

28.58  
B-68

Іван ВОЛОШИН, Ольга СОБЕЧКО

# КИСЛОТНІ ОПАДИ МІСТА ЛЬВОВА: ЇХ ХІМІЗМ, МЕТАЛІЗАЦІЯ ПРИРОДНИХ КОМПОНЕНТІВ



АБОНЕМЕНТ  
ЛДУФК

.. 5

.. 6

.. 6

**Іван ВОЛОШИН, Ольга СОБЕЧКО**

. 13

. 17

. 21

. 24

КИСЛОТНІ ОПАДИ МІСТА ЛЬВОВА:  
ЇХ ХІМІЗМ, МЕТАЛІЗАЦІЯ  
ПРИРОДНИХ КОМПОНЕНТІВ

. 30

. 33

. 41

. 41

**Монографія**

. 46

. 54

. 56

62

62

70

Львів  
ЛДУФК  
2013

105

УДК 304.37  
ББК 28 58  
В 68

*Рекомендовано до друку вченою радою  
Львівського державного університету фізичної культури  
(протокол № 3 від 27 листопада 2012 року)*

**Рецензенти:**

доктор географічних наук, професор

**В. М. Гуцуляк**

*(Чернівецький національний університет імені Юрія Федьковича);*

доктор хімічних наук, професор

**З. Н. Яремко**

*(Львівський національний університет імені Івана Франка);*

доктор сільськогосподарських наук, професор

**В. П. Кучерявий**

*(Національний лісотехнічний університет України)*

В 68

**Волошин І. М.**

Кислотні опади міста Львова: їх хімізм, металізація природних компонентів : монографія / Волошин І. М., Собечко О. Р. – Л. : ЛДУФК, 2013. – 316 с.  
ISBN 978-966-2328-42-4

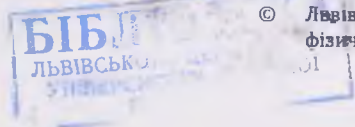
У монографії висвітлено теоретичні, прикладні та методичні засади урбаністичних еколого-географічних досліджень сучасного стану трансформованих природних компонентів Львівської урбосистеми. Проведено оцінювання та геохімічний аналіз опадів (сніговий покрив), рослинності, ґрунтів, водних об'єктів (вода, донні відклади). Закартовано геопросторове поширення техногенних поліютантів на урбоплощі.

Для адміністративних, екологічних організацій, студентів, аспірантів, викладачів вишу, вчителів профільних та загальноосвітніх навчальних закладів.

УДК 504.37  
ББК 28.58

ISBN 978-966-2328-42-4

© Волошин І. М., Собечко О. Р., 2013  
© Львівський державний університет  
фізичної культури, 2013



# ЗМІСТ

ВСТУП . . . . .	5
<b>РОЗДІЛ 1.</b>	
<b>Особливості формування та поширення кислотних опадів у світі. . . . .</b>	
1.1. Поширення кислотних опадів у Північній Америці . . . . .	6
1.2. Формування кислотних опадів у країнах Західної Європи та Японії . . . . .	13
1.3. Кислотні опади на території західної частини колишнього СРСР . . . . .	17
1.4. Дослідження кислотності опадів в Україні . . . . .	21
1.5. Теоретичні засади утворення кислотних опадів . . . . .	24
1.6. Методика дослідження кислотних опадів . . . . .	30
1.7. Вивчення хімічного складу опадів . . . . .	33
<b>РОЗДІЛ 2.</b>	
<b>Природно-географічні умови Львівської урбосистеми . . . . .</b>	
2.1. Ландшафтна структура . . . . .	41
2.2. Метеорологічні умови. Моніторинг атмосферного повітря в місті Львові. . . . .	46
2.3. Гідрографічна сітка . . . . .	54
2.4. Характеристика ґрунтів та парково-вуличної рослинності міста. . . . .	56
<b>РОЗДІЛ 3.</b>	
<b>Вивчення снігового покриву та його хімізму на території міста Львова . . . . .</b>	
3.1. Величини рН . . . . .	62
3.2. Вміст хімічних елементів у опадах (2009 рік) . . . . .	70
3.3. Аналіз хімічного забруднення снігового покриву (2010 рік) . . . . .	105

## **РОЗДІЛ 4.**

### **Вплив кислотних опадів**

<b>на зелені насадження . . . . .</b>	<b>127</b>
4.1. Ступінь пошкодження парково-вуличних насаджень урбосистеми кислотними дощами . . . . .	127
4.2. Регіональні дослідження вмісту хімічних елементів у листовій поверхні . . . . .	141
4.3. Коефіцієнти загальної акумуляції хімічних політантів зеленими насадженнями. . . . .	173

## **РОЗДІЛ 5.**

### **Величини рН, хімічний склад**

<b>ґрунтового покриву та водних об'єктів . . . . .</b>	<b>178</b>
5.1. Вплив кислотних опадів на ґрунти та водойми. . . . .	178
5.2. Вміст хімічних елементів у ґрунтах. . . . .	185
5.3. Акумулятивні особливості хімічних елементів в урбоземних ґрунтах . . . . .	229
5.4. Накопичення хімічних політантів у басейнах водойм Львова. . . . .	234

## **РОЗДІЛ 6.**

### **Заходи оптимізації екологічної ситуації**

<b>урбанізованої території . . . . .</b>	<b>239</b>
6.1. Особливості біологічного поглинання політантів парково-вуличними насадженнями . . . . .	239
6.2. Рекомендації щодо поліпшення екологічної ситуації у місті Львові . . . . .	247

<b>ВИСНОВКИ . . . . .</b>	<b>251</b>
---------------------------	------------

<b>ЛІТЕРАТУРА . . . . .</b>	<b>254</b>
-----------------------------	------------

<b>Додаток А . . . . .</b>	<b>272</b>
<b>Додаток Б . . . . .</b>	<b>274</b>
<b>Додаток В . . . . .</b>	<b>294</b>
<b>Додаток Г . . . . .</b>	<b>298</b>
<b>Додаток Д . . . . .</b>	<b>304</b>

## ВСТУП

Проблемам екологічного стану урбосистем присвячено значну частину літературних джерел, у яких висвітлюються особливості забруднення атмосфери стаціонарними та пересувними джерелами. Дослідження атмосфери над урбоплощею міста Львова, як істотного акумулятивного джерела техногенних поллютантів, не проводилося. Відсутні дані площинного знімання пошкодження зелених насаджень, забруднення ґрунтового покриву та якості водних об'єктів. Такий напрям досліджень у край необхідний.

Актуальним є вивчення екологічно-геохімічних характеристик атмосфери, адже в неї викидається й накопичується велика кількість кислототворювальних техногенних сполук, які сприяють утворенню кислотних опадів. Важливим науковим напрямком є вивчення поширення кислотних опадів на території міста, що пошкоджують зелені насадження, погіршують стан урбоземів, водних об'єктів.

Еколого-географічні проблеми міських урбосистем (стан рослинності, ґрунтів, водойм, атмосфери) дуже важливі з огляду на систематичне погіршення екологічного стану урбокомпонентів, умов проживання населення, стану здоров'я людей та виникнення техногенних хвороб.

Важливою й актуальною проблемою урбосистем є неконтрольоване розсіювання хімічних поллютантів як місцевими джерелами забруднення, так і трансконтинентальними забрудненими повітряними масами. Враховуючи ці міркування, вивчення хімічного складу кислотних опадів, через які в компонентах урбокомплексів накопичуються різні хімічні елементи техногенного походження, є надзвичайно необхідним завданням.

Актуальним напрямком дослідження є встановлення закономірностей розсіювання хімічних елементів, залежно від ландшафтно-урбаністичних умов, оцінювання ступеня акумуляції техногенних поллютантів в урбокомпонентах. До важливих завдань належить оцінювання вмісту хімічних елементів, що акумулюються у листі зелених насаджень, ґрунтовому покриві; вивчення екологічного стану водних об'єктів рекреаційного призначення.



## РОЗДІЛ 1

# ОСОБЛИВОСТІ ФОРМУВАННЯ ТА ПОШИРЕННЯ КИСЛОТНИХ ОПАДІВ У СВІТІ

### 1.1. Поширення кислотних опадів у Північній Америці

У першій половині ХХ ст. опади, що випадали в США, мали лужний характер. Проте вже до середини 50-х років сформувалися вогнища кислотних опадів у північно-східній частині США. Як бачимо на картосхемі (рис. 1.1а), над великою площею опади набули кислотного характеру з середнім значенням рН опадів  $< 5,0$ . З часом інтенсивність підкислення опадів на північному сході США продовжувала зростати й одночасно розширювалася площа зони підкислення опадів, поширюючись на захід і південний захід [169, с. 29–44]. До розширення зони кислотних опадів призвели як загальний розвиток промисловості, так і будівництво високих димарів. Використання електрофільтрів, що вилучають лужні аерозольні частки, і викид димових газів на великих висотах призвели до збільшення тривалості існування кислотоутворювальних речовин в атмосфері й розсіювання їх на великі відстані. Таким чином, на думку Лайкенса і Бормана [170], локальна проблема сажі в США була перетворена в регіональну проблему кислотних дощів. На рис. 1.1б бачимо, що в 70-х роках зона кислотних опадів просунулася далеко на захід і практично половина території США опинилася під дією цих опадів. На північному сході США інтенсивність підкислення призвела до виникнення великих зон із середніми значеннями рН опадів 4,1 і нижче. Це означає, що з середини 50-х років вміст вільних іонів водню в дощових опадах цього регіону збільшився в 3–5 разів, а з часів доіндустріальної епохи, можливо, в 10–30 разів.

Необхідно підкреслити, що величини на рис. 1.1б є середньорічними значеннями для великого регіону. Кислотність опадів може іс-

тотно змінюватися в часі і просторі. Найнижчі значення рН відзначаються влітку (на 0,2–0,3 нижче від зимових), при цьому середнє значення рН за літо може опускатися нижче від 3,8.

В окремих випадках реєструються дуже низькі (до 2,1) значення рН дощів. У праці [154] повідомляється, що тумани, мряка й дощі в гірських районах штату Нью-Йорк мають виключно високу кислотність: у 90% випадків спостережень рН знаходиться в межах 2,66–4,66.

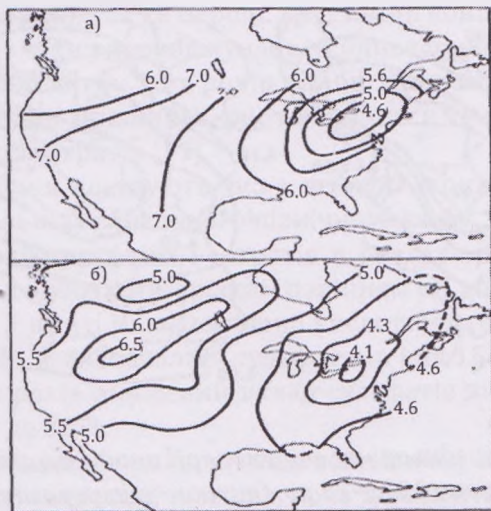


Рис. 1.1. Розподіл рН опадів на території Північної Америки в 50-х роках (а) і наприкінці 70-х років ХХ ст. (б) [169, с. 29–44]

На заході США, за винятком локалізованих вогнищ у Каліфорнії, опади продовжували залишатися нейтральними або лужними. Це пов'язано з відносно слабким розвитком промисловості й високим вмістом в атмосфері ґрунтового пилу з лужною реакцією. Останніми роками активно вивчалася питання про те, чи змінить ситуацію з кислотністю опадів будівництво в західних штатах надпотужних вугільних електростанцій. Більшість фахівців вважають, що ситуація в цілому не зміниться, оскільки вугілля місцевих родовищ містить,



з одного боку, мало сірки, а з другого – велику кількість високолуужної золи [71, с. 56].

Забруднення атмосферного басейну промисловими викидами над територією Північної і Центральної Європи, над північним-сходом Північної Америки, а також над прилеглими районами Канади, збільшило кислотність опадів, величина рН яких перебуває в межах 3,0–5,5, а в окремих випадках падає до 2,0–3,0 (рис. 1.2) [90, с. 381].

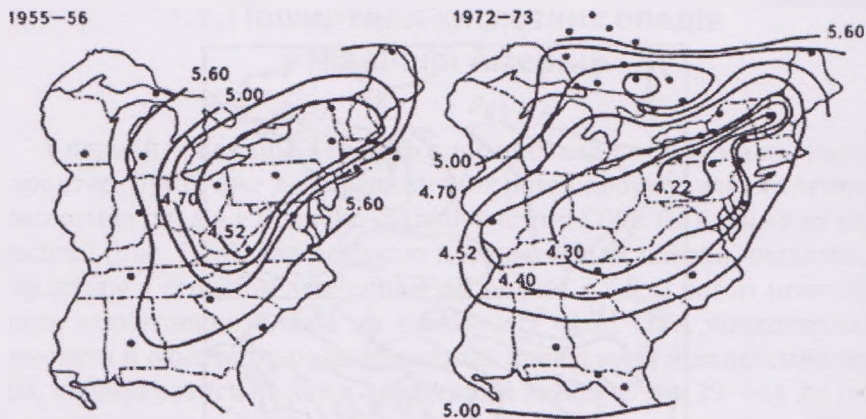


Рис. 1.2. Середньорічні величини рН опадів на сході США у 1955–56 рр. та 1972–73 рр. (точки – місця розташування станцій забору проб)

Одночасно з вимірами кислотності опадів у багатьох країнах проводився моніторинг речовин, що викликають підкислення насамперед сполук сульфуру. У деяких промислових центрах США і країнах Західної Європи в 40-х роках спостерігалися високі концентрації сульфатів як в опадах, так і в аерозолях. Дощові опади в цей час були нейтральними або слабкислими. На початку 50-х років було відзначено зниження концентрацій сульфатів. Цю обставину викликало те, що таке традиційне з високим вмістом сульфуру паливо, як вугілля, у широких масштабах поступово замінювали нафтою з нижчим вмістом сульфуру. Одночасно підприємства оснащували високоефектив-

ними фільтрами для уловлювання аерозольних часток. Це призвело до зниження в атмосфері концентрації кислотоутворювальних сполук сульфуру і в той самий час до зниження вмісту нейтралізаційних аерозольних часток.

Таким чином, у цілому не сталося яких-небудь великомасштабних змін кислотності опадів. Надалі, за рахунок кількісного зростання промисловості, викиди сполук сульфуру в атмосферу знову збільшувалися. Найінтенсивніше зростання емісії й концентрації сполук сульфуру в атмосфері і опадах припадає на 60 – 70 роки як в Північній Америці, так і в Європі. Зростання концентрації сполук сульфуру в опадах супроводжувалося одночасним зростанням їх кислотності. З початку 70-х років темпи зростання концентрації сульфатів помітно знизилися, проте з'явилася тенденція зростання концентрації нітратів [71].

Спостереження показують, що в штаті Флорида (США), досить віддаленому від індустріального північного сходу, за останні 55 років концентрації сульфатів і нітратів в опадах зросли відповідно в 1,6 і 4,5 рази з одночасним різким падінням рН дощової води [151, с. 1027–1029]. У штаті Нью-Гемпшир кислотність опадів у середині 60-х років на 83 % визначалася сульфатами і на 15 % нітратами. До середини 70-х років відносний вклад сульфатів знизився до 66 %, а нітратів зріс до 30 %.

Вміст іонів водню в дощовій воді збільшився за рахунок підвищеної кількості нітратної кислоти, хоча домінантною є сульфатна кислота [169, с. 29–44]. Аналогічна ситуація спостерігається і в Європі, де сульфатна кислота продовжує залишатися домінантним кислотним агентом, проте вклад нітратної кислоти в закислення опадів зростає і може перевищувати 30 % [183].

У 1983–94 рр. максимальне випадіння сульфатів (23–35 кг/га і більше) охоплювало майже повністю штати Нью-Йорк, Пенсильванія, Нью-Джерсі, Огайо, Зх. Вірджинія, Індіана, частково – Іллінойс, Мічиган, Кентуккі, Теннессі, Вірджинія, Меріленд, Федеральний округ Колумбія, Массачусетс, Коннектикут та Род-Айленд. У 1995–98 рр. максимальна інтенсивність випадіння сульфатів зменшилась у площинному вимірі – скоротилася майже в 5 разів і лише частково охоплювала штати Нью-Йорк, Пенсильванію, Огайо, Зх. Вірджинію, Індіану, Іллінойс, Кентуккі, Теннессі (рис. 1.3).

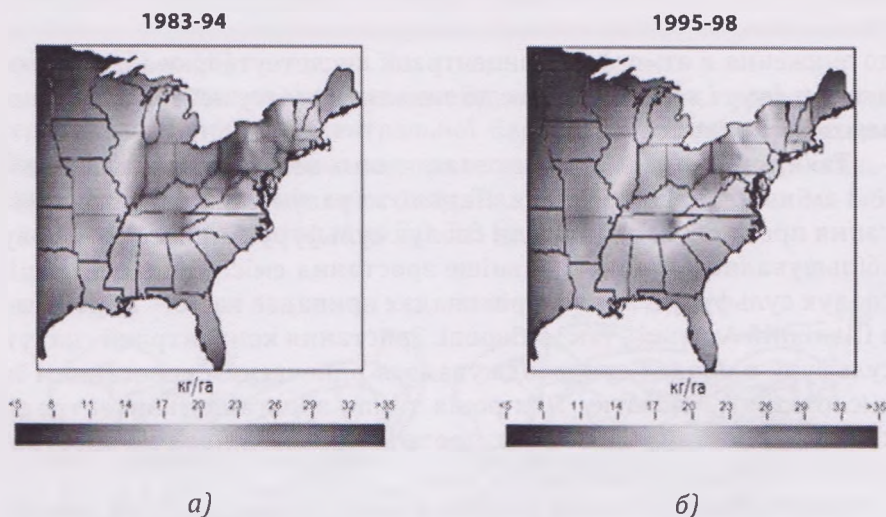


Рис. 1.3. Осідання сульфатів із опадами в східній частині США:  
а) 1983–94 рр.; б) 1995–98 рр.

Осідання нітратів із опадами у 1983–94 рр. з інтенсивністю 15,6–22,0 кг/га і більше охоплювало майже повністю штати Нью-Йорк, Пенсильванію, Мічиган, частково – Індіану, Огайо, Зх. Вірджинію, Меріленд, Нью-Джерсі, Массачусетс, Коннектикут, Вермонт і Нью-Гемпшир. У 1995–98 рр. площа випадання нітратів з такою інтенсивністю збільшилась і поширилася на південний захід, повністю зайняла штати Огайо, Зх. Вірджинію, частково – Індіану, Іллінойс, Кентуккі, Теннессі (рис. 1.4) [172; 156, с. 27].

На поширення та перерозподіл кислотних опадів на території центральної Пенсильванії впливають типові напрямки вітрів та концентрація сульфатів у опадах (рис. 1.5). Середньорічні концентрації  $\text{SO}_2$  та  $\text{NO}_3$  в атмосфері у 1989–1991 та 2000–2002 рр. подано на рис. 1.6, 1.7.

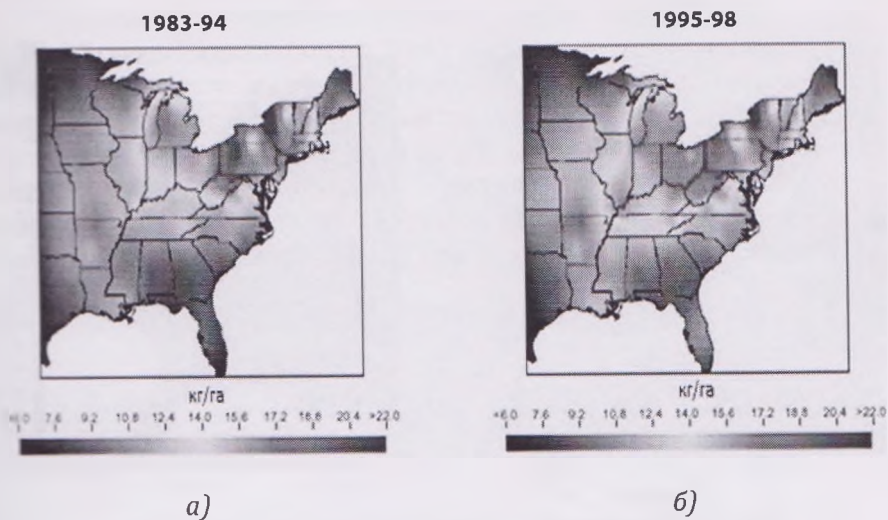


Рис. 1.4. Осідання нітратів із опадами в східній частині США:  
- а) 1983-94 рр.; б) 1995-98 рр.

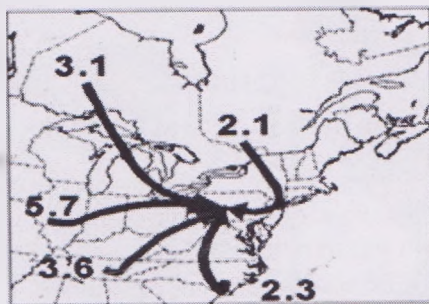
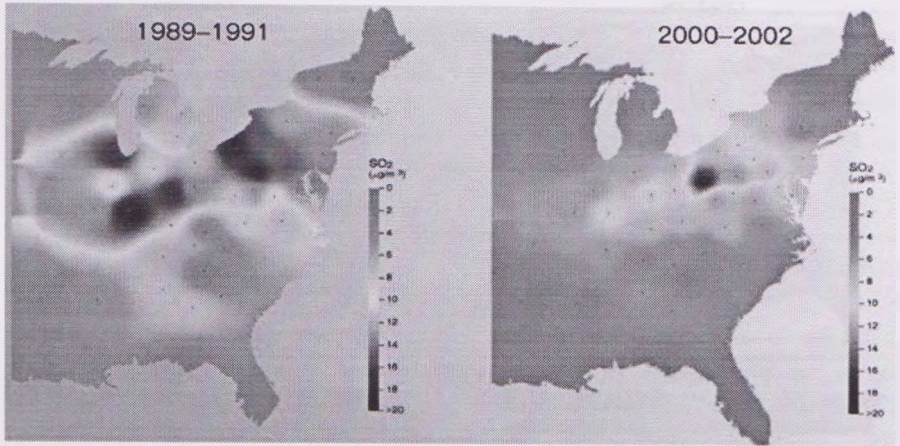
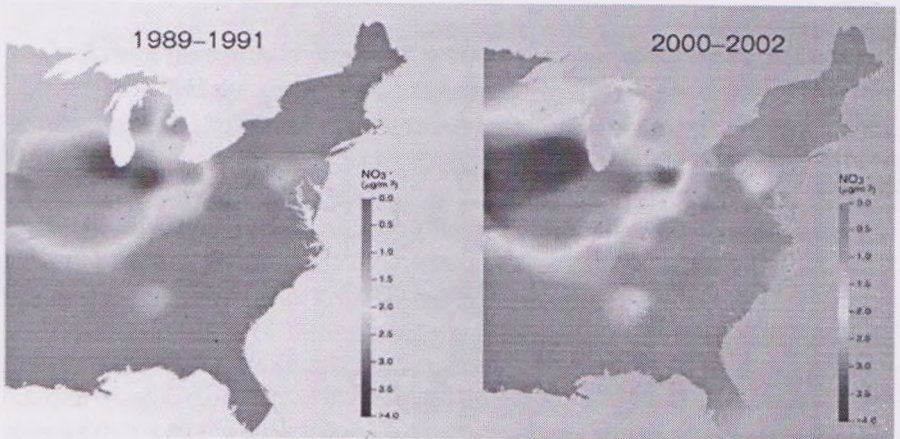


Рис. 1.5. Типові траєкторії вітру та концентрація сульфатів у опадах у Центральній Пенсильванії, мг/л [178]



*Рис. 1.6. Середньорічна концентрація  $SO_2$  в атмосфері в 1989-1991 та 2000-2002 рр.*



*Рис. 1.7. Середньорічна концентрація  $NO_2$  в атмосфері в 1989-1991 та 2000-2002 рр. [177, с. 26, 29]*

Середньорічне значення рН опадів для Вірджинії 1984 року становило 4,3, що в 10 разів більше, ніж у незабрудненому дощі (рН > 5,6), та приблизно таке ж, як у північно-східній частині США та східній Канаді, де кислотні дощі є визнаною проблемою. Понад 90 % вимірювань VAPN 1984 року коливалися в межах 3,5–5,0, в окремих випадках рН становило 7,0 або 3,4 – приблизно у 100 разів кислотніше, ніж у незабруднених опадах. Суттєвих регіональних відмінностей у випадінні кислотних опадів у Вірджинії не було (рис. 1.8) [163, с. 3–4].

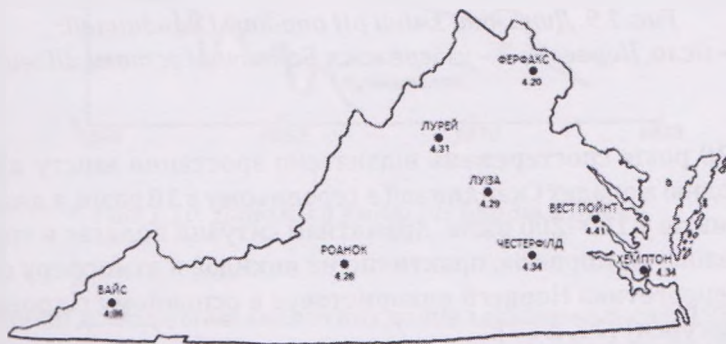


Рис. 1.8. Середні значення рН опадів у Вірджинії, 1984 р.

## 1.2. Формування кислотних опадів у країнах Західної Європи та Японії

Гостра ситуація із кислотністю опадів склалася в Європі, особливо в Скандинавських країнах. Перші ознаки підкислення опадів у Швеції і Норвегії були відзначені близько 50 років тому, коли це вже набуло досить виразного характеру.

Динаміку зміни середньорічних значень рН опадів за 1955–1975 рр. для Осло і північного сходу Швеції (побережжя Ботнічної затоки) показано на рис. 1.9 [181, с. 137–166]. На графіку бачимо, що різке збільшення кислотності припадає на період 1960–1965 рр. – період інтенсивного введення в експлуатацію високих димарів у країнах Центральної Європи й у Великобританії.

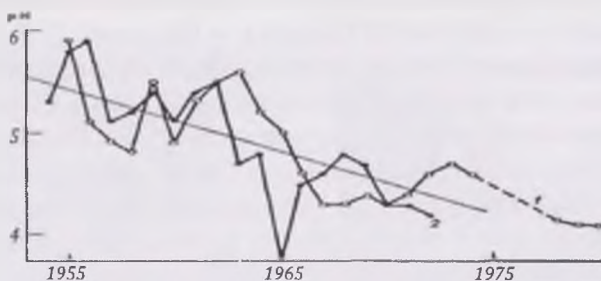


Рис. 1.9. Динаміка зміни рН опадів у Скандинавії:  
1 – Осло, Норвегія; 2 – узбережжя Ботнічної затоки, Швеція

За 20 років спостережень відзначено зростання вмісту вільних іонів водню в опадах Скандинавії в середньому в 10 разів, а для окремих пунктів у 100–200 разів. Драматизм ситуації полягає в тому, що така країна, як Норвегія, практично не викидає в атмосферу сполук сірки (енергетика Норвегії використовує в основному гідроенергетичні ресурси) [71, с. 57].

У той самий час гори Норвегії є орографічною пасткою для хмарних систем, забруднених промисловими викидами в Центральній Європі й Великобританії. В окремих пунктах південної частини Норвегії середні багаторічні значення рН опадів становлять 4,1 [183].

Так само, як і в Північній Америці, в Європі спостерігається яскраво виражене вогнище поширення кислотних опадів, що охоплює північну частину ФРН, Нідерланди, Данію, південь Норвегії і Швеції, частину східної Німеччини. Тут середні значення рН дощів дорівнюють 4,1–4,3. Зона закислення опадів тягнеться далеко на північ і схід, охоплюючи північно-західні області колишнього СРСР.

В Японії зниження рН опадів спостерігається з початку 60-х років. До цього на хімічний склад опадів впливала в основному морська сіль, і значення рН опадів знаходилося в межах 6,0–7,0. Проте з кінця 50-х – початку 60-х років ситуація починає різко змінюватись і на початку 70-х років стає драматичною. 1973 року в префектурах Сидзуока й Яманаси дощ викликав біль в очах, подразнення горла, кашель і т.д. Кількість потерпілих, що звернулися із скаргами на погіршення здоров'я, досягла 30 тис. осіб. У цей час відзначалися дуже низькі

значення рН (< 3,0) [79, с. 112]. Динаміку зміни рН опадів за роками в двох японських містах показано на рис. 1.10. Бачимо, що вміст вільних іонів водню в дощовій воді збільшився в 100 разів і опади з лужних перетворилися на кислотні [71, с. 63].

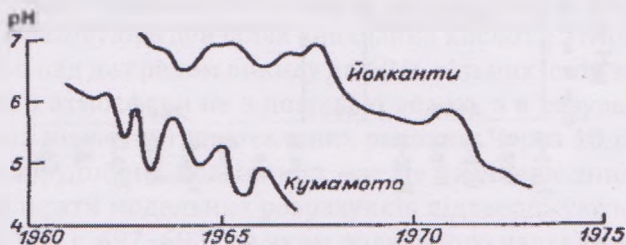


Рис. 1.10. Динаміка зміни рН опадів в Японії

В Японії дослідження кислотних дощів здійснювалися із 1983 року. Починаючи з 1984 року, детальніші дослідження проводили у Йокогамі – брали проби дощу та аналізували «перший дощ», який використовували для визначення відмінностей із пробами пізніше зібраного дощу [160, с. 98].

Японські вчені досліджували кислотні опади в Чігасакі в травні–грудні 2000 р. та у Йокогамі в січні–грудні 2002 р. Вони вимірювали рН опадів та їх електричну провідність рН-метром (Horiba, TwinpHВ-212) і ЕС-метром (Horiba, TwinCondВ-173).

Кислотний дощ (рН ≤ 5,6) спостерігався у 83 % із 103 проб дощу після випадання «першого дощу» (1 мм), зібраних у цих двох містах (рис. 1.11а). У Чігасакі середнє значення рН становило 4,7 та коливалося в межах 3,6–7,7, у Йокогамі відповідно – 5,3 та 3,9–7,5. Величини рН близько 4,0 спостерігалися шість разів у Чігасакі та один раз у Йокогамі за період дослідження.

Кислотний дощ («перший», 1 мм) був зафіксований у 56 % із 103 зразків дощу (рис. 1.11б). Дослідження показали вищий рівень рН (менш кислотний) для «першого дощу». Хоча результат є незрозумілим і контрастує з висновками Юмеда і Катою (1998, 2002), цікаво відзначити, що рН проб «першого дощу» значно відрізнявся



від рН проб пізніше зібраного дощу. Можливо, опади були відібрані з низьких рівнів атмосфери [160, с. 100].

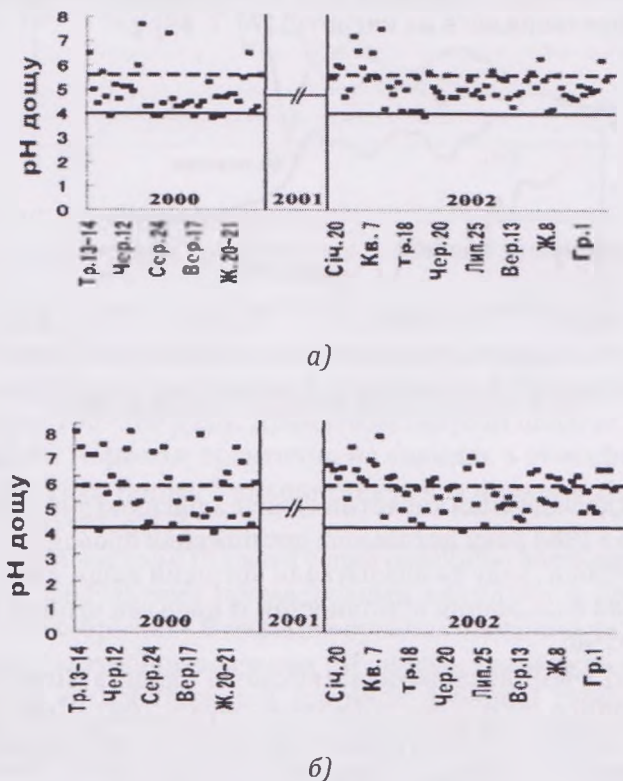


Рис. 1.11. рН проб дощу (а) та рН проб «першого дощу» (1 мм) (б) у Чігасакі (2000) і Йокогамі (2002) (пунктирна лінія – рН 5,6 – кислотні дощі; суцільна лінія – рН 4,0 – рівень загибелі урожаю)

На противагу їм, Юмеда і Катюю (1998) повідомляли, що концентрація кожного виміряного іону (електрична провідність) у «першому дощі» була вищою порівняно із наступними пробами. Отже, і хімічні властивості цих зразків опадів відрізняються. Тобто осно-

вна концентрація розчинених іонів адсорбується «першим дощем» [160, с. 101].

Проте вільні іони водню можуть надходити з атмосфери також при сухому поглинанні кислот або утворюватися безпосередньо на поверхні при поглинанні й окисненні діоксиду сульфуру й оксидів нітрогену. Часто при оцінюванні впливу кислотних опадів на довкілля не враховують цей шлях випадання кислот з атмосфери. Безпосередньо над джерелом викиду до 60 % вільних іонів водню може надходити з атмосфери не з дощовою водою, а в результаті сухого поглинання кислотоутворювальних речовин. Через 10 годин перенесення забруднених повітряних мас це значення знижується до 40 %. Результати модельних розрахунків підтверджують оцінювання Керра [165, с. 692–693], за яким доля сухого надходження кислот становить 10–30 %, а в деяких районах може досягати 50 %. Таким чином, при оцінюваннях впливу кислот ризиковано відкидати сухе поглинання кислот і кислотоутворювальних речовин [71, с. 67].

### 1.3. Кислотні опади на території західної частини колишнього СРСР

Від 1958 р. тут діяла широка мережа станцій збору й аналізу проб дощових опадів. На цих станціях відбиралися середньомісячні проби дощу і снігу, при цьому були прийняті технічні заходи із запобігання потрапляння в пробовідбірник пилу в «сухі» періоди.

Тривалі спостереження за складом атмосферних опадів дозволили виявити на цій території декілька центрів підвищеного надходження в атмосферу сульфатів антропогенного походження, наприклад у районі Донбасу (В. М. Дроздова, 1964). Крім того, відзначено зростання вмісту сульфатів в опадах за період спостережень з 1958 р. у західних районах колишнього СРСР. На рис. 1.12 наведено дані середньорічних значень концентрацій сульфатів в опадах для трьох станцій: Кемері (Латвія), Шилуте (Литва) і Березіно (Білорусія) [118]. З геофізичної точки зору всі ці станції представляють той самий регіон. Апроксимація сукупності поданих на рис. 1.12 даних прямою лінією показує, що за два десятиліття середньорічне збільшення вмісту

сульфатів в опадах становило близько 2,3 %, що приблизно відповідає темпу зростання антропогенної емісії сполук сірки в промислово розвинутих країнах Європи [71, с. 58].

Спостереження також показують, що в цей період не сталося яких-небудь помітних змін кислотності опадів. Величина рН характеризує опади в цілому як зрівноважені розчини, і діапазон її змін знаходиться в межах 5,2–6,3, хоча в окремі місяці значення рН падали до 4,35 [118]. Швидше за все, такий висновок виявився наслідком некоректності виміру рН в середньомісячній пробі опадів. За місяць, упродовж якого дощова вода знаходиться в опадозбірнику, у ній відбуваються істотні зміни хімічного складу, що призводять, як правило, до підвищення значення рН і наближення до нейтральної реакції. Крім того, ручний спосіб оберігання плювіографа від потрапляння в приймальну воронку сухих частинок не виключає можливості надходження їх у відібрану пробу і може призвести до збільшення середньомісячного значення рН.

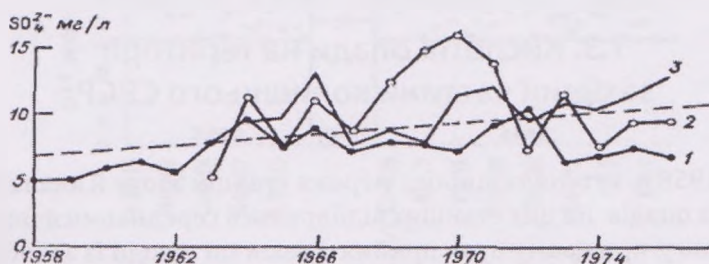


Рис. 1.12. Концентрація сульфатів в опадах на станціях Кемері (1), Шилуте (2) і Березіно (3)

Спостереження, виконані в 1981–1988 рр. у рамках Європейської програми моніторингу й оцінювання транскордонного перенесення забруднювальних речовин на радянських станціях, свідчать, що в західних районах колишнього СРСР опади були значною мірою підкисленими. У табл. 1.1 подано середні значення рН опадів, що отримані для добових проб опадів за 1986–1988 рр. на станціях контролю транскордонного перенесення забруднювальних речовин. За

даними таблиці для всіх пунктів охопленого вимірами регіону, які розміщені від Мурманська на півночі до Молдавської РСР на півдні, середні значення рН на одиницю нижчі за контрольне значення 5,6. Таким чином, явище закислення опадів характерне для всієї західної частини європейської території колишнього СРСР, у тому числі для території України [71, с. 59].

Як вже наголошувалося, кислотність опадів пов'язана з високим вмістом у них сполук сульфуру. На Міжнародній конференції з проблем кислотності доквілля було наголошено, що підкислення поверхневих вод можливе в тому випадку, якщо осідання сульфуру перевищує 0,5 г/(м<sup>2</sup>×рік), що відповідає середньому значенню рН дощової води приблизно 4,7. Для радянських станцій, що працювали за Європейською програмою моніторингу, закислення опадів відповідає значенню рН приблизно 4,7, проте випадання сульфуру істотно перевищує порогове значення 0,5 г/(м<sup>2</sup>×рік).

*Таблиця 1.1*

**Середньорічні значення рН атмосферних опадів,  
відібраних на станціях Європейської програми моніторингу**

Станція	Середнє значення рН опадів		
	1986 р.	1987 р.	1988 р.*
Яніськоськи	4,83	4,79	4,70
Лісогорський	4,74	4,89	5,20
Сирве	4,62	4,68	4,74
Високе	5,07	4,82	4,80
Світязь	4,63	4,36	4,62
Берегово	4,67	4,40	4,57
Рава-Руська	4,73	4,45	4,61
Ніда	4,55	4,33	4,44
Лахемаа	4,68	4,61	4,70
Руцава	4,46	4,46	4,63

*Примітка.* \* – дані за перші 9 місяців.

Варіації кислотності опадів від дощу до дощу досить високі:  $pH > 4$ . На рис. 1.13 представлено графіки кумулятивного про-

центного розподілу рН добових проб дощів, відібраних на станціях Сирве й Високе. Для зручності порівняння дані з кумулятивного відсоткового розподілу рН зведено в таблиці 1.2 [71, с. 60–61].

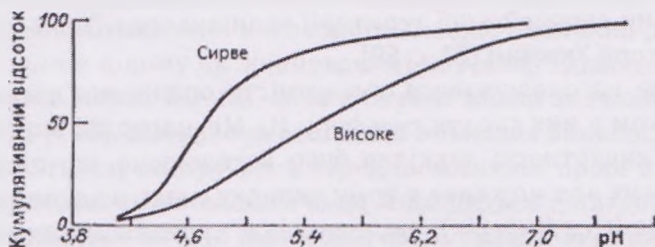


Рис. 1.13. Кумулятивний відсотковий розподіл рН опадів для станцій Сирве й Високе

Найвища кислотність опадів спостерігається в пунктах Світязь і Берегово. Частотний розподіл для цих пунктів має яскраво виражений одномодальний характер з найбільш вірогідним значенням рН~4,5 (див. табл. 1.2).

Таблиця 1.2

### Кількість проб опадів з різними значеннями рН

Станція	рН, %				
	≤ 4,0	≤ 4,5	≤ 5,0	≤ 5,5	≤ 6,0
Яніськоськи	3	30	56	76	84
Лісогорський	0	11	42	54	68
Сирве	3	34	58	72	83
Високе	1	11	31	51	73
Світязь	5	30	61	80	91
Рава-Руська	3	20	45	60	82
Берегово	2	42	75	85	92

Вивчення траєкторного руху атмосферних мас показало, що для пунктів, розміщених у зоні помірних широт, найнижчі значення рН пов'язані, як правило, з перенесенням повітряних мас із країн Цен-

тральної і Північно-Західної Європи. Для арктичної станції Янісь-коськи найнижче значення рН було зафіксовано при перенесенні повітряних мас із морських районів, які, ймовірно, пройшли над Великобританією.

## 1.4. Дослідження кислотності опадів в Україні

З літературних джерел відомо, що дослідження кислотності опадів у Західному регіоні України розпочали наприкінці 90-х років минулого століття. На території м. Львова визначали рН снігового покриву в лютому, березні та грудні 1998 р. за допомогою польового й лабораторного методів [21, 22].

У грудні 1998 року кислу реакцію опадів (значення рН змінювалися від 4,48 до 4,82) виявлено на 7 точках спостереження, слабо-кислу – на 12 точках (рН від 5,01 до 5,88), на 8 точках спостереження зафіксовано близьку до нейтральної реакцію (рН від 6,01 до 6,48). Найвищі показники кислотності встановлено в районі залізничної станції Підзамче (рН=4,48), найнижчі – на площі Святого Юра (рН=6,48) (табл. 1.3).

Таблиця 1.3

### Характеристика рН опадів м. Львова (грудень, березень 1998 р.)

№ проби	Назва вулиці	рН опадів (сніг) 17.03.1998 р.		рН опадів (сніг) 15.12.1998 р.	
		польова діагностика	лабораторна діагностика	польова діагностика	лабораторна діагностика
1	Винниченка	5,00	4,85	5,00	5,78
2	Високий Замок	5,00	4,76	5,00	4,68
3	Б.Хмельницького	5,00	4,59	5,00	4,76
4	Зал. ст. Підзамче	5,00	4,68	5,00	4,48
5	Лисенка	5,00	5,24	5,00	4,65
6	Лісова	5,00	5,23	5,00	4,82

1	2	3	4	5	6
7	Пагорб Слави	5,00	5,23	5,00	4,78
8	Ніженська	5,00	4,78	5,00	5,01
9	Грушевського	5,00	5,45	6,00	5,68
10	Стрийська (Стрийський базар)	5,00	5,14	6,00	6,11
11	Стрийська (Львівприлад)	5,00	5,25	6,00	5,88
12	Пл. Міцкевича	5,00	5,23	6,00	6,12
13	Гол. вокзал	5,00	4,87	6,00	6,01
14	Я.Мудрого - Шевченка	5,00	5,24	6,00	6,22
15	Городоцька - Я.Мудрого	5,00	4,88	5,00	4,76
16	Городоцька - Ст. Бандери	5,00	5,24	6,00	6,04
17	Пл. Св. Юра	5,00	5,23	6,00	6,48
18	Парк імені Івана Франка	5,00	5,25	6,00	6,26
19	Ст. Бандери - Коперніка	5,00	5,16	6,00	6,12

1998 року проведено також визначення величин рН снігу у м. Львові 10 лютого (у день випадання) і 13 лютого (на 3-й день після випадання). Із 19-ти визначень 10 лютого, показники рН 14-ти проб були нижчі за 5,6 (4,64–5,34), інших – близько 6,0 (табл. 1.4) [21, 22]. За результатами лабораторних досліджень величини рН снігу 13 лютого змінилися в сторону нейтральної реакції і відрізнялися від показників 10 лютого на 0,04–1,79. Середня різниця у величинах рН снігового покриву через три дні становила 0,98. Ця особливість важлива в методичному плані, адже внаслідок танення снігу кислотність трансформується в сторону нейтральної реакції. Це означає, що проводити дослідження необхідно під час випадання опадів або через дуже короткий період після їх випадання. У такому випадку можна одержати об'єктивні показники. Значення рН 13 лютого 1998 р. коливалися від 5,67 до 6,68 (див. табл. 1.4).

Досвід показав, що прискіпливе визначення рН лакмусовим індикатором у польових умовах і зіставлення з величинами лабораторного дослідження майже збігаються. За дослідженнями 1998 року різниця між величинами польової й лабораторної діагностики у 38-ми пробах двох періодів вимірів відрізнялася відповідно на 0,15–0,33 і 0,20–0,56. Це дає підстави рекомендувати індикаторний метод як основний під час польових досліджень.

Таблиця 1.4

**Порівняльна характеристика рН опадів м. Львова  
(лютий 1998 р.)**

№ проби	Назва вулиці	рН опадів (сніг) 17.03.1998 р.		рН опадів (сніг) 15.12.1998 р.		Різниця між значеннями рН опадів 10.02.1998 та 13.02.1998
		польова діагностика	лабораторна діагностика	польова діагностика	лабораторна діагностика	
1	Винниченка	5,00	4,85	5,00	5,78	- 0,53
2	Високий Замок	5,00	4,76	5,00	4,68	- 1,42
3	Б.Хмельницького	5,00	4,59	5,00	4,76	- 1,17
4	Зал. ст. Підзамче	5,00	4,68	5,00	4,48	- 1,79
5	Лисенка	5,00	5,24	5,00	4,65	- 1,26
6	Лісова	5,00	5,23	5,00	4,82	- 0,81
7	Пагорб Слави	5,00	5,23	5,00	4,78	- 1,10
8	Ніженська	5,00	4,78	5,00	5,01	- 0,40
9	Грушевського	5,00	5,45	6,00	5,68	- 0,51
10	Стрийська (Стрийський базар)	5,00	5,14	6,00	6,11	- 0,04
11	Стрийська (Львівприлад)	5,00	5,25	6,00	5,88	- 0,57
12	Пл. Міцкевича	5,00	5,23	6,00	6,12	- 0,20
13	Гол. вокзал	5,00	4,87	6,00	6,01	- 1,20
14	Я.Мудрого - Шевченка	5,00	5,24	6,00	6,22	- 1,13
15	Городоцька - Я.Мудрого	5,00	4,88	5,00	4,76	- 1,31
16	Городоцька - Ст. Бандери	5,00	5,24	6,00	6,04	- 1,30
17	Пл. Св. Юра	5,00	5,23	6,00	6,48	- 1,19
18	Парк імені Івана Франка	5,00	5,25	6,00	6,26	- 1,30
19	Ст. Бандери - Коперніка	5,00	5,16	6,00	6,12	- 1,31

Таким чином, результати досліджень снігових проб показали, що за величинами рН вони переважно належать до кислотних і негативно впливають на зелені насадження міста, руйнують пам'ятки архітектури.



## 1.5. Теоретичні засади утворення кислотних опадів

За останні десятиріччя в науковій літературі щодо проблем антропогенного впливу на навколишнє середовище особливу увагу приділено питанням викиду шкідливих хімічних речовин в атмосферне повітря та їх перенесенню на великі віддалі. До пріоритетних речовин, що змінюють склад атмосферного повітря, належать такі хімічні речовини як діоксид сульфуру, оксиди нітрогену і продукти їх перетворень. При взаємодії з вологою повітря ці сполуки утворюють в основному сульфатну й нітратну кислоти, що випадають з опадами на поверхню Землі.

Кислотні опади визначаються як атмосферні кислоти, що осідають на землю як вологі (сніг, дощ, туман, імла і т.д.) і сухі опади (газ і сухі частинки), які мають  $\text{pH} \leq 5,6$ . Випадання кислотних дощів пов'язано переважно з антропогенним забрудненням атмосфери оксидами сульфуру й нітрогену та призводить до деградації флори і фауни, підкислення природних водойм, ґрунтів, руйнування споруд і матеріалів.

Вивчення явища "кислотних опадів" має тривалі історичні передумови. У XVII столітті науковці помітили шкідливий вплив промисловості й кислотного забруднення на рослинність і людей. Але термін "кислотний дощ" увів у наукову літературу 1872 року англієць Р. Сміт у праці "Повітря і дощ: початки хімічної кліматології", де зазначив зміни хімічного складу дощової води під впливом спалювання вугілля, а також вплив дощу, напрямку вітру і близькості моря на рослинність і матеріали [160, с. 97]. Е. Ковлінг здійснив перший вагомий історичний огляд проблеми кислотних дощів. Він встановив, що в дослідженнях Евеліна 1661 року і Гранта 1662 року звернено увагу на вплив промислових викидів на рослини й людей, а також транскордонне перенесення атмосферних поліутантів між Англією і Францією.

Перші відомості про пошкодження лісів унаслідок дії кислотних дощів зафіксовано ще 1880 року, коли в районах металургійних комбінатів США спостерігалось масове висихання лісів. Промислова революція призвела до різкого збільшення надходжень в атмосферу кислотоутворювальних речовин. Виникли великі промислові цен-

три, що інтенсивно розвивались і формували високі рівні забруднення атмосфери. Сюди, передусім, слід зарахувати північно-східні штати США, район Середньої Англії, Рурську промислову область (ФРН), район Донбасу (Україна).

Особливо різко зросли темпи індустріалізації і відповідно забруднення атмосфери в 50-х роках ХХ століття. На цей період припадає бурхлива індустріалізація Японії та інших країн Азії. Уже в перші роки розвитку промисловості наголошувалося на зміні хімічного складу дощів, що випадали поблизу промислових центрів. Наприклад, 1911 року повідомлялося про випадання дощів із кислотою реакцією в районі Лідса (Великобританія). Кількісне оцінювання цього явища в той час не проводилося, задокументовані дані стосуються післявоєнного періоду [71, с. 53–54].

Уперше рН дощової води було виміряне в США 1939 року. Початок істотного впливу людини на хімічний склад атмосферних опадів пов'язують з індустріалізацією суспільства, що продовжується останні 100–150 років. Відомо, що ще 180 років тому рН дощової вологи становила 7,0, тобто належала до нейтральної.

З 1960-х років проблеми, що стосувалися кислотних дощів, стали міжнародними, коли рибалки звернули увагу на зменшення кількості риби і її різноманіття в багатьох озерах Північної Америки та Європи [160, с. 97]. У цей час почалися наукові дослідження щодо впливу кислотних дощів та причин їх утворення, основним ініціатором яких була Швеція.

Тут спостерігалася масова загибель лісів та підкислення водойм унаслідок транскордонного забруднення атмосферного повітря діоксидом сульфуру із території Бельгії та Німеччини. Проблема кислотних дощів на міжнародному рівні була піднята на 28 Генеральній асамблеї Міжнародної спілки теоретичної і прикладної хімії (IUPAC), яка відбулася в Мадриді 1975 року. На асамблеї було відзначено, що охорона об'єктів довкілля від дії кислотних дощів є однією з найактуальніших проблем сьогодення.

Про шкідливу дію кислотних дощів свідчать такі факти: у Канаді через систематичне випадання кислотних дощів стали "мертвими" понад 4000 озер, а 1200 знаходяться на межі загибелі; у Швеції більше ніж у 1800 озерах порушено біологічну рівновагу внаслідок дії кислотних дощів; у Німеччині й деяких районах Швейцарії загинула

1/3 всіх шпилькових рослин, а у гірських районах Баварії пошкоджено до 50 % лісових угідь. Спостереження показують, що під впливом кислотних дощів швидкість росту вічнозелених рослин сповільнюється на 20–30 % [133].

Кислотний дощ утворюється в результаті реакції між водою й такими забруднювальними речовинами як діоксид сульфуру ( $\text{SO}_2$ ) та оксиди нітрогену ( $\text{NO}_x$ ).

Ці речовини викидаються в атмосферу внаслідок діяльності промислових підприємств і електростанцій, автомобільним транспортом, при спалюванні різних видів палива. Вступаючи в реакцію з вологою атмосфери, вони перетворюються в розчини кислот – сульфатної, сульфідної, нітратної і нітритної. Потім, разом із снігом чи дощем, вони випадають на землю.

Природними джерелами надходження діоксиду сульфуру в атмосферу є головним чином вулкани й лісові пожежі. На вулканічну діяльність припадає 31–41 % діоксиду сульфуру, на антропогенну – 59–69 %.

На природні джерела постачання сполук нітрогену в атмосферу припадає 63 %, на антропогенні джерела – 37 %. Природне надходження оксидів нітрогену пов'язане з потужними грозовими розрядами та дією інтенсивного космічного випромінювання, при яких утворюється  $\text{NO}$ , а згодом –  $\text{NO}_2$ .

Подаємо шкалу рН та схеми утворення кислотних дощів [81; 161; 163, с. 2], які ми узагальнили та доповнили (рис. 1.14–1.16).

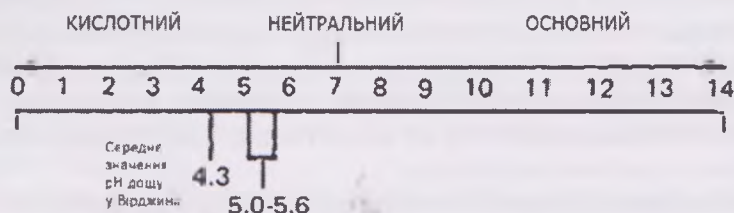


Рис. 1.14. Шкала кислотності (рН)

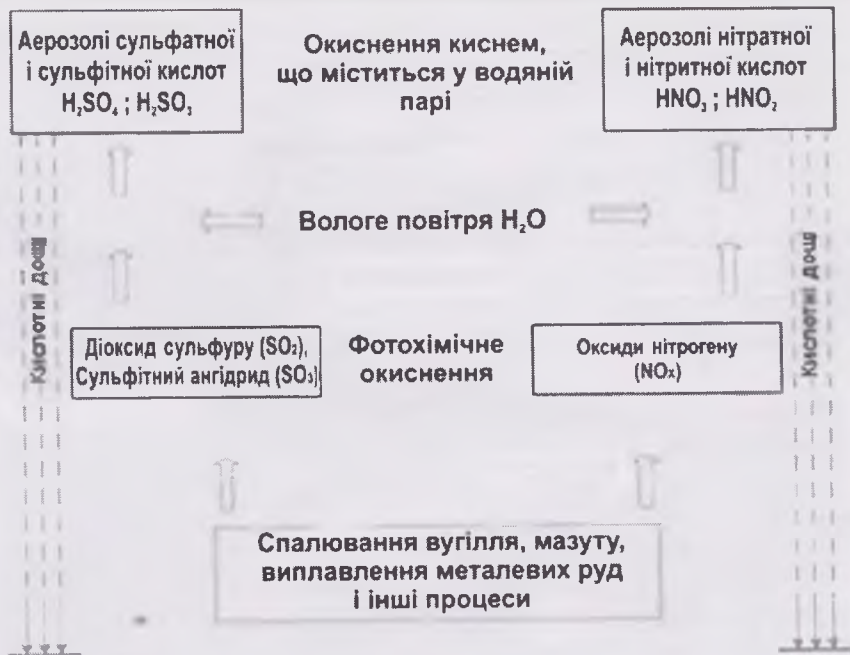


Рис. 1.15. Етапи утворення кислотних дощів



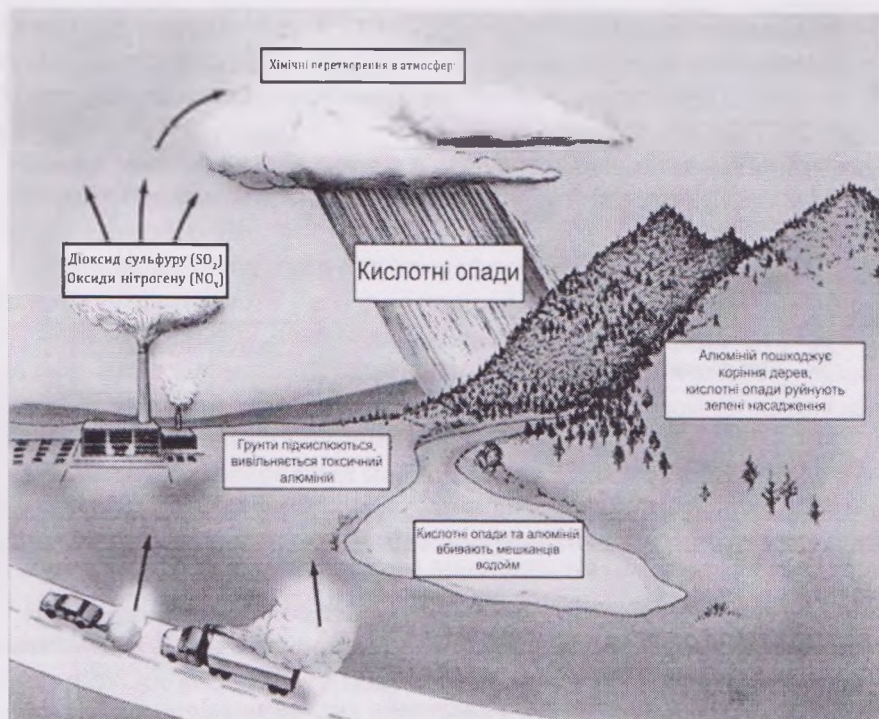


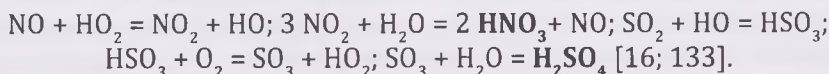
Рис. 1.16. Схеми утворення кислотних опадів: а, б

У природних умовах дощові опади завжди містять різні домішки, що впливають на рН. Кількість і склад домішок залежить від характеристик району, де формується система хмар і випадають опади. Над океаном найбільше впливає на мінералізацію дощових опадів морська сіль, при цьому рН дощової води підвищується до 8.

Перетворення діоксиду сульфуру, оксидів нітрогену та летких органічних сполук у відповідні кислоти відбувається внаслідок їх хімічних трансформацій в атмосфері. У цих перетвореннях також беруть участь озон, гідроксильний радикал ( $\text{OH}$ ), гідропероксидний радикал ( $\text{HO}_2$ ), органічні пероксиди ( $\text{ROO}$ ) і пероксид гідрогену. Всі

вони утворюються внаслідок реакцій, які здійснюються в атмосфері. Унаслідок фотохімічного збудження молекули кисню, відбувається її розпад з утворенням атомарного кисню:  $O_2 + h\nu = 2O$ . Частина його рекомбінується в молекули кисню, але близько 1 % його реагує з парами води, що містяться в повітрі, з утворенням гідроксильного радикалу:  $O + H_2O = 2HO$ .

Утворений гідроксильний радикал взаємодіє з оксидом карбону (II) і внаслідок послідовних реакцій утворюється гідропероксидний радикал:  $HO + CO = CO_2 + H$ ;  $H + O_2 = HO_2$ . Ці радикали вступають у реакцію з діоксидом сульфуру та оксидом нітрогену (II), перетворюючи їх на кислоти:



Утворені неорганічні кислоти, зокрема, сульфатна і нітратна, випадають із атмосфери з опадами. Крім того, може утворюватися сульфатна кислота, але час її перебування в атмосфері невеликий, унаслідок окиснення її до сульфатної кислоти киснем повітря, особливо в присутності  $NO_2$  як каталізатора:  $2 H_2SO_3 + O_2 = 2 H_2SO_4$ .

Відомо, що шлейф опадів кислотних дощів поширюється за напрямком вітру на десятки й сотні кілометрів від джерел викиду оксидів сульфуру й нітрогену. Особливо високі концентрації кислот спостерігаються на перших 25–40 км від джерел забруднення атмосфери, але до 25–30 %  $SO_2$  та 10–15 %  $NO_2$  переносяться вітром від промислових зон на відстані понад 200 км.

Швидкість перетворення діоксиду сульфуру в сульфатну кислоту не дуже висока. Тільки ~ 50 % діоксиду сульфуру трансформується в сульфатну кислоту впродовж 180 годин, тому навіть при малій швидкості вітру  $SO_2$  може переноситися на значні відстані. Оксид нітрогену (II) досить швидко окиснюється до діоксиду нітрогену і, при взаємодії з парами води, утворює нітратну кислоту. Вона швидко випадає з атмосферними опадами. У літній період при інтенсивному сонячному випромінюванні швидкість перетворення оксиду нітрогену в нітратну кислоту досить велика. Протягом 12–14 годин до 50 % оксиду нітрогену (II) перетворюється в нітратну кислоту і видаляється із атмосфери [133].

## 1.6. Методика дослідження кислотних опадів

За допомогою методичних засобів дослідження вивчають рН, вміст й закономірності акумуляції та поширення хімічних елементів у сніговому покриві, урбоземах і листі парково-вуличних порід міста Львова. У межах міста Львова на площі 18,2 тис. га ми заклали 25 майданчиків, на яких відбирали зразки снігового покриву, ґрунтів і листя найпоширеніших дерев для лабораторних досліджень.

На кожній ділянці відбирали пробу ґрунту та зразки листя деревних порід. Узимку проводився відбір проб снігового покриву. Відбір ґрунтових і рослинних проб та підготовку їх до аналізу здійснювали відповідно до вимог наявних стандартів [51; 100, с. 44]. Зразки відібрано з таких деревних порід парково-вуличних насаджень: липи серцелистої, клена гостролистого, білої акації, верби білої, берези повислої, гіркокаштана звичаю, бруслини європейської, тополі білої, карії, ясена звичайного, граба звичайного, свидини червоної (додаток А).

Крім цього, на кожній ділянці в польових та лабораторних умовах (рН-метром Checker) визначено кислотність снігу. Впродовж 2001–08 рр. візуально оцінювали пошкодження кислотними дощами парково-вуличних насаджень міста.

Для визначення вмісту хімічних елементів у сніговій воді, ґрунті та листі парково-вуличних насаджень була використана атомно-абсорбційна спектроскопія. Проведення аналітичних робіт здійснено в атестованих лабораторіях Інституту геології і геохімії горючих копалин НАН України. Атомно-абсорбційний метод (АА-метод) має низку переваг: чутливість, селективність, високу продуктивність, достатньо добре відтворення результатів і простоту виконання аналізу.

Він забезпечує межу знаходження багатьох елементів на рівні 0,1–0,01 мкг/дм<sup>3</sup>, що здебільшого дає можливість аналізувати ґрунти й рослини без попереднього концентрування елементів. Метод дозволяє в теперішній час визначити до 70 елементів, переважно найпоширеніших металів, зокрема Fe, Sr, Ti, Mn, Zn, Pb, Cu, Zn, Cd та інших [102].

Ландшафтно-геохімічний метод дає змогу визначити закономірності розсіювання, міграції та акумуляції хімічних елементів на різних елементах рельєфу; виявити геохімічні метал-аномальні

поля, які сформовані окремими інгредієнтами антропогенного походження, що негативно впливають на живі організми та якість природних ресурсів.

Накопичення важких металів в урбоземах оцінювали за методичними рекомендаціями І. М. Волошина (1998). Коефіцієнти акумуляції розраховано за такими показниками:

1. Відношення абсолютних величин хімічних елементів ( $C_i$ ) до середнього арифметичного з величин, визначених у ґрунтових розрізах, що розміщені на віддалі 15–20 км від основних джерел забруднення чи таких, які перебувають у тіні руху забруднених повітряних мас:

$$K_{x10} = C_i / C_{i\ x10\ min}; \quad (1.1)$$

$$C_{i\ x10} = (n_1 + n_2 + \dots + n_{10}) / n_0$$

де  $C_i$  – вміст хімічного елемента в ґрунті;

$C_{i\ x10\ min}$  – середнє з 10-ти мінімальних величин хімічних елементів, які не зазнали інтенсивного впливу антропогенного забруднення.

2. Відношення індивідуальних величин кожного інгредієнта ( $C_i$ ) до мінімального значення цього ж показника з розрізу ґрунту, на який мало впливали забруднювальні речовини та який знаходився на протилежній стороні панівних вітрів чи на значній віддалі від джерел забруднення:

$$K_{min} = C_i / C_{i\ x\ min}; \quad (1.2)$$

де  $C_i$  – вміст хімічного елемента в ґрунті;

$C_{i\ x\ min}$  – мінімальна величина хімічного елемента.

Для оцінювання коефіцієнтів акумуляції та поглинання хімічних елементів різними деревними породами міста застосовано такі методичні засоби:

1. Відношення абсолютних величин до мінімальних показників у кожній листяної породи, яка розміщена на певній віддалі від



джерела забруднення і не зазнавала інтенсивного впливу забруднених повітряних мас:

$$Ka = Ci / Ci_{min}, \quad (1.3)$$

де  $Ci$  – абсолютний вміст хімічного елемента в листі дерев;  
 $Ci_{min}$  – мінімальна величина хімічного елемента серед вимірів кожного дерева, прийнята за місцеву фонову величину.

2. Для розрахунку загальних (сумарних) коефіцієнтів поглинання хімічних елементів рослинами (кореневими системами та аеральним шляхом) використали методику Б. Б. Полинова (1956) (И. А. Авессаломовой, 1987; А. И. Перельмана, 1989), тобто відношення вмісту хімічних елементів у попелі рослин до величини цих елементів у ґрунті:

$$K_{i\Sigma} = \frac{C_{\text{росл}}}{C_{\text{ґрунт}}}, \quad (1.4)$$

де  $C_{\text{росл}}$  – вміст хімічних елементів у попелі рослин;  
 $C_{\text{ґрунт}}$  – вміст хімічних елементів у ґрунті.

Методику визначення співвідношення величин поглинання кронами дерев та кореневими системами доповнили І. М. Волошин, І. В. Мезенцева (2008). Оскільки техногенний Рb не поглинається зовнішніми частинами рослин, його вміст у рослинах прийняли за еталонну величину. Розраховано різницю ( $\Delta K$ ) між сумарним поглинанням кореневою системою і кронами дерев хімічних елементів та Рb, який надходить до рослин через кореневу систему, за такою формулою:

$$\Delta K = K_{i\Sigma} - K_{Pb}, \quad (1.5)$$

де  $K_{Pb}$  – коефіцієнт поглинання рослинами Рb.

Далі обчислили коефіцієнти поглинання кронами рослин техногенних полютантів у десятих долях та відсотках:

$$K_{\text{поглинання}} = \frac{\Delta K}{K_{\Sigma}}; K_{\text{поглинання}} = \frac{\Delta K}{K_{\Sigma}} \cdot 100\% . \quad (1.6)$$

Розраховано також коефіцієнти поглинання кореневими системами рослин техногенних поліютантів із ґрунту у відсотках:

$$K_{\text{поглинання}} = 100\% - K_{\text{поглинання}} . \quad (1.7)$$

## 1.7. Вивчення хімічного складу опадів

Вивчення урбокомплексів, у зв'язку із забрудненням навколишнього природного середовища, на сучасному етапі надзвичайно актуальне. Адже щорічно екологічний стан довкілля погіршується через накопичення небезпечних техногенних поліютантів, особливо хімічних елементів першої групи токсичності, до яких належать арсен, кадмій, ніколь, ртуть, селен, плумбум, цинк, фтор, берилій, талій та ін.

Техногенні хімічні елементи та сполуки накопичуються в усіх компонентах природи, формують новий ландшафтотвірний геохімічний фактор, який стає головним у формуванні геохімічних полів, смуг чи інших аномальних явищ. Наприклад, такі техногенні хімічні сполуки як діоксиди сульфуру й нітрогену надходять у атмосферу, і на основі певних хімічних реакцій утворюються кислотні опади із вмістом сульфатної і нітратної кислот. Вони пошкоджують парково-вуличні насадження, лісові масиви, пам'ятки архітектури, підкислюють ґрунти, водні об'єкти.

Екологічні проблеми ландшафтних сфер та урботериторій досліджували В. В. Добровольський (1980), А. Кабата-Пендіас, Х. Пендіас (1989), В. М. Гуцуляк (1990), Ю. Е. Саєт, Е. П. Ревіч та ін. (1990), М. А. Голубець, І. М. Козак та ін. (1994), І. Г. Черваньов, Ліонг Куок Бін та ін. (1994), В. М. Гуцуляк (1995), І. М. Волошин (1998), І. М. Волошин, Е. Беглярва (1999), В. П. Кучерявий (1999), І. М. Волошин, Е. Беглярва (2000), О. Адаменко та ін. (2003), І. М. Волошин, М. І. Лепкий (2003), І. М. Волошин (2003), Н. Л. Ричак (2006), І. М. Волошин, І. В. Мезенцева (2007, 2008), І. М. Волошин, О. Р. Собечко, І. Я. Улич (2008), І. М. Волошин, Я. Ю. Матвійчук, М. І. Лепкий (2009).

Розвиток урбосфер відбувається під впливом загального геосторичного розвитку та сучасного політехногенного навантаження. Головну роль у трансформації природних компонентів урбосфер відіграє антропосфера, під впливом якої в межах кожної сфери (атмосфери, біосфери, гідросфери, педосфери) як урбаністичних підсистем формуються дві оболонки коеволуційного розвитку: зовнішня з природними або слабо зміненими властивостями та внутрішня з новітніми геохімічними особливостями техногенного походження, які, накопичуючись, створюють надзвичайно небезпечні умови функціонування тієї чи іншої геосфери.

Формування урбосфер через конструктивний, деструктивний і постдеградаційний етапи розвитку під впливом антропосферного навантаження призводить до концентрації всередині геосфер надлишкових токсикантів та інших полютантів, які обумовлюють їх коеволуцію в деструктивно-деградаційному напрямку й набувають негативних властивостей. Ці властивості призводять до виникнення провідних внутрішніх чинників у формуванні урбогеосфер, погіршення їх якості і трансформації в природно-техногенні об'єкти без наявних зовнішніх ознак надзвичайної їх небезпеки. Згідно із запропонованими теоретичними засадами, тобто пошуками внутрішньо-сферних техногенних полютантів у всіх компонентах урбосистеми, проводилися наші дослідження.

Першочергове місце за ступенем шкідливості впливу на організм людини посідає забруднене атмосферне повітря, що обумовлено його прямим постійним споживанням. Разом з тим забруднювальні речовини, випадаючи з повітря, створюють додаткові навантаження на екологічний стан інших середовищ і беруть участь у наступних хімічних та біохімічних циклах. Забруднення атмосфери має локальний характер, проте, внаслідок переміщення повітряних мас, шкідливі викиди можуть переміщуватися на значні віддалі. Речовини, які забруднюють повітря, утворюють рідку, газоподібну та тверду дисперсну фази й можуть довгий час бути в атмосфері. Тверді частинки пилу діаметром більше ніж 10 мкм швидко осідають, частинки розміром від 5 до 10 мкм і менше, як і газоподібні речовини, мають здатність довгий час перебувати в завислому стані і переноситися повітряними течіями.

Найінформативнішим індикатором щодо пилового забруднення повітря є сніговий покрив. Концентрація шкідливих компонен-

тів у ньому відбувається як у верхніх шарах атмосфери при кристалізації води, так і внаслідок їх випадання на сформований покрив. Крім цього, сніговий покрив, на відміну від інших середовищ (ґрунтовий покрив, поверхневі води та ін.), відображає сучасний стан та дає змогу оцінити кількісну характеристику забруднення за певний проміжок часу.

В. Ю. Гарасимчук, М. В. Кость (2006 р.) дослідили проби снігового покрову поблизу вулиць Наукової та Кульпарківської, які розміщені в південно-західній частині міста. Тривалість снігостою сягала близько двох місяців. Вивчили концентрацію важких металів (Cu, Pb, Zn, Mn, Cr, Ni, Co) у водорозчинній формі (фільтраті талої води) та нерозчинному залишку. За їх даними концентрування металів у водорозчинній формі аранжоване в такий низхідний ряд: Zn (11,5 мкг/л талої води) > Mn (6,0) > Cu (1,9) > Pb (1,1) > Ni (0,72) > Cr (0,52 мкг/л). Вміст важких металів у сніговому покриві Чорногори має такі показники: Zn (13,0 мкг/л) > Pb (3,0) > Mn (2,5 мкг/л) [76].

Концентрація важких металів у нерозчинному залишку дорівнювала: Zn – 40,5 мкг/л талої води, Pb – 23,1; Cu – 21,1; Mn – 19,1; Cr – 4,0; Ni – 3,2; Co – 2,7 мкг/л. Середня вага пилу становила 0,067 г/л талої води, що перевищує фонове значення більше як у 10 разів [13, с. 56–63]. Основна частка в пиловому навантаженні належить Zn, Pb і Cu.

Розподіл важких металів у сніговому покриві м. Львова у водорозчинній та нерозчинній формі подано на рис. 1.17 [40, с. 16].

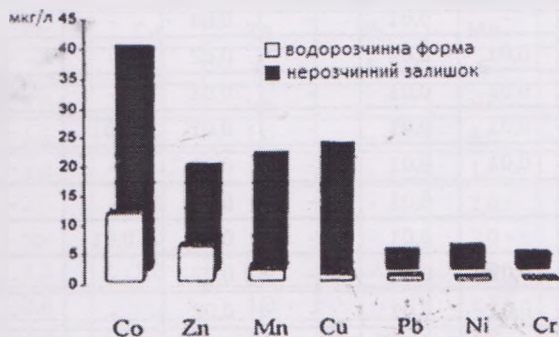


Рис. 1.17. Діаграма розподілу важких металів у сніговому покриві м. Львова

Вивченням забруднення атмосферними опадами займалися Т. Н. Жигаловська (1974), А. Н. Качур (1976), Ю. А. Ізраель, І. М. Назаров, А. Я. Прессман (1983), Ю. Е. Саєт, Б. А. Ревич, Е. П. Янін (1990), І. М. Волошин (1998), О. М. Адаменко, Г. І. Рудько, Л. М. Консевич (2003).

2000 року на міській площі Луцька здійснено рівномірний відбір дощових атмосферних опадів [28]. Загалом відібрано 22 проби з основних районів міста, різні за ступенем антропогенного навантаження. У дощових опадах визначено Fe, Cu, Zn, Pb, Mn, Co, Cd. Результати аналізів подано в табл. 1.5.

Таблиця 1.5

## Вміст важких металів в опадах над м. Луцьком

№ проби	Хімічні елементи, мг/л							Сума, мг/л
	Fe	Cu	Zn	Pb	Mn	Co	Cd	
1	0,06	-	0,01	-	0,01	0,01	-	0,09
2	0,03	0,01	0,01	-	0,01	-	-	0,06
3	0,04	-	0,01	-	0,01	-	-	0,06
4	0,05	0,01	0,01	-	0,02	-	-	0,09
5	0,02	0,01	0,01	-	0,02	-	-	0,06
6	0,03	0,01	0,02	-	0,01	-	-	0,07
7	0,04	-	0,01	-	0,02	-	-	0,07
8	0,04	0,03	0,01	-	0,02	-	-	0,10
9	0,02	0,01	0,03	-	0,04	0,01	-	0,11
10	0,02	-	0,01	-	0,04	-	-	0,07
11	0,03	0,01	0,02	-	0,02	-	-	0,08
12	0,05	0,02	0,01	-	0,01	-	-	0,09
13	0,04	0,01	0,01	-	0,01	0,01	-	0,08
14	0,02	0,01	0,01	-	0,01	-	-	0,05
15	0,02	-	0,01	-	0,01	-	-	0,04
16	0,03	-	0,01	-	0,01	0,01	-	0,06
17	0,05	0,02	0,01	-	0,03	-	-	0,11
18	0,03	0,01	0,01	-	0,02	-	-	0,07
19	0,02	-	0,01	-	0,01	-	-	0,04
20	0,02	-	0,02	-	0,02	-	-	0,06

За дослідженнями цих авторів в атмосферних опадах виявлено максимальний вміст Fe – 0,02–0,06 мг/л. Друге місце за абсолютною величиною в атмосферних опадах займав Mn. Його кількість змінювалася від 0,01 до 0,04 мг/л. В усіх атмосферних пробах виявлено Zn, однак його величина стабільна й переважно становить 0,01 мг/л. В окремих пробах вміст його сягав 0,02–0,03 мг/л. Не виявлено в атмосферних опадах плюмбуму й кадмію, нестабільним та низьким вмістом характеризувалися мідь і кобальт. Дослідники розрахували коефіцієнти акумуляції хімічних елементів у дощових опадах міста Луцька. Результати лабораторних досліджень подано в табл. 1.6. Коефіцієнти акумуляції, розраховані за запропонованою методикою, засвідчують значні відхилення від кларкових величин. Наприклад, коефіцієнт акумуляції заліза у всіх пробах перевищував кларкову величину в 1–3 рази. Максимальна величина коефіцієнта акумуляції заліза припадає на пробу №1 і перевищує місцеву кларкову величину в 3 рази. У пробах 4, 12, 17 коефіцієнт акумуляції цього елемента більший за фон – у 2,5 рази. В інших пробах коефіцієнт акумуляції заліза не перевищує 1–2 рази. Чіткі акумулятивні тенденції, про що засвідчує коефіцієнт акумуляції, характерні для марганцю. Максимальна величина індивідуального вмісту більша від місцевого кларку в 4 рази [28].

Таблиця 1.6

**Коефіцієнт акумуляції хімічних елементів в опадах м. Луцька**

№ проби	Коефіцієнт акумуляції, перевищення разів						
	Fe	Cu	Zn	Pb	Mn	Co	Cd
1	2	3	4	5	6	7	8
1	3,0	-	мк	-	мк	мк	-
2	1,5	мк	1,0	-	4,0	-	-
3	2,0	-	1,0	-	1,0	-	-
4	2,5	1,0	1,0	-	2,0	-	-
5	мк	1,0	1,0	-	2,0	-	-
6	1,3	1,0	2,0	-	1,0	-	-
7	2,0	-	1,0	-	2,0	-	-
8	2,0	3,0	1,0	-	2,0	-	-
9	1,0	1,0	3,0	-	4,0	1,0	-
10	1,0	-	1,0	-	4,0	-	-

Продовження таблиці 1.6

1	2	3	4	5	6	7	8
11	1,5	1,0	2,0	-	2,0	-	-
12	2,5	2,0	1,0	-	1,0	-	-
13	2,0	1,0	1,0	-	1,0	1,0	-
14	1,0	1,0	1,0	-	1,0	-	-
15	1,0	-	1,0	-	1,0	-	-
16	1,5	-	1,0	-	1,0	1,0	-
17	2,5	2,0	1,0	-	3,0	-	-
18	1,3	1,0	1,0	-	2,0	-	-
19	1,0	-	1,0	-	1,0	-	-
20	1,0	-	2,0	-	2,0	-	-

Примітка. мк - місцевий кларк.

Досліджували хімічний склад снігової води Н. Г. Зирін, В. С. Горбатов та ін. [66] у зоні впливу кольорової металургії. За їх даними (визначено Zn, Cu, As, Sb, Se, F, Ca) максимальний вміст у сніговому покриві припадав на Zn (30–1000 мкг/л), F (95–840 мкг/л). Високі показники характерні для Cu, As і Ca та відповідно становлять 9,5–43,2; 3,2–61,7; 3–49 мкг/л (табл. 1.7).

У твердому осаді снігу містилось Ag, Zn і Pb в десятки разів, а Sn, V, Cu, Cr, Mn - у кілька разів більше, ніж у донних відкладах на фонових ділянках ріки. Максимальний вміст Zn, Pb, Cr, Ni та Sr виявлено у снігу з промислових зон та магістралей з інтенсивним рухом транспорту [129, с. 108] (табл. 1.8).

Таблиця 1.7

### Вміст хімічних елементів у профільтрованій сніговій воді

№ проби	Хімічні елементи, мг/л						
	Zn	Cu	As	Sb	Se	F	Ca
1	2	3	4	5	6	7	8
1	950	9,5	3,2	0,07	0,32	340	11,0
2	250	14,1	5,4	0,48	0,70	140	18,0
3	830	43,2	15,4	10,10	0,29	740	23,0
4	1000	40,4	13,7	14,10	0,67	500	21,0
5	920	42,7	8,0	1,60	0,42	660	12,0

Продовження таблиці 1.7

1	2	3	4	5	6	7	8
6	480	26,2	31,3	3,29	0,53	200	3,0
7	900	29,6	20,6	5,42	0,43	840	31,0
8	790	22,8	61,7	3,93	0,91	60	14,0
9	970	30,6	26,8	5,57	0,37	440	13,0
10	350	28,3	14,3	2,67	0,64	400	12,0
11	793	28,7	20,0	4,77	9,53	432	15,8
12	238	10,4	17,2	1,92	1,98	411	7,7
13	30	36,0	85,0	40,00	37,00	95	49,0

Таблиця 1.8

**Вміст хімічних елементів у твердому осаді снігу,  
що скидається в ріки**

Елемент	Вміст, г/т		Коефіцієнт концентрації	
	Від – до	середнє	середній	максимальний
Цинк	100–3000	700,0	18,00	75,0
Свинець	25–500	140,0	13,00	46,0
Олово	2–60	10,0	3,00	20,0
Ванадій	10–200	66,0	3,00	10,0
Хром	5–200	70,0	3,00	9,0
Марганець	200–4000	1290,0	3,00	9,0
Мідь	30–600	132,0	2,20	10,0
Нікель	10–100	37,0	1,40	4,0
Кобальт	2–20	7,0	1,10	3,0
Молібден	0,5–4	1,2	0,90	3,0
Титан	500–5000	1780,0	0,80	2,7
Стронцій	15–1500	73,0	0,15	3,0

Примітка. Коефіцієнти концентрації розраховано відносно донних осадів на фоні їхніх ділянок водотоків.

Дослідження показали, що концентрація хімічних елементів у атмосферному повітрі значно перевищує регіональні фонові константи. Найбільші перевищення серед 17-ти полютантів властиві Pb, Zn, Ni, Cr і становлять 5,6–6,2 разу. Коефіцієнт концентрації інших проаналізованих елементів не перевищує 4 (табл. 1.9).



У пиловатих частинках снігового покриву концентрація хімічних елементів також висока. У всіх зразках фоновий показник міста перевищує регіональний фон у 0,6–5,2 разу. Таким чином, у атмосферному повітрі міста й пиловатих частинках, що виділені із снігового покриву, виявлено значну концентрацію хімічних елементів, що підтверджує наявність серйозних екологічних проблем в урбосистемах різних регіонів земної кулі.

Таблиця 1.9

### Концентрація хімічних елементів у атмосферному повітрі та сніговому покриві фонових територій

Елемент	Атмосферне повітря, мкг/м <sup>3</sup>			Пил у сніговому покриві, мг/кг		
	регіональний фон	фоновий район міста	Кс	регіональний фон	фоновий район міста	Кс
Магній	0,490	1,480	3,0	-	-	-
Титан	0,090	0,100	1,0	-	-	-
Ванадій	0,003	0,012	4,0	50	150	3,0
Хром	0,006	0,034	5,6	52	70	1,3
Марганець	0,013	0,032	2,5	520	550	1,1
Нікель	0,004	0,024	6,0	57	62	1,1
Мідь	0,020	0,067	3,3	100	220	2,2
Цинк	0,023	0,143	6,2	610	340	0,6
Арсен	Н. в.	0,010	-	-	-	-
Бром	0,007	0,017	2,4	-	-	-
Кадмій	Н. в.	0,070	-	0,5	2,6	5,2
Олово	0,004	0,008	2,0	40	50	1,2
Європій	Н. в.	0,00005	-	-	-	-
Ртуть	0,002	0,007	3,5	0,22	0,9	4,1
Свинець	0,006	0,0034	5,7	90	180	2,0

Примітки: Кс – коефіцієнт концентрації, розрахований за відношенням фонових показників міста до регіонального фону; Н. в. – елемент не виявлено; «-» – елемент не визначався.

М. А. Глазовська [47, с. 56] подає коефіцієнти аерозольної концентрації елементів у пилу фонових і промислових районів (Pb, Co, Ni, Cr, V, Zr, Sn та ін.).



## РОЗДІЛ 2

# ПРИРОДНО-ГЕОГРАФІЧНІ УМОВИ ЛЬВІВСЬКОЇ УРБОСИСТЕМИ

### 2.1. Ландшафтна структура

Оскільки природно-територіальні комплекси Львова значно змінила людина, то особливості таких територій доцільно вивчати насамперед на прикладі одиниць найвищого ієрархічного рівня – ландшафтів. Ці елементи ландшафтної структури принаймні на рівні геологічних відкладів та макрорельєфу і частково мезорельєфу зберегли свою ідентичність, а тому певною мірою репрезентують ландшафтний аспект природи міста [83].

Львівська урбосистема охоплює такі ландшафтні комплекси: Розточчя (північ та північний-захід урбозони), Грядове (Пасмове) Побужжя (північний-схід), Давидівське пасмо (південний-схід), Львівське плато (Опілля) (південь, південний-захід), Львівсько-Любінську рівнину (захід та північний захід) і долину р. Полтва (Львівська улоговина) (центр та схід урбозони). Вони мають різні природні особливості [18, с. 53; 138]. Схематичну карту природно-географічних районів околиць Львова подає М. М. Койнов (1964 р.) (рис. 2.1); території м. Львова – І. С. Круглов (1999 р.).

*Ландшафт Розточчя* (північно-західний відріг Подільської височини) – горбистий лісовий район, який у рельєфі представлений однойменною височиною з відмітками висот до 360–390 м. Починається з горбистого пасма Шевченківського гаю й тягнеться через Високий Замок, височини Клепарівську, Голосівську, Брюховецьку, у північно-західному напрямі приблизно на 60 км і виходить за межі України [121, с. 114; 109, с. 182; 88, с. 43].

Найхарактернішими рисами Розточчя є блоково-ярусна будова, пов'язана з тектонічною роздробленістю, існуванням різновікових поверхонь вирівнювання та літологічними особливостями поширення корінних і четвертинних відкладів. Воно не утворює суцільної височини, а в декількох місцях наскрізь порізане так званими "прохідними долинами" (усього великих 5), якими в епоху давнього

зледеніння просувалися льодовики і стікали талі флювіогляціальні води, що залишали після себе масиви пісків. Одна із таких долин простягається від села Мальчиці на Білогірську і Львів, відокремлюючи Розточчя від Львівського Опілля й Давидівського пасма.

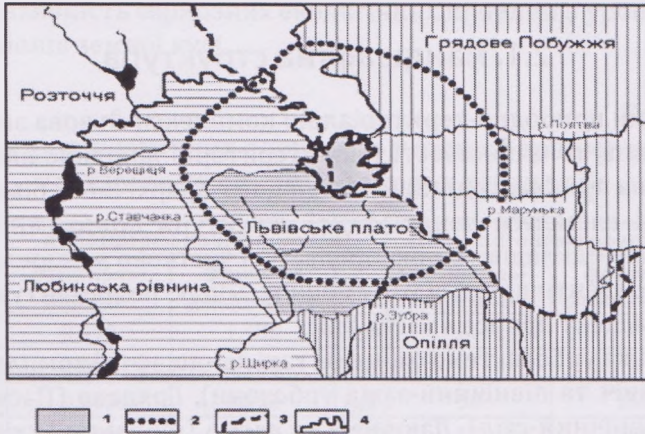


Рис. 2.1. Ландшафти околиць м. Львова: 1 – межа міста; 2 – межа зеленої зони; 3 – Головний європейський вододіл; 4 – межі ландшафтів

Поверхня району має асиметричну будову: максимальні її висоти (80–100 м) зосереджено вздовж північно-східного краю. Східний макросхил є звивистий, досить стрімкий і розчленований, створює чітку орографічну межу з пониженням Грядового Побужжя. Західний макросхил, який плавно переходить у Львівсько-Любінську рівнину, є пологіший і коротший [83; 18, с. 53; 74, с. 17–18].

У Розточчі в основному переважають мергелі крейдового віку, неогенові та четвертинні відклади, які представлені тут лесоподібними суглинками, флювіогляціальними пісками, елювієм крейдових порід та сучасним елювієм.

Для ґрунтового покриву є характерними дерново-підзолисті (під дубово-сосновими й сосновими насадженнями, рідше під грабово-дубовими насадженнями з домішкою сосни), дерново-карбонатні.

(від грабово-буковими насадженнями), болотні (під болотною рослинністю або вільховими насадженнями чи насадженнями низькопродуктивної сосни), сірі лісові (під широколистяними лісами) ґрунти [83; 121, с. 117].

*Ландшафт Грядове Побужжя* займає північно-східну частину урбосистеми. Він складається з широтно-орієнтованих пасом і міжпасмових знижень, які зайняті річковими системами Західного Бугу. З півночі на південь простягаються такі пасма: Смереківське (Дорошівське), Грядецьке, Малехівське (Дублянське), Винниківське, Буликівське і Дмитровицьке (Чижиківське). Вони розділені широкими (1–3 км) плоскими, частково заболоченими долинами з невеликими річечками [138]. Висота пасом становить 80–100 м над рівнем долини та 40–50 м на переході від Розточчя. В основі пасом залягають верхньокрейдові породи, на яких лежать піщано-жвакі породи й суглинки (потужність їх не перевищує 10 м) [18; 121, с. 124; 109, с. 182].

На пасмах Побужжя поширені сірі лісові та чорноземноподібні ґрунти на лесоподібних суглинках, переважно розорані, з фрагментами дубово-грабових лісів; на міжпасмових зниженнях поширені гідроморфні ґрунти та торфовища (понад 30%), частково осушені та розорані, зайняті пасовищами.

Сумарні амплітуди неотектонічних піднять Пасмово-Побузької морфоструктури становлять 230–300 м. На території міста Грядове Побужжя видається одним зі знижень, що надає рельєфу плоского характеру [83]. Пасмове Побужжя – типові лісостепові ландшафтні комплекси, значно змінені господарською діяльністю. Це поєднання річкових пасом із чорноземами й сірими лісовими ґрунтами створює досить складні умови для господарювання [18].

*Ландшафт Давидівського пасма* простягається в південно-східному напрямі від центру Львова і відповідає північно-західному відтинку припіднятого краю Подільської височини, що нависає над урбовиною Малого Полісся. Рельєф має всі ознаки ерозійно-тектонічного виступу. Через поверхню пасма проходить Головний карпатський вододіл [83].

Давидівське пасмо має такі особливості: а) різку асиметричність схилів. Північно-східний схил утворює уступ, що стрімко опускається до Грядового Побужжя, південно-західний схил непомітно пере-

ходить у Львівське Опілля; б) значні висоти, які перевищують місцями 400 м над р. м.; в) значна лісистість, особливо північно-східного стрімкого схилу з поширенням дубово-букових лісів. Ландшафт місцями значно розчленований сучасними й давніми долинами, тому в межах Львова поділений на окремі масиви – Кортумова, Княжа, Піскова гори, Знесіння [18; 121, с. 117–118].

Переважають сірі лісові еродовані ґрунти під грабово-буковими й буковими лісами, темно-сірі лісові слабозмиті ґрунти, частково розорані, комплекс дернових та сірих ґрунтів. Лісисті схили Давидівського пасма (Чатівська скеля, Винниківське озеро) надзвичайно мальовничі і прилягають безпосередньо до Львова [83,18].

*Львівське плато (Опілля)* займає територію південніше від Львівської улоговини, що становить майже половину міської площі та околиць. Воно має пластовий структурно-денудаційний тип рельєфу, що зумовлений горизонтальним заляганням неогенових пісковиків і вапняків, який дещо порушують балки. Четвертинний покрив складено переважно водно-льодовиковими суглинками, які у верхній частині набули лесового габітусу. Ландшафт відокремлюється від Розточчя долиною Верещиці та Білогорсько-Мальчицькою заболоченою долиною, заповненою товщею ранньоплейстоценових водно-льодовикових відкладів потужністю до 20 м.

У Львівському плато з середньою висотою 300 м у рельєфі переважає підвищена хвиляста рівнина, вкрита шаром лесових суглинків. У ландшафті понад 80 % площі займають міжрічкові лесові хвилясті рівнини, розділені широкими плоскодонними долинами річок. Завдяки наявності покладів гіпсу часто трапляються карстові форми. Ліси охоплюють близько 9 % площі, ґрунти – чорноземи поверхнево-оглеєні, переважно розорані (12 %), дерново-підзолисті (13), сірі опідзолені (до 49), лучно-болотні (понад 17 % площі) [83; 18, с. 61; 121, с. 114].

*Львівсько-Любінська рівнина* є поділеною на окремі межиріччя широкими днищами Білогорського, Ряснянського та інших потоків, які впадають у Стару Ріку – притоку Верещиці. Переважає рівнинна поверхня, зумовлена спокійним заляганням третинних відкладів і поширенням легких суглинків, які покривають суцільним покривом вододіли й надзаплавні тераси. Понижені межиріччя з дуже пологіми схилами мають форму пасом з окремими слабо вираженими в ре-

льєфі виступами. Абсолютні висоти коливаються в межах 290–315 м. Завдяки широким заплавам і їхнім озероподібним розширенням, наявності плоских карстових западин, значного поширення набули природні луки [83].

*Львівська улоговина (долина р. Полтва)* межує з усіма ландшафтами, що формують околиці Львова. Улоговина, утворена верхньою течією річки Полтви та її притоками – Вулькою та Пасікою, займає центральну (частково східну) частину міста. Ландшафт є частиною Білогорща-Нальчицької прохідної долини. Для долини р. Полтва є характерним виположене дно, що лежить на висоті 270–280 м над рівнем моря.

Улоговину з північного-західу обмежують стрімкі схили Кортумової гори, яка належить до Львівського Розточчя. Північні і східні схили належать до Давидівського пасма. У межах Знесінської височини (330–340 м) піднімаються останцеві горби: Замкова гора, гора Лева (388 м), Чернеча гора. Західний схил улоговини, що спускається від Львівсько-Люблінської рівнини, є досить довгим і пологим, південний утворений уступом Львівського плато. У нього глибоко врізалися верхів'я Полтви та потік Вулька, які створили стрімкі розчленовані схили з численними виступами та мисами. Зокрема, виділяються останцеві горби Цитадель (318 м) та Св. Юра (320 м) [83].

Схили Львівської улоговини є незначно розчленовані ярами верхів'я Полтви, закріплені парковими насадженнями. Улоговина охоплює долину р. Полтви, що розділена на дві частини: а) щільно забудовану частину долини; б) відкриту широку заболочену долину р. Полтви за межами площі Львова; вона зайнята лучними й болотними ґрунтами.

Забудована частина міста має потужний культурний ґрунтовий шар. Є два типи ґрунтів культурного шару: заплавної і схилів. Заплави заповнено русловим, старичним алювієм, на схилах – безводні мергелі верхньої крейди, піски, піщано-глинисті відклади верхнього плейстоцену. Потужність відкладів на схилах долини не перевищує 3–4 м, поблизу русла – 7–9 м. Потужність зростає в долинах засипаних приток р. Полтви, зокрема р. Білої (вул. Князя Ярослава Осмомисла), потоку Ортиш (вул. Підвальна) [18, с. 54].

## 2.2. Метеорологічні умови. Моніторинг атмосферного повітря в місті Львові

Проведення систематичних спостережень за станом атмосферного повітря, метеорологічними умовами, зокрема у висотних шарах атмосфери, кліматичними умовами та параметрами викидів промислових джерел забруднення є необхідною умовою для того, щоб оцінити забруднення атмосферного повітря та прийняти природоохоронні рішення.

За даними Львівського обласного центру з гідрометеорології, упродовж 2010 року кількість опадів у Львові становила 917,1 мм (табл. 2.1, рис. 2.2), загалом було 220 днів з опадами (табл. 2.2).

Таблиця 2.1

### Кількість опадів у м. Львові (2007–10 рр.)

Місяць	Кількість опадів, мм				±\% 2010р. до 2009р.
	2007	2008	2009	2010	
Січень	66,6	43,9	34,3	49,3	+15,0
Лютий	62,7	16,8	53,8	60,5	+6,7
Березень	58,6	54,5	88,8	30,6	-58,2
Квітень	24,2	91,4	50,7	39,2	-11,5
Травень	75,9	99,0	83,7	215,4	+131,7
Червень	60,0	46,0	128,9	95,9	-33,0
Липень	117,2	130,2	63,8	79,6	+15,8
Серпень	80,1	113,4	89,1	122,4	+33,3
Вересень	107,3	141,5	28,1	62,7	+34,6
Жовтень	36,6	33,1	141,1	21,2	-119,9
Листопад	71,9	26,7	50,1	42,4	-7,7
Грудень	24,2	55,2	56,9	97,9	+41,0
Разом	785,3	851,7	869,3	917,1	+ 47,8

**Кількість днів з опадами впродовж року  
у м. Львові (2010 р.)**

Метеорологічні характеристики	Місяці												Рік
	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	
Кількість днів з опадами	26	20	20	14	24	17	13	17	17	11	14	27	220

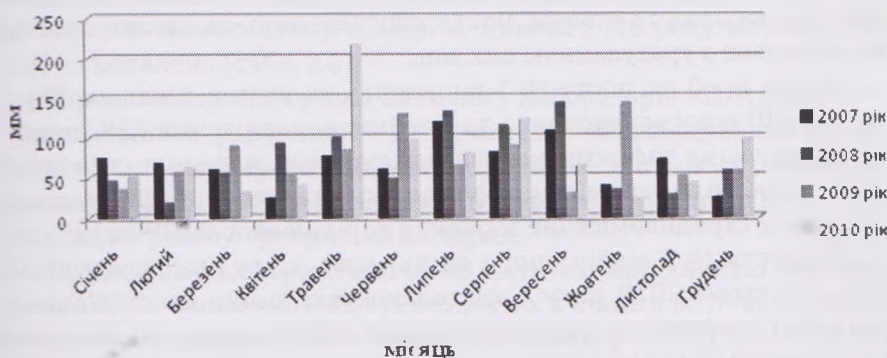


Рис. 2.2. Кількість опадів по місту Львову

Для Львівської області характерні часті зміни напрямків вітру протягом року. Вітровий режим області визначається значною складністю вже через те, що територія поділяється на рівнинну й гірську. Розподіл основних характеристик вітрового режиму – напрямку і швидкості вітру – визначається особливостями загальної циркуляції атмосфери й рельєфу.

Для характеристики просторового розподілу напрямку вітру побудовано рози вітрів за літній і зимовий період. Літній тип вітрового режиму встановлюється в червні і представлений найбільш однорідною системою вітрів порівняно з іншими сезонами. Це період активізації Азорського антициклону.



На рівнинній території Львівської області в літній період переважають вітри західних і північно-західних напрямків. Серед них найбільший процент повторюваності мають західні вітри (25–45 %), північно-західні (15–25 %), південно-західні (10–15 %). Вітри інших напрямків мають незначну повторюваність.

Розподіл напрямку вітру в холодний період року обумовлений присутністю над Україною лінії високого тиску, сформованого відрогами західного і східного антициклонів. Повторюваність західних вітрів становить 20–30 %, південно-східних – 15–25 %, південно-західних – 10–20 %, північно-західних – 10–15 %.

Згідно з даними Львівського обласного центру з гідрометеорології, у місті Львові, залежно від рівня забруднення атмосферного повітря, виділяють 4 зони. Пости спостережень за якістю повітря встановлено з урахуванням цих зон.

Відбір проб на посту № 1 проводять на вулиці Юнаківа. Упродовж 2010 року встановлено такі зміни: перевищення ГДК діоксиду сульфуру не зафіксовано, середньомісячне значення становило  $0,028 \text{ мг/м}^3$ ; в окремі місяці зафіксовано перевищення ГДК діоксиду нітрогену, середньомісячне значення дорівнювало  $0,039 \text{ мг/м}^3$ .

На посту № 2 відбір проби відбирають на вулиці Городоцькій, 211. Протягом 2010 року зафіксовано такі зміни: вміст діоксиду сульфуру в повітрі не перевищував ГДК, середньомісячне значення становило  $0,03 \text{ мг/м}^3$ ; в окремі місяці зафіксовано перевищення ГДК діоксиду нітрогену, середньомісячне значення –  $0,042 \text{ мг/м}^3$ ; перевищення ГДК оксиду нітрогену не виявлено, середньомісячне значення –  $0,03 \text{ мг/м}^3$ .

Відбір проб (пост № 3) проводять на вулиці Соборній, 11. Упродовж 2010 року встановлено такі зміни: перевищення ГДК діоксиду сульфуру не зафіксовано, середньомісячне значення становило  $0,032 \text{ мг/м}^3$ ; в окремих випадках перевищував ГДК діоксид нітрогену, а середньомісячне значення становило  $0,042 \text{ мг/м}^3$ .

На вулиці Зеленій, 301 проби відбирають на посту № 4. Протягом 2010 року зафіксовано такі зміни: вміст діоксиду сульфуру в повітрі не перевищував ГДК, середньомісячне значення його становило  $0,031 \text{ мг/м}^3$ ; вміст діоксиду нітрогену лише в окремі місяці перевищував ГДК, а середньомісячне значення дорівнювало  $0,042 \text{ мг/м}^3$ .

Основними джерелами наявності в повітрі міста Львова діоксиду сульфуру є промислові підприємства, теплоенергетика; діоксиду нітрогену – підприємства теплоенергетики, транспорт, промисловість. Порівняльну характеристику забруднювальних речовин (у середньому по місту) за період 2006, 2007, 2008, 2009 та 2010 років наведено в таблицях 2.3–2.5 та рисунках 2.3–2.5. Зазначимо, що вміст діоксиду нітрогену в атмосферному повітрі перевищував ГДК практично всі роки спостережень, діоксиду сульфуру – лише 2006 року, а перевищень ГДК оксиду нітрогену виявлено не було.

Згідно з поданими нижче табличними даними 2010 року спостерігалось зменшення середньомісячного вмісту забруднювальних речовин порівняно з попереднім роком. Подаємо значення концентрації окремих полютантів у повітрі м. Львова 2010 року. Перевищень ГДК не виявлено (табл. 2.6).

Упродовж серпня–грудня 2010 року лабораторія КП “Адміністративно-технічне управління” Департаменту містобудування Львівської міської ради проводила заміри щодо якості атмосферного повітря на території м. Львова за такими показниками: оксид нітрогену, діоксид нітрогену, сульфатний ангідрид.

Проведено спостереження на 90 дитячих майданчиках (перевищень ГДК не виявлено); 104 перехрестях вулиць у м. Львові (зафіксовано перевищення вмісту діоксиду нітрогену (1,01 ГДК – 3,7 ГДК) та один випадок перевищення вмісту оксиду нітрогену (1,93 ГДК).

Упродовж 2010 року здійснено дослідження на 10 підприємствах Львівської області, які найбільше забруднюють атмосферне повітря області.

Виявлено перевищення норм ГДК забруднювальних речовин у межах санітарно-захисних зон по сульфатному ангідриду на Добро-твірській ТЕС [64, с. 9–29]. За даними Львівського обласного центру з гідрометеорології, 2009 року було відібрано 362 проби повітря для визначення вмісту діоксиду сульфуру (перевищень не виявлено) та діоксиду нітрогену (перевищення ГДК виявлено у 42 пробах – 11,6 %) у транскордонних перенесеннях атмосферного повітря [61, с. 9–15].

## Забруднення атмосферного повітря діоксидом сульфуру

Місяць	ГДК	Роки					± 2010 до 2009 року
	мг/м <sup>3</sup>						
	2006	2007	2008	2009	2010		
Січень	0,05	0,0401	0,0434	0,037	0,038	0,031	-0,007
Лютий		0,0472	0,0431	0,041	0,039	0,032	-0,007
Березень		0,0467	0,0395	0,043	0,039	0,033	-0,006
Квітень		0,0501	0,0376	0,044	0,039	0,034	-0,006
Травень		0,0510	0,0390	0,044	0,039	0,034	-0,005
Червень		0,0516	0,0400	0,045	0,037	0,030	-0,007
Липень		0,0624	0,0410	0,045	0,035	0,029	-0,006
Серпень		0,0499	0,0380	0,045	0,035	0,027	-0,008
Вересень		0,0490	0,0376	0,045	0,034	0,029	-0,005
Жовтень		0,0452	0,0369	0,045	0,032	0,029	-0,003
Листопад		0,0440	0,0359	0,044	0,034	0,029	-0,005
Грудень		0,0402	0,0375	0,045	0,030	0,024	-0,006

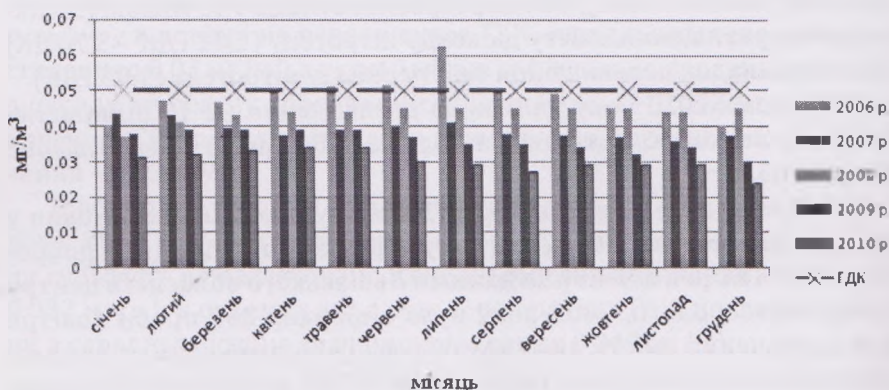


Рис. 2.3. Забруднення атмосферного повітря діоксидом сульфуру

Таблиця 2.4

Забруднення атмосферного повітря діоксидом нітрогену

Місяць	ГДК	Роки					± 2010 до 2009 року
		мг/м <sup>3</sup>					
	0,04	2006	2007	2008	2009	2010	
Січень		0,0328	0,043	0,050	0,050	0,040	-0,010
Лютий		0,0408	0,045	0,050	0,050	0,040	-0,010
Березень		0,042	0,048	0,050	0,050	0,040	-0,010
Квітень		0,0431	0,051	0,050	0,050	0,050	-
Травень		0,0433	0,056	0,050	0,050	0,050	-
Червень		0,0449	0,055	0,060	0,050	0,040	-0,010
Липень		0,0476	0,057	0,060	0,050	0,040	-0,010
Серпень		0,0447	0,054	0,055	0,050	0,039	-0,011
Вересень		0,0443	0,053	0,050	0,046	0,042	-0,004
Жовтень		0,0434	0,046	0,050	0,040	0,040	-
Листопад		0,0438	0,047	0,050	0,040	0,040	-
Грудень	0,0356	0,049	0,050	0,040	0,040	-	

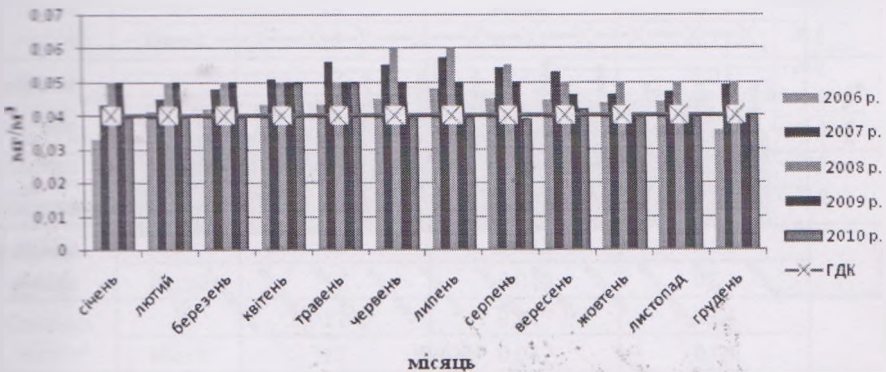


Рис. 2.4. Забруднення атмосферного повітря діоксидом нітрогену

## Забруднення атмосферного повітря оксидом нітрогену

Місяць	ГДК	Роки					± 2010 до 2009 року
		мг/м <sup>3</sup>					
		2006	2007	2008	2009	2010	
Січень	0,06	0,0294	0,0449	0,040	0,040	0,030	-0,010
Лютий		0,0414	0,0451	0,040	0,040	0,030	-0,010
Березень		0,0432	0,0454	0,040	0,040	0,030	-0,010
Квітень		0,0510	0,0384	0,040	0,040	0,030	-0,010
Травень		0,0528	0,0444	0,040	0,040	0,030	-0,010
Червень		0,0426	0,0438	0,050	0,040	0,030	-0,010
Липень		0,0534	0,0470	0,050	0,030	0,030	-
Серпень		0,0444	0,0432	0,050	0,040	0,030	-0,010
Вересень		0,0430	0,0414	0,040	0,032	0,030	-0,002
Жовтень		0,0468	0,0370	0,040	0,030	0,030	-
Листопад		0,0438	0,0380	0,040	0,040	0,030	-0,010
Грудень		0,0402	0,0410	0,040	0,030	0,030	-

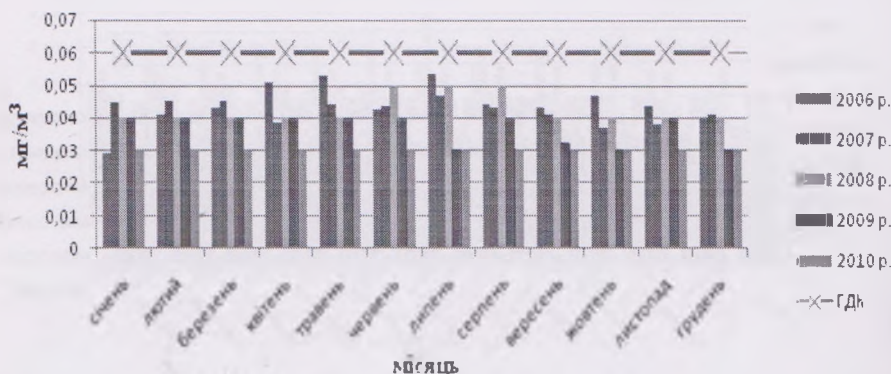


Рис. 2.5. Забруднення атмосферного повітря оксидом нітрогену

Таблиця 2.6

### Характеристика забруднення повітря на постах спостережень у м. Львів

Домішки	№ постів по місту	К-сть спостережень	Середньорічне значення концентрації	Максимальне значення концентрації	ГДК
Діоксид сульфуру, мг/м <sup>3</sup>	1	1044	0,028	0,078	0,05
	2	1032	0,030	0,077	
	3	1044	0,032	0,098	
	4	1032	0,031	0,081	
	Місто	4152	0,030	0,098	
Діоксид нітрогену, мг/м <sup>3</sup>	1	1044	0,04	0,10	0,04
	2	1032	0,04	0,10	
	3	1044	0,04	0,12	
	4	1032	0,04	0,11	
	Місто	4152	0,04	0,12	
Оксид нітрогену, мг/м <sup>3</sup>	2	1032	0,03	0,07	0,06
	Місто	1032	0,03	0,07	
Кадмій, мг/м <sup>3</sup>	3	12	-	-	-
	Місто	12	-	-	
Залізо, мкг/м <sup>3</sup>	3	12	0,322	0,71	-
	Місто	12	0,322	0,71	
Марганець, мкг/м <sup>3</sup>	3	12	0,004	0,01	-
	Місто	12	0,004	0,01	
Мідь, мкг/м <sup>3</sup>	3	12	0,009	0,02	-
	Місто	12	0,009	0,02	
Ніколь, мкг/м <sup>3</sup>	3	12	0,012	0,02	-
	Місто	12	0,012	0,02	
Свинець, мкг/м <sup>3</sup>	3	12	0,017	0,04	-
	Місто	12	0,017	0,04	
Хром, мкг/м <sup>3</sup>	3	12	0,012	0,03	-
	Місто	12	0,012	0,03	
Цинк, мкг/м <sup>3</sup>	3	12	0,049	0,33	-
	Місто	12	0,049	0,33	

### 2.3. Гідрографічна сітка

У XIII ст., що є початком забудови міста, площа сучасного Львова була розчленована густою сіткою правих і лівих приток, що впадали в головну артерію – р. Полтву (басейн Західного Бугу). Ліві притоки (потоки) – Голосіївський, Вулецький, Клепарівський; праві – Кривчицький, Пасіка. Крім того, у південно-західній частині міста знаходилися витoki р. Зубра, потоків Білогорський та Зимна Вода басейну р. Дністер. Львів займав невелику територію на правому березі р. Полтви, що витікала на безлісій ділянці Львівського плато поблизу Стрийської дороги [62] (рис. 2.6а). Давню річкову систему м. Львова подано у праці О. Степанів [109, с. 182–183].

Протягом XIV ст. продовжувалася забудова Львова в радіальних (паралельно від центру) напрямках. Проведено штучну перебудову орієнтації русла Полтви з повною зміною гідромережі. У заплаві Полтви і її приток було багато озер.

У XVI–XVIII ст. проводилися меліоративні роботи, воду спрямовували в канали, осушували територію, забудовували її, площа басейнів дрібних річок (потоків) скорочувалася (рис. 2.6б). Однак ще у XVIII ст. в долинах р. Полтви були мочари, зарослі тростиною. Перекривати ріку в межах міста почали 1841 року при будівництві площі Міцкевича. Основні роботи із засклепіння русла Полтви проводилися у 1883–1892 рр. Спрямування річок у колектори в межах Львова закінчилося 1914 року [189]. Скорочення поверхневих вод на території міста Львова на кінець XIX ст. у зв'язку із розширенням забудови ілюструє рис. 2.6в.

Наприкінці XIX ст. на території сучасного Львова було багато озер. У басейні потоку Вулецького знаходилось озеро “Світязь” (тепер спорткомплекс “Медик»), став “Морське Око”, озеро Собка (стадіон “Львівелектротранспорт»), Пелченський став (перед входом до парку ім. Б. Хмельницького), Панський став. На центральній парковій алеї Стрийського парку було створене штучне озеро, яке існує і зараз. Дотепер збереглися Піскові (Алтайські) озера, Винниківське, Брюховецькі озера, Замарстинівський, Левандівський стави. На теперішній території міста є близько 26 озер загальною площею 22 га. Поверхневих рік у Львові немає, р. Полтву взято в колектор (тече

трубами та тунелями) завдовжки 4 км, дрібні потоки (струмочки) засипано (рис. 2.6г).



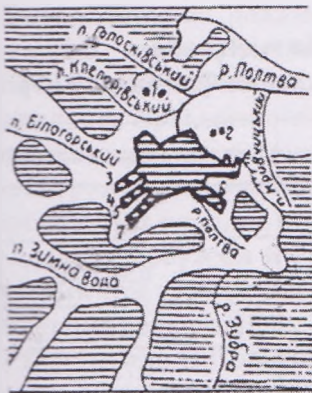
- 1 - Високий Замок
- 2 - Гора Льва
- 3 - Краківське передмістя
- 4 - Краківські ворота
- 5 - Галицькі ворота
- 6 - Галицьке передмістя

а)



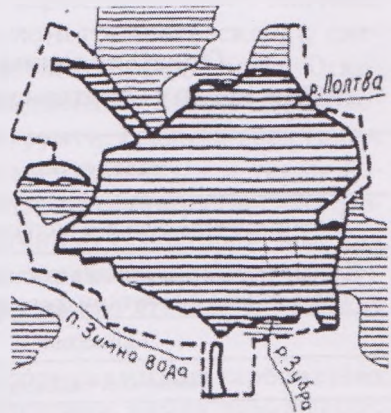
- 1 - Клепарів
- 2 - Жалківське передмістя
- 3 - Високий Замок
- 4 - Гора Льва
- 5 - Краківське передмістя
- 6 - Глинянське передмістя
- 7 - Юрська гора
- 8 - Галицьке передмістя
- 9 - Дичаків

б)



- 1 - Клепарів
- 2 - Високий Замок
- 3 - Левадівка
- 4 - Богданівка
- 5 - Сигнівка
- 6 - Погулянка
- 7 - Кульпарків

в)



г)

Рис. 2.6. Зміна поверхневих вод на території м. Львова:

а) кінець XIII ст.; б) кінець XVII ст.;

в) кінець XIX ст.; г) XX ст.



В околицях теперішніх вулиць В. Великого (с. Кульпарків), Виговського (с. Сигнівка і Скнилів), Замарстинівської (с. Замарстинів), Клепарівської (с. Клепарів), Сихівського масиву (с. Сихів) знаходяться різні за розміром, екологічним станом озера. Але більшість із них перебуває в запущеному, невпорядкованому стані. Процес обезводнення урботериторії Львова продовжується, і це викликає стурбованість, зменшує можливість використання водойм для рекреації і оздоровлення населення.

## 2.4. Характеристика ґрунтів та парково-вуличної рослинності міста

**Ґрунтовий покрив.** Природні ґрунти Львова представлено дерново-підзолистими ґрунтами на давньоалювіальних і водно-льодовикових відкладах, сірими ґрунтами переважно на лесоподібних відкладах, чорноземами, торфовими ґрунтами й урбоземами (табл. 2.7, рис. 2.7).

Таблиця 2.7

### Співвідношення площ ґрунтів м. Львова (дані кафедри ґрунтознавства ЛНУ ім. Івана Франка, 2011)

Назва ґрунту	Співвідношення площ, %
Дерново-прихованопідзолисті і слабопідзолисті	7,53
Дерново-слабопідзолисті в поєднанні з виходами порід і змито-розмитими ґрунтами ярів і балок	0,54
Сірі лісові	15,28
Темно-сірі опідзолені	0,72
Чорноземи опідзолені на лесоподібних відкладах	5,30
Лучні, чорноземно-лучні та лучні карбонатні	3,82
Низинні торфовища	5,90
Урбаноземи в поєднанні з рекультивованими ґрунтами з насипним гумусовим горизонтом	60,91

За даними табл. 2.7, найбільшу площу в місті займають урбоземи та рекультивовані ґрунти. Аналіз їхнього стану показав, що природний ґрунтовий покрив на більшій частині території Львова зруйновано і перетворено в ґрунти різного ступеня урбанізації. Він зберігся лише невеликими острівками в міських парках і лісопарках та на периферійних ділянках міста.

Урбоземи (урбаноземи) розрізняють за характером їх формування (насипні, перемішані), за вмістом гумусу, за ступенем порушення профілю, за кількістю і складом включень (бетон, скло, токсичні відходи) тощо. Площа урбаноземів міста 1967 року була значно меншою (рис. 2.7).

Для більшості ґрунтів Львова характерна відсутність генетичних горизонтів і наявність різноманітних за забарвленням та потужністю шарів штучного походження, підвищена щільність. Ґрунти забруднені будівельним сміттям, викидами промислових об'єктів і автотранспорту, а також різноманітними токсичними ксенобіотиками. До 30–40 % площі житлових забудованих зон становлять запечатані ґрунти (екраноземи) [140, с. 25–36].

Ґрунтовий покрив у межах міста характеризується значним різноманіттям за показниками гранулометричного складу, скелетністю, водно-фізичними властивостями й родючістю. Основними типами ґрунтів природного походження у Львові є дерново-підзолисті, сірі і світло-сірі опідзолені ґрунти, трапляються також дерново-карбонатні ґрунти й чорноземи карбонатні, а також болотні ґрунти. Дерново-підзолисті ґрунти, що сформувалися на безкарбонатних породах під лісовою рослинністю, поширені в межах Грядового Побужжя й Розточчя. Вони характеризуються незначним вмістом гумусу, кислою реакцією і малою кількістю рухомих поживних речовин [59].

Сірі і світло-сірі опідзолені ґрунти сформувалися на карбонатних лесоподібних суглинках під широколистяними лісами Давидівського пасма і Львівського плато, а також Розточчя. За фізико-хімічними й агрохімічними властивостями ці ґрунти до певної міри є кращими за дерново-підзолисті, але серед них також трапляються малогумусні різновидності [59].



### Умовні позначення:

~ — межі ґрунтових контурів;

⊙ — Львів

\* — за картою "Ґрунти Львівської області" (Київ, 1967) з доповненнями авторів

### НОМЕНКЛАТУРНИЙ СПИСОК ҐРУНТІВ\* Державно-відкласні ґрунти на чорноземній залиці, водно-льодовикових відкладах

- 2 Державно-слабо- і середньоджологізовані в глинисто-піщаних ґрунтах
- Державно-чорноземні одкласні ґрунти на дельтовій залиці, водно-льодовикових відкладах та на льодовикових і султаникових
- 6 Державно-приховані одкласні і сивої підкласні джологізовані піщано-глинисто-піщаних ґрунтах
- 7 Державно-слабоджологізовані глинесто-піщані і султаникові ґрунти
- 0 Одкласні одкласні ґрунти переважно на делювіальних породах
- 17 Ясно-середньоджологізовані крупноподшарувато-легкосуглинкові ґрунти
- 18 Сіро-оджологізовані супіщані та крупноподшарувато-легкосуглинкові ґрунти
- 19 Темно-сірі оджологізовані крупноподшарувато-легкосуглинкові ґрунти
- 20 Чорноземні одкласні крупноподшарувато-легкосуглинкові
- 0 Одкласні одкласні ґрунти переважно на делювіальних породах
- 21 Ясно-сірі одкласні одкласні крупноподшарувато-легкосуглинкові ґрунти
- 22 Сірі оджологізовані крупноподшарувато-легкосуглинкові ґрунти
- 23 Темно-сірі оджологізовані крупноподшарувато-легкосуглинкові ґрунти
- 24 Чорноземні одкласні одкласні крупноподшарувато-легкосуглинкові
- 25 Урбаніземні
- Чорноземні переважно на делювіальних породах
- 78 Чорноземні карбонатні на сивій карбонатній поріді і щільно-середньоджологізовані і щебенисті

- Лучні ґрунти ще делювіальних та акумулятивних відкладах
- 111 Чорноземно-лучні піщано-середньоджологізовані ґрунти
- 118 Лучні крупноподшарувато-легкосуглинкові ґрунти
- 119 Лучні карбонатні піщано-легкосуглинкові ґрунти
- Лучно-одкласні ґрунти на чорноземній залиці та делювіальних відкладах
- 131 Лучно-одкласні крупноподшарувато-легкосуглинкові ґрунти\*
- Водно-льодовикові одкласні ґрунти в районі м. Львів
- 136 Торфово-близькі крупноподшарувато-легкосуглинкові ґрунти
- Торфонія
- 138 Торфовіща близькі крупноподшарувато-легкосуглинкові
- Делювіальні ґрунти
- 158 Державно-рвані одкласні глинисто-піщаних ґрунтах
- 162 Державно-одкласні супіщані і султаникові ґрунти
- 168 Державно-одкласні одкласні супіщані ґрунти
- ДлФ Державно-лісовий фонд (неспеціалізовані ґрунти)
- Л ґрунти султаникові та щільні на рифі
- Лс і лесові території
- F Водно-льодовикові відклади
- ald Алювій-делювіальні
- d Делювіальні
- k Карбонатні щільні породи
- ek Елювій карбонатних щільних порід

Рис. 2.7. Ґрунтовий покрив м. Львова

Карбонатні чорноземи мають незначне поширення, трапляються на давніх терасах річок і сформувалися на лесоподібних суглинках під лучною рослинністю. Ці ґрунти характеризуються високим ступенем насичення основами і вмісту гумусу, мають нейтральну або слаболужну реакцію, вирізняються високою родючістю.

Болотні ґрунти є на Грядовому Побужжі в долинах річок. Серед болотних ґрунтів виділяють лучно-болотні, болотні, торфово-болотні й торфовища. Лучно-болотні ґрунти сформувалися під злаково-осоковою рослинністю й характеризуються високим ступенем оглеєння. Торфово-болотні ґрунти (Львівсько-Любінська рівнина) характеризуються незначною потужністю оторфованого горизонту (20–50 см), а торфовища мають торфований горизонт від 50 см до 2 м. Багато ділянок під торфовищами, із заболоченими й перезволоженими ґрунтами внаслідок меліорації, були осушені [59].

Найбільших змін зазнали ґрунти в заплаві р. Полтва, русло якої було каналізоване. У цій частині заплава річки сформувалася за рахунок насипних ґрунтів потужністю від 1 до 5 м. Зазнали трансформації ґрунти на території Львівського плато (південна, південно-західна і східна частини міста). Потужність насипних ґрунтів тут коливається від 1 до 15 м [38].

Наслідком антропогенного впливу на район Розточчя є терасування схилів, що призвело до змін ґрунтового покриву території. Найменш зміненою з точки зору ґрунтового покриву до сьогоденського часу залишається Львівсько-Любінська рівнина. У парках міста та на околицях, унаслідок значного рекреаційного навантаження, ґрунтовий покрив є ущільнений, що впливає на його водно-фізичні властивості.

**Рослинність.** Зелені насадження Львова є обов'язковою складовою містобудівного каркасу міста. До системи зелених насаджень міста належать міські ліси та міські насадження загального користування, внутрішньоквартальні насадження житлових районів, насадження вулиць, парки, газони, квітники та інші насадження, включаючи об'єкти природно-заповідного фонду. Площа зелених насаджень Львова за різними категоріями становить 33286 га, у тому числі в межах міста 4419 га, або майже 26 % від площі міста (табл. 2.8) [59]. На одного мешканця Львова припадає близько 54 м<sup>2</sup> зелених міських насаджень.

## Структура зелених насаджень міста Львова, га

<b>Насадження загального користування, у тому числі:</b>	<b>1466,0</b>
парки	470,0
лісопарки	509,9
сквери	48,0
бульвари	7,6
зони відпочинку	211,5
інші об'єкти	219,0
<b>Насадження спеціального призначення</b>	<b>481,0</b>
<b>Внутрішньоквартальні насадження</b>	<b>1386,0</b>
<b>Насадження обмеженого користування</b>	<b>921,0</b>
<b>Вуличні насадження</b>	<b>135,0</b>
<b>Ботанічні сади</b>	<b>17,0</b>
<b>Квіткові господарства</b>	<b>13,0</b>
<b>Загалом</b>	<b>4419,0</b>

Лісопаркова частина зеленої зони міста займає 28867 га (8 лісництв – Борщівське, Брюховицьке, Завадівське, Винниківське, Красівське, Липниківське, Лапаївське і Товцівське). Площа лісів у межах міста (Винниківське, Завадівське і Брюховицьке лісництва) становить 3447 га. Природна рослинність на території, яку зараз займає Львів, визначається його положенням у межах Східноєвропейської та Центральноєвропейської геоботанічних провінцій на стику 4-х геоботанічних районів – Немирово-Магерівського району букових, дубово-соснових та дубово-грабових лісів (північна та північно-західна околиці Львова), Гологоро-Вороняківського району букових лісів (південно-західна околиця), Щирецького району дубових лісів (південна околиця) та Кам'янка-Бусько-Винниківського району дубово-соснових, дубових та грабово-дубових лісів (східна околиця міста).

На схилах Давидівського пасма в минулому були поширені дубово-соснові, дубові та грабово-дубові ліси. Ліси такого типу, хоча і дуже пошкоджені лісопатогенами, дотепер збереглися в зоні міста лише на окремих ділянках у регіональному ландшафтному парку «Знесіння». Зараз тут знаходяться дві найбільші зелені зони, одна з яких містить парк «Високий Замок» і регіональний ланд-

шафтний парк «Знесіння» (на його території знаходилася пам'ятка загальнодержавного значення «Хомець»), а друга – Личаківський сквер і лісопарк «Погулянка». На решті території ростуть штучні насадження клена, явора, липи дрібнолистої, граба, кінського каштана, червоного дуба, модрина сибірської і сосни звичайної. У цих насадженнях відсутній нижній ярус, вони є значно засміченими синантропними (пов'язаними із діяльністю людини) видами. Характерною особливістю Давидівського пасма було те, що на його південних та південно-західних схилах зустрічалася лучно-степова рослинність (на території м. Львова вона збереглася лише на невеличкій ділянці гори Хомець на території регіонального ландшафтного парку «Знесіння») [59].

Природною рослинністю Львівського плато були дубові й букові ліси. У долинах річок були поширені луки й болота. Зелені зони на цій території є надзвичайно зміненими. Невеличкі ділянки з природною рослинністю, що збереглася в парку поблизу вул. Княгині Ольги і в парку «Залізна вода», представлені значно пошкодженими лісопатогенами буковими й дубово-грабовими лісами. Більша ж частина території зелених зон (Стрийський парк, парк ім. Богдана Замельницького й Цитадель, до якої з півдня прилягає невеликий лісопарк біля вул. Княгині Ольги, а також Снопківський парк біля стадіону «Україна») – це вторинні насадження липи, клена, граба й різноманітних культурних інтродуцентів. Усі ці насадження мають дуже збіднений трав'яний покрив.

На Львівському Розточчі були поширені природні дубово-соснові, дубово-грабові і букові ліси, в заплавах річок на лучно-болотних ґрунтах – заплавні луки й евтрофні болота. Надзвичайно цікавими флористичному плані були урочища «Голоско» й останець «Кортумова гора», які тепер цілковито використані під городні ділянки мешканців Львова. Окремі ділянки зміненої первинної рослинності Розточчя збереглися в зоні новобудов житлового масиву Рясне.

У районі Львівсько-Любінської рівнини дотепер збереглися унікальні лучно-болотні і торф'яні угруповання. Флора Львова кінця XIX ст. нараховувала 1059 видів, які належать до 503 родів і 111 родин. У її складі було зафіксовано 785 синантропних (пов'язаних із присутністю людини) видів рослин. Загальна кількість видів вищих рослин у Львові на кінець XX ст. становила 988, з яких 83 % – це синантропні види [59].



## РОЗДІЛ 3

# ВИВЧЕННЯ СНІГОВОГО ПОКРИВУ ТА ЙОГО ХІМІЗМУ НА ТЕРИТОРІЇ МІСТА ЛЬВОВА

### 3.1. Величини рН

У грудні 2008 р. на території Сихівського району м. Львова проведено польове знімання снігового покриву на площі 1756,7 га. Діагностику снігу на реакцію рН здійснювали двома методичними засобами. Визначали величини рН лакмусовим індикатором у польових умовах та інструментально рН-метром Checker. Одержано сорок показників рН (табл. 3.1).

Таблиця 3.1

**Характеристика рН опадів (снігу) Сихівського району  
м. Львова (25.12.2008 р., на 2-й день після випадання)**

№ проби	Назва вулиці	рН опадів (сніг)		№ пр.	Назва вулиці	рН опадів (сніг)	
		польова діагностика	лабораторна діагностика			польова діагностика	лабораторна діагностика
1	2	3	4	5	6	7	8
1	Стрийська (Іподром)	6,0	5,98	11	Зелена, 327	5,5	5,66
2	Стрийська (Автовокзал)	4,5	4,66	12	Зелена, 508	5,5	5,61
3	Демнянська, 1	6,0	6,41	13	Луганська, 20	6,0	6,73
4	Стрийська, 47	5,0	5,15	14	Персенківка, 30	6,0	6,21
5	Хуторівка, 32	5,0	5,16	15	Стрийська, 33	5,0	4,97

Продовження таблиці 3.1

1	2	3	4	5	6	7	8
6	Червоної Калини, 77	5,0	5,09	16	Парк «Залізні води»	5,0	4,53
7	Г. Хоткевича (лі- сопарк «Зубра»)	5,0	5,27	17	Дунайська, 7	5,0	4,81
8	Коломийська, 8	6,0	6,98	18	Дж. Вашингтона, 31	5,5	5,6
9	Зелена, 251	5,5	5,48	19	М. Пимоненка, 15	5,5	5,69
10	Зубрівська, 14	5,5	5,72	20	Пирогівка, 30	5,5	5,65

Під час досліджень встановлено, що величини рН снігової води коливалися в межах від 4,5–5,5 і лише в п'яти пробах рН становили близько 6,0. За інструментальними вимірюваннями кислотність талої снігової води становила 4,53–6,98 (див. табл. 3.1). На величини рН 4,53–5,61 припадає 11 проб (55 %), на величини 5,61–6,98 – 9 проб (45 %). Тобто грудневий сніговий покрив переважно характеризувався наявністю сульфатної і нітратної кислот, в окремих місцях виділявся червонуватий відтінок снігу. Під час знімання товщини снігового покриву сягала 50–60 см.

Аналогічні дослідження проведено в лютому 2009 р., але вже на усій території Львова. У табл. 3.2 подано результати визначень рН (25 проб). Із них лише в 9 (36 %) показники були дещо вищі за 5,6 (5,80–6,80). За більшістю величин (64 %), сніг характеризувався як кислотний (показники рН змінювалися від 4,90 до 5,55) (табл. 3.2).

Закартовано поширення кислотних опадів на території м. Львова. На картосхемі виділено аномальні поля за кислотним показником рН (рис. 3.1). Майже на всій території міста сніг є кислотним. Величини рН снігової води коливалися в західній частині міста в межах 5,15–5,45; у північно-східній – 4,90–5,49; у південній – 4,98–6,42. Найвищий кислотний показник рН (4,90) зафіксовано в долині р. Полтва, найнижчий (6,80) – у центральній частині міста, що може бути обумовлено дещо відмінними мікрокліматичними особливостями в найбільш пониженої частині міста, де за рахунок газових викидів автомобільним транспортом температура вища.



**Характеристика рН опадів (снігу) м. Львова  
(13.02.2009 р., у день випадання)**

№ проби	Назва вулиці	Товщина снігу, см	Об'єм талої води, мл	рН опадів	№ проби	Назва вулиці	Товщина снігу, см	Об'єм талої води, мл	рН опадів
1	Пр. Червоної Калини,77	23	230	5,80	14	Парк ім. Богдана Хмельницького	11	210	5,17
2	Стрийська (Автовокзал)	25	210	5,47	15	Парк імені Івана Франка	13	200	6,80
3	Зелена, 405 (ст. Сихів)	16	175	6,17	16	Пр. Свободи	2	150	5,25
4	Зелена, 251	10	180	6,42	17	Парк «Високий Замок»	9	165	5,55
5	Луганська (ст. Персенківка)	21	200	5,93	18	Чорновола-Ли- пинського	7	190	5,28
6	Наукова, 62	20	175	5,45	19	Шевченка, 370	12	240	5,15
7	Сахарова, 23	8	160	4,98	20	Липинського- Хмельницького	15	225	4,96
8	Кульпарківська, 35	6	210	5,25	21	П. Орлика (Замарстинів- ський парк)	19	155	6,24
9	Виговського (Скнилівський парк)	8	205	5,34	22	Пасічна (парк «Погулянка»)	11	190	6,36
10	Ряшівська	17	190	5,33	23	Мечникова	8	255	6,39
11	Широка, 85	13	220	5,28	24	Тракт Глинян- ський,123	12	195	5,49
12	Пл. Двірцева	14	250	4,97	25	Парк «Знесіння»	16	230	4,90
13	Кримська (Сноп- ківський парк)	10	185	6,49					



- Умовні позначення
- рН
  - Межі урбанландшфти
  - Точки відбору проб
- Урбанландшфти:
- I. Грядове Побужжя
  - II. Давидівське пасмо
  - III. Львівське плато
  - IV. Львівсько-Любінська рівнина
  - V. Дolina р. Полтва



Рис. 3.1. Показник кислотності рН снігового покриву м. Львова (13.02.09 р.)

Установлено деяку залежність показників рН від ландшафтних особливостей міста та суміжних територій. У південно-західній частині (Львівське плато, Розточчя) майже всі величини рН нижчі за 5,6 і змінюються від 4,97 до 5,47. У східній частині міста, де ландшафти представлені Грядовим Побужжям, долиною ріки Полтва, величини рН дуже відрізняються і змінюються від 4,90 до 6,49, але переважно належать до середньоокислої та слабоокислої реакції.

У лютому 2010 року проведено повторне дослідження рН снігового покриву Львівської урбозони на 25-ти попередніх полігонах. У табл. 3.3 подано результати дослідження. Проби снігу відбирали в одноденний період. У них визначали рН та вміст хімічних елементів, що накопичилися в атмосфері як техногенні полютанти.

Таблиця 3.3

**Характеристика рН опадів (снігу) м. Львова  
(21.02.2010 р., у день випадання)**

№ проби	Назва вулиці	Товщина снігу, см	Об'єм талої води, мл	рН опадів	№ про-би	Назва вулиці	Товщина снігу, см	Об'єм талої води, мл	рН опадів
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	Пр. Червоної Калини,77	28	225	5,75	14	Парк ім. Богдана Хмельницького	14	160	5,23
2	Стрийська, (Автовокзал)	29	190	5,50	15	Парк імені Івана Франка	17	160	5,60
3	Зелена, 405 (ст. Сихів)	21	165	5,44	16	Пр. Свободи	4	175	5,15
4	Зелена, 251	13	165	5,93	17	Парк «Високий Замок»	15	165	6,10
5	Луганська (ст. Персенківка)	23	160	5,77	18	Чорновола - Липинського	13	185	5,90
6	Наукова, 62	27	195	5,58	19	Шевченка, 370	17	255	4,90

Продовження таблиці 3.3

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
7	Сахарова, 23	14	170	5,77	20	Липинського – Хмельницького	23	165	5,53
8	Кульпарківська, 35	9	195	6,21	21	П. Орлика (Замарстинівський парк)	25	135	5,91
9	Виговського (Скнилівський парк)	10	155	5,08	22	Пасічна (парк «Погулянка»)	14	175	6,17
10	Ряшівська	22	270	4,93	23	Мечникова	13	155	5,22
11	Широка, 85	17	100	5,67	24	Тракт Глинянський, 123	11	185	5,50
12	Пл. Двірцева	23	180	5,53	25	Парк «Знесіння»	18	180	5,57
13	Кримська (Снопківський парк)	17	155	5,09					

Зазначимо, що планувався відбір проб дощової води. Однак відібрати одночасно проби дощу на 25 полігонах практично неможливо (площа досліджень 18,2 тис. га). А відбір проб у різні проміжки часу методично не виправданий, адже склад дощів з кожним моментом змінюється. Тому їх порівняння не дає можливості об'єктивно оцінити рН та вміст хімічних полютантів. Попередні дослідники встановили, що через три дні після випадіння снігу рН змінюється в бік нейтрального показника. Тому, згідно з прийнятою методикою досліджень, відбирали проби снігу в одноденний період.

За даними табл. 3.3, більшість проб снігу за показником рН у 2010 р. належали до кислотних. З величинами рН нижче від 5,6, тобто з підвищеним вмістом нітратної і сульфатної кислот, виявлено 15 проб (4,90–5,60; 60 %). Величини рН у інших 10 пробах змінювалися від 5,67 до 6,21 одиниць (табл. 3.3).

Складено картосхему розподілу рН на урбоплощі Львова 2010 року (рис. 3.2). Вищі показники кислотності снігу характерні для західної частини урботериторії (Львівське плато, Львівсько-Любінська рівнина) – рН становило 4,90–5,67, нижчі – для центральної та східної частин (долина р. Полтва, Давидівське пасмо) – 5,09–6,17.



Рис. 3.2. Показник кислотності рН снігового покриву м. Львова (21.02.10 р.)

Отже, унаслідок техногенного забруднення атмосфери діоксидом сульфуру й оксидами нітрогену, зафіксовано утворення кислотних дощів і випадання їх на дослідну урбоплощу, що негативно впливає на всі компоненти урболандшафтів та архітектурні пам'ятки.

Проведено також зівставлення величин рН за 2010–09 рр. Динаміку показників рН за ці роки подано в таблиці 3.4.

Таблиця 3.4

Різниця у величинах рН снігу м. Львова у 2010 і 2009 рр.

№ проби	Назва вулиці	рН		Зміна рН (+/-)	№ проби	Назва вулиці	рН		Зміна рН (+/-)
		2010	2009				2010	2009	
1	Пр. Червоної Калини, 77	5,75	5,80	-0,05	14	Парк ім. Богдана Хмельницького	5,23	5,17	+0,06
2	Стрийська, (Автовокзал)	5,50	5,47	+0,03	15	Парк імені Івана Франка	5,60	6,80	-1,20
3	Зелена, 405 (ст. Сихів)	5,44	6,17	-0,73	16	Пр. Свободи	5,15	5,25	-0,10
4	Зелена, 251	5,93	6,42	-0,49	17	Парк «Високий Замок»	6,10	5,50	+0,60
5	Луганська (ст. Персенківка)	5,77	5,93	-0,16	18	Чорновола – Липинського	5,90	5,28	+0,62
6	Наукова, 62	5,58	5,45	+0,13	19	Шевченка, 370	4,90	5,15	-0,25
7	Сахарова, 23	5,77	4,98	+0,79	20	Липинського – Хмельницького	5,53	4,96	+0,57
8	Кульпарківська, 35	6,21	5,25	+0,96	21	П. Орлика (Замарстинівський парк)	5,91	6,24	-0,33
9	Виговського (Скнилівський парк)	5,08	5,34	-0,26	22	Пасічна (парк «Погулянка»)	6,17	6,36	-0,19
10	Ряшівська	4,93	5,33	-0,40	23	Мечникова	5,22	6,39	-1,17
11	Широка, 85	5,67	5,28	+0,39	24	Тракт Глинянський, 123	5,50	5,49	+0,01
12	Пл. Двірцева	5,53	4,97	+0,56	25	Парк «Знесіння»	5,57	4,90	+0,67
13	Кримська (Снопківський парк)	5,09	6,49	-1,40					

Порівняння різниці цифрових величин за дворічний період, що характеризують екологічний стан атмосфери через сніговий покрив, дало можливість зробити важливі висновки:

1. У тринадцяти пробах кислотні показники зменшилися на 0,05–1,40 одиниці рН, тобто збільшилася кислотність опадів.

2. У дванадцяти пробах величини рН збільшилися в бік нейтральної реакції.

3. У дванадцяти пробах збільшення та зменшення рН на соті доли відбулися в межах граничного показника 5,6.

4. З 50-ти визначень величин рН у тридцяти одній пробі (62 %) показники були нижчі від граничного показника кислотних опадів (рН 5,6), тобто сніг був кислотним. У 19-ти пробах (38 %) кислотні показники були близькі до стандартної величини й характеризувалися різним ступенем кислотності опадів. Не зафіксовано в жодній пробі показник рН з нейтральною реакцією.

Отже, під час досліджень зафіксовано деяке підвищення кислотності снігу (52 % проб) на всій території урбосистеми 2010 року порівняно з 2009 роком, тобто зменшення кислотних показників рН в сторону посилення ролі кислот і зміни від слабокислої (6,21) до середньокислої (4,90) реакції.

Дослідження екологічного стану снігового покриву за останнє десятиліття показали, що на території Львівської урбоплощі систематично випадають кислотні опади, які істотно впливають на стан рослинного покриву, ґрунти, водні об'єкти, пам'ятки архітектури. Тому важливим напрямком екологічної політики нашого міста є проведення комплексних міжнародних досліджень з вивчення кислотності опадів та розробка міждержавних антидеградаційних програм зі зменшення викидів кислотоутворювальних хімічних сполук.

### 3.2. Вміст хімічних елементів у опадах (2009 рік)

На основі вивчення наукових здобутків різних авторів та власних досліджень встановлено закономірності розсіювання техногенних полютантів у взаємозв'язку із морфологічною будовою поверхні, транскордонною й місцевою атмосферною циркуляцією в різні пори року на всій площі урбосистеми.

У лютому 2009 р. проведено знімання снігового покриву на площі 18,2 тис. га (25 проб) і визначено вміст хімічних елементів. Крім цього, на кожній точці в польових умовах визначено рН-метром Спеккер кислотність снігу через кислотний показник рН.

У сніговому покриві атомно-адсорбційним методом визначено 14 хімічних елементів: Pb, Mn, Fe, Ti, Cu, Cd, Mo, Cr, V, Zr, Sr, Ba, Zn і Sn. За даними табл. 3.5 у розподілі хімічних елементів, що випали із сніговими опадами на поверхню урбоплощі, чітко виділяються два типи акумуляції поллютантів: низький із відносно рівномірним розподілом і невисокими величинами (Sn, V, Cr, Cu, Mn, Pb, Mo, Cd, Zr) і високий з надто нерівномірним розподілом і дуже великою варіабельністю (Fe, Ti, Sr, Ba, Zn).

Такі відхилення від середнього значення вмісту техногенних хімічних елементів обумовлюються вітровим режимом та гіпсопатричними особливостями – наявністю так званих «аеродинамічних труб». Абсолютні висоти поздовжніх височинних пасм змінюються від 350 до 470 м, а відносна висота сягає 80–100 м, що в загальному відповідає частині території в межах міста – Львівсько-Любінська рівнина (Розточчя), Грядове Побужжя, Львівське плато. Горбогір'я глибоко почленовані річковими долинами. Такий грядово-горстовий рельєф без сумніву має вплив на вітровий режим та перерозподіл снігового покриву й хімічних елементів, що випали на поверхню із опадами.

Крім цього, необхідно відзначити, що атмосферне забруднення, яке переноситься переважно із заходу, неоднорідне. Концентрація хімічних елементів у різних типах атмосферних утворень, імовірно, різна, неоднакова і кількість твердих частинок.

Важливу роль у нерівномірному розподілі хімічних поллютантів на урбоплощі відіграє місцева атмосферна циркуляція, що обумовлена наявністю прохідних долин, різним температурним режимом. У центральній частині урбосистеми температура порівняно з плато та грядами є вищою.

Надаємо аналіз вмісту та розподілу техногенних поллютантів, що виявлені у сніговому покриві в лютому 2009 року. За даними табл. 3.5 найнижчі показники мають Cd (0,27–1,50 мкг/л), Sn (7,0–8,0), V (12,0–16,0), Mo (7,0–10,5), Mn (1,0–56,5; в окремих випадках 100,0), Pb (11,5–20,0), Cu (7,5–74,0), Cr (17,0–27,0 Zr (8,0–25,5) мкг/л.



Таблиця 3.5

## Вміст хімічних елементів у сніговій воді (2009 р.), мкг/л

Код проби	Pb	Mn	Fe	Ti	Cu	Cd	Mo	Cr	V	Zr	Sr	Ba	Zn	Sn
<b>I. Градове Побужжя</b>														
21	14,5	31,5	698,5	184,0	74,0	0,31	7,0	22,0	12,0	25,5	177,5	59,5	97,5	7,0
<b>II. Давидівське пасмо</b>														
4	13,0	35	462,5	269,5	14,5	0,59	8,5	22,0	12,0	8,0	475,5	85,0	77,0	7,0
13	11,5	3,5	203,0	125,5	7,5	0,50	7,0	17,0	13,0	10,0	158,5	22,0	83,5	7,0
22	14,5	3,5	165,0	257,0	20,5	0,69	9,0	18,5	12,0	25,5	108,5	9,5	83,5	7,0
23	14,5	3,5	109,5	131,5	45,0	0,37	7,0	17,0	13,0	13,5	117,0	29,0	144,5	7,0
<b>III. Львівське плато</b>														
1	14,5	21,5	432,0	245,0	64,5	0,58	9,0	23,5	12,0	9,0	379,0	127,5	90,0	7,0
2	16,0	56,5	102,0	152,0	21,5	0,43	7,0	21,0	13,0	8,0	302,0	71,0	83,5	7,0
3	16,0	18,0	403,5	222,5	18,0	0,36	8,5	25,0	16,0	9,0	379,0	81,5	97,5	7,0
5	11,5	4,0	165,0	167,0	12,5	0,47	8,5	17,0	15,0	12,0	280,0	41,5	90,0	7,0
6	11,5	2,5	203,0	144,5	17,0	0,59	8,5	21,0	12,0	9,0	177,5	41,5	77,0	7,0
7	11,5	6,5	117,0	114,0	54,0	0,27	8,5	21,0	12,0	8,0	249,5	145,5	83,5	7,0
8	16,0	2,0	89,0	193,0	10,5	1,50	10,5	21,0	12,0	15,0	364,5	65,0	77,0	7,0
9	11,5	6,5	144,0	103,5	8,0	0,27	7,0	17,0	12,0	8,0	147,0	174,5	97,5	7,0
10	15,5	7,0	140,5	124,5	16,5	0,52	8,5	20,5	14,5	11,5	176,5	45,5	100,0	8,0
<b>IV. Львівсько-Львівська рівнина</b>														
11	11,5	1,5	102,0	138,0	13,5	0,43	7,5	21,0	12,0	11,0	223,0	41,5	90,0	7,0
12	13,0	1,0	328,0	131,5	28,5	0,37	7,0	17,0	13,0	15,0	121,5	17,0	90,0	7,0
14	20,0	2,0	189,5	138,0	16,5	0,50	7,5	17,0	12,0	15,0	141,5	29,0	90,0	7,5
19	13,0	1,5	109,5	108,5	35,5	0,32	7,0	17,0	15,0	12,0	280,0	106,5	77,0	7,0
<b>V. Долина р. Полтва</b>														
15	16,0	32,0	568,5	233,5	12,0	1,28	10,5	21,0	12,0	15,0	249,5	182,5	105,5	7,0
16	16,0	100,0	2095,5	193,0	29,5	0,57	8,5	27,0	23,0	18,5	259,5	62,0	156,0	7,0
17	11,5	19,5	134,5	212,0	8,0	0,58	8,5	21,0	12,0	12,0	280,0	52,0	77,0	11,0
18	13,0	1,0	134,5	167,0	8,0	0,50	7,5	19,5	15,0	15,0	86,5	8,0	123,5	7,0
20	20,0	42,5	217,5	184,0	17,0	0,50	9,5	22,0	12,0	18,5	223,0	85,0	114,0	7,0
24	11,5	7,5	154,0	212,0	28,5	0,80	8,5	17,0	12,0	25,5	131,0	15,5	97,5	7,0
25	20,0	18,0	568,5	167,0	34,0	0,50	8,5	17,0	15,0	20,5	136,0	20,5	97,5	7,0
Адаменко О.	0,006 10 мкг/л	5-70	6-2100	5-72	1-112	0,4-2,7	-	-	-	-	-	-	50-101	-

Найвищими показниками і найбільшим відхиленням від середніх величин характеризуються Fe (89,0–2095,5 мкг/л), Sr (86,5–475,5); високими й стабільними значеннями – Ti (103,5–269,5) мкг/л. Дещо менші показники характерні для Ba і Zn та змінюються відповідно від 8,0 до 182,5 мкг/л та від 77,0 до 156,0 мкг/л.

*Вміст Pb у сніговому покриві.* Одним із найагресивніших полютантів, який накопичується в усіх компонентах урбосистеми є плюмбум. В літературних джерел відомо, що основним джерелом його поповнення у природних і урбанізованих територіях є автомобільний транспорт. Вивчення розсіювання Pb вздовж автомагістралей Волинської області [31] показало, що максимальна кількість плюмбуму накопичується у 25-метровій смузі та різко зменшується у 50- і 100-метровій. Однак значна частина його розсіюється за межами 100-метрової смуги. Наприклад, у рослинному покриві в 50-метровій смузі кількість Pb зменшилася на 44,8–58,1 %, тобто за межами цієї смуги залишилося 41,9–53,2 % Pb. Аналогічна картина розподілу Pb спостерігалася у придорожніх смугах ґрунтового покриву. Однак гіпсометричний рівень дороги вносив істотні корективи в розподіл Pb. Зрозуміло, що значна його частина підхоплювалась атмосферними потоками, переносилася на значні віддалі й акумулювалась у природних об'єктах.

Крім автомобільного транспорту, як основного джерела забруднення довкілля плюмбумом і урбосистем зокрема, формування плюмбових аномалій зумовлено викидами залізничного транспорту пиловими й димовими викидами підприємств, які технологічно використовують його сполуки – кольорова металургія й виробництво сплавів, лакофарбова промисловість, поліграфія, гальванічне, акумуляторне виробництво, текстильна промисловість, виробництво скла, побутове сміття і стоки, хімічна обробка рослин, фосфорні добрива [50, с. 110]. У випадку тривалої розсосередженої дії свинцевмісних джерел, ореоли забруднення формуються в дещо понижежких ділянках рельєфу. Широкомасштабне забруднення середовища Pb призводить до збагачення цим елементом верхніх горизонтів ґрунту, які є вторинним джерелом плюмбуму в атмосфері.

Вміст свинцю в атмосферних опадах змінюється від 0,006 до 10 мг/л. При інфільтрації стічних вод і забруднених атмосферних опадів через зону аерації, осадження й сорбція свинцю виражаються відповідно розмірами 0,02–0,38 і 0,28–0,83 мг/л [2, с. 430].

За даними табл. 3.5 вміст Pb у сніговому покриві на всій урбоплощі мало відрізняється і змінюється від 11,5 до 16 мкг/л. Лише на найбільш навантажених ділянках величини Pb сягали 20 мкг/л (центральна й північно-східна частини міста). Слід відзначити, що дуже близькі значення цифрових величин на основній урбоплощі дають підстави стверджувати, що за короткий період (проби відібрано на другий день після випадіння снігу) автотранспорт міста істотно не вплинув на вміст плюмбуму у сніговому покриві. Різниця між мінімальним і максимальним показниками (11,5 і 20 мкг/л) становить 8,5 мкг/л. Максимальні показники зафіксовано лише у трьох пробах снігу, що відповідає 12 % від загальної кількості проб.

На картосхемі (див. рис. 3.3, с. 76) показано розподіл ізомет Pb у межах Львівського урбокомплексу. Необхідно звернути увагу на формування двох великих аномальних плюмбових полів у центральній та північно-східній частинах із максимальним його накопиченням (20 мкг/л). Можна відзначити, що ці два техногенні центри є постачальниками плюмбуму в атмосферне повітря. Оскільки на більшій частині урбосистеми переважають величини 11–13 мкг/л, то на місцеві джерела забруднення припадає 20–40 %.

Аналіз одержаних результатів дає підстави зробити висновок про те, що атмосферні опади є важливим джерелом постачання Pb у природні об'єкти, а накопичення його погіршує їх якість і викликає погіршення стану здоров'я населення (спричиняє інтоксикацію, пошкодження ЦНС, печінки, нирок, головного мозку, статевих органів; потрапляє в організм людини з повітрям, водою та їжею) [16, с. 348].

*Вміст та розподіл Mn.* У літературних джерелах подається величина регіонального фону мангану в атмосферному повітрі міста промислового типу, який становить 0,013 мкг/м<sup>3</sup>. В. А. Алексеєнко у зведеній таблиці подає світові кларки (середній вміст) Mn у земній корі за даними різних авторів (Ф. Кларк і Г. Вашингтон, 1924; А. П. Виноградов, 1962; С. Тейлор, 1964; А. Беус, 1975). За їхніми даними, середній вміст мангану в земній корі коливається від 0,096 до 0,1 % [5, с. 110–112].

Манган є одним із найпоширеніших мікроелементів у літосфері. Його вміст у гірських породах коливається в межах 350–2000 мг/кг. Найвища концентрація Mn звичайно характерна для основних порід. Він акумулюється у верхньому шарі ґрунту через його фіксацію

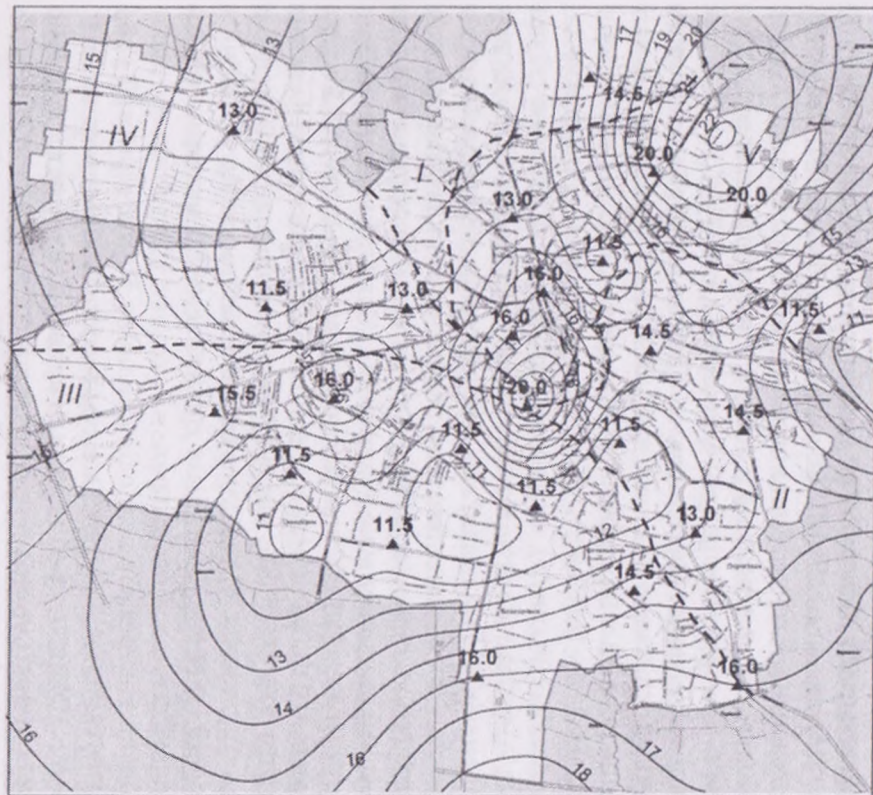
органічною речовиною. При вивітрюванні в атмосферних умовах сполуки мангану окиснюються, а утворені при цьому оксиди осаджуються й концентруються у формі вторинних мінералів. Поведінка Mn у поверхневих відкладах винятково складна і залежить від різних факторів, серед яких найбільше значення має рН.

Mn не вважається металом, який забруднює ґрунт. Він належить до третьої групи металів за токсичністю, накопичення його у верхніх шарах ґрунтів може здійснювати токсичний вплив на деякі види рослин. Вміст Mn у поверхневих шарах ґрунту різних країн змінюється від 45 (у суглинистих і глинистих ґрунтах) до 9200 (у базальтах і андезитах) мг/кг ґрунту. В Україні в каштанових ґрунтах кількість Mn коливається від 390 до 580 мг/кг, у чорноземах – від 340 до 1100, у інших ґрунтах – від 135 до 1300 мг/кг ґрунту [68, с. 327, 331–332].




Вміст мангану в атмосферних опадах змінюється від 5 до 70 мкг/л. З твердих частинок аерозолів у рідку фазу атмосферних опадів він переходить у результаті процесів гідролізу [2, с. 433].

Ми дослідили вміст Mn у сніговому покриві всієї урбоплощі міста. Результати досліджень подано в табл. 3.5. Вміст мангану у сніговому покриві розподілений дуже нерівномірно, а його величини коливаються від 1 до 100 мкг/л. Максимальні показники зафіксовано в центральній (100 мкг/л), південній (56,5 мкг/л) та північно-східній (42,5 мкг/л) частинах міста. Причини такого розподілу різні. Як правило, підвищений вміст мангану утворює аномальне ядро навколо підприємств, що використовують його в технологічних процесах (триладобудування, поліграфічне виробництво, фармацевтична галузь). У сніговому покриві на периферійній західній частині урбосистеми вміст Mn невисокий і переважно змінюється від 1,5 до 7,5 мкг/л. Можна вважати цю величину (середнє значення 4,5 мкг/л) фоновим показником для снігового покриву без істотного впливу місцевих джерел забруднення. Відповідно підвищений вміст Mn у північній, центральній і південній частинах урбосистеми сформовано за рахунок місцевих техногенних джерел.

Складено картосхему розподілу величин Mn на території урбокомплексу (рис. 3.4). Найчіткіше виділяються аномальна площа з вмістом Mn 100 мкг/л у сніговому покриві у центрі міста, північно-східне метал-аномальне поле (максимальна величина 42,5 мкг/л) і південна частина міста з максимальною величиною 56,5 мкг/л.



Умовні позначення:

-  Вміст Рв, мкг/л
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти

- I Грядове Побужжя
- II Давидівське пасмо
- III Львівське плато
- IV Львівсько-Любінська рівнина
- V Долина р. Полтва



Рис. 3.3. Розподіл Рв у сніговому покриві м. Львова



Умовні позначення:

- Вмст Mn, мкг/л
- Межі урболандшафтів
- Точки відбору проб

Урболандшафти

- I Грядове Побужжя
- II Давидівське пасмо
- III Львівське плато
- IV Львівсько-Любінська рівнина
- V Долина р. Полтва



Рис. 3.4. Розподіл Mn у сніговому покритві м. Львова

Околичні території з вмістом Mn 1–7,5, рідше до 35 мкг/л, займають більше ніж 70 % урбоплощі. Виявлено досить чітку закономірність у розподілі мангану в окремих ландшафтах західної частини урбоплощі: Львівське плато, Львівсько-Любінська рівнина характеризуються дуже низьким вмістом Mn у сніговому покриві. Дещо вищі показники притаманні Давидівському пасму. Максимальне накопичення Mn виявлено у сніговому покриві в долині р. Полтви. Високі показники оконтурено ізометами також у межах південної частини Львівського плато, що пов'язано із високою концентрацією промислових підприємств. На основі кларкових показників, поданих у літературних джерелах, та величин мангану, які ми виявили у сніговому покриві, можна впевнено констатувати, що його вміст у атмосфері антропогенного транскордонного походження, а на формування аномальних полів Mn впливає місцева техногенна діяльність.

Манган потрапляє в організм людини з повітрям та може призвести до ушкодження ЦНС, летаргії, синдрому Паркінсона, пневмонії [16, с. 346].

*Особливості акумуляції Fe.* Залізо – один із головних компонентів літосфери [68, с. 342]. Відомо, що із земних надр добувають найбільше заліза (сотні мільйонів тон у рік). Цей метал використовується у всіх видах техногенної діяльності. Під час добування, транспортування, переробки та використання заліза у всі компоненти природи потрапляє велика кількість Fe у різних формах. Мабуть, найбільше в атмосфері накопичується металічний пил від обробки металу та роботи різних металічних частин. До основних джерел забруднення атмосфери залізом належать відходи індустріальних комплексів, що виробляють металічне залізо, яке є основою сучасної промисловості. У процесі господарської діяльності велика кількість металу потрапляє в атмосферу внаслідок зношення різних машин і механізмів.

Література, присвячена дослідженню Fe, поширенню техногенного заліза, трапляється дуже рідко. Але відомо, що надмірний вміст цього хімічного елемента призводить до захворювання печінки (цирозу), кровоносної системи, центральної нервової системи, синдрому Паркінсона. В організм людини Fe надходить з повітрям, водою та харчовими продуктами [16, с. 346]. Дослідження територій великих промислових комплексів показали, що концентрація заліза в атмосферному повітрі промислових центрів сягає 24 мкг/м<sup>3</sup>. Вміст

заліза на урбанізованих територіях перевищував фоновий показник  $15 \text{ мкг/м}^2$  – у 16 раз, а поблизу потужних джерел забруднення в атмосферному повітрі виявлено більше ніж  $1000 \text{ мкг/м}^3$  [129, с. 123].

Підвищений вміст заліза виявлено у вугіллі Львівсько-Волинського кам'яновугільного басейну. За дослідженнями М.А. Глазовської, Fe виноситься річковим стоком, асимілюється в біологічних продуктах на суші, а також значна його кількість потрапляє в атмосферу при згоранні різних видів палива.

В умовах заболочених ґрунтів спостерігається відновлення  $\text{Fe}^{3+}$  до  $\text{Fe}^{2+}$ , що обумовлює його підвищену розчинність. Різноманітні антропогенні чинники (кислотні дощі, що підкислюють добрива, надлишкове надходження органічних сполук) сприяють збільшенню рухливості заліза. Перехід Fe в рідку фазу атмосферних опадів відбувається в результаті його вилуговування з аерозольних частинок, що є головною формою міграції заліза в атмосфері. В атмосферних опадах залізо присутнє у вигляді вільних іонів двовалентного заліза, гідроксилокомплексів дво- і тривалентного заліза. Вільні іони тривалентного заліза характерні лише для кислих опадів із  $\text{pH} < 3$ . Вміст заліза в атмосферних опадах може сягати  $6\text{--}2100 \text{ мкг/л}$  [2, с. 433]. ГДК заліза в атмосфері –  $0,04 \text{ мг/м}^3$ .

Досліджено вміст Fe у сніговому покриві Львова та визначено загальні закономірності його акумуляції в різних ландшафтах урбосистеми (табл. 3.5). Найвищі величини зафіксовано в північно-східній частині міста, де сконцентровано більше ніж 20 підприємств різного призначення, та центральній частині міста з максимальним навантаженням автомобільного транспорту. Тут вміст Fe у сніговому покриві в окремих місцях коливається в межах  $568,5\text{--}2095,5 \text{ мкг/л}$ . У південній частині міста із дещо меншим техногенним навантаженням величини Fe у сніговому покриві не перевищують  $462,5 \text{ мкг/л}$ . Менші показники зафіксовано на західних і східних периферійних ділянках урбосистеми. На цих територіях, значна частина яких належить до рекреаційних лісопаркових зон, вміст Fe не перевищує  $165 \text{ мкг/л}$ . Ці показники можна прийняти за фоновий вміст заліза у сніговому покриві (середнє значення  $130 \text{ мкг/л}$ ) і розрахувати, яка частина техногенного Fe потрапляє в атмосферу унаслідок антропогенної діяльності. Встановлено, що максимальні величини Fe в атмосферних опадах перевищують фоновий вміст у  $4,4\text{--}16,1$  разу.

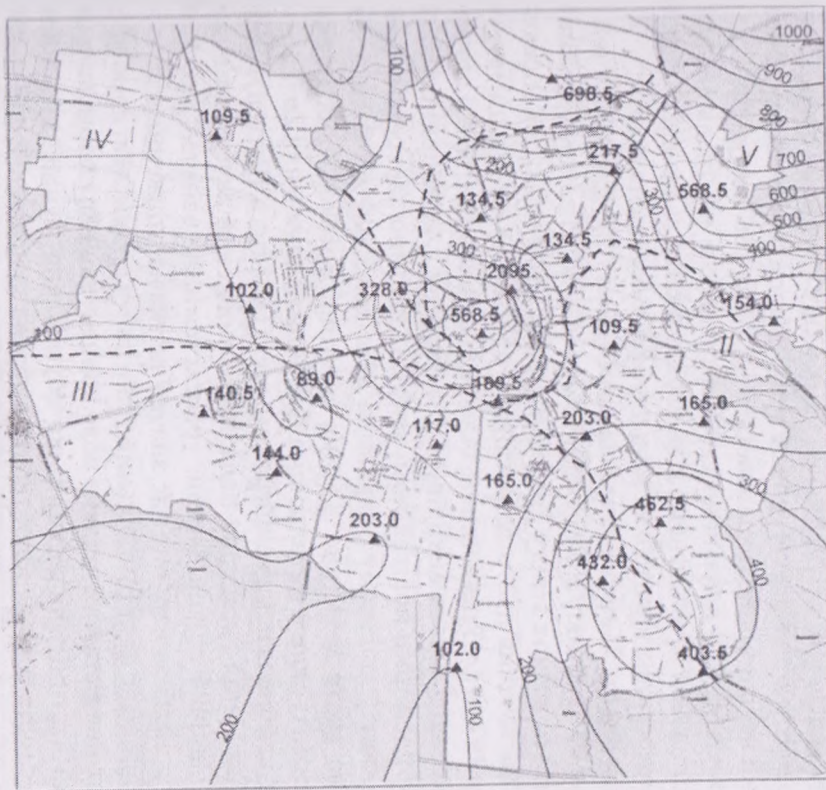


Проведено картування розсіювання техногенного Fe і накопичення його в різних типах ландшафтів Львівської урбоплощі (рис. 3.5). Відзначимо, що розсіювання Fe на урбоплощі надзвичайно нерівномірне. Територія Львівсько-Любінської рівнини, Львівського плато характеризується величинами 89–328 мкг/л. Найвищі показники – у долинних формах рельєфу, поблизу великих автомагістралей, залізничного вокзалу, центру міста (ландшафт долини р. Полтва, Грядове Побужжя). Для цих ландшафтів виявлено найвищі показники – 568,5–2095,5 мкг/л. У загальному вміст Fe у сніговому покриві чітко фіксує наявність концентрації промислових комплексів.




Таким чином, на частинах урбосистеми із найвищим промисловим навантаженням, основну роль в акумулятивних процесах Fe відіграє місцева техногенна діяльність, а на транскордонні повітряні маси на період обстеження, за нашими розрахунками, припадає близько 20–30 %.

*Акумулятивні особливості Zn.* Інтенсивна акумуляція цинку в різних компонентах урбосистем та інших територій зумовлюється комплексною дією полютантів промислових підприємств, побутового та транскордонного забруднення. До антропогенних джерел цинку належать, передусім, підприємства кольорової металургії, агротехнічна діяльність, автомобільний транспорт, спалювання вугілля, лакофарбова промисловість, гальванічне, акумуляторне виробництво, поліграфія, виробництво скла, побутові відходи, хімічна обробка рослин [17, с. 100; 68, с. 157]. Дослідження показують, що сучасна техногенна діяльність призводить до дуже високої акумуляції його у верхніх шарах ґрунтів.

За дослідженнями А. Кабата-Пендіас, Х. Пендіас [68, с. 152-155], середній вміст Zn у поверхневому шарі ґрунтів різних країн змінюється в межах 17–125 мг/кг. Баланс цинку в поверхневих шарах ґрунту в різних екосистемах показує, що акумуляція з атмосфери цього металу перевищує його вилуговування й утворення біомаси. Тільки в незабруднених лісових районах Швеції вимивання цинку водними потоками значно вище, ніж випадання його з атмосфери. Крім цього, адсорбція 2-валентного цинку може послаблюватися при кислих рН (< 7). При підвищенні рН, коли в ґрунтовому розчині зростає концентрація органічних речовин Zn, органічні комплекси можуть також вносити свій вклад у розчинність цього хімічного елемента.



Умовні позначення

-  Висл. Fe, мкг/л
-  Межі урбандишфтів
-  Точки відбору проб

Урбандишфти:

- I Грядове Побужжя
- II Давидівське пасмо
- III Львівське плато
- IV Львівсько-Любінська рівнина
- V Долина р. Полтва






Рис. 3.5. Розподіл Fe у сніговому покриві м. Львова

Вміст цинку в атмосферних опадах змінюється від 50 до 101 мг/л [2, с. 427]. Згідно з дослідженнями В. Г. Минеєва, цинк міститься майже в усіх видах мінеральних добрив. Найбільший його вміст зафіксовано у фосфатних (182–1100 мг/кг ґрунту), суперфосфатних (250–750), калійних (100), азотних добривах (5–22 мг/кг ґрунту). Zn належить до першої групи важких металів за токсичністю, він входить у групу мікроелементів і відіграє певну роль у життєвих процесах рослин, тварин і людини. Однак підвищений вміст цинку в навколишньому середовищі може обумовлювати негативний вплив на живі організми, а підвищений його вміст у атмосферному повітрі призводить до інтоксикації людського організму [104, с. 193]. Потрапляє в організм людини з повітрям та водою [16, с. 349]. Вивчено вміст Zn у сніговому покриві над всією поверхнею Львівської урбосистеми. Вміст цього поліюганта розподілений нерівномірно й коливається від 77 до 156 мг/л (табл. 3.5). При цьому найвищі показники сконцентровано в центральній, найбільш пониженій у рельєфному відношенні території, що підтверджує вплив техногенних процесів на збільшення цинку в атмосфері.

На околицях Львівської урбосистеми вміст Zn дещо нижчий і дорівнює 77–100 мг/л. Якщо прийняти 77 мг/л за контрольний (фоновий) показник вмісту Zn у сніговій воді, то за рахунок міських джерел постачання цього поліюганта в атмосферу коливатиметься від 6,5 до 79 мг/л. Таким чином, більше ніж половина (56 %) припадає на місцеві джерела викидів Zn в атмосферу, а 44 % приноситься з транскордонними повітряними масами. Складено картосхему розподілу цинку у сніговому покриві на досліджуваній урбоплощі. Як бачимо на картосхемі (рис. 3.6), на території міської урбосистеми ізомети оконтурили 4 метал-аномальні поля накопичення Zn. У центральній, найбільш пониженій частині міста (долина р. Полтви) сформовано два метал-аномальні поля. Чітко виділений акумулятивний центр у північно-східній частині урбосистеми. Це означає, що крім транскордонних повітряних мас, значна частка надходження в атмосферу Zn припадає на автомобільний транспорт і промислові комплекси. Самостійне метал-аномальне поле концентрації Zn сформувалося в західній частині урбосистеми, що обумовлено функціонуванням аеропорту міста. Крім аеропортового джерела забруднення, підвищений вміст Zn у сніговому покриві зафіксовано вздовж основних автомагістралей та навколо промислових центрів.



Умовні позначення

-  Вміст Zn, мкг/л
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти.

- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва

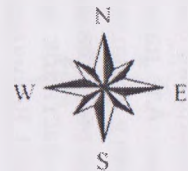


Рис. 3.6. Розподіл Zn у сніговому покриві м. Львова

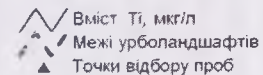
*Розподіл титану.* Титан – звичайний компонент гірських порід, у яких його концентрація коливається в межах 0,03–1,4 %. Ґрунти, в які потрапляють продукти промислової діяльності (при виробництві титанових сплавів, титанової фарби), можуть бути забруднені титаном. Але накопичення цього елемента не створює будь-яких проблем у навколишньому середовищі [68, с. 244, 248]. У рідку фазу атмосферних опадів титан переходить із ґрунтів у результаті гідролізу частинок аерозолів. Вміст його може досягати 5–72 мкг/л [2, с. 430]. Величини вмісту Ті утворюють загальну закономірність їх розподілу на урбоплощі.

Периферійні західні, переважно рівнинні території характеризуються величинами від 103,5 до 144,5 мкг/л. В окремих випадках величини збільшуються до 193 мкг/л. Максимальне накопичення Ті виявлено у сніговій воді центральної та східної частини міста. Закартовано розподіл Ті на площі урбосистеми із застосуванням комп'ютерних технологій (рис. 3.7). На картосхемі за ступенем накопичення цього політанта чітко виділяється центральна та східна частини урбоплощі.

На нашу думку, нерівномірний розподіл Ті на території Львівської урбосистеми і приуроченість максимальних величин до центральної частини обумовлюються неоднаковим розподілом снігового покриву. Розподіл снігу, відповідно до вітрового режиму (західні та південно-західні становлять 40 % у зимовий період року), зазнає істотних змін під впливом долинно-грядового рельєфу, формуються місцеві вітри. Важливу роль відіграють також сформовані «аеродинамічні» потоки повітряних мас, які підсилюють нерівномірність опадів у напрямку вул. Городоцька – центр – долина р. Полтва. По цій умовній осі виявлено максимальне накопичення Ті у снігу (193–233,5 мкг/л).

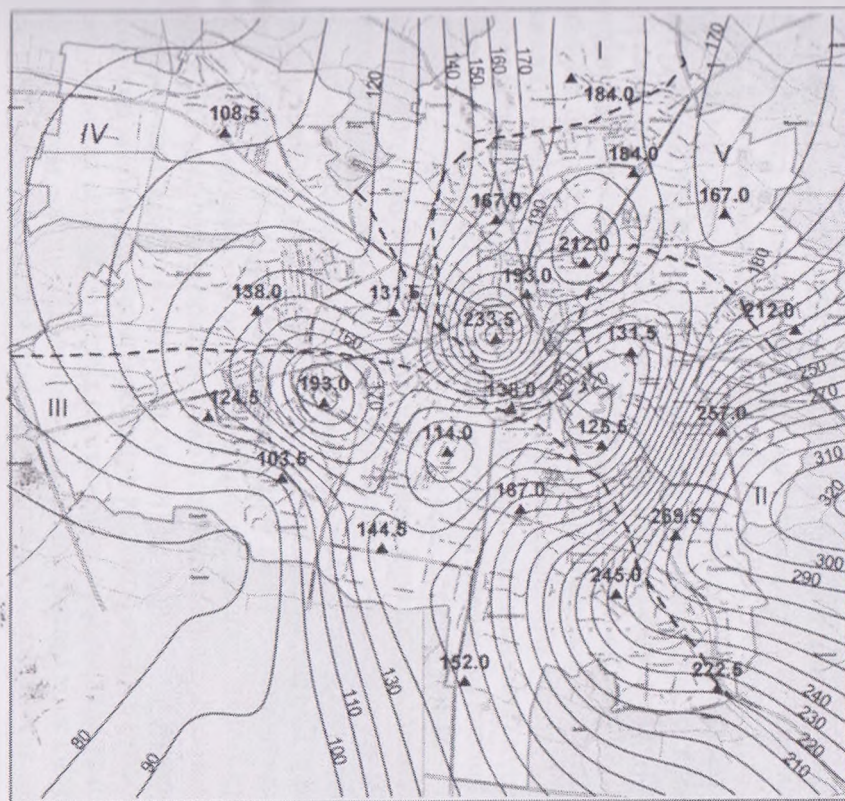
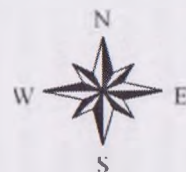
Другий лінійний напрямок, що характеризується високими показниками вмісту Ті (212–269,5 мкг/л), виокремлюється на південно-східній частині урбоплощі (Козельники – Пасіки – Великі Кривчиці). Імовірно, важливу роль у цьому випадку відіграв також підвищений грядово-долинний рельєф.

Умовні позначення:



Урбанландшафти:

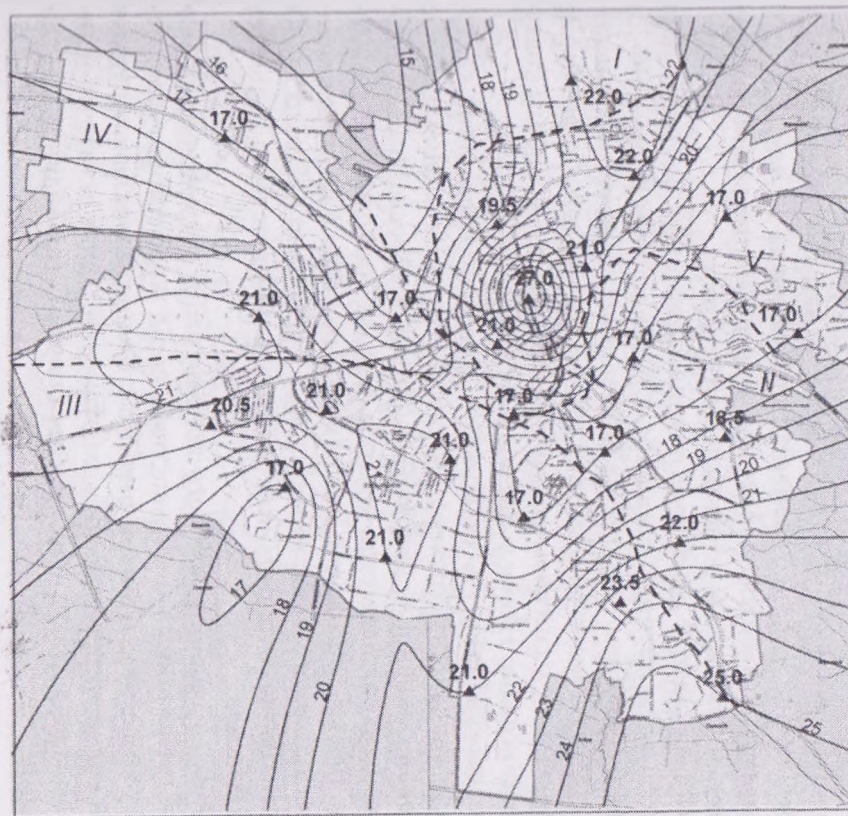
- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва

Рис. 3.7. Розподіл  $T_i$  у сніговому покриві м. Львова




Дослідження розподілу Ті на площі урбозони дає підстави зробити висновок про те, що в атмосферному повітрі його накопичення відбувається нерівномірно. Вірогідно, це обумовлено пульсаційним характером викидів з різною щільністю накопичення поллютантів і подальшим формуванням метал-аномальних полів, смуг під впливом різноманітних природних особливостей: неоднорідності будови поверхні та виникненням місцевої атмосферної циркуляції.

*Вміст і розподіл Cr.* За дослідженнями багатьох авторів, середнє значення хрому у верхніх шарах ґрунту змінюється від 7 до 221 мг/кг ґрунту. Переважають величини 38–88 мг/кг. Мінімальні величини (7 мг/кг) зафіксовано в органічних ґрунтах Данії, максимальні показники виявлено в засолених ґрунтах Мадагаскару (215 мг/кг), різних типах ґрунтів Болгарії (221 мг/кг). Вміст хрому в кислих вивержених і осадових породах низький і становить 5–120 мг/кг [68, с. 284, 288–289]. Джерелом надходження Cr в атмосферу є текстильна, лакофарбова, гальванічна промисловість, сміттєзвалища, осад стічних вод, сільськогосподарська діяльність [106; 68, с. 287]. За дослідженнями авторів, вміст цього полютанта на урбоплощі Львова по-перше, невисокий, по-друге, досить рівномірно розподілений у всіх урболандшафтах. Показники Cr рідко перевищують 22 мкг/л і змінюються від 17 (Львівсько-Любінська рівнина) до 27 мкг/л (долина р. Полтва). Такий вміст хрому на всій урбоплощі можна пояснити наявністю порогу коагуляції, який знаходиться в межах 17–21 мкг/л (табл. 3.5).

Здійснено картування розподілу хрому на площі урбосистеми (рис. 3.8). На картосхемі чітко видно загальну закономірність розподілу цього полютанта. Максимальна концентрація спостерігається в долині р. Полтва, поступове незначне зменшення відбувається від центру до периферії у всіх чотирьох румбах. Оскільки на картосхемі виділено тільки одне аномальне Cr-поле, не виключена можливість впливу на розподіл техногенного елемента місцевого джерела. Однак слід вважати, що на розподіл хрому впливає також місцева циркуляція атмосфери й перерозподіл снігового покриву в умовах долинно-грядового рельєфу. Хром належить до другого класу за токсичністю і впливом на живі організми. Вражає переважно нирки, може спричинити рак легень, накопичується в печінці, кістковому мозку. В організм потрапляє переважно з повітрям і водою [16, с. 349].



Умовні позначення:

-  Вміст  $Pb$ ,  $\mu g/l$
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва

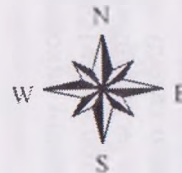


Рис. 3.8. Розподіл  $Pb$  у сніговому покриві м. Львова



*Розподіл V.* Вміст ванадію в основних типах порід змінюється від 100 до 250 мг/кг. Він знаходиться у сполуках з манганом, калієм і залізом [176, с. 55] у ґрунтах. Середній вміст V у ґрунтах оцінюється в 90 мг/кг, у ґрунтах США – 84 мг/кг, у ґрунтах різного гранулометричного складу країн світу середнє значення вмісту V становить 18–190 мг/кг ґрунту, у карбонатних ґрунтах Китаю коливається від 21 до 500 мг/кг (середнє – 220 мг/кг) [68, с. 264–267].

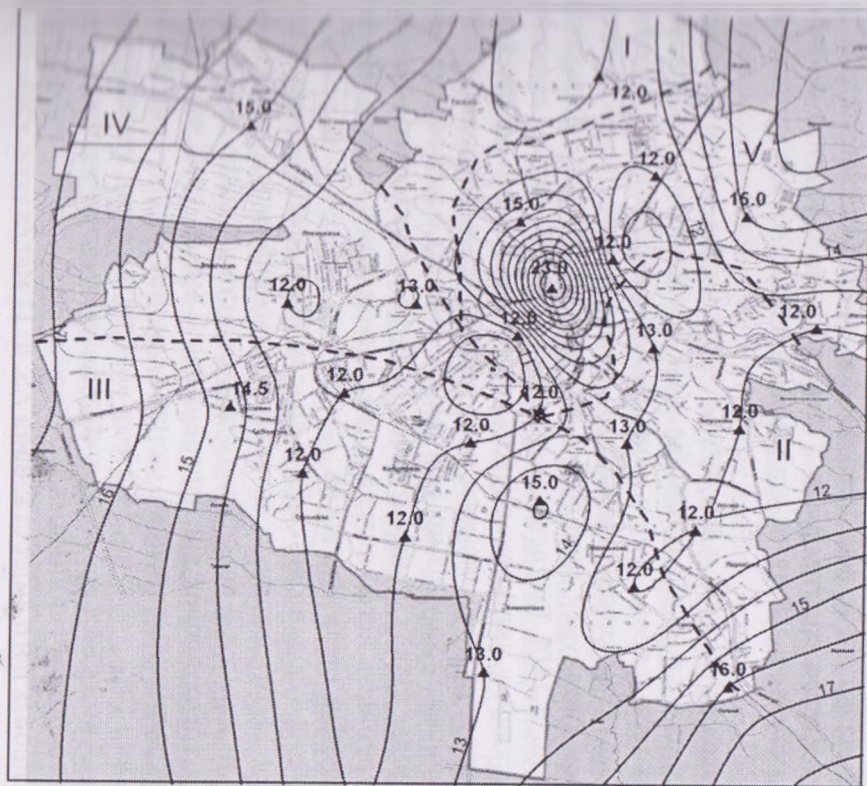
Ванадій використовується в лакофарбовій промисловості, поліграфії; виділяється при переробці деяких видів корисних копалин, спалюванні вугілля, нафти [17, с. 100; 68, с. 267]. У вугіллі Львівсько-Волинського басейну зафіксовано підвищений вміст Be, B, Co, Ni, Cu, Fe, Mo, Ag, Sn, Pb, у тому числі й V.

За класифікацією ДОСТ (17.04.1.02-83), ванадій належить до малонебезпечних хімічних елементів (третья група за токсичністю). Відзначимо, що ванадій впливає на кровотворення, органи дихання, нервову систему, обмін речовин людей і тварин.




Вміст ванадію у сніговому покриві невисокий (не перевищує 16 мкг/л) і у всіх типах ландшафтів розподілений рівномірно. За стабільним вмістом 12–13 мкг/л можна стверджувати, що ці показники (18 із 25 визначень) можна прийняти за геохімічний бар'єр накопичення V у сніговому покриві. Відхилення від порогу коагуляції зафіксовано тільки у 7 пробах і становить 2–3 мкг/л.

Із застосуванням ГІС-технологій проведено екологічне картування і складено картосхему вмісту та розповсюдження ванадію у сніговому покриві м. Львова (рис. 3.9). На картосхемі чітко виділяється центральне метал-аномальне поле, яке охоплює усю долину р. Полтва. Максимальна величина ванадію в центрі концентричного поля дорівнює 23 мкг/л. Як і у розподілі багатьох інших поліютантів, на периферійних частинах урбосистеми кількість V зменшується.

Найбільш імовірно, що його концентрація обумовлюється різною за геологічними властивостями порід морфоструктурою поверхні та місцевим вітровим режимом. Не можна виключати також деякий вплив місцевих джерел забруднення. Однак остаточний висновок можна підтвердити лише детальними стаціонарними дослідженнями.



Умовні позначення:

-  Вміст V, мкг/л
-  Межі урбандшафтів
-  Точки вибору проб

Урбандшафти

- I Грядове Побужжя
- II Давидівське пасмо
- III Львівське плато
- IV Львівсько-Любінська рівнина
- V Долина р. Полтва



Рис. 3.9. Розподіл V у сніговому покриві м. Львова

Природні об'єкти, які характеризуються високим вмістом V, та техногенні джерела (текстильна, лакофарбова промисловість, поліграфія, скловиробництво) урбосистеми різними шляхами постачають його в атмосферу, а з опадами він випадає на поверхню землі, накопичується у всіх природних об'єктах, харчових продуктах [17, с. 100].

*Акумулятивні особливості Sn.* Із літературних джерел відомо, що висока концентрація стануму в породах земної кори характерна для глинистих порід (6–10 мг/кг), а низькі показники притаманні вапняковим породам (0,35–0,50 мг/кг).

Про вміст Sn у ґрунтах у літературі мало відомостей. Вміст стануму в суглинистих материнських породах, льодовикових відкладах, у ґрунтах на різних за походженням породах змінюється від 0,1 до 7,9 мг/кг сухого ґрунту [188]. У стандартних ґрунтових зразках вміст Sn становить 4,5 мг/кг, у торфах – від 50 до 300 мг/кг золи [68, с. 227–228].

Техногенний станум у природні об'єкти потрапляє під час хімічної обробки рослин, від автомобільного транспорту, із побутового сміття та промислових стоків, текстильної промисловості, акумуляторного, гальванічного виробництва, лакофарбової промисловості, кольорової металургії, типографських процесів, виробництва сплавів [106; 50, с. 110]. Такі основні джерела викидів у докілья техногенного стануму, який накопичується в атмосферному повітрі й випадає у формі опадів (сніг, дощ, роса, пил) на земну поверхню.

Накопичення Sn у різних природних об'єктах, харчових продуктах викликає ціаноз (синювате забарвлення шкіри), в окремих сполуках отруйність його вища за арсен, блокує жовчні шляхи, викликає психічні розлади, епілепсію.

У табл. 3.5 подано вміст Sn в опадах снігу Львівської урбоплощі. Серед 14-ти хімічних елементів техногенного походження, що визначали у сніговій воді, станум займає останнє місце за вмістом. Тільки у трьох пробах він перевищував 7 мкг/л, стабільність показників засвідчує, по-перше, що цю величину можна прийняти за геохімічний бар'єр у атмосферному повітрі, по-друге, зважаючи на незначний вміст Sn у природних об'єктах, в атмосферне повітря техногенного стануму викидається невелика кількість (7 мкг/л). Лише у трьох пробах його вміст становив 7,5; 8; 11 мкг/л (див. табл. 3.5).

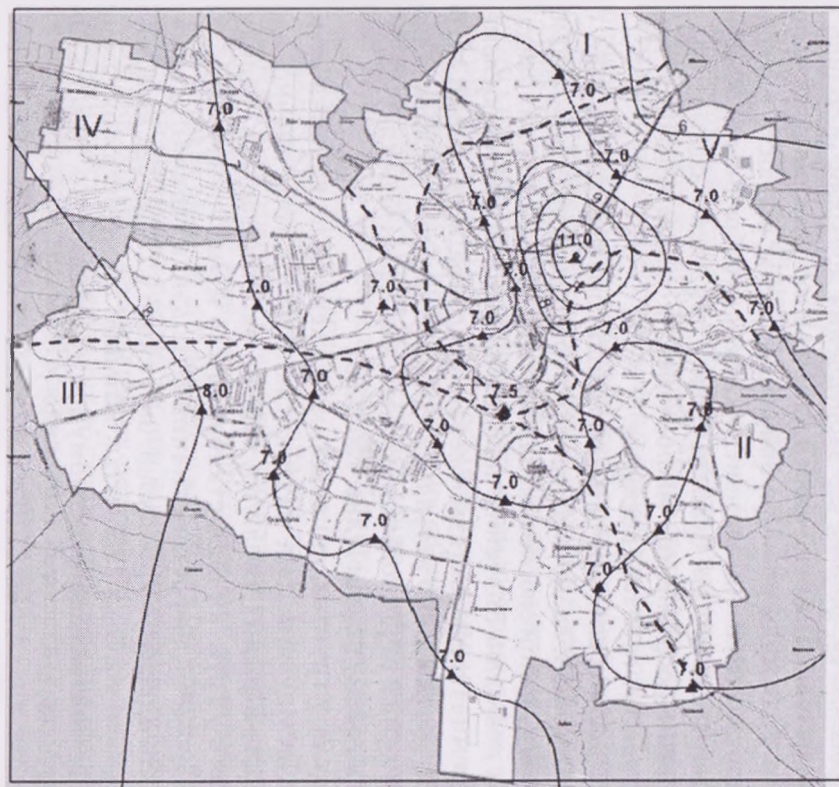
Проведено картування розподілу Sn із застосуванням ГІС-технологій на площі Львівської урбосистеми (рис. 3.10). На картосхемі Sn-ізомети оконтурили тільки одне геопатогенне поле в північно-східній частині урбоплощі (долина р. Полтва). Слід відзначити, що на периферійній частині урбоплощі вміст стануму однотипний (7 мкг/л), ізомети розміщено на досить великій віддалі одна від одної.

Таким чином, як і у всіх випадках, найбільшу концентрацію Sn виявлено у центральній, найбільш пониженій частині урбосистеми. Припускаємо, що така концентрація техногенного стануму може бути пов'язана із впливом місцевих джерел забруднення та перерозподілом снігового покриву.




*Розсіювання Zr.* Відомо, що забруднення довкілля, особливо хімічними речовинами, – це один з найбільших факторів руйнування біосфери. За останні роки опубліковано значну кількість наукових праць про окремі хімічні елементи як джерело забруднення біосфери або окремих екосистем. Особливу увагу приділено взаємозв'язкам між вмістом неорганічних мікроелементів-забруднювачів у трьох сферах: повітрі, ґрунтах і рослинах.

Найбільш небезпечними в навколишньому середовищі є Be, Cd, Co, Hg, Ni, Pb, Se, V, Zn. Дослідження перерозподілу забруднювальних елементів у кожній екосистемі належить до найважливіших завдань екології довкілля. Вивчення поведінки техногенних мікроелементів в окремих геосферах (атмосфера, гідросфера, педосфера й антросфера) надзвичайно актуальне. В цьому випадку дослідженнями охоплено вміст та розподіл цирконію в атмосфері через акумуляцію його у сніговому покриві (див. табл. 3.5).

Вміст Zr у ґрунтах, які є одним із джерел забруднення атмосфери, унаслідований від материнських порід, тому значної варіабельності в різних типах ґрунтів не спостерігається. Середній вміст його у ґрунтах США становить 224 мг/кг ґрунту, Австралії – 350 [68, с. 249]. Цифрові величини Zr, подані в таблиці, одержано для всіх ландшафтів урбоплощі. Вміст його у 25 пробах невисокий і змінюється від 8 до 25,5 мкг/л. Найвищі показники притаманні долині р. Полтва, Давидівському пасму, найнижчі – Львівському лесовому плато.



Умовні позначення:

-  Вліст  $S_n$ , мм/л
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва

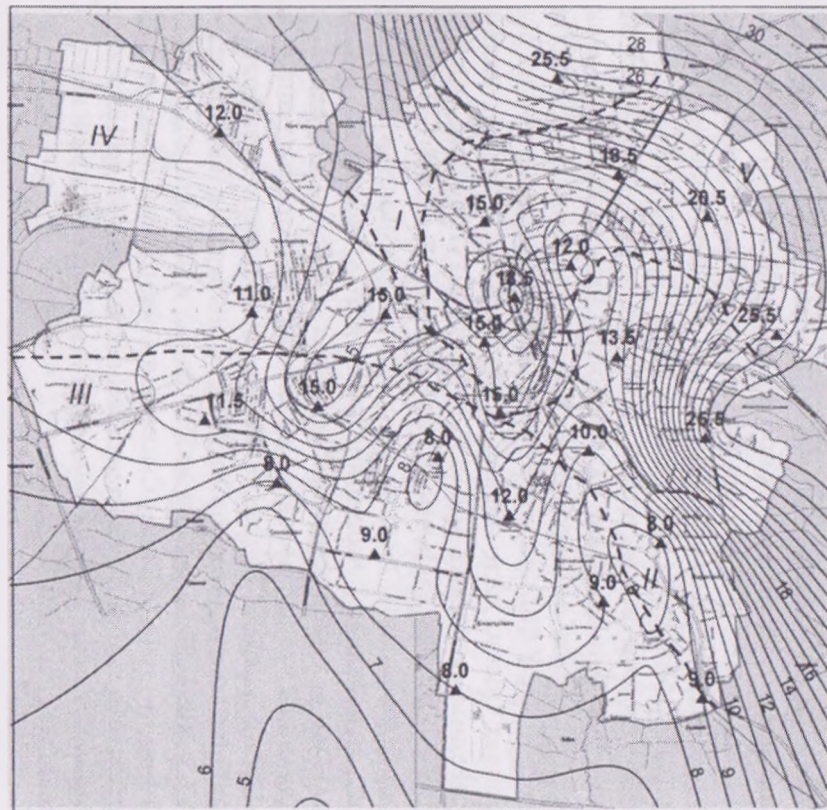


Рис. 3.10. Розподіл  $S_n$  у сніговому покриві м. Львова




На картосхемі (рис. 3.11) представлено розподіл Zr у сніговому покриві на всій площі урбосистеми Львова. Найвищу його концентрацію виявлено в північно-східній та східній частинах площі, що пов'язано з грядово-долинними формами рельєфу, їх взаємозв'язком із місцевою атмосферною циркуляцією та перерозподілом снігового покриву. Для решти частин урботериторії (західна та південна частини), по-перше, характерні низькі величини (11–15; 8–9 мкг/л відповідно), по-друге, сформовані не чітко виділені метал-аномальні зони, ізомети не концентричні. Техногенні хімічні полютанти обумовлюють виникнення різних хвороб людини, зокрема сполуки цирконію – розлад печінки, судоми, викликають пітливість, змінюють структуру крові, мають фіброгенну дію.

*Розподіл барію у сніговому покриві.* У земній корі концентрація барію найвища в магматичних породах і сягає 400–1200 мг/кг ґрунту. Барій, що вивільняється під час вивітрювання гірських порід, малорухомиий, але надмірно адсорбується глинами, концентрується в мінералах і конкреціях, які вміщують Mn і P. В аридному кліматі барій, що утворюється на поверхні, містять підвищений вміст Ba. За даними дослідників різних країн (середні значення), він у поверхневому шарі ґрунту змінюється від 84 в органічних до 838 мг/кг в інших ґрунтах. У США окремі типи ґрунтів, які сформовані на різних породах (піски, леси, алювій, елювій, граніти, гнейси, вапняки), у середньому містять 400–835 мг/кг ґрунту. Високий вміст Ba у ґрунтах є джерелом забруднення атмосфери [68, с. 148–149].

Барій за токсичною дією на здоров'я людини належить до третього класу небезпеки. Надмірний вміст його у природних компонентах і харчових продуктах спричиняє запальні процеси головного мозку, діє на кістковий мозок, обумовлюючи остеопороз (шпаруватість кісток). Джерела надходження Ba у навколишнє середовище: цукроварна, текстильна промисловість, поліграфія, виробництво скла [17, с. 100]. Дослідження вмісту барію в річковій воді Боржавки, Латориці (притоки Тиси) Свалявської улоговини показали, що концентрація цього хімічного елемента змінюється від 48 до 186 мкг/л, тобто майже стільки, скільки виявлено у сніговому покриві в центрі Львівської урбосистеми 182,5 мкг/л.



Умовні позначення:

-  Вміст Zr, мкг/л
-  Межі ґрболандшафтів
-  Точки відбору проб

ґрболандшафти:

- I. Ґрядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва



Рис. 3.11. Розподіл Zr у сніговому покриві м. Львова

У дощовій воді, що випала на площі Свалявської улоговини в межах границь адміністративного району, кількість барію змінювалася від 0,17 до 8,9 мг/л [16, с. 122]. У сніговій воді урбоплощі Львова кількість барію значно перевищувала цей показник (див. табл. 3.5). Можна підсумувати, що в атмосфері, де накопичуються техногенні поллютанти, спостерігається постійний високий вміст барію промислового походження.

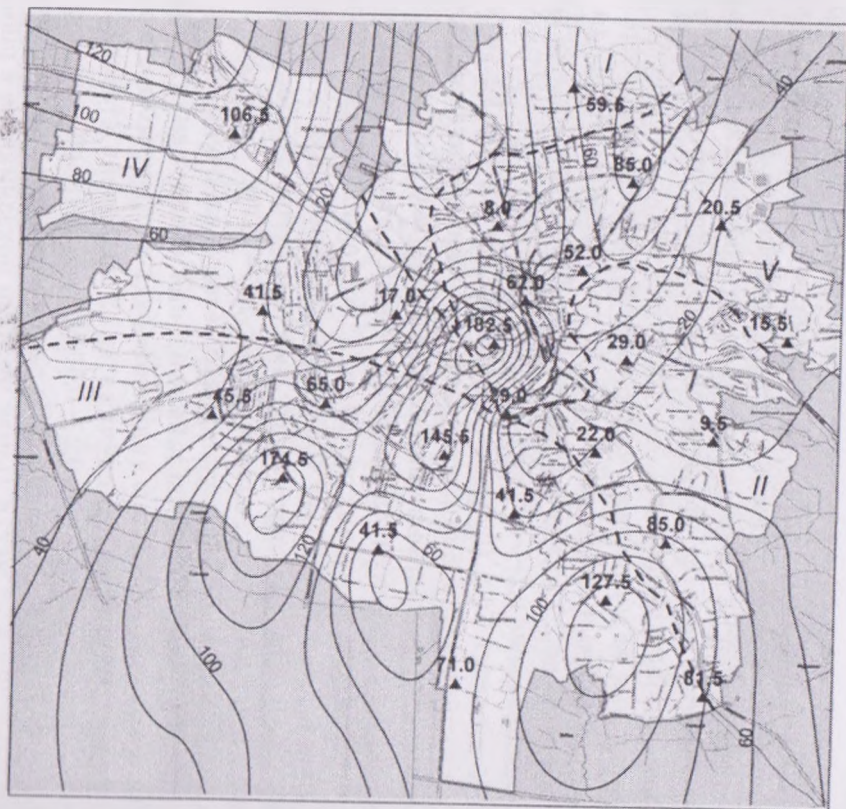
Із застосуванням ГІС-технологій проведено картографування для виявлення закономірностей розсіювання Ва у сніговому покриві над Львівською урбоплощею в її адміністративних межах (рис. 3.12). Розподіл ізомет барію у сніговій воді дає підстави зробити висновок про те, що максимальні величини повторюють загальну закономірність накопичення техногенних полютантів: чіткі метал-аномальні поля знаходяться в центральній частині урбосистеми з концентрацією окремих ядер Ва на осі південний-захід – північний-схід. Інші метал-аномальні поля Ва сформувалися на Львівському плато та Львівсько-Любінській рівнині.

*Накопичення Cd у снігових опадах.* Кадмій мігрує в атмосфері в іонізованій формі. Концентрація його в атмосферних опадах змінюється від 0,4 до 2,7 мг/л. Випадання в межах індустріальних районів об'єктується як 0,2–9 мг/м<sup>2</sup> [2, с. 428].




Середній вміст Cd у ґрунтах коливається від 0,07 до 1,1 мг/кг ґрунту та найбільше залежить від хімічного складу материнських порід. При цьому фонові величини не перевищують 0,5 мг/кг ґрунту, при рН вище ніж 7,5 акумульований ґрунтом Cd втрачає рухомість. Концентрація Cd у ґрунтових розчинах відносно низька і становить 0,2–6 мг/л. Вміст кадмію до 400 мг/л і більше свідчить про забруднення ґрунтів, які можуть бути основним джерелом забруднення атмосфери й випадати з опадами [68, с. 167–171].

За допомогою атомно-адсорбційного методу визначено і вміст Cd (див. табл. 3.5). Загалом кадмій займає найнижче положення за цифровими показниками. Чіткого виділення будь-якого урболаншафту не виявлено. Максимальні величини із 25 визначень становлять 0,96–1,50 мг/л, мінімальні – 0,27–0,50 мг/л. Найвищі показники спостережено в долині р. Полтва та Львівському плато і дорівнюють відповідно 1,23 і 1,50 мг/л. Однак цифрові показники не є рівнозначним порівняльним показником дуже високий.





УМОВНІ ПОЗНАЧЕННЯ:

-  Вміст  $V_a$ , мм/л
-  Межі ґроболаидшафтів
-  Точки відбору проб

ґроболаидшафти:

- I Ґроболаидшафт Побужжя
- II Давидівське пасмо
- III Львівське плато
- IV Львівсько-Льбінська рівнина
- V Довина р. Полтва



Рис. 3.12. Розподіл  $V_a$  у сітговому покритті м. Львова

На картосхемі (рис. 3.13) представлено особливості розподілу Cd, який виявлено у сніговій воді міської урбоплощі. Найвища концентрація його у сніговому покриві – у центральній та південно-західній частинах урбоплощі. На картосхемі чітко прослідковується концентрація техногенного полютанта по лінії руху південно-західних вітрів та вплив місцевої атмосферної циркуляції.

У двох Cd-аномальних полях кількість кадмію (ландшафти Львівське плато, долина р. Полтва) сягає 1,28–1,50 мкг/л. На периферії цих полів кількість кадмію зменшується до 0,50–0,59 мкг/л. Однак підвищений вміст Cd перекриває всю північно-східну частину площі. На крайніх північних частинах урбоплощі кількість цього полютанта зменшується до 0,31 мкг/л, на південних – до 0,36– 0,43 мкг/л. Це підтверджує припущення про те, що додатковим джерелом депонування кадмію в центральній частині міста є накопичення його за рахунок загальних та місцевих циркуляційних атмосферних процесів.

Сучасна концентрація Cd у верхньому шарі ґрунту дуже висока поблизу підприємств кольорової металургії; фосфорні добрива, стічні води – теж джерела забруднення кадмієм. Потрапляючи в організм людини з водою, повітрям, харчовими продуктами, кадмій спричиняє протеїнурію, ниркові хвороби, остеомалюцію, рак передлобової залози, ітай-ітай [16, с. 346].

Звичайно, висвітлити повну картину розподілу кадмію, як і інших техногенних полютантів, можна тільки в разі проведення систематичних спостережень за хімічним складом снігу на всій урбоплощі, визначення режиму місцевих вітрів навколо центральної частини міста в зимовий і літній періоди, встановлення моніторингових точок (постів), визначення стану транскордонних повітряних мас упродовж усіх місяців року, що допоможе розробити кардинальні заходи оптимізації та збереження довкілля, поліпшення стану здоров'я населення.

*Особливості розподілу Sr.* Стронцій – досить поширений мікроелемент у земній корі, переважно концентрується в магматичних породах, карбонатних відкладах, акумулюється у глинистих мінералах, зв'язується з органічною речовиною. Вміст Sr у ґрунтах передається з материнськими породами і кліматом. У верхніх горизонтах ґрунту він може коливатися від 18 до 3500 мг/кг. При цьому найвищий вміст Sr зафіксовано в чорноземах і лісових ґрунтах.

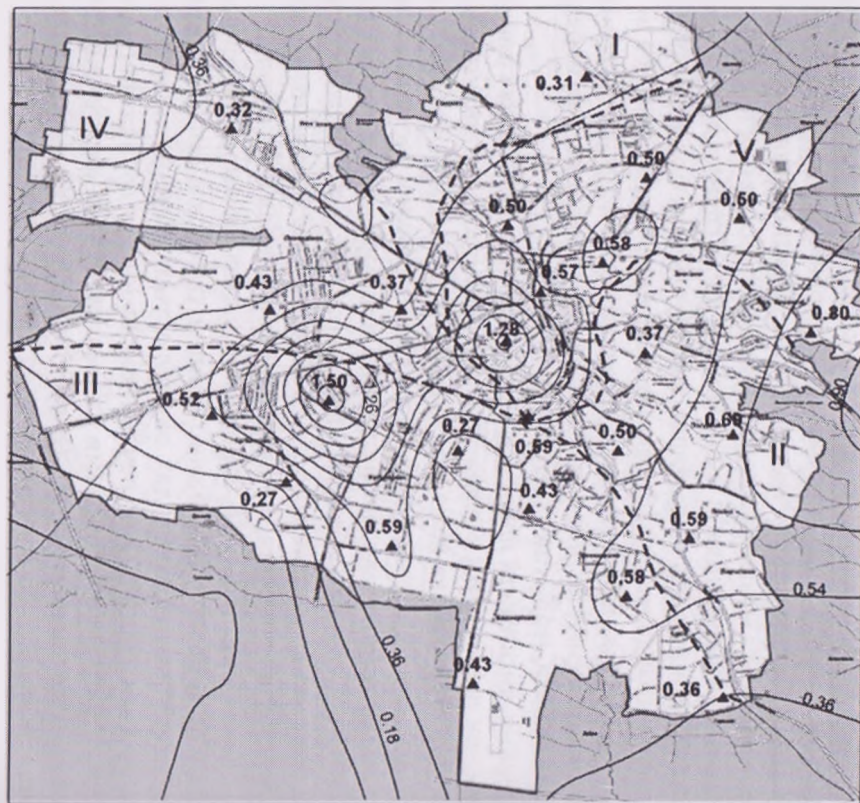


Рис. 3.13 Розподіл Cd у ґрунтовому покритті м. Львова

Досліджено також [68, с. 144–145], що середній вміст Sr у поверхневому шарі ґрунтів різних країн неоднаковий і становить 112–675 мг/кг. У ґрунтах США зафіксований найвищий його вміст – 70–2000 мг/кг сухої маси, середній вміст дорівнює 110–445 мг/кг. Вміст Sr у ґрунтах є джерелом цього полютанта в атмосферному повітрі і відповідно у сніговому покриві.

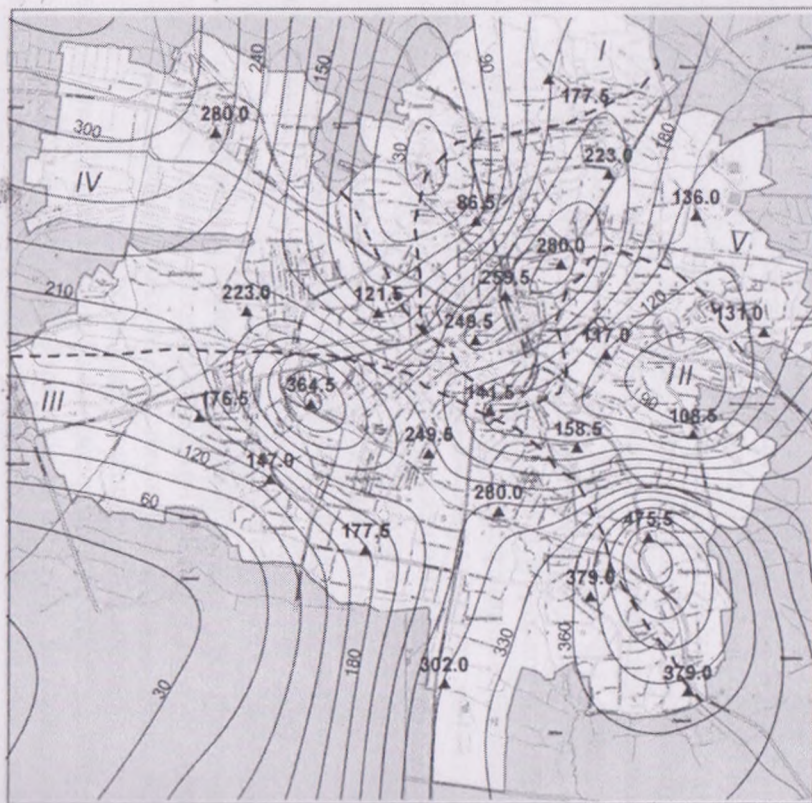
Стронцій використовується в кольоровій металургії, лакофарбовій, акумуляторній промисловості, є домішкою у мінеральних добривах (фосфорні, 6,72 г/кг) [106].

Вміст Sr в опадах снігу Львівської урбозони займає найвищі позиції серед інших хімічних елементів. Максимальні величини зафіксовано в Давидівському пасмі – 475,5 мкг/л, Львівському плато – 379, Львівсько-Любінській рівнині та долині р. Полтва – 280 мкг/л. У снігових опадах названих ландшафтів зафіксовано дуже велику мінливість показників. Найбільш стабільні й високі величини є характерні для Львівському лесовому плато – 147–379 мкг/л, у сніговому покриві інших ландшафтів вміст стронцію становить 86,5–475,5 мкг/л.




Доведено картографування та встановлено закономірності розподілу Sr у сніговому покриві урбоплощі міста Львова (рис. 3.14). Як видно від розподілу інших хімічних полютантів, максимальні концентрації сконцентровано у смузі південний-захід – північний-захід. Sr утворює три метал-аномальні поля, що майже повторюють характерний рельєф і збігаються з ландшафтами Давидівського пасма, долини р. Полтва та Львівського плато.

Серед причин такого розподілу Sr у сніговому покриві можна відзначити такі: переважання загального руху повітряних мас із південного-заходу на північний-схід, наявність долинно-грядового рельєфу та відповідно відсереджених вітрів в умовах складної будови поверхні. Зауважимо, що величини Sr у центрі аномальних полів становлять 475,5; 280; 379 мкг/л. Не виключено, що на місцеві джерела викидів у атмосферу належить деяка частина депонованого Sr. Але основну його частину приносить трансграничні забруднені повітряні маси.

Вміст Mo. Важливими джерелами постачання Mo у атмосферне повітря є побутове сміття та різні стоки і ґрунтовий покрив. Надходження атмосферного Mo у повітряний простір відбувається також під час роботи лакофарбової промисловості, кольорової металургії, при розробці нафти.



Умовні позначення:

-  Вміст Sr, мкрІП
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Грядове Побужжя
- II Давидівське пасмо
- III Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва



Рис. 114. Розподіл Sr у сітловому покритті м. Львова

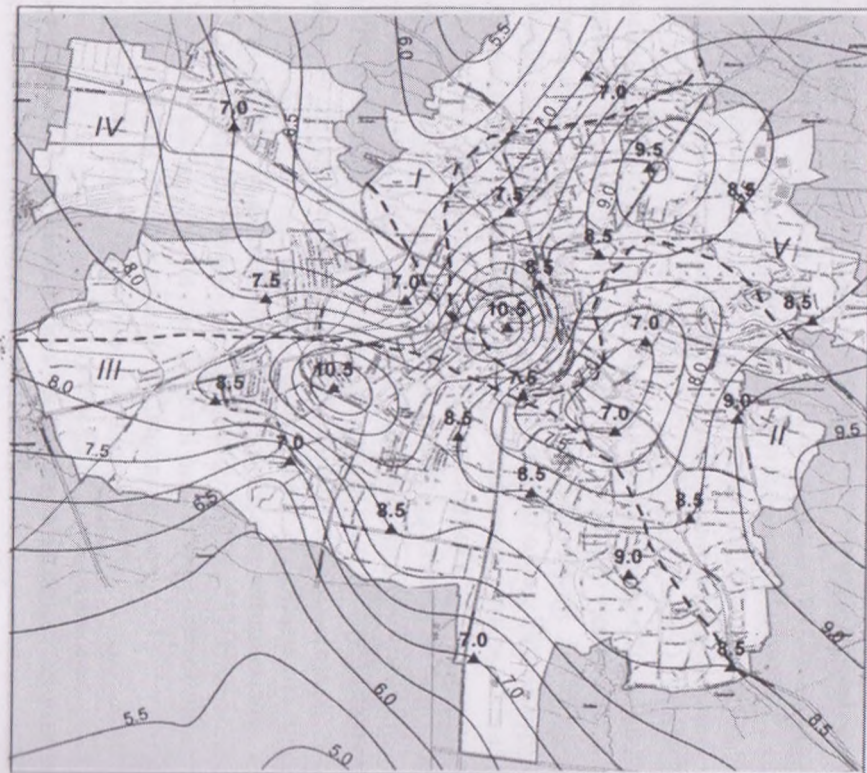
Використовується цей елемент у авіа- та автомобілебудуванні, перспективний як термостійкий метал [131; 68, с. 297; 106]. При надмірних концентраціях Мо негативно впливає на здоров'я людини: порушує діяльність ЦНС, викликає ендемічну атаксію, подагру; потрапляє в організм із повітрям, водою, харчовими продуктами [10, с. 347].

Вміст молібдену, що визначений у 25 зразках снігу, невисокий. Розподіл величин у межах п'яти ландшафтів рівномірний і тільки в окремих зразках перевищує 8,5 мкг/л. Величини Мо у сніговій воді близькі до розподілу Cr, V, Sn. Складається враження, що Мо, накопичений у твердих частинках, мало піддається переміщенню під впливом місцевих вітрів і, на відміну від інших хімічних полютантів, випадає на поверхню рівномірно. Відзначимо дещо нижчі показники Мо у сніговому покриві Грядового Побужжя, Давидівського пасма та Львівсько-Любінської рівнини (7–8,5 мкг/л). Вищі показники виявлено у сніговій воді в межах Львівського плато, долини р. Полтва (11,5–14,5 мкг/л) (табл. 3.5).




Складено картосхему, на якій зафіксовано особливості акумулювання Мо у сніговому покриві, що випав на поверхню урбоплощі Львова (рис. 3.15). Як бачимо на картосхемі, розподіл цього полютанта на урбоплощі дещо інший. Максимальні величини виявлено в центральній частині міста, вони повторюють розподіл інших полютантів, які виявлені у снігових опадах, тобто наявність вмісту Мо до деякої міри збігаються з напрямком південно-західних вітрів з максимальними величинами 9,5–10,5 мкг/л. Не виключається можливість впливу місцевої циркуляції повітряних мас, тобто впливу на розподіл полютантів долинно-грядового рельєфу. На периферії величини Мо змінюються від 7 до 8,5 мкг/л.

Отже можна зробити загальний висновок про те, що вміст Мо у різних ландшафтних контурах урбоплощі майже однотипний, а ландшафтні різні морфоструктури істотно не вплинули на розподіл цього елемента. Відзначимо також, що техногенного молібдену на поверхні снігового покриву у сніговій воді виявлено мало. Вміст Мо в різних ландшафтних контурах теж невеликий (1–2 мг/кг) [68, с. 293].

Таким чином, основна доля забруднення атмосферного повітря молібденом пов'язується з техногенними процесами за межами території України і приноситься з атмосферно-сніговими потоками.



Умовні позначення:

-  Вміст Мо, мкг/г
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти

- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва



Рис. 3.15. Розподіл Мо у сільському покритті м. Львова

**Вміст купруму.** Си звичайно акумулюється у верхніх горизонтах ґрунтового профілю, що пов'язано з біоаккумуляцією, а також сучасним антропогенним впливом. Середній його вміст у поверхневому шарі ґрунту різних країн становить 6–60 мг/кг, для США – 14–41 мг/кг [68, с. 120–121].

Концентрація купруму в атмосферних опадах становить 1–111 мг/л. У забруднених опадах мідь знаходиться переважно у вигляді комплексів з органічними лігандами [2, с. 426].

Джерела надходження купруму в атмосферне повітря – добрива, індустріальні відходи, сільськогосподарські та комунальні відходи, корозійна металургія [17, с. 100; 68, с. 121, 125]. Потрапляє в організм людини з водою та повітрям, викликає інтоксикацію, анемію, запалити [16, с. 347].

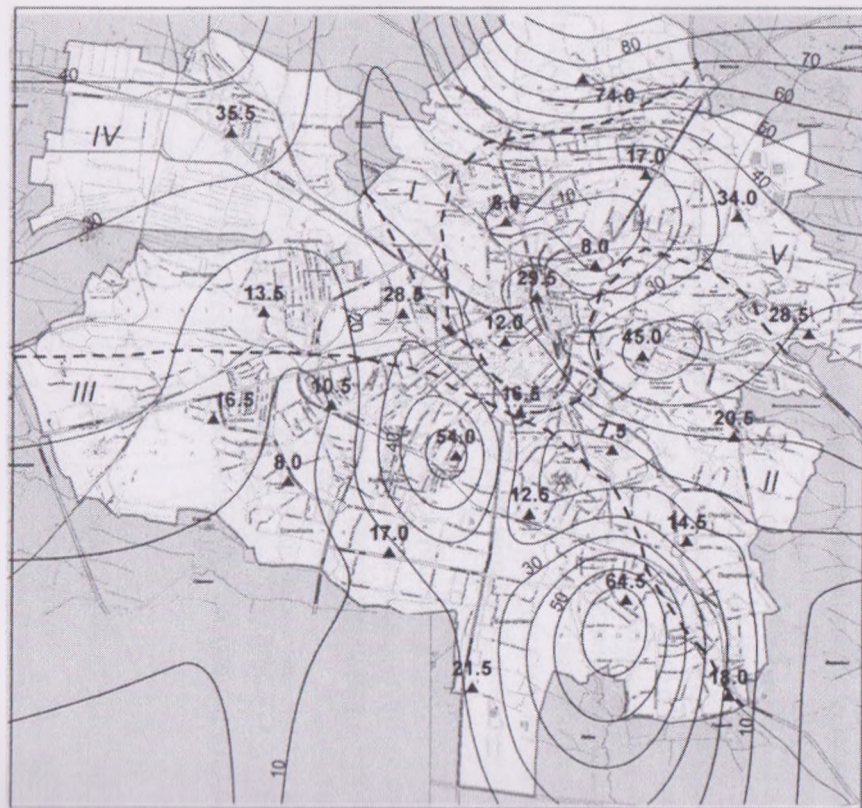
Вміст Си у сніговій воді порівняно з величинами інших поллютантів (Са, Ва, Fe, Ti, Zn) невисокий і не перевищує 45 мкг/л. Тільки у трьох пробах (ландшафти Пасмове Побужжя, Львівське плато) цифри показники становлять 74; 64,5; 54 мкг/л. Вміст його у сніговому покриві не стабільний, і виділити будь-який ландшафт за високими показниками неможливо.

Наприклад, вміст купруму у зразках снігу в межах Давидівського пасма змінюється від 7,5 до 45 мкг/л, Львівського плато – 6–64,5, Львівсько-Любінської рівнини – 13,5–35,5, долини р. Полтва – 1–34 мкг/л.




На рис. 3.16 подано картосхему площинного розподілу Си в межах міста Львова, яка складена із застосуванням ГІС-технологій. На картосхемі виділено чотири великі центри накопичення купруму у снігових опадах над територією урбосистеми.

Першим з них розміщено в межах Львівського плато, третім – у Гродзасмі, Побужжі, четвертий – на Давидівському пасмі. Вміст Си у їх центрах відповідно становлять 54; 64,5; 74 і 45.





Умовні позначення:

-  Вміст  $Pb$ ,  $mg/l$   
 Межі урболандшафтів  
 Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Грядове Побужжя  
 II. Давидівське пасмо  
 III. Львівське плато  
 IV. Львівсько-Любінська рівнина  
 V. Долина р. Полтва

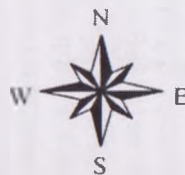


Рис. 3.16. Розподіл  $Pb$  у ґрунтовому покриві м. Львова

### 3.3. Аналіз хімічного забруднення снігового покриву (2010 рік)

Проведено повторне дослідження екологічного стану снігового покриву на площі урбосистеми в лютому 2010 р. За допомогою іононо-адсорбційного методу у сніговій воді виявлено такі хімічні елементи: Pb, Mn, Fe, Ti, Cu, Cd, Mo, Cr, V, Zr, Sr, Ba, Zn, Sn. Результати досліджень подано в табл. 3.6.

Як бачимо, у сніговому покриві накопичилася значна кількість техногенних хімічних елементів. В окремих випадках їх вміст перевищує 0,5 г/л (Sr, Ti). Вміст Ti знаходиться в межах 105,6–788,9 мкг/л, Sr – 100–640 мкг/л. Стабільним та високим вмістом характеризується Ba (37–250 мкг/л). Вміст Ba у сніговому покриві урбосистеми становить 13,7–129,4; Fe – 22,1–150,0 мкг/л.

Вміст V у сніговій воді коливається в межах 11,4–31 мкг/л, вміст Zr – високий і становить 12,2–50,3 мкг/л. Різниця між найнижчими та найвищими величинами Zr відповідає 38,1 мкг/л. Якщо мінімальну величину (12,2 мкг/л) прийняти за місцевий кларковий показник, то перевищення буде чотирикратне. Невеликими цифровими значеннями характеризуються також Mn, Mo, Cr, Sn, Cu, Cd. Їх вміст становить в межах: Mn – 2,7–44,6 мкг/л; Mo – 2,8–70,0; Cr – 4,4–11,0; Sn – 1,7–21,2; Cu – 5,0–64,0; Cd – 0,35–1,37 мкг/л.

Високим показником екологічного стану снігу є кількість автомобільного Pb. У сніговій воді всієї урбоплощі виявлено такі особливості. Високі значення показники вмісту цього полютанта притаманні сніговому покриву долини р. Полтви. Тут його вміст змінюється від 7,0 до 22,1 мкг/л. Стабільні й порівняно високі показники виявлено у сніговій воді Львівського плато (5,8–17,3 мкг/л). В окремих пробах високі значення зафіксовано у сніговій воді Давидівського пасма. Найнижчий вміст Pb (5,8–7,4 мкг/л) повторюється в семи пробах і прийняти за місцевий фоновий показник. У цьому випадку значення інших показників буде трикратне. Перед датою відбору проб 2010 року зафіксовано тривалий період без випадіння опадів, в результаті відбувалося накопичення техногенних полютантів транспортних і місцевих джерел. Тому в 56 % проб вміст хімічних елементів перевищує їх кількість порівняно з фоновими (табл. 3.7, див. с. 108).

## Вміст хімічних елементів у сніговій воді (21.02.2010 р.), мкг/л

Елемент № проби	Pb	Mn	Fe	Ti	Cu	Cd	Mo	Cr	V	Zr	Sr	Ba	Zn	Sn
<b>I. Грядове Побужжя</b>														
21	9,6	22,2	88,2	651,9	25,9	0,82	5,9	9,6	24,4	31,9	577,8	66,7	185,2	11,9
<b>II. Давидівське пасмо</b>														
4	21,7	11,5	55,8	484,9	8,5	0,91	5,5	7,3	20,0	50,3	375,8	32,7	133,3	21,2
13	12,3	21,3	34,3	761,3	12,9	0,71	5,8	11,0	23,2	27,7	258,1	19,4	141,9	7,1
22	7,4	4,6	88,6	177,1	13,7	0,57	4,6	4,6	18,9	18,9	142,9	13,7	125,7	6,9
23	7,1	7,5	89,5	556,2	19,0	0,55	4,4	7,5	17,5	22,7	180,7	17,4	131,5	5,7
<b>III. Львівське плато</b>														
1	5,8	2,7	26,2	266,7	13,8	0,80	4,0	4,9	12,0	24,4	244,4	49,3	106,7	7,6
2	8,9	6,3	22,1	421,1	5,3	0,79	4,7	5,3	19,0	22,6	300,0	19,0	105,3	7,9
3	7,9	4,2	39,4	533,3	8,5	0,85	5,5	6,1	28,5	36,4	309,1	21,8	97,0	7,9
5	14,5	9,0	120,1	189,5	15,5	0,59	4,6	6,1	26,4	26,7	268,1	30,8	125,3	7,8
6	17,3	3,5	150,0	244,0	25,2	1,20	4,9	7,2	17,9	24,2	254,4	55,4	128,9	7,5
7	11,6	8,0	115,2	260,6	64,0	0,95	5,2	7,5	20,4	12,5	319,6	35,7	130,7	9,2
8	13,6	5,1	90,0	250,1	21,4	1,37	5,5	8,3	27,7	31,3	240,5	51,5	142,3	11,5
9	11,5	6,5	130,3	147,0	16,1	1,13	4,8	7,9	20,0	18,4	310,2	32,4	144,0	9,4
10	12,1	7,0	125,2	204,4	25,5	0,50	6,1	9,2	23,3	30,8	320,0	120,0	153,8	10,8
<b>IV. Львівсько-Любінська рівнина</b>														
11	13,0	8,2	71,0	550,0	37,0	1,30	7,0	11,0	31,0	47,0	640,0	66,0	250,0	15,0
12	7,2	3,9	42,8	105,6	36,7	0,56	3,9	6,1	20,0	12,2	344,4	36,7	122,2	19,4
14	8,1	12,6	74,4	143,8	25,0	0,75	4,4	6,3	16,9	22,5	100,0	15,0	150,0	7,5
19	9,8	9,3	55,7	149,0	42,4	0,35	2,8	5,5	11,4	18,4	317,7	129,4	105,9	9,0
<b>V. Долина р. Полтва</b>														
15	8,1	5,6	138,1	606,3	5,0	0,81	5,6	7,5	19,4	44,4	262,5	33,8	156,3	7,5
16	14,3	44,6	97,2	314,3	40,0	1,14	5,1	9,1	18,9	29,1	325,7	51,4	142,9	9,7
17	12,7	4,9	43,0	442,4	12,1	0,85	6,1	4,9	28,5	30,9	236,4	18,2	97,0	13,9
18	7,0	4,9	54,1	524,3	9,7	0,76	4,9	4,3	22,2	29,7	308,1	29,2	86,5	9,2
20	21,8	10,2	60,6	530,1	35,9	0,80	3,8	7,1	20,3	19,1	326,4	51,4	160,2	10,1
24	7,0	6,5	45,4	578,4	22,7	0,54	3,8	8,7	16,8	29,7	297,3	35,7	146,0	5,4
25	7,1	3,1	51,1	788,9	11,7	0,72	5,6	4,4	27,8	46,1	261,1	20,0	88,9	11,7
26	7,0	3,0	47,0	610,0	8,7	1,12	0,4	2,7	-	-	-	-	50-101	-

Вищі величини характерні для Ti, Cd, V, Zr, Sr, Zn, Sn; дещо нижчі – для Pb, Fe, Mo, Cr, Ba приблизно однакові – для Mn, Cu. Так, деякі величини Mn перевищують показники 2009 року на 1,0–17,8 мкг/л, Cu – 1,7–23,5 мкг/л; більшість величин Ti – на 5,8–761,3; Cd – 0,02–0,87 мкг/л.

Установлено, що вміст Fe у всіх 25 пробах істотно зменшився на 1,8–610,3 мкг/л; Pb – 1,7–12,8 мкг/л. Зафіксовано також зменшення вмісту Mo і Cr (табл. 3.7). У всіх випадках їх показники нижчі за величини 2009 року. Кількість Mo зменшилася на 0,5–5,7; Cr – 6,0–12,9 мкг/л. Особливих відмінностей у розподілі показників у межах мікрореагентів не виявлено. Таке зменшення можна пояснити циклічністю роботи певних промислових комплексів і зниженням викидів цих елементів у атмосферне повітря. Переважають нижчі показники вмісту у сніговому покриві Ba порівняно з величинами 2009 року. На них припадає 64 % від загальної кількості проб. Показники зменшилися на 0,5–148,7 мкг/л. Перевищення окремих величин становить 6,1–74,5 мкг/л.

Досліджено також вміст V, Zr, Sr, Zn, Sn у сніговій воді. При рівних цифрових величин 2009 і 2010 рр. встановлено, що кількісний вміст усіх названих інгредієнтів значно зріс. Вміст V збільшився на 4,5–19,0 мкг/л; Zr – на 0,6–42,3; Sr – 13–417; Zn – 20–160; Sn – 0,1–14,2 мкг/л. Загальне збільшення названих техногенних інгредієнтів пов'язано з активізацією промислових комплексів, які використовують ці хімічні елементи в технологічних процесах, та повільною відсутністю опадів перед відбором проб.

Техногенні інгредієнти, що накопичилися у атмосфері та виступають на поверхню урбосистеми із сніговим покривом 2010 року, включено в основу екологічного картування. Із застосуванням геоінформаційної складено поінгредієнтні екологічні карти вмісту техногенних поліютантів у сніговому покриві та виявлено площинні закономірності поширення й акумуляції кожного елемента. Особливості вмісту та розповсюдження 14 техногенних поліютантів у сніговому покриві представлено на картосхемах (рис. 3.17–3.30).

Вивчення рози вітрів за січень у м. Львові показав, що в зимовий період вітри з південного-заходу припадає 26 % річної суми. Оскільки найбільше вітрів відбиралося в лютому, то, звичайно, основний напрям надходження атмосферних мас був також спрямований з південного-західного-східного напрямку.

## Різниця вмісту хімічних елементів у сніговому покриві у 2010 і 2009 рр., мкг/л

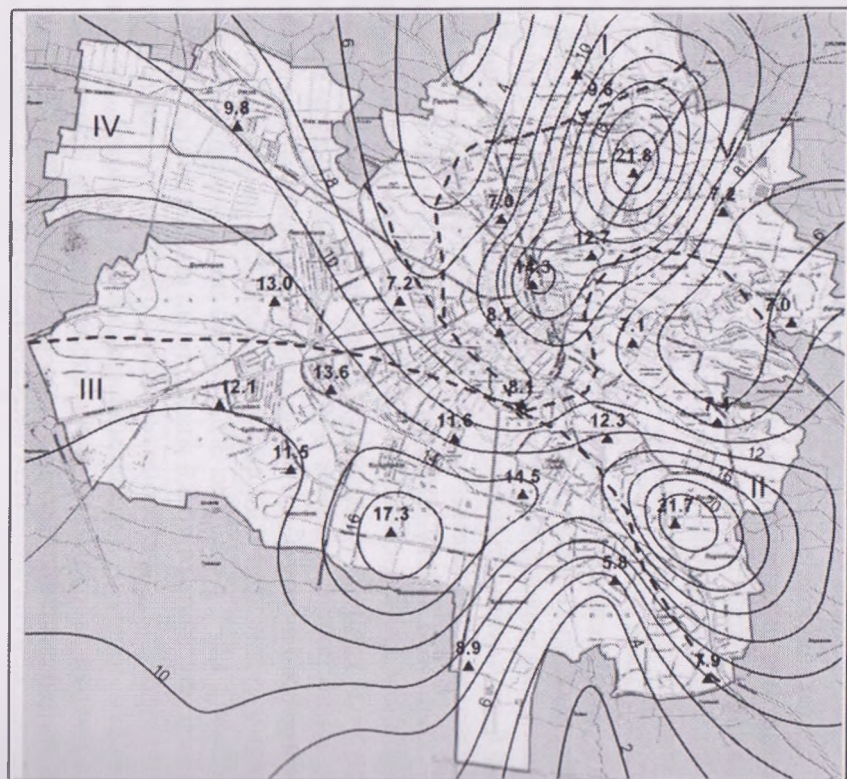
Елемент № проби	Pb	Mn	Fe	Ti	Cu	Cd	Mo	Cr	V	Zr	Sr	Ba	Zn	Sn
<b>I. Грядове Побужжя</b>														
21	-4,9	-292,8	-610,3	467,9	-48,1	0,51	-1,1	-12,4	12,4	6,4	400,3	7,2	87,7	4,9
<b>II. Давидівське пасмо</b>														
4	8,7	-23,5	-406,7	215,4	-6,0	0,32	-3,0	-14,7	8,0	42,3	-99,7	-52,3	56,3	14,2
13	0,8	17,8	-168,7	761,3	5,4	0,21	-1,2	-6,0	10,2	17,7	99,6	-2,6	58,4	0,1
22	-7,1	1,1	-76,4	-79,9	-6,8	-0,12	-4,4	-13,9	6,9	-6,6	34,4	4,2	42,2	-0,1
23	-7,4	4,0	-20,0	424,7	-26,0	0,18	-2,6	-9,5	4,5	9,2	63,7	-11,6	-13,0	-1,3
<b>III. Львівське плато</b>														
1	-8,7	-18,8	-405,8	21,7	-50,7	0,22	-5,0	-18,6	0,0	15,4	-134,6	-78,2	16,7	0,6
2	-7,1	-50,2	-79,9	269,1	-16,2	0,36	-2,3	-15,7	6,0	14,6	-2,0	-52,0	21,8	0,9
3	-8,1	-13,8	-364,1	310,8	-9,5	0,49	-3,0	-18,9	12,5	27,4	-69,9	-59,7	-0,5	0,9
5	3,0	5,0	-44,9	22,5	3,0	0,16	-3,9	-10,9	11,4	14,7	-11,9	-10,7	35,3	0,8
6	5,8	1,0	-53,0	99,5	8,2	0,61	-3,6	-13,8	5,9	15,2	76,9	13,9	51,9	0,5
7	0,1	1,5	-1,8	146,6	10,0	0,68	-3,3	-13,5	8,4	4,5	70,1	-109,8	47,2	2,2
8	-2,4	3,1	1,0	57,1	10,9	-0,13	-5,0	-12,7	15,7	16,3	-124,0	-13,5	65,3	4,5
9	0,0	0,0	-13,7	43,5	8,1	0,86	-2,2	-9,1	8,0	10,4	163,2	-142,1	46,5	2,4
10	-3,4	0,0	-15,3	79,7	9,0	-0,02	-2,4	-11,3	8,8	19,3	143,5	74,5	53,8	2,8
<b>IV. Львівсько-Любінська рівнина</b>														
11	1,5	6,7	-31,0	412,0	23,5	0,87	-0,5	-10,0	19,0	36,0	417,0	24,5	160,0	8,0
12	-5,8	2,9	-285,2	-25,9	8,2	0,19	-3,1	-10,9	7,0	-2,8	222,9	19,7	32,2	12,4
14	-11,9	10,6	-115,1	5,8	8,5	0,16	-3,1	-10,7	4,9	7,5	-41,5	-14,0	60,0	-30,0
19	-3,2	7,8	-53,8	40,5	6,9	0,03	-4,2	-11,5	-3,6	6,4	37,7	22,9	28,9	2,0
<b>V. Долина р. Полтва</b>														
15	-7,9	-26,4	-430,4	372,8	-7,0	-0,47	-4,9	-13,5	7,4	29,4	13,0	-148,7	50,8	0,5
16	-1,7	-55,4	-1998,3	121,3	10,5	0,57	-3,4	-17,9	-34,1	10,6	66,2	-10,6	-13,1	2,7
17	1,2	-14,6	-91,5	230,4	4,1	0,27	-2,4	-16,1	16,5	18,9	-43,6	-33,8	20,0	2,9
18	-6,0	3,9	-80,4	357,3	1,7	0,26	-2,6	-15,2	7,2	14,7	221,6	21,2	-37,0	2,2
20	1,8	-32,3	-156,9	346,1	18,9	0,30	-5,7	-14,9	8,3	0,6	103,4	-33,6	46,2	3,1
24	-4,5	-1,0	-108,6	366,4	-5,8	-0,26	-4,7	-8,3	4,8	4,2	166,3	20,2	48,5	-1,6
28	-13,8	-14,7	-817,4	621,9	-22,3	0,22	-2,9	-12,6	12,8	25,6	125,1	-0,5	-8,6	4,7

Із таким вітровим режимом, на нашу думку, пов'язана концентрація максимальних величин у центральній частині урбосистеми в формуванні смуги метал-аномальних полів. Така закономірність чітко прослідковувалася практично на всіх картосхемах вмісту і поширення техногенних хімічних елементів у 2009 році.




На відміну від закономірностей розсіювання й акумуляції хімічних елементів, досліджених 2009 року, повторний відбір проб снігу 2010 року показав значні відмінності. Це пов'язано, на нашу думку, із різними причинами. Серед них: тривале накопичення хімічних елементів у атмосфері і відсутність опадів, слабка швидкість вітру під час снігопаду, незначний вплив на розподіл снігового покриву місцевих вітрів і гіпсометричних особливостей досліджуваної урбосистеми.

На підставі закономірностей розподілу окремих інгредієнтів та формування метал-аномальних полів переважно концентричної форми можна згрупувати картосхеми за цим показником на дві групи: 1) лінійно-концентраційні, де поля зосереджені в центральній частині урбосистеми і утворюють смугу в північно-східному та південно-західному напрямках (Pb, Mn, Cu, Fe); 2) картосхеми з полігональним розподілом техногенних полютантів на рівнинних урболандшафтах (Pb, Cd, Mo, Cr, V, Zr, Sr, Ba, Zn, Sn) – такий характер концентрації хімічних елементів можна пояснити рівномірним випадінням снігу на поверхню й незначним впливом місцевої циркуляції атмосфери.

Як бачимо на картосхемах (рис. 3.17–3.20 – Pb, Mn, Cu, Fe), максимальні величини вмісту хімічних елементів у сніговому покриві встановлюються для основних внутрішньоміських магістралей, що простягаються у північно-східному, південному та західному напрямках. Такий розподіл ізомет дає підстави стверджувати про те, що в атмосферній акумуляції Pb певна роль належить місцевому автотранспортному транспорту. До периферії кількість цього полютанта збільшується у 1,5–2 рази (рис. 3.17). Якщо на периферії вміст Pb у снігу в середньому опускається до 5,8 мкг/л, то на приватомагістральних зонах збільшується до 21,8 мкг/л, тобто перевищує чотириразово. З цього можна зробити висновок, що доля автотранспорту в забрудненні може сягати до 50 %. Приватомагістральні та центральні території урбосистеми належать до екологічно небезпечних і ця проблема вимагає посиленої уваги, розробки заходів з метою поліпшення екологічного стану.



Умовні позначення:

-  Вміст Рв, мкГ/л
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I Грядове Побужжя
- II Давидівське пасмо
- III Львівське плато
- IV Львівсько-Любінська рівнина
- V Долина р. Полтва

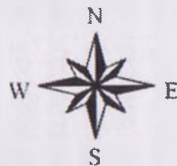


Рис. 1.17. Розподіл Рв у ґрунтовому покриві м. Львова

Виразніше метал-аномальна смуга спостерігається в розподілі  $Mn$ , тільки вона розміщена в північному напрямку (рис. 3.18). Тут сформовано чіткі та великі за площею метал-концентраційні поля, що охоплюють центральну й північно-східну частину урбосистеми. До периферії, як і в попередньому випадку, кількість  $Mn$  у сніговій воді різко зменшується (від 44,6 до 3,3–6,5 мкг/л).

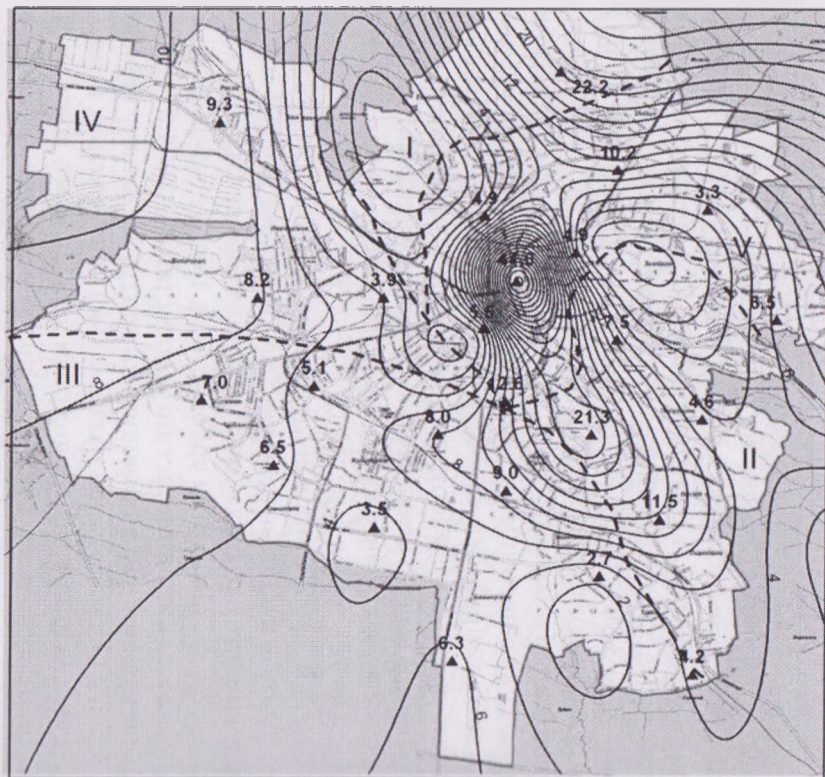
Виразно повторює такий розподіл у межах території  $Cu$ , тобто виділяється максимальна концентрація поліюванта у смузі північно-східного напрямку. До периферії кількість  $Cu$  зменшується від 64 до 5,3 мкг/л. Підкреслимо ще раз, що в акумулятивних тенденціях істотну роль відіграє місцева антропо-техногенна система (рис. 3.19).

Менш чітка смуга накопичення виділяється в розподілі на урбосистемі  $Fe$ . Максимальні величини притаманні ландшафтам Львівського плато (150 мкг/л) та долини р. Полтва (138,1 мкг/л). До периферії кількість  $Fe$  зменшується до 22,1–55,7 мкг/л (рис. 3.20).

Другий тип полігонально-геоцентричного формування метал-аномальних полів характерний для більшості техногенних поліювантів (рис. 3.21–3.30 –  $Ti$ ,  $Cd$ ,  $Mo$ ,  $Cr$ ,  $V$ ,  $Zr$ ,  $Sr$ ,  $Ba$ ,  $Zn$ ,  $Sn$ ). У розподілі метал-полів спостерігається загальна закономірність: максимальна концентрація акумульованих інгредієнтів у центральній частині урбосистеми із зменшенням до периферії. Здебільшого порушення загальної закономірностей обумовлено автомагістральними або залізничними джерелами забруднення. Наприклад, у центральній частині урбозони вміст  $Ti$  сягає 606,3 мкг/л, на периферії зменшується до 149–244, а в північно-східному напрямку до окраїн міста збільшується до 788 мкг/л (рис. 3.21).

Вміст  $Cd$  у центрі урбосистеми (ландшафт долини р. Полтва) становить 1,14 мкг/л, а на периферії зменшується до 0,35–0,54 мкг/л. На окремих приавтомагістральних територіях вміст  $Cd$  перевищує вміст у центральній частині урбосистеми. Таке метал-аномальне поле сформувалося в західній частині урбосистеми (1,20–1,37 мкг/л) (рис. 3.22). Метал-поле  $Mo$  є зміщеним від центру на західну периферію (рис. 3.23). У цьому випадку максимальне накопичення, ймовірно, пов'язане із впливом аеропорту та залізничного вокзалу. До периферії інших румбів накопичення  $Mo$  зменшується і становить 0,39–0,58 мкг/л, що пов'язано з мінімальним впливом техногенного походження.





## Умовні позначення

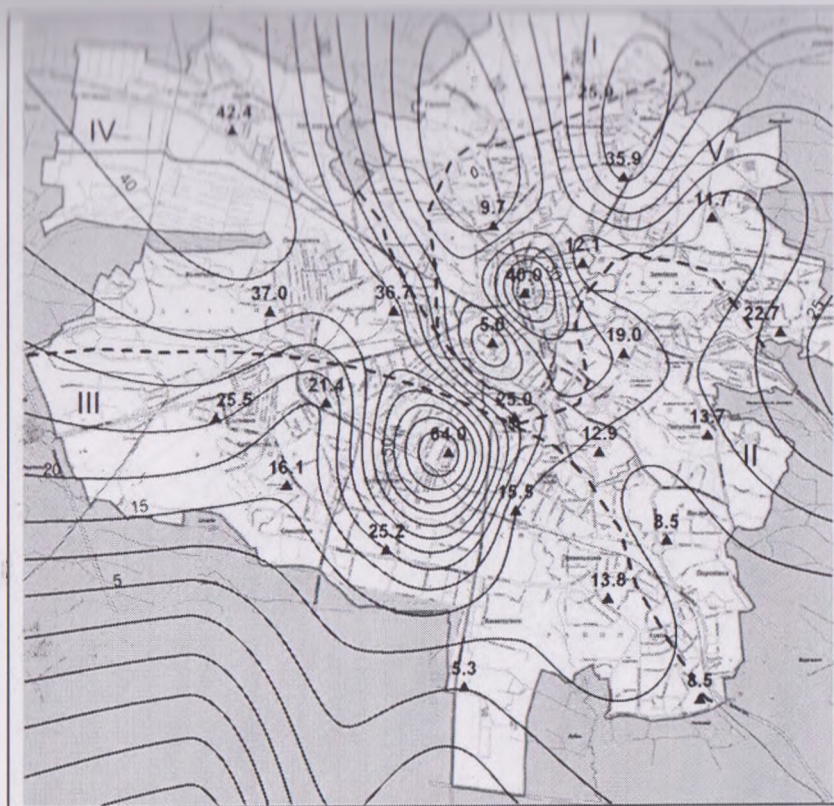
- Вміст Mn, мг/кг
- Межі ґрундових ландшафтів
- Точки відбору проб

## Урбанові ландшафти




- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Львівська рівнина
- V. Долина р. Полтва



Рис. 3.18. Розподіл Mn у ґрундовому покриві м. Львова



Умовні позначення:

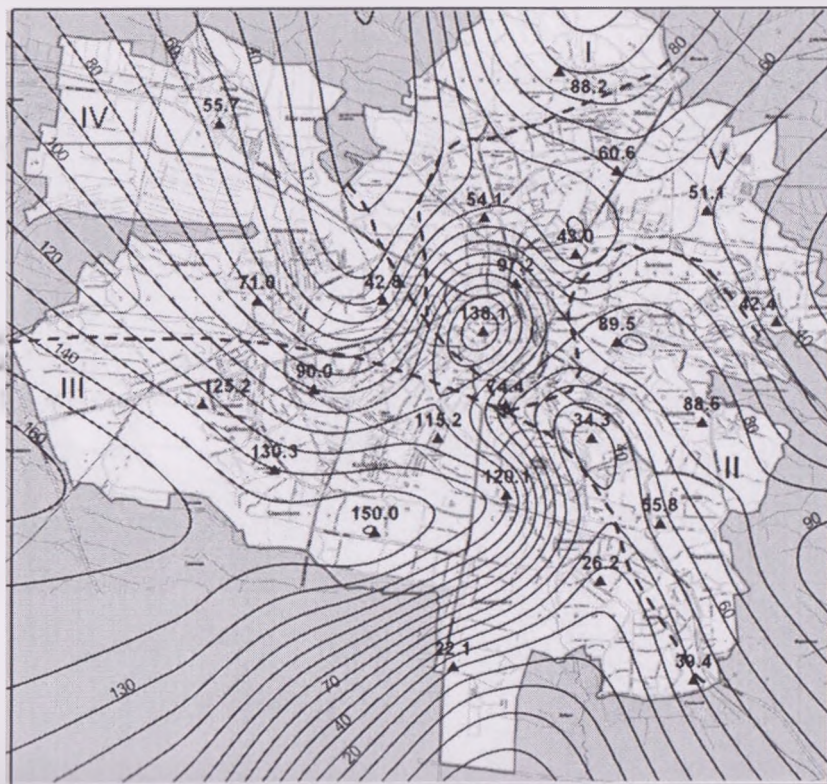
-  Вміст Si, мг/л
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва



Рис. 3.19. Розподіл Si у сніговому покриві м. Львова



## Умовні позначення

- Вміст Fe мкг/л  
 Межі урбандшафтів  
 Точки відбору проб

## Урбандшафти

- I Грядове Побужжя  
 II Давидівське пасмо  
 III Львівське плато  
 IV Львівсько-Любінська рівнина  
 V Долина р. Полтва

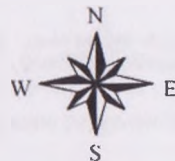


Рис. 3.20. Розподіл Fe у сніговому покриві м. Львова

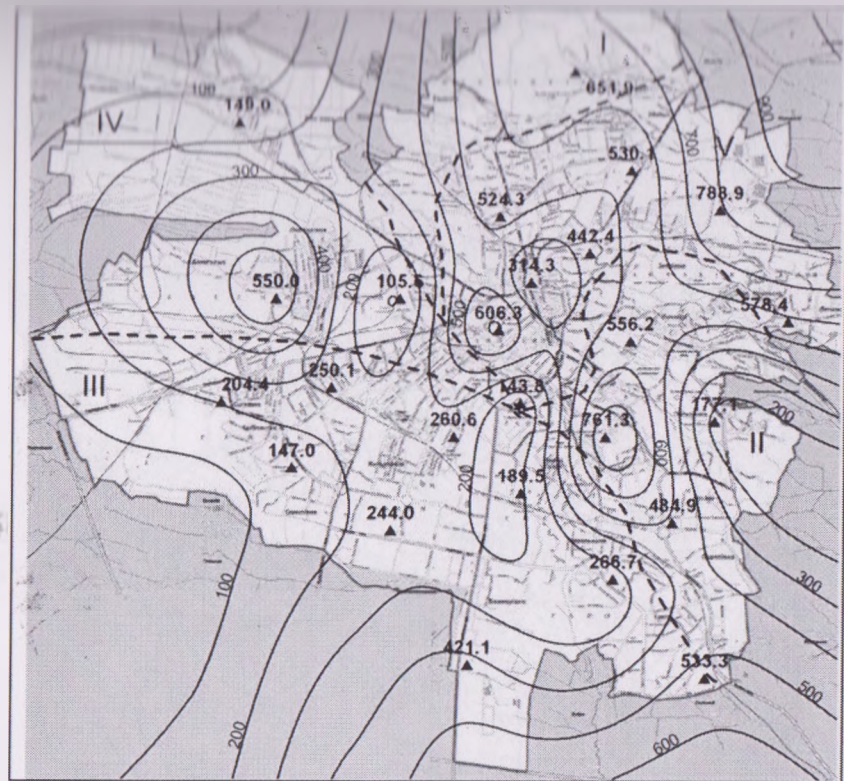
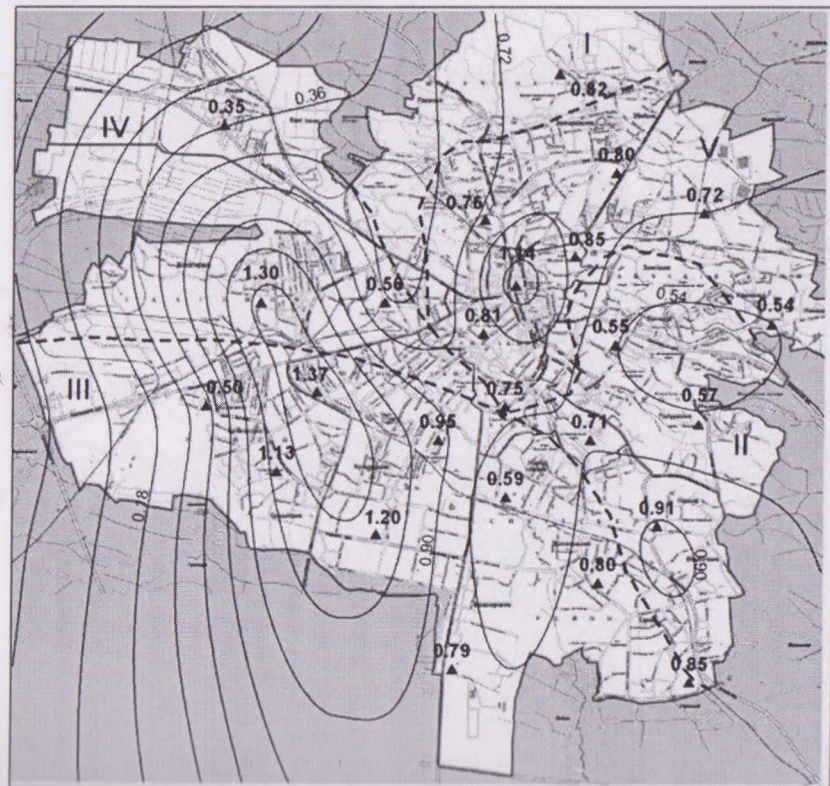





Рис. 3.21. Розподiл Ті у снiговому покриттi м. Львова



Умовні позначення:

-  Вміст Сd, мкг/л
-  Межі урбаландшафтів
-  Точки відбору проб

Урбаландшафти:

- I Грядова Побужжя
- II Давидівське пасмо
- III Львівське плато
- IV Львівсько-Любінська рівнина
- V Долина р. Полтва

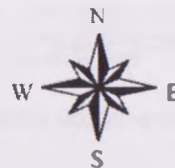





Рис. 3.22. Розподіл Сd у сільському покритті м. Львова



Умовні позначення:

-  Вміст Мо, мм/л
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва



Рис. 3.23. Розподіл Мо у сніговому покриві м. Львова

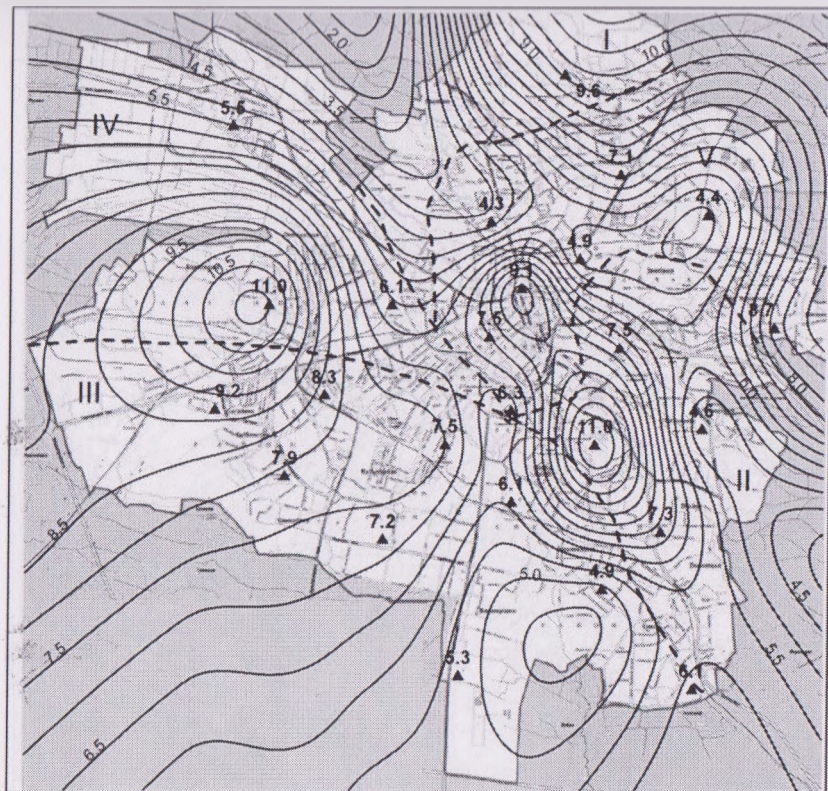
У розподілі Sr (рис. 3.24) також чітко виражена полігональність метал-аномальних центрів накопичення цього полютанта. Однак величини акумульованого Sr невисокі і не перевищують 11 мкг/л. Але чітко виділяється долинна частина (р. Полтва) з найнижчим гіпсометричним рівнем, що пов'язано з активною техногенною діяльністю.

На картосхемі (рис. 3.25) також чітко виражено полігональність у накопиченні V. Тут виділяються аномальні території значних розмірів та декілька невеликих, але із значними показниками полютанта в центрі концентричних ізомет. Максимальну величину V виявлено на південному-заході урбосистеми. У цілому між максимальними й мінімальними величинами різниця в накопиченні сягає 19,6 мкг/л.

Таким чином, за рахунок забруднених повітряних мас через опади (сніг) відбувається інтенсивне накопичення ванадію. Причини акумуляції його у сніговому покриві в зоні впливу залізничного вокзалу можна з'ясувати тільки шляхом систематичних спостережень за місцевими та транскордонними джерелами постачання V в атмосферу.

На рис. 3.26 представлено розподіл Zr. Формування метал-аномальних цирконієвих полів належить до полігонального типу, тобто багаточентричності в розподілі інтенсивності акумуляції. На картосхемі ізометами оконтурено три аномальні ділянки. Максимальні величини, зазвичай, сконцентровані в найбільш техногенно навантажених частинах урбосистеми (44,4–50,3 мкг/л). У напрямку до периферії урбосистеми вміст цього полютанта зменшується до 18,4 мкг/л, що пов'язано з послабленим впливом техногенних комплексів. Візначимо, що над сільськогосподарськими угіддями акумулятивний рівень Zr найнижчий.

Аналогічним розподілом у межах урбосистеми характеризується Sr. По-перше, формуванню Sr-полів властива полігональність, по-друге, максимальні величини сконцентровано в центральній частині урбоплощі та зоні впливу залізничного вокзалу, магістральних автотрас (268,1–640 мкг/л). Підкреслимо, спостерігається істотна різниця між центральною частиною та окремими околичними ділянками. У цьому випадку максимальні величини (західний та північний напрямки) перевищують показники центральних ділянок у 5,8–6,4 разу, що, імовірно, пов'язано з високим вмістом Sr у повітряних масах, які накопичили дослідний хімічний елемент у надмірних величинах (рис. 3.27).



- Умовні позначення.
- Вміст  $Pb$ , мкг/л
  - Межі урбандшафтів
  - Точки відбору проб

Урбандшафти

- I Грядове Побужжя
- II Давидівське пасмо
- III Львівське плато
- IV Львівсько-Любінська рівнина
- V Долина р. Полтва

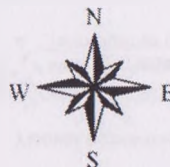


Рис. 3.24. Розподіл  $Pb$  у сніговому покриві м. Львова



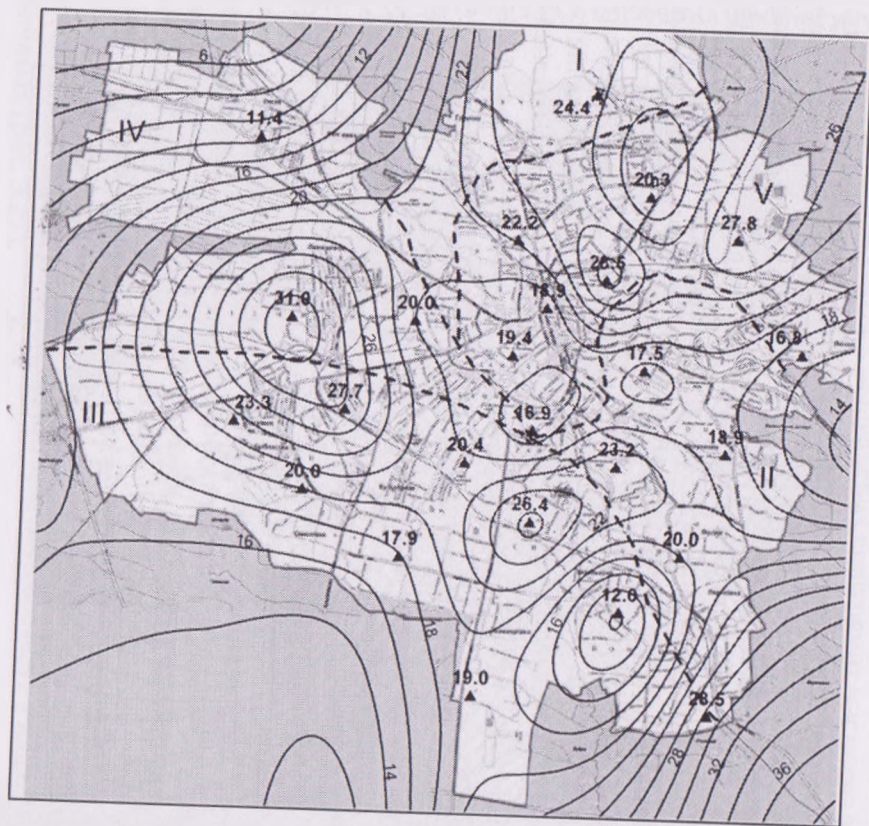


Рис. 3.25. Розподіл V у сніговому покриві м. Львова

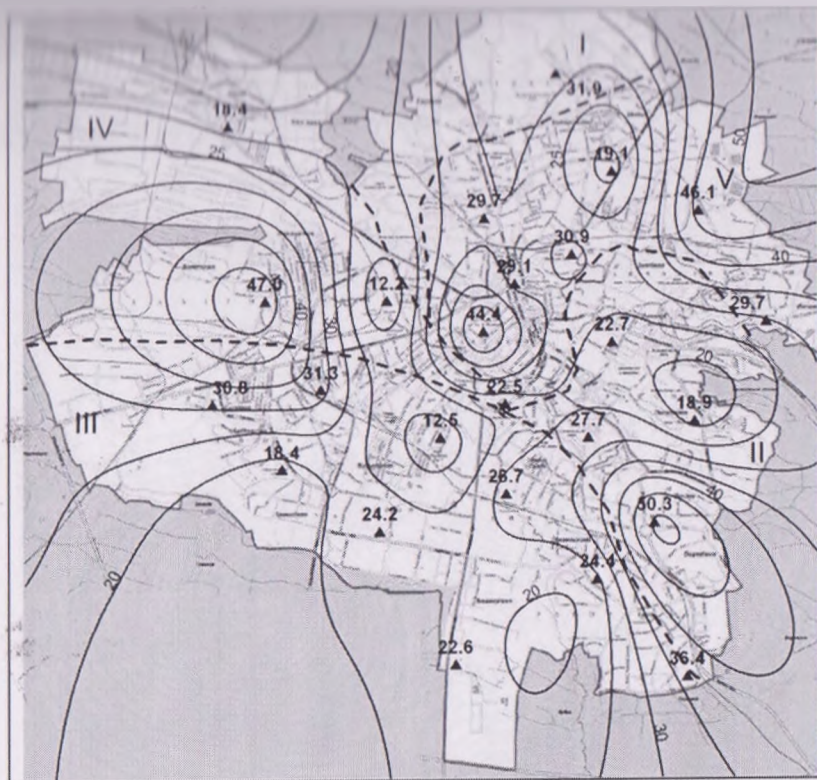


Рис. 3.26. Розподіл Zr у сніговому покритві м. Львова

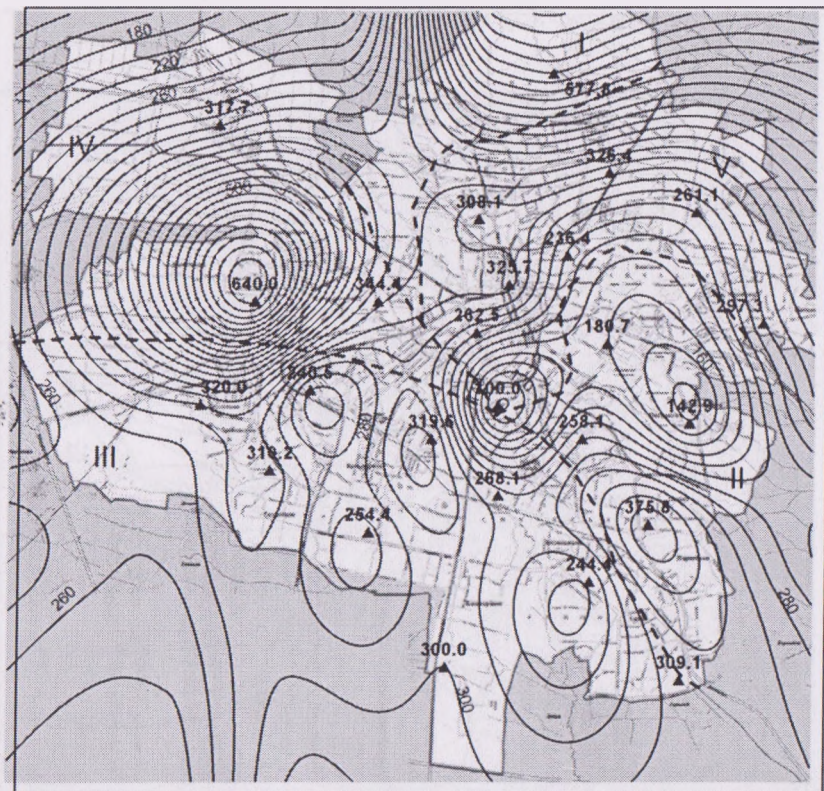


Рис. 3.27. Розподіл Sr у сніговому покриві м. Львова

У формуванні Ва-аномальних полів не виявлено чіткої закономірності в межах урбосистеми. Максимальне накопичення його зафіксоване на вул. Шевченка (129,4 мкг/л), на інших околичних смугах міста вміст Ва у сніговому покриві був значно нижчий (рис. 3.28).

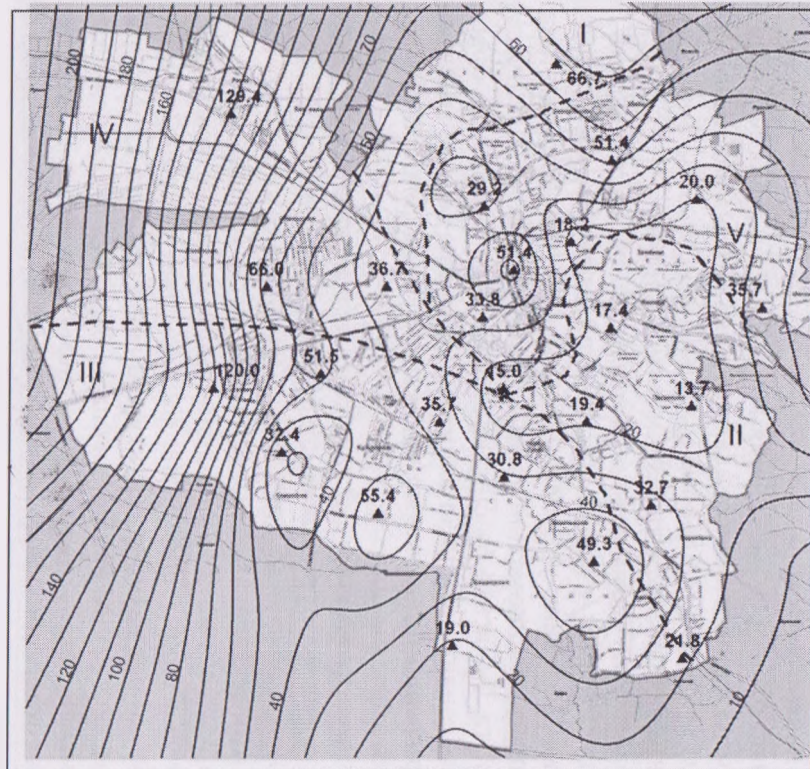
У розподілі та акумуляції Zn чітко оконтурені ізометами західна, північно-східна й центральна частини урбоплощі. Максимальна величина (250 мкг/л) є характерною для метал-аномального поля в зоні впливу залізничного вокзалу. Друга аномальна площа займає центральну частину міста (156,3 мкг/л), третє поле сформовано в північно-східній частині урбозони, що пов'язано також із впливом автотранспорту. Навколо центральної частини величини сягають 141,9– 156,3 мкг/л (рис. 3.29). Це підтверджує автомобільне походження цього токсиканта.

Звичайно, що для зменшення кількості Zn в атмосферному повітрі і його накопичення в опадах потрібна істотна реконструкція в розподілі руху автомобільного транспорту й розробка інших оптимізаційних заходів збереження чистоти довкілля.




Вміст Sn у сніговому покриві в межах урбоплощі невисокий і не перевищує 21,2 мкг/л (рис. 3.30). Низький вміст Sn характерний для центральної частини урбоплощі та ландшафту Львівського плато. Виділяються три аномальні поля – у долині р. Полтва, Давидівському пасмі та Львівсько-Любінській рівнині. На картосхемі сформувався полігональний тип Sn-аномальних полів з деяким зміщенням їх на периферію. Підкреслимо, що активної акумуляції Sn у снігових опадах не зафіксовано.

Дослідження хімічного складу снігового покриву 2010 року показало, що на всій урбоплощі відбувається активне накопичення техногенних поліютантів у атмосфері, згодом вони випадають на поверхню й акумулюються в різних компонентах урбоплощі.

У формуванні метал-аномальних полів виявлено два типи розподілу техногенних поліютантів: лінійно-концентричний та полігональний, що пов'язано із структурою гіпсометрії та атмосферною циркуляцією в період випадіння опадів. У розподілі величини хімічних елементів встановлено таку закономірність: максимальне накопичення техногенних поліютантів у сніговому покриві належить Ti, Sr, Zn, Fe, Ba.



Умовні позначення:

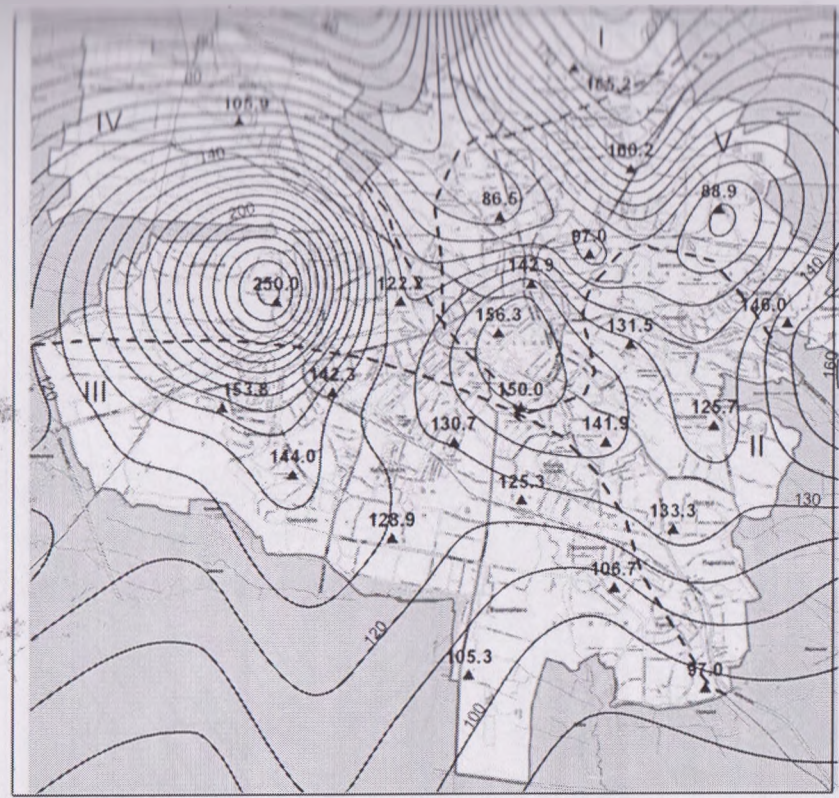
-  Віст Ва, мм/л
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти:




- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське ласмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Допина р. Полтва



Рис. 3.28. Розподіл Ва у сніговому покриві м. Львова



Умовні позначення:

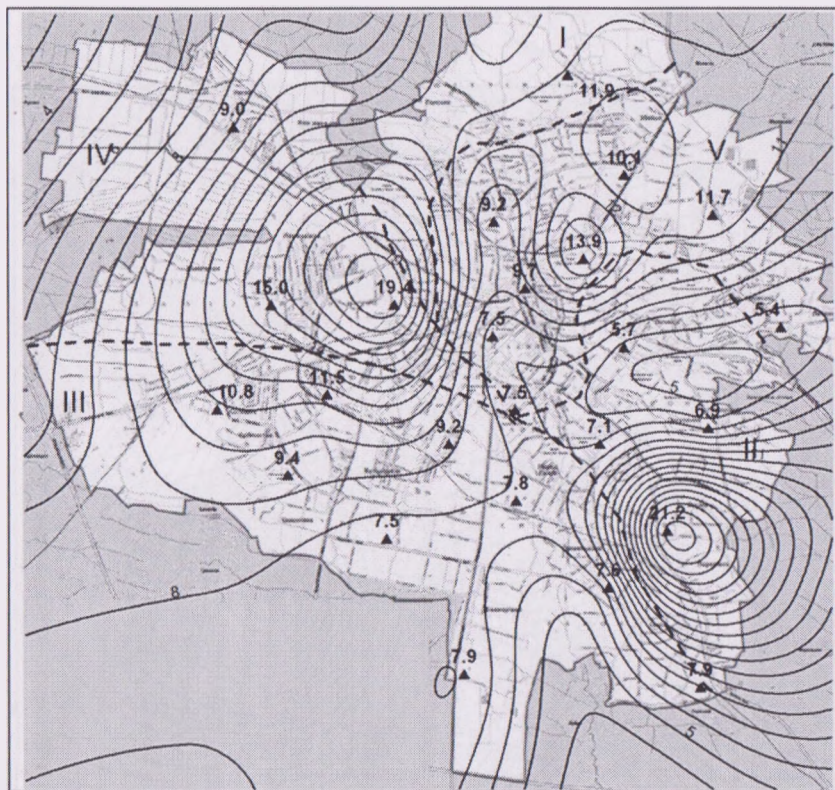
-  Вміст Zn, мг/л
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти




- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва



Рис. 3.29. Розподіл Zn у сніговому покриві м. Львова



Умовні позначення:

-  Вміст Sn, мкг/л  
 Межі ґроболаңшафтів  
 Точки відбору проб

ґроболаңшафти

- I Грядове Побужжя  
 II Давидівське пасмо  
 III Львівське плато  
 IV Львівсько-Любінська рівнина  
 V Долина р. Полтва



Рис. 3.30. Розподіл Sn у сніговому покриві м. Львова



## РОЗДІЛ 4

# ВПЛИВ КИСЛОТНИХ ОПАДІВ НА ЗЕЛЕНІ НАСАДЖЕННЯ

### 4.1. Ступінь пошкодження парково-вуличних насаджень урбосистеми кислотними дощами

Кислотні дощі негативно впливають на зелені насадження. Прийнято виділяти прямий вплив кислотних дощів на рослини (безпосереднє ураження рослин) та опосередкований (через процеси підкислення ґрунтів). У результаті дії кислотних дощів на різні породи дерев спостерігається поява перших симптомів ураження лісу – підсухання верхини дерев, що є головною ознакою, хлороз, тобто руйнування хлорофілу рослин і, як наслідок, мозаїчна плямистість хвої, листя, їх опадання. Пошкодження лісових масивів обумовлено впливом кислотних дощів як на крону дерев, так і на зміну хімічного складу ґрунтів під їх впливом. Найважливішим критерієм негативного впливу кислотних дощів при їх прямій дії є кислотність цих опадів (рН дощу), а при опосередкованій – кількість кислотних опадів.

З літературних джерел відомо, що в країнах Західної Європи значні площі лісонасаджень пошкоджені кислотними опадами. Наприклад, у Данії площа пошкоджених лісів становить 61 %, у Нідерландах – 57–69 %, Великобританії – 56 %, Швейцарії – 52–56 %, Ліхтенштейні – 55 %, Німеччині – 52 %, Чехії – 57 %, Польщі – 40–60 %, Бельгії – 46 %, Угорщині – 40 % і т.д. За дослідженнями І. М. Волошини, значні лісонасадження в Карпатах (масив Тростян) пошкоджені на 40–50 %, явори – 50–60 %, листя чорниці – 30–40 % [16, с. 138].

У центрі Європи наприкінці 60-х років в одному лише адміністративному районі Усті (колишня ЧССР) було пошкоджено сірчистими газами теплових станцій і хімічних підприємств 55 тис. га лісу, середньому ялицеві ліси на площі 15 тис. га були знищені повністю. У центральній Європі в вічнозелених лісах 1 млн. га деревостани пошкоджені, а 100 тис. га – гинуть.



Після проведеного 1969 року аерофотознімання лісових насаджень, охоплених атмосферними викидами міської агломерації Лос-Анджелеса, виявлено, що 1,3 млн дерев сосни жовтої на площі понад 405 км<sup>2</sup> були пошкоджені, також уражена ялиця одноколірна. У провінції Альберта (Канада) виміри на лісових площах, підкислених принесеною вітром сіркою, показали, що при рН ґрунту від 5 до 4 кількість видів чагарників у нижньому ярусі скоротилася, при рН від 4 до 3 збереглося тільки декілька видів, а при рН нижче ніж 3 – чагарниковий ярус зник зовсім [90, с. 384].

На Львівському, Черногірському, Єзупільському екологічних полігонах проведено обстеження ураженості деревних порід кислотними дощами у 2001–2008 роках (табл. 4.1). Установлено, що пошкодження лісонасаджень кислотними дощами може сягати до 90 % поверхні крони.

Таблиця 4.1

## Ураження деревних порід кислотними дощами

№ точки	Пошкодження, %					
	Львів		Черногора		Єзупіль	
	2001	2008	2004	2007	2003	2005
1	40	10	30	30	20	90
2	35	30	25	30	50	70
3	65	35	15	35	60	80
4	80	35	20	20	90	75
5	25	35	15	15	55	40
6	20	20	25	20	70	80
7	90	10	30	10	60	60
8	35	20	25	35	60	20
9	25	20	30	30	40	5
10	20	35	15	15	45	40

Примітка. \* – обстежено бук, явір, липу, дуб, смереку, ялицю, сосну кедрову, каштан, вербу, тополю та ін.

Зелені насадження Львова, залежно від породи, пошкоджені до 80–90 % площі листової поверхні. Таке істотне ураження зафіксовано 2001 року, а 2008 року – не перевищувало 35 %. Невисоке по-

дження лісових масивів було зафіксовано також у 2004, 2007 роках на Чорногірському географічному стаціонарі і змінювалося в межах 10–35 %. Серед найбільш уражених листяних порід слід відзначити бук (50 %), явір (60 %); пошкодження хвойних порід за роки обстеження не перевищувало 50 %. Обстеження обсягів руйнування лісо-насаджень кислотними дощами у 2003, 2005 роках в Єзуполі, після випадання дощів з високою концентрацією домішок, показали, що воно сягає 80–90 % поверхні крони.

Багаторічні дослідження ураженості зелених насаджень (додаток А) кислотними дощами (2001–2008 рр.) у межах площі міста показали, що всі види рослинності щорічно пошкоджуються у великих масштабах. Розміри пошкодження листової поверхні та окремих листків залежать від їх розміщення в контурі крони, інтенсивності випадіння дощів, ступеня їх кислотності. Спостереження показали, що за період одноразового тривалого й насиченого кислотами дощу листя гіркокаштанів звичайних було уражено на периферійних частинах (некроз завширшки до 1,5–2 см) і на всій поверхні листя. Відзначимо, що ураженість периферійних частин поверхні листя виникає під додатковим впливом вологи, яка стікає із всієї площі його поверхні. Проведено оцінювання пошкодження зелених насаджень кислотними дощами за співвідношенням ураженої частини поверхні листка, хвої (побуріння, хлороз, некроз, пропалини, білий наліт тощо) до площі зеленої поверхні. Одержані величини подано в табл. 4.2, 4.3 (див. с. 133, 138) та в додатку Б (табл. Б.1–Б.7).

Подаємо особливості ураження парково-вуличних насаджень м. Львова за окремі роки досліджень та в межах окремих адміністративних районах міста і його частин. Дослідженнями в центральній частині міста (2001 р.) охоплено такі деревні породи: тополя біла, клен гостролистий, яблуня домашня, гіркокаштан звичайний, верба біла, явір, горіх волоський, береза повисла. Усього обстежено 24 крони дерев, 8 порід (табл. Б.1, рис. Б.1 у додатку Б). Найвищий рівень ураженості мали верба біла (90 % поверхні), гіркокаштан звичайний (70 %), тополя біла (40–80 %). Пошкодження інших деревних порід коливається від 15 до 35 %.

Площинну ураженість зелених насаджень центральної частини Львова відображено на рис. Б.1. За картосхемою, найвищий відсоток пошкодження зафіксовано на центральних, найбільш навантаже-

них автомобільним транспортом, вулицях. Це дає підстави стверджувати, що деяка доля кислотоутворювальних сполук потрапляє в атмосферу за рахунок місцевих техногенних джерел. Ураженість крон дерев периферійних частин міста у 2–5 разів менша.

2002 року проведено повторне дослідження парково-вуличних насаджень центральної частини міста і встановлено ступінь ураження листя кислотними дощами. Площа досліджень майже збігалася з територією обстеження 2001 року, однак дещо змістилася на південь. Зазначимо, що період дослідження збігся із посушливими погодними умовами, тому високого рівня пошкодження крон дерев кислотними дощами не зафіксовано. Обстежено 31 дерево (14 видів порід), серед них: гірकोкаштан звичайний, липа серцелиста, бузок звичайний, яловець звичайний, клен гостролистий, яблуня домашня, тополя біла, виноград дикий, алича, біла акація, шовковиця чорна, верба біла, в'яз гладкий, ясен звичайний. Найбільше ураження листя характерне для липи серцелистої (20–30%), гірकोкаштану звичайного (20–25%), клена гостролистого (25–30%), ясена звичайного (10–30%). Загалом пошкодження листя обстежених дерев коливалося від 10 до 30% (табл. Б.2 в додатку Б).

Здійснено картування дослідної частини урбоплощі із застосуванням ГІС-технологій. Результати площинного розподілу ураженості парково-вуличних насаджень кислотними дощами представлено на рис. Б.1 в додатку Б. Розподіл рН-ізоліній показує таке: пошкодження зелених насаджень у 2002 р. на період дослідження було незначним у зв'язку із посушливим періодом до часу проведення експерименту. Не чітко виявлено площі із найвищим ступенем ураженості. Високий рівень пошкодження є характерним лише для окремих видів порід, що пов'язано із розміщенням їх на вулицях із високим рівнем завантаження (вул. Коперника–Стефаника, Підвальна).

На основі цифрових показників ураженості зелених насаджень урбосистеми кислотними дощами можна зробити висновок про те, що із збільшенням частоти кислотних опадів у вегетаційний період підвищується пошкодження листя усіх зелених насаджень урбо-території та насаджень паркових і лісових масивів за її межами.

У 2003–04 рр. проведено обстеження парково-вуличних насаджень Сихівського району м. Львова, одного із промислових районів. У табл. Б.3 в додатку Б подано середні показники ураженості

стаціонарних фітополігонах, досліджено 30 дерев (16 видів). Відзначено, що в період дослідження випадали дощі і сліди пошкодження зелених насаджень були значних розмірів.

Найвищий середній показник ураження листя берези повислої й горобини звичайної (60 %) зафіксовано на вул. М. Максимовича; на 50 % пошкоджено ясен звичайний, клен гостролистий на вул. Стрийська-В. Великого, липу серцелисту і граб звичайний (вул. Хуторівка-Хортальська), білу акацію і клен гостролистий (вул. Зелена-Світанкова); на 40–45 % – гіркокаштан звичайний і сосну звичайну (вул. Стрийська-Хуторівка), клен гостролистий, ясен звичайний (вул. П. Мирного), липу серцелисту (вул. В. Стуса), обліпиху крушиноподібну, черешню (вул. Чукаріна), горобину звичайну (вул. Я. Гашека-Скорини). Пошкодження інших обстежених дерев було нижче ніж 30 %.

За величинами ураження листя проведено картування урбоплощі Саківського району й виявлено такі особливості. За дворічний період обстеження (рис. Б.1 в додатку Б) найінтенсивніше пошкодження спостерігалось в західній частині дослідної урбоплощі, тобто в межах основних автомагістралей – вул. Стрийська, Наукова, Зелена, П. Мирного, Ч. Калини. Не виключено можливість нерівномірності випадіння кислотних опадів, бо не всі показники можна обґрунтувати транскордонними та регіональними джерелами забруднення. Це виключення підтверджується концентрацією низьких і високих показників на великих урбоплощах.

На двох дворічних досліджень можна зробити такий висновок: забруднення зелених насаджень площі міста й периферійних територій є нерівномірним, що, імовірно, пов'язано із випадінням кислотних дощів різного ступеня інтенсивності.

У 2005 році проведено крупномасштабне знімання зелених насаджень у місті Львівській урбоплощі. Мета досліджень полягала в тому, щоб визначити ступінь пошкодження зелених насаджень кислотними дощами в різних її частинах. На урбоплощі закладено 198 біополігонів, обстежено 235 дерев, чагарників і трав'яних угруповань. Візуальним методом оцінювали ступінь пошкодження листової поверхні кожного дерева кислотними дощами, патогенами та каштанів шовковичної міддю (табл. Б.7 в додатку Б).

Встановлено, що до найпоширеніших деревних порід у межах урбоплощі належать клен гостролистий (діагностовано 36 дерев),

липа серцелиста (31 дерево), гірकोаштан звичайний (35 дерев), ясен звичайний (22), горобина звичайна (13), вишня звичайна (12). Також поширені такі породи: горіх волоський (описано 8 дерев), вільха сіра – 7, береза повисла – 6, граб звичайний, слива звичайна – по 5; обліпіха крушиноподібна, бузок звичайний – по 4; алича, акація біла, глід український, жасмин голоцвітий, бук лісовий, яблуня домашня, сосна звичайна, дуб звичайний, калина звичайна, магнолія Кобус, смородина чорна, туя західна, черемха звичайна, шипшина польова – по 3 екземпляри. Обстежено також 9 полігонів трав'яного покриву вуличних смуг (табл. 4.2).

Експериментальні дослідження показали, що пошкодження зелених насаджень нерівномірне. Це обумовлено різними причинами: розміщенням відносно джерел забруднення, у відповідному ярусі насаджень, будовою крони, листка, напрямом вітру. Так, пошкодження листя клена гостролистого коливається в широкому інтервалі – від 10 до 85 %.

Однак більша частина дерев за величиною ураження листової поверхні знаходиться у високих межах – 40–60 %. Відзначимо також, що за реакцією на вплив кислотних дощів клен гостролистий займає перше місце, тобто серед досліджених деревних та інтродукованих порід належить до найураженіших.

Наприклад, пошкодження листової поверхні клена гостролистого на 35–50 % зафіксовано в 13 випадках, на 50–60 % – у 10 випадках. Решта дослідних дерев клена гостролистого на 13 полігонах були пошкоджені на 10–30 % (табл. 4.2).

За кількістю обстежених дерев на 198 полігонах переважає також липа серцелиста (обстежено 31 дерево). Липа серцелиста, як і клен гостролистий, інтенсивно піддається впливу кислотних дощів. Коливання величин ураження листової поверхні дуже широкі і становить 10–75 %. Загалом пошкодження поверхні листя липи серцелистої значно нижче, що пов'язано із розмірами самої поверхні листка і швидким стоком агресивних кислот. Оцінювання розмірів ураження кислотними дощами виявило, що найчастіше цифрові показники знаходяться в інтервалі 10–25 %. У цих межах знаходяться 18 досліджених дерев, в інтервалі 25–35 % – чотири (липи серцелисті), 60–75 % – дев'ять дерев.

Таблиця 4.2

**Узагальнені величини пошкодження  
зелених насаджень урбоплощі Львова  
кислотними дощами (2005 р.)**

№	Назва породи	К-сть	Ураженість, %	№	Назва породи	К-сть	Ураженість, %
1	Алича	3	15-45*	17	Гірकोкаштан звичайний	35	5-75
2	Акація біла	3	20-80	18	Липа серцелиста	31	10-75
3	Береза повисла	6	10-35	19	Магнолія Кобус	3	10
4	Бук лісовий	3	40-60	20	Обліпіха крушиноподібна	4	5-50
5	Бузок звичайний	4	10-15	21	Подорожник великий	4	10
6	Берба біла	4	15-30	22	Різнотрав'я	9	10-60
7	Вільха сіра	7	10-40	23	Смородина чорна	3	20
8	Вільха звичайна	12	20-45	24	Слива звичайна	5	10-55
9	Горобина звичайна	13	15-65	25	Сосна звичайна	3	15-90
10	Ліпа валоський	8	10-80	26	Тополя біла	4	35-60
11	Ліпа звичайний	5	20-95	27	Туя західна	3	35
12	Ліпа італійський	3	10-25	28	Черешня	4	40-95
13	Дуб звичайний	3	25	29	Черемха звичайна	3	5
14	Каштан звичайний	3	10	30	Шипшина польова	3	25
15	Каштан звичайний	3	25	31	Ясен звичайний	22	15-85
16	Сікестра звичайний	36	10-85	32	Яблуня домашня	3	50-80

\* Пошкодження поверхні листя припадає на патогени; ураженість листя звичайних мінуючою міддю (обстежено 35 дерев) змінюється

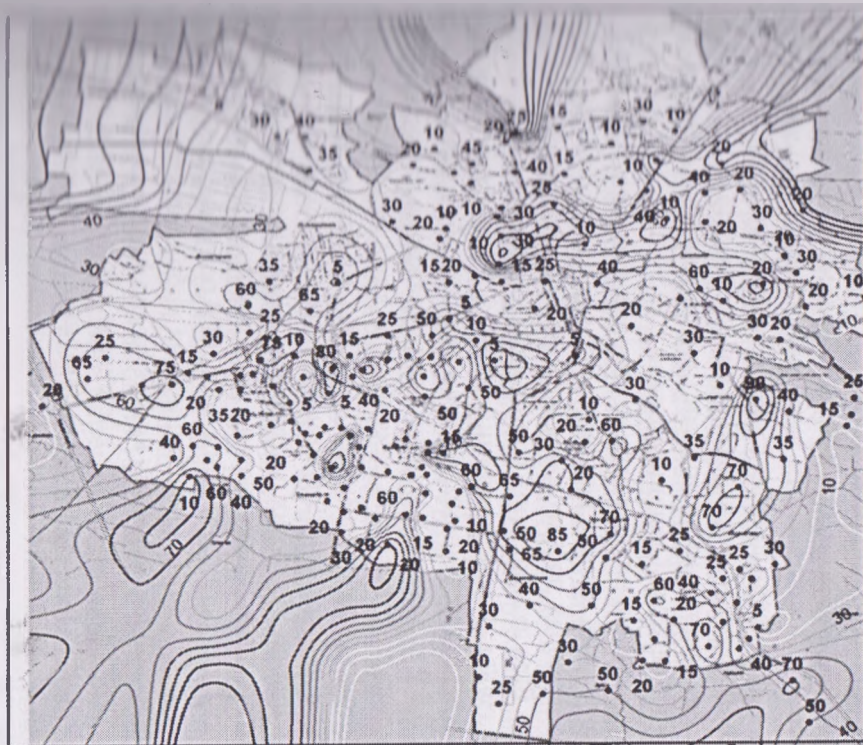
Установлено широкий інтервал пошкодження кислотними дощами, у тому числі і патогенами, листя граба звичайного (20–95 %), черешні (40–95 %), сосни звичайної (15–90 %). Високий рівень ураження кислотними дощами (80–85 %) на окремих біополігонах зафіксовано для листя яблуні домашньої, ясена звичайного, горіха волоського, білої акації. Пошкодження решти зелених насаджень, що обстежувалися 2005 року коливалося в середньому близько 30–40 %.

Закартовано розподіл пошкодження парково-вуличних насаджень кислотними дощами на території м. Львова 2005 року (рис. 4.1). Ураження порід є нерівномірним, що пов'язано з різним рівнем антропогенного навантаження, але максимальне ураження дерев характерне в центральній частині міста та поблизу основних магістралей.

Досліджували роль кислотних дощів у пошкодженні зелених насаджень 2006 року. Подаємо результати досліджень стану деревних порід і чагарників Сихівського району (табл. Б.4 в додатку Б). У межах дослідного району закладено 33 екологічні фітополігони (91 дерево) на основних вулицях. За середніми показниками найвищу ураженість поверхні листяних порід зафіксовано на перетині магістральних вулиць Пасічна–Дж.Вашингтона (яблуня домашня, бузок звичайний, слива звичайна), Зелена–Луганська (туя західна, горобина звичайна), Стрийська–Хуторівка (горобина звичайна, бузок звичайний, горіх волоський, алича), де пошкодження насаджень становить 30–40 %. На 17-ти фітополігонах ураження крон дерев кислотними дощами коливалося в межах 15–25 %, на решті 13-ти – не перевищувало 10 %.

Відзначимо, що пошкодження зелених насаджень 2006 року було значно нижче порівняно з величинами досліджень у цьому районі у 2003–04 рр. Таке зменшення показників ураження парково-вуличних насаджень пов'язано із збільшенням посушливості повітря у період проведення досліджень.

Закартовано пошкодження зелених насаджень Сихівського адміністративного району 2006 року (рис. Б.2 в додатку Б). На картосхемі бачимо, що на дослідній площі рН-ізолініями зафіксовано нерівномірний розподіл величин пошкодження деревних порід кислотними дощами. Крім цього, на картосхемі прослідковується кореляція фітополів із найвищим показником ураженості в центральній північно-східній частині Сихівської урбоплощі та простяганням з південно-західного румба на північно-східний.



Умовні позначення:

- Точки відбору проб
- % пошкодження
- 0 - 20
- 21 - 40
- 41 - 60
- 61 - 80
- 81 - 100

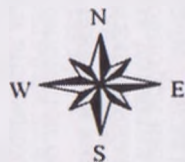


Рис. 4.1. Пошкодження парково-вуличних насаджень м. Львова кислотними дощами (2005 р.)



На рисунку чітко виділяється 6 фітополів із низьким рівнем пошкодження кислотними дощами, що займають переважно периферійні частини урбоплощі.

Дослідження показали, що 2006 року в період обстеження ураженість зелених насаджень кислотними дощами була невисокою та значно нижчою порівняно з цифровими величинами 2003–04 рр. У 2003–04 рр. пошкодження парково-вуличних порід на 40–60 % зафіксовано на 9 біополігонах, 2006 року – лише на трьох ураження сягало 30–40 %.

У 2007–08 рр. на урбоплощі Шевченківського та Франківського районів закладено 50 фітополігонів і досліджено 107 дерев і чагарників (26 видів дерев) (табл. Б.5, Б.6 в додатку Б). У Шевченківському адміністративному районі обстежено групи дерев на 25 біополігонах (54 дерева, 11 видів порід); у Франківському – 53 дерева й чагарники (15 видів). Пошкодження листової поверхні більшості порід у 2007–08 рр. не перевищувало 25 %, що значно нижче за величини ураження за попередні роки досліджень. Це, імовірно, пов'язано із тривалими бездошовими періодами і високими температурами на стадії активної вегетації зелених рослин.

2007 року проведено обстеження зелених насаджень Шевченківського району, який займає північну частину Львівської урбоплощі. На багатьох породах зафіксовано незначні ознаки ураження верхні листя. Біла акація, горіх волоський, горобина звичайна, липа серцелиста, гіркокаштан звичайний, клен гостролистий пошкоджені лише на 5 %; бузок звичайний, ясен звичайний, тополя біла – до 10 % (табл. Б.5 у додатку Б). Максимальне ураження характерне для окремих дерев: гіркокаштана звичайного, липи серцелистої, горобини звичайної, ясена звичайного (25–30 %). На картосхемі (рис. 5.2 в додатку Б) відображено 25 флористичних полігонів та величини ураження парково-вуличних насаджень Шевченківського району кислотними дощами. Пошкодження листової поверхні дерев за порід 2007 року було інтенсивнішим, ніж 2008 року, цифрові величини – дещо вищі (до 30 %) і розподілені на урбоплощі досить рівномірно. На території дослідження виділено два фітополя з найвищим значенням ураженості зелених насаджень, розміщені в північно-східному напрямку, що збігається із панівним напрямом вітру.

Аналогічний розподіл величин пошкодження зелених насаджень виявлено під час обстеження Франківського району 2008 року (табл. Б.6).

досліджених зелених насаджень таких: гіркокаштан звичайний (9), клен гостролистий (8 дерев), верба біла, липа серцелиста (по 7), горобина звичайна (6), ясен звичайний (4), яблуня домашня (3), береза повисла (2), тополя біла, ялина європейська, туя західна, алича, горіх волоський, вишня звичайна, груша звичайна (по 1).

Початкова стадія ураження (до 5 %) характерна для листя верби білої, гіркокаштана звичайного, берези повислої, горобини звичайної, ялини європейської, ясена звичайного, клена гостролистого, липи серцелистої, туї західної, яблуні домашньої. Ураження листової поверхні на 20–25 % виявлено тільки для окремих дерев – клена гостролистого, горобини звичайної, гіркокаштана звичайного. Решту дослідних видів деревних і чагарникових порід пошкоджено кислотними дощами від 5 до 15 % поверхні листового покриву (табл. Б.6 у додатку Б).

Закартовано розподіл величин пошкодження зелених насаджень Франківського району 2008 року (рис. Б.2 в додатку Б). Ізолініями різко контурено декілька полів із найвищим відсотком ураженості листової поверхні. У центрі концентричних полів максимальне пошкодження не перевищує 25 % поверхні крони. У частині урбоплощі густою мережею вулиць та інтенсивним впливом на довкілля, а також із наближенням до центральної частини міста пошкодження зелених насаджень збільшується, що і фіксують рН-ізолінії в північно-східній частині Франківського адміністративного району.

Тим часом, за останні 2–3 роки ураження зелених насаджень кислотними дощами значно зменшилося. Однак пошкодження листовості продовжується щорічно, і, залежно від періоду випадання дощів, ступінь ураження може збільшуватись або зменшуватись, що вносить корективи у функціонування вегетаційних циклів зелених насаджень. В узагальненій таблиці обстеження зелених насаджень подано величини ураженості їх кислотними дощами на сталонних 42-х фітополігонах за восьмирічний період (табл. Б.7). Розглянемо особливості пошкодження парково-вуличних насаджень в окремі роки (2001–08 рр.) всієї Львівської урбоплощі. 2001 року максимальне пошкодження окремих видів деревних порід сягало 25% листової поверхні, лише верба біла, гіркокаштан звичайний і тополя біла були уражені від 35 до 90 %. 2002 року ураженість зелених насаджень була нижчою і не перевищувала 30 % поверхні крони.

**Пошкодження зелених насаджень м. Львова  
кислотними дощами у 2001–08 рр.**

<b>Порода</b> \ <b>Рік</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003–04</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>
Абрикос звичайний					15 / 1		
Алича		25 / 1	30 / 1	15–45 / 3	10–15 / 2		15 / 1
Береза повисла	15 / 1		60 / 1	10–35 / 6	15–20 / 2	15 / 1	5–15 / 2
Біла акація		10 / 1	25–50 / 2	20–80 / 3	10 / 2	5–20 / 4	
Бузок звичайний		10–25 / 2	10 / 1	10–15 / 4	10–40 / 6	10–20 / 3	
Бук лісовий				40–60 / 3	25 / 1		
Верба біла	35–90 / 2	30 / 1		15–30 / 4	10 / 3		5–10 / 7
Дикий виноград		20 / 1			10 / 1		
Вишня звичайна			30 / 1	20–45 / 12	10–20 / 14		15 / 1
Вільха сіра				10–40 / 7		20 / 1	
В'яз гладкий		25 / 1					
Глід український				10–25 / 3			
Горіх волоський	20 / 1			10–80 / 8	10–30 / 6	5–20 / 5	15 / 1
Горобина звичайна			45–60 / 2	15–65 / 13	5–30 / 8	5–30 / 6	5–25 / 6
Гراب звичайний			50 / 1	20–95 / 5	10–25 / 3		
Груша звичайна					15–25 / 2		15 / 1
Дуб звичайний				25 / 3	20 / 1		
Фіалка звичайна				10–15 / 3			
Ялина звичайна				25 / 1			

Продовження таблиці 4.1

Порода	2001	2002	2003-04	2005	2006	2007	2008
Гривчастий звичайний	20-70 / 4	10-25 / 4	20-40 / 2	5-75 / 35	10-20 / 5	5-30 / 11	5-20 / 9
Клен гостролистий	15-35 / 5	10-30 / 6	20-50 / 5	10-85 / 36	10-20 / 5	5-20 / 10	5-20 / 8
Ліпа сердцелиста		20-30 / 6	20-50 / 4	10-75 / 31	5-20 / 9	5-30 / 9	5-15 / 7
Ліщина звичайна			5 / 1		10-20 / 2		
Магнолія Кобус				10 / 3			
Обліпіха крушиновидна			40 / 1	5-50 / 4			
Подорожник великий				10 / 3			
Слива звичайна				10-55 / 5	10-40 / 4		
Смородина чорна				20 / 3			
Сосна звичайна			40 / 1	15-90 / 3			
Тополя біла	20-80 / 7	10-20 / 2		35-60 / 4	15-25 / 3	10 / 1	10 / 1
Туя західна				35 / 3	20-30 / 2		5 / 1
Черемха звичайна				5 / 3			
Черешня			25-40 / 2	40-95 / 4			
Шипшина польова				25 / 3			
Шовковиця чорна		10 / 1					
Яблуня домашня	20-25 / 2	20 / 1	25 / 2	50-80 / 3	10-40 / 8		5-15 / 3
Явір (клен-явір)	20-25 / 2						
Ялина європейська					20 / 1		5 / 1
Яловець звичайний		10 / 1					
Ясен звичайний		10-30 / 3	15-50 / 3	15-85 / 22		10-25 / 3	5-15 / 3

Примітка. \* – У чисельнику – % пошкодження, у знаменнику – кількість досліджених дерев.

Найбільше пошкодження зафіксовано на листі верби білої, липи серцелистої, ясена звичайного, клена гостролистого. У 2003-04 рр. пошкодження деревних порід було вищим, ніж 2002 року, і змінювалося від 10 до 60 %. Найбільш уражені береза повисла, горобина звичайна (60 %), біла акація, граб звичайний, клен гостролистий, липа серцелиста, ясен звичайний (50 %).

Найвища ураженість всіх обстежених порід спостерігалася 2005 року. На восьми фітополігонах пошкодження сягало 20-95 %, що пов'язано із дощовим періодом у момент дослідження. Сосна звичайна, черешня, граб звичайний були уражені на 90-95 % поверхні крони; біла акація, горіх волоський, яблуня домашня, ясен звичайний, клен гостролистий - на 80-90 %.

У наступні 2006-08 рр. спостерігалася зменшення ураженості зелених насаджень урбоплощі у зв'язку із посушливістю клімату та період обстеження. Найбільш пошкоджені серед 42-х обстежених фітополігонів бузок звичайний, слива звичайна, яблуня домашня (40 %). Листя інших дерев уражено кислотними дощами на 5-30 % поверхні листя. Отже, можна зробити висновок, що, у зв'язку із посиленням посушливих періодів, зменшується пошкодження зелених насаджень Львова та стабілізуються життєві процеси рослин.

Особливості реакції окремих дерев на кислотні дощі за десятирічний період були такі: найбільше пошкодження зафіксовано на листі білої акації (50-80 %), верби білої (30-90 %), горіха волоського (30-80 %), граба звичайного (50-95 %), гіркокаштану звичайного (40-75 %), клена гостролистого (50-85 %), липи серцелистої (30-75 %), тополі білої (60-80 %), сосни звичайної (40-90 %), черешні (40-95 %), яблуні домашньої (40-80 %) та ясена звичайного (50-85 %).

Таким чином, за податливістю до кислотних дощів досліджені дерева розподілили в такий низхідний ряд: черешня = граб звичайний (95 %) > сосна звичайна = верба біла (90 %) > клен гостролистий = ясен звичайний (85 %) > горіх волоський = біла акація = яблуня домашня = тополя біла (80 %) > гіркокаштан звичайний = липа серцелиста (75 %) > горобина звичайна (65 %) > бук лісовий = береза повисла (60 %) > слива звичайна (55 %) > обліпиха крутиниста (50 %) > вишня звичайна = алича (45 %). Інші досліджені дерева пошкодження: абрикос звичайний, береза повисла, бузок звичайний.

воград дикий, вільха сіра, в'яз гладкий, глід український, груша звичайна, дуб звичайний, жасмин голоцвітий, калина звичайна, ліщина звичайна, магнолія Кобус, подорожник великий, смородина чорна, туя західна, чагарник, черемха звичайна, шипшина польова, шовковиця чорна, явір, ялина європейська, яловець звичайний пошкоджені від 5 до 40 %.

Поряд із визначенням пошкодження парково-вуличних насаджень м. Львова кислотними дощами досліджували показник кислотності (рН) хвої, листя, стовбурів дерев, роси (трави), ґрунту й вуличної (дощової) води. Результати досліджень подано в додатку В.

## 4.2. Регіональні дослідження вмісту хімічних елементів у листовій поверхні

За даними різних авторів, вміст хімічних елементів у листі зелених насаджень дещо відрізняється (табл. 4.4) [27, с. 60].

Досліджено, що вміст важких металів у листі придорожніх лісових насаджень автомобільної дороги М-07 (Київ-Ковель-Италян) змінюється в різних інтервалах, однак чітко вирізняється максимальна акумуляція цинку [30, с. 146]. Наприклад, вміст цинку в 16-ти пробах змінюється від 16,4 до 177,9 мг/кг сухої маси. У листі придорожніх лісових насаджень зафіксовано порівняно високі показники плюмбуму, вміст якого коливався в межах 12,8–393 мг/кг. Вміст купруму в листі змінюється від 5,1 до 14,1 мг/кг сухої маси. У листі окремих порід на період відбору проб виявлено також вміст якого коливається від 0,10 до 0,81 мг/кг сухої маси (табл. 4.5, див. с. 143) [30, с. 147].

Активно накопичується в листі дерев плюмбум. Коефіцієнт його накопичення змінюється від 1,02 до 3,07 разу, що засвідчує нерівномірність акумулятивних тенденцій на кожному пробному майданчику. Вміст всіх пробх коефіцієнт акумуляції позитивний і перевищує фонові значення пробх місцевий кларк у 2–3 рази. Зафіксовано найвищі значення купруму в листовій поверхні деревних порід. Коефіцієнт його накопичення рідко перевищує місцевий кларк у 2 рази і змінюється від 1,05 до 1,76.

### Концентрація хімічних елементів у золі листової поверхні (мг/кг сухої маси)

Елемент	Світові кларки	О.П. Ви- ноградов	Л.О. Карпа- чевський	Ю.Е. Сает, К. Реуце	А. Кабата-Пендіас, Х. Пендіас	
					сосна	нормальна концентрація
Ba	45	-	-	-	-	-
Be	-	-	2	-	-	1-7
Cr	3,5	5	20	-	0,4	0,1-0,5
Cu	20	50	20	180	2,5	5-30
Mn	480	100	750	-	740	20-300
Mo	1,2	5	20	13; 12	2,1	0,2-1
Ni	4,0	10	50	65	2,1	0,1-5
Pb	5,0	1	10	70; 88	0,5	5-10
Sr	80	-	30	994	-	-
Ti	65	-	100	670	30	-
V	2,0	5	61	15	1,2	0,2-1,5
Zn	100	10	90	1400; 990	-	27-150
Zr	1,5	-	11	-	-	-
Fe	-	-	-	-	370	-
Cd	-	-	-	-	-	0,05-1,1

Найвищий коефіцієнт акумуляції одержано для цинку. У всіх пробах його вміст перевищує кларкові величини у 1,06–10,85 разів. Відносно ступне місце за величиною цього коефіцієнта займає кадмій. Для всіх проб характерне 2–8-кратне перевищення над місцевими кларковими показниками цього елемента. При збільшенні відстані від джерела вміст важких металів у листі дерев зменшується. Найвищі коефіцієнти акумуляції характерні для ділянок, найближчих до траси.

Дослідження вмісту Pb у листі рослин зелених насаджень м. Донецька [90, с. 372] показало, що в різних частинах міста (Заводський парк, Міський парк, Ботанічний сад і контрольна ділянка) його вміст у червні в листі білої акації становив 12–17 мг/кг сухої маси, дуба звичайного – коливався в межах 4–6 мг/кг сухої маси, каштана кінського – 9–16, клена гостролистого – 12–15 та липи дрібнолистої – 8–11 мг/кг сухої маси. У липні та вересні ці показники значно зросли. Вміст Pb у вересні в листі акації білої становив –

13–22 мг/кг сухої маси, дуба звичайного – 15–26, каштану кінсько-го – 16–23, клена гостролистого – 36–48 і липи дрібнолистої – 17–30 мг/кг сухої маси.

Таблиця 4.5

### Вміст важких металів у листі придорожніх лісових насаджень автомагістралі М-07 (Київ–Ковель–Ягодин)

№ проб (м від дороги)		Вміст важких металів у листі (мг/кг сухої маси)				Коефіцієнт акумуляції (перевищення разів)			
		Cu	Zn	Pb	Cd	Cu	Zn	Pb	Cd
У	1 (25 м на пд.)	9,3	177,9	24,8	0,22	1,82	10,85	1,94	2,2
	2 (50 м на пд.)	5,4	58,8	12,8	0,20	1,05	3,58	мк	2,0
	3 (25 м на пн.)	9,0	176,7	31,0	0,25	1,76	10,77	2,40	2,5
	4 (50 м на пн.)	5,1	57,9	15,0	0,20	мк*	3,53	1,17	2,0
Н	5 (25 м на пн.)	12,1	118,5	26,7	0,81	2,38	7,22	2,09	8,1
	6 (50 м на пн.)	10,1	17,4	39,3	0,37	1,99	1,06	3,07	3,7
	7 (25 м на пд.)	12,0	119,1	25,0	0,60	2,35	7,26	1,95	6,0
Л	8 (50 м на пд.)	10,1	16,4	30,0	0,40	1,98	мк	2,34	4,0
	9 (25 м на пд.)	9,0	152,2	27,0	0,60	1,76	9,28	2,11	6,0
	10 (50 м на пд.)	6,5	79,3	15,0	0,20	1,27	4,83	1,17	2,0
	11 (25 м на пн.)	9,5	153,3	29,0	0,63	1,86	9,35	2,27	6,3
Я	12 (50 м на пн.)	7,1	80,1	13,0	0,30	1,39	4,88	1,02	3,0
	13 (25 м на пн.)	14,1	112,3	31,0	0,37	2,76	6,85	2,42	3,7
	14 (50 м на пн.)	9,8	52,1	18,0	0,20	1,92	3,18	1,41	2,0
	15 (25 м на пд.)	13,7	111,5	28,0	0,30	2,69	6,80	2,19	3,0
16 (50 м на пд.)	8,9	51,3	16,0	0,10	1,74	3,10	1,25	мк	

Примітка: \* – менше ніж кларк.

Визначено вміст деяких важких металів у листі тополі в Сумах: Cu (12,75–4,03 мг/кг сухої маси), Pb (6,6–12,0), Zn (99,8–140,6), Cu (105–213 мг/кг) (табл. 4.6). Ці показники відрізняються від вмісту важких металів у листі тополі у Львові.

В. В. Сестринова, І. А. Зайцева (2008) подають вміст окремих хімічних елементів (Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Pb) у листі деревних порід м. Дніпропетровська та коефіцієнти їх накопичення (додаток Г).



## Вміст важких металів у листі тополі (Т. О. Хижняк, 2008)

№ зразка, регіон	Важкі метали, мг/кг			
	Cd	Pb	Zn	Cu
1-5, Суми	2,18	8,5	112,3	8,8
	4,03	12,0	140,6	13,5
	1,33	6,6	99,8	6,5
	1,35	7,8	101,5	11,3
	2,04	9,3	111,5	23,9
6, Львів	5,20	1,7	38,9	9,2

К. Гродзинська [157, с. 9–27] опрацювала дані досліджень вмісту важких металів у мохах парків Польщі та південної Скандинавії і виокремила три їх категорії за вмістом Cd, Co, Ni, Cr, Cu, Pb, Zn і Fe. Найвищі показники для усіх трьох категорій має Fe, кількість якого змінюється від 1,19 до 2,84 г/кг. У мохах південної Скандинавії вміст Fe не перевищує 1 г/кг (табл. 4.7).

Друге місце за величинами накопичення займає Zn. Його величини коливаються в межах від 78 у слабозабруднених до 214 мг/кг у сильнотабруднених парках Польщі. Мохи південної Скандинавії накопичили 60–110 мг/кг Zn, що дещо нижче, ніж у парках Польщі. Високі показники акумуляції токсиканта першого класу токсичності Pb. Його величини в мохах парків Польщі змінюються від 58 до 161 мг/кг, що порівняно з ГДК (32 мг/кг) сягає 1,8–5,0. Перевищення для південної Скандинавії становить 3,1–6,3 рази. Вміст таких антагоністів як Cd, Co, Ni, Cr невисокий та не перевищує 11 мг/кг, а вміст Cu становить 10–16 мг/кг (табл. 4.7).

П. Шубер дослідив вміст важких металів (Cd, Cu, Pb, Mn, Mg, Al та Fe) у хвої смереки Чорногори (Українські Карпати) (табл. 4.8). Середні значення вмісту цих хімічних елементів для шести проб (хвої смереки) згруповано в такий низхідний ряд: Mn (841) > Mg (475) > Al (223) > Fe (59) > Pb (30) > Zn (29) > Cu (4) > Cd (0,2 мг/кг). Побудовані графіки розподілу вмісту Pb, Zn, Cd, Cu, Al та Fe з висотою (рис. 4.2–4.4) [191, с. 191–201].

Таблиця 4.7

### Вміст важких металів у мохах національних парків Польщі та південної Скандинавії [157, с. 9–27]

Місце знаходження	Елемент, мг/кг							
	Cd	Co	Ni	Cr	Cu	Pb	Zn	Fe
Парки слабо забруднені	1,4	1,3	4,1	4,5	14	58	78	1192
Парки середньоза- бруднені	1,4	1,3	4,2	6,0	13	75	96	1530
Парки сильноза- бруднені	4,0	2,2	7,0	11,0	16	161	214	2843
Парки Скандинавія	1,0	1,0	6–10	4–8	10–15	100–200	60–110	1000

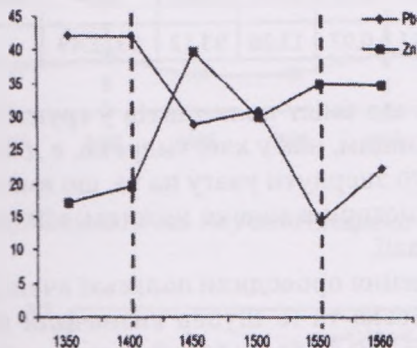


Рис. 4.2. Вміст Pb та Zn у хвої смереки (мг/кг)

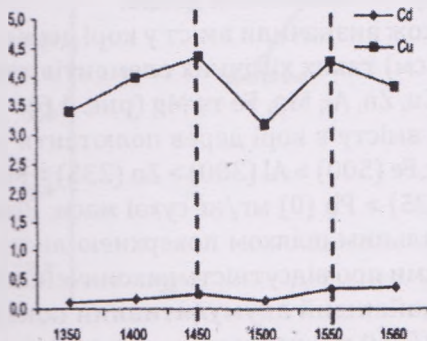


Рис. 4.3. Вміст Cd та Cu у хвої смереки (мг/кг)

### Вміст важких металів та алюмінію у хвої смереки (Чорногора)

№ пр.	Висота, м над р.м.	Pb	Cd	Cu	Zn	Fe	Mn	Mg	Al
		мг/кг							
1	1375	42,13	0,10	3,39	17,10	55,3	325,2	654,1	160,00
2	1430	42,15	0,16	3,98	19,76	68,8	171,2	335,3	148,00
3	1460	28,72	0,25	4,35	39,74	47,5	1523,3	776,9	198,00
4	1480	30,95	0,14	3,17	29,97	50,6	1715,9	420,4	453,00
5	1550	14,23	0,33	4,26	34,85	76,9	663,1	299,3	177,00
6	1560	22,33	0,36	3,83	34,62	54,5	647,0	366,2	197,00
Середнє значення		<b>30,09</b>	<b>0,22</b>	<b>3,83</b>	<b>29,34</b>	<b>58,9</b>	<b>840,9</b>	<b>475,4</b>	<b>222,7</b>
Ґрунт	1430	70,41	0,97	13,28	93,12	9372,49	-	-	-

Слід зазначити, що вміст полютантів у ґрунті (Чорногора, ліса Данцер) є значно вищим, ніж у хвої смереки, а для Fe становить аж 9,4 г/кг. Також варто звернути увагу на те, що вміст важких металів у хвої смереки Чорногори є значно нижчим, ніж у мохах Польщі та південної Скандинавії.

Подібні дослідження проводили польські вчені [191, с. 191–200]. А. Шпонар, Є. Білінська та П. Шубер визначили рН кори дерев та ґрунту на глибині 5 і 10 см (рис. 4.5). Величина рН кори не перевищувала 3,1, а рН ґрунту (5 і 10 см) становив відповідно 3,47 і 3,64, що підтверджує значну дію кислотних дощів.

Дослідники також визначили вміст у корі дерев та поверхньому шарі ґрунту (5, 10 см) таких хімічних елементів техногенного походження як Pb, Cd, Cu, Zn, Al, Mn, Fe та Mg (рис. 4.6).

За величинами вмісту в корі дерев полютанти розподілені в той самий низхідний ряд: Fe (500) > Al (300) > Zn (235) > Mg (200) > Mn (15,2) > Cu (15,2) > Cd (0,25) > Pb (0) мг/кг сухої маси. Візнаючи, що Pb акумулюється аеральним шляхом поверхнею листя рослин і це тверджується даними про відсутність накопичення Pb корами дерев.

Виявлено, що найвищий акумулятивний показник у поверхньому шарі ґрунту (5, 10 см) характерний для Fe та Al. За величинами акумуляції хімічні елементи розподілено на глибині 5 см та на

порядком: Al (12500) > Fe (9500) > Mg (650) > Zn (95) > Pb (71) > Mn (60) > Cu (3,4) > Cd (0,97) мг/кг сухого ґрунту; на глибині 10 см: Fe (14800) > Al (11400) > Mg (780) > Zn (82) > Mn (70) > Pb (30) > Cu (10,4) > Cd (0,81) мг/кг сухого ґрунту.

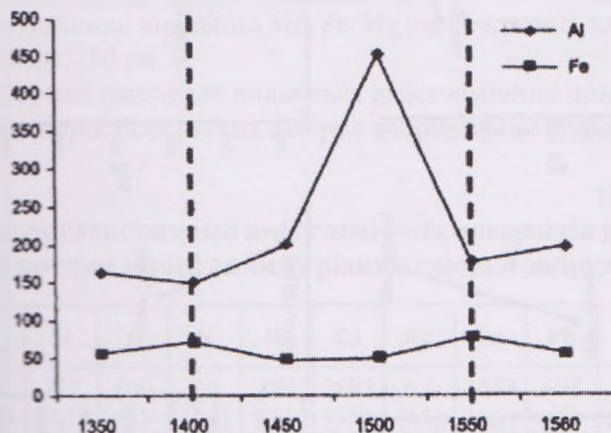


Рис. 4.4. Вміст Al та Fe у хвої смереки (мг/кг)

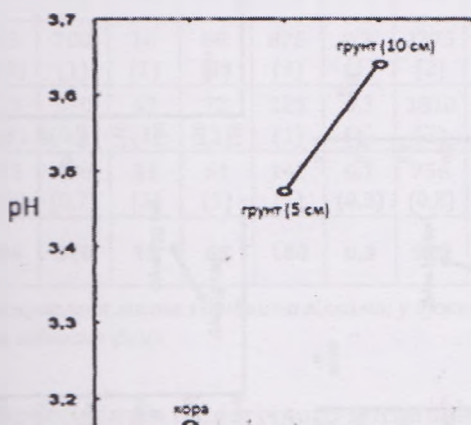
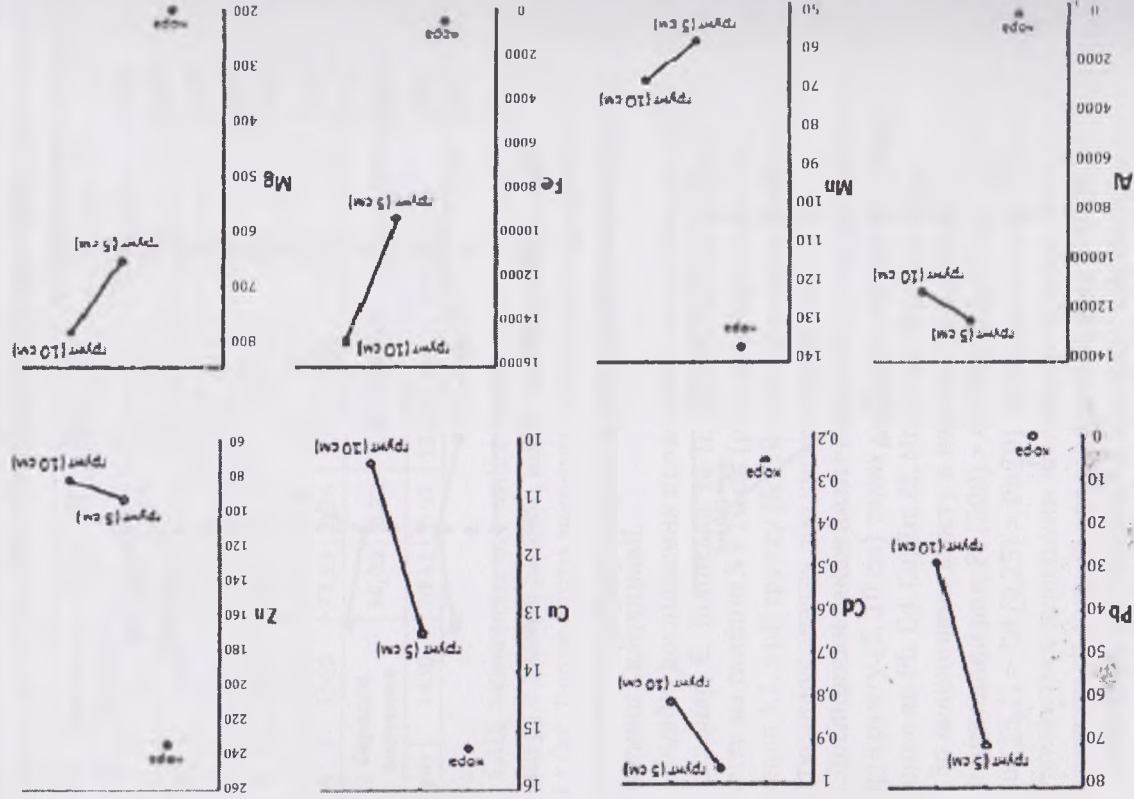


Рис. 4.5. рН поверхні ґрунту та кори дерев

Рис. 4.6. Балістичні акумуляції (Pb, Cd, Cu, Zn, Al, Mn, Fe, Mg) в товщині 5 см і 10 см на копії депон. м.р.с.



Установлено таку загальну особливість накопичення поліютантів ґрунтом: максимальні величини п'яти хімічних елементів (Pb, Cd, Cu, Zn, Al) виявлено у верхній частині профілю (5 см). Це дає підстави стверджувати про техногенне походження визначених важких металів і тісний зв'язок їх акумуляції з органоменними горизонтами ґрунту. Найвищі значення Mn, Fe, Mg зосереджено, навпаки, на більшій глибині – 10 см.

У літературних джерелах подається вміст хімічних поліютантів у золі деревних порід біля різних джерел забруднення (табл. 4.9).

Таблиця 4.9

**Середньостатистичний вміст хімічних елементів у золі деревних рослин у зоні впливу різних джерел забруднення\***

Джерела забруднення	Sr	Ti	V	Ni	Cu	Ag	Zn	Pb	Sn	Mo
Завод кольорових металів	717 (0,7)	650 (1)	10 (0,6)	393 (6)	2683 (15)	4,1 (14)	1583 (1,6)	492 (6)	24 (3)	53 (4)
Завод чорної металургії	618 (0,6)	453 (0,7)	30 (2)	128 (2)	264 (1,5)	0,5 (1,7)	747 (0,8)	170 (2)	68 (8)	128 (10)
Завод виробів із кольорових металів	342 (0,4)	647 (1)	67 (4)	101 (1,5)	506 (3)	0,4 (1)	821 (0,8)	222 (3)	77 (10)	101 (8)
Завод приладобудування	825 (0,8)	700 (1)	16 (1)	80 (1)	875 (3)	0,3 (1)	2275 (2)	6525 (74)	4 (0,5)	14 (1)
Зугільна ТЕЦ	770 (0,8)	570 (0,8)	42 (3)	72 (1)	225 (1)	0,3 (1)	1810 (2)	94 (1)	14 (2)	42 (4)
Нафтопереробний завод	922 (0,9)	488 (0,7)	31 (2)	61 (1)	142 (1)	0,1 (0,5)	756 (0,8)	47 (0,5)	5 (0,7)	5 (0,4)
<b>Фон</b>	<b>994</b>	<b>670</b>	<b>16</b>	<b>65</b>	<b>180</b>	<b>0,3</b>	<b>990</b>	<b>88</b>	<b>8</b>	<b>12</b>

\* – досліджувалося листя з дрібними гілками; у дужках – коефіцієнт концентрації елемента відносно фону.

Розрахунок коефіцієнтів біологічного поглинання за відношенням кларків хімічних елементів земної кори до середнього вмісту у попелі рослин (у %) проводив В. В. Добровольський (табл. 4.10) [57, с. 128].

**Середній вміст деяких елементів у золі рослин  
і величина коефіцієнта біологічного поглинання**

Елемент	Кларк земної кори, %	Середній вміст у золі, %	Коефіцієнт біологічного поглинання
Йод	0,00003	0,005	167,0
Бром	0,00021	0,015	71,0
Сірка	0,047	2,5	53,2
Хлор	0,017	0,8	47,0
Фосфор	0,093	3,0	33,6
Бор	0,0012	0,4	33,3
Цинк	0,0083	0,09	10,8
Молібден	0,00011	0,001	9,1
Марганець	0,1	0,75	7,5
Кальцій	2,96	20,0	6,8
Калій	2,50	15,0	6,0
Мідь	0,0047	0,02	4,2
Магній	1,87	5,0	2,7
Хром	0,0083	0,025	3,0
Натрій	2,50	2,0	0,8
Кремній	29,5	10,0	0,3
Залізо	4,65	1,0	0,21
Алюміній	8,05	1,4	0,18
Фтор	0,066	0,001	0,01

Рослинність має вибірккову здатність поглинання елементів і накопичення їх у живій речовині та в опаді. Найактивніше на дослідній території рослини поглинають барій, стронцій і срібло, вміст яких у золі рослин у 50 і більше разів перевищує концентрацію їх у грунтах. Свинець, цинк і мідь помірно накопичуються рослинами. У золі рослин їх міститься у 2–3 рази більше, ніж у мінеральних горизонтах ґрунтів. Нікель і марганець у золі рослин і в грунтах містяться приблизно в однакових кількостях. Титан незначно поглинається рослинами (табл. 4.11).

Таблиця 4.11

**Середній вміст елементів у золі рослин дослідної території  
та коефіцієнт біологічного накопичення (300 проб)**

Елемент	Середній вміст		Коефіцієнт біологічного накопичення
	у золі рослин у $\text{п} \times 10^{-3} \%$	у мінеральних горизон- тах ґрунтів у $\text{п} \times 10^{-3} \%$	
Ba	700	6	116
Sr	200	20	142
Ti	5	400	0,012
Mn	10	11	0,9
Ni	1	1	1,0
Cu	10	7	1,4
Zn	20	8	2,5
Pb	0,7	0,3	2,3
Ag	0,05	0,001	50

Я. В. Генік [44, с. 14] подає вміст важких металів (Pb, Zn, Cu, Ni, Mo) в опаді деревних порід м. Львова (табл. 4.12). Середні значення величин накопичення більшості політантів перевищує наші величини: Pb – у 5,06 разу; Cu – 1,32; Ni – 1,81 разу; інших – є нижчою: Zn – у 1,18; Mo – 5 разів.

Таблиця 4.12

**Середні значення нагромадження важких металів  
у опаді деревних порід**

Хімічний елемент	Фонова концентрація, мг/кг	Вміст (від -до), мг/кг	Концентрація, яка трапляється найчастіше, мг/кг	Середня концентрація, мг/кг	Середній вміст, мг/кг (наші дані)
Pb	4,70	2,0-39,0	4,70-18,80	14,33	2,83
Zn	7,52	26,0-78,0	7,50-22,55	17,77	20,95
Cu	5,92	1,7-25,0	5,90-17,75	11,27	8,56
Ni	2,35	1,7-22,0	1,90-6,95	4,33	2,39
Mo	0,09	0,01-0,23	0,09-0,35	0,21	1,05



Найбільшу концентрацію свинцю зафіксовано в листі явора, акації, липи, ясена, клена гостролистого, найнижчу – у листі тополі та горіха. У листі каштана, ясена, клена гостролистого – найбільший вміст міді; листі клена ясенелистого, каштана і явора – кобальту; листі акації – молібдену. Найвищу концентрацію нікелю відзначено в листі явора, клена ясенелистого і ясена, найнижчу – у листі липи, тополі, клена гостролистого, акації. Зімкнуті насадження мають більшу екологічну й санітарно-гігієнічну роль [44, с. 18].

**Хімічні елементи в листі деревних порід Львова.** У листопаді 2009 р. проведено еколого-хімічне обстеження зелених насаджень урбоплощі міста Львова. У пробах листя дерев і чагарників визначено 15 хімічних елементів: Fe, Mn, Pb, Be, Ni, Ti, V, Mo, Ba, Sr, Zr, Cd, Cr і Zn (табл. 4.13). Названі політанти за токсичністю поділяються на три групи. До першого, найбільш небезпечного класу, належать кадмій, плумбум, цинк, берилій; до другого класу токсичності – нікель, молібден, мідь, хром; до третього – барій, ванадій, марганець, стронцій [16]. Аналіз проведено в межах основних типів деревних порід та урболандшафтів (табл. 4.14).

Порівнюючи одержані величини хімічних елементів із світовими кларковими показниками, встановлено, що більшість величин політантив у листі парково-вуличних насаджень не показують надлишковий їх вміст, за винятком окремих значень таких елементів як Ti, Sr і Zr.

Найвищі показники вмісту в листі характерні для Fe. Природний вміст заліза в кормових рослинах змінюється від 18 до 1000, у травах – 2127–3580 мг/кг сухої маси [68, с. 350]. На всій території обстеження зелених насаджень кількість валового заліза змінюється від 252 до 2313 мг/кг сухої маси. В окремих випадках вміст феруму в листі свидини червоної становить лише 37 мг/кг. Слід відзначити високий вміст Fe у листі липи серцелистої (1054–2313 мг/кг сухої маси), гіркокаштана звичайного (1079 мг/кг сухої маси). Такий високий рівень вмісту феруму в рослинному покриві пов'язаний, перше, з високим вмістом його в ґрунтового покриві та наявністю в атмосферному повітрі, що підтверджується нашими даними аналізів снігового покриву.

## Вплив кислотних опадів на вміст металів у деревині порід Львівської урболіси

№ пр.	Порода дерева	Fe	Mn	Pb	Br	Ni	Ti	V	Mo	Ba	Sr	Zr	Cu	Cd	Cr	Zn
		мг/кг сухої маси														
1	Липа серцелиста	252	46	0,9	0,1	1,4	28	0,5	0,3	23,8	137	6,2	2,9	4,0	1,7	7,2
5		2128	147	5,4	0,2	3,0	400	2,8	1,1	53,1	97	115,0	16,4	9,2	7,2	27,4
7		2313	90	8,0	0,3	5,0	714	5,8	1,6	117,0	989	262,7	18,7	7,9	14,4	33,7
11		509	90	1,4	0,1	2,3	58	0,9	0,8	42,3	470	11,5	3,7	4,8	2,1	10,6
16		1677	89	6,4	0,2	4,4	330	2,2	1,9	106,6	462	108,8	21,0	5,6	8,2	19,1
18		1564	78	2,1	0,2	4,1	381	4,3	1,5	85,9	2143	78,5	12,2	5,2	8,0	9,2
22	1054	134	2,5	0,1	2,7	228	2,5	0,7	42,0	436	41,4	10,3	3,7	4,8	14,2	
2	Клен гостролистий	940	74	1,0	0,1	1,7	163	1,6	0,5	40,4	30	15,6	7,5	4,7	3,9	22,3
8		860	125	2,2	0,1	1,9	131	1,0	0,5	35,7	181	17,9	8,6	3,5	2,7	33,6
9		416	32	0,7	0,0	1,0	82	0,6	0,2	22,6	45	15,9	4,3	2,0	1,4	4,3
14		497	207	0,8	0,1	0,7	43	0,7	0,4	26,1	32	2,6	5,1	3,8	1,3	11,9
23		391	92	1,5	0,1	1,7	58	1,0	0,8	29,6	62	5,9	7,7	4,0	1,8	11,6
4		307	49	0,9	0,1	0,7	21	0,4	0,3	17,6	56	3,6	2,9	1,9	1,2	6,4
12	Біла акація	872	75	1,8	0,1	1,1	20	0,5	1,3	20,7	83	3,1	7,2	3,4	1,1	9,3
20		462	46	1,9	0,2	1,4	51	1,1	1,8	34,2	1918	6,1	3,5	5,3	2,1	16,4
24		564	117	4,9	0,1	2,2	91	0,9	1,0	22,4	355	7,0	8,3	2,3	2,7	33,4
3	Верба біла	625	114	3,5	0,1	1,4	85	0,8	0,6	29,9	26	17,4	10,8	3,2	10,4	10,9
6	Береза повисла	260	52	0,8	0,0	1,9	24	0,3	0,2	28,5	90	3,5	4,8	2,0	0,9	55,5
10	Гірकोкаштан звичайний	1079	62	2,5	0,1	2,3	194	1,7	0,8	42,5	102	160,6	12,4	4,4	2,8	18,0
13	Бруслина європейська	580	94	3,5	0,1	1,5	87	0,8	3,0	71,0	45	7,5	8,9	4,1	1,6	8,9
15	Тополя біла	313	128	1,7	0,1	2,4	24	1,0	0,9	32,5	145	4,7	9,2	5,2	1,7	38,9
17	Карія	349	86	1,6	0,1	2,3	35	0,6	2,2	41,8	1542	4,1	7,1	4,6	1,6	10,0
19	Ясен звичайний	289	40	0,7	0,1	1,6	27	0,5	0,5	22,7	46	3,8	6,2	2,4	1,1	10,5
21	Грб звичайний	519	308	1,8	0,1	7,3	85	1,1	0,8	32,6	1587	11,8	13,1	4,3	2,9	81,9
25	Свидина червона	37	7	0,8	0,1	1,0	9	0,4	2,6	26,0	1516	1,8	1,1	20,9	1,3	6,9
Середнє значення		754,3	95,3	2,8	0,1	2,4	134,8	1,4	1,0	42,0	503,8	36,7	8,6	5,8	3,6	20,9
Світовий кларк		480	5			4	65	2	1,2	45	80	1,5	20		3,5	100
О. П. Виноградов		100	1			10		5	5				50		5	10

Вміст хімічних елементів у золі листя деревних порід Львівської урбозони, мг/кг

№ пр.	Порода дерева	Fe	Mn	Pb	Be	Ni	Ti	V	Mo	Ba	Sr	Zr	Cu	Cd	Cr	Zn
<b>I. Грядове Побужжя</b>																
21	Гراب звичайний	519	308	1,8	0,1	7,3	85	1,1	0,8	32,6	1587	11,8	13,1	4,3	2,9	81,9
<b>II. Давидівське пасмо</b>																
4	Біла акація	307	49	0,9	0,1	0,7	21	0,4	0,3	17,6	56	3,6	2,9	1,9	1,2	6,4
13	Бруслина європейська	580	94	3,5	0,1	1,5	87	0,8	3,0	71,0	45	7,5	8,9	4,1	1,6	8,9
22	Лица сердцелиста	1054	134	2,5	0,1	2,7	228	2,5	0,7	42,0	436	41,4	10,3	3,7	4,8	14,2
23	Клен гостролистий	391	92	1,5	0,1	1,7	58	1,0	0,8	29,6	62	5,9	7,7	4,0	1,8	11,6
<b>III. Львівське плато</b>																
1	Лица сердцелиста	252	46	0,9	0,1	1,4	28	0,5	0,3	23,8	137	6,2	2,9	4,0	1,7	7,2
2	Клен гостролистий	940	74	1,0	0,1	1,7	163	1,6	0,5	40,4	30	15,6	7,5	4,7	3,9	22,3
3	Верба біла	625	114	3,5	0,1	1,4	85	0,8	0,6	29,9	26	17,4	10,8	3,2	10,4	10,9
5	Лица сердцелиста	2128	147	5,4	0,2	3,0	400	2,8	1,1	53,1	97	115,0	16,4	9,2	7,2	27,4
6	Береза повисла	260	52	0,8	0,0	1,9	24	0,3	0,2	28,5	90	3,5	4,8	2,0	0,9	55,5
7	Лица сердцелиста	2313	90	8,0	0,3	5,0	714	5,8	1,6	117,0	989	262,7	18,7	7,9	14,4	33,7
8	Клен гостролистий	860	125	2,2	0,1	1,9	131	1,0	0,5	35,7	181	17,9	8,6	3,5	2,7	33,6
9	Клен гостролистий	416	32	0,7	0,0	1,0	82	0,6	0,2	22,6	45	15,9	4,3	2,0	1,4	4,3
10	Гіркокаштан звичайний	1079	62	2,5	0,1	2,3	194	1,7	0,8	42,5	102	160,6	12,4	4,4	2,8	18
<b>IV. Львівсько-Любінська рівнина</b>																
11	Лица сердцелиста	509	90	1,4	0,1	2,3	58	0,9	0,8	42,3	470	11,5	3,7	4,8	2,1	10,6
12	Біла акація	872	75	1,8	0,1	1,1	20	0,5	1,3	20,7	83	3,1	7,2	3,4	1,1	9,3
14	Клен гостролистий	497	207	0,8	0,1	0,7	43	0,7	0,4	26,1	32	2,6	5,1	3,8	1,3	11,9
19	Ясен звичайний	289	40	0,7	0,1	1,6	27	0,5	0,5	22,7	46	3,8	6,2	2,4	1,1	10,5
<b>V. Долина р. Полтва</b>																
15	Тополь біла	313	128	1,7	0,1	2,4	24	1,0	0,9	32,5	145	4,7	9,2	5,2	1,7	38,9
16	Лица сердцелиста	1677	89	6,4	0,2	4,4	330	2,2	1,9	106,6	462	108,8	21,0	5,6	8,2	19,1
17	Каріс	349	86	1,6	0,1	2,3	35	0,6	2,2	41,8	1542	4,1	7,1	4,6	1,6	10,0
18	Лица сердцелиста	1564	78	2,1	0,2	4,1	381	4,3	1,5	85,9	2143	78,5	12,2	5,2	8,0	9,2
20	Біла акація	463	46	1,9	0,2	1,4	51	1,1	1,8	34,2	1918	6,1	3,5	5,3	2,1	16,4
21	Біла акація	364	117	4,9	0,1	2,2	91	0,9	1,0	22,4	355	7,0	8,3	2,3	2,7	33,4
22	Клен гостролистий	37	7	0,8	0,1	1	9	0,4	2,6	26	1516	1,8	1,1	20,9	1,3	6,9

Закартовано розподіл Fe на території Львівської урбозони. На рис. 4.7 чітко видно смугу максимального накопичення заліза (1564–2313 мг/кг), що простягається із південного-заходу на північний-схід та збігається із напрямом вітрів і охоплює центральну частину урбоплощі. На інших периферійних ділянках вміст Fe в листі парково-зелених насаджень є значно нижчим.

Аналогічно розподілений вміст Sr. Концентрація стронцію в рослинах дуже змінна, є дані про вміст його від < 1 до 10000 мг/кг сухої маси і до 15000 мг/кг золи (середнє значення 10–1500). Токсичний рівень Sr для рослин становить 30 мг/кг золи [68, с. 146–147].

Величини Sr дещо нижчі за значення Fe на урбоплощі, але варіабельність дуже висока. Показники змінюються від 26 (верба біла) до 2143 (липа серцелиста) мг/кг сухої маси на всій дослідній площі. Найбільш стабільно високі величини виявлено в таких породах як липа біла, липа серцелиста, карія, біла акація, свидина червона, що ростуть у межах ландшафту долини р. Полтва і змінюються від 145 до 2143 мг/кг.

Максимальні величини (1918–2143 мг/кг сухої маси) виявлено в листі білої акації та липи серцелистої. Підкреслимо, що якщо високі вміст Fe зафіксовано в усіх видах зелених насаджень міста, то найбільші величини Sr характерні лише для порід, що ростуть у межах найнижчої території міста – долини р. Полтва. У листі різних порід інших ландшафтів (Давидівське пасмо, Львівське плато, Придніпровське Побужжя, Львівсько-Любінська рівнина) вміст Sr рідко перевищує 100 мг/кг сухої маси. Найбільш імовірною причиною інтенсивної акумуляції Sr в листі порід полтвинського ландшафту є механічна та поверхнева міграція й накопичення його в урбоземах і рослинах долинного ландшафту.

У розподілі Sr на території м. Львова простежується подібна закономірність, що й для Fe. Тут також виділяється смуга такого ж напрямку, але максимальні величини встановлено в ландшафті долини р. Полтва (1516–2143 мг/кг), а не Львівського плато (181–1918 мг/кг) (рис. 4.8).

Плато містить за інтенсивністю адсорбції хімічних елементів рослинною урбозона займає *титан*. Рівні вмісту Ti в рослинах змінюються в межах 0,15 – 80 мг/кг сухої маси [68, с. 248]. Його середній вміст на території м. Львова становить 134,8 мг/кг сухої маси.

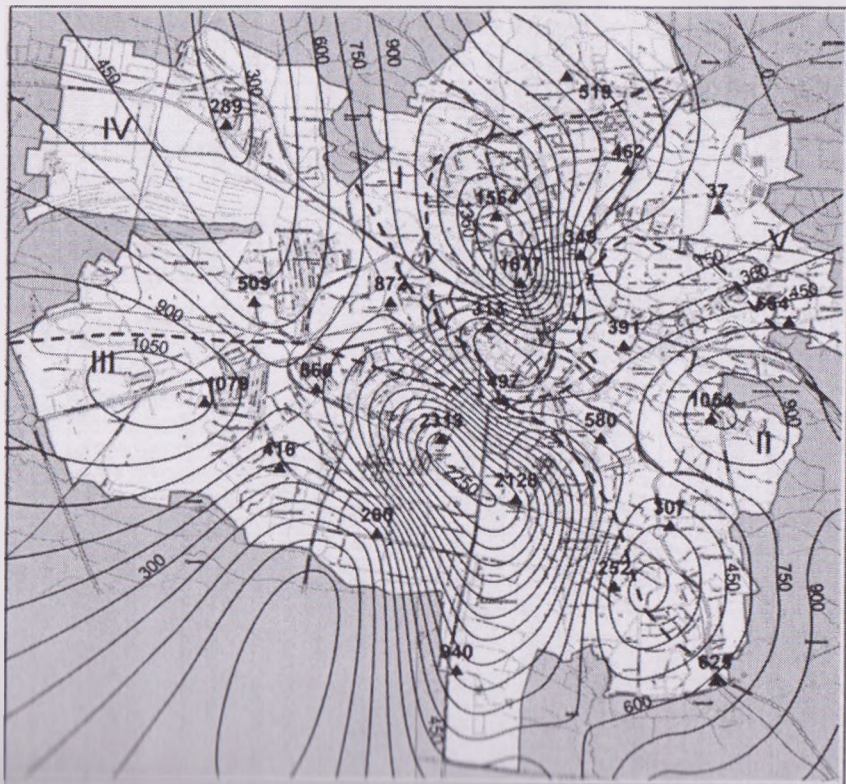


FIG. 4.7 Boston City aerial photo & elevation

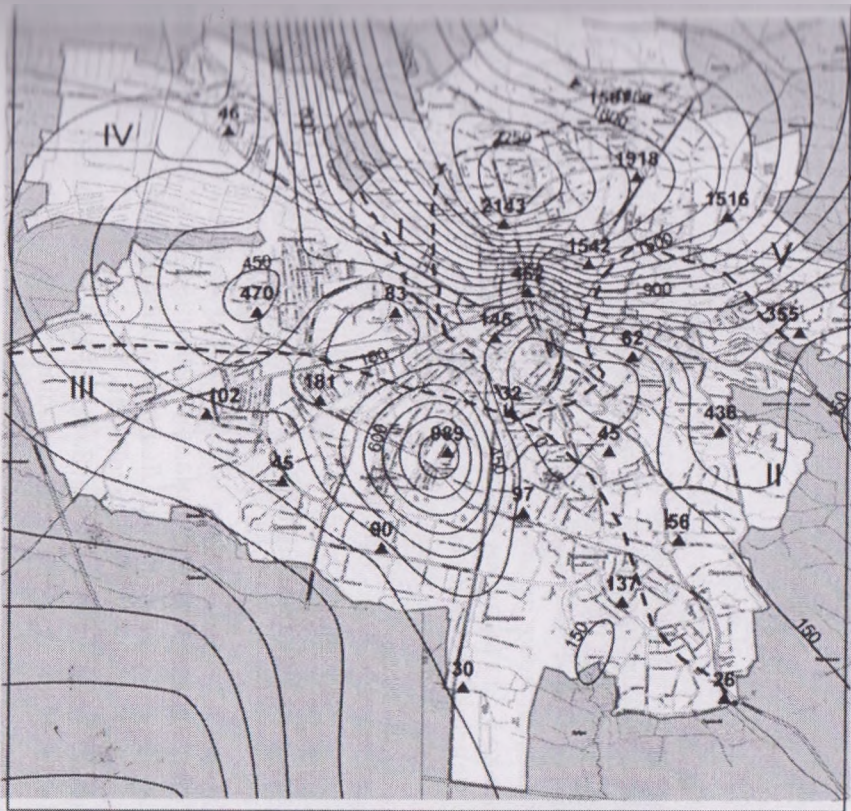


Рис. 4.8. Вміст Sr у листі дерев м. Львова

У розподілі Тi за вмістом у всіх ландшафтах спостерігається дуже висока варіабельність. Вміст цього хімічного політанта змінюється від 9 (свидина червона) до 714 (липа серцелиста) мг/кг сухої маси. Максимальне накопичення титану характерне для таких дерев: липи серцелистої (228–714), гірकोаштана звичайного (194), білої акації (91), клена гостролистого (82–163), граба звичайного (85), бруслини європейської (87) мг/кг сухої маси.

Закартовано поширення Тi на урбоплощі (рис. 4.9). Чітко виділяється смуга максимальних величин, що прослідковується із південного-заходу на північний-схід, та два великі метал-аномальні поля: у межах ландшафту Львівського плато (400–714 мг/кг) та долині р. Полтва (330–381 мг/кг). В інших урболандшафтах величини накопичення Тi у листі вуличних порід значно менші. Виділяється лише незначне поле в Давидівському пасмі (228 мг/кг сухої маси).

Вміст Mn в золі листя становить від 7 (свидина червона) до 308 (граб звичайний) мг/кг. Із 25-ти проаналізованих проб, тільки у восьми пробах його кількість перевищує 100 мг/кг сухої маси).

За даними літературних джерел відомо, що найбільші кількості доступного для рослин мангану характерні для кислих і підтоплених ґрунтів. Токсичний вплив Mn на деякі сільськогосподарські культури може проявлятися на кислих ґрунтах із значенням рН близько 5,5 і з високим вмістом цього елемента. Глобальні рівні вмісту мангану змінюються від 17 до 334 мг/кг в травах і від 25 до 119 мг/кг у конюшині. Більшість рослин відчуває шкідливу дію Mn при його вмісті біля 500, а деякі види – і до 1000 мг/кг сухої маси [68, с. 335–341].

На рис. 4.10 відображено розподіл Mn на урботериторії. Спостережується подібна закономірність як і у попередніх політантах: виділяється основна смуга накопичення (Львівське плато – 125–147 мг/кг, долина р. Полтва – 128–207 мг/кг та Грядове Побужжя, в якому сконцентровано максимальні величини – 308 мг/кг). У ландшафтах Давидівського пасма, Львівсько-Любінської рівнини вміст Mn становить 40–134 мг/кг сухої маси.

Близькі за вмістом величини Ва (17,6–117 мг/кг) та Zr (1,8–262,7), але цирконію характерна більша варіабельність. Максимальні значення Ва мають липа серцелиста (42–117 мг/кг), бруслина європейська (71 мг/кг), мінімальні – біла акація (17,6 мг/кг).

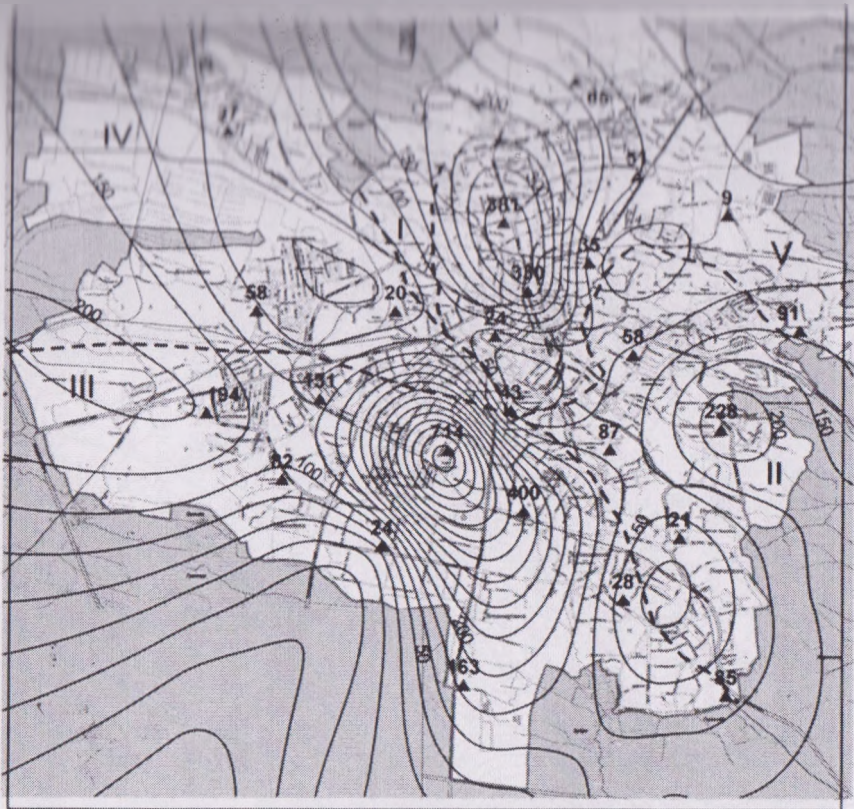
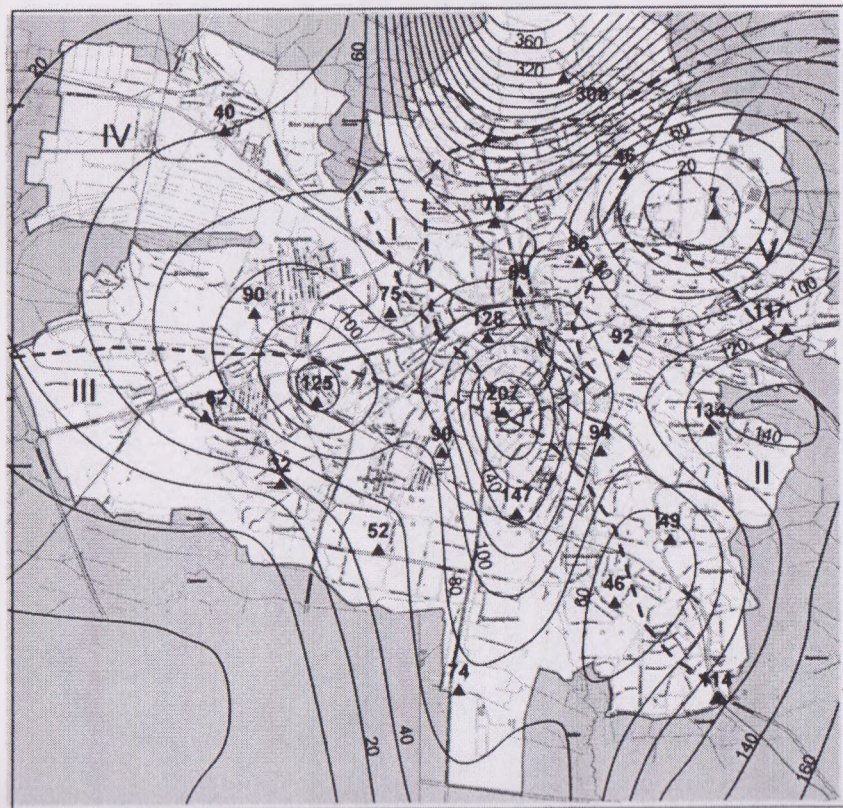





Рис. 4.9. Вміст Ті у листі дерев м. Львова





Умовні позначення:

-  Вміст Mn, мг/кг
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва



Рис. 4.10. Вміст Mn у листі дерева м. Львова

Найбільші величини цирконію характерні для липи серцелистої (78,5–262,7 мг/кг), гіркокаштану звичайного (160,6 мг/кг), найменші – для свидини червоної (1,8 мг/кг сухої маси). Розподіл вмісту цих елементів є подібним і повторює попередні закономірності (рис. 4.11–4.12). Величини вмісту Ва утворюють два великі метал-аномальні поля (Львівське плато – 117, долина р. Полтва – 85,9–106,6 мг/кг), Zr – три (Львівське плато – два: 115–262,7 і 160,6, долина р. Полтва – 78,5–108,8 мг/кг).

Барій не є життєво необхідним для рослин елементом. Вміст його становить 1–198 мг/кг сухої маси, але відомі значення і більше 10000 мг/кг.

Доступних даних про вміст Zr у рослинах небагато. Рівні його вмісту в істівних рослинах змінюється від 0,005 до 2,6 мг/кг сухої маси. Найбільші його концентрації знайдено в листі широколистяних дерев (до 500 мг/кг золи) [68, с. 148, 250].

Варто відзначити також активні акумулятивні особливості всіх дерев і чагарників щодо Zn. За даними літературних джерел, середній вміст його в травах знаходиться в межах 12–47 мг/кг сухої маси, у коношині – 24–45 мг/кг золи. Забруднення навколишнього середовища цинком помітно впливає на концентрацію цього елемента в рослинах. В екосистемах, куди Zn надходить у вигляді компонента атмосферного забруднення, наземні частини рослин концентрують більшу його частину. Рослини, що ростуть на забруднених цинком ґрунтах, накопичують основну долю цього елемента в кореневій системі. За літературними даними вміст цинку в рослинах у забруднених районах становить реальну небезпеку для здоров'я людини [68, с. 164].

Зафіксовано найвищий вміст цинку на урбоплощі в листі граба звичайного (81,9 мг/кг сухої маси), берези повислої (55,5), клена гостролістого (33,6), тополі білої (38,9), білої акації (33,4), липи серцелистої (27,4–33,7 мг/кг сухої маси). Особливих відмінностей у поглинанні Zn деревами різних урболандшафтів не виявлено (рис. 4.13). Максимальні величини переважають у листі дерев Грядового Побужжя (81,9), Львівського лесового плато (55,5), долини р. Полтва (38,9 мг/кг).

Зелені насадження інших урболандшафтів адсорбують значно менше цинку (6,4–33,4 мг/кг сухої маси). Розподіл величин Zn практично ідентичний щодо поширення Mn – поліцентричний.

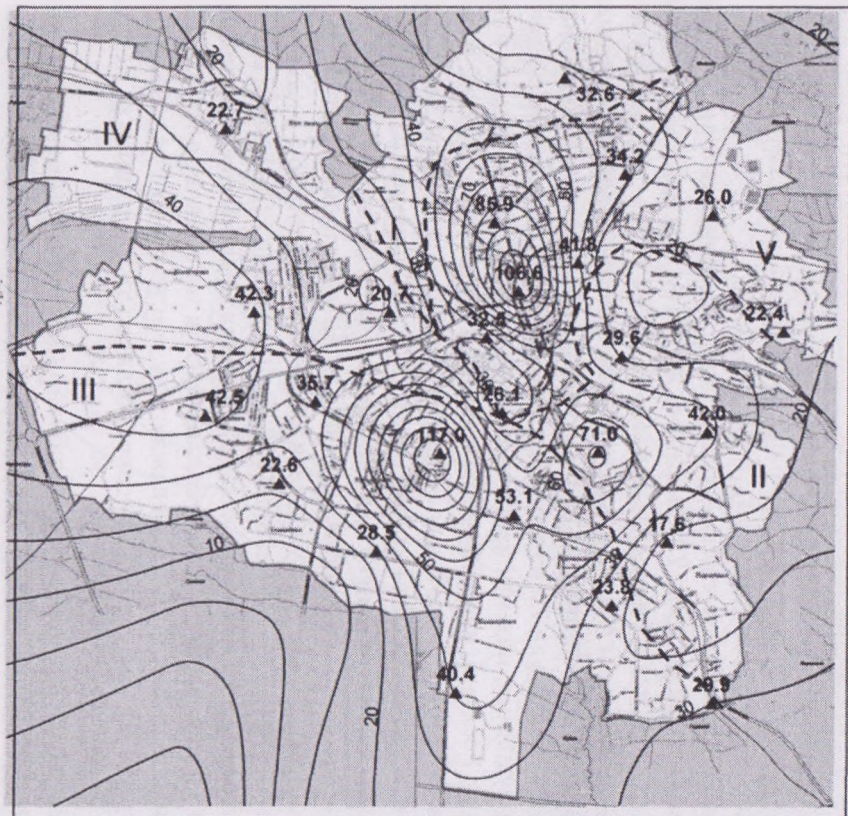
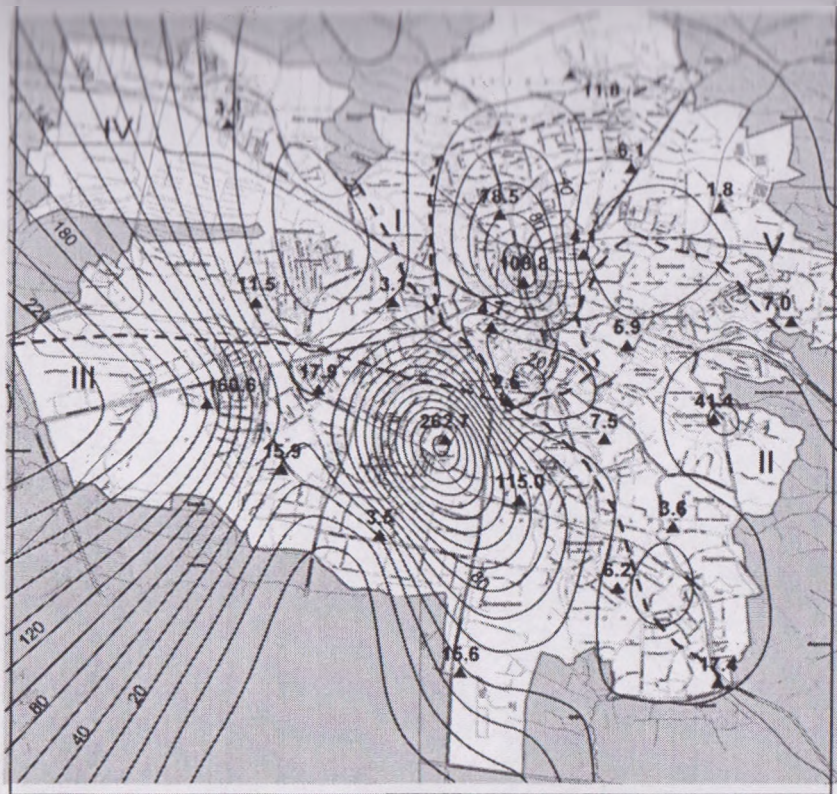


Рис. 4.11. Вміст Ва у листі дерев м. Львова



Умовні позначення:

— Вміст Zr, мг/кг  
 - - - Межі урболандшафтів  
 ▲ Точки відбору проб

Урболандшафти:

I. Грядове Побужжя  
 II. Давидівське пасмо  
 III. Львівське плато  
 IV. Львівсько-Любінська рівнина  
 V. Долина р. Полтва



Рис. 4.12. Вміст Zr у листі дерев м. Львова

Вплив кислотних опадів на зелені насадження

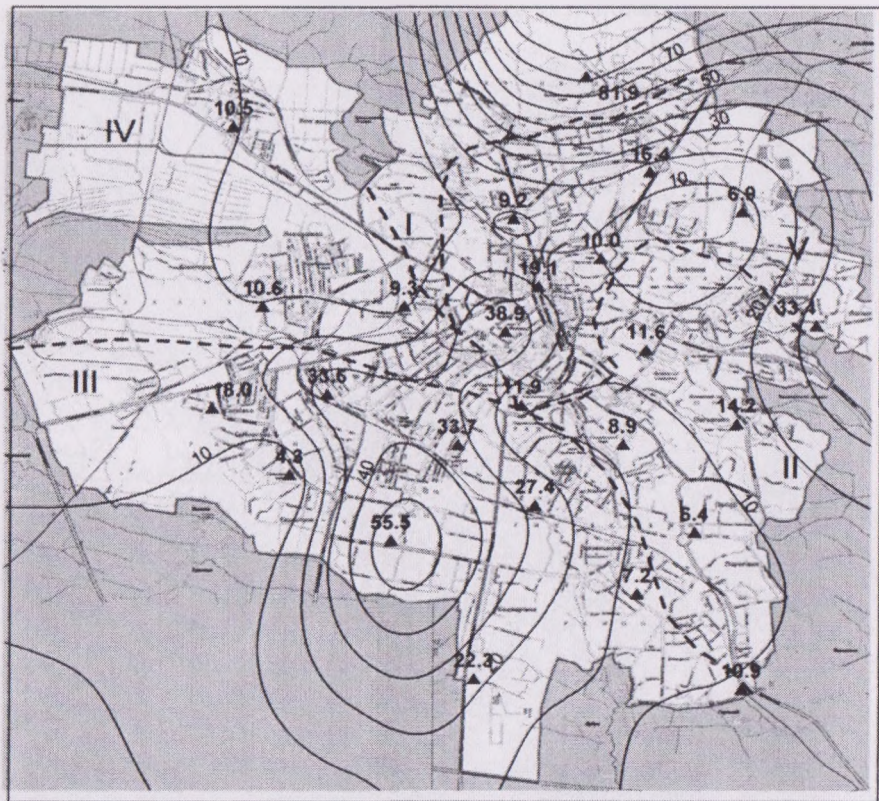


Рис. 4.13. Вміст Zn у листі дерев м. Львова

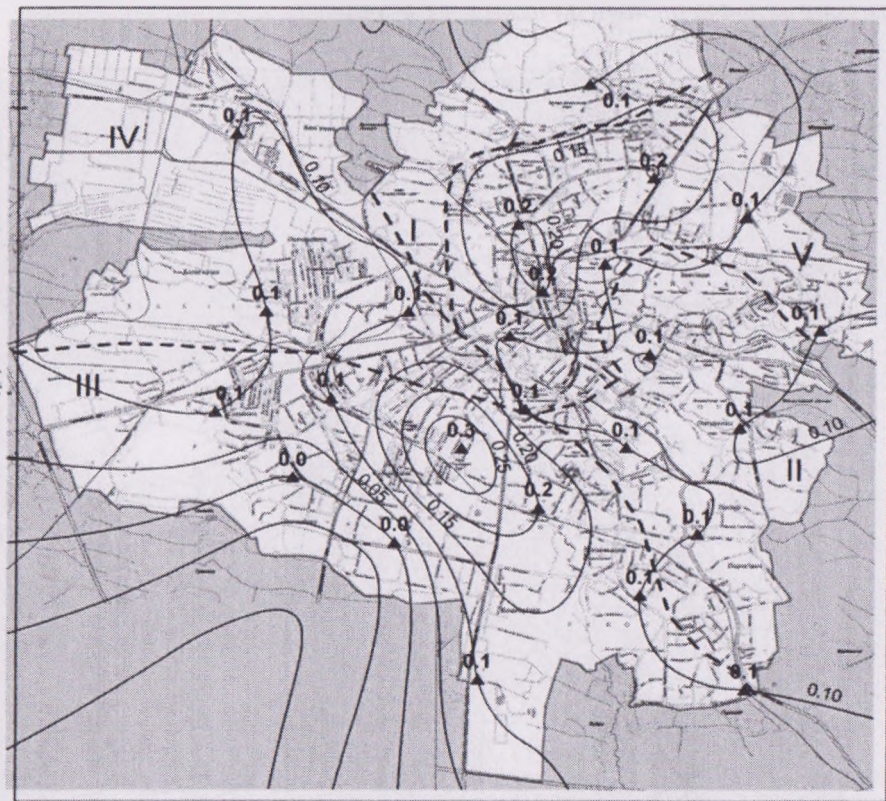


Рис. 4.15. Вміст Ве у листі дерев м. Львова

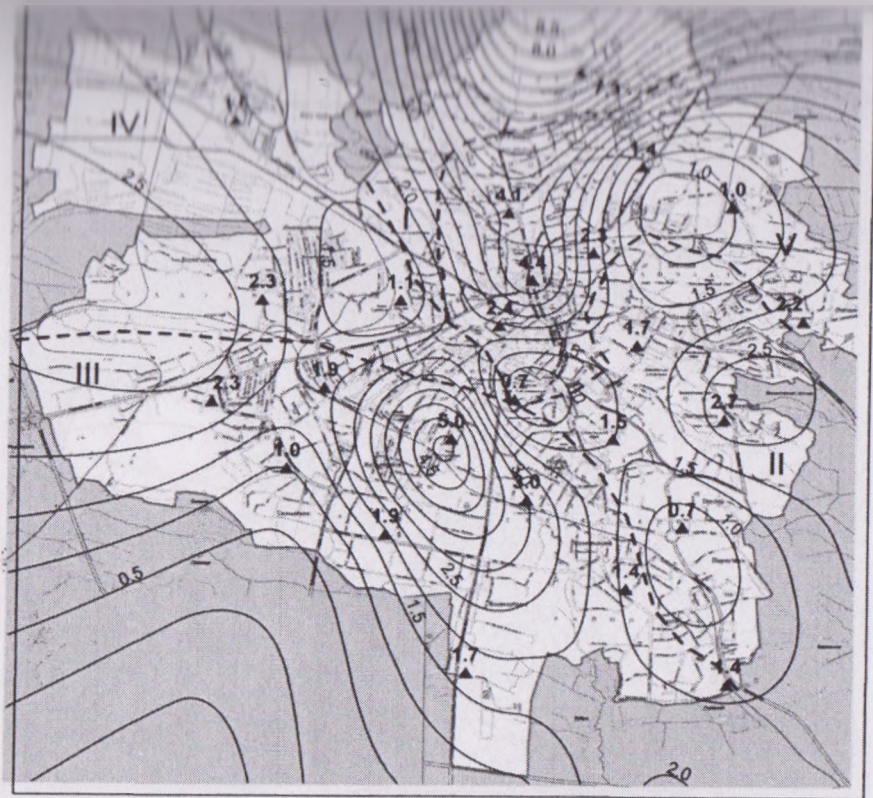


Рис. 4.16. Вміст Ні у листі дерев м. Львова

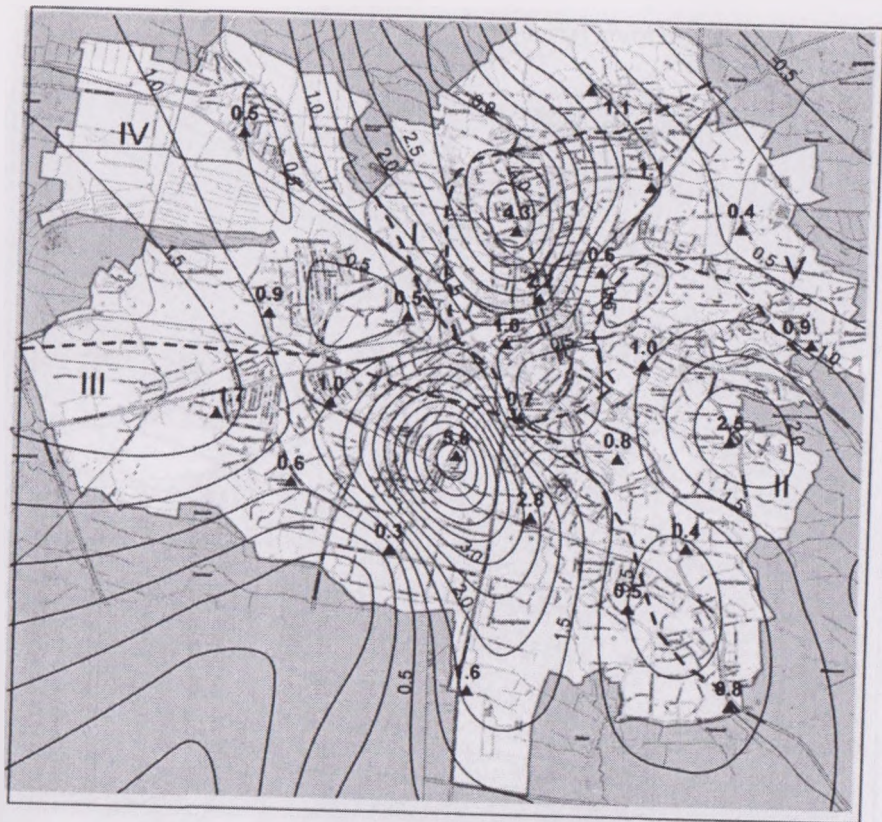


Рис. 4.17. Вміст V у листі дерев м. Львова





Рис. 4.18. Вміст Мо у листі дерев м. Львова

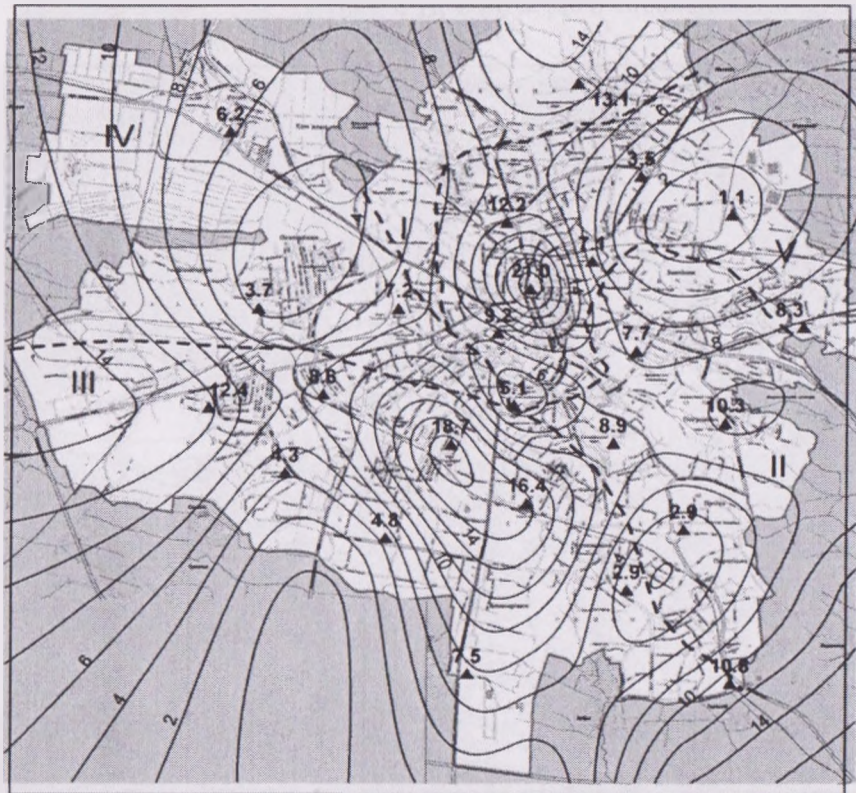


Рис. 4.19. Вміст Si у листі дерев м. Львова

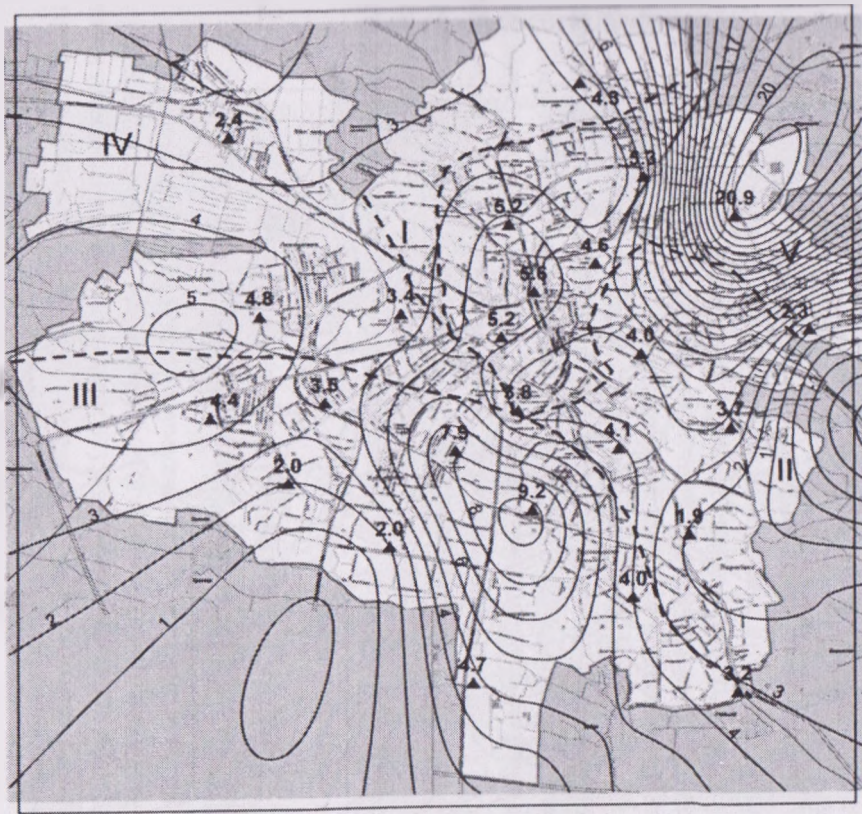


Рис. 4.20. Вміст Cd у листі дерев м. Львова

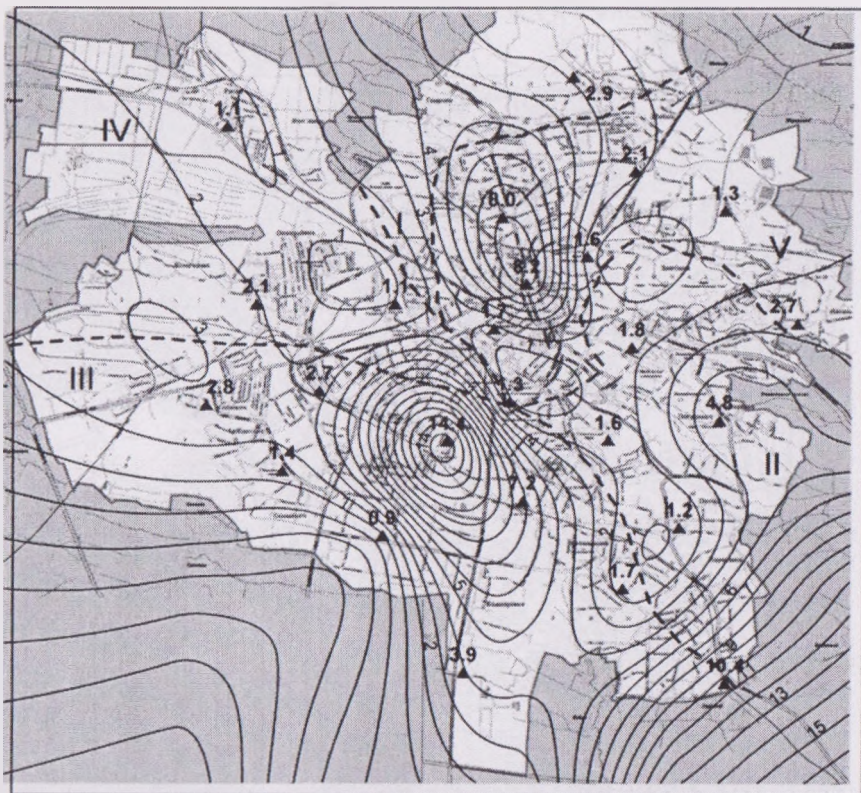


Рис. 4.21 Вміст Sr у листі дерев м. Львова

Вміст Cr, Mo, V, Ni, Pb, Be, Cu, Cd є невисоким, але варіабельність значна. Вміст Cr змінюється від 0,9 до 14,4 мг/кг сухої маси, Mo – 1,2–3,0, V – 0,3–5,8, Ni – 0,7–7,3 мг/кг сухої маси. Вміст Cu також неохоче розподілений у межах площі урбосистеми (1,1–21 мг/кг сухої маси). Значення Pb коливаються в межах 0,7–8,0, Cd – 1,9–9,2, Be – до 0,3 мг/кг сухої маси. Середні величини вмісту цих восьми хімічних елементів не перевищують 10 мг/кг сухої маси. За цими показниками побудовано такий низхідний ряд: Fe (754) > Sr (504) > Ti (135) > Mn (95) > Ba (42) > Zr (37) > Zn (21) > Cu (9) > Cd (6) > Cr (4) > Pb (3) > Ni (2) > V (1) = Mo (1) > Be (< 1 мг/кг).

Закартовано розподіл інших дослідних поліютантів: Cr, Mo, V, Ni, Pb, Be, Cu, Cd (див. рис. 4.14–4.21, с. 165–172). Практично на всіх картах чітко простежується та сама закономірність: максимальне накопичення поліютантів характерне для смуги, що простягається з південного-заходу території м. Львова на північний-схід і збігається з напрямком панівних вітрів (західних і південно-західних).

Максимальне накопичення хімічних елементів у листі дерев (крім липи серцелистої, показники адсорбції якої для всіх елементів надто високі) зафіксовано в таких породах: гіркокаштан звичайний, клен гостролистий, граб звичайний, біла акація, бруслина європейська.

Таким чином, на підставі оцінювання інтенсивності акумуляції досліджених дерев Львівської урбосистеми можна рекомендувати висадження зелених насаджень деревами, які допоможуть меліорувати атмосферу, поглинаючи значну кількість поліютантів, що накопичуються в атмосфері. А це своєю чергою вплине на поліпшення стану здоров'я населення, що проживає на урбанізованих територіях.

### 4.3. Коефіцієнти загальної акумуляції

#### хімічних поліютантів зеленими насадженнями

Розраховано коефіцієнти акумуляції (КА) для листя липи серцелистої (сім проб), клена гостролистого (п'ять проб), акації білої (чотири проби), що зростають по всій урбоплощі. Результати досліджень наведено в табл. 4.15.

Акумулятивні особливості листя липи серцелистої. Як бачимо, найвищий коефіцієнт акумуляції притаманний Ti і Zr. Серед КА до-

слідних урбопорід їх показники є переважними і становлять відповідно 2,07–25,50 та 1,85–42,37. Високий рівень варіювання пов'язаний із ступенем техногенного навантаження. Максимальна акумуляція проаналізованих інгредієнтів у листовій поверхні (пр.7, вул. Сахарова) обумовлюється сучасним техногенним навантаженням і адсорбційними умовами.

Високі акумулятивні тенденції листя липи серцелистої характеризує Sr, де коефіцієнти акумуляції сягають 22,09 (пр. 18, закладена на кільцевій дорозі) і, беззаперечно, пов'язані із техногенним (автомобільним) навантаженням. За середніми величинами акумуляції Sr займає третю сходинку в низхідному ряду.

Середні величини акумуляції V і Fe становлять по 5,4, тобто за інтенсивністю акумуляції вони розміщені на третьому і четвертому місцях. Варіювання їх коефіцієнтів коливається відповідно в межах 1,80–11,60 та 2,02–9,18.

Близькими за середніми величинами коефіцієнтів акумуляції є Cu і Pb у листі липи серцелистої, де їх показники становлять по 4,2. Майже не відрізняються середні величини коефіцієнтів акумуляції Cr та Mo і відповідно становлять 3,9; 3,8. Максимальні їх величини дорівнюють відповідно 8,47 та 6,33.

Порівняно високі коефіцієнти абсорбції Ba та Zn, вони змінюються в межах 1,76–4,92; 1,28–4,68 відповідно. Середні їх показники не перевищують 2,8 і займають за цим показником восьму і дев'яту позиції. Мало відрізняються коефіцієнти акумуляції Ni і Mn в листі липи серцелистої. Цифрові величини акумуляції їх змінюються відповідно в межах 1,64–3,57 та 1,70–3,20. За середніми показниками (2,3; 2,1) вони розміщені на передостанніх (10 і 11) місцях.

За середніми величинами КА у листі липи серцелистої 15 аналізованих елементів утворюють такий низхідний ряд: Zr (14,4) > Ti (3,8) > Sr (7,0) > V = Fe (5,4) > Cu = Pb (4,2) > Cr (3,9) > Mo (3,8) > Ba (2,8) > Zn (2,4) > Ni (2,3) > Mn (2,1) > Be (1,7) > Cd (1,4).

Отже, на основі проведених досліджень аналітично і статистично підтверджено висновок: липа серцелиста інтенсивно накопичує всі хімічні елементи техногенного походження, що підтверджується величинами коефіцієнтів акумуляції. Ця особливість може бути використана для удосконалення структури парково-вулицьової мережі міста.

## Коефіцієнти акумуляції мінеральних елементів у листі дерев м. Львова

№ пр.	Пункт виїзду	Породи дерева	Fe	Mn	Pb	Ce	Ni	Ti	V	Mo	Ba	Sr	Zr	Cu	Cd	Cr	Zn	
			Коефіцієнти акумуляції отримано за формулою: $K_a = C_i / C_{i, \text{min}}$															
1	Пр. Черв. Калини	Липа	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,41	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	
5	Луганська		8,44	3,20	6,00	2,00	2,14	14,29	5,60	3,67	2,23	1,00	18,55	5,66	2,30	4,24	3,81	
7	Сахарова		9,18	1,96	8,89	3,00	3,57	25,50	11,60	5,33	4,92	10,20	42,37	6,45	1,98	8,47	4,68	
11	Широка		2,02	1,96	1,56	1,00	1,64	2,07	1,80	2,67	1,78	4,85	1,85	1,28	1,20	1,24	1,47	
16	Пр. Свободи		6,65	1,93	7,11	2,00	3,14	11,79	4,40	6,33	4,48	4,76	17,55	7,24	1,40	4,82	2,65	
18	Чорновола – Липинського		6,21	1,70	2,33	2,00	2,93	13,61	8,60	5,00	3,61	22,09	12,66	4,21	1,30	4,71	1,28	
22	Пасічна		4,18	2,91	2,78	1,00	1,93	8,14	5,00	2,33	1,76	4,49	6,68	3,55	0,93	2,82	1,97	
	<b>Сер. зн.</b>		<b>5,40</b>	<b>2,10</b>	<b>4,20</b>	<b>1,70</b>	<b>2,30</b>	<b>10,90</b>	<b>5,40</b>	<b>3,80</b>	<b>2,80</b>	<b>7,00</b>	<b>14,40</b>	<b>4,20</b>	<b>1,40</b>	<b>3,90</b>	<b>2,40</b>	
2	Стрийська (Автовокзал)	Клен	2,40	2,31	1,43	1,00	1,70	3,79	2,67	2,50	1,79	1,00	6,00	1,74	2,35	3,00	5,19	
8	Кульпарківська		2,20	3,91	3,14	1,00	1,90	3,05	1,67	2,50	1,58	6,03	6,88	2,00	1,75	2,08	7,81	
9	Виговського (Скинівський парк)		1,06	1,00	1,00	-	1,00	1,91	1,00	1,00	1,00	1,50	6,12	1,00	1,00	1,08	1,00	
14	Парк ім. Б Хмельницького		1,27	6,47	1,14	1,00	0,70	1,00	1,17	2,00	1,15	1,07	1,00	1,19	1,90	1,00	2,77	
23	Мечникова		1,00	2,88	2,14	1,00	1,70	1,35	1,67	4,00	1,31	2,07	2,27	1,79	2,00	1,38	2,70	
	<b>Сер. зн.</b>		<b>1,60</b>	<b>3,30</b>	<b>1,80</b>	<b>1,00</b>	<b>1,40</b>	<b>2,20</b>	<b>1,60</b>	<b>2,40</b>	<b>1,40</b>	<b>2,30</b>	<b>4,50</b>	<b>1,50</b>	<b>1,80</b>	<b>1,70</b>	<b>3,90</b>	
4	Зелена		Акація	1,00	1,07	1,00	1,00	1,00	1,05	1,00	1,00	1,00	1,00	1,16	1,00	1,00	1,09	1,00
12	Пл. Двірська			2,84	1,63	2,00	1,00	1,57	1,00	1,25	4,33	1,18	1,48	1,00	2,48	1,79	1,00	1,45
20	Липинського – Б Хмельницького	1,50		1,00	2,11	2,00	2,00	2,55	2,75	6,00	1,94	34,25	1,97	1,21	2,79	1,91	2,56	
24	Тракт Глинський	1,84		2,54	5,44	1,00	3,14	4,55	2,25	3,33	1,27	6,34	2,26	2,86	1,21	2,45	5,22	
	<b>Сер. зн.</b>	<b>1,80</b>		<b>1,60</b>	<b>2,60</b>	<b>1,40</b>	<b>1,90</b>	<b>2,30</b>	<b>1,80</b>	<b>3,70</b>	<b>1,30</b>	<b>10,80</b>	<b>1,60</b>	<b>1,90</b>	<b>1,70</b>	<b>1,60</b>	<b>2,60</b>	

Примітка. Липа – липа серцелиста, клен – клен гостролистий, акація – біла акація.

Акумуляція техногенних політантів листям клена гостролистого. Дослідження показали, що накопичення хімічних елементів в атмосфері листям клена гостролистого різко відрізняється від акумулятивних особливостей листя липи серцелистої. Всі КА значно нижчі (табл. 4.15) і більшість величин змінюється в інтервалі 1–2,50.

Найінтенсивніше листя клена гостролистого акумулює Zr. FA змінюється від 2,27 до 6,88. Високими є показники коефіцієнта акумуляції Mn і Zn, що коливаються відповідно в межах 2,31–6,47 та 2,70–7,81. Слід відзначити, що високі КА зафіксовані біля автовокзалів та промислових комплексів. Наприклад, КА листя клена гостролистого (пр. 2, вул. Стрийська – Автовокзал) характеризується високими показниками абсорбції всіх елементів і змінюється від 1,43 до 6,00. У пробі 8 (вул. Кульпарківська) зафіксовано також усі показники, що перевищують одиницю (крім Be) і варіюють від 1,58 до 7,81.

У пробах листя клена гостролистого, що відібрані на периферії урбосистеми, КА більшості хімічних елементів змінювався в межах 1,0–1,08. Тільки у двох випадках показник поглинання Zr і Ti становив відповідно 6,12 та 1,91. Стабільно підвищені показники акумуляції зафіксовано в листі клена гостролистого (пр. 23, вул. Мечникова), що росте на техногенно навантаженій частині урбосистеми.

За середніми показниками КА 15-ти хімічних елементів у листі кленів гостролистих (варіативність становить 1,0–4,5) побудовано такий низхідний ряд: Zr (4,5) > Zn (3,9) > Mn (3,3) > Mo (2,4) > Sr (2,3) > Ti (2,2) > Pb = Cd (1,8) > Cr (1,7) > V = Fe (1,6) > Cu (1,5) > Ni = Ba (1,4) > Be (1,0).

Дослідження показали, що листові поверхні клена гостролистого досить активно акумулює всі хімічні елементи техногенного походження. Найінтенсивніше накопичуються цирконій, цинк і кобальт. Найменше листові поверхні кленів гостролистих акумулюють мідь, нікель, барій і берилій.

КА білої акації. Проаналізовано проби листя білої акації на вміст хімічних елементів та визначено інтенсивність їх накопичення через коефіцієнти акумуляції. Вбирання політантів листовою поверхнею білої акації загалом невисоке, але амплітуда коливань велика. Серед 60-ти визначень переважають показники з високим перевищенням КА (до 1,25), що становлять 41,7 %.



енти акумуляції у межах 1,26–3,00 дорівнюють 43,3 %, від 3,00 до 34,25 – 15 %. Найвищі показники, як правило, характерні до ділянок урбоплощі з найбільшим антропогенним навантаженням.

За середніми показниками КА 15-ти хімічних елементів, що визначені в листі білої акації, побудовано такий низхідний ряд: Sr (10,8) > Mo (3,7) > Pb = Zn (2,6) > Ti (2,3) > Cu = Ni (1,9) > Fe = V (1,8) > Ca (1,7) > Mn = Zr = Cr (1,6) > Be (1,4) > Ba (1,3).

Таким чином, КА підтверджують активне накопичення всіх техногенних полютантів. Серед трьох груп порід найактивніше акумулюють хімічні елементи липа серцелиста.



## РОЗДІЛ 5

# ВЕЛИЧИНИ рН, ХІМІЧНИЙ СКЛАД ҐРУНТОВОГО ПОКРИВУ ТА ВОДНИХ ОБ'ЄКТІВ

### 5.1. Вплив кислотних опадів на ґрунти та водойми

*Підкислення ґрунтів.* У ґрунтах кислотність обумовлюється співвідношенням Н і ОН гідроксильними іонами. Кислота в них як така відсутня і не визначається. Тобто існують різні причини, що сприяють підкисленню ґрунту та опадів. Які перетворення відбуваються після випадіння цих кислот на поверхню Землі достеменно невідомо. Однак вони підкислюють ґрунти, водойми, руйнують зелені насадження тощо.

У світовій літературі відсутні дані про проведення на довгостроковій основі спостережень за фізико-хімічними змінами в ґрунтах у зв'язку з випаданнями кислотних опадів. За своїм хімічним складом у тому числі за показником рН, ґрунти можуть істотно відрізнятися один від одного. Оптимальний діапазон рН ґрунтів для життєдіяльності більшості рослин знаходиться в межах 5–7. Зміни рН усередині цього діапазону не викликають якого-небудь помітного зниження родючості ґрунтів. Проте падіння рН нижче ніж 5 призводить до значної зміни властивостей ґрунтів і прогресованого зменшення їх родючості. При рН = 3 ґрунти стають практично безплідними [71, с. 73].

На рис. 5.1 показано поширення кислотних опадів у США. Велика площа ґрунтів східної частини площі підкислена кислотними дощами (рН нижче ніж 5,6), що значно погіршує їх якість [185].

У процесі випадання кислотних дощів і потрапляння їх в ґрунти катіони Гідрогену, внаслідок особливості їх поведінки в іонообмінних процесах, витісняють із компонентів ґрунтів іони кальцію, магнію, калію та натрію, причому останні засвоюються деревами. Тому більшість ґрунтів, на яких ростуть ліси, значно підкислені. Процес

Підкислення ґрунтів призводить до зростання розчинності в кислому середовищі нерозчинних у воді, а отже, і нерухомих, сполук алюмінію, які беруть участь в іонообмінних процесах. На сьогодні доведено високу токсичність розчинних сполук алюмінію для кореневої системи дерев, яка проявляється в її зменшенні, руйнуванні кореневих волосків. При підкисленні ґрунтів (до  $\text{pH} \sim 3,0$ ) коренева система більшості дерев зменшується на 12 %. Аналогічно впливають на кореневу систему дерев сполуки феруму. Доведено, що при пониженні величини рН ґрунту на одиницю, концентрація розчинних сполук алюмінію і феруму зростає в 100 разів [133].

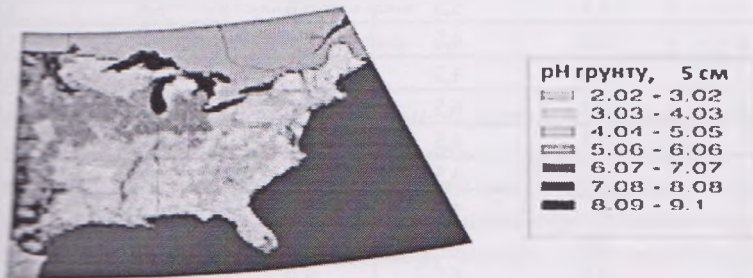


Рис. 5.1. Значення рН у 5-сантиметровому горизонті ґрунту у США

Мет. обстежили ґрунтовий покрив на 3 екологічних полігонах і виміряли показники рН сірих лісових ґрунтів різного ступеня урбанізації Львова, ґрунтів Єзуполя й бурих лісових ґрунтів Карпат, що сформувалися на відрогах Чорногірського масиву. Дослідження проводились у 2003–2006 роках (табл. 5.1). Найнижчі показники рН 3,5–5,5 зафіксовано у верхів'ї р. Прут у 2003 і 2006 роках. Величини рН ґрунту змінювалися від 3,5 до 5,5 у 2003 р. і від 5,0 до 6,0 у 2006 р. Проведені дослідження 2003 року в межах урбозони Львова показали, що рН поверхні ґрунту лише в окремих випадках становив 5,0–5,5. Інші показники характеризувалися слабокислою або нейтральною реакцією.

У 2004, 2006 роках визначення величин рН поверхні ґрунту проводили в Єзупільському екополігоні. Із 20 проб у 11-ти рН змінювало-

ся від 5,0 до 5,5 (55 %), у решти – не перевищувало 6,5. Тобто, як і на попередніх полігонах, зафіксовано наявність сульфатної та нітратної кислот у ґрунтах, що негативно впливають на зелені насадження (табл. 5.1).

Таблиця 5.1

## Показники рН ґрунту на екологічних полігонах

№ проби	рН				
	Львів	Чорногора		Єзупіль	
	2003	2003	2006	2004	2006
1	5,5	5,5	5,5	5,0	5,0
2	5,0	4,5	5,5	5,0	5,0
3	6,5	4,5	5,0	5,8	6,0
4	6,5	5,5	6,0	6,0	5,0
5	6,3	4,5	5,0	6,2	5,5
6	7,5	4,5	5,0	5,8	6,0
7	6,7	4,5	5,0	6,0	6,0
8	7,0	3,5	5,0	5,0	5,5
9	5,8	4,5	5,0	5,5	6,5
10	6,5	4,5	5,0	5,1	5,0

Показники рН ґрунтів під парково-вуличними насадженнями м. Львова подає В. А. Кучерявий [89] (табл. 5.2). Показники рН вимірюються від 4,5 до 7,5.

Таблиця 5.2

рН ґрунтів під насадженнями зеленої зони м. Львова  
(червень–серпень 1991 р.)

Зелений об'єкт	рН
1	2
Стрийський парк	4,5
Парк «Залізні води»	4,5
Личаківський парк	4,5
Парк «Погулянка»	4,7
Шевченківський гай	4,5

## Продовження таблиці 5.2

1	2
Парк ім. Івана Франка	7,2
Парк «Високий Замок»	7,1
Сквер «На валах»	7,5
Майорівка (внутрішньоквартальний сквер)	4,9
Бул. Білоцерківська (внутрішньоквартальне озеленення)	7,3
Вул. Грінченка (внутрішньоквартальне озеленення)	7,3
Вул. Дорошенка (вуличні посадки)	7,3
Вул. Стефаника (вуличні посадки)	7,5
Клепарівська зелена зона	4,9
Кривчицька зелена зона	4,9

Вплив кислотних опадів на водойми. Практично одночасно із підкисленням опадів був відзначений феномен підкислення води озер. Перше це явище в широких масштабах було виявлене у Швеції і Норвегії, а потім і в США, і Канаді. Причиною підкислення вод озер вважали потрапляння на поверхню водозбору озера кислот як з опадами, так і в результаті сухого поглинання [71, с. 67]. У дослідженнях американських учених доведено, що у 28 % водойм, кислотність яких значно підвищилася ( $\text{pH} < 5,5$ ), відсутнє життя.

Аналіз зміни кислотності водойм проведено в США. За результатами дослідження в післяльодовиковий період кислотність більшості водойм у США була малою ( $\text{pH} > 8,0$ ). На початок ХХ століття кислотність цих водойм значно піднялася ( $\text{pH} \sim 5,7$ ), і це явище, безсумнівно, мало природні передумови. У період з 1900 то 1950 рік кислотність цих водойм була практично сталою, але в середині 70-х років ХХ століття різко зростає ( $\text{pH} \sim 4,7$ ), а на початок 80-х років дещо знизилася ( $\text{pH} \sim 5,7-5,8$ ). Причинами цього були як природні, так і антропогенні фактори [133].

До 50-х років усі озера Скандинавії теж мали нейтральну або слабко лужну реакцію. Озера з  $\text{pH}$  води  $< 5,0$  були практично відсутні. Постійний моніторинг хімічного складу озерної води в країнах Північної Європи ведеться порівняно недавно, тому практично неможливо встановити динаміку зміни кислотності в 50-х і 60-х роках. Значні змиконані в 70-х роках, виявили різку зміну хімічного складу.

У табл. 5.3 представлено результати досліджень 87 озер на півдні Норвегії у 1923–1949 рр. і у 70-х роках [183]. У дев'яти з досліджених озер значення рН в ці роки впало більш ніж на 1,25.

Таблиця 5.3

**Розподіл значень рН озерної води  
у 87 озерах південної частини Норвегії**

Роки	Діапазон значень рН, %								
	4,0–4,5	4,5–5,0	5,0–5,5	5,5–6,0	6,0–6,5	6,5–7,0	7,0–7,5	7,5–8,0	8,0–8,5
1923–1949	0	3	18	21	11	20	18	3	6
1969–1972	1	25	14	18	15	13	9	5	0

У 70-х роках проводилося ретельне дослідження озер і було встановлено, що підкислення продовжувалося з середньою швидкістю близько 0,05 одиниць рН за рік. На початку 80-х років більше ніж 30 % озер південної частини Норвегії мали рН < 5,0. Аналогічні зміни сталися і в Швеції, де рН води 5000 озер нижче за 5,0. Підраховано, що з 30-х років у деяких озерах Швеції рН знизився на 1,8.

У США узагальнено дані зміни хімічного складу води 217 озер у штаті Нью-Йорк. Дослідження показали, що в 51 % гірських озер рН не перевищує 5,0, тоді як з 1929 до 1937 р. лише 4 % озер мали рН нижче ніж 5,0 [169, с. 29–44]. Рік за роком зона підкислення озер у Північній Америці розширюється в північно-східному напрямі, охоплюючи щоразу нові площі США і Канади.

В озерній воді вміст вільних іонів водню, як, втім, і інших іонів, непостійний у часі. Особливо різкі зміни відбуваються навесні в період танення снігу й потрапляння талої води з площі водозбору. Процеси перекристалізації, що відбуваються в талому снігу, призводять до того, що перші порції талої води інтенсивно (до 5 разів) збагачуються багатьма іонами, у тому числі вільними іонами водню. Це призводить до так званого «рН-шоку», коли значення рН в талих весняних водах падає до 3,0 [71, с. 69–70].

Окрім кислот, що надходять з атмосфери, іншим важливим фактором, що визначає факт і інтенсивність підкислення озера, є

хімічний склад гірських порід, характерний для площі водозбору і дна озера. Найбільше підкислення озер зафіксовано в районах, де переважають вивержені породи – граніти, гнейси, базальти – і де ґрунтовий покрив на площі водозбору досить тонкий.

Вивержені гірські породи відрізняються високою хімічною стійкістю і тому не впливають помітно на хімічний склад вод, що стікають із площі водозбору. Останніми роками відзначалися випадки підкислення озер з піщаним ложем. Усі озера у зонах вивержених гірських порід або на чистих кварцових пісках мають слабку мінералізацію води. Вміст кальцію і магнію, що характеризують жорсткість води, дуже малий.

На відміну від вивержених гірських порід, осадові породи, як правило, характеризуються значним вилуговуванням. Найяскравішим прикладом можуть служити вапняки й кальциновані мінерали типу вапняку або доломіту, при яких підкислення озер не відбувається. Всі кислоти, що надходять з атмосфери, нейтралізуються або в самому озері, або ще у водотоках на площі водозбору. У цьому випадку говорять про високу буферну здатність гірських порід, що дозволяє підтримувати значення рН озерної води практично на незмінному рівні, незалежно від кількості кислоти, що надходить [71, с. 69–70].

Умови, які необхідні для виникнення явища підкислення опадів, характерні для великих районів півночі Європи, північного сходу США і південного сходу Канади. На рис. 5.2 виділено райони потенційного підкислення озер на території Європи. На цьому рисунку бачимо, що підкислення зазнають озера поблизу Мурманська та Баренці. При досить інтенсивному надходженні кислот з опадами підкислення озер у цих районах стає неминучим. Потенційна небезпека підкислення існує і в інших регіонах Росії, зокрема на території Сибіру. Бурхливий розвиток промисловості за умов відсутності достатніх заходів контролю за викидами сполук сульфуру й нітрогену може викликати значні, а в деяких випадках незворотні зміни гідрологічної й екологічної водоймищ [71, с. 72–73].

Підкислення водойм також часто супроводжується зростанням концентрації у воді сполук важких металів, які аналогічно алюмінію переходять в рухомі форми. Це сприятиме погіршенню якості питної води, негативно вплине на здоров'я людини.



Рис. 5.2. Райони потенційного підкислення озер на території Північної Європи

Досліджено рН річок Полтва, Марунька, Зубра, озер Брюховецьких м. Львова та їх околиць (табл. 5.4). І. М. Волошин, О. Є. Галаса [26, с. 119–122] подають величини рН, а також інші показники якості води озер (табл. 5.5).

Таблиця 5.4

**Визначення рН водних об'єктів м. Львова  
(лабораторним і польовим шляхом)**

№ проби	Прив'язка	рН	рН метр – 150
1	2	3	4
1	р. Полтва	7,5	7,45
2		7,5	7,68
3		7,5	7,54
4	оз. Брюховецькі	7,6	7,55
5		8,1	7,63
6		8,7	8,50
7	р. Марунька	8,2	7,96
8		7,8	7,75
9		7,8	7,70
10		8,1	7,62



Продовження таблиці 5.4

1	2	3	4
11	р. Зубра	7,2	7,35
12		7,9	7,71
13		7,4	7,35

Таблиця 5.5

## Санітарно-гігієнічні показники якості води озер

Характеристика, мг/л	Винниківське	Левандівське	Піщані	Брюховецькі		
				№1	№2	№3
БСК	8,3	7,5	7,3	8,1	8,4	8,0
Сухий залишок	285	515	508	368	390	400
Хлориди	68	148	138	125	138	129
Аміак	0,31	0,2	0,15	0,2	0,18	0,21
Нітрати	4,8	2,3	1,7	2,6	2,3	2,5
Нітрити	0,1	0,1	0,08	0,2	0,3	0,2
рН	7,7	7,4	7,4	7,7	7,7	7,6

## 5.2. Вміст хімічних елементів у ґрунтах

Японський дослідник І. О. Нріагу [180], ґрунтуючись на узагальненні світового матеріалу, довів, що антропогенна (техногенна) емісія важких металів у атмосферу, а з неї – в ґрунти землі, починаючи з 1983 р., перевищувала природне надходження для V, Cu, Ni, Zn, As, Mo, Cd, Hg, Pb, S і U [2, с. 396].

Дослідження профілів урбоземних наносів м. Харкова висвітлено у працях Н. Л. Ричак [126, 127]. Установлено, що розподіл техногенних поліютантів у наносних товщах нерівномірний. Як стверджує дослідник, у похованих ґрунтах Харкова накопичується Pb, Cr, Cu. Вміст інших металів, наприклад Zn, Mn, Ni, не корелює із їх вмістом у сучасних поверхневих шарах.

В урбоземах м. Луцька [27, с. 96] максимальні величини вмісту техногенних поліютантів властиві Ti (1400 мг/кг), Ba (440), Sr (390), V (68 мг/кг ґрунту). Зафіксовано високі показники вмісту Zr,

Zn (56–82), вміст Fe змінювався від 67,6 до 420 мг/кг ґрунту. Однак це в десятки разів менше, ніж в урбоземах долини р. Полтви.

У Снятинському районі Івано-Франківської області величини Ti у ґрунтах змінювалися від 0,003 до 0,086 мг/кг; Co – 2–47; As – 0,3–8,2; Cd – 0,3–5,2; Hg – 0,7–33; Pb – 8–240; Zn – 5–85; Ni – 0,1–4,1; Cu – 0,5–9,4; Sr – 8–320; Cs137 – 15–107 мг/кг [2, с. 419–424].

Обстежено урбанізовані сірі лісові ґрунти в зоні впливу трьох промислових комплексів у Львові. У лісовій підстилці визначено такі хімічні елементи: Co, Be, Ni, Mo, V, Cu, Ag, Zn, Ba, Sr, Mn, Pb, Cr, Mg, Zr, Ga, Sn, La, Se, As (табл. 5.6). Установлено, що в ній відбувається інтенсивна акумуляція техногенних поліутантів. Активно накопичується Mn (400–1200 мг/кг ґрунту), Ba – (130–220), Zn – (10–22), Cu – (6,8–16), Ni – (1,4–7), Pb – (4,8–14), Cr – (2,8–11) мг/кг ґрунту.

Максимальні величини хімічних елементів у сірих лісових ґрунтах властиві Ni – 9,1 мг/кг ґрунту, Co – 8,2, Pb – 12, Cu – 29, Cr – 37, V – 50, Sr – 100, Ba – 200, Mn – 300 мг/кг ґрунту. Вміст хімічних елементів над місцевими кларковими величинами перевищував для Mn – у 2,6–4,6 разу, Cu – 1,8–3,6, Ni – 1,4–3,3, Co – 1,2–4,3, Cr, Sr, Ba, Pb – у 1,4–2,5 разу.

Таким чином, під час досліджень встановлено, що в сірих лісових урбанізованих ґрунтах Львівської урбоплощі під впливом промислових комплексів накопичуються важкі метали, при цьому інтенсивніше накопичення характерне для відкритих безлісних ділянок.

У профілях антропогенізованих ґрунтів спостерігаються не лише морфологічні, але й фізико-механічні зміни, у тому числі збільшення кількісного складу важких металів. Найпомітніше в міських ґрунтах акумулюються цинк, олово, мідь, менше – хром (табл. 5.7) [91, с. 188].

Вони зосереджуються, головним чином, у верхньому шарі ґрунту на глибині 0–5 і 5–10 см. Найвиразніше проявляється забруднення по всьому профілю в ґрунтах тих насаджень, які розміщені поблизу автомагістралі (олово – у 5 разів, цинк – у 3,7 перевищує ГДК). Вміст заліза в поверхневому шарі ґрунту на вул. Личаківській становить 5200–1200 мг/кг, магнію – 330–420, молібдену – 0,97–2,63 мг/кг [91, с. 188].

Таблиця 5.6

**Вміст хімічних елементів у сірих лісових ґрунтах,  
лісовій підстилці та плодах картоплі**

Хімічні елементи													
№ проби	Co	Be	Ni	Mo	V	Cu	Ag	Zn	Ba	Sr	Pb	Mn	Cr
<b>Лісова підстилка (мг/кг сухої маси)</b>													
1	1,7	0,16	7,0	0,62	10	16,0	0,28	22,0	170	60,0	14,0	1200	11,0
2	0,95	0,085	5,1	0,35		11,0	0,22	11,0	160	89,0	8,6	400	2,5
3	0,96	0,058	3,4	0,24		7,6	0,36	11,0	130	28,0	6,4	1100	3,0
4			1,4			6,8	0,16	10,0	220	26,0	4,8	760	2,8
МК	1,0	0,09	4,2	0,34	8	10,4	0,26	13,5	148	50,0	8,5	865	4,8
<b>Ґрунти (мг/кг)</b>													
2а	2,1		3,7		46	2,7			110	95,0	5,6	180	25,0
2б	2,3		5,6		40	4,9			100	73,0	8,5	210	22,0
3а	4,1		3,9		37	2,7			140	87,0	7,5	290	26,0
4а					31	1,6			87,0	76,0	7,9	72	17,0
5	3,0		4,7		39	2,8			120	81,0	8,3	190	24,0
6	8,2				50	5,7			200	100	12,0	260	25,0
7	4,6	0,67	9,1	0,94	48	29,0	0,24		110	85,0	8,9	300	37,0
Вом. вдмч.	1,9		2,8		31	1,6			87,0	76,0	4,8		17
<b>Плоди картоплі</b>													
8			0,036	0,059		0,8	0,0092	0,3	0,56	0,92	0,06	0,53	0,0027

Примітка. Вміст хімічних елементів у лісовій підстилці (т.1) та ґрунті (т.7) відповідно становить: Mg-750, 320; Zr-15, 37; Ga-0,13, 2,9; Sn-0,45,-; La-3, 12; Se-1,3, 1,3; As-0, 2; МК - місцевий кларк.

У верхніх шарах (0-5, 5-10 см) найвищою є концентрація цинку - близько 300 мг/кг в узбічній смузі, але вже на віддалі 25 м від неї вона була у двічі менша, а в парку - у 8 разів. Значною є концентрація олова у верхніх шарах ґрунту узбічної смуги (140-150 мг/кг), що у 8 разів перевищує її рівень у паркових і лісових ґрунтах. Концентрація міді становить близько 65 мг/кг, а хрому - 45 мг/кг, абq відповідно в 15 і 3 рази більше ніж у лісі [91].

**Наявність важких металів у міських  
і лісових ґрунтах м. Львова**

Глибина роз- різу профілю, см	Наявність важких металів, мг/кг			
	Узбічна смуга	Сквер	Парк	Лісопарк
<b>ОЛОВО</b>				
0-5	151,4	61,5	19,7	17,2
5-10	141,6	42,3	19,7	17,2
10-20	89,3	35,1	19,5	17,2
20-25	71,1	34,6	19,1	17,2
70-80	29,5	20,2	19,0	17,2
<b>ЦИНК</b>				
0-5	331,4	145,3	46,2	33,4
5-10	297,2	145,3	45,8	33,3
10-20	193,4	121,8	43,0	32,1
20-25	148,8	109,4	42,1	32,0
70-80	89,1	75,5	42,0	32,0
<b>ХРОМ</b>				
0-5	47,2	38,2	17,6	14,3
5-10	41,9	35,4	18,9	15,1
10-20	32,4	25,6	19,0	15,2
20-25	28,3	24,1	17,5	13,7
70-80	28,0	25,2	15,1	12,0
<b>МІДЬ</b>				
0-5	67,7	35,3	5,3	4,2
5-10	63,1	33,1	5,3	4,0
10-20	49,3	24,7	5,8	4,1
20-25	41,6	21,2	5,4	4,2

Хром акумулюється переважно у верхніх шарах ґрунту газонів узбічної смуги і скверу, концентрація його в нижній шарах є незначною. Концентрація заліза, магнію й молібдену в зелених насадженнях значно менша, ніж олова, цинку й міді.

Вміст важких металів у навколишньому середовищі великих міст збільшується на накопиченні їх у рослинах. В узбічній зеленій смузі розчинені форми олова, цинку й міді концентруються не тільки у верхньому шарі, але й у нижніх. Це дає змогу рослинам, насамперед деревам, споживати не лише поверхневими, але й більш глибокими кореннями. Аналіз листя трав'яного покриву узбічної смуги й парку дає змогу зробити висновок, що висока концентрація важких металів у ґрунті поблизу автотраси впливає на їх концентрацію в рослинах. Поблизу проїзної частини кількість олова та цинку в рослинах вища у 3–6 разів ніж у парках [91].

Свинець, що міститься у викидах автотранспорту, як й інші важкі метали, в природних умовах практично не знешкоджуються та накопичуються в рослинах, організмах тварин і людей. Так, трава біля автомагістралі містить 200–400 мг/кг сухої речовини Pb, а на відстані 300 м від неї – до 5 мг/кг. Вміст свинцю в листі дерев на центральних вулицях міст у 20–30 разів вищий, ніж на околицях.

Різні види дерев по-різному накопичують свинець: найбільший вміст свинцю в листі ліщини (680 мг/кг), дуба (280 мг/кг), відносно низька концентрація – у листі ясена, вільхи, берези, верби [91].

У табл. 5.8 подано фоновий вміст та ГДК окремих важких металів у ґрунтах [65, с. 72].

Таблиця 5.8

**Валовий фоновий вміст і ГДК важких металів у ґрунтах**

Елемент	Кларк, мг/кг	ГДК, мг/кг
Ванадій	100	150
Марганець	850	1500
Хром	75	100
Кобальт	8	50
Нікель	40	85
Мідь	20	55
Цинк	50	100
Кадмій	0,5	3
Свинець	10	32
Стронцій	300	1000

А. М. Адаменко та ін. подають величини ГДК мікроелементів у поверхневому шарі ґрунтів за різними джерелами, а також розподіл елементів у ґрунтах природних ландшафтів світу та ґрунтах лісостепової зони (табл. 5.9–5.10) [2, с. 397–399].

Таблиця 5.9

**Гранично допустимі концентрації мікроелементів у поверхневому шарі ґрунтів, мг/кг**

Елемент	Канада	Німеччина	Росія	Японія
V	60	50	-	-
Mn	1500	50	1500	-
Co	25	50	30	50
Ni	100	100	50	100
Cu	10	3	3	1
Zn	40	20	23	25
Sr	-	5	6	-
Mo	2	3	4	-
Cd	8	5	5	-
Pb	10	10	32	40
Джерело	Linson, 1978	Kloke, 1979	Д. С. Орлов та ін., 1991	Kitagishi et al, 1981

Таблиця 5.10

**Розподіл елементів у ґрунтах**

Елемент	Вміст, мг/кг		
	природні ландшафти світу	лісостепова зона	сірі лісові опідзолені ґрунти лісостепової зони
1	2	3	4
Be	2,6	-	-
Ti	4295,8	-	-
V	63,8	68,2	70,9
Cr	91,5	92,3	92,8
Mn	779,4	773	945
Co	8,8	9,2	8,6

Продовження тблиці 5.10

1	2	3	4
Ni	36,6	35,7	39,1
Cu	25,1	25,5	26,4
Zn	76,6	78,4	73,1
Sr	191,5	185	182
Zr	246,3	-	-
Mo	3,5	-	-
Cd	0,18	0,18	0,21
Ba	383,0	420	444
Pb	19,7	19,1	19,8

Ступінь забруднення повітря в межах регіональних полів антропогенного впливу прямими вимірами встановити нелегко. Існування таких полів підтверджується при зіставленні вмісту хімічних елементів у пилу, сніговому покриві та ґрунті. Атмосферний пил збагачується техногенними елементами: Hg (у 24 рази), Zn (у 12), Sn (у 8), Cd (у 5), Cu (в 4), Pb (у 3,5), Ni (у 2,5 рази). Порівняно з «регіональним фоном» рівень вмісту хімічних елементів у спальних районах міста («фонових мікрорайонах») помітно вищий (рис. 5.3).

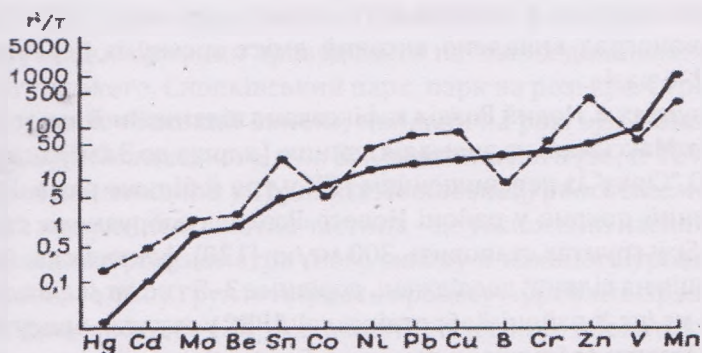


Рис. 5.3. Розподіл хімічних елементів у ґрунті (суцільна лінія) і сніговому покриві (пунктир) на фоновій території

Проведено порівняння фонових величин (зональних) вмісту хімічних елементів у неурбанізованих сірих лісових ґрунтах СРСР з даними наших експериментальних досліджень. Максимальне накопичення хімічних елементів (сумарний коефіцієнт) у сніговому покриві сконцентровано навколо великих промислових центрів [129].

1988 року на території Львівської області А. Б. Богуцький, П. К. Волошин та Г. В. Полкунов провели еколого-геохімічні дослідження приповерхневого (10 см) шару ґрунтового покриву. Проаналізовано найбільш екологічно небезпечні хімічні елементи: Pb, Cr, Zn, V, Mn, Sr, V, Co, Cu, Ni, As. На урбоплощі Дрогобича виявлено значну концентрацію хрому (понад 2,5 ГДК). Концентрації міді та цинку майже всюди перебували в межах ГДК і лише в південно-східній та західній частинах міста наявні невеликі за площею аномалії [11].

У ґрунтово-рослинному покриві Самбора виявили Pb, Cr, Zn. Велика за площею аномалія свинцю займає усю центральну частину міста і збігається з напрямком руху залізниці Самбір-Хирів. Вміст Pb перевищує ГДК у 3–6 разів, поступове збільшення його концентрації відмічено із наближенням до авто- та залізничних магістралей і промислових підприємств. Найбільші аномалії Cr спостерігаються в південній та північно-східній частинах міста, його вміст тут удвічі перевищує ГДК. Підвищені концентрації Zn (600–800 мг/кг) зафіксовано лише на окремих ділянках центральної частини міста.

В урбоґрунтах Жидачева присутні Pb і Co. Вміст останнього на окремих ділянках у чотири-п'ять разів перевищує ГДК. У ґрунтах м. Червоноград виявлено високий вміст арсену із перевищенням ГДК у 2–6 разів.

У ґрунтах м. Новий Розділ зафіксовано підвищений вміст Pb, Cr, Zn, V, Mn, Sr. Максимальна аномалія свинцю (площа до 3 км<sup>2</sup>) знаходиться біля ВО "Сірка" із перевищенням ГДК у три й більше разів. Ґрунтово-рослинний покрив у районі Нового Роздола забруднено стронцієм. Кларк Sr у ґрунтах становить 300 мг/кг [130], фактична ж його концентрація на ділянці досліджень дорівнює 3–5 тис. мг/кг, а подекуди – 10 тис. мг/кг. У районі Добротвірської ДРЕС у ґрунтах присутні Pb, Cr, Zn, Co. Ґрунти забруднено свинцем, його вміст на окремих ділянках у шість разів перевищує ГДК. Менше (1,5–2 ГДК) в ґрунтах міститься Cr, Zn, Co. У ґрунтах м. Сокаль виявлено метал-аномальні поля Pb, Cr, Co. Концентрація кобальту перевищує ГДК у 3–9 разів [11].



Я. В. Генік [44, с. 13] подає вміст важких металів (Pb, Zn, Cu, Ni, Co, Mo) у ґрунтах м. Львова. Середня концентрація окремих із них перевищує наші числові величини: Pb – у 1,44 раз; Zn – 1,70; Ni – 1,69 раз; інших – є дещо нижчою. Так, середній вміст Cu, за нашими даними, перевищує концентрацію, одержану Я. В. Геніком, у 5,11 разу; Co – 1,08; Mo – 1,27 разу (табл. 5.11).

Таблиця 5.11

**Концентрація важких металів у ґрунтах міста Львова**

Хімічний елемент	Фонова концентрація, мг/кг	Вміст, мг/кг	Концентрація, яка трапляється найчастіше, мг/кг	Середня концентрація, мг/кг	Середній вміст, мг/кг (наші дані)
Pb	32,00	14,45-304	14,4-64,0	80,27	55,72
Zn	58,00	31,42-383,60	58,0-174,0	131,99	77,52
Cu	11,20	11,58-47,40	11,6-33,6	25,43	130,00
Ni	10,60	19,42-96,2	14,1-31,8	30,32	17,92
Co	3,00	4,75-14,57	3,8-9,0	7,46	8,08
Mo	1,00	0,76-3,08	1,0-2,0	1,64	2,08

О. В. Дідошак визначив величини нагромадження важких металів у ґрунті у Львові: V – 4-63 мг/кг, Cr – 16-36, Mn – 1050-1700, Co – 5-14, Ni – 17-27, Sr – 105-170, Zr – 73-85, Mo – 6-13, Sn – 4-15, Pb – 14-32 мг/кг. Дослідження проводилися на таких ділянках: майдан на вул. Вітовського, Снопківський парк, парк на розі вул. Стрийської і Наукової, парк «Високий Замок», майдани на розі вул. Коновальця і Гіпсової, вул. Липинського, вул. Б. Хмельницького [56, с. 129-132].

**Хімічні полутанти у ґрунтах Львівської урбосистеми.** Ґрунти Львова видозмінені, значна частина – це техногенні насипи різного походження, гранулометричного складу й наявного урбанізаційного основного типу ґрунотвірного процесу – урболісосіроземного та урбогідроморфного [28]. На окремих частинах площі міста первинні ґрунти і ґрунотвірні породи повністю засипані наносним матеріалом. Їх можна зарахувати до підтипу насипних урбоґрунтів із подальшим впливом елементарних ґрунотвірних процесів і накопиченням у верхніх шарах різних хімічних елементів техногенного

походження. Частина наносних ґрунтів у центральній частині урбоплощі (ландшафт долини р. Полтва) перетворилися в гігроморфні ґрунти лучного або болотного габітусу.

У долині р. Полтви потужність ґрунтового наносного шару змінюється в широких межах від 2–4 до 6–9 м. Найбільша потужність так званого культурного шару ґрунту характерна для заплави та русла основної річки та її приток – р. Білої (вул. Князя Ярослава Осмомисла) і потоку Ортиш (вул. Підвальна, Валова, пл. Галицька). Площа культурного шару, де потужність наносного шару перевищує 3 м, займає понад 50 % загальної площі [39, с. 2].

Ми вивчили екологічний стан урбоземів міської зони та прилеглих територій, які відзначаються неоднаковим ступенем промислового та автомобільного навантаження. Дослідженнями охоплено урбоземи п'яти ландшафтів: Грядове Побужжя, Давидівське пасмо, Львівське плато, Львівсько-Любінська рівнина та долина р. Полтва. У зразках урбоґрунтів визначено такі техногенні поліютанти: Fe, Mn, Pb, Be, Ni, Ti, V, Mo, Ba, Sr, Zr, Cu, Cd, Cr, Zn, Co, Sn і виявлено закономірності вмісту, площинного поширення важких металів техногенного та природного походження. Дані досліджень подано в табл. 5.12.

*Акумуляція Fe.* Кількість феруму у ґрунтах визначається складом материнських порід, характером ґрунтових процесів та техногенною діяльністю. Як правило, вміст заліза у ґрунтах змінюється від 0,5 до 5 %. Навіть бідні ґрунти не відчують нестачі цього хімічного елемента для рослин. У різних типах ґрунтовірних порід (магматичні, осадові) кількість Fe може становити 0,4–10 % сухої маси [68, с. 343, 346]. В урбоґрунтах вміст Fe різного походження дорівнює 0,47–1,4 % сухої наважки.

Концентрація заліза в ґрунтових розчинах при звичайних рівнях рН змінюється від 30 до 550 мкг/л, а в дуже кислих ґрунтах вона може досягати 2000 мкг/л. Мінімальний його вміст при лужних значеннях рН. Саме тому кислі ґрунти більш збагачені розчинним неорганічним залізом [2, с. 433].

В урбоґрунтах усіх ландшафтних комплексів зафіксовано надзвичайно високий вміст Fe. Його величини змінюються від 4,7 до 14,5 г/кг ґрунту. У найбільш пониженої частині міста – долині р. Полтви, вміст валового заліза значно нижчий та становить 7,4–11,0 г/кг ґрунту.

## Вміст хімічних елементів у ґрунтах м. Львова, мг/кг (2009 р.)

Елемент № проби	Fe	Mn	Pb	Be	Ni	Ti	V	Mo	Ba	Sr	Zr	Cu	Cd	Cr	Zn	Co	Su
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
21	7300	450	20	1	15	6100	25	2	130	160	232	130	2,5	26	54	9	14
<b>I. Ґрядове Побужжя</b>																	
<b>II. Давидівське пасмо</b>																	
4	14200	730	49	1	21	8000	49	2	110	120	436	120	2,5	56	54	9	14
13	13200	1110	42	1	18	7900	34	2	120	250	312	120	2,5	26	67	7	14
22	9800	640	31	1	18	1400	44	2	120	110	196	100	2,5	38	72	7	16
23	6100	330	61	1	12	3500	23	2	120	60	51	200	2,5	16	95	7	37
<b>III. Львівське плато</b>																	
1	12000	550	12	1	19	1500	34	2	90	150	680	60	2,5	78	54	9	14
2	14500	640	29	1	18	11100	50	2	130	80	458	160	3,8	65	69	10	16
3	11600	780	222	1	14	8900	37	2	130	150	388	210	2,5	44	76	9	14
5	13200	600	38	1	15	4800	42	2	120	80	358	130	2,5	40	79	10	14
6	13100	580	15	1	16	3200	43	2	110	90	448	70	3,4	53	54	9	14
7	7900	530	19	1	10	5400	31	2	130	130	171	70	2,5	17	54	7	14
8	12800	600	45	1	21	7600	42	2	200	150	496	100	3,4	55	83	10	16
9	12100	610	82	1	15	3900	42	2	170	140	350	120	2,5	39	81	7	15
10	12300	600	75	1	14	5300	25	2	130	190	155	190	2,5	32	87	9	16

## Продовження таблиці 5.12

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
<b>IV. Львівсько-Любінська рівнина</b>																	
11	4700	190	26	1	29	4000	19	4	150	50	87	70	2,5	21	70	7	20
12	10800	520	103	1	20	4000	22	2	140	160	219	220	2,5	32	111	7	16
14	12300	940	38	1	25	8900	46	2	100	140	466	130	3,2	39	84	9	14
19	11200	380	19	1	13	4800	26	2	140	70	151	100	2,5	15	75	7	14
<b>V. Долина р. Полтва</b>																	
15	7400	250	19	1	10	4800	33	2	130	60	203	90	2,5	26	71	9	14
16	11000	550	141	1	13	4700	24	2	120	180	287	150	2,5	17	90	7	43
17	6200	680	32	1	23	5400	22	2	110	170	98	150	2,5	26	88	9	14
18	10500	630	121	1	27	4700	27	2	130	220	116	180	2,5	47	119	7	23
20	8200	490	62	1	17	5400	28	2	130	140	149	130	2,5	22	76	7	17
24	6700	550	50	1	12	2500	24	2	130	110	101	120	2,5	25	77	7	14
25	8800	590	42	1	33	5700	33	2	110	230	65	130	2,5	39	98	7	17
Кларк/ГДК	-	850/1500	10/32	-	40/85	-	100/150	4*	-	300/1000	-	20/55	0,5/3	75/100	50/100	8/50	-

Примітка. \* – ГДК за Д. С. Орловим та ін., 1991; Кларк/ГДК [65]

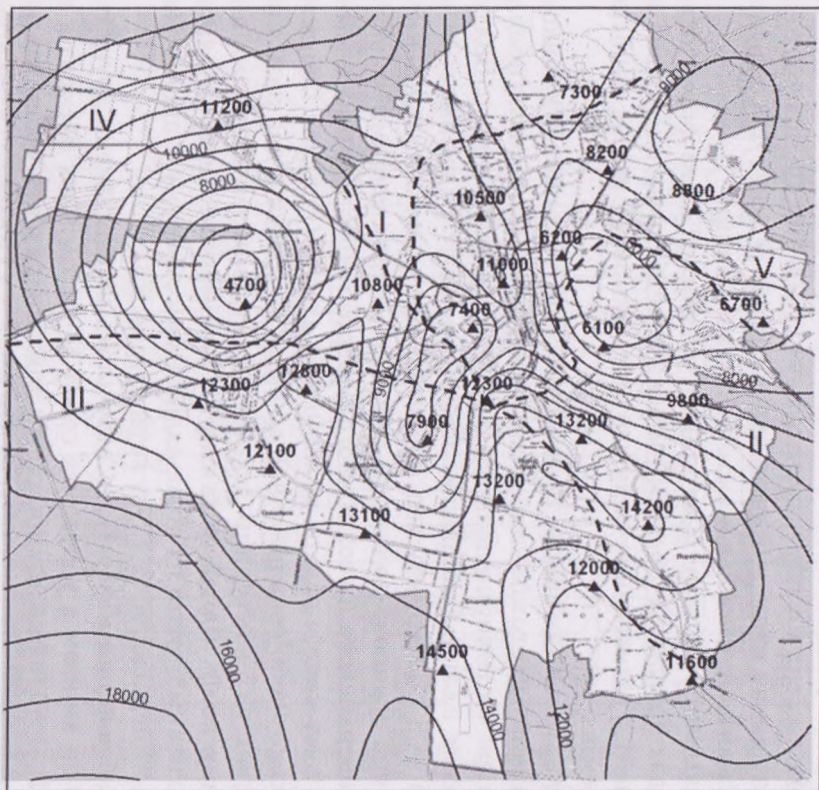
Вважаємо, що такий відносно низький вміст феруму в поверхневих шарах урбоземів низьких гіпсометричних рівнів може бути пов'язаний із посиленням поверхневим промивним режимом під час інтенсивних атмосферних опадів і накопиченням дощових вод у техногенній долині р. Полтва.

В умовах рівнинних ландшафтів лесового габітусу (Львівське плато, Львівсько-Любінська рівнина) фільтраційні умови значно погіршені, акумулятивні тенденції сприятливі, тому відбувається інтенсивне накопичення техногенних форм заліза. Не виключено можливість накопичення форм Fe в період гігоморфної стадії розвитку ґрунтового профілю сірих лісових ґрунтів. Під час досліджень мікроморфології чорноземів було встановлено наявність марганцево-залізистих конкрецій у лесових товщах та ґрунтовому профілі [38]. Це може бути однією із причин надмірної концентрації заліза (11–14 г/кг) у ґрунтах Львівського плато та Львівсько-Любінської рівнини.




Оскільки урбоземи центральної частини Львова формуються в умовах промивного режиму, можна передбачити інтенсивне накопичення техногенних політантів і в глибоких шарах наносних урбоземів.

Закартовано розподіл Fe на Львівській урбоплощі. Умовно за величинами цього хімічного елемента можемо розділити урбоплощу на дві частини: південно-східну (ландшафт долини р. Полтви, Львівське плато, Давидівське пасмо), де вміст Fe змінюється від 6,1 до 14,5 г/кг ґрунту, що, ймовірно, пов'язано з вододільністю території (грядово-долинний рельєф) і сприятливими умовами для поверхневого й геохімічного перерозподілу хімічних елементів, у тому числі і заліза; та північно-західну (Грядове Побужжя, Львівсько-Любінська рівнина), де вміст Fe майже в два рази нижчий. Ізомети оконтурили декілька центрів акумулятивних аномальних полів. Однак, у зв'язку із геохімічним перерозподілом, поверхневим стоком чз водорозділів, вміст феруму в аномальних полях не перевищує 11,2 г/кг ґрунту (рис. 5.4).

*Особливості вмісту Ti.* За результатами досліджень другу сходинку за вмістом в урбоземах серед 17-ти хімічних елементів займає Ti. Особливих відмінностей у показниках п'яти урбанізованих ландшафтів не спостерігається (див. табл. 5.12). Вміст Ti в урбоґрунтах змінюється від 1,4 до 11,1 г/кг ґрунту.



Умовні позначення:

-  Вміст Fe, мг/кг  
 Межі урболандшафтів  
 Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Грядове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Львівська рівнина
- V. Долина р. Полтва



Рис. 5.4. Вміст Fe у ґрунтах м. Львова

Як стверджують А. Кабата-Пендіас, Х. Пендіас [68, с. 244], Ті – це звичайний компонент гірських порід. Його концентрація в них коливається в межах 0,03–1,4 %. Мінерали Ті в ґрунтовому середовищі найбільш стійкі, малорозчинні, що призводить до збільшення його кількості у верхніх горизонтах ґрунтів внаслідок вивітрювання частини глинистих мінералів. Мінерали титану стійкі при вивітрюванні, тому вони присутні в ґрунті практично в незміненому стані. Рівень вмісту Ті в ґрунтових розчинах може досягати 0,03 мг/л [2, с. 430].

У наших дослідженнях вміст Ті в урбоземних ґрунтах становить 0,15– 1,11 % від сухої маси ґрунту. Його вміст у поверхневих горизонтах ґрунтів (підзоли, лесові ґрунти, чорноземи, рендзини, лісові ґрунти та ін.) Індії, Австралії, Польщі, Нової Зеландії, Великобританії, Росії за середніми величинами змінювався від 0,011 до 0,94 % сухої маси ґрунту. У різних типах ґрунтів США кількість Ті в середньому не перевищувала 0,53 % сухої маси ґрунту. Коливання показників не перевищувало 1 % сухої маси. Максимальна акумуляція Ті в урбоґрунтах спостерігається в зоні індустріальної діяльності (виробництво титанових сплавів, титанової фарби). Однак накопичення цього елемента не створює будь-яких проблем у навколишньому середовищі.

Закартовано розподіл Ті на Львівській урбоплощі. На картосхемі виділяються два метал-аномальні поля накопичення Ті: у центральній частині урбозони з максимальними величинами 7,9–8,9 г/кг ґрунту та південній (8,9–11,1 г/кг, Львівське плато). Найбільш стабільні та менші величини характерні для ландшафтів Львівсько-Любінської рівнини (4,0–4,8 г/кг), долини р. Полтва (2,5–5,7 г/кг ґрунту). Загалом розподіл Ті є досить нерівномірним (рис. 5.5).

*Поширення Mn* в поверхневих горизонтах і ґрунтовій товщі дуже неоднорідне. Відомо, що він концентрується не тільки у формі різних конкрецій, але й у формі окремих примазок. Як встановлено у дослідженнях, у глобальному масштабі вміст Mn в ґрунтах змінюється від 10 до 9000 мг/кг ґрунту. При цьому максимум на кривій його розподілу припадає на інтервал 200–800 мг/кг. Загальне середнє значення, що розраховано для ґрунтів земної кулі, оцінено як 545 мг/кг, а для ґрунтів США – 495 мг/кг ґрунту [68, с. 331]. Манганум може накопичуватися в різних ґрунтових горизонтах, особливо в тих, що збагачені оксидами й гідроксидами Fe.

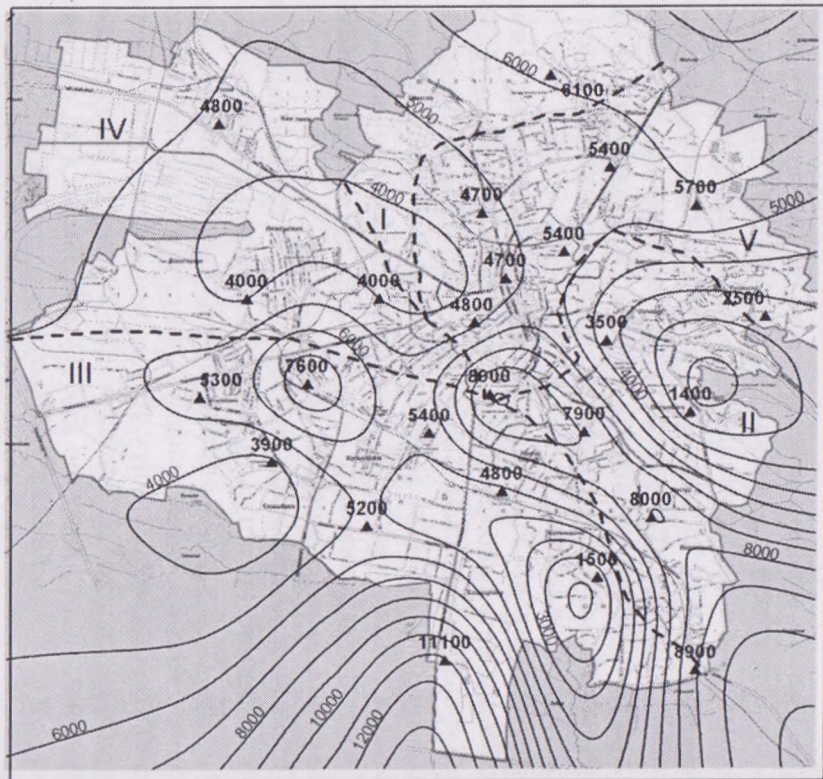


Рис. 5.5. Візнет Ті у групатах м. Львова



Однак цей хімічний елемент переважно акумулюється у верхньому шарі ґрунту, що пов'язано із його фіксацією органічними речовинами.

Встановлено, що в підзолистих і піщаних ґрунтах Росії, України та Білорусії [7; 84; 92] вміст Mn становив 135–310 (середнє 217) мг/кг ґрунту, у лесових ґрунтах – у середньому 370, у чорноземах – 745 [3; 67; 143; 84], у каштанових і бурих ґрунтах його величина коливалася від 390 до 580, а середня величина дорівнювала 460 мг/кг ґрунту. У всіх проаналізованих ґрунтах світу середній вміст Mn рідко перевищував 1000 і становив 165–554 мг/кг ґрунту [68, с. 332–333].

Необхідно підкреслити, що сполуки Mn мають велике значення з позиції якості ґрунтів, оскільки цей елемент не тільки життєво необхідний для рослин, але й регулює поведінку інших поживних елементів. Та відновлення оксидів мангану двояко впливає на катіонний обмін у ґрунтах, вступає в конкуренцію з іншими катіонами [146, с. 179], зростають умови вилуговування Ca, Mg, інших мікроелементів.

Манганум більшість вчених не вважають металом, який забруднює ґрунт. Однак зафіксовано, що тривалий вплив високих концентрацій Mn у верхніх шарах ґрунту токсично впливає на окремі види рослин. Крім цього, під час останніх медико-географічних досліджень встановлено, що високий вміст Mn в повітрі та інших природних і антропогенних об'єктах обумовлює хворобу Паркінсона, накопичується в щитовидній залозі, пошкоджує ЦНС, викликає пневмонію [104, с. 43–46], неврологічні симптоми хронічної інтоксикації [94, с. 104].

Ми визначили вміст валового мангануму в урбоземах п'яти ландшафтів міської площі. Загалом він не перевищує кларкову величину – 850 (за винятком проб 13, 14), ГДК – 1500 г/кг ґрунту. Однак одержані величини (див. табл. 5.12) перевищують середні показники, що наведені в літературних джерелах. Максимальні величини зафіксовано в урбанізованих ґрунтах Давидівського пасма та Львівсько-Любінської рівнини, вони становлять відповідно 1110; 940 мг/кг ґрунту. У межах інших урболандшафтів вміст цього хімічного елемента змінюється від 190 до 780 мг/кг сухої маси. Загальна різниця між мінімальною і максимальною величинами дорівнює 82,9 %.

Закартовано поширення метал-мангануму та встановлено закономірності його розсіювання й акумулятивні особливості на дослідній урбоплощі (рис. 5.6).

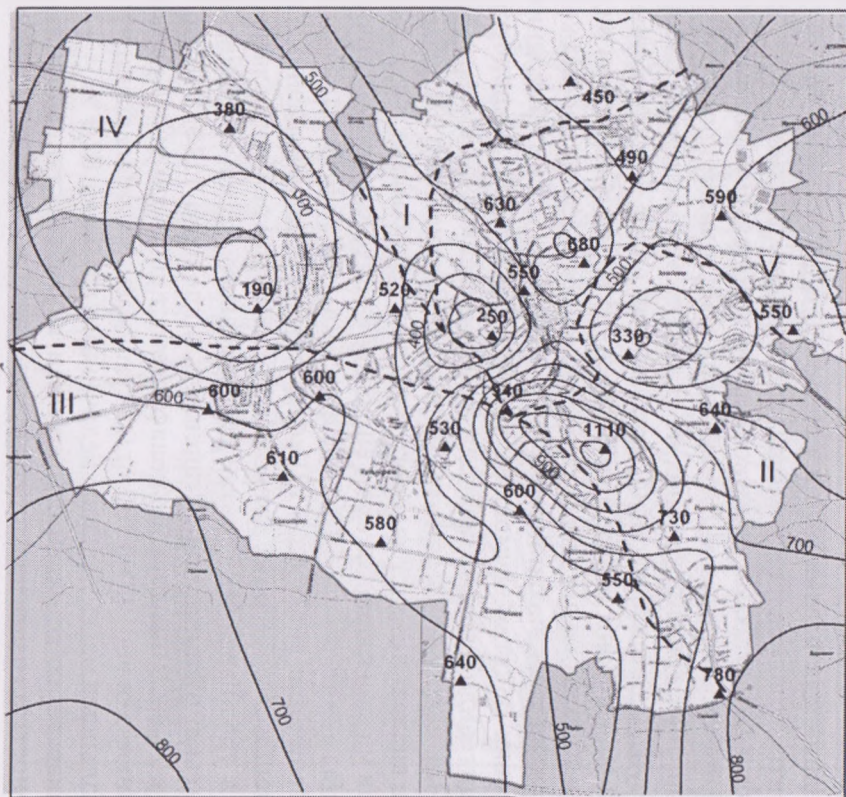


Рис. 5.6. Вміст Mn у ґрунтах м. Львова

*Акумуляція та розподіл Pb.* Серед важких металів свинець найменш рухливий. При високих рН розчинність свинцю значно знижена. Рівні вмісту Pb у ґрунтах, при яких він стає токсичним для рослин, коливається в межах 20–30 мг/кг [2, с. 429].

Визначено вміст та розподіл Pb в урбоґрунтах п'яти урбанізованих ландшафтів (табл. 5.12). Установлено, що вміст Pb перевищує ГДК у 4–6 разів при ГДК=32 мг/кг ґрунту та у 8–13 разів при ГДК=16 мг/кг ґрунту. У 5 пробах вміст його не перевищував 12–19 мг/кг ґрунту. Ці величини виявлено у пробах ґрунту, що поширені на периферійних частинах урботериторії з найменшим впливом автотранспорту. Їх приймали за місцеві кларки і за їх значенням діагностували та підтверджували автомобільне походження Pb. Таке твердження обґрунтовано великою різницею між вмістом техногенного Pb в урбоґрунтах центральної, навантаженої частини міста автотранспортом, та периферійних урбоплощ з послабленим навантаженням. Найвищі показники навантаження зафіксовано у пробах: 12 (вул. Городоцька, 103), 18 (центр міста, 121), 16 (центр міста, 141 мг/кг ґрунту), де є найбільш активним джерелом автотранспорту. Таким чином, максимальну акумуляцію автомобільного Pb виявлено в центральній частині урбоплощі та складних, найбільш навантажених автотранспортом, перехрестях.

Діагностовано площинне розсіювання та особливості акумуляції техногенного Pb в урбоґрунтах Львівської міської зони. Результати картографічних досліджень представлено на рис. 5.7. Виявлено такі особливості формування Pb-аномальних полів у межах дослідної території. На картосхемі бачимо, що за найвищим вмістом Pb виділяється найбільше аномальне поле в центрі міста. У всіх напрямках від центральної частини урбосистеми вміст Pb в урбоземах зменшується і в окремих випадках становить 12–15 мг/кг сухої маси. Це дозволяє стверджувати, що основним джерелом накопичення Pb в урбоґрунтах є автомобільний транспорт. На периферійних смугах урбоплощі його вміст зменшується до 9 разів, хоча одне аномальне поле знаходиться на південно-заході урбозони, в районі аеропорту (17–80 мг/кг ґрунту). Вважаємо, що для зменшення накопичення автомобільного свинцю в урбоземах центральної частини міста необхідно скоротити або заборонити рух транзитного й місцевого автотранспорту через центральні вулиці міста, що сприятиме поліпшенню екологічного стану урбосистем і здоров'я населення.

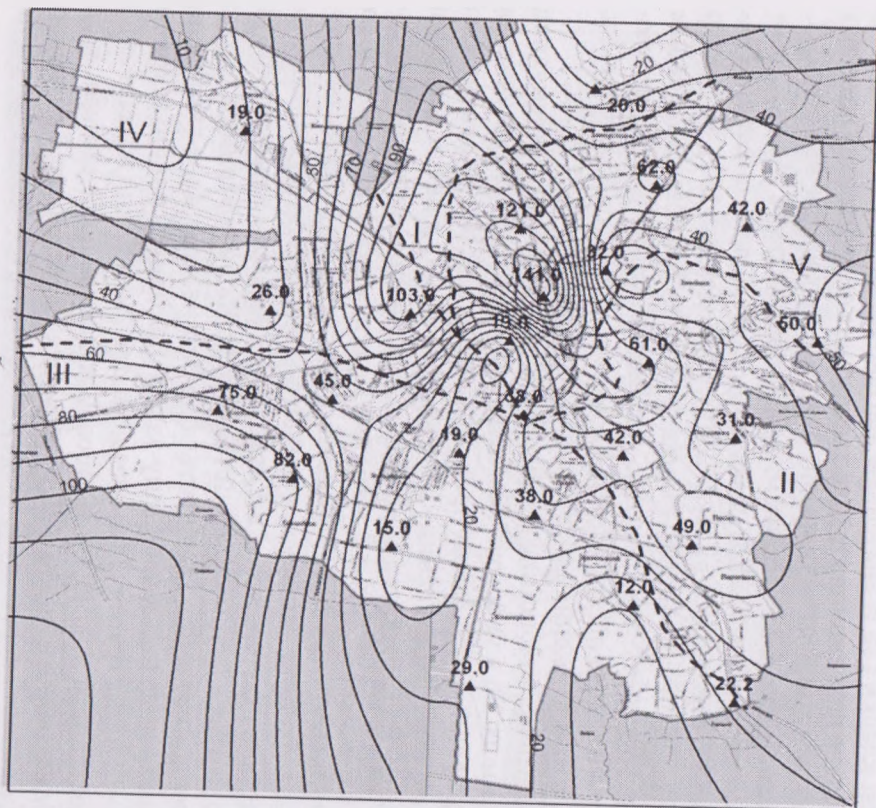


Рис. 5.7. Вміст Pb у ґрунтах м. Львова

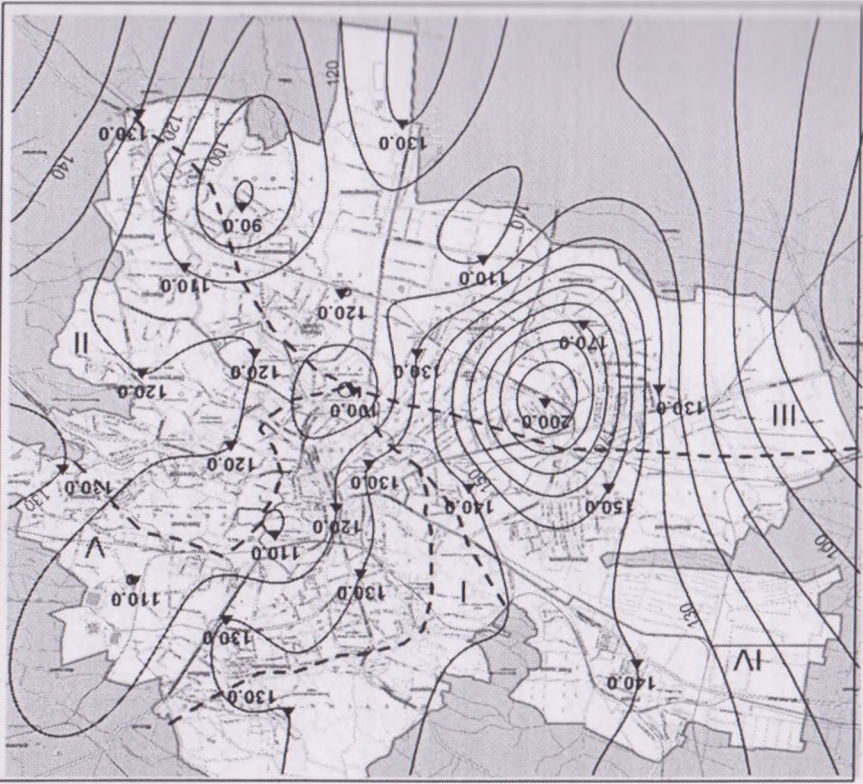
**Акумуляція Ва.** З літературних джерел відомо, що високим вмістом цього хімічного елементу характеризуються магматичні, основні (базальти) й кислі породи (граніти, гнейси). Серед осадових порід високий вміст фіксується у глинистих відкладах та сланцях (500–800 мг/кг). Барій вивільняється внаслідок вивітрювання у висхідній сульфатних і карбонатних солей, значно адсорбується глинами. Концентрація Ва у верхньому горизонті ґрунту і в материнській масі характеризується однаковими границями варіабельності. У лесових і пілуватих ґрунтах його вміст може сягати 960 [92, с. 47], у чорноземах – 525 мг/кг [3, с. 102].

У сірих лісових лесових ґрунтах промислової зони Львова кількість Ва у верхньому горизонті (0–20 см) становила 110–200 мг/кг ґрунту [16, с. 171]. У сірих і темно-сірих ґрунтах лесового габітусу промислових територій м. Львова та його околиць (Брюховецькі, Асташівські озера, Винниківське озеро) виявлено значні коливання – від 180 до 670 мг/кг ґрунту. При цьому спостерігається підвищений вміст Ва у ґрунтовому покриві з інтенсивним впливом техногенного навантаження [24, с. 157–162]. Вміст Ва у міських ґрунтах Львівської улоговини не перевищував 220 мг/кг ґрунту; у бурих лесових ґрунтах його кількість змінювалася від 163 до 530 мг/кг ґрунту [16, с. 174–177].

У ґрунтах п'яти міських ландшафтних комплексів, що охоплюють територію Львова, у пробах 25 розрізів кількість Ва (переважають урбанізовані сірі лісові ґрунти, що сформовані на лесоподібних техногенних породах) змінюється в межах 90–150 мг/кг ґрунту і тільки в окремих випадках його кількість сягає 170; 200 мг/кг ґрунту (табл. 5.12). Такі дуже близькі величини свідчать про те, що їх вміст розподіл і величини мають природне походження з незначним впливом техногенних джерел на акумулятивні особливості цього хімічного елементу.

Визначено площинне поширення Ва у межах урбосистеми (рис. 5.8). Як бачимо на картосхемі, чітких аномальних Ва-полів, за винятком одного в західній частині, не спостерігається. Не виділяється чітко з максимальним накопиченням Ва і центральна частина, найбільш техногенно навантажена.

Згідно з ДСТУ від 17.4.1.02.83, Ва належить до малонебезпечних елементів поряд з V, W, Mn, Sr.



Барій застосовується у вакуумній техніці як газозушільнювач, у складах, типографських приладдях, при виробництві фарб, скла, у аеротехніці, медицині. Надмірна концентрація Ва у природних об'єктах і накопичення його в людському організмі спричиняє патологічні процеси головного мозку, негативно діє на кістковий мозок, викликаючи остеопороз.

*Акумулятивні особливості Си.* Мідь звичайно акумулюється у верхніх горизонтах ґрунтового профілю, що пов'язано з біоаккумуляцією, а також сучасним антропогенним впливом. Середній вміст міді в забруднених ґрунтах коливається в межах 6–60 мг/кг, досягаючи максимуму у фералітових ґрунтах і мінімуму – у піщаних і органічних [2, с. 426]. Розподіл Си на території Львівської урбосистеми нерівномірний. Його величини не виходять за межі 200–220 мг/кг ґрунту. Величність опрацьованих нами показників розміщується у границях 130–150 мг/кг ґрунту.

Порівняно з кларковою величиною [14], яка становить 47 мг/кг, перевищення дорівнює 1,3–4,7 разу. ГДК за К. Реуце, С. Кристя [125] становить 100 мг/кг ґрунту, тобто перевищення за максимальними величинами становить 2–2,2 разу. В. В. Медведєв [95, с.72] за величину ГДК Си приймає 55 мг/кг ґрунту. Згідно з цією константою, 25 проб (див. табл. 5.12) перевищують ГДК у 1,1–4 рази. Перевищення максимальної величини над мінімальною становить 3,7 разу.

Таким чином, аналіз табличних даних та порівняння індивідуального вмісту з контрольними показниками (світові кларки, ГДК) дають підстави зробити висновок про те, що в урбоземних ґрунтах відбувається інтенсивне накопичення техногенного Си як за рахунок місцевих джерел забруднення, так і через транскордонні повітряні маси. Привнесення Си повітряними масами було підтверджено визначенням його вмісту у сніговій воді, де величини сягали до 100 мг/л (2010 р.).

Особливості площинного розподілу Си в межах урбосистеми показані на картосхемі (рис. 5.9). Карта підтверджує поліаномальне розподілення акумулятивних центрів. Ізометами оконтурено чотири зони високого вмісту – у центральній частині міста в межах Давидівського парку (200 мг/кг), Львівсько-Любінській рівнині (220) та Львівсько-Львівської (190–210 мг/кг ґрунту). Такий розподіл дає підстави стверджувати, що значна частина техногенного Си місцевого походження.

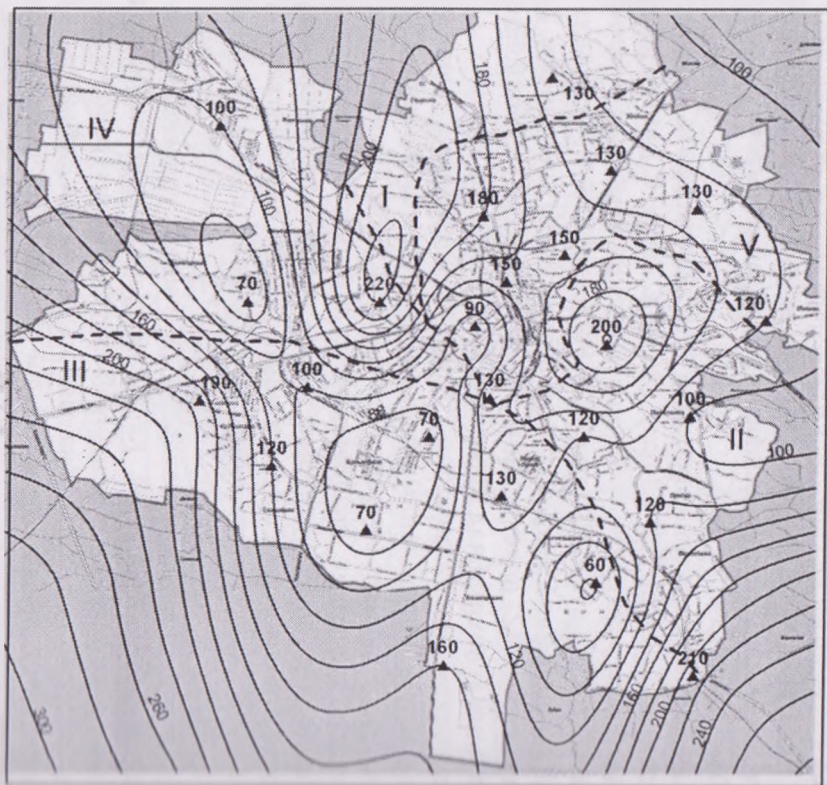


Рис. 5.9. Ізотерм Си у грунтіях м. Львова



За токсичністю Си належить до другого класу небезпечності; викликає анемію, гепатит, гостру ниркову недостатність. Джерела потрапляння у ґрунти: кольорова металургія і виробництво сплавів, лакофарбова промисловість, гальванічне виробництво, акумуляторне виробництво, хімічний захист рослин, фосфорні мінеральні добрива [106].

*Особливості вмісту Zr.* Вміст Zr у породах земної кори змінюється в межах 20–500 мг/кг. Цирконій слаборухомий у ґрунтах, однак органічні кислоти сприяють міграції цього хімічного елемента. Вміст Zr у ґрунтах у цілому успадковується від материнських порід, тому значної варіабельності між різними ґрунтами не спостерігається [68, с. 240]. Середній вміст Zr у різних типах ґрунтів США змінюється від 140 до 330 мг/кг ґрунту. У лесових ґрунтах вміст дослідного інгредієнта становить 30–500 мг/кг, середнє – 255 мг/кг ґрунту [188].

Джерелами забруднення доквілля Zr є ядерна енергетика; він застосовується у сплавах, для виготовлення хімічної апаратури, хірургічних інструментів, жаростійкої кераміки. Розчинені солі Zr містяться у промислових стічних водах [190, с. 240].

На урбоплощі Львова в межах п'яти урбанізованих ландшафтів закладено 25 полігонів і відібрано з поверхні (0–20 см) проби урбоземів та визначено вміст Zr. Кларкова величина Zr становить 75 мг/кг [14]. Цю величину перевищують показники 14 проб, у двох з них цей показник був нижчий. ГДК перевищують цифрові величини 10 проб (див. табл. 5.12). Однак, якщо порівняти одержані показники Zr з місцевою кларковою величиною 75 мг/кг, що одержана на середній показник із мінімальних величин, то перевищення досягатиме 1–9,1 разу.

Таким чином, на підставі величин вмісту Zr в урбоземах різних ландшафтів можна зробити висновок про те, що на площі дослідної урбосистеми відбувається інтенсивне накопичення техногенного Zr. При цьому найменші цифрові показники зафіксовано в зоні долинно-грядового рельєфу (західна і східна частини урбо-території). Переважання максимальних величин встановлено в зонах рівнинних ландшафтів (Львівське плато, Давидівське пасмо), що, ймовірно, пов'язано із сповільненим геохімічним стоком (рис. 5.10).

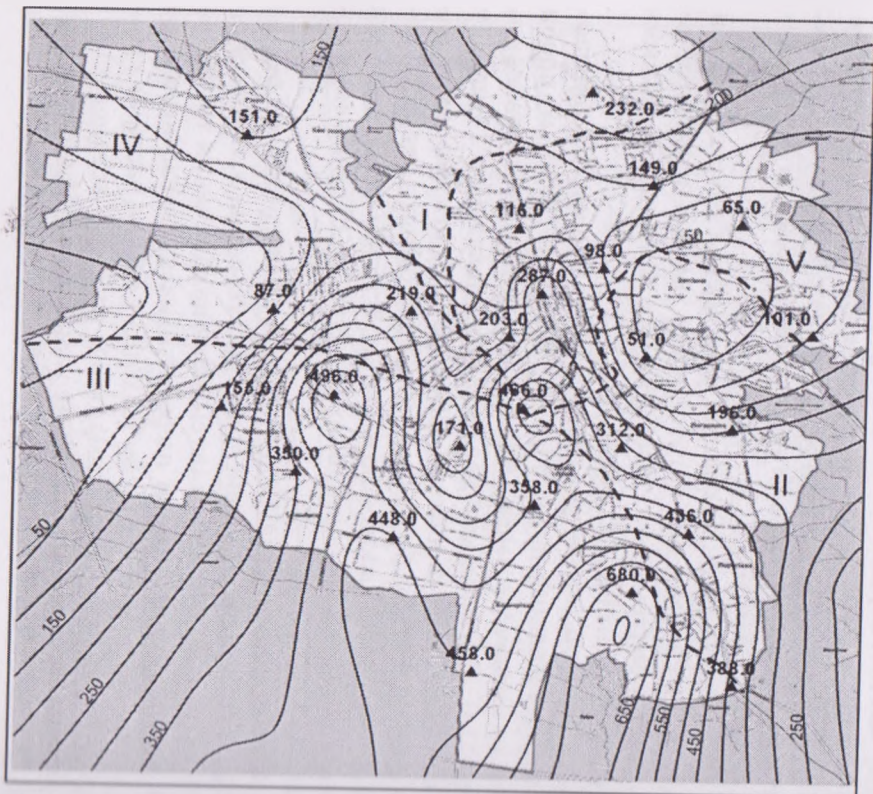


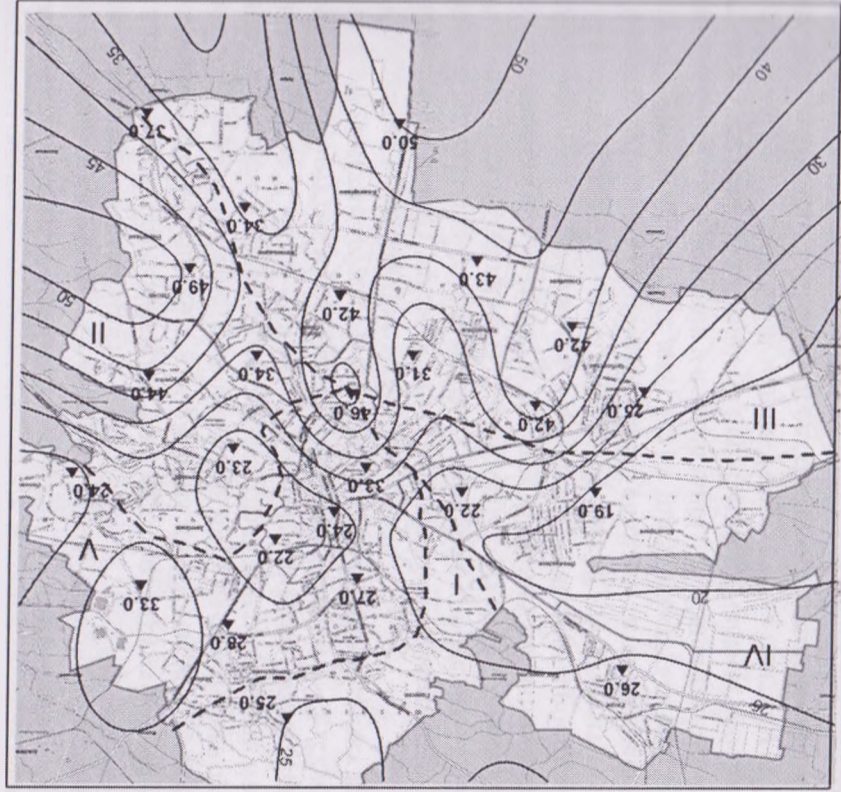
Рис. 5.10 Распределение Zr в группах А и В, аэрозоль

На нашу думку, більша частина техногенного Zr надійшла із забрудненими повітряними масами, що було підтверджено при розкладі хімічного складу снігових опадів (розділ 3). Там же розглянуто вплив техногенного Zr на стан здоров'я населення та обумовлені ним різні типи хвороб людей.

**Вміст та розсіювання V.** У літературних джерелах відомості про техногенне забруднення ґрунтів ванадієм практично відсутні. Однак переробка деяких видів корисних копалин (руди, сировини для виробництва цементу й фосфорних добрив), а також спалювання вугілля, нафти може призвести до його накопичення у ґрунтах. Найсерйознішим джерелом забруднення V є спалювання мазуту. В деякому опаді поблизу населених територій та навколо заводу з рафінування сирової нафти вміст V становив 100–110 мг/кг [193; 184, с. 165]. У районі Стокгольма, за Джексом [162], осідання з повітря ванадію досягало 20 мг (м<sup>2</sup>/рік).

За даними літературних джерел, у різних типах ґрунтів світу кількість V коливається від 10 в підзолистих до 530 мг/кг ґрунту у ферраліях. Середні величини змінювалися від 5 до 190 мг/кг ґрунту. Розподіл ванадію у ґрунтовому профілі досить однорідний. Найвищі концентрації V – 180–460 мг/кг – характерні для незабруднених ґрунтів, розвинутих на основних породах, а найнижчі – 5–22 мг/кг – для торф'янистих ґрунтів [68, с. 266; 2, с. 431]. Однак даних про вміст V в ґрунтах у літературних джерелах мало.

Ми дослідили вміст V у різних типах урбанізованих (переважно сірих лісових) ґрунтів міської площі. Вміст ванадію в урбоземах долини річки Дністра найнижчий і коливається в межах 22–33 мг/кг, Львівсько-Дніпровської рівнини – 19–26 мг/кг ґрунту. Найвищі показники 42–51 мг/кг виявлено в урбоземах центральної частини урбоплощі. Якщо за фонову (кларкову) величину прийняти 22 мг/кг ґрунту, тоді 90 % вмісту V надійшло з атмосферними опадами та накопичено за допомогою місцевих техногенних джерел. Це підтверджується концентрацією максимальних величин у центральній, найбільш техногенно забрудненій частині урбоплощі. На периферійній частині урбозони вміст V накопичилося на 50 % менше V порівняно з центром урбоплощі. На картосхемі (рис. 5.11) представлено закономірності розподілу та формування ванадієвих геопатогенних полів, що закартовані за величиною вмісту його в урбоземах.



Виокремлено суцільний не чітко обмежений ізометами пояс із чергуванням мікро- і макрованадієвих картографічних контурів, що загалом охоплює центральну та південну частини урбоплощі. Ванадій належить до третьої групи металів за токсичним впливом на живі організми. Впливає на кровотворення, органи дихання, нервову систему, обмін речовин.

В урбоземах Львівської міської площі визначено також Sr, Ni, Mo, Cd, Cr, Zn, Co, Sn, Be. Такі хімічні елементи як Cd, Zn належать до першої категорії за токсичністю; Ni, Cr, Co – до другої, Sr – до третьої категорії за токсичним впливом на живі істоти.

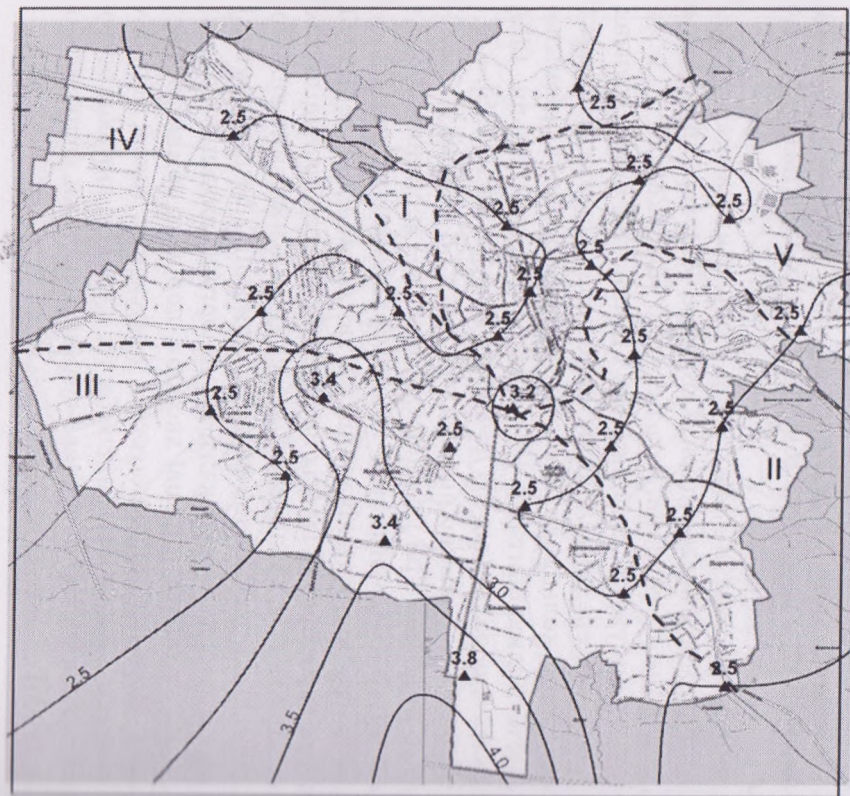
Особливої уваги заслуговує *вміст і поширення Cd*, оскільки кларкові величини його, за даними літературних джерел [95] та інших авторів, становлять 0,02; 0,5 мг/кг, а ГДК – 2,1; 3 мг/кг ґрунту. Згідно з таблицею 5.12, в урбоґрунтах кількість Cd змінюється від 2,5 до 3,8 мг/кг.

Хімічний склад материнських порід – головний чинник, що визначає вміст кадмію в незабруднених ґрунтах. Фонові рівні кадмію в ґрунтах, очевидно, не перевищують 0,5 мг/кг [2, с. 428].




У лесових і пилуватих, суглинистих і глинистих, бурих ґрунтах, чорноземах світу середні величини Cd не перевищують 0,38 мг/кг. У зоні добування кольорових металів, металообробної промисловості Бельгії, Великобританії, Нідерландів, Японії, Польщі, США кількість Cd змінювалася від 1,5 до 160 мг/кг сухої маси [155].

На рис. 5.12 відображено розподіл та вміст Cd на всій урбоплощі, де чітко виділено три Cd-аномальні поля – величини 3,2; 3,4 і 3,8 мг/кг ґрунту. Максимальну концентрацію метал-полів зосереджено в центральній та південній частинах дослідної території. Периферійні території, як і у всіх попередніх описах розподілу техногенних поліутантів, характеризуються значно нижчими величинами (північна, східна урбозони мають величини 2,5 мг/кг ґрунту).

Кадмій, як сильний токсикант, діє на органи дихання людини, шлунок, ЦНС, викликає ниркові хвороби, порушує обмін фосфору й кальцію в організмі, накопичується в м'язах, також порушує функції печінки, змінює метаболізм Ca. Як наслідок, виникає остеопороз, остеолапація, зміни серцево-судинної системи, функцій міокарда [94, с. 105].



Умовні позначення:

-  Вміст Сd, мг/кг  
 Межі урболандшафтів  
 Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Грядове Побужжя  
 II. Давидівське пасмо  
 III. Львівське плато  
 IV. Львівсько-Любінська рівнина  
 V. Долина р. Полтва



Рис. 5.12. Вміст Сd у ґрунтах м. Львова

Потрапляє в організм людини з повітрям, водою; основні джерела надходження в навколишнє середовище – кольорова металургія й виробництво сплавів, лакофарбова промисловість, гальванічне виробництво, акумуляторне виробництво, скловиробництво, побутове сміття і стоки [106].

**Акумуляція Ni.** Відносно низькими показниками вмісту в урбоземах характеризується Ni. Він не перевищує величину світової кларку (40 мг/кг ґрунту) і ГДК (85 мг/кг ґрунту). В урбоґрунтах м. Сваляви (Закарпатська обл.) вміст Ni не перевищував 89 мг/кг. Фонової його вміст у бурих урбанізованих ґрунтах становив 14 мг/кг, середня величина, яку можна прийняти за місцевий урбокларк, дорівнювала 53 мг/кг. Перевищення фонової величини (89 мг/кг) над максимальною становило 6,4 разу, над мінімальною – 1,9 разу.

За даними літературних джерел, вміст Ni в лесових і пиловатих ґрунтах відповідає 7–70 мг/кг, середні величини змінюються від 11 до 19 мг/кг сухої маси [164; 92, с. 47]. У чорноземах кількість цього елемента знаходиться в межах 14–40, середня величина – 30 мг/кг ґрунту [3, с. 102; 143, с. 44; 108, с. 105; 141, с. 49]. Концентрація нікелю в природних розчинах верхніх горизонтів ґрунтів змінюється від 3 до 25 мкг/л, максимальне значення спостерігається в центрі інтервалу [2, с. 434].

Вміст нікелю в ґрунтах світу коливається в широких межах – від 1 до 100 мг/кг, а в ґрунтах США – від 5 до 200 мг/кг. В осадових породах вміст Ni змінюється від 5 до 90 мг/кг. Найвищі значення характерні для глинистих відкладів, найнижчі – для пісковиків. У верхніх горизонтах Ni присутній в органічно зв'язаних формах. Стан Ni в ґрунтах у більшості визначається його вмістом у материнській породі. Однак рівень концентрації його у верхньому горизонті залежить також від ґрунтоутвірною процесу і техногенного забруднення [98, с. 363–364, 366].

Вміст Ni в темно-сірих ґрунтах Сумщини [12] знаходився в інтервалі 23,8–28,8 мг/кг. Ніколь вважається поллютантом, що надходить у довкілля з викидами металообробних підприємств, при згоранні нафти й вугілля. Так, у Львівсько-Волинському басейні відзначається підвищена концентрація Ni, Co, Cu, Mo, Sn, Pb, V, Be та інших, які становлять відповідний відсоток техногенних поллютантів міського середовища [147].

Установлено, що в поверхневих шарах урбоґрунтів м. Харкова з 1989 до 2004 рр. кількість Ni збільшилася від 75 до 160 мг/кг, на окремих полігонах перевищення над ГДК становило 2–3 рази, в деяких випадках сягало 10 разів [127]. Підкреслено, що формування накопичень (акумуляції) Ni та забруднення в цілому полягає в поєднанні ступеня антропогенного навантаження з особливостями структури міських урбосистем. Відзначимо, що хімічна деградація ґрунтів у світовому масштабі, особливо урбанізованих територій, займає до 13 %, а з врахуванням сільськогосподарської діяльності – 28 % [48, с. 105; 123, с. 10].

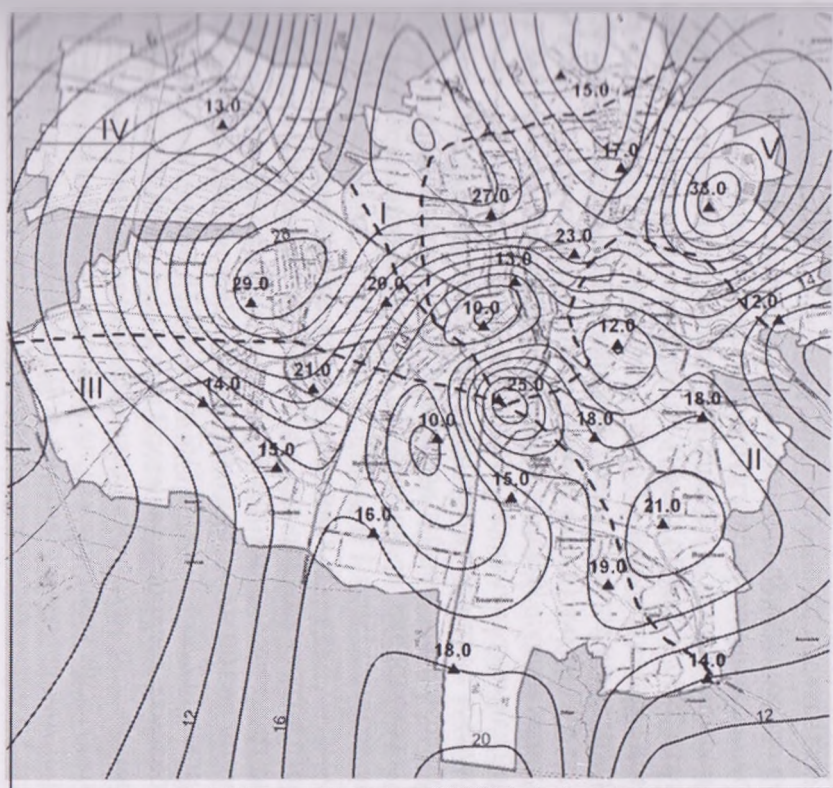
Ю. Е. Сает, Б. А. Ревіч та інші наводять величину забруднення Ni фонові міської території. Ця величина сягає 25 мг/кг. Забруднення ґрунтів макро- і мікроелементами, у тому числі ніколем, підтверджено дослідженнями авторів [107; 125; 139]. Вони подають нормальний і граничний вміст Ni (1–100 мг/кг) у міських ґрунтах.

Автори також встановили низку асоціацій хімічних елементів у ґрунтових аномаліях підприємств приладобудівної галузі (акумуляторне виробництво, електротехнічне) з коефіцієнтами концентрації 10–3 відносно фонових величин: Hg<sub>9</sub> – Cu<sub>8</sub> – Ni<sub>4</sub>; (Co, Mo, Bi, Ni, Cr) та інші асоціації, в яких бере участь ніколь. В. А. Алексеєнко [5] дослідив закономірності поширення техногенних геохімічних аномалій у ґрунтах (30 см) поблизу великого промислового центра.




У межах Львівської урбоплощі на закладених 25-ти екополігонах визначено вміст та розподіл ніколю в поверхневому шарі урбоземів (див. табл. 5.12). Встановлено, що величина цього техногенного інгредієнта не перевищує 33 мг/кг сухої маси. Переважають показники 13–20 мг/кг. Найвищі цифрові величини зафіксовано в межах долини р. Полтва (23–33 мг/кг); в урбоземах Львівсько-Любінської рівнини вміст Ni становить 13–29, Львівського плато – 10–21, Дніпродівського пасма і Грядового Побужжя – 12–21 мг/кг. Усі показники нижчі за кларкову величину (40 мг/кг), ГДК (85 мг/кг). Однак різниця між мінімальною (10 мг/кг) і максимальною (33 мг/кг) величинами становить 70 %. Отже, можна стверджувати, що 70% Ni випадає на техногенні джерела місцевого походження.

На картосхемі (рис. 5.13) чітко виділяються аномальні райони з величинами Ni на всій урбоплощі.





Умовні позначення:

-  Вміст Ni, мг/кг
-  Межі урболандшафтів
-  Точки відбору проб

Урболандшафти:

- I. Гридове Побужжя
- II. Давидівське пасмо
- III. Львівське плато
- IV. Львівсько-Любінська рівнина
- V. Долина р. Полтва

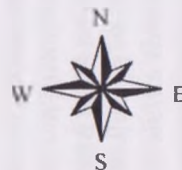


Рис. 5.13. Вміст Ni у ґрунтах м. Львова

Найвищу концентрацію Ni зафіксовано в долині р. Полтви, де круговими ізометами оконтурено значну частину урбоплощі з центром 33 мг/кг ґрунту. У центральній та північно-західній частинах урбо-системи виділено ще три аномальні поля з максимальними цифрами 29, 27 і 25 мг/кг ґрунту. На периферії урбоплощі величини Ni переважно нижчі за 20 мг/кг і це дає підстави підсумувати закономірності розсіювання Ni на всій території – найвища концентрація його в центрі урбоплощі і зменшення показників відбувається у всіх напрямках від центру до периферії. Значна частка Ni належить до техногенного, в тому числі і принесеного з транскордонними забрудненими повітряними масами. Ніколь уражає печінкову тканину, викликає рак легенів, є сильним алергеном. Коефіцієнт кореляції між вмістом Ni в рослинах і захворюванням органів травлення дорівнює 0,6.

*Вміст та розподіл Sr.* Він належить до третьої категорії хімічних елементів за токсичністю. Вміст Sr в ґрунтах залежить від вмісту його в материнській породі, у верхніх горизонтах чорноземних ґрунтів може сягати 3500 мг/кг [141, с. 49]. Найвищі значення характерні для чорноземів і лісових ґрунтів [2, с. 427]. Середній вміст у різних типах ґрунтів світу коливається в межах 14,7 (ґрунти на льодовикових відкладах) до 675 мг/кг (лісові ґрунти). Наприклад, середній вміст Sr у різних типах ґрунтів Канади не перевищує 210 мг/кг [174, с. 24]. Багаті на цей елемент ґрунти США (110–445 мг/кг).

Джерелами постачання техногенного Sr в природні компоненти ландшафтів (урбоземи) є кольорова металургія й виробництво сплавів, лакофарбова промисловість, акумуляторне виробництво, фосфорні добрива [50, с. 110].

В урбоземах Карпат (Свалявська улоговина, м. Свалява) середній вміст цього інгредієнта дорівнював 109 мг/кг, змінюючись від 57 до 250 мг/кг ґрунту. У буроземних ґрунтах до висоти 1600 м перевищили величини до 100 мг/кг, близько 10 % із 120 проб характеризували величини від 112 до 420 мг/кг [16, с. 174–177].

В урбоземах дослідної території міста (див. табл. 5.12) вміст Sr не перевищує 250 мг/кг. Особливих відмінностей між різними урбо-ландшафтними комплексами не виявлено. Дещо вищі величини характерні для урбоземів долини р. Полтва. Мінімальне значення становить 50 мг/кг, більшість величин змінюється в інтервалі 110–190 мг/кг ґрунту.

Регіональна кларкова величина Sr дорівнює 67 мг/кг, перевищення його вмісту становить 1,3–3,7 разу. У сніговій воді п'яти урболандшафтів кількість Sr відповідала 100–640 мкг/л (2010 р.). Тобто атмосферні опади (сніг, дощ, роса, пил) є значним джерелом техногенного Sr у ґрунтах. У площинному поширенні Sr чітко виділяється подігональність у формуванні метал-аномальних полів. На картосхемі (рис. 5.14) ізомети оконтурили 4 метал-стронцієвих поля з максимальним вмістом дослідного поліюганта. Вони покривають центральну частину урбоплощі, північно-східну й західну. На периферії показники значно нижчі, ізомети розріджені. Зрозуміло, що певна частка акумульованого Sr обумовлюється впливом місцевих господарських об'єктів.

Дані в літературних джерелах про вплив Sr на стан здоров'я населення відсутні.

*Особливості поведінки Sn* в межах урбокомплексів. Кларкова величина Sn у земній корі становить 2,5 мг/кг; в осадових породах (сланці, сланці) – 10 мг/кг [129, с. 62]. Фонова концентрація Sn в ґрунтах Чернівецької області сягає 3, у сірих лісових ґрунтах – 2,8 мг/кг. Середньостатистичний показник цього техногенного інгредієнта в урбоземах Чернівців дорівнює 7,41 мг/кг [55, с. 184]. Фоновий вміст Sn в сірих лісових ґрунтах становить 14 мг/кг ґрунту [102].

За даними наших досліджень вміст Sn в урбоземах Львівської урбоплощі змінювався від 14 до 43 мг/кг, тобто перевищував фоновий показник (2,8 мг/кг) у 5–15,4 разу, що підтверджує техногенне походження цього поліюганта. Особливих відмінностей у розподілі Sn в урбоземах різних ландшафтів не виявлено. Переважають величини 14–17 мг/кг. Однак у кожному ландшафті в окремих пробах виявлені високі значення Sn: в долині р. Полтва – 23; 43 мг/кг, в урбоземах Львівсько-Любінської рівнини – 20, Давидівського пасма – 37 мг/кг ґрунту. Оскільки 14 мг/кг ґрунту з 25 визначень повторюється у 52 % випадків, цю величину можна прийняти за фонову, а відхилення від неї – за техногенний показник, що дорівнює 1–29 мг/кг. Перевищення максимальної величини над фоном становить 3,1 разу.

Закартовано площинне поширення та формування Sn-аномальних полів (рис. 5.15). Як бачимо на картосхемі, максимальні величини зафіксовано в долині р. Полтва, що, ймовірно, пов'язано з геохімічними умовами, геохімічним стоком та місцевою циркуляцією атмосфери.

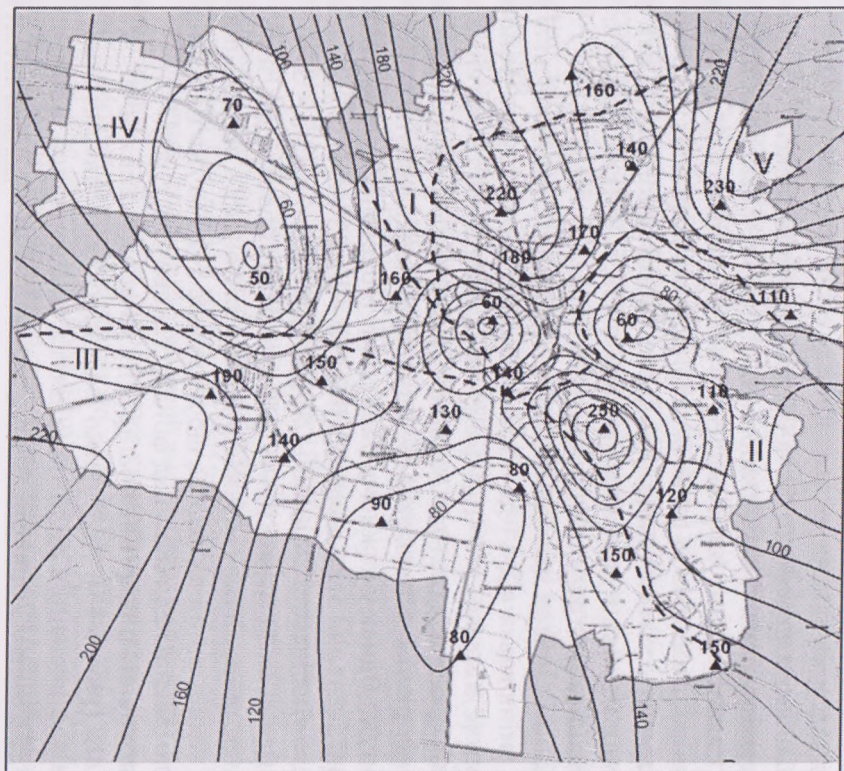


Рис. 5.14. Вміст Sr у ґрунтах м. Львова

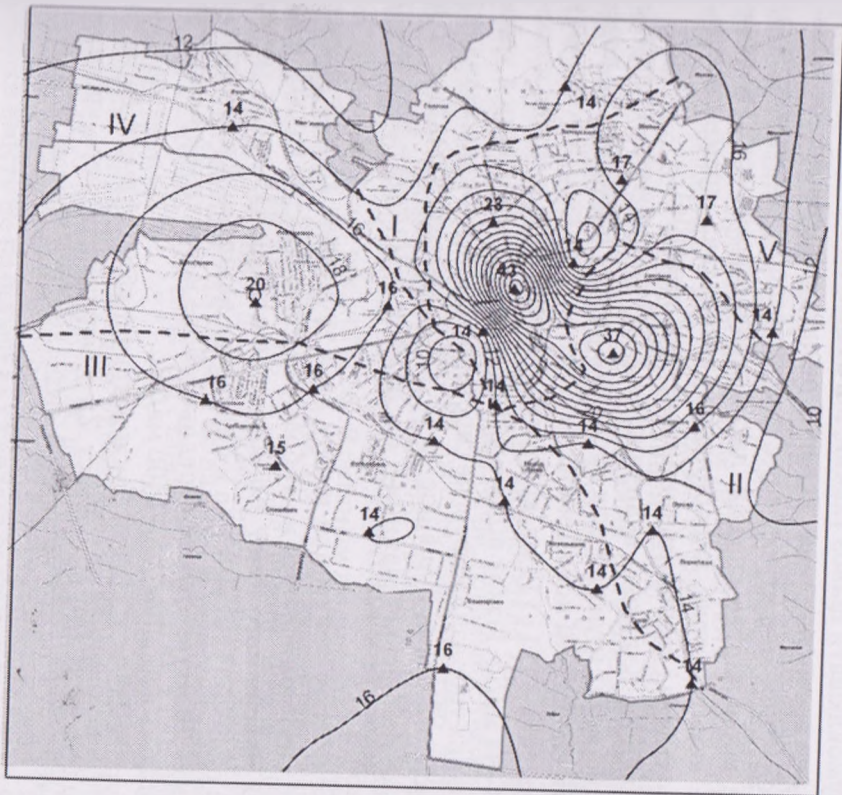


Рис. 5.15. Вміст Sn у ґрунтах м. Львова

Як показали дослідження снігового покриву, вміст Sn в окремих пробах сягав 21,2 мкг/л (2010 р.).

У центральній частині виділено велике аномальне поле з густими ізометами, що охоплюють майже повністю Полтвинський ландшафт, частково Давидівське пасмо (37–43 мг/кг ґрунту). На околицях урбосистеми вміст Sn в урбоґрунтах змінюється в межах 14–17 мг/кг ґрунту. Найнижчі показники характерні для ландшафтів Львівського плато і Грядового Побужжя. Такий площинний розподіл Sn свідчить про участь в акумуляції описуваного політанта місцевих джерел забруднення.

За даними літературних джерел високий вміст олова в довкіллі може обумовлювати ціаноз тканин, його сполуки з воднем – отрута сильніша за арсен; викликає психічні розлади, епілепсію. Джерелами надходження Sn в атмосферу є автотранспорт, кольорова металургія й виробництво сплавів, лакофарбова промисловість, гальванічне, акумуляторне виробництво, текстильна промисловість, побутове сміття і стоки, хімічний захист рослин [106].

*Розподіл Zn.* Кларкова величина Zn і ГДК дорівнюють відповідно 50 і 100 мг/кг ґрунту. У всіх пробах урбоземів величини Zn перевищують кларковий показник на 4–69 мг/кг ґрунту, ГДК – тільки у двох випадках – 111 і 119 мг/кг ґрунту. Переважають цифрові показники 54–84 мг/кг. Різких відмінностей у розподілі величин в урбоземах різних урболандшафтів не спостерігається. Середня величина Давидівського пасма дорівнює 72 мг/кг, Львівського плато – 70,8, Львівсько-Любінської рівнини – 85, долини р. Полтва – 88,4 мг/кг (див. табл. 5.12).

Максимальні показники вмісту Zn в урбоземах 11 міст Волинської області припадають на урбоземи Луцька (62–80 мг/кг), в урбоземах Львова його вміст змінювався від 54 до 119 мг/кг ґрунту [32]. За даними [129] вміст Zn в пиловатих виділеннях з атмосфери становить 70 мг/кг ґрунту, середньодобове навантаження пиловатих випадінь дорівнює 700–1400 мг/кг.

У буроземах м. Сваляви Закарпатської області вміст Zn не перевищував 87 мг/кг [16]. Вміст Zn у верхньому шарі урбоземів м. Харкова був надто високий і знаходився в межах амплітуди 25–275 мг/кг ґрунту і більше [126].

В урбоземах м. Луцька (2001 р.) вміст Zn становив 56–73 мг/кг, Ковеля, Ківерців (2002 р.) – 16,2–75,7 мг/кг [27, с. 96, 125]. В урбоземах міст Ковеля, Володимира-Волинського, Любомиля, Камінь-Коширського, Рожища, Ківерців, Устилуга, Луцька, Ново-Волинська, Горохова, Берестечка величини Zn сягали 20–80 мг/кг [96].

Середній вміст цинку в поверхневих прошарках ґрунтів різних країн змінюється від 17 до 125 мг/кг. Найменші їх значення встановлено для світлих мінеральних і органічних ґрунтів, а найвищі – для алювіальних порід і каштаноземів. Цинк легко адсорбується як мінералами, так і органічними компонентами, тому в більшості типів ґрунтів спостерігається його акумуляція в поверхневих горизонтах [2, с. 427].

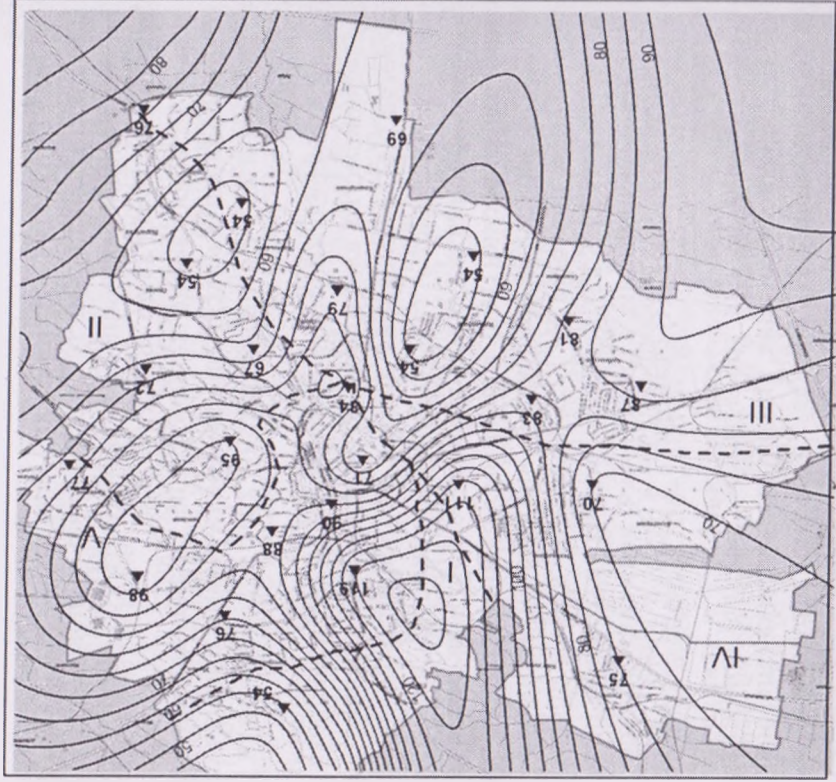
У лесових і пілуватих, суглинистих і глинистих ґрунтах та чорноземних границі коливань вмісту Zn становлять відповідно 15–127; 25–155 мг/кг. Середні величини не перевищують 100 мг/кг, у ґрунтах США змінюються від 34 до 78,5 мг/кг [188].

На рис. 5.16 відображено концентрацію Zn-аномальних полів на міській урбоплощі з максимальними величинами в північній її частині. Величини Zn в сніговому покриві 2010 р. дорівнювали 54–119 мкг/л (роділ 3).

Основними джерелами забруднення довкілля Zn є кольорова металургія, підприємства електронно-обчислювальної техніки, оцинкований посуд [16], спалювання вугілля, виробництво сплавів, лакофарбова промисловість, гальванічне виробництво, поліграфія, циркуляторне виробництво, скловиробництво, побутове сміття і стоки. Хімічний захист рослин [106]. В організм людини потрапляє через повітря, з водою, харчовими продуктами, викликає інтоксикацію.

Визчено також розподіл Be і Co, величини яких в урбоземах дуже низькі (див. табл. 5.12). Берилій серед перерахованих інгредієнтів не перевищує одиницю, а це найнижчі величини. Підкреслимо, що кларкова величина [14] становить 3,8 мг/кг, а ГДК дорівнює 20 мг/кг ґрунту.

Базова величина Be для урбоземів м. Чернівці прийнята за 3 мг/кг [54]. У глинистих осадах, піщаниках, вапняках цифрові показники Be не перевищують 6 мг/кг. У всіх типах ґрунтів США показники вмісту Be не більші за 7, середні величини – 1–2, в окремих випадках – 15 мг/кг ґрунту [68, с. 142].





В урбогрунтах м. Сваляви Закарпатської області вміст Ве сягав 39 мг/кг ґрунту. Даних про забруднення ґрунтів Ве дуже мало. Джерелом Ве є нові технологічні процеси (ракетне паливо, висококорозійні сплави, спалювання великої кількості вугілля). Поблизу вугільних підприємств, вугільних електростанцій вміст Ве становить 15–50 мг/кг ґрунту. Ве – канцерогенний елемент, впливає на ДНК, отруює печінку.

**Поширення Со.** Досліджено розповсюдження в урбоземах Со, який належить до другого класу за токсичністю. За даними різних авторів фоновий вміст Со становить 11–12 мг/кг ґрунту. Кларк концентрації в земній корі дорівнює 18 мг/кг, в осадових товщах – 20 мг/кг, у сирих лісових ґрунтах – 12,4 мг/кг [129]. В. В. Медведєв [95] за кларк концентрації приймає 8, за ГДК – 50 мг/кг ґрунту. Середній вміст Со в урбогрунтах м. Чернівці дорівнює 12,16 мг/кг ґрунту [54]. У бурих урбоземах м. Сваляви кількість Со (фон 12 мг/кг) змінювалася від 4,2 до 46 мг/кг ґрунту. Середня величина дорівнювала 17 мг/кг з високою відсотком участі в акумуляції техногенного кобальту.

Концентрації кобальту в розчинах більшості незабруднених ґрунтів змінюються від 0,3 до 87 мкг/л. Нормальний його вміст у концентратному прошарку таких ґрунтів змінюється від 1 до 40 мг/кг [2, с. 434]. За нашими дослідженнями в урбоземах кількість Со надто часто і не перевищує 10 мг/кг (див. табл. 5.12). Різниця між кларковою величиною й одержаними величинами становить 1–2 мг/кг. На рис. 5.17 показано особливості розподілу та формування аномальних Со-полів. На картосхемі ці поля виражено не чітко. Максимальні концентрації характерні для ландшафту Львівського плато (10) та центральній частині урбоплощі (9 мг/кг ґрунту).

Надлишок накопичення Со в компонентах урбосистеми може обумовити хвороби щитовидної залози, впливати на кровотворення, викликати підшлункову залозу, викликати цироз печінки, анемію, недостатність. Со потрапляє в організм людини з повітрям (чорна металургія й виробництво сплавів, лакофарбова промисловість, поліграфія, скловиробництво, хімічний захист рослин) [106]. Викликає токсичну дію, алергії, зміни серцево-судинної системи, дистрофічні порушення міокарда [94, с. 105]. Установлено кореляційну залежність між вмістом марганцю в рослинах, кобальту, цинку в ґрунті та хворобами органів травлення [16].



**Вміст в урбоземах Cr.** За даними літератури в глинистих породах кількість Cr коливається від 80 до 120 мг/кг. Хром у ґрунтах детально вивчали багато дослідників [148; 158]. Оскільки  $Cr^{3+}$  в кислому середовищі інертний (при  $pH=5,5$  він повністю випадає в осад), його сполуки в ґрунтах досить стабільні. Проте  $Cr^{6+}$  вкрай нестабільний і легко мобілізується як у кислих, так і в лужних ґрунтах. Хром, що надходить із техногенних джерел, накопичується в тонкому поверхневому прошарку ґрунтів [2, с. 431].

Загальний вміст Cr в ґрунтах США і світу в цілому оцінюється у 54 і 65 мг/кг відповідно. У лесових і пилюватих ґрунтах границі коливань показників – 35–81, середні значення – 51–58 мг/кг [187; 92, с. 47; 122, с. 95; 141, с.49].

**Хром** – важливий елемент живлення, оскільки життєво необхідний для тварин і людини. У результаті антропогенного забруднення здійснено акумуляцію хрому в поверхневому горизонті ґрунтів. Основними його джерелами є деякі промислові відходи (гальванічне виробництво, текстильна промисловість, скловиробництво, побутове сміття і стоки, виробництво легованої сталі, хромованих виробів, цукрозаводи, де Cr використовується в складі барвників, стічні води) [106].

Урбоземні ґрунти та пил навколо різних виробництв на вміст Cr досліджували Ю. Е.Саєт, Б. А. Ревіч (1988); Л. Л. Малишева (1998); Ю. Е. Саєт, Б. А. Ревіч та ін. (1990).

Дослідження вмісту та поширення в урбоземах Cr в межах Львівської урбосистеми (див. табл. 5.12) показало таке: вміст Cr змінюється від 15 до 78 мг/кг. Загалом найвищі показники зафіксовано в урбоземах Львівського плато (17–78), Давидівського пасма (16–56) мг/кг. Найвища величина [14; 95] становить 73, 85; ГДК – 100 мг/кг. За цими показниками вміст Cr в урбосистемі значно нижчий. Однак межі коливань 15–78 мг/кг свідчать про наявність акумулятивних тенденцій. Після перевищення над максимальною й мінімальною величинами означає 63 мг/кг, і це підтверджує техногенне походження значної частини цього поллютанта.

На картосхемі (рис. 5.18) відображено площинний розподіл вмісту Cr в урбоземах території Львова. Метал-аномальне поле з максимальними величинами (56–78 мг/кг ґрунту) сформовано на півдні урбосистеми, ще одне (39–55 мг/кг ґрунту) – на південному-заході.

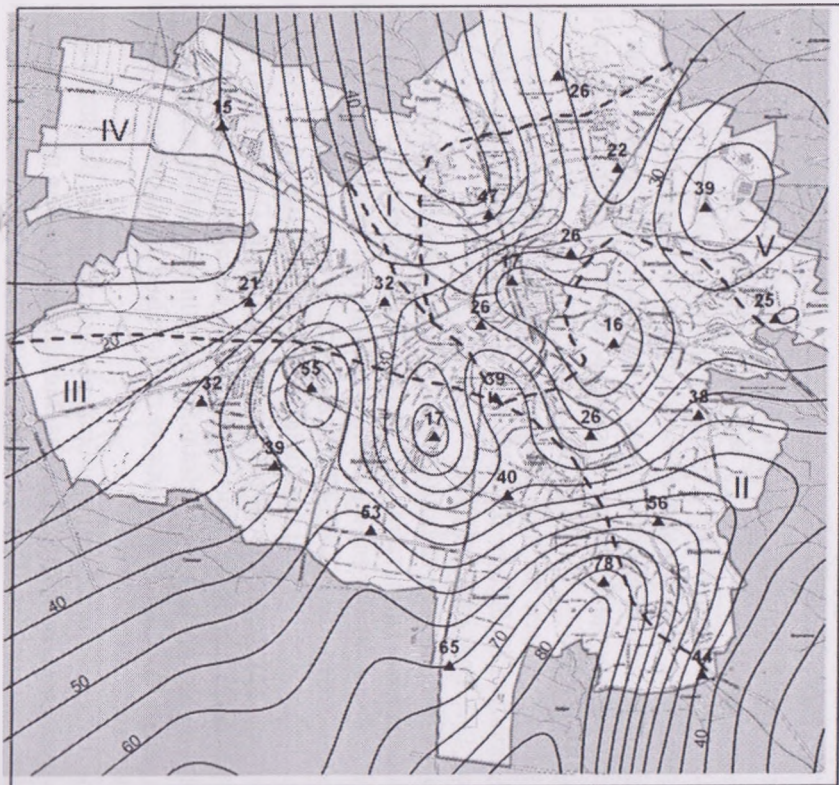


Рис. 5.13. Вміст  $Pb$  у ґрунтах м. Львова

За токсичністю (2 клас) Сг викликає загальне отруєння організму переважно вражає нирки, спричиняє рак легенів, накопичується в печінці, кістковому мозку. Також хром пошкоджує шкіру, порушує функції носової перетинки [94, с. 105]. Потрапляє в організм людини з повітрям, водою, харчовими продуктами. Встановлено пряму залежність між вмістом хрому в ґрунті і хворобами системи кровообігу [16].

*Поширення Мо.* Вміст Мо у ґрунтах звичайно близький до його вмісту в материнських породах (1–2 мг/кг). У ґрунтах світу кількість цього металу змінюється в межах 0,013–17 мг/кг. У ґрунтах США його кількість коливається в межах 0,08–30 мг/кг при середньому значенні дещо більшому за 1 мг/кг ґрунту. Середній вміст Мо для ґрунтів світу становить 2 мг/кг [68, с. 293].

Значна частина молібдену в ґрунтах пов'язана з органічною речовиною і оксидами заліза, алюмінію, марганцю. Він слаботорозчинний у кислих ґрунтах і легко рухливий у лужному середовищі [2, с. 432].

Вміст Мо в урбоземах Львова становить 2 мг/кг ґрунту у всіх урболандшафтах і лише у одній пробі (вул. Широка) – 4 мг/кг. Світової кларк [14] дорівнює 1,2, а ГДК – 5 мг/кг ґрунту. У сніговому покриві вміст Мо становив 2,8–7 мкг/л (2010 р.) з максимальним його накопиченням у західній частині урбозони.

Молібден викликає гіпотонію, порушення обміну речовин та СНС, подагру, ендемічну атаксію. Джерела техногенного походження: кольорова металургія та виробництво сплавів, лакофарбова промисловість, побутове сміття і стоки [50, с. 110].

### 5.3. Акумулятивні особливості хімічних елементів в урбоземних ґрунтах

Оцінювання інтенсивності накопичення хімічних елементів в урбоземах проведено відповідно до прийнятих методичних засад. Розраховано два типи коефіцієнтів акумуляції: за відношенням індивідуальних показників вмісту хімічних елементів до мінімальних величин та за відношенням індивідуальних величин до середнього мінімальних показників. Мінімальні величини добирались із врахуванням ступеня впливу антропогенного навантаження.

Зауважимо, що аналогічні дослідження в межах інших урбосистем та техногенно навантажених площ проводили такі автори: І. М. Волошин (1991, 1998); І. М. Волошин, М. І. Лепкий (2004); Н. Л. Ричак (2006); І. М. Волошин, М. І. Лепкий, Л. Ю. Матвійчук (2006), І. М. Волошин, І. В. Мезенцева (2007).

Результати експериментальних екологічних досліджень урбоплощі великого міста повинні виявити, які техногенні хімічні елементи найінтенсивніше накопичуються в урбогрунтах, а також встановити загальні закономірності розподілу акумулятивних тенденцій у різних типах урболандшафтів. Інтенсивність акумуляції хімічних елементів техногенного походження в урбоземах м. Львова оцінювали за одержаними коефіцієнтами акумуляції. Результати опрацювання даних за допомогою різних методів подано в табл. 5.13–5.14.

У першому випадку за величинами акумуляції поліютантні умовно поділили на три групи. До першої групи важких металів із найвищими показниками накопичення належать Pb, Ti, Zr, Sr, Cr. Коефіцієнти акумуляції у більшості з них змінюються від 1,00 до 3,00; амплітуда коливань становить для Pb – 0,54–10,00, Ti – 0,40–3,17, Zr – 0,45–5,94, Sr – 0,60–3,01, Cr – 0,71–3,70 (табл. 5.13).

У другу групу об'єднано хімічні елементи з середніми показниками акумуляції – Fe, Mn, Ni, V, Ba, Cu, Zn. Коефіцієнти з середнім рівнем накопичення в основному змінюються від 0,50 до 2,00. У цій групі важких металів приблизно 10 % показників вищі або нижчі за вказану амплітуду, однак більшість коефіцієнтів акумуляції розміщуються в межах цього інтервалу. Коефіцієнти акумуляції Fe змінюються від 0,64 до 1,98; Mn – від 0,45 до 2,62; Ni – 0,78–2,58; V – 0,80–2,11; Ba – 0,81–1,80; Cu – 0,67–2,44; Zn – 0,87–1,92.

До третьої групи за акумулятивною активністю належать Co, Se, Be, Mo, Cd. Названі хімічні елементи за одержаними величинами коефіцієнтів акумуляції характеризуються слабким або дуже слабким ступенем накопичення в урбоземах. Звичайно, що така поведінка техногенних поліютантів може бути пов'язана із особливостями урбоземних процесів та ступенем техногенного навантаження. Коефіцієнти акумуляції цих хімічних елементів у ґрунтах не перевищують 1,00 і лише в окремих випадках сягають до 3,07.

Таблиця 5.13  
 Коефіцієнти обурювальності металів у водних об'єктах у ґрунтах м. Львова.

№ проби	Fe	Mn	Pb	Be	Ni	Cr	V	Mo	Ba	Se	Zr	Cu	Cd	Cr	Zn	Cu	Sr
КА отримано на факторі аналіз: К <sub>д</sub> = С <sub>г</sub> /С <sub>н</sub> ліміт																	
І. ґрунтове покрива																	
II. Двигайське пасімо																	
21	1,00	1,06	0,90	1,00	1,17	1,74	1,05	1,00	1,17	1,93	2,03	1,44	1,00	1,23	0,87	1,29	1,00
4	1,94	1,72	2,21	1,00	1,64	2,29	2,07	1,00	0,99	1,45	3,81	1,33	1,00	2,65	0,87	1,29	1,00
13	1,81	2,62	1,89	1,00	1,41	2,26	1,43	1,00	1,08	3,01	2,73	1,33	1,00	1,23	1,08	1,00	1,00
22	1,34	1,51	1,40	1,00	1,41	0,40	1,86	1,00	1,08	1,33	1,71	1,11	1,00	1,80	1,16	1,00	1,14
23	0,83	0,78	2,75	1,00	0,94	1,00	0,97	1,00	1,08	0,72	0,45	2,22	1,00	0,76	1,53	1,00	2,64
III. Львівське плато																	
1	1,64	1,30	0,54	1,00	1,48	0,43	1,43	1,00	0,81	1,81	5,94	0,67	1,00	3,70	0,87	1,29	1,00
2	1,98	1,51	1,31	1,00	1,41	3,17	2,11	1,00	1,17	0,96	4,00	1,78	1,52	3,08	1,11	1,43	1,14
3	1,59	1,84	10,00	1,00	1,09	2,54	1,56	1,00	1,17	1,81	3,39	2,33	1,00	2,09	1,23	1,29	1,00
5	1,81	1,42	1,71	1,00	1,17	1,37	1,77	1,00	1,08	0,96	3,13	1,44	1,00	1,90	1,28	1,43	1,00
6	1,79	1,37	0,68	1,00	1,25	1,49	1,81	1,00	0,99	1,08	3,92	0,78	1,36	2,51	0,87	1,29	1,00
7	1,08	1,25	0,86	1,00	0,78	1,54	1,31	1,00	1,17	1,57	1,49	0,78	1,00	0,81	0,87	1,00	1,00
8	1,75	1,42	2,03	1,00	1,64	2,17	1,77	1,00	1,80	1,81	4,34	1,11	1,36	2,61	1,34	1,43	1,14
9	1,66	1,44	3,69	1,00	1,17	1,11	1,41	1,00	1,53	1,69	3,06	1,33	1,00	1,85	1,31	1,00	1,07
10	1,68	1,42	3,38	1,00	1,09	1,51	1,05	1,00	1,17	2,29	1,35	2,11	1,00	1,52	1,41	1,29	1,14
IV. Львівсько-Львівська рівнина																	
11	0,64	0,45	1,17	1,00	2,27	1,14	0,80	2,00	1,35	0,60	0,76	0,78	1,00	1,00	1,13	1,00	1,43
12	1,48	1,23	4,64	1,00	1,56	1,14	0,93	1,00	1,26	1,93	1,91	2,44	1,00	1,52	1,79	1,00	1,14
14	1,68	2,22	1,71	1,00	1,95	2,54	1,94	1,00	0,90	1,69	4,07	1,44	1,38	1,85	1,36	1,29	1,00
19	1,53	0,90	0,86	1,00	1,02	1,37	1,10	1,00	1,26	0,84	1,32	1,11	1,00	0,71	1,21	1,00	1,00
V. Львівка р. Півдня																	
15	1,01	0,59	0,86	1,00	0,78	1,37	1,39	1,00	1,17	0,72	1,77	1,00	1,00	1,23	1,15	1,29	1,00
16	1,50	1,30	6,35	1,00	1,02	1,34	1,01	1,00	1,08	2,17	2,51	1,67	1,00	0,81	1,45	1,00	3,07
17	0,85	1,60	1,44	1,00	1,80	1,54	0,93	1,00	0,99	2,05	0,86	1,67	1,00	1,23	1,42	1,29	1,00
18	1,44	1,49	5,45	1,00	2,11	1,34	1,48	1,00	1,17	2,65	1,01	2,00	1,00	2,23	1,92	1,00	1,64
20	1,12	1,16	2,79	1,00	1,33	1,54	1,18	1,00	1,17	1,69	1,30	1,44	1,00	1,04	1,23	1,00	1,21
24	0,92	1,30	2,25	1,00	0,94	0,71	1,01	1,00	1,17	1,33	0,88	1,33	1,00	1,18	1,24	1,00	1,00
25	1,20	1,39	1,89	1,00	2,58	1,63	1,39	1,00	0,99	2,77	0,57	1,44	1,00	1,85	1,58	1,00	1,21

## Коефіцієнти акумуляції хімічних елементів у ґрунтах м. Львова

№ проби	Fe	Mn	Pb	Be	Ni	Ti	V	Mo	Ba	Sr	Zr	Cu	Cd	Cr	Zn	Co	Sn
<b>КА отримано за формулою: <math>K_{\text{тін}} = C_i / C_{\text{мін}}</math></b>																	
<b>I. Градоле Побужжя</b>																	
21	1,00	1,18	1,05	1,00	1,50	1,74	1,32	1,00	1,44	2,00	2,30	1,86	1,00	1,24	1,00	1,29	1,00
<b>II. Давидівське пасмо</b>																	
4	1,95	1,92	2,58	1,00	2,10	2,29	2,58	1,00	1,22	1,50	4,31	1,71	1,00	2,67	1,00	1,29	1,00
13	1,81	2,92	2,21	1,00	1,80	2,26	1,79	1,00	1,33	3,13	3,09	1,71	1,00	1,24	1,24	1,00	1,00
22	1,34	1,68	1,63	1,00	1,80	0,40	2,32	1,00	1,33	1,38	1,94	1,43	1,00	1,81	1,33	1,00	1,14
23	0,84	0,87	3,21	1,00	1,20	1,00	1,21	1,00	1,33	0,75	0,50	2,86	1,00	0,76	1,76	1,00	2,64
<b>III. Львівське плато</b>																	
1	1,64	1,45	0,63	1,00	1,90	0,43	1,79	1,00	1,00	1,88	6,73	0,86	1,00	3,71	1,00	1,29	1,00
2	1,99	1,68	1,53	1,00	1,80	3,17	2,63	1,00	1,44	1,00	4,53	2,29	1,52	3,10	1,28	1,43	1,14
3	1,59	2,05	11,68	1,00	1,40	2,54	1,95	1,00	1,44	1,88	3,84	3,00	1,00	2,10	1,41	1,29	1,00
5	1,81	1,58	2,00	1,00	1,50	1,37	2,21	1,00	1,33	1,00	3,54	1,86	1,00	1,90	1,46	1,43	1,00
6	1,79	1,53	0,79	1,00	1,60	1,49	2,26	1,00	1,22	1,13	4,44	1,00	1,36	2,52	1,00	1,29	1,00
7	1,08	1,39	1,00	1,00	1,00	1,54	1,63	1,00	1,44	1,63	1,69	1,00	1,00	0,81	1,00	1,00	1,00
8	1,75	1,58	2,37	1,00	2,10	2,17	2,21	1,00	2,22	1,88	4,91	1,43	1,36	2,62	1,54	1,43	1,14
9	1,66	1,61	4,31	1,00	1,50	1,11	2,21	1,00	1,89	1,75	3,47	1,71	1,00	1,86	1,50	1,00	1,07
10	1,68	1,58	3,95	1,00	1,40	1,51	1,32	1,00	1,44	2,38	1,53	2,71	1,00	1,52	1,61	1,29	1,14
<b>IV. Львівсько-Львівська рівнина</b>																	
11	0,64	0,50	1,37	1,00	2,90	1,14	1,00	2,00	1,67	0,63	0,86	1,00	1,00	1,00	1,30	1,00	1,43
12	1,48	1,37	5,42	1,00	2,00	1,14	1,16	1,00	1,56	2,00	2,17	3,14	1,00	1,52	2,06	1,00	1,14
14	1,68	2,47	2,00	1,00	2,50	2,54	2,42	1,00	1,11	1,75	4,61	1,86	1,28	1,86	1,56	1,29	1,00
19	1,53	1,00	1,00	1,00	1,30	1,37	1,37	1,00	1,56	0,88	1,50	1,43	1,00	0,71	1,39	1,00	1,00
<b>V. Долина р. Полтва</b>																	
15	1,01	0,66	1,00	1,00	1,00	1,37	1,74	1,00	1,44	0,75	2,01	1,29	1,00	1,24	1,31	1,29	1,00
16	1,51	1,45	7,42	1,00	1,30	1,34	1,26	1,00	1,33	2,25	2,84	2,14	1,00	0,81	1,67	1,00	3,07
17	0,85	1,79	1,68	1,00	2,30	1,54	1,16	1,00	1,22	2,13	0,97	2,14	1,00	1,24	1,63	1,29	1,00
18	1,44	1,66	6,37	1,00	2,70	1,34	1,42	1,00	1,44	2,75	1,15	2,57	1,00	2,24	2,20	1,00	1,64
20	1,12	1,29	3,26	1,00	1,70	1,54	1,47	1,00	1,44	1,75	1,48	1,86	1,00	1,05	1,41	1,00	1,21
24	0,92	1,45	2,63	1,00	1,20	0,71	1,26	1,00	1,44	1,38	1,00	1,71	1,00	1,19	1,43	1,00	1,00
25	1,21	1,55	2,21	1,00	3,30	1,63	1,74	1,00	1,22	2,88	0,64	1,86	1,00	1,86	1,81	1,00	1,21



Дослідженням екологічного стану урбоземів встановлено, що на сучасному етапі відбувається інтенсивне накопичення всіх без винятку техногенних полютантів, яке може істотно впливати на екологічний стан природного середовища та стан здоров'я населення. Особливо високі показники акумуляції зафіксовано на ділянці центральної частини урбосистеми з максимальним техногенним навантаженням. Таку особливість у розподілі техногенного навантаження рекомендується враховувати під час розробки антидеградаційних заходів оптимізації екологічного стану центральної частини урбосистеми і, передусім, для удосконалення шляхів руху автотранспорту.

Проведено оцінювання акумулятивних тенденцій й іншим методом (табл. 5.14). За одержаними величинами КА, хімічні елементи в урбоземах можна чітко поділити на дві групи: до першої групи належать хімічні елементи, коефіцієнт акумуляції яких у ґрунтах рідко перевищував 2 одиниці (Fe, Be, Mo, Cd, Co, Sn, Sr, Ba, Mn, Ni, Ti, Cu, Cr, Zn); у другу групу об'єднано техногенні хімічні полютанти з найвищою інтенсивністю акумуляції – Pb, Zr, V.

Відзначимо, що найвищий коефіцієнт акумуляції характерний для Pb – максимальні величини становлять 5,42–11,68, що пояснюється значним автомобільним навантаженням у місцях відбою проб урбоземів. Найбільші величини накопичення властиві Zr (3,09–6,73) та V (2,21–2,63).

Важливо зазначити деякі особливості акумуляції в урбоземах у межах різних урболандшафтів. Найнижчі показники коефіцієнтів акумуляції виявлено в урбоґрунтах Грядового Побужжя, де величини вищі за дві одиниці. Вважаємо, що такі невисокі показники пов'язані з інтенсивним геохімічним і поверхневим перерозподілом в умовах розчленованого рельєфу дослідного урболандшафту.

Активне накопичення хімічних елементів урбоземами Львівського плато підтверджують високі коефіцієнти акумуляції практично усіх досліджених полютантів. Оскільки в будові поверхні переважляє плоский рельєф, тут, імовірно, послаблений поверхневий і локальний стік акумуляованих з атмосфери та інших джерел важких металів.

Дещо відрізняються акумулятивні тенденції в урбоземах Львівсько-Львівської рівнини. Коефіцієнти акумуляції тут нижчі. Однак

14 показників із 68 ( $\approx 20\%$ ) підтверджують акумулятивні процеси й забруднення урбоземів важкими металами. Перевищення над місцевою кларковою величиною дорівнює двом одиницям або є дещо вищим. Львівсько-Любінський ландшафт займає північно-західну околицю Львівської урбосистеми та не піддається такому інтенсивному антропогенному впливу, як інші ландшафти.

Давидівське пасмо також меншою мірою зазнає техногенного навантаження, кількість хімічних елементів, коефіцієнти акумуляції яких перевищують дві одиниці, становить 15 ( $\approx 20\%$ ). Для найбільш урбанізованої частини урбоплощі – долини р. Полтва, високі коефіцієнти накопичення властиві Pb (6,37–7,42), Ni (3,30). Тут перевищення різних хімічних елементів більше ніж 2 одиниці зафіксовано у 20 пробах урбоґрунту ( $\approx 17\%$ ).

За результатами досліджень, проведених за допомогою різних методик, підтверджується активна акумуляція в урбоземах усіх важких металів, які випали на урбоплощу із різних джерел. Це означає, що урбоґрунти всієї площі міста належать до екологічно небезпечних і можуть негативно впливати на екологічний стан та здоров'я населення.

#### 5.4. Накопичення хімічних полютантів у басейнах водойм Львова

Проводились обстеження ґрунтів у басейнах міських озер (табл. 5.15–5.17). Вивчено акумулятивні особливості розподілу важких металів у ґрунтах, що сформовані в басейнах Винниківських, Алтайських та Брюховицьких озер. Як бачимо з таблиці 5.15, різні хімічні елементи у ґрунтах басейнів озер мало чим відрізняються між собою, що свідчить про рівноцінні джерела забруднення ґрунтів та їх акумулятивні особливості. Однак, залежно від розміщення озера, спостерігаються деякі відмінності в акумуляції.

Наприклад, найбільше забруднення ґрунтів важкими металами виявлено в басейні Алтайських озер, що обумовлено, очевидно, їх розміщенням у центральній частині міста, внаслідок чого вони інтенсивно забруднюються міськими промисловими комплексами.

Таблиця 5.15

Результати спектрального аналізу ґрунтів  
у басейні озер м. Львова та приміської зони

№ проби	Вміст хімічних елементів, мг/кг																				Сума елементів	
	Zr	Co	Mn	Pb	Cr	Ga	Ni	Mo	V	La	Y	Yb	Cu	Ag	Sc	Ti	Zn	Sn	Ba	Sr		Cd
<i>Басейн Алтайських озер</i>																						
31	76	12	72	-	8,5	-	0,8	-	32	0,6	30	6,2	2,9	-	11	520	-	-	510	390	-	1672
32	85	14	78	-	8,0	0,9	18	0,5	41	0,7	18	7,1	6,0	0,9	19	110	62	5,4	530	210	-	1215
33	79	11	70	-	6,9	-	0,7	-	19	0,7	23	5,6	3,2	-	14	630	-	-	670	470	-	2003
34	72	6,3	69	-	6,0	-	5,9	6,2	6,8	-	6,8	-	2,7	-	-	420	-	-	180	100	-	882
61	90	6,9	83	6,8	6,9	0,9	13	5,8	39	6,8	31	-	5,9	-	8,5	1200	67	-	530	580	-	2682
62	88	6,5	81	-	7,1	-	8,2	6,0	25	6,5	22	-	3,2	-	-	1700	-	-	440	230	-	2624
<i>Басейн Винниківського озера</i>																						
37	83	115	84	6,1	9,3	-	16	6,7	42	-	24	7,8	6,7	-	7,8	910	51	5,7	640	280	-	2200
38	77	6,8	81	6,2	6,4	0,9	6,7	-	23	5,8	17	7,6	4,8	0,9	7,3	810	63	-	360	270	-	1755
<i>Басейн Брюховицьких озер</i>																						
57	75	6,1	74	-	6,1	-	6,0	-	7,9	5,9	15	6,5	2,0	0,9	-	560	59	5,1	280	190	-	1299
58	86	6,2	71	60	6,8	-	5,8	-	7,6	-	9,2	-	1,7	-	-	870	-	-	240	140	-	1450
59	74	5,9	68	-	6,5	0,9	5,6	-	7,7	-	8,4	-	1,5	-	-	950	-	-	280	110	-	1448
60	96	8,3	77	-	6,2	0,9	7,9	-	7,4	6,0	16	6,3	2,8	0,9	7,9	1400	-	-	390	200	-	2234

Таблиця 5.16

## Результати спектрального аналізу води озер м. Львова

№ проба	Вміст хімічних елементів, мг/л																				Сума елементів	
	Zr	Mn	Pb	Cr	Si	Fe	Mo	Y	Cu	Ag	Zn	Ti	Be	Ba	Sr	Sn	La	V	Ni	Al		Se
<i>Алтайські озера</i>																						
1	-	4,3	-	-	83	11	-	-	0,7	0,3	-	10	-	142	213	-	1,4	-	-	28	-	495
4	-	13	-	-	211	21	-	5,2	0,9	-	-	33	-	308	624	-	-	-	-	104	-	1319
5	-	12	-	-	85	19	-	-	0,8	1,7	-	28	-	247	603	-	-	3,8	-	77	-	1078
<i>Винниківське озеро</i>																						
8	4,8	34	-	2,3	108	18	3	-	1,5	-	-	26	-	302	786	-	-	3,0	2,6	72	-	1363
10	-	4,5	-	-	117	8,6	-	-	0,6	0,4	-	20	-	172	295	-	-	-	-	36	-	654
12	5,0	9,8	-	-	694	37	-	-	1,6	3,1	-	27	-	164	306	-	7,7	2,9	-	37	2,5	1297
13	5,9	7,9	-	1,8	1165	54	-	-	1,2	1,4	-	22	-	178	548	-	4,3	-	2,6	31	-	2023
<i>Брюховицьке озеро (південне)</i>																						
46	3,6	7,2	-	5,1	483	63	2,5	-	0,7	0,6	-	18	-	157	177	-	10	-	-	27	-	955
47	4,2	28	-	2,2	907	72	2,4	2,8	5,2	-	-	28	-	188	294	-	11	-	-	35	-	1893
<i>Брюховицьке озеро (середнє)</i>																						
39	5,4	26	-	3,4	1277	238	2,7	2,5	2,3	1,9	-	29	-	226	427	-	12	2,6	2,9	36	2,0	2298
41	6,8	7,8	-	-	814	106	4,4	2,7	0,4	0,3	0,2	27	-	198	202	1,7	15	2,1	-	29	-	1418
<i>Брюховицьке озеро (північне)</i>																						
42	6,9	19	-	-	986	92	3,9	2,4	0,7	0,5	0,3	26	-	219	265	-	14	-	-	33	1,8	1670
43	8,0	24	-	-	1088	74	9,8	2,9	0,9	0,4	-	32	-	272	386	-	16	3,2	-	68	-	1986
44	5,3	16	1,6	6,3	1157	187	6,0	-	0,9	8,3	-	28	-	243	307	1,4	18	2,4	2,7	70	-	2060

Таблиця 5.17

## Результати спектрального аналізу донних відкладів озер м. Львова

№ про-би	Вміст хімічних елементів, мг/кг																				Сума елемен-тів
	Zr	Co	Mn	Pb	Cr	Ni	Mo	V	Ga	Y	La	Sc	Ti	Cu	Ag	Yb	Ba	Sr	Zn	Cn	
<i>Алтайські озера</i>																					
16	88	14	95	-	20	51	-	80	1,0	48	-	9,4	190	8,6	9,7	11	710	470	52	6,3	2006
18	91	20	160	-	22	48	8,3	90	1,8	53	12	18	290	12	4,9	12	740	450	58	60	2198
19	93	29	140	6,9	14	46	7,9	87	1,0	56	5,8	16	310	11	4,7	14	800	580	-	-	2229
21	89	18	130	7,0	98	33	7,2	72	1,0	40	5,9	7,8	260	9,8	6,2	8,1	790	410	-	6,8	2001
<i>Винниківське озеро</i>																					
23	67	6,4	71	-	8,9	16	6,0	35	1,3	18	6,1	8,5	680	5,8	-	12	630	560	58	7,1	2197
26	78	-	63	-	8,6	-	6,2	20	-	26	7,5	6,5	650	1,8	1,3	10	600	540	-	7,6	2027
27	78	-	63	-	8,6	7,2	-	13	1,4	19	6,2	-	510	2,8	0,9	11	580	520	57	-	1855
28	59	-	67	-	-	-	-	15	1,9	15	7,9	-	680	3,6	0,9	13	630	600	-	7,8	2116
30	72	5,8	90	-	85	9,4	8,7	22	1,7	25	6,8	6,7	880	3,9	0,9	12	540	510	79	6,9	2289
<i>Брюховицькі озера</i>																					
49	87	7,6	81	-	10	9,5	7,3	14	-	11	-	-	720	2,8	-	-	430	400	-	6,3	1780
51	94	7,8	77	-	8,4	8,7	6,9	7,7	-	7,2	6,8	8,1	680	1,6	1,0	-	390	940	64	-	2300
52	87	-	64	-	-	-	-	7,1	-	8,6	-	-	580	2,9	1,0	8,9	410	900	-	6,2	2076
53	90	-	70	-	7,9	-	-	1,2	-	9,0	6,9	6,8	570	2,5	-	-	430	190	-	-	1398
56	94	21	120	-	13	42	7,5	70	1,1	46	6,8	9,2	830	5,8	-	8,4	730	480	-	-	2485

Примітка. У донних відкладах не виявлено арсену, берилію.

У басейні згаданих озер у ґрунтах у найбільшій кількості виявлено титан, барій та стронцій, які займають відповідно перші три місця (110–1700 мг/кг ґрунту). На наступних ступенях розміщені Zr, Mn, Zn (51–96 мг/кг). Досить високі величини характерні для V (6,8–42 мг/кг), а інші досліджені хімічні елементи характеризуються невисокими показниками. Виявлено невелику кількість Pb у ґрунтах із високим вмістом в окремих випадках (придорожні проби) (табл. 5.15).

Встановлено, що вміст цинку і барію перевищує ГДК у 3 рази, скандію – у 1,9, кобальту – у 1,4 разу. Проведене порівняння вмісту важких металів у ґрунтах басейнів згаданих озер із фоновими величинами сірих лісових ґрунтів, які переважають у басейнах озер, дозволяє встановити, що вміст Co перевищує фонову величину в 1,2 разу, Mo – у 1,9, Sr – у 2,2, Ag – у 3,1, Sn – у 2 рази [23].

В озерній воді виявлено Zr, Mn, Pb, Cr, Si, Fe, Mo, Y, Cu, Ag, Zn, Ti, Be, Ba, Sr, Sn, La, V, Ni, As, Sc, Co, Bi, Ga, Ge, Sb, Tb, As та інші хімічні елементи (табл. 5.16). Максимальні величини вмісту важких металів у воді властиві кремнію, стронцію, барію, залізу, алюмінію, марганцю (0,5–1,3 мг/л). Серед важких металів, що належать до першого класу токсичності, у воді присутній лише свинець, решта хімічних елементів належать до другого і третього класу токсичності.

Результати спектрального аналізу донних відкладів подано в табл. 5.17. Вміст більшості хімічних елементів перевищує їх вміст у ґрунтах у кілька разів. Наприклад, вміст Ba зріс у 1,5–2 рази, Ni – у 9, Mo – у 16, V – у 19 разів [24].

Про активну акумуляцію важких металів у донних відкладах свідчить поява в них кобальту, який не виявлений у воді. Збільшилися величини та частота появи Pb, Cr, Zn. За максимальними величинами хімічні елементи утворюють такий ряд: Ba > Sr > Ti > Mo > Zr > Cr > Zn > Ni > Y > V > Co > Sc > Cu > Ag.

Таким чином, результати аналізу зразків донних відкладів дають підстави зробити висновок про те, що в озера водними та повітряними потоками надходить значна кількість хімічних елементів, які акумулюючись, можуть викликати погіршення самопочуття й дисфорту рекреантів та спричиняти окремі захворювання. Це дає підставу рекомендувати адміністративним органам періодично проводити очищення цих озер від наносів, у складі яких містяться різні шкідливі речовини, що дозволить значно поліпшити санітарний стан озер.



## РОЗДІЛ 6

# ЗАХОДИ ОПТИМІЗАЦІЇ ЕКОЛОГІЧНОЇ СИТУАЦІЇ УРБАНІЗОВАНОЇ ТЕРИТОРІЇ

### 6.1. Особливості біологічного поглинання полютантів парково-вуличними насадженнями

Відомо, що в атмосфері акумулюється велика кількість різних хімічних елементів техногенного походження. Ці полютанти накопичуються на поверхні листя дерев, чагарників, у ґрунтового покриві, водних об'єктах, що підтверджено нашими дослідженнями снігового покриву, урбоземів, зелених насаджень.

Досліджено особливості поглинання техногенних полютантів різними породами, визначено співвідношення величин поглинання листям дерев та кореневими системами за методикою, запропонованою авторами (Б. Б. Полинов, 1956; І. М. Волошин, І. В. Мезенцева, 2007; І. В. Мезенцева, 2008; І. М. Волошин, Л. Ю. Матвійчук, 2009). Такий новітній напрям дослідження може мати важливе практичне значення для поліпшення екологічного стану урбанізованих територій.

Обстежено різні види дерев і чагарників урбоплощі Львова та відібрано зразки листя. За допомогою атомно-адсорбційного методу [100] у листі визначено Fe, Mn, Pb, Be, Ni, Ti, V, Mo, Ba, Sr, Zr, Cu, Cd, Cr, Zn. За відношенням вмісту хімічних елементів у попелі рослин до величин цих елементів у ґрунті одержали коефіцієнти загального поглинання. Для визначення роздільного поглинання елементів листям і кореневою системою техногенний Pb прийняли за еталонну величину, оскільки цей хімічний елемент зовнішніми частинами рослин не поглинається. Подальші розрахунки проводили відповідно до запропонованих методик. Результати досліджень подано в табл. 6.1, додатку Д.

Розглянемо особливості поглинання хімічних елементів парково-вуличними насадженнями міської урбосистеми за середніми показ-

никами. Обстежено такі породи: липа серцелиста (7 порід), клен остролистий (5), біла акація (4) та гірकोкаштан звичайний, бруслина європейська, тополя біла, карія, ясен звичайний, граб звичайний, свидина червона – по одній породі.

Відзначимо, що за результатами наших досліджень, переважно поглинання хімічних елементів через листову поверхню, за винятком Ti, V, Zr і частково Cu, Sr. Зафіксовано також велику варіабельність зовнішнього поглинання різними породами дерев чагарниками. Встановлено, яку частку мікроелементів (техногенних поллютантів) споживають рослини аеральним шляхом і яку акумулюють через кореневу систему. Подаємо поелементні особливості поглинання різними насадженнями урботериторії.

Поглинання Fe різними зеленими насадженнями аеральним шляхом неоднакове. Виявлено, що окремі породи характеризуються від'ємним показником. До таких порід належить бруслина європейська, тополя біла, ясен звичайний, граб звичайний, свидина червона і береза повисла.

Поглинання Fe листовою поверхнею невисоке і змінюється від 0,17 до 0,67 (17–67 %) (табл. 6.1). Найвищий коефіцієнт поглинання цього хімічного елемента притаманний кронам гіркокаштана звичайного, клена гостролистого (0,67; 0,60 відповідно), що без сумніву пов'язано з величиною та загальною площею листової акумулятивної поверхні, а також верби білої і липи серцелистої (0,60; 0,45 відповідно). Встановлено, що чим більша площа поверхні листя (рясність крони) лісопаркових і вуличних порід, тим більший коефіцієнт поглинання хімічних елементів техногенного походження їх поверхню.

Високими коефіцієнтами поглинання характеризується Ма – 0,44–0,88 (44–88 %). Від'ємний показник, тобто відсутнє поглинання мангану листям свидини червоної; дуже низьке бруслиною європейською (0,02). Імовірно, відсутність поглинання чагарниками Ма обумовлюється станом поверхні їх листя, його будовою та розміром. Найбільше поглинається кленом гостролистим, вербою білою, грабом звичайним, тополею білою (0,82–0,88) (табл. 6.1). Берилій різними породами поглинається з неоднаковою інтенсивністю. Коефіцієнт поглинання листям граба звичайного, тополі білої, бруслини європейської становить 0,1–0,2 (10–20 %).



Коефіцієнти біологічного поглинання хімічних елементів  
деревними породами урбосистеми Львова

№ пр., п	Порода дерева	$K_{\text{погл лист}} = \frac{\Delta K}{K_{\Sigma}}$													
		Fe	Mn	Be	Ni	Ti	V	Mo	Ba	Sr	Zr	Cu	Cd	Cr	Zn
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
n=7	Липа серцелиста*	0,50	0,60	0,48	0,51	0,51	0,66	0,73	0,77	0,95	0,72	0,52	0,97	0,57	0,58
n=5	Клен гостролистий*	0,53	0,83	0,70	0,63	0,50	0,42	0,89	0,88	0,95	0,82	0,52	0,97	0,48	0,86
n=4	Біла акація*	0,63	0,69	0,62	0,52	--	0,26	0,90	0,76	0,97	0,25	0,29	0,98	0,32	0,80
3	Верба біла	0,60	0,87	0,80	0,80	-1	0,27	0,93	0,91	0,88	0,50	0,60	0,98	0,92	0,86
6	Береза повисла	-1,5	0,44	--	0,58	-10	-5,71	0,50	0,81	0,95	-5	0,29	0,92	-1,5	0,95
10	Гірकोкаштан звичайний	0,67	0,70	0,70	0,81	0,25	0,57	0,93	0,91	0,94	0,97	0,57	0,98	0,67	0,86
13	Бруслина європейська	-1**	0,02	0,20	0	-7	-3	0,95	0,86	0,55	-3	-0,14	0,95	-0,33	0,38
15	Тополя біла	-1,25	0,82	0,10	0,63	-8	-2	0,80	0,64	0,96	-3,5	0,10	0,96	-0,29	0,84
17	Карія	0,17	0,62	0,50	0,50	-4	-0,67	0,95	0,87	0,99	-0,25	-0,06	0,97	0,17	0,55
19	Ясен звичайний	-0,33	0,64	0,60	0,67	-3	-1	0,84	0,75	0,94	-0,33	0,33	0,96	0,43	0,71
21	Граб звичайний	-0,29	0,87	0,10	0,82	-8	-1,25	0,78	0,64	0,99	-0,80	0,10	0,95	0,18	0,94
25	Свидина червона	-3,75	-1	0,80	0,33	-9	-1	0,98	0,92	0,99	0,33	-1	0,99	0,33	0,71

Примітки: \* – середні величини; \*\* – причини від'ємних показників поглинання не з'ясовано.

Найвищий показник зафіксовано для листя клена гостролистого, верби білої, свидини червоної, гіркокаштана звичайного (0,70–0,80). В інших породах коефіцієнт поглинання Ве листям змінюється в межах 0,50–0,65 (33 % проб). Не зафіксовано поглинання Ве листям берези повислої.

Коефіцієнт поглинання Ni у проаналізованому листі відносно стабільний і високий, переважно перевищує 0,50 та змінюється в межах 0,33–0,82 (33–82 %) (табл. 6.1). Максимально поглинають Ni такі породи: граб звичайний, гіркокаштан звичайний, верба біла, найменше – свидина червона, взагалі не поглинає бруслина європейська.

Активно акумулюється листям аеральний Ва техногенного походження. Всі величини поглинання рослинами дуже високі – 0,64–0,92 (64–92 %). Коефіцієнт максимального поглинання полютантів виявлено для листя гіркокаштана звичайного, верби білої, свидини червоної, мінімального – граба звичайного, тополі білої. Серед групи мікроелементів, які необхідні рослинам, Ва не значиться.

Важливі поглинальні особливості виявлені в поведінці Мо, який бере участь у фіксації озону, окислювально-відновних, нітратних реакціях. За нашими розрахунками аеральне поглинання Мо у всіх аналізованих пробах листя переважає над кореневим. Такий високий рівень поглинання може бути характерний для високоурбанізованих територій великих міст. Коефіцієнт поглинання всіма насадженнями не опускається нижче за 0,5 (50 %) (береза повисла), а максимальні величини (> 90 %) притаманні вербі білій, гіркокаштану звичайному, білій акації і чагарникам. Коефіцієнт поглинання листям граба звичайного, ясена звичайного, тополі білої, липи серцелистої, клена гостролистого становить 0,73–0,89 (73–89 %) (табл. 6.1).

Дуже високі показники поглинання Sr зафіксовано в листі всіх проаналізованих парково-вуличних порід. Найнижчий показник встановлено для листя бруслини європейської (0,55), верби білої (0,88). У листі решти порід, що введені в експериментальні лабораторні дослідження, коефіцієнт поглинання змінюється від 0,94 до 0,99.

Аналіз розподілу токсиканта першої групи Cd свідчить, що листя усіх порід характеризується дуже високим коефіцієнтом його поглинання. Мінімальні показники (0,92; 0,95; 0,95) характеризують такі породи: береза повисла, граб звичайний і бруслина європейська. До другої групи за інтенсивністю поглинання з коефіцієнтами

0,96–0,97 належать тополя біла, ясен звичайний, липа серцелиста, клен гостролистий і карія. За найвищою величиною коефіцієнта поглинання Cd (0,98–0,99) деревні породи об'єднано у третю групу: свидина червона, гіркокаштан звичайний, верба біла, біла акація. Таким чином, різні парково-вуличні насадження володіють власною інтенсивністю поглинання кронами техногенних поллютантів.

Високим і стабільним коефіцієнтом поглинання Zn – важливого мікроелемента для життєзабезпечення рослин, характеризуються всі проби дерев. Цей показник коливається в межах 0,38–0,95, тобто 38 і 95 %. Мінімальний коефіцієнт поглинання притаманний бруслині європейській (0,38), карії (0,55), липі серцелистій (0,58), максимальний – клену гостролистому, березі повислій, грабу звичайному, вербі білій, гіркокаштану звичайному (0,86–0,95) (табл. 6.1). Коефіцієнт поглинання білої акації, тополі білої, ясена звичайного, свидина червоної змінюється від 71 до 84 %. Таким чином, через кореневу систему рослин за експериментальними дослідженнями надходить 5–62 % техногенного цинку.

Результати наших досліджень показують, що більша частина шкідливих елементів поглинається аеральним шляхом. Це підтверджено в дослідженнях І. А. Авессаламової: «Найбільш інтенсивно поглинаються елементи з повітря, найменше – з твердої фази, хоч вона якраз і є головним джерелом елементів для рослин» [1, с. 50]. Більшій частині, звичайно, в урбосистемах з високим рівнем техногенного навантаження та впливу транскордонних забруднених повітряних потоків обумовлено переважання зовнішнього (аерального) поглинання над внутрішнім (кореневим).

Особливу поведінку з позицій можливого поглинання виявлено для Ti, V, Zr. Ці елементи характеризуються вибірковою поведінкою на різних породах дерев. Наприклад, коефіцієнт поглинання Ti, зафіксований для листя гіркокаштану звичайного, становить 0,25, липи серцелистої – 0,51, клена гостролистого – 0,50. Усі інші показники досліджених дерев засвідчують повну відсутність будь-якої акумуляції цього хімічного елемента. Від'ємні показники характерні для 20 проб з 25. Така властивість поведінки Ti вимагає подальших досліджень. За даними А. Кабата-Пендіас, Х. Пендіас [68, с. 95], титан належить до елементів, життєва необхідність яких для рослин вимагає підтвердження. Можливо, він бере участь у фотосинтезі і фіксації N<sub>2</sub>.

Аналогічні особливості притаманні V. Тільки в 5 пробах (листя гіркокаштана звичайного, верби білої, липи серцелистої, клена гостролистого і білої акації) коефіцієнт вбирання змінюється від 26 до 66 % (табл. 6.1). Інші показники від'ємні або їх величини не вкладаються в інтервали стандартних величин. Участь ванадію як мікроелемента життєво важливого для розвитку рослин також вимагає додаткових досліджень і підтвердження його ролі для фітомаси.

Коефіцієнти поглинання аерального Zr змінюються в межах 0,25–0,97. Мінімальний показник характерний для білої акації, свидини червоної (0,25 і 0,33), максимальний – гіркокаштана звичайного. Від'ємні показники притаманні для 6 проб. Коефіцієнти поглинання Si низькі і нестабільні. Максимальний коефіцієнт поглинання (0,57 і 0,60) листовою поверхнею зафіксовано в сухій масі гіркокаштана звичайного, верби білої. Низький коефіцієнт поглинання розсіяних у атмосфері інгредієнтів характерний для граба звичайного, тополі білої (0,1), берези повислої, білої акації (0,29), ясена звичайного (0,33). Деякі чагарники мають від'ємний показник поглинання.

Нестабільні показники поглинання характерні і для Sr. Виявлено надзвичайну мінливість у поглинанні його різними породами урбосистеми. Коефіцієнти поглинання 0,17; 0,18 властиві відповідно карії, грабу звичайному. Показники від 0,32 до 0,92 охоплюють такі породи: ясен звичайний, гіркокаштан звичайний, клен гостролистий, липу серцелисту, вербу білу, свидину червону, білу акацію. Від'ємний коефіцієнт мають тополя біла (-0,29), бруслина європейська (-0,33), береза повисла (-1,5) (табл. 6.1).

Отже, наші дослідження, проведені для виявлення інтенсивності вбирання хімічних елементів через коефіцієнт поглинання, показали, що в техногенно навантажених урбосистемах з додатковим впливом транскордонних повітряних мас зовнішнє поглинання кронами дерев переважає над кореневим.

За інтенсивністю поглинання листям різних порід дерев хімічні елементи вишикувані в такі низхідні ряди:

*липа серцелиста:* Cd (0,97) > Sr (0,95) > Ba (0,77) > Mo (0,73) > Zr (0,72) > V (0,66) > Mn (0,60) > Zn (0,58) > Cr (0,57) > Cu (0,52) > Ni (0,51) > Fe (0,50) > Be (0,48);

*клен гостролистий*: Cd (0,97) > Sr (0,95) > Mo (0,89) > Ba (0,88) > Zn (0,86) > Mn (0,83) > Zr (0,82) > Be (0,70) > Ni (0,63) > Fe (0,53) > Cu (0,52) > Ti (0,50) > Cr (0,48) > V (0,42);

*біла акація*: Cd (0,98) > Sr (0,97) > Mo (0,90) > Zn (0,80) > Ba (0,76) > Mn (0,69) > Fe (0,63) > Be (0,62) > Ni (0,52) > Cr (0,32) > Cu (0,29) > V (0,26) > Zr (0,25);

*верба біла*: Cd (0,98) > Mo (0,93) > Cr (0,92) > Ba (0,91) > Sr (0,88) > Mn (0,87) > Zn (0,86) > Be = Ni (0,80) > Fe = Cu (0,60) > Zr (0,50) > V (0,27);

*береза повисла*: Sr = Zn (0,95) > Cd (0,92) > Ba (0,81) > Ni (0,58) > Mo (0,50) > Mn (0,44) > Cu (0,29);

*гіркокаштан звичайний*: Cd (0,98) > Zr (0,97) > Sr (0,94) > Mo (0,93) > Ba (0,91) > Zn (0,86) > Ni (0,81) > Mn = Be (0,70) > Fe = Cr (0,67) > V = Cu (0,57) > Ti (0,25);

*бруслина європейська*: Mo = Cd (0,95) > Ba (0,86) > Sr (0,55) > Zn (0,38) > Be (0,20) > Mn (0,02) > Ni (0,00);

*тополя біла*: Sr = Cd (0,96) > Zn (0,84) > Mn (0,82) > Mo (0,80) > Ba (0,64) > Ni (0,63) > Cu = Be (0,10);

*карія*: Sr (0,99) > Cd (0,97) > Mo (0,95) > Ba (0,87) > Mn (0,62) > Zn (0,55) > Be = Ni (0,50) > Fe = Cr (0,17);

*ясен звичайний*: Cd (0,96) > Sr (0,94) > Mo (0,84) > Ba (0,75) > Zn (0,71) > Ni (0,67) > Mn (0,64) > Be (0,60) > Cr (0,43) > Cu (0,33);

*граб звичайний*: Sr (0,99) > Cd (0,95) > Zn (0,94) > Mn (0,87) > Ni (0,82) > Mo (0,78) > Ba (0,64) > Cr (0,18) > Cu = Be (0,10);

*свидина червона*: Cd = Sr (0,99) > Mo (0,98) > Ba (0,92) > Be (0,80) > Zn (0,71) > Ni = Zr = Cr (0,33).

Таким чином, найактивніше поглинаються в листі різних дерев (займають перші або другі місця) Cd, Sr, Mo, Ba, Zn.

За інтенсивністю поглинання хімічних елементів, ми систематизували деревні породи в такі низхідні ряди:

*Fe*: гіркокаштан звичайний (0,67) > біла акація (0,63) > верба біла (0,60) > клен гостролистий (0,53) > липа серцелиста (0,50) > карія (0,17);

*Mn*: верба біла = граб звичайний (0,87) > клен гостролистий (0,83) > тополя біла (0,82) > гіркокаштан звичайний (0,70) > біла акація (0,69) > ясен звичайний (0,64) > карія (0,62) > липа серцелиста (0,60) > береза повисла (0,44) > бруслина європейська (0,02);

*Ve*: верба біла = свидина червона (0,80) > клен гостролистий = гіркокаштан звичайний (0,70) > біла акація (0,62) > ясен звичайний (0,60) > карія (0,50) > липа серцелиста (0,48) > бруслина європейська (0,20) > тополя біла = граб звичайний (0,10);

*Ni*: граб звичайний (0,82) > гіркокаштан звичайний (0,81) > верба біла (0,80) > ясен звичайний (0,67) > клен гостролистий = тополя біла (0,63) > береза повисла (0,58) > біла акація (0,52) > липа серцелиста (0,51) > карія (0,50) > свидина червона (0,33);

*Ti*: липа серцелиста (0,51) > клен гостролистий (0,50) > гіркокаштан звичайний (0,25);

*V*: липа серцелиста (0,66) > гіркокаштан звичайний (0,57) > клен гостролистий (0,42) > верба біла (0,27) > біла акація (0,26);

*Mo*: свидина червона (0,98) > карія = бруслина європейська (0,95) > верба біла = гіркокаштан звичайний (0,93) > біла акація (0,90) > клен гостролистий (0,89) > ясен звичайний (0,84) > тополя біла (0,80) > граб звичайний (0,78) > липа серцелиста (0,73) > береза повисла (0,50);

*Va*: свидина червона (0,92) > верба біла = гіркокаштан звичайний (0,91) > клен гостролистий (0,88) > карія (0,87) > бруслина європейська (0,86) > береза повисла (0,81) > липа серцелиста (0,77) > біла акація (0,76) > ясен звичайний (0,75) > тополя біла = граб звичайний (0,64);

*Sr*: свидина червона = граб звичайний = карія (0,99) > біла акація (0,97) > тополя біла (0,96) > клен гостролистий = липа серцелиста = береза повисла (0,95) > гіркокаштан звичайний = ясен звичайний (0,94) > верба біла (0,88) > бруслина європейська (0,55);

*Zr*: гіркокаштан звичайний (0,97) > клен гостролистий (0,82) > липа серцелиста (0,72) > верба біла (0,50) > свидина червона (0,33) > біла акація (0,25);

*Cu*: верба біла (0,60) > гіркокаштан звичайний (0,57) > клен гостролистий = липа серцелиста (0,52) > ясен звичайний (0,33) > біла акація = береза повисла (0,29) > тополя біла = граб звичайний (0,10);

*Cd*: свидина червона (0,99) > верба біла = гіркокаштан звичайний = біла акація (0,98) > клен гостролистий = карія = липа серцелиста (0,97) > ясен звичайний = тополя біла (0,96) > бруслина європейська = граб звичайний (0,95) > береза повисла (0,92);

*Cr*: верба біла (0,92) > гіркокаштан звичайний (0,67) > липа серцелиста (0,57) > клен гостролистий (0,48) > ясен звичайний (0,43) >

свидина червона (0,33) > біла акація (0,32) > граб звичайний (0,18) > карія (0,17);

Zn: береза повисла (0,95) > граб звичайний (0,94) > клен гостролистий = верба біла = гірकोкаштан звичайний (0,86) > тополя біла (0,84) > біла акація (0,80) > ясен звичайний = свидина червона (0,71) > липа серцелиста (0,58) > карія (0,55) > бруслина європейська (0,38).

Отже, перші місця за інтенсивністю поглинання техногенних поллютантів листовою поверхнею займають свидина червона, гірकोкаштан звичайний, біла акація, липа серцелиста, верба біла, клен гостролистий, граб звичайний та береза повисла, які інтенсивно поглинають Fe, Mn, Be, Ni, Ti, V, Mo, Ba, Sr, Zr, Cu, Cd, Cr, Zn, що істотно впливає на стабілізацію екостану урбосистеми.

## 6.2. Рекомендації щодо поліпшення екологічної ситуації у місті Львові

Результати наших досліджень показали, що екологічна ситуація в місті є нестабільною: систематично фіксується випадіння кислотних опадів, які пошкоджують зелені насадження, підкислюють ґрунти водойми; у їх складі містяться небезпечні важкі метали, які накопичуються у всіх компонентах урбосистеми (особливо це стосується об'єктів, у донних відкладах яких акумулювалася значна кількість важких металів) та можуть негативно впливати на стан здоров'я населення. Це вимагає проведення оптимізаційних заходів – розробки рекомендацій щодо поліпшення стану навколишнього середовища у м. Львові.

Оскільки транскордонні забруднені повітряні маси відіграють основну роль в утворенні кислотних опадів, повністю запобігти їх випадінню в Україні неможливо. Для цього необхідно проводити моніторинг за станом атмосфери по всьому периметру території України та дотримуватися міждержавних угод про скорочення викидів кислотоутворювальних сполук та інших поллютантів. Для зменшення викидів у атмосферу кислотоутворювальних хімічних

сполук ( $\text{SO}_2$ ,  $\text{NO}_x$ ) та важких металів техногенного походження необхідно втілити такі рекомендації:

- розробити моніторингову мережу (головно на західному й південно-східному пограниччях) та систематично стежити за вмістом кислотоутворювальних речовин, хімічних елементів у опадах снігу, дощу, твердих частинках у межах всіх ландшафтів урбозони;

- на стаціонарних пограничних і внутрішніх екологічних постах посилити контроль за кількістю та складом забруднювальних речовин, які викидаються в атмосферу різними техногенними джерелами, особливо в зоні напрямку вітрів західних та південно-східних румбів. Проводити щорічне площинне знімання снігового покриву для визначення стану атмосфери над урбоплощею та розробляти заходи щодо її поліпшення. Проби снігу потрібно відбирати за короткий термін і одночасно на всій площі, оскільки під час танення снігу відбувається швидка трансформація кислотного показника рН у нейтральну сторону. У літній період вибірково проводити відбір проб дощової води та оцінювати її екологічний стан. Проби дощу важливо відбирати після тривалого посушливого періоду, оскільки за цей час у атмосфері накопичується велика кількість поллютантів;

- розширити та оновити зелену зону міста. Нашими дослідженнями встановлено неоднорідне поглинання техногенних поллютантів різними типами зелених насаджень міста. Тому рекомендується при реконструкції та розширенні зеленої зони враховувати особливості поглинання окремих порід. У місцях викиду Fe необхідно насаджувати гірकोкаштан звичайний, білу акацію, вербу білу; Mn – вербу білу, граб звичайний, клен гостролистий; Be – вербу білу, свидину червону, клен гостролистий, гірकोкаштан звичайний; Zn – березу повислу, граб звичайний, клен гостролистий, вербу білу, гіркокаштан звичайний; Cr – вербу білу, гіркокаштан звичайний, липу серцелисту; Ni – граб звичайний, гіркокаштан звичайний, вербу білу. Неподалік джерел, що здійснюють викиди Ti потрібно висадити липу серцелисту, клен гостролистий, гіркокаштан звичайний; Cd – свидину червону, вербу білу, гіркокаштан звичайний, білу акацію; V – липу серцелисту, гіркокаштан звичайний, клен гостролистий; Mo – свидину червону, карію, бруслину європейську і т.д.

У місцях інтенсивного, різнорідного забруднення (центральна частина міста, район залізничного вокзалу, аеропорту) значно по-



збільшити екологічну ситуацію насадження дерев із найвищим коефіцієнтом поглинання усіх хімічних поллютантів – свидини червоної, каштану звичайного, білої акації, липи серцелистої, верби білої, клена гостролистого, граба звичайного та ін.;

- розробити та впровадити на підприємствах якісно нові, екологічно безпечні види технологій, що сприятимуть зменшенню викидів шкідливих речовин в атмосферу й поліпшенню екологічного стану на всій урбоплощі;

- впроваджувати нетрадиційні джерела енергії (біогаз, вітрова енергія) для зменшення загальних обсягів споживання традиційного палива та викидів у довкілля шкідливих речовин;

- розробити конструктивні плани розміщення промислових та енергетичних комплексів для зменшення впливу їх діяльності на екологічний стан урбосистеми;

- удосконалити та розширити систему спостереження за станом атмосферного повітря (водних об'єктів, ґрунтів, рослинності) шляхом збільшення кількості стаціонарних постів, а також пересувних станцій, які б здійснювали систематичний контроль на найбільш навантажених перехрестях міста;

- запровадити економічні важелі впливу щодо порушників закону про охорону атмосферного повітря (штрафи за наднормативні викиди забруднювальних речовин);

- поступово збільшувати парк автомобілів та автобусів, які працюють на новітніх енергетичних ресурсах (газоподібне паливо, біогаз, електротяга), збільшити кількість автогазозаправних станцій, поліпшувати якість палива;

- систематично проводити контроль за технічним станом двигунів і змістом забруднювальних речовин у відпрацьованих газах автомобілів, встановити очисні фільтри, нейтралізатори відпрацьованих газів;

- реконструювати дорожню мережу, оптимізувати рух автотранспорту, розвантажити центральну частину міста для запобігання утробітванню архітектурних пам'яток та зменшення викидів технічних поллютантів;

- проводити вакцинацію каштанів міста для зменшення їх ураження та підвищення стійкості відносно мінуючої молі, патогенів.

Різними типами шкідників уражені практично всі види зелених насаджень до 20 % площі листка, каштани мінуючою міллю – до 70–90 %.

Всі ці заходи будуть неефективними без міжнародного співробітництва й вирішення проблеми кислотних опадів на глобальному рівні, адже кислотоутворювальні сполуки та важкі метали переносяться на значні віддалі (транскордонне перенесення забруднювальних речовин). Оскільки на території України, і Львова зокрема, переважають західні вітри, то значна частина поллютантів переноситься із пограничних держав.

Саме тому укладання та дотримання міжнародних угод (Конвенція про транскордонне забруднення повітря на великі відстані та ін. договори) з охорони атмосферного повітря є надзвичайно важливим для екологічної безпеки нашої держави.

## ВИСНОВКИ

У монографії висвітлено широкомасштабні екологічні дослідження всієї урбоплощі Львова й узагальнено вплив кислотних опадів (через кислотний показник рН) на міські геокомплекси, визначено закономірності поширення та акумуляції хімічних елементів у сніговому покриві, ґрунтах, зелених насадженнях, оцінено екологічний стан водних об'єктів Львова. Геопросторове поширення кожного інгредієнта відображено на картосхемах.

1. Уперше рН дощової води було виміряне в США 1939 року. З 1960-х років проблема кислотних дощів стала міжнародною після масової загибелі лісів та підкислення водоем у країнах Північної Америки та Європи. До кислотних належать опади, що мають рН  $\leq 5,6$  і утворюються в результаті викидів у атмосферу оксидів сульфуру та нітрогену та їх взаємодії з атмосферною вологою.

2. В Україні дослідження кислотності опадів розпочали наприкінці 90-х рр. ХХ ст., коли вперше було проведено знімання снігових опадів на площі м. Львова (рН більшості проб становило 4,48–5,45). 2008 року більшість проб снігового покриву на території Сихівського району м. Львова були кислотними – рН становило 4,53–5,61. 2009 року показники рН проб снігових опадів всієї урбоплощі дорівнювали 4,9–5,5 (64 %); у 2010 р. – рН снігу з показниками 4,9–5,6 становило 60 %.

3. 2009 року у снігових опадах Львівської урбосистеми виявлено 14 хімічних елементів, серед яких максимальні величини властиві Fe, Ti, Sr, Ba, Zn. За середніми величинами елементи розподілено в такий низхідний ряд: Fe (321,5) > Sr (224,9) > Ti (172,7) > Zn (96,0) > Ba (64,7) > Cu (24,6) > Cr (20,0) > Mn (17,1) > Pb (14,3) > Zr (14,0) > W (13,3) > Mo (8,2) > Sn (7,2) > Cd (0,55) мкг/л.

2010 року проведено повторне дослідження снігового покриву урбоплощі та встановлено збільшення показників вмісту поллютантів у 56 % пробах снігу, найбільші величини характерні для Ti, Sr, Cu, Fe, Ba.

4. Складено 32 картосхеми вмісту та розподілу хімічних елементів у сніговому покриві, кислотного показника рН, на яких відображено загальні закономірності накопичення техногенних поллютантів. 2009 року максимальна акумуляція поллютантів спостерігалася в долині р. Полтва (центральна частина урбозоної) та в напрямку на

схід і північний-схід, що збігається із панівними вітрами. 2010 року найбільше накопичення елементів також виявлено в центрі міста та зафіксовано окремі метал-аномальні поля на сході урбоплощі.

5. Ураження кислотними дощами зелених насаджень м. Львова відбувається двома етапами: хлорозний і некротичний. У 2001–02 рр. загальне пошкодження деревних порід у центральній частині міста сягало 25–30 %, окремих порід – 35–90 %; у 2003–04 рр. їх ураженість у Сихівському районі змінювалася від 10 до 60 %. 2005 року пошкодження порід на всій урбоплощі сягало 10–95 % (переважали величини 40–60 %). Максимально пошкоджено граб, черешню (90–95 %); акацію, горіх, яблуню, ясен, клен (80–90 % поверхні крони). У 2006–08 рр. встановлено зменшення ураженості зелених насаджень Сихівського, Шевченківського, Франківського районів у зв'язку із більш посушливими погодними умовами на період обстеження. Складено картосхеми ураження порід за дослідні роки: максимальне пошкодження насаджень зафіксовано в центральній частині м. Львова та поблизу основних перехресть.

6. Досліджено вміст таких хімічних елементів у листі дерев і чагарників всієї урбозони: Fe, Mn, Pb, Be, Ni, Ti, V, Mo, Ba, Sr, Zr, Cu, Cd, Cr і Zn. Найвищі показники властиві Fe (252–2313 мг/кг), Sr (26–2143), Ti (9–714 мг/кг сухої маси). Перевищували ГДК: Zn (1,1–8,2 ГДК), Pb (1,4–8 ГДК), Mn (1,1–3,1 ГДК), V (1,2 ГДК), Cr (1,4–2,9 ГДК). Складено 15 картосхем поширення хімічних політантів на урбоплощі Львова. У їх розподілі простежується така закономірність: максимальне накопичення політантів зафіксовано у смузі південний-захід – північний-схід, що збігається із напрямом панівних вітрів.

7. Обстежено ґрунти урбоплощі Львова, в них виявлено: Fe, Mn, Pb, Be, Ni, Ti, V, Mo, Ba, Sr, Zr, Cu, Cd, Cr, Zn, Co, Sn. Зафіксовано високий вміст Fe (до 14,5 г/кг), Ti (11,1), Mn (1,11 г/кг ґрунту). Перевищення ГДК властиве Cu (1,1–4 ГДК), Pb (1–6,9 ГДК), Zn (1,1–1,2 ГДК), Cd (1,1–1,3 ГДК). Складено 15 авторських картосхем, на яких відображено розподіл елементів в урбоґрунтах: метал-аномальні поля виокремлюють надмірно навантажену центральну частину урбосистеми.

8. Оцінено інтенсивність накопичення хімічних елементів через коефіцієнти акумуляції. Зафіксовано перевищення кларкових величин у листі клена гостролистого в 1 (Be) – 4,5 (Zr) разу, білої акації –

у 1,3 (Ba) – 10,8 (Sr) разу. Найінтенсивніше накопичує всі поліютант ліпа серцелиста: перевищення кларків у 1,4 (Cd) – 14,4 (Zr) разу.

У ґрунтах найактивніше акумулюються Zr, Cr, Pb, коефіцієнти акумуляції змінювалися від 1,17 до 10. Акумулятивний показник інших хімічних поліютантів перевищував кларкові величини до 2 разів.

9. На урбоплощі впродовж XVI–XX ст. зафіксовано зникнення більшості поверхневих водотоків, озер, ставків (збереглося близько 26 озер, найбільші з яких: Винниківське, Брюховицькі, Алтайські, Левандівське). Проаналізовано екологічний стан води, донних відкладів та ґрунтового покриву басейнів Винниківського, Алтайських та Брюховицьких озер, визначено 21 хімічний елемент. У ґрунтах переважали Ti, Ba, Sr, Zn, Zr, Mn. Вміст цинку й барію перевищував ГДК у 3 рази, скандію – у 1,9, кобальту – у 1,4 разу. В озерній воді найбільше було Sr, Ba, Si, Fe, Al, Ti. Найвищий вміст техногенних поліютантів виявлено в донних відкладах.

10. Вивчено особливості біологічного поглинання хімічних елементів кронами дерев і їх кореневими системами. Встановлено, що переважає поглинання хімічних елементів через листову поверхню. Найактивніше поглинається кронами різних дерев Cd (0,92–0,99), Sr (0,55–0,99), Ba (0,64–0,92), Mo (0,50–0,98), Zn (0,38–0,95). Перші місця за інтенсивністю поглинання техногенних поліютантів листовою поверхнею займають верба (0,27–0,98), липа (0,48–0,97), клен (0,42–0,97), акація (0,25–0,98), гіркокаштан (0,25–0,97), граб (0,10–0,99). Ці показники рекомендується враховувати при оновленні зеленої зони міста для поліпшення екологічної ситуації міського середовища.

## ЛІТЕРАТУРА

1. *Авессаламова И. А.* Геохимические показатели при изучении ландшафтов : учеб. – метод. пособ. / И. А. Авессаламова. – М. : МГУ, 1987. – 108 с.

2. *Адаменко О. М.* Екологічне картування : підручник / О. М. Адаменко, Г. І. Рудько, Л. М. Консевич. – Івано-Франківськ : ІМЕ, 2003. – 580 с.

3. *Адерихин П. Г.* Микроэлементы в системе почва-растение центрально-черноземных областей / П. Г. Адерихин, Н. А. Протасова, Д. Ю. Щеглов // *Агрохимия*. – 1978. – № 2. – С. 102.

4. *Алексеев Ю. В.* Тяжелые металлы в почвах и растениях / Ю. В. Алексеев. – Л. : Агропромиздат, 1987. – 142 с.

5. *Алексеев В. А.* Геохимия ландшафта и окружающей среды / В. А. Алексеев. – М. : Недра, 1990. – С. 110 – 112.

6. *Безпам'ятов Г. П.* Гранично-можливі концентрації хімічних речовин в навколишньому середовищі / Г. П. Безпам'ятов, Ю. А. Кротов. – Львів : Хімія, 1985. – 120 с.

7. *Бердникова А. В.* Содержание марганца в почвах Астраханской области / А. В. Бердникова // *Агрохимия*. – 1978. – № 2. – С. 128.

8. *Берлянд А. М.* Картографический мониторинг / А. М. Берлянд // *Вестн. Моск. ун-та. Сер. 5. География*. – 1982. – № 6. – С. 79 – 84.

9. *Бессонова В. П.* Вміст важких металів у листі дерев і чагарників в умовах техногенного забруднення різного походження / В. П. Бессонова, І. А. Зайцева // *Питання біоіндикації та екології*. – 2008. – № 2. – С. 17.

10. *Білявський Г. О.* Основы екологічних знань : підручник / Г. О. Білявський, Р. С. Фурдуй. – К. : Либідь, 1997. – 288 с.

11. *Богуцький А. Б.* Еколого-геохімічні проблеми урбанізованих територій Львівщини / А. Б. Богуцький, П. К. Волошин, Г. В. Полкунова // *Вісн. Львів. ун-ту. Сер. геогр. Географічні проблеми західного пограниччя України*. – 1997. – Вип. 20. – С. 17 – 28.

12. *Буц Ю. В.* Динаміка забруднення важкими металами вододільних ландшафтів малих річок лісостепу Сумщини : дис. ... канд. геогр. наук : 11.00.11 / Буц Юрій Васильович. – Х., 2001. – 245 с.

13. *Василенко В. Н.* Оценка загрязнения снежного покрова промышленных районов по спутниковым изображениям / В. Н. Васи-

ленко, В. Г. Прокачева, Ш. Д. Фридман // Труды ГГИ. – 1981. – № 285. – С. 56 – 63.

14. *Виноградов А. П.* Среднее содержание химических элементов в главных типах изверженных горных пород земной коры / А. П. Виноградов. – Геохимия. – 1962. – № 7. – С. 555 – 571.

15. *Волошин І. М.* Величини рН урбокомпонентів та стан зелених насаджень м. Львова / І. М. Волошин // Сучасні проблеми і тенденції розвитку географічної науки. – Львів : Вид. центр ЛНУ ім. І. Франка, 2003. – С. 174 – 176.

16. *Волошин І. М.* Ландшафтно-екологічні основи моніторингу / І. М. Волошин. – Львів : Простір М, 1998. – 356 с.

17. *Волошин І. М.* Методика дослідження проблем природокористування : навч. посіб. / І. М. Волошин. – Львів : ЛДУ, 1994. – 160 с.

18. *Волошин І. М.* Особливості радіаційної ситуації у м. Львові / І. М. Волошин // Вісник Львів. ун-ту. Серія географ. – 2006. – Вип. 33. – С. 53 – 61.

19. *Волошин І. М.* Польові екологічні дослідження і принципи складання екологічних карт : конспект лекцій / І. М. Волошин. – К. : Українполіграф, 1991. – 108 с.

20. *Волошин І. М.* Теоретичні засади екологічного геосферно-ландшафтного картування / І. М. Волошин // Україна : географічні проблеми сталого розвитку : зб. наук. праць : в 4 т. – К. : ВГЛ Обрії, 2004. – Т. 4. – С. 133 – 134.

21. *Волошин І. М.* Вплив атмосферних полютантів на пошкодження парково-вуличних насаджень / І. М. Волошин, Е. Беглярова // Еколого-географічні дослідження в сучасній географічній науці : збірник наук. конф. – Тернопіль : Видав. ТДПУ ім. В. Гнатюка, 1999. – С. 25 – 30.

22. *Волошин І. М.* Особливості утворення кислотних дощів / І. М. Волошин, Е. Беглярова // Вісн. Львівського ун-ту. Серія географ. – 2000. – Вип. 26. – С. 99 – 103.

23. *Волошин І. М.* Озера міської зони в структурі рекреаційної індустрії : оцінка екологічного стану / І. М. Волошин, Л. С. Вовканич // Еколого-економічні дослідження в перехідний період. Рекреаційна індустрія : досвід, проблеми і перспективи розвитку : щоріч. наук. збірник. – Львів, 2000. – Вип. XXI. – С. 172 – 180.

24. *Волошин І. М.* Водойми міської зони та оцінка їх екологічного стану : людина і довкілля / І. М. Волошин, Л. С. Вовканич, О. Є. Галаса // Проблеми неоекології. – 2001. – Вип. 2. X. – С. 157 – 162.

25. *Волошин І. М.* Історія формування гідрографічної сітки міста Львова / І. М. Волошин, О. Є. Галаса // Історія географії та історична географія. Наукові записки. – 2002. – № 1. – С. 3 – 7.

26. *Волошин І. М.* Ландшафтно-екологічна характеристика озер міста Львова та приміської зони / І. М. Волошин, О. Є. Галаса // Регіональні екологічні проблеми : зб. наук. праць. – К. : Обрії, 2002. – С. 119 – 122.

27. *Волошин І. М.* Еколого-географічні проблеми урбосистем Волинської області : монографія / І. М. Волошин, М. І. Лепкий. – Львів : Видав. центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2003. – 241 с.

28. *Волошин І. М.* Особливості техногенної трансформації урбосистем м. Луцька / І. М. Волошин, М. І. Лепкий // Вісн. Львів. ун-ту. Серія географічна. – 2003. – Вип. 29, 4.2. – С. 138 – 144.

29. *Волошин І. М.* Особливості акумуляції важких металів приавтомобільних територій Волинської області / І. М. Волошин, М. І. Лепкий, Л. Ю. Матвійчук // Вісн. Сумського державного ун-ту. Серія технічні науки. – 2006. – № 5 (89). – С. 156 – 163.

30. *Волошин І. М.* Особливості геохімічного забруднення приавтомобільних смуг Волині / І. М. Волошин, М. І. Лепкий, Л. Ю. Матвійчук. – Луцьк : ВМА Терен, 2009. – С. 147 – 150.

31. *Волошин І. М.* Оцінка поглинальних властивостей полютантів приавтомобільними деревами / І. М. Волошин, Л. Ю. Матвійчук // Вісн. Львів. ун-ту. Серія геогр. – 2009. – Вип. 37. – С. 112 – 119.

32. *Волошин І. М.* Особливості забруднення парково-вуличних насаджень техногенними полютантами / І. М. Волошин, І. В. Мезенцева // Вісник Харківського нац. ун-ту ім. В. Н. Каразіна. Серія еколог. – 2007. – № 758. – С. 19 – 23.

33. *Волошин І. М.* Оцінка поглинання хімічних елементів зеленими насадженнями урботериторій Волинської області / І. М. Волошин, І. В. Мезенцева // Географія в інформаційному суспільстві : зб. наук. праць : у 4 т. – К. : ВГЛ Обрій, 2008. – Т. III. – С. 200 – 205.

34. *Волошин І. М.* Техногенні полютанти та їх вплив на поширення захворювань у Волинській області / І. М. Волошин, І. В. Мезенцева // Вісник Львів. ун-ту. Серія географ. – 2007. – № 34. – С. 37 – 44.



35. *Волошин І. М.* Екологічні особливості південно-східної урбозони Львова / Іван Волошин, Ольга Собечко, Ірина Улич // Розвиток України в XXI столітті : економічні, соціальні, екологічні, гуманітарні та правові проблеми : тези доп. Міжнар. інтернет-конф. – Тернопіль, 2008. – С. 19 – 26.

36. *Волошин І. М.* Екологічні особливості урбозони Львова / І. М. Волошин, О. Р. Собечко, І. Я. Улич // Екологія міст та рекреаційних зон : матеріали Всеукр. наук. – практ. конф. (Одеса, 17 – 18 квітня 2008 р.) – Одеса, 2008. – С. 182 – 187.

37. *Волошин І. Н.* Солонцеватые почвы и их диагностические признаки. : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук / І. Н. Волошин. – Одеса : Одесская город. типография, 1972. – С. 20.

38. *Волошин П. К.* Древній Львів / П. К. Волошин. – Львів : ТзОВ Манускрипт, 2003. – С. 1 – 10.

39. *Гамкало З.* Якісно-кількісні особливості атмосферного призначення хімічних компонентів у районі інтенсивних сільськогосподарських виробничих систем Львівського Опілля / З. Гамкало // Вісник Львів. ун-ту. Серія географ. – 2003. – Вип. 29. – Ч. 1. – С. 170 – 179.

40. *Гарасимчук В. Ю.* Форми концентрування важких металів у сніговому покриві урбанізованої території (на прикладі м. Львова) / В. Ю. Гарасимчук, М. В. Кость // Ресурси природних вод Карпатського регіону. Проблеми охорони та раціонального використання : матер. п'ятої Міжнар. наук. – практ. конф. (Львів, 25 – 26 травня 2006) : зб. наук. статей. – Львів : ЛьвЦНТЕІ, 2006. – С. 15 – 17.

41. *Геник Я. В.* Важкі метали у корі деревної рослинності комплексної зеленої зони м. Львова / Я. В. Геник, О. Л. Дуч // Наук. вісник УкрДЛТУ. – 1999. – Вип. 9.12 – С. 124 – 128.

42. *Геник Я. В.* Нагромадження важких металів різними видами деревної рослинності / Я. В. Геник // Матеріали 46-ї наук. – техн. конференції. УкрДЛТУ (Львів, 12 – 19 квітня 1994 р.). – Львів, 1994. – С. 24 – 25.

43. *Геник Я. В.* Нагромадження важких металів у ґрунтах та опаді деревних порід Львова / Я. В. Геник // Матеріали 46-ї наук. – техн. конференції. УкрДЛТУ (Львів, 12 – 19 квітня 1994 р.). – Львів, 1994. – С. 22 – 24.

44. *Геник Я. В.* Нагромадження важких металів у ґрунтах та атмосфері комплексної зеленої зони міста Львова : автореф. дис.

на здобуття наук. ступеня канд. с. – г. наук. : спец. 06.03.01 “Лісові культури, селекція, насінництво і озеленення міст” / Я. В. Генік. – Львів, 1994. – 24 с.

45. География почв и геохимия ландшафтов / под ред. проф. М. А. Глазовской. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1967. – 240 с.

46. Геренчук К. І. Природно-географічний поділ Львівського і Подільського економічних районів / К. І. Геренчук, М. М. Койнов, П. М. Цись. – Львів : Вид-во Львів. ун-ту, 1964. – 220 с.

47. Глазовская М. А. Геохимия природных и техногенных ландшафтов СССР : учеб. пособие для студ. геогр. спец. вузов / М. А. Глазовская. – М. : Высш. шк., 1988. – 328 с.

48. Голубець М. А. Вступ до геосоціосистемології / М. А. Голубець. – Львів : Поллі, 2005. – 199 с.

49. Голубець М. А. Урбосистема м. Львова та її структурно-функціональні особливості / М. А. Голубець, І. М. Козак та ін. // Урбанізація як фактор змін біогеоценотичного покриву : матер. конф. (Львів – Яремче, 21 – 23 вересня 1994 р.). – Львів : Академічний Експрес, 1994. – С. 29 – 30.

50. Голубець М. А. Плівка життя / М. А. Голубець. – Львів, 1997. – 186 с.

51. ГОСТ 26213.89. Почвы. Отбор проб. – М. : Изд-во стандартов, 1991. – 9 с.

52. Ґрунти Львівської області // Український наук. – досл. ін-т ґрунтознавства ім. О. Н. Соколовського. – К., 1967. – 1 л.

53. Гуцуляк В. Н. Геохимические особенности ландшафтов г. Черновцы / В. Н. Гуцуляк // Физическая география и геоморфология. – К. : Лыбидь, 1990, вып. 37. – С. 63 – 70.

54. Гуцуляк В. Н. Геохимические особенности ландшафтов Черновицкой области / В. Н. Гуцуляк. – Черновцы, 1989. – 37 с. – (Депон. в Укр. НИИНТИ 19.01.90, № 96. Ук. 90).

55. Гуцуляк В. М. Ландшафтно-геохімічна екологія : навч. посібник / В. М. Гуцуляк. – Чернівці : Рута, 1995. – 317 с.

56. Дідошак О. В. Особливості нагромадження важких металів в мікроедафотобах чагарникових культурфітоценозів м. Львова / О. В. Дідошак // Наук. вісник УкрДЛТУ. – Львів, 1999. – Вип. 9.12. – С. 128 – 134.

57. Добровольский В. В. Химия Земли : пособ. для учащихся / В. В. Добровольский. – М. : Просвещение, 1980. – 176 с.
58. Державне управління екологічною безпекою Львівщини : наук. видання. – Львів : Сполом, 2006. – 184 с.
59. Екологічна ситуація у місті Львові – 2000 рік / Комунальне підприємство “Інспекція благоустрою та екології м. Львова”, Інститут екології Карпат НАН України. – Львів, 2002. – 74 с.
60. Екологія Львівщини 2006. – Львів : Сполом, 2007. – 160 с.
61. Екологія Львівщини 2009. – Львів : ЗУКЦ, 2010. – С. 9 – 15.
62. Енциклопедія українознавства / за ред. В. Кубійовича. – Львів, 1994. – Т.4. – 398 с.
63. Жигаловская Т. Н. Микроэлементы в природных водах и атмосфере / Т. Н. Жигаловская, Э. П. Маханько, А. И. Шилина и др. // Труды Ин-та экспериментальной метеорологии. – М. : Гидрометеоиздат, 1974. – Вып. 2/41. – 182 с.
64. Звіт про результати моніторингу природного довкілля Львівщини за 2010 рік / Міжвідомча комісія з питань моніторингу довкілля. Державне управління охорони навколишнього природного середовища у Львівській області. – С. 9 – 29.
65. Земельні ресурси України / за ред. В. В. Медведєва, Т. М. Лактишевої. – К. : Аграрна наука, 1998. – 150 с.
66. Зырин Н. Г. Система полевых и лабораторных исследований при контроле загрязнения почв тяжелыми металлами предприятий цветной металлургии / Н. Г. Зырин, В. С. Горбатов и др. // Тяжелые металлы в окружающей среде. – М. : МГУ, 1980. – С. 135 – 142.
67. Изерская Л. А. Марганец, медь и кобальт в почвах Томской области / Л. А. Изерская, Г. Е. Пашнева // Агрохимия. – 1977. – № 5. – С. 94.
68. Кабата-Пендиас А. Микроэлементы в почвах и растениях : пер. с англ. / А. Кабата-Пендиас, Х. Пендиас. – М. : Мир, 1989. – 439 с.
69. Качур А. Н. Некоторые особенности химического состава атмосферных осадков в связи с техногенезом / А. Н. Качур // Геохимия зоны гипергенеза и техногенная деятельность человека. – Владивосток, 1976. – С. 55 – 61.
70. Кислотные дожди / Израэль Ю. А., Назаров И. М., Прессман А. Я. [и др.] – Л. : Гидрометеоиздат, 1983. – 206 с.

71. Кислотные дожди дожди / Израэль Ю. А., Назаров И. М., Прессман А. Я. [и др.]. – 2-е изд., доп. и перераб. – Л. : Гидрометеоздат, 1989. – 269 с.

72. Кислотные выпадения : долговременные тенденции / пер. с англ. А. С. Ярнатовского, Л. Ф. Сальникова; под ред. Ровинского, Егорова. – Л. : Гидрометеоздат, 1990. – 438 с.

73. Клименко М. О. Моніторинг довкілля / М. О. Клименко, А. М. Прищепа, Н. М. Вознюк. – К. : Видав. центр “Академія”, 2006. – С. 72 – 73.

74. Ковальчук І. Геоекологія Розточчя : монографія / І. Ковальчук, М. Петровська. – Львів : Видав. Центр ЛНУ ім. І. Франка, 2003. – С. 17 – 18.

75. Ковальський В. В. Геохимическая экология / В. В. Ковальський. – М., 1973. – 281 с.

76. Козловський В. І. Важкі метали в екосистемах висотного профілю Чорногори (Українські Карпати) : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. біол. наук : спец. 03.00.16. “Екологія” / В. І. Козловський. – Львів, 2002. – 20 с.

77. Койнов М. М. Ландшафт города Львова / М. М. Койнов // Доклады и сообщения / Львов. отдел геогр. о-ва УССР за 1964 г. – Львов, 1965. – С. 22 – 27.

78. Койнов М. М. Природно-географические ландшафты окрестностей г. Львова / М. М. Койнов // Вопросы регионального ландшафтоведения и геоморфологии СССР. – Львов : Изд-во Львов. ун-та, 1964. – С. 54 – 64.

79. Комедзи Т. Кислые дожди, их образование и влияние : пер. с япон. / Т. Комедзи // Гэн-дай кагаку / ВЦП № Г-38205. – 1980. – С. 112.

80. Комплексна місцева екологічна програма “Львів 2001. Порядок денний на XXI сторіччя” на період 2001 – 10 роки. – Львів, 2001.

81. Красилов В. А. Охрана природы : принципы, проблемы приоритеты / В. А. Красилов. – М. : Ин-т охраны природы и заповедного дела, 1992. – 174 с.

82. Красинский Н. П. Теоретические основы построения ассортиментов газоустойчивых растений / Н. П. Красинский // Дымоустойчивость растений и дымоустойчивые ассортименты. Горьки:

- М. : Изд-во Горьков. ун-та и Акад. ком. хоз-ва им. К. Д. Памфилова, 1950. – С. 9 – 109.
83. *Круглов І. С.* Ландшафтні дослідження міської географічної системи / І. С. Круглов // Вісн. Львівського університету. Серія географ. – 1990. – Вип. 17. – С. 38 – 39.
84. *Крупский Н. К.* Распределение марганца в почвах лесостепной зоны УССР / Н. К. Крупский, Л. П. Головина, А. М. Александрова, Т. И. Кисель // Почвоведение. – 1978. – № 11. – С. 41.
85. *Кулагин Ю. З.* О газоустойчивости древесных растений в биологической очистке атмосферного воздуха в лесостепном Предуралье / Ю. З. Кулагин // Растения и промышленная сфера. – К. : Наук. думка, 1968. – С. 14 – 19.
86. *Кулагин Ю. З.* Древесные растения и промышленная среда / Ю. З. Кулагин. – М. : Наука, 1974. – 115 с.
87. *Кучерявий В. А.* Роль зелених насаджень в оздоровленні урбанізованої середовища / В. А. Кучерявий // Проблеми комплексного управління городської середовища. – Львів : Изд-во политех. ін-та, 1979. – С. 97 – 98.
88. *Кучерявий В. А.* Зелена зона міста / В. А. Кучерявий. – К. : Наук. думка, 1981. – 248 с.
89. *Кучерявий В. А.* Урбоекологічні основи фітомеліорації. Ч. II. Фітомеліорація / В. А. Кучерявий. – М. : НТ "Інформація", 1991. – 288 с.
90. *Кучерявий В. П.* Екологія / В. П. Кучерявий. – Львів : Світ, 2000. – 500 с.
91. *Кучерявий В. П.* Урбоекологія / В. П. Кучерявий – Львів : Світ, 2001. – 440 с.
92. *Лукашев К. И.* Микроэлементы в ландшафтах Белорусской РСР / К. И. Лукашев, Н. Н. Петухова // Почвоведение. – 1974. – № 8. – С. 47.
93. *Лук'янчук Н. Г.* Вплив автомобільного транспорту на паркові екосистеми м. Львова / Н. Г. Лук'янчук, Р. М. Чмир // Науковий вісник Львівського університету. – 2007. – Вип. 17.7. – С. 71 – 76.
94. *Малишева Л. Л.* Ландшафтно-геохімічна оцінка екологічного стану територій : Монографія / Л. Л. Малишева. – К. : РВЦ "Київський університет", 1997. – 264 с.

95. *Медведєв В. В.* Земельні ресурси України / В. В. Медведєв. – К. : Аграрна наука, 1998. – С. 72.
96. *Мезенцева І. В.* Еколого-географічний аналіз захворюваності населення Волинської області : дис. ... канд. геогр. наук : 11.00.11 / Мезенцева Інна Василівна. – Л., 2008. – 398 с.
97. *Мезенцева І. В.* Еколого-географічний аналіз захворюваності населення Волинської області : автореф. дис. на здобуття наук. ступеня канд. геогр. наук : спец. 11.00.11 "Конструкт. географія і раціон. використання прир. ресурсів" / І. В. Мезенцева. – Львів, 2008. – 16 с.
98. *Мельник А. В.* Ландшафтний моніторинг / А. В. Мельник, Г. П. Міллер. – К., 1993. – 152 с.
99. Методические рекомендации по геохимической оценке загрязнения территорий городов химическими элементами / [сост. Ревич Б. А., Саєт Ю.Е, Смирнов Р. С., Сорокин Е. Н.]. – М. : ИМГРЗ, 1982. – 111 с.
100. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды металлами / под ред. Н. Г. Зырина, С. Г. Малахова. – М. : Моск. отделение Гидрометеоиздата, 1981. – 108 с.
101. Методические рекомендации по проведению полевых и лабораторных исследований почв и растений при контроле загрязнения окружающей среды. – М. : Гидрометеоиздат, 1981. – 169 с.
102. Методические указания к определению тяжелых металлов в почвах сельскохозяйственных угодий и продукции растениеводства. – М. : ЦИНАО, 1992. – 61 с.
103. *Микитин Д. П.* Окружающая среда и человек / Д. П. Микитин, Ю. В. Новиков. – М. : Высш. школа, 1980. – 424 с.
104. *Минеев В. Г.* Экологические проблемы агрохимии : учеб. пособие / В. Г. Минеев. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1987. – 285 с.
105. *Мольчак Я. О.* Ландшафтно-геохімічні передумови формування урбоекосистеми Луцька / Я. О. Мольчак, В. О. Фесюк, І. Я. Мисковець // Україна : географічні проблеми сталого розвитку. – К. : Вид-во геогр. літератури "Обрії", 2004. – Т. 2. – С. 292 – 294.
106. *Мотузова Г. В.* Принципы и методы почвенно-химического мониторинга / Г. В. Мотузова. – М. : Изд-во Моск. ун-та, 1988. – 87 с.
107. *Мурашко А. И.* Сохранение почв / А. И. Мурашко, Е. А. Степанюк и др. – Минск : Ураджай, 1898. – 65 с.

108. *Оголева В. П.* Никель в почвах Волгоградской области / В. П. Оголева, Л. Н. Чердакова // *Агрохимия*. – 1980. – № 9. – С. 105.
109. *Олена Степанів.* Наукові праці. Есе. Спогади / упоряд. О. Шаблій. – Львів : Вид. центр Наук. тов-ва ім. Шевченка, 2003. – С. 182 – 183.
110. *Орлов Д. С.* Химическое загрязнение почв и их охрана : словарь-справочник / Д. С. Орлов, М. С. Малинина, Г. В. Мотузова и др. – М. : Агропромиздат, 1991 – 303 с.
111. Охорона навколишнього природного середовища. Статистичний збірник. – Львів : Львів. обл. управління статистики, 1998. – 74 с.
112. Охрана окружающей природной среды : учеб. для студ. вузов / под ред. Г. В. Дуганова. – К. : Высшая школа, 1988. – 304 с.
113. *Пейве Л. В.* О биохимической роли микроэлементов в фиксации молекулярного азота / Л. В. Пейве // *Биологическая роль микроэлементов и их применение в сельском хозяйстве и медицине*. – М. : Наука, 1974, – С. 3.
114. *Перельман А. И.* Геохимия / А. И. Перельман – М. : Высш. шк., 1989. – 423 с.
115. *Перельман А. И.* Геохимия ландшафта / А. И. Перельман. – М. : МГУ, 1961. – 496 с.
116. *Пересадько В. А.* Основні положення розробки системи характеристик, показників та умовних позначень для еколого-природоохоронного картографування / В. А. Пересадько // *Людина і довкілля. Проблеми неоекології*. – 2002. – Вип. III. – С. 60 – 64.
117. *Петлін В. М.* Конструктивне ландшафтознавство / Валерій Миколайович Петлін. – Львів : Видав. центр ЛНУ ім. Івана Франка, 2006. – 357 с.
118. *Петренчук О. П.* Экспериментальные исследования атмосферного аэрозоля / О. П. Петренчук. – Л. : Гидрометеоздат, 1979. – 264 с.
119. *Полынов Б. Б.* Валовой почвенный анализ и сия толкование / Б. Б. Полынов // *Почвоведение*, 1944. – № 10. – С. 482 – 490.
120. *Полынов Б. Б.* Учение о ландшафтах : изб. тр. / Б. Б. Полынов. – М. : Изд-во АН СССР, 1956. – 751 с.
121. *Природа Львівської області* / за ред. К. І. Геренчука. – Львів : Вид-во Львів. ун-ту, 1972. – 152 с.

122. Приходько Н. Н. Ванадий, хром, никель и свинец в почвах Притисеенской низменности и предгорий Закарпатья / Н. Н. Приходько // Агрехимия. – 1977. – № 4. – С. 95.

123. Программа действий. Повестка дня на 21 век и другие документы конференции в Рио-де-Жанейро в популярном изложении. – Женева : Центр “За наше общее будущее”, 1993. – 70 с.

124. Реймерс Н. Ф. Природопользование : словарь-справочник / Н. Ф. Реймерс. – М. : Мысль, 1990. – 637 с.

125. Рэуце К. Борьба с загрязнением почв (перевод с румынского) / К. Рэуце, С. Крыстя. – М. : Агропромиздат, 1986. – 220 с.

126. Ричак Н. Л. Просторово-часові особливості поведінки важких металів у ґрунтових покривах міських ландшафтів (на прикладі м. Харкова) : автореф. дис. на здобуття наукового ступеня канд. географ. наук. : спец. 11.00.11 “Конструкт. географія і раціон. використання прир. ресурсів” / Н. Л. Ричак. – Х., 2006. – 20 с.

127. Ричак Н. Л. Просторово-часові особливості поведінки важких металів у ґрунтових покривах міських ландшафтів (на прикладі м. Харкова) : дис. ... канд. геогр. наук : спец. 11.00.11 “Конструкт. географія і раціон. використання прир. ресурсів” / Ричак Наталія Львівна. – Х., 2006. – 175 с.

128. Сает Ю. Е. Эколого-геохимические подходы к разработке критериев нормативной оценки состояния городской среды / Ю. Е. Сает, Б. А. Ревич // Изв. АН СССР. Сер. геогр. – 1988. – № 4. – С. 37 – 46.

129. Сает Ю. Е. Геохимия окружающей среды / Ю. Е. Сает, Б. А. Ревич, Е. П. Янин и др. – М. : Недра, 1990. – 335 с.

130. Снытко В. А. Геохимическая специфика городских почв, испытывающих влияние детериорантов / В. А. Снытко, Л. Н. Семёнова // Физико-географич. аспекти изучения урбанизированных территорий : тез. докл. научн. конф. (Ярославль, 15 – 17 мая 1992 г.) – Ярославль, 1992. – С. 58 – 67.

131. Советский энциклопедический словарь / под ред. А. М. Прохорова. – М. : Советская энциклопедия, 1990. – 1630 с.

132. Степанів О. Географічний нарис Львова / О. Степанів. – Львів, 1938. – 146 с.



133. Сухарев С. М. Основи екології та охорони довкілля : навч. посіб. для студ. вищ. навч. закл. / С. М. Сухарев, С. Ю. Чундак, О. Ю. Сухарева. – К. : Центр навч. літератури, 2006. – 394 с.
134. Фортескью Дж. Геохимия окружающей среды / Дж. Фортескью. – М. : Прогресс, 1985. – 360 с.
135. Харченко О. Знову цвітуть каштани... / О. Харченко // Високий замок. – 2003. – 25 верес.
136. Химический состав атмосферных осадков на Европейской территории СССР / В. М. Дроздова, О. П. Петренчук, Е. С. Селезнева, П. Ф. Свистов. – Л. : Гидрометеоздат, 1964. – 209 с.
137. Химия окружающей среды / под ред. А. П. Цыганкова. – М. : Лимия, 1982. – 672 с.
138. Цись П. М. Геоморфологія УРСР / П. М. Цись. – Львів : Вид-во Львів. ун-ту, 1962. – 222 с.
139. Черваньов И. Г. Городская среда Харькова : географический анализ загрязнения, самоочищение земель, возможное влияние на здоровье / И. Г. Черваньов, Куок Бинь Лыонг и др. – Х. : Харьковский ГУ, 1994. – 81 с.
140. Чорна Д. Порівняння мікрофлори ґрунтів м. Львова / Д. Чорна, Г. Яворська // Біологічні Студії / *Studia Biologica*. – 2011. – Том 5/№ 1. – С. 25 – 36.
141. Шакури Б. К. Никель, ванадий, хром и стронций в почвах Нахичеванской АССР / Б. К. Шакури // Почвоведение. – 1978. – № 4. – С. 49.
142. Ягодин Б. А. Кобальт в метаболизме растений / Ягодин Б. А., Троицкая Г. Н., Генерозова И. П., Савич М. С., Овчаренко Г. А. // Биологическая роль микроэлементов и их применение в сельском хозяйстве и медицине. – М. : Наука, 1974. – 329 с.
143. Якушевская И. В. Микроэлементы в ландшафтах колючей лесостепи / И. В. Якушевская, А. Г. Мартиненко // Почвоведение. – 1972. – № 4. – с. 44.
144. Ярошенко М. Ф. Природа и человечество / М. Ф. Ярошенко. – Кишинев : ШТИИИЦА, 1978. – 352 с.
145. Acid Rain and Related Programs : 2007 Progress Report / United States Environmental Protection Agency. – 2009. – P. 46.
146. Bartlett R. J. Soil redox behavior / Rodney J. Bartlett // Soil Physical Chemistry / Sparks D. J., ed. – CRC Press, Boca Raton FL, 1986. – p. 179.

147. *Berrow M. L.* Trace elements in sewage sludges / Michael L. Berrow, James Webber // *J. Sci. Food Agric.* – 1972. – N 23. – P. 93.
148. *Bloomfield C.* The behavior of Cr (VI) in soil under aerobic and anaerobic conditions / Charles Bloomfield, George Pruden // *Environ. Pollut.* – 1980. – N 23a. – P. 103.
149. *Bowen H. J. M.* Environmental Chemistry of the Elements / Humphry J. M. Bowen // Academic Press. – New York, 1979. – 333 p.
150. *Bowersox Van C.* Analysis of precipitation chemistry of a central Pennsylvania site / C. Van Bowersox, R. G. de Pena // *J. Geophys. Res.* – 1980, – Vol. 85. – N 10. – P. 5614 – 5620.
151. *Brezonik P. L.* Acid precipitation and sulfate deposition in Florida / Patrick L. Brezonik, Eric S. Edgerton, Charles D. Hendry // *Science.* – 1980. – Vol. 208. – N 4447. – P. 1027 – 1029.
152. *Cowling Ellis B.* Acid precipitation in historical perspective. Environmental Science and Technology / Ellis B. Cowling. – 1982. – N 16 (2). – P. 110A – 123A.
153. *Dore A. J.* Pattern of precipitation and pollutant deposition in the western Sudetes Mountains / Anthony J. Dore, Mieczysław Sobik, Krzysztof Migala // *Atmospheric Environment.* – 1999. – N 33. – P. 3301 – 3312.
154. *Falconer R. E.* Determination of cloud water acidity at a mountain observatory in the Adirondack mountains of New York state / Robert E. Falconer, Patrick D. Falconer // *J. Geophys. Res.* – 1980. – Vol. 85. – N C12. – P. 7465 – 7470.
155. *Fleischer M.* Environmental impact of cadmium, Environ / Michael Fleischer, Adel F. Sarofim, David W. Fassett, Paul Hammond, Hansford T. Shacklette, Ian C. T. Nisbet, Samuel Epstein // *Health Perspect.* – 1974. – N 5. – P. 253.
156. From Obstacle to Opportunity : How acid rain emissions trading is delivering cleaner air. Environmental Defense. – New York, 2000. – 45 p.
157. *Grodzińska K.* Zanieczyszczenie polskich parków narodowych metalami ciężkimi / Krystyna Grodzińska // *Ochrona przyrody/* – 1980. – N 43. – S. 9 – 27.
158. *Grove J. H.* Extractable chromium as related to soil pH and applied chromium / John H. Grove, Betty G. Ellis // *Soil Sci. Soc. Am. J.* 1980. – N 44. – P. 238.

159. *Henricsen A.* Acidification of fresh waters – a large scale titration / Arne Henricsen // Proc. Intern. Conf. Impact Acid Precip., SNSF Project, Norway. – 1980. – P. 68 – 74.
160. *Hiromi K.* Monitoring Study on Acid Rain in Kanagawa Prefecture, Central Japan / Hiromi Kobori, Maki Kumazawa, Yoshiki Kai and Young-SB Ham. – 2004. – P. 97 – 101.
161. Introduction to geography / Arthur Getis, Judith Getis, Jerome D. Fellmann. – 7th ed. – Boston, 2000. – 526 p.
162. *Jacks G.* Vanadium in an area just outside Stockholm / Glenn Jacks // Environ. Pollut. – 1976. – P. 289.
163. *Jacob H. Kahn.* Acid Rain in Virginia : Its Yearly Damage Amounts to Millions of Dollars Virginia Water Resources Research Center / Jacob H. Kahn // Virginia Polytechnic Institute and State University, Blacksburg, Virginia. Special Report. – 1985. – N 21. – P. 7.
164. *Kabata-Pendias A.* Total contents of trace elements in soils of Poland / Alina Kabata-Pendias, Maria Piotrowska // Materiały JUNG, Pulawy, Poland. – 1971. – N 7. – S. 8.
165. *Kerr R. A.* There is more to “acid rain” than rain / Richard A. Kerr // Science. – 1981. – Vol. 211. – N 4483. – P. 692 – 693.
166. *Kitagishi K.* Heavy Metal Pollution in Soils of Japan / Kohaku Kitagishi, Isami Yamane. – Tokyo : Japan Sci. Press, 1981. – 302 p.
167. *Kloke A.* Content of arsenic, cadmium chromium, fluorine, lead, mercury and nickel in plants grow on contaminated soil, papers presented at United Nations-ECE Symp. on Effects of Air-borne Pollution on Vegetation / Adam Kloke. – Warszawa, 1979. – 192 p.
168. *Kruglov I.* The structure of the urban landscape / Ivan Kruglov // Universitas Ostraviensis. Acta Facultatis Rerum Naturalium. Geographia-Geologia – 1999. – N 181. – P. 71.
169. *Likens G. E.* Acid precipitation / Gene E. Likens // Chem. Eng. News. – 1976. – Nov. 22. – P. 29 – 44.
170. *Likens G. E.* Acid rain : a serious regional environmental problem / Gene E. Likens, F. Herbert Borman // Science. – 1974. – Vol. 184. – N 4342. – P. 1176 – 1179.
171. *Linson S. N.* Phytotoxicology Excessive Levels for Contaminants in Soil and Vegetation, report of Ministry of the Environment / Scott N. Linson. – Ontario, Canada, 1978. – 354 p.

172. Lynch J. A. Changes in Sulfate Deposition in the Eastern U.S.A. Following Enactment of Title IV of the Clean Air Act Amendments of 1990 / Jason A. Lynch, Van C. Bowersox, Joseph W. Grimm // Atmospheric Environment. – 2000. – N 34. – P. 1665 – 1668.

173. Mengel K. Principles of Plant Nutrition / Konrad Mengel, Ernest A. Kirkby / International Potash, Institute. – Worblaufen-Bern, 1978. – 593 p.

174. McKeague J. A. Background levels of minor elements in some Canadian soils / John A. McKeague, Mark S. Wolynetz // Geoderma. – 1980. – N 24. – P. 299.

175. Ministry of the Environment of Japan (2004) State of the Global Environment at a Glance : Acid Deposition [Електронний ресурс]. – Режим доступу : [http : // www.env.go.jp/en/topic/acid/acid\\_situ.html](http://www.env.go.jp/en/topic/acid/acid_situ.html).

176. Norrish K. The geochemistry and mineralogy of trace elements / Kevin Norrish // Trace Elements in Soil-Plant-Animal Systems / Nicholas D. J. D., Egan A. R., eds. – New York : Academic Press, 1975. – P. 55.

177. National Acid Precipitation Assessment Program Report to Congress : An Integral Assessment, National science and technology council. – Washington, D.C., 2005. – 85 p.

178. National Air Pollutant Emission Trends : 1900 – 1998, United States Environmental Protection Agency, EPA 454/R-00 – 002, Office of Air Quality Planning and Standards. – Washington, DC, 2000. – 45 p.

179. Niemyska-Łukaszuk J. Forma cynku, ołowiu i kadmy w glebach wybranych regionów Karpat Zachodnich / Joanna Niemyska-Łukaszuk // Zesz. Nauk. AK w Krakowie, Rozprawy. – Kraków. 1993. – P. 187.

180. Nriagu J. O. A global assessment of natural Sources of atmospheric trace metals J1 / Jerome O. Nriagu // Nature. – 1989. – V. 338. – N 6210. – P. 47 – 49.

181. Oden S. The acidity problem – an outline of concepts / Svante Oden // Water, Air and Soil Poll. – 1976. – Vol. 6. – N 2 – 4. – P. 137 – 166.

182. Oren R. Nutritional disharmony and forest decline : a conceptual model // Forest decline and air pollution. A study of spruce (*Picea abies*) on acid soils. Ecol. Stud / E. – D. Schulze, O. L. Lange, R. Oren (red.). – 1989. – P. 425.

183. Overrain L. H. Acid precipitation – effects on forest and fish / Lars H. Overrain, Hahs Martin Seip, Arne Tollan // Final report of the SNSF-project, 1972 – 1980. – Oslo, 1980. – 175 p.

184. *Pawlak L.* Trace Element Pollution of Soils and Plants in the Vicinity of the Oil Refinery Plant near Plock : Doctoral thesis / L. Pawlak. - Warsaw, 1980. - 165 p.
185. *Ralph S.H.* Adverse effects of acid rain on the distribution of the Wood Thrush *Hylocichla mustelina* / Ralph S. Hames, Kenneth V. Rosenberg, James D. Lowe [et all.] // North America. - 2002. - Vol. 99. - N. 17. - P. 1123.
186. *Roberts T. M.* A review of some biological effects of lead emissions from primary and secondary smelters, paper presented at Int. Conf. on Heavy Metals / Thomas M. Roberts. - Toronto, 1975. - October 27. - P. 503.
187. *Roszyk E.* Contents of vanadium, chromium, manganese, cobalt, nickel, and copper in Lower Silesian soils derived from loamy silts and silts / Edward Roszyk // Rocz. Glebozn. - 1968. - N 19. - P. 223.
188. *Shacklette H. T.* Element concentration in soils and other surficial materials of the conterminous United States / Hansford T. Shacklette, Josephine G. Boerngen // U. S. Geol. Surv. Prof. Pap. - 1984. - P. 1270.
189. Słownik geograficzny królestwa a polskiego i innych krajów słowiańskich T.V. - Warszawa : Druk "wilku" Nowi - Świat. - 1884. - № 59. - 960 s.
190. *Smith I.C.* Trace Metals in the Environment / Ian C. Smith, Brian L. Carson // Ann Arbor, Mich. - 1978. - Vol. 3. - P. 405.
191. *Szponar A.* Heavy metals in soils and in the needles of spruce in ecotope of the subalpine forests in Czarnohora (Eastern Carpathians) / Adolf Szponar, Pawlo Shuber, Ewa Bilińska // The Landscape Ecology - Research and Usage Aspects, The Problems of Landscape Ecology / Institute of Geography and Spatial Management Jagiellonian University. - Cracow, 2009. - Vol. XXIII. - P. 191 - 201.
192. *Tomlinson G. H.* Effects of acid deposition on the forests of Europe and North America / George H. Tomlinson // CRC Press Boca Raton, Ann Arbor. - Boston. 1990. - P. 358.
193. *Tyler G.* Influence of vanadium on soil phosphatase activity / Glenn Tyler // J. Environ. Qual. - 1976. - N 5. - P. 216.
194. *Voloshin I.* Peculiarities of accumulation of heavy metals in soil-plant covering of the Carpathians / Ivan Voloshin // Proceedings of the second international regional conference on environmental and economical development (Nyiregyhaza, Hungary, 17 - 18 October, 1997). - Nyiregyhaza, 1997. - P. 25 - 38.

195. *Welch R. M.* The biological significance of nickel, paper presented / Ross M. Welch // Int. Symp. Trace Element Stress in Plants. – Los Angeles, 1979. – Nov. 6. – P. 36.

196. *Wood T.* Increases in foliar leaching caused by acidification of an artificial mist / Tim Wood, F. Herbert Bormann // *Ambio*, 1975. – N 4. – P. 169.

197. *Ulrich B.* Effects of acid precipitation on forest ecosystems in Europe / Benjamin Ulrich // *Acid Precipitation* / D.C. Adrians, A. H. Johnson (red.). – New York, 1989. – Vol. 2. – P. 189 – 272.

198. *Umeda T.* Successive progress of pH and chemical property in rainfall in Yokohama City / Taro Umeda and Yumi Katou // Annual Report of Yokohama Environmental Science Research Institute / Yokohama Environmental Science Research Institute. – Yokohama (in Japanese), 1998. – P. 11 – 20.

199. *Umeda T.* Survey of Acid Rain in Yokohama City. – Rain acidity data from January to December 2000 / Taro Umeda and Yumi Katou // Annual Report of Yokohama Environmental Science Research Institute / Yokohama Environmental Science Research Institute. – Yokohama (in Japanese), 2002. – P. 139 – 142.

200. USDA – Natural Resources Conservation Service, 1994. State Soil Geographic (STATSGO) Database – Data Use Information. Misc. Publication No. 1492. National Soil Survey Center, Lincoln. – NE, 1994. – P. 56 – 83.

## ДОДАТКИ

## Додаток А

### Перелік досліджених деревних порід

1. Абрикос звичайний – *Armeniaca vulgaris* Lam.
2. Алича (слива розлога) – *Prunus divaricata* Ledeb.
3. Береза повисла (бородавчата) – *Betula verrucosa* Ehrh.
4. Біла акація (Робінія) – *Robinia pseudoacacia* L.
5. Бруслина європейська – *Euonymus europaea* L.
6. Бузок звичайний – *Syringa vulgaris* L.
7. Бук лісовий – *Fagus sylvatica* L.
8. Верба біла – *Salix alba* L.
9. Вишня звичайна – *Cerasus vulgaris* Mill.
10. Вільха сіра – *Alnus incana* Moench
11. В'яз гладкий – *Ulmus laevis* Pall.
12. Гіркокаштан звичайний (кінський каштан) – *Aesculus hippocastanum* L.
13. Глід український – *Crataegus ucrainica* Pojark
14. Горіх волоський – *Juglans regia* L.
15. Горобина звичайна – *Sorbus aucuparia* L.
16. Граб звичайний – *Carpinus betulus* L.
17. Груша звичайна – *Pyrus communis* L.
18. Дикий виноград – *Parthenocissus* Planch.
19. Дуб звичайний – *Quercus robur* L. var. *puberula* Beck
20. Жасмин голоцвітий – *Jasminum nudiflorum* Lindl.
21. Калина звичайна – *Viburnum opulus* L.
22. Карія – *Carya alba* (L.) Nutt.
23. Клен гостролистий – *Acer platanoides* L.
24. Липа серцелиста – *Tilia cordata* Mill.
25. Ліщина звичайна – *Corylus avellana* L.
26. Магнолія Кобус – *Magnolia Kobus* Thunb.
27. Обліпіха крушиноподібна – *Hippophae rhamnoides* L.
28. Подорожник великий – *Plantago major* L.
29. Свидина біла – *Swida alba* (L.) Opiz
30. Свидина кров'яна – *Swida sanguinea* (L.) Opiz
31. Слива домашня – *Prunus domestica* L.
32. Смородина чорна – *Ribes nigrum* L.



33. Сосна звичайна – *Pinus sylvestris* L.
34. Тополя біла – *Populus alba* L.
35. Туя західна – *Thuja occidentalis* L.
36. Черемха звичайна – *Padus avium* Mill.
37. Черешня – *Cerasus avium* (L.) Moench
38. Шипшина польова – *Rosa agrestis* Savi
39. Шовковиця чорна – *Morus nigra* L.
40. Яблуня домашня – *Malus domestica* Borkh.
41. Явір (клен несправжньо-платановий) – *Acer pseudoplatanus* L.
42. Ялина європейська (смерека) – *Picea abies* (L.) Karst.
43. Яловець звичайний – *Juniperus communis* L.
44. Ясен звичайний – *Fraxinus excelsior* L.

## Додаток Б

### Пошкодження зелених насаджень м. Львова кислотними дощами (2001–2008 рр.)

Таблиця Б.1

#### Ураження парково-вуличних насаджень центральної частини м. Львова кислотними дощами (2001 р.)

№ пр.	Вулиця, перехрестя	Назва породи	Ураження, %
1	Шпитальна	Тополя біла	40
2	Джерельна-Балабана	Клен гостролистий	35
3	Крехівська-Джерельна	Тополя біла	65
4	Балабана-Куліша	Тополя біла	80
5	Газова	Клен гостролистий, тополя біла, яблуня домашня	25
6	Джерельна	Гіркокаштан звичайний, тополя біла	20
7	Хімічна, 30	Верба біла	90
8	Хімічна	Гіркокаштан звичайний, верба біла, тополя біла	35
9	Заводська, 23	Клен гостролистий, явір	25
10	Заводська	Гіркокаштан звичайний, горіх волоський, яблуня домашня, тополя біла, клен гостролистий, явір	20
11	Жовківська	Клен гостролистий, береза повисла	15
12	Опришківська	Гіркокаштан звичайний	70

Таблиця Б.2

**Ураження парково-вуличних насаджень  
центральної частини м. Львова  
кислотними дощами (2002 р.)**

№ пр.	Вулиця, перехрестя	Назва породи	Ураження, %
1	Пр. Свободи	Бузок звичайний, яловець звичайний, клен гостролистий, гіркогоштан звичайний	10
2	Пл. Ринок	Яблуня домашня, тополя біла, виноград дикий, липа серцелиста, гіркогоштан звичайний	20
3	Підвальна	Бузок звичайний, липа серцелиста, алича, гіркогоштан звичайний	25
4	Лисенка	Ясен звичайний, гіркогоштан звичайний, клен гостролистий, липа серцелиста	25
5	Високий Замок	Біла акація, клен гостролистий, тополя біла, шовковиця чорна	10
6	Пл. Галицька	Липа серцелиста, клен гостролистий, в'яз гладкий	25
7	Пр. Шевченка	Ясен звичайний, клен гостролистий	10
8	Пл. Маланюка	Липа серцелиста	20
9	Стефаніка	Липа серцелиста, верба біла, ясен звичайний, клен гостролистий	30

Таблиця Б.3

**Ураження парково-вуличних насаджень  
Сихівського району м. Львова  
кислотними дощами (2003–2004 р.)**

№ пр.	Вулиця, перехрестя	Назва породи	Ураження, %
1	2	3	4
1	І. Чмоли	Липа серцелиста, клен гостролистий	20
2	Стрийська-В. Великого	Ясен звичайний, клен гостролистий	50

## Продовження таблиці Б.3

1	2	3	4
3	Стрийська-Хуторівка	Гіркокаштан звичайний, сосна звичайна	40
4	Я. Гашека-Скорини	Горобина звичайна	45
5	М. Максимовича	Береза повисла, горобина звичайна	60
6	Хуторівка-Хортицька	Липа серцелиста, граб звичайний	50
7	Освицька	Ясен звичайний	15
8	Чукаріна	Обліпіха крушиноподібна, черешня	40
9	Черв. Калини- Сихівська	Ліщина звичайна	5
10	Монастирського	Липа серцелиста	25
11	Зелена-Світанкова	Біла акація, клен гостролистий	50
12	Зелена-Вулецька	Алича, вишня звичайна	30
13	Дунайська	Яблуня домашня, черешня	25
14	Дж. Вашингтона	Клен гостролистий	20
15	Навроцького	Бузок звичайний	10
16	В. Стуса	Липа серцелиста	45
17	П. Мирного	Клен гостролистий, ясен звичайний	40
18	Луганська- Черв. Калини	Гіркокаштан звичайний	20
19	Кос-Анатольського	Яблуня домашня	25
20	Зелена-Пирогівка	Біла акація	25

Таблиця Б.4

**Ураження парково-вуличних насаджень  
Сихівського району м. Львова  
кислотними дощами (2006 р.)**

№ пр.	Вулиця, перехрестя	Назва породи	Ураження, %
1	2	3	4
1	І. Чмоли	Гіркокаштан звичайний, липа серцелиста, біла акація	10
2	П. Мирного	Гіркокаштан звичайний, липа серцелиста	15

Продовження таблиці Б.4

1	2	3	4
3	Скорини	Вишня звичайна, верба біла, клен гостролистий	10
4	Стрийська (Автовокзал)	Гірकोкаштан звичайний, бузок звичайний, липа серцелиста, горобина звичайна	15
5	Стрийська–Хуторівка	Горобина звичайна, бузок звичайний, горіх волоський, алича	30
6	Хуторівка–Демнянська	Верба біла, алича, вишня звичайна	10
7	Стрийська–Максимовича	Гірकोкаштан звичайний, береза повисла, горобина звичайна	20
8	Стрийська–Козельницька	Гірकोкаштан звичайний, клен гостролистий, горобина звичайна	15
9	Пр. Черв. Калини–Угорська	Тополя біла, яблуня домашня, липа серцелиста, вишня звичайна	20
10	Луганська	Клен гостролистий, горіх волоський	20
11	Пр. Черв. Калини–Рахівська	Груша звичайна, горіх волоський, яблуня домашня, вишня звичайна	15
12	О. Довженка	Вишня звичайна, береза повисла, абрикос звичайний	15
14	Пр. Черв. Калини–Сихівська	Ялина європейська, горобина звичайна	20
15	Чукаріна–Хоткевича	Граб звичайний, ліщина звичайна, клен гостролистий, вишня звичайна	10
16	Лісопарк «Зубра»	Дуб звичайний, ліщина звичайна, граб звичайний	20
17	Пр. Черв. Калини – Коломийська	Вишня звичайна, бузок звичайний, виноград дикий	10
18	Акад. Вернадського	Вишня звичайна, горіх волоський, слива звичайна	10
19	Зелена–Дністровська	Липа серцелиста, тополя біла	15
20	Зелена–Дж. Вашингтона	Вишня звичайна, липа серцелиста	10
21	Зелена–Луганська	Туя західна, горобина звичайна	30
22	Пасічна–Дж. Вашингтона	Яблуня домашня, бузок звичайний, слива звичайна	40

1	2	3	4
23	Зубрівська-Зелена	Яблуня домашня, вишня звичайна	10
24	Вулецька	Яблуня домашня, слива звичайна	15
25	Сихівська- Соняшникова	Липа серцелиста, вишня звичайна, яблуня домашня	10
26	Кавалерідзе- Лірницька	Яблуня домашня, вишня звичайна, горіх волоський	10
27	Пирогівка-Пасічна	Біла акація	10
28	Зелена-Перелітна	Липа серцелиста, горобина звичайна	15
29	Зелена-Слобідська	Липа серцелиста, горобина звичайна	5
30	Зелена, 312	Тополя біла, верба біла	10
31	Ак. Вернадського- Трильовського	Горіх волоський	15
32	Луганська- Проф. Буйка	Клен гостролистий, туя західна, горіх волоський, вишня звичайна	20
33	Парк «Залізні води»	Гراب звичайний, бук лісовий, тополя біла	25

Таблиця Б.5

**Ураження парково-вуличних насаджень  
Шевченківського району м. Львова  
кислотними дощами (2007 р.)**

№ пр.	Вулиця, перехрестя	Назва породи	Ураження, %
1	2	3	4
1	Золота	Гіркокаштан звичайний, липа серце- листа, клен гостролистий	20
2	О. Турянського	Гіркокаштан звичайний, тополя біла	10
3	Купчинського	Клен гостролистий, біла акація	20
4	Єрошенка	Гіркокаштан звичайний, ясен зви- чайний	25
5	П. Панча	Клен гостролистий	20

## Продовження таблиці Б.5

1	2	3	4
6	Тунельна	Липа серцелиста, гірकोкаштан звичайний	10
8	В. Чорновола	Клен гостролистий, бузок звичайний	10
9	Б. Хмельницького	Береза повисла, горобина звичайна	15
10	Липинського	Клен гостролистий, липа серцелиста	15
11	Гетьмана Мазепи	Липа серцелиста, горобина звичайна	20
12	Льняна	Гірकोкаштан звичайний, липа серцелиста	25
13	Плугова	Біла акація, горіх волоський, горобина звичайна	5
14	Загірна	Гірकोкаштан звичайний, липа серцелиста, горобина звичайна	30
15	Мурована	Клен гостролистий, горіх волоський	20
16	Щурата	Гірकोкаштан звичайний, горіх волоський	20
17	Ланова	Липа серцелиста	15
18	Парк «Кортумова гора»	Ясен звичайний	20
19	Винниця	Ясен звичайний, горобина звичайна	10
20	Брюховицька	Біла акація	15
21	Т. Шевченка	Гірकोкаштан звичайний, клен гостролистий, біла акація	15
22	Творча	Горобина звичайна, гірकोкаштан звичайний, липа серцелиста, бузок звичайний	10
23	Полтвяна	Гірकोкаштан звичайний, клен гостролистий	20
24	Промислова	Горіх волоський, липа серцелиста	5
25	Татарбунарська	Горіх волоський, клен гостролистий, гіркокаштан звичайний	5

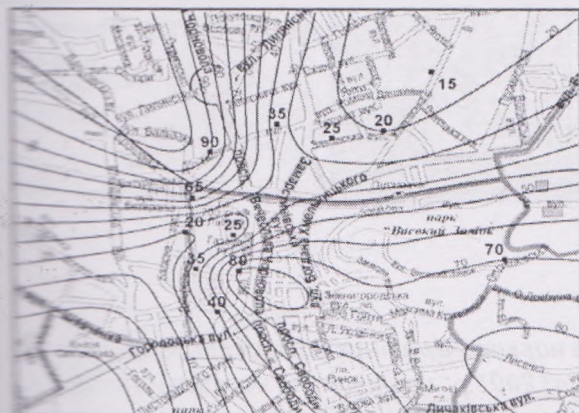
**Ураження парково-вуличних насаджень  
Франківського району м. Львова  
кислотними дощами (2008 р.)**

№ пр.	Вулиця, перехрестя	Назва породи	Ураження, %
1	2	3	4
1	Автотраса Львів-Сокільники	Верба біла	5
2	Автотраса Львів-Сокільники (600 м на сх.)	Верба біла, тополя біла	10
3	Трускавецька	Верба біла	10
4	Тролейбусна	Верба біла, гірकोкаштан звичайний	5
5	Тролейбусна-Рубчака	Гірकोкаштан звичайний	20
6	Наукова, 9	Береза повисла, горобина звичайна, верба біла, ялина європейська, ясен звичайний, клен гостролистий	5
7	Наукова-Кн. Ольги	Береза повисла, клен гостролистий, горобина звичайна	15
8	Наукова, 84	Липа серцелиста, гірकोкаштан звичайний	5
9	Симоненка-В. Великого	Верба біла, туя західна	5
10	В. Великого-Стрийська	Липа серцелиста, клен гостролистий	10
11	В. Великого	Алича, липа серцелиста	15
12	Я. Музики	Клен гостролистий, липа серцелиста	5
13	Сонячна	Горіх волоський, яблуня домашня, вишня звичайна, груша звичайна	15
14	Кульпарківська-Листова	Клен гостролистий, гірकोкаштан звичайний	5
15	Холодноярська	Верба біла, липа серцелиста, яблуня домашня, гірकोкаштан звичайний	5
16	Боткіна-Перфецького	Липа серцелиста, гірकोкаштан звичайний, ясен звичайний, яблуня домашня	5



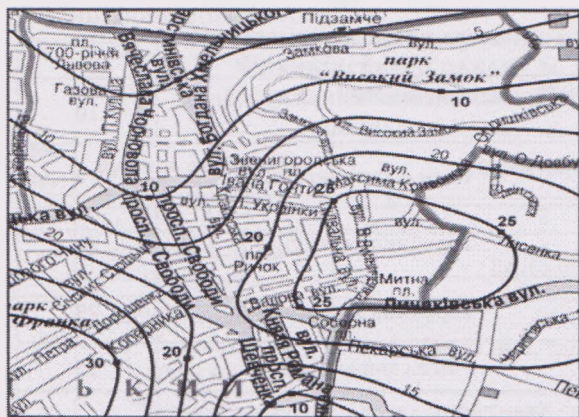
Продовження таблиці Б.6

1	2	3	4
17	І. Пулюя	Гіркокаштан звичайний, горобина звичайна	10
18	Акад. А. Сахарова	Клен гостролистий	15
19	Ген. Чупринки-Мельника	Горобина звичайна	20
20	Кн. Ольги	Горобина звичайна	25
21	В. Антоновича	Ясен звичайний	15
22	Тургенєва-Федьковича	Клен гостролистий, горобина звичайна	20
23	Любінська-Народна	Клен гостролистий, ясен звичайний, гіркокаштан звичайний	15
24	Терлецького-І. Багряного	Липа серцелиста	10
25	Студентський парк	Гіркокаштан звичайний	15



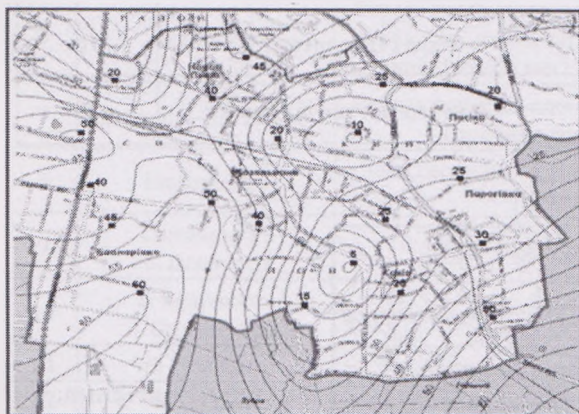
Умовні позначення:  
 √ - % пошкодження;  
 ■ - точки відбору проб

а)



Умовні позначення:  
∧ - % пошкодження;  
■ - точки відбору проб

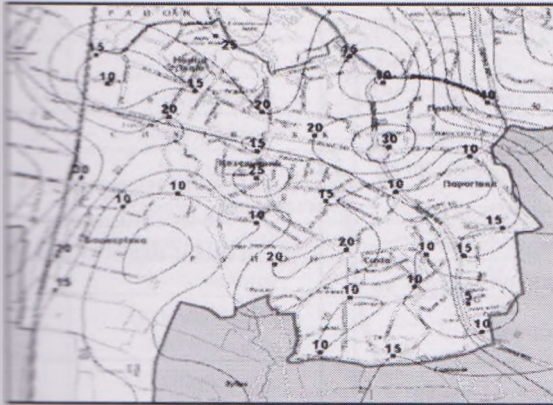
б)



Умовні позначення:  
∧ - % пошкодження;  
■ - точки відбору проб

в)

Рис. Б.1. Пошкодження парково-вуличних насаджень м. Львова кислотними дощами: а) 2001 р., центральна частина міста; б) 2002 р., центральна частина міста; в) 2003–04 рр., Сихівський район

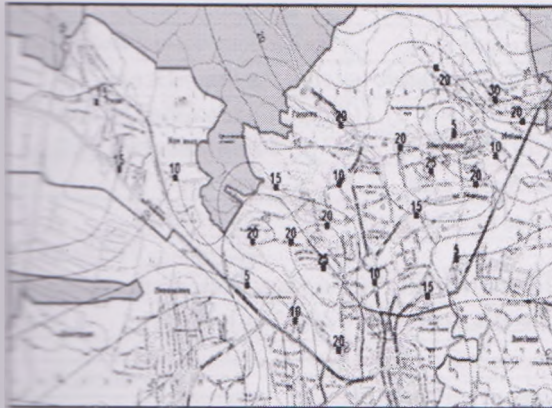


а)

Умовні позначення:

∧ - % пошкодження;

■ - точки відбору проб



б)

Умовні позначення:

∧ - % пошкодження;

■ - точки відбору проб



Продовження таблиці Б.7

1	2	3	4	5
4	Антоновича	Ясен звичайний	55	
5	Карпінського	Гірकोкаштан звичайний	10	60–70
6	Чупринки	Горобина звичайна	35	
7	Сахарова– Кн. Ольги	Клен гостролистий	50	
8	Шухевича–Алтайська	Липа серцелиста	50	
9	Коновальця	Липа серцелиста	70	
10	Кульпарківська– Антоновича	Біла акація	20	
11	Кульпарківська– В. Поліщука	Ясен звичайний	45	
12	Городоцька–Любінська	Біла акація	25	
13	Любінська–Спокійна	Клен гостролистий	75	
14	Сулими–Спокійна	Клен гостролистий	15	
15	Колковська–Любінська	Ясен звичайний	40	
16	Вагряного	Липа серцелиста	80	
17	Любінська– Яворницького	Гірकोкаштан звичайний	5	60–70
18	Головатого	Липа серцелиста	15	
19	Виговського	Гірकोкаштан звичайний	5	60
20	Городоцька– Виговського	Гірकोкаштан звичайний	10	60
21	Городоцька	Липа серцелиста	75	
22	Сигнівка	Клен гостролистий	60	
23	С. Величка	Клен гостролистий	40	
24	Мелицької	Липа серцелиста	60	
25	Ряшівська–Сигнівка	Клен гостролистий	20	
26	Городоцька–Патона	Гірकोкаштан звичайний	20	50–60
27	Патона	Липа серцелиста	35	
28	Городоцька– Ген. Курмановича	Гірकोкаштан звичайний	10	65–70
29	Ген. Курмановича– Д. Апостола	Ясен гостролистий	30	
30	Городоцька–Авіаційна	Ясен гостролистий	75	

1	2	3	4	5
31	Городоцька- Курмановича	Гірकोкаштан звичайний	15	45-60
32	Городоцька- с. Холодновідка	Ясен звичайний	20	
33	Збира	Липа серцелиста	65	40-50
34	Конюшинна	Гірकोкаштан звичайний	25	40-50
35	Генерала Курмановича	Клен гостролистий	25	
36	Рудненська	Горобина звичайний	60	
37	Низинна	Клен гостролистий	65	
38	Левандівська-Широка	Гірकोкаштан звичайний	5	60-75
39	Широка	Туя західна	35	
40	Шенченка-Брюховицька	Біла акація	35	
41	Ожинова	Вишня звичайна	30	
42	Винниця-Брюховицька	Ясен звичайний	40	
43	Лукасенка- Брюховицька	Клен гостролистий	30	
44	П. Сотника	Гірकोкаштан звичайний	5	50-60
45	Шевченка- Артилерійська	Клен гостролистий	30	
46	Золота-Єрошенка	Слива звичайна	20	
47	Золота-Єрошенка	Клен гостролистий	10	
48	Варшавська- Клепарівська	Гірकोкаштан звичайний	10	55-65
49	Поштова	Ясен звичайний	10	
50	Варшавська	Клен гостролистий	45	
51	Молодіжна	Липа серцелиста	15	
52	Армійська-Варшавська	Вишня звичайна	20	
53	Ланова	Липа серцелиста	10	
54	Винниця	Горобина звичайна	20	
55	Шевченка-Я. Мудрого	Липа серцелиста	20	
56	О. Степанівни	Береза повисла	15	
57	Дорошенка	Клен гостролистий	20	

## Продовження таблиці Б.7

1	2	3	4	5
58	Сахарова- Студенський парк	Гіркокаштан звичайний	5	85
59	Петрусенко	Гіркокаштан звичайний	10	80
60	Чернеча гора	Вишня звичайна	60	
61	Чернеча гора-Мучна	Горіх волоський	10	
62	Кривчицька дорога- Низова	Гіркокаштан звичайний	10	70
63	Пр. Свободи	Липа серцелиста	25	
64	Шевченка-Городоцька	Ясен звичайний	15	
65	Клепарівська-Золота	Гіркокаштан звичайний	30	60
66	Замарстинівська- Лобачевського	Гіркокаштан звичайний	25	50
67	Замкова	Гіркокаштан звичайний	10	70
68	Короленка-Лисенка	Тополя біла	40	
69	Ш. Руставелі	Гіркокаштан звичайний	5	65
70	Діброва- Парк «Залізни води»	Магнолія Кобус	10	
71	Парк «Залізни води»- Запорізька	Граб звичайний	20	
72	Черемшини	Тополя біла	30	
73	Пластова-Польова	Клен гостролистий	40	
74	Богданівська-Пластова	Липа серцелиста	20	
75	Богданівська	Граб звичайний	30	
76	Пластова	Гіркокаштан звичайний	20	70
77	Польова- Новознесенська	Вільха сіра	20	
78	Пластова	Гіркокаштан звичайний	20	70
79	Хвильового-Селянська	Горіх волоський	30	
80	Лінкольна	Липа серцелиста	10	
81	Промислова	Слива звичайна	10	
82	Липинського- Б.Хмельницького	Гіркокаштан звичайний	20	60
83	Б. Хмельницького- Туркменська	Вишня звичайна	40	

1	2	3	4	5
84	Чигиринська- Б.Хмельницького	Клен гостролистий	10	
85	Лісопарк «Погулянка» – Ботанічний сад універ- ситету	Подорожник великий	10	
86	Медової Печери- Садівнича	Вишня звичайна	90	
87	Личаківська-Яловець	Клен гостролистий	30	
88	Личаківська-Букова	Горіх волоський	20	
89	Медової Печери- Майорівка	Клен гостролистий	40	
90	Богданівська	Вишня звичайна	30	
91	Тракт Глинянський- Лисиничі	Горіх волоський	10	
92	Варшавська-Срібляста	Гіркокаштан звичайний	25	70
93	Інструментальна	Клен гостролистий	15	
94	Весняна	Липа серцелиста	15	
95	Панча-В. Чорновола	Тополя біла	40	
96	Клепарівська- Липинського	Береза повисла	30	
97	Клепарівська- Батуриńska	Гіркокаштан звичайний	30	60
98	Тракт Глинянський	Вишня звичайна	20	
99	Втіха	Гіркокаштан звичайний	20	60
100	Богданівська- Старознесенська	Обліпіха крушинопод- ібна	10	
101	Пекарська	Смородина чорна	20	
102	Генерала Тарнавського- Зелена	Клен гостролистий	30	
103	Кн. Ольги	Горіх волоський	40	
104	Наукова-Кн. Ольги	Горобина звичайна	15	
105	Кн. Ольги-Наукова	Клен гостролистий	60	
106	І. Пулюя	Гіркокаштан звичайний	20	70
107	Наукова-І. Пулюя	Горобина звичайна	20	



## Продовження таблиці Б.7

1	2	3	4	5
108	Наукова–В. Симоненка	Бузок звичайний	15	
109	Кульпарківська– Наукова	Різнотрав'я	25	
110	Кульпарківська– І. Пулюя	Бузок звичайний	30	
111	Кульпарківська–Скнилів	Бузок звичайний	20	
112	Кульпарківська	Клен гостролистий	25	
113	Продуктивна–6-й Скни- лівський провулок	Липа серцелиста	25	
114	8-й Скнилівський–6-й Скнилівський провулки	Липа серцелиста	20	
115	Виговського–8-й Скни- лівський провулок	Горобина звичайна	25	
116	Виговського–6-й Скни- лівський провулок	Гіркокаштан звичайний	20	60
117	В. Великого– Кульпарківська	Різнотрав'я	30	
118	В. Великого–Боткіна	Різнотрав'я	15	
119	В.Великого–М. Бойчука	Різнотрав'я	30	
120	В. Великого–Кн. Ольги	Різнотрав'я	10	
121	В.Великого	Різнотрав'я	60	
122	Тролейбусна–І. Рубчака	Різнотрав'я	10	
123	Тролейбусна–Наукова	Липа серцелиста	20	
124	Тролейбусна–Наукова	Жасмин голоцвітий	10	
125	Веселова–Тролейбусна	Жасмин голоцвітий	10	
126	Тролейбусна– В. Великого	Береза повисла	10	
127	Кн. Ольги–М. Бойчука	Липа серцелиста	15	
128	Я. Музики	Гіркокаштан звичайний	20	50
129	Л. Кобилиці	Липа серцелиста	15	
130	Корабельна–Я. Музики	Гіркокаштан звичайний	15	60
131	Молдавська– Л. Кобилиці	Вільха сіра	10	
132	Боткіна–Я. Музики	Вільха сіра	10	

1	2	3	4	5
133	Кульпарківська-Артема	Ясен звичайний	10	
134	Кульпарківська-Вітряна	Вільха сіра	25	
135	Хоробрих-С. Петлюри	Гірकोкаштан звичайний	20	70
136	Кульчицької	Вільха сіра	10	
137	Кульчицької-Виговського	Вишня звичайна	15	
138	Кульчицької-С. Петлюри	Різотрав'я	20	
139	Кульчицької	Вільха сіра	15	
140	Виговського-Любінська	Різотрав'я	25	
141	Любінська	Ясен звичайний	30	
142	Любінська	Вишня звичайна	15	
143	Виговського-Кульчицької	Чагарник	30	
144	Скнилів (схід)	Верба біла	50	
145	Скнилів (центр)	Клен гостролистий	60	
146	Скнилів (північ)	Тополя біла	60	
147	Скнилів (центр)	Клен гостролистий	60	
148	Скнилів (захід)	Клен гостролистий	40	
149	Скнилів (пн.-захід)	Клен гостролистий	60	
150	Скнилів (пн.-захід)	Гірकोкаштан звичайний	10	70
151	Скнилів (пн.-захід)	Клен гостролистий	40	
152	Стрийська (Іподром)	Глід український, ясен звичайний, шипшина польова	25	
153	С. Зубра	Обліпіха крушиноподібна, слива звичайна	50	
154	С. Зубра (поля)	Бузок звичайний, слива звичайна, береза повисла	30	
155	С. Пасіки-Зубрицькі	Липа серцелиста, горіх волоський	50	
156	Стрийська (Іподром)	Береза повисла, алича	10	

## Продовження таблиці Б.7

1	2	3	4	5
157	Стрийська–с. Зубра	Горобина звичайна, липа серделиста, яблуня домашня	50	
158	Лісопарк «Зубра» – р. Зубра	Ясен звичайний, верба біла	50	
159	Вернадського–Скрипника	Клен гостролистий, глід український, береза повисла	20	
160	Драгана	Ясен звичайний, черешня, бузок звичайний	30	
161	Пр. Червоної Калини–Вернадського	Бузок звичайний, калина звичайна, алича, горіх волоський	15	
162	Зелена–Вернадського	Горіх волоський, черешня, горобина звичайна	40	
163	С. Пасіки–Зубрицькі	Вишня звичайна, черешня	70	
164	Стрийська (Автовокзал)	Верба біла, береза повисла	30	
165	Бронетанковий ремонтний завод	Алича, ясен звичайний	40	
166	Сихівський ліс–Скипника	Вишня звичайна, дуб звичайний, яблуня домашня	60	
167	Пр. Червоної Калини–Коломийська	Гіркокаштан звичайний, липа серделиста	20	75
168	Гетьмана Полуботка	Липа серделиста, алича	40	
169	Антонича–Теслюка	Клен гостролистий, ясен звичайний	70	
170	Зелена	Слива звичайна, вільха сіра	45	
171	І. Чмоли	Липа серделиста, клен гостролистий	50	
172	Стрийська–В. Великого	Ясен звичайний, клен гостролистий	65	
173	Наукова–Хуторівка	Гіркокаштан звичайний, сосна звичайна	50	50

1	2	3	4	5
174	Боднарська	Горобина звичайна	65	
175	Федоренка	Липа серцелиста, граб звичайний	85	
176	Хуторівка	Липа серцелиста	70	
177	Освицька	Ясен звичайний	15	
178	Чукаріна	Обліпіха крушиноподібна, черешня	50	
179	Пр. Черв. Калини-О.Довженка	Ліщина звичайна	15	
180	Манастирського	Липа серцелиста	25	
181	Зелена	Біла акація, клен гостролистий	70	
182	Вулецька	Алича, вишня звичайна	30	
183	Пасіки (стадіон)	Яблуня домашня, черешня	70	
184	Зелена-Дж. Вашингтона	Клен гостролистий	35	
185	Навроцького	Бузок звичайний	10	
186	В. Стуса	Липа серцелиста	60	
187	П. Мирного	Гіркокаштан звичайний, ясен звичайний	30	80
188	Луганська	Гіркокаштан звичайний	20	50
189	Лисинецька	Клен гостролистий, гіркокаштан звичайний, береза повисла	35	60
190	Винниківське озеро (зх.)	Сосна звичайна, ясен звичайний, бук лісовий	25	70
191	Винниківське озеро (500 м на пд.-зх.)	Клен гостролистий, верба біла, обліпіха крушиноподібна	15	
192	Винниківське озеро (300 м на пд.-зх.)	Гіркокаштан звичайний, ліщина звичайна	10	
193	Вулецька	Ясен звичайний, граб звичайний, бук лісовий	25	
194	Вулецька-Межова	Клен гостролистий, липа серцелиста	50	

*Продовження таблиці Б.7*

<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>
195	Надійна	Черемха звичайна	5	
196	Надійна (1200 м на пд.-зх.)	Глід український, граб звичайний, горобина звичайна	30	
197	Сихівська	Ясен звичайний, липа серцелиста	25	
198	Майданна	Вишня звичайна, липа серцелиста, горіх во- лоський	55	

**Додаток В**  
**Величини рН зелених насаджень:**  
**хвої чи листя, стовбура, ґрунту, роси**

Таблиця В.1

**Величини рН листя, стовбурів, роси (1999 р.)**

№ точки	Адреса	Назва рослин, дерев	рН листка	рН роси	рН стовбура
1	Вул. Стрийська (ЛАЗ)	Гіркокаштан звичайний	5,0	5,5	6,0
		Тополя біла	5,0	5,5	5,8
2	Вул. Хуторівка, 2	Туя західна	5,0	5,5	7,0
		Ялина європейська	6,0	6,5	7,5
		Дуб звичайний	6,0	6,5	7,5
		Бузок звичайний	6,0	6,5	7,0
		Тополя біла	5,5	6,0	8,0
		Алича	7,0	6,5	7,5
		Липа серцелиста	6,5	7,0	6,0
		Бузина чорна	6,0	6,5	6,0
		Вишня звичайна	6,5	7,0	7,0

Таблиця В.2

**Величини рН листя, стовбурів, роси (2001 р.)**

№ точки	Адреса	Назва рослин, дерев	рН листка	рН роси	рН стовбура
1	2	3	4	5	6
1	Вул. Стрийська	Гіркокаштан звичайний	5,0	5,5	6,0
		Тополя біла	5,0	5,5	5,8
2	Вул. Хуторівка, 2	Туя західна	5,0	5,5	6,0
3	Вул. Підстригача, 2	Гіркокаштан звичайний	5,5	5,0	5,7
		Смерека європейська	5,0	5,5	5,7
		Липа серцелиста	5,6	5,8	5,8

Продовження таблиці В.2

1	2	3	4	5	6
4	Залізничний вокзал	Тополя біла	5,5	4,0	4,0
		Черешня	5,0	5,0	5,0
5	Вул. Тургенєва,72	Ясен звичайний	5,7	4,0	4,0
		Гіркокаштан звичайний	6,0	4,0	5,0

Таблиця В.3

**Величини рН та пошкодження деревних порід кислотними дощами (2002 р.)**

Вулиця, перехрестя	Порода дерева	рН	Пошкодження кислотними дощами
Голоско	Конвалія	5,0	35
Винниця	Живокіст лікарський	5,0	50
Клепарів	Клен гостролистий	5,6	20
Кам'янка	Туя західна	5,2	65
Кам'янка	Тополя біла	5,0	50
Міхновських	Сугайник звичайний	5,0	45
Міхновських	Клен гостролистий	4,5	45
Городоцька-Кульпарківська	Акація біла	5,0	50
Любінська-Терлецького	Клен гостролистий	5,5	45
Городоцька-Виговського	Тополя біла	5,0	45
Природна	Живокіст лікарський	5,0	30
Патона	Клен гостролистий	5,5	40
Лаврівського	Алича	6,5	30
Білогорща	Алича	6,0	85
Блажкевича	Яблуна домашня	5,0	75
Широка	Вільха сіра	5,4	25-30
Янівське кладовище	Гіркокаштан звичайний	5,0	75 (і міль)
Золота-Клепарівська	Акація біла	5,0	10

## Величини рН листяних порід Залізничного району (2003 р.)

Вулиця	№ точки	Рослина	Величина рН			Середнє значення
			листя, краплі	листя, роса	стовбур	
Залізничний вокзал	1	Тополя біла	5,5	4,5	4,0	4,7
	2	Черешня	5,0	5,0	5,0	5,0
	3	Гірकोкаштан звичайний	6,5	5,0	5,0	5,5
	4	Алича	6,0	4,5	5,0	5,1
Комарова	5	Клен гостролистий	6,5	5,0	5,0	5,5
Джерельна	6	Гірकोкаштан звичайний	6,0	5,0	5,0	5,3
	7	Верба біла	5,5	5,0	5,0	5,2
Тургенева	8	Тополя біла	6,0	4,5	5,0	5,1
	9	Гірकोкаштан звичайний	6,0	4,5	5,0	5,1
	10	Ясен звичайний	6,7	4,5	4,0	5,1

Таблиця В.5

## Величина рН вуличних об'єктів Личаківського району (2003 р.)

Вулиця	№ точки	Величина рН, об'єкти				Середнє значення
		листя	трава	вулична вода	грунт	
Площа Ринок,	1	5,5	5,0	5,0	5,5	5,3
Ставропігійська, 9	2	5,0	5,0	5,3	5,0	5,1
Підвальна, 11	3	6,5	6,0	6,0	6,5	6,3
Винниченка, 24	4	6,5	6,0	6,5	6,5	6,4
Винниченка, 12	5	6,3	6,5	6,3	6,3	6,3
Личаківська	6	7,2	6,5	4,0	7,5	7,1
Митна	7	6,5	6,0	6,5	6,7	6,4
Личаківська, 8	8	7,0	6,5	6,8	7,0	6,8
Короленка, 15	9	6,0	5,5	6,0	5,8	5,8
Просвіти, 8	10	6,3	5,6	6,0	6,5	6,1



**Величини рН та пошкодження деревних порід  
кислотними дощами (2004 р.)**

Вулиця, перехрестя	Порода дерева	рН	Пошкодження кислотними дощами
Наукова	Вишня звичайна, липа серцелиста	5,0–6,5	15–20
В. Великого	Липа серцелиста	5,0	5
Кульпарківська	Клен гостролистий	5,0–5,5	5
Виговського	Клен гостролистий, липа серцелиста	5,0–5,5	20
Кульпарківська	Яблуня домашня	5,0	30
Сокільники	Подорожник великий	5,0–5,5	15
Скнилівок	Вишня звичайна	6,0	20
Щирецька	Гіркокаштан звичайний	5,5	5
В. Великого	Липа серцелиста	5,0–5,5	10
Симоненка	Вишня звичайна	5–5,5	10
Скнилів	Гіркокаштан звичайний	5,0	85
Кільцева дорога	Дуб звичайний, подорожник великий	5,5	30
Траса	Липа серцелиста	5,0	25
С. Границя	Акація біла	5,0–5,5	10
С. Березівка	Вишня звичайна	5,0–5,5	10
Кільцева дорога	Клен гостролистий, яблуня домашня	6,0	50
Пулюя, 24	Дуб звичайний	5,5	50
Тролейбусна	Липа серцелиста	5,0	25

## Додаток Г

### Вміст хімічних елементів у листі деревних рослин

Таблиця Г.1

#### Вміст заліза в листі деревних порід і коефіцієнт накопичення [9]

№	Вид рослини	Вміст Fe, мг/кг сухої маси				Коефіцієнт накопичення		
		Контроль	Заводи			Заводи		
			хімвиробів	буддеталей	пресів	хімвиробів	буддеталей	пресів
1	Абрикос звичайний	110,2	180,5	210,9	389,6	1,62	1,90	3,53
2	Айлант високий	250,1	340,6	325,6	472,4	1,36	1,30	1,88
3	Бузина чорна	317,1	425,3	431,3	790,0	1,34	1,36	2,49
4	Береза повисла	145,5	210,7	390,6	426,2	1,44	2,60	2,74
5	В'яз приземкуватий	390,1	529,1	660,1	896,7	1,35	1,69	2,29
6	Верба біла	238,5	371,3	431,0	638,8	1,13	1,81	2,68
7	Гірकोкаштан звичайний	250,5	282,3	276,5	497,4	1,12	1,10	1,91
8	Клен сріблястий	450,2	535,3	790,3	1029,0	1,19	1,75	2,28
9	Клен гостролистий	450,9	520,6	759,1	1199,2	1,15	1,68	2,65
10	Клен несправжньооплатановий	347,8	525,1	940,4	1010,3	1,50	2,70	4,07
11	Липа крупнолиста	325,8	410,6	535,7	767,5	1,26	1,64	2,35
12	Горіх волоський	282,4	301,2	500,3	620,3	1,06	1,77	2,19
13	Робінія звичайна	229,2	305,6	459,7	709,6	1,55	2,19	3,39
14	Горобина звичайна	310,4	551,7	680,3	1096,0	1,77	2,19	3,53
15	Тополя біла	352,9	522,3	633,6	1067,9	1,48	1,79	3,02
16	Тополя канадська	270,0	390,5	510,0	959,5	1,44	1,88	3,58
17	Бузок звичайний	298,6	325,3	412,0	520,6	1,08	1,37	1,74
18	Ясен звичайний	160,0	-	-	495,2	-	-	3,09

## Вміст марганцю в листі деревних порід і коефіцієнт накопичення [9]

№	Вид рослини	Вміст Mn, мг/кг сухої маси				Коефіцієнт накопичення		
		Контроль	Заводи			Заводи		
			хімвиробів	буддеталей	пресів	хімвиробів	буддеталей	пресів
1	Абрикос звичайний	45,3	50,6	49,4	103,6	1,11	1,09	2,50
2	Айлант високий	148,1	152,4	169,9	273,9	1,02	1,14	1,85
3	Бузина чорна	252,3	178,6	278,4	532,3	0,71	1,06	2,03
4	Береза повисла	88,4	91,5	68,2	202,0	1,03	0,77	2,28
5	В'яз приземкуватий	163,2	196,2	140,4	398,4	1,20	0,85	2,43
6	Верба біла	150,2	172,2	120,0	428,0	1,14	0,80	2,85
7	Гірकोкаштан звичайний	120,4	138,6	98,2	293,3	1,15	0,81	2,44
8	Клен сріблястий	270,2	298,7	210,4	411,0	1,10	0,77	1,52
9	Клен гостролистий	212,5	202,2	156,1	522,1	0,95	0,73	2,45
10	Клен несправжньооплятановий	189,3	230,2	217,6	511,5	1,27	1,20	3,75
11	Липа крупнолиста	159,7	120,2	120,2	360,5	0,95	0,75	2,26
12	Горіх волоський	250,2	222,4	222,4	324,3	1,04	0,88	2,09
13	Робінія звичайна	167,9	152,0	152,0	412,9	1,13	0,91	3,66
14	Горобина звичайна	181,3	190,8	140,3	331,1	1,05	0,77	1,81
15	Тополя біла	167,9	154,2	154,2	434,0	0,89	0,91	2,59
16	Тополя канадська	224,3	196,2	196,2	505,4	1,10	0,87	2,25
17	Бузок звичайний	220,3	160,4	160,4	390,4	1,13	0,72	1,77
18	Яблуня домашня	198,3	-	-	499,5	1,13	-	2,51
19	Ясен звичайний	59,4	-	-	105,2	-	-	1,77

Таблиця Г.3

## Вміст цинку в листі деревних порід і коефіцієнт накопичення [9]

№	Вид рослини	Вміст Zn, мг/кг сухої маси				Коефіцієнт накопичення		
		Контроль	Заводи			Заводи		
			хімвиробів	буддеталей	пресів	хімвиробів	буддеталей	пресів
1	Абрикос звичайний	25,2	48,3	49,7	63,4	1,72	1,99	2,50
2	Айлант високий	30,7	40,8	41,2	49,2	1,32	1,34	1,60
3	Бузина чорна	31,1	55,9	66,3	82,4	1,80	2,13	2,64
4	Береза повисла	30,6	52,6	60,5	89,1	1,72	1,97	2,92
5	В'яз приземкуватий	15,4	30,4	24,2	24,1	1,97	1,57	1,56
6	Верба біла	30,0	38,1	58,3	56,7	1,26	1,94	1,89
7	Гіркокаштан звичайний	29,8	34,8	48,6	42,7	1,16	1,63	1,43
8	Клен сріблястий	30,2	40,2	42,1	56,2	1,33	1,39	1,86
9	Клен гостролистий	38,5	47,4	53,6	53,2	1,23	1,38	1,39
10	Клен несправжньооплятановий	39,4	49,3	45,3	61,3	1,25	1,14	1,55
11	Липа крупнолиста	40,5	49,4	64,1	54,9	1,22	1,35	1,58
12	Горіх волоський	40,7	80,1	99,4	100,5	1,96	2,44	2,46
13	Робінія звичайна	25,6	38,1	51,7	58,2	1,49	1,98	2,27
14	Горобина звичайна	25,2	37,8	45,4	54,2	1,50	1,80	2,15
15	Тополя біла	36,5	44,5	53,2	48,0	1,22	1,31	1,45
16	Тополя канадська	47,7	68,6	99,2	94,2	1,43	1,97	2,07
17	Бузок звичайний	49,4	69,2	65,3	90,6	1,40	1,32	1,83
18	Яблуня домашня	39,4	58,2	-	82,3	1,47	-	2,08
19	Ясен звичайний	15,6	-	-	52,1	-	-	3,38

## Вміст міді в листі деревних порід і коефіцієнт накопичення [9]

№	Вид рослини	Вміст Cu, мг/кг сухої маси				Коефіцієнт накопичення		
		Контроль	Заводи			Заводи		
			хімвиробів	буддеталей	пресів	хімвиробів	буддеталей	пресів
1	Абрикос звичайний	9,8	11,3	21,2	24,6	1,15	2,16	2,15
2	Айлант високий	15,2	18,9	26,2	28,3	1,24	1,72	1,84
3	Бузина чорна	15,4	1,94	20,3	25,6	1,25	1,31	1,66
4	Береза повисла	9,4	10,2	15,7	14,0	1,09	1,67	1,48
5	В'яз приземкуватий	8,4	9,6	16,3	16,9	1,14	1,92	1,93
6	Верба біла	6,2	8,9	11,0	12,2	1,43	1,77	1,96
7	Гірकोкаштан звичайний	7,8	8,4	17,1	15,0	1,07	2,19	1,92
8	Клен сріблястий	10,2	14,2	19,2	21,2	1,39	1,88	2,07
9	Клен гостролистий	12,2	15,4	17,7	16,3	1,26	1,45	1,33
10	Клен несправжньоюплатановий	7,5	9,0	13,8	14,9	1,20	1,83	1,98
11	Липа крупнолиста	10,0	13,1	19,9	18,8	1,31	1,99	1,88
12	Горіх волоський	9,9	16,5	19,6	28,7	1,26	1,97	2,88
13	Робінія звичайна	7,15	7,4	15,0	11,0	1,04	2,11	1,57
14	Горобина звичайна	8,9	10,1	17,0	18,5	1,13	1,91	2,07
15	Тополя біла	18,4	19,7	20,2	24,1	1,07	1,09	1,30
16	Тополя канадська	11,0	12,0	12,8	12,6	1,09	1,16	1,14
17	Бузок звичайний	20,4	14,4	25,1	29,6	0,70	1,23	1,45
18	Яблуня домашня	9,1	12,2	-	26,7	1,34	-	2,86
19	Ясен звичайний	10,4	-	-	19,3	-	-	1,87

Таблиця Г.5

## Вміст молібдену в листі деревних порід і коефіцієнт накопичення [9]

№	Вид рослини	Вміст Мо, мг/кг сухої маси				Коефіцієнт накопичення		
		Контроль	Заводи			Заводи		
			хімвиробів	буддеталей	пресів	хімвиробів	буддеталей	пресів
1	Абрикос звичайний	3,1	4,9	6,3	6,4	1,58	2,03	2,06
2	Айлант високий	3,8	4,5	4,7	5,0	1,18	1,33	1,31
3	Бузина чорна	3,1	4,4	4,6	8,4	1,40	1,48	2,70
4	Береза повисла	0,9	1,6	1,4	2,5	1,77	1,55	2,77
5	В'яз приземкуватий	4,8	5,4	5,7	7,0	1,12	1,18	1,84
6	Верба біла	2,7	4,1	3,3	4,2	1,51	1,22	1,55
7	Гіркокаштан звичайний	1,7	2,8	2,3	2,8	1,64	1,35	1,64
8	Клен сріблястий	1,9	3,2	2,9	3,6	1,70	1,55	1,89
9	Клен гостролистий	2,6	4,8	2,7	4,4	1,84	1,03	1,69
10	Клен несправжньооплятаювий	2,2	4,0	2,9	4,9	1,82	1,63	2,22
11	Липа крупнолиста	0,7	1,9	1,8	3,1	2,71	2,57	4,42
12	Горіх волоський	3,4	3,5	6,0	7,1	1,45	1,66	1,70
13	Робінія звичайна	2,0	3,8	2,5	2,4	1,90	1,25	1,20
14	Горобина звичайна	4,6	8,5	7,4	9,4	1,85	1,60	2,04
15	Тополя біла	4,2	5,3	4,9	6,6	1,26	1,16	1,57
16	Тополя канадська	0,7	1,6	1,2	1,8	2,28	1,71	2,57
17	Бузок звичайний	1,8	2,9	2,8	3,8	1,61	1,51	2,11
18	Яблуня домашня	1,3	1,8	-	3,4	1,38	-	2,61
19	Ясен звичайний	1,4	-	-	2,4	-	-	1,11

## Вміст свинцю в листі деревних порід і коефіцієнт накопичення [9]

№	Вид рослини	Вміст Pb, мг/кг сухої маси				Коефіцієнт накопичення		
		Контроль	Заводи			Заводи		
			хімвиробів	буддеталей	пресів	хімвиробів	буддеталей	пресів
1	Абрикос звичайний	1,3	1,4	5,6	5,9	1,07	4,30	4,53
2	Айлант високий	4,0	4,3	5,6	5,8	1,07	1,40	1,45
3	Бузина чорна	4,9	8,1	9,6	21,0	1,65	1,95	4,30
4	Береза повисла	0,8	0,9	2,2	1,8	1,12	2,68	2,25
5	В'яз приземкуватий	1,8	2,9	5,3	6,9	1,61	2,94	3,83
6	Верба біла	2,0	2,6	9,1	8,0	1,24	4,43	4,01
7	Гіркокаштан звичайний	2,3	3,5	5,3	6,0	1,50	2,30	2,60
8	Клен сріблястий	3,0	4,4	6,6	9,6	1,46	2,20	3,20
9	Клен гостролистий	5,0	4,9	12,0	11,1	0,98	2,40	2,22
10	Клен несправжньооплатановий	2,3	3,2	4,8	6,8	1,39	2,08	2,95
11	Липа крупнолиста	2,3	3,5	3,5	3,4	1,48	1,52	1,47
12	Горіх волоський	8,5	8,9	12,3	14,3	1,04	1,44	3,57
13	Робінія звичайна	3,0	5,1	10,9	9,4	1,70	3,63	3,12
14	Горобина звичайна	1,5	3,1	4,9	5,4	2,06	3,26	3,60
15	Тополя біла	5,2	5,0	11,1	16,6	0,96	2,13	3,20
16	Тополя канадська	0,7	1,1	3,3	3,9	1,52	4,71	5,57
17	Бузок звичайний	3,3	5,6	7,9	13,5	1,69	2,39	4,09
18	Яблуня домашня	1,9	2,9	-	6,2	1,51	-	3,26
19	Ясен звичайний	1,3	-	-	3,9	-	-	3,02

Таблиця Д.1

## Коефіцієнти поглинання хімічних елементів рослинами в м. Львові

№ пр.	Зразки листя (Л), грунту (Г)	Вміст хімічних елементів, мг/кг					$K_{\Sigma} = \frac{C_{\text{росл.}}}{C_{\text{грунт}}}$					$\Delta K = K_{\Sigma} - K_{\text{н}}$				$K_{\text{поглин.}} = \frac{\Delta K}{K_{\Sigma}}$			
		Fe	Mn	Be	Ni	Pb	Fe	Mn	Be	Ni	Pb	Fe	Mn	Be	Ni	Fe	Mn	Be	Ni
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	Л, липа	252	46	0,1	1,4	0,9	0,02	0,084	0,1	0,07	0,08	-0,06	0,009	0,02	-0,01	-3	0,11	0,2	0,14
	Г	12000	550	1	19	12													
5	Л, липа	2128	147	0,2	3	5,4	0,16	0,25	0,2	0,2	0,14	0,02	0,11	0,06	0,06	0,13	0,44	0,3	0,3
	Г	13200	600	1	15	38													
7	Л, липа	2313	90	0,3	5	8	0,29	0,17	0,3	0,5	0,42	-0,13	-0,25	-0,12	0,08	0,45	-1,5	-0,4	0,16
	Г	7900	530	1	10	19													
11	Л, липа	509	90	0,1	2,3	1,4	0,11	0,47	0,1	0,08	0,05	0,06	0,42	0,05	0,03	0,55	0,89	0,5	0,38
	Г	4700	190	1	29	26													
16	Л, липа	1677	89	0,2	4,4	6,4	0,15	0,16	0,2	0,34	0,05	0,1	0,11	0,15	0,29	0,67	0,69	0,75	0,85
	Г	11000	550	1	13	141													
18	Л, липа	1564	78	0,2	4,1	2,1	0,15	0,12	0,2	0,15	0,02	0,13	0,1	0,18	0,13	0,87	0,83	0,9	0,87
	Г	10500	630	1	27	121													
22	Л, липа	1054	134	0,1	2,7	2,5	0,11	0,21	0,1	0,15	0,08	0,03	0,13	0,02	0,07	0,27	0,62	0,2	0,47
	Г	9800	640	1	18	31													
2	Л, клен	940	74	0,1	1,7	1	0,06	0,12	0,1	0,09	0,03	0,03	0,09	0,07	0,06	0,5	0,75	0,7	0,67
	Г	14500	640	1	18	29													
8	Л, клен	860	125	0,1	1,9	2,2	0,07	0,21	0,1	0,09	0,05	0,02	0,16	0,05	0,04	0,29	0,76	0,5	0,44
	Г	12800	600	1	21	45													
9	Л, клен	416	32	0	1	0,7	0,03	0,05	0	0,07	0,01	0,02	0,04	-0,01	0,06	0,67	0,8	--	0,86
	Г	12100	610	1	15	82													
14	Л, клен	497	207	0,1	0,7	0,8	0,04	0,22	0,1	0,03	0,02	0,02	0,2	0,08	0,01	0,5	0,91	0,8	0,33
	Г	12300	940	1	25	38													



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
23	Л, клен	391	92	0,1	1,7	1,5	0,06	0,28	0,1	0,14	0,02	0,04	0,26	0,08	0,12	0,67	0,93	0,8	0,86
	Г	6100	330	1	12	61													
4	Л, ак.	307	49	0,1	0,7	0,9	0,02	0,07	0,1	0,03	0,02	0,04	0,05	0,08	0,01	1,8	0,71	0,8	0,33
	Г	14200	730	1	21	49													
12	Л, ак.	872	75	0,1	1,1	1,8	0,08	0,14	0,1	0,06	0,02	0,06	0,12	0,08	0,04	0,75	0,86	0,8	0,67
	Г	10800	520	1	20	103													
20	Л, ак.	462	46	0,2	1,4	1,9	0,06	0,09	0,2	0,08	0,03	0,03	0,06	0,17	0,05	0,5	0,67	0,85	0,63
	Г	8200	490	1	17	62													
24	Л, ак.	564	117	0,1	2,2	4,9	0,08	0,21	0,1	0,18	0,1	-0,02	0,11	0,002	0,08	1,25	0,52	0,02	0,44
	Г	6700	550	1	12	50													
3	Л, верба	625	114	0,1	1,4	3,5	0,05	0,15	0,1	0,1	0,02	0,03	0,13	0,08	0,08	0,6	0,87	0,8	0,8
	Г	11600	780	1	14	222													
6	Л, бер.	260	52	0	1,9	0,8	0,02	0,09	0	0,12	0,05	-0,03	0,04	-0,05	0,07	-1,5	0,44	--	0,58
	Г	13100	580	1	16	15													
10	Л, каш.	1079	62	0,1	2,3	2,5	0,09	0,10	0,1	0,16	0,03	0,06	0,07	0,07	0,13	0,67	0,7	0,7	0,81
	Г	12300	600	1	14	75													
13	Л, бр.є.	580	94	0,1	1,5	3,5	0,04	0,085	0,1	0,08	0,08	-0,04	0,002	0,02	0	-1	0,02	0,2	0
	Г	13200	1110	1	18	42													
15	Л, топ.	313	128	0,1	2,4	1,7	0,04	0,51	0,1	0,24	0,09	-0,05	0,42	0,01	0,15	1,25	0,82	0,1	0,63
	Г	7400	250	1	10	19													
17	Л, карія	349	86	0,1	2,3	1,6	0,06	0,13	0,1	0,1	0,05	0,01	0,08	0,05	0,05	0,17	0,62	0,5	0,5
	Г	6200	680	1	23	32													
19	Л, ясен	289	40	0,1	1,6	0,7	0,03	0,11	0,1	0,12	0,04	-0,01	0,07	0,06	0,08	0,33	0,64	0,6	0,67
	Г	11200	380	1	13	19													
21	Л, граб	519	308	0,1	7,3	1,8	0,07	0,68	0,1	0,49	0,09	-0,02	0,59	0,01	0,4	0,29	0,87	0,1	0,82
	Г	7300	450	1	15	20													
25	Л, св.ч.	37	7	0,1	1	0,8	0,00	0,01	0,1	0,03	0,02	0,015	-0,01	0,08	0,01	3,75	-1	0,8	0,33
	Г	8800	590	1	33	42													

Примітки: липа – липа серцелиста, клен – клен гостролистий, граб – граб звичайний, ясен – ясен звичайний, верба – верба біла, ак. – біла акація, бер. – береза повисла, каш. – гірकोкаштан звичайний, бр. є. – бруслина європейська, топ. – тополя біла, св. ч. – свидина червона.

## Коефіцієнти поглинання хімічних елементів рослинами в м. Львові

№ пр.	Зразки листя (Л), ґрунту (Г)	Вміст хімічних елементів, мг/кг					$K_{\Sigma} = \frac{C_{\text{росл.}}}{C_{\text{ґрунт}}}$					$\Delta K = K_{\Sigma} - K_{\text{рб}}$				$K_{\text{висл. лист}} = \frac{\Delta K}{K_{\Sigma}}$			
		Ti	V	Mo	Ba	Pb	Ti	V	Mo	Ba	Pb	Ti	V	Mo	Ba	Ti	V	Mo	Ba
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
1	Л, липа	28	0,5	0,3	23,8	0,9	0,02	0,01	0,15	0,26	0,08	-0,06	-0,07	0,07	0,18	-3	-7	0,47	0,69
	Г	1500	34	2	90	12													
5	Л, липа	400	2,8	1,1	53,1	5,4	0,08	0,07	0,55	0,44	0,14	-0,06	-0,07	0,41	0,3	-0,75	-1	0,75	0,68
	Г	4800	42	2	120	38													
7	Л, липа	714	5,8	1,6	117	8	0,13	0,19	0,8	0,9	0,42	-0,29	-0,23	0,38	0,48	-2,23	-	0,48	0,53
	Г	5400	31	2	130	19											1,21		
11	Л, липа	58	0,9	0,8	42,3	1,4	0,01	0,047	0,2	0,28	0,05	-0,04	-0,007	0,15	0,23	-4	-	0,75	0,82
	Г	4000	19	4	150	26											0,15		
16	Л, липа	330	2,2	1,9	106,6	6,4	0,07	0,09	0,95	0,89	0,05	0,02	0,04	0,9	0,84	0,29	0,44	0,95	0,94
	Г	4700	24	2	120	141													
18	Л, липа	381	4,3	1,5	85,9	2,1	0,08	0,16	0,75	0,66	0,02	0,06	0,14	0,73	0,64	0,75	0,88	0,97	0,97
	Г	4700	27	2	130	121													
22	Л, липа	228	2,5	0,7	42	2,5	0,16	0,06	0,35	0,35	0,08	0,08	-0,02	0,27	0,27	0,5	-	0,77	0,77
	Г	1400	44	2	120	31											0,33		
2	Л, клен	163	1,6	0,5	40,4	1	0,01	0,032	0,25	0,31	0,03	-0,02	-0,002	0,22	0,28	-2	-	0,88	0,90
	Г	11100	50	2	130	29											0,06		
8	Л, клен	131	1	0,5	35,7	2,2	0,02	0,02	0,25	0,18	0,05	-0,03	-0,03	0,2	0,13	-1,5	-1,5	0,8	0,72
	Г	7600	42	2	200	45													
9	Л, клен	82	0,6	0,2	22,6	0,7	0,02	0,014	0,1	0,13	0,01	0,01	0,005	0,09	0,12	0,5	0,36	0,9	0,92
	Г	3900	42	2	170	82													
14	Л, клен	43	0,7	0,4	26,1	0,8	0,01	0,015	0,2	0,26	0,02	-0,01	-0,006	0,18	0,24	-1	0,4	0,9	0,92
	Г	8900	46	2	100	38													
23	Л, клен	58	1	0,8	29,6	1,5	0,017	0,04	0,4	0,25	0,02	-	0,02	0,38	0,23	-0,47	0,5	0,95	0,92
	Г	3500	23	2	120	61						0,008							

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
4	Л, ак	21	0,4	0,3	17,6	0,9	0,002	0,008	0,15	0,16	0,02	-	-0,01	0,13	0,14	-8	-	0,87	0,88
	Г	8000	49	2	110	49						0,016					1,25		
12	Л, ак	20	0,5	1,3	20,7	1,8	0,01	0,023	0,65	0,15	0,02	-0,01	0,006	0,63	0,13	-1	0,26	0,97	0,87
	Г	4000	22	2	140	103													
20	Л, ак	51	1,1	1,8	34,2	1,9	0,01	0,04	0,9	0,26	0,03	-0,02	0,01	0,87	0,23	-2	0,25	0,97	0,88
	Г	5400	28	2	130	62													
24	Л, ак.	91	0,9	1	22,4	4,9	0,04	0,04	0,5	0,17	0,1	-0,06	-0,06	0,4	0,07	-1,5	-1,5	0,8	0,41
	Г	2500	24	2	130	50													
3	Л, верба	85	0,8	0,6	29,9	3,5	0,01	0,022	0,3	0,23	0,02	-0,01	0,006	0,28	0,21	-1	0,27	0,93	0,91
	Г	8900	37	2	130	222													
6	Л, бер.	24	0,3	0,2	28,5	0,8	0,005	0,007	0,1	0,26	0,05	-0,05	-0,04	0,05	0,21	-10	-	0,5	0,81
	Г	5200	43	2	110	15											5,71		
10	Л, каш.	194	1,7	0,8	42,5	2,5	0,04	0,07	0,4	0,33	0,03	0,01	0,04	0,37	0,3	0,25	0,57	0,93	0,91
	Г	5300	25	2	130	75													
13	Л, бр. е.	87	0,8	3	71	3,5	0,01	0,02	1,5	0,59	0,08	-0,07	-0,06	1,42	0,51	-7	-3	0,95	0,86
	Г	7900	34	2	120	42													
15	Л, топ.	24	1	0,9	32,5	1,7	0,01	0,03	0,45	0,25	0,09	-0,08	-0,06	0,36	0,16	-8	-2	0,8	0,64
	Г	4800	33	2	130	19													
17	Л, карія	35	0,6	2,2	41,8	1,6	0,01	0,03	1,1	0,38	0,05	-0,04	-0,02	1,05	0,33	-4	-	0,95	0,87
	Г	5400	22	2	110	32											0,67		
19	Л, ясен	27	0,5	0,5	22,7	0,7	0,01	0,02	0,25	0,16	0,04	-0,03	-0,02	0,21	0,12	-3	-1	0,84	0,75
	Г	4800	26	2	140	19													
21	Л, граб	85	1,1	0,8	32,6	1,8	0,01	0,04	0,4	0,25	0,09	-0,08	-0,05	0,31	0,16	-8	-	0,78	0,64
	Г	6100	25	2	130	20											1,25		
25	Д, св. ч.	9	0,4	2,6	26	0,8	0,002	0,01	1,3	0,24	0,02	-	-0,01	1,28	0,22	-9	-1	0,98	0,92
	Г	5700	33	2	110	42						0,018							

Примітки: липа – липа серцелиста, клен – клен гостролистий, граб – граб звичайний, ясен – ясен звичайний, верба – верба біла, ак. – біла акація, бер. – береза повисла, каш. – гірकोкаштан звичайний, бр. е. – бруслина європейська, топ. – тополя біла, св. ч. – свидина червона.

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
4	Л, ак	56	3,6	2,9	0,9	0,47	0,008	0,024	0,02	0,45	-0,01	0,006	0,96	-1,25	0,25
	Г	120	436	120	49										
12	Л, ак	83	3,1	7,2	1,8	0,52	0,01	0,03	0,02	0,5	-0,01	0,01	0,96	-1	0,33
	Г	160	219	220	103										
20	Л, ак	1918	6,1	3,5	1,9	13,7	0,04	0,027	0,03	13,67	0,01	-0,004	0,998	0,25	-0,15
	Г	140	149	130	62										
24	Л, ак	355	7	8,3	4,9	3,23	0,07	0,07	0,1	3,13	-0,03	-0,03	0,97	-0,43	-0,43
	Г	110	101	120	50										
3	Л, верба	26	17,4	10,8	3,5	0,17	0,04	0,05	0,02	0,15	0,02	0,03	0,88	0,5	0,6
	Г	150	388	210	222										
6	Л, бер.	90	3,5	4,8	0,8	1	0,008	0,07	0,05	0,95	-0,04	0,02	0,95	-5	0,29
	Г	90	448	70	15										
10	Л, каш.	102	160,6	12,4	2,5	0,54	1,04	0,07	0,03	0,51	1,01	0,04	0,94	0,97	0,57
	Г	190	155	190	75										
13	Л, бр.є.	45	7,5	8,9	3,5	0,18	0,02	0,07	0,08	0,1	-0,06	-0,01	0,55	-3	-0,14
	Г	250	312	120	42										
15	Л, топ.	145	4,7	9,2	1,7	2,42	0,02	0,10	0,09	2,33	-0,07	0,01	0,96	-3,5	0,1
	Г	60	203	90	19										
17	Л, карія	1542	4,1	7,1	1,6	9,07	0,04	0,047	0,05	9,02	-0,01	-0,003	0,99	-0,25	-0,06
	Г	170	98	150	32										
19	Л, ясен	46	3,8	6,2	0,7	0,66	0,03	0,06	0,04	0,62	-0,01	0,02	0,94	-0,33	0,33
	Г	70	151	100	19										
21	Л, граб	1587	11,8	13,1	1,8	9,92	0,05	0,1	0,09	9,83	-0,04	0,01	0,99	-0,8	0,1
	Г	160	232	130	20										
25	Л, св.ч.	1516	1,8	1,1	0,8	6,59	0,03	0,01	0,02	6,57	0,01	-0,01	0,997	0,33	-1
	Г	230	65	130	42										

Примітки: липа – липа серцелиста, клен – клен гостролистий, граб – граб звичайний, ясен – ясен звичайний, верба – верба біла, ак. – біла акація, бер. – береза повисла, каш. – гіркокаштан звичайний, бр. є. – бруслина європейська, топ. – тополя біла, св. ч. – свидина червона.



1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
4	Л, ак	1,9	1,2	6,4	0,9	0,76	0,021	0,12	0,02	0,74	0,003	0,1	0,97	0,14	0,83
	Г	2,5	56	54	49										
12	Л, ак	3,4	1,1	9,3	1,8	1,36	0,03	0,08	0,02	1,34	0,01	0,06	0,99	0,33	0,75
	Г	2,5	32	111	103										
20	Л, ак	5,3	2,1	16,4	1,9	2,12	0,1	0,22	0,03	2,09	0,07	0,19	0,99	0,7	0,86
	Г	2,5	22	76	62										
24	Л, ак	2,3	2,7	33,4	4,9	0,92	0,11	0,43	0,1	0,82	0,01	0,33	0,89	0,09	0,77
	Г	2,5	25	77	50										
3	Л, верба	3,2	10,4	10,9	3,5	1,28	0,24	0,14	0,02	1,26	0,22	0,12	0,98	0,92	0,86
	Г	2,5	44	76	222										
6	Л, бер.	2	0,9	55,5	0,8	0,59	0,02	1,03	0,05	0,54	-0,03	0,98	0,92	-1,5	0,95
	Г	3,4	53	54	15										
10	Л, каш.	4,4	2,8	18	2,5	1,76	0,09	0,21	0,03	1,73	0,06	0,18	0,98	0,67	0,86
	Г	2,5	32	87	75										
13	Л, бр.с.	4,1	1,6	8,9	3,5	1,64	0,06	0,13	0,08	1,56	-0,02	0,05	0,95	-0,33	0,38
	Г	2,5	26	67	42										
15	Л, топ.	5,2	1,7	38,9	1,7	2,08	0,07	0,55	0,09	1,99	-0,02	0,46	0,96	-0,29	0,84
	Г	2,5	26	71	19										
17	Л, карія	4,6	1,6	10	1,6	1,84	0,06	0,11	0,05	1,79	0,01	0,06	0,97	0,17	0,55
	Г	2,5	26	88	32										
19	Л, ясен	2,4	1,1	10,5	0,7	0,96	0,07	0,14	0,04	0,92	0,03	0,1	0,96	0,43	0,71
	Г	2,5	15	75	19										
21	Л, граб	4,3	2,9	81,9	1,8	1,72	0,11	1,52	0,09	1,63	0,02	1,43	0,95	0,18	0,94
	Г	2,5	26	54	20										
25	Л, св.ч.	20,9	1,3	6,9	0,8	8,36	0,03	0,07	0,02	8,34	0,01	0,05	0,99	0,33	0,71
	Г	2,5	39	98	42										

Примітки: липа – липа серцелиста, клен – клен гостролистий, граб – граб звичайний, ясен – ясен звичайний, верба – верба біла, ак. – біла акація, бер. – береза повисла, каш. – гірकोкаштан звичайний, бр. с. – бруслина європейська, топ. – тополя біла, св. ч. – свидина червона.

### Коефіцієнти біологічного поглинання хімічних елементів рослинами урбосистеми Львова

№ пр., п	Зразки листя (Л), грунту (Г)	Вміст хімічних елементів, мг/кг					$K_{\Sigma} = \frac{C_{росл}}{C_{грунт}}$					$\Delta K = K_{\Sigma} - K_{н}$				$K_{полімет} = \frac{\Delta K}{K_{\Sigma}}$			
		Fe	Mn	Be	Ni	Pb	Fe	Mn	Be	Ni	Pb	Fe	Mn	Be	Ni	Fe	Mn	Be	Ni
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
n=7	Л, липа*	1357	96	0,2	3,3	3,8	0,13	0,18	0,2	0,18	0,07	0,06	0,11	0,13	0,11	0,46	0,61	0,65	0,61
	Г	9871	527	1,0	18,7	55,4													
n=5	Л, клен*	621	106	0,1	1,4	1,2	0,05	0,17	0,1	0,08	0,02	0,03	0,15	0,08	0,06	0,6	0,88	0,8	0,75
	Г	11560	624	1,0	18,2	51,0													
n=4	Л, ак*	551	72	0,1	1,4	2,4	0,06	0,13	0,1	0,08	0,04	0,02	0,09	0,06	0,04	0,33	0,69	0,6	0,5
	Г	9975	573	1,0	17,5	66,0													
3	Л, верба	625	114	0,1	1,4	3,5	0,05	0,15	0,1	0,1	0,02	0,03	0,13	0,08	0,08	0,6	0,87	0,8	0,8
	Г	11600	780	1,0	14,0	222													
6	Л, бер.	260	52	0,0	1,9	0,8	0,02	0,09	0	0,12	0,05	-0,03	0,04	-0,05	0,07	-1,5	0,44	-	0,58
	Г	13100	580	1,0	16,0	15,0													
10	Л, каш	1079	62	0,1	2,3	2,5	0,09	0,10	0,1	0,16	0,03	0,06	0,07	0,07	0,13	0,67	0,7	0,7	0,81
	Г	12300	600	1,0	14,0	75,0													
13	Л, бр.є	580	94	0,1	1,5	3,5	0,04	0,085	0,1	0,083	0,08	-0,04	0,002	0,02	0	-1	0,02	0,2	0
	Г	13200	1110	1,0	18,0	42,0													
15	Л, топ	313	128	0,1	2,4	1,7	0,04	0,51	0,1	0,24	0,09	-0,05	0,42	0,01	0,15	1,25	0,82	0,1	0,63
	Г	7400	250	1,0	10,0	19,0													
17	Л, карія	349	86	0,1	2,3	1,6	0,06	0,13	0,1	0,1	0,05	0,01	0,08	0,05	0,05	0,17	0,62	0,5	0,5
	Г	6200	680	1,0	23,0	32,0													
19	Л, ясен	289	40	0,1	1,6	0,7	0,03	0,11	0,1	0,12	0,04	-0,01	0,07	0,06	0,08	0,33	0,64	0,6	0,67
	Г	11200	380	1,0	13,0	19,0													
21	Л, граб	519	308	0,1	7,3	1,8	0,07	0,68	0,1	0,49	0,09	-0,02	0,59	0,01	0,4	0,29	0,87	0,1	0,82
	Г	7300	450	1,0	15,0	20,0													
25	Л, св.ч.	37	7	0,1	1,0	0,8	0,004	0,01	0,1	0,03	0,02	0,015	-0,01	0,08	0,01	3,75	-1	0,8	0,33
	Г	8800	590	1,0	33,0	42,0													

Примітки: липа – липа серцелиста, клен – клен гостролистий, граб – граб звичайний, ясен – ясен звичайний, верба – верба біла, ак. – біла акація, бер. – береза повисла, каш. – гіркокаштан звичайний, бр. є. – бруслина європейська, топ. – тополя біла, св. ч. – свидина червона; \* – середні величини.

### Коефіцієнти біологічного поглинання хімічних елементів рослинами урбосистеми Львова

№ пр., п	Зразки листя (Л), ґрунту (Г)	Вміст хімічних елементів, мг/кг					$K_{\Sigma} = \frac{C_{\text{росл.}}}{C_{\text{ґрунт}}}$					$\Delta K = K_{i\Sigma} - K_{\text{рб}}$				$K_{\text{біол. погл.}} = \frac{\Delta K}{K_{i\Sigma}}$				
		Ti	V	Mo	Ba	Pb	Ti	V	Mo	Ba	Pb	Ti	V	Mo	Ba	Ti	V	Mo	Ba	
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20	
n=7	Л, липа*	306	2,7	1,1	67,2	3,8	0,08	0,09	0,48	0,55	0,07	0,01	0,02	0,41	0,48	0,13	0,22	0,85	0,87	
	Г	3786	31,6	2,3	122,9	55,4														
n=5	Л, клен*	95	1,0	0,5	30,9	1,2	0,01	0,02	0,25	0,21	0,02	-0,01	0	0,23	0,19	-1	0	0,92	0,90	
	Г	7000	40,6	2,0	144,0	51,0														
n=4	Л, ак.*	46	0,7	1,1	23,7	2,4	0,009	0,02	0,55	0,19	0,04	-	-	0,51	0,15	-	-	-	-	-
	Г	4975	30,8	2,0	127,5	66,0														
3	Л, верба	85	0,8	0,6	29,9	3,5	0,01	0,022	0,3	0,23	0,02	-0,01	0,006	0,28	0,21	-1	0,27	0,93	0,91	
	Г	8900	37,0	2,0	130,0	222														
6	Л, бер.	24	0,3	0,2	28,5	0,8	0,005	0,007	0,1	0,26	0,05	-0,05	-0,04	0,05	0,21	-10	-	0,5	0,81	
	Г	5200	43,0	2,0	110,0	15,0														
10	Л, каш.	194	1,7	0,8	42,5	2,5	0,04	0,07	0,4	0,33	0,03	0,01	0,04	0,37	0,3	0,25	0,57	0,93	0,91	
	Г	5300	25,0	2,0	130,0	75,0														
13	Л, бр.є.	87	0,8	3,0	71,0	3,5	0,01	0,02	1,5	0,59	0,08	-0,07	-0,06	1,42	0,51	-7	-3	0,95	0,86	
	Г	7900	34,0	2,0	120,0	42,0														
15	Л, топ.	24	1,0	0,9	32,5	1,7	0,01	0,03	0,45	0,25	0,09	-0,08	-0,06	0,36	0,16	-8	-2	0,8	0,64	
	Г	4800	33,0	2,0	130,0	19,0														
17	Л, карія	35	0,6	2,2	41,8	1,6	0,01	0,03	1,1	0,38	0,05	-0,04	-0,02	1,05	0,33	-4	-	0,95	0,87	
	Г	5400	22,0	2,0	110,0	32,0														
19	Л, ясен	27	0,5	0,5	22,7	0,7	0,01	0,02	0,25	0,16	0,04	-0,03	-0,02	0,21	0,12	-3	-1	0,84	0,75	
	Г	4800	26,0	2,0	140,0	19,0														
21	Л, граб	85	1,1	0,8	32,6	1,8	0,01	0,04	0,4	0,25	0,09	-0,08	-0,05	0,31	0,16	-8	-	0,78	0,64	
	Г	6100	25,0	2,0	130,0	20,0														
25	Л, св.ч.	9	0,4	2,6	26,0	0,8	0,002	0,01	1,3	0,24	0,02	-	-0,01	1,28	0,22	-9	-1	0,98	0,92	
	Г	5700	33,0	2,0	110,0	42,0														

Примітки: липа – липа серцелиста, клен – клен гостролистий, граб – граб звичайний, ясен – ясен – звичайний, верба – верба біла, ак. – біла акація, бер. – береза повисла, каш. – гіркокаштан звичайний, бр. є. – бруслина європейська, топ. – тополя біла, св. ч. – свидина червона; \* – середні величини.



### Коефіцієнти біологічного поглинання хімічних елементів рослинами урбосистеми Львова

№ пр., п	Зразки листя (Л), грунту (Г)	Вміст хімічних елементів, мг/кг				$K_{\Sigma} = \frac{C_{\text{росл}}}{C_{\text{грунт}}}$				$\Delta K = K_{\Sigma} - K_{\text{рб}}$			$K_{\text{наст. повн}} = \frac{\Delta K}{K_{\Sigma}}$		
		Sr	Zr	Cu	Pb	Sr	Zr	Cu	Pb	Sr	Zr	Cu	Sr	Zr	Cu
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16
	n=7	Л, липа*	676	89,2	12,2	3,8	5,16	0,33	0,11	0,08	5,09	0,26	0,04	0,99	0,79
n=5	Г	131	270,7	108,6	55,4										
	Л, клен*	70	11,6	6,6	1,2	0,61	0,03	0,05	0,03	0,59	0,01	0,03	0,97	0,33	0,6
n=4	Г	114	364,2	142,0	51,0										
	Л, ак *	603	5,0	5,5	2,4	4,53	0,02	0,04	0,02	4,49	-0,02	0	0,99	-1	0
3	Г	133	226,3	147,5	66,0										
	Л, верба	26	17,4	10,8	3,5	0,17	0,04	0,05	0,02	0,15	0,02	0,03	0,88	0,5	0,6
6	Г	150	388,0	210,0	222										
	Л, бер.	90	3,5	4,8	0,8	1	0,008	0,07	0,05	0,95	-0,04	0,02	0,95	-5	0,29
10	Г	90	448,0	70,0	15,0										
	Л, каш.	102	160,6	12,4	2,5	0,54	1,04	0,07	0,03	0,51	1,01	0,04	0,94	0,97	0,57
13	Г	190	155,0	190,0	75,0										
	Л, бр. є.	45	7,5	8,9	3,5	0,18	0,02	0,07	0,08	0,1	-0,06	-0,01	0,55	-3	-0,14
15	Г	250	312,0	120,0	42,0										
	Л, топ.	145	4,7	9,2	1,7	2,42	0,02	0,10	0,09	2,33	-0,07	0,01	0,96	-3,5	0,1
17	Г	60	203,0	90,0	19,0										
	Л, карія	1542	4,1	7,1	1,6	9,07	0,04	0,047	0,05	9,02	-0,01	-0,003	0,99	-0,25	-0,06
19	Г	170	98,0	150,0	32,0										
	Л, ясен	46	3,8	6,2	0,7	0,66	0,03	0,06	0,04	0,62	-0,01	0,02	0,94	-0,33	0,33
21	Г	70	151,0	100,0	19,0										
	Л, граб	1587	11,8	13,1	1,8	9,92	0,05	0,1	0,09	9,83	-0,04	0,01	0,99	-0,8	0,1
25	Г	160	232,0	130,0	20,0										
	Л, св. ч.	1516	1,8	1,1	0,8	6,59	0,03	0,01	0,02	6,57	0,01	-0,01	0,997	0,33	-1
	Г	230	65,0	130,0	42,0										

Примітки: липа – липа серцелиста, клен – клен гостролистий, граб – граб звичайний, ясен – ясен – звичайний, верба – верба біла, ак. – акація біла, бер. – береза повисла, каш. – гіркокаштан звичайний, бр. є. – бруслина європейська, топ. – тополя біла, св. ч. – свидина червона; \* – середні величини.

### Коефіцієнти біологічного поглинання хімічних елементів рослинами урбосистеми Львова

№ пр., п	Види листя (Л), грунту (Г)	Вміст хімічних елементів, мг/кг				$K_{\Sigma} = \frac{C_{\text{росл}}}{C_{\text{грунт}}}$				$\Delta K = K_{\Sigma} - K_{pb}$			$K_{\text{накоп.}} = \frac{\Delta K}{K_{\Sigma}}$		
		Cd	Cr	Zn	Pb	Cd	Cr	Zn	Pb	Cd	Cr	Zn	Cd	Cr	Zn
n=7	Л, липа*	5,8	6,6	17,3	3,8	2,32	0,18	0,22	0,08	2,24	0,11	0,15	0,97	0,61	0,68
	Г	2,5	36,9	76,9	55,4										
n=5	Л, клен*	3,6	2,2	16,7	1,2	1,16	0,05	0,20	0,03	1,13	0,03	0,18	0,97	0,6	0,9
	Г	3,1	42,8	82,4	51,0										
n=4	Л, ак.*	3,2	1,8	16,4	2,4	1,28	0,05	0,21	0,02	1,26	0,01	0,17	0,98	0,2	0,81
	Г	2,5	33,8	79,5	66,0										
3	Л, верба	3,2	10,4	10,9	3,5	1,28	0,24	0,14	0,02	1,26	0,22	0,12	0,98	0,92	0,86
	Г	2,5	44,0	76,0	222										
6	Л, бер.	2,0	0,9	55,5	0,8	0,59	0,02	1,03	0,05	0,54	-0,03	0,98	0,92	-1,5	0,95
	Г	3,4	53,0	54,0	15,0										
10	Л, каш	4,4	2,8	18,0	2,5	1,76	0,09	0,21	0,03	1,73	0,06	0,18	0,98	0,67	0,86
	Г	2,5	32,0	87,0	75,0										
13	Л, бр.є.	4,1	1,6	8,9	3,5	1,64	0,06	0,13	0,08	1,56	-0,02	0,05	0,95	-0,33	0,38
	Г	2,5	26,0	67,0	42,0										
15	Л, топ	5,2	1,7	38,9	1,7	2,08	0,07	0,55	0,09	1,99	-0,02	0,46	0,96	-0,29	0,84
	Г	2,5	26,0	71,0	19,0										
17	Л, карія	4,6	1,6	10,0	1,6	1,84	0,06	0,11	0,05	1,79	0,01	0,06	0,97	0,17	0,55
	Г	2,5	26,0	88,0	32,0										
19	Л, ясен	2,4	1,1	10,5	0,7	0,96	0,07	0,14	0,04	0,92	0,03	0,1	0,96	0,43	0,71
	Г	0,3	15,0	75,0	19,0										
21	Л, граб	4,3	2,9	81,9	1,8	1,72	0,11	1,52	0,09	1,63	0,02	1,43	0,95	0,18	0,94
	Г	2,5	26,0	54,0	20,0										
25	Л, св.ч	20,9	1,3	6,9	0,8	8,36	0,03	0,07	0,02	8,34	0,01	0,05	0,99	0,33	0,71
	Г	2,5	39,0	98,0	42,0										

Примітки: липа – липа серцелиста, клен – клен гостролистий, граб – граб звичайний, ясен – ясен – звичайний, верба – верба біла, ак. – біла акація, бер. – береза повисла, каш. – гіркокаштан звичайний, бр. є. – бруслина європейська, топ. – тополя біла, св. ч. – свидина червона; \* – середні величини.

Наукове видання

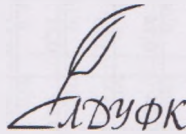
**ВОЛОШИН** Іван Миколайович,  
**СОБЕЧКО** Ольга Романівна

**КИСЛОТНІ ОПАДИ МІСТА ЛЬВОВА:  
ЇХ ХІМІЗМ, МЕТАЛІЗАЦІЯ  
ПРИРОДНИХ КОМПОНЕНТІВ**

Монографія

Редактори: **Оксана БОРИС, Єлизавета ЛУПІНІС**  
Дизайн обкладинки та верстання – **Станіслав КУСТОВ**

Підписано до друку 25.01.2013.  
Формат 60x84/16. Ум. друк. арк. 17.9.  
Наклад 300 прим.  
Папір офсет. Гарнітура Minion pro. Друк різнограф.  
Замовлення № 01/21.



**Львівський державний університет фізичної культури**  
Редакційно-видавничий відділ  
79000, м. Львів, вул. Костюшка, 11  
тел. +38 (032) 261-59-90  
<http://www.ldufk.edu.ua/>  
e-mail: [redaktor@ldufk.edu.ua](mailto:redaktor@ldufk.edu.ua)

Свідоцтво про внесення суб'єкта видавничої справи  
до Державного реєстру видавців, виготівників  
та книгорозповсюджувачів видавничої продукції  
ДК № 3354 від 24.12.2008 р.

Друк  
**ТЗОВ «Простір М»**  
Свідоцтво ДК № 2167 від 21.04.2005 р.  
79000, м. Львів, вул. Чайковського, 27  
Тел.: (032) 261-09-05, e-mail: [prostir@litech.net](mailto:prostir@litech.net)



**Іван ВОЛОШИН**  
доктор  
географічних наук,  
професор

Народився на Сколівщині. Закінчив Львівський університет, аспірантуру в Одеському університеті. 1972 року захистив кандидатську дисертацію, 1997 року – докторську дисертацію в Харківському держуніверситеті. Професор кафедри раціонального використання природних ресурсів і охорони природи Львівського національного університету імені Івана Франка. На сьогодні – завідувач кафедри туризму у Львівському державному університеті фізичної культури.

*Наукова робота.* Грунтова зйомка: Україна, Казахстан, Красноярський край, Вологодська, Чимкенська, Магаданська області. Діагностика солонцюватих ґрунтів, ландшафтні, меліоративні, еколого-картографічні дослідження.

Автор екологічних оповідань для дітей молодшого та старшого шкільного віку. Вийшли друком «Екологічні природи тварин», «Усе живе б'є на сполох» (Тернопіль, 2004, 2007), «Пригоди в заповідному барлозі» (Тернопіль, 2012)



**Ольга СОБЕЧКО**  
(Омельченко)  
кандидат  
географічних  
наук, викладач

Народилася в м. Львові. Закінчила географічний факультет та аспірантуру у Львівському національному університеті імені Івана Франка, де 2012 року захистила кандидатську дисертацію за спеціальністю 11.00.11 – конструктивна географія і раціональне використання природних ресурсів. На теперішній час – викладач кафедри туризму у Львівському державному університеті фізичної культури.

*Наукова робота:* екологічні, еколого-хімічні та еколого-картографічні дослідження Львівської урбосистеми та прикарпатських територій.