

**LATVIJAS UNIVERSITĀTES  
ĢEOGRĀFIJAS UN ZEMES ZINĀTŅU FAKULTĀTES  
VIDES ZINĀTNES NODAĻA**

**Gunta Čekstere**

Promocijas darbs

**VIDES FAKTORU IETEKME UZ  
HOLANDES LIEPU (*TILIA x VULGARIS*) VITALITĀTI RĪGAS  
IELU APSTĀDĪJUMOS**

Doktora zinātniskā grāda iegūšanai bioloģijā  
Apakšnozare: vides zinātne, dabas aizsardzība

Darba zinātniskais vadītājs:  
profesors *Dr. geogr.* Oļģerts Nikodemus

Rīga, 2010

# SATURS

<b>DARBĀ LIETOTO TERMINU SKAIDROJUMS .....</b>	<b>4</b>
<b>ANOTĀCIJA .....</b>	<b>5</b>
<b>ANNOTATION .....</b>	<b>6</b>
<b>IEVADS .....</b>	<b>7</b>
<b>1. LITERATŪRAS APSKATS .....</b>	<b>11</b>
<b>1.1. Ielu apstādījumu nozīme pilsētā .....</b>	<b>11</b>
1.1.1. Mikroklimata veidošana .....	11
1.1.2. Piesārņojuma līmeņa samazināšana .....	11
1.1.3. Hidroloģiskā režīma izmaiņas .....	12
1.1.4. Ekoloģiskā nozīme un bioloģiskās daudzveidības funkcija .....	12
1.1.5. Skābekļa ražošana un ogļskābās gāzes uzņemšana .....	12
1.1.6. Estētiskā un arhitektoniskā funkcija .....	13
1.1.7. Kultūrvēsturiskā nozīme, izglītošanas un pētniecības funkcija .....	13
<b>1.2. Ielu apstādījumus ietekmējošie faktori pilsētā .....</b>	<b>14</b>
1.2.1. Mikroklimats .....	14
1.2.2. Edafiskie apstākļi .....	14
1.2.3. Gaisa piesārņojums .....	21
1.2.4. Sniega un ledus kausēšanas līdzekļu izmantošana .....	24
1.2.5. Biotiskie faktori .....	28
1.2.6. Mehāniskā un fiziskā ietekme .....	29
<b>1.3. Sugu piemērotība ielu apstādījumiem .....</b>	<b>30</b>
<b>2. PĒTĪJUMA MATERIĀLI UN METODES .....</b>	<b>34</b>
<b>2.1. Pētījuma vieta un laiks .....</b>	<b>34</b>
<b>2.2. Paraugvietu raksturojums .....</b>	<b>34</b>
<b>2.3. Lauka pētījumi .....</b>	<b>36</b>
<b>2.4. Laboratorijas analīzes .....</b>	<b>37</b>
<b>2.5. Datu apstrāde .....</b>	<b>38</b>
<b>2.6. Koku gadskārtu pētījumi .....</b>	<b>38</b>
<b>2.7. Citi materiāli .....</b>	<b>39</b>
<b>3. REZULTĀTI .....</b>	<b>40</b>
<b>3.1. Pētījuma objekta raksturojums .....</b>	<b>40</b>
3.1.1. Rīgas ielu apstādījumu raksturojums .....	40
3.1.1.1. Ielu apstādījumu sistēmas attīstība .....	40
3.1.1.2. Ielu apstādījumu pašreizējais izvietojums un dominējošās koku sugas Rīgas centrā .....	41
3.1.2. Ģeoloģisko apstākļu un augsnes raksturojums .....	45
3.1.3. Klimatiskie apstākļi .....	46
<b>3.2. Ielu apstādījumu koku vitalitāte .....</b>	<b>48</b>
3.2.1. Liepu lapu un vainaga nekroze .....	49
3.2.2. Liepu vainaga defoliācija .....	52
3.2.3. Liepu vainaga zaru atmiruma vērtējums .....	52
3.2.4. Koku gadskārtu platuma izmaiņas .....	53
<b>3.3. Sniega, augsnes, liepu lapu un mizas ķīmiskais sastāvs .....</b>	<b>55</b>
3.3.1. Sniega ķīmiskais sastāvs .....	55
3.3.2. Augsnes ķīmiskais sastāvs .....	62
3.3.2.1. Nātrijs un hlorīdioni .....	62

3.2.2.2. Makroelementi .....	64
3.3.2.3. Mikroelementi .....	65
3.3.2.4. Smagie metāli .....	67
3.3.2.5. Augsnis reakcija un elektrovadītspēja .....	68
3.3.2.6. Elementu koncentrāciju savstarpējās sakarības augsnē .....	68
3.3.3. Liepu lapu ķīmiskais sastāvs .....	70
3.3.3.1. Nātrijs un hlorīdioni .....	70
3.3.3.2. Makroelementi .....	71
3.3.3.3. Mikroelementi .....	73
3.3.3.4. Smagie metāli .....	75
3.3.3.5. Ķīmisko elementu koncentrāciju savstarpējās sakarības liepu lapās .....	77
3.3.4. Liepu mizu ķīmisko analīžu rezultāti .....	78
<b>4. APSTĀDĪJUMU KVALITĀTI IETEKMĒJOŠO VIDES FAKTORU ANALĪZE .....</b>	<b>79</b>
4.1. Ķīmisko elementu uzkrāšanās sniegā .....	79
4.2. Ķīmisko elementu uzkrāšanās augsnē .....	85
4.2.1. Nātrijs un hlorīdioni .....	85
4.2.2. Makroelementi .....	86
4.2.3. Mikroelementi .....	87
4.2.4. Smagie metāli .....	89
4.2.5. Elektrovadītspēja .....	89
4.2.6. Augsnis ķīmisko datu telpiskā variācija .....	90
4.3. Ķīmisko elementu uzkrāšanās liepu mizās .....	93
4.4. Lapu ķīmiskais sastāvs un liepu vitalitāte .....	94
4.4.1. Makroelementi .....	94
4.4.2. Mikroelementi .....	97
4.4.3. Smagie metāli .....	101
4.4.4. Nātrijs un hlorīdioni .....	102
4.4.5. Elementu koncentrācija un savstarpējā attiecība liepu lapās ar dažādu nekrozes intensitāti .....	110
4.4.6. Liepu lapu ķīmisko datu telpiskā variācija .....	115
4.5. Ielu apstādījumu liepu vainaga vitalitāte un koku gadskārtējais pieaugums .....	120
<b>5. PRIEKŠLIKUMI IELU APSTĀDĪJUMU KVALITĀTES UZLABOŠANAI .....</b>	<b>124</b>
5.1. Liepu lapu un augsnis ķīmiskais sastāvs .....	124
5.2. Minerālmēslošana .....	125
5.3. Augsnis reakcijas optimizācija .....	125
5.4. Nātrija un hlorīdjonu koncentrācijas samazināšana .....	125
<b>SECINĀJUMI .....</b>	<b>128</b>
<b>IZMANTOTĀ LITERATŪRA .....</b>	<b>129</b>
<b>PATEICĪBAS .....</b>	<b>145</b>

## DARBĀ LIETOTO TERMINU SKAIDROJUMS

**Makroelementi** – augu barības elementi, kuru koncentrācija augos ir augsta: 0,1–10% (rēķinot augu sausajai masai) (Полевой, 1989). Promocijas darbā tie ir: slāpekļis (N), fosfors (P), kālijs (K), kalcijijs (Ca), magnijs (Mg) un sērs (S).

**Mikroelementi** – augu barības elementi, kuru koncentrācija augos pamatā ir 0,00001–0,01% jeb no 0,1 līdz 100 mg·kg<sup>-1</sup> (rēķinot augu sausajai masai) (Полевой, 1989). Promocijas darbā tie ir: dzelzs (Fe), mangāns (Mn), cinks (Zn), varš (Cu), molibdēns (Mo) un bors (B).

**Smagie metāli** – elementi, kuru blīvums ir lielāks par 5 g·cm<sup>-3</sup>, to absolūta nepieciešamība augiem nav pierādīta. Promocijas darbā tie ir: svins (Pb), kadmijijs (Cd), hroms (Cr) un niķelijs (Ni).

**Koku vainaga vitalitāte** – raksturo koku vispārējo fizioloģisko stāvokli.

**Defoliācija** – lapu un skuju zudums koku vainagā.

**Nekroze** – kokaugu dzīvo šūnu atmiršana.

## ANOTĀCIJA

Urbānā vidē ļoti svarīga nozīme ir apstādījumiem. Mūsdienās aktuāla problēma ir kvalitatīvas apstādījumu sistēmas izveide pilsētas centrā, kur parasti ir vislielākais apbūves blīvums un satiksmes intensitāte. Vides stresa negatīvajai ietekmei visvairāk ir pakļauti ielu malās augošie koki.

Promocijas darba mērķis – noskaidrot Holandes liepu (*Tilia x vulgaris*) vitalitāti Rīgas ielu apstādījumos un dažādu vides faktoru (nodrošinājums ar barības elementiem, ielu kaisīšana ar sāls maisījumu, gaisa piesārņojums) ietekmi uz to.

Promocijas darbā atspoguļoti ielu apstādījumos augošo Holandes liepu vitalitātes un to ietekmējošo faktoru izpētes rezultāti, kā arī Rīgas ielu apstādījumu sistēmas vēsturiskā attīstība.

Ielu apstādījumu ietekmējošo faktoru pētījums veikts no 2004. gada novembra līdz 2009. gada septembrim astoņās Rīgas centra ielu apstādījumu vietās, savukārt fona situācijas raksturošanai izvēlētas liepas, kas aug Viestura dārzā. Darbs balstīts uz lauka pētījumiem (koku vainaga un lapu nekrozes, vainaga defoliācijas un zaru atmiruma novērtējums), sniega, augsnes, koku mizas un lapu paraugu ķīmisko analīžu datiem; kā arī dendroanalīzi. Veikta iegūto datu statistiskā analīze un komponentanalīze.

Pamatojoties uz veikto pētījumu rezultātiem, secināts, ka vairumā gadījumu Holandes liepu vitalitāte Rīgas centra ielu apstādījumos bija vērtējama kā slikta. Darbā noskaidrots, ka sniega, augsnes un lapu ķīmiskais sastāvs Rīgā ir ļoti neviendabīgs un stipri atšķirīgs pat vienā ielas posmā. Konstatēta dažāda ķīmisko elementu migrācijas intensitāte sistēmā *sniegs – augsne – augs*.

Secināts, ka bieža sāls maisījuma lietošana apbūves novēršanai ir būtisks faktors, kas negatīvi ietekmē Holandes liepu fizioloģisko stāvokli Rīgas centrā, izraisot traucējumus barošanās režīmā un veicinot lapu nekrozi un koku vainaga atmiršanu, kā arī pazeminot to ekoloģisko un ainavas vērtību. Iegūtie rezultāti liecina, ka par kritisku līmeni vizuāli novērojamiem nekrotiskiem liepu lapu bojājumiem caurmērā var pieņemt šādu Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju lapās: 0,18–0,26% Na un 0,62–0,66% Cl<sup>-</sup>.

Būtisks papildu faktors, kas negatīvi ietekmē ielu koku vitalitāti Rīgā, bija K, Mn un daļēji arī N, S, P, Ca, Mg un B zemā koncentrācija liepu lapās. P, Mg, Ca un Mn zemajai koncentrācijai liepu lapās pamatā deficīts bija relatīvs, jo augsnē šo elementu koncentrācija bija augsta. Gadījumos, kad Mg koncentrācija nepārsniedza 0,20%, bet Mn koncentrācija – 22 mg·kg<sup>-1</sup> no lapu sausās masas, liepu lapās vizuāli tika novērotas Mg un Mn deficīta pazīmes. Mikroelementu (Mo, Zn, Cu, kā arī Fe) un smago metālu (Pb, Ni, Cr un Cd) koncentrācija apstādījumu augsnē un koku lapās kopumā nepārsniedz urbānai videi raksturīgās koncentrācijas.

Darba gaitā izstrādāti priekšlikumi Holandes liepu vitalitātes uzlabošanai ielu apstādījumos.

Promocijas darbam ir 145 lappuses, iekļauts 41 attēls un 47 tabulas.

**Atslēgvārdi:** Holandes liepa (*Tilia x vulgaris*), NaCl, barības elementi, nekroze, vitalitāte.

## ANNOTATION

Greenery has a very significant value in an urban environment. A topical problem nowadays is a qualitative greenery system in the central part of a city in view of high building density and traffic volume. The greenery element most subjected to the negative impact of different environmental factors is street trees.

The aim of the research is to find out the vitality of common lime (*Tilia x vulgaris*) in the street greenery of Riga and the influence of factors (supply with nutrients, de-icing salts, air pollution) affecting it.

The thesis shows the results of the research on the vitality of common lime in the street greenery and factors affecting it, as well as the historical development of the street greenery system in Riga.

The study on the factors affecting the vitality of street trees was done in eight street greenery sites located in the central part of Riga from November 2004 to September 2009. A site located in a park area (Viestura Garden) was chosen as the background level. The research is based on a fieldwork (assessment of leaf and crown necrosis, crown defoliation, and dead branches), results of chemical analysis of snow, soil, bark, and leaf samples, as well as dendroanalysis. Statistical analysis as well as the principal component analysis was done for the results.

Based on the present work it was stated that the vitality of *Tilia x vulgaris* in the street greenery in the central part of Riga could be characterized as damaged. The research revealed a high heterogeneity of chemical composition of snow, soil, and leaves of the trees even within one street section, also a varied migration intensity of chemical elements in the system *snow – soil – plant* was found.

It was concluded that the systematic application of de-icing salts in order to prevent the ice formation on streets is a significant factor, which has a negative influence on the physiological status of lime trees in the central part of Riga causing disturbances in plant nutrition, promoting development of leaf necrosis and decaying of tree crown, thus decreasing their ecological and landscape value. As suggested by the research results, the critical concentration of Na for a visual observation of *Tilia x vulgaris* leaf necrosis is 0.18% to 0.26% and for  $Cl^-$  from 0.62% to 0.66%.

A low level of K, Mn and partly also the content of N, S, P, Ca, Mg, and B in the tree leaves was an additional significant factor, which had a negative influence on the vitality of street trees in Riga. The low level of P, Mg, Ca, and Mn found in the lime leaves could be characterized as a relative deficiency, because the concentration of these elements in the soil was high. The visual signs of nutrient deficiency were observed for two elements – Mg and Mn in cases when the content of Mg in the lime leaves did not exceed 0.20%, and for Mn –  $22 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

In general, the observed concentrations of microelements (Mo, Zn, Cu, as well as Fe) and heavy metals (Pb, Ni, Cr, and Cd) in the soil and tree leaves did not exceed the concentrations common in an urban environment.

The main recommendations to improve the vitality of lime trees have been worked out.

The PhD thesis consists of 145 pages, including 41 figures and 47 tables.

**Key words:** common lime (*Tilia x vulgaris*), NaCl, nutrients, necrosis, vitality.

## IEVADS

Pilsētas vidē ļoti nozīmīga loma ir apstādījumiem, kas veido saikni starp dabiskajiem un antropogēnajiem apstākļiem, veic dažādas vidi stabilizējošas funkcijas, kā arī samazina iedzīvotāju stresu un pozitīvi ietekmē veselības stāvokli. Ielu apstādījumos augošo koku skaitu un iedzīvotāju daudzumu izmanto kā indikatoru pilsētas vides raksturošanai. Vairāku zinātnieku un teritoriju plānotāju veiktie pētījumi liecina, ka dabas teritorijas un apstādījumi ir svarīgi pilsētu ilgtspējīgai attīstībai un ekonomiskai izaugsmei (Upmanis et al., 1998; Thaiutsa et al., 2008).

Mūsdienās vissarežģītāk kvalitatīvu apstādījumu sistēmu ir izveidot pilsētas centrā, kur raksturīgs liels apbūves blīvums un liela satiksmes intensitāte. Kaut vēsturiski Rīgas pilsētas centrālajā daļā daudzviet ir bijuši ielu apstādījumi, to saglabāšana, palielinoties apbūves blīvumam un satiksmes līdzekļu skaitam, kļūst aizvien grūtāka. Pētījumu rezultāti Rīgā (Nikodemus u.c., 2003; Čekstere, 2004) liecina, ka mūsdienās, samazinoties apstādījumu platībām un to kvalitātei, kā arī mainoties to funkcijām, pilsētas apstādījumu sistēmas attīstība neatbilst ilgtspējīgas attīstības principiem. Pieaugot transporta līdzekļu skaitam un satiksmes intensitātei, vistiešāk un visvairāk vides stresa apdraudēti ir ielu malās augošie koki.

Problēmas aktualitāte nosaka, ka ielu apstādījumi ir daudzu valstu zinātnieku redzeslokā, piemēram, Polijā (Chmielewski, 1996; Supłat, 1996; Czerniawska–Kusza et al., 2004; Bach et al., 2006), Dānijā (Pedersen et al., 2000), Somijā (Timonen, Kauppinen, 2008), Lielbritānijā (Gibbs, Palmer, 1994), Baltkrievijā (Пугачевский и др., 2006; Сидорович и др., 2007), Krievijā (Шевякова, Кузнецов, 2000; Кошелева и др., 2005).

Līdz šim Rīgā ir veikti atsevišķi pētījumi par dažādu faktoru ietekmi uz apstādījumiem. 20. gs. 60. gados augsnes ūdens un gaisa režīma ietekmi uz aktīvo saknīšu augšanu un barības vielu (kālija, fosfora) uzņemšanu, hlorīdjonu uzkrāšanos apstādījumos un to ietekmi uz koku veselības stāvokli, kā arī augsnes fizikālās un agroķīmiskās īpašības ir analizējuši A. Ripa, E. Pētersons un A. Ozols (Pētersons, Ripa, 1967; Ripa, 1967; Ripa, Pētersons, 1968; Ozols u.c., 1971). Pagājušā gadsimta 80. gados O. Nikodemus, K. Ramans un P. Šarkovskis (1986) pētījuši lapu nekrozes attīstību liepām saistībā ar vainagu apgriešanu, kā arī koku izvietojumu attiecībā pret ielas braucamo daļu un Sauli. N. Kabuce ir veikusi pētījumu par liepu vitalitāti, balstoties uz 2003. gada augustā ievāktajiem augsnes un liepu lapu paraugu ķīmisko analīžu rezultātiem (Kabuce, 2004).

Augstāk minētie pētījumi ir fragmentāri, un nesniedz kompleksu dažādu faktoru ietekmes novērtējumu uz ielu apstādījumu vitalitāti. Ielu apstādījumos urbānā vidē ietekmē ļoti daudz un dažādi faktori, piemēram, atmosfēras un augsnes piesārņojums, nodrošinājums ar barības elementiem, koku apdobs noblietēšana, koku nepareiza vainagošana u.c. Rīgas centra ielu apstādījumos konstatēti arī lapu kaitēkļi – liepu maurērces (*Eriophyes leiosoma*), liepu tīklērces (*Eotetranychys tiliarum*), laputis (*Eucallipterus tiliae*).

Aktuāla problēma Rīgā ir ziemā ceļu uzturēšanas darbos izmantotās samitrinātās sāls (NaCl) un sāls–smilts maisījuma tālāka uzkrāšanās apkārtējā vidē (apstādījumu sniegā, augsnē un augos) un ietekme uz to. Līdz šim veiktie pētījumi nesniedz atbildi uz jautājumiem, piemēram, par nātrija jonu un hlorīdjonu ietekmes mehānismu, kas veicina kokaugiem lapu nekrozes attīstību Latvijā pilsētas apstādījumos; ķīmisko elementu migrāciju sistēmā *snieg–augsnē–augi*.

Pilsētu ielu apstādījumos Centrālajā Eiropā, Austrumeiropā un Ziemeļeiropā (Sander et al., 2003; Sæbø et al., 2003; Bengtsson, 2005), to skaitā Latvijā (Zvirgzds, 1986; Rupais 1989; Laiviņš u.c., 2009) viens no biežāk izmantotajiem kokaugu taksoniem ir Holandes liepa (*Tilia x vulgaris* H.).

**Promocijas darba hipotēze:** Holandes liepu vitalitāti ielu apstādījumos urbānā vidē boreonemorālajā zonā visnelabvēlīgāk ietekmē ziemā ceļu uzturēšanas darbos izmantotā vārāmā sāls (NaCl) un tās uzkrāšanās koku apdobju augsnē, veicinot minerālās barošanās disbalansu un sekmējot koku vitalitātes būtisku samazināšanos, novecošanu un nokalšanu.

**Promocijas darba mērķis** – noskaidrot Holandes liepu (*Tilia x vulgaris*) vitalitāti Rīgas ielu apstādījumos un dažādu vides faktoru (nodrošinājums ar barības elementiem, ielu kaisīšana ar sāls maisījumu, gaisa piesārņojums) ietekmi uz to.

Lai sasniegtu izvirzīto mērķi, promocijas darbā tika izvirzīti šādi **uzdevumi**:

- aprakstīt ielu apstādījumu sistēmas veidošanu un attīstību Rīgā;

- izmantojot bioindikācijas metodes, novērtēt Holandes liepu vitalitāti ielu apstādījumos un izvērtēt vides faktoru (ielu kaisīšana ar sāls maisījumu, augu nodrošinājums ar barības elementiem, gaisa piesārņojums) ietekmi uz to;
- noskaidrot ķīmisko elementu migrāciju sistēmā *sniega sega – augsne – augs*;
- izstrādāt priekšlikumus Holandes liepu vitalitātes uzlabošanai pilsētas ielu apstādījumos.

#### **Pētījuma novitāte:**

- pirmo reizi Rīgas ielu apstādījumos analizēta ķīmisko elementu migrācija un uzkrāšanās sistēmā *sniegs–augzne–augš*;
- precizētas (noteiktas) kaitīgās Na un Cl<sup>-</sup>, kritiskās Mg un Mn koncentrācijas Holandes liepu lapās, kā arī optimālā makro– un mikroelementu koncentrācija liepu lapās;
- noteiktas mikroelementu (Fe, Zn, Mn, Cu) un smago metālu (Pb, Cd, Cr, Ni) koncentrācijas augsnē (1 M HCl izvilkumā), kas būtiski nepasliktina Holandes liepu vitalitāti urbānā vidē neitrālā–vāji bāziskā smiltis augsnē (pH<sub>KCl</sub> ≈ 7), kā arī K, N un S koncentrācija augsnē, kad nepieciešams veikt minerālmēslošanu.

#### **Promocijas darba rezultātu aprobācija**

Iegūtie promocijas darba rezultāti ir atspoguļoti **10** zinātniskās publikācijās, **9** starptautisku un **6** Latvijas mēroga konferenču tēzēs. Par pētījuma rezultātiem ir ziņots **11** starptautiskās konferencēs un **7** Latvijas mēroga konferencēs.

#### **Zinātniskās publikācijas**

1. **Cekstere, G.,** Osvalde, A., Nikodemus, O., 2010. Influence of de-icing salt on K supply and street trees ecological status in Riga, Latvia. *Highway and Urban Environment, Alliance for Global Sustainability Bookseries 17, Proceedings of the 9th Highway and Urban Environment Symposium* (Rauch, S., Morrison, G. M., Monzón, A., – eds.). Springer, 17, 337–346.
2. **Cekstere, G.,** Osvalde, A., 2010. Macronutrient status in the different-aged lime trees (*Tilia x vulgaris* H.) in Riga Streets. *Baltic Forestry*, 10, 16–22.
3. **Cekstere, G.,** Osvalde, A., Nikodemus, O., 2010. Nutrient accumulation in the street greenery of Riga (Latvia) in increased salinity conditions, 2005 and 2007. *Proceedings of the International Soil Science Congress on „Management of Natural Resources to Sustain Soil Health and Quality”*, 370–377.
4. **Cekstere, G.,** Osvalde, A., 2010. Young street greenery supply with nutrients in Riga, Latvia, 2007. *Acta Horticulturae*. (Pieņemts publicēšanai)
5. **Čekstere, G.,** 2009. Rīgas centra ielu apstādījumu ekoloģiskais stāvoklis. *Latvijas Veģetācija*, 20, 1–136.
6. **Cekstere, G.,** Osvalde, A., 2009. A study of heavy metal accumulation in street greenery of Riga (Latvia) in relation to trees status. *Ģeogrāfiski raksti. Folia Geographica*, 14, 7–23.
7. **Cekstere, G.,** Nikodemus, O., Osvalde, A., 2008. Toxic impact of the de-icing material to street greenery in Riga, Latvia. *Urban Forestry and Urban Greening*, 7, 207–217.
8. **Čekstere, G.,** Osvalde, A., Nikodemus, O., 2007. Sodium and chlorine accumulation in snow, soil and leaves: toxic effect on street trees (*Tilia x vulgaris*). *Proceedings of the Latvian Academia of Sciences, Section B*, 61(6), 219–228.
9. **Čekstere, G.,** Osvalde, A., Karlsons, A., Nollendorfs, V., Paegle, G., 2005. The effect of urban environment on the mineral nutrition status of street trees in Riga, the problems and possible solution. *Latvijas Universitātes Zinātniskie raksti. Zemes un vides zinātnes*. LU Akadēmiskais apgāds, 685, 7–20.
10. Nikodemus, O., Zvirgzds, A., Cekule, M., **Čekstere, G.,** Granta, D., Šveisberga, I., 2003. Apstādījumi Rīgas vēsturiskajā centrā un to nozīme pilsētvides kvalitātes paaugstināšanā. *Rīgas vides ilgtspējības profils*. Rīga, Rīgas vides centrs „Agenda 21”, 23–29.



### Ziņojumi starptautiskās konferencēs un publicētas tēzes:

1. International Soil Science Congress „Management of Natural Resources to Sustain Soil Health and Quality”. Turkey, Samsun. May 26–28, 2010. Referāts “Nutrient accumulation in the street greenery of Riga (Latvia) in increased salinity conditions, 2005 and 2007” (**Cekstere, G.**, Osvalde, A., Nikodemus, O.). Publicētas tēzes: *Abstract Book*, 220.
2. Растительность Восточной Европы: классификация, экология и охрана. Россия, Брянск. 19–21 октябрь, 2009. Referāts “Ecological status of woody plants in urban environment, example of *Tilia x vulgaris*, in Riga (Latvia)” (**Cekstere, G.**, Osvalde, A.).
3. 2<sup>nd</sup> International Conference on Landscape and Urban Horticulture. Italy, Bologna. June 9–13, 2009. Referāts “Young street greenery supply with nutrients in Riga, Latvia, during 2007” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A.). Publicētas tēzes: *Book of Abstracts*, 111.
4. The 9<sup>th</sup> Highway and Urban Environment Symposium. Spain, Madrid. June 9–11, 2008. Referāts “Influence of de-icing salt on K supply and street trees ecological status in Riga, Latvia” (**Cekstere, G.**, Osvalde, A., Nikodemus, O.). Publicētas tēzes: *Book of Abstracts*, 26.
5. The 17<sup>th</sup> International Symposium of CIEC, Plant Nutrient Management under Stress Conditions. Egypt, Cairo. November 24–27, 2008. Referāts “Street greenery supply with macronutrients – Riga, Latvia, 2007” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A.).
6. International Conference EcoBalt'2008. Latvia, Riga. May 15–16, 2008. Referāts “Fe, Zn, Cu and Mn accumulation in the street greenery of Riga” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A.). Publicētas tēzes: 89–90..
7. The 7<sup>th</sup> IALE World Congress “25 Years of Landscape Ecology: Scientific Principles in Practice”. The Netherlands, Wageningen. July 8–12, 2007. Referāts “Ecological research on Riga city street greenery” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A., Nikodemus, O.). Publicētas tēzes: *Proceedings of the 7<sup>th</sup> IALE World congress „25 years of Landscape Ecology: Scientific Principles in Practice”*, 273.
8. The 4<sup>th</sup> International Conference Research and Conservation of Biological Diversity in Baltic Region. Latvia, Daugavpils. April 25–27, 2007. Referāts “Chlorides accumulation in the snow, soil and limes in the street greenery in Riga, Latvia” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A.). Publicētas tēzes: *Book of Abstracts*. 25.
9. International Conference EcoBalt'2007. Latvia, Riga. May 10–11, 2007. Referāts “Sodium in snow-soil-plant system of the street greenery in Riga” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A., Nikodemus, O.). Publicētas tēzes: 13.
10. International Conference EcoBalt'2006. Latvia, Riga, May 11–12, 2006. Referāts “Urban snow pollution as one of the factors affecting the status of street trees in Riga” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A.). Publicētas tēzes: 115–116.
11. International Conference EcoBalt'2005. Latvia, Riga, May 5–6, 2005. Referāts “The nutrient supply of street trees – lime and chestnut in Riga” (Osvalde, A., **Čekstere, G.**). Publicētas tēzes: 85–86.

### Ziņojumi Latvijas mēroga konferencēs un publicētas tēzes:

1. Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Rīga, 2010. gada februāris. Referāts „Rīgas ielu apstādījumu nodrošinājums ar mikroelementiem 2007. gadā” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A.). Publicētas tēzes: *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne, Referātu tēzes*. (Pieņemts publicēšanai).
1. Latvijas Universitātes 68. zinātniskā konference. Rīga, 2010. gada februāris. Referāts „Jauno un veco Rīgas ielu apstādījumu vitalitāte” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A.).
2. Latvijas Universitātes 67. zinātniskā konference. Rīga, 2009. gada februāris. Referāts „Makroelementu akumulācija Rīgas ielu apstādījumos paaugstinātas sāļainības apstākļos” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A., Nikodemus, O.). Publicētas tēzes: *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne, Referātu tēzes*, 274–275.
3. Latvijas Universitātes 66. zinātniskā konference. Rīga, 2008. gada februāris. Referāts „Ielu apstādījumu nodrošinājums ar Fe un Mn Rīgā (2005–2007)” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A., Nikodemus, O.). Publicētas tēzes: *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne, Referātu tēzes*, 252–254.
4. Latvijas Universitātes 65. zinātniskā konference. Rīga, 2007. gada februāris. Referāts „Na un Cl akumulācija Rīgas ielu apstādījumos” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A., Nikodemus, O.). Publicētas tēzes: *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne, Referātu tēzes*, 221–223.

5. Latvijas Universitātes 63. zinātniskā konference. Rīga, 2005. gada februāris. Referāts „Rīgas vēsturiskā centra apstādījumu struktūras attīstība” (**Čekstere, G.**, Nikodemus, O.). Publicētas tēzes: *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne, Referātu tēzes*, 168–170.
6. Latvijas Universitātes 62. zinātniskā konference. Rīga, 2004. gada februāris. Referāts “Rīgas centra rajona ielu apstādījumu stāvoklis un tā optimizācija” (**Čekstere, G.**, Osvalde, A., Nollendorfs, V., Melecis, V., Nikodemus, O., Kabuce, N.). Publicētas tēzes: *Ģeogrāfija, Ģeoloģija, Vides zinātne, Referātu tēzes*, 195–196.

## 1. LITERATŪRAS APSKATS

Promocijas darba pirmajā daļā aprakstīta ielu apstādījumu nozīme urbānā vidē, analizēta sugu piemērotība ielu apstādījumiem, kā arī galvenās sakarības un ietekmes uz apstādījumu vitalitāti, lai varētu tālāk interpretēt vides faktoru ietekmi uz kokiem pilsētā.

### 1.1. Ielu apstādījumu nozīme pilsētā

Ielu apstādījumiem kā vienam no cilvēka veidotiem pilsētas struktūras elementiem urbānā vidē ir daudz un dažādas funkcijas un nozīmes. Tie veido saikni starp dabisko un antropogēno vidi. Tā kā ielu apstādījumi ir būtiska pilsētas apstādījumu sistēmas sastāvdaļa, vairumā pētījumu atsevišķi netiek izdalīta ielu apstādījumu nozīme.

#### 1.1.1. Mikroklimata veidošana

Svarīga apstādījumu funkcija ir mikroklimata veidošana. Dienas vidū temperatūra apstādījumu koku tuvumā ir par 0,04–0,2 °C zemāka. Zem nelielām koku grupām vai atsevišķiem kokiem virs Zemes virsmas 1,5 m augstumā dienas vidū ir par 0,7 līdz 1,3 °C vēsāks nekā atklātā vietā (Nowak, 2004). Savukārt, Minhenē veiktie pētījumi parādīja, ka karstā vasaras dienā temperatūra bija par  $\approx 1,4$  °C zemāka teritorijā, ja kokaugu aizņemtā platība palielinājās par 10% no tās kopējās platības (Pauleit, Oppermann, 2002; Turvainen et al., 2005).

Ar kokiem un krūmiem apaugušās platībās dienas gaitā temperatūra ir ievērojami zemāka nekā zālājā, kas dažkārt sasilst tikpat spēcīgi kā kaila zeme, jo koku un krūmu forma, zaru izvietojums, struktūra rada ēnu, lapotne absorbē Saules radiāciju, kā arī siltumstarojumu no augsnes. No augsnes tiek asimilēts ūdens, kas transpirācijas rezultātā iztvaiko no koku lapām. Rezultātā tiek patērēta enerģija un pazeminās ziemas gaisa temperatūra (Upmanis et al., 1998; Sieghardt et al., 2005). Gluži pretēja situācija ir naktīs – zālieni atdziest ievērojami vairāk, turpretim daudzveidīga veģetācija ar kokiem un krūmiem savstarpēji saglabā izstaroto siltumu un palīdz uzturēt mērenas temperatūras (Kruše u.c., 1995).

Temperatūras mainību nosaka ne tikai apstādījumu veids, to skaitā, suga, daudzums un aizņemtā platība, virsmas segums, ēku būvniecībā izmantotie materiāli, klimatiskā zona, gadalaiks un diennakts laiks, kad mērījumi veikti (Saito et al., 1990–1991; Spronken-Smith, 1994; Kruše u.c., 1995; Upmanis et al., 1998; Leuzinger et al., 2010), bet arī debess aizsegšana (koku, krūmu izvietojums) no tiešās Saules ietekmes, dominējošie lokālie laika apstākļi, piemēram, mākoņainība, vēja ātrums.

Apstādījumu nozīme pilsētas temperatūras ietekmēšanā ir svarīga, jo mūsdienās par gandrīz neatņemamu urbānās vides klimata iezīmi var uzskatīt pilsētas siltuma salas veidošanos (Botkin, Keller, 1998; Akbari et al., 2001; Lizuma, 2008; Witosławski, Bomanowska, 2008). Daudzi veiktie pētījumi (Tayanc, Toros, 1997; Upmanis et al., 1998; Hansen, 2001; Why Should ..., 2001) ir pierādījuši pilsētas siltuma salas saistību ar lokālām klimata izmaiņām urbāno teritoriju ietekmē un nevar noliegt to iespējamo saistību ar globālajām klimatiskajām izmaiņām. Savukārt augstākas temperatūras veicina dažādas ķīmiskās reakcijas atmosfērā (Rosenfeld, Romm, 1997), kuru rezultātā pastiprināti veidojas sekundārais gaisa piesārņojums, arī smogs. Taču urbānā vidē apstādījumi samazina vēja ātrumu (Trowbridge, Bassuk, 2004), kas neveicina gaisa piesārņojuma izkliedi.

#### 1.1.2. Piesārņojuma līmeņa samazināšana

Vairāku zinātnieku veiktie pētījumi (Turvainen et al., 2005; Whitlow, Beil, 2009) rāda, ka koki var darboties kā bioloģiskie filtri, kas samazina atmosfēras un ūdens piesārņojumu, uztverot dažādas daļiņas, kas atrodas gaisā, reducējot atgāzes un uzkrājot smagos metālus. Pētījumi atklāj, ka viens pieaudzis koks absorbē no 54 līdz 109 kg putekļu un aerosolu (Why Should ..., 2001). Savukārt virs parka putekļu ir piecas reizes mazāk, bet virs alejas – trīs reizes mazāk nekā ielā bez apstādījumiem (Kruše u.c., 1995).

Gāzveida gaisa piesārņojumu (CO, NO<sub>x</sub>, O<sub>3</sub>, SO<sub>2</sub>) augi uztver galvenokārt ar lapu atvērtnēm. Piemēram, lieli, veselīgi koki, kuru diametrs lielāks par 77 cm, ik gadu uztver aptuveni 70 reizes lielāku gaisa piesārņojuma daudzumu nekā koki, kuru stāvoklis ir slikts vai vidēji labs, diametrs mazāks par 8 cm (Nowak, 2004). Tas nozīmē, ka apstādījumiem urbānā vidē ir svarīga nozīme

piesārņojuma samazināšanā, bet, filtrējot putekļus, tie netieši samazina arī dūmaku un miglu, un tā rezultātā pastiprinās tiešais Saules starojums. Zinātnieki, pētot gaisa piesārņotības ietekmi uz darba ražīgumu, konstatējuši, ka salīdzinājumā ar darba intensitāti tīrā gaisā darba ražīgums piesārņotā atmosfērā samazinās par 15% (Владимиров и.др., 1986).

Kā būtisku piesārņojuma veidu urbānā vidē var minēt arī troksni, kuru daļēji slāpē un tā izplatību kavē apstādījumi. Tas ir ļoti svarīgi, jo paaugstināts trokšņu līmenis uzbudina nervu sistēmu, traucē atpūtu un miegu, pazemina darba spējas, rada diskomforta sajūtu. Spēcīgs troksnis fiziskā darba ražīgumu samazina par 30%, bet garīgā darba ražīgumu – pat par 60% (Владимиров и.др., 1986).

Trokšņa samazināšana atkarīga no kokaugu morfoloģiskā raksturojuma, piemēram, lapu un zaru lieluma un blīvuma, vainaga izmēra utt. Visspēcīgākā iedarbība ir kokiem ar lielām lapām kā platlapu liepai (*Tilia platyphyllos*), parastajai kļavai (*Acer pseudoplatanus*) un kokiem, kam vainags sniedzas līdz pat zemei. Šādos gadījumos trokšņa iespējamā samazināšana var būt pat par 10 līdz 12 dB. Salīdzinoši āra bērzs (*Betula pendula*) un parastā liepa (*Tilia cordata*), kam raksturīgas mazākas lapas, troksni samazina par 4 līdz 6 dB (Von Malek, Wawrik, 1985).

Jāatzīmē, ka augi izdala gan gaistošas vielas – fitoncīdus, kas dezinficē gaisu, iznīcina slimību izraisītājus mikroorganismus, gan arī izdala gaistošus organiskus savienojumus (esterus, izoprēnus, monoterpēnus, karbonilgrupu saturošus savienojumus u.c.), kuri palielina gaisa piesārņojumu. Koki arī ražo ziedputekšņus, kas daudziem cilvēkiem ir alergēni (Taha, 1996; Sieghardt et al., 2005; Baraldi, Rapparini, 2009).

### 1.1.3. Hidroloģiskā režīma izmaiņas

Pilsētās regulāri ir novērojama pakāpeniska gruntsūdens līmeņa samazināšanās (Szacki, 2000; Pauleit, Oppermann, 2002). Tas noved arī pie augsnes pastiprinātas izžūšanas. Galvenais iemesls ir dabiskās ūdens cirkulācijas traucējumi, galvenokārt augsnes un grunts virskārtas pārklāšana ar necaurīdīgiem materiāliem, kas palielina nokrišņu ūdens noteci un pārmērīgu lietus ūdens pieplūdi notekūdeņu sistēmās (Szacki, 2000). Daudzstāvu un blīvi apbūvētās teritorijās virszemes notece var sasniegt gandrīz 30 l·m<sup>-2</sup> stundā jeb aptuveni 75% no vidēji stipriem nokrišņiem. Zemas vai nelielas apbūves teritorijās notece ir aptuveni 10 l·m<sup>-2</sup> stundā (Pauleit, Oppermann, 2002). Savukārt notece ar veģetāciju apklātā platībā pilsētā var sasniegt 5–15% no kopējā nokrišņu daudzuma, bet pārējais tiek novadīts augsnē vai iztvaiko (Von Malek, Wawrik, 1985). Diemžēl ielu apstādījumi parasti aizņem nelielas teritorijas no kopējās pilsētas teritorijas, tāpēc to nozīme hidroloģiskā režīma regulācijā ir neliela.

### 1.1.4. Ekoloģiskā nozīme un bioloģiskās daudzveidības funkcija

Pilsētās aktuāla problēma ir zaļo teritoriju fragmentēšanās, kas notiek ceļu, ēku un citu infrastruktūras objektu būvniecības rezultātā (Szacki, 2000; Stähle, 2002). Zaļās teritorijas parasti ir nelielas un izolētas, kas nelabvēlīgi ietekmē bioloģisko daudzveidību, kavē dzīvo organismu pārvietošanos. Šajā gadījumā ielu apstādījumu funkcija ir nodrošināt saikni starp individuālajām zaļajām teritorijām un, kur iespējams, pārveidot zaļo salu arhipelāgus ekstenzivā sistēmā, kuru varētu izmantot dažādas sugas. Savstarpēji sasaistīti apstādījumi veido koridorus, kas nodrošina dzīvo organismu migrāciju, pārvietošanos un pārošanos, augu vairošanos un izplatību, kā arī ģenētisko daudzveidību (ģēnu apmaiņu) utt. Diemžēl daudzu sugu augšanu un eksistenci urbānajā vidē apgrūtina antropogēnais piesārņojums un slodze. Parasti ielu apstādījumos tiek stādīti viena vai dažu taksonu kokaugi, kas laika gaitā ir atzīti par piemērotākajiem (skat. sadaļu 1.3). Līdz ar to ielu apstādījumi ir vienveidīgi ar zemu bioloģiskās daudzveidības vērtību.

### 1.1.5. Skābekļa ražošana un ogļskābās gāzes uzņemšana

Apstādījumi urbānajā vidē ir viens no skābekļa avotiem, kas ir svarīgi pilsētai nelabvēlīgos laika apstākļos, tas ir, lēna vēja, kas nenodrošina pietiekamu gaisa apmaiņu un traucē skābekļa piegādei. Pēc zinātnieku pētījumiem veselīgs koks, piemēram, 10 m augsts osis, spēj saražot 117,94 kg skābekļa ik gadu, bet divi koki jau var nodrošināt vienas personas gada skābekļa patēriņu (Why Should ..., 2001). Savukārt koku oglekļa dioksīda asimilācijas intensitāte caurmērā ir no 10 līdz 200 mg CO<sub>2</sub> uz 1 g lapu/skuju sausnas diennaktī. CO<sub>2</sub> uzņemšanas apjomu ietekmē asimilācijas virsmas laukums un darbības ilgums, asimilātu pārnese un izmantošana augā. Piemēram, dižskābardis, kura lapu kopējā virsma ir

1200 m<sup>2</sup>, saulainā dienā asimilē 9,4 m<sup>3</sup> CO<sub>2</sub>, ražo 9,4 m<sup>3</sup> O<sub>2</sub> (Vikmane, 2003). Tomēr, ņemot vērā pilsētu apdzīvotību un milzīgo antropogēno slodzi uz tās zaļo sistēmu, ielu apstādījumi ir samērā maznozīmīgs skābekļa avots, kā arī ogļskābās gāzes absorbētājs.

#### 1.1.6. Estētiskā un arhitektoniskā funkcija

Estētiskā nozīme izpaužas kā urbānās vides estētiskās vērtības paaugstināšana. Jau vairākus gadsimtus koki ir stādīti publiskā telpā kā pilsētu skvēros, alejās, promenādēs, privātos dārzos utt., lai paaugstinātu teritorijas arhitektonisko un estētisko vērtību (Forrest, Konijnendijk, 2005). Estētiski pievilcīgai videi ir pozitīva ietekme uz cilvēka psihisko, garīgo, emocionālo, kā arī veselības stāvokli (Turvainen et al., 2005).

Ielu apstādījumi urbānā vidē:

- ✚ harmonizē būvformu dažādību;
- ✚ funkcionē kā būvformu kontrasts;
- ✚ telpas un teritorijas noslēdzošs, ierobežojošs un savienojošs elements;
- ✚ dažādu objektu savienojošs elements.

Savukārt koku rindas kalpo kā uzskatāmākie satiksmes virzītāji. Atdalot brauktuvi no ietves, tās paaugstina kājāmģājēju drošību (Dumbaugh, 2005).

#### 1.1.7. Kultūrvēsturiskā nozīme, izglītošanas un pētniecības funkcija

Arī apstādījumiem var būt kultūrvēsturiska nozīme, kā liecība kaut kam, kas noticis pagātnē. Stokholmā, kultūrvēsturisks objekts, teritorija ir tā, kuru Galvenā kultūras pieminekļu padome ir definējusi vadoties pēc nacionālajām interesēm un kurām saskaņā ar Stokholmas muzeju ir īpaša vērtība. Savukārt Kvīnslendā (*Queensland*), Austrālijā, ([www.env.qld.gov.au/..](http://www.env.qld.gov.au/), 2004), lai objektu atzītu par kultūrvēsturisku, tam jāatbilst kādam no tālāk nosauktajiem kritērijiem:

- ✚ būtiska nozīme pilsētas attīstības vēsturē;
- ✚ atspoguļo retus, apdraudētus vai neparastus pilsētas kultūras mantojuma aspektus;
- ✚ ietver informāciju, kas palīdz izprast pilsētas vēsturi;
- ✚ augsta estētiskā nozīme;
- ✚ sociāls, kultūras vai reliģisks aspekts;
- ✚ īpaša saistība ar kādu pilsētas vēsturē nozīmīgas personas dzīvi vai darbību, grupu vai organizāciju.

Līdz ar to šādi kultūrvēsturiski apstādījumi ir īpaši aizsargājami.

Bez tam, mūsdienu industrializācijas laikmetā, apstādījumi bieži vien ir vieni no pirmajiem, kas kalpo kā dabas izziņas un pētniecības objekts gan cilvēkam tā dzīves sākumposmā, gan zinātniekiem u.c.

\*\*\*

Līdz ar to ielu apstādījumi „zaļās” (augiem aizņemtās platības) un „zilās” (ūdens objekti) struktūras ietvaros pilsētās ir nepieciešami:

- ✚ lokālā mērogā, lai uzlabotu iedzīvotāju dzīves un darba apstākļus;
- ✚ lai samazinātu barjeru starp dažādu līmeņu ekosistēmām.

Dabas teritorijas un apstādījumi ir svarīgi pilsētas ilgtspējīgai un arī ekonomiskai attīstībai. To pierāda zinātnieku un teritoriju plānotāju veiktie pētījumi (Stähle, 2002; Thaiutsa et al., 2008). Pats svarīgākais – vidē, kurā ir daudz apstādījumu, arī pati sabiedrība ir aktīvāka, atklātāka, atsaucīgāka, pozitīvāk domājoša. Tas nozīmē, ka Rīgas vēsturiskajā centrā ir svarīgi nodrošināt kvalitatīvu ielu apstādījumu sistēmu, kas visoptimālāk veiktu savas funkcijas un būtu saskaņā gan ar ekonomiskajām, gan sociālajām un vides interesēm, kas paaugstinātu sabiedrisko kultūras un izglītības līmeni utt.

## 1.2. Ielu apstādījumus ietekmējošie faktori pilsētā

Apstādījumi ne tikai ietekmē vidi, kurā tie ierīkoti, aug un attīstās, bet vienlaikus atrodas nepārtrauktā apkārtējās vides ietekmē. To fizioloģisko un vizuālo kvalitāti nosaka vairāku vides faktoru, piemēram, mikroklimata, edafisko apstākļu, gaisa piesārņojuma, sniega un ledus kausēšanas līdzekļu, biotisko faktoru utt. kompleksa mijiedarbība.

### 1.2.1. Mikroklimats

Attiecīgās vietas mikroklimats var ievērojami ietekmēt koku augšanu un ziemcietību (Lange u.c., 1978; Zvirgzds, 2006; Mauriņš, Zvirgzds, 2006). Urbānām teritorijām ir raksturīgi specifiski mikroklimatiskie apstākļi. Novērots, ka gada nokrišņu tur ir vidēji par 50–150 mm mazāk, bet temperatūra pat par 8–10 °C (Davidson, 1998) un 12 °C (Eliasson, 2000) augstāka nekā ārpus tām, līdz ar to ir samazināts arī gaisa relatīvais mitrums. Pētījumi liecina, ka ielu apstādījumos pumpuru izplaukšana sākas par 10–15 dienām ātrāk, bet lapu dzeltēšana par 10–25 dienām agrāk nekā parka kokiem vienā un tajā pašā pilsētā (Sæbo et al., 2005).

Arī konkrēta ielu apstādījuma koka tiešā tuvumā mikroklimats var atšķirties no attiecīgās pilsētas teritorijas mikroklimatiskajiem apstākļiem, ko ietekmē ielas puses ekspozīcija pret Sauli un apbūves struktūra (Bassuk, Whitlow, 1987).

Pastiprinātā vilkme starp augstajām namu fasādēm vējinājā laikā veicina augsnes virskārtas un koku lapu ātrāku žūšanu (Zvirgzds, 1986; Zvirgzds, 2006). Tā kā pilsētvidē augošie koki uzņem siltumu vairāk nekā dabā augošie (Meyer, 1978; Rupais, 1989), iepriekšminētie apstākļi veicina intensīvāku transpirāciju un organisko vielu noārdīšanos. Lapām pārkarstot, samazinās turgora spiediens, notiek neatgriezeniski bioķīmiski procesi: palēninās transpirācija un fotosintēze, paaugstinās šūnsulas koncentrācija. Pastiprinātā veidā šo parādību var novērot kokiem, kas aug netālu no māju sienām dienvidu pusē, jo vasarā tās ievērojami sakarst un koki atrodas lokālā siltuma ietekmē.

Pēc J. S. Vilsona un M. O. Harela atzinuma, fizioloģiskie procesi kokaugos intensīvāk notiek koku dienvidu un dienvidrietumu pusē vai tajā pusē, kura atrodas tuvāk siltumu izstarojošam avotam, piemēram, ielai vai ķieģeļu sienai (Wilson, Harrell, 2001). Ziemeļeiropā konstatēta vidēji zemāka gaisa temperatūra vasarā pie ēku ziemeļu puses nekā atklātā vietā (Nordli et al., 1997). Savukārt, atbilstoši Ņujorkā veiktajiem pētījumiem lielāku saules radiāciju saņem ielas rietumu nekā austrumu pusē augošie koki (Whitlow et al., 1992). Tāpēc, plānojot un veidojot apstādījumu struktūru, būtu lietderīgi ņemt vērā ielu un ēku izvietojumu un ekspozīciju.

### 1.2.2. Edafiskie apstākļi

Augsnes ķīmiskās, fizikālās, hidroloģiskās u.c. īpašības un procesi, to skaitā bioloģiskie procesi nosaka augsnes auglību, augiem uzņemamo minerālelementu daudzumu, kas tālāk ietekmē augu attīstību un fizioloģisko stāvokli.

Ļoti negatīvu ietekmi uz apstādījumiem urbānā vidē atstāj **mitruma trūkums** augsnē, kur ir pārāk maz no cieta seguma brīvu virsmu, bet nokrišņi no apbūvētajām un ar asfaltu klātajām platībām pa kanalizācijas tīklu tiek aizvadīti projām un nenonāk augsnē. Nokrišņu ūdens infiltrāciju sakņu zonā kavē arī augsnes sablīvēšanās (Craul, 1992; Whitlow et al., 1992; Cregg, 1995; Cregg, Dix, 2001). Karstā un saulainā laikā ūdens deficīts augiem var iestāties dienas vidū. Paaugstinātā temperatūra sākumā izraisa īslaicīgu pastiprinātu atvārsnīšu atvēršanos, kam seko transpirācijas paātrināšanās un lapu temperatūras pazemināšanās. Pateicoties intensīvākai elpošanai, veidojas metaboliski saistīts ūdens. Vienlaikus augsta (intensīva) transpirācija veicina ūdens aizplūšanu no saknēm. Rezultātā sakņu šūnās samazinās ūdens rezerves un palielinās tā uzņemšana no augsnes (Полевой, 1989; Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Ilgstošs sausums augiem ir bīstams, jo izraisa ilglaicīgu vīšanu. Šajā gadījumā pat niecīga transpirācija var samazināt turgoru visās auga daļās un ūdens potenciāla pazemināšanos lapu šūnās. Novērojama arī spiediena samazināšanās ksilēmā, izmaiņas hlorofila sintēzē, hloroplastu struktūrā, elektronu transportā, fotofosforilācijā un fotoķīmiskajās reakcijās, kavēta asimilātu aizplūšana no lapām.

Brīvā ūdens daudzuma samazināšanos šūnā pavada citoplazmas olbaltumvielu saistītā ūdens izmaiņas, tāpēc pastiprinās mijiedarbība starp makromolekulām un samazinās daudzu fermentu aktivitāte. Tā kā ir kavēta olbaltumvielu sintēze, lapu šūnās uzkrājas amonjaks, aminoskābes un citi slāpekļa savienojumi. Lapās samazinās RNS, var rasties izmaiņas arī DNS. Citoplazmā novērojama

poliribosomālo kompleksu sabrukšana. Šūnās izmainās jonu sastāvs, jo ir apgrūtināta jonu aizvadīšana. Turpinoties atūdeņošanās procesam, palielinās lipāzes aktivitāte un noris izmaiņas membrānas lipīdu sastāvā. Rezultātā izmainās ar membrānu saistīto olbaltumvielu aktivitāte. Ja ūdens saturs kļūst mazāks par 20% no sākotnējās membrānas masas, tās strukturālās un funkcionālās izmaiņas kļūst neatgriezeniskas un ir novērojama lapu malu nobrūnēšana (Полевой, 1989; Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Mitruma deficīts mezofītiem izraisa arī fitohormonu sastāva izmaiņas – samazinās auksīnu un citokinīnu, bet palielinās abscisskābes daudzums. Abscisskābe izraisa atvārsnīšu aizvēršanos, līdz ar to pazeminās transpirācijas un fotosintēzes intensitāte (Denny, 2002; Полевой, 1989; Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Rezultātā aizkavējas vasas un pēc tam arī sakņu augšana. Jūtīgākās saknes un spurgaliņas atmirst. Tiek traucēta minerālvielu, pirmkārt, slāpekļa un fosfora uzņemšana. Tādējādi pastiprinās trūkstošo elementu reutilizācija no zemākajām lapām. Vēlāk tās un pārējie virszemes orgāni atmirst. Vairākos pētījumos konstatēts, ka koku lapām ūdens trūkuma izraisītā stresa dēļ plānāks kļūst mezofila šūnapvalks. Tiek kavēta arī šūnu dalīšanās un stiepšanās. Samazinās auga augstums, īpaši lapu un stumbra izmērs. Piemēram, stumbra gadskārtējā pieauguma samazināšanās pēc sausuma var turpināties 2–3 gadus, atsevišķām koku sugām pat līdz 6 gadiem (Passioura et al., 1993; Spollen et al., 1993; Orwig, Abrams, 1997; Aasamaa et al., 2001; Dobbertin, 2005; Turtola, 2005). Kā novērots Varšavā, augsnes mitruma deficīta apstākļos jaunie kociņi pilsētas apstādījumos nokalst daudz vairāk nekā vecākie koki, jo nav vēl adaptējušies šādiem vides apstākļiem (Wałęza et al., 2002).

Svarīgi augsnes auglības rādītāji ir, piemēram, granulometriskais sastāvs, struktūra, organiskās vielas daudzums, katjonu apmaiņas kapacitāte, augsnes reakcija utt. (Craul, 1992; Trowbridge, Bassuk, 2004; Nikodemus u.c., 2009).

Viens no galvenajiem nosacījumiem apstādījumu normālai augšanai un attīstībai ir **augšnes ķīmiskais sastāvs**. Augi no augsnes lielākā vai mazākā daudzumā spēj uzņemt daudzus elementus. Tomēr normālam auga organisma dzīvības ciklam nepieciešama tikai noteikta grupa barības elementu, kuru funkcijas nevar aizvietot citi ķīmiskie elementi. Šajā grupā ietilpst C, H, O, N, P, S, K, Ca, Mg, Mn, Fe, Cu, Zn, Mo, B, Cl, Na, Co, Si, Se u.c. Starp šiem minētajiem elementiem vairums ir metāli, daļa ir nemetāli. C, H, O augos nokļūst galvenokārt ar ogļskābo gāzi, skābekli un ūdeni. Na, Si, Co, Ni u.c. mikroelementu un ultramikroelementu absolūtā nepieciešamība visiem augstākajiem augiem pagaidām nav pierādīta (Полевой, 1989; Denny, 2002; Taiz, Zeiger, 2002). Tādējādi vispārpieņemtie, absolūti nepieciešamie augu barības elementi ir N, P, K, Ca, Mg, S, Fe, Cu, Zn, Mn, Mo un B. Pirmos sešus minētos elementus (N, P, K, Ca, Mg un S) pieņemts saukt par augu makroelementiem, to koncentrācija (masas daļa saussnē) augos pamatā ir no 0,10% līdz 10%. Elementus, kuru masas daļa augu sausajā masā ir mazāka nekā makroelementiem, visbiežāk 0,00001–0,01% jeb no 0,1 līdz 100 mg·kg<sup>-1</sup>, pieņemts saukt par mikroelementiem, piemēram, Fe, Cu, Zn, Mn, Mo, B u.c. (Полевой, 1989).

Pasaulē veiktie pētījumi rāda, ka liepu lapām pastāv ļoti plašs gan optimālais (augiem vēlamais), gan vidējais (caurmērā konstatēts) barības elementu koncentrāciju diapazons (1.1. un 1.2. tab.) (Bergmann, 1988; Kopinga, van den Burg, 1995; Insley et al., 1981; Nollendorfs, 2003; Čekstere et al., 2005; Piczak et al., 2003; Битюцкий, 2005; Кошелева и др., 2005; Веретенников, 2006). Pēc dažādu zinātnieku (Hagen–Thorn et al., 2004; 2005; Merten et al., 2007) pētījumiem barības elementu uzkrāšanās var atšķirties starp augu sugām vienā un tajā pašā augsnē, kā arī dažādos reģionos, atkarībā no paraugu ievākšanas laika, piesārņojuma utt. Tas nozīmē, ka augiem ir dažādas adaptācijas spējas un svarīgi ir veikt lokālus pētījumus, kuros kompleksi tiek analizēta apkārtējās vides ietekme uz konkrētiem augu taksoniem.

1.3. tabulā īsumā raksturoti augu makroelementi un mikroelementi (izņemot Na un Cl, kas plašāk aprakstīti sadaļā par *sniega un ledu kausēšanas līdzekļu izmantošanu*): uzņemšanas formas, fizioloģiskā nozīme un vizuāli novērojamās deficīta pazīmes. Aprakstītie simptomi ir zīmīgi kokaugiem, to skaitā lapu kociem, kādus parasti izmanto ielu apstādījumos. Lai arī 1.3. tabulā ir iekļautas tikai elementu deficīta vizuālās pazīmes, arī to pārpilnība var izraisīt fizioloģiskus traucējumus un vizuālas izmaiņas. Piemēram, bora toksikozes sākuma stadijā lapas ir tumši zaļas un „noļukušas”, augšanas punkti ir tumši un sāk pūt (Кабата–Пендиас, Пендиас, 1989).

1.1. tabula

## Makroelementu koncentrācija (%) liepu un citu augu lapās

Gradācija	N	P	K	Ca	Mg	S	Literatūras avots
Optimāli dažādos augos	2,00–5,00	0,30–0,50	2,00–5,00	0,10–>5,0	0,15–0,35	0,10–0,50	Marschner, 1995
Optimāli liepām	2,30–2,80	0,15–0,30	1,00–1,50	0,20–1,20	0,15–0,30	–	Bergmann, 1988
Optimāli liepām	>2,80	>0,20	>1,50	–	>0,28	–	Kopinga, van den Burg, 1995
Vidēji liepām mežā	2,81	0,22	1,72	1,48	0,29	0,21	Веретенников, 2006
Vidēji liepām mežā	2,77–3,08	0,21–0,27	1,00–1,21	2,09–3,33	0,31–0,34	–	Insley et al., 1981
Vidēji <i>T. cordata</i> mežā vasaras beigās	3,07±0,24	0,25±0,05	1,67±0,30	1,73±0,51	0,21±0,05	0,28±0,02	Hagen–Thorn et al., 2004
Vidēji <i>T. euchlora</i> pilsētā	–	–	–	–	–	0,24–0,27	Chmielewski, 1996
Vidēji liepām un kastaņiem Rīgā	1,76–2,07	0,25–0,34	0,63–1,25	1,33–1,86	0,38–0,46	0,12–0,17	Nollendorfs, 2003; Čekstere et al., 2005

1.2. tabula

Mikroelementu koncentrācija (mg·kg<sup>-1</sup>) liepu un citu augu lapās

Gradācija	Fe	Mn	Zn	Cu	B	Mo	Literatūras avots
Optimāli dažādos augos	150–500	20–>200	20–100	5–10	10–100	1–5	Marschner, 1995
Optimāli liepām	–	35–100	15–20	6–12	15–40	0,05–0,20	Bergmann, 1988
Vidēji dažādos augos	50–300	25–250	15–75	5–15	1–100	0,5–5,0	Битюцкий, 2005
Vidēji liepām mežā	400	500	–	–	–	–	Веретенников, 2006
<i>T. cordata</i> , vidēji parkā (Maskavā) maijā/septembrī	65/219	364/1582	19/14	1,4/16,5	–	–	Кошелева и др., 2005
<i>T. cordata</i> , vidēji ielu apstādījumos (Maskavā) maijā/septembrī	73/674	63/253	28/16	2,4/10,7	–	–	Кошелева и др., 2005
<i>T. cordata</i> , vidēji mežā vasaras beigās	86	1092	22	9,3	77,6	–	Hagen–Thorn et al., 2005
<i>T. platyphyllos</i> vidēji parkā (Vroclavā) jūnijā/oktobrī	192/157	56/103	49/84	9,2/18,3	–	–	Piczak et al., 2003
<i>T. platyphyllos</i> vidēji skvērā (Vroclavā) jūnijā/oktobrī	433/667	31/68	57/74	10,1/11,3	–	–	Piczak et al., 2003
Vidēji liepām un kastaņiem Rīgā	502–553	65–245	28–34	15–22	13–46	0,56–1,26	Nollendorfs, 2003; Čekstere et al., 2005



Augu barības elementu raksturojums un to deficīta pazīmes kokaugiem

Barības elements	Uzņemšanas forma (Larcher, 2003)	Nozīme (Mader, Cook, 1982; Craul, 1992, Taiz, Zeiger, 2002; Larcher, 2003; Кабата–Пендиас, Пендиас, 1989)	Deficīta pazīmes (Nollendorfs, 1973; Kramer, Kozłowski, 1979; Craul, 1992; Harris, 1992)
<b>Makroelementi</b>			
<b>Slāpekļis (N)</b>	$\text{NO}_3^-$ $\text{NH}_4^+$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Būtiska proteīnu, hlorofīla, aminoskābju, nukleīnskābju un enzīmu sastāvdaļa.</li> <li>- Izšķiroša nozīme vairākos fizioloģiskos procesos: asimilācijā, metabolismā, stumbra un dzinumu augšanā.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nelielas dzeltenīgi zaļas lapas.</li> <li>- Samazināts hlorofīla saturs – hloroze.</li> <li>- Pazīmes izteiktākas uz vecākajām lapām.</li> <li>- Rets vainags un kavēta augšana.</li> </ul>
<b>Fosfors (P)</b>	$\text{HPO}_4^{2-}$ $\text{H}_2\text{PO}_4^-$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ietilpst nukleoproteīnu, fosfolipīdu u.c. sastāvā.</li> <li>- Piedalās enerģijas pārveidāšanā un fotosintēzē.</li> <li>- Svarīgs augu ziedēšanai un sēkļu producēšanai, proteīnu metabolismam, elpošanai un enzīmu sintēzei.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nedaudz mazākas tumši zaļas, zili zaļas vai sarkanīgas lapas.</li> <li>- Pazīmes vispirms attīstās un izteiktākas uz vecākajām lapām.</li> <li>- Mazāk blīva lapotne.</li> <li>- Kavēta augšana.</li> </ul>
<b>Kālijs (K)</b>	$\text{K}^+$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nepieciešams ogļhidrātu veidošanai, fotosintēzei, proteīnu sintēzei.</li> <li>- Paaugstina osmotisko spiedienu, ūdens uzņemšanu un salciētību.</li> <li>- Uztur šūnu elektroneitralitāti.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Tumšas bronzas vai brūnas krāsas vecākās lapas, kas vēlāk sačokurojas un atmirst.</li> <li>- Daļēja hlorozes attīstība uz jaunajām lapām starpdzīslu zonā sākot no plātnes virsotnes, kam seko nekrozes attīstība.</li> <li>- Spilgti dzeltenas lapu malas un neregulāri nekrozes plankumi.</li> </ul>
<b>Kalcijs (Ca)</b>	$\text{Ca}^{2+}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Kontrolē šūnas fizioloģiskos procesus, ietilpst šūnapvalku sastāvā un ietekmē šūnapvalka elastību un sakņu augšanu.</li> <li>- Iesaistīts N metabolismā.</li> <li>- Dažu enzīmu, t.sk. amilāzes stimulētājs.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Nopietni meristemātisko šūnu bojājumi, īpaši saknēm.</li> <li>- Deformētas lapas, lapu hloroze un/vai nekroze.</li> <li>- Galotnes pumpuru, galotnes nokalšana.</li> </ul>
<b>Magnijs (Mg)</b>	$\text{Mg}^{2+}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Hlorofīla molekulas sastāvdaļa.</li> <li>- Nepieciešams enzīmu aktivitātes nodrošināšanai, ogļhidrātu, proteīnu veidošanai un šūnu dalīšanās procesos.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Neregulāri dzeltenīgi plankumi starp lapas dzīslām, atsevišķos gadījumos pat pilnībā dzeltenas lapas, kas priekšlaicīgi nobirst. (Veicot papildmēslošanu, simptomi ātri pazūd.)</li> </ul>

### 1.3. tabulas turpinājums

<b>Barības elements</b>	<b>Uzņemšanas forma</b> (Larcher, 2003)	<b>Nozīme</b> (Mader, Cook, 1982; Craul, 1992, Taiz, Zeiger, 2002; Larcher, 2003; Кабата–Пендиас, Пендиас, 1989)	<b>Deficīta pazīmes</b> (Nollendorfs, 1973; Kramer, Kozlowski, 1979; Craul, 1992; Harris, 1992)
<b>Sērs (S)</b>	$\text{SO}_4^{2-}$	- Proteīnu, aminoskābju (biotīna, cisteīna, cistīna), vitamīnu u.c. komponents.	- Pazīmes līdzīgas kā N deficīta gadījumā. Pazīmes parasti novērojamas uz jaunākām lapām.
<b>Mikroelementi</b>			
<b>Dzelzs (Fe)</b>	$\text{Fe}^{2+}$ $\text{Fe}^{3+}$	- Piedalās vairākos fizioloģiski svarīgos procesos: hlorofila veidošanā, nukleīnskābju metabolismā. - Fe organiskie kompleksi piedalās elektronu pārnēsē fotosintēzes procesā. - Nehēma dzelzi saturošās olbaltumvielas iesaistās nitrātu un sulfātu reducēšanā.	- Hloroze, īpaši izteikta mitros vai vēsos gados. - Ozoliem lapas kļūst dzeltenas, gaišākā krāsā, var parādīties nekrotiski plankumi. - Sačokurojušās lapas, kas vēlāk atmirst. - Deficīta pazīmes ātrāk novērojamas uz jaunākajām lapiņām.
<b>Mangāns (Mn)</b>	$\text{Mn}^{2+}$	- Piedalās oksidēšanās–reducēšanās reakcijās, fotosintēzē, kur galvenā nozīme elektronu pārnēsē fotosintēzes sistēmā. - $\text{Mn}^{2+}$ ir specifisks 2 fermentu – argināzes un fosfotransferāzes – komponents. - Var aizvietot Mg citos fermentos. - Ir zināma loma $\text{NO}_2^-$ reducēšanā.	- Marginālā lapu hloroze jeb starpdzīslu hloroze. Hlorozes vietās var veidoties nekrotiski laukumi. - Deficīta pazīmes ātrāk novērojamas uz jaunākajām lapiņām.
<b>Bors (B)</b>	$\text{HBO}_3^{2-}$ $\text{H}_2\text{BO}_3^-$	- Piedalās nukleīnskābju (DNS, RNS) un fitohormonu sintēzē, ogļhidrātu metabolismā, cukuru transportā caur membrānām, šūnu sienīņu un audu veidošanā.	- Vispārīgi izpaužas kā meristemātisko šūnu atmiršana vai deformācija; galotnes novīšana, noliekšanās vai nokalšana. - Kropļīgas, mazas vai cieši izvietojušās galotnes lapas. - Lapu vai pumpuru atmiršana.

### 1.3. tabulas nobeigums

Barības elements	Uzņemšanas forma (Larcher, 2003)	Nozīme (Mader, Cook, 1982; Craul, 1992, Taiz, Zeiger, 2002; Larcher, 2003; Кабата–Пендиас, Пендиас, 1989)	Deficīta pazīmes (Nollendorfs, 1973; Kramer, Kozlowski, 1979; Craul, 1992; Harris, 1992)
<b>Varš (Cu)</b>	$\text{Cu}^{2+}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ietilpst dažādu kompleksu savienojumu un enzīmu sastāvā.</li> <li>- Nozīmīga loma vairākos fizioloģiskos procesos: fotosintēzē, elpošanā, N reducēšanā un fiksācijā, proteīnu un šūnapvalku metabolismā.</li> <li>- Ietekmē ksilēmas vadaudu caurlaidību, tādā veidā kontrolējot mitruma līdzsvaru.</li> <li>- Kontrolē DNS un RNS veidošanos, ietekmē reproducēšanos.</li> <li>- Ietekmē mehānismus, kas nosaka noturību pret slimībām.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Jaunās lapas var būt tumši zaļas vai zilganzaļas, deformētas, ar kavētu augšanu.</li> <li>- Novērojama nekroze vai lapu malu neregularitāte un starpdzīslu hloroze.</li> <li>- <i>Rozetes</i> efekts – galapumpuru nokalšana, sāndzinumu attīstība un samazināta galvenā augšana.</li> <li>- Papelēm – uz lapām lieli tumši brūni plankumi vai arī tās ir melnīgsnējas.</li> </ul>
<b>Cinks (Zn)</b>	$\text{Zn}^{2+}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Svarīgas funkcijas augu metabolismā: ietilpst dažādu enzīmu – dehidrogenāze, proteināze, peptidāze – sastāvā. Galvenās funkcijas saistītas ar ogļūdeņražu metabolismu, proteīnu, fosfātu metabolismu, augsni, DNS un ribosomu veidošanos.</li> <li>- Ietekmē membrānu caurlaidību, paaugstina augu izturību pret sausumu un karstumu, kā arī bakteriālām un sēnīšu slimībām.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Mazās, iespējams deformētas lapiņas.</li> <li>- Hloroze uz jaunākajām lapām, vienmērīgi dzeltenas, dažreiz nekrotiski plankumi; attīstās galvenokārt vainaga augšdaļā un koka saules gaismai pieejamākajā pusē.</li> <li>- <i>Rozetes</i> efekts.</li> <li>- Atsevišķos gadījumos novērojama dzinumu nokalšana.</li> </ul>
<b>Molibdēns (Mo)</b>	$\text{MoO}_4^{2-}$	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Svarīgs nitrogenāzes, nitrātreduktāzes un citu fermentu komponents. Tā galvenā fermentīvā loma ir saistīta ar elektronu pārneši.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Novērojama lapu dzeltēšana; iekrāsojums neparastos toņos – no zeltaini dzeltena līdz brūni violetam; plankumainība, kā arī lapu nobiršana.</li> <li>- Augšanas pumpuru atmiršana.</li> </ul>

Tomēr vizuālajai diagnostikai ir savi trūkumi. Elementu deficīts vai toksiskums augiem visbiežāk ir vairāku faktoru sarežģītas savstarpējas mijiedarbības rezultāts, ko nosaka specifiskas vides īpašības. Hloroze parasti asociējas ar Fe un N trūkumu, bet tās iemesls var būt arī Mn, Mg, Zn un citu barības elementu nepietiekamība, sausums vai ūdens pārbagātība, neatbilstoša vides temperatūra, augsnes reakcija, toksiskas vielas (SO<sub>2</sub>) utt. Nereti vizuāli novērojamo pazīmju iemesls var būt arī kāda slimība, insektu izraisīti vai mehāniski bojājumi. Šādos gadījumos ieteicams veikt papildus augsnes un augu ķīmiskās analīzes (Riņķis, Ramane, 1989; Nollendorfs, 2005).

Ķīmiskie elementi atrodas mijiedarbībā, kurai ir tāda pati loma augu fizioloģijā kā deficīta un toksiskuma parādībām. Elementu savstarpējā iedarbība var būt sinerģiska vai antagonistiska. Šīs reakcijas var būt par cēloni augu stresam. Tās var realizēties vidē ap augu saknēm vai arī šūnā uz membrānu virsmas.

Antagonistiskie efekti izpaužas galvenokārt 2 veidos (Кабата–Пендиас, Пендиас, 1989):

1) makrokomponents var inhibēt mikroelementu uzņemšanu;

2) mikroelementi var inhibēt makrokomponentu uzņemšanu (galvenokārt novērots fosfātiem).

No makroelementiem kā galvenie antagonisti citu elementu uzņemšanā atzīmējami Ca, P un Mg. Vairumā speciālo pētījumu un novērojumu gaitā konstatēts, ka palielināts Ca daudzums var traucēt augiem uzņemt ne tikai mikroelementus – Zn, Cu, Mn, Fe u.c., bet arī makroelementus – K un Mg (Riņķis, Ramane, 1989; Tsikritzis et al., 2002). Daudzos pētījumos novērota Ca un P antagonistiskā ietekme uz Pb, Ni, Cd un Be uzņemšanu. Arī starp mikroelementiem var pastāvēt savstarpēja ietekme. Vislielākais antagonistisko reakciju skaits konstatēts Fe, Mn, Cu un Zn (Кабата–Пендиас, Пендиас, 1989).

Sinerģisma rezultātā elementu kopējā iedarbība ir lielāka nekā atsevišķu elementu iedarbības summa. Šāds efekts novērojams starp makroelementiem, piemēram, N un P (Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Pilsētu augsnes parasti satur betona atlūzas, kaļķi un citus celtniecības materiālus, kas ir bāziski. Līdz ar to bieži vien augsnei novērojama kokaugiem nelabvēlīga neitrāla vai bāziska **reakcija**, kas negatīvi ietekmē to minerālo barošanas un fotosintēzes procesu. Vairāki biogēnie elementi – B, Mn, Fe u.c. – veido grūti šķīstošus un augiem neuzņemamus savienojumus (Bergmann, 1988; Riņķis, Ramane, 1989; Nollendorfs, 2001; Trowbridge, Bassuk, 2004; Sieghardt et al., 2005). Tiek traucēta daudzu kokaugu mikorizas sēņu darbība. Īpaši svarīgs augsnes pH un ķīmiskais sastāvs ir kokiem, kam attīstās ektomikoriza, piemēram, liepām (Weissenhorn, 2002; Timonen, Kauppinen, 2008). Taču neitrāla vai bāziska augsnes reakcija samazina smago metālu uzkrāšanos augos, bet veicina Na jonu uzņemšanu.

Turpretim augsnes reakciju pazemina sakņu izdalījumi, skābie nokrišņi, kā arī stumbra notece – ielu kokiem tā satur augstu NO<sub>3</sub><sup>-</sup> koncentrāciju, kas var samazināt pH. Kopumā neitrālās un bāziskās augsnēs ātrāk tiek uzņemti katjoni, bet skābās – anjoni (Smith, 1990; Takagi et al., 1997; Tenhuen et al., 2001).

Augu minerālo barošanas un mikorizas sēņu darbību urbānā vidē nelabvēlīgi ietekmē organiskās vielas/humusa trūkums un barības elementu deficīts, jo nobiras rudenī tiek savāktas, un tādēļ pilsētās ir traucēta dabiskā elementu aprīte (Leh, 1993; Sieghardt et al., 2005).

Ielu augsnes, jo īpaši to augšējie slāņi, laika gaitā kļūst daudz blīvākas nekā ar zālienu pārklātās augsnes. **Augsnes sablīvēšanos** paātrina tās nomīdīšana, nobradāšana, noblietēšana. Blīvās augsnēs samazinās gaisu saturošo poru daudzums, pasliktinās aerācijas apstākļi, nokrišņu infiltrēšanās un samazinās hidrauliskā konduktivitāte (Meyer, 1978; Zvirgzds, 1986; Kozlowski, 1999; Larcher, 2003; Sieghardt et al., 2005; Fair, 2009). Augsnēs, kas ir slikti drenētas un ar zemu skābekļa saturu, samazinās barības elementu uzņemšana. Tas saistīts ar barības elementu spēju tikt transportētiem saknēs, kas savukārt ir atkarīga arī no specializētajām sakņu šūnām, kas nodrošina barības elementu uzņemšanu un transportu caur puscaurlaidīgajām membrānām.

Novērots, ka ielu apstādījumos asfalta tiešā tuvumā augsne ir stipri noblietēta un ir traucēta skābekļa piekļūšana koku saknēm, O<sub>2</sub> daudzums te var samazināties līdz 3–4%, bet CO<sub>2</sub> daudzums – palielināties līdz 10–12%, kavējot bioloģisko procesu norisi (Ripa, Pētersons, 1968; Meyer, 1978). Organiskās vielas noārdās, veidojot organiskās skābes – pienskābi, sviestskābi, ābolskābi u.c. –, kas kaitīgi iedarbojas uz šūnām, sevišķi, ja skābekļa trūkums ir ilgstošs (Nollendorfs u.c., 2003). Sakņu normāla funkcionēšana tiek traucēta, ja skābekļa daudzums augsnes porās ir mazāks par 10% (Drew, 1997; Hanslin et al., 2005), bet, lai nodrošinātu sakņu normālu augšanu, skābekļa saturam augsnē

jābūt lielākam par 16% (Sieghardt et al., 2005). Skābekļa deficītu var veicināt ne tikai ielu koku substrāta pārklāšana ar asfaltu vai cita veida segumu, bet arī sekls gruntsūdens līmenis (Balakina et al., 2005).

Rīgas augsnēs, 20–40 cm dziļā augsnes kārtā, kur apstādījumos augošajiem kokiem veidojas galvenā sīko saknīšu masa, 20. gs. 60. gados CO<sub>2</sub> saturs vidēji bija 4,67–5,56%, O<sub>2</sub> – 7,02–8,42%. Šādos apstākļos, pēc A. Ripas un E. Pētersona pētījumiem, samazinās augu barības vielu uzņemšanas spēja un fizioloģiski aktīvo sakņu masa, liepas slikti aug un nīkuļo (Ripa, Pētersons 1968).

Augsnes sablīvēšanās augos var izraisīt arī augšanas hormonu disbalansu, un šādos apstākļos īpaši palielinās abscisskābes un etilēna saturs, kas sekmē augu novecošanos (Kozłowski, 1999).

Ierobežotā sakņu augšanas telpa ielu apstādījumos ir iemesls nepietiekamai sakņu sistēmas attīstībai. Parastajai liepai tas konstatējams pēc 8–10 gadiem, kad dižstādi ielmalās ir ieaugušies un strauji stiepjas garumā. (Rupais, 1989). Lapas kļūst sīkākas, līdz ar to samazinās fotosintēze (Kozłowski, 1999), kā arī dzinumus ikgadējais pieaugums; novērojama zaru kalšana un ūdenszaru masveida attīstība, jo attālāko zaru asimilējošās lapas saņem arvien mazāk ūdens un minerālvielu, tādēļ zari pakāpeniski atmirst un nokalst (Ripa, Pētersons, 1968). Pēc A. Ripas un E. Pētersona novērojumiem (Raina bulvāris, Lāčplēša, Skolas, Zaļā iela u.c.), ja kokaugi stādīti dekoratīvo zālienu joslās, tad horizontālā virzienā pa zālienu saknes izvietojas 2–2,5 m garumā, savukārt asfalta virzienā to ir ļoti maz (Ripa, Pētersons, 1968).

Kokaugu fizioloģiskos procesus, sakņu augšanu, ūdens uzņemšanu, kā arī augsnes mikroorganismu aktivitāti būtiski ietekmē **augšnes temperatūra** (Craul, 1992; Larcher, 2003; Trowbridge, Bassuk, 2004).

Zemas temperatūras ziemā var stipri bojāt kokaugu saknes. E. Avdošina (Ripa, Pētersons, 1968) ir izpētījusi, ka platlapu liepu saknes apsalst –14 °C temperatūrā, parastās kļavas saknēm kaitē augsnes temperatūra no –16 °C, sīklapu liepai no –18 °C. Kailsals un sniega trūkums blīvi apbūvētās teritorijās, kur parasti to savāc un izved, var veicināt augsnes atdzišanu un sasaldāšanu ievērojami dziļāk. Pēc Maskavas Valsts universitātes pētnieku datiem, 0,2–0,4 m dziļumā augsnes temperatūra bezsniega apstākļos 1956. gada februārī sasniedza –12,6 līdz –14,0 °C, bet zem sniega segas –1,3 līdz 2,4 °C (Ripa, Pētersons, 1968). Šādi izraisīta kailsala gadījumā, augsnes temperatūrai sasniedzot no –10 līdz –12 °C, kokiem tiek bojātas vai izsalst virsējās, parasti darbīgākās saknes. Tā rezultātā atlikusī sakņu daļa ir spiesta darboties augšanas laikā dziļākos, vēsākos un barības vielām nabadzīgākos slāņos (Zvirgzds, 2006).

Pazeminātas augsnes temperatūras apstākļos samazinās ūdens un barības elementu uzņemšana. Piemēram, +5 °C tiek uzņemta tikai ¼ no tā ūdens daudzuma, kādu parasti uzņem +25 °C temperatūrā (Craul, 1992). Tā kā daudzus barības elementus augi uzņem pasīvi ar ūdeni, attiecīgi samazinās arī to daudzums. Kopumā saknes pārstāj augt un samazinās barības elementu uzņemšana, ja augsnes temperatūra ir zemāka par 7,5 °C (Trowbridge, Bassuk, 2004).

Vasaras mēnešos augsnes temperatūru nosaka augsnes virskārtas seguma veids. Piemēram, apdobēs, kuras ietver asfaltētie gājēju celiņi, vasarā temperatūra ir augstāka (25–30 °C) nekā zem zāliena velēnas un akmens seguma celiņiem. 15–30 cm dziļumā iestiprināts čuguna režģis augsnes temperatūru koku apdobēs paaugstina par 5–6 °C salīdzinājumā ar apdobēm bez režģa. Optimālāko augsnes temperatūru kokaugu aktīvo saknīšu augšanai ielu apstādījumu joslās nodrošina lekns zāliens (Ripa, Pētersons, 1968).

### 1.2.3. Gaisa piesārņojums

Kā zināms, antropogēnās darbības rezultātā pilsētas gaisā ir paaugstināta dažādu ķīmisku vielu un sīku cietvielu daļiņu koncentrācija, kas nelabvēlīgi ietekmē kokaugu augšanu (Zvirgzds, 1986; Park, 1997; Botkin, Keller, 1998; Sieghardt et al., 2005; Макаев и др., 2006; Аксенова, Казанцева, 2008). Pētījumos konstatēts, ka pilsētās lielāko gaisa piesārņojumu (CO, CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>2</sub>, aldehīdi, dažādu sadegšanas pakāpju naftas produkti, smagie metāli utt.) rada autotransports un industriālās aktivitātes (Ozaki et al., 2004; Massas et al., 2009; Fontenele et al., 2010; Iodice et al., 2010; Пугачевский и др., 2006).

Īpaši nelabvēlīgi kokaugus ietekmē toksiskas S un N oksīdu koncentrācijas. Šīs gāzes bojā un negatīvi ietekmē lapu kutikulu un atvārsnītes (Шевякова, Кузнецов, 2000; Sieghardt et al., 2005).

Paskābinot atvārsnīšu aptverošo šūnu šūnsulu, tiek traucēta atvārsnīšu atvēršanās un aizvēršanās. Pirmās šajā gadījumā cieš parenhīmas šūnas.

Gaisa piesārņojuma negatīvā ietekme uz augu fotosintēzes procesu var izpausties šādos veidos: mainīta lapas atstarošanas un samazināta gaismas intensitāte, kā rezultātā mainās lapas optiskās īpašības; izmainīta lapas siltuma bilance; hlorofila destrukcija; izmainīta oglekļa fiksēšanas un hloroplastu enzīmu aktivitāte, fosforilācijas līmenis un pH buferkapacitāte; sagrauta membrānu viengabalainība un organellu ultrastruktūra; izmainīta lapas uzbūve (Kozłowski et al., 1991).

Anjonu veidā  $\text{SO}_2$  molekulas viegli izklūst cauri šūnas membrānai un, izšķīstot ūdenī, pārvēršas sērskābē, kas izraisa pH samazināšanos šūnas citoplazmā. Izmainās olbaltumvielu pārnese, bet šūnās uzkrājas Ca, Zn, Pb, Cu. Toksiskās vielas, iekļūstot šūnās, palielina membrānu caurlaidību. Īpaši tas attiecināms uz kāliju. Rezultātā tiek bojāti hloroplasti, tiem pieguļošā citoplazma, mitohondriji, kā arī ietekmēta fermentu aktivitāte (Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Aprakstītie procesi ne tikai traucē fotosintēzi, bet rada izmaiņas metabolisma procesos, pārtraucot asimilāciju un tādējādi negatīvi ietekmējot kokaugu augšanu. Gāzes lielā daudzumā var izraisīt lapu šūnu nekrozi, hlorozi, defoliāciju, kokam veidojas plānāks vainags, novērojamas fenoloģiskās izmaiņas, kā arī samazinās koku radiālais pieaugums (Dickison, 2000; Sieghardt et al., 2005; Макаев и др., 2006). Pastiprināta lapu nekroze, hloroze novērojama ielu krustojumos, automašīnu stāvvietās, uz galvenajām satiksmes maģistrālēm, kur izplūdes gāzu koncentrācija regulāri ir augsta (Zvirgzds, 1986; Rupais, 1989). Tomēr minētie bojājumu veidi ir ļoti līdzīgi citu piesārņojuma veidu izraisītiem bojājumiem (Sieghardt et al., 2005). Tas nozīmē, ka jāveic papildu pētījumi.

Īpaši jutīgi ir skujkoki, jo kaitīgie savienojumi skuļās uzkrājas vairāk nekā lapās, kas ik gadu nomainās. Nokalst koku galotnes, samazinās stumbra gadskārtējais pieaugums un augstums, ātrāk nobirst skujujas. Lapu kokiem samazinās lapu skaits un izmēri. Gaisa piesārņojuma ar S savienojumiem ietekmē lapām veidojas kseromorfa struktūra (Кузнецов, Дмитриева, 2005; Новиков, 2005).

Liepām, eglēm un priedēm ir konstatētas plānākas šūnu membrānas.  $\text{SO}_2$  transformācijas produkti aktīvi mijiedarbojas ar citiem šūnu fermentiem, nelabvēlīgi ietekmējot ATF sintēzi,  $-S-S-$  saišu sašķelšanu, kā arī degradējot hlorofilu (sevišķi hlorofilu 'b'), glutaīnu, askorbīnskābi un citas šūnas sastāvdaļas. Līdzīgus bojājumus var izsaukt arī  $\text{NO}_x$  un citas toksiskās gāzes (Кļавиņš, 1991; Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Vairākām kokaugu sugām lapu šūnas inaktivizējas un pēc tam atmirst, ja sēra savienojumu koncentrācija pārsniedz 0,3 ppm (miljonās daļas) (Ripa, Pētersons, 1968). Ir augi, kuru šūnām kaitējumu rada 0,3–0,5 ppm  $\text{SO}_2$  koncentrācija apkārtējā gaisā (Dickison, 2000). Kā liecina novērojumi, visjutīgāk uz S piesārņojumu reaģē skujkoki. Nelieli bojājumi var parādīties, ja sēra savienojumu koncentrācija pārsniedz  $0,025-0,35 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$ , bet masveida skujkoku bojāeja novērojama, ja koncentrācija ilgstoši ir  $0,07-0,09 \text{ mg} \cdot \text{m}^{-3}$  (Мауринь, Раман, 1988).

Tomēr precīzi noteikt maksimāli pieļaujamo gāzu sastāvu un koncentrāciju katrai sugai nav iespējams, jo viena un tā paša daudzuma ietekme var būt dažāda atkarībā no citiem faktoriem (augšnes īpašības, gaisa temperatūra utt.), kā arī no paša koka veselības stāvokļa, vecuma un iekšējiem fizioloģiskajiem nosacījumiem. Augu izturība pret gaisa piesārņojumu paaugstinās, ja minerālā barošanās ir optimāla – kaitējumu samazina papildmēslošana ar N, K un P, īpaši liepām, kastaņam un papelēm. Noturību pret gāzu iedarbību labvēlīgi ietekmē arī lietus, kas no lapām var izskalot aptuveni 30% toksisko vielu (Кузнецов, Дмитриева, 2005).

S un N oksīdiem atmosfērā reaģējot ar ūdens molekulām, veidojas skābie nokrišņi, kas, nonākot augsnē, ietekmē tās mikrofluoru, adsorbcijas kompleksu un augu saknes. Nokļūstot uz lapām, skābie nokrišņi izraisa izmaiņas un bojājumus audos. Atšķirībā no gāzveida piesārņojuma, kas lapās iekļūst tieši caur atvārsnītēm, skābie nokrišņi iesūcas caur kutikulu. Šajā gadījumā šūnu bojājumi visbiežāk skar epidermu, bet lielāka piesārņojuma gadījumā attīstās lapas iekšienē (Dickison, 2000).

Gaisa piesārņojums ne tikai samazina dažādu enzīmu aktivitāti, bet stimulē, piemēram, peroksidāzes aktivitāti, ko savukārt var izmantot kā „slēptā” piesārņojuma bojājumu indikatoru (Kozłowski et al., 1991).

Daudzās pasaules pilsētās (Ņujorkā, Čikāgā, Tokijā, Milānā u.c.) atmosfēras piesārņojuma (ar ogļūdeņražiem un slāpekļa oksīdiem) un Saules ultravioletā starojuma fotoķīmisko reakciju rezultātā veidojas **fotoķīmiskais smogs**, kas kaitīgs ne tikai cilvēkiem, bet arī augiem. Sākotnēji lapas izskatās kā ūdens uzbriedinātas, pēc kāda laika to apakšpuse kļūst sudrabaina vai ar bronzas nokrāsu, bet virspuse – plankumaina, ar baltu pārklājumu, un tad sākas lapu strauja vīšana (Новиков, 2005).

Atmosfēras piesārņojuma (ar ogļūdeņražiem un slāpekļa oksīdiem) un Saules ultravioletā starojuma fotoķīmisko reakciju rezultātā var rasties arī **piezemes ozons**. Daudzi veiktie, galvenokārt, eksperimentālie pētījumi apstiprina šī atmosfēras piesārņojuma fitotoksisko efektu. Visplašāk izplatītais efekts ir izmaiņas lapu atvārsnīšu darbībā – samazinās fotosintēze, bet palielinās elpošanas intensitāte (Sieghardt et al., 2005). Augiem kaitīgas ir arī ozona molekulas, kuras caur atvārsnītēm iekļūst lapu starpšūnu telpā, kur veidojas brīvie radikāļi, piemēram, ūdeņraža peroksīds, kas tālāk iekļūst šūnās. Ziedaugiem un kokaugiem novērojamas ozona izraisītas antioksidatīvas un fitopatoloģiskas gēnu, enzīmu un stresa metabolītu reakcijas, izmaiņas metaboliskajos procesos, kā arī reakcijas, kādas parasti izraisa vīrusi un mikrobioloģiskie patogēni. Lapās uzkrājas antociānīns, novērojama hlorofila granulācija un hloroplastu deģenerācija, tādējādi samazinot fotosintēzes intensitāti. Tiek inhibēti un traucēti augšanas procesi (Sander mann, 1996; Scott et al., 1998; Fuhrer, 2000; Gravano et al., 2004). Paaugstinātas ozona koncentrācijas apstākļos augu lapām ir novērotas punktētas līnijas, hlorozes plankumi, krāsu izmaiņas un priekšlaicīga nobiršana (Sander mann, 1996; Skelly et al., 2000; Van der Heyden et al., 2001; Novak et al., 2003; Gravano et al., 2004; Manning, Godzik, 2004; Paoletti et al., 2009), kā arī eglu skujās samazinās hlorofila koncentrācija, koku stumbra tilpums un garums (Wallin et al., 2002).

Ozona uzņemšanu caur lapu virsmu ietekmē nodrošinājums ar barības vielām un ūdeni, temperatūra, atmosfēras mitrums, vēja ātrums un apgaismojums. Kā liecina pētījumi, ozona uzņemšana caur lapu virsmu sausa gaisa apstākļos augiem var būt pat divreiz mazāka nekā mitrā laikā, pastāvot vienādiem citiem vides parametriem, jo sausa gaisa apstākļos augiem samazinās atvārsnīšu atvērums (Sander mann et al., 1997; Harmens et al., 2005).

Noskaidrots, ka pret ozonu visjutīgākajām koku sugām sevišķi nelabvēlīgos apstākļos ozona kritiskais līmenis ir  $4 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2}$  (projicētajai lapu virsmai) vienā augšanas sezonā, pieņemot par sliksni  $1,6 \text{ mmol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ . Ozoliem kritiskais līmenis ir 18 ppm h *AOT40* (veģetācijas sezonas ozona koncentrācijas summa dienā, kas pārsniedz 40 ppb). Šādos apstākļos konstatējama 3–6% biomasas samazināšanās (Karlsson et al., 2004). Simptomu attīstība lapu kokiem salīdzinājumā ar skujkokiem ir straujāka (Sander mann, 1996). Kopumā platlapjiem un skujkokiem pēdējos gados par kritisku līmeni ieteikts uzskatīt 5 ppm h *AOT40*. 5 ppm h ir saistīts ar 5% augšanas samazināšanos vienā veģetācijas sezonā jutīgām lapu koku sugām – bērziem, dižskābaržiem (Harmens et al., 2005).

Antropogēnās darbības rezultātā urbānā vidē ir paaugstināta **smago metālu** koncentrācija. Augos smagie metāli nokļūst galvenokārt caur saknēm, daudz mazāk caur lapām. Smago metālu uzņemšanas ātrumu ietekmē augsnes pH, organisko vielu un māla daļiņu daudzums, citu katjonu un anjonu koncentrācija. Vairāki smagie metāli – Zn, Cu, Fe – nelielā koncentrācijā ir augu mikroelementi (Riņķis, Ramane, 1989; Sieghardt et al., 2005; Osvalde, Paegle, 2005; Битюцкий, 2005; Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Smago metālu toksiskā ietekme izpaužas to spējā saistīties ar sēru saturošām vielām, veidojot noturīgus savienojumus. Viens no kaitīgākajiem efektiem ir smago metālu mijiedarbība ar SH grupas olbaltumvielām, kas izraisa fermentu inaktivizāciju un citas makromolekulu sastāvdaļu izmaiņas, izjaucot šūnas metabolismu un fizioloģiskos procesus.

Kopumā smagajiem metāliem ir raksturīga toksiska ietekme – fotosintēzes inhibēšana, asimilātu transporta un minerālās barošanās traucējumi (tiek inhibēta katjonu un anjonu uzņemšana caur saknēm), organisma ūdens un hormonālā statusa izmaiņas, augšanas kavēšana. Piemēram, hlorofila granulāciju un hloroplastu deģenerāciju var izraisīt paaugstināta Zn, Cd un Ni koncentrācija. Cu, Pb, Cd klātbūtne samazina fotosintēzes atslēgfermentu – RuBF-karboksilāzes un FEP-karboksilāzes – aktivitāti. Membrānas enzīmu aktivitātes izmaiņas un tās bojājumi smago metālu ietekmē traucē jonu (piemēram, kālija) aizplūšanu no saknēm, kas izmaina jonu homeostāzi šūnās. Savukārt Pb un tā savienojumu infiltrēšanās augu šūnās var izraisīt olbaltumvielu neatgriezenisku denaturēšanos, bet Cd infiltrēšanās – samazināt skābekļa uzņemšanu caur saknēm (Ripa, Pētersons, 1968; Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Atmosfērā esošās sīkās cietvielu daļiņas – kvēpi, mašīnu riteņu saceltie putekļi, transportlīdzekļu virsmas seguma nodiluma daļiņas – uzkrājas uz lapu virsmas. Tā rezultātā tiek kavēta atvārsnīšu darbība un negatīvi ietekmēta lapas enerģijas bilance un gāzu apmaiņa, kas savukārt palielina fitotoksisko gāzu iekļūvi lapā. Ar sodrējiem noklātajām melnajām lapām ir ievērojami lielāks albedo – tās vairāk sakarst, inaktivizējot fotosintēzes cikla fermentu darbību. Turklāt vasarā lapas klāj laputu izdalītā medusrasa un lapu izsvīdumi, uz kuriem nosēžas un pielīp kvēpi un putekļi, kas ar lietu vai

laistāmās ierīces raidīto ūdens strūklu ir grūti noskalojami, tāpēc būtiski tiek traucēts fotosintēzes process. Bez tam ķīmiskās vielas/ savienojumi, ko satur putekļi, šķīst nokrišnos, tādējādi bojājot lapas (Sieghardt et al., 2005).

#### 1.2.4. Sniega un ledus kausēšanas līdzekļu izmantošana

Apledojums uz ielām un ietvēm ziemas periodā ievērojami paaugstina ceļu satiksmes negadījumu skaitu, kā arī ir iemesls dažādām iedzīvotāju traumām. Situācijas uzlabošanai ietvju un ceļu kaisīšanai pilsētās izmanto dažādus ķīmiskus un abrazīvus materiālus.

Videi un apstādījumiem visdraudzīgākā ir smilts un sīkas granīta šķembas, kuras kā efektīvu līdzekli lieto Ziemeļvalstīs.

Rietumeiropā un citviet pasaulē plaši izmanto vārāmo sāli jeb nātrija hlorīdu ( $\text{NaCl}$ ), kā arī kalcija hlorīdu ( $\text{CaCl}_2$ ), magnija hlorīdu ( $\text{MgCl}_2$ ), kalcija magnija acetātu ( $[\text{CaMg}_2(\text{CH}_3\text{CO})_2]_6$ , CMA), etilēnglikolu un šo vielu maisījumus (Dobson, 1991; Ketcham, Fleege, 1996; Bryson, Barker, 2002; Trowbridge, Bassuk, 2004; Sieghardt et al., 2005; Сидорович и др., 2007; Marosz, Nowak, 2008).

Pēc apstrādes ar minētajiem līdzekļiem sniegs un ceļa apledojums pārvēršas putrainā masā un šķīdumā, daļu no kura transportlīdzekļi braucot izšķaida uz koku apdobēm vai arī sētnieki no ietvēm safīrīto samet kaudzē ap kokiem. Pavasarī, iestājoties siltākam laikam, šī masa kūst un iesūcas augsnē. ASV un vairākās Eiropas valstīs vārāmās sāls deva tiek stingri reglamentēta – vidēji  $30 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  ceļa braucamās daļas (brauktuves), bet, piemēram, Maskavā, tā nav noteikta un ir 3–4 reizes lielāka nekā citviet pasaulē (Новиков, 2005). Baltkrievijā, lai arī ziemas sezonā sāls kopējais apjoms uz ceļa braucamās daļas nedrīkst būt lielāks par  $2 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-2}$ , šī norma tiek pārsniegta vidēji 1,2–2,6 reizes (Sudnik et al., 2009).

Daudzās valstīs (Francija, Lielbritānija, Polija, Slovēnija, Austrija, Vācija, Dānija, Norvēģija, Nīderlande, Beļģija, Somija, ASV, Krievija u.c.) ir veikti pētījumi par sāls izmantošanas ietekmi uz apstādījumu vitalitāti (Meyer, 1978; Dobson, 1991; Chmielewski et al., 1998; Bryson, Barker, 2002; Hartl, Erhart, 2002; Pauleit et al., 2002; Czerniawska–Kusza et al., 2004; Bach et al., 2006; Bach, Pawlowska, 2009, u.c.).

Tā kā Rīgā apledojuma likvidēšanai tiek izmantota vārāmā sāls ( $\text{NaCl}$ ), turpmāk tekstā plašāk raksturota tās galveno ķīmisko elementu ietekme uz augiem.

Sāls augos var nokļūt divējādi (Dobson, 1991; Jonhson, Sucoff, 2000; Sudnik et al., 2009):

- 1) uzkrājoties augu sakņu zonā;
- 2) nogulsņējoties šļakatu (aerosolu) veidā vai lēni notekot pa koku stumbru, pumpuriem un skujām.

Ziemā koku saknes sāļus neuzņem, bet tās beigās, kad saule jau silda koku stumbrus, zarus un augsni (tās temperatūra ir augstāka par  $7,5 \text{ }^\circ\text{C}$ ), saknes sāk uzņemt  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$ , jo barības elementu augsnē parasti ir ļoti maz. Sāls uzkrāšanās augsnē pavasarī ir bīstama, jo sakrīt ar veģetācijas atjaunošanos kokiem. Arī rudenī, ja augsnes temperatūra ir augstāka par  $7,5 \text{ }^\circ\text{C}$ , sāls izmantošana ceļu uzturēšanas darbos var negatīvi ietekmēt ielu apstādījumu stāvokli, jo saknēs turpinās ne tikai kokiem nepieciešamo barības elementu uzņemšana no augsnes, bet arī nevēlamo jonu uzņemšana (Trowbridge, Bassuk, 2004).

Augu saknes  $\text{Cl}^-$  no augsnes šķīduma var uzņemt gan pasīvi, gan aktīvi. Aktīvs  $\text{Cl}^-$  transports caur plazmas membrānu noris, ja augsnes šķīdumā  $\text{Cl}^-$  koncentrācija ir zema, bet pasīva  $\text{Cl}^-$  iekļūšana sakņu šūnās notiek, ja to koncentrācija augsnes šķīdumā ir paaugstināta. Saknes visbiežāk  $\text{Cl}^-$  šķērso pa simplastu, bet iespējama to pārvietošanās arī pa apoplastu. Kopumā  $\text{Cl}^-$  augos ir kustīgi. Auga augšanas laikā  $\text{Cl}^-$  galvenokārt pārvietojas no saknēm uz augu virszemes daļām, bet var arī tikt pārvietoti pa floēmu (White, Broadley, 2001).

Arī  $\text{Na}^+$  atkarībā no to koncentrācijas līmeņa augsnē augu saknes var uzņemt vai nu pasīvi ar transpirācijas plūsmu un difūzijas ceļā, vai aktīvi. Par  $\text{Na}^+$  uzkrāšanos kokaugu saknēs zinātniskajā literatūrā ir atšķirīgi viedokļi. Vispirms, tiek uzsvērtā tendence augiem saglabāt konstantu  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  līmeni saknēs, regulējot  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  līmeni, izdalot šos jonus atpakaļ augsnē vai arī transportējot uz virszemes daļām ar transpirācijas plūsmu pa ksilēmu. Līdz ar to sāls negatīvā iedarbība galvenokārt skar augu virszemes orgānus, bet sakņu sistēma sāļus neuzkrāj (Шевякова, Кузнецов, 2000).

Tomēr ir arī pētījumi, kas liecina, ka ne visi ksilēmā nokļuvušie joni sasniedz lapas: daļa jonu, to skaitā  $\text{Na}^+$ , pārvietojoties pa ksilēmu, var no ksilēmas sulas pāriet stumbra šūnās un floēmā un tālāk arī



sakņu šūnās (Tester, Davenport, 2003), vai arī augstas koncentrācijas gadījumā uzkrāties kambija šūnās, bet vēlāk atkal pāriet uz ksilēmu (Кузнецов, Дмитриева, 2005). Rezultātā  $\text{Na}^+$  var tikt uzkrāti kokaugu saknēs, stumbrā, zaros un lapās (Flowers, 1988). Kopumā ir maz informācijas par masīvu  $\text{Na}^+$  recirkulāciju no koku zariem uz saknēm. Galvenokārt pastāv viedoklis, ka  $\text{Na}^+$  transportam augā nav stingri noteikta virziena un pārsvarā tas akumulējas lapās (Tester, Davenport, 2003).

Minimālā koncentrācijā  $\text{Cl}^-$  augiem ir nepieciešami dzīvības funkciju nodrošināšanai. Neliels šī elementa daudzums lapās pazemina diastāzes sintētisko darbību un stimulē cietes sairšanas procesus, kas nosaka lapu atvēršanos stāvokli un gāzu apmaiņu.  $\text{Cl}^-$  ir iesaistīti gan turgora, gan osmoregulācijā, var būt iesaistīti membrānu spiediena stabilizācijā, pH gradienta regulēšanā, kā arī regulēt enzīmu aktivitāti citoplazmā (White, Broadley, 2001). Savukārt  $\text{Na}^+$  augu šūnās piedalās „protonu sūkņa” darbības nodrošināšanā un fotofosforilācijas procesā (Denny, 2002; Taiz, Zeiger, 2002). Tā absolūta nepieciešamība ir konstatēta halofītiem un  $\text{C}_4$  augu sugām, piemēram, *Atriplex vesicaria*, *Distichlis spicata*, *Kochia childsii* un dažām citām sugām, bet ne kokiem (Subbarao et al., 2003).

Zinātniskajā literatūrā ir daudzi pētījumi, kas apstiprina un pierāda  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  negatīvo ietekmi uz augiem (Holmes 1961; Brod, 1993; Gibbs, Palmer, 1994; Pedersen et al., 2000; Bryson, Barker, 2002; Hartl, Erhart, 2002; Paludan–Müller et al., 2002; Czerniawska–Kusza et al., 2004; Marosz, Nowak, 2008; Bach, Pawlowska, 2009; Sudnik et al., 2009). Shematiska nātrija hlorīda kā ledus un sniega kausēšanas līdzekļa kaitīgā ietekme uz augsni un augiem parādīta 1.1. attēlā.

Kopumā paaugstināta  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  koncentrācija augsnes šķīdumā

- palielina kopējo sāļu daudzumu augsnē, kas negatīvi ietekmē jauno sakņu augšanu, augu apgādi ar ūdeni, kas rada novirzes fitohormonu attiecībās – samazinās giberelīnu, auksīnu un citokinīnu saturs, bet pieaug etilēna veidošanās, kas jaunajos un vēl nenobriedušajos augu orgānos veicina novecošanās procesus (Neuman et al., 1996; Jonhson, Sucoff, 2000);
- samazina barības elementu – K, Mg, Ca, P, N – (Hootman et al., 1994; Neuman et al., 1996), kā arī S uzņemšanu no augsnes šķīduma, to pārneši un izvietojumu augos (Шевякова, Кузнецов, 2000).

Turklāt nātrija jonu adsorbēšana augsnē degradē tās struktūru un veicina tās saputekļošanu. Rezultātā samazinās gaisu saturošo poru tilpums un ir traucēta ūdens infiltrācija. Augsnē palielinās ogļskābās gāzes daudzums, tiek veicināti denitrifikācijas un desulfatizācijas procesi, kā arī traucēta ūdens caurplūde, bet  $\text{CO}_2$  saturs var palielināties pat līdz 12% (Davison, 1971; Hootman et al., 1994; Neuman et al., 1996; Bryson, Barker, 2002).

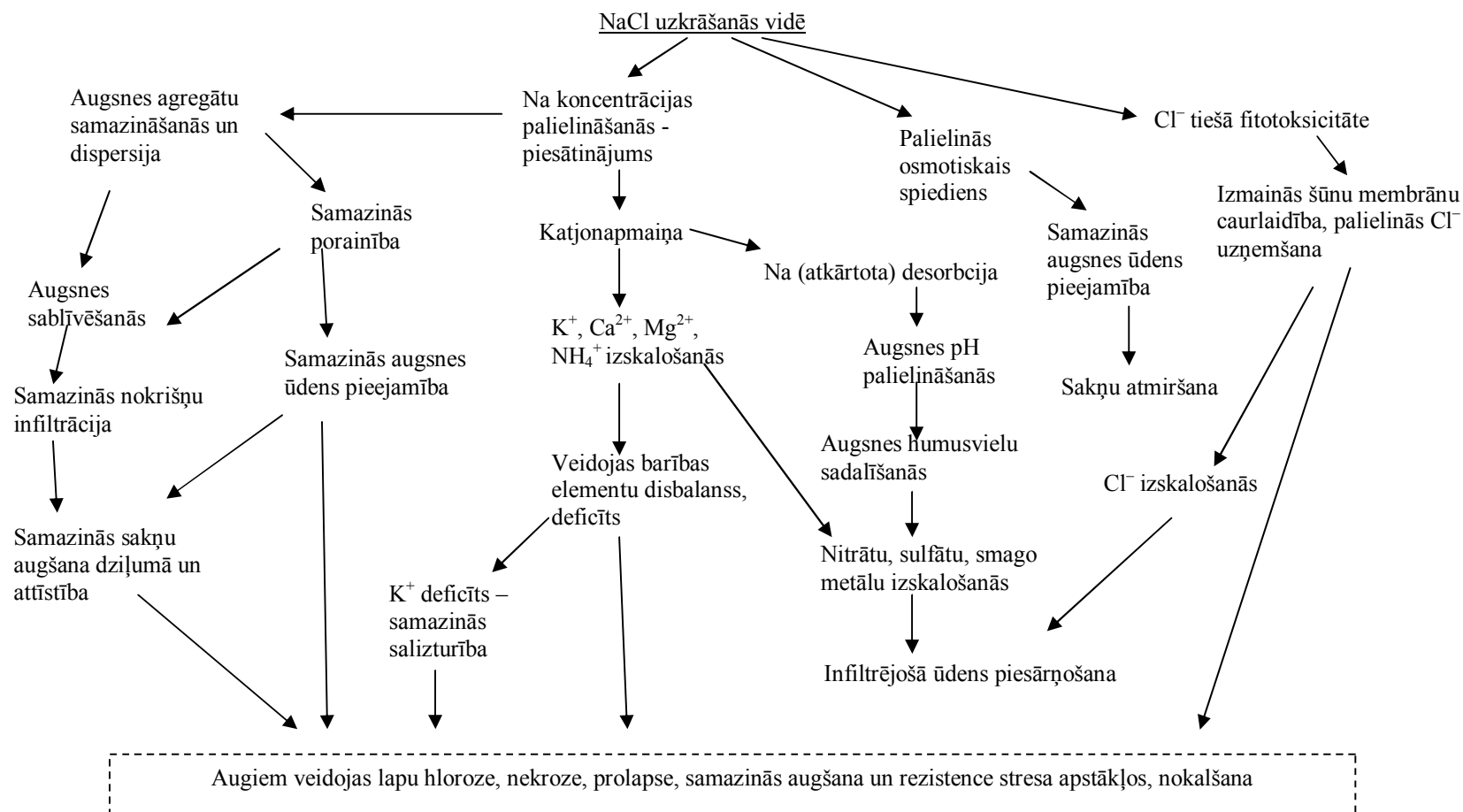
Savukārt  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  negatīvā ietekme augos var izpausties šādi:

- šūnu membrānu funkcionēšanas izmaiņas;
- samazinot enzīmu aktivitāti, tiek bremzēta šūnu vielmaiņa (Hartl, Erhart, 2002);
- hlorofila samazināšanās un hloroplastu degradācija (Neuman et al., 1996; Sudnik et al., 2009);
- negatīvas izmaiņas fizioloģiskajos procesos – elpošanā, fotosintēzē, proteīnu sintēzē, nukleīnskābju sintēzē.

$\text{Na}^+$  toksicitāte augā ir galvenokārt saistīta ar tā spēju konkurēt ar  $\text{K}^+$  tā uzņemšanas vietās. Ja lapu apoplastā ir augsta  $\text{Na}^+$  koncentrācija, augu šūnām ir grūti saglabāt zemu citosolisku  $\text{Na}^+$  koncentrāciju un zemu Na:K attiecību. Tā kā  $\text{K}^+$  aktivē vairāk nekā 50 enzīmu darbību, bet  $\text{Na}^+$  nevar aizvietot  $\text{K}^+$  (Bhandal, Malik, 1988), tad augsts  $\text{Na}^+$  līmenis vai augsta Na:K attiecība var būtiski traucēt dažādus ar enzīmiem saistītus procesus citoplazmā. Arī proteīnu sintēzei augā nepieciešama augsta  $\text{K}^+$  koncentrācija salīdzinājumā ar  $\text{Na}^+$ , bet paaugstināta  $\text{Na}^+$  uzkrāšanās rada proteīnu sintēzes traucējumus.

Augstas  $\text{Na}^+$  koncentrācijas rezultātā augu lapu apoplastā var rasties osmotiski bojājumi, jo  $\text{Na}^+$ , iekļūstot lapās ar transpirācijas plūsmu pa ksilēmu, tajās paliek arī pēc ūdens iztvaikošanas (Flowers et al., 1991).

$\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  piesārņojuma apstākļos augā var rasties arī cita veida osmotiska rakstura traucējumi. Lai saglabātu turgoru un varētu uzņemt ūdeni, augam jāsauglabā zemāks iekšējais ūdens potenciāls nekā augsnē. Šādos apstākļos augam ir jāuzņem vai nu viegli pieejamie  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$ , kas ir toksiski citosolā, vai citi joni no augsnes, vai arī jāsinatēzē organiski savienojumi (tā saucamie osmoprotektanti), kas prasa lielākus enerģētiskos resursus (Tester, Davenport, 2003).



1.1. att. Sniega un ledus kausēšanas līdzekļa NaCl ietekme uz veģētāciju un augsnes īpašībām (pēc Sieghardt et al., 2005).

Paaugstinātas sāļainības apstākļos  $\text{Cl}^-$  augu saknēs neuzkrājas, bet tiek transportēti uz lapu šūnām augstākās koncentrācijās nekā tās var šos jonus absorbēt. Rezultātā  $\text{Cl}^-$  uzkrājas starpšūnu telpā (apoplastā) un lapu malu šūnās līdz līmenim, kas samazina pietiekamu ūdens uzņemšanu šūnās un traucē vielmaiņas procesus (osmotiskais stress). Ierobežotā ūdens plūsma šūnās var izraisīt šūnu dehidratāciju, kuras rezultātā var rasties lapu apdegumi un defoliācija. Samazinās fotosintēzei lapu laukums, savukārt  $\text{Cl}^-$  uzkrāšanai patērētais enerģijas daudzums samazina augšanas procesiem nepieciešamo enerģijas potenciālu (Fenn et al., 1968).

Palielināta  $\text{Cl}^-$  koncentrācija augā var negatīvi ietekmēt atvārsnīšu darbību un kopējo  $\text{CO}_2$  asimilāciju augos. Konstatēts, ka jonu disbalanss, kura iemesls ir  $\text{Cl}^-$  pārbagātība, var veicināt atvārsnīšu aizvēršanos. Pētījumos novērots, ka sāls bojātu ošu lapās augsta  $\text{Cl}^-$  koncentrācija uzkrājas atvārsnīšu slēdzējšūnu vakuolās (Leonardi, Fluckiger, 1986). Šādā gadījumā slēdzējšūnās un epidermālās šūnās palielinājās  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  koncentrācija, pasliktinot elektrolītu pārvietošanu un bojājot atvārsnīšu mehānismu. Atvārsnīšu bojājumu rezultātā paaugstinās lapu temperatūra traucētās transpirācijas dēļ, un līdz ar to lapām var attīstīties nekrozes (Bernstein, 1975).

Kopumā paaugstināta sāļainuma izraisītiem šūnu bojājumiem var būt trīs dažādi mehānismi (Ievinsh, 2006):

- 1) jonu toksicitāte, kuras cēlonis ir pārbagāta  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  uzkrāšanās citoplazmā, kas rada jonu disbalansu, un kuru var neitralizēt, palielinot jonu transporta intensitāti uz vakuolām;
- 2) pat ja pārmērīgā daudzumā esošie joni tiek izolēti vakuolās, citoplazmas osmotiskais potenciāls ir jāsabalansē ar pazemināto ūdens potenciālu augsnē;
- 3) augsta  $\text{NaCl}$  koncentrācija šūnā pastiprina aktīvā skābekļa formu rašanos, kuras var izraisīt oksidatīvus bojājumus šūnu sastāvdaļās.

Vizuāli  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  kaitīgā ietekme kokiem dažkārt novērojama tikai pēc vairākiem gadiem (Dobson, 1991; Jonhson, Sucoff, 2000). Parasti kokiem un krūmiem vizuāli tā izpaužas šādi:

- 1) lapu malu un skuju galu dzeltēšana un brūnēšana;
- 2) kavēta augšana un panīkums;
- 3) priekšlaicīga lapu iekrāsošanās un nobiršana;
- 4) zaru un piezaru kalšana;
- 5) auga nokalšana.
- 6) aizkavēta lapu plaukšana un paātrināta dzeltēšana (Шевякова, Кузнецов, 2000; Timonen, Kauppinen, 2008);
- 7) snaudošo pumpuru vai tikko izplaukušo lapiņu nokalšana (Gibbs, Burdekin, 1983).

Gan sāls aerosols (šļakatas), gan augsnē uzkrājušies sāls joni var aizkavēt koku augšanu, izraisīt stumbra un lapu bojājumus, veicinot augu nokalšanu (Jonhson, Sucoff, 2000). Turpretim pēc M. C. Dobsona pētījumiem sāls aerosoli reti izraisa koku nokalšanu, bet regulāri atkārtojoties, koku vainags kļūst šaurāks, stumbrs tievāks, bet paši koki īsāki (Dobson, 1991).

Ziemā, miera stāvoklī uz koku stumbra un zariem uzkrājas sāls, kas pēc tam iesūcas zaros caur lapu rētām, pumpuriem un nepārkoksnējušos mizu un var sasniegt dzīvos audus. Tas izraisa snaudošo pumpuru vai tikko izplaukušo lapu nokalšanu, var būt cēlonis kambija šūnu brūnēšanai, iepriekšējo gadu zaru pieauguma daļas iznīkšanai (Sucoff, 1975; Dobson, 1991).

Pumpuru un zaru nokalšanai seko dzinumai saišķveida vai slotveida attīstība (Trowbridge, Bassuk, 2004; Sudnik et al., 2009). Lapu kokiem šāda veida simptomi var parādīties pavasarī, sākoties veģetācijas sezonai. Kā liecina ASV veiktie novērojumi, skujkokiem skuju un zaru galiņu brūnēšana brauktuves pusē sākas februāra beigās vai marta sākumā, kad paaugstinājusies gaisa temperatūra (Jonhson, Sucoff, 2000). Lapu kokiem simptomi bieži vien parādās vasaras un līdz ar to arī augšanas sezonas beigās vai karstu un sausu laika apstākļu periodos. Tāpēc apsnigušiem zariem bojājumi ir mazāk izteikti.

Sāls izmantošana apledošanas kausēšanai var ietekmēt arī koksnes struktūru: pētījumos konstatēts, ka parastajai zirgkastaņai (*Aesculus hippocastanum*) samazinās kambija aktivitāte un koksnes šķiedru daudzums (Eckstein et al., 1976).

Tā kā vizuālās pazīmes var būt līdzīgas arī citu stresoru izraisītajām pazīmēm, īstā cēloņa noskaidrošanai nepieciešama papildu informācija, piemēram, augsnes un augu ķīmisko analīžu dati, mikrobioloģiskie pētījumi utt.

Augu spēja adaptēties augstām sāls koncentrācijām to audos – saglabāt labvēlīgu ūdens režīmu, izturēt augstu jonu līmeni šūnās un uzņemt nepieciešamos barības elementus, neraugoties uz citu jonu pārsvaru augsnē, – ir atkarīga no to sāls tolerances līmeņa (Dobson, 1991; Tester, Davenport, 2003). Pastāv dažādi augu adaptācijas mehānismi paaugstinātām sāls koncentrācijām (Marschner, 1995; Ievinsh, 2006). Augus var iedalīt sāli izslēdzošos (*salt excluders*) un sāli uzkrājējos (*salt includers*). Sāli izslēdzošos, piemēram, ozolus, robīnijas, galvenokārt ietekmē iekšējais ūdens deficīts, kas rodas augšnes šķīduma augstā osmotiskā spiediena dēļ. Šie augi spēj adaptēties ūdens deficīta apstākļiem, palielinot īpašu organisko savienojumu sintēzi (osmoregulācija), samazinot lapu/atvašu virsmu vai palielinot sakņu virsmu (Weissenhorn, 2002). Sāls uzkrājējus galvenokārt ietekmē jonu toksicitāte un to disbalanss (Balder, 1998). Tie spēj adaptēties nelabvēlīgajai situācijai, izvairoties no augstas nevēlamo jonu koncentrācijas šūnas citoplazmā, veicot to kompartmentalizāciju vakuolās, noņemot lapas, palielinot audos ūdens saturu, sintezējot atbilstošus savienojumus, kā arī saglabājot augstu K:Na attiecību augošajos audos (Weissenhorn, 2002) un veicot sāļu nogulsnešanu nefotosintezējošajos audos, piemēram, plantānas Na<sup>+</sup> akumulē saknēs (Balder, 1998).

### 1.2.5. Biotiskie faktori

Positīvs biotisko faktoru ietekmes piemērs ir kokaugu sakņu un sēņu simbioze jeb **mikoriza**. Augiem var būt ekto-, endo- un ektoendomikoriza jeb jauktā mikoriza. Piemēram, ektomikoriza (sēņu hifas apņem saknes no ārpusē) var veidoties parastajai liepai (*Tilia cordata*), tūbainajai liepai (*Tilia tomentosa*), parastajam dižskābardim (*Fagus sylvatica*), bērzam, ozolam, bet arbuskulārā mikoriza (endomikorizas veids) – *Aesculus hippocastanum* un Holandes vīksnai (*Ulmus x hollandica*). Dažiem kokaugu taksoniem, piemēram, vītolam, apsei, papelei, alksnim, var veidoties kā endomikoriza (sēņu hifas ieaug saknes mizas šūnastarpās un parenhīmas šūnās), tā arī ektomikoriza (Newton et al., 1991; Jackson et al., 1995; Garbaye, Churin, 1996; Nielsen, Rasmussen, 1999; Weissenhorn, 2002).

Kā aprakstīts iepriekš, urbānā vidē koku vitalitāti lielā mērā nosaka apstākļi, kādos funkcionē saknes. Nelabvēlīgos augšanas apstākļos mikorizas sēņu attīstība pastiprina koku dzīvotspēju. Mikoriza var ietekmēt vairākus augu fizioloģiskos procesus: ūdens izmantošanas efektivitāti, transpirāciju un oglekļa dioksīda apmaiņu, aktivizēt barības elementu, īpaši fosfora uzņemšanu (Craul, 1992; Ruiz-Lozano et al., 1996; Nielsen, Rasmussen, 1999; Weissenhorn, 2002; Appleton et al., 2003; Timonen, Kauppinen, 2008).

Zinātniskajā literatūrā (Jone, Hutchinson, 1988a,b; Christie et al., 2004) plaši aprakstītas mikorizas sēnes, kas uzkrāj smagos metālus ar tiem piesārņotajās augsnēs un tādējādi palielina saimniekauga izturību. Saskaņā ar H. J. Dennijas un D. A. Wilkinsa eksperimentiem bērziem, kam attīstījies ektomikoriza, paaugstinātas Zn koncentrācijas apstākļos ir lielāks augšanas ātrums un zemāka Zn koncentrācija saknēs salīdzinājumā ar bērziem bez mikorizas (Denny, Wilkins, 1987). B. A. D. Hetriks un citi pētnieki konstatējuši, ka augstas smago metālu koncentrācijas apstākļos arbuskulārās mikorizas infekcija samazinājusi Zn, Cd un Mn saturu lapās (Hetrick et al., 1994).

Diemžēl, pilsētās bieži vien šīs simbiotiskās attiecības ir traucētas vai vispār neveidojas.

Urbānajās ekosistēmās antropogēnās noslodzes rezultātā mainās zoocenozes struktūra – samazinās sugu daudzveidība (Wałęza et al., 2002). No zemākajiem organismiem liela nozīme ir augšnes baktērijām un zemākajām sēnēm, kā arī sliekām, kas piedalās organisko vielu noārdīšanas procesos.

Urbānās vides faktori veicina kokaugu inficēšanos ar **sēņu** izraisītām slimībām, kā arī dažādu **kaitēkļu** attīstību un izplatību, jo pilsētas apstākļi nav labvēlīgi šo kaitēkļu parazitājiem un putniem, kas ir nozīmīgi kāpuru iznīcinātāji. Dažādi lapu kaitēkļi samazina lapu kopējo virsmu, vājinot fotosintēzes norisi un izraisot defoliāciju (Dobbertin, 2005). Rezultātā samazinās koku gadskārtu pieaugumi. Piemēram, ir konstatēta sakarība starp kukaiņu izraisīto defoliāciju un šauru, netipiski baltu gadskārtu veidošanos Amerikas apsei (*Populus tremuloides*). Savukārt mākslīgas defoliācijas apstākļos, imitējot kaitēkļu darbību, šai sugai novērota koksnes šķiedru diametra un radiālā pieauguma samazināšanās (Hogg et al., 2002; Jones et al., 2004).

Latvijā biežāk izplatītie liepu lapu kaitēkļi ir liepu maurērce (*Eriophyes leiosoma*), liepu lapu kārpērce (*Phytoptus tetretichus*) un liepu lapu dzīslu maurērce (*Eriophye tiliae*). Ielu apstādījumos nereti novērojamas liepu laputis (*Eucallipterus tiliae*) un tīklērces (*Eotetranychus tiliarum*, *Tetranychus urticae*) (Rupais, Kalniņa, 1979; Rupais, 1989).

Būtiski kokaugu kaitēkļi ir posmkāji no tīklērcu dzimtas (*Tetranychidae*). Barošanās laikā tīklērcu dzimtas īpatņi izsūc citoplazmu un šūnsulu no lapu apakšpusē šūnām. Rezultātā mainās lapu krāsa,

oglekļa dioksīda asimilācijas intensitāte, elpošana, transpirācija un asimilātu translokācija, samazinās hlorofila saturs un cietes uzkrāšanās. Minētās fizioloģiskās norises izraisa priekšlaicīgu lapkriti, hlorozi, nekrozes attīstību. Līdz ar to samazinās koku estētiskā vērtība (Wałęza et al., 2002).

Šo kaitēkļu savairošanos veicina arī augsnes sasāļošanās. Konstatēts, ka, paaugstinoties sāls saturam augsnē, liepu lapās rodas lielāks daudzums brīvo aminoskābju, kas ir galvenais barības avots ērcēm. Tuvu ielas apmalei augošu liepu lapām ir izjaukta saharozes–fenola regulācija, kas veicina ērcu attīstību. Turpretim putekļu daudzums uz lapām ērcu savairošanos neietekmē (Wałęza et al., 2002).

Bieži sastopams kaitēklis ir liepu zobspārnis (*Phalera bucephala*), kas parazitē arī uz ozoliem, vīksnām, gobām, retāk bērziem, vītoliem, dižskābaržiem u.c. kokaugiem. Nereti novērotas arī komatveida bruņutis (*Lepidosaphes ulmi*), kuru kāpuri un pieaugušie īpatņi sūc barības auga dažāda vecuma zaru mizu. Tās sevišķi savairojas uz novājinātām liepām. Jaunām liepām ceļmalu stādījumos kaitē bērzu vērpējs (*Eriogaster lanestris*) (Rupais, Kalniņa, 1979).

Apstādījumu fizioloģisko stāvokli negatīvi ietekmē arī citi dzīvie organismi: īpaši bīstami ir koksnes mikroorganismi, kas var būt gan patogēni, gan parazīti (Shigo, 1984); arī dažādu sēņu attīstība var izraisīt kokaugu bojāeju (Rupais, Kalniņa, 1979; Terho, Hallaksela, 2005).

Kopumā pastiprināta parazītu attīstība pilsētas apstākļos vairāk novērota koku sugām, piemēram, parastajām un platlapu liepām, zirgkastaņām, tāpēc speciālisti iesaka stādīt Holandes liepas, kuras kaitēkļi invadē daudz mazākā mērā (Zvirgzds, 1986; Rupais, 1989).

### 1.2.6. Mehāniskā un fiziskā ietekme

Ielu kokiem bieži novērojami dažādi mehāniski stumbra bojājumi, kas parasti veicina sēnīšu infekciju, trupes un vēža attīstību, kā arī izraisa citas slimības (Dujesiefken et al., 1999; Wilson, Harrell, 2001). Koksnes savainojumu rezultātā kambijs veido plānu, unikālu šūnu slāni jeb barjerzonu, kas atdala veselos (pirms bojājuma) audus no tiem, kas veidojušies pēc tam (Shigo, 1984). Regulāri stumbra mizas nobrāzumi turpmāko gadu laikā var būt par cēloni koka bojāejai. Lielbritānijā pat līdz 30% jauno ielu kociņu cieš no vandāļu postījumiem (Pauleit, 2003).

Trupes attīstību un koksnes krāsas maiņas var izraisīt zaru apgriešana (Dujesiefken, Stobbe, 2002). Arī ceļu un komunikāciju tīkla un sistēmu remontdarbi un avārijas (ūdensvada plīsumi, siltumtīkla bojājumi utt.) negatīvi ietekmē apstādījumu veselību un dzīvotspēju. Koka sakņu bojājumi izraisa lapu dzeltēšanu un malu apdegumus, kas ir līdzīgi sausuma stresa pazīmēm, tikai šajā gadījumā apstākļos, kad mitrums augsnē ir pietiekams (Wilson, Harrell, 2001).

\*\*\*

Cilvēka darbības ietekme uz apstādījumiem urbānā vidē ir ļoti daudzpusīga. Netieša tās izpausme ir pašreizējie specifiskie mikroklimata un edafiskie apstākļi. Īsāks sala periods, ātrāka sniega nokušana un pavasara salnu izbeigšanās, kā arī vēlāks rudens salnu sākums pagarina veģetācijas periodu. Turpretim augsnes sablīvēšanās, barības elementu un ūdens trūkums, ledus kausēšanai izmantotā sāls savukārt paātrina lapkriti. Tādējādi viens faktors var veicināt vai kavēt kāda cita faktora ietekmi uz pilsētas apstādījumiem.

Nelabvēlīgo faktoru iedarbība saīsina kokaugu mūžu. Parastā liepa mežā vidēji dzīvo 300–400 gadus, parkā 125–150 gadus, bet ielu apstādījumos tikai 50–80 gadus; vīksna attiecīgi 350–400, 100–120, 40–50 gadus (Горышина, 1979). Tātad likumsakarīgi – jo lielāks attālums no pilsētas centra, jo garāks ir koku augšanas un dzīves periods (Chmielewski, 1996).

Kopumā augu fizioloģisko stāvokli un noturību pret kaitīgo faktoru ietekmi pilsētvidē nosaka dažādi mikroklimatiskie parametri (temperatūra, nokrišņu daudzums utt.), barības elementu bilance augsnē, vides piesārņojuma intensitāte un veids, kā arī kaitēkļi. Tādēļ, lai apstādījumi sniegtu maksimāli pozitīvu efektu, iespējami samazināma apkārtējās vides nelabvēlīgo faktoru ietekme, bet pilsētu apzaļumošanai izmantojamas šādiem apstākļiem piemērotākās kokaugu sugas.

### 1.3. Sugu piemērotība ielu apstādījumiem

Urbānā vidē ielu apstādījumus ierīko dažādiem mērķiem – ietvju norobežošanai un nodalīšanai no brauktuves, vides piesārņojuma (trokšņa, atmosfēras piesārņojuma u.c.) samazināšanai, estētiskās un ainaviskās kvalitātes uzlabošanai.

A. Zvirgzds atzīst, ka „pilsētas šaurībā un ekosistēmas piesārņotībā vajadzīgi īpaši atlasīti koki – atlasītas sugas, to ekotipi, varbūt pat īpaši selekcionētas pilsētas kokaugu šķirnes” (Zvirgzds, 1986). Zinātniskajā literatūrā minēti vairāki pētījumi un dati par kokaugu piemērotību pilsētvidei, norādot to priekšrocības un trūkumus.

Galvenie sugu piemērotības atlases **kritēriji** ielu apstādījumiem pēc Strobela (Pauleit, 2003):

1. Kvalitāte (estētiskā vērtība – koka veidols, vainaga forma, zaru struktūra un tekstūra, miza; lapām: tekstūra, krāsa, krāsainība rudenī utt.).
2. Ilgmūžība:
  - rezistence stresa apstākļos (karstumizturība un sausumizturība, ziemcietība, piemērotība augsnes pH un kaļķojamā materiāla saturam, noturība pret augsnes sablīvēšanos, kaitēkļiem un slimībām, paaugstinātu atmosfēras piesārņojumu, sniega un ledus kausēšanai izmantoto sāli);
  - fiziskā stabilitāte un ceļu drošība (mehāniskā izturība un noturība pret vējgāzēm un snieglauzēm, alergēnais efekts).
3. Audzēšanas un pavairošanas iespējas.

Visvieglāk sugu atlase ielu apstādījumiem veicama, balstoties uz stādāmā materiāla kvalitāti, audzēšanas un pavairošanas iespējām un mehānisko izturību. Lielākas problēmas rada sugu rezistence stresa apstākļos, īpaši tad, ja ir paaugstināts gaisa un augsnes piesārņojums.

Jau 20. gs. sākumā (1909. g.) Rīgas galvenais dārznieks (*Dārzu pārvaldes vadītājs*) G. Kūfalts novēroja un atzina: „Ja lielpilsētu ietekmē vairāki citi kaitīgi apstākļi, tad, lai nenodarītu kokiem pāri, jāņem vērā zemes struktūra un atrašanās vieta, dūmi un kvēpi, gāzes un ūdens vadi, kanalizācijas notekūdeņi un elektriskie kabeļi. Šie visi minētie faktori ir vērā ņemami, izvēloties koku šķirnes, kā arī veicot apstādījumus vispār.” (Kāvere, 2007).

Salīdzinot vairākos pētījumos iegūtos datus par kokaugu noturību pret gaisa piesārņojumu, redzams, ka daļu sugu visi autori atzīst par noturīgām, bet par vairākām citām uzskati ir dažādi vai pat pretēji. Par neizturīgākiem atzīti skujkoki un mūžzaļie lapu koki (Zvirgzds, 1986; Craul, 1992).

Daži autori norāda, ka pret gaisa piesārņojumu (SO<sub>2</sub>, Cl<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub>) izturīgākās sugas ir sausserdis, šaurlapu eleagns (*Eleagnus angustifolius*), kalnu kļava (*Acer pseudoplatanus*), ošlapu kļava (*Acer negundo*), vidēji izturīgas – Šelkovicā papele, Turkestānas ozols, bet neizturīgas – liepa un *Aesculus hippocastanum* (Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Pēc V. Antipova datiem pret dūmgāzēm mazizturīga ir platlapu liepa (*Tilia platyphyllos*) un *Aesculus hippocastanum*. Turpretim *Tilia cordata*, parastā kļava (*Acer platanoides*), *Acer pseudoplatanus* un parastais kadiķis (*Juniperus communis*) iekļauti samērā izturīgo jeb vidēji izturīgo kokaugu grupā, savukārt baltā robīnija (*Robinia pseudoacacia*) – izturīgo un divdaivu ginks (*Ginkgo biloba*) – pret dūmgāzēm ļoti izturīgo kokaugu grupā (Zvirgzds, 1986).

V. Larchers (2003), atsaucoties uz G. Krūsmana un H. G. Dāslera pētījumiem, par paaugstināta gaisa piesārņojuma apstākļiem piemērotām koku sugām uzskata *Acer platanoides*, *Juniperus communis*, ozolus, mūžzaļo buksi (*Buxus sempervirens*), parasto īvi (*Taxus baccata*); par mazāk piemērotām – melno priedi (*Pinus nigra*), *Ginkgo biloba*, *Robinia pseudoacacia*, kā arī tūjas.

Tādējādi dažādos pētījumos par noturību pret atmosfēras piesārņojumu vienai un tai pašai sugai, piemēram, *Ginkgo biloba* un *Robinia pseudoacacia*, konstatēti pat pilnīgi pretēji rezultāti. Iespējams šīs atšķirības kokaugu sugu iedalījumā ir noteicis vides piesārņotāja raksturs, kokaugu noturība dažādos klimata apstākļos un pētījumu vietās.

Katras sugas un indivīda noturību pret kaitīgām gāzēm un kaitīgo vielu paaugstinātām koncentrācijām nosaka to spēja regulēt gāzu uzņemšanu, veikt detoksikāciju un saglabāt jonu homeostāzi un citoplazmas skābumu. Gāzu iekļūšanu, pirmkārt, nosaka atvārsnišu aizvēršanās ātrums kaitīgo gāzu apstākļos, otrkārt, noturība pret toksiskajām gāzēm var būt saistīta ar katjonu daudzumu, kāds spēj neitralizēt skābes anhidrīdu (Кузнецов, Дмитриева, 2005).

Iepriekš minētās, pret atmosfēras piesārņojumu noturīgās sugas – *Eleagnus angustifolia*, *Šelkovicā papele*, Turkestānas ozols u.c. – labi attīstās arī augsnēs ar paaugstinātu sāļainību. Neizturīgie taksoni,

piemēram, liepas, un kastaņi (1.4. tab.) šādās augsnēs aug daudz sliktāk. Parasti augi, kas noturīgi pret sausumu, augsnes sasāļošanos un citiem stresoriem, ir diezgan izturīgi arī pret gāzēm, iespējams, pateicoties spējai regulēt ūdens režīmu un sāls koncentrāciju (Кузнецов, Дмитриева, 2005).

1.4. tabula

Kokaugu iedalījums pēc sāls izturības

Taksons	Literatūras avots				
	Francois, Clark, 1978	Dobson, 1991	Johnson, Sucoff, 2000	Шевякова, Кузнецов, 2000	Sudnik et al., 2009
<b>Sāls jutīga</b>					
<i>Acer platanoides</i>					x
<i>Acer saccharum</i>			x		
<i>Acer spp.</i>	x				
<i>Aesculus hippocastanum</i>	x			x	x
<i>Betula spp.</i>				x	x
<i>Carpinus betulus</i>	x	x			
<i>Fagus sylvatica</i>	x	x			
<i>Larix decidua</i>	x		x		
<i>Picea abies</i>	x	x	x		x
<i>Populus spp.</i>				x	
<i>Pseudotsuga meziensis</i>	x				
<i>Tilia americana</i>		x	x		
<i>Tilia cordata</i>			x		x
<i>Tilia spp.</i>	x			x	
<b>Vidēji izturīga</b>					
<i>Acer negundo</i>			x		x
<i>Acer rubrum</i>			x		
<i>Acer saccharum</i>		x			
<i>Aesculus hippocastanum</i>		x			
<i>Betula spp.</i>			x		
<i>Fraxinus excelsior</i>		x			x
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>			x		
<i>Pinus sylvestris</i>		x	x		
<i>Populus deltoides</i>			x		
<i>Populus tremuloides</i>			x		
<i>Quercus palustris</i>			x		
<i>Quercus robur</i>					x
<i>Sorbus aucuparia</i>		x			
<i>Ulmus americana</i>			x		
<b>Sāls izturīga</b>					
<i>Acer ginnala</i>				x	
<i>Aesculus glabra</i>			x		
<i>Aesculus hippocastanum</i>			x		
<i>Eleagnus angustifolia</i>	x	x			x
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>		x			
<i>Pinus nigra</i>	x	x	x		x
<i>Populus alba</i>		x	x		x
<i>Populus tremula</i>					x
<i>Populus canescens</i>		x			
<i>Quercus alba</i>			x		
<i>Quercus robur</i>		x			
<i>Quercus rubra</i>			x		x
<i>Quercus spp.</i>	x				
<i>Robinia pseudoacacia</i>	x	x			x
<i>Sorbus aucuparia</i>					x
<i>Ulmus glabra</i>		x			

Tomēr arī pētījumu rezultāti par augu izturību pret sāli ir pretrunīgi (1.4. tab.). Piemēram, *Aesculus hippocastanum* atzīta gan par sāls jutīgu, gan vidēji izturīgu, gan izturīgu; parastais pīlādzis (*Sorbus aucuparia*) un Pensilvānijas osis (*Fraxinus pennsylvanica*) – vidēji un stipri sāls izturīgs. Kopumā sāls izturīgi ir arī ozoli, baltā apse (*Populus alba*), *Eleagnus angustifolia* un *Pinus nigra*. Vairāk vai mazāk sāls jutīgas ir, piemēram, kļavas un bērzi. Sāļaina vide nav piemērota dažādu

taksonu liepu, parastās egles (*Picea abies*), Eiropas lapegles (*Larix decidua*), Menzīsa duglāzijas (*Pseudotsuga mezesii*), *Fagus sylvatica* u.c. kokaugu taksonu augšanai.

Tomēr pilnīgi sāls izturīgu sugu nav. G. R. Džonsons un E. Sukofs norāda, ka sugas, kas ir izturīgas pret sāls aerosoliem (šķakatām), var arī nebūt tikpat izturīgas pret paaugstinātu sāls daudzumu augsnē (Johnson Sucoff, 2000).

Arī Šveices zinātnieku veikto pētījumu rezultāti par lapu koku izturību pret ozonu ir atšķirīgi. M. Šaubis un K. Novāks kā visjutīgāko sugu uzrāda piramidālo papeli (*Populus nigra*), tai seko vilnainā irbene (*Viburnum lantana*), baltais vītols (*Salix alba*), parastā irbene (*Viburnum opulus*), *Tilia platyphyllos*, baltais grimonis (*Cornus alba*), plūme (*Prunus avium*), parastais osis (*Fraxinus excelsior*), alpu vērene (*Ribes alpinum*) un *Tilia cordata* (Schaub et al., 2001, 2002; Novak et al., 2003). Turpretim D. van der Heidens ar līdzautoriem koku sugas pēc jutīguma pakāpes sarindo šādi: visjutīgākā ir plūme (*Prunus serotina*), tad *Viburnum lantana*, klūdziņu kārkls (*Salix viminalis*), parastais pabērzs (*Rhamnus cathartica*), āra bērzs (*Betula pendula*), *Padus avium*, *Fraxinus excelsior* un *Fagus sylvatica*. Kā vismazāk jutīga suga uzrādīta *Acer pseudoplatanus* (Van der Heyden, 2001).

Ielu apstādījumu augsnes dažādu faktoru ietekmē sablīvējas. P. Krauls apkopojis datus par koku sugu rezistenci blīvās, anaerobās augsnēs. Piemēram, minēts, ka visnoturīgākās sugas ir Amerikas vīksna (*Ulmus americana*), *Acer negundo*, *Fraxinus pennsylvanica*, vītoli, vilkābeles, vidēji noturīgas – sarkanais ozols (*Quercus rubra*), Amerikas liepa (*Tilia americana*), *Acer platanoides*, bet blīva augsne nepiemērota ir cukura kļavai (*Acer saccharum*), Amerikas osim (*Fraxinus americana*), *Pinus nigra* un *Sorbus aucuparia* (Craul, 1992).

Tādējādi var izdalīt pret katra vides faktora ietekmi izturīgas, mazāk izturīgas un jutīgas sugas.

Kaut gan Centrālās un Ziemeļrietumeiropas pilsētu apstādījumos sastopamo kokaugu sugu spektrs ir plašs, 50–70% ielu apstādījumu veido tikai 3–5 sugu koki. Populārākās ir liepas, kļavas, platānas, zirgkastaņas, ozoli un oši. Ziemeļeiropas ielu apstādījumiem raksturīga tikai dažu vai vienas sugas vai pat klona izmantošana (Pauleit et al., 2002; Bühler et al., 2007).

Jāatzīmē, ka urbanizētajā vidē parasti visvairāk stādītās sugas ir nenoturīgas pret antropogēno piesārņojumu. Piemēram, Maskavas centrā visizplatītākās ir *Tilia cordata* (33%), *Fraxinus pennsylvanica* (11%), *Acer platanoides* (13%), *Fraxinus excelsior* (11%), *Acer negundo* (9%), balzama papele (*Populus balsamifera*) (8%). Savukārt Maskavas Augu fizioloģijas institūta zinātnieki gar maģistrālēm iesaka stādīt šādus kokus un krūmus: sarkano vilkābeli (*Crataegus rubra*), zemo gobu (*Ulmus pumila*), parasto vīksnu (*Ulmus laevis*), *Populus nigra*, *Fraxinus pennsylvanica* u.c. (Разработка технологии ..., 1998). No minētajām sugām tikai *Fraxinus pennsylvanica* ir gan izplatīts, gan šādiem stādījumiem rekomendēts.

Minskā veikto pētījumu rezultāti atklāj, ka kokaugu taksoni, kas visbiežāk ir sastopami dažāda veida apstādījumos (ielu, bulvāru, skvēru, parku) kā *Aesculus hippocastanum*, *Tilia cordata* un *Acer platanoides*, nav Minskas urbānajā vidē visizturīgākie pret nelabvēlīgo vides faktoru ietekmi. Zinātnieki kā izturīgākos taksonus, pamatojoties uz savu pētījumu rezultātiem, atzīst *Fraxinus pennsylvanica*, *Betula pendula* un *Tilia platyphyllos* (Ефимова, Вознячук, 2008).

Varšavas ielu apstādījumos biežāk sastopamās sugas ir *Tilia cordata* un *Tilia platyphyllos*. Stādīšanai ieteikta arī tūbainā liepa (*Tilia tomentosa* 'Varsaviensis'), kas diezgan labi aug pat nelielā attālumā no ietves–brauktuves malas (Wałęza et al., 2002).

Rīgas centra ielu apzaļumošanai aptuveni 100 gadu laikā izmēģinātas vairāk nekā 20 koku sugas. Pēc A. Zvirgzda pētījumiem samērā labi audzis *Fraxinus pennsylvanica* un zaļais osis (*Fraxinus subintegerrima*), kuru zarojums ziemā nav piemērots vainaga veidošanai (Zvirgzds, 1986). Līdzīgas īpašības raksturīgas arī *Tilia platyphyllos* un purva bērzam (*Betula pubescens*). Pilsētas apstākļos vidēji izturīga un vizuāli mazāk izskatīga ir *Aesculus hippocastanum*, bet nepiemērota – *Tilia cordata*, *Betula pendula*, *Ulmus glabra*, *Ulmus laevis* un papeles (*Populus x petrovskyana*, *Populus x canadensis*), kas vairumā gadījumu ir uzņēmīgas pret kaitēkļiem un slimībām. Papeļu sakņu sistēma bojā ēku pamatus, komunikāciju sistēmas un asfalta segumu, bet sēklu veidošanās laikā tās piesārņo gaisu, kanalizāciju un ūdenstilpnes ar pūkām, kā arī daļai iedzīvotāju izraisa alerģisku reakciju.

Par labāko un pret stresa faktoriem noturīgāko sugu Rīgas ielu apstādījumiem A. Zvirgzds un A. Rupais atzinuši Holandes liepu (Zvirgzds, 1986; Rupais, 1989). Šī taksona izturība Rīgas ielu apstādījumos arī turpmāk promocijas darbā tiks analizēta.



\*\*\*

Jāsecina, ka nav universālu kokaugu sugu, kas būtu piemērotas jebkuriem vides apstākļiem un atbilstu visiem kritērijiem. Katrai pilsētai raksturīgi savi specifiski apstākļi, kas nelabvēlīgi ietekmē apstādījumus. Kopumā ielu apzaļumošanai visnepiemērotākie ir skujkoki un mūžzaļie koki.

Pētnieki atzinuši, ka katrā dabas reģionā un klimata zonā ir savs, konkrētās pilsētas apstākļiem atbilstošs koku sortiments, un ikvienai pilsētai būtu izstrādājams ieteicamo ielu apstādījumu sugu saraksts. Tādi ir sastādīti, piemēram, Rīgai (Zvirgzds, 1986), Ņujorkai (Street Trees ..., 2006), Maskavai (Разработка технологии ..., 1998) u.c. pilsētām.

Pēc literatūrā minētā secināms, ka paaugstināta atmosfēras piesārņojuma apstākļos parastā *Tilia cordata* un *Aesculus hippocastanum*, kas izplatītas Rīgas centra ielu apstādījumos, ir nenoturīgas vai maznoturīgas, bet *Acer platanoides* noturīga vai vidēji noturīga suga. Savukārt sāls jutīgas ir gan liepas, gan kļavas, bet par *Aesculus hippocastanum* dati ir pretrunīgi.

## 2. PĒTĪJUMA MATERIĀLI UN METODES

### 2.1. Pētījuma vieta un laiks

Pētījums sastāv no divām daļām. Promocijas darba pirmajā daļā raksturota Rīgas ielu apstādījumu sistēmas vēsturiskā attīstība un taksonomiskais sastāvs mūsdienās. Kā pamatmateriāls mūsdienu situācijas raksturojumam ir izmantoti dati un informācija, kas iegūta apakšprojekta “Dabas pamatnes izpēte un precizēšana Rīgas pilsētas vēsturiskā centra saglabāšanas un attīstības plānam” 1. posma apstādījumu inventarizācijā, kas veikta 2002. g., un kurā piedalījies arī promocijas darba autore.

Promocijas darba otrajā daļā ir veikts pētījums par ielu apstādījumu stāvokli ietekmējošo faktoriem laika posmā no 2004. gada novembra līdz 2009. gada septembrim piecās Rīgas centra ielās jeb sešos centra ielu posmos ar intensīvu satiksmi (Basteja bulvārī (no 2008. g. Z. A. Meierovica bulvāris), Hanzas, Elizabetes, K. Valdemāra ielā – pa vienam posmam, Stabu ielā – divi posmi). Basteja bulvārī un Hanzas ielā pētījuma vietas izvēlētas abās brauktuves pusēs. Fona līmeņa raksturošanai izvēlēti trīs koki Viestura dārzā (2.1. att.). Līdz ar to pētījums veikts 27 ielu apstādījumu kokiem jeb astoņās ielu vietās (katra vieta atbilst 3–5 kokiem) un 3 kokiem parkā. Pētījumu vietas izvēlētas pēc dažādības principa.

Promocijas darbā izmantotas **metodes**, kas, balstoties uz zinātniskās literatūras pētījumiem (Ринькис и др., 1987; Craul, 1992; Innes, 1993; UN/ECE 1994; Chmielewski, 1996; Schweingruber, 1996; Waleza et al., 2002; u.c.) un darba autores līdzšinējo zinātnisko un praktisko pieredzi, ir piemērotākās pētījuma mērķa sasniegšanai un ietver lauka pētījumus (sniega, augsnes, koku mizas, lapu un koksnes gadskārtējo pieaugumu paraugu noņemšana, koku vainaga stāvokļa novērtēšanu un apdabes raksturošanu), dendroanalīzi, laboratorijas analīzes un iegūtās informācijas kompleksu statistisko apstrādi.

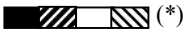
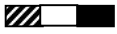



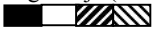







### 2.2. Paraugvietu raksturojums

Ielu stādījumu koku fizioloģisko rādītāju izvērtēšanai izmantoti pētījumu rezultāti par Rīgas centra ielu apstādījumos augošo *Tilia x vulgaris* – turpmāk tekstā Holandes liepu – stāvokli 2005., 2007. un 2009. gadā un to ietekmējošiem faktoriem. Izvēlētajās paraugvietās ievākti sniega, augsnes, liepu mizu un lapu paraugi ķīmiskajām analīzēm, veikti koku vitalitātes novērojumi un raksturoti katra augšanas apstākļi (2.1. tab.).



2.1. att. Pētījumu vietas Rīgas centrā. (Veidots, par pamatkarti izmantojot <http://www.kurtuesi.lv/maps>)

## Pētāmo vietu raksturojums

Vieta	Darbā lietotie apzīmējumi	Vietas raksturojums
<b>Hanzas iela 1</b>	Hanzas 1: Hanzas 1.1/ H1.1 Hanzas 1.2/ H1.2 Hanzas 1.3/ H1.3	3 liepas ielas posmā no Pulkveža Brieža līdz Rūpniecības ielai – labajā pusē starp trotuāru un ēkām (*). Šī objekta kokiem kopēja apdobe. Apdobes platība 22 m <sup>2</sup> , ar pacēlumu attiecībā pret brauktuvi un ietvi. Stumbra attālums no brauktuves 2 m, no ietves – 45 cm.  (*)
<b>Hanzas iela 2</b>	Hanzas 2: Hanzas 2.1/ H2.1 Hanzas 2.2/ H2.2 Hanzas 2.3/ H2.3	3 liepas ielas posmā no Pulkveža Brieža līdz Rūpniecības ielai, kreisajā pusē. Katram kokam atsevišķa apdobe. Apdobes platība 3,7 m <sup>2</sup> . Apdobe pazemināta attiecībā pret ietvi, bet ietves pacēlums attiecībā pret brauktuvi – 11 cm. Stumbra attālums no brauktuves 2,15 m, apdobes attālums – 1,35 m. 
<b>Elizabetes iela</b>	Elizabetes: Elizabetes 1/ E1 Elizabetes 2/ E2 Elizabetes 3/ E3 Elizabetes 4/ E4 Elizabetes 5/ E5	5 liepas ielas posmā no Strēlnieku ielas līdz Antonijas ielai – kreisajā pusē starp brauktuvi un ietvi. 2 paraugkokiem kopēja apdobe, pārējiem – kopējas ar citām liepām. Apdobes vidējā platība 9,93 m <sup>2</sup> , pacēlums pret brauktuvi 3–10 cm, attiecībā pret ietvi – vienā līmenī vai pazemināta. Stumbra attālums no brauktuves vidēji 0,70 m. 
<b>K. Valdemāra iela</b>	K. Valdemāra: K. Valdemāra 1/ K1 K. Valdemāra 2/ K2 K. Valdemāra 3/ K3	3 liepas ielas posmā no Bruņinieku līdz Zaubes ielai – labajā pusē starp brauktuvi un ietvi. Visiem objekta kokiem kopēja apdobe. Tās platība 12,7 m <sup>2</sup> . Attiecībā pret brauktuvi apmales pacēlums 3 cm, pret ietvi pacēluma nav. Stumbra attālums no brauktuves vidēji 0,70 m. 
<b>Stabu iela 1</b>	Stabu 1: Stabu 1.1/ S1.1 Stabu 1.2/ S1.2 Stabu 1.3/ S1.3	3 liepas ielas posmā no Skolas ielas līdz Baznīcas ielai, labajā pusē. Kopēja apdobe starp brauktuvi un ietvi. 1 koks no kopējās apdobes atdalīts ar 0,5 m platu bruģa joslu. Katra koka apdobes platība vidēji 10 m <sup>2</sup> . Stumbra attālums no brauktuves 0,60 m. Apdobes pacēlums attiecībā pret brauktuvi 14 cm. Vienā līmenī ar ietvi. 
<b>Stabu iela 2</b>	Stabu 2: Stabu 2.1/ S2.1 Stabu 2.2/ S2.2 Stabu 2.3/ S2.3 Stabu 2.4/ S2.4	4 liepas ielas posmā no Tērbatas ielas līdz Kr. Barona ielai – labajā pusē starp brauktuvi un trotuāru. Katra koka apdobes vidējā platība 8,84 m <sup>2</sup> . Apdobes apmales pacēlums attiecībā pret brauktuvi 3–4 cm, vienā līmenī ar ietvi. Stumbra attālums no brauktuves 0,60 m. Veģetācija (zāliens) – 55% no apdobes kopplatības. 
<b>Basteja bulvāris 1</b>	Basteja 1: Basteja 1.1/ B1.1 Basteja 1.2/ B1.2 Basteja 1.3/ B1.3	3 liepas ielas posmā starp K. Valdemāra un Smilšu ielu – labā puse starp ietvi un Jēkaba arkādi (autostāvvietā). Visiem objekta kokiem kopēja apdobe. Tās platība katram kokam vairāk nekā 25 m <sup>2</sup> . Stumbra attālums no brauktuves ap 3,5 m. Apdobe pacelta attiecībā pret brauktuvi un ietvi. Tās apmale attiecībā pret apdobi pacelta 3 cm. 
<b>Basteja bulvāris 2</b>	Basteja 2: Basteja 2.1/ B2.1 Basteja 2.2/ B2.2 Basteja 2.3/ B2.3	3 liepas ielas posmā starp K. Valdemāra un Smilšu ielu, kreisā puse starp brauktuvi un ietvi, Kanāla apstādījumu pusē. 2 kokiem kopēja apdobe. 1 kokam apdobe kopēja ar citiem šī bulvāra posma kokiem. Apdobes platība 9,83 m <sup>2</sup> . Apdobes apmales pacēlums attiecībā pret brauktuvi 9 cm, attiecībā pret ietvi – vienā līmenī. Stumbra attālums no brauktuves 1–1,5 m. 
<b>Viestura dārzs</b>	Viestura dārzs: Viestura dārzs 1/ V1 Viestura dārzs 2/ V2 Viestura dārzs 3/ V3	Parks, liepas atrodas vairāk nekā 50 m no ielas, > 30 m no gājēju celiņiem. Apdobe nav norobežota.
(*)  – brauktuve  – koks  – ietve  – ielas apbūve  – autostāvvietā		

### 2.3. Lauka pētījumi

*Sniega* paraugi ņemti, lai noskaidrotu tā ķīmisko piesārņojumu ielu apstādījumu koku tiešā tuvumā, izveidojoties pastāvīgai sniega kārtai. Paraugi ievākti 2004.–2005. g. ziemā, neilgi pēc snigšanas, kad izveidojies pastāvīgs sniega klājiens (26. novembris, 28. decembris, 11. februāris) vai sākusies intensīva kušana (4. decembris, 22. marts). Paraugi ņemti visā sniega slāņa dziļumā trīs atkārtojumos, no kuriem izveidots vidējais paraugs, katra koka stumbra tiešā tuvumā, brauktuves pusē, izmantojot zondi 20 cm diametrā. Savukārt Viestura dārzā sniega paraugi ievākti pie trim liepām pa vainaga perimetru. Paraugi ievākti, kad sniega kārtā sasniegusi vismaz 3 cm. Zonde iegremdēta sniegā līdz 1 cm no augsnes virskārtas.

*Koku mizas* paraugi ņemti brauktuves pusē, lai noskaidrotu ielu apledojuma novēršanai izmantotā sāls sastāvā esošā  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  iespējamo iekļūšanu kokā caur mizu. Paraugi iegūti no koka stumbra trīs vietās 30–50 cm augstumā no augsnes virskārtas, tūlīt pēc sniega nokušanas (2005. g. 30. martā), bet parkā augošajām liepām – ap stumbru.

*Augsnes* paraugi ievākti, lai noskaidrotu augsnes ķīmisko sastāvu: augiem nepieciešamos barības elementus (N, P, K, Ca, Mg, S – makroelementi; Mn, Fe, Zn, Cu, B un Mo – mikroelementi), iespējamo piesārņojumu ar  $\text{Cl}^-$ , Na un smagajiem metāliem kā Pb, Cr, Ni, Cd, papildus nosakot arī augsnes reakciju un ūdenī šķīstošo sāļu kopējo koncentrāciju pēc īpatnējās elektrovadītspējas. Augsnes paraugi ņemti 2005. gada pavasara–vasaras periodā trīs reizes – vispirms kopā ar mizu paraugiem 30. martā, pēc tam vēl 6. jūnijā un 6. jūlijā, 2007. gada vasarā – 5. jūnijā un 30. augustā. Paraugi iegūti brauktuves pusē no katra koka apdabes trīs atkārtojumos, no kuriem izveidots vidējais paraugs, izmantojot augsnes zondi, bet parkā – pa katra paraugkoka vainaga perimetru. Paraugi ievākti 0–35 cm dziļumā, atbilstoši sakņu aktīvās augšanas zonai (Craul, 1992; Oleksyn et al., 2007).

*Lapu* paraugi analizēti, lai noskaidrotu apstādījumu reālo apgādi ar barības elementiem (N, P, K, Ca, Mg, S (makroelementi), Mn, Fe, Zn, Cu, B un Mo (mikroelementi)), piesārņojumu ar Na,  $\text{Cl}^-$  un smagajiem metāliem kā Pb, Cr, Ni, Cd un šo elementu koncentrācijas ietekmi uz apstādījumu vitalitāti. Katram pētījumā iekļautajam kokam brauktuves pusē no trīs līdz pieciem zariem, izmantojot teleskopiskās zaru grieznes, tika paņemtas 50 tikko attīstīties beigušas, normāla izmēra lapas. Turpretim Viestura dārzā lapu paraugi ņemti no koka vainaga dienvidaustrumu līdz dienvidrietumu pusei. Lapas ievāktas, kad tās tikko izplaukušas un sasniegušas normālus izmērus, t. i., 2005. gada 6. jūnijā, bet atkārtoti – 6. jūlijā un pirms lapu dzeltēšanas 28. augustā; 2007. gadā 5. jūnijā un 30. augustā. Pirmo reizi (2005. g. 6. jūnijā) lapu paraugi netika ņemti no liepām K. Valdemāra ielā un Basteja bulvārī 2, jo 2004/2005. g. ziemas sezonā tām bija apzāģēti visi vainagu veidojošie zari.

*Koku vitalitātes* novērtējums veikts, lai raksturotu koka vispārējo fizioloģisko stāvokli. Urbānā vidē svarīgs koku vitalitātes rādītājs ir nekrozes attīstība lapām. Lai nesarežģītu novērojumu sistēmu Rīgas ielu apstādījumu izpētē, izmantoti sekojoši bioindikācijas principi: vizuāli novērtēts koka vainaga zaru atmirums, defoliācija un nekrozes attīstības intensitāte lapām un tās kopējā izplatība vainagā.

Nekroze ir dzīvo šūnu atmiršana. Pētījumā katram kokam nekroze lapām novērtēta procentuāli (%) un raksturo lapu virsmas vidējo bojājuma līmeni, savukārt nekroze vainagam raksturo nekrotizēto lapu izplatību vainagā (%). Vainaga defoliācija ir integrāls vainaga (un arī visa koka) veselības pakāpes rādītājs. To novērtē, ņemot vērā vainaga blīvumu un atmirumu jeb raksturo priekšlaicīgu lapu zudumu vainagam, un izsaka to procentos (UN/ECE 1994).

Pētījumā lapu un vainaga nekroze novērtēta katram kokam atsevišķi, rezultāti katrai pētījuma vietai parādīti kā vidējie (3.3. un 3.6. att.), bet kopējā tendence Rīgas ielu apstādījumos kā vidējā  $\pm$ SE.

Nekrozes intensitāte lapām un tās izplatība vainagā novērtēta 2005. g. 6. jūnijā, 20. jūnijā, 6. jūlijā, 20. jūlijā un 28. augustā, kā arī 2007. g. 5. jūnijā un 30. augustā; savukārt vainaga defoliācija un zaru atmirums katram pētījuma kokam novērtēts 2007. g. 30. augustā, kā arī 2009. g. septembrī. Apstādījumi pēc vainaga vitalitātes novērtējuma rezultātiem klasificēti sekojoši: nebojāts, viegli bojāts, vidēji bojāts un stipri bojāts (2.2. tab.).

Papildus no visām liepām ar Preslera urbi 2004. gada rudenī un atkārtoti 2009. gada rudenī ievākti koksnes paraugi, lai noteiktu koku gadskārtējo pieaugumu un trupes attīstību.

Ielu apstādījumu vitalitātes parametri				
Stāvoklis	Zaru atmirums, %	Vainaga defoliācija, %	Nekrozes izplatība vainagā, %	Nekrozes intensitāte lapām, %
Nebojāts	0–5	0–10	0	0
Viegli bojāts	6–20	11–25	1–30	1–5
Vidēji bojāts	21–40	26–60	31–60	6–20
Stipri bojāts	>41	>61	71–100	>21

## 2.4. Laboratorijas analīzes

Sniega, augsnes, lapu un mizu ķīmiskās analīzes veiktas Latvijas Universitātes Bioloģijas institūta Augu minerālās barošanās laboratorijā. Liepu lapu paraugu analīzes veiktas trīs atkārtojumos; augsnes, koku mizas un sniega – vienu reizi trīs paralēlajiem katra koka paraugiem, datu tālākā apstrādē izmantojot vidējos rezultātus.

### Paraugu sagatavošana

Sniega paraugi pēc ievākšanas izkausēti un izfiltrēti, izmantojot filtrpapīru *DP 412 185*. Augsnes paraugi žāvēti divas dienas +35 °C temperatūrā, pēc tam izsijāti caur 2 mm sietu. Lapu paraugi nomazgāti (noskaloti) destilētā ūdenī, izžāvēti +60 °C temperatūrā un samalti, iegūstot viendabīgu lapu vidējo paraugu. Mizu paraugi izžāvēti +60 °C temperatūrā un samalti.

### Analizējamā šķīduma sagatavošana

Lai veiktu promocijas darba uzdevumus, ļoti svarīga ir augsnes izvilkuma metodes izvēle. Precīzi noteikt izmantojamās barības elementu daudzumus ir sarežģīts uzdevums, jo dažādu ķīmisko šķīdinātāju īpašības nevar tieši pielīdzināt sakņu uzņemšanas spējām. Analīžu rezultātus, kas iegūti ar dažādiem izvilkumiem, praktiski savā starpā nevar salīdzināt. Neder arī metodes, kuras izmanto augsnes piesārņojuma monitoringā un kuras raksturo kopējo elementu daudzumu augsnē. Latvijā un citviet pasaulē veiktie pētījumi apliecina, ka viens no universālākajiem šķīdinātājiem, lai noteiktu augu nodrošinājumu ar barības elementiem, ir 1 M HCl izvilkums (Osvalde, 1996). Tajā pāriet ne tikai viegli uzņemamie elementi, bet arī veģetācijas perioda laikā potenciāli pieejamais barības elementu daudzums. Šajā izvilkmā var noteikt ne tikai augiem nepieciešamo barības elementu, bet arī citu elementu koncentrāciju (Ринькис и.др., 1987).

Līdz ar to *augšnes izvilkums* N, P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Bo, Mo, Na, Pb, Cd, Cr un Ni noteikšanai iegūts, augsni ekstrahējot ar 1 M HCl šķīdumu. Augsnes un 1 M HCl tilpumattiecība 1:5. Augsnes reakcijas (pH) noteikšanai izmantots 1 M KCl augsnes izvilkums. Augsnes un 1 M KCl tilpumattiecība 1:2,5. Augsnes elektrovadītspējas (EC) un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas noteikšanai iegūts destilēta ūdens izvilkums; augsnes un destilēta ūdens tilpumattiecība 1:5.

*Lapu un mizu paraugi* P, K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Mo, Na, Pb, Cd, Cr, Ni noteikšanai izmantota sausā pārpalnošana ar HNO<sub>3</sub> tvaikiem procesa noslēgumā, pēc tam pelni izšķīdināti atšķaidītā HCl šķīdumā (HCl un destilēta ūdens tilpumattiecība 3:100). Katra parauga iesvars – 2,50 g. N noteikšanai lapu paraugiem (iesvars – 0,20 g) veikta slapjā pārpalnošana ar konc. H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>, procesa noslēgumā atšķaidot ar destilētu ūdeni, S (iesvars – 0,20 g) – ar konc. HNO<sub>3</sub>. Savukārt B noteikšanai liepu lapās paraugiem (iesvars – 0,50 g) veikta sausā pārpalnošana ar HNO<sub>3</sub> tvaikiem procesa noslēgumā. Lapu un mizu paraugiem Cl<sup>-</sup> analizēšanai (iesvars – 1,00 g) izmantota sausā pārpalnošana, pēc kuras augu pelni izšķīdināti destilētā ūdenī (Ринькис и.др., 1987).

### Ķīmiskās analīzes

Visiem sniega paraugiem noteikts pH, elektrovadītspēja (EC mS·cm<sup>-1</sup>), Na, K, Ca, Mg un Cl<sup>-</sup> koncentrācija.

Visiem 2005. gada jūnijā, jūlijā, augustā un 2007. gada jūnijā un augustā ievāktajiem lapu paraugiem un 2005. gada martā, jūnijā, jūlijā un 2007. gada jūnijā un augustā ievāktajiem augsnes paraugiem noteikta K, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn, Cu, Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija; bet 2005. gada marta mizu paraugiem – Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija. Savukārt 2007. gada jūnijā un augustā ievāktajiem augsnes un lapu paraugiem noteikta arī N, P, S, B, Mo, Pb, Cd, Cr un Ni koncentrācija.

- Ca, Mg, Fe, Cu, Zn, Mn, Pb, Cd, Cr un Ni koncentrācija noteikta, izmantojot atomabsorbcijas spektrofotometru *Perkin Elmer 403* un *Perkin Elmer AAnalyst 700* acetilēna gaisa liesmā (2.3. tab.) (Page et al. (ed.), 1982; Analytical Methods ..., 2000).
- K un Na analizēts ar liesmas fotometru (*JENWAY PFPJ*). K noteikts pie viļņa garuma 768 nm, Na – 589 nm; K un Na noteikšanas limits – 0,20 µg/ml.

### 2.3. tabula

#### Metālu noteikšanas limiti un viļņu garums atomabsorbcijas spektrofotometram *Perkin Elmer*

Elements	Viļņa garums (nm)	Noteikšanas limits (µg/ml)	
		<i>Perkin Elmer 403</i>	<i>Perkin Elmer AAnalyst 700</i>
Ca	422,7	0,08	0,092
Mg	285,2	0,01	0,008
Fe	248,3	0,15	0,110
Cu	324,7	0,09	0,077
Zn	213,9	0,02	0,018
Mn	279,5	0,15	0,052
Pb	283,3	0,02	0,450
Cd	228,8	0,04	0,028
Cr	357,9	0,15	0,078
Ni	232,0	0,15	0,140

- N, P, B un Mo analizēts kolorimetriski, S – turbidimetriski, izmantojot spektrofotometru (*JENWAY 6300*):
  - N – ar Neslera reaģentu sārmainā vidē pie viļņa garuma 400 nm;
  - P – amonija molibdatu skābā reducētā vidē pie viļņa garuma 597 nm;
  - B – ar hinalizarīnu sērskābā vidē pie viļņa garuma 597 nm;
  - Mo – ar rodanīdu skābā (reducētā) vidē pie viļņa garuma 440 nm;
  - S – ar BaCl<sub>2</sub> pie viļņa garuma 400 nm.
- Cl<sup>-</sup> koncentrācija sniega ūdenī, mizās, lapās un augsnē noteikta, titrējot ar 1 M AgNO<sub>3</sub>.
- Augsnes un sniega ūdens elektrovadītspēja noteikta, izmantojot konduktometru *Hanna EC 215*.
- Augsnes un sniega ūdens reakcija noteikta, izmantojot pH-metru *Sartorius PB-20* (Ринькис и.др., 1987).

Noteiktā elementu koncentrācija sniega ūdenī atspoguļota kā mg·l<sup>-1</sup>, augsnē - mg·kg<sup>-1</sup>. Savukārt makroelementu koncentrācija liepu lapās izteikta kā masas procenti (%), bet mikroelementi – mg·kg<sup>-1</sup>.

### 2.5. Datu apstrāde

Apstādījumu izpētes rezultātu statistiskai analīzei izmantotas šādas datorprogrammas: *Microsoft Excel 2000*, *SPSS 14.0*, *PC-ORD Version 5*.

Ķīmisko analīžu vidējo rezultātu atspoguļošanai katrai pētījuma vietai aprēķinātas standartklūdas

(SE) pēc šādas formulas:  $s_x = \sqrt{\frac{\sigma^2}{n}} = \frac{\sigma}{\sqrt{n}}$ , kur  $s_x$  – izlases aritmētiskā vidējā standartklūda;  $\sigma$  –

ģenerālkopas standartnovirze;  $n$  – vienību skaits izlasē.

Korelācijas koeficienti (*Pearson*) klasificēti šādi:  $r < 0,5$  – vāja korelācija,  $0,5 < r < 0,8$  – vidēji cieša korelācija,  $r > 0,8$  – cieša korelācija. Ķīmisko elementu koncentrāciju izmaiņu statistiskai analīzei izmantots Stjudenta tests (*t-Test: Two-Sample Assuming Equal Variance*; *t-Test: Two Sample Assuming Unequal Variances*), bet ķīmisko elementu koncentrāciju izkliede starp paraugvietām raksturota ar dispersijas ( $\sigma^2$ ) rādītāju. Izmantojot *PC-ORD Versions 5* (McCune, Mefford, 1999), veikta iegūto sniega, augsnes un lapu ķīmisko datu komponentanalīze (daudzparametru statistikas metode).

## 2.6. Koku gadskārtu pētījumi

Visu pētījumā izvēlēto liepu (30) vecuma un iespējamās trapes attīstības noskaidrošanai 2004. g. rudenī parkā augošajiem kokiem ar Preslera urbi ņemti koksnes paraugi ziemeļu un dienvidu pusē, 1,3 m augstumā no augsnes virskārtas. Ielu apstādījumos augošajiem kokiem – brauktuves un ietves/apbūves pusē, bet Basteja bulvārī 1 – Jēkaba arkādes un ietves – brauktuves pusē, Hanzas ielā 2 – ēkas un ietves – brauktuves pusē. Savukārt 2009. gada rudenī koksnes paraugi pētījumā izvēlētajiem parkā augošajiem kokiem ņemti ziemeļu un dienvidu pusē, bet ielu apstādījumu kokiem – stumbra brauktuves pusē. Koku gadskārtu mērījumi veikti, izmantojot *LINTAB IV* koku gadskārtu mērāmo instrumentu, LVMI „Silava”. Datu apstrāde veikta, izmantojot datorprogrammu *TSAPWin Scientific 0.55*.

## 2.7. Citi materiāli

Darbā izmantoti Rīgas domes Vides departamenta dati par 2004.–2006. gadā atjaunotajiem ielu apstādījumiem Rīgas centrā, kā arī Rīgas domes Satiksmes departamenta sniegtā mutiskā informācija par Rīgas ceļu uzturēšanas kārtību ziemas sezonā.

Pētījumā iekļauti Latvijas Vides, ģeoloģijas un meteoroloģijas aģentūras dati par nokrišņiem un temperatūru Rīgas centrā 2004./2005. gada ziemā:

1) pirmās pastāvīgās sniega kārtas sākotnējais ekspozīcijas laiks piecas dienas, kopējais nokrišņu daudzums 37,6 mm. Laika periodā no 2004. gada 26. novembra līdz 4. decembrim novēroti nokrišņi sniega veidā – 6,6 mm;

2) otrās pastāvīgās sniega kārtas ekspozīcijas laiks – septiņas dienas, nokrišņu daudzums 15,9 mm. Sniega ekspozīcijas laikā novēroti īslaicīgi atkušņi;

3) trešās pastāvīgās sniega kārtas ekspozīcijas laiks – aptuveni 45–48 dienas.

Darba autore papildus veikusi sniega kārtas/ krāvumu biezuma mērījumus Rīgas centra izvēlētajās paraugvietās – ap koku stumbriem brauktuves pusē un Viestura dārzā 2004./2005. gada ziemas sezonā (2.4. tab.).

2.4. tabula

Sniega kārtas biezums (cm) Rīgas centrā izvēlētajās paraugvietās 2004./2005. gada ziemā

Objekts	Sniega paraugu ievākšanas laiks					
	Pirmā sniega kārtā		Otrā sniega kārtā	Trešā sniega kārtā		
	Pēc uzsnigšanas, 26.11.2004.	Kušanas laikā, 4.12.2004.	28.12.2004.	Pēc uzsnigšanas, 11.02.2005.	Pirms kušanas, 21.03.2005.	Kušanas laikā, 22.03.2005.
Hanzas 1	70–100	25–30	10–15	57–70	60–80	40–50
Hanzas 2	30–40	20–30	5–10	20–30	80–100	60–70
Elizabetes	60–80	30–40	10–20	40–60	70–100	60–90
Kr. Valdemāra	20–30	5–10	5	15–20	45–55	10–0
Basteja 1	20–30	5–10	5	10–15	40–50	20–30
Basteja 2	50–60	5–10	5–10	30–40	70–80	30–40
Stabu 1	50–60	30–40	10–15	50–60	50–70	30–40
Stabu 2	50–80	25–30	10–15	50–60	70–80	40–50
Parks	20–30	5–10	5	20	40–45	25–35

## 3. REZULTĀTI

### 3.1. Pētījuma objekta raksturojums

#### 3.1.1. Rīgas ielu apstādījumu raksturojums

##### 3.1.1.1. Ielu apstādījumu sistēmas attīstība

Ielu apstādījumu aizsākumi Rīgā datējami ar 18. gs. sākumu, kad ar vītoliem apstādīja Ganību dambi. Savukārt 1771. gadā, pēc rātskunga J. K. Bērensena ierosinājuma, vasarnīcu kolonijas tiek savienotas ar pilsētas Jēkaba un Smilšu vārtiem, izveidojot pastaigu aleju jeb promenādi (Pūka u.c., 1988). Citos literatūras avotos ir norādīts, ka vairākas alejas savienojušas atsevišķus pilsētas vārtus nocietinājumu mūra ārpusē, bet pirms priekšpilsētu nodedzināšanas 1812. gadā koku rindas bijušas vēlāko Brīvības un Kalpaka bulvāru rajonā un gar galvenajiem satiksmes ceļiem (Dāvidsone, 1988, Pūka, 2001a). Tādējādi aleju stādījumi Rīgas centrā iezīmē lineāro apstādījumu struktūru (Čekstere, Nikodemus, 2005).

Plānveidīga pastaigu aleju ierīkošana sākusies 1815. gadā, kad darbu sāk Priekšpilsētu apstādījumu komiteja. Tiek veidotas promenādes gar ceļiem, kas savieno mūros ieskauto pilsētu ar koka priekšpilsētām (Pūka u.c., 1988). Ņemot vērā Rīgas ģenerālgubernatora Filipa Pauluči ideju, ka „koku rindu plaukstošai dzīvībai jāklūst par sabiedrības prieka nesēju”, tiek veidotas promenādes, kas savieno pilsētas vārtus ar jaunizbūvējamām priekšpilsētām aiz Elizabetes un Turgeņeva ielu līnijas pāri Esplanādei, kas tolaik ir klajš laukums. Aleju, kuras braucamās daļas platums ir 6 ass (1 ass = 2,18 m), malas ierobežoja koku dubulrindas ar pastaigu celiņiem vidū. Jēkaba vārtus ar vasarnīcu koloniju Ganību dambī savienoja papeļu aleja, bet alejā no Smilšu līdz Jēkaba vārtiem auga oši un kļavas. Šai laikā alejas ir arī virzienā no Vecpilsētas Maskavas forštates līdz Turgeņeva ielai un no Citadeles vārtiem līdz 1. Ķeizardārzam. Savukārt 5,5 asu plata aleja tiek izveidota no Smilšu vārtiem līdz Kārļa vārtiem pilsētas nocietinājumu ārpusē. Promenāžu izbūvi pabeidz 1840. gadā (Pūka, 2001a). Stādmateriāls galvenokārt ir savvaļas koku sugas: kļavas, oši, bērzi, alkšņi, zirgkastaņas un papeles (Pūka u.c., 1988).

1862. gadā pabeidz ierīkot Holandes liepu četrriindu stādījumus Brīvības bulvārī starp Raiņa bulvāri un Elizabetes ielu (Pūka, 2001b). Literatūras avotos ir minēts, ka Holandes liepa Rīgas apstādījumu vajadzībām ievesta un izmantota jau 18. gs. sākumā (1721. g.) (Mauriņš, Zvirgzds, 2006; Капаклис, 1952). Līdz 1863. gadam iestādītas alejas arī Raiņa bulvārī, Ganību dambī jeb tagadējā Pulkveža Brieža ielā, Tērbatas ielā gar Vērmanes dārzu, Kalpaka bulvārī gar Esplanādi, ar kokiem apzaļumotas Nikolaja (K. Valdemāra), Suvorova (Kr. Barona) un citas ielas (Dāvidsone, 1978; Dāvidsone, 1988; Pūka u.c., 1988; Капаклис, 1952). Kopumā līdz 1880. gadam, kad notiek pirmā koku uzskaitīšana, apstādīto Rīgas ielu un bulvāru posmu garums ir 24 verstis (1 versts = 1067 m), bet kopējais koku skaits apstādījumos ir 10 000, no kuriem 1500 koki jānomaina ar jauniem (Zeidaks, 1932).

No 1879. līdz 1915. gadam pilsētas galvenais dārznieks (*Dārzu pārvaldes vadītājs*) bija Georgs Kūfalts. Viņš uzskatīja, ka „lielās satiksmes un tirdzniecības ielas vispār nav apstādāmas ar kokiem, bet blakusielas ar lieliem mūra namiem tikai tad, ja to minimālais platums ir 10 ass un ietves platums nav šaurāks par 2,5 asīm. Šie noteikumi neattiecas uz bulvāriem, vienpusēji apbūvētajām un neapbūvētajām ielām, uz ārējām priekšpilsētām un ielām ar atklātu villu apbūvi.” (Kāvere, 2007). Tādējādi jaunus ielu apstādījumus no 1880. līdz 1914. gadam ierīko gar izplānotajām taisnajām un jaunveidojamām ielām un bulvāriem, to skaitā kādreizējā Esplanādes daļā, kur izbūvē centrālo staciju (Pūka, 2001a).

Kopumā 19. gs. beigās Rīgas centra ielās un bulvāros iestādīja apmēram 6000 koku, no kuriem līdz mūsdienām saglabājušies ≈ 4000. Tā kā šai laikā tika plānots veikt koku vainagu apzāģēšanu ik pa 5–7 gadiem, tad tika pieņemts, ka attālumam starp iestādītājiem kokiem jābūt no 1,5 līdz 2 asīm. Literatūras avotos atrodas norādes, ka pirmo reizi koku vainagu veidošana (apciršana) Rīgas centra bulvāros veikta 1907. gadā, pēc tam 1. Latvijas brīvvalsts gados, tad Otrā pasaules kara laikā, dažas sezonas sākot ar 1978. gadu (Pūka, 2001b), bet plašāk atkal 21. gs. pirmās desmitgades vidū.

No 1903. līdz 1911. gadam aleju koki Rīgas centrā tiek iestādīti Elizabetes ielā gar Strēlnieku dārzu, Kronvalda bulvārī, Pulkveža Brieža, Skolas, Lāčplēša, Bruņinieku, K. Valdemāra, Stabu, Turgeņeva, Miera, Elizabetes, Ģertrūdes, Pumpura un J. Alunāna ielā (Zeidaks, 1932; Pūka u.c., 1988). Šie apstādījumi pilsētas zaļajā sistēmā iezīmē režģveida apstādījumu struktūras principu (Čekstere, 2004).



1912. gadā liepu alejas tiek stādītas Pārdaugavā – Liepājas, Ventspils, Tukuma un Pilsoņu ielā. Šajā laikā vērojama arī cita tendence – apstādījumu aizņemto platību samazināšana daudzstāvu apbūves, pazemes komunikāciju, transporta sistēmas vajadzībām, piemēram, 1905. gadā Basteja bulvārī sakarā ar tramvaja izbūvi tiek izņemta zirgkastaņu rinda kanāla pusē, veikta kanālmalas apbūve (Pūka u.c., 1988). G. Kūfalts 1909. g. atzīmē, ka aleju izplatības samazināšanās ir saistāma ar nelabvēlīgiem klimata un citiem vietējiem apstākļiem, piemēram, salu, namu stāvu skaita pieaugumu utt., kā rezultātā koki nokalst (Kāvere, 2007).

Kopumā līdz Pirmajam pasaules karam Rīgas centra ielu apstādījumos dominē liepas (vairākās vietās bērzu alejas tiek nomainītas ar liepu alejām), kā stādāmo materiālu galvenokārt izmantojot Holandes liepas; mazāk stādīti citi koki – zirgkastaņas (P. Brieža, E. Veidenbauma, A. Upīša, Lāčplēša, Bruņinieku ielās), gobas vai vīksnas (K. Valdemāra, Stabu, Valmieras, Turgeņeva, Miera ielā), oši (Elizabetes, Ģertrūdes, A. Pumpura, J. Alunāna ielā), piramidālās papeles (Miera ielā), vītoli (Ganību dambī), riekstkoki (A. Pumpura ielā), kā arī bērzi (Dāvidsone, 1988; Pūka u.c., 1988).

19. gs. 30. gadu sākumā Rīgā aleju stādījumi ir Andreja ielā, Ausekļa ielā, Baznīcas ielā, Brīvības bulvārī, Bruņinieku ielā, Pulkveža Brieža ielā, Daugavgrīvas ielā, Elizabetes ielā, Eksporta ielā, Ganību dambī, Ģertrūdes ielā, Hanzas ielā, Jāņa Asara ielā, Jurgu ielā, Kandavas ielā, Karlīnes ielā, Ķīšežera ielā, Kr. Barona ielā, Kronvalda bulvārī, Maskavas ielā, Miera ielā, Merķeļa ielā, Rēveles (Tallinas) ielā, Rumpmuižas ielā, Slokas ielā, Stabu ielā, Zvaigņu ielā, Švarcmuižas ielā, Skolas ielā, Pērnavas ielā, Tērbatas ielā, K. Valdemāra ielā, Valmieras ielā, Šonēru ielā (Zeidaks, 1932).

Pēckara gados ielu apstādījumi jaunos dzīvojamajos rajonos tiek veidoti radikāli atšķirīgāk. To kompozīcijā iekļaujas tirdzniecības, sabiedrisko un sadzīves pakalpojumu iestāžu apstādījumi, kā arī dzīvojamā kompleksa iekšējās apzaļumotās telpas perspektīvas (Dāvidsone, 1967).

Kā var secināt no 1979. gada Rīgas centra apstādījumu inventarizācijas datiem un 1980. gadu Rīgas pilsētas zemes uzmērīšanas kartēm, šajā laikā ir apzaļumoti vairāki ielu posmi ārpus bulvāru zaļā loka regulāras taisnstūra apbūves teritorijās virzienā uz perifēriju (Čekstere, 2004). Savukārt Rīgas centrā visbiežāk stādītas (pēc A. Zvirgzda datiem) Holandes liepa, parastā liepa, parastā zirgkastaņa, āra bērzs, platlapu liepa, parastā kļava, parastā vīksna, purva bērzs, garlapu papele, Pensilvānijas osis (Pūka u.c., 1988).

Pēdējo 20 gadu laikā Rīgas centrā ir veikta daļēja vai pilnīga ielu apstādījumu rekonstrukcija Raiņa bulvārī, Brīvības bulvārī, Merķeļa ielā, Tērbatas ielā, Kr. Barona ielā, K. Valdemāra ielā, Stabu ielā u.c.

### 3.1.1.2. Ielu apstādījumu pašreizējais izvietojums un dominējošās koku sugas Rīgas centrā

Pēc 2002. gada Rīgas vēsturiskā centra apstādījumu inventarizācijas datiem ar kokiem ir apstādīti 39% no ielu kopgaruma. To izvietojums ir nevienmērīgs. Vismazāk ielu apstādījumos augošu koku ir Vecrīgā un teritorijā starp Daugavmalu, Puškina ielu, Gogoļa ielu un dzelzceļu. Vairāk nekā puse ielu posmu ar kokiem ir teritorijā starp Marijas, Stabu, Elizabetes un Hanzas ielu (izņemot maģistrālās ielas – Lāčplēša, Brīvības, Čaka, Marijas, Dzirnau). Visvairāk ielu posmu ar kokiem ir starp Eksporta ielu un Kronvalda bulvāri un Bulvāru loka rajonā (Nikodemus u.c., 2003).

Līdzīga situācija atklājas, analizējot koku skaitu Rīgas centra ielu apstādījumos. Visvairāk koku uz 100 m ielas ir teritorijā starp Muitas ielu, Kronvalda bulvāri, Eksporta ielu un Bulvāru lokā. Vairāk par 20 kokiem uz 100 m ir A. Pumpura ielā, Miķeļa ielā, Kr. Barona ielā no Aspazijas bulvāra līdz Raiņa bulvārim, Brīvības bulvārī no Raiņa bulvāra līdz Elizabetes ielai, Kalpaka bulvārī un Kronvalda bulvārī (Nikodemus u.c., 2003).

3–19 koki uz 100 m ir Ārriģas lokā (teritorijā starp Elizabetes, Hanzas, Stabu un Marijas ielu) – Stabu ielā no Brīvības līdz Baznīcas ielai, Tērbatas ielā no Stabu līdz Matīsa ielai, Strēlnieku ielā no Alberta līdz Melngaiļa ielai, Hanzas ielā līdz Skanstes ielai, Melngaiļa un Ģertrūdes ielā. Arī pārējā teritorijā koku skaits uz 100 m ir tāds pats kā Ārriģas lokā, izņemot Palīdzības ielu no Šarlotes ielas līdz A. Briāna ielai un A. Briāna ielu no K. Valdemāra līdz Annas ielai, kurās tas ir lielāks (Nikodemus u.c., 2003).

Ielās, kur līdz Otrajam Pasaules karam bija koku rindas un alejas, arī mūsdienās ir ielu stādījumi. Ielu apstādījumi nekad nav bijuši un nav arī pašlaik Marijas un A. Čaka ielā (3.1. att.). Koku stādījumi pirms 1812. gada priekšpilsētu nodedzināšanas ir bijuši Brīvības ielā un gar citiem galvenajiem ceļiem, bet tā kā pēc tam ir veiktas izmaiņas pilsētbūvnieciskajā plānojumā, tad 3.1. attēlā tie nav parādīti.

Sistemātisku koku uzskaiti pilsētas centrālajās ielās 1979. gadā ir veicis A. Zvirgzds. Pēc tam plašāki pētījumi par pilsētas apstādījumiem un to atkārtota inventarizācija, ietverot visu Rīgas vēsturisko centru, veikta 2002. gadā (Nikodemus u.c., 2003). Kā liecina 1979. un 2002. gada koku inventarizācijas dati (3.1. tab.), gandrīz visur novērojama ielu stādījumos augošo koku skaita samazināšanās. Viskrasākās izmaiņas ir K. Valdemāra, Tērbatas, Stabu, Elizabetes, Tallinas ielā, kur atsevišķos ielu posmos koku skaits samazinājies pat par 10 un vairāk kokiem. Arī ierīkojot jaunas autostāvvietas ielu malās 1990. gados, tika izcirsti daudzi koki.

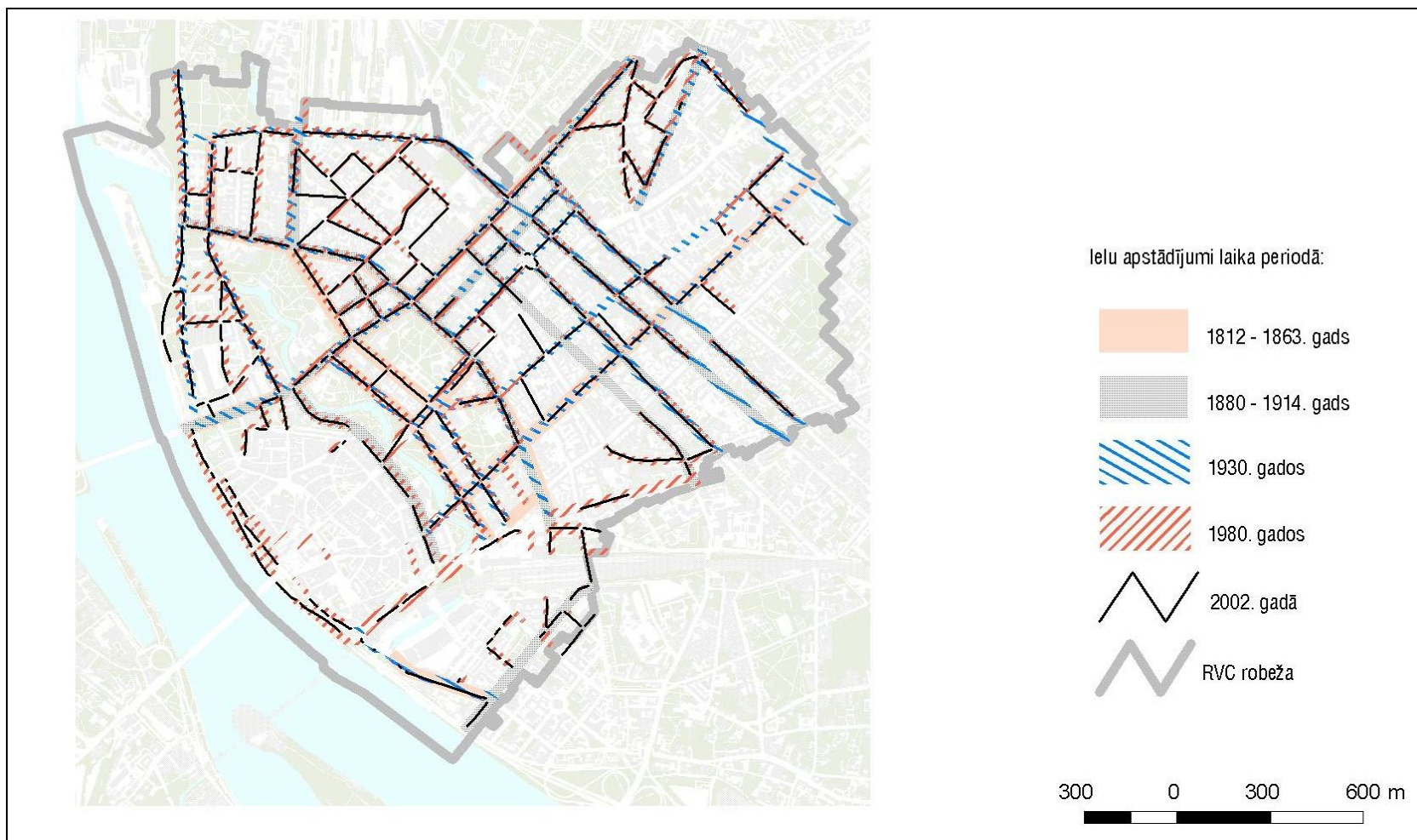
Salīdzinājumā ar 1979. gadu 2002. gadā koku veselības stāvoklis bija strauji pasliktinājies. Diemžēl ik gadu Rīgas ielu apstādījumos nokalst arvien jauni koki. Piemēram, 2003. gada pavasarī pilnīga koku nokalšana konstatēta K. Valdemāra ielā starp Dzirnavu un Stabu ielu, 13. janvāra ielā starp Aspazijas bulvāri un Merķeļa ielu, Kr. Barona ielā starp Bruņinieku un Blaumaņa ielu, Tērbatas ielā posmā no Ģertrūdes līdz Stabu ielai (Nikodemus u.c., 2003). 2004. gada pavasarī novēroti jauni nokaltuši koki Turgeņeva, Ģertrūdes, Tērbatas (starp Brīvības un Elizabetes ielu), K. Valdemāra, Hanzas un Prāgas ielā. Ir novērots, ka nokalst ne tikai vecie koki, bet arī jaunie stādījumi (Čekstere, 2004).

Svarīgi, ka šajos gados ielu apstādījumi ir papildināti arī ar jauniem koku stādījumiem. 20. un 21. gs. mijā stādījumi ir atjaunoti K. Barona ielā posmā Kanāls – Raiņa bulvāris, Raiņa bulvārī posmā K. Valdemāra iela – Brīvības bulvāris, kā arī K. Valdemāra ielā, Merķeļa ielā, 13. janvāra ielā un atsevišķos citu ielu posmos. Pēdējos gados pēc Rīgas domes Vides departamenta iniciatīvas ir atjaunoti vai izveidoti jauni ielu apstādījumi Tērbatas ielā, K. Valdemāra ielā, K. Barona ielā, Stabu ielā, Ģertrūdes ielā, Bruņinieku ielā, 13. janvāra ielā, Vesetas ielā, Ulbrokas ielā, Lubānas ielā, Nīcgales ielā, Ozolciema ielā u.c., 2004. gadā iestādot 121, 2005. gadā 412, bet 2006. gadā – 467 jaunus kociņus (RD Vides departamenta 2007. gada dati). 3.2. attēlā redzams, ka galvenokārt stādītas liepas. Jauno kociņu stādi pēdējos gados tiek ievesti no ārzemēm, piemēram, Polijas.

Kopumā Rīgā centra ielu stādījumos 21. gs. sākumā konstatētas vairāk nekā 16 koku sugas, izplatītākās ir *Tilia x vulgaris* un *T. cordata*. Ir atsevišķi ielu posmi ar *Quercus robur* stādījumiem (Eksporta ielā starp Katrīnas un Hanzas ielu) un *Aesculus hippocastanum* stādījumiem (Noliktavas, Sakaru, Ausekļa iela, Bruņinieku ielā starp Tērbatas un K. Barona ielu) (Nikodemus u.c., 2003).

Līdz ar to pēdējos gadsimtus Rīgas centra ielu apstādījumos dominē un par neatņemamu pilsētas vizītkarti ir kļuvuši liepu stādījumi. Tā kā nepārtraukti noris apstādījumu atjaunošana un jaunu stādījumu ierīkošana, tad taksonomiskā ziņā tie ir atšķirīgi, bet pēc indivīdu skaita valdošā ir Holandes liepa.

Tādējādi Rīgas centra ielu apstādījumos dominējošais koku taksonomiskais sastāvs noteica, kāpēc pētījumā, lai noskaidrotu vides faktoru ietekmi uz pilsētas ielu apstādījumu vitalitāti mūsdienās, tika izvēlēta Holandes liepa.



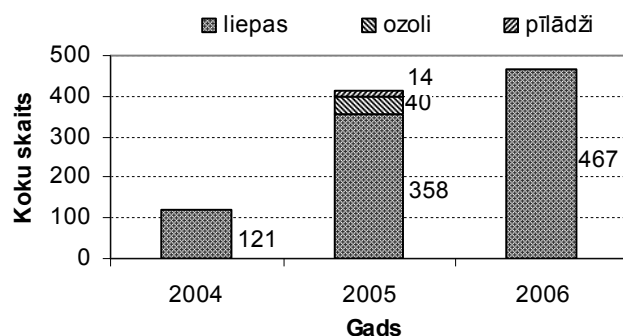
3.1. att. Rīgas vēsturiskā centra ielu apstādījumu sistēmas attīstības kartoshēma (Čekstere, 2004).

3.1. tabula

## Ielu apstādījumu koku skaits Rīgas centrā

(veidots saskaņā ar 1979. un 2002. gada apstādījumu inventarizācijas datiem, nepublicēts materiāls)

Iela/bulvāris	Posms	1979	2002	Skaita izmaiņas
A. Briāna	K. Valdemāra – Šarlotes iela	36	46	+10
	skvēra mala pie Palīdzības ielas	18	16	-2
Kr. Barona	Merķeļa – Elizabetes iela	38	16	-22
	Kanāls – Raiņa bulvāris	12	17	+5
Blaumaņa			2	+2
Dzirnavu	dzelzceļš – Satekles iela	15	12	-3
Stabu	A. Čaka – K. Barona iela	17	32	+15
	Kr. Barona – Tērbatas iela	19	16	-3
	Tērbatas – Brīvības iela	29	19	-10
	Brīvības – Skolas iela	28	20	-8
	A. Čaka – Avotu iela	8		-8
K. Valdemāra	Basteja – Kalpaka bulvāris	98	46	-52
	Kalpaka bulvāris – Elizabetes iela	26	24	-2
	Elizabetes – Dzirnavu iela	30	25	-5
	Dzirnavu – Lāčplēša iela	30	11	-19
	Lāčplēša – Ģertrūdes iela	28	19	-9
	Ģertrūdes – Hanzas iela	31	19	-12
	Stabu – Bruņinieku iela	43	46	+3
	Bruņinieku – A. Briāna iela	46	32	-14
Elizabetes	dzelzceļš – Satekles iela	12	12	0
	Marijas – K. Barona iela	6		-6
	K. Barona – Tērbatas iela	29	21	-8
	Tērbatas iela – Brīvības bulvāris	38	19	-19
	Brīvības bulvāris – Baznīcas iela	13	13	0
	Baznīcas – Skolas iela	17	18	+1
	Skolas – Valdemāra iela	17	21	+4
Lāčplēša	dzelzceļš – E. Birznieka–Upīša iela	5		-5
	E. Birznieka–Upīša – Avotu iela	12	7	-5
	Avotu – K. Valdemāra iela	21	15	-6
Ģertrūdes	Avotu – Marijas iela	28	14	-14
	Marijas iela – K. Barona iela	17	13	-4
	Kr. Barona – Tērbatas iela	9	12	+3
	Tērbatas – Brīvības iela	18	16	-2
	Brīvības – K. Valdemāra iela	44	39	-5
Merķeļa	Marijas – Kr. Barona iela	8	9	+1
	K. Barona – Inženieru iela	51	29	-22
	Inženieru iela – Brīvības bulvāris	25	4	-21
Aspazijas bulv.	13. janvāra – K. Barona iela	10	9	-1
	Kr. Barona iela – Brīvības bulvāris	35	26	-9
Basteja bulv.	Brīvības bulvāris – Bastejkalns	13	10	-3
	Bastejkalns – K. Valdemāra iela	61	52	-9
Palīdzības	skvērs pie A. Briāna iela	32	30	-2
Raiņa bulv.	Marijas – Arhitektu iela	64	34	-30
	Arhitektu – Brīvības bulvāris	99	5	-94
	Brīvības bulvāris – K. Valdemāra iela	53	60	+7
Matīsa		10	6	-4
Bruņinieku	Kr. Barona – K. Valdemāra iela	55	36	-19
Tērbatas	Merķeļa – Elizabetes iela	56	12	-44
	Elizabetes – Blaumaņa iela	2	1	-1
	Blaumaņa – Stabu iela	14	4	-10
	Stabu – Bruņinieku iela	26	16	-10
	Bruņinieku – Matīsa iela	24	22	-2
	Matīsa – Tallinas	17	6	-11
Šarlotes		19	13	-6
Tallinas	Cēsu – Miera iela	86	71	-15
Skolas			18	+18
Baznīcas		3	17	+14
E. Birznieka-Upīša		4	4	0
Annas			11	+11
<b>Skaita izmaiņas:</b>				<b>-556</b>
				<b>+94</b>



3.2. att. Rīgas ielu apstādījumos iestādīto koku taksonomiskais sadalījums (pēc Rīgas domes Vides departamenta datiem, 2008).

### 3.1.2. Ģeoloģisko apstākļu un augsnes raksturojums

Kvalitatīvas apstādījumu sistēmas izveidei un uzturēšanai svarīgi ir edafiskie apstākļi. Lielākā daļa Rīgas teritorijas atrodas Piejūras zemienes Rīgavas līdzenumā, bet tās austrumu un dienvidaustrumu daļa iestiepjas Viduslatvijas dabas apvidus Ropažu līdzenumā. Ģeoloģiski Rīgas teritorija veidojusies, pirms aptuveni 10 tūkstošiem gadu Baltijas ledus ezera ūdeņiem noplūstot uz okeānu un tā vietā paliekot smilšainam līdzenumam. Pilsētas teritorijas ģeoloģiskai uzbūvei raksturīgi kvartāra nogulumieži, kuru biezums ir no 3–10 m dienvidu daļā līdz 30–50 m un vairāk ziemeļdaļā, kā arī augšējā devona nogulumieži. Savukārt pati augšējā nogulumu daļa ir cilvēka veidotie tehnogēnie nogulumi – uzbērumi, kultūras slānis utt. (Birķis u.c., 1988). Reljefam raksturīgs plakans vai lēzeni viļņots smilšains līdzenums (mākslīgi veidots), kura relatīvais augstums ir 1–11 m virs jūras līmeņa (Rīgas attīstības programma ..., 2005).

Rīgas teritorija iekļaujas Piejūras smilšainās zemienes augšņu rajona Rīgas apakšrajonā. Augsnes cilmieži ir pēcdeduslaikmeta un leduslaikmeta beigu posma nogulumi. Rīgas centrālajā daļā un tai apkārtesošajā teritorijā augsnes ir veidojušās uz uzbērtā materiāla, cilvēkiem nolīdzinot kāpas un izrokot purvus. Pēc augsnes īpašībām tās vairāk atbilst velēnu vāji podzolētām smilts podzolaugsnēm, kam raksturīgi atšķirīgi ģenētiskie horizonti, bet akumulatīvā horizonta biezums var sasniegt 1 m. Galvenā nozīme augšņu izveidē ir antropogēnajai darbībai un ietekmei (Nikodemus, 1988).

Pēc granulometriskā sastāva ielu apstādījumu augsnes virsējais slānis (0–35 cm) pilsētas centrālajā daļā satur 8,58±0,44% māla, 13,32±1,26% putekļu un 78,09±1,57% smilts (3.2. tab.). Līdz ar to augsnes virsējais slānis ir saistīga smilts ar augstu organiskās vielas saturu – 8,00±0,76% (3.3. tab.) (Čekstere, npublicēti dati).

3.2. tabula

Augsnes (0–35 cm) granulometriskais sastāvs (%) Rīgas centra ielu apstādījumos un parkā 2007. gada vasarā

Vieta	Paraugu skaits	Māls (%)	Putekļi (%)	Smilts (%)	Nosaukums
Basteja bulv. (tagad Z. A. Meierovica bulv.)	2	7,6±0,8	10,6±0,0	81,9±0,9	sS
Brīvības bulv.	4	9,6±1,0	16,1±1,5	74,3±2,5	sS
Hanzas iela	2	9,0±0,6	19,4±0,0	71,7±0,5	sS
Elizabetes iela	2	8,7±1,6	10,8±0,8	80,6±2,4	sS
Stabu iela	2	7,4±0,8	11,5±0,7	81,1±1,5	sS
K. Valdemāra iela	1	8,0	4,4	87,6	sS
Vidēji Rīgas ielu apstādījumos	13	8,58±0,44	13,32±1,26	78,09±1,57	sS
Viestura dārzs (parks)	2	10,3±0,0	24,2±2,7	65,5±2,7	sS

**Organiskās vielas saturs Rīgas ielu apstādījumu augsnē un parkā 2007. gada jūnijā**

Vieta	Paraugu skaits	Organiskās vielas saturs (%)
Hanzas iela 1	3	6,33±0,35
Hanzas iela 2	3	5,80±0,60
Elizabetes iela	4	11,11±2,58
K. Valdemāra iela	3	12,27±2,23
Stabu iela 1	3	11,00±1,04
Stabu iela 2	4	4,75±0,61
Basteja bulv. 1	3	9,27±0,92
Basteja bulv. 2	3	3,55±0,29
Vidēji Rīgas ielu apstādījumos	26	8,00±0,76
Viestura dārzs (parks)	3	5,70±0,49

**3.1.3. Klimatiskie apstākļi**

Rīga atrodas Baltijas jūras Rīgas jūras līča dienvidu daļā boreo–nemorālajā zonā. Pilsētai raksturīgs mēreni silts un mitrs klimats, ko ietekmē Atlantijas okeāna mēreno platumu gaisa masas (cikloni) un Baltijas jūra. Visvairāk Rīgā ir transformētās okeāniskās gaisa masas – vidēji 49%, savukārt okeānisko gaisa masu vidējais biežums ir 36%, bet kontinentālo gaisa masu vidējais biežums – 14% (Draveniece, 2007).

Pilsētas gaisa temperatūras un atmosfēras nokrišņu režīmu galvenokārt ietekmē Saules radiācija un atmosfēras cirkulācija, to sezonālās atšķirības, kā arī pilsētas vide (Lizuma, 2008). Vasaras ir salīdzinoši vēsas un mākoņainas, vidējā temperatūra jūlijā ir +16,9 °C. Savukārt ziemas ir samēra siltas, ar biežiem atkušņiem (līdz 10 dienām mēnesī), vidējā gaisa temperatūrā janvārī ir –4,7 °C (Rīgas attīstības programma ..., 2005). Ziemas sezonai raksturīgi arī visnepastāvīgākie laika apstākļi – iespējamās gaisa temperatūras būtiskas svārstības pa gadiem un novirzes no normas rādītājiem (Lizuma, 2008). Caurmērā augsne sāk sasalt decembra trešajā dekādē, bet atkūst aprīļa sākumā. Augsnes sasalšanas dziļums ziemas beigās vidēji sasniedz 48 cm (sniega segas biežums ap 10–15 cm), bet var būt arī 85 cm un vairāk (ja sniega sega ir ļoti plāna un sniegs pastāvīgi tiek attīrīts) (Kleinberga, 1988). Vidējais nokrišņu daudzums Rīgā ir 704 mm, no kuriem 33% (235 mm) izkrīt vēsajā gada laikā (novembris–marts), bet 67% (469 mm) – siltajā gada periodā (aprīlis–oktobris) (Lizuma, 2000). Relatīvais gaisa mitrums gadā ir vidēji 80% (Rīgas attīstības programma ..., 2005), bet vasarā dienā var samazināties līdz pat 30% un mazāk (Kleinberga, 1988).

Rīgā kopumā mikroklimatiskie apstākļi nav vienveidīgi. Pilsētā var izdalīt 13 mezoklimatiskos rajonus, kur mikroklimatiskie apstākļi ir atšķirīgi un kas attiecīgi ietekmē augu augšanu. Piemēram, Centram, kas ir 13. mezoklimatiskais rajons, raksturīgs paaugstināts termiskais režīms, samazināts gaisa mitrums un augsts gaisa piesārņojums. Arī te var izdalīt plašu mikroklimatisko spektru, ko nosaka novietojums pilsētas centrā, blīvas apbūves un zaļās zonas mija (Kalniņa, 1990).

Rīgas centram raksturīga arī siltuma salas veidošanās, kas izpaužas kā paaugstināta gaisa temperatūra pilsētas centrālajā daļā salīdzinājumā ar apkārtējām teritorijām (Kleinberga, 1988; Kalniņa, 1990; Lizuma, 2008). Temperatūras starpība centrā attiecībā pret perifēriju ziemā var sasniegt pat 8–10 °C (Kleinberga, 1988), bet pēc L. Lizumas pētījumiem atsevišķos gadījumos gaisa temperatūra Rīgas centrā var būt par 10–12 °C augstāka nekā piepilsētas teritorijās, bet vidēji gadā gaisa temperatūra atšķiras par 0,5 °C. Rīgas siltuma salai ir zīmīga labi izteikta diennakts gaita, kas visuzskatāmāk konstatējama no aprīļa līdz septembrim. Savukārt vislielākās gaisa temperatūras atšķirības novērojamas pusdienlaikā un nakts periodā līdz saullēktam. Arī nokrišņu sadalījumā pastāv būtiskas atšķirības – pilsētas centrālajā daļā vidēji gadā izkrīt par 11% vairāk nokrišņu salīdzinājumā ar piepilsētas teritoriju (ziemā vidēji pat par 20–25%, bet vasarā par 8–9% vairāk) (Lizuma, 2008).

Augu augšanas sezonas sākuma un beigu datumiem raksturīgas svārstības gadu no gada. Kopumā mūsdienās ziemas sezona (vidējā diennakts temperatūra ir zemāka par 0 °C) ir no novembra beigām līdz marta otrās dekādes sākumam; pavasaris (vidējā diennakts gaisa temperatūra ir 0–15,0 °C) – turpinās līdz maija beigām; vasara (vidējā diennakts gaisa temperatūra ir lielāka par +15,0 °C) – ilgst

līdz septembra pirmajām dienām, kad sākas rudens (vidējā diennakts gaisa temperatūra ir 0–15,0 °C) un kas turpinās līdz novembra beigām (Lizuma, 2008). Savukārt veģetācijas sezona vidēji Rīgā sākas aprīļa vidū, kad diennakts vidējā temperatūra ir vismaz +5 °C un augstāka, un ilgst 192 dienas, bet augu augšanas aktīvais periods (temperatūra ir +10 °C un augstāka) vidēji ilgst 144 dienas (Kleinberga, 1988).

Rīgā, tāpat kā citviet pasaulē, vērojamas klimata pārmaiņas. Pēc novērojumu stacijas Rīga–Universitāte datiem, laikā no 1795. līdz 2006. gadam vērojama tendence gaisa temperatūrai paaugstināties: vidējā gada gaisa temperatūra pieaugusi par 1,1 °C; vidējā ziemas gaisa temperatūra par 1,7 °C, pavasara – par 1,6 °C, vasaras – par 0,3 °C, rudens – par 0,4 °C. Līdz ar to konstatējama tendence vasaras dienu skaitam un augšanas sezonas garumam palielināties (laikā no 1900. līdz 2006. gadam par 26 dienām), bet salu dienu skaitam ziemas sezonā samazināties līdz 110–120 dienām (īpaši izteikti no 20. gs. 70. gadiem) (Lizuma, 2008). Savukārt pēc Krievijas zinātnieku pētījumiem Rīgā gada vidējā gaisa temperatūra laika periodā no 20. gs. 50. gadiem vidēji ir palielinājusies par 1,7 °C, kas skaidrojams galvenokārt ar ziemas un pavasara temperatūru paaugstināšanos. Turpretim vasaras vidējā temperatūra pēdējo divu gadsimtu laikā Rīgā ir pat samazinājusies – vidēji par 0,5 °C (Газина, Клименко, 2008).

Īsāks sala periods, ātrāka sniega kušana un pavasara salnu beigšanās, kā arī vēlāks rudens salnu sākums, pagarina veģetācijas periodu. Tāpēc Rīgā var augt, piemēram, kalnu kļava, Eiropas dižskābardis, divdaivu ginks, sudraba liepa (*Tilia tomentosa*), gurķu magnolija (*Magnolia acuminata*) (Zvirgzds, 1986), ko augstāka temperatūra ziemā un garāks veģetācijas periods ietekmē labvēlīgi.

### 3.2. Ielu apstādījumu koku vitalitāte

Promocijas darbā koku vitalitātes izvērtēšanai izmantoti šādi parametri: liepu lapu un koku vainaga nekrozes intensitāte, vainaga defoliācija un zaru atmirums (%). Liepu vainaga un lapu nekrozes intensitāte Rīgas centra ielu apstādījumos un Viestura dārzā 2005. gada veģetācijas sezonā novērtēta sešas reizes. Apsekošana veikta divas reizes mēnesī: 6. jūnijā, 6. jūlijā un 28. augustā vienlaikus ar lapu paraugu ņemšanu, kā arī 20. jūnijā, 20. jūlijā un 6. augustā. Savukārt 2007. gada veģetācijas sezonā nekrozes attīstība liepu lapām un kopumā vainagam novērtēta divas reizes: 5. jūnijā un 30. augustā vienlaikus ar lapu un augsnes paraugu ņemšanu ķīmiskām analīzēm. Koku vainaga defoliācijas un zaru atmiruma novērtējums veikts 2007. gada augusta beigās vienlaikus ar lapu paraugu ņemšanu ķīmiskām analīzēm.

Savukārt kopējais koku vainaga stāvoklis novērtēts 2005. un 2007. gada augustā, kā arī papildus 2009. gada septembrī (3.4. tab.).

Rezultāti parāda, ka ielu apstādījumu liepas ir dažāda vecuma (caurmērā no 40 līdz 100 gadu vecas), bet tā precīzu noteikšanu apgrūtina stumbra koksnes trupes attīstība (3.4. tab.). Vispārējais liepu vainaga stāvoklis raksturojams kā bojāts, kā arī novēroti dažādi liepu lapu kaitēkļi, piemēram, tīklērces (*Eotetranychus tiliarum*), liepu maurērces (*Eriophyes leiosoma*) un laputis (*Eucallipterus tiliae*). Laika periodā no 2005. līdz 2007. gadam ir nokaltusi viena liepa Elizabetes ielā (2006. gada pavasarī), kas atrodas posmā starp Strēlnieku un Antonijas ielu. No 2007. līdz 2009. gadam nokaltusi vai ļoti sliktās vitalitātes dēļ ir nomainīta ar jaunu kociņu arī viena liepa Hanzas ielā 1 un Hanzas ielā 2, Stabu ielā 2 un divas liepas Basteja bulvārī 2.

3.4. tabula

Pētīto koku raksturojums 2005.–2009. gadā

Vieta	Koku raksturojums		
	2005. g. 28. augustā	2007. g. 30. augustā	2009. g. septembrī
<b>Hanzas iela 1</b>	3 liepas vecākas par 92 g.; ir trupe; visām liepām <i>stipri bojāts vainags</i> .	3 liepas; visām liepām <i>stipri bojāts vainags</i> .	2 liepas; ir trupe; <i>stipri bojāts vainags</i> . 1 liepa nokaltusi.
<b>Hanzas iela 2</b>	3 liepas vecākas par 93 g.; ir trupe; visām liepām <i>vidēji bojāts vainags</i> .	3 liepas; visām liepām <i>vidēji bojāts vainags</i> .	2 liepas; ir trupe; <i>vidēji bojāts vainags</i> . 1 liepa nokaltusi.
<b>Elizabetes iela</b>	5 liepas vecākas par 60 g.; 3 liepām ir trupe. 1 kokam <i>nebojāts</i> , 1 – <i>vāji bojāts</i> , 3 – <i>stipri bojāts vainags</i> . Ir lapu kaitēkļi – tīklērces ( <i>Eotetranychus tiliarum</i> ), liepu maurērces ( <i>Eriophyes leiosoma</i> ), laputis ( <i>Eucallipterus tiliae</i> ).	4 liepas; 1 liepai <i>nebojāts</i> , 3 – <i>stipri bojāts vainags</i> , bet 1 liepa 2006. g. pavasarī nokaltusi. Ir lapu kaitēkļi – tīklērces.	4 liepas; 3 liepām ir trupe; 3 kokiem <i>vidēji bojāts</i> , 1 – <i>vāji bojāts vainags</i> .
<b>K. Valdemāra iela</b>	3 liepas, ap 40 g. vecas; 2 koki bez trupes; 1 kokam, kuram 0,5 m augstumā ir stumbra mehānisks bojājums līdz pat serdei, rētas aizaugšana vidēji laba, ir trupe. Visiem kokiem vainags veidots 2005. g. ziemā; 1 kokam <i>vidēji bojāts</i> , 2 – <i>stipri bojāts vainags</i> . Ir lapu kaitēkļi – tīklērces.	3 liepas; visām liepām <i>vidēji bojāts vainags</i> .	3 liepas; 2 liepas bez trupes; 2 liepām <i>vidēji bojāts</i> , 1 liepai <i>vāji bojāts vainags</i> .
<b>Stabu iela 1</b>	3 liepas vecākas par 51 g.; 1 kokam ir trupe. Vainagam agrāk veikta atzarošana. 2 liepām <i>vidēji bojāts</i> , 1 – <i>stipri bojāts vainags</i> .	3 liepas; 2 liepām <i>vidēji bojāts</i> , 1 – <i>stipri bojāts vainags</i> .	3 liepas; 1 kokam ir trupe; 2 liepām <i>vidēji bojāts</i> , 1 – <i>stipri bojāts vainags</i> .

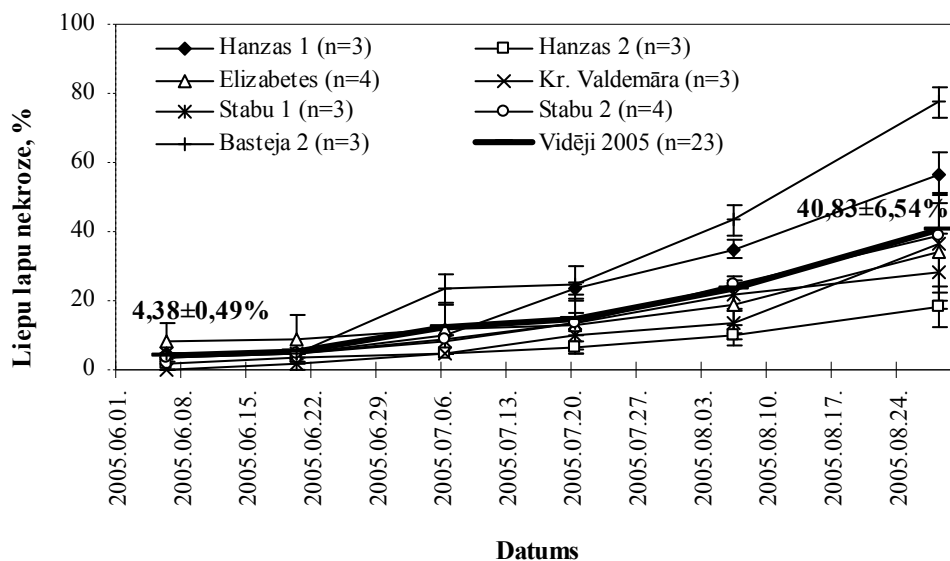


### 3.4. tabulas nobeigums

Vieta	Koku raksturojums		
	2005. g. 28. augustā	2007. g. 30. augustā	2009. g. septembrī
<b>Stabu iela 2</b>	4 liepas vecākas par 35 g.; 1 kokam ir trupe. Vainagam agrāk veikta atzarošana. 1 liepai vāji bojāts, 3 – stipri bojāts vainags. Ir lapu kaitēkļi – tīklērces un liepu maurērces.	4 liepas; 1 liepai vāji bojāts, 1 liepai vidēji bojāts, 2 – stipri bojāts vainags. Ir lapu kaitēkļi – tīklērces.	3 liepas, 2 kokiem ir trupe; 1 liepai vāji bojāts, 2 liepām vidēji bojāts vainags. 1 liepa nokaltusi.
<b>Basteja bulvāris 1</b>	3 liepas vecākas par 65 g.; ir trupe. 1 kokam 60 cm garš stumbra bojājums 1 m augstumā, rētas aizaugšana vidēji laba. Visiem kokiem 2000. g. ziemā veidots vainags; <i>nebojāts</i> . Ir lapu kaitēkļi – tīklērces un liepu maurērces.	3 liepas; visiem kokiem <i>nebojāts vainags</i> . Ir lapu kaitēkļi – tīklērces.	3 liepas; ir trupe; visiem kokiem <i>nebojāts vainags</i> .
<b>Basteja bulvāris 2</b>	3 liepas vecākas par 90 g.; ir trupe; visiem kokiem vainags veidots 2005. g. ziemā; <i>stipri bojāts</i> .	3 liepas; ir trupe; <i>stipri bojāts vainags</i> .	1 liepa; ir trupe; <i>stipri bojāts vainags</i> . 2 liepas nokaltušas.
<b>Viestura dārzis</b>	3 liepas vecākas par 120 g.; ir trupe. 1 kokam ir līdz 1 m augsts bojājums, kas labi aizaug. Visiem kokiem <i>nebojāts vainags</i> . Uz lapām ir liepu maurērces.	3 liepas; visiem kokiem <i>nebojāts vainags</i> . Ir lapu kaitēkļi – tīklērces un liepu maurērces.	3 liepas; ir trupe; visiem kokiem <i>nebojāts vainags</i> .

#### 3.2.1. Liepu lapu un vainaga nekroze

2005. gada vasarā, apsekojot 30 izvēlētās liepas (27 liepas ielu apstādījumos un 3 liepas parkā), lapu nekroze netika novērota koku vainagiem Basteja bulvārī 1, kas atrodas pie Jēkaba kazarmām, un Viestura dārzā, kā arī Elizabetes ielas piektajai liepai. Pārējās pētījuma vietās iegūtie vidējie rezultāti, kā arī kopējā vidējā tendence 2005. gada vasarā atspoguļota 3.3. un 3.5. attēlā. 3.5. attēlā labākai uzskatāmībai pētījuma vietām aprēķinātās rezultātu standartklūdas nav iekļautas, bet tekstā īsumā raksturotas.



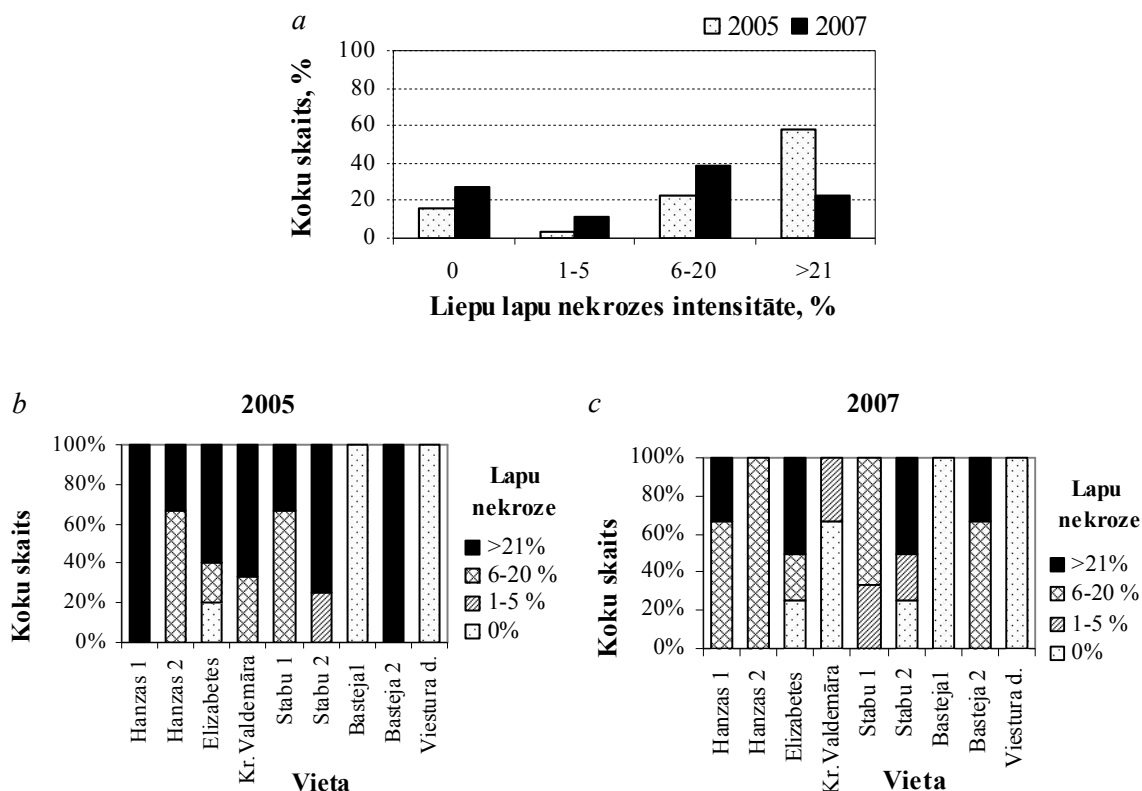
3.3. att. Liepu lapu nekrozes attīstība Rīgas centrā 2005. gada vasarā (vidēji pētījuma vietā 3–5 kokiem ±SE).

Pirmajā izvērtēšanas reizē (06.06.2005) lapu nekroze netika konstatēta K. Valdemāra ielā augošo liepu lapām, kā arī divām liepām Hanzas ielā 2, trim liepām Elizabetes ielā un vienai liepai Stabu ielā 2. Citām tā nepārsniedza 5%. Kā izņēmums atzīmējama Elizabetes ielas otrā liepa, kurai lapu nekrozes intensitāte jau bija sasniegusi 30%.

2005. g. veģetācijas sezonas gaitā visās apstādījumu vietās novērota tendence lapu nekrozei palielināties, taču ar dažādu intensitātes pakāpi. Visdinamiskākā nekrozes attīstība konstatēta liepām Basteja bulvārī 1, kas atrodas pretim Jēkaba kazarmām kanāla pusē, un liepu lapām Hanzas ielā 1, kas atrodas Hanzas ielas labajā pusē posmā starp Pulkveža Brieža un Rūpniecības ielu. Piemēram, liepām Basteja bulvārī 2 6. jūlijā aptuveni ¼ no lapu plātnes bija nekrozitēta, bet vasaras nogalē, pirms lapu dzeltēšanas (28. augustā), vairs tikai vienai ceturtajai līdz vienai piektajai daļai lapas plātnes nekroze vizuāli netika novērota. Turpretim vismazāk triju mēnešu laikā lapu nekrozes intensitāte bija pieaugusi un nekroze attīstījies liepu lapām Hanzas ielā 2 (18,33±6,01%), kas atrodas pretējā ielas pusē Hanzas ielas 1 paraugu ņemšanas vietām. Izvērtējot lapu nekrozes intensitātes attīstību visās apstādījumu vietās kopumā, visstraujākā tā bijusi laika posmā no 20. jūlija līdz 28. augustam – sevišķi pēc 8. augusta.

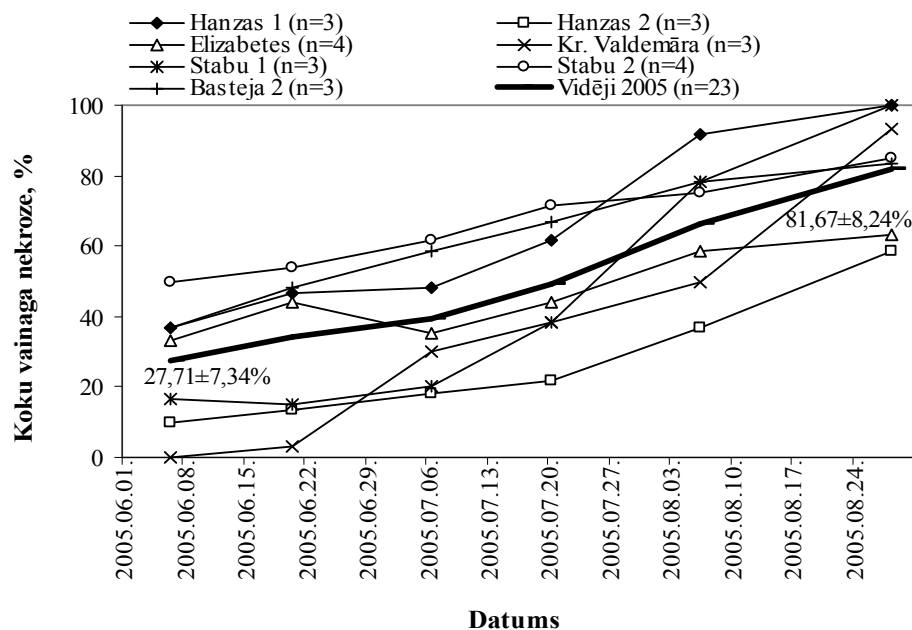
Savukārt 2007. g. veģetācijas sezonā Rīgas ielu apstādījumos lapu nekrozes sastopamība kokiem un tās intensitāte bija mazāk izteikta nekā 2005. g. vasarā (3.4. att. a, b, c). Minētie lapu bojājumi netika novēroti 7 no 26 apsekotajiem ielu kokiem jeb 26,92% koku (3.4. att. c). Visstiprāk bojātas lapas 30. augustā bija liepām Stabu ielā 2, Elizabetes ielā un Hanzas ielā 1 (vidēji 40,00±25,66%; 39,00±18,19% un 36,67±16,67% nekrotizētas lapas plātnes).

Salīdzinot abu gadu vidējo liepu lapu nekrozes intensitāti ielu apstādījumos, jūnija sākumā tā bija aptuveni līdzīga, bet 2007. gada augusta beigās nedaudz mazāka nekā attiecīgajā laika periodā pirms diviem gadiem (4,38±1,22% ≈ 3,89±0,49% jūnijā; 40,83±9,79% > 30,11±6,55% augustā).



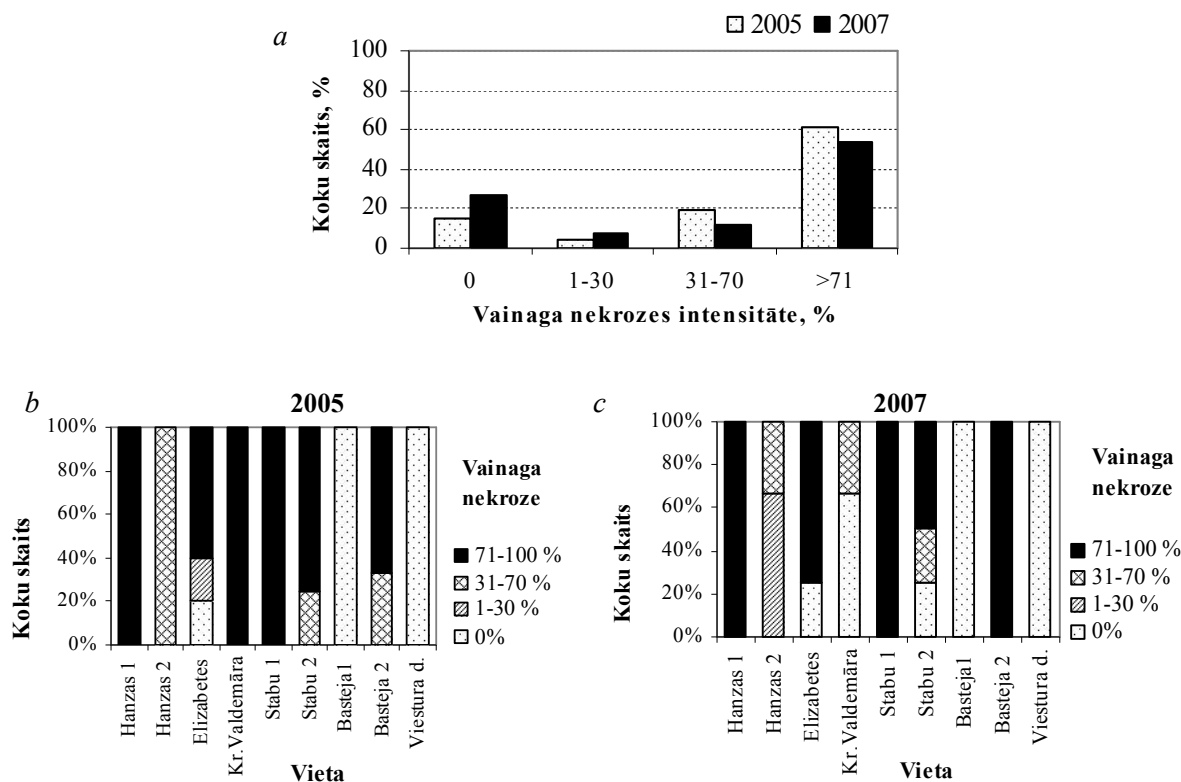
3.4. att. Liepu lapu nekrozes intensitātes sadalījums 2005. un 2007. gada augustā.

Savukārt liepu vainagam nekrozes intensitāte 2005. g. vasarā visintensīvāk attīstījies K. Valdemāra ielas liepām pēc 20. jūnija, bet pēc 6. jūlija – ļoti strauji arī Stabu ielas 1 un Hanzas ielas 1 liepām (3.5. att.). Hanzas ielā 2 vainagu nekrozitātei attīstības kritiskais punkts bijis laika periodā starp 20. jūliju un 6. augustu, kad tā strauji palielinājusies. 2005. gada vasaras beigās maksimālā vainaga nekroze (100%) konstatēta 13 liepām jeb gandrīz pusei no apsekotajiem kokiem, kas aug dažādās Rīgas centra ielās. Vismazāk nekrozes skartu vainagu pirms lapu dzeltēšanas (28. augustā) bija Hanzas



3.5. att. Vainagu nekrozes attīstība Rīgas centra liepām izvēlētajās pētījuma vietās 2005. gada vasarā.

ielā 2 (58,33±6,01%), kas atrodas kreisajā pusē Hanzas ielai posmā starp Pulkveža Brieža ielu un Rūpniecības ielu. Toties Hanzas ielā 1, kas atrodas ielas pretējā pusē, līdzīgi kā Stabu ielā 1, nekroze bija novērojama visu pētījuma koku vainagu lapām (100%). Jāatzīmē, ka ielu apstādījumu liepām novērota arī vainaga nekrozes intensitātes samazināšanās. Piemēram, Elizabetes ielā tāda fiksēta laika posmā no 20. jūnija līdz 6. jūlijam. Nedaudz samazinājusies nekroze bija arī Stabu ielā 1 laika periodā starp pirmo un otro apsekošanu (6. jūnijs – 20. jūnijs), kas skaidrojams ar vainaga pieaugumu, kur jaunās lapiņas nekroze vēl nebija skārusi.

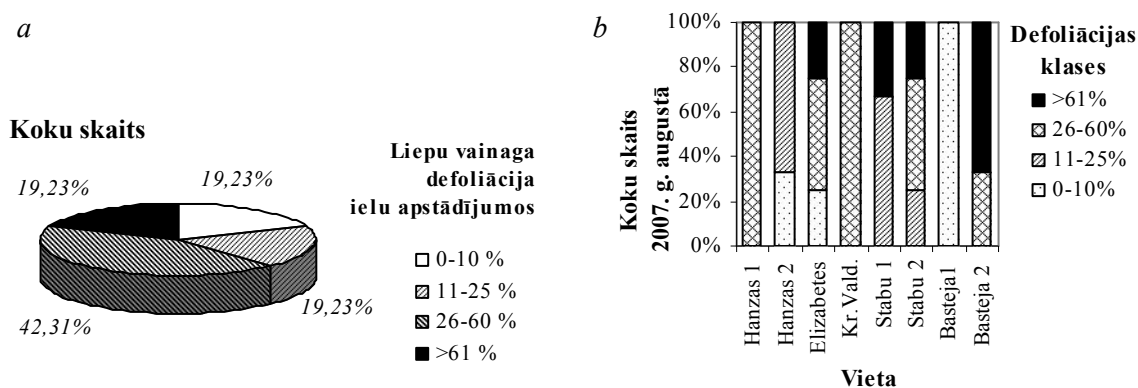


3.6. att. Vainaga nekrozes intensitātes sadalījums Rīgas centra liepām 2005. un 2007. gada augustā.

Savukārt 2007. g. veģetācijas sezonā Rīgas ielu apstādījumos, lai arī nekrozes skarto liepu skaits bija samazinājies (3.6. att. a, b, c), tomēr tās izplatība koku vainagā vidēji bija līdzīga situācijai 2005. g. augustam:  $81,67 \pm 8,24\%$  (2005)  $\approx$   $86,32 \pm 5,73\%$  (2007). Visstiprāk bojāti jeb 100% nekrotizēti vainagi 2007. g. 30. augustā bija lielākai daļai apsekoto koku (14), kuri kopumā auga dažādās ielās.

### 3.2.2. Liepu vainaga defoliācija

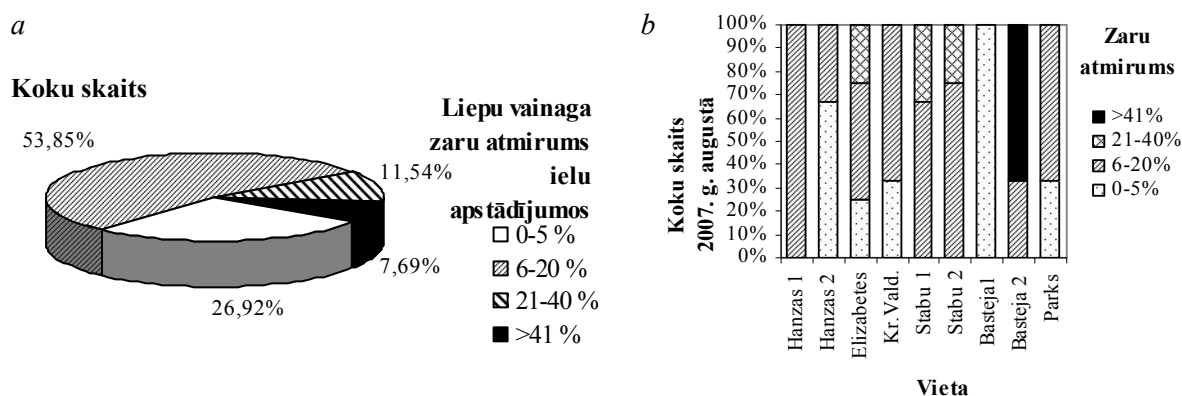
Koku vainaga defoliācija ir integrāls vainaga stāvokļa rādītājs, kas raksturo lapu zudumu vainagam. Rīgas ielu apstādījumiem 2007. gada augusta beigās visvairāk bija koku vainagu, kuri atbilda trešajai defoliācijas klasei – 26–40% lapu priekšlaicīgs zudums (3.7. att. a). No apsekotajiem kokiem šai grupai atbilda gandrīz puse liepu. Pārējām defoliācijas klasēm koku kvantitatīvais sadalījums bija līdzīgs. Visstiprāk bojāts vainags bija liepām Basteja bulvārī 2, Hanzas ielā 1, kā arī atsevišķām liepām Elizabetes un Stabu ielā, bet vislabākais stāvoklis jeb vismazākā defoliācija – Basteja bulvārī 1, kā arī vienai liepai Hanzas ielā 2 un Elizabetes ielā (3.7. att. b). Savukārt parkā koku vainags raksturojams kā veselīgs vai viegli bojāts – defoliācija līdz 25%.



3.7. att. Rīgas ielu apstādījumu liepu vainaga defoliācija 2007. gada 30. augustā.

### 3.2.3. Liepu vainaga zaru atmiruma vērtējums

Izvērtējot zaru atmirumu Rīgas ielu apstādījumu liepām 2007. gada vasaras beigās (30. augustā), konstatēts, ka gandrīz pusei koku bija nokaltuši 6–20% zaru (3.8. att. a). Visvairāk nokaltušu zaru bija Basteja bulvārī 2, kur zaru atmirums divām liepām pārsniedza 41% (3.8. att. b). Turpretim Basteja bulvārī 1, kas atrodas brauktuves pretējā pusē, zaru atmirums nepārsniedza 5% no kopējā vainaga zaru apjoma. Arī Hanzas ielā 2, Elizabetes ielā un Stabu ielā 1 atsevišķām liepām nokaltušie zari nepārsniedza 5%.

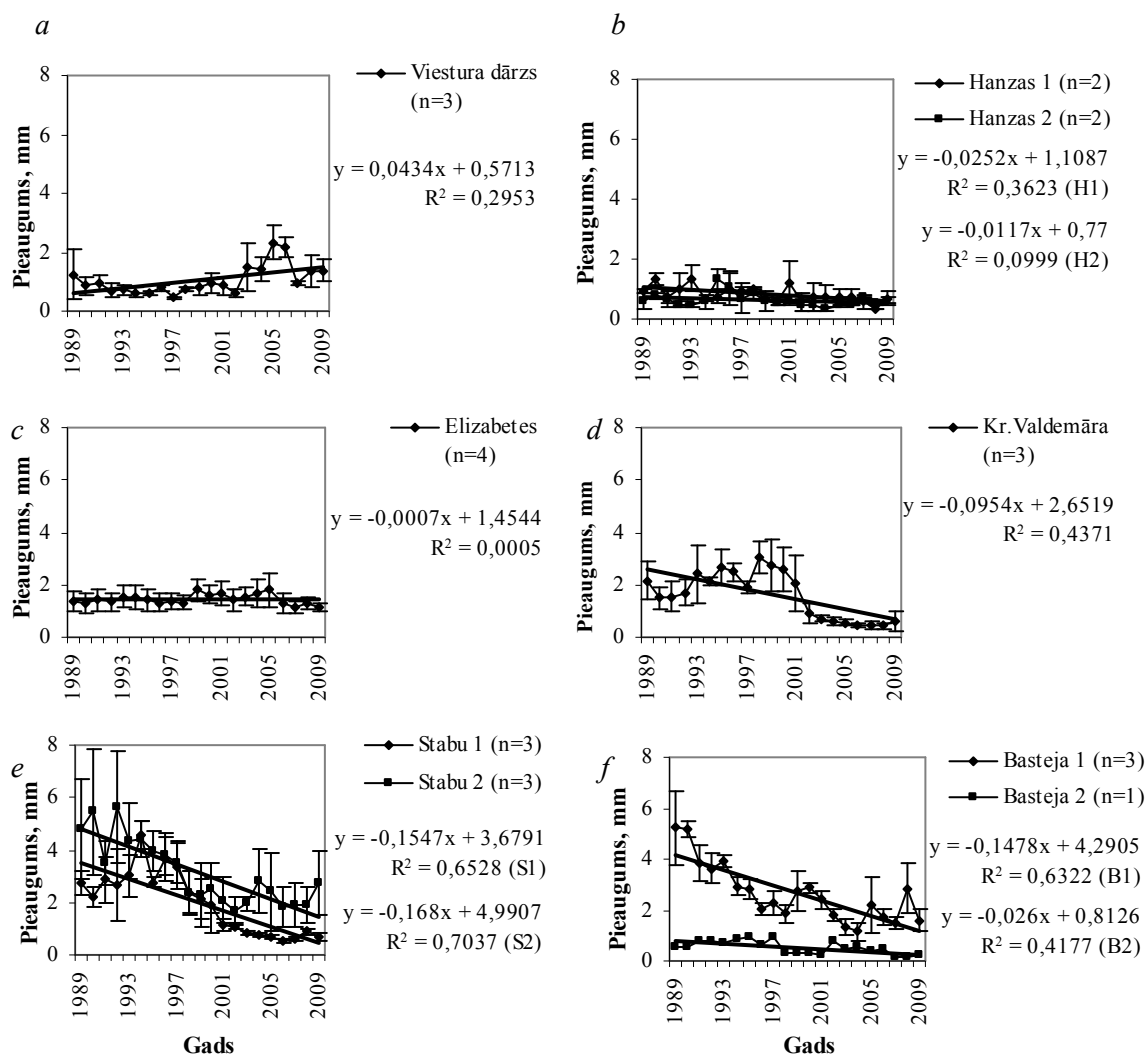


3.8. att. Rīgas ielu apstādījumu liepu vainaga zaru atmirums 2007. gada 30. augustā.

### 3.2.4. Koku gadskārtu platuma izmaiņas

2009. gada rudenī ievākti koku stumbra koksnes paraugi gadskārtu platumu novērtēšanai. Pētījuma rezultāti rāda, ka Rīgas ielu apstādījumu liepas ir dažāda vecuma – caurmērā no 40 līdz 100 gadu vecas (3.4. tab.). Iegūtie dati parādīja izteiktu tendenci koksnes gadskārtējam platumam pēdējo 20 gadu laikā (1989.–2009.) Rīgas centra ielu apstādījumu liepām samazināties, kas bija pretēji parkā konstatētajam (3.9. att.). Visstraujāk tas novērojams liepām Stabu ielā, kur caurmērā gadskārtu platumu katru gadu samazinās par 0,155 mm (Stabu ielā 1 – starp Skolas un Brīvības ielu) un 0,168 mm (Stabu ielā 2 – starp Tērbatas un Kr. Barona ielu), un arī determinācijas koeficienti bija vislielākie – attiecīgi 0,653 un 0,704. Savukārt praktiski nemainīgs vidējais gadskārtu platumu pēdējos 20 gados bija Elizabetes ielā. Vienlaikus novērojamas lielas atšķirības gadskārtu platumiem starp blakus augošiem kokiem pat vienā pētījuma vietā.

Veiktie gadskārtu platumu korelācijas pētījumi parāda, ka pastāv statistiski būtiski līdzīga ( $p < 0,05$ ) gadskārtu platumu pieaugumu tendence laika periodā no 1989. gada līdz 2009. gadam vairākām vietām. Visbūtiskākā sakarība konstatēta liepām Stabu ielā 2 un Basteja bulvārī 1 ( $r = 0,75$ ), K. Valdemāra ielā un Stabu ielā 1 ( $r = 0,74$ ), kā arī Stabu ielā 1 un Stabu ielā 2 ( $r = 0,70$ ), kur liepas ir līdzīgākas pēc vecuma un novietojuma attiecībā pret ielas braucamo daļu (3.5. tab.).



3.9. att. Liepu gadskārtu platumi Rīgas centrā laika periodā no 1989. gada līdz 2009. gadam (vidēji pētījuma vietā ±SE).

## Korelācijas koeficienti 1989.–2009. gada liepu gadskārtu platumiem starp pētījuma vietām

Vieta	Hanzas 1	Hanzas 2	Elizabetes	K. Valdemāra	Stabu 1	Stabu 2	Basteja 1	Basteja 2	Viestura dārzs
Hanzas 1	1,00								
Hanzas 2	0,17	1,00							
Elizabetes	0,03	-0,30	1,00						
K. Valdemāra	0,46*	0,52*	0,21	1,00					
Stabu 1	0,37	0,43 (*)	-0,01	<b>0,74**</b>	1,00				
Stabu 2	<b>0,57**</b>	0,25	-0,16	0,40	<b>0,70**</b>	1,00			
Basteja 1	0,46*	0,09	-0,05	0,38	0,49*	<b>0,75**</b>	1,00		
Basteja 2	0,24	0,30	-0,03	0,33	<b>0,69**</b>	<b>0,60**</b>	0,27	1,00	
Viestura dārzs	-0,29	-0,41	0,15	<b>-0,65**</b>	<b>-0,65**</b>	-0,39	-0,26	-0,48*	1,00

\*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$

Salīdzinot ielu apstādījumu koksnes gadskārtu platumu vidējos rādītājus ielu apstādījumu pētījuma vietās ar parkā augošo liepu gadskārtu platumiem, konstatēta statistiski būtiski atšķirīgi platumu pieaugumi Viestura dārzā un šiem rādītājiem K. Valdemāra ielā, Stabu ielā 1, kā arī Basteja bulvārī 2.

\*\*\*

- Kopumā Rīgas centra ielu apstādījumu liepu lapu un vainagu izvērtējums 2005. un 2007. gada vasarā rāda izteiktu tendenci lapu un vainagu nekrozei veģetācijas sezonā palielināties, augusta beigās pusei no apsekotajiem kokiem sasniedzot 100% vainagu nekrozes līmeni (13 no 27 ielu apstādījumu kokiem 2005. gadā un 14 no 26 apstādījumu kokiem 2007. gadā) un līdz 85% nekrotizētas liepu lapas.
- 2007. gada vasaras beigās Rīgas ielu apstādījumu liepām galvenokārt (42,31%) bija raksturīgs 26–40% priekšlaicīgs lapu zudums, kas atbilda trešajai defoliācijas klasei, un visvairāk bija koku (gandrīz puse no apsekotajiem jeb 53,85%), kuru vainagam zaru atmirums bija robežās no 6 līdz 20%.
- Rīgas centra ielu apstādījumu liepām pēdējos 20 gados (1989–2009) strauji samazinās gadskārtu platums un ikgadējais koksnes pieaugums, kas liecina par koku augšanas apstākļu pasliktināšanos. Pretēja tendence – gadskārtu platumam palielināties minētajos gados novērojama Viestura dārza liepām.

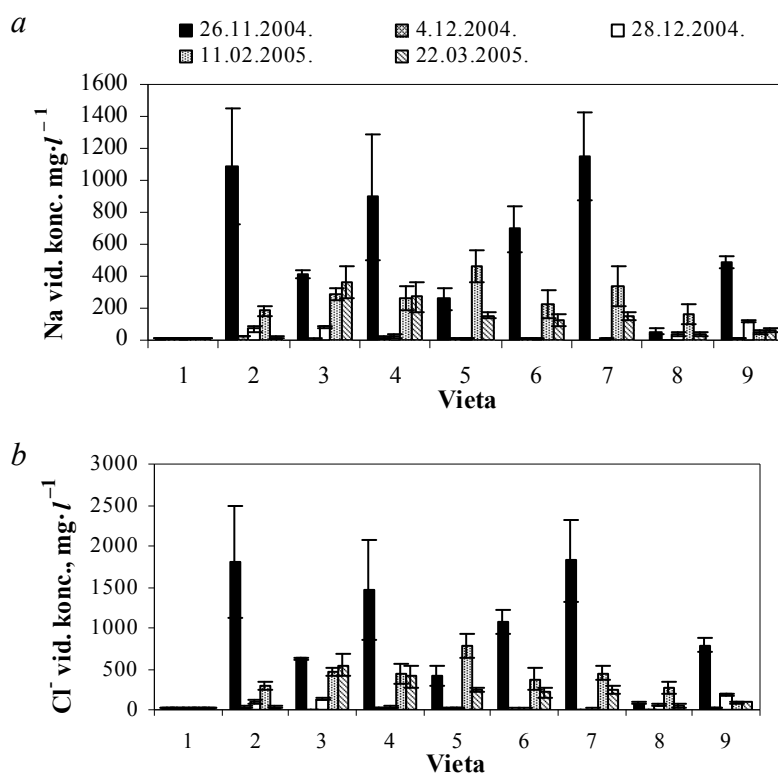
### 3.3. Sniega, augsnes, liepu lapu un mizas ķīmiskais sastāvs

#### 3.3.1. Sniega ķīmiskais sastāvs

Sniega kvalitātes pētījumu galvenais mērķis bija noskaidrot ķīmisko piesārņojumu Rīgas centra ielu apstādījumu koku tiešā tuvumā. Sniega paraugi ievākti 2004./2005. gada ziemas sezonā neilgi pēc uzsnigšanas un noturīgas sniega kārtas izveidošanās: 1. sniega kārtai 26.11.2004., 2. sniega kārtai 28.12.2004., 3. sniega kārtai 11.02.2005., kā arī intensīvas kušanas apstākļos: 1. sniega kārtai 4.12.2004. un 3. sniega kārtai 22.03.2005. Paraugi ņemti Rīgas centra ielās ar intensīvu transporta plūsmu: Elizabetes un Krišjāņa Valdemāra ielas vienā posmā; Hanzas, Stabu ielas un Basteja bulvāra divos posmos brauktuves pusē, kā arī mazpiesārņotā vietā – Viestura dārzā (fona līmenis), koku stumbru tiešā tuvumā un visa sniega slāņa dziļumā (kopā 9 apstādījumu vietās). Sniega ūdenī noteikta Na, K, Ca, Mg, Cl<sup>-</sup> koncentrācija, pH vērtība un elektrovadītspēja – EC mS·cm<sup>-1</sup>.

#### Nātrijs un hlorīdioni

Visplašākais Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas diapazons un lielākās vērtības konstatētas no pirmās noturīgās sniega kārtas 26. novembrī ievāktajiem paraugiem (no 56,0±14,5 mg·l<sup>-1</sup> līdz 1146,5±276,7 mg·l<sup>-1</sup> Na un no 81,8±19,9 mg·l<sup>-1</sup> līdz 1814,0±685,4 mg·l<sup>-1</sup> Cl<sup>-</sup>). Rīgas centra ielu apstādījumu vietās vidējā Na koncentrācija Viestura dārzā izraudzīto fona līmeni pārsniedza 347 reizes, atsevišķās vietās – līdz pat 594 reizēm (visvairāk Stabu ielā 2, Hanzas ielā 1 un Elizabetes ielā) (3.10. att.), bet maksimālā Na koncentrācija 2195,0 mg·l<sup>-1</sup> (Elizabetes ielā) 1098 reizes pārsniedza Na augstāko koncentrāciju Viestura dārzā. Savukārt Cl<sup>-</sup> fona līmenis parkā caurmērā tika pārsniegts 186 reizes. Elizabetes un Hanzas ielas 1 analizētajos paraugos Cl<sup>-</sup> koncentrācija bija lielāka par 3000 mg·l<sup>-1</sup>, maksimālā fiksētā –



**3.10. att.** Na (a) un Cl<sup>-</sup> (b) vidējā koncentrācija (mg·l<sup>-1</sup>) Rīgas centra sniega ūdens paraugos 2004./2005.g. ziemā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3-5 kokiem ±SE).

Vieta: 1 – Viestura dārzis; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

3385,3 mg·l<sup>-1</sup>, kas salīdzinājumā ar Viestura dārzu, bija vairāk nekā 564 reizes augstāka. Turpretim viszemākā Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija bija Basteja bulvārī 1, kur koki salīdzinājumā ar citiem ielu apstādījumiem atradās vistālāk no brauktuves. Decembra sākumā (4.12.2004.), pirmajai pastāvīgajai sniega kārtai intensīvi kūstot, tās biezums samazinājās 2–3 reizes un tika novērota Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas būtiska samazināšanās visās paraugvietās. Viskrasāk tā izpaudās tur, kur sākotnēji piesārņojums bija visaugstākais (Elizabetes iela, Hanzas iela 1, Stabu iela 2 u.c.).

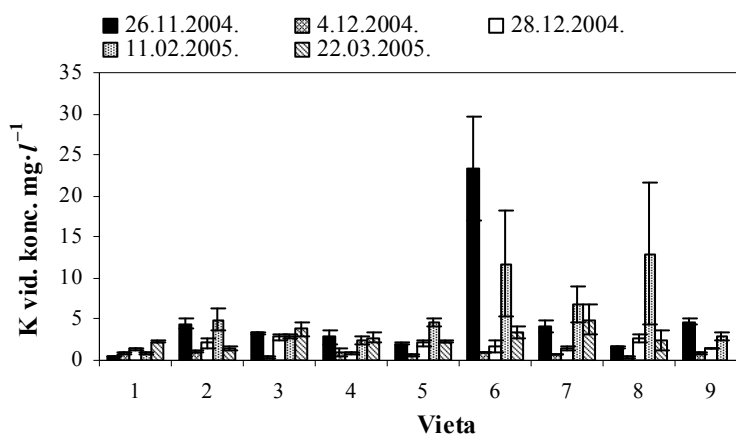
Pēc jaunas pastāvīgas sniega kārtas izveidošanās decembra beigās visos ielu apstādījumos Na un Cl<sup>-</sup> daudzums bija zemāks nekā novembra sniega segā (no 7,8±1,9 mg·l<sup>-1</sup> sniega ūdens Stabu ielā 1 līdz 116,7±3,8 mg·l<sup>-1</sup> Basteja bulvārī 2 Na un no 10,8±3,5 mg·l<sup>-1</sup> Stabu 2 līdz 187,5±6,3 mg·l<sup>-1</sup> Basteja 2 Cl<sup>-</sup>), fona līmeni pārsniedzot attiecīgi 10 un 39 reizes.

11. februārī ņemto paraugu rezultāti atspoguļo trešās noturīgās sniega kārtas ķīmisko sastāvu pilsētas centrā. Kopumā ielu apstādījumos Na koncentrācija bija 62 reizes augstāka par parkā noteikto, bet Cl<sup>-</sup> – 51 reizi. Tāpat kā sniegam intensīvi kūstot decembrī (4.12.2004.), arī trešās noturīgās sniega kārtas 22. marta (pēdējais atkusnis) paraugu analīžu rezultāti liecināja, ka vietās, kur sniegs kuis visstraujāk, Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija, kā arī citi ķīmiskie rādītāji ir daudz zemāki, salīdzinot ar februārī tikko uzkrutuša (dažu dienu veca) sniega paraugiem, piemēram, Hanzas ielā 1, K. Valdemāra ielā, Basteja bulvārī 1.

Jāatzīmē, ka visās ielu apstādījumu pētījuma vietās konstatēts plašs Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas izkliedes diapazons.

### Kālijs

Caurmērā K koncentrācija 26. novembrī ievāktajiem sniega paraugiem svārstījās robežās no 1,7±0,2 mg·l<sup>-1</sup> Basteja bulvārī 1 līdz 23,3±6,3 mg·l<sup>-1</sup> Stabu ielā 1, Viestura dārzā noteiktās vērtības pārsniedzot 4 līdz 53 reizes, bet vidēji Rīgas ielu apstādījumos – 12 reizes (3.11. att.). Šai sniega ūdenī konstatēta arī vislielākā K koncentrācija 2004./2005.g. ziemā (Stabu 1), kas fona maksimālo līmeni pārsniedza līdz 71 reizei.



**3.11. att.** K vidējā koncentrācija (mg·l<sup>-1</sup>) Rīgas centra sniega ūdens paraugos 2004./2005.g. ziemā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kokiem ±SE).

Vieta: 1 – Viestura dārzs; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K.Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

Savdabīgi rezultāti iegūti, analizējot 4. decembrī ņemtus kūstošā sniega paraugus: K koncentrācijas vidējais fona līmenis bija gandrīz dubultojies, turpretim apstādījumos Hanzas ielā 2 un Basteja bulvārī koncentrācija bija samazinājusies līdz 0,43±0,88 mg·l<sup>-1</sup>. Novērota arī K koncentrācijas lielāka viendabība ievāktajos paraugos salīdzinājumā ar tikko uzkrutuša sniega paraugiem.

2004. gada nogalē (28.12.2004.) K koncentrācija ielu apstādījumos pilsētas centrā bija fona līmenī (3.11. att.).

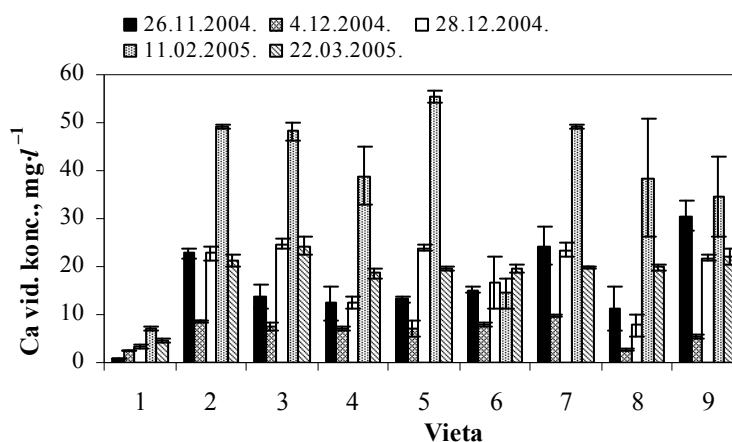
Izveidojoties trešajam noturīgajai sniega kārtai Rīgas centrā (11.02.2005.), vidējais K koncentrācijas diapazons sniega ūdenī bija no 2,5±0,5 mg·l<sup>-1</sup> Elizabetes ielā līdz 12,9±8,6 mg·l<sup>-1</sup> Basteja bulvārī 1, bet Viestura dārza līmenis caurmērā tika pārsniegts 6 reizes.



Pēdējā paraugu ņemšanas reizē – 3. pastāvīgās sniega kārtas kušanas laikā (22.03.2005.) konstatētas līdzīgākas K koncentrācijas. Nedaudz tā bija palielinājusies Hanzas ielā 2, Elizabetes ielā un parkā, bet citviet samazinājusies.

### Kalcijs

Analizējot 26. novembrī Rīgas centra ielu apstādījumos ņemtus sniega paraugus, atklāta vidēji 19 reizes lielāka Ca koncentrācija par Viestura dārzā noteikto (3.12. att.). Lielākajai daļai vietu (Hanzas iela 2, Elizabetes iela, K. Valdemāra iela, Stabu iela 2 un Basteja bulvāris 1) Ca koncentrācija bija līdzīga: attiecīgi no  $11,2 \pm 4,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  Basteja bulvārī 1 līdz  $15,1 \pm 0,6 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  Stabu ielā 1. Augstākā Ca koncentrācija konstatēta Basteja bulvārī 2 ( $30,6 \pm 3,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ), kas 33 reizes pārsniedza Ca vidējo līmeni parkā. Līdzīgi kā K gadījumā, arī Ca koncentrācija, 1. pastāvīgajai sniega kārtai kūstot (4.12.2004.), Viestura dārzā bija palielinājusies, pretēji ielu apstādījumos novērotajai tendencei.



**3.12. att.** Ca vidējā koncentrācija ( $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ) Rīgas centra sniega ūdens paraugos 2004./2005. g. ziemā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kociem  $\pm \text{SE}$ ).

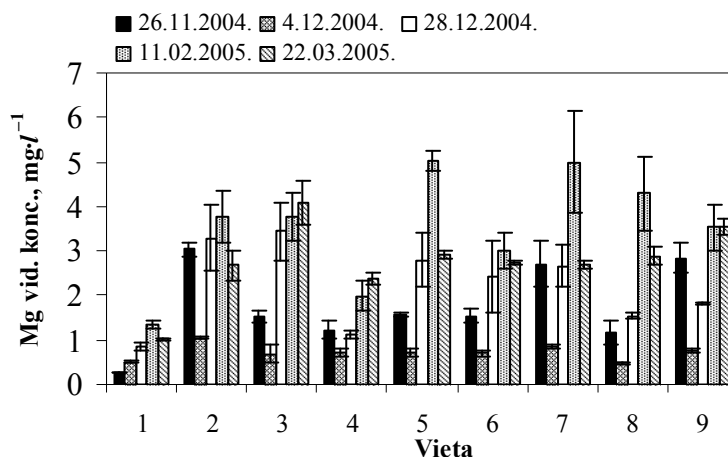
Vietas: 1 – Viestura dārzis; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

Decembra noturīgajā sniegā (28.12.2004.) Ca koncentrācija variēja no  $7,8 \pm 2,4 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  Basteja bulvārī 1 līdz  $24,6 \pm 1,0 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  Hanzas ielā 2, bet vidēji fona līmeni pārsniedza 6 reizes.

Savukārt visaugstāko Ca koncentrāciju Rīgas ielu apstādījumu sniega ūdenī uzrādīja februārī ievāktu paraugu analīzes (3.12. att.), kas fona vidējo līmeni Viestura dārzā pārsniedza 6 reizes, bet Ca koncentrācijas diapazons bija no  $14,4 \pm 3,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  Stabu ielā 1 līdz  $55,4 \pm 1,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  K. Valdemāra ielā. Trešajai pastāvīgajai sniega segai kūstot (22. marts), novērota Ca koncentrācijas un izklīdes samazināšanās tendence sniega ūdens paraugos.

### Magnijs

Izveidojoties pirmajai pastāvīgajai sniega kārtai (26.11.2004.), Mg koncentrācija ielu apstādījumu sniega ūdens paraugos fona līmeni Viestura dārzā pārsniedza 7 reizes. Tāpat kā Ca, arī Mg koncentrācija piecās no astoņām ielu apstādījumu vietām (Hanzas iela 2, Elizabetes iela, K. Valdemāra iela, Stabu iela 2 un Basteja bulvāris 1) novembra sniega ūdenī caurmērā būtiski neatšķīrās: no  $1,2 \pm 0,3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  Basteja bulvārī 1 līdz  $1,6 \pm 0,1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  K. Valdemāra ielā (3.13. att.). Augstākās Mg koncentrācijas konstatētas Basteja bulvārī 2, Stabu ielā 2 un Hanzas ielā 1, kas fona vidējo līmeni Viestura dārzā pārsniedza līdz 13 reizēm. Līdzīgi kā K un Ca, arī Mg koncentrācija, pirmajai pastāvīgajai sniega kārtai kūstot (4.12.2004.), ielu apstādījumu sniega ūdenī bija samazinājusies, pretēji Viestura dārzā novērotajai tendencei, un kopumā bija tikai 1,5 reizes augstāka par fona vidējo līmeni.



**3.13. att.** Mg vidējā koncentrācija ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) Rīgas centra sniega ūdens paraugos 2004./2005.g. ziemā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kociem  $\pm\text{SE}$ ).

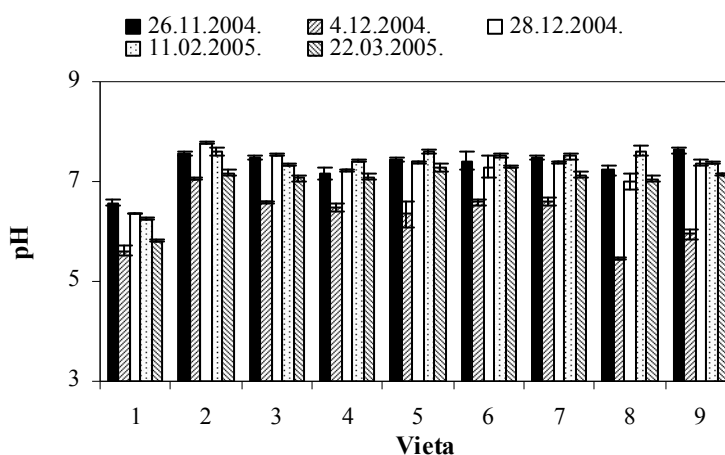
Vieta: 1 – Viestura dārzs; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

2004. gada nogalē (28. decembris) otrā pastāvīgā sniega ūdens paraugos Mg koncentrācija bija no  $1,1\pm 0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  Elizabetes ielā līdz  $3,5\pm 0,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  Hanzas ielā 2, bet vidēji 3 reizes augstāka nekā parka sniega ūdenī.

Analogi Ca, arī Mg augstākā koncentrācija konstatēta 11. februārī ņemtajiem trešā pastāvīgā sniega paraugiem: vidēji no  $2,0\pm 0,4 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  Elizabetes līdz  $5,0\pm 0,2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  Stabu 2 (3.13. att.). Savukārt fona līmenis Viestura dārzā caurmērā tika pārsniegts trīs reizes. Trešajai ilgstošajai sniega segai kūstot (22.03.2005.), novērota tendence Mg koncentrācijai un izkliedei samazināties.

### pH

Visās Rīgas centra ielu apstādījumu vietās pirmā sniega ūdens (26.11.2004.) pH vērtības bija augstākas nekā Viestura dārzā – vidēji no pH  $7,17\pm 0,11$  Elizabetes ielā līdz pH  $7,63\pm 0,05$  Basteja bulvārī 2 (3.14. att.). Decembra sākumā (4.12.2004.) ņemtajiem sniega paraugiem novērota sniega ūdens pH vērtību būtiska samazināšanās, Basteja bulvārī 1 sasniedzot pat pH  $5,45\pm 0,03$ , kas ir nedaudz zemāk par fona līmeni. Citviet sniega ūdens pH diapazons bija no  $5,94\pm 0,10$  Basteja bulvārī 2 līdz pH  $7,05\pm 0,03$  Hanzas ielā 1.



**3.14. att.** pH vidējās vērtības Rīgas centra apstādījumu sniega ūdenī 2004./2005.g. ziemā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kociem  $\pm\text{SE}$ ).

Vieta: 1 – Viestura dārzs; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

28. decembrī ievāktajiem sniega paraugiem ielu sniega ūdens pH mainījās robežās no  $6,99 \pm 0,17$  Basteja bulvārī 1 līdz  $7,77 \pm 0,03$  Hanzas ielā 1. Savukārt Viestura dārza sniega ūdens paraugus varētu raksturot kā vāji skābus – pH  $6,35 \pm 0,01$ . Novērots, ka sniega ūdens pH bijis tikpat augsts kā pirmā pastāvīgā sniega paraugiem 2004. gada novembrī.

Viestura dārza trešā ilgstošā sniega ūdens (11.02.2005.) paraugiem bija vāji skāba reakcija – pH  $6,25 \pm 0,02$ , bet ielu apstādījumu paraugiem – vāji bāziska: no  $7,33 \pm 0,02$  līdz  $7,62 \pm 0,09$ . Nedaudz zemāks sniega ūdens pH tika konstatēts 22. marta kūstoša sniega paraugiem – no  $7,06 \pm 0,05$  Basteja bulvārī 1 līdz  $7,30 \pm 0,03$  Stabu ielā 1.

Jāatzīmē, ka visi iegūtie sniega ūdens pH dati uzrādīja būtisku, vidēji ciešu pozitīvu korelāciju ar Ca un Mg koncentrāciju sniega ūdenī ( $r_{Ca(0,05, 135)} = 0,60$ ;  $r_{Mg(0,05, 135)} = 0,60$ ; bet vāji korelēja ar  $Cl^-$ , Na un K koncentrācijām ( $r_{Cl(0,05, 135)} = 0,35$ ;  $r_{Na(0,05, 135)} = 0,36$ ;  $r_{K(0,05, 135)} = 0,33$ ).

### Elektrovadītspēja

Analizējot 2004. gada 26. novembra sniega ūdens paraugus (3.6. tab.), konstatēta visplašākā elektrovadītspējas (EC) vērtību amplitūda 2004./2005. gada ziemā – no  $0,28 \pm 0,02$  mS·cm<sup>-1</sup> vidēji Basteja bulvārī 1 līdz  $5,61 \pm 1,73$  mS·cm<sup>-1</sup> Hanzas ielā 1 (maksimāli pat  $11,02$  mS·cm<sup>-1</sup> Elizabetes ielā), viennozīmīgi pārsniedzot fona EC rādītājus (vidēji 107 reizes). Turklāt noteiktās EC vērtības uzrādīja ļoti ciešu korelāciju ar Na un  $Cl^-$  koncentrāciju ( $r_{Na(0,05, 27)} = 0,99$ ;  $r_{Cl(0,05, 27)} = 0,98$ ). Tādējādi kūstoša sniega (4.12.2004.) EC vērtības tikai nedaudz pārsniedza fona līmeni parkā, jo arī Na un  $Cl^-$  koncentrācija bija būtiski samazinājusies.

Otrā pastāvīgā sniega jeb 28. decembra sniega ūdens EC diapazons bija no  $0,20 \pm 0,06$  mS·cm<sup>-1</sup> Stabu ielā 1 līdz  $0,78 \pm 0,01$  mS·cm<sup>-1</sup> Basteja bulvārī 2, būtiski un ļoti cieši pozitīvi korelēnot ar Na un  $Cl^-$  rādījumiem ( $r_{Na(0,05, 27)} = 0,97$ ;  $r_{Cl(0,05, 27)} = 0,96$ ).

Savukārt trešajam ilgstošā sniega ūdenim (11.02.2005.) konstatētais EC diapazons bija no  $0,39 \pm 0,09$  mS·cm<sup>-1</sup> Basteja bulvārī 2 līdz  $2,62 \pm 0,55$  mS·cm<sup>-1</sup> K. Valdemāra ielā, bet fona vidējais līmenis tika pārsniegts 19 reizes. Kūstoša trešā pastāvīgā sniega ūdens vidējais EC sešās vietās bija samazinājies, bet vienā (Hanzas ielā 2) – palielinājies, savukārt Viestura dārzā un Basteja bulvārī 2 – palicis nemainīgs. Tāpat kā iepriekšējiem sniega ūdens paraugiem, arī trešajam pastāvīgajam sniegam konstatēta ļoti cieša pozitīva korelācija ar Na un  $Cl^-$  koncentrāciju (11. februārī –  $r_{Na} = 0,98$ ,  $r_{Cl} = 0,93$ ; 22. martā –  $r_{Na} = 0,99$ ,  $r_{Cl} = 0,98$ ;  $n=27$ ). Kopumā ielu apstādījumu sniega ūdens EC korelācija ar Na bija 0,99, ar  $Cl^-$  – 0,98, bet ar K – 0,35, Ca – 0,31, Mg – 0,28 ( $n=135$ ).

3.6. tabula

**Elektrovadītspējas ( $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) diapazons Rīgas centra sniega ūdens paraugos 2004./2005. gada ziemā**  
(vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kociem  $\pm\text{SE}$ )

Vieta	Pirmā sniega sega		Otrā sniega sega		Trešā sniega sega					
	26.11.2004.		4.12.2004. (kūstošs sniegs)		28.12.2004.		11.02.2005.		22.03.2005. (kūstošs sniegs)	
	Diapazons	Vidēji	Diapazons	Vidēji	Diapazons	Vidēji	Diapazons	Vidēji	Diapazons	Vidēji
Parks	0,03–0,04	0,03 $\pm$ 0,01	0,02–0,03	0,03 $\pm$ 0,01	0,04–0,05	0,04 $\pm$ 0,01	0,07–0,09	0,08 $\pm$ 0,01	0,07–0,08	0,08 $\pm$ 0,01
Hanzas 1	3,30–9,02	5,61 $\pm$ 1,74	0,10–0,19	0,16 $\pm$ 0,03	0,35–0,69	0,56 $\pm$ 0,12	0,94–1,42	1,16 $\pm$ 0,14	0,15–0,31	0,22 $\pm$ 0,05
Hanzas 2	1,96–2,10	2,04 $\pm$ 0,04	0,06–0,06	0,06 $\pm$ 0,01	0,47–0,75	0,62 $\pm$ 0,08	1,26–1,84	1,63 $\pm$ 0,19	1,00–3,14	2,14 $\pm$ 0,62
Elizabetes	0,42–11,02	4,49 $\pm$ 2,0	0,06–0,20	0,11 $\pm$ 0,03	0,09–0,46	0,22 $\pm$ 0,07	0,67–2,98	1,49 $\pm$ 0,42	0,58–3,45	1,47 $\pm$ 0,53
K. Valdemāra	0,45–1,92	1,07 $\pm$ 0,44	0,06–0,16	0,09 $\pm$ 0,03	0,25–0,27	0,26 $\pm$ 0,01	1,53–3,33	2,62 $\pm$ 0,55	0,69–0,96	0,86 $\pm$ 0,09
Stabu 1	2,18–4,22	3,49 $\pm$ 0,66	0,07–0,09	0,08 $\pm$ 0,01	0,09–0,31	0,20 $\pm$ 0,06	0,62–1,73	1,34 $\pm$ 0,36	0,53–1,12	0,75 $\pm$ 0,19
Stabu 2	1,85–7,72	5,63 $\pm$ 1,31	0,07–0,09	0,08 $\pm$ 0,01	0,18–0,31	0,25 $\pm$ 0,03	1,04–3,81	1,92 $\pm$ 0,64	0,58–1,15	0,88 $\pm$ 0,12
Basteja bulv. 1	0,24–0,32	0,28 $\pm$ 0,03	0,02–0,03	0,02 $\pm$ 0,01	0,18–0,47	0,32 $\pm$ 0,08	0,83–2,26	1,38 $\pm$ 0,44	0,16–0,47	0,27 $\pm$ 0,10
Basteja bulv. 2	3,21–3,38	3,28 $\pm$ 0,05	0,09–0,14	0,11 $\pm$ 0,02	0,76–0,80	0,78 $\pm$ 0,01	0,29–0,57	0,39 $\pm$ 0,09	0,27–0,51	0,41 $\pm$ 0,07

\*\*\*

Sniega segas ķīmiskajam sastāvam Rīgas ielu apstādījumos un Viestura dārzā raksturīgas šādas īpatnības:

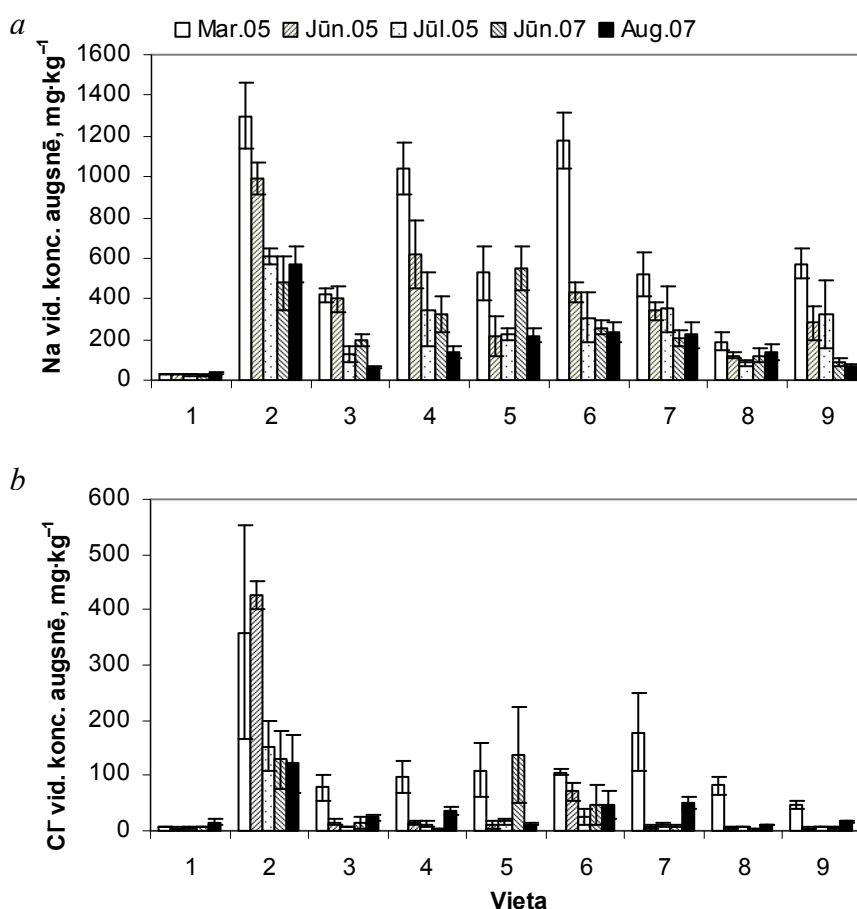
- Visos ielu apstādījumu pētījumu vietu paraugos salīdzinājumā ar fona līmeni Viestura dārzā konstatētas augstas sniega ūdens pH vērtības, kas būtiski cieši pozitīvi korelē ar Ca un Mg koncentrāciju tajos ( $r_{Ca(0,05,135)} = 0,60$ ;  $r_{Mg(0,05,135)} = 0,60$ ), bet vāji – ar  $Cl^-$ , Na un K koncentrācijām ( $r_{Cl(0,05,135)} = 0,35$ ;  $r_{Na(0,05,135)} = 0,36$ ;  $r_{K(0,05,135)} = 0,33$ ).
- Nepiesārņota sniega ūdens elektrovadītspēja ziemas periodā saglabājās praktiski nemainīga, svārstoties  $0,025 \pm 0,002$ – $0,078 \pm 0,002$   $mS \cdot cm^{-1}$  robežās. Turpretim elektrovadītspējas vērtības sniega paraugos, kas ievākti intensīvas satiksmes vietās, svārstījās ļoti plašās robežās (no  $0,20 \pm 0,06$   $mS \cdot cm^{-1}$  Stabu ielā 1 līdz  $5,61 \pm 1,73$   $mS \cdot cm^{-1}$  Hanzas ielā 1), un pārsniedza attiecīgā fona līmeni.
- Sniega ūdens paraugos konstatēta ievērojami paaugstināta Na un  $Cl^-$  koncentrācija, kas atsevišķos gadījumos pārsniedza fona līmeni pat 564 ( $Cl^-$ ) un 1098 (Na) reizes. Tika novērota būtiska cieša pozitīva korelācija starp sniega ūdens elektrovadītspēju un Na ( $r_{(0,05,135)} = 0,99$ ) un  $Cl^-$  ( $r_{(0,05,135)} = 0,98$ ) koncentrāciju tajā. Savukārt K, Ca, Mg koncentrācija uzrādīja būtisku, bet vāju pozitīvu korelāciju ( $r_{K(0,05,135)} = 0,35$ ,  $r_{Ca(0,05,135)} = 0,31$ ,  $r_{Mg(0,05,135)} = 0,28$ ).
- Visās paraugu ņemšanas vietās ielu apstādījumos salīdzinājumā ar Viestura dārzu sniega ūdenī konstatēta palielināta Ca un Mg koncentrācija, kuras maksimālās vērtības fona līmeni pārsniedza līdz 39 un 12 reizēm; fiksēta arī nenozīmīgi paaugstināta K koncentrācija (ar dažiem izņēmumiem).
- Visiem pētītajiem sniega ķīmiskajiem parametriem ielu apstādījumos novērota liela izkliede, kas liecina par sniega segas sastāva neviendabīgumu kā vienas ielas posma dažādās brauktuves pusēs, tā arī konkrētā ielu apstādījumu vietā, piemēram, Hanzas ielā, Basteja bulvārī u.c.

### 3.3.2. Augsnes ķīmiskās sastāvs

Lai raksturotu apstādījumu koku nodrošinājumu ar barības elementiem (K, Ca, Mg, Cu, Zn, Fe), kā arī Na un  $\text{Cl}^-$  piesārņojumu augsnē, 2005. gada marta beigās, jūnija un jūlija sākumā un 2007. gada jūnija sākumā un augusta beigās Rīgas centra astoņās ielu vietās un Viestura dārzā ievākti augsnes paraugi. Papildus noteikta arī augsnes reakcija 1 M KCl izvilkmū un ūdenī šķīstošo sāļu kopējā koncentrācija pēc īpatnējās elektrovadītspējas (EC), bet 2007. gadā ievāktajiem paraugiem arī N, P, S, B, Mo, Ni, Cd, Co un Pb koncentrācija.

#### 3.3.2.1. Nātrijs un hlorīdioni

Augsnes paraugu ķīmisko analīžu rezultāti parāda ievērojami paaugstinātu Na un  $\text{Cl}^-$  koncentrāciju Rīgas ielu apstādījumos, kas atrodas tuvu ielas braucamajai daļai salīdzinājumā ar Viestura dārzu. Augstākās Na un  $\text{Cl}^-$  koncentrācijas konstatētas 2004./2005. gada ziemas sezonas beigās (martā) ņemtajiem augsnes paraugiem, kad ielu apstādījumu augsnē Na vidēji bija 24 reizes vairāk nekā Viestura dārzā, bet  $\text{Cl}^-$  – 22 reizes vairāk (3.15. att.).



3.15. att. Na (a) un  $\text{Cl}^-$  (b) koncentrācija ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) Rīgas ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kokiem  $\pm\text{SE}$ ).

Vieta: 1 – Viestura dārzs; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

Kopumā martā lielākā Na un  $\text{Cl}^-$  koncentrācija Rīgas ielu apstādījumu augsnē konstatēta Hanzas ielā 1 ( $1297,0\pm 162,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  un  $359,5\pm 194,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ), kas pilsētas fona līmeni Viestura dārzā pārsniedza attiecīgi 44 un 60 reizes, neskatoties uz to, ka šī pētījuma vieta no brauktuves atrodas vairāk nekā 1,5 m attālumā. Savukārt maksimālā Na un  $\text{Cl}^-$  koncentrācija ( $1568 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  un  $745 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) Hanzas ielā 1 fona augstāko līmeni pārsniedza attiecīgi 51 un 114 reizes. Vairākās

vietās – Hanzas ielā 1, Elizabetes un Stabu ielā 1 – Na daudzums augsnē bija augstāks par  $1000 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Savukārt viszemākā Na koncentrācija ielu apstādījumu augsnē martā konstatēta Basteja bulvārī 1, kas atrodas  $\approx 3,5 \text{ m}$  no brauktuves, un bija 6 reizes augstāka nekā Viestura dārzā. Turpretim zemākā  $\text{Cl}^-$  koncentrācija konstatēta Basteja bulvārī 2, kas atrodas blakus brauktuvei, un Viestura dārzā noteikto  $\text{Cl}^-$  daudzumu pārsniedza 8 reizes.

2005. gada jūnijā un jūlijā gandrīz visās ielu apstādījumu vietās novērojama Na un īpaši  $\text{Cl}^-$  koncentrācijas samazināšanās, kas liecina par minēto jonu intensīvu izskalošanos no augsnes virskārtas. Arī 2007. gadā no jūnija līdz augusta beigām kopumā Na koncentrācija augsnes virskārtā samazinās, sasniedzot vidēji  $204,0 \pm 32,6 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , bet  $\text{Cl}^-$  saglabājās caurmērā jūnija līmenī un sasniedza  $40,3 \pm 8,8 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Rīgas ielu apstādījumu augsnē. Jāatzīmē, ka vairākās vietās  $\text{Cl}^-$  daudzums augsnes virskārtā 2005. gada jūnijā un jūlijā, kā arī 2007. gada jūnijā un augustā praktiski bija Viestura dārza līmenī, turpretim Na koncentrācija visās ielu apstādījumu vietās saglabājās vismaz divas reizes augstāka nekā parkā.

Salīdzinot abu gadu rezultātus,  $\text{Cl}^-$  ielu apstādījumu augsnes virskārtā 2005. un 2007. gadā bija uzkrājušies ievērojami mazākā daudzumā nekā Na. Savukārt  $\text{Cl}^-$  koncentrācija 2005. un 2007. gada jūnijā ielu apstādījumos būtiski neatšķīrās, turpretim Na koncentrācija 2007. gada jūnijā bija būtiski zemāka nekā 2005. gada jūnijā (3.7. tab.). Konstatējama plaša Na un  $\text{Cl}^-$  rezultātu izkliede vienā ielā, kā arī vienā pētījuma vietā ievāktajiem paraugiem, īpaši 2005. gada martā.

**3.7. tabula**

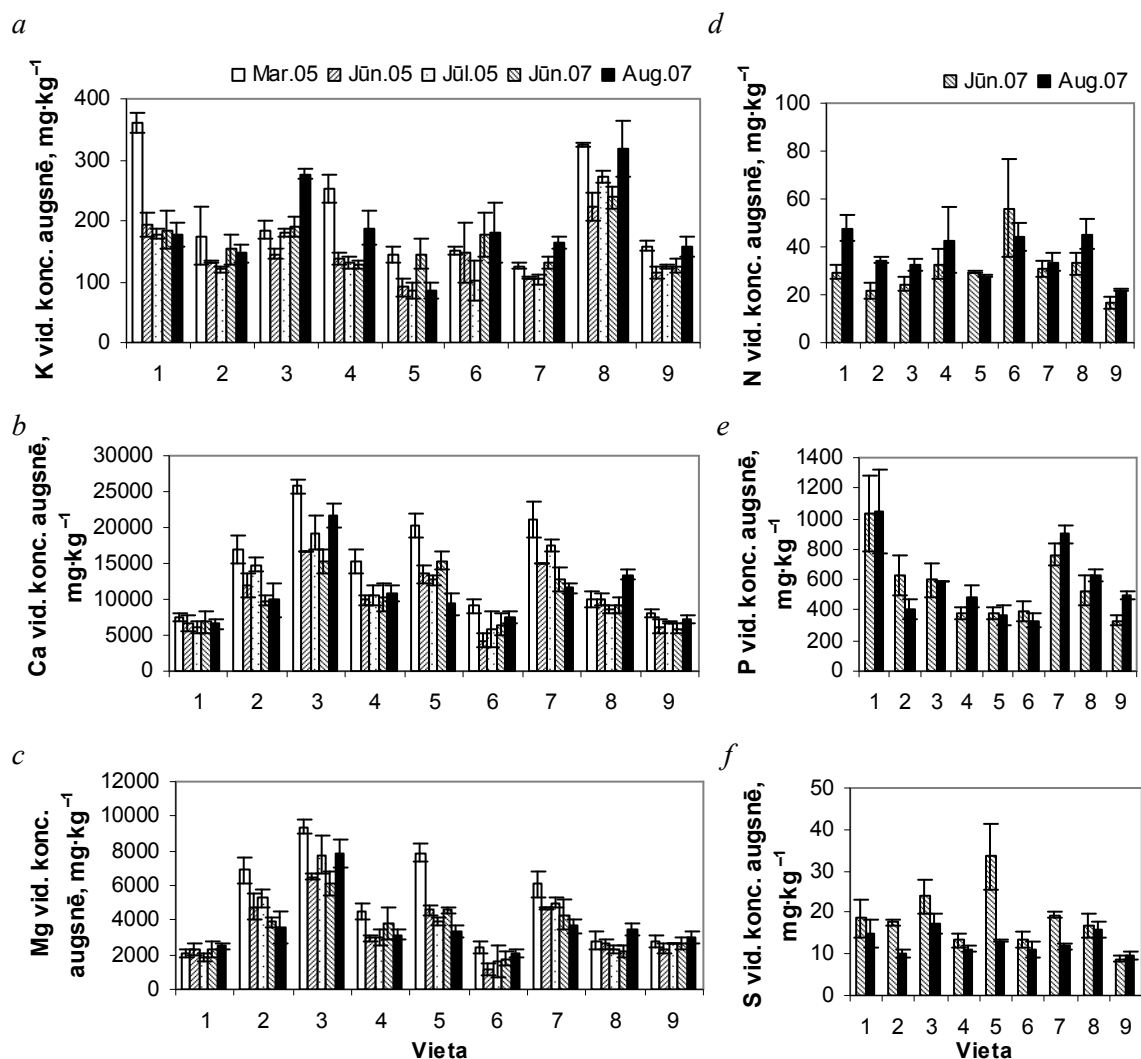
**Ķīmisko elementu koncentrāciju izmaiņu būtiskums Rīgas ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā (Stjudenta tests,  $t$ -Test: Two-Sample Assuming Equal Variances)**

Elements	2005		2007		2005–2007
	marts–jūnijs	marts–jūlijs	jūnijs–jūlijs	jūnijs–augusts	jūnijs–jūnijs
Na	<b>-3,029</b>	<b>-4,623</b>	<b>-1,736</b>	-1,461	<b>-2,258</b>
$\text{Cl}^-$	<b>-1,814</b>	<b>-3,546</b>	-1,292	-0,042	-0,805
K	<b>-3,384</b>	<b>-3,038</b>	0,118	<b>1,728</b>	<b>1,857</b>
Ca	<b>-3,349</b>	<b>-2,434</b>	0,876	0,566	-0,246
Mg	<b>-2,778</b>	<b>-2,226</b>	0,443	0,101	-0,021
Fe	-1,579	0,368	1,445	1,162	<b>2,711</b>
Mn	-1,220	-0,995	0,041	0,488	1,472
Zn	-1,068	<b>-2,021</b>	-1,010	0,550	-0,418
Cu	-1,489	-1,290	0,260	1,340	-0,234
N	–	–	–	1,188	–
P	–	–	–	0,577	–
S	–	–	–	<b>-3,118</b>	–
B	–	–	–	-0,846	–
Mo	–	–	–	<b>-4,718</b>	–
Pb	–	–	–	1,476	–
Cd	–	–	–	-0,242	–
Cr	–	–	–	-1,002	–
Ni	–	–	–	-0,505	–
pH				-0,111	0,635
Paraugu (koku) skaits	27	27	27	26	26
Kritiskā vērtība $t_{\alpha, v}$	<b>1,675</b>	<b>1,675</b>	<b>1,675</b>	<b>1,676</b>	<b>1,676</b>

xxx – izmaiņas ir būtiskas, jo  $t$  konstatēta  $> t$  kritiskā

### 3.3.2.2. Makroelementi

Pretēji Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijai augsnē, K daudzums ielu apstādījumos 2005. gadā bija mazāks nekā parkā. Martā pirms veģetācijas sezonas sākuma K koncentrācija ielu apstādījumu augsnē ( $191,6 \pm 13,7 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) bija aptuveni divas reizes zemāka nekā Viestura dārzā. Pilsētas fona līmenim atbilda tikai Basteja bulvāra 1 K koncentrācija augsnē ( $324,8 \pm 4,2 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) (3.16.a att.). Arī citās paraugu ņemšanas reizēs 2005. gadā K koncentrācija ielu apstādījumu augsnē bija nedaudz zemāka nekā Viestura dārzā (vidēji 1, 4 reizes jūnijā un 1,3 reizes jūlijā). Salīdzinājumā ar martu veģetācijas sezonā (jūnijs–jūlijs) novērojama tendence K koncentrācijai augsnē būtiski samazināties (3.7. tab.). Vienīgi Basteja bulvārī 1 K koncentrācija 2005. gada jūnijā un jūlijā nedaudz pārsniedza parka līmeni (vidēji 1,2 un 1,5 reizes), bet Hanzas ielā 2 jūlijā tā atbilda fonam. Labāks ielu apstādījumu nodrošinājums ar K bija 2007. gadā: gandrīz visās paraugvietās K koncentrācija augsnē bija līdzīga parkā konstatētajai vai lielāka, statistiski būtiski augstāka nekā 2005. gada jūnijā, kā arī novērota tendence tā koncentrācijai vasarā būtiski palielināties.



**3.16. att.** Makroelementu koncentrācija ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) Rīgas ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kokiem  $\pm$ SE).

Vieta: 1 – Viestura dārzis; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.



Rīgas ielu apstādījumu augsnē **Ca** koncentrācija 2005. un 2007. gadā salīdzinājumā ar pilsētas fona līmeni konstatēta caurmērā 1,6 (abu gadu jūnijā) līdz 2,2 (2005. gada martā) reizes lielāka. Viestura dārzā noteiktajam Ca līmenim ielu apstādījumos līdzīgs bija Basteja 2 un Stabu 1 augsnē atklātais Ca daudzums, turpretim citās vietās tas tika pārsniegts līdz 3,5 reizēm, Hanzas ielā 2 2005. gada marta beigās sasniedzot  $25826,9 \pm 969,6 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (3.16. att. b). No 2005. gada marta līdz jūnijam novērojama izteikta tendence Ca koncentrācijai ielu apstādījumu augsnē samazināties, savukārt jūlijā vairumā vietu Ca koncentrācija bija tādā pašā līmenī kā jūnijā (3.7. tab.). 2007. gada vasarā Ca koncentrācijas izmaiņas augsnē bija nebūtiskas. Arī salīdzinājumā ar 2005. gada jūniju 2007. gada jūnijā Ca daudzums augsnē nebija būtiski mainījies. Jāpiezīmē, ka vairumā ielu vietu Ca koncentrācijas izkliede bija lielāka nekā parkā.

Līdzīgi kā Ca, arī **Mg** koncentrācija Rīgas ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā bija augstāka nekā parkā – vidēji no 1,5 2007. gada augustā līdz 2,5 reizēm 2005. gada martā (3.16.c att.). Augstākās Mg koncentrācijas uzrādīja 2005. gada martā ievākto paraugu analīzes (vidēji  $5298,9 \pm 488,0 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ). Kopumā ielu apstādījumu augsnē lielākās Mg koncentrācijas atklātas Hanzas ielā, K. Valdemāra ielā, kā arī Stabu 2, kas caurmērā pētījuma vietā bija līdz 4,5 reizēm vairāk nekā parkā. Savukārt zemākās koncentrācijas uzrādīja Stabu 1, kā arī Basteja bulvāra atsevišķu paraugvietu dati, kas atbilda parka līmenim. 2005. gada jūnijā novērojama tendence Mg koncentrācijai samazināties vairumā ielu apstādījumu paraugvietu. Savukārt jūlijā un 2007. gada vasarā Mg koncentrācija ielu apstādījumu augsnē saglabājās gandrīz nemainīga. Mg koncentrācijas izmaiņas augsnē abos gados bija līdzīgas Ca izmaiņām, kā arī netika konstatēts būtisks Mg koncentrācijas pieaugums 2007. gada jūnijā salīdzinājumā ar 2005. gada jūniju.

Rīgas ielu apstādījumu augsnē **N** koncentrācija 2007. gada vasaras sākumā kopumā atbilda Viestura dārza līmenim, bet vasaras beigās vidēji bija nedaudz (0,75 reizes) mazāka nekā parkā ( $47,53 \pm 5,44 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1} > 35,55 \pm 2,60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) (3.16. att. d). Viszemākā N koncentrācija augsnē tika konstatēta Basteja 2 ( $16,83 \pm 2,61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  jūnijā,  $22,03 \pm 0,61 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  augustā), kas bija līdz divām reizēm mazāka par parkā noteikto. Novērojama neliela tendence N koncentrācijai apstādījumu augsnē vasaras laikā palielināties.

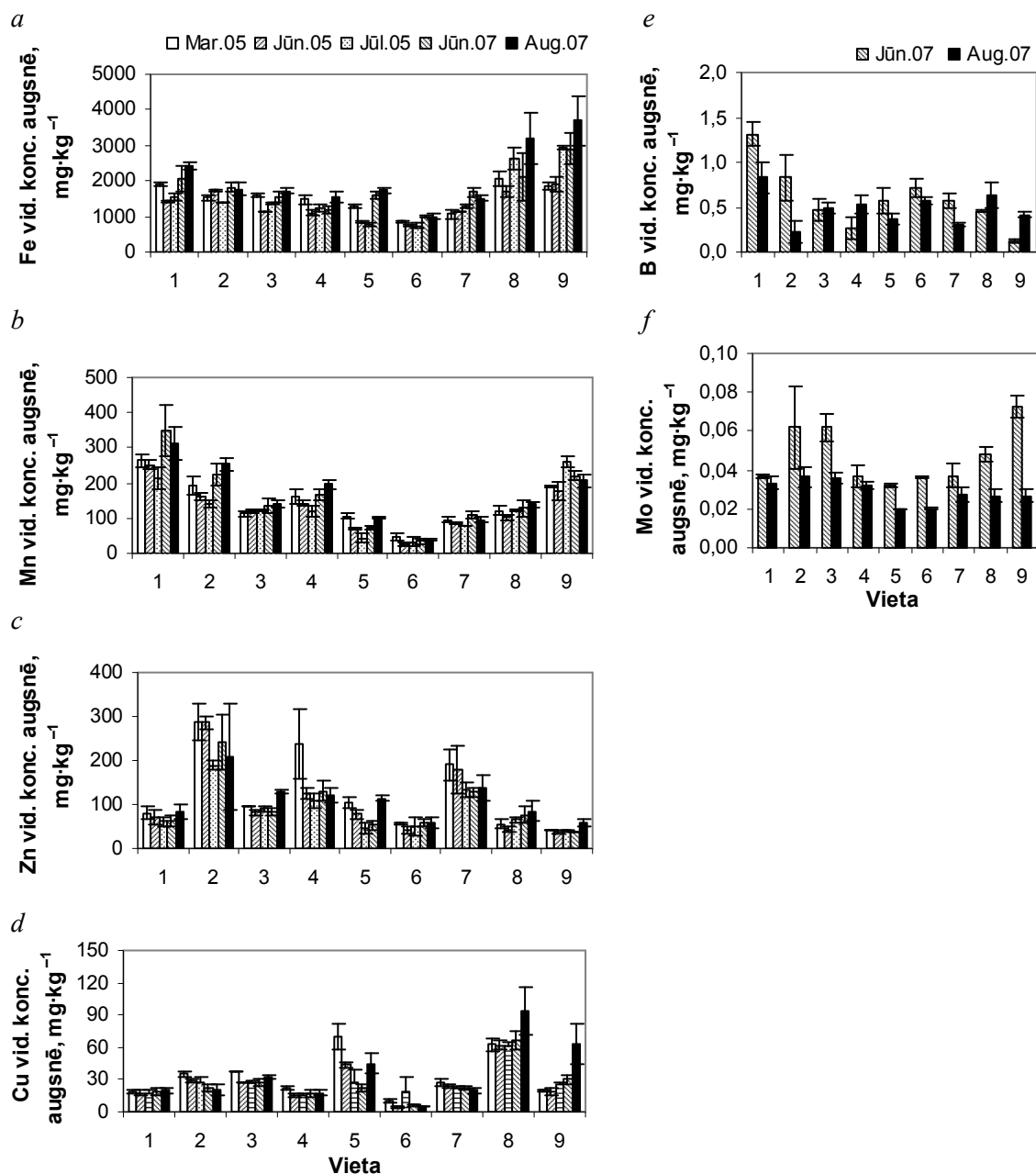
**P** koncentrācija ielu apstādījumu augsnē 2007. gada jūnijā un augustā caurmērā bija divas reizes zemāka nekā parkā ( $1036,27 \pm 251,13 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  jūnijā,  $1049,73 \pm 278,04 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  augustā), bet atsevišķās vietās (Basteja 2 un Stabu 1) līdz 3 reizēm (3.16. att. e). Augstākās P koncentrācijas augsnē konstatētas Stabu 1, kas bija līdzīgas Viestura dārzā noteiktajai P koncentrācijai. Jāatzīmē, ka P koncentrācijas izmaiņas augsnē no jūnija līdz augusta beigām bija statistiski nebūtiskas.

**S** koncentrācija ielu apstādījumu augsnē 2007. gada vasarā kopumā bija līdzīga Viestura dārzā konstatētajai S koncentrācijai (3.16. att. f). Izņēmums bija vasaras sākumā K. Valdemāra ielā konstatētā S koncentrācija, kas vidēji sasniedza  $33,62 \pm 7,94 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , bet maksimāli  $48 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Tā bija augstākā konstatētā S koncentrācija Rīgas apstādījumos. Savukārt zemākā S koncentrācija augsnē konstatēta Basteja 2, kas vidēji bija 1,5 un 2 reizes zemāka par parkā noteikto S daudzumu. Ja salīdzina abu paraugu ņemšanas reižu rezultātus, konstatējama būtiska tendence S koncentrācijai ielu apstādījumu augsnē augusta beigās samazināties, sasniedzot vidēji tikai  $12,54 \pm 0,64 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ .

### 3.3.2.3. Mikroelementi

Rīgas centra ielu apstādījumu augsnē konstatētā **Fe** koncentrācija 2005. un 2007. gadā kopumā vidēji bija Viestura dārza līmenī. 3.17. attēlā a redzams, ka vairumā vietu Fe koncentrācija augsnē nepārsniedza pilsētas fona līmeni vai caurmērā bija līdz 2,4 reizēm zemāka, un tikai Basteja bulvārī ķīmisko analīžu rezultāti uzrādīja Fe koncentrāciju, kas parka līmeni pārsniedza vidēji līdz divām reizēm. Laika periodā no 2005. gada marta līdz 2007. gada augustam novērojama tendence Fe koncentrācijai augsnē palielināties, līdz ar to Fe koncentrācija ielu apstādījumu augsnē 2007. gada jūnijā bija būtiski augstāka salīdzinājumā ar 2005. gada jūniju (3.7. tab.).

Ielu apstādījumu augsnē **Mn** koncentrācija 2005. un 2007. gadā kopumā bija līdz 2,5 reizēm (2007. g. jūnijā) zemāka nekā Viestura dārza augsnē ( $348,55 \pm 73,66 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) (3.17. att. b). Viszemākais Mn līmenis tika atklāts Stabu ielā 1, kas bija  $\approx 10$  reizes zemāks salīdzinājumā ar parku. Novērota tendence Mn daudzumam ielu apstādījumu augsnē 2005. gadā būtiski samazināties, turpretim 2007. gada vasarā nedaudz palielināties. Savukārt 2007. gada jūnijā Mn koncentrācija Rīgas ielu apstādījumu augsnē bija nedaudz augstāka nekā 2005. gada jūnijā.



**3.17. att.** Mikroelementu koncentrācija ( $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) Rīgas ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kokiem  $\pm\text{SE}$ ).

Vieta: 1 – Viestura dārzs; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

**Zn** koncentrācija ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā caurmērā bija līdz 1,8 reizēm (2005. g. martā) augstāka nekā Viestura dārzā ( $80,92\pm 14,19 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) (3.17. att. c). Augstākās Zn koncentrācijas konstatētas Hanzas 1, Stabu 2 un Elizabetes ielā, kas Viestura dārza līmeni pārsniedza līdz 3,6 reizēm. Novērota tendence no 2005.g. marta līdz jūlijam Zn koncentrācijai augsnē būtiski samazināties, turpretim no 2007.g. jūnija līdz augustam konstatēta tendence Zn koncentrācijai augsnē palielināties (3.7. tab.). Salīdzinot 2005. un 2007.g. jūnija Zn rezultātus, tā koncentrācijas ielu apstādījumu augsnē vērtējamas kā līdzīgas.

2005. un 2007. gadā **Cu** koncentrācija ielu apstādījumu augsnē vidēji bija līdz 1,8 reizēm (2007. g. augustā) lielāka nekā parkā ( $19,65\pm 3,14 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) (3.17. att. d). Jāatzīmē, ka visplašākais Cu koncentrāciju diapazons ( $3,9\text{--}133,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) konstatēts 2007. gada augustā, tā augstākajai vērtībai Viestura dārzā noteikto maksimālo Cu koncentrāciju pārsniedzot līdz sešām reizēm. Augstākās Cu koncentrācijas tika atklātas vietās, kas atrodas tuvu tramvaja (Basteja bulvāris) un

trolejbusa (K. Valdemāra iela) satiksmei, parka līmeni pārsniedzot līdz 5 reizēm. Cu koncentrācijas izmaiņas ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā, kā arī salīdzinot abu gadu jūnija rezultātus, kopumā bija nebūtiskas. Izņēmums bija K. Valdemāra iela un Basteja bulvāris 2007. gadā, kur novērota tendence Cu daudzumam vasarā palielināties.

Pilsētas ielu apstādījumu augsnē salīdzinājumā ar Viestura dārzu, 2007. gada jūnijā un augustā **B** koncentrācija bija pazemināta: vidēji 2,7 reizes jūnijā un 1,9 reizes augustā, bet atsevišķās vietās līdz 10,4 reizēm (Basteja 2) (3.17. att. e). Lai arī Elizabetes ielā un Basteja bulvārī B koncentrācija no jūnija līdz augusta beigām palielinājās, bet citviet samazinājās, kopumā B koncentrācijas izmaiņas šajā laika periodā apstādījumu augsnē bija nebūtiskas (3.7. tab.).

**Mo** koncentrācija ielu apstādījumu augsnē 2007. gada vasarā bija līdzīga Viestura dārzā konstatētajam ( $0,04 \pm 0,01$  mg·kg<sup>-1</sup> jūnijā,  $0,03 \pm 0,01$  mg·kg<sup>-1</sup> augustā) Mo līmenim (3.17. att. f). Nedaudz augstāka Mo koncentrācija nekā parkā vasaras sākumā bija Hanzas ielas un Basteja bulvāra augsnē. Atklāta būtiska tendence Mo koncentrācijai apstādījumu augsnē augusta beigās samazināties salīdzinājumā ar jūnija sākumu, vairumā paraugvietu sasniedzot  $0,02$ – $0,03$  mg·kg<sup>-1</sup>.

### 3.3.2.4. Smagie metāli

Konstatētās smago metālu – Pb, Cd, Cr un Ni – koncentrācijas 2007. gada vasarā Rīgas ielu apstādījumu augsnē un Viestura dārzā neuzrādīja būtisku tendenci vasaras laikā mainīties (3.7. tab.), līdz ar to abu paraugu ņemšanas reizu smago metālu koncentrāciju rezultāti apkopoti 3.8. un 3.9. tabulā. Iegūtie rezultāti parāda, ka ielu apstādījumu augsnēs Pb, Cd, Cr un Ni

3.8. tabula

**Pb un Cd vidējā koncentrācija (mg·kg<sup>-1</sup>) Rīgas apstādījumu augsnē 2007. gada vasarā (jūnijs+augusts)**

Vieta (koku skaits)	Pb		Cd	
	Diapazons	Vidēji ± SE <sup>1</sup>	Diapazons	Vidēji ± SE <sup>1</sup>
Viestura dārzs (3+3)	30,13–93,19	63,89±10,51 a	0,15–0,26	0,20±0,02 a
Hanzas 1 (3+3)	28,52–84,00	53,25±9,87 a	0,20–0,37	0,26±0,03 a
Hanzas 2 (3+3)	32,83–61,58	44,99±4,27 a	0,08–0,30	0,18±0,04 a
Elizabetes (4+4)	48,20–118,27	82,39±9,39 a	0,15–0,52	0,30±0,04 a
K.Valdemāra (3+3)	18,37–85,96	52,65±11,61a	0,11–0,28	0,18±0,03 a
Stabu 1 (3+3)	29,61–38,88	33,98±1,26 b	0,10–0,28	0,18±0,03 a
Stabu 2 (4+4)	35,77–68,38	51,90±3,86 a	0,16–0,27	0,21±0,02 a
Basteja 1 (3+3)	25,03–60,65	44,64±5,62 a	0,11–0,23	0,16±0,02 a
Basteja 2 (3+3)	26,97–47,09	34,65±3,99 b	0,09–0,19	0,13±0,02 b

<sup>1</sup> SE, standartkļūda vidējai 2007. g. jūnijā un augustā noteiktajai koncentrācijai katrā pētījuma vietā.

a – statistiski būtiski neatšķirās no Viestura dārza ( $p > 0,05$ ).

b – statistiski būtiski atšķirās no Viestura dārza ( $p < 0,05$ ).

3.9. tabula

**Cr un Ni vidējā koncentrācija (mg·kg<sup>-1</sup>) Rīgas apstādījumu augsnē 2007. gada vasarā (jūnijs+augusts)**

Vieta (koku skaits)	Cr		Ni	
	Diapazons	Vidēji ± SE <sup>1</sup>	Diapazons	Vidēji ± SE <sup>1</sup>
Viestura dārzs (3+3)	6,57–11,29	8,19±0,68 a	1,39–2,11	1,71±0,13 a
Hanzas 1 (3+3)	3,25–11,44	8,66±1,26 a	1,06–1,79	1,46±0,12 a
Hanzas 2 (3+3)	7,34–11,62	9,71±0,60 a	1,24–1,92	1,57±0,09 a
Elizabetes (4+4)	4,86–9,98	7,18±0,62 a	0,68–1,29	1,02±0,07 b
Kr.Valdemāra (3+3)	6,75–9,99	8,06±0,48 a	1,18–1,94	1,56±0,13 a
Stabu 1 (3+3)	3,66–6,74	5,06±0,47 b	0,49–0,96	0,73±0,07 a
Stabu 2 (4+4)	5,71–12,70	8,14±0,83 a	0,50–1,38	1,00±0,09 b
Basteja 1 (3+3)	6,47–14,54	9,56±1,30 a	0,95–1,97	1,37±0,15 a
Basteja 2 (3+3)	8,27–14,96	10,60±1,06 a	1,14–1,80	1,45±0,13 a

<sup>1</sup> SE, standartkļūda vidējai 2007. g. jūnijā un augustā noteiktajai koncentrācijai katrā pētījuma vietā.

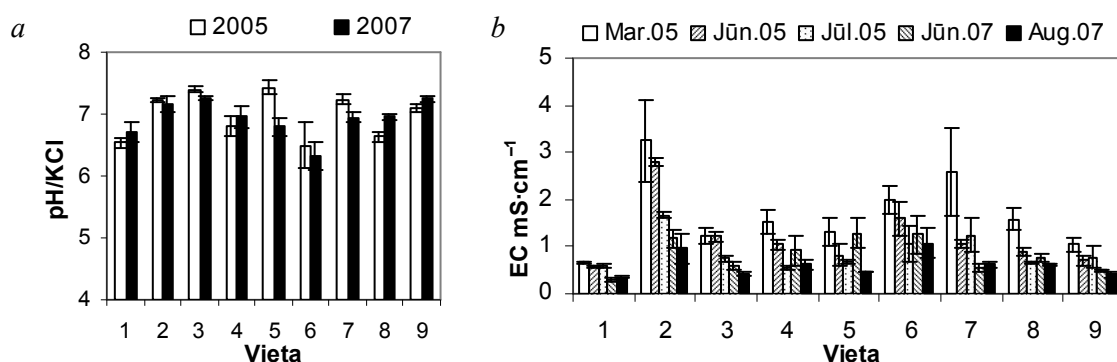
a – statistiski būtiski neatšķirās no Viestura dārza ( $p > 0,05$ ).

b – statistiski būtiski atšķirās no Viestura dārza ( $p < 0,05$ ).

koncentrācijas 2007. gada jūnijā un augustā kopumā atbilda augsnes piesārņojuma līmenim parkā un tikai atsevišķās vietās nedaudz to pārsniedza. Statistiski būtiski zemāka par Viestura dārza līmeni Pb un Cd koncentrācija konstatēta Basteja bulvārī 2, Pb un Cr koncentrācija K. Valdemāra ielā, bet Ni koncentrācija – Elizabetes ielā un Stabu ielā 2. Plašākais koncentrācijas diapazons bija Pb (18,37–118,27 mg·kg<sup>-1</sup>), bet šaurākais un stabilākais – Cd (0,08–0,37 mg·kg<sup>-1</sup>).

### 3.3.2.5. Augsnes reakcija un elektrovadītspēja

Dažādu būvniecības materiālu piemaisījums pilsētas augsnē ir veicinājis tās pasārmināšanos, tāpēc Rīgas centra ielu apstādījumu augsnē vairumā gadījumu konstatēta neitrāla vai viegli bāziska augsnes reakcija (vidēji augsnes pH<sub>KCl</sub> no 6,33±0,23 līdz 7,43±0,13) (3.18. att. a). Savukārt Viestura dārzā augsnes virskārtas pH<sub>KCl</sub> vidēji bija 6,53±0,09 2005. gadā un 6,71±0,16 2007. gadā.



**3.18. att.** Augsnes reakcija (a) un elektrovadītspēja (b) Rīgā 2005. un 2007. gada pavasarī un vasarā (vidējais pH 2005. g. pētījuma vietu 9–15 paraugiem ±SE; 2007. g. – 6–10 paraugiem ±SE). Vieta: 1 – Viestura dārzs; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

Augsnes reakcijas izmaiņas un aprēķinātās pētījuma vietu vidējo rezultātu standartklūdas 2005. un 2007. gadā bija salīdzinoši mazas un, salīdzinot abus gadus, pH vērtību izmaiņas apstādījumu augsnē bija nebūtiskas. Izņēmums bija Stabu iela 1 2005. gadā, kur augsnes reakcija jūnijā bija samazinājusies līdz pH<sub>KCl</sub> 5,47, vidēji – 5,90±0,24, un arī augustā tika konstatētas plašas augsnes reakcijas svārstības – pH<sub>KCl</sub> no 5,80 līdz 7,64, ko kopumā atspoguļo aprēķinātā standartklūda. Jāatzīmē, ka noteiktās augsnes virskārtas pH vērtības Rīgas ielu apstādījumos būtiski pozitīvi korelē ar Ca un Mg daudzumu: 2005. gadā  $r_{Ca(0,05,81)} = 0,65$  un  $r_{Mg(0,05,81)} = 0,68$ ; 2007. gadā  $r_{Ca(0,05,52)} = 0,41$  un  $r_{Mg(0,05,52)} = 0,54$ .

Savukārt Rīgas ielu apstādījumu augsnē ūdenī šķīstošo sāļu kopējā koncentrācija pēc īpatnējās elektrovadītspējas (EC) 2005. un 2007. gadā bija caurmērā 1,5 (2005. g. jūlijā) līdz 2,9 (2007. g. jūnijā) reizes lielāka nekā parka augsnē (3.18. att. b). Vislielākās EC vērtības ielu apstādījumu augsnē konstatētas 2005. g. pavasara sākumā (vidēji 1,82±0,21 mS·cm<sup>-1</sup>), kas attiecībā pret pilsētas fona līmeni Viestura dārzā bija 2,7 reizes palielinātas, kā arī novērota liela rezultātu izkliede (0,78–5,33 mS·cm<sup>-1</sup>), ko atspoguļo arī aprēķinātās standartklūdas. Savukārt veģetācijas sezonā augsnes elektrovadītspēja ielu apstādījumos samazinās līdz 0,65±0,07 mS·cm<sup>-1</sup> 2007. gada augusta beigās, izraudzīto pilsētas fona līmeni Viestura dārzā pārsniedzot 1,8 reizes. Pavasarī un vasarā tā būtiski cieši pozitīvi korelē ar paaugstināto Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju augsnē – 2005. gadā  $r_{Na(0,05,81)} = 0,63$  un  $r_{Cl(0,05,81)} = 0,83$ ; 2007. gadā  $r_{Na(0,05,52)} = 0,68$  un  $r_{Cl(0,05,52)} = 0,67$ .

### 3.3.2.6. Elementu koncentrāciju savstarpējās sakarības augsnē

Rīgas ielu apstādījumu augsnē pastāv būtiska vidēji cieša un cieša pozitīva sakarība ne tikai starp Na, Cl<sup>-</sup> un EC; Ca, Mg un augsnes reakciju, bet arī starp pētīto elementu koncentrācijām (3.10. tab.). Visbiežāk (trīs un vairāk reizes) konstatēta vidēji cieša pozitīva korelācija starp Fe un Cu; Fe un Mn, kā arī starp Ca un Mg; Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju ielu apstādījumu augsnē.

Nozīmīgākās sakarības starp ķīmiskajiem rādītājiem ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā  
( $p < 0,05$ )

Laiks (koku skaits)	$0,5 < r < 0,8$	$r > 0,8$
2005. g. marts ( $n=27$ )	*pH-K, <u>pH-Ca</u> , <u>pH-Mg</u> , Fe-K, <u>Fe-Mn</u>	<u>EC-Cl</u> , <u>Ca-Mg</u>
2005. g. jūnijs ( $n=27$ )	<u>pH-Ca</u> , <u>pH-Mg</u> , <u>Na-Cl</u> , <u>Na-EC</u> , EC-Zn, Cl-Zn, <u>Fe-Mn</u>	<u>EC-Cl</u> , <u>Ca-Mg</u>
2005. g. jūlijs ( $n=27$ )	<u>pH-Ca</u> , <u>pH-Mg</u> , <u>EC-Na</u> , <u>EC-Cl</u> , Cl-Zn K-Fe, K-Cu, Zn-Ca, Zn-Mg, <u>Fe-Cu</u> , <u>Fe-Mn</u>	<u>Ca-Mg</u>
2007. g. jūnijs ( $n=26$ )	Org.v-EC, org. v.-Na, *org. v.-Cr pH-Fe, pH-Cu, pH-Cr <u>EC-Na</u> , <u>EC-Cl</u> , <u>Cl-Na</u> , Cl-S, Na-S *N-Cr, K-Cu, Ca-S, Ca-Ni, Ni-Mg, Ni-S <u>Fe-Mn</u> , <u>Fe-Cu</u> , <u>Fe-Cr</u> , <u>Cr-Ni</u> <u>Mn-Mo</u> , Mn-Cr, Zn-Pb, Pb-Cd	<u>Ca-Mg</u>
2007. g. augusts ( $n=26$ )	<u>EC-Cl</u> , <u>EC-Na</u> , *EC-Cr, <u>Cl-Na</u> , *Cl-Cr <u>pH-Ca</u> , <u>pH-Mg</u> , pH-Mn, pH-Mo K-Ca, K-S, Ca-S, Ca-Mo, Mg-S, Mg-Mo, <u>Mn-Mo</u> <u>Fe-Cr</u> , Fe-Ni, Cu-Cr, Cu-Ni, <u>Ni-Cr</u> , Zn-Cd, Zn-Mo	<u>Ca-Mg</u> <u>Fe-Cu</u>

\* – negatīva korelācija; xxx – konstatēts vismaz 2 reizes; xxx – konstatēts vismaz 3 reizes.

Savukārt divas reizes vidēji cieša pozitīva sakarība atklāta starp Fe un Cr; Cr un Ni; Mn un Mo koncentrāciju ielu apstādījumu liepu augsnē. Šīs korelācijas noteiktas 2007. g. vasarā ievāktajiem paraugiem, kad analizēta arī Cr, Ni un Mo koncentrācija augsnes paraugos.

\*\*\*

1) 2005. un 2007. gadā Rīgas ielu apstādījumu augsnē salīdzinājumā ar izraudzīto pilsētas centra fona līmeni Viestura dārzā vidēji bija līdzīga Fe koncentrācija, paaugstināta Na, Cl, Ca, Mg, Zn un Cu koncentrācija, augsnes reakcija un ūdenī šķīstošo sāļu kopējā koncentrācija pēc īpatnējās elektrovadītspējas. Savukārt 2007. gada vasarā pilsētas ielu apstādījumu augsnē un parkā caurmērā bija līdzīga S, Mo, Pb, Cd, Cr, Ni koncentrācija, bet zemāka P un B.

2) 2005. gada pavasarī (no marta līdz jūnijam) konstatēta statistiski būtiska tendence augsnē samazināties Na, Cl, K, Ca un Mg koncentrācijai. Savukārt 2005. un 2007. gada vasarā statistiski būtiski augsnē samazinājās Na koncentrācija, bet Cl, Ca, Mg, Fe, Mn, Zn un Cu koncentrācijas, kā arī augsnes reakcijas izmaiņas bija statistiski nebūtiskas. Turpretim K koncentrāciju izmaiņām abos pētījuma gados bija dažādas tendences. 2007. gada vasarā no jūnija līdz augusta beigām ielu apstādījumu augsnē statistiski būtiski samazinājās S un Mo, turpretim N, P, B, Pb, Cd, Cr, Ni koncentrāciju izmaiņas bija statistiski nebūtiskas.

Salīdzinot abu pētījuma gadu vasaras sākumā ņemto ielu apstādījumu augšņu paraugu ķīmisko analīžu rezultātus, 2007. g. jūnijā konstatēta statistiski būtiski augstāka K, Fe koncentrācija un zemāka Na koncentrācija nekā 2005. g. jūnijā, bet līdzīgs bija Cl, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu līmenis un augsnes reakcija.

3) Rīgas ielu apstādījumu liepu augsnes ķīmisko analīžu rezultāti atklāja lielu elementu koncentrāciju variānci. Vislielākā koncentrāciju mainība starp paraugvietām, kad noteikti visi augiem nepieciešamie makroelementi, 2007. gada vasarā konstatēta attiecībā uz Ca un Mg, bet vismazākā attiecībā uz S. No mikroelementiem vislielāko mainību 2007. gadā uzrādīja Fe, bet vismazāko – Mo; no smagajiem metāliem – Pb, bet vismazāko – Cd. Vienlaikus Rīgas ielu apstādījumu augsnē konstatēts plašs Na un Cl koncentrāciju diapazons un mainība.

4) Rīgas ielu apstādījumu augsnē noteiktā ūdenī šķīstošo sāļu kopējā koncentrācija pēc īpatnējās elektrovadītspējas 2005. un 2007. gadā uzrādīja būtisku ciešu pozitīvu saistību ar paaugstināto Na un Cl koncentrāciju, bet Ca un Mg koncentrācija ar augsnes reakciju. Konstatēta arī vidēji cieša un cieša pozitīva sakarība trīs un vairāk reizes starp Fe un Cu; Fe un Mn, kā arī starp Ca un Mg;

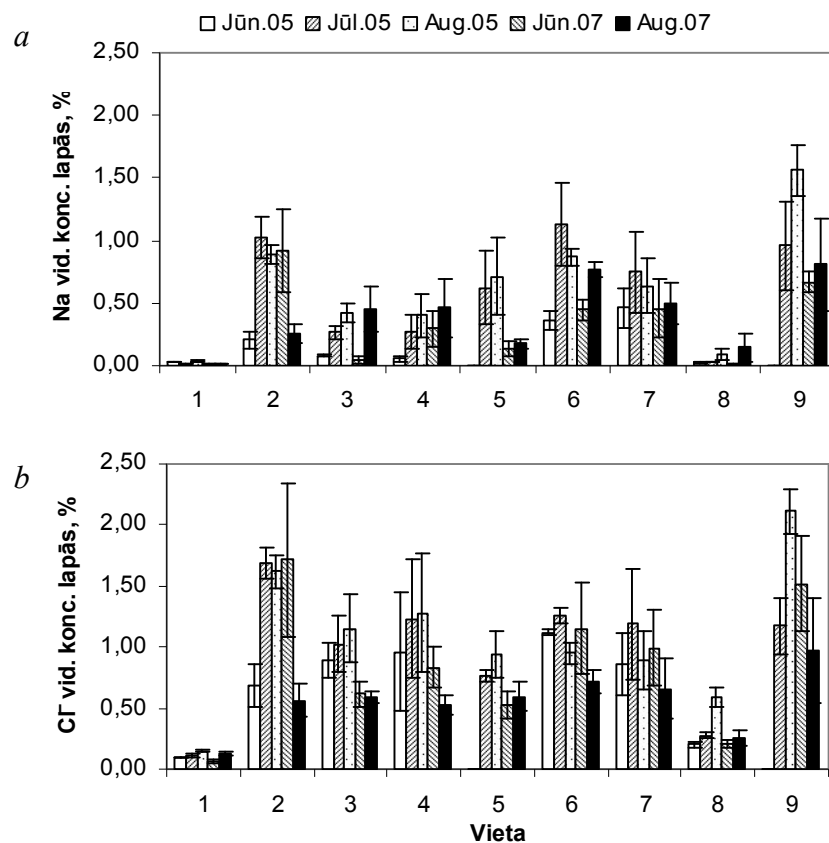
Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju ielu apstādījumu augsnē, bet divos gadījumos vidēji cieša sakarība pastāvēja starp Fe un Cr; Cr un Ni; Mn un Mo koncentrāciju.

### 3.3.3. Liepu lapu ķīmiskais sastāvs

Lai noskaidrotu ielu apstādījumu liepu apgādi ar barības elementiem un piesārņojuma uzkrāšanos augos, noteikta K, Ca, Mg, Mn, Fe, Zn, Cu, Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija koku lapās 2005. un 2007. g., kā arī N, P, S, B, Mo, Cd, Cr, Ni un Pb koncentrācija 2007. g. veģetācijas sezonā.

#### 3.3.3.1. Nātrijs un hlorīdioni

Rīgas centra ielu apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. gada veģetācijas sezonā salīdzinājumā ar Viestura dārzā augošajiem kokiem novērotas paaugstinātas Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas, kā arī konstatēts plašs Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas diapazons: no  $0,01 \pm 0,00\%$  līdz  $1,57 \pm 0,20\%$  Na, bet Cl<sup>-</sup> – no  $0,20 \pm 0,02\%$  līdz  $2,11 \pm 0,38\%$ . Novērojama liela Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas izkliede ielu apstādījumu pētījuma vietās (3.19. att.).



3.19. att. Na (a) un Cl<sup>-</sup> (b) koncentrācija Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. gadā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kokiem  $\pm$ SE).

Vieta: 1 – Viestura dārzs; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

Viszemākais Na un Cl<sup>-</sup> līmenis ielu apstādījumos konstatēts vasaras sākumā (jūnijā), lapām tikko izplaukstot un pilnīgi izaugot ( $0,20 \pm 0,05\%$  2005,  $0,37 \pm 0,08\%$  2007 Na un  $0,80 \pm 0,13\%$  2005,  $0,94 \pm 0,13\%$  2007 Cl<sup>-</sup>). Tomēr arī jūnija sākumā Na koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās pārsniedza Viestura dārzā konstatēto vidēji 6 reizes 2005. gadā un 70 reizes 2007. gada jūnijā, bet Cl<sup>-</sup> – attiecīgi 8 un 14 reizes.

Novērota izteikta tendence (3.19. att., 3.11. tab.) Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijai ielu apstādījumu liepu lapās 2005. gada vasarā palielināties, vidēji augusta beigās sasniedzot  $0,68 \pm 0,09\%$  (Na) un  $1,19 \pm 0,13\%$  (Cl<sup>-</sup>), kas bija pretēja augsnē novērotajai tendencei. Turpretim 2007. gada vasaras beigās Na daudzums liepu lapās bija palielinājies līdz  $1,19 \pm 0,13\%$ , bet Cl<sup>-</sup> daudzums būtiski samazinājies līdz  $0,63 \pm 0,07\%$  salīdzinājumā ar vasaras sākumu. Līdz ar to parka liepu lapās noteiktā

3.11. tabula

**Kīmisko elementu koncentrāciju izmaiņu būtiskums Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. gadā** (*Stjudenta ticamības tests, t-Test: Two-Sample Assuming Equal Variances*)

Elements	2005		2007		2005–2007	
	Jūnijs– jūlijs	Jūnijs– augusts	Jūlijs– augusts	Jūnijs– augusts	Jūnijs– jūnijs	Augusts– augusts
Na	<b>2,915</b>	<b>3,804</b>	0,469	0,746	<b>1,532</b>	<b>-1,982</b>
Cl <sup>-</sup>	1,586	1,587	0,552	<b>-2,147</b>	<b>1,311</b>	<b>-3,852</b>
K	<b>-4,173</b>	<b>-7,836</b>	<b>-5,057</b>	<b>-7,514</b>	<b>1,531</b>	<b>2,524</b>
Ca	<b>3,160</b>	<b>5,581</b>	-0,064	<b>4,498</b>	0,987	<b>1,891</b>
Mg	1,091	0,635	-1,614	-0,263	0,568	0,725
Fe	<b>3,367</b>	<b>3,387</b>	-0,291	<b>1,681</b>	<b>2,637</b>	-1,181
Mn	<b>2,390</b>	<b>3,029</b>	1,345	<b>1,913</b>	<b>1,741</b>	-0,693
Zn	1,595	<b>3,162</b>	<b>2,160</b>	<b>2,686</b>	<b>4,062</b>	-0,307
Cu	1,134	<b>2,114</b>	0,910	0,438	1,362	-0,433
N	–	–	–	<b>-2,311</b>	–	–
P	–	–	–	<b>-3,907</b>	–	–
S	–	–	–	-0,886	–	–
B	–	–	–	<b>3,792</b>	–	–
Pb	–	–	–	<b>2,262</b>	–	–
Mo	–	–	–	-0,884	–	–
Cd	–	–	–	0,376	–	–
Cr	–	–	–	<b>4,002</b>	–	–
Ni	–	–	–	<b>-3,186</b>	–	–
Paraugu (koku) skaits	21	21	27	26	20	26
Kritiskā vērtība $t_{2\alpha, v}$	<b>1,684</b>	<b>1,686</b>	<b>1,684</b>	<b>1,676</b>	<b>1,686</b>	<b>1,676</b>

xxx – izmaiņas ir būtiskas, jo  $t$  konstatēta  $> t$  kritiskā

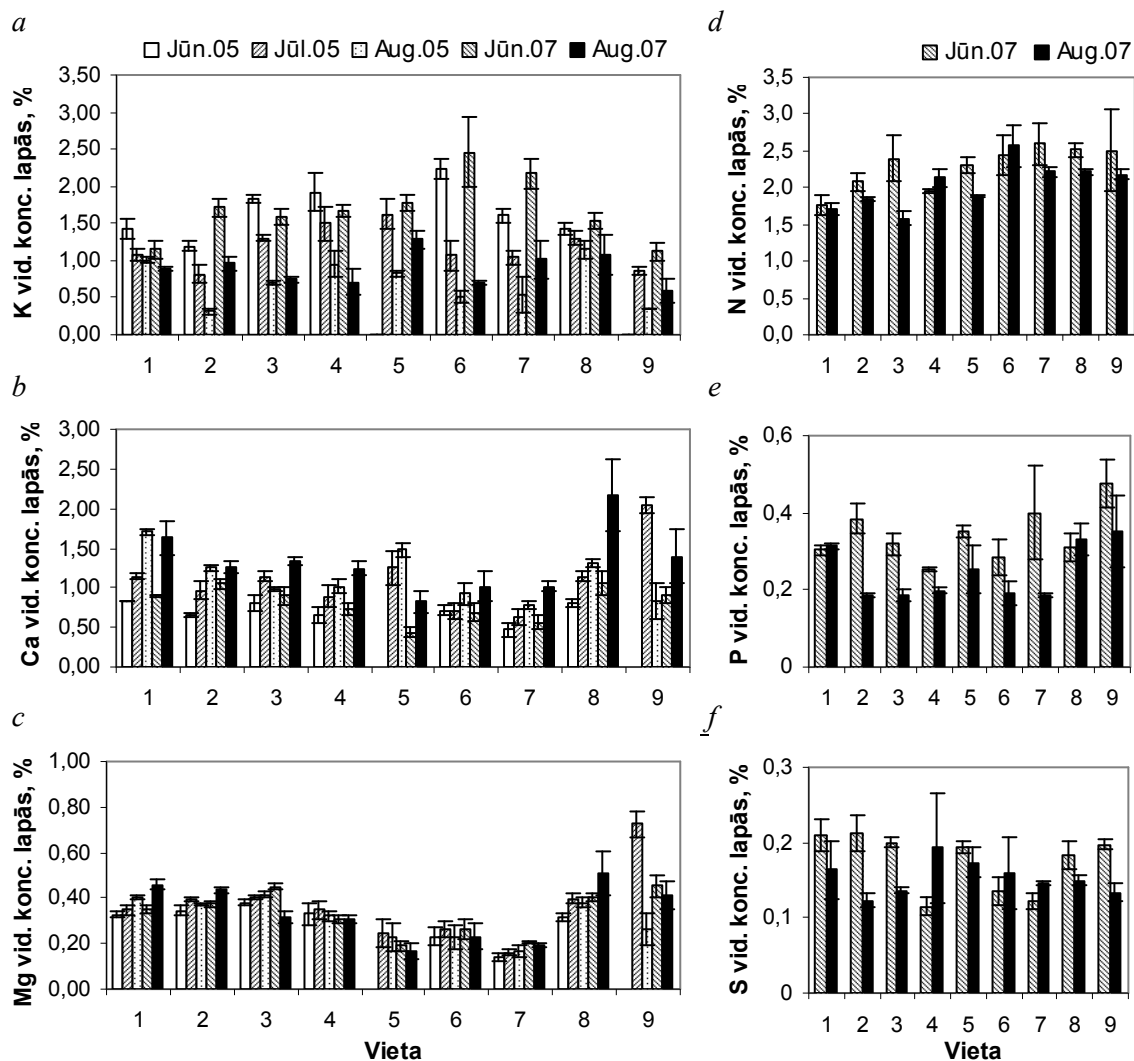
Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija tika pārsniegta attiecīgi 20 un 8 reizes 2005. gada augustā, 23 un 5 reizes 2007. gada augustā. Lai gan 2007. gada vasaras sākumā Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās kopumā bija augstāka nekā 2005. gada jūnijā, tomēr augustā abu elementu daudzums liepu lapās bija būtiski zemāks nekā 2005. gada attiecīgajā laika periodā. Jāatzīmē, ka 2005. gada veģetācijas sezonā augstākās Na koncentrācijas liepu lapās trīs vietās (Hanzas ielā 1, Stabu ielā 1 un 2) tika atklātas jūlijā, bet pārējās vietās – augusta beigās, pirms lapu dzeltēšanas. Augusta beigās tika sasniegts arī Na koncentrācijas maksimums Rīgas ielu liepu lapās veģetācijas sezonā – 1,93% Basteja bulvārī 2. Savukārt augstākās Cl<sup>-</sup> koncentrācijas pusei ielu pētījuma vietu tika konstatētas jūlijā, bet otrai pusei, tāpat kā Viestura dārzā, augustā. Tomēr visaugstākā Cl<sup>-</sup> koncentrācija konstatēta jūlijā Elizabetes ielā (3,00%, E 2), kas bija 25 reizes lielāka par fona līmeņa augstāko Cl<sup>-</sup> vērtību.

Kopumā zemākās Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas ielu apstādījumos noteiktas liepām Basteja 1, kas atrodas ≈ 3,5 m no brauktuves un bija vitāli viszaļākās.

### 3.3.3.2. Makroelementi

Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. gada vasarā konstatēts plašs K koncentrācijas diapazons: 0,15–3,40% jeb no 0,31±0,04% (Hanzas ielā 2 2005. g. augustā) līdz 2,46±0,48% (Stabu ielā 1 2007. g. jūnijā) (3.20. att. a). Visaugstākais K līmenis liepu lapās bija vasaras sākumā (jūnijā), kad tas vidēji atbilda Viestura dārza liepu lapās noteiktajam K daudzumam. Savukārt lielākās K koncentrācijas konstatētas Stabu ielā 1, kas parkā noteikto K līmeni liepu lapās pārsniedza līdz divām reizēm. Veģetācijas sezonā novērojama izteikta tendence K koncentrācijai





**3.20. att.** Makroelementu koncentrācija Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. gadā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kokiem ±SE).

Vieta: 1 – Viestura dārzs; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

liepu lapās samazināties (3.11. tab.). Līdz ar to 2005. gada augustā K vidējā koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās bija 1,5 reizes zemāka nekā Viestura dārzā un tikai Elizabetes ielā un Basteja bulvārī 1 atbilda parkā konstatētajai K koncentrācijai liepu lapās. Salīdzinot abu gadu rezultātus, Viestura dārzā K koncentrācija 2007. gada jūnijā un augustā bija nedaudz zemāka nekā 2005. gadā, turpretim ielu apstādījumu liepu lapās tā 2007. gada augustā bija būtiski lielāka ( $0,88 \pm 0,07\% > 0,65 \pm 0,06\%$ ) un vidēji atbilda K saturam parka liepu lapās. Tomēr atsevišķās vietās – Hanzas ielā 2, Elizabetes ielā, Stabu ielā 1 un Basteja bulvārī 2 – K līmenis joprojām bija zemāks nekā parkā.

2005. un 2007. gadā Ca koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās caurmērā bija nedaudz (vidēji 0,8 reizes) mazāka nekā Viestura dārza liepu lapās ( $0,82 \pm 0,01\% - 1,70 \pm 0,03\%$ ) (3.20. att. b). Zemākās Ca koncentrācijas ielu apstādījumu liepu lapās novērotas Stabu ielā 2 un K. Valdemāra (minimāli Rīgā  $0,44 \pm 0,07\%$  2007. g. jūnijā), kas vidēji bija divas reizes mazākas par Viestura dārza līmeni, bet augstākās – Basteja bulvārī 1 un 2 (maksimāli Rīgā  $2,16 \pm 0,45\%$  2007. g. augustā), parkā noteikto Ca koncentrāciju liepu lapās pārsniedzot līdz divām reizēm. Veģetācijas sezonā novērota izteikta tendence Ca koncentrācijai liepu lapās palielināties, kā arī konstatēta būtiski augstāka Ca koncentrācija 2007. gada augustā salīdzinājumā ar 2005. gada augustu (3.11. tab.). Kopumā ielu apstādījumos bija lielāka Ca koncentrāciju izkliede nekā Viestura dārzā.

**Mg** koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapu paraugos 2005. un 2007. gadā caurmērā bija līdzīga Viestura dārza liepu lapās ( $0,37\pm 0,02\%$ ,  $n=15$ ) noteiktajam Mg daudzumam (3.20. att. c). Izņēmums bija 2007. gada augusts, kad tā bija 1,5 reizes mazāka nekā parka liepu lapās. Zemākas Mg koncentrācijas salīdzinājumā ar fona līmeni uzrādīja Stabu 1 un 2, kā arī K. Valdemāra ielā augošo liepu lapas, īpaši Stabu ielā 2, 2005. gadā sasniedzot tikai  $0,14\pm 0,02\%$  (minimāli pat  $0,11\%$  lapās), bet pārējās vietās kopumā vērtējamas kā fona līmenim līdzīgas. Turpretim visaugstākā Mg koncentrācija konstatēta 2005. gada jūlijā Basteja bulvāra 2 liepu lapās ( $0,72\pm 0,05\%$ ), Viestura dārzā noteikto Mg koncentrāciju lapās pārsniedzot divas reizes. Jāatzīmē, ka veģetācijas sezonā Mg koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās kopumā saglabājās jūnija līmenī, bet Viestura dārzā nedaudz pieauga. Abos pētījuma gados Mg līmenis ielu apstādījumos bija līdzīgs.

2007. gada vasarā N daudzums ielu apstādījumu liepu lapās vidēji bija nedaudz augstāks (1,3 reizes jūnijā un 1,2 reizes augustā) nekā Viestura dārzā ( $1,74\pm 0,07\%$ ,  $n=6$ ) (3.20. att. d). Jūnija sākumā N koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās galvenokārt bija no 2,0% līdz 2,5%. Savukārt vasaras beigās novērota tendence N saturam liepu lapās būtiski samazināties, Hanzas ielā 2 sasniedzot  $1,58\pm 0,10\%$ , kas atbilda Viestura dārza līmenim.

**P** koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās jūnijā vidēji bija līdzīga Viestura dārzā noteiktajam P saturam liepu lapās ( $0,30\pm 0,01\%$ ) (3.20. att. e). Augstākās P koncentrācijas konstatētas Basteja 2, kas Viestura dārza līmeni pārsniedza 1,6 reizes. Savukārt augustā, P koncentrācijai ielu apstādījumu liepu lapās būtiski samazinoties, tā vidējais daudzums bija nedaudz (0,7 reizes) zemāks nekā parkā. Vasaras beigās parka līmenim ( $0,31\pm 0,01\%$ ) atbilda P daudzums Basteja bulvārī 1 un 2, kā arī K. Valdemāra ielas liepu lapās, bet citviet bija zemāks – ap 0,20%.

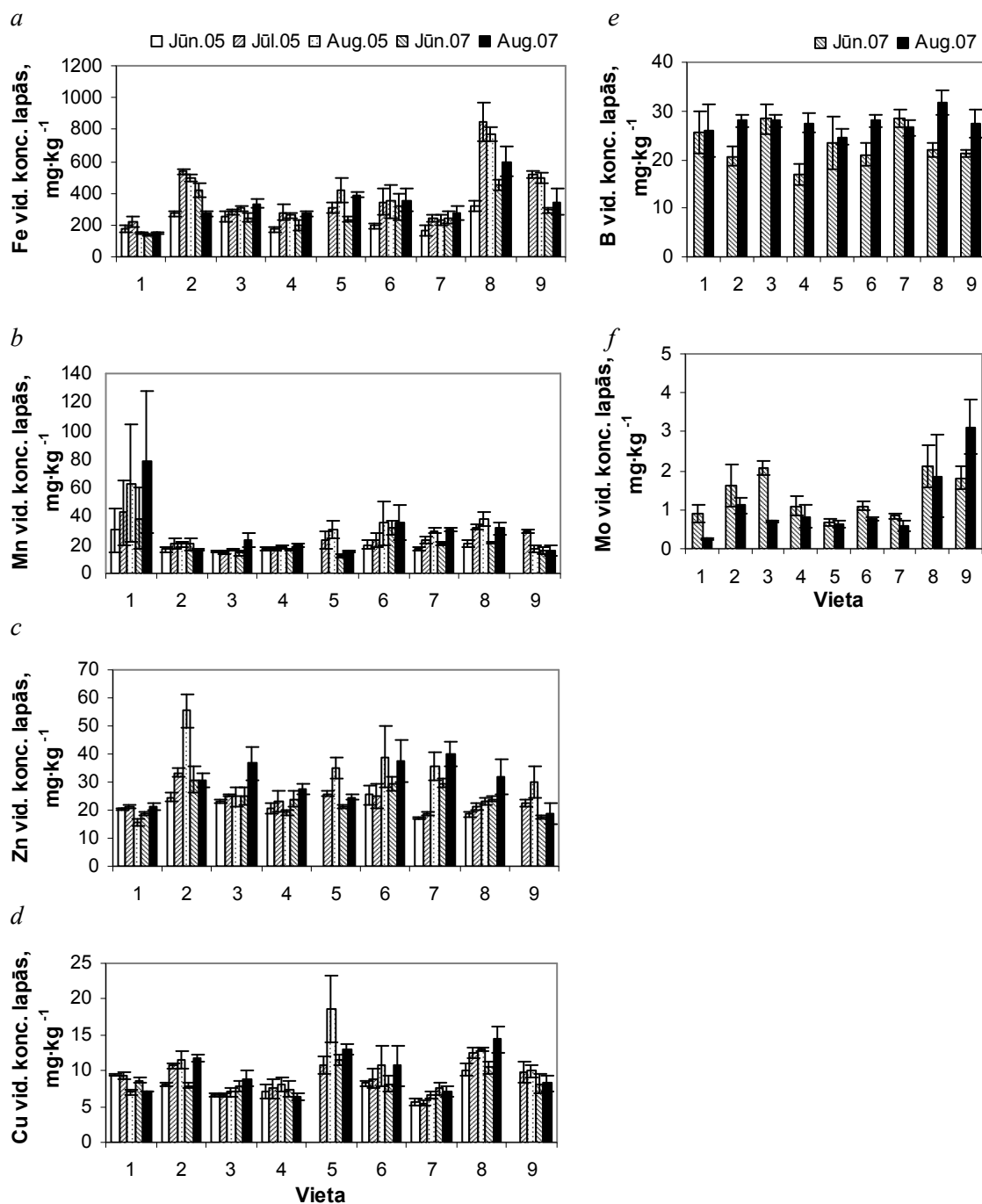
**S** daudzums Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās 2007. g. jūnijā vidēji bija nedaudz (0,8 reizes) zemāks nekā parka liepu lapās ( $0,21\pm 0,02\%$ ), bet augustā – līdzīgs (3.20. att. f). Vairumā paraugvietu S koncentrācija liepu lapās vasarā bija intervālā no 0,10% līdz 0,20%. Novērojama tendence S koncentrācijai augusta beigās samazināties Hanzas ielā 1 un 2, kā arī Basteja bulvārī 1 un 2 liepu lapās, bet caurmērā ielu apstādījumos S koncentrācija nebija būtiski samazinājusies.

### 3.3.3.3. Mikroelementi

Ielu apstādījumu liepu lapās **Fe** koncentrācija bija caurmērā no 1,3 reizēm 2005. gada jūnijā līdz 2,6 reizēm 2005. gada augustā lielāka nekā Viestura dārza liepu lapās jeb diapazonā no  $168,3\pm 34,1$  mg·kg<sup>-1</sup> līdz  $850,0\pm 123,3$  mg·kg<sup>-1</sup>, ar tendenci veģetācijas sezonas laikā palielināties (3.21. att. a, 3.11. tab.). Līdzīgi augsnes rezultātiem augstākās Fe koncentrācijas bija liepu lapām Basteja bulvārī, kur apstādījumi atrodas blakus tramvaja satiksmei. Salīdzinot abu gadu rezultātus, Fe koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās bija būtiski augstāka tikai 2007. gada jūnijā. Kopumā liepu lapām netika novērotas ne Fe deficīta, ne kaitīgās ietekmes vizuālas pazīmes.

Savdabīgi rezultāti iegūti, analizējot **Mn** koncentrāciju 2005. un 2007. gadā ievāktu liepu lapu paraugos. Viestura dārzā konstatēta ļoti plaša Mn koncentrāciju izkliede ( $15\text{--}178$  mg·kg<sup>-1</sup>), bet vairumā ielu apstādījumu paraugvietu Mn koncentrācija lapās bija mazāka par  $25$  mg·kg<sup>-1</sup> (3.21. att. b). K. Valdemāra un Basteja 2 2007. gada jūnija sākumā Mn daudzums lapās bija tikai  $11$  mg·kg<sup>-1</sup> jeb līdz 3,5 reizēm zemāks nekā parkā augošo liepu lapās. Pretēji augsnes rezultātiem augstākās Mn koncentrācijas ielu apstādījumu liepu lapās bija Stabu 1. Tādējādi ievērojami šaurāks Mn koncentrācijas diapazons ( $11\text{--}65$  mg·kg<sup>-1</sup>) atklāts ielu apstādījumu liepu lapās, kas vidēji bija no 1,7 (2005. g. jūnijā) līdz 3,3 reizēm (2007. g. augustā) zemāks nekā parka liepu lapās. Novērojama tendence Mn koncentrācijai liepu lapās vasarā būtiski palielināties (3.11. tab.). Savukārt Mn daudzums liepu lapās 2007. gada jūnijā bija būtiski lielāks nekā 2005. gada jūnijā, bet abu gadu augusta rezultāti būtiski neatšķīrās. Jāatzīmē, ka vairumam liepu lapu paraugu novērotas vizuālas Mn deficīta pazīmes.

Liepu lapu ķīmiskās analīzes salīdzinājumā ar fona līmeni Viestura dārzā atklāja vidēji līdz divām reizēm paaugstinātas **Zn** koncentrācijas 2005. g. augustā un līdz 1,5 reizei 2007. g. augustā ar tendenci Zn vasarā ielu apstādījumu liepu lapās būtiski uzkrāties (3.21. att. c). Jāatzīmē, ka 2007. gada jūnijā Zn koncentrācija liepu lapās bija būtiski augstāka nekā 2005. gada jūnijā. Vainaga stāvokli liepām, kuru augsnē un lapās konstatētas paaugstinātas Zn koncentrācijas, var raksturot kā vitālu.



**3.21. att.** Mikroelementu uzkrāšanās Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. gadā (vidējā koncentrācija pētījuma vietu 3–5 kokiem ±SE).

Vieta: 1 – Viestura dārzs; 2 – Hanzas 1; 3 – Hanzas 2; 4 – Elizabetes; 5 – K. Valdemāra; 6 – Stabu 1; 7 – Stabu 2; 8 – Basteja 1; 9 – Basteja 2.

**Cu** koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. g. jūnijā caurmērā atbilda Viestura dārza līmenim (attiecīgi  $9,42 \pm 0,08$  mg·kg<sup>-1</sup> un  $8,60 \pm 0,35$  mg·kg<sup>-1</sup>) (3.21. att. d). Veģetācijas sezonā novērojama Cu uzkrāšanās ielu apstādījumu liepu lapās, kas parka līmeni pārsniedza vidēji līdz 1,5 reizēm (2005. g. augustā), bet atsevišķās vietās līdz 2,7 reizēm ( $18,67 \pm 4,69$  mg·kg<sup>-1</sup> K. Valdemāra ielā 2005. g. augustā).

**B** koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās 2007. gada jūnijā un augustā kopumā bija līdzīga parkā noteiktajai (attiecīgi  $25,67 \pm 4,41$  mg·kg<sup>-1</sup> un  $25,00 \pm 5,51$  mg·kg<sup>-1</sup>) (3.21. att. e). Vienīgā iela, kur B koncentrācija liepu lapās attiecībā pret Viestura dārza līmeni bija vidēji 1,5 reizes pazemināta, bija Elizabetes iela vasaras sākumā. Konstatēta tendence B daudzumam ielu

apstādījumu liepu lapās vasarā būtiski palielināties: no  $22,77 \pm 1,10 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  jūnijā līdz  $27,65 \pm 0,67 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  augustā.

Savukārt **Mo** līmenis ielu apstādījumu liepu lapās 2007. gada vasarā bija lielāks nekā Viestura dārzā ( $0,90 \pm 0,22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  jūnijā,  $0,25 \pm 0,03 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  augustā) (3.21. att. f): vidēji 1,5 reizes jūnijā un 4,6 reizes augustā. Augstākās Mo koncentrācijas konstatētas Basteja bulvārī 1 un 2, parka līmeni vasaras beigās vidēji pārsniedzot līdz 12,5 reizēm ( $3,12 \pm 0,71 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  Basteja bulvāris 2). Lai arī Mo satura izmaiņas ielu apstādījumu liepu lapās veģetācijas sezonā bija statistiski nebūtiskas, novērojama tendence Mo saturam lapās vasaras beigās samazināties.

### 3.3.3.4. Smagie metāli

Nedaudz atšķirīga situācija no citiem augsnes ķīmisko analīžu rezultātiem konstatēta liepu lapās attiecībā uz smagajiem metāliem (Pb, Cd, Cr, Ni) (3.12. un 3.13. tabula). Kopumā **Pb, Cd, Cr** un **Ni** koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās raksturojama kā pilsētas fona līmenim atbilstoša vai nedaudz paaugstināta. Statistiski būtiski augstāka vai zemāka Pb un Cr vidējā koncentrācija tika konstatēta atsevišķās ielu apstādījumu vietās. Iepriekš minēto smago metālu koncentrācijai novērojama tendence liepu lapās veģetācijas sezonas laikā palielināties. Turpretim Cd un Ni koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās vērtējama kā pilsētas fona līmenim atbilstoša. Plašākais koncentrācijas diapazons ielu apstādījumu liepu lapās bija Cr ( $0,40$ – $14,40 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ), bet līdzīgi augsnes rezultātiem visšaurākais diapazons atklāts Cd ( $0,10$ – $1,20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ). Jāatzīmē, ka gan augstākās, gan zemākās smago metālu koncentrācijas tika konstatētas veselīgu liepu lapās, piemēram, Viestura dārzā, Elizabetes ielā, Basteja bulvārī 1.

3.12. tabula

**Pb un Cd vidējā vidējā koncentrācija ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) liepu lapās Rīgā 2007. gada vasarā (jūnijs+augusts)**

Vieta (koku skaits)	Pb		Cd	
	Diapazons	Vidēji $\pm$ SE <sup>1</sup>	Diapazons	Vidēji $\pm$ SE <sup>1</sup>
Viestura dārzs (3+3)	3,40–8,20	$6,03 \pm 0,85$ a	0,10–0,60	$0,22 \pm 0,08$ a
Hanzas 1 (3+3)	3,40–5,00	$4,30 \pm 0,24$ a	0,10–0,60	$0,20 \pm 0,08$ a
Hanzas 2 (3+3)	3,60–5,60	$4,60 \pm 0,27$ a	0,10–1,00	$0,30 \pm 0,14$ a
Elizabetes (4+4)	2,80–4,20	$3,43 \pm 0,14$ b	0,10–0,60	$0,35 \pm 0,06$ a
Kr.Valdemara (3+3)	3,60–9,20	$5,80 \pm 0,81$ a	0,10–0,20	$0,15 \pm 0,02$ a
Stabu 1 (3+3)	1,20–6,20	$3,50 \pm 0,72$ b	0,10–0,40	$0,29 \pm 0,04$ a
Stabu 2 (4+4)	2,00–4,40	$3,38 \pm 0,35$ b	0,10–0,40	$0,28 \pm 0,05$ a
Basteja 1 (3+3)	4,20–7,20	$5,70 \pm 0,47$ a	0,10–0,20	$0,12 \pm 0,03$ a
Basteja 2 (3+3)	3,00–8,00	$5,57 \pm 0,79$ a	0,10–0,60	$0,18 \pm 0,09$ a

<sup>1</sup> SE, standartkļūda vidējai 2007. g. jūnijā un augustā noteiktajai koncentrācijai katrā pētījuma vietā.

a – statistiski būtiski neatšķirās no Viestura dārza ( $p > 0,05$ ).

b – statistiski būtiski atšķirās no Viestura dārza ( $p < 0,05$ ).

3.13. tabula

**Cr un Ni vidējā vidējā koncentrācija ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) liepu lapās Rīgā 2007. gada vasarā (jūnijs+augusts)**

Vieta (koku skaits)	Cr		Ni	
	Diapazons	Vidēji $\pm$ SE <sup>1</sup>	Diapazons	Vidēji $\pm$ SE <sup>1</sup>
Viestura dārzs (3+3)	1,80–5,40	$3,70 \pm 0,61$ a	0,40–1,20	$0,80 \pm 0,13$ a
Hanzas 1 (3+3)	3,00–8,60	$5,70 \pm 0,82$ a	0,40–2,00	$1,00 \pm 0,27$ a
Hanzas 2 (3+3)	5,20–8,00	$6,30 \pm 0,43$ b	0,40–1,40	$0,87 \pm 0,19$ a
Elizabetes (4+4)	0,60–14,40	$5,78 \pm 2,16$ a	0,60–7,40	$2,60 \pm 1,05$ a
Kr.Valdemara (3+3)	4,40–9,80	$7,07 \pm 1,03$ b	0,80–1,20	$0,97 \pm 0,06$ a
Stabu 1 (3+3)	4,80–10,20	$7,27 \pm 0,86$ b	0,60–1,20	$0,87 \pm 0,08$ a
Stabu 2 (4+4)	1,80–10,40	$6,95 \pm 1,00$ b	0,40–1,80	$0,88 \pm 0,20$ a
Basteja 1 (3+3)	4,00–7,80	$5,67 \pm 0,73$ a	0,60–1,60	$1,07 \pm 0,19$ a
Basteja 2 (3+3)	2,40–6,60	$3,60 \pm 0,64$ a	0,40–1,40	$0,97 \pm 0,16$ a

<sup>1</sup> SE, standartkļūda vidējai 2007. g. jūnijā un augustā noteiktajai koncentrācijai katrā pētījuma vietā.

a – statistiski būtiski neatšķirās no Viestura dārza ( $p > 0,05$ ).

b – statistiski būtiski atšķirās no Viestura dārza ( $p < 0,05$ ).

### 3.3.3.5. Kīmisko elementu koncentrāciju savstarpējās sakarības liepu lapās

Veicot savstarpējās sakarības aprēķinus starp noteikto elementu koncentrāciju Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās katrai paraugu ņemšanas reizei, tie parāda, ka pastāv dažādas savstarpējās sakarības (3.14. tab.). Visbiežāk (vismaz trīs paraugu ņemšanas reizēs) savstarpēji būtiska un vismaz vidēji cieša pozitīva korelācija ( $r > 0,5$ ) konstatēta starp Ca un Mg, Na un Cl<sup>-</sup>, Fe un Cu, kā arī Fe un Ca koncentrācija liepu lapās. Savukārt divos gadījumos savstarpēji vidēji cieša pozitīva sakarība konstatēta starp Ca un Cu, Cu un Pb, Mg un Mo koncentrāciju, turpretim negatīva vidēji cieša sakarība jeb antagonisks efekts divas reizes 2005. g. vasarā bija starp Na un K koncentrāciju liepu lapās.

3.14. tabula

Nozīmīgākās sakarības starp dažādu elementu koncentrāciju Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. gadā ( $p < 0,05$ )

Laiks (koku skaits)	0,5 < r < 0,8	r > 0,8
2005.g. jūnijs (n=21)	K-Cl <sup>-</sup> , Ca-Mg, *Mg-Na, Mg-Cu, Mg-Zn Ca-Fe, Ca-Zn Fe-Cu, Cu-Mn	Ca-Cu
2005.g. jūlijs (n=27)	Na-Cl <sup>-</sup> , *Na-K Fe-Cu, Fe-Mn, Cu-Zn	Ca-Mg
2005.g. augusts (n=27)	Na-Cl <sup>-</sup> , *Na-K Fe-Cu, Cu-Ca	
2007.g. jūnijs (n=26)	K-Zn, K-Cr, Ca-Mg, Ca-Fe, Mg-Mo, Fe-Cr, Zn-Cr, Cu-Pb	Na-Cl
2007.g. augusts (n=26)	Na-Cl <sup>-</sup> , *Cl <sup>-</sup> -Ca, N-Mn, P-Mo, P-Ni, Ca-Fe, Mg-Mo, Mo-Ni Fe-Cu, Fe-Pb, Fe-Ni, Mn-Zn, Zn-Cd, Cu-Pb	Ca-Mg

\* – negatīva korelācija; xxx – konstatēts vismaz 2 reizes; xxx – konstatēts vismaz 3 reizes.

\*\*\*

1) Liepu lapās ielu apstādījumos salīdzinājumā ar Viestura dārza liepu lapām 2005. un 2007. gada vasarā (jūnijs–augusts) konstatēta augstāka Na, Cl<sup>-</sup>, Fe un Zn koncentrācija un zemāka Mn un Ca koncentrācija. Savukārt 2007. gada veģetācijas sezonā ielu apstādījumu liepu lapās augstāka nekā parka liepu lapās bija N, Mo, Cr, bet visumā līdzīga bija S, B, Cd, Ni, Pb koncentrācija.

2) 2005. un 2007. gada vasarā ielu apstādījumu liepu lapās konstatēta tendence statistiski būtiski palielināties Ca, Fe, Mn, Zn un Cu koncentrācijai, samazināties – K, bet būtiski neizmainījās Mg koncentrācija. 2007. gada vasarā ielu apstādījumu liepu lapās statistiski būtiski palielinājās B, Cr, Pb koncentrācija, bet samazinājās N, P, Ni koncentrācija, savukārt S, Mo, Cd koncentrācijas izmaiņas bija statistiski nebūtiskas. Savukārt, salīdzinot 2005. un 2007. gada jūnija un augusta ielu apstādījumu liepu lapu ķīmisko analīžu datus, līdzīga bija Mg un Cu koncentrācija, turpretim citu elementu izmaiņas bija neviennozīmīgas.

3) Rīgas ielu apstādījumu liepu lapu ķīmisko analīžu rezultāti atklāja elementu koncentrāciju lielu heterogenitāti. Vislielākā koncentrāciju mainība jeb dispersija starp paraugvietām, nosakot visus augiem nepieciešamos makroelementus, 2007. gada vasarā tika konstatēta K, Ca, bet jūnijā arī N, savukārt vismazākā – S; no mikroelementiem vislielākā koncentrāciju mainība bija Fe, bet vismazākā – Mo; no smagajiem metāliem vislielāko mainību uzrādīja Cr koncentrācijas, bet vismazāko – Cd. Vienlaikus jāatzīmē arī Na un Cl<sup>-</sup> plašais koncentrāciju diapazons un mainība.

4) Ielu apstādījumu liepu lapās atkarībā no paraugu ņemšanas reizēm pastāv dažādas elementu koncentrāciju savstarpējās sakarības. Trīs un vairāk paraugu ņemšanas reizēs konstatēta savstarpēji būtiska un vismaz vidēji cieša pozitīva korelācija ( $r > 0,5$ ) starp Ca un Mg, Na un Cl<sup>-</sup>, kā arī Fe un Cu koncentrācija liepu lapās. Savukārt divas reizes savstarpēji vidēji cieša pozitīva sakarība konstatēta starp Ca un Cu, Cu un Pb, Mg un Mo koncentrāciju, bet vidēji cieša negatīva sakarība jeb antagonisks efekts divas reizes konstatēts starp Na un K koncentrāciju liepu lapās.

### 3.3.4. Liepu mizu ķīmisko analīžu rezultāti

Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas noskaidrošanai Rīgas centra liepu mizās 2004./2005. gada ziemas perioda beigās 30. martā, visās apstādījumu vietās tika ņemti mizu paraugi. Ievāktu liepu mizu ķīmisko analīžu rezultāti uzrādīja caurmērā 6 reizes paaugstinātu Na koncentrāciju un 17 reizes lielāku Cl<sup>-</sup> koncentrāciju ielu apstādījumu liepu lapās salīdzinājumā ar fona līmeni parkā. Tomēr vidēji ielu apstādījumu pētījuma vietā Na daudzums pilsētas fona līmeni pārsniedza no 1,4 (Basteja bulvāris 1) līdz 12 (Hanzas iela 1) reizēm, bet Cl<sup>-</sup> – no 5 (Basteja bulvāris 1) līdz 45 (Hanzas iela 1) reizēm (3.15. tab.). Turklāt Rīgas centra ielu apstādījumos un parkā augošo liepu mizā konstatēts plašs Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas diapazons un vidējās koncentrācijas izkliede. Zemākā Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija ielu apstādījumos, konstatēta Basteja bulvārī 1, bet augstākā – Hanzas ielā 1, kas fona maksimālo līmeni pārsniedza attiecīgi 11 un 50 reizes.

3.15. tabula

Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija (mg·kg<sup>-1</sup>) Rīgas centra liepu mizā 2005. gada 30. martā

Vieta (koku skaits)	Na		Cl <sup>-</sup>	
	Diapazons	Vidēji	Diapazons	Vidēji
Viestura dārzs (n=3)	375–675	508,33±88,19	63–125	100,00±19,09
Hanzas 1 (n=3)	4075–7750	6163,33±1090,13	3000–6250	4513,33±944,82
Hanzas 2 (n=3)	2900–4600	3871,67±505,61	2544–3425	2986,33±254,33
Elizabetes (n=5)	600–4475	2030,00±787,38	250–2000	895,00±379,34
K. Valdemāra (n=3)	4500–5550	5191,67±345,91	1450–1750	1633,33±92,80
Stabu 1 (n=3)	1675–2875	2191,67±356,29	550–1300	916,67±216,67
Stabu 2 (n=4)	1100–2625	1893,75±311,81	700–1750	1181,25±240,96
Basteja 1 (n=3)	400–1225	716,67±256,72	200–1050	491,67±279,26
Basteja 2 (n=3)	3100–4150	3690,00±310,00	1225–2050	1755,00±265,57

## 4. APSTĀDĪJUMU KVALITĀTI IETEKMĒJOŠO VIDES FAKTORU ANALĪZE

### 4.1. Ķīmisko elementu uzkrāšanās sniegā

Pētījuma laikā apledojuuma novēršanai Rīgas centra maģistrālajās ielās (Basteja bulvāris, Stabu iela, K. Valdemāra iela, Elizabetes iela) galvenokārt izmantoja samitrinātu sāli, bet rajona nozīmes ielās (Hanzas iela) – sāls–smilts maisījumu. Tā kā šo vielu galvenais komponents ir NaCl, ielu apstādījumos konstatēta ļoti augsta Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija sniegā, kas atbilst arī citur pasaulē veikto pētījumu rezultātiem par sāls lietošanu ledus kausēšanai vietās ar intensīvu satiksmi (Sansalone, Glenn, 2002; Reinosdotter, Viklander, 2005).

Kopējais ielu un ceļu laukums Rīgā ir 24,64 km<sup>2</sup> (Rīgas attīstības ..., 2005), bet vidēji katru gadu ceļu uzturēšanās darbos ziemas sezonā tiek izlietoti ≈ 10 000 t NaCl, kas nozīmē, ka uz katru m<sup>2</sup> uzkrājas ≈ 4,06 kg sāls. Pēc Rīgas domes Satiksmes departamenta sniegtās informācijas 2005. gada ziemā viena ceļu apstrādes brauciena laikā uz 1 m<sup>2</sup> brauktuves vidēji tika izkaisīti 80–120 g samitrinātas sāls. Dānijā, kur klimats ziemas sezonā ir maigāks nekā Rīgā, uz 1 m<sup>2</sup> izlieto 2 kg sāls (Pedersen et al., 2000), tādējādi Rīgā izmantotās sāls apjoms 2005. g. ziemā bija aptuveni divas reizes lielāks nekā caurmērā Dānijā.

4.1. attēlā redzams, ka ielu apstādījumos bieži vien raksturīga sniega uzkrāšanās pa kārtām, kas katra var saturēt atšķirīgu Na, Cl<sup>-</sup> un putekļu daudzumu.



4.1. att. Sniega segas šķērsgriezums Rīgā 2010. gada martā.

Pētījumi Zviedrijā parāda, ka lielākā daļa Cl<sup>-</sup> uzkrājas 10 m attālumā no brauktuves (Lundmark, Olofsson, 2007). Savukārt citi pētījumi liecina, ka 20–63 % no izlietotā sāls daudzuma ar gaisa plūsmu tiek pārnesti un nogulsņējas 2–40 m attālumā no ceļa, bet vairāk nekā 90 % no piesārņojuma uzkrājas tieši līdz 20 m joslā no brauktuves malas. Galvenais iemesls šādam sārņvielu sadalījumam ir transporta līdzekļu radītās šļakatas, kuru izkliedi nosaka braukšanas ātrums. Pētījumos noskaidrots, ka krasa sāls piesārņojuma aizplūšana no brauktuves notiek tieši pirmajās stundās pēc pretapledojuuma līdzekļa pielietošanas (Blomqvist, Johansson, 1999). Tā kā Rīgas centrā visi ielu apstādījumi atrodas attālumā, kas nepārsniedz 20 m no brauktuves malas, bet mūsu pētījumā iekļauto koku stumbra attālums no brauktuves nepārsniedz 3,5 m (galvenokārt ir 0,60–2,15 m), tad tieši šajā zonā uzkrājas lielākā daļa NaCl.

Pētījumā visaugstākais piesārņojums ar Na un Cl<sup>-</sup> konstatēts 2004. gada 26. novembrī ņemtajos sniega paraugos (pēc 1. pastāvīgās sniega kārtas izveidošanās), bet otrs lielākais – 11. februāra paraugos (3. pastāvīgā sniega kārtā) (3.10. att.). Tas parāda, ka piesārņojuma uzkrāšanās ielu apstādījumu sniega segā nenotiek proporcionāli izmantotajam NaCl daudzumam ceļu uzturēšanas darbos.

Laika posmā no 2004. gada 26. novembra līdz 4. decembrim un no 2005. gada 11. februāra līdz 22. martam Rīgā sniega nokrišņi bija novērojami vairākkārt. Tādos gadījumos uz brauktuvēm un trotuāriem apledojuuma un sniega kausēšanai parasti lieto samitrināto sāli un sāls–smilts

maisījumus. Līdz ar to sniega piesārņojumam ar nātriju, hloru un citiem elementiem vajadzēja būt lielākam, taču tas netika konstatēts. Tieši otrādi, minēto elementu koncentrācija bija samazinājusies, jo sniega paraugi abos gadījumos (04.12.2004. un 22.03.2005.) bija ievākti intensīvas kušanas apstākļos.

Citviet veiktie pētījumi liecina, ka, sniegam kūstot, mainās tā ķīmiskais sastāvs. Ir pierādīts, ka sniega piesārņotība ievērojami samazinās, tam nokūstot par 30–35%, un no visu jonu, arī  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  un  $\text{Mg}^{2+}$  sākotnējās koncentrācijas tas satur vairs tikai 44–76% (Johannesen, Henriksen, 1978; Василенко и др., 1985). Autori izvirza hipotēzi, ka kušanas sākumā galvenā piemaisījumu daļa atrodas sniegā sāls šķīduma veidā uz sniega kristālu virsmas, galvenokārt uz kristālu šķautnēm. Tas izraisa sasalšanas temperatūras pazemināšanos un veicina kanālu tīkla izveidošanos sniega segā, pa kuriem izšķīdušie piemaisījumi var aizplūst. Atsaucoties uz šo hipotēzi, būtu skaidrojams, kāpēc Rīgas centrā, sniegam intensīvi kūstot, piesārņojums samazinājās. Acīmredzot sniega kušanas ūdeņi iesūcas arī stumbra mizā (4.2. att.), jo, sniegam kūstot, sniega segas virsmas slīpums veidojas virzienā uz koka stumbru.



4.2. att. Sniega krāvums Elizabetes ielā 2005. gada 25. martā. (Pie koka stumbriem sniega sega kūst straujāk, veidojot sniega segas virsmā ielplaciņu.)



4.3. att. Kūstoša trešā izveidojusies pastāvīgā sniega sega Hanzas ielā 1 (a) un Hanzas ielā 2 (b) (25.03.2005), kas raksturo sniega segas kušanas intensitāti atkarībā no novietojuma un ekspozīcijas pret Sauli.

2004./2005. gada ziemā sniega kušanas intensitāte apsekotajās pētījuma vietās atšķīrās, tāpēc novērotas dažādas piesārņojuma izmaiņas tendences pat vienā ielas posmā. Vietās, kur sniega krāvumi bija kusuši visintensīvāk, Na koncentrācija un citu jonu koncentrācija bija daudz zemāka salīdzinājumā ar tikko uzsniguša sniega (dažu dienu veciem) paraugiem, piemēram, Hanzas ielā 1 (3.10. att., 2.3. tab.).

Sniega krāvumu kušanas intensitāti nosaka pētījuma vietas novietojums un ekspozīcija pret Sauli. Hanzas ielas 1 apstādījumu brauktuves puse – sniega paraugu ņemšanas vietas ir vērstas pret dienvidiem, turpretim Hanzas ielā 2 – pret ziemeļiem (4.3. att.). Tādēļ Hanzas ielā 2 trešā izveidojusies pastāvīgā sniega kārta kusa lēnāk nekā Hanzas ielā 1 un ķīmisko elementu



koncentrācija marta beigās ievāktajos sniega paraugos salīdzinājumā ar 11. februāra datiem bija palielinājusies.

Viestura dārzā sniega segas intensīvas kušanas apstākļos (4.12.2004., 22.03.2005.) novērota ķīmisko elementu uzkrāšanās tendence. Atšķirībā no ielu pētījuma vietām Viestura dārzā bija izveidojusies daudz vienmērīgāka sniega kārtā (sniegs netika samests ap kokiem), un sniega paraugi tika ievākti pa vainagu perimetru nevis koku stumbru tiešā tuvumā. Tāpēc, sniegam kūstot, piesārņojums bija nevis noplūdis, bet uzkrājies sniega segā, iespējams, lēni sūcoties tai cauri.

Smilšu–sāls un citu maisījuma izmantošana ielu uzturēšanā, kā arī atmosfēras putekļu piesārņojuma dēļ pilsētas centrā sniega segā ir konstatēta paaugstināta Ca, Mg un K koncentrācija.

Kālija koncentrācijas salīdzinoši plašais diapazons ielu apstādījumos (0,3–30,1 mg·t<sup>-1</sup>), īpaši Stabu ielā 1 un Basteja bulvārī 1, iespējams saistīts ar to, ka Rīgā KCl joprojām izmanto sniega un ledus kausēšanai. Piesārņojums sniegā var nokļūt ne tikai no brauktuves puses, transportam sāli uzšļācot vai sāls kaisīšanas/laistīšanas mašīnām izsmidzinot pretslīdes līdzekli uz brauktuves, bet arī no ietves savākto netīro sniegu sametot ap kokiem.

Sniega pētījumus nepiesārņotā Rīgas rajonā – Mežaparkā un Brāļu kapos – 2005. gadā veica arī Latvijas Universitātes Ķīmijas fakultātē. Promocijas darba izstrādes laikā tika salīdzināti Rīgas centra fona paraugvietu (Viestura dārza) izpētes rezultāti ar mežaina un salīdzinoši nepiesārņota Mežaparka un Brāļu kapu sniega kārtas ķīmiskā sastāva analīžu datiem. Izvērtējot pH rādītājus, Viestura dārza sniega ūdens pH vērtības kopumā sakrita ar LU Ķīmijas fakultātes 2005. gadā Mežaparkā, kā arī Brāļu kapu memoriāla teritorijā un tās apkārtnē konstatētajiem vides reakcijas rādītājiem (Zekunda u.c., 2006). Minētajās platībās sniega ūdens pH vērtības bija robežās no 6,05 līdz 6,80; kā izņēmums atzīmējams 4.12.2004. (kūstošs novembra sniegs) un 22.03.2005. (kūstošs februāra sniegs), kad sniega ūdens pH Viestura dārzā bija mazāks par 6 (5,44–5,84). Arī Basteja bulvārī 1 un 2 2004. gada decembra sākumā tika konstatēts pH  $\geq 5,42$ . Pilsētas perifērijā sniega paraugi intensīvas kušanas laikā netika ievākti. Iepriekš minētie rādītāji atbilst destilēta ūdens pH vērtībām (5–6). Tas nozīmē, ka Rīgas centrā konstatētās zemākās sniega ūdens pH vērtības bija normas robežās. Arī Zviedrijā un iepriekšējos pētījumos Latvijā vietās bez intensīvas satiksmes sniega ūdens pH bijis ap 5–6 (Бериня, Калвиня, 1990; Viklander, 1999). Tāpat K. Reinodotteras un M. Viklanderā veiktie novērojumi pilsētās liecina, ka transporta nenoslogotās vietās sniega ūdens pH ir īpaši zems (Reinodotter, Viklander, 2005).

Salīdzinājumā ar Mežaparku un Brāļu kapiem Viestura dārzā konstatēta aptuveni divas reizes augstāka Na koncentrācija (0,70–6,40 mg·t<sup>-1</sup>), 3 reizes augstāka K koncentrācija (0,44–2,40 mg·t<sup>-1</sup>) un 2–4 reizes augstāka Mg koncentrācija (0,27–1,51 mg·t<sup>-1</sup>). Šie dati parāda, ka ne tikai ielu tiešā tuvumā palielinās iepriekš minēto elementu koncentrācijas, bet tie ar gaisa plūsmām izkļiedējas daudz plašākā teritorijā. Tas nozīmē, ka pilsētas centra parku sniega segas datus var izmantot kā atskaites punktus, lai relatīvi salīdzinātu vienas vai otras vietas piesārņojumus tā apkārtnē, bet šos datus nevar izmantot kā rādītāju pilsētas fona jeb nepiesārņota sniegas segas raksturošanai. Pilsētas centrā atmosfēra ir piesātināta ar izplūdes gāzēm, kas, nokrišņu izšķīdinātas, nonāk sniegā, paaugstinot H<sup>+</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>, NO<sub>3</sub><sup>-</sup> koncentrāciju, kas savukārt izraisa sniega pH pazemināšanos (Василенко и др., 1985). Taču Rīgas centrā iegūtajos paraugos vairumā gadījumu konstatētas paaugstinātas ielu sniega ūdens pH vērtības salīdzinājumā ar fona līmeni parkā. Tas saistāms ar Ca un Mg palielināto koncentrāciju ielu sniega ūdens paraugos, kas atbilst arī Dz. Beriņas un L. Kalviņas Latvijā veikto sniega ķīmiskā sastāva pētījumu rezultātiem (Бериня, Калвиня, 1990).

Pēc A. Zekundas un citu autoru pētījumiem Rīgas perifērijā sniega ūdens elektrovadītspējas vērtības 2005. gada ziemā uzrādīja būtisku korelāciju ar Na, K, Mg jonu saturu (Na<sup>+</sup>, K<sup>+</sup>, Mg<sup>2+</sup> koncentrāciju summu) sniegūdenī (Zekunda u.c., 2006). Turpretim Rīgas centra ielu apstādījumu sniega ūdenī 2004./2005. gada ziemas sezonā kopumā novērota cieša pozitīva korelācija starp sniega ūdens elektrovadītspēju un Na ( $r_{(0,05; 135)} = 0,99$ ) un Cl<sup>-</sup> ( $r_{(0,05; 135)} = 0,98$ ) koncentrāciju tajā, savukārt ar K, Ca un Mg koncentrāciju uzrādīja būtisku, bet vāju savstarpēju sakarību ( $r_{EC; K(0,05; 135)} = 0,35$ ,  $r_{EC; Ca(0,05; 135)} = 0,31$ ,  $r_{EC; Mg(0,05; 135)} = 0,28$ ). Tas skaidrojams ar daudz lielāku Na un Cl<sup>-</sup> jonu koncentrāciju Rīgas centra ielu apstādījumu sniega ūdenī.

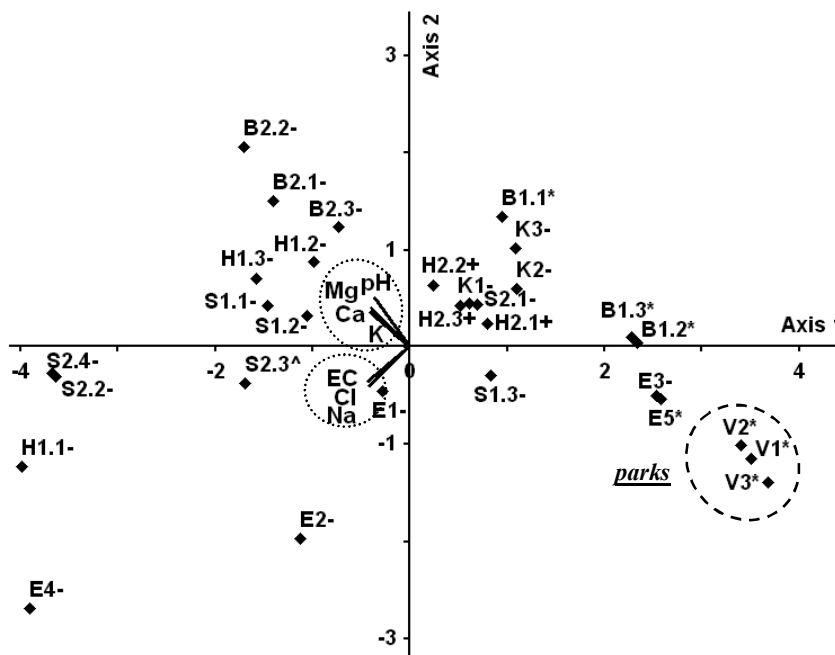
LU Ķīmijas fakultātes pētnieki novērojuši, ka lielākais Mg piesārņojuma daudzums saistīts ar cieto frakciju, ko ieguva filtrējot sniegūdens paraugus, un šīs daļiņas neizplatās tālu no piesārņojuma avota (Zekunda u.c., 2006). Tā kā Rīgas centra sniega paraugiem analizēta šķīstošā

frakcija, tad daļa Ca, Mg sāļu (grūtāk šķīstoši nekā Na, K sāļi) piesārņojuma acīmredzot palikusi nešķīstošajā frakcijā. Tādējādi kopējā Ca un Mg koncentrācija varētu būt daudz lielāka.

### Sniega ķīmisko datu telpiskā variācija

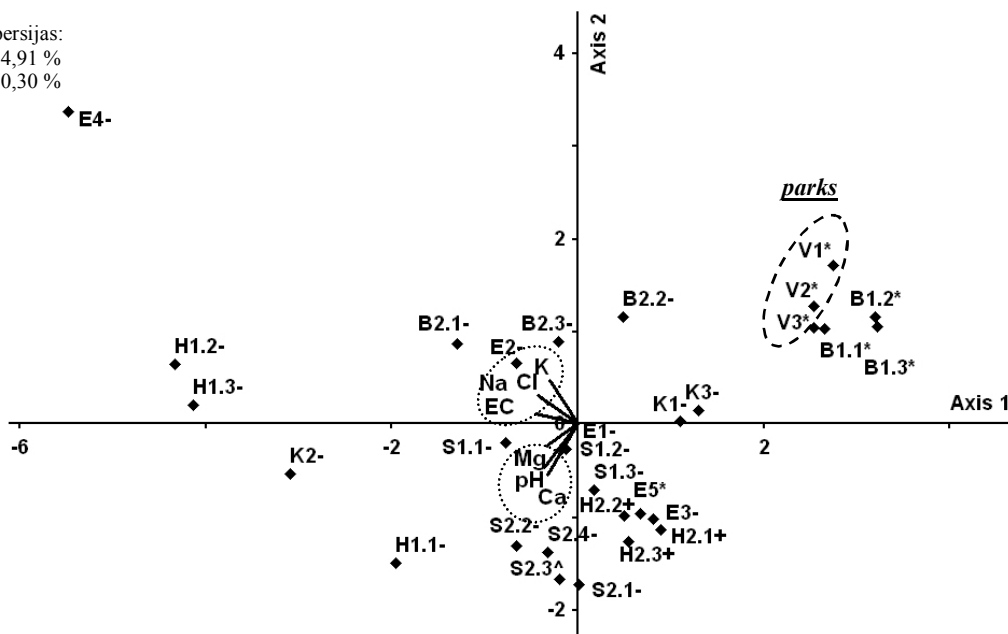
Ķīmisko elementu koncentrāciju lielo izkliedi ielu apstādījumu paraugvietās, kas norāda uz sniega ķīmiskā sastāva nevienmērīgumu pat vienā ielā vai ielas posmā, labi raksturo sniega ūdens ķīmisko analīžu datu komponentanalīze (4.4.–4.8. att.). Piemēram, 1. pastāvīgajai sniega kārtai (26.11.2004.) Elizabetes ielā blakus esošās paraugvietas E3 un E2 koordinātu plaknē atbilstoši komponentanalīzei atrodas dažādos kvadrantos, bet visas Elizabetes ielas paraugvietas ir izklidētas koordinātu plaknē, t.i., tās neveido vienotu grupu. Savukārt homogēnākā grupā, balstoties uz 26. novembra sniega ķīmisko analīžu rezultātiem, kad konstatēts vislielākais sniega

% no dispersijas:  
1. asij – 67,20 %  
2. asij – 15,19 %



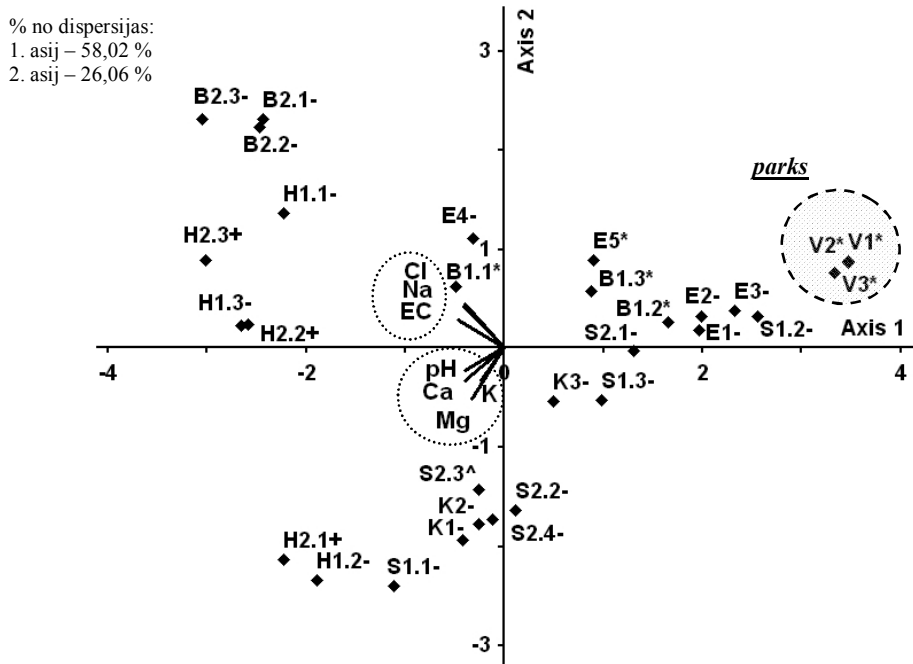
4.4. att. Pētīto parauglaukumu sniega ūdens ķīmiskā sastāva (2004. gada 26. novembra dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītajās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)

% no dispersijas:  
1. asij – 64,91 %  
2. asij – 20,30 %

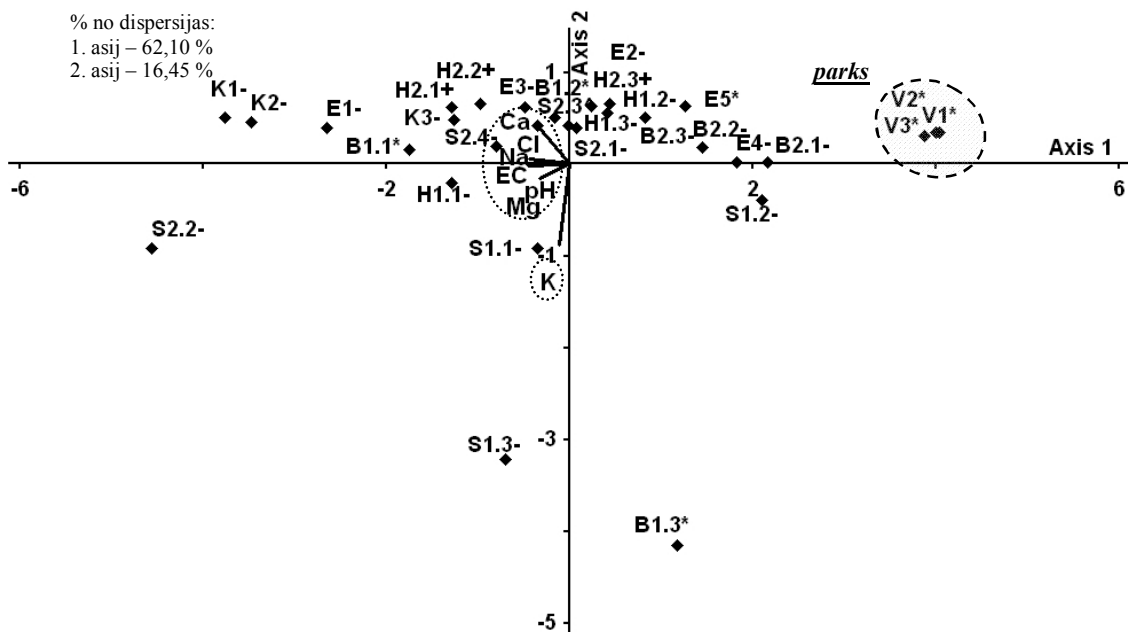


4.5. att. Pētīto parauglaukumu sniega ūdens ķīmiskā sastāva (2004. gada 4. decembra dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītajās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)

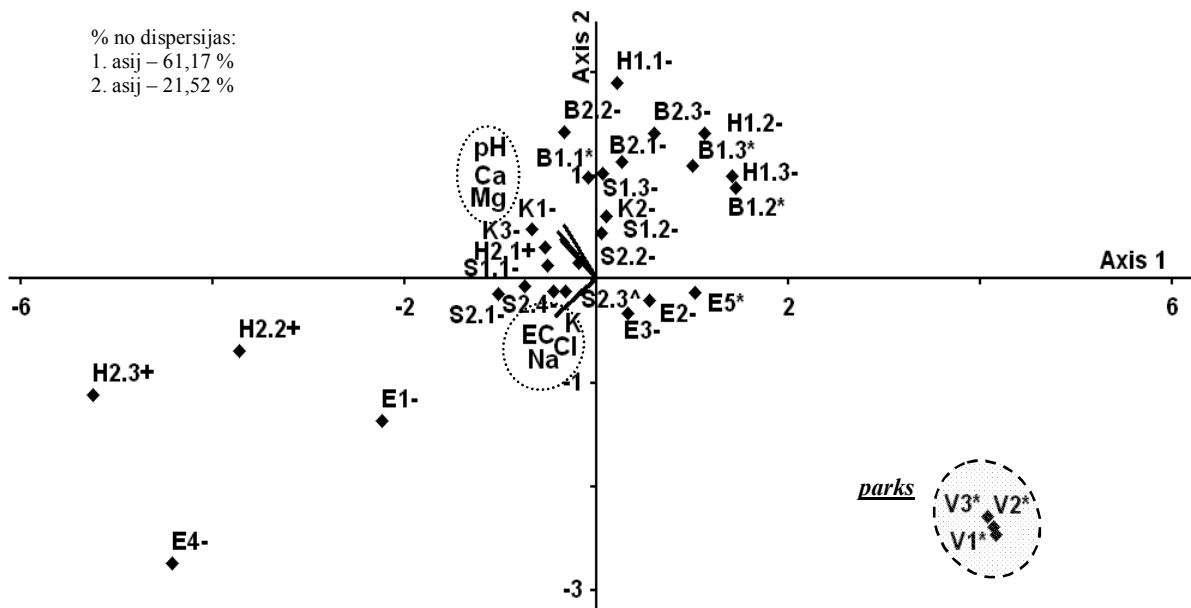
piesārņojums, savietojušās paraugvietas no atšķirīgiem pilsētas ielu posmiem: Stabu iela 1.2 (S1.3) un 2.1 (S2.1), Basteja bulvāris 1.1 (B1.1), K. Valdemāra iela (K1, K2, K3), Hanzas iela 2 (H2.1, H2.2, H2.3). Attēlos labi redzams, ka tīrākais ielu sniega ūdens, piemēram, 26. novembrī bijis gan atsevišķās paraugvietās Elizabetes ielā (E4, E5), gan Basteja bulvārī gar Jēkaba arkādi (B1.1, B1.2) (4.4. att.). Otrā pastāvīgās sniega kārtas ūdens fona rezultātiem vistuvāk bijušas: Stabu iela 1.2 (S1.2), Basteja bulvāris 1.2 (B1.2), Elizabetes ielas trīs paraugvietas – E3, E2 un E1 (4.6. att.). Bet 3. pastāvīgajai sniega kārtai visfirākais ūdens no 11.02.2005. ievāktajiem paraugiem bijis Basteja bulvārī 2.1 (B2.1), Stabu ielā 1.2 (S1.2) un Elizabetes ielā 4 (E4) (4.7. att.).



4.6. att. Pētīto parauglaukumu sniega ūdens ķīmiskā sastāva (2004. gada 28. decembra dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītajās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)



4.7. att. Pētīto parauglaukumu sniega ūdens ķīmiskā sastāva (2005. gada 11. februāra dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītajās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)



4.8. att. Pētīto parauglaukumu sniega ūdens ķīmiskā sastāva (2005. gada 22. marta dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītājās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)

Ir pētījuma vietas, piemēram, Hanzas iela 2 (H2.1–2.3), Basteja bulvāris 1 (B1.1–1.3), Basteja bulvāris 2 (B2.1–2.3), kuru paraugvietas samērā labi grupējamas, jo uzrāda mazāku rezultātu izkliedi. Katrā sniega ņemšanas reizē vairumā pētījuma vietu ir kāda paraugvieta, kas krasi nodalās no galvenās grupas, tādējādi radot izkliedi.

Līdz ar to vismazākā paraugvietu datu izkliede un stabilākā grupa visās piecās sniega ņemšanas reizēs konstatēta Viestura dārzā, kur bija viszemākās ķīmisko parametru vērtības. Pārējās paraugvietas gar ielām ordinācijas telpā tik noteiktas grupas vairs neveido. Tas skaidrojams ar sniega ķīmiskā sastāva izmaiņām atkarībā no vietas un laika.

Raksturīgi, ka visos komponentanalīzes gadījumos paraugu ņemšanas vietu izkliedi koordinātu telpā noteikusi Na, Cl un EC daudzuma variēšana sniega kārtā (pirmais galvenais komponents), kas izskaidro 58,02% līdz 67,20% no kopējās dispersijas. Savukārt Ca, Mg, K un pH variēšana paraugvietās vairāk ir saistīta ar otro komponentu (15,19–26,06% no kopējās dispersijas).

Tas nozīmē, ka sniega piesārņotības līmenis katrā paraugu ņemšanas vietā un reizē ir bijis stipri atšķirīgs un pēc vienas paraugvietas sniega ķīmiskā sastāva datiem nav izdarāmi secinājumi par piesārņojumu visā ielas posmā un vērtējama sāls maisījuma ietekme uz ielas apstādījumiem.

Sniega kārtas ķīmisko sastāvu un piesārņojuma uzkrāšanos tajā Rīgas ielu apstādījumos noteicis apledošanas novēršanai izmantotā sāls maisījuma ķīmiskais sastāvs, transporta kustības intensitāte un sniega kārtas saglabāšanās ilgums. Tas atbilst arī citviet veikto sniega ķīmiskā sastāva pētījumu rezultātiem (Viklander, 1999; Reinsoodotter, Viklander, 2005). Savukārt sniega kušanas intensitāte un sniega kārtas veids (vienmērīga sniega sega parkā vai nevienmērīga un neviendabīga sniega krāvums ap kokiem ielās) būtiski ietekmē atlikušā sniega ķīmisko sastāvu (Čekstere, Osvalde, 2006; Cekstere et al., 2008).

## 4.2. Ķīmisko elementu uzkrāšanās augsnē

### 4.2.1. Nātrijs un hlorīdioni

Pēc ceļu apstrādes ar sniega un ledus kausēšanas līdzekļiem apledojušs un sniegs pārvēršas putrainā masā un šķīdumā, kura daļu transportlīdzekļi braucot izšķaida uz koku apdobēm vai sētnieki no ietvēm satīrīto samet kaudzē ap kokiem. Iestājoties siltākam laikam, šī masa kūst un iesūcas augsnē. Arī aerosolu veidā ar vēju (gaisa plūsmu) sāls no ceļiem var tikt pārnesti uz apstādījumu augsni. Tādējādi ziemas sezonas beigās, t.i. martā, ņemto augsnes paraugu ķīmisko analīžu rezultāti atklāja ievērojami paaugstinātu Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju ielu apstādījumu augsnē salīdzinājumā ar Viestura dārzu. Mazākā Na koncentrācija bija Basteja bulvārī 1, kur ziemas periodā sniega sega uzrādīja zemu piesārņojuma līmeni, jo šī pētījuma teritorija atrodas vistālāk no brauktuves – ≈ 3,5 m – starp ietvi un Jēkaba arkādi. Arī citi pētījumi apliecina Na samazināšanos augsnē 1,5 līdz 10 m attālumā no brauktuves, bet viskrasāk pēc 5 m (Bryson, Barker, 2002). Pretapledojušas novēršanai izmantojamās sāls sastāvā esošo elementu pastiprinātu uzkrāšanos augsnē novērojuši arī citi pētnieki (Davison, 1971; Dyer, Mader, 1986; Hootman et al., 1994; Bryson, Barker, 2002; Czerniawska-Kusza et al., 2004; Ramakrishna, Viraraghavan, 2005; Lundmark, Olofsson, 2007; Timonen, Kauppinen, 2008; Cunningham et al., 2008; Бериня, Калвина, 1989).

Hanzas ielā 1, kur paraugvietas līdzīgi kā Basteja bulvārī 1 arī neatrodas tieši blakus brauktuvei (starp ietvi un ielas apbūvi/ēkām), konstatētā augstā Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija sniegā un augsnē skaidrojama ar ļoti intensīvu sāls maisījuma lietošanu uz brauktuves, bet jo īpaši uz ietves. Šajā gadījumā koka attālums no brauktuves malas 2 m nebija pietiekams, lai samazinātu Na un Cl<sup>-</sup> uzkrāšanos augsnē. Salīdzinoši pētījuma teritorijā Hanzas ielā 2, kas atrodas blakus brauktuvei, paraugu ņemšanas vietas attālums no brauktuves bija mazāks (≈ 1,35–2,15 m), bet Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija augsnē un sniegā daudz zemāka nekā Hanzas ielā 1. Jāatzīmē, ka Hanzas ielā 2 kokiem ir izveidotas atsevišķas apdobes, aptuveni 3,7 m<sup>2</sup> platībā, turpretim Hanzas ielā 1 – visiem paraugkokiem ir kopēja apdobe, vidēji katram 22 m<sup>2</sup>. Tādējādi Hanzas ielā 1 piesārņojumam pakļautā, ar sniegu klātā augsnes virskārtas platība bija lielāka.

Visciešāko saistību (korelāciju) starp augsnes piesārņojuma līmeni ar Na un Cl<sup>-</sup> uzrādīja 4. decembra jeb pirmās pastāvīgās sniega kārtas/krāvumu kušanas laikā ievāktu paraugu rezultāti ( $r_{Na(0,05,27)} = 0,66$ ;  $r_{Cl(0,05,27)} = 0,36$ ) (4.1. tab.). Tomēr, ņemot vērā, ka decembra sākumā kūstošā sniega ūdenī noteiktās Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas bija ļoti zemas, konstatētā saistība ar augsnes piesārņojuma līmeni marta beigās nevar izskaidrot ķīmisko elementu koncentrāciju atšķirības augsnē.

4.1. tabula

Sakarība starp Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju ielu apstādījumu sniega ūdenī un augsnē

Sniega ūdens	26. novembris		4. decembris		28. decembris		11. februāris		22. marts	
	Cl <sup>-</sup>	Na	Cl <sup>-</sup>	Na	Cl <sup>-</sup>	Na	Cl <sup>-</sup>	Na	Cl <sup>-</sup>	Na
Cl <sup>-</sup> marts	0,06	0,09	0,36	0,47*	-0,18	-0,15	-0,14	-0,16	-0,18	-0,18
Na marts	0,42*	0,44*	0,66*	0,66*	-0,10	-0,09	-0,14	-0,20	0,09	0,10
Cl <sup>-</sup> jūnijs	0,27	0,25	0,49*	0,58*	0,16	0,20	-0,15	-0,13	-0,34	-0,32
Na jūnijs	0,62*	0,63*	0,57*	0,58*	0,12	0,14	-0,01	-0,01	0,22	0,24
Cl <sup>-</sup> jūlijs	0,15	0,15	0,56*	0,67*	0,05	0,09	-0,19	-0,18	-0,35	-0,33
Na jūlijs	0,68*	0,70*	0,69*	0,69*	0,13	0,15	-0,28	-0,25	0,09	0,11

\* –  $p < 0,05$ ;  $n = 27$

Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija 26. novembra sniega ūdenī, kur fiksēts visaugstākais Na un Cl<sup>-</sup> piesārņojums sniega paraugos, norāda, ka pastāv būtiska vāja saistība ar martā konstatēto Na, bet nebūtiska ar Cl<sup>-</sup> koncentrāciju augsnē. Tāpat nebūtiska bija saistība arī starp 11. februāra jeb trešās pastāvīgās sniega kārtas analīžu rezultātiem, kas uzrādīja otru lielāko piesārņojuma līmeni, un ziemas beigās (30. martā), tūlīt pēc sniega nokušanas, ievāktajos augsnes paraugos. Konstatētajam faktam varētu būt vairāki skaidrojumi. Pirmkārt, 2004./2005. gada ziemā vairākkārt novēroti intensīvi nokrišņi lietūs veidā, kas visticamāk ieskalojusi daļu Na un Cl<sup>-</sup> no nesasalušās augsnes tās

virskārtas dziļākajos slāņos. Otrkārt, sniega krāvumiem kūstot, daļa Na un Cl<sup>-</sup> piesārņojuma pa sniega krāvuma slīpni, iespējams, noplūda uz brauktuvi un ietvi, neiesūcoties augsnē, ko tad vēl klāja atlikušais sniegs. Treškārt, iespējams, ka lielākais Na un Cl<sup>-</sup> daudzums bija kūstošo sniega krāvumu sākumdaļas ūdenī. Savukārt turpmākais kūstošā sniega ūdens veicināja šo jonu tālāku transportu dziļāk augsnē. Aprakstītā hipotēze ir līdzīga Zviedrijā veiktā pētījuma par hlorīdjonu uzkrāšanos un migrāciju augsnē no ceļu uzturēšanas darbos izmantotās sāls rezultātiem (Lundmark, Olofsson, 2007). Ceturtkārt, piesārņojuma migrāciju/ pārvietošanos augsnē varēja ietekmēt arī tās caurlaidība, jo pilsētas ielu apstādījumu augsnes ir blīvas un, iespējams, joprojām bija vēl sasalušas, veicinot jonu horizontālu pārvietošanos augsnes virsējā slānī (augšņu virspusē/virs augsnes).

Tomēr jāatzīmē, ka konstatēta vidēji cieša saistība starp vidējo Na koncentrāciju ziemas sezonā (vidējais rādītājs visām paraugu ņemšanas reizēm) ielu apstādījumu sniega ūdens paraugos un augsnē 2005. gada jūnijā un jūlijā ( $r_{(0,05; 27)} = 0,60$  un  $r_{(0,05; 27)} = 0,57$ ).

Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas samazināšanās augsnē 2005. gadā jūnijā un jūlijā un 2007. gada vasarā gandrīz visās paraugu ievākšanas vietās (3.15. att.) saistāma ar to izskalošanos no tās virsējā slāņa, ieskalošanos dziļāk un daļēju uzņemšanu ar koku saknēm. Tādējādi rezultāti attiecībā uz Na un Cl<sup>-</sup> norāda uz augsnes piesārņojumu agrā pavasarī, sniegam tikko nokūstot un iesūcoties augsnē. Šāda situācija pavasarī var izraisīt stresu kokiem, jo hlorīdjonu un nātrija jonu ir antagonisti vairākiem augu barības elementiem, piemēram, P, S un K u.c. (Bergmann, 1988). Tomēr Na koncentrācijas līmenis augsnē arī vasarā saglabājās augsts, kas veicina šī piesārņojuma regulāru uzkrāšanos augsnē ik gadu. Aprakstītie rezultāti ir līdzīgi Dānijā novērotajam – sāls izskalošanās no augsnes agrā pavasarī nav pietiekama, lai būtiski samazinātu NaCl koncentrāciju augsnes ūdenī vasarā (Pedersen et al., 2000).

Atšķirībā no nātrija joniem hlorīdjonu kā anjoni tiek ātrāk izskaloti no augsnes, jo tie neveido nešķīstošus ķīmiskus savienojumus un nesaistās augsnes absorbcijas kompleksā (Бериня, Калвиня, 1989; Norrström, Bergstedt, 2001), tādēļ novērota to koncentrācijas daudz straujāka samazināšanās. Līdz ar to vasaras sākumā ņemto augsnes paraugu analīzes vairs neatspoguļo reālo situāciju pavasarī (Čekstere et al., 2007; Čekstere et al., 2008).

Saskaņā ar amerikāņu, austriešu un poļu pētnieku atzinumu (Bryson, Barker, 2002; Hartl, Erhart, 2002; Czerniawska-Kusza et al., 2004), pastāvot augstai nātrija jonu koncentrācijai augsnes reakcija var kļūt bāziskāka. Tas būtu attiecināms arī uz Rīgas centra ielu augsnēm, kur vairumā gadījumu konstatēta neitrāla un viegli bāziska augsnes reakcija. Šādu tendenci veicina arī celtniecības materiālu, būvgružu un tehnogēnais piesārņojums, jo minētajiem materiāliem ir bāziska reakcija un tādēļ tie paaugstina augsnes pH. Neitrāla un viegli bāziska augsnes reakcija raksturīga daudzās pilsētās (Craul, 1992; Craul, 1999; Jim, 1998; Аванесян, Завальцева, 2008). Ielu apstādījumu augsnes izteiktā nevienmērīguma dēļ praktiski nebija iespējama analīzēm paredzētu precīzi identisku paraugu iegūšana, kas arī palielināja rezultātu izkliedi.

#### 4.2.2. Makroelementi

Tāpat kā Na un Cl<sup>-</sup> gadījumā, arī **attiecībā uz K** veģetācijas sezonā (jūnijs–jūlijs), koku saknēm K<sup>+</sup> aktīvi uzņemot no augsnes, kā arī izskalojoties no augsnes virskārtas, izvēlētajās pētījuma vietās salīdzinājumā ar martu novērota samazināšanās tendence. Augsnē K ir ne tikai K saturošu minerālu kristāliskā režģa sastāvā, uz koloīdu daļiņām, bet arī mikroorganismu sastāvā un brīvā jonu formā augsnes šķīdumā, no kura tas augiem samērā viegli uzņemams K<sup>+</sup> veidā.

Kaut arī Stabu ielā 1 sniega ūdenī 2004./2005. gada ziemas sezonā konstatēts lielākais K daudzums, paaugstinātu tā koncentrāciju augsnes analīzes neuzrādīja: līdzīgi kā Na un Cl<sup>-</sup>, augstākā K koncentrācija konstatēta 26. novembrī un 11. februārī, bet nevis 22. martā ievāktajiem sniega paraugiem. Turklāt sniega piesārņojums ar K bija daudz mazāks salīdzinājumā ar Cl<sup>-</sup> un Na (Čekstere, 2009).

Vairumā paraugvietu salīdzinājumā ar Viestura dārzu konstatēta zema K koncentrācija augsnē. Literatūrā minēts (Meyer, 1978), ka pazemināts K līmenis sastopams pilsētās, kur substrāts satur būvgružus. Tas attiecināms arī uz Rīgas centru, kur gandrīz visos ielu augsnes paraugos konstatēta ne tikai zema K koncentrācija, bet arī paaugstināts Ca un Mg daudzums.

Rīgas centrā K daudzums ielu apstādījumu augsnē nav augsts (galvenokārt diapazonā no 100 līdz 200 mg·kg<sup>-1</sup>, 3.16. att.), un augiem šī makroelementa varētu nepietikt. Kā izņēmums atzīmējams Basteja bulvāris 1 un Viestura dārzs, kur K daudzums augsnē bija visaugstākais un tika novērota vislabākā koku vitalitāte.

Augstāka **Ca** un **Mg** koncentrācija Rīgas ielu apstādījumu augsnē 2005. g. marta beigās, iespējams, saistāma ar ceļu uzturēšanai ziemā izmantoto sāls piemaisījumu, kā arī Ca un Mg saturošo putekļu uzkrāšanos (Čekstere, 2009). Ca un Mg satura palielināšanās atsevišķu ielu pētījuma vietu augsnē 2005. g. jūlijā, kā arī 2007. g. vasarā, pretēji Viestura dārzā novērotajai Ca un Mg koncentrācijas samazināšanās tendencei, augiem tos uzņemot no augsnes, galvenokārt skaidrojama ar ceļu un būvniecības putekļu pastiprinātu uzkrāšanos tās virskārtā. Arī kopumā augstās Ca un Mg koncentrācijas un plašā variānce augsnē saistāma ar faktu, ka Rīgas ielu apstādījumu augsnes nav dabiski veidojušās, tās satur dažādu būvniecības materiālu (ķieģeļi, betons, dolomītšķembas u.c.) daļas un putekļus, kas augsnē uzkrājušies ļoti neviendabīgi un kuru sastāvā ietilpst Ca un Mg. Konstatētās augstās Ca un Mg koncentrācijas Rīgas ielu apstādījumu augsnē ir līdzīgas situācijai, kāda ir daudzu pilsētu apstādījumu augsnēs (Jim, 1998; Craul, 1999).

Analīžu rezultāti attiecībā uz **P** augsnē kopumā atbilst pirms ≈40 gadiem A. Ripas un E. Pētersona (1968) veiktajiem Rīgas apstādījumu augsnes izpētes rezultātiem, kur tika konstatēts augsts un pārbagāts P daudzums, bet atšķiras no H. Meiera (Meyer, 1978) pētījumiem Vācijas pilsētās, kurās atklāts samazināts P un K līmenis apstādījumu augsnēs ar paaugstinātu antropogēno materiālu saturu un bāzisku reakciju. Šāda situācija Rīgā skaidrojama ar P saturošu minerālmēsļu lietošanu un tālāku mazšķīstošu P savienojumu veidošanos, galvenokārt ar Ca un Mg, un uzkrāšanos neitrālas–viegli bāziskas augsnes reakcijas apstākļos vairāku gadu desmitu laikā, īpaši Viestura dārzā, kur P koncentrācija augsnē caurmērā bija divas reizes augstāka nekā ielu apstādījumos.

Lielākā daļā paraugvietu 2007. g. jūnijā un augustā **N** un **S** koncentrācija augsnē vērtējama kā zema. Līdzīgus secinājumus par **N** un **S** zemo koncentrāciju pilsētu apstādījumu augsnē ir izdarījuši arī zinātnieki Polijā (Oleksyn et al., 2007), Somijā (Timonen, Kauppinen, 2008) un citviet pasaulē (Scharenbroch, Lloyd, 2004; Sieghardt et al., 2005). Tas tāpēc, ka **N** un **S** anjonu formā no augsnes izskalojas ātrāk nekā katjoni. Ielu apstādījumu augsnes ir arī ļoti blīvas, kas savukārt veicina denitrifikācijas un desulfatizācijas procesu attīstību. Industriālās un urbānās teritorijās **S** daudzumu augsnē palielina atmosfēras piesārņojums ar SO<sub>2</sub>. Pēdējo 20 gadu laikā SO<sub>2</sub> emisijas atmosfērā ir ievērojami samazinājušās kā Rietumeiropā un Centrāleiropā (Oulehle et al., 2006), tā arī Ziemeļu un Austrumeiropā, t.sk. Latvijā un Rīgā (Terauda, Nikodemus, 2007; Jankovska et al., 2008).

#### 4.2.3. Mikroelementi

Augiem **Mo** ir uzņemams šķīstošā vai apmaiņas formā. Vismazāk šādās formās **Mo** ir viegla granulometriskā sastāva velēnu podzolaugsnēs – līdz 0,06 mg·kg<sup>-1</sup> (arī kūdrainā augsnē augstos un pārejas purvos), bet karbonātaugsnē **Mo** kustīgā un apmaiņas forma var sasniegt 1 mg·kg<sup>-1</sup> (Битюцкий, 2005). Rīgas rajona augsnēs 1 M HCl izvilkumā **Mo** daudzums svārstās no 0,01 līdz 0,10 mg·l<sup>-1</sup> (Riņķis, Ramane, 1989). Savukārt Rīgas ielu apstādījumos **Mo** vidējais daudzums 1 M HCl izvilkumā 2007. g. jūnijā bija robežās no 0,03–0,10 mg·kg<sup>-1</sup>, bet augustā vairumā augsnes paraugu vairs tikai 0,02–0,03 mg·kg<sup>-1</sup>. Līdz ar to **Mo** koncentrācija Rīgas apstādījumu augsnē, kas pēc granulometriskā sastāva ir smilts, raksturojama kā zema. Kustīgā jeb augiem pieejamā **Mo** daudzums augsnē ir atkarīgs no augsnes pH un kalcija satura augsnes šķīdumā (Kabata–Pendias, Pendias, 1986; Marschner, 1995; Nikodemus u.c., 2009; Ринькис, Поллендорф, 1982). Rīgā ielu apstādījumu augsnē konstatēta pozitīva, statistiski būtiska sakarība starp **Mo** un **Ca** daudzumu augsnē 2007. g. augustā:  $r_{0,05, 26}=0,52$ . Taču, ņemot vērā, ka **Mo** daudzums augsnē bija zems un gandrīz nemainīgs, bet **Ca** daudzums – ļoti augsts un ar lielu variānci, šī sakarība ir maznozīmīga.

Rīgas centra ielu apstādījumos 2007. g. vasarā konstatēts plašs **B** koncentrācijas diapazons (0,07–1,25 mg·kg<sup>-1</sup>) un vidēji **B** koncentrācija bija 2–3 reizes zemāka nekā parka augsnē. Arī viegli šķīstošā **B** daudzums Latvijas augsnēs ir līdzīgā diapazonā: 0,1–1,38 mg·kg<sup>-1</sup> (Nikodemus, 2009). Savukārt 1 M HCl izvilkumā Rīgas rajona augsnēs **B** koncentrācija svārstās no 0,2 mg·l<sup>-1</sup> līdz 2,5 mg·l<sup>-1</sup> (Riņķis, Ramane, 1989), līdz ar to Rīgas centra apstādījumu augsnē šī elementa daudzums

bija samērā līdzīgs. B kā šķīstošais anjons no augsnes viegli izskalojas, tāpēc augsnē reti sastopams augstā koncentrācijā.

Citur pasaulē skābās velēnu podzolaugsnēs, 1 M HCl izvilkumā, **Zn** caurmērā konstatēts 0,12–20 mg·kg<sup>-1</sup> (neitrālās vai bāziskās augsnēs mazāk), savukārt **Cu** – no 0,05 līdz 5 mg·kg<sup>-1</sup> (Битюцкий, 2005). Vērtējot minēto elementu analīžu rezultātus, Rīgas apstādījumu augsnes, arī Viestura dārzā, raksturojamas kā ar Zn un Cu bagātas vai pārbagātas, kas saistāms ar autotransporta radītā piesārņojuma uzkrāšanos pilsētvidē. Rīgas ielu apstādījumos konstatētās Cu koncentrācijas augsnē bija tuvas vai pārsniedza Latvijā noteikto tā piesardzības robežlieluma vērtību smilts augsnē – 30 mg·kg<sup>-1</sup> (kopējā koncentrācija augsnē). Savukārt Zn koncentrācija Latvijā noteikto piesardzības robežlieluma vērtību smilts augsnē (250 mg·kg<sup>-1</sup>, kopējā koncentrācija) pārsniedza atsevišķos augsnes paraugos Hanzas ielā 1, Elizabetes un Stabu ielā 2 (MK noteikumi Nr. 804, 2005).

Tiek uzskatīts, ka mūsdienās Zn ienese augsnē no atmosfēras pārsniedz tā iznesi (Полевой, 1989), tāvad Zn augsnē uzkrājas. Rīgas centrā augsnes virsējā slānī pavasara–vasaras sezonā (Viestura dārzā, Hanzas ielā 1, Elizabetes ielā un Stabu ielā 2) laika posmā no 2005. g. marta līdz jūlijam konstatēta Zn koncentrācijas būtiska samazināšanās (3.17. att.). Citās pētījuma vietās Zn koncentrācija bija samazinājusies līdz jūnijam, bet jūlijā atkal pieaugusi. Pieņemts uzskatīt, ka Zn augsnē ir ļoti kustīgs, un viskustīgākais un bioloģiski pieejamākais tas ir skābās, viegla granulometriskā sastāva minerālaugsnēs. Rīgā pētītās augsnes ir neitrālas vai viegli bāziskas, ar augstu pH un Ca līmeni, kas veicina nešķīstošu Zn savienojumu veidošanos. Tāpēc daļa Zn augsnē, iespējams, uzkrājusies savienojumu veidā, kas izmantotajā visumā „agresīvajā” augsnes izvilkumā (1 M HCl) 2005. g. jūnijā un jūlijā un, iespējams, arī 2007. g. jūnijā un augustā tomēr neekstrahējās. No otras puses, iespējams, ka daļa Zn bija ieskalojusies dziļākajos slāņos, bet daļu uzņēmuši augi. Līdzīga tendence – Zn līmenim augsnē samazināties – novērota Seviļā no 2000. gada rudens līdz 2001. gada vasarai un skaidrota ar Zn lielāku mobilitāti augsnē salīdzinājumā ar Pb un Cu (Madrid et al., 2004). Jāatzīmē, ka noteiktais Zn daudzums Rīgas apstādījumu augsnē bija caurmērā līdzīgs Honkongā konstatētajai kopējai Zn koncentrācijai augsnē (Jim, 1998). Līdz ar to Zn koncentrācija Rīgas augsnē ir vērtējama kā augsta. Pēc citu pētījumu rezultātiem, svarīgs Zn avots urbānā vidē ir transporta gumijas riepu un tērauda virsmu nodilums, kā arī dīzeļdegvielas sadegšanas rezultātā radušies kvēpi/sodrēji (Ozaki et al., 2004).

Ne tikai Zn, bet arī Cu un Fe paaugstināta koncentrācija 2005. g. marta beigās augsnē (3.17. att.) skaidrojama ar šo metālu uzkrāšanos ziemā putekļu un augsnes daļiņu veidā sniega segā, kam nokūstot tie uzkrājas augsnes virskārtā (Cekstere, Osvalde, 2009). Šī pētījuma ietvaros netika pētīta sniega ūdens cietā frakcija. Tomēr īpaši augsts piesārņojums ar šo frakciju vizuāli novērots trešajai pastāvīgajai sniega kārtai 22. martā. (Kopējais trešās pastāvīgās sniega kārtas ekspozīcijas laiks bija vairāk nekā 1 mēnesis (aptuveni no 6. februāra līdz 25–28. martam – atkarībā no sniega kārtas kušanas intensitātes)). Pēc A. Zekunda u.c. atzinuma, cietās frakcijas daļiņas ir samērā rupjas un tādēļ neizplatās tālu no piesārņojuma avota, bet uzkrājas (Zekunda u.c., 2006).

Īpaši augsta Cu koncentrācija konstatēta K. Valdemāra ielā un Basteja bulvārī 1 (līdz pat 133,2 mg·kg<sup>-1</sup>) un 2007. g. augustā arī Basteja bulvārī 2, ko, iespējams, izraisījusi trolejbusa (K. Valdemāra iela) un tramvaja (Basteja bulvāris) elektrokontakvadu un sliežu dilšana, kā rezultātā Cu saturošie putekļi ir nonākuši augsnē.

Tramvaja sliežu un elektrokontakvadu dilšana varētu būt galvenais iemesls Basteja bulvārī novērotajai paaugstinātajai **Fe** koncentrācijai augsnē un izteiktākai tendencei palielināties laika posmā no 2005. g. marta līdz jūlijam un no 2007. g. jūnija līdz augustam salīdzinājumā ar citām pētītajām paraugvietām.

Parasti augstāka **Mn** koncentrācija konstatēta dabiskās augsnēs, kas bagātas ar Fe un organiskajām vielām, jo dabā Mn bieži sastopams konkrēcijās ar Fe, bet augsnes šķīdumos – savienojumos ar humusu (Кабата–Пендиас, Пендиас, 1989). Rīgas centra augsnē organiskās vielas daudzums tika noteikts 2007. gada jūnijā ievāktajiem paraugiem. Pētījumi atklāja statistiski būtisku negatīvu sakarību starp organiskās vielas daudzumu augsnē un Mn ( $r_{\text{org.v.}; \text{Mn}(0,05; 26)} = -0,49$ ), kā arī ar Fe, Cr, Mo un P koncentrāciju ( $0,4 < r < 0,5$ ;  $p < 0,05$ ). Tas nozīmē, ka organiskajām vielām šajā gadījumā ir nebūtiska loma elementu uzkrāšanā un minēto elementu uzkrāšanos nosaka no dabiskām augsnēm atšķirīgi faktori, piemēram, antropogēnais piesārņojums. Savukārt paraugvietas, kur konstatēta augstāka Mn koncentrācija augsnē, četrās no piecām paraugu ņemšanas reizēm



uzrādīja augstāku Fe līmeni un savstarpēji būtisku korelāciju. Ņemot vērā, ka pilsētas augsnē paaugstināto Fe un arī Mn līmeni izraisa antropogēnais piesārņojums, Mn uzkrāšanās augsnē nav saistāma tikai ar Fe. Piemēram, pasaulē, iespējams arī Latvijā, transportlīdzekļi izmanto degvielu, kurai pievienots antidetonators, kas satur Mn (Zayed et al., 1999; Бериня, Калвиня, 1990), un kas varētu būt viens no Mn piesārņojuma avotiem augsnē. Arī Tallinā konstatēta paaugstināta Mn koncentrācija urbānajās augsnēs salīdzinājumā ar ārpuspilsētas augsnēm (Bitjukova et al., 2000).

Visumā Mn, Fe, Cu, Zn kustīgo formu daudzums augsnēs 1 M HCl izvilkumā svārstās samērā plašās robežās pat viena Latvijas rajona ietvaros (Rīgas rajons). Tā, piemēram, Fe: 813–3348; Mn: 35–199; Zn: 1,5–41,0; Cu: 0,8–6,6 mg·l<sup>-1</sup> (Riņķis, Ramane, 1989). Pēc A. Giluča un V. Segliņa datiem Latvijā vidējais kopējais Mn daudzums smilts augsnēs ir 29 mg·kg<sup>-1</sup>, Fe – 1600 mg·kg<sup>-1</sup> (Gilucis, Segliņš, 2003). Rīgas centra augsnē minētajā diapazonā konstatēta līdzīga Mn un Fe, un izteikti paaugstināta Zn un Cu koncentrācija (3.17. att., 3.8. tab.).

#### 4.2.4. Smagie metāli

Kopumā konstatētās smago metālu – **Pb, Cd, Cr** un **Ni** – koncentrācijas Rīgas ielu apstādījumu augsnē bija Viestura dārza līmenī vai pat zemākas. Noteiktā smago metālu koncentrācija pilsētas centra apstādījumu augsnē labi atbilda arī A. Osvaldes pētījumiem par Pb un Ni koncentrāciju Rīgas un tās apkārtnes ceļmalu augsnē, izmantojot 1 M HCl izvilkumu (Osvalde, 1996), kā arī pamatā atbilda V. Upīša un G. Riņķa ieteiktajai augiem pieļaujamajai Pb koncentrācijai augsnē 1 M HCl izvilkumā – 80 mg·kg<sup>-1</sup> (Upītis, Riņķis, 1992).

Autotransporta ietekmi uz augsnes ķīmisko sastāvu Rīgā labi atspoguļo Pb, Zn, kā arī Cd, Cr un Cu koncentrācijas palielināšanās Viestura dārzā virzienā no parka centra uz Hanzas ielu. Arī citviet pasaulē un Latvijā veiktie augsnes pētījumu rezultāti uzrāda smago metālu koncentrācijas samazināšanos līdz ar attāluma palielināšanos no brauktuves malas (Nyangababo, Hamya, 1986; Ozaki et al., 2004; Saeedi et al., 2009; Бериня и др., 1980; Бериня, Калвиня, 1989). Pēc dažādu zinātnieku pētījumiem Ni un Zn nozīmīgs piesārņojuma avots ir dīzeļdegvielas sadegšanas kvēpi/sodrēji; Cd un Zn galvenokārt uzkrājas no riepu gumiju nodiluma, taču iespējama Cd uzkrāšanās vidē arī no baltās krāsas uz asfalta; Pb avots var būt benzīns, kā arī pretkorozijas līdzekļi un krāsas; bet Ni avots – asfalta nodilums (Ozaki et al., 2004; Fontenele et al., 2010).

Pasaulē, piemēram, Seviljā (Madrid et al., 2004) un Stokholmā (Linde et al., 2001) augstākā Pb, Zn, Cu koncentrācija augsnē konstatēta vietās, kas tuvākas pilsētas vēsturiskajiem rajoniem un centrā, to skaidrojot ar cilvēku aktivitātēm un lielāku transporta plūsmas intensitāti. Līdz ar to pamatoti ir uzskatīt, ka paaugstināta smago metālu koncentrācija Rīgas centra augsnē raksturo vispārējo pilsētvides piesārņojuma līmeni.

Smago metālu koncentrāciju savstarpējā korelācija ielu apstādījumu augsnē norāda uz metālu kopēju izcelsmes avotu. Vidēji cieša un cieša ( $r > 0,5$ ;  $p < 0,05$ ) statistiski būtiska saistība bija starp Fe un Cu koncentrāciju augsnē (trijās no piecām paraugu ņemšanas reizēm), Fe–Cr, Cr–Ni (2007. g., kad tika noteikta Cr un Ni koncentrācija), kā arī citiem smagajiem metāliem (3.10. tab.). Vairākiem smagajiem metāliem konstatētās savstarpējās pozitīvās sakarības Rīgas ielu apstādījumu augsnē atbilst arī Bukarestē (Rumānijā) ielu augsnē atklātajām statistiski būtiskām smago metālu koncentrāciju sakarībām, piemēram, Pb–Zn, Cr–Ni, Ni–Mn un Mn–Cr (Lacatusu, Lacatusu, 2010).

Kopumā smago metālu, to skaitā arī augu mikroelementu noteiktās koncentrācijas Rīgas ielu apstādījumos un arī parkā pēc to secības var kārtot šādi: Fe > Mn > Zn > Pb > Cu > Cr > Ni > Cd. Rīgas ielu apstādījumu augsnes analīzes parādīja, ka Pb koncentrācija augsnē bija caurmērā augstāka nekā Cu koncentrācija, kas skaidrojams ar Pb saturošas degvielas lietošanu transporta līdzekļiem līdz 20. gs. beigām un tālāku mazšķīstošu Pb savienojumu veidošanos un uzkrāšanos augsnē. Līdz ar to Rīgā atklātā smago metālu koncentrāciju secība augsnē pamatā atbilst šo elementu koncentrāciju secībai urbānā vidē (Kabata–Pendias, Pendias, 1986; Linde et al., 2001; Madrid et al., 2004).

#### 4.2.5. Elektrovadītspēja

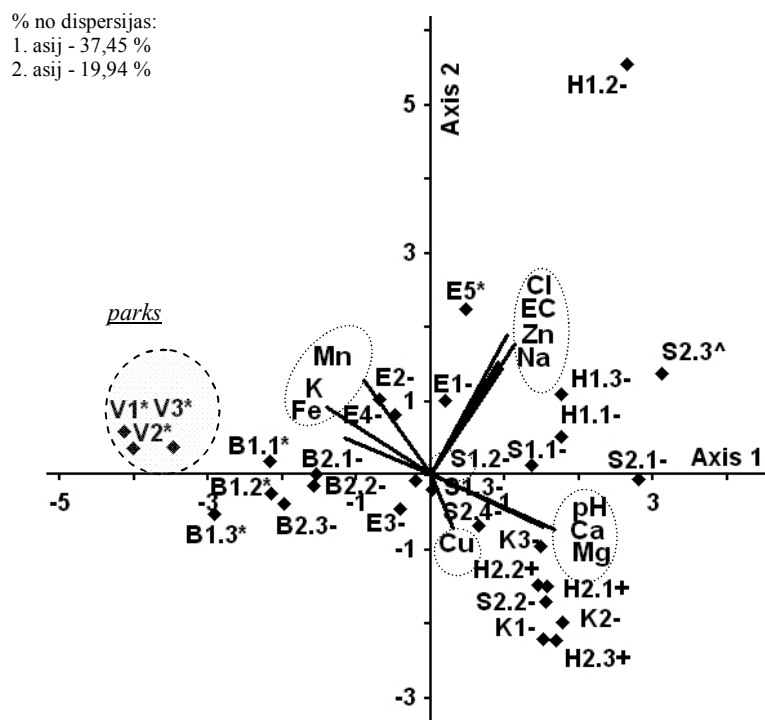
Rīgas ielu apstādījumu augsnē ūdenī šķīstošo sāļu kopējā koncentrācija pēc īpatnējās elektrovadītības pavararī un vasaras sākumā raksturojama kā palielināta, bet 2005. g. 6. jūlijā tā bija samazinājusies, galvenokārt nokrišņiem izskalojot viegli šķīstošos sāļus no augsnes virsējā

slāņa. Ņemot vērā, ka Rīgas, tāpat kā citu pilsētu augsnē mitrums un barības elementu daudzums ir pazemināts, kas ietekmē augsnes ūdenī šķīstošo sāļu kopējo koncentrāciju pēc īpatnējās elektrovadītspējas, viens no svarīgākajiem pasākumiem ir optimāla mitruma nodrošināšana augsnē un pietiekama ūdens daudzuma uzturēšana rizosfērā, īpaši vietās, kas dienas laikā visvairāk pakļautas tiešajam saules starojumam un augsnes temperatūras izmaiņām (apstādījumi ielas ziemeļpusē jeb ēku dienvidpusē). Tas samazinās Na koncentrāciju augsnes šķīdumā un uzlabos koku apgādi ar ūdeni.

#### 4.2.6. Augsnes ķīmisko datu telpiskā variācija

Veicot Rīgas centra paraugvietu augsnes ķīmisko datu komponentanalīzi, visās augsnes paraugu ņemšanas reizēs novērota paraugvietu grupēšanās koordinātu plaknē pa pētījuma vietām un ielām kopumā (4.9.–4.11. att.). Izvērtējot komponentanalīzes rezultātus, noskaidrots, ka 2005. gada martā, jūnijā un jūlijā līdzīgas bijušas Stabu ielas 2 (S2.1–S2.4), K. Valdemāra ielas (K1–K3) un Hanzas ielas 2 (H2.1–H2.3) augsnes ķīmiskās īpašības (Čekstere, 2009). Savukārt 2007. gada jūnijā, par pamatu ņemot 2005. gadā noteiktos ķīmiskos rādītājus (pH, EC un 9 elementi), paraugvietu izvietojums nedaudz atšķiras no 2005. gada jūnija komponentanalīzes rezultātiem (4.10. att.), jo mainījās ir ķīmisko rādītāju vērtības un elementu koncentrācijas.

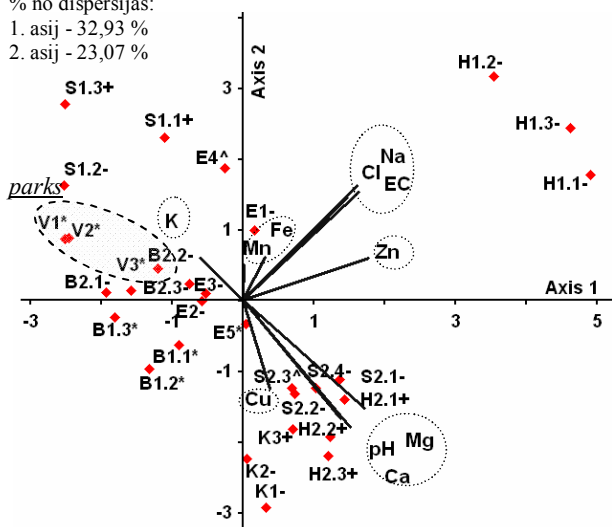
Grafikos redzams, ka 2005. gada pavasarī un vasarā un 2007. gada vasarā pēc ķīmiskā sastāva visbiežāk samērā tuvas Rīgas centra fona līmenim (Viestura dārzs) bijušas Basteja bulvāra 1 (B1.1–B1.3) un 2 (B2.1–B2.3) augsnes. Pretēji Basteja bulvāra abu pētījuma teritoriju paraugvietu vienotajam izvietojumam koordinātu plaknēs, Hanzas iela 1 (H1.1–H1.3) krasāk nodalās no Hanzas ielas 2 (H2.1–H2.3) galvenokārt Na, Cl<sup>-</sup> un EC virzienā. Stabu ielas abi posmi (S1.1–S1.3 un S2.1–



4.9. att. Pētīto parauglaukumu augšņu ķīmiskā sastāva (2005. gada marta dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītajās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)

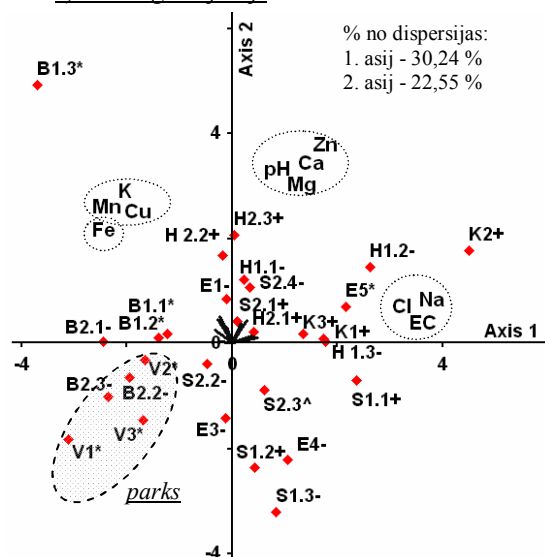
a) 2005. gada jūnijs

% no dispersijas:  
1. asij - 32,93 %  
2. asij - 23,07 %



b) 2007. gada jūnijs

% no dispersijas:  
1. asij - 30,24 %  
2. asij - 22,55 %



4.10. att. Pētīto parauglaukumu augšņu ķīmiskā sastāva (2005. (a) un 2007. gada (b) jūnija dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītājās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; – – stipri bojāta liepa.)

S2.4) vērtējami kā augsnes ķīmiskā sastāva ziņā atšķirīgas pētījuma vietas 2005. gada jūnijā un jūlijā (Čekstere, 2009), kā arī 2007. gada jūnijā un augustā. Apsekotajos 2005. gada mēnešos koordinātu plaknes centrā izvietojušās gandrīz visas Elizabetes ielas paraugvietas (E1–E5), turpretim 2007. gada jūnijā un augustā koordinātu plaknes centrā izvietojušās dažādu ielu, galvenokārt Elizabetes, K. Valdemāra un Stabu ielas paraugvietas.

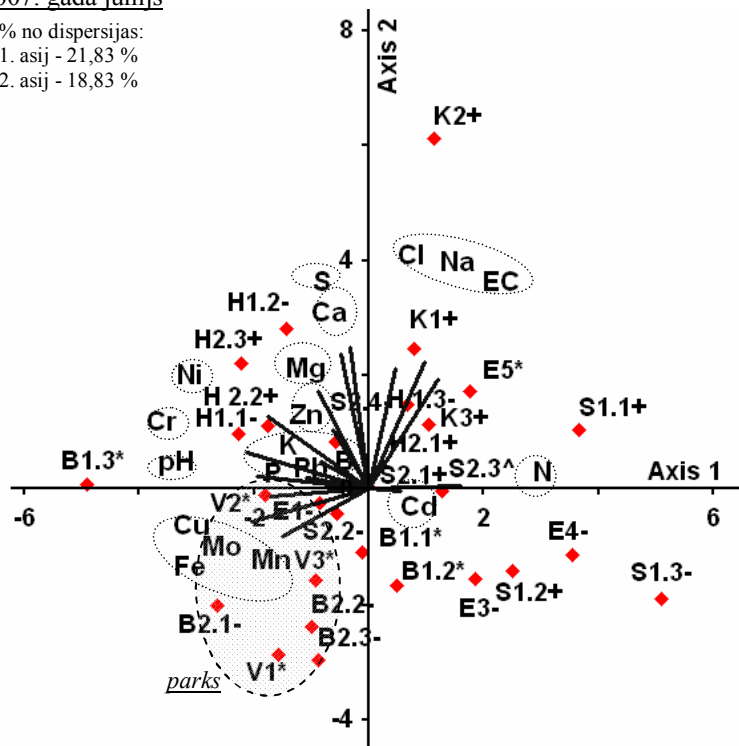
Salīdzinot 2005. gada komponentanalīzes rezultātus (4.9. un 4.10. att.), redzam, ka paraugu ņemšanas vietu grupu izvietojumu martā un jūnijā noteikuši gandrīz vieni un tie paši ķīmiskie rādītāji vai rādītāju grupas – galvenokārt Na, Cl un EC kā viena rādītāju grupa, Ca, Mg un pH kā otra rādītāju grupa un K kā trešā (arī pēc elementu īpašvērtībām). 2005. gada jūlijā grupas saglabājas, bet to izvietojumu nosaka jau citi ķīmiskie rādītāji vai to grupas. Tas liecina, ka šajā periodā mainījies augsnes ķīmiskais sastāvs, ko ietekmējusi vielu migrācija un uzkrāšanās augsnē un to uzņemšana ar augu saknēm.

Savukārt 2007. gada jūnijā un augustā (4.11. att.), analīzē izmantojot visus noteiktos ķīmiskos rādītājus (pH, EC un 18 elementi), palielinās pētījuma paraugvietu izkliede koordinātu plaknē, un pamatā saglabājas rādītāji vai rādītāju grupas, kas ietekmējušas paraugu ņemšanas vietu izvietojumu arī 2005. gadā – Na, Cl un EC, kā arī Ca un Mg.

Tomēr, vērtējot kopumā, Rīgas centra ielu apstādījumiem raksturīgs liels augsnes ķīmiskā sastāva neviendabīgums. Komponentanalīzes attēlos redzam, ka, no vienas puses, veselīgu liepu (\*) augsnes (Basteja bulvāra 1) galvenokārt izvietojas pretēji Na, Cl un EC virzienam. No otras puses, veselīgu un vāji bojātu liepu augsnes („\*” un „^”) pēc ķīmiskā sastāva ir salīdzinoši līdzīgas vidēji un stipri bojātu („+” un „-”) liepu augsnēm. Tas nozīmē, ka, par pamatu izmantojot visus augsnes ķīmisko analīžu datus, komponentanalīze viennozīmīgi neatspoguļo faktoros, kas ietekmējuši liepu vitalitāti. Līdzīgu secinājumu, ka augsnes ķīmiskais sastāvs neatspoguļo augu fizioloģisko stāvokli, ir devuši arī citu pētījumu rezultāti (Kopinga, van den Burg, 1995; Scharenbroch, Lloyd, 2004).

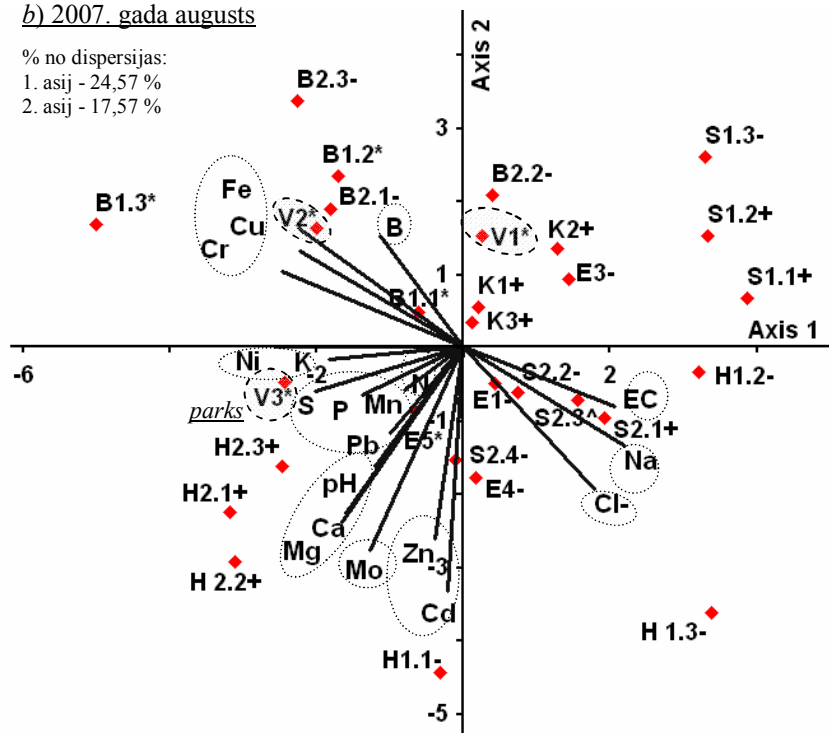
a) 2007. gada jūnijs

% no dispersijas:  
 1. asij - 21,83 %  
 2. asij - 18,83 %



b) 2007. gada augusts

% no dispersijas:  
 1. asij - 24,57 %  
 2. asij - 17,57 %



4.11. att. Pētīto parauglaukumu augšņu ķīmiskā sastāva (2007. gada jūnija (a) un augusta (b) dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītajās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; +- vidēji bojāta; -- stipri bojāta liepa).

### 4.3. Ķīmisko elementu uzkrāšanās liepu mizās

Rīgas centra ielu apstādījumu liepu mizu analīzes uzrādīja stipri paaugstinātu Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju salīdzinājumā ar Viestura dārzā ņemtajiem paraugiem.

Pēc autores novērojumiem sniega kušanas ūdeņi, kas satur arī sāls piejaukumu, daļēji iesūcas koku stumburā (4.2. att.). Arī A. Zvirgzds (*mutisks avots*) ir izvirzījis hipotēzi, ka apledošana novēršanai izmantotā sāls, kas nokļuvusi sniega krājumā ap kokiem, var iesūkties stumburā mizā. Literatūrā minēts, ka sāls sastāvā esošie joni augos var nokļūt ne tikai caur saknēm, bet arī nogulsņējoties šķīdumu (aerosolu) veidā vai lēni notekot pa lapu koku stumbru ziemas periodā (Dobson, 1991; Jonhson, Sucoff, 2000).

Veicot aprēķinus starp Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju mizā un tā daudzumu sniega ūdeņī 2004./2005. gada ziemas periodā, konstatēta nebūtiska korelācija ( $p > 0,05$ ). Savukārt starp stumbra attālumu no brauktuves un Na daudzumu mizā pastāv vāja, bet būtiska negatīva korelācija ( $r_{(0,05; 27)} = -0,40$ ), bet nebūtiska ar Cl<sup>-</sup> ( $r_{(0,05; 27)} = -0,34$ ). Tas liecina, ka, pieaugot attālumam no brauktuves, Na daudzums koku stumburā mizā samazinās, bet Cl<sup>-</sup> koncentrāciju šis attālums neietekmē. Protams, ka dažu dienu laikā pēc sniega nokušanas, kad tika ievākti mizu paraugi, koki tik īsā periodā nespēja uzņemt no augsnes Na<sup>+</sup> un Cl<sup>-</sup>, lai pastāvētu savstarpēji cieša korelācija.

Acīmredzot Na un Cl<sup>-</sup> Rīgas centra ielu apstādījumu liepu mizās ir uzkrāties vairāku gadu laikā, kokiem uzņemot šos elementus kā no augsnes, tā arī caur mizu.

#### 4.4. Lapu ķīmiskais sastāvs un liepu vitalitāte

Augu nodrošinājuma ar barības elementiem, kā arī piesārņojuma izvērtējums ir viena no labākajām metodēm, lai noskaidrotu koku vainaga veselības stāvokli ietekmējošos un noteicošos faktoros. Kopumā koka minerālo barošanas ietekmē vairāki faktori (Innes, 1993):

- augsnes ķīmiskais sastāvs;
- lapu vecums;
- koka vecums;
- lapu novietojums koka vainagā;
- paraugu ievākšanas laiks veģetācijas sezonā un fenoloģiskā fāze konkrētam kokam;
- iepriekšējie laika apstākļi utt.

##### 4.4.1. Makroelementi

Iegūtie Holandes liepu lapu ķīmiskā sastāva rezultāti Rīgā 2005. un 2007. gada vasarā bija ļoti heterogēni.

Rīgas ielu apstādījumu augsnē N un S koncentrācija 2007. gada veģetācijas sezonā kopumā neatbilda optimālam augu nodrošinājuma līmenim, tādējādi arī lapās konstatēta pazemināta S koncentrācija (vairākās vietās zem 0,12%). Kopumā par S koncentrāciju un nodrošinājumu liepu lapās pasaulē ir mazāk datu nekā par citiem makroelementiem (1.1. tab., 17. lpp.). Salīdzinājumā ar citu pētījumu rezultātiem Rīgā 2007. gada vasarā noteiktā S koncentrācija Holandes liepu lapās ir zemāka nekā vidēji Krimas liepas (*Tilia x euchlora*) lapās ielu apstādījumos un parkos Varšavā 20. gs. 90. gados (Chmielewski, 1996), kā arī *Tilia cordata* lapās meža ekosistēmā Lietuvā, Dānijā un Zviedrijā 21. gs. sākumā (Hagen-Thorn et al., 2004). A. Hagen-Thorn u.c. 2006), konstatējuši, ka *Tilia cordata* lapām novecojot, S koncentrācija samazinās. Arī Rīgā novērota šāda tendence atsevišķu pētījuma vietu liepu lapās – Hanzas ielā 1 un 2, Basteja bulvārī 1 un 2, kā arī Viestura dārzā.

Pētījumi parāda, ka NaCl ir nozīmīgs faktors, kas varētu būt viens no cēloņiem zemajam N saturam koku lapās, samazinot  $\text{NO}_3^-$  un  $\text{NH}_4^+$  uzņemšanu no augsnes (Neuman et al., 1996; Oleksyn et al., 2007). Taču gandrīz optimālo N koncentrāciju Holandes liepu lapās (jūnijā:  $2,34 \pm 0,09\%$ ; augustā:  $2,09 \pm 0,06\%$ ) varētu skaidrot ar  $\text{NO}_x$  uzņemšanu no atmosfēras caur lapu atvārsnītēm (Sieghardt et al., 2005; Manning, Harris, 2009). Pēdējo gadu desmitu laikā Rīgā, pieaugot transporta intensitātei, augsts ir arī atmosfēras piesārņojums ar  $\text{NO}_x$  (Lūļko et al., 2008).

Kopumā Rīgas apstādījumu nodrošinājums ar P augsnē 2007. gada veģetācijas sezonā bija vērtējams kā pietiekams vai paaugstināts. Savukārt liepu lapās P koncentrācija augusta beigās bija samazinājusies un 11 kokiem (42,3%) bija diapazonā tikai no 0,14 līdz 0,19%, kas vairumā pētījumu ir zem liepām vidējā, kā arī optimālā saturā (Insley et al., 1981; Kopinga, van den Burg, 1995; Hagen-Thorn et al., 2004; Nollendorfs, 2003; Čekstere et al., 2005) (1.1. tab., 17. lpp.). Tas, iespējams, skaidrojams ar nešķīstošu un augiem grūti uzņemamu P savienojumu veidošanos augsnē, piemēram, ar Ca, Mg, Fe, organisko vielu (absorbēcija) vai arī ar jonu ( $\text{Cl}^-$ ) antagonismu. Datu statistiskā analīze atklāja būtisku, negatīvu saistību starp organiskās vielas daudzumu ielu apstādījumu augsnē un P koncentrāciju liepu lapās jūnijā ( $r_{(0,05; 26)} = -0,42$ ).

Augsnes paraugu ķīmisko analīžu rezultāti parādīja, ka ielu apstādījumu augsnei kopumā raksturīga ļoti augsta Ca un Mg koncentrācija, līdz ar to arī liepu lapās vairumā paraugvietu šo elementu koncentrācija 2005. un 2007. g. vasarā salīdzinājumā ar citu pētījumu rezultātiem (1.1. tab., 17. lpp.) bija pietiekama un augsta, uzrādot arī savstarpēju vidēji ciešu un ciešu korelāciju (3.14. tab.).

Tāpat kā augsnē, arī Holandes liepu lapās Ca un Mg koncentrācijai konstatēta salīdzinoši liela variabilitāte starp pētījuma vietām un paraugu ņemšanas reizēm ( $0,44 \pm 0,07\%$  –  $2,16 \pm 0,45\%$  Ca,  $0,14 \pm 0,02\%$  –  $0,72 \pm 0,05\%$  Mg). Arī J. L. Innes (1991) pētījumos konstatējis, ka Ca ir viens no mainīgākajiem elementiem pēc tā satura augos. Zemāka Ca koncentrācija liepu lapās Rīgā bija jūnija sākumā, bet augstāka – augusta beigās. Tas skaidrojams ar to, ka, šūnām novecojot vai samazinoties to fizioloģiskajai aktivitātei, Ca no citoplazmas pāriet uz vakuolu un izgulsnējas nešķīstošu skābeņskābes u.c. skābju sāļu veidā, kas apgrūtina šī katjona kustīgumu un atkārtotu izmantošanu (Ринькис, Ноллендорф, 1982; Полевой, 1989). Savukārt Mg koncentrācijas

izmaiņas liepu lapās no jūnija līdz augusta beigām starp pētījuma vietām atšķīrās, bet vidēji bija nebūtiskas. Pēc citu zinātnieku pētījumiem Mg koncentrācija liepu lapās vasarā fluktuē, bet veģetācijas sezonas beigās tomēr samazinās (Insley et al., 1981; Piczak et al., 2003).

Atsevišķās ielās, piemēram, Stabu ielā un K. Valdemāra ielā, Ca koncentrācija lapās bija pat divas reizes zemāka nekā parkā, sasniedzot tikai  $0,44 \pm 0,07\%$ , ko, izvērtējot dažādu zinātnieku pētījumu rezultātus (Marosz, Nowak, 2008), kā arī 1.1. tabulā atspoguļotos datus (17. lpp.), varētu uzskatīt kā fizioloģisko procesu norisei nepietiekamu. Taču minētā Ca koncentrācija iekļaujas V. Bergmaņa (1988) izstrādātajā optimālajā Ca koncentrāciju diapazonā liepām, kas ir pat ļoti plaša (augšējā optimuma koncentrācija attiecībā pret apakšējo doto optimuma koncentrāciju ir sešas reizes lielāka). Arī Mg koncentrācija šo ielu liepu lapās Rīgā bija vairāk nekā divas reizes zemāka par koncentrāciju Viestura dārzā. Viens no iemesliem varētu būt Na kā Ca un Mg antagonista (Marosz, Nowak, 2008) augstās koncentrācijas augsnē un liepu lapās. Rezultātā 2005. un 2007. gada vasarā Ca un Mg koncentrācija lapās bija parka līmenī vai pat mazāka, neskatoties uz to, ka ielu apstādījumu augsnē salīdzinājumā ar Viestura dārzu tika noteikts paaugstināts Ca un Mg līmenis. Arī kopumā kalcija un nātrija (Ca/Na) un magnija un nātrija (Mg/Na) koncentrāciju attiecība ielu apstādījumu augsnē bija daudz šaurāka nekā parkā, kas varēja bremsēt Ca un Mg uzņemšanu no augsnes, īpaši pavasarī (4.2. un 4.3. tab.). Līdzīgus novērojumus izdarījis arī S. M. Daiera un D. L. Maders Masačūsetsā (ASV), pētot Ca, Mg, N un K uzkrāšanos, *Acer saccharum* lapās (Dyer, Mader, 1986).

4.2. tabula

**Kalcija un nātrija koncentrāciju attiecība (Ca/Na) Rīgas apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā**

Vieta	2005			2007	
	30. marts	6. jūnijs	6. jūlijs	5. jūnijs	30. augusts
Ielu apstādījumi	32,47±4,80	41,83±7,17	74,04±13,07	55,41±7,02	104,07±20,57
Parks	248,26±11,98	242,91±22,36	251,62±35,97	275,37±14,12	212,96±26,22

4.3. tabula

**Magnija un nātrija koncentrāciju attiecība (Mg/Na) Rīgas apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā**

Vieta	2005			2007	
	30. marts	6. jūnijs	6. jūlijs	5. jūnijs	30. augusts
Ielu apstādījumi	10,48±1,56	13,52±2,36	23,98±4,66	19,75±2,73	35,19±7,15
Parks	69,98±5,38	82,06±7,13	72,07±6,68	93,92±4,10	81,63±9,08

Rīgas ielu apstādījumos atklāta arī negatīva, vidēji cieša korelācija starp paaugstināto Na koncentrāciju liepu lapās un Ca, Mg koncentrāciju tajās (visciešāk 2005. g. jūnijā:  $r_{Na,Ca(0,05; 21)} = -0,47$ ,  $r_{Na,Mg(0,05; 21)} = -0,55$ ), kas apliecina Na antagonisko efektu uz Ca un Mg uzkrāšanos liepu lapās.

Svarīgs faktors, kas arī, iespējams, varēja traucēt Mg uzkrāšanos pilsētas ielu apstādījumu liepu lapās, ir Ca un Mg savstarpējā attiecība (Ca/Mg) augsnē. Augiem vislabvēlīgākā Ca/Mg attiecība ir 5–8:1 jeb Ca jābūt 5–8 reizes vairāk par Mg (Ринькис, Холлендорф, 1982). Rīgas ielu apstādījumu augsnē Ca/Mg attiecība caurmērā bija ap 3:1 (4.4. tab.) jeb aptuveni divas reizes šaurāka nekā augiem ir vēlams. Savukārt ielu apstādījumu liepām bez vizuālām Mg deficīta pazīmēm kalcija un magnija attiecība 2005.–2007. g. vasarā bija diapazonā no 1,97–4,45:1; ar zemu Mg saturu lapās (<0,20%) – 2,23–5,53:1; bet parkā – 2,38–3,86:1. Tas nozīmē, ka visu pētīto ielu apstādījumu un parka augsnē Ca/Mg attiecība bija ļoti šaura un līdz ar to labvēlīga Mg uzņemšanai no augsnes un nevarēja būt iemesls Mg deficītam liepu lapās. Tieši otrādi, šaurā Ca/Mg attiecība Rīgas ielu apstādījumu augsnē varētu traucēt Ca apgādi.

**Kalcija un magnija koncentrāciju attiecība (Ca/Mg) Rīgas apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā**

Vieta	2005		2007		
	30. marts	6. jūnijs	6. jūlijs	5. jūnijs	30. augusts
Ielu apstādījumi	3,17±0,11	3,13±0,10	3,34±0,15	3,04±0,14	3,13±0,11
Parks	3,57±0,15	2,96±0,14	3,46±0,16	2,93±0,10	2,61±0,16

Mg uzkrāšanos koku lapās varēja bremsēt arī vēss, apmācies laiks, zema augsnes temperatūra u.c. faktori (Riņķis, Ramane, 1989; Marschner, 1995). Lai arī datu statistiskā apstrāde neapstiprināja, tomēr arī citu antagonistisko elementu – Fe, Zn u.c. – paaugstinātas koncentrācijas augsnē un grūti šķīstošu un augiem neuzņemamu savienojumu veidošanās, piemēram, ar P, Fe, iespējams, varēja traucēt Mg, kā arī Ca uzņemšanu.

Kopumā Rīgas centrā 2005. un 2007. gada vasarā liepu lapās zemā Mg koncentrācija negatīvi ietekmēja koku fizioloģisko stāvokli un tā deficīts bija novērojams arī vizuāli (4.12. att.), ja Mg koncentrācija nepārsniedza 0,20% no lapas sausās masas.



**4.12. att.** Mg deficīta vizuālās pazīmes liepu lapām Kr.Valdemāra ielā 2007. gada jūnijā. (Mg konc. lapās tikai 0,16%, lapām novērojama hloroze, tās ir zaļgandzeltenīgas, raibas jeb sīkplankumainas.)

Dati liecina, ka Rīgas ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā bija pazemināts nodrošinājums ar **K**, kas veģetācijas sezonas laikā gan augsnē, gan lapās vēl samazinājās. Vasarā izskalošanās rezultātā arī augsnē K koncentrācija pazeminājās, un līdz ar to samazinājās tā augiem pieejamais daudzums. Savukārt K samazināšanās lapās, kas konstatēta no jūnija līdz augustam, saistāma ar kālija reutilizāciju, tas ir, pārvietošanos no vecākajām lapām uz jaunajām, kur notiek aktīva biosintēze (Полевой, 1989; Marschner, 1995). Kopumā K, kā arī N un P koncentrāciju samazinājums (atkārtota izmantošana vai retranslokācija atpakaļ uz koksni/zariem) un Ca koncentrācijas palielināšanās liepu lapās veģetācijas sezonā vai lapām novecojot ļoti labi atbilst pētījumiem par šo makroelementu koncentrāciju sezonālo mainību lapu koku lapās (Insley et al., 1981; Chapin, Kedrowski, 1983; Hagen-Thorn et al., 2006).

Pētījuma rezultāti parādīja, ka jūnija sākumā K koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās caurmērā atbilda fona līmenim vai bija pat augstāka, bet augusta beigās samazinājās. Tā Stabu ielā 2 vienai no pētījuma liepām (S2.4) K koncentrācija 2005. g. augustā bija tikai 0,15%, kas ir 6,3 reizes mazāk par Viestura dārzā konstatēto K minimālo koncentrāciju un vērtējams kā nozīmīgs K deficīts lapās, ņemot vērā, ka optimālais/vidējais K daudzums liepu lapās ir vidēji no 1,0 līdz 2,0% (1.1. tab., 17. lpp.). Savukārt K koncentrācija vitāli zaļajās liepu lapās, piemēram, Viestura dārzā un Basteja bulvārī 1, augusta beigās caurmērā bija no 0,76–1,62%. Iespējams, ka zemo K līmeni lapās bija veicinājusi augstā Na un Mg koncentrācija augsnē. Na kā vienvērtīgs katjons ir kālija antagonists, jo katjonu uzņemšanas procesā konkurē ne tikai ar amonija, kalcija, magnija, bet arī ar  $K^+$  un citiem katjoniem (Bergmann, 1988), tādējādi radot šo katjonu deficītu augā (Marschner, 1995; Sieghardt et al., 2005). K/Na attiecība plašāk analizēta 105.–109. lpp. Taču kopumā vidējā



K/Na attiecība Rīgas ielu apstādījumu augsnē bija no  $0,44 \pm 0,11:1$  2005. g. martā līdz  $1,68 \pm 0,30:1$  2007. g. augustā, bet parkā no  $5,83 \pm 0,85:1$  2007. g. augustā līdz  $12,14 \pm 0,86:1$  2005. g. martā (4.12. tab.). Tādējādi ielu apstādījumu augsnē tā bija ievērojamāki šaurāka nekā parka augsnē, īpaši 2005. g. martā, kad Na koncentrācija augsnē vidēji pat četras reizes pārsniedza K koncentrāciju, kas nelabvēlīgi varēja ietekmēt K uzņemšanu koku saknēs no augsnes un tālāku transportu uz lapām.

Arī Mg konkurē ar K pie uzņemšanas saknēs. Augiem vislabvēlīgākā magnija un kālija attiecība (Mg/K) ir 2:1 (Ринькис, Ноллендорф, 1982). Rīgas ielu apstādījumu augsnē vidējā Mg/K attiecība bija aptuveni 10–15 reizes, bet parkā –  $\approx 3$ –7 reizes platāka nekā augu minerālai barošanai būtu optimāla (4.5. tab.), tādējādi koku saknēm traucējot K uzņemšanu no augsnes, īpaši ielu apstādījumos.

**4.5. tabula**

**Magnija un kālija koncentrāciju attiecība (Mg/K) Rīgas apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā**

Vieta	2005			2007	
	30. marts	6. jūnijs	6. jūlijs	5. jūnijs	30. augusts
Ielu apstādījumos	$32,26 \pm 3,84$	$30,03 \pm 3,15$	$32,80 \pm 3,63$	$25,02 \pm 2,36$	$22,35 \pm 2,15$
Parkā	$5,87 \pm 0,82$	$11,91 \pm 1,98$	$9,98 \pm 0,87$	$12,94 \pm 2,66$	$14,20 \pm 0,88$

Veiktie korelācijas koeficientu aprēķini starp pētīto elementu koncentrāciju augsnē un K koncentrāciju ielu apstādījumu liepu lapās atklāja vairākas statistiski būtiskas negatīvas saistības: starp Fe, Cu koncentrāciju augsnē 2005. g. martā un K koncentrāciju liepu lapās 2005. g. jūnijā (attiecīgi  $r = -0,46$  un  $-0,58$ ); starp Fe, Cu, Zn, Mn koncentrāciju augsnē 2005. g. jūnijā un K koncentrāciju liepu lapās jūnijā (attiecīgi  $r = -0,72$ ;  $-0,51$ ;  $-0,44$ ;  $-0,56$ ); kā arī starp Fe, Mn daudzumu augsnē 2007. g. jūnijā un K koncentrāciju jūnijā (attiecīgi  $r = -0,50$ ;  $-0,53$ ). Līdz ar to papildu negatīvs faktors, kas arī varēja bremsēt K uzkrāšanos Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās (antagonisms), bija mikroelementu (Fe, Mn, Zn un Cu) augstā koncentrācija augsnē.

Tādējādi visi iepriekšminētie, kā arī citi apkārtējās vides faktori, kas varēja kavēt un traucēt makroelementu uzkrāšanos ielu apstādījumu liepu lapās daļēji izskaidro faktu, ka netika konstatēta būtiska sakarība starp attiecīgā makroelementa koncentrāciju augsnē un liepu lapās. Vienīgais izņēmums bija kālijs 2005. g. vasarā, kad atklāta statistiski būtiska, bet vāja saistība starp K koncentrāciju augsnē jūlijā un tā koncentrāciju liepu lapās augustā ( $r_{(0,05; 27)} = 0,44$ ).

Promocijas darba rezultāti apstiprināja un paplašināja iepriekšējo pētījumu datus par ielu apstādījumu koku nodrošinājumu ar makroelementiem Rīgā. Galvenie faktori, kas negatīvi ietekmē ielu koku vitalitāti kā 2003. un 2004. gadā (Nollendorfs, 2004; Čekstere et al., 2005), tā arī 2005. un 2007. gada pētījumos bija K un daļēji arī S un N zemā koncentrācija lapās (Čekstere, Osvalde, 2010; Čekstere et al., 2010a; Čekstere et al., 2010b). Savukārt 2005. un 2007. gada pētījumos atšķirībā no iepriekšējo pētījumu rezultātiem, vairākās paraugvietās atklāta arī nepietiekama P, Mg un Ca koncentrācija liepu lapās (Hanzas ielā, Stabu ielā, K. Valdemāra ielā u.c.), kam pamatā bija relatīvs deficīts, jo augsnē šo elementu koncentrācija bija augsta. Tas nozīmē, ka Holandes liepas Rīgas ielu apstādījumos nav optimāli nodrošinātas ar makroelementiem.

#### 4.4.2. Mikroelementi

Līdzīgi kā makroelementiem, arī mikroelementu satura rezultāti Rīgas ielu apstādījumos un parkā augošo Holandes liepu lapās 2005. un 2007. gada veģetācijas sezonā atklāja lielu heterogenitāti.

Tāpat kā Ca, arī mikroelementi – B, Mo, Mn, Cu, Fe un Zn – augos veido grūti šķīstošus savienojumus, kas vispirms uzkrājas vecākajās lapās (Riņķis, 1995; Ринькис, Ноллендорф, 1982). Tas tika novērots arī Rīgas centra paraugvietās. Arī Polijā urbānā vidē, pētot metālu uzkrāšanos dažādu koku sugu lapās, t. sk., arī *Tilia platyphyllos*, konstatēta Cu, Fe, Mn un Zn uzkrāšanās veģetācijas sezonā (Piczak et al., 2003).

Neitrālas un bāziskas augsnes reakcijas apstākļos grūti šķīstošus un augiem neuzņemamus savienojumus augsnē veido vairāki mikroelementi – B, Fe, Mn, Cu u.c. (Bergmann, 1988, Riņķis, Ramane, 1989; Tsikritzis et al., 2002), līdz ar to kavējot to uzkrāšanos augā. Elementu uzņemšanas

ātrumu var ietekmēt ne tikai augsnes reakcija, bet arī organisko vielu saturs un citu elementu koncentrācija (Marschner, 1995; Кузнецов, Дмитриева, 2005). Savukārt lapās elementu koncentrāciju var ietekmēt atmosfēras piesārņojuma veidojošo elementu tieša uzkrāšanās (Watmough, Hutchinson, 2003; Maisto et al., 2004). Rīgas ielu apstādījumos konstatēta pozitīva būtiska sakarība tikai starp **Fe** koncentrāciju augsnē un liepu lapās: 2005. gada martā, jūnijā augsnē un attiecīgi liepu lapās jūnijā, kā arī 2007. gada augustā (attiecīgi  $r = 0,56$ ;  $0,56$  un  $0,60$ ;  $p < 0,05$ ), kas visdrīzāk skaidrojama ar **Fe** saturoša gaisa piesārņojuma uzkrāšanos lapās un augsnē.

Lai arī Rīgas ielu apstādījumiem raksturīga neitrāla–viegli bāziska augsnes reakcija un augsta **Ca** koncentrācija, kas veicina nešķīstošu un augiem grūti uzņemamu **B** savienojumu veidošanos (kalcijs borāts), tomēr šī mikroelementa koncentrācija liepu lapās 2007. gada vasarā praktiski bija diapazonā, kuru kā optimālu ir atzinis V. Bergmanis (1988) (3.21. att., 1.2. tab., 17. lpp.). Līdzīgas **B** koncentrācijas konstatētas arī iepriekšējos Rīgā veiktajos pētījumos liepu un kastaņu lapās (Nollendorfs, 2003; Cekstere et al., 2005) (1.2. tab.). Tomēr, kā parāda citi pētījumu rezultāti, **B** koncentrācija divdīgļlapju lapās, tātad arī kokos, mazāka par  $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , ir vērtējama kā nepietiekama (Битюцкий, 2005), bet optimāli nepieciešams no  $30$  līdz  $60 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  (Nollendorfs, 2007). Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās **B** koncentrācija mazāka par  $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  bija vairākām liepām jūnija sākumā, taču vasaras beigās (augustā) gandrīz visās paraugvietās **B** koncentrācija pārsniedza  $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , maksimāli sasniedzot  $36 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Līdz ar to **B** koncentrācija Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās daļēji raksturojama kā pazemināta jeb nepietiekama.

Interesanta situācija Rīgā 2007. g. vasarā bija liepu lapu nodrošinājumam ar **Mo**. Lai arī augsnē tā daudzums vērtējams kā pazemināts, tomēr ielu apstādījumu liepu lapās tas caurmērā bija augstāks nekā Viestura dārzā. Tas bija augstāks nekā optimāli liepām ir devis V. Bergmanis, bet iekļāvās intervālā, kas pēc H. Māršnera un N. Bitucka apkopotās informācijas (Marschner, 1995; Битюцкий, 2005) ir raksturīga dažādiem augiem, kā arī konstatēts Rīgā iepriekšējos pētījumos (Nollendorfs, 2003; Cekstere et al., 2005) (1.2. tab.). Vienlaikus Rīgas ielu apstādījumos novērots plašs **Mo** koncentrāciju diapazons. Augstākās **Mo** koncentrācijas liepu lapās Basteja bulvārī un Hanzas ielā parkā konstatēto pārsniedza vidēji pat līdz  $12,5$  reizēm (Basteja bulvārī 2 2007. gada augustā). **Mo** pieejamība augiem palielinās bāziskā vidē. Rīgas ielu apstādījumos konstatēta pozitīva sakarība starp augsnes reakciju un **Mo** koncentrāciju liepu lapās 2007. gada jūnijā:  $r_{(0,05; 26)} = 0,54$ . Līdz ar to, iespējams, ielu apstādījumos koki ļoti intensīvi uzņēmuši **Mo** no augsnes. Iespējams arī, ka **Mo** liepu lapās daļēji uzkrājās arī no atmosfēras piesārņojuma. Piemēram, **Mo** var būt nerūsējošā tērauda, čuguna un ļoti izturīgu sakausējumu sastāvā, jo šī metāla pievienošana palielina materiālu noturību pret koroziju un konstrukciju/detaļu sakausējumu izturību (Molybdenum Statistics ..., 2010). Līdz ar to Rīgā, Basteja bulvārī, kur konstatētas augstākās **Mo** koncentrācijas liepu lapās, **Mo** varētu būt uzkrājies, piemēram, tramvaja sliežu dilšanas rezultātā utt., tieši pēdējo gadu laikā (iespējams, tur veikta tramvaja sliežu nomaiņa). Iepriekšējo gadu (2003 un 2004) pētījumos **Mo** koncentrācija Basteja bulvāra liepu lapās nebija augstāka kā citviet Rīgas ielu apstādījumos (Čekstere et al., 2005).

Vairumā paraugvietu augsnēs **Mn** koncentrācija bija paaugstināta, turpretim lapās – samazināta līdz pat tā deficītam, kas bija novērojams arī vizuāli (4.13. att.). 2007. g. augustā konstatēta pat negatīva statistiski būtiska korelācija starp **Mn** koncentrāciju ielu apstādījumu augsnē un liepu lapās ( $r_{(0,05; 26)} = -0,53$ ). No vienas puses, to noteica augsnes neitrālā reakcija, kas veicināja reducētā, viegli uzņemamā, divvērtīgā mangāna oksidēšanos līdz mazšķīstošam četrvērtīgajam. Lai arī bāziskā augsnē **Mn** var veidot anjonu kompleksus un kompleksus ar organiskajiem ligandiem, kas augiem ir pieejami (Полевой, 1989), tas tomēr nebija pietiekami, lai koki uzņemtu no augsnes nepieciešamo **Mn** daudzumu. Rezultātā **Mn** koncentrācija liepu lapās atsevišķās vietās bija pat tikai  $11 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . No otras puses, **Mn** uzņemšanu, iespējams, negatīvi ietekmēja nešķīstošu **Mn** savienojumu veidošanās augsnē un jonu antagonisms, piemēram, ar **Ca**, **Mg**, **Fe**, **Zn** (Кабара-Пендиас, Пендиас, 1989). Gan 2005., gan 2007. gada vasarā atklāta statistiski būtiska negatīva sakarība starp **Ca** un **Mg** koncentrāciju augsnē un **Mn** koncentrāciju lapās (korelācijas koeficientu diapazons no  $-0,37$  līdz  $-0,53$ ).



**4.13. att.** Mn deficīta pazīmes liepai Elizabetes ielā 2005. gada 6. jūnijā.

Svarīgs faktors, kas ietekmē Mn uzkrāšanos augos ir Fe koncentrācija augsnē. Fe un Mn ir viens otra antagonisti (Marschner, 1995; Кабата-Пендиас, Пендиас, 1989). Rīgas ielu apstādījumu augsnē Fe koncentrāciju pārsniedza Mn koncentrāciju vidēji  $12,41 \pm 0,83$  līdz  $16,16 \pm 1,63$  reizes, bet parkā Fe/Mn attiecība augsnē bija 2–3 reizes šaurāka nekā ielu apstādījumu augsnē (4.6. tab.). Taču, analizējot atsevišķi Fe/Mn attiecību ielu apstādījumu augsnē ar zemu Mn koncentrāciju lapās ( $< 22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ , novērots vizuāls Mn deficīts) šo elementu koncentrāciju attiecība bija diapazonā no 5,74:1 līdz 45,28:1, kas pamatā atbilda arī Fe/Mn attiecību diapazonam augsnē liepām ar Mn koncentrāciju lapās bez vizuālām Mn deficīta pazīmēm – no 6,46:1 līdz 43,75:1. Līdz ar to plašā Fe/Mn attiecība ielu apstādījumu augsnē, varēja būt tikai viens no iemesliem zemajai Mn koncentrācijai liepu lapās jeb relatīvajam Mn deficītam.

**4.6. tabula**

**Dzelzs un mangāna koncentrāciju attiecība (Fe/Mn) Rīgas apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā**

Vieta	2005		2007		
	30. marts	6. jūnijs	6. jūlijs	5. jūnijs	30. augusts
Ielu apstādījumos	$12,41 \pm 0,83$	$13,72 \pm 1,61$	$16,16 \pm 1,63$	$15,34 \pm 1,66$	$15,69 \pm 1,41$
Parkā	$7,27 \pm 0,41$	$5,73 \pm 0,43$	$7,63 \pm 1,37$	$5,97 \pm 0,21$	$8,29 \pm 1,78$

Mn deficīta vizuālās pazīmes 2005. g. vasarā tika novērotas 15 liepām (55,56%) jūnijā, 16 liepām (59,26%) jūlijā un 14 liepām (51,85%) augustā, kā arī 19 liepām (73,08%) 2007. g. jūnijā un 14 liepām (53,85%) augustā jeb vairāk nekā pusei apsekoto ielu apstādījumu liepu, kuru lapās Mn koncentrācija bija zemāka par  $20\text{--}22 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Līdz ar to Rīgas ielu apstādījumu liepām ir nopietni fizioloģisko procesu traucējumi. Noteiktais Mn koncentrācijas līmenis, kad konstatēts vizuālais deficīts Holandes liepu lapām, ir līdzīgs A. Kabata-Pendias un K. Pendias (1989) sniegtajiem datiem par Mn nodrošinājumu augiem, bet nedaudz atšķiras no A. Göransson (1994) pētījumiem, kuri kā vidējo un kritisko Mn koncentrāciju augos novērtējuši diapazonā no 10 līdz  $20 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Šīs atšķirības varētu skaidrot ar dažādām pētītajām sugām un to iekšējām specifiskajām atšķirībām barības elementu uzņemšanas procesā, kā arī ar konkrēto situāciju koku rizosfērā, augšanas apstākļiem un augu fizioloģisko stāvokli. Taču samazināta Mn koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās Rīgā salīdzinājumā ar parka liepām kopumā atbilst pētījumiem par Mn uzkrāšanos parastās liepas lapās Maskavā (Krievijā) (Кошелева и др., 2005) un zirgkastaņu lapās Poznaņā (Polijā) (Oleksyn et al., 2007).

Augstākā Mn koncentrācija (līdz pat  $178 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ ) visās paraugu ņemšanas reizēs bija Viestura dārza vitāli zaļajās liepu lapās. Tajās Mn koncentrācija bija 4–7 reizes lielāka par Mn koncentrāciju pārējo parka liepu lapās. Iepriekš minētās augstās Mn koncentrācijas iekļāvās diapazonā, kas pēc

N. Bitucka (Битюцкий, 2005) pētījumiem daudzām augu sugām nav toksiskas ( $>200 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ). Savukārt pētījumos Maskavā konstatēts, ka parkā augošu parasto liepu lapās Mn koncentrācija maijā sasniedza  $364 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , bet septembrī bija palielinājusies līdz pat  $1852 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (maģistrāļu tuvumā Mn koncentrācija parasto liepu lapās maijā bijusi vidēji  $63,4 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , septembra sākumā –  $253 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ ) (Кошелева и др., 2005). Tādējādi Rīgas centra parkā konstatētās augstākās Mn koncentrācijas lapās ( $178 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  Viestura dārzā) uzskatāmas par liepu stāvokli būtiski nepasliktinošām. To parāda iepriekš minētais Maskavas piemērs, kā arī citās Eiropas pilsētās, piemēram, Sofijā (Bulgārijā), lapu koku pētījumos, t. sk., *Tilia cordata* un *Tilia tomentosa* (Gateva, 2004), vai arī Vroclavā (Polijā) *Tilia platyphyllos* lapās (Piczak et al., 2003) noteiktā Mn koncentrācija.

Lai arī ielu apstādījumu augsnē Fe daudzums caurmērā bija fona līmenī, liepu lapās šī mikroelementa koncentrācija bija augstāka nekā parkā. Normālai augu augšanai un attīstībai svarīga ir ne tikai Fe koncentrācija augā, bet arī tās attiecība ar citiem elementiem, īpaši Mn (Полевой, 1989). Optimāli Fe koncentrācijai lapās jābūt divreiz lielākai nekā Mn koncentrācijai. Rīgā šī attiecība bija ievērojamāki ( $\approx 6\text{--}9$  reizes) plašāka (4.7. tab.), bet maksimāli sasniedzot Fe:Mn=42,51:1. Arī attiecībā pret citiem elementiem Fe koncentrācija bija paaugstināta (3.21. att.). Līdz ar to ielu apstādījumu liepām Rīgā tas varētu izraisīt fizioloģisko procesu traucējumus, kā arī būt papildus stresa faktors urbānā vidē.

#### 4.7. tabula

#### Dzelzs un mangāna koncentrāciju attiecība (Fe/Mn) Rīgas apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. gadā

Vieta	2005			2007	
	6. jūnijs	6. jūlijs	28. augusts	5. jūnijs	30. augusts
Ielu apstādījumi	12,67±0,79	17,70±1,09	17,27±1,57	16,33±1,08	16,45±1,36
Parks	7,98±2,45	9,33±4,15	5,10±2,19	6,02±2,14	3,97±1,61

Kopumā Fe koncentrācija Holandes liepu lapās Rīgā 2005. un 2007. g. vasarā raksturojama kā paaugstināta attiecībā pret Fe vidējo līmeni augos (3.21. att., 1.2. tab.). Pēc V. Poļevoja (Полевой, 1989) datiem, Fe koncentrācijas diapazons augos ir  $20\text{--}80 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , bet, piemēram, pēc N. Bitucka (Битюцкий, 2005) –  $50\text{--}300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , savukārt Rīgas centra pētījuma vietā – Basteja bulvārī 1 – 2005. un 2007. g. vasarā bija līdz  $850,0\pm 123,3 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , t.i., vairākas reizes lielāks. Iespējams, ka daļa Fe bija uzkrājusies lapās no atmosfēras piesārņojuma. Tomēr vizuāli, Fe pārbaugātības izraisīti bojājumi liepu lapām netika novēroti un konstatētais Fe koncentrāciju diapazons ļoti labi atbilda Vroclavā (Polijā) noteiktajām Fe koncentrācijām *Tilia euchlora* lapās 2000. g. jūnijā un oktobrī (Piczak et al., 2003).

Promocijas darba pētījumā 2005. un 2007. g. vasarā Zn koncentrācija vidēji ielu apstādījumu liepu lapās bija diapazonā no 20 līdz  $40 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ . Savukārt Holandes liepu lapām, kurās tika konstatēta augstākā Zn koncentrācija –  $55,3\pm 6,2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Hanzas ielā 1, 2005. g. augusta beigās) – vizuāli nenovēroja Zn kaitīgās ietekmes pazīmes, kas raksturīgas lapu kokiem (Vollenweider et al., 2005).

Kopumā Zn netiek uzskatīts par ļoti fitotoksisku elementu, tādēļ tā toksisko limitu, kas caurmērā ir  $300\text{--}400 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , nosaka augu sugas īpatnības (Kabata-Pendias, Pendias, 1986). Citā literatūras avotā minēts, ka Zn kritiskais diapazons augu sausajā masā ir  $100\text{--}300 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  (Битюцкий, 2005). Stambulā par fitotoksisku papeļu lapās rudenī atzīta Zn koncentrācija  $594 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , savukārt pavasarī Zn koncentrācija  $223 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  novērtēta kā netoksiska (Baycu et al., 2006). Līdz ar to 2005. un 2007. gada vasarā liepu lapās noteikto Zn daudzumu varētu uzskatīt par kokiem nekaitīgu.

Zn koncentrācija Holandes liepu lapās Rīgas ielu apstādījumos 2005. un 2007. g. vasarā vērtējama kā paaugstināta salīdzinājumā ar rezultātiem, kas iegūti Maskavā, Krievijā, *Tilia cordata* lapās (Кошелева и др., 2005) un Poznaņā, Polijā, *Aesculus hippocastanum* lapās (Oleksyn et al., 2007); iespējams, to ietekmējušas sugu īpatnības un lapu paraugu ievākšanas metode. Polijā, lapu paraugi tika ievākti vainaga saules pusē/daļā, bet Rīgā – no koku vainaga ielas brauktuves pusē. Tomēr konstatētās Zn koncentrācijas Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās labi atbilst tām Zn

koncentrācijām, kas atzītas par netoksiskām *Populus nigra*, *Acer negundo*, *Aesculus hippocastanum*, *Robinia pseudoacacia* un šaurlapu osim (*Fraxinus angustifolia*) Stambulā, Turcijā (Baycu et al., 2006).

Pēc literatūrā publicētajiem datiem lielākajai daļai augu **Cu** kritiskais (toksiskuma) līmenis ir 20–30 mg·kg<sup>-1</sup> (Битюцкий, 2005). Rīgā ievāko paraugu analīžu rezultāti parādīja, ka Cu, tāpat kā Zn, koncentrācija liepu lapās atbilst citur pasaulē veiktajos pētījumos konstatētajai (1.2. tab., 17. lpp.) un ir pieļaujamā līmenī. To, iespējams, noteikusi Ca un Mg kā antagonistisko elementu augstā koncentrācija augsnē un neitrālā–viegli bāziskā augsnes reakcija.

Promocijas darba rezultāti apstiprināja un paplašināja iepriekšējo pētījumu datus par Rīgas ielu apstādījumu liepu nodrošinājumu ar mikroelementiem. Līdzīgi kā 2003. un 2004. gadā (Nollendorfs, 2004; Čekstere et al., 2005), arī 2005. un 2007. gadā nopietnākā problēma, kas negatīvi ietekmēja koku vitalitāti, bija zemā Mn koncentrācija liepu lapās (Čekstere, 2009; Čekstere, Osvalde, 2009), kas bija arī vizuāli novērojams. Tā iemesli varētu būt traucējumi Mn uzņemšanā no augsnes un tālākā uzkrāšanās koku lapās, ko ietekmējusi neitrālā, viegli bāziskā augsnes reakcija un iespējamais jonu antagonisms (piemēram, konstatēta palielināta Fe/Mn attiecība vairumā liepu lapu, kā arī augsnes paraugu). Lai arī apstādījumu nodrošinājums ar Mo vairumā gadījumu augsnē bija zems, šī elementa līmenis koku lapās caurmērā atbilda liepu vajadzībām vai bija pat paaugstināts. Tomēr, pamatojoties uz koku vitalitātes novērtējumu, konstatētās paaugstinātās Mo, Zn, Cu, kā arī Fe koncentrācijas liepu lapās un augsnē būtiski kaitīgi neietekmē Holandes liepu vitalitāti. Taču vienlaikus nevar izslēgt šo mikroelementu paaugstināto koncentrāciju vidē, kas rada papildus stresu, iespējams negatīvi ietekmējot koka fizioloģiskos procesus. Savukārt B koncentrācija koku lapās 2007. gada vasarā vairumā gadījumu vērtējama kā liepām pietiekama, bet atsevišķos – kā pazemināta.

#### 4.4.3. Smagie metāli

Konstatētās **Pb**, **Cd**, **Cr** un **Ni** koncentrācijas Holandes liepu lapās Rīgas ielu apstādījumos atbilst noteiktajām šo metālu koncentrācijām lapu kokos Pekinā, Ķīnā (Liu et al., 2007), *Tilia euchlora* lapās Varšavā (Chmielewski, 1996; Dmuchowski, Bytnerowicz, 2009), *Tilia platyphyllos* lapās Vroclavā (Piczak et al., 2005) un *Aesculus hippocastanum* lapās Poznaņā, Polijā (Oleksyn et al., 2007).

Par fitotoksisku Pb koncentrāciju augu lapās pētnieku viedokļi dalās. Ir zinātnieki, kas par fitotoksisku uzskata Pb koncentrāciju augu lapās, kas pārsniedz 10–20 mg·kg<sup>-1</sup> sausnes augu virszemes daļā (Upītis, Riņķis, 1992), bet pēc citu pētījumiem – 30 mg·kg<sup>-1</sup> (Kloke et al., 1984). Stambulā, Turcijā, pētot Pb toksiskumu un uzkrāšanos kokaugu lapās, par toksisku Pb koncentrāciju akācijas lapās atzīta 34,40 mg·kg<sup>-1</sup>; bet par netoksisku kļavu, zirgkastaņu, ošu, papeļu un akācijas lapās – Pb koncentrācija, kas nepārsniedz 28,91 mg·kg<sup>-1</sup> (Baycu et al., 2006). Rīgas centrā 2003. g. Pb koncentrācija liepu un kastaņu lapās variēja robežās no 4 līdz 16 mg·kg<sup>-1</sup> (Čekstere et al., 2005), kas atzīstama par kokaugiem nekaitīgu. Līdzīgā diapazonā konstatēta Pb koncentrācija *Tilia euchlora* lapās Varšavā un secināts, ka tai nav saistības ar lapu bojājumiem (Dmuchowski, Bytnerowicz, 2009). Tādējādi arī 2007. g. jūnijā un augustā Rīgas centrā konstatēta Pb koncentrācija lapās (1,20–9,20 mg·kg<sup>-1</sup>) uzskatāma kā Holandes liepām nekaitīga.

Pb kā divvērtīgais katjons koku lapās veido mazšķīstošus savienojumus, tādēļ tas praktiski nav reutilizējams jeb atkārtoti izmantojams. Veģetācijas periodā, atkarībā no šī smagā metāla satura augsnē, augšanu pabeigušās lapās tā daudzums pakāpeniski nedaudz palielinās, rudenī sasniedzot maksimumu, un, pateicoties lapkritim, tiek izvadīts no aprites kokā. Tādējādi arī vasaras sākumā koku lapās Pb koncentrācija ir zema.

Tendence smago metālu – Pb, Cd, Cr, Ni, kā arī Fe, Zn un Cu – koncentrācijai veģetācijas sezonā liepu lapās Rīgā palielināties labi atbilst citu zinātnieku pētījumiem par metālu uzkrāšanos koku lapās (Piczak et al., 2003). Tas skaidrojams ne tikai ar šo metālu uzņemšanu no augsnes, bet arī atmosfēras piesārņojuma, dažādu sīku cietu daļiņu veidā, izsēšanos uz lapām un tā tālāku iespiešanos lapas struktūrā (Maisto et al., 2004; Novak et al., 2006; Onder, Dursun, 2006). Piemēram, papildus veikto pētījumu dati parāda, ka K. Valdemāra ielā 2008. g. vasaras beigās uz lapu virsmas vidēji bija uzkrājušies 1,19–4,08 g·m<sup>-2</sup> cietās daļiņas, Raiņa bulvārī – 0,82 g·m<sup>-2</sup>, bet Tērbatas ielā – 0,84 g·m<sup>-2</sup> (Čekstere, npublicēti dati). Pēc H. Raitio (1995) pētījumiem koku lapu

paraugu skalošana ar destilētu ūdeni, tikai daļēji samazina no atmosfēras uzkrājušos piesārņojumu. Savukārt zinātniece R. Gateva (2004) atklājusi pozitīvu korelāciju starp elementu koncentrāciju putekļos un to koncentrāciju koku lapās Sofijas (Bulgārija) apstādījumos.

Ja smago metālu, tai skaitā arī augu mikroelementu, noteiktās koncentrācijas Rīgas ielu apstādījumu augsnē pēc to lieluma varēja kārtot šādi: Fe>Mn>Zn>Pb>Cu>Cr>Ni>Cd; tad liepu lapās metālu koncentrāciju secība bija sekojoša: Fe>Zn>Mn>Cu>Pb, Cr>Ni>Cd. Galvenās atšķirības starp elementu koncentrāciju rindu augsnē un liepu lapās ir saistītas ar Zn un Mn, kā arī Pb un Cu izvietojumu elementu koncentrāciju rindā. Pb un Cu uzkrāšanās apstādījumu augsnē iztirzāta jau iepriekš (87.–88. lpp.), savukārt Zn koncentrācija liepu lapās caurmēra bija augstāka nekā Mn. Pēc dažādiem pētījumiem (Gateva, 2004), parasti smago metālu koncentrācija augu lapās ir šāda: Fe>Mn>Zn>Cu>Pb>Cd. Augstāka Zn koncentrācija Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās, iespējams, skaidrojama ar to, ka Zn ir viens no šķīstošākajiem smagajiem metāliem augsnē (Полевой, 1989), kā arī ar Zn uzkrāšanos uz lapu virsmas un lapas struktūrā gaisa piesārņojuma rezultātā.

Rīgas liepu lapās noteikto vairāku smago metālu koncentrācijas (3.14. tab.) uzrādīja savstarpēju, statistiski būtisku, vidēji ciešu pozitīvu korelāciju ( $0,5 < r < 0,8$ ;  $p < 0,05$ ), kas līdzīgi kā augsnē, skaidrojams ar autotransporta un industriālo aktivitāšu radītā piesārņojuma uzkrāšanos urbānā vidē, kā arī atmosfēras sekundāro gaisa piesārņojumu (no augsnes virskārtas, pastaigu celiņiem, trotuāra, ēkām utt.) un citiem piesārņojuma avotiem, kas aprakstīts iepriekš – 87.–88. lpp. – diskusijā par smago metālu uzkrāšanos augsnē. Visvairāk vidēji ciešas korelācijas konstatētas 2007. g. augustā (Fe–Cu, Fe–Pb, Fe–Ni, Zn–Mn, Zn–Cd, Cu–Pb), kas, iespējams, saistāms ar smago metālu uzkrāšanos uz lapu virsmas no atmosfēras piesārņojuma veģetācijas sezonā, kā arī ar laboratorijā noteikto smago metālu dažādību – 2005. gadā tikai Fe, Cu, Zn un Mn koncentrācija, bet 2007. gadā papildus noteikta arī Pb, Cd, Cr un Ni koncentrācija. Savukārt gandrīz visās paraugu ņemšanas reizēs (četrās no piecām) konstatētā vidēji būtiska pozitīva korelācija starp Fe un Cu koncentrāciju liepu lapās, kā arī atsevišķās reizēs starp Zn–Mn, Zn–Cu, Zn–Cd, kā arī Fe–Cr, kas pēc dažādiem pētījumiem ir viens otra antagonisti (Кабата–Пендиас, Пендиас, 1989). Tas norāda uz kopēju gaisa piesārņojuma avotu, piemēram, metāla konstrukciju/detaļu nodilums, transporta degvielas sadegšanas kvēpi, putekļi no augsnes, trotuāra, brauktuves utt.

Tādējādi, balstoties uz noteikto elementu koncentrāciju liepu lapās, augsnē un koku fizioloģisko stāvokli, Holandes liepu vitalitāte Rīgas apstādījumos neitrālā–viegli bāziskā smiltis augsnē ( $\text{pH}_{\text{KCl}} \approx 7$ ) ir laba, ja augsnē 1 M HCl izvilukumā ir šādas maksimālās elementu koncentrācijas: Fe –  $4633 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Mn –  $346 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Zn –  $182 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Cu –  $131 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Pb –  $93 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Cr –  $15 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ , Ni –  $2 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  un Cd –  $0,5 \text{ mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ .

#### 4.4.4. Nātrijs un hlorīdioni

Lapu ķīmisko analīžu rezultāti parādīja, ka augsto Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju Rīgas centra liepu lapās jau jūnija sākumā izraisījusi sistemātiska sāls izmantošana ielu apledojuma novēršanai un sniega kausēšanai pilsētā.

Pētījumi par Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju augsnes virskārtā 2005. un 2007. gadā un attiecīgi koku lapās uzrādīja nebūtisku korelāciju ( $r < 0,38$ ;  $p < 0,05$ ), kas skaidrojams gan ar izskalošanos no augsnes virsējā slāņa dziļākos, gan, tāpat kā mizu gadījumā, ar Na un Cl<sup>-</sup> uzkrāšanos koku zaros un stumbrā, piemēram, kambija šūnās, ilgstošā periodā un aktivizēšanos veģetācijas perioda sākumā. Turklāt Rīgas liepu lapu ķīmisko analīžu rezultāti parādīja nelielu tendenci Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijai koku lapās ne tikai palielināties, bet jau augusta beigās arī samazināties, piemēram, 2005. g. augustā liepām Hanzas ielā 1, Stabu ielā 1 un 2, kaut gan augsnē joprojām saglabājās augsts Na līmenis. Pētījuma vietās 2005. g. 28. augustā gandrīz visām liepām tika konstatēta ļoti zema vitalitāte, līdz ar to varētu uzskatīt, ka veģetācijas sezona praktiski ir beigusies. Līdzīgs fakts konstatēts arī 2007. g. vasarā – visizteiktāk Hanzas ielā 1. Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijas samazināšanās koku lapās veģetācijas perioda beigās varētu norādīt, ka rudenī, pirms lapkriša, Na un Cl<sup>-</sup> tiek novadīti atpakaļ uz vainaga zariem un stumbru. Rezultātā šie kaitīgie elementi kokos uzkrājas un pavasarī transpirācijas procesa gaitā atkal nonāk lapās, negatīvi ietekmējot gan tās, gan ziedpumpurus. Aprakstītais novērojums atbilst jau iepriekš Rīgā un arī citur veikto pētījumu rezultātiem (Holmes, 1961; Marschner, 1995; Čekstere et al., 2005; Шевякова, Кузнецов, 2000).

Hlors augšnes šķīdumā praktiski sastopams tikai anjonu (hlorīdjonu) veidā, tāpēc augšnes adsorbcijas kompleksā netiek piesaistīts un ir vairāk pakļauts izskalošanai. Tomēr hlorīdjonu augi no augšnes uzņem ātrāk nekā fosfāta un sulfātjonus (Bergmann, 1976). Tas nozīmē, ka paaugstināta hlorīdjonu koncentrācija augsnē agri pavasarī var negatīvi ietekmēt koku minerālo barošanas visas veģetācijas sezonas garumā un, iespējams, arī Rīgā ielu apstādījumos samazināja anjonu, piemēram, S un P, uzņemšanu no augšnes. Veicot korelācijas pētījumus starp Cl<sup>-</sup> koncentrāciju ielu apstādījumu augsnē, liepu lapās un tā galvenajiem antagonistiem (P, S un N), netika konstatēta statistiski būtiska saistība.

Pēc Kosoviča datiem, kas iegūti veģetācijas izmēģinājumos, konstatēts, ka ozoli nopietni cieš, ja Cl<sup>-</sup> daudzums augsnē ir 0,039% (Ripa, 1967), turpretim liepām kaitē Cl<sup>-</sup> daudzums, kas ilgstoši saglabājas augstāks par 0,025% (Meyer, 1978), bet Berlīnes papelēm, kā minēts A. Ripas rakstā (1967), – vairāk par 0,024%. Tas nozīmē, ka kokiem nevēlama ir tāda Cl<sup>-</sup> koncentrācija, kas augsnē augstāka par aptuveni 240 mg·kg<sup>-1</sup>.

Taču Rīgas centra liepām ar lapu nekrozes pazīmēm 2005. gadā, Cl<sup>-</sup> koncentrācija augšnes virskārtā, marta beigās sniegam nokūstot, bija ievērojami zemākas – 29,9 mg·kg<sup>-1</sup> (H2.3) un tikai piecās (H 1.2, H1.3, K1.3, S2.1, S2.3) no 27 paraugvietām pārsniedza 200 mg·kg<sup>-1</sup>. Tomēr 2005. g. vasarā tika novērotas nekrotizētas liepas arī citās paraugvietās. Lapu un vainagu nekrozes tiešu atkarību no Cl<sup>-</sup> un Na koncentrācijas Rīgas ielu apstādījumos apstiprina aprēķinātie korelācijas koeficienti starp Na, Cl<sup>-</sup> koncentrāciju liepu lapās 2005. un 2007. g. vasarā un liepu lapu un vainaga nekrozitāti (4.8. tab.), kas galvenokārt uzrāda būtisku, vidēji ciešu līdz ciešu pozitīvu korelāciju.

4.8. tabula

Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju korelācija ar liepu lapu un vainaga nekrozitāti 2005. un 2007. gada vasarā

Elements	6.06.2005. (n=21)		6.07.2005. (n=27)		28.08.2005. (n=27)		5.06.2007. (n=26)		30.08.2007. (n=26)	
	Lapas	Vainags	Lapas	Vainags	Lapas	Vainags	Lapas	Vainags	Lapas	Vainags
Cl <sup>-</sup>	0,87*	0,71*	0,72*	0,66*	0,81*	0,57*	0,69*	0,69*	-0,09	0,40*
Na	0,58*	0,77*	0,64*	0,57*	0,90*	0,72*	0,63*	0,73*	0,50*	0,64*

\*  $p < 0,05$

Pētījumu rezultāti dažādās valstīs par Cl<sup>-</sup> koku lapās un koku fizioloģisko stāvokli savstarpēji ir atšķirīgi. S. E. Allens u.c. zinātnieki uzskata, ka normāla Cl<sup>-</sup> koncentrācija augu lapās ir no 0,04 līdz 0,4% (no sausās masas) (Allen et al., 1974). Pēc Z. Červinska datiem Cl<sup>-</sup> toksiskuma līmenis kokiem ir 0,8% (Czerwiński, 1979). Arī citur veiktie pētījumi liecina, ka dažādām koku sugām vizuāli lapu bojājumi novērojami gadījumos, kad Cl<sup>-</sup> koncentrācija ir no 0,8% un lielāka (4.9. tab.). Savukārt liepām Rīgā, pēc A. Ripas un E. Pētersona (1968) pētījumiem, tā ir sākot no 1,49%, bet pēc 2003. gadā veikto pētījumu datiem Holandes liepai redzamu lapu bojājumu nav, ja Cl<sup>-</sup> daudzums tajās nepārsniedz 0,4% (Čekstere et al., 2005). Vairākām koku sugām, piemēram, *Tilia cordata* un *Aesculus hippocastanum*, pēc J. Burga novērojumiem, nav vizuālu lapu bojājumu, ja Cl<sup>-</sup> ir mazāk par 0,7% no lapu sausās masas (Burg, 1989).

Vairumā veikto pētījumu rezultāti liecina, ka Na koncentrācijas līmenis koku lapās, lai vizuāli būtu novērojamas tā kaitīgās ietekmes – nekrozes – pazīmes, ir atšķirīgs (4.10. tab.). Zinātniskajā literatūrā (Czerniawska–Kusza et al., 2004) minētā augstākā Na koncentrācija lapās, pie kuras nav novērojamas nekrotiskas izmaiņas, parastajai liepai bijusi 0,175%. Citos avotos atzīmētie vizuālie lapu bojājumi, ne tikai parastajai liepai, bet arī parastajai kļavai, konstatēti jau pie Na koncentrācijas 0,11%, bet zirgkastaņai – pie 0,15%. Atšķirības nav lielas, tomēr starpība starp Na koncentrāciju lapās bez vizuāli redzamiem bojājumiem un ar toksiskuma pazīmēm ir 0,065%, kas, iespējams, būtu skaidrojams arī ar dažādām metodiskajām atšķirībām.

Cl<sup>-</sup> koncentrācija kokaugu lapās (%) ar un bez toksiskuma pazīmēm

Taksons	Bez vizuālām pazīmēm	Ar vizuālām pazīmēm	Mēnesis	Literatūras avots
<i>T. x vulgaris</i>	< 0,6	–	Augusts/septembris	Burg, 1989
<i>(T. x europea)</i>	0,29	1,89–2,43	Jūnijs/jūlijs/augusts	Leh, 1973
	< 0,6	0,9–2,8	–	Kopinga, van den Burg, 1995
	< 0,4	–	Jūlijs/augusts/septembris	Čekstere et al., 2005
<i>T. platyphyllos</i>	< 0,8	–	Augusts/septembris	Burg, 1989
	–	0,8–0,9	Septembris	Suplat, 1996
<i>T. x euchlora</i>		1,24	Septembris	Chmielewski, 1996
	< 0,10	–	Jūnijs/jūlijs/augusts	Burg, 1989
	0,17±0,02	1,7–1,8	Septembris	Suplat, 1996
	0,31±0,07	–	Septembris	Suplat, 1996
<i>Tilia spp.</i>	0,118–0,6	1,49–2,59	–	Ripa, Pētersons, 1968
<i>A. hippocastanum</i>	< 0,7	1,2–3,5	–	Kopinga, van den Burg, 1995
	0,013–0,551	0,995	Jūnijs/jūlijs/augusts	Leh, 1973
	< 0,7	–	Augusts/septembris	Burg, 1989
<i>A. platanoides</i>	0,43	1,68	Jūnijs/jūlijs/augusts	Leh, 1973
	–	1,1–1,2	Septembris	Suplat, 1996

Na koncentrācija kokaugu lapās (%) ar un bez toksiskuma pazīmēm

Taksons	Bez vizuālām pazīmēm	Ar vizuālām pazīmēm	Mēnesis	Literatūras avots
<i>T. x europea</i>	0,025	0,42–0,89	Jūnijs/jūlijs/augusts	Leh, 1973
<i>T. cordata</i>	0,175	0,63–0,846	Septembris	Czerniawska–Kusza et al., 2004
	0,06	0,11	Jūnijs	Kydar, 1981
	0,012–0,013	0,11–1,53	Jūnijs/jūlijs/augusts	Leh, 1973
	0,02	0,58	Jūnijs/jūlijs/augusts	Leh, 1973
<i>A. hippocastanum</i>	0,018–0,034	0,15–1,45	Jūnijs/jūlijs/augusts	Leh, 1973
<i>A. platanoides</i>	0,10	0,11	Jūnijs	Kydar, 1981
	–	0,163	Jūnijs/jūlijs/augusts	Leh, 1973

Lai arī koki kopumā netiek uzskatīti par ļoti izturīgiem sāls izraisīta stresa apstākļos (Веретенников, 2006), ir novērotas būtiskas sāls izturības atšķirības starp koku sugām (Francois, Clark, 1978; Townsend, 1980; Kydar, 1981; Glenn et al., 1997; Fostad, Pedersen, 2000; Шевякова, Кузнецов, 2000; Bryson, Barker, 2002; Marosz, Nowak, 2008). Koku atšķirīgai izturībai attiecībā uz sāls kaitīgumu var būt vairāki iemesli: dažādas sugas, pētījumu metodiskās atšķirības, barības elementu disbalanss, nepietiekams nokrišņu daudzums un nodrošinājums ar ūdeni veģetācijas periodā un pārāk augsta sāls koncentrācija augsnes šķīdumam, kas izsauc „fizioloģisko sausumu” un lapu nekrozes attīstību, kā arī jonu specifiskā toksicitāte. „Fizioloģiskais sausums” vai osmotiskais stress un jonu specifiskā toksicitāte ir cieši saistīti, tādēļ ir grūti noteikt katra bojājuma fizioloģiskā mehānisma relatīvo nozīmi (Greenway, Munns, 1980). Bieži vien augi ir spējīgi adaptēties osmotiskajam stresam, izmainot savas iekšējās osmotiskās iespējas. Pastāv uzskats, ka jonu specifiskā toksicitāte ir lielākā mērā atbildīga par sāls izraisītiem bojājumiem nekā osmotiskais stress (Dobson, 1991).

Sāls izturības un toksicitātes fizioloģiskie mehānismi Holandes liepām līdz šim nav izpētīti un pastāv daudzi neatbildēti jautājumi par liepu izturības mehānismiem kā šūnu, tā visa auga līmenī. Tā kā prakse apstiprina, ka Holandes liepa paaugstinātas sāļainības apstākļos ir izturīgāka par citiem lapu koku taksoniem, tad, iespējams, Holandes liepai piemīt kādi augu adaptācijas mehānismi. Piemēram, nodrošinot pietiekošu ūdens saturu šūnās, intensīvi izolējot Na<sup>+</sup> un Cl<sup>-</sup> šūnu vakuolās un līdzsvarojot osmotisko spiedienu, veicot sāļu nogulsnešanu nefotosintezējošajos audos.



Iespējams, ka Holandes liepu saknēm ir labāk attīstīta mikoriza, kas ierobežo  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  tālāku transportu kokā, kā arī citi mehānismi.

Vairāki zinātnieki uzskata, ka būtiska nozīme Na toksiskajā ietekmē un lapu nekrotizācijā ir koku apgādei ar barības elementiem, īpaši kāliju. Na viegli absorbējas augsnes kompleksā, bet K deficīta gadījumā tas bagātīgi uzkrājas vecāko lapu malās, izraisot nekrozi, tādēļ K un Na attiecība ir īpaši nozīmīga (Dobson, 1991; Tester, Davenport, 2003; Czerniawska–Kusza et al., 2004; Marosz, Nowak, 2008).

Pēc I. Czerniawska-Kusza u.c. zinātnieku pētījumiem vietās, kur ielu apledošana novēršanai netiek lietots sāls, K un Na attiecība parastās liepas lapās bija 15,65; savukārt tur, kur sezonā uz ceļiem kaisīts  $160 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  un  $230 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$  sāls (galvenokārt NaCl), K un Na attiecība lapās bija 2,58 un 1,76 (Czerniawska-Kusza et al., 2004). Pēdējā gadījumā konstatētas arī vairāk nekā 60% nekrotizētas lapu plātnes. Savukārt, ja K/Na bijis 2,58, liepu lapām novēroti vāji nekrozes un hlorozes radīti bojājumi. Noskaidrots, ka, pieaugot augsnes sāļainumam, K līmenis liepu lapās samazinās, galvenokārt paaugstinātas Na koncentrācijas dēļ.

Arī Rīgas ielu apstādījumos K koncentrācijas samazināšanās veģetācijas sezonā skaidrojama ne tikai ar K reutilizāciju augā, bet arī ar Na satura palielināšanos ( $r_{\text{Na,K aug.2005}}(0,05; 27) = -0,68$ ;  $r_{\text{Na,K aug.2007}}(0,05; 26) = -0,44$ ). Rezultātā tika konstatēta K/Na attiecības samazināšanās no jūnija līdz augustam (4.11. tab.). Kopumā, konstatētais K/Na attiecību diapazons Rīgā bija ievērojami plašāks salīdzinot ar pētījumiem Opolā (Polijā) *Tilia cordata* lapās (1,76–15,65:1) (Czerniawska-Kusza et al., 2004) un Masačūsetā (ASV) *Acer saccharum* lapās (0,83–1,40:1) (Dyer, Mader, 1986). Rīgā veselīgu liepu lapās bez nekrozes pazīmēm ielu apstādījumos K/Na attiecība bija no 2,92 līdz 213,89:1 (parkā: 23,75–270,83:1), bet ar ļoti izteiktu lapu nekrozi (>21%) – diapazonā pat no 0,15 līdz 76,67:1 (4.17. tab., 111. lpp.). Tas nozīmē, ka pietiekamai/optimālai K/Na attiecībai liepu lapās nav izšķirošā nozīme, ja lapu nekrozes iemesls ir  $\text{Cl}^-$  toksiskums vai Na koncentrācija lapās sasniegusi toksisku līmeni.

Savukārt 2003. gadā veiktajos pētījumos Rīgā noskaidrots, ka kālija koncentrācijai liepu un zirkstaņu lapās paaugstinātas sāļainības apstākļos jābūt vismaz 1,2%, bet optimāli – 1,5 līdz 2,5% (Nollendorfs, 2003; Čekstere et al., 2005), kas ir nedaudz vairāk nekā V. Bergmanis (1.1. tab., 16. lpp.) rekomendē kā optimālu K koncentrāciju liepu lapās: 1,00–1,50%. Izvērtējot 2005. gada Rīgas centra liepu ķīmisko analīžu rezultātus, redzam, ja jūnijā liepu lapās konstatēta K koncentrācija tikai divos gadījumos (H1.2 un H1.3) bija mazāka par 1,20%, tad augustā K koncentrācija lapās vairs tikai četrām liepām bija no 1,25 līdz 1,65%, un tikai divām no tām (B1.1 un B1.3) netika novērota lapu nekroze. 2007. gadā situācija bija līdzīga. Jūnijā K koncentrācija 1,20% un mazāka bija divu liepu lapās (B2.1 un B2.3), bet augustā šāda K koncentrācija bija 21 liepai jeb 80,77% no apsekotajiem kokiem, no tiem tikai četrām liepām nebija lapu nekrozes pazīmes (B1.1, B1.2, E5 un K1). Turpretim Viestura dārza liepu lapas, K koncentrācijai sasniedzot 0,84%, bija bez vizuāli redzamiem bojājumiem, kas apstiprina atziņu, ka galvenā nekrozes izraisītāja ir attiecīga Na koncentrācija lapās, savukārt zema K koncentrācija ir lapu nekrozes veicinātāja.

Zemākā K koncentrācija (0,15%) savukārt bija līdz 6,33 reizēm mazāka nekā parkā konstatētā minimālā K koncentrācija liepu lapās. Koka stāvoklis – stipri bojāts un 2008. gadā – nokaltis. Vienlaikus augstākā K koncentrācija (3,40%) arī konstatēta liepu lapās ar nekrozi (1–5%) un koks 2006. gadā nokaltis, kas nozīmē, ka pietiekams nodrošinājums ar K nevar novērst lapu nekrozes attīstību un novērst koku nokalšanu, ja iemesls ir  $\text{Cl}^-$  specifiskais toksiskums vai citi nelabvēlīgi faktori.

Lapu ķīmisko analīžu rezultāti atklāja statistiski būtiski augstāku Na un  $\text{Cl}^-$  līmeni 2005. g. augustā salīdzinājumā ar 2007. g. augusta rezultātiem. Turpretim K koncentrācija liepu lapās statistiski būtiski augstāka bija 2007. g. veģetācijas sezonā salīdzinājumā ar 2005. gadu. Minētais fakts varētu būt viens no iemesliem nedaudz uzlabotajai ielu koku vitalitātei un samazinātajai lapu nekrozes attīstībai 2007. g. vasarā salīdzinājumā ar 2005. g. (3.4. att.). Pētījums atklāja ne tikai statistiski būtisku saistību lapu nekrozei ar Na un  $\text{Cl}^-$  koncentrāciju liepu lapās, bet arī negatīvu sakarību starp K koncentrāciju liepu lapās un lapu nekrozes, kā arī koku vainaga nekrozes intensitāti 2005. un 2007. gada augustā (2005:  $r_{\text{lapas}}(0,05; 27) = -0,77$ ,  $r_{\text{vainags}}(0,05; 27) = -0,73$ ; 2007:  $r_{\text{lapas}}(0,05; 26) = -0,50$ ,  $r_{\text{vainags}}(0,05; 26) = -0,53$ ). Savukārt ar citiem barības elementiem statistiski būtiskas sakarības netika konstatētas.

## K/Na koncentrāciju attiecība Rīgas centra liepu lapās 2005. un 2007. gadā

Paraugvieta	2005			2007	
	6. jūnijs	6. jūlijs	28. augusts	5. jūnijs	30. augusts
Parks:					
V1	55,37	41,00	24,12	270,83	45,00
V2	49,51	54,00	34,71	217,86	42,00
V3	33,76	23,75	31,67	164,29	47,00
Ielu apstādījumi:					
H1.1	18,93 <sup>Cl</sup>	0,52 <sup>Cl</sup>	0,52 <sup>Cl</sup>	1,26 <sup>Cl</sup>	4,70 <sup>Cl</sup>
H1.2	4,96	1,50 <sup>Cl</sup>	0,28 <sup>Cl</sup>	3,90	4,82 <sup>Cl</sup>
H1.3	3,47 <sup>Cl</sup>	0,67 <sup>Cl</sup>	0,30 <sup>Cl</sup>	1,95 <sup>Cl</sup>	2,80
H2.1	20,54	7,82 <sup>Cl</sup>	2,77 <sup>Cl</sup>	112,50	2,96
H 2.2	24,75 <sup>Cl</sup>	4,16 <sup>Cl</sup>	1,49 <sup>Cl</sup>	16,07 <sup>Cl</sup>	2,53 <sup>Cl</sup>
H2.3	25,00 <sup>Cl</sup>	3,91 <sup>Cl</sup>	1,24 <sup>Cl</sup>	100,00	1,00
E1	14,12 <sup>Cl</sup>	4,61 <sup>Cl</sup>	1,56 <sup>Cl</sup>	6,92 <sup>Cl</sup>	0,90 <sup>Cl</sup>
E2	76,67 <sup>Cl</sup>	9,23 <sup>Cl</sup>	4,37 <sup>Cl</sup>	–	–
E3	22,07	1,67 <sup>Cl</sup>	0,66 <sup>Cl</sup>	2,34 <sup>Cl</sup>	0,29 <sup>Cl</sup>
E4	56,70	51,19	7,84 <sup>Cl</sup>	6,64 <sup>Cl</sup>	3,26 <sup>Cl</sup>
E5	213,89	74,29	22,35	180,00	9,00
K1	–	1,40 <sup>Cl</sup>	0,71 <sup>Cl</sup>	24,24	5,30
K2	–	1,82 <sup>Cl</sup>	0,94 <sup>Cl</sup>	7,03	12,00
K3	–	44,71 <sup>Cl</sup>	6,36 <sup>Cl</sup>	21,78 <sup>Cl</sup>	6,64 <sup>Cl</sup>
S1.1	5,53 <sup>Cl</sup>	0,58 <sup>Cl</sup>	0,77 <sup>Cl</sup>	3,52 <sup>Cl</sup>	0,84 <sup>Cl</sup>
S1.2	10,99 <sup>Cl</sup>	0,60 <sup>Cl</sup>	0,58 <sup>Cl</sup>	10,00 <sup>Cl</sup>	0,84 <sup>Cl</sup>
S1.3	4,43 <sup>Cl</sup>	3,06 <sup>Cl</sup>	0,43 <sup>Cl</sup>	4,60 <sup>Cl</sup>	1,03 <sup>Cl</sup>
S2.1	3,07	2,93 <sup>Cl</sup>	0,68 <sup>Cl</sup>	5,42 <sup>Cl</sup>	2,62 <sup>Cl</sup>
S2.2	1,92 <sup>Cl</sup>	0,53 <sup>Cl</sup>	0,15 <sup>Cl</sup>	1,69 <sup>Cl</sup>	0,54
S2.3	14,94	8,93 <sup>Cl</sup>	7,83 <sup>Cl</sup>	120,00	67,00
S2.4	4,46 <sup>Cl</sup>	0,93 <sup>Cl</sup>	0,43 <sup>Cl</sup>	7,76	1,21
B1.1	34,44	38,94	6,71	170,59	2,92
B1.2	85,29	48,31	18,50	191,43	29,33
B1.3	92,73	62,50	27,37	168,89	40,50
B2.1	–	0,62 <sup>Cl</sup>	0,18 <sup>Cl</sup>	1,76 <sup>Cl</sup>	0,60 <sup>Cl</sup>
B2.2	–	0,79 <sup>Cl</sup>	0,22 <sup>Cl</sup>	1,78 <sup>Cl</sup>	1,02
B2.3	–	2,52 <sup>Cl</sup>	0,29 <sup>Cl</sup>	1,54 <sup>Cl</sup>	0,98
Vidēji parkā	46,21±6,45	99,21±26,16	30,81±2,70	217,66±30,76	44,67±1,45
Vidēji ielu apstādījumos	35,18±9,53	14,02±2,56	4,29±1,38	45,11±13,15	7,91±2,98

xx – optimāli K/Na lapās; bez nekrozes;

xx<sup>Cl</sup> – kaitīga Cl koncentrācija lapās – novērojama nekroze;

xx – kaitīga Na koncentrācija lapās – novērojama nekroze.

Pēc zinātnieku pētījumiem liela nozīme augu minerālajā barošanā ir arī K un Na koncentrāciju attiecībai augsnē (Dyer, Mader 1986): ja Na>K, tad konstatējami traucējumi biogēno elementu uzņemšanā, kas negatīvi ietekmē koku fizioloģisko stāvokli (Dobson, 1991). 2003. un 2004. g. pētījumos Rīgā konstatēts, ka augsnē K/Na jābūt vismaz 2–2,5:1 (Čekstere et al., 2005).

2005. gada pavasara sākumā (martā) Na koncentrācija nekrotizēto liepu augsnē pārsniedza K koncentrāciju līdz pat 13,68 reizēm jeb K/Na attiecība augsnē bija tikai 0,07 (4.12. tab.). K/Na attiecība vitālo liepu augsnē arī ne visos gadījumos atbilda liepām vēlamajai K/Na attiecībai – 2–2,5:1. Salīdzinot 2005. un 2007. g. jūnija augsnes paraugu ķīmisko analīžu rezultātus, K līmenis ielu apstādījumu augsnē būtiski augstāks bija 2007. g. jūnijā, kas bija pretēji Na. Zemāka Na

## K/Na koncentrāciju attiecība Rīgas centra liepu augsnē 2005. un 2007. gadā

Paraugvieta	2005			2007	
	30. marts	6. jūnijs	6. jūlijs	5. jūnijs	30. augusts
Parks:					
V1	<b>13,48</b>	<b>6,60</b>	<b>8,00</b>	<b>10,00</b>	<b>6,44</b>
V2	<b>12,41</b>	<b>8,68</b>	<b>8,29</b>	<b>7,83</b>	<b>6,91</b>
V3	<b>10,53</b>	<b>6,03</b>	<b>5,68</b>	<b>5,54</b>	<b>4,15</b>
Ielu apstādījumi:					
H1.1	0,17	0,13	0,21	0,63	0,45
H1.2	0,17	0,16	0,19	0,20	0,21
H1.3	0,07	0,12	0,19	0,29	0,19
H2.1	<b>0,35</b>	0,31	4,02	0,80	4,06
H 2.2	0,53	0,40	1,18	1,34	4,76
H2.3	0,46	0,41	0,96	0,96	4,82
E1	0,17	0,16	0,90	0,74	1,51
E2	0,27	0,44	0,47	–	–
E3	<b>0,30</b>	0,26	0,88	0,75	0,97
E4	<b>0,19</b>	<b>0,13</b>	0,15	0,28	1,15
E5	<b>0,32</b>	<b>0,55</b>	<b>1,15</b>	<b>0,27</b>	<b>2,46</b>
K1	0,44	0,88	0,36	<b>0,32</b>	<b>0,64</b>
K2	0,25	0,55	0,38	<b>0,24</b>	<b>0,44</b>
K3	0,23	0,29	0,40	0,24	0,21
S1.1	0,10	0,47	0,55	0,88	0,85
S1.2	0,16	0,26	0,32	0,68	0,78
S1.3	0,14	0,26	0,28	0,50	0,63
S2.1	0,23	0,54	0,79	0,83	0,45
S2.2	0,49	0,29	0,33	0,75	1,54
S2.3	<b>0,24</b>	0,28	0,28	<b>0,35</b>	<b>0,44</b>
S2.4	0,17	0,25	0,19	0,95	1,64
B1.1	<b>1,18</b>	<b>1,64</b>	<b>2,48</b>	<b>1,20</b>	<b>1,72</b>
B1.2	<b>2,08</b>	<b>1,96</b>	<b>4,20</b>	<b>3,33</b>	<b>1,59</b>
B1.3	<b>2,39</b>	<b>2,11</b>	<b>3,53</b>	<b>2,50</b>	<b>5,35</b>
B2.1	0,25	0,77	0,18	0,80	2,30
B2.2	0,25	0,36	0,73	1,73	2,75
B2.3	0,36	0,33	0,93	2,66	1,84
Vidēji parkā	12,14±0,86	7,10±0,80	7,32±0,83	7,79±1,29	5,83±0,85
Vidēji ielu apstādījumos	0,44±0,11	0,53±0,10	0,97±0,23	0,93±0,16	1,68±0,30

xx – vitāli zaļas liepas bez lapu nekrozes

koncentrācija ielu apstādījumu augsnē, kas varēja aizvietot K katjonu apmaiņas kompleksā, veicināja nedaudz labāku K/Na attiecību ielu apstādījumu augsnē 2007. gadā.

Kopumā 2005. un 2007. g. K/Na attiecība parka augsnē bija no 4,15 līdz 13,48:1. Ielu apstādījumu vitālo liepu augsnē K/Na attiecība bija diapazonā 0,13–6,45; vidēji bojātām liepām – līdz 4,82; bet stipri bojātiem kokiem – 0,07–4,82. Tas nozīmē, ka gan vitālo, gan bojāto liepu ielu apstādījumu augsnē Rīgā pastāv plašs attiecības K/Na diapazons, kas iekļaujas arī kokiem vēlamajā diapazonā. Konstatētajai šaurajai K/Na (<2:1) attiecībai ielu apstādījumu augsnē varēja būt papildu negatīva ietekme uz koku fizioloģisko stāvokli. Savukārt vienas ziemas laikā ielu apstādījumu augsnē uzkrātā Na koncentrācija koku vitalitāti būtiski nav ietekmējusi, bet nozīmīga loma ir tā koncentrācijai koka stumbrā un zaros, kas uzkrājusies ilgstošā laika periodā.

Rezultāti parādīja arī būtisku negatīvu, vidēji ciešu korelāciju starp K koncentrāciju augsnē 2005. g. martā un Na koncentrāciju liepu lapās 2005. g. vasarā (4.13. tab.), kas atspoguļo ielu apstādījumu augsnes ķīmiskā sastāva nozīmi ziemas sezonas beigās. Konstatēta arī statistiski būtiska negatīva saistība starp K koncentrāciju augsnē 2005. g. vasarā un Na koncentrāciju liepu

## Sakarība starp K koncentrāciju augsnē un Na koncentrāciju ielu apstādījumu liepu lapās 2005. un 2007. gadā

Na koncentrācija liepu lapās (koku skaits)	K koncentrācija augsnē 2005. gadā			K koncentrācija augsnē 2007. gadā	
	30. marts	6. jūnijs	6. jūlijs	5. jūnijs	30. augusts
2005:					
Jūnijs (n=21)	-0,65*	-0,33	-	-	-
Jūlijs (n=27)	-0,61*	-0,33	-0,49*	-	-
Augusts (n=27)	-0,58*	-0,46*	-0,46*	-	-
2007:					
Jūnijs (n=26)	-0,43*	-0,15	-0,43*	-0,15	-
Augusts (n=26)	-0,37	-0,21	-0,27	-0,27	-0,09

\*  $p < 0,05$ 

lapās, īpaši augustā. Turpretim 2007. g. ķīmisko analīžu rezultātu savstarpējo sakarību aprēķini neatspoguļo statistiski būtisku korelāciju starp K koncentrāciju augsnē un Na liepu lapās.

Kopumā augstākā  $Cl^-$  koncentrācija liepu lapās, kad netika novērota nekrozes attīstība, bija 0,62% – 2005. g. augustā liepas B1.3 lapās Basteja bulvārī 1 un 2007. g. jūnijā liepas H2.1 lapās Hanzas ielā 2. Šī  $Cl^-$  koncentrācija lapās bez nekrozitātes pazīmēm bija pati augstākā, tādēļ uzskatāma par  $Cl^-$  kritisko līmeni, kas atbilst arī citu zinātnieku līdzīgu pētījumu rezultātiem (4.9. tab.).

K. Valdemāra ielas trešai liepai (K3),  $Cl^-$  koncentrācijai sasniedzot 0,67% no lapu sausās masas, 2005. g. jūlija sākumā tika novērotas līdz 5% nekrozes skartas lapu plātnes. Tajā pašā laikā Na daudzums lapās bija tikai 0,04%, bet K un Na savstarpējā attiecība – pat 44,71. Arī 0,66%  $Cl^-$  koncentrācija liepu lapās uzskatāma par Rīgas pilsētvidē augošajām liepām kaitīgu un atzīmējama kā galvenais iemesls 2005. gada 6. jūnijā konstatētajai lapu nekrozei Elizabetes ielas 1. liepai (E1), kad Na koncentrācija lapās bija 0,13%; arī K/Na attiecība lapās bija lielāka nekā Basteja bulvārī 1 vitāli zaļo liepu lapās noteiktā zemākā K/Na attiecība. Tādēļ minētajām liepām Na acīmredzot nebūs vizuāli novērojamo lapu bojājumu izraisītājs.

2005. gadā nekrotizētām Holandes liepu lapām konstatēta  $Cl^-$  koncentrācija (no 0,66%  $Cl^-$ ) ir zemāka salīdzinājumā ar citu zinātnieku pētījumu datiem, ko mūsu gadījumā, iespējams, skaidro koku sliktais nodrošinājums ar barības elementiem un barības elementu disbalanss, kas pazeminājis to izturību stresa situācijā, mikroklimatiskie apstākļi, „fizioloģiskais sausums”, kas veicinājis nekrozes attīstību, kā arī jonu specifiskais toksiskums utt. Savukārt izteiktākā  $Cl^-$  toksikoze lapās jau 2005. gada 6. jūnijā novērota Elizabetes ielas otrai liepai (E2), kad  $Cl^-$  sasniedza pat 2,90%; tajā pašā laikā Na koncentrācija bija tikai 0,04% un K/Na attiecība – pat 76,67 (!) (4.14. att.).

Savukārt 0,26% Na koncentrācija Holandes liepu lapās ir augstākā, kāda novērota kokiem bez lapu nekrozes (2007. g. vasarā K2 un B1.1; K/Na attiecība lapās attiecīgi 24,24 un 2,92) salīdzinājumā ar 4.12. tabulas datiem, kā arī augstāka nekā 2005. g. vasarā konstatēta liepām bez lapu nekrozes pazīmēm – 0,18% Na.

Zemākās Na koncentrācijas liepu lapās, pie kādas novērota nekroze, 2005. gadā bija 0,24% (K/Na = 4,96), bet 2007. gadā – 0,23% (K/Na = 7,76). 2005. gadā tā atklāta jūnija sākumā Hanzas ielā 1.2 (H1.2), kad  $Cl^-$  koncentrācija lapās bija gandrīz divas reizes zemāka (0,35%  $Cl^-$ ) par augstāko konstatēto  $Cl^-$  koncentrāciju lapās bez vizuāli redzamiem plātnes bojājumiem. Savukārt 2007. gadā 0,23% Na koncentrācija liepu lapās ar nekrozi konstatēta jūnijā Stabu ielā 2.4 (S2.4),  $Cl^-$  koncentrācija bija 0,54%. Šādos gadījumos grūti nodalīt, kur beidzas  $Na^+$  un sākas  $Cl^-$  negatīvā ietekme.

Kā izņēmums atzīmējama paraugvieta Stabu ielā 2.3 (S2.3), kur 2005. g. jūlijā  $Cl^-$  lapās bija 0,43%, Na – 0,14%, bet augustā  $Cl^-$  – 0,50%, Na – 0,16% (K/Na attiecība 8,93 jūlijā, 7,83 augustā). Teorētiski lapām vajadzēja būt bez bojājumiem, tomēr liepai augusta beigās novērotas līdz 5% nekrotizētas lapas un 40% nekrotizēts vainags, ko, iespējams, ietekmējis ļoti zemais Mg un Ca līmenis lapās, kas veicinājis stresu, samazinot lapu izturību pret Na un  $Cl^-$  toksisko ietekmi.



**4.14. att.** Cl<sup>-</sup> toksiskums – Elizabetes ielas otrā paraugvieta (E2) 2005. gada 6. jūnijā. (Cl<sup>-</sup> koncentrācija liepas lapās – 2,90%; Na – 0,04%.)

Pētījums parāda, ka biežākais lapu nekrozes iemesls un attīstības veicinātājs ir vienlaikus augsta Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija augā (4.15. att.), kā arī papildus var pastāvēt ļoti daudz dažādu faktoru, kas sekmē lapu nekrozes attīstību. Diemžēl praktiski nav nodalāma Na kaitīgā ietekme no Cl<sup>-</sup> negatīvās ietekmes, tādēļ vairumā gadījumu varētu tikai izcelt kādas dominējošo lomu vai ciešāku saistību ar vizuāli novērotajiem bojājumiem. Līdz ar to precīzi nav nosakāma Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija, kurai pastāvot sāks attīstīties lapu nekroze. Tomēr, balstoties uz iegūtajiem datiem, Holandes liepām par kritisko līmeni būtu pieņemama 0,62–0,66% Cl<sup>-</sup> un 0,18–0,26% Na koncentrācija lapās, kad bojājumi ir jau redzami arī vizuāli.



**4.15. att.** Nekrozes bojātas liepu lapas Elizabetes ielas trešā paraugvietā 2005. gada augustā (Cl<sup>-</sup> koncentrācija liepas lapās – 1,20%; Na – 0,75%.)

#### 4.4.5. Elementu koncentrācija un savstarpējā attiecība liepu lapās ar dažādu nekrozes intensitāti

Iepriekšējā apakšnodaļā galvenokārt apskatīts jautājums (diskutēts) par Cl<sup>-</sup> un Na kaitīgajām kritiskajām koncentrācijām, kā arī K nozīmi lapu nekrozes pirmo vizuālo pazīmju attīstībā. Citur veiktie pētījumi dažādiem kokaugu taksoniem parāda, ka veselu un bojātu (nekrotizētu) lapu ķīmiskais sastāvs atšķiras (Dyer, Mader, 1986), bet vienlaikus trūkst informācijas un pētījumu par barības elementu koncentrāciju diapazoniem vai vidējām vērtībām atbilstoši lapu nekrozes intensitātes skalai ielu apstādījumos ne tikai Holandes liepām, bet lapu kokiem kopumā. Turklāt iepriekš veiktie pētījumi galvenokārt ir fragmentāri. Tie vairāk saistīti ar atsevišķu elementu koncentrāciju un to attiecību noskaidrošanu koku lapās, pamatā salīdzinot lapas bez nekrozes ar nekrotizētām lapām. Pēc vairāku zinātnieku atzinuma (Kopinga, van den Burg, 1995; Marschner, 1995; Hagenas-Thornas et al., 2004) ne tikai elementu koncentrācija lapās, bet arī to savstarpējā attiecība ir svarīgs faktors, kas ietekmē augu vitalitāti. Līdz ar to aktuāls ir jautājums, vai pastāv kādas konkrētas Na, Cl<sup>-</sup>, kā arī augu barības elementu koncentrācijas Holandes liepu lapās, lai vizuāli novērotu, piemēram, 50% nekrozi lapu plātnei; kādas ir to savstarpējās attiecības dažādas nekrozes intensitātes lapām utt.

4.14.–4.21. tabulā apkopotas 2005. un 2007. gada jūnijā un augustā ievākto liepu lapu ķīmisko analīžu rezultāti atkarībā no lapu nekrozes intensitātes klases: 0% jeb nav novērojama lapu nekroze; 1–5%; 6–20%; 21–50% un 51–100% nekrotizētas lapas, kā arī atsevišķi izdalīti parkā augošu liepu lapu ķīmiskie dati. Visi lapu ķīmisko analīžu rezultāti apvienoti, pirmkārt, lai iegūtu vispārēju priekšstatu par elementu koncentrācijām un koncentrāciju attiecībām dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās veģetācijas sezonā; otrkārt, lai iegūtu lielāku paraugu skaitu, jo dažām klasēm jūnijā un citām augustā tas bija statistiski nepietiekams.

Iegūtie rezultāti parāda (4.14–4.16. tab.), ka Holandes liepu lapās ar dažādu nekrozes intensitāti pamatā visiem elementiem pastāv visumā plaši koncentrāciju diapazoni. Cl<sup>-</sup> un Na gadījumā tas, pirmkārt, skaidrojams ar šo jonu specifisko kaitīgo ietekmi, neatkarīgi no otra elementa koncentrācijas. Piemēram, 21–50% nekrotizētām lapām Na koncentrācija var būt arī tikai 0,04%, turpretim kaitīgu līmeni būs sasniegusi Cl<sup>-</sup> koncentrācija. Otrkārt, elementu koncentrāciju klasifikācija atkarībā no lapas nekrozes intensitātes apstiprina jau iepriekšējā apakšnodaļā izteiktās hipotēzes, ka Rīgas ielu apstādījumos pastāv dažādi papildus faktori, piemēram, barības elementu disbalanss jeb K, Ca, Mg, P, S, Mn u.c. barības elementu deficīts, mitruma deficīts, osmotiskais stress, nelabvēlīgi laikapstākļi utt., kas ietekmējuši nekrozes attīstību Holandes liepām. Tādējādi, kā vāji, tā arī stipri nekrotizētu liepu lapās Na var sasniegt pat 1,50% un lielāku koncentrāciju. Vairāk kā 2% Cl<sup>-</sup> koncentrācija liepu lapās var būt gan 5% lapu nekrozei, gan stiprāk nekrotizētām liepu lapām, tai skaitā, ļoti stipri bojātām – lapu nekroze >50%. Tomēr caurmērā, palielinoties Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācijai liepu lapās, pieaug arī lapu nekrozes intensitāte, kas vēlreiz apstiprina iepriekšējā apakšnodaļā aprakstīto saistību starp Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju un lapu nekrozes intensitāti. Vidēji Rīgas ielu apstādījumos Cl<sup>-</sup> koncentrācija liepu lapās bez nekrozes pazīmēm bija 0,39±0,03%, Na – 0,07±0,01%, bet visintensīvāk nekrotizēto liepu lapās (>51%) attiecīgi 1,41±0,25% un 0,99±0,13%.

No augu makro- un mikroelementiem, pieaugot lapas nekrozes intensitātes klasei, viziteiktāk samazinās K koncentrācija (4.14–4.16. tab.). Veselīgu liepu lapās bez nekrozes pazīmēm K koncentrācija 2005. un 2007. gadā caurmērā bija 1,45±0,07%, turpretim bojātāko liepu lapās (>51% nekroze) tā vidēji bija trīs reizes zemāka jeb 0,56±0,13%.

Neliela tendence elementu koncentrācijai liepu lapās samazināties, lapas nekrozes intensitātei pieaugot, novērota arī P (no 0,29±0,02% liepu lapās bez nekrozes līdz 0,19±0,01% liepu lapām ar nekrozi >51%) un S (no 0,19±0,02% liepu lapās bez nekrozes līdz 0,14±0,02% liepu lapām ar nekrozi >51%), bet citiem augu barības elementiem būtiskas tendences un sakarības nav konstatētas.

Izvērtējot elementu koncentrāciju savstarpējās attiecības dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās (4.17–4.21. tab.), arī novērojami plaši elementu attiecību diapazoni, bet galvenās likumsakarības ir saistītas ar K, Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju attiecībām pret citiem elementiem.

4.14. tabula

Elementu koncentrācija (%) dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās 2005. un 2007. gada jūnijā un augustā (1)

Nekrozes intensitāte lapām (%)	n	Cl <sup>-</sup>		Na		K		Ca		Mg	
		Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons
Parks: 0	12	0,11±0,01	0,04–0,16	0,02±0,01	0,00–0,04	1,12±0,07	0,84–1,68	1,27±0,13	0,82–2,03	0,33±0,02	0,31–0,49
Ielas: 0	27	0,39±0,03	0,17–0,62	0,07±0,01	0,01–0,26	1,45±0,07	0,76–2,40	1,05±0,10	0,34–2,98	0,31±0,02	0,13–0,70
1–5	33	1,02±0,09	0,35–2,80	0,42±0,06	0,02–1,54	1,70±0,09	0,70–3,40	0,70±0,04	0,32–1,22	0,29±0,02	0,11–0,43
6–20	15	0,91±0,13	0,52–2,22	0,49±0,10	0,09–1,54	0,76±0,05	0,36–1,20	1,17±0,08	0,65–1,65	0,35±0,03	0,13–0,55
21–50	13	1,14±0,19	0,52–2,90	0,69±0,08	0,04–1,20	0,77±0,18	0,36–2,88	1,12±0,08	0,71–1,83	0,33±0,03	0,14–0,50
51–100	12	1,41±0,25	0,28–2,95	0,99±0,13	0,38–1,93	0,56±0,13	0,15–1,65	1,06±0,08	0,51–1,37	0,28±0,03	0,11–0,45

4.15. tabula

Elementu koncentrācija (mg·kg<sup>-1</sup>) dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās 2005. un 2007. gada jūnijā un augustā (2)

Nekrozes intensitāte lapām (%)	n	Fe		Mn		Zn		Cu	
		Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE
Parks: 0	12	153,54±6,15	126,00–207,50	52,44±15,99	14,50–178,00	19,10±0,78	13,50–24,00	8,02±0,33	6,50–9,50
Ielas: 0	27	363,96±40,18	112,50–850,00	21,98±1,75	11,00–47,50	23,40±1,20	16,00–44,00	9,80±0,64	4,50–18,00
1–5	33	257,91±16,60	112,50–480,00	19,42±1,12	11,00–42,00	25,80±1,24	16,00–50,00	7,58±0,32	4,50–14,00
6–20	15	297,03±13,83	160,00–380,00	22,69±3,40	10,80–65,00	27,23±2,76	12,80–48,00	8,73±0,64	5,25–12,00
21–50	13	343,08±36,57	210,00–575,00	26,13±3,49	15,00–60,00	33,07±2,82	18,50–52,20	10,23±1,57	6,00–27,50
51–100	12	408,96±30,10	240,00–542,00	21,35±1,85	12,75–34,00	37,81±4,14	21,00–67,50	11,28±0,91	6,50–17,00

4.16. tabula

Elementu koncentrācija dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās 2007. gada jūnijā un augustā

Nekrozes intensitāte lapām (%)	n	N,%		P,%		S,%		B, mg·kg <sup>-1</sup>		Mo, mg·kg <sup>-1</sup>	
		Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons
Parks: 0	6	1,74±0,07	1,50–1,90	0,31±0,01	0,28–0,33	0,19±0,02	0,11–0,25	25,83±3,16	15,00–34,00	0,58±0,18	0,20–1,25
Ielas: 0	16	2,29±0,09	1,85–3,10	0,29±0,02	0,17–0,40	0,19±0,02	0,12–0,41	26,88±1,33	17,00–36,00	1,32±0,27	0,30–3,90
1–5	19	2,17±0,08	1,80–3,10	0,33±0,03	0,14–0,75	0,15±0,01	0,07–0,26	22,05±1,19	13,00–33,00	1,22±0,14	0,50–2,70
6–20	9	2,08±0,21	1,40–3,60	0,27±0,05	0,17–0,59	0,14±0,01	0,11–0,21	26,78±1,00	22,00–30,00	1,38±0,43	0,30–4,50
21–50	4	2,31±0,21	1,95–2,90	0,24±0,04	0,18–0,33	0,17±0,02	0,13–0,23	29,75±1,18	28,00–33,00	1,28±0,51	0,42–2,70
51–100	4	2,35±0,21	1,80–2,80	0,19±0,01	0,18–0,20	0,14±0,02	0,11–0,18	25,50±2,06	22,00–30,00	1,10±0,13	0,84–1,40

**4.17. tabula**

**Elementu koncentrāciju attiecība dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās 2005. un 2007. gada jūnijā un augustā (1)**

Nekrozes intensitāte lapām (%)	n	K/Na		Ca/Na		Mg/Na	
		Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons
Parks: 0	12	84,84±24,15	25,75–270,83	82,65±16,71	21,02–191,67	27,81±6,81	8,15–68,75
Ielas: 0	27	66,66±12,92	2,92–213,89	41,27±7,30	2,23–134,31	15,03±2,96	0,63–55,71
1–5	33	8,90±1,90	1,03–56,70	3,70±0,86	0,47–25,26	1,57±0,38	0,17–10,57
6–20	15	2,82±0,59	0,43–8,11	4,43±0,90	0,47–11,79	1,25±0,23	0,15–3,33
21–50	13	6,69±5,83	0,42–76,67	3,75±2,09	0,73–28,67	1,46±0,99	0,23–13,33
51–100	12	0,93±0,38	0,15–4,34	1,39±0,26	0,27–3,43	0,38±0,09	0,09–1,13

**4.18. tabula**

**Elementu koncentrāciju attiecība dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās 2007. gada jūnijā un augustā (1)**

Nekrozes intensitāte lapām (%)	n	P/Na		N/Na		S/Na	
		Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons
Parks: 0	6	36,50±9,58	15,00–66,67	207,93±54,93	80,00–339,29	24,07±7,68	5,50–52,08
Ielas: 0	16	14,43±3,27	0,90–36,27	120,49±28,38	8,85–385,71	8,69±2,11	0,62–30,00
1–5	19	1,04±0,23	0,17–4,11	6,89±1,46	1,46–27,22	0,50±0,13	0,09–2,33
6–20	9	0,68±0,10	0,21–1,06	6,03±1,09	1,46–10,88	0,41±0,07	0,07–0,70
21–50	4	0,40±0,11	0,26–0,73	3,78±0,44	3,15–5,00	0,27±0,03	0,21–0,33
51–100	4	0,28±0,06	0,18–0,45	3,35±0,45	2,31–4,50	0,21±0,04	0,11–0,30

**4.19. tabula**

**Elementu koncentrāciju attiecība dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās 2007. gada jūnijā un augustā (2)**

Nekrozes intensitāte lapām (%)	n	S/Cl <sup>-</sup>		P/Cl <sup>-</sup>	
		Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons
Parks: 0	6	2,25±0,52	1,00–4,09	3,68±0,75	2,00–7,05
Ielas: 0	16	0,57±0,07	0,28–1,13	0,93±0,14	0,37–2,35
1–5	19	0,16±0,02	0,05–0,43	0,34±0,04	0,11–0,66
6–20	9	0,18±0,02	0,06–0,26	0,30±0,01	0,26–0,37
21–50	4	0,29±0,05	0,19–0,42	0,42±0,07	0,27–0,60
51–100	4	0,34±0,08	0,16–0,54	0,46±0,11	0,26–0,71



4.20. tabula

Elementu koncentrāciju attiecība dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās 2005. un 2007. gada jūnijā un augustā (2)

Nekrozes intensitāte lapām (%)	n	Ca/Mg		K/Mg		K/Ca		Fe/Mn		Mn/Zn	
		Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons
Parks: 0	12	3,25±0,22	2,29–4,55	3,09±0,33	1,91–5,47	1,04±0,15	0,44–2,04	5,77±1,01	0,78–11,90	2,73±0,82	0,72–9,24
Ielas: 0	27	3,33±0,27	1,48–7,64	5,27±0,59	1,77–13,71	1,78±0,21	0,37–4,71	16,37±1,05	6,25–24,55	0,95±0,07	0,43–2,02
1–5	33	2,90±0,23	1,50–7,44	7,35±0,59	2,26–14,17	2,70±0,20	0,97–5,45	14,30±1,08	4,31–30,00	0,77±0,04	0,47–1,50
6–20	15	3,64±0,34	1,95–6,77	2,34±0,17	0,94–3,61	0,69±0,06	0,27–1,26	15,08±1,22	5,58–24,07	0,86±0,08	0,46–1,37
21–50	13	3,63±0,29	2,15–5,64	2,34±0,35	0,92–5,75	0,72±0,17	0,24–2,67	15,04±2,24	6,33–34,67	0,81±0,09	0,36–1,58
51–100	12	4,32±0,72	2,98–11,89	2,20±0,52	0,71–6,67	0,52±0,11	0,22–1,61	20,73±2,52	9,75–42,51	0,61±0,06	0,32–1,00

4.21. tabula

Elementu koncentrāciju attiecība dažādas nekrozes intensitātes liepu lapās 2005. un 2007. gada jūnijā un augustā (3)

Nekrozes intensitāte lapām (%)	n	N/K		N/Mg		N/Ca		N/S		N/P		P/Mg	
		Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons	Vidēji, SE	Diapazons
Parks: 0	6	1,75±0,14	1,15–2,07	4,38±0,33	3,51–5,59	1,52±0,22	0,81–2,18	10,15±1,40	6,00–14,55	5,66±0,30	4,69–6,79	0,78±0,05	0,64–0,97
Ielas: 0	16	1,68±0,12	1,08–3,03	8,02±0,92	3,14–15,00	2,57±0,34	0,74–6,18	13,44±0,98	4,63–22,14	8,44±0,49	5,50–12,94	0,96±0,11	0,57–2,00
1–5	19	1,35±0,11	0,76–2,86	9,16±0,98	4,29–16,67	3,28±0,32	1,65–6,36	15,97±1,41	8,27–28,57	7,44±0,68	3,83–14,29	1,33±0,18	0,69–3,75
6–20	9	2,60±0,28	1,71–4,66	5,55±0,46	4,22–7,76	1,78±0,28	1,10–3,36	15,18±1,15	10,00–20,45	8,50±0,70	4,33–10,45	0,74±0,15	0,43–1,79
21–50	4	3,94±0,55	2,62–5,11	7,73±1,49	4,69–10,74	1,93±0,38	1,23–2,99	14,24±0,56	12,61–15,00	10,30±1,18	6,82–11,94	0,74±0,09	0,53–0,93
51–100	4	4,93±1,41	1,61–8,00	8,89±1,79	4,00–12,63	2,02±0,25	1,31–2,35	17,09±1,59	15,00–21,82	12,55±1,15	10,00–15,56	0,70±0,14	0,40–1,05

Izteiktākā elementu koncentrāciju attiecību rādītāju samazināšanās, pieaugot lapu nekrozes intensitātei, konstatējama K/Mg, K/Ca, P/Mg, visiem makroelementiem attiecībā pret Na, kā arī S/Cl<sup>-</sup> un P/Cl<sup>-</sup>, kas ir visai likumsakarīgi, jo izriet no iepriekš aprakstītajām šo elementu koncentrāciju izmaiņām veselās un nekrotizētās liepu lapās. Minētā tendence makroelementu – N, P, K, Ca un Mg – koncentrācijai attiecībā pret Na samazināties nekrotizētu liepu lapās atbilst arī pētījuma rezultātiem par nebojātām un bojātām *Acer saccharum* lapām Masačūsetsā (ASV) (Dyer, Mader, 1986), eksperimentāliem pētījumiem par Na un makroelementu uzkrāšanos *Tilia cordata*, *Acer negundo*, *Acer platanoides* un *Quercus robur* lapās paaugtinātas sāļainības apstākļos (Marozs, Nowak, 2008). Neliela tendence elementu koncentrācijas attiecībai samazināties (sašaurināties) novērojama arī Mn/Zn un N/Ca gadījumā. Turpretim, jo intensīvāka lapu nekroze, jo caurmērā lielāka bija N/K, N/P, kā arī Ca/Mg un Fe/Mn koncentrācijas attiecība.

Augu vitalitātei svarīgs faktors ir N attiecība ar citiem barības elementiem. J. Kopingas un J. van den Burgs (1995) apkopojusi optimālo P, K un Mg nodrošinājumu attiecībā pret N lapu kokiem: N/P tā ir 7–10/1, N/K – 1–2/1, bet N/Mg – 10/1. Savukārt, kā augiem nepietiekamu nodrošinājumu ar P, K un Mg zinātnieki uzskata gadījumus, ja N pārsniedz P un Mg koncentrāciju vairāk nekā 20 reizes, bet K – vairāk nekā 4 reizes.

Līdz ar to, Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās no visām analizētajām elementu savstarpējām attiecībām koku prasībām vīoptimālākā bija N/P attiecība – vidēji no 7,44±0,68/1 vāji nekrotizēto liepu lapās (<5%) līdz 12,55±1,15/1 stiprāk nekrotizēto liepu lapās (> 51%). Savukārt, parka liepu lapās N/P attiecība bija visšaurākā – vidēji 2005. un 2007. gada vasarā 5,66±0,30/1, kas drīzāk norāda uz pazemināto N koncentrāciju liepu lapās attiecībā pret P.

Lapu kokiem optimālākā N/K attiecība caurmērā bija ielu apstādījumu liepu lapās bez nekrozes pazīmēm, ar nelielu nekrozi (<5%) un parkā, bet izteikts K deficīts attiecībā pret N bija liepu lapām ar nekrozes intensitāti 21–50% un 51–100%, maksimāli N koncentrācijai pārsniedzot K pat 8 reizes.

Kopumā optimāla N/Mg attiecība bija liepu lapās gan ar mazu lapu nekrozi (1–5%), gan lielāku par 51% (attiecīgi 9,16±0,98 un 8,89±1,79), bet visumā N/Mg attiecība bija šaurāka vai plašāka par lapu kokiem ieteicamo, tai skaitā arī parkā un vitāli zaļo liepu lapās, kas norāda uz šo barības elementu disbalansu liepu lapās.

Pēc J. Kopingas un J. van den Burga (1995) pētījumiem, lapu kokiem K/Ca attiecībai normāli jābūt 3,5–1,0, bet K iespējama deficīts būs, ja K koncentrācija lapās būs zemāka par Ca. Rīgā, Holandes liepu lapās visās izdalītajās lapu nekrozes intensitātes klasēs, kā arī parkā, K/Ca attiecību diapazons apakšējā robežā bija mazāka par 1. Savukārt visizteiktākais šo makroelementu koncentrāciju disbalanss caurmērā novērojams 6–20%, 21–50% un 51–100% nekrotizētām liepu lapām.

Līdz ar to, novērojot lapu nekrozi un to intensitāti liepām ielu apstādījumos, ir sarežģīti vizuāli noteikt augu barības elementu koncentrācijas un savstarpējās attiecības lapās. Tādējādi vizuālās diagnostikas metode liepām pilsētas apstākļos varētu būt izmantojama tikai Na, Cl<sup>-</sup> un, iespējams, arī K satura prognozēšanai.

#### 4.4.6. Liepu lapu ķīmisko datu telpiskā variācija

2005. gada vasarā liepu lapās noteikta 9 elementu (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Na un Cl<sup>-</sup>) koncentrācija, bet 2007. gada vasarā – 18 (K, Ca, Mg, Fe, Mn, Cu, Zn, Na un Cl<sup>-</sup> + N, P, S, B, Mo, Pb, Cd, Cr un Ni). Lai novērtētu lapu ķīmiskā sastāva mainību divu gadu laikā, promocijas darbā iekļauti komponentanalīzes rezultāti izmantojot gan 9, gan visus liepu lapās noteikto elementu (18) datus. Līdz ar to liepu lapu 2005. un 2007. gada jūnija un augusta ķīmisko analīžu datu komponentanalīze uzrāda koku sadalījumu, atbilstoši to apgādei ar pētītajiem ķīmiskajiem elementiem (4.16.–4.20. att.).

Vērtējot liepu sadalījumu koordinātu plaknē 2005. gada jūnija sākumā, vizuāli veselīgākie koki, piemēram, Basteja bulvārī 1 (B1.1–B1.3), Viestura dārzā (V1–V3), izvietojušies no 1. ass virzienā ar zemu Na, Cl<sup>-</sup> un K, bet augstāku Mn, Cu un Fe īpašvērtību. Taču 4.16. (a) attēlā redzam, ka Viestura dārza liepu lapu ķīmiskam sastāvam samērā līdzīgas ir arī Hanzas ielas 1 (H1.1–H1.3) liepu lapas, kuru vitalitāte ir zemāka.

Pēc lapu izpētes datiem 2005. gada jūnijā, atšķirībā no augsnes komponentanalīzes, atsevišķi no pārējām Elizabetes ielas liepām, kā arī no citiem kokiem, nodalās liepa E2. Tai konstatēts arī vissliktākais fizioloģiskais stāvoklis, kas liecina par lapu vitalitātes lielāku saistību ar zaros un stumbrā nekā augsnē uzkrāto elementu koncentrāciju. Atzīmējams, ka minētais koks Elizabetes ielā 2 2006. gada pavasarī bija jau nokaltis, tāpēc 2007. gada komponentanalīzes attēlā neparādās.

Savukārt 2007. gada jūnijā, par pamatu izmantojot tos pašus 9 rādītājus, kurus 2005. gada jūnijā, paraugvietu un faktoru izvietojums koordinātu plaknē ir mainījies (4.16. att.). Iespējams, tas saistāms ar klāt nākušo 6 paraugvietu liepu (K1–K3 un B2.1–B2.3) rezultātiem, kurām 2005. gada jūnijā netika ņemti lapu paraugi ķīmiskām analīzēm pēc 2005. gada ziemā veiktās vainaga pilnīgas atzarošanas, kā arī ar lapu ķīmiskā sastāva izmaiņām divu gadu laikā. Pēc ķīmiskā sastāva Viestura dārza liepām, kas izvietojušās kompaktā grupā Mn un Cu īpašvērtību virzienā, līdzīgākas bija liepu lapas H2.1, B2.1, B1.2, kā arī B1.3 un H2.3.

2007. gada jūnija komponentanalīzē, izmantojot visu (18) noteikto ķīmisko elementu datus (4.17. att.), paraugvietu izvietojums koordinātu plaknē pamatā saglabājas līdzīgs, kāds bija, izmantojot 9 elementu datus. Tas nozīmē, ka papildus noteikto rādītāju dati (N, P, S, B, Mo, Pb, Cr, Ni un Cd) būtiski neietekmēja paraugvietu izvietojumu koordinātu plaknē 2007. gada vasaras sākumā.

Vērtējot abu gadu augusta komponentanalīzes rezultātus (4.18., 4.19. att.), vitāli labākās liepas (jeb pēc fizioloģiskā stāvokļa veselīgas) (B1.1–B1.3, V1–V3, E5), un arī liepas ar zemāko lapu nekrozes intensitāti (<10%) (E4, H2.1, S2.3, K3) 2005. gada augustā izvietojušās 1. ass pozitīvo vērtību virzienā (no 2. ass pa labi) jeb galvenokārt ar zemāku Na un Cl<sup>-</sup> īpašvērtību. Turpretim 2007. gada augustā paraugvietu un faktoru izvietojums ir mainījies, bet vitāli veselīgāko liepu izvietojumu koordinātu plaknē, līdzīgi kā 2005. gada augustā, ietekmējušas vairāk Mn, Ca, Mg un K īpašvērtības.

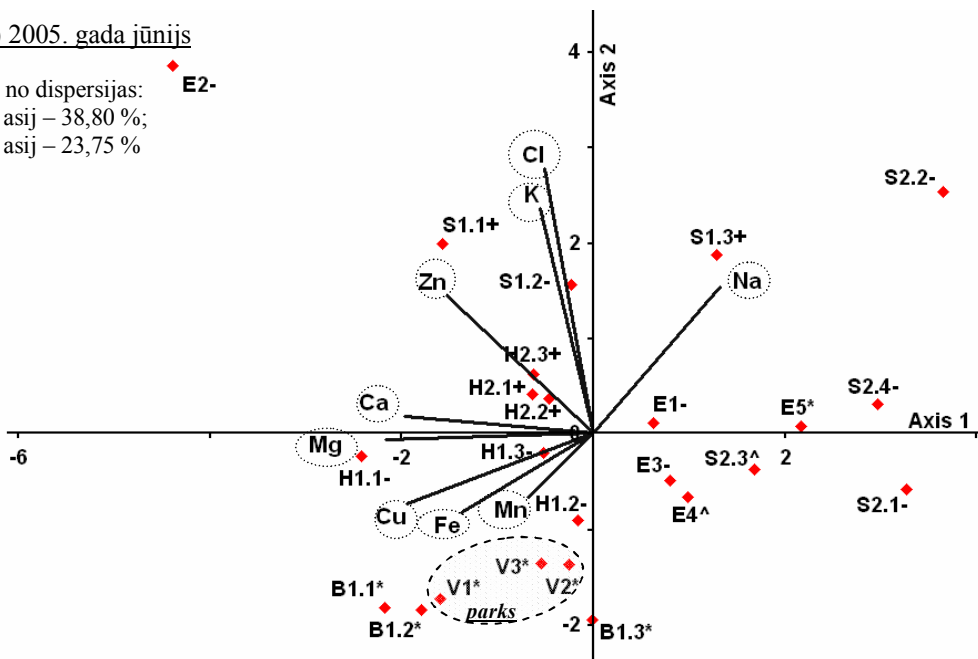
2007. g. augustā, komponentanalīzē izmantojot 18 ķīmisko elementu datus (4.20. att.), paraugvietu un faktoru izvietojums attiecībā pret koordinātu asīm ir mainījies, turpretim paraugvietu galvenās grupas saglabājas tās pašas, kas komponentanalīzē, izmantojot 9 elementu datus. Ņemot vērā elementu īpašvērtības, galvenie noteicošie faktori bija Na, Ca un Mg koncentrācija liepu lapās (īpašvērtība >0,7), bet nozīmīga ietekme bija arī Cl<sup>-</sup>, N, P, Mo, Fe, Cu, Pb, Cd un Ni koncentrācijai lapās (īpašvērtība >0,5). Atzīmējams, ka 2007. gada augustā, izmantojot visu elementu datus, paraugvietu izvietojums ir nedaudz labāk strukturēts atbilstoši koku vitalitātei nekā 9 elementu gadījumā.

Kopumā paraugvietu izvietojums koordinātu plaknē pa mēnešiem un gadiem mainās, ko noteikušas ķīmisko elementu koncentrāciju izmaiņas. Līdzīgi kā Rīgas centra apstādījumu augsnes komponentanalīzē, arī liepu lapu komponentanalīžu rezultāti atklāja lielu ķīmiskā sastāva neviendabību un paraugvietu izkliedi koordinātu plaknē. Taču vienlaikus lapu ķīmiskā sastāva komponentanalīzes attēlos vērojams, ka starp pētījuma vietām pastāv kontinuuums.

Komponentanalīzes attēlos arī redzams, ka veselīgu (\*) liepu lapas (piemēram, B1.1–B1.3) galvenokārt izvietojas pretēji Na, Cl<sup>-</sup> virzienam, bet vienlaikus veselīgu un vāji bojātu liepu lapas („\*” un „^”) pēc ķīmiskā sastāva ir līdzīgas vidēji un stipri bojātu („+” un „-”) liepu lapu ķīmiskajam sastāvam. Tādējādi, par pamatu izmantojot visus lapu ķīmisko analīžu datus, komponentanalīze viennozīmīgi neizdala faktorus, kas ietekmējuši liepu vitalitāti, kā arī samazinās ar galvenajām komponentēm izskaidrotais datu izkliedes apjoms.

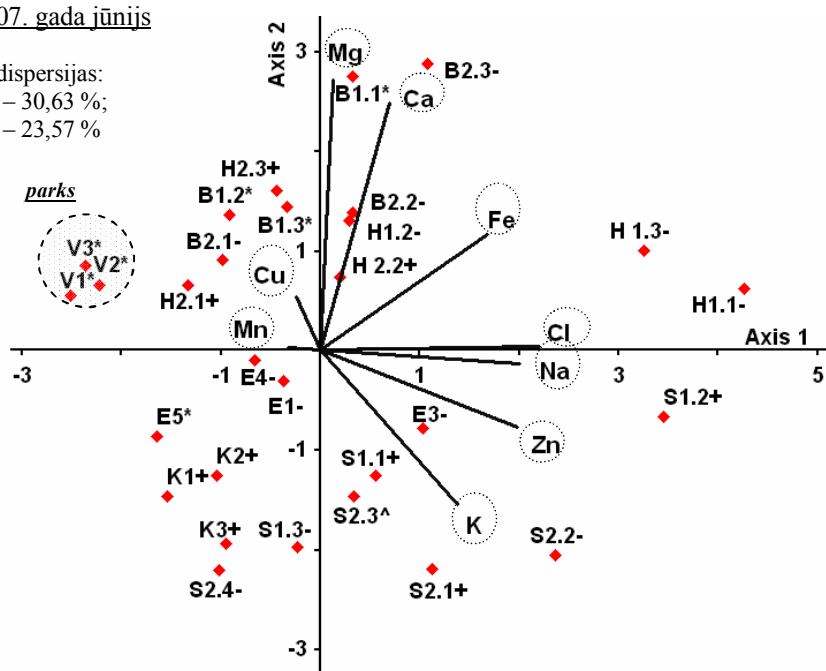
a) 2005. gada jūnijs

% no dispersijas: **E2-**  
 1. asij – 38,80 %;  
 2. asij – 23,75 %



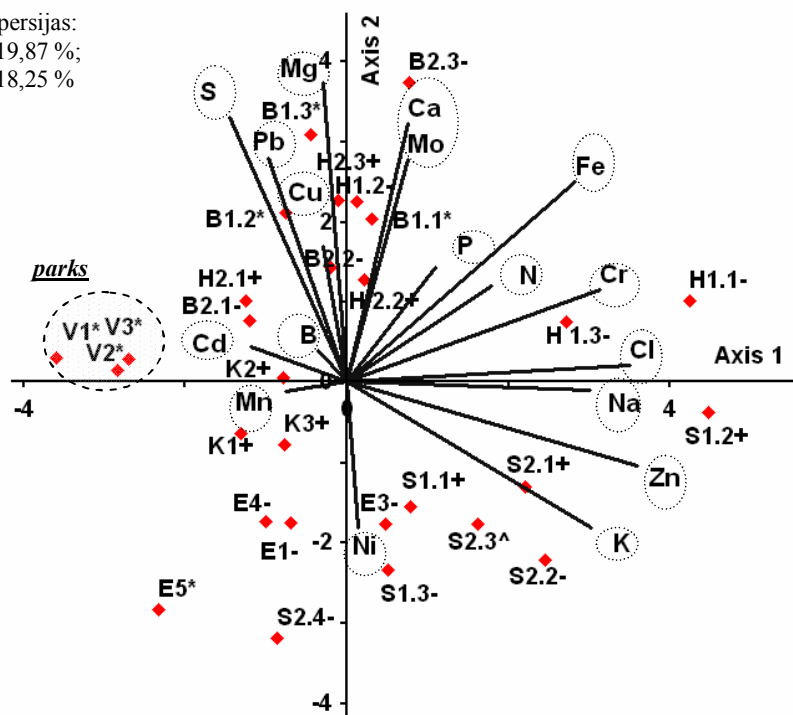
b) 2007. gada jūnijs

% no dispersijas:  
 1. asij – 30,63 %;  
 2. asij – 23,57 %



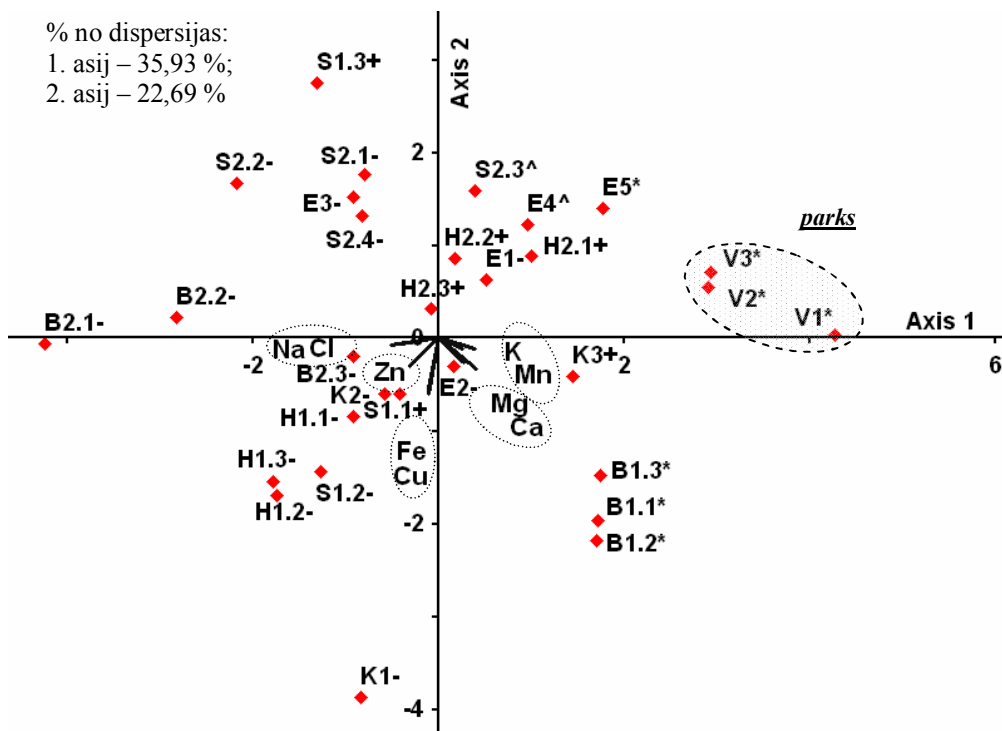
4.16. att. Pētīto parauglaukumu liepu lapu ķīmiskā sastāva (9 elementi, 2005. (a) un 2007. (b) gada jūnija dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītajās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)

% no dispersijas:  
 1. asij – 19,87 %;  
 2. asij – 18,25 %



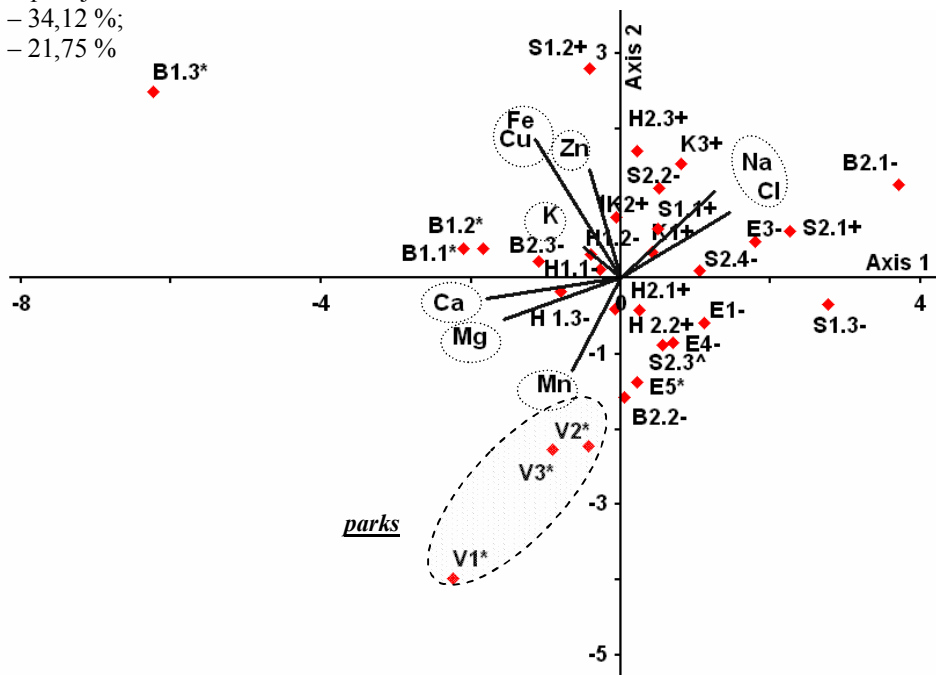
4.17. att. Pētīto parauglaukumu liepu lapu ķīmiskā sastāva (18 elementi, 2007. gada jūnija dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītājās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)

% no dispersijas:  
 1. asij – 35,93 %;  
 2. asij – 22,69 %



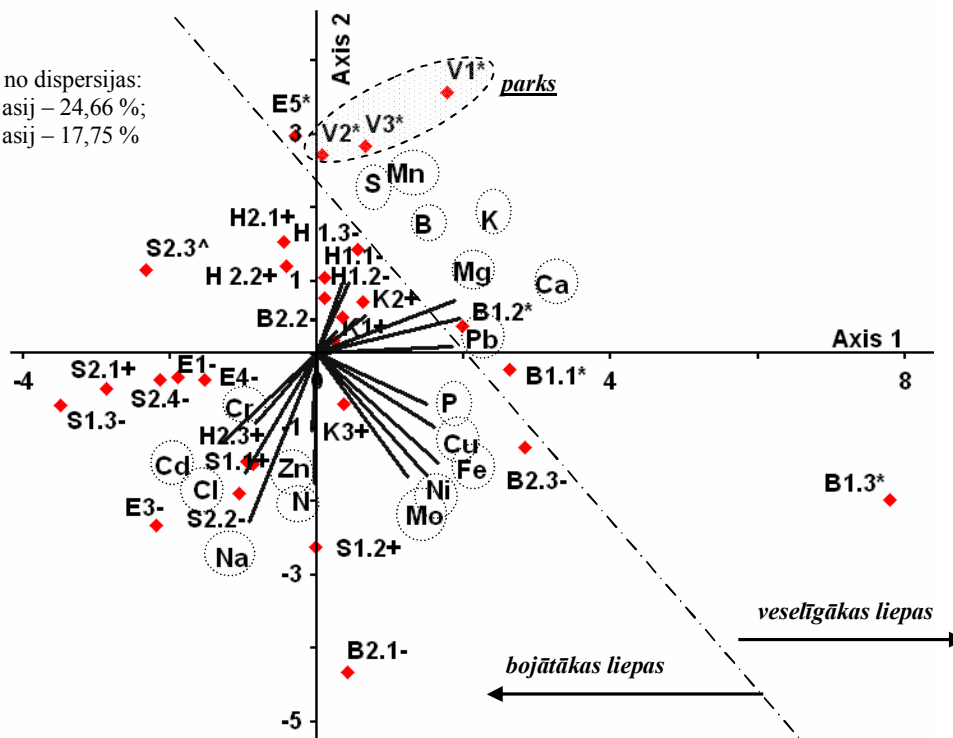
4.18. att. Pētīto parauglaukumu liepu lapu ķīmiskā sastāva (2005. g. augusta dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītājās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)

% no dispersijas:  
 1. asij – 34,12 %;  
 2. asij – 21,75 %



4.19. att. Pētīto parauglaukumu liepu lapu ķīmiskā sastāva (9 elementi, 2007. g. augusta dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītājās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)

% no dispersijas:  
 1. asij – 24,66 %;  
 2. asij – 17,75 %



4.20. att. Pētīto parauglaukumu liepu lapu ķīmiskā sastāva (18 elementi, 2007. g. augusta dati) izvietojums ar komponentanalīzi nodalītājās asīs. (\* – veselīga; ^ – viegli bojāta; + – vidēji bojāta; - – stipri bojāta liepa.)

Tas nozīmē, ka komponentanalīzē būtu jāizmanto tie rādītāji vai rādītāju grupas, kas visbūtiskāk varētu ietekmēt augu vitalitāti. Tā kā vizuāli neveselīgāko liepu izvietojums ir galvenokārt Na un Cl<sup>-</sup> virzienā, kas norāda uz koku lapu ķīmiskā sastāva lielāku saistību ar ziemās ceļu uzturēšanai regulāri lietoto sāli, tad, veicot lapu komponentanalīzi un izmantojot tikai 2005. gada augusta Na, Cl<sup>-</sup> un K datus, kad konstatēts vissliktākais koku stāvoklis, liepas labi grupējās atbilstoši to vitalitātei un lapu nekrotiskumam (Čekstere, 2009). Savukārt izejas datu logaritmēšana būtiski neizmainīja komponentu analīzes rezultātu būtības skaidrojumu.

#### 4.5. Ielu apstādījumu liepu vainaga vitalitāte un koku gadskārtējais pieaugums

Pētījuma rezultāti parāda, ka statistiski būtiska pozitīva saistība pastāv ne tikai starp Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju Rīgas ielu apstādījumu liepu lapās un lapu un vainaga nekrozes intensitāti, bet arī starp Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju liepu lapās un zaru atmirumu 2007. gada augustā (attiecīgi  $r_{Na; \text{zaru atmirums}}(0,05; 26) = 0,62$ ;  $r_{Cl; \text{zaru atmirums}}(0,05; 26) = 0,50$ ). Turklāt tika konstatēts – jo intensīvāka liepām bija vainaga nekroze, jo lielāka tām 2007. gada augusta beigās bija vainaga defoliācija un zaru atmirums ( $r_{v.nekr.; \text{defol}}(0,05; 26) = 0,60$ ;  $r_{v.nekr.; \text{zaru atmirums}}(0,05; 26) = 0,63$ ;  $r_{\text{defol.}; \text{zaru atmirums}}(0,05; 26) = 0,83$ ).

Koku vitalitātes rādītājs ir arī koksnes gadskārtējā pieauguma platums. Rīgas centra ielu apstādījumu liepu koksnes gadskārtu platuma novērtēšanas rezultāti parādīja izteiktu tendenci koksnes pieauguma platumam pēdējo 20 gadu laikā (1989–2009) samazināties, kas bija pretēji parkā konstatētajam. Tas savukārt norāda uz ielu apstādījumu novecošanos, kā arī dažādu antropogēno un abiotisko faktoru (tie pastāv tieši ielu apstādījumiem Rīgā) radītās slodzes negatīvo ietekmi. Arī Varšavā (Polijā), Oslo (Norvēģijā) un citur veiktie gadskārtu pētījumi parāda, ka salīdzinājumā ar parku viszemākais pieaugums ir ielu malās augošiem kokiem (Chmielewski, 1996; Fostad, Pedersen, 1997).

Viens no faktoriem, kas arī varētu ietekmēt ielu apstādījumu liepu koksnes gadskārtu pieaugumu, ir lapu nekroze. Nekrozes intensitāte un lapu ātrāka jeb priekšlaicīga nobiršana (defoliācija) samazina fotosintēzi un rezerves vielu veidošanos. Tā rezultātā veidojas mazāki koku gadskārtu pieaugumi. Nākamajā gadā, kad kokiem atsākas augšana, ir vājāka pavasara mobilizācija, un līdz ar to arī mazāka ūdens plūsma kokā. Rezultātā koku lapas ir mazākas un satur mazāku ūdens daudzumu. Ja ūdens ir par maz, tad veidojas jauna lapu nekroze, kas izraisa līdzīgus apstākļus un nekrozi atkal nākamajos gados, kā arī ātrāku lapu nobiršanu (Suplat, 1991; Suplat, 1996).

Līdzīgi kā sniega, augsnes un lapu ķīmisko analīžu rezultāti, arī koksnes gadskārtu platumi blakus augošiem kokiem Rīgas ielu apstādījumos atšķirās, kas saistāms ar to vitalitātes atšķirībām. Tam savukārt bija visciešākā saistība ar lapu ķīmisko analīžu rezultātiem.

Liepu lapu ķīmiskā sastāva un gadskārtu pieauguma platuma pētījumi atklāja vairākas statistiski būtiskas sakarības, no kurām nozīmīgākās parādītās 4.22. un 4.23. tabulā. Konstatēta būtiska negatīva korelācija starp Cl<sup>-</sup> koncentrāciju liepu lapās 2005. gada jūnijā un augustā un koku gadskārtējo pieaugumu ne tikai 2005. gadā, bet arī turpmākajos četros gados (līdz 2009. gadam). Savukārt Na uzrādīja būtisku negatīvu sakarību starp tā koncentrāciju 2005. gada augustā un koksnes gadskārtu platumu pieaugumu no 2005. līdz 2008. gadam.

4.22. tabula

Sakarība starp Na, Cl<sup>-</sup> un K koncentrāciju liepu lapās 2005. gada jūnijā un augustā un liepu ikgadējo gadskārtu pieauguma platumu

Elements (koku skaits)	Stumbra gadskārtu platuma pieaugums, gads				
	2005	2006	2007	2008	2009
2005. g. 6. jūnijs (n=17)					
Cl <sup>-</sup>	-0,45*	-0,64*	-0,60*	-0,58*	-0,48*
Na	-0,30	-0,26	-0,15	-0,25	0,13
K	-0,08	-0,23	-0,26	-0,25	-0,29
2005. g. 28. augusts (n=21)					
Cl <sup>-</sup>	-0,40*	-0,44*	-0,49*	-0,53*	-0,44*
Na	-0,46*	-0,46*	-0,46*	-0,54*	-0,33
K	0,65*	0,51*	0,46*	0,59*	0,26

\* –  $p < 0,05$



**Korelācija starp ķīmisko elementu koncentrāciju liepu lapās 2007. gada augustā un liepu stumbra  
ikgadējo gadskārtu pieauguma platumu**

Elements (koku skaits)	Stumbra gadskārtu platumu pieaugums, gads		
	2007	2008	2009
2007. g. 5. jūnijs (n=21)			
Cl <sup>-</sup>	-0,26	-0,34	-0,13
Na	-0,26	-0,31	-0,13
K	0,22	0,09	0,35
N	0,60*	0,42*	0,59*
Ca	0,18	0,21	0,10
Mg	-0,13	0,04	-0,22
2007. g. 30. augusts (n=21)			
Cl <sup>-</sup>	0,03	-0,30	0,25
Na	-0,22	-0,26	-0,14
K	0,44*	0,51*	0,60*
N	0,15	0,24	0,11
P	0,03	0,40*	0,05
Ca	0,18	0,55*	0,15
Mg	0,01	0,39*	-0,03

\* -  $p < 0,05$

Vienīgie augu barības elementi, kuru koncentrācijai liepu lapās pieaugot, konstatētas arī gadskārtu pieauguma platumu pozitīvas izmaiņas, bija K un N. Kālija koncentrācija liepu lapās 2005. un 2007. g. augustā pozitīvi korelēja ar gadskārtu pieauguma platumu lapu ievākšanas gadā, kā arī turpmākajos 2–3 gados, bet slāpekļa koncentrācija liepu lapās 2007. g. jūnijā uzrādīja pozitīvu būtisku sakarību ar liepu stumbra ikgadējo gadskārtu pieauguma platumu 2007., 2008. un 2009. g. (2005. g. vasarā N koncentrācija lapās netika noteikta, tāpēc nevar to analizēt). Tas skaidrojams ar to, ka augstā N koncentrācija ielu apstādījumu liepu lapās vasaras sākumā veicināja lapu biomasas pieaugumu, tas savukārt – intensīvāku fotosintēzi un organisko vielu sintēzi, kas tālāk pozitīvi ietekmēja koksnes gadskārtu pieauguma platumu. Savukārt kālijam, kā jau iepriekš tika iztirzāts, bija būtiska saistība ar lapu un vainaga vitalitāti abu gadu augustā – jo augstāka kālija koncentrācija liepu lapās, jo mazāk nekrotizētas bija liepu lapas un kopumā arī vainags, līdz ar to arī pozitīvi ietekmējot gadskārtu pieauguma platumu. Jāatzīmē, ka novērota arī pozitīva saistība starp P, Ca un Mg koncentrāciju liepu lapās 2007. gada augustā un koku gadskārtu platumu 2008. gadā. Tas nozīmē, ka liepu lapu ķīmiskajam sastāvam pašreizējā gadā ir būtiska ietekme uz koksnes gadskārtu pieauguma platumu turpmākajos gados.

Rīgā atklātās sakarības atbilst arī citu zinātnieku secinājumiem un hipotēzēm, ka ielu apstādījumu koku augšanu un radiālo pieaugumu var ietekmēt Na, Cl<sup>-</sup>, N, Ca, Mg un K koncentrācija koku lapās (Dyer, Mader, 1986; Chmielewski, 1996). Bez tam dažādi pētījumi parāda, ka koku gadskārtējo pieaugumu var ietekmēt arī Na, Cl<sup>-</sup>, N un K koncentrācija augsnē, augsnes blīvums, kas ierobežo sakņu augšanu un ūdens vadītspēju (tātad arī ūdens un barības vielu uzņemšanu), smilts saturs augsnē, augsnes reakcija u.c. abiotiskie un antropogēnie faktori (Dyer, Mader, 1986; Astrid, Eckstein, 1988; Chmielewski, 1996; Fostad, Pedersen, 1997; Fair, 2009). Tomēr Rīgā veiktajiem pētījumiem netika konstatēta statistiski būtiska korelācija starp noteiktajiem ķīmisko parametru datiem ielu apstādījumu augsnē 2005. un 2007. gadā un koku gadskārtējo pieauguma platumu. Vienīgais izņēmums bija statistiski būtiskā sakarība starp P koncentrāciju 2007. gada augustā ielu apstādījumu augsnē un liepu gadskārtu pieauguma platumu 2007., 2008. un 2009. gadā (attiecīgi  $r_{(0,05; 21)} = 0,46$ ;  $r_{(0,05; 21)} = 0,43$ ;  $r_{(0,05; 21)} = 0,51$ ), kā arī starp K koncentrāciju 2007. gada augustā un koku gadskārtu platumu pieaugumu 2008. gadā ( $r_{(0,05; 21)} = 0,56$ ). Tas nozīmē, ka koku gadskārtējo platumu attiecīgajā gadā vairāk ietekmē lapu ķīmiskais sastāvs un tās elementu koncentrācijas, kas uzkrātas stumbrā un zaros ilgstošā laika periodā un tieši ietekmē lapu vitalitāti. Savukārt augsnes ķīmiskā sastāva nozīme izpaužas ilgstošākā laika periodā, elementiem uzkrājoties koku stumbrā, zaros un lapās un tad ietekmējot vainaga vitalitāti un tādējādi stumbra ikgadējo pieaugumu.

Faktors, kas būtiski var ietekmēt koksnes gadskārtu pieauguma platumu un vainaga vitalitāti, ir koku vainaga apgriešana. Rīgā, kā arī citās Latvijas pilsētās, kokiem vainaga apzāģēšanu veic jau vairāk nekā 100 gadu (Zvirgzds, 2006). Vairākiem pētījumā iekļautajiem kokiem vainaga pilnīga apgriešana pēdējo 20 gadu laikā ir veikta dažādos gados. 2000. gada pirmajā pusē vainags apgriezts liepām Basteja bulvārī 1, bet 2005. gada pavasarī – Basteja bulvārī 2 un K. Valdemāra ielā.

Koku gadskārtu pieauguma platumu atšķirības Basteja bulvārī 1, kas atrodas blakus Jēkaba arkādei, un Basteja bulvārī 2, kas atrodas Kanāla pusē, labi atspoguļo arī koku vispārējo fizioloģisko stāvokli. Basteja bulvārī 2, kur laika posmā no 1989. līdz 2000. gadam netika veikta vainagu apgriešana, ikgadējais stumbra pieaugums bija vidēji līdz sešām reizēm mazāks nekā Basteja bulvārī 1 (3.9. att.). Pirmkārt, tas saistāms ar koku vecuma atšķirību – liepas Basteja bulvārī 1 ir vecākas par 65 gadiem, bet liepas Basteja bulvārī 2 – vecākas par 90 gadiem jeb aptuveni pusotru reizi vecākas. Otrkārt, tas saistāms arī ar ziemā izmantotās sāls sastāvā esošā  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  paaugstinātu uzkrāšanos augsnē pavasaros un šo jonu toksisko ietekmi uz koka fizioloģiskajiem procesiem veģetācijas sezonā – tiek veicināta lapu nekrozes attīstība, tādējādi samazinās fotosintēzes intensitāte un koku apgāde ar organiskajiem savienojumiem, fitohormoniem, kā arī minerālvielām, kas nepieciešamas koksnes gadskārtu veidošanai. Tas atbilst arī citu zinātnieku novērojumiem, kuri *Aesculus hippocastanum* konstatējuši astoņas reizes mazāku gadskārtu pieaugumu, kad ceļu atleidošanai uzsākta sāls lietošana. Protams, ka koku stumbru pieauguma samazināšanos izraisa ne tikai vainaga sliktais fizioloģiskais stāvoklis, bet arī augsnes sablīvēšanās, anaeroba vide, stumbra bojājumi, laikapstākļi, gaisa piesārņojums u.c. nelabvēlīgi faktori, kas ietekmē koka fizioloģiskos procesus un apgrūtina īstenā galvenā faktora noteikšanu (Schweingruber, 1996; Suplat, 1996).

Savukārt, kā rāda vidējie gadskārtu pieaugumi abās pētījuma vietās laika periodā no 1989. gada līdz 2009. gadam (3.9. att.), Basteja bulvārī 1 vainagu apgriešanas gadā (2000) notikusi strauja koku stumbru pieauguma samazināšanās līdz 2004. gadam, bet pēc tam gadskārtu pieaugumu platumiem ir tendence palielināties. Šāda tendence koku stumbru pieaugumiem tuvākajos gados pēc vainaga apgriešanas samazināties un pēc dažiem gadiem atkal pieaugt ir konstatēta arī citviet pasaulē (Schweingruber, 1996). Zinātnieki atzīst, ka kokiem šāda vainaga veidošana nekaitē, ja vien zaru apgriešanu veic pareizi (Schweingruber, 1996; Dujesiefken et al., 2005; Bühler, Kristoffersen, 2009). Turpretim Basteja bulvārī 2, kur koku vainags netika atzarots 2000. gadā, bet gan 2005. gada ziemā, novērojama tendence koku stumbru pieaugumam līdz 2009. gadam pakāpeniski samazināties.

Arī K. Valdemāra ielā, kur vainaga pilnīga apgriešana veikta 2005. gada ziemā, gadskārtu pieauguma platumu mērījumi liecina, ka tie strauji samazinās jau no 1998. gada, bet vainaga apzāģēšana nav iemesls būtiskām izmaiņām. Jāatzīmē, ka liepas K. Valdemāra ielā ir tikai ap 40 gadus vecas, bet to gadskārtu pieauguma platumu no 2002.–2003. gada ir zemākais pēdējos 20 gados ( $\approx 0,50$  mm/gadā). Tas varētu nozīmēt, ka pieaugošais vides piesārņojums Rīgā koku augšanu ietekmē vairāk nekā vainaga apgriešana. Pēdējo 15–20 gadu laikā Rīgā strauji ir pieaugusi autotransporta intensitāte un ar to saistītais piesārņojums (Lūļko et al., 2008).

Vizuāli novērtējot koku stāvokli pēc apgriešanas Basteja bulvārī 1, 2005. un 2007. gadā liepas bija vitālas un zaļas, turpretim Basteja bulvārī 2 koku stāvoklis vērtējams kā stipri bojāts (2005. gada 28. augustā jau 78,33±4,41% nekrotizētas lapas plātnes, bet vainags – 83,33±9,28% nekrotizēts). Arī pirms apgriešanas Basteja bulvāra 2 liepu stāvoklis bija slikts ar izteiktiem lapu bojājumiem, ko galvenokārt izraisījusi augstā Na koncentrācija lapās (Čekstere et al., 2005). Savukārt K. Valdemāra ielā 2005. gadā pēc ziemā veiktās apgriešanas liepu stāvoklis raksturojams kā stipri bojāts, bet 2007. gadā – vidēji bojāts jeb uzlabojies.

Pēc vainaga apgriešanas koks daļēji atbrīvojas no Na un  $\text{Cl}^-$ . Tādēļ šo elementu koncentrācijai Basteja bulvāra 2 liepu lapās 2005. gada vasarā vajadzēja būt zemākai nekā konstatēts iepriekš. Tomēr salīdzinājumā ar 2004. gada 30. augustā Basteja bulvāra liepu lapās konstatēto Na un  $\text{Cl}^-$  koncentrāciju (pēc LU Bioloģijas institūta Augu minerālās barošanās laboratorijas datiem) 2005. gada 28. augustā ķīmisko analīžu rezultāti uzrādīja lapās caurmērā 2,2 reizes augstāku Na un 2,3 reizes lielāku  $\text{Cl}^-$  daudzumu (attiecīgi 1,57±0,20% un 2,11±0,19%). Tajā pašā laikā K koncentrācija lapās bija divas reizes mazāka nekā 2004. gada 30. augustā. Tas skaidrojams ar pavasarī un vasarā no augsnes uzņemto  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  koncentrāciju, kā arī ar vairāku gadu laikā stumbrā uzkrājušos Na un  $\text{Cl}^-$ , kas pavasarī un vasarā ar transpirācijas plūsmu tika novadīts uz būtiski mazāku lapu skaitu. Tādējādi Na un  $\text{Cl}^-$  koncentrācija lapās bija pieaugusi, bet kālija (Na antagonistiska elementa) koncentrācija lapās gandrīz tikpat reizi samazinājusies, cik Na koncentrācija palielinājusies.

Turpmākie lapu ķīmisko analīžu rezultāti parāda, ka 2007. gada 30. augustā Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija Basteja bulvāra 2 un K. Valdemāra ielas liepu lapās bija būtiski zemāka nekā 2005. gada 28. augustā (3.19. att.). No vienas puses, Rīgas ielu apstādījumos Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija 2007. gada vasaras beigās kopumā bija zemāka nekā attiecīgā laika periodā 2005. gadā. No otras puses, tas apstiprina, ka vainaga zaru apgriešana daļēji samazina Na un Cl<sup>-</sup> koncentrāciju kokā, kas uzkrājusies ilgstošā laika periodā (vairāku gadu laikā). Pamazām palielinoties koku lapotnes apjomam (lapu skaitam), atšķaidīšanas efekta rezultātā Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija liepu lapās samazinās. Rezultātā liepas K. Valdemāra ielā 2007. gadā bija vitālākas nekā 2005. gadā un divām no trim apsekotajām liepām vairs nenovēroja lapu nekrozes attīstību.

Kopumā pētījumi būtu turpināmi, lai plašāk noskaidrotu, kā mainās Na, K, Cl<sup>-</sup> un citu elementu koncentrācija lapās salīdzinājumā ar stāvokli pirms vainagu apgriešanas. Kā liecina arī ārzemju zinātnieku pētījumi par smagajiem metāliem *Tilia cordata* un *Acer pseudoplatanus* lapās un zaros, vislielākais smago metālu daudzums koncentrējas koku zaros (Somsak et al., 2000). Līdz ar to zaru apgriešana daļēji samazina kaitīgo elementu koncentrāciju kokā, bet tā var palielināties lapās, kuru skaits pirmā gadā pēc apgriešanas ir samazinājies.

Diemžēl pētījums atklāj, ka daudzi koki pēc to vainaga pilnīgas apgriešanas turpmākajos gados nokalst – īpaši otrajā un trešajā gadā. Tam varētu būt vairāki skaidrojumi. Pilnīga zaru apgriešana ir stresa faktors jebkuram kokam. Apgriežot zarus, no koka daļēji tiek paņemti arī augiem nepieciešamie barības elementi. Acīmredzot, ja Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija kokā un lapās pēc vainaga apgriešanas sasniedz „kritisko” toksiskuma līmeni, koks nokalst, jo nespēj tikt galā ar stresu. Arī Basteja bulvārī 2, kas atrodas kanāļpusē, vairākas liepas otrajā un trešajā gadā pēc vainaga apgriešanas nokalta. No tām divas bija arī pētījumā iekļautās. Šo liepu lapās Cl<sup>-</sup> koncentrācija veģetācijas sezonā pēc apgriešanas (2005. gadā) maksimāli sasniedza 2,08% un 2,45%, bet Na – 1,55% un 1,93%. Jāatzīmē, ka arī citu liepu lapās, kuras nokalta vai kurām bija ļoti zema vitalitāte (stipri bojātas), Cl<sup>-</sup> koncentrācija lapās vasarā pārsniedza 1,60%, Na – 1,10%.

Skaidrs, ka vienādi atzaroti koki pirmajā gadā vizuāli pazemina vietas ainavisko vērtību. Zaru rētas var veicināt sēnīšu infekciju un trupes attīstību. Tāpēc nākotnē šie pētījumi būtu turpināmi un paplašināmi, jo līdzšinējo eksperimentu rezultāti vēl pilnībā objektīvi neatspoguļo iespējamo zaru apgriešanas ietekmi uz koku fizioloģiju un vitalitāti Rīgas centra ielu apstādījumos. Tomēr, izvērtējot atmosfēras piesārņojuma un Na un Cl<sup>-</sup> nodarīto kaitējumu, vainagu apgriešana vecajiem kokiem ir vajadzīga, lai daļēji mazinātu Na un Cl<sup>-</sup> augsto koncentrāciju kokā. Svarīgi arī vienlaikus noteikt visu augiem nepieciešamo barības elementu daudzumu augsnē un lapās, lai, balstoties uz iegūtajiem datiem, veiktu koku minerālo mēslošanu, īpaši ar K. Turklāt Holandes liepa labi pacieš vainaga veidošanu, t.i., regulāru zaru apzāģēšanu: rētas sekmīgi aizaug, trupe veidojas reti, zariem ir nozīmīgas pumpuru rezerves, un tie izvietojušies samērā vienmērīgi, kas nodrošina strauju un vienmērīgu zarojuma atjaunošanos pēc apzāģēšanas (Zvirgzds, 1986).

Kā jau literatūras apskata nodaļā minēts, kopumā koksnes gadskārtu platumu urbānā vidē ietekmē ļoti daudz faktoru un to mijiedarbība (Chmielewski, 1996; Schweingruber, 1996; Sieghardt et al., 2005; Fair, 2009), kas apgrūtina galvenā faktora noteikšanu. Līdz ar to pētījumi būtu jāpaplašina un jāturpina. Taču, lai objektīvi izvērtētu vides faktoru ietekmi uz ielu apstādījumu liepu koksnes gadskārtu pieauguma platumu, nepieciešams lielāks paraugkoku skaits un pētījumiem jābūt ilgtermiņa.

## 5. PRIEKŠLIKUMI IELU APSTĀDĪJUMU KVALITĀTES UZLABOŠANAI

### 5.1. Liepu lapu un augsnes ķīmiskais sastāvs

Promocijas darba pētījuma laikā vairākas ielu apstādījumu liepas (6 no 27) 2009. gadā bija nokaltušas vai ļoti sliktā fizioloģiskā stāvokļa dēļ nomainītas ar jaunām liepām (divas liepas Basteja bulvārī 2, divas liepas Hanzas ielā 1, viena liepa Elizabetes un Stabu ielā). Tādējādi no 27 ielu liepām (pētījums sākts 2004./2005. gada ziemā) šobrīd (2010. gadā) atlikušas ir 21 liepa jeb 77,78%. Pētāmo liepu skaits samazinājies promocijas darbā aprakstīto un diskutēto problēmu dēļ. Līdz ar to ir nepieciešams veikt pasākumus, lai uzlabotu Rīgas ielu apstādījumu vitalitāti un tādējādi arī pilsētvides kvalitāti.

Iegūtie rezultāti liecina, ka barības elementu nepietiekamība vai pārlieds daudzums augsnē izmaina lapu ķīmisko sastāvu un ietekmē arī koku stāvoķli. Analizējot augsnes paraugus, noteikts konkrēto elementu daudzums tajos, tomēr grūti prognozējams, kādu daļu augs izmantos sarežģītajā daudzu faktoru ietekmes kopumā attiecīgajā vietā un apstākļos. Savukārt, veicot tikai augu ķīmisko analīzi, varēja noteikt vienīgi kāda elementa neatbilstību nepieciešamajam optimumam, bet netika iegūta pilnīga informācija, kādēļ tāda radusies. Tātad lapu un augsnes ķīmiskā analīze ir savstarpēji papildinošas metodes precīzai augu minerālās barošanās, kā arī piesārņojuma kontrolēšanai. Līdzīgus rezultātus devuši arī citu zinātnieku veiktie pētījumi (Riņķis, 1995; Kopinga, van den Burg, 1995; Scharenbroch, Lloyd, 2004; Ринькис, Ноллендорф, 1982). Augsnes analīze kā papildu informācija bija ļoti svarīga, kad attiecīgā elementa nepietiekamība nebija absolūta, bet relatīva – kā Mn, Mg, Ca un P gadījumā, kuru uzņemšanu traucēja neitrālā, viegli bāziskā augsnes reakcija, jonu antagonisms, kā arī citi faktori, kas šī darba ietvaros netika pētīti.

Lai veiktu pasākumus, kas uzlabotu Holandes liepu vitalitāti ielu apstādījumos, ļoti svarīga ir lapu ķīmisko analīžu rezultātu izvērtēšana pēc principa – vai noteiktā elementa koncentrācija lapās ir pazemināta, atbilst optimumam vai ir sasniegusi kaitīgu līmeni.

Barības elementa deficīta gadījumā var būt sastopamas vizuāli novērojamas ārējās pazīmes, kas atvieglo noteiktās koncentrācijas izvērtēšanu. Taču tās augiem parādās tikai pēc auga tā saucamās „slēptās badošanās” jeb latentā deficīta perioda, kad zināmu laiku izjūsts noteikta barības elementa trūkums, kas izraisījis fizioloģiska rakstura traucējumus (Bergmann, 1988). Tas pilnībā attiecināms arī uz Rīgas centra liepām, kurām novērots Mn un Mg deficīts vizuāli (Mn: < 22 mg·kg<sup>-1</sup>; Mg: < 0,20%). Piemēram, Basteja bulvārī 1, Viestura dārzā, kaut arī Mn koncentrācija lapās bija 20–22 mg·kg<sup>-1</sup>, Mn deficīta pazīmes vizuāli netika novērotas. Tas nozīmē, ka vēlamajai Mn koncentrācijai Holandes liepu lapās fizioloģisko procesu nodrošināšanai jābūt nedaudz augstākai par 22 mg·kg<sup>-1</sup> no lapu sausās masas – vismaz 25–30 mg·kg<sup>-1</sup>. Arī slēptā Mg deficīta koncentrācija liepu lapām varētu būt nedaudz lielāka nekā vizuālā – līdz ≈ 0,25%. Savukārt vitāli zaļāko liepu lapās (Basteja bulvārī 1) Mg koncentrācija 2005. un 2007. gadā bija diapazonā 0,25–0,70%, bet parkā attiecīgi – 0,31–0,49%. Tas nozīmē, ka Holandes liepām vēlamai/optimālai Mg koncentrācijai lapās jābūt lielākai par 0,25%.

Pārējo augu barības elementu optimālā koncentrācija Holandes liepu lapās (5.1. tab.) izstrādāta un rekomendējama, balstoties gan uz iepriekšējās apakšnodaļās veiktā izvērtējuma pamata, gan promocijas darba autores līdzšinējo praktisko pieredzi, kā arī dažādu zinātnieku ieteikumiem, kas jāņem vērā, izstrādājot barības elementu nepieciešamību un deficītu augiem, piemēram, elementu attiecības (Kopinga, van den Burg, 1995; Marschner, 1995; Hagen–Thorn et al., 2004; Ринькис, Ноллендорф, 1982).

Sarežģītāk ir noteikt un izstrādāt optimālo barības elementu līmeni augsnē, jo liepas ir daudzgadīgi augi, kas barības elementus un citus ķīmiskos elementus no augsnes uzkrāj ilgstošā laika periodā, elementu uzņemšanu no augsnes būtiski ietekmē tās reakcija, vienlaikus pastāv arī uzkrāšanās no atmosfēras piesārņojuma, kas apgrūtina liepām optimālo barības elementu koncentrāciju izvērtēšanu augsnē un tālāku rekomendāciju izstrādi. Svarīga ir arī augsnes izvilkuma metode. Līdz ar to 5.2. tabulā ir „ieskicēta” optimālā barības elementu koncentrācija Holandes liepām augsnē 1 M HCl izvilkumā, kas balstās uz promocijas darba rezultātiem, tikai N, K un S, jo šiem elementiem konstatēta izteikti zema koncentrācija kā koku lapās, tā augsnē.

## Izstrādātā barības elementu koncentrāciju gradācija Holandes liepu lapām

Elements	Deficīts ar vizuālām pazīmēm	Optimālā koncentrācija
Makroelementi, %		
N	–	2,00–3,00
P	–	0,25–0,50
K	–	1,50–2,40
Ca	–	1,00–2,00
Mg	< 0,20	0,25–0,50
S	–	0,14–0,25
Mikroelementi, mg·kg <sup>-1</sup>		
Fe	–	100–300
Mn	< 22	30–100
Zn	–	20–50
Cu	–	5–15
B	–	25–40
Mo	–	0,30–1,00

Izstrādātā optimālā barības elementu koncentrācija (mg·kg<sup>-1</sup>) Holandes liepām augsnē 1 M HCl izvilkumā

Elements	Optimāli
N	>90
K	>250
S	>30

## 5.2. Minerālmēslošana

Kopumā promocijas darba rezultāti parādīja, ka galvenās liepu minerālās barošanās problēmas 2005. un 2007. gadā Rīgā bija saistītas ar K, S, P, Mg, Ca, Mn, zināmā mērā arī N un atsevišķās paraugvietās arī B pazemināto koncentrāciju un deficītu lapās. K, S un arī N gadījumā tas bija absolūts, jo arī augsnē šo makroelementu koncentrācija bija zema. Savukārt P, Ca, Mg, Mn un daļēji arī B gadījumā tas bija relatīvs, jo augsnē minēto elementu koncentrācija bija vērtējama kā pietiekama.

Tādējādi, lai uzlabotu koku apgādi ar K, S, N un arī B, nepieciešams veikt koku mēslošanu ar atbilstošiem minerālmēsliem, piemēram, kālija sulfātu (K<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), kālija nitrātu (KNO<sub>3</sub>), amonija nitrātu (NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub>), amonija sulfātu ((NH<sub>4</sub>)<sub>2</sub>SO<sub>4</sub>), borskābi (H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>) u.c., gadījumā, ja to koncentrācija augsnē ir mazāka nekā 5.2. tabulā norādīts.

Pēc citu zinātnieku pētījumiem, barības elementa deficīta novēršanai ļoti efektīvs ir atbilstošs lapu mēslojums. Tā kā Rīgā vairumā paraugvietu augsnes reakcija bija neitrāla un viegli bāziska, kas veicina augiem neuzņemamu Mn savienojumu veidošanos augsnē, vienīgais veids, kā novērst Mn deficītu lapās, ir veikt mēslošanu caur lapām, piemēram, izmantojot Mn helātu. Pasaulē ir veikti pētījumi, kuros kokiem elementu deficīta samazināšanai izmanto nepieciešamo elementu injekcijas stumbrā (Benedikz et al., 2005). Iespējams, arī Rīgā Mn un citu elementu deficīta novēršanai varētu izmantot šo metodi.

## 5.3. Augsnes reakcijas optimizēšana

Viens no būtiskākajiem faktoriem, kas ietekmēja ķīmisko elementu uzkrāšanos Rīgas apstādījumu koku lapās, bija augsnes reakcija. Neitrāla un viegli bāziska augsnes reakcija un elementu uzkrāšanās no gaisa piesārņojuma (antropogēno aktivitāšu rezultātā) urbānā vidē ir ļoti izplatīta (Takagi et al., 1997; Craul, 1999) un tiek uzskatīta par būtisku faktoru, kas ietekmē koku augšanu un vitalitāti

(Fostad, Pedersen, 1997; Jim, 1998). Augsta substrāta reakcija ne tikai pazemina barības elementu pieejamību augiem, bet arī samazina mikrobioloģiskās aktivitātes un mikorizu (Oleksyn et al., 2007). Līdz ar to Rīgas ielu apstādījumos nepieciešams veikt pasākumus, lai samazinātu augsnes reakciju un uzlabotu Holandes liepu fizioloģisko stāvokli. Mulčēšana vai skābas kūdras izmantošana, no vienas puses, samazinātu augsnes reakciju, bet vienlaikus palielinātu smago metālu uzņemšanu, jo smago metālu uzņemšana, transports augu saknēs un tālāka uzkrāšanās dažādās auga daļās palielinās skābā augsnē (Ramirez-Rodríguez et al., 2005). No otras puses, kūdra daļēji saista smagos metālus un kavētu to uzņemšanu no substrāta. Tādējādi, pamatojoties uz 2005. un 2007. gada rezultātiem, ieteicams augsnes reakciju samazināt līdz pH/KCl 6,0–6,5. Pēc citiem Rīgas ielu apstādījumu pētījumu rezultātiem (Čekstere et al., 2005; Čekstere, 2008; Čekstere, Osvalde, 2010) minētā augsnes reakcija (pH/KCl 6,0–6,5) neveicinās strauju smago metālu uzņemšanu kokos, bet palielinās Mn pieejamību liepām.

#### 5.4. Nātrija un hlorīdjonu koncentrācijas samazināšana

Lai gan optimāla augu minerālā barošanās ir svarīgs ārējās vides faktors, kas nodrošina augu augšanu un attīstību, pilsētvidē pastāv vēl citi faktori, kas ietekmē apstādījumu kvalitāti. Rīgā veiktā pētījuma rezultāti liecina, ka svarīgākais negatīvais faktors, kas būtiski ietekmē Holandes liepu vitalitāti un veicina nokalšanu, ir Na un Cl<sup>-</sup> uzkrāšanās kokos. Tādējādi, lai samazinātu Na un Cl<sup>-</sup> uzkrāšanos ielu apstādījumu augsnē un kokos un lai nodrošinātu Rīgas ielu apstādījumu koku fizioloģiskā stāvokļa uzlabošanu un optimālu augšanu, nepieciešams veikt pasākumu kompleksu vairāku gadu garumā.

→ Pēc iespējas jāsamazina NaCl izmantošana ziemā kā pretapledojuuma līdzekli.

Videi un apstādījumiem visnekaitīgākais apledojuuma novēršanas un sniega kausēšanas līdzeklis ir smilts un granīta šķembas, kuras kā efektīvu līdzekli lieto Ziemeļvalstīs, jo tur esošie klimatiskie apstākļi (stabils ziemas) nodrošina šķembu kā pretslīdes līdzekļa augsto efektivitāti, bet ģeoloģiskie apstākļi – ekonomisko izdevīgumu. Kā smilts, tā šķembu izmantošana ir iemesls vēlākai kanalizācijas cauruļu aizsērēšanai, tāpēc ziemas beigās šķembas ir jāsavāc, kā arī jāveic kanalizācijas sistēmu tīrīšana. Diskutējama ir šo materiālu izmantošana Latvijas meteoroloģiskajos apstākļos, jo ir bieži atkušņi un atkārtoti apledojumi ziemā.

Kā efektīvākie līdzekļi apledojuuma novēršanai citur pasaulē tiek atzīti kalcija un nātrija hlorīdi. Pēc ķīmiskā sastāva labāks ir kalcija hlorīds, jo Na vietā ir barības elements Ca, turklāt šis sāls ledu un sniegu kausē arī –20 °C temperatūrā (NaCl līdz –10 °C) (Kawasaki, Moritsugu, 1978; Bogemans et al., 1989; Bryson, Barker, 2002). Tomēr kalcija hlorīds ir 8–10 reizes dārgāks par NaCl, hidroskopiskāks un grūtāk uzglabājams, tā iedarbība –10 °C temperatūrā salīdzinājumā ar NaCl izbeidzas ātrāk (Jeļisejevs, 2001), tāpēc pilsētās CaCl<sub>2</sub> tiek izmantots reti. Mazāk efektīgi ledu un sniega kausēšanas līdzekļi, bet augiem labvēlīgāki, ir citi hlorīdi – magnija un kālija hlorīdi, taču arī tie ir dārgāki par NaCl. Vairāki zinātnieki (Bogemans et al., 1989) ir izpētījuši, ka 20–30% kalcija hlorīda piejaukums NaCl par 50% samazina Na daudzumu egļu skuļās. Tas nozīmē, ka vairāku sāļu maisījums augiem ir mazāk kaitīgs nekā vienas sāls šķīdums un varētu būt viens no risinājumiem, lai uzlabotu koku stāvokli. Tomēr jāatzīmē, ka pēc vairāku pētnieku atzinuma, visi minētie ķīmiskie līdzekļi atstāj nelabvēlīgu ietekmi uz ceļmalu veģetāciju un ielu apstādījumiem (Dobson, 1991; Jeļisejevs, 2001).

→ Vairākās valstīs, kur arī ziemā veidojas apledojums uz ceļiem, lai samazinātu sāls uzkrāšanos ielu apstādījumos, tiek izmantoti dažādi mehāniski jeb tehniski aizsarglīdzekļi, no kuriem vairākus varētu izmantot arī Rīgā. Piemēram, Austrijā, Dānijā un Francijā paaugstina ietves apmales un veido aizsargsienu ap koku, bet Dānijā – salmu ietvaru; Norvēģijā rūpējas par drenāžas sistēmu. Austrijā un Vācijā ir aizliegta sāls lietošana uz gājējielām (Pauleit et al., 2002). P. Crauls (1992) iesaka augsnē ievietot betona (akmens) norobežojumus, lai sāls šķīdums nesūktos sakņu virzienā. Sāls uzkrāšanās samazināšanai ielu apstādījumu augsnē daži zinātnieki rekomendē pirms ziemas sezonas apdobi pārklāt ar kūdru, kas absorbētu piesārņojumu no sāls. Pēc ziemas sezonas šis kūdras slānis ir jānovāc (Larcher, 2003).

→ Viens no efektīvākajiem aizsarglīdzekļiem ir palielināt apstādījumu attālumu no brauktuves. Dīķmalā Rīgas centrā, kur vēsturiski ir šauras ielas, apstādījumi vairumā gadījumu atrodas ļoti tuvu ielas braucamajai daļai – starp trotuāru un brauktuvi. Koku stumbra attālums no brauktuves

nepārsniedz 1–2 m. Diemžēl šī ir zona, uz kuras pa ielu braucošais transports uzšļāc visvairāk sāls–sniega–ūdens putru uz apstādījumiem. Arī nokrišņu kanalizācijas sistēma nedarbojas pietiekami efektīvi, lai ātri aizvadītu izkausēto sālsūdeni no ielām. Visumā ir maz iespēju arī turpmāk jaunus kokus stādīt attālumā, kur sāls uzkrāšanās ir būtiski samazināta (>3 m). Tādēļ svarīgi būtu sakārtot un paaugstināt koku apdobju apmales Rīgā, lai samazinātu kokiem kaitīgo nātrija un hlorīdjonu uzkrāšanos esošajās ielu apstādījumu apdobēs. Īpaši maģistrālajās ielās (K. Valdemāra, Hanzas iela u.c.), nepieciešama arī koku apdobju paaugstināšana par aptuveni 10–20 cm, aizsargbetona apmales ierīkošana vismaz 40–50 cm augstumā attiecībā pret brauktuvi un vismaz 20–30 cm augstumā pret trotuāru. Savukārt ierīkojot jaunus ielu apstādījumus, augsnē ap apdobi nepieciešams ielikt betona aizsargriņķi līdz  $\approx 30$ –40 cm dziļumam, atstājot 20–30 cm augstu malu virs augsnes līmeņa. Tas samazinās sālsūdens infiltrēšanos augsnē ap koku saknēm.

→ Rīgas ielu apstādījumu augsnē ir uzkrājušās augstas, kokiem kaitīgas Na koncentrācijas. Atšķirībā no hlorīdjoniem, Na no augsnes tik viegli neizskalojas. Lai samazinātu Na daudzumu augsnē, uzlabotu tās struktūru, ūdenscaurlaidību un aerāciju, nepieciešams veikt augsnes ķīmisko meliorāciju jeb ģipšošanu. Šī metode ir plaši izplatīta pasaulē nātrija koncentrācijas samazināšanai augsnē (Larcher, 2003). Ģipsis ir neitrāla sāls, kas būtiski nepaaugstina augsnes reakciju. Tā sastāvā esošais kalcijs augsnē aizvieto nātriju un atjauno augsnes struktūru. Tas arī palielinātu Ca un Mg koncentrāciju attiecību, kas Rīgas ielu apstādījumu augsnē ir šaura, tādējādi uzlabojot koku apgādi ar Ca. Savukārt sulfātiem apstādījumu kokiem būtu sēra avots.

→ Hlorīdjonu koncentrācijas straujākai samazināšanai pavasarī, augsnes virskārtai tikko atkūstot, jāveic laistīšana. Tas ir svarīgi, jo hlorīdjonu aktīvi konkurē ar citiem barības elementiem – N un S – uzņemšanas procesā koku saknēs un kopā ar transpirācijas plūsmu nonāk lapās.

→ Pēc citu zinātnieku pētījumiem  $\text{Na}^+$  un  $\text{Cl}^-$  kaitīgo ietekmi var samazināt, vairākus gadus skalojot augsni ar šķīdumu, kas satur  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  (Larcher, 2003). Arī Rīgā varētu izmantot līdzīgu metodi, jo vienlaikus tas uzlabotu koku apgādi ar attiecīgajiem barības elementiem.

→ Aizliegt Rīgā ielu apstādījumos ap kokiem veidot sniega kaudzes, jo šis sniegs ir piesārņots ar nātrija joniem un hlorīdjoniem, kas tur nokļuvuši ar sniega–sāls putas šļakatām no brauktuves. Šādam sniegam kūstot, kaitīgie joni uzkrājas augsnē, kā arī mizā un, iespējams, tālāk stumbrā.

→ Veco un sevišķi bojāto koku zaru regulāra apgriešana, tā samazinot kaitīgo elementu ietekmi un uzlabojot palikušo virszemes daļu apgādi ar barības elementiem un ūdeni. Ielās ar regulāru (intensīvu) satiksmi koku vainagu veidošana būtu jāveic regulāri, sākot ar koku iestādīšanu. Tas kokiem radītu mazāk stresu. Francijā, lai samazinātu kaitīgo elementu koncentrāciju kokā, atzarošanu veic vasarā, kamēr tiem ir lapas (Pauleit et al., 2002), tādējādi vēl būtiskāk samazinot kaitīgo elementu koncentrāciju kokā.

## SECINĀJUMI

1. Rīgas centra ielu apstādījumos dominē dažādu taksonu liepu stādījumi, starp kuriem visizplatītākā ir Holandes liepa (ievesta Rīgā 1871. g.). Pilsētas ielu apstādījumu inventarizācijas dati parāda, ka samazinās ielu apstādījumos augošo koku skaits (no 1979. līdz 2002. g.). Pēc apstādījumu inventarizācijas un bioindikācijas pētījumiem Holandes liepu vitalitāte Rīgas centra ielu apstādījumos ir slikta: lielākai daļai apsekoto liepu (62%, n=26, 2007. g.) vainagi ir vidēji un stipri bojāti (vainaga defoliācija > 26%).
2. Pētījumā noskaidrots, ka sniega, augsnes un lapu ķīmiskais sastāvs Rīgas centrā ir ļoti neviendabīgs un stipri atšķirīgs pat vienā ielas posmā.
3. Nozīmīgākais faktors, kas negatīvi ietekmē Holandes liepu fizioloģisko stāvokli ielu apstādījumos, ir sistemātiska sāls maisījuma lietošana apledojuma novēršanai. Sāls maisījuma uzkrāšanās augšanas vidē un kokos ir iemesls barošanās režīma traucējumiem. Veidojas lapu nekroze, notiek vainaga atmiršana, līdz ar to pazeminās indivīdu ekoloģiskā un pilsētas ainavas vērtība. Balstoties uz iegūtajiem rezultātiem, par kritisku līmeni, kas izraisa vizuāli novērojamus lapu bojājumus Holandes liepām, caurmērā atzīstama 0,18–0,26% Na un 0,62–0,66% Cl<sup>-</sup> koncentrācija lapās.
4. Slikta vitalitāte vairumā gadījumu konstatēta liepām, kurām bija zema K, Mn un daļēji arī pazemināta N, S, P, Ca, Mg un B koncentrācija lapās. P, Mg, Ca un Mn zemajam saturam liepu lapās pamatā ir relatīvs deficīts, jo augsnē minēto elementu koncentrācija ir augsta. Gadījumos, kad Mg koncentrācija nepārsniedza 0,20%, bet Mn – 22 mg·kg<sup>-1</sup> no lapu sausās masas, liepu lapās vizuāli tika novērotas Mg un Mn deficīta pazīmes. Savukārt K, N, S un atsevišķās vietās arī B koncentrācija Rīgas ielu apstādījumu augsnē vērtējama kā liepām nepietiekama.
5. Mikroelementu (Mo, Zn, Cu, kā arī Fe) un smago metālu (Pb, Ni, Cr un Cd) koncentrācija kopumā apstādījumu augsnē un koku lapās nepārsniedz urbānai videi raksturīgo līmeni un būtiski nepasliktina Holandes liepu vitalitāti. Konstatētā nedaudz paaugstinātā Zn, Cu un Fe koncentrācija augsnē un liepu lapās, kā arī Mo lapās, kas ir atmosfēras piesārņojuma uzkrāšanās rezultāts pilsētas vidē, iespējams, ir papildus stresa faktors liepām. Pēc pētījuma rezultātiem Holandes liepu vitalitāte Rīgas apstādījumos neitrālā–viegli bāziskā smiltis augsnē (pH<sub>KCl</sub> ≈ 7) ir laba, ja 1 M HCl izvilkumā ir šādas maksimālās elementu koncentrācijas: 4633 mg·kg<sup>-1</sup> Fe, 346 mg·kg<sup>-1</sup> Mn, 182 mg·kg<sup>-1</sup> Zn, 131 mg·kg<sup>-1</sup> Cu, 93 mg·kg<sup>-1</sup> Pb, 15 mg·kg<sup>-1</sup> Cr, 2 mg·kg<sup>-1</sup> Ni un 0,5 mg·kg<sup>-1</sup> Cd.
6. Konstatēta dažāda ķīmisko elementu migrācijas intensitāte sistēmā *sniegs–augšne–augšs*. Urbānā vidē Na un Cl<sup>-</sup> aktīvi migrē sistēmā *sniegs–augšne–augšs*. K, Ca, Mg relatīvi labi pārvietojas sistēmā *sniegs–augšne*. Vairumam elementu (K, Ca, Mg, Mn, Zn, Cu, Fe, P, B, Pb, Cr, Ni un Cd) ir traucēta migrācija sistēmā *augšne–augšs*, ko nosaka savstarpējais jonu antagonisms, mazšķīstošu un kokiem grūti uzņemamu savienojumu veidošanās neitrālā–viegli bāziskā augsnē. Savukārt Mo, N un S migrācija sistēmā *augšne–augšs* raksturojama kā relatīvi laba.
7. Lai kontrolētu koku apgādi ar barības elementiem un laikus diagnosticētu iespējamās problēmas, veģetācijas periodā vismaz vienu, vēlams divas reizes, jāveic augsnes un liepu lapu analīze. Īpaša uzmanība jāpievērš nodrošinājumam ar K, N, S un B. Nepieciešams veikt minerālmēslošanu, ja K koncentrācija smiltis augsnē 1 M HCl izvilkumā ir mazāka nekā 250 mg·kg<sup>-1</sup>, N – 90 mg·kg<sup>-1</sup>, bet S – 25–30 mg·kg<sup>-1</sup>. Koku mēslošana, nezinot esošo minerālo barošanās stāvokli, ir ne tikai ekonomiski neizdevīga, bet arī kaitīga.
8. Rīgā veiktie pētījumi parāda, ka bojāto koku atveseļošanu, veicot vainaga zaru apgriešanu, varētu izmantot tikai tiem kokiem, kuri nav stipri cietuši no sāls piesārņojuma un kuru Na un Cl<sup>-</sup> koncentrācija koku lapās nesasniedz jau ļoti kaitīgu līmeni (Na – >1,10%, Cl<sup>-</sup> – >1,60%). Tā kā šādi koki vairs nepilda savas funkcijas pilsētas vidē, tie būtu aizstājami ar jauniem stādījumiem. Jaunajiem stādījumiem nepieciešama pilnīga augsnes nomaīņa un aizsargpasākumu veikšana apdobei, lai samazinātu Na un Cl<sup>-</sup> uzkrāšanos augsnē.



## IZMANTOTĀ LITERATŪRA

### Publicētie literatūras avoti

**Aasamaa, K., Söber, A., Rahi, M., 2001.** Leaf anatomical characteristics associated with shoot hydraulic conductance, stomatal conductance and stomatal sensitivity to changes of leaf water status in temperate deciduous trees. *Australian Journal of Plant Physiology*, 28, 765–774.

**Akbari, H., Pomerantz, M., Taha, H., 2001.** Cool surfaces and shade trees to reduce energy use and improve air quality in urban areas. *Solar Energy*, 70(3), 295–301.

**Allen, S. E., Grimshaw, M. H., Parkinson, J. A., Quarmby, C., 1974.** Chemical Analysis of Ecological materials. Oxford, Blackwell Scientific Publications.

**Analytical Methods for Atomic Absorbtion Spectrometry. 2000.** PerkinElmer Instruments LLC.

**Appleton, B., Koci, J., Lesyan, M., Harris, R., 2003.** Mycorrhizal fungal inoculation of established street trees. *Journal of Arboriculture*, 29(2), 107–110.

**Astrid, P., Eckstein, D., 1988.** Roadside trees in Hamburg – their present situation of environmental stress and their future chance for recovery. *Journal of Arboriculture*, 12, 109–117.

**Bach, A., Pawlowska, B., 2009.** Eco-friendly methods of winter maintenance in Krakow green areas. *2nd International Conference on Landscape and Urban Horticulture. Book of Abstracts.* Bologna, Italy, 9–13 June. 96.

**Bach, A., Pawlowska, B., Kraus, D., Malinowska, Z., Pniak, M., Bartyska, M., 2006.** Urban ornamental trees reaction to the soil sodium chlorine salinity and pH factor in Krakow. *Zeszyty Problemowe Postepow Nauk Rolniczych*, 510, 39–48.

**Balakina, J. N., Makarova, O. V., Bondarenko, V. V., Koudstaal, L. J., Ros, E. J., Koolen, A. J., van Loon, W. K. P., 2005.** Simulation of oxygen regime of tree substrates. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4, 23–35.

**Balder, H., 1998.** *Die Wurzeln der Stadtbäume.* Berlin, Parey Buchverlag.

**Baraldi, R., Rapparini, F., 2009.** New aspects on the impact of vegetation in urban environment. *2nd International Conference on Landscape and Urban Horticulture. Book of Abstracts.* Bologna, Italy, 9–13 June. 107.

**Bassuk, N., Whitlow, T., 1987.** Environmental stress in street trees. *Acta Horticulturae*, 195, 49–57.

**Baycu, G., Tolunay, D., Özden, H., Günebakan, S., 2006.** Ecophysiological and seasonal variations in Cd, Pb, Zn, and Ni concentrations in the leaves of urban deciduous trees in Istanbul. *Environmental Pollution*, 143, 545–554.

**Benedikz, T., Ferrini, F., Garcia-Valdecantos, J. L., Tello, M. L., 2005.** Plant quality and establishment of urban forests and trees. *Urban Forests and Trees* (Nilsson, K., Randrup, T. B., Schipperijn, J., eds.). Springer, 231–256.

**Bengtsson, R., 2005.** *Variation in common lime (Tilia x europaea L.) in Swedish Gardens of the 17<sup>th</sup> and 18<sup>th</sup> centuries.* PhD thesis. Alnarp: Swedish University of Agricultural Sciences.

**Bergmann, W., 1988.** Ernährungsstörungen bei Kulturpflanzen. Jena, VEB Gustav Fischer Verlag.

**Bergmann, W., Neubert, P., 1976.** Pflanzendiagnose und Pflanzenanalyse. Jena, VEB Gustav Fischer Verlag.

**Bernstein, L., 1975.** Effects of salinity and sodicity on plant growth. *Annual Review of Phytopathology*, 13, 295–312.

**Bhandal, I. S., Malik, C. P., 1988.** Potassium estimation, uptake, and its role in the physiology and metabolism of flowering plants. *international Review of cytology*, 110, 205–254.

- Birkis, A., Danilāns, I., Freimanis, A., Gailīte, L., Saltupe, B., Stinkule, A., Tracevska, L., 1988.** Ģeoloģiskā uzbūve. Daba un dabas resursi. *Enciklopēdija Rīga* (Jērāns, P., – galv. red.). Rīga, Galvenā enciklopēdiju redakcija, 17–24.
- Bitjukova, L., Shogenova, A., Birke, M., 2000.** Urban Geochemistry: a study of element distributions in the soil of Tallin (Estonia). *Environmental Geochemistry and Health*, 22, 173–193.
- Blomqvist, G., Johansson, E. L., 1999.** Air-borne spreading and deposition of deicing salt – a case study. *The Science of the Total Environment*, 235/1–3, 161–168.
- Bogemans, J., Neirinckx, L., Stassart, J. M., 1989.** Effect of deicing NaCl and CaCl<sub>2</sub> on spruce. *Plant and Soil*, 120, 203–211.
- Botkin, D. B., Keller, E. A., 1998.** Environmental Science. Second Ed. New York.
- Brod, H. G., 1993.** Langzeitwirkung von Streusalz auf die Umwelt. *Berichte der Bundesanstalt für Strassenwesen, Verkehrstechnik*, Heft V 2.
- Bryson, M. G., Barker A. V., 2002.** Sodium accumulation in soils and plants along Massachusetts roadsides. *Communication in Soil Science and Plant Analysis*, 33 (1, 2), 67–78.
- Bühler, O., Kristoffersen, P., 2009.** The urban tree arboretum in Hørsholm, Denmark: a new tool towards an improved education of arborists and tree managers. *Urban Forestry and Urban Greening*, 8, 55–61.
- Bühler, O., Kristoffersen, P., Larsen, S. U., 2007.** Growth of street trees in Copenhagen with emphasis on the effect of different establishment concepts. *Arboriculture and Urban Forestry*, 33, 330–337.
- Burg, J., 1989.** Salt damage to trees: physiological mechanisms and their detections. *Groenkontakt*, 89, 27–32.
- Cekstere, G., Osvalde, A., 2010.** Macronutrient status in the different-aged lime trees (*Tilia x vulgaris* H.) in Riga Streets. *Baltic Forestry*, 10, 16–22.
- Cekstere, G., Osvalde, A., Nikodemus, O., 2010a.** Influence of de-icing salt on K supply and street trees ecological status in Riga, Latvia. *Highway and Urban Environment, Alliance for Global Sustainability Bookseries 17, Proceedings of the 9th Highway and Urban Environment Symposium* (Rauch, S., Morrison, G. M., Monzón, A., – eds.). Springer, 17, 337–346.
- Cekstere, G., Osvalde, A., Nikodemus, O., 2010b.** *Nutrient accumulation in the street greenery of Riga (Latvia) in increased salinity conditions, 2005 and 2007. Proceedings of the International Soil Science Congress on „Management of Natural Resources to Sustain Soil Health and Quality”.* (Pieņemts publicēšanai)
- Cekstere, G., Osvalde, A., 2010.** Young street greenery supply with nutrients in Riga, Latvia, 2007. *Acta Horticulturae*. (Pieņemts publicēšanai)
- Cekstere, G., Osvalde, A., 2009.** A study of heavy metal accumulation in street greenery of Riga (Latvia) in relation to trees status. *Ģeogrāfiski raksti. Folia Geographica*, 14, 7–23.
- Cekstere, G., Nikodemus, O., Osvalde, A., 2008.** Toxic impact of the de-icing material to street greenery in Riga, Latvia. *Urban Forestry and Urban Greening*, 7, 207–217.
- Chapin, F. S., Kedrowski, R. A., 1983.** Seasonal changes in nitrogen and phosphorus fractions and autumn retranslocation in evergreen and deciduous taiga tree. *Ecology*, 64, 376–391.
- Chmielewski, W., 1996.** Long-term observations of tree phenology and chemical composition of leaves as indicators of the level of pollution of urban environment. *Biological Reactions of Trees to Industrial Pollution, III Krajowe Sympozjum Kornik*, 23–26 maja 1994. Materiały, tom 1, 211–218.
- Chmielewski, W., Dmuchowski, W., Suplat, S., 1998.** Impact of urban environmental pollution on growth, leaf damage and chemical constituents of Warsaw urban trees. *USDA Forest Service Gen. Tech. Rep. PSW-GTR-166*, 215–219.

- Christie, P., Li, X., Chen, B., 2004.** Arbuscular mycorrhiza translocation of zinc to shoots of host plants in soils moderately polluted with zinc. *Plant and Soil*, 261, 209–217.
- Craul, P. J., 1999.** Urban Soils. Applications and Practices. New York, John Wiley and Sons.
- Craul, P. J., 1992.** Urban Soil in Landscape Design. New York, John Wiley and Sons.
- Cregg, B. M., 1995.** Plant moisture stress of green ash trees in contrasting urban sites. *Journal of Arboriculture*, 2, 271–276.
- Cregg, B. M., Dix, M. E., 2001.** Tree moisture stress and insect damage in urban areas in relation to heat island effects. *Journal of Arboriculture*, 27(1), 8–17.
- Cunningham, M. A., Snyder, E., Yonkin, D., Ross, M., Elsen, T., 2008.** Accumulation of deicing salts in soils in an urban environment. *Urban Ecosystems*, 11, 17–31.
- Czerniawska–Kusza, I., Kusza, G., Dużyński, M., 2004.** Effect of deicing salts on urban soils and health status of roadside trees in the Opole region. *Int. Environmental Toxicology*, 19, 296–301.
- Czerwiński, Z., 1979.** Wpływ chemicznej technologii odsniezania ulic na gleby i roślinność drzewiasta aglomeracji miejskich. *Zeszyty Naukowe SGGW–AR, Rozprawy Naukowe*.
- Čekstere, G., 2004.** Rīgas vēsturiskā centra apstādījumu struktūra un tās attīstības perspektīva. Bakalaura darbs. Rīga, LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte.
- Čekstere, G., 2009.** Rīgas centra ielu apstādījumu ekoloģiskais stāvoklis. *Latvijas Veģetācija*, 20, 1–136.
- Čekstere, G., Osvalde, A., Nikodemus, O., 2007.** Sodium and chlorine accumulation in snow, soil and leaves: toxic effect on street trees (*Tilia x vulgaris*). *Proceedings of the Latvian Academia of Sciences, Section B*, 61(6), 219–228.
- Čekstere, G., Nikodemus, O., 2005.** Rīgas vēsturiskā centra apstādījumu struktūras attīstība. *Latvijas Universitātes 63. zinātniskā konference. Ģeogrāfija. Ģeoloģija. Vides zinātne: Referātu tēzes*. Rīga, 168–170.
- Čekstere, G., Osvalde, A., 2006.** Urban snow pollution as one of the factors affecting the status of street trees in Riga. *International conference EcoBalt'2006*, May 11–12, Riga, Thesis, 115–116.
- Čekstere, G., Osvalde, A., Karlsons, A., Nollendorfs, V., Paegle, G., 2005.** The effect of urban environment on the mineral nutrition status of street trees in Riga, the problems and possible solution. *Latvijas Universitātes Zinātniskie raksti. Zemes un vides zinātnes*, 685, 7–20.
- Dāvidsone, I., 1967.** Rīgas pilsētas dzīvojamo teritoriju apstādījumu sistēmas attīstība. *Daiļdārzniecība*, VI, 341–365.
- Dāvidsone, I., 1978.** Rīgas parki un dārzi. I, Latvijas PSR Zinātņu akadēmijas Botāniskais dārzs, Rīga, Zinātne.
- Dāvidsone, I., 1988.** Rīgas dārzi un parki. Rīga, Liesma.
- Davison, A. W., 1971.** The effects of de-icing salt on roadside verges. *Ecology*, 8, 555–561.
- Denny, H., 2002.** Plant mineral nutrition. *Plants* (Ridge, I., – ed.). New York, Oxford University Press, 167–219.
- Denny, H. J., Wilkins, D. A., 1987.** Zinc tolerance in *Betula* spp. IV The mechanisms of ectomycorrhizal amelioration of zinc toxicity. *New Phytologist*, 106, 545–553.
- Dickison, W.C., 2000.** Integrative Plant Anatomy. Massachusetts, Academic Press.
- Dmuchowski, W., Bytnerowicz, A., 2009.** Long-term (1992–2004) record of lead, cadmium, and zinc air contamination in Warsaw, Poland: Determination by chemical analysis of moss bags and leaves of Crimean linden. *Environmental Pollution*, 157, 3413–3421.
- Dobbertin, M., 2005.** Tree growth as indicator of tree vitality and of tree reaction to environmental stress: a review. *European Journal of Forest Resources*, 124, 319–333.

- Dobson, M. C., 1991.** De-icing Salt Damage to Trees and Shrubs. Forestry Commission Bulletin 101, London, HMSO.
- Draveniece, A., 2007.** Okeāniskās un kontinentālās gaisa masas Latvijā. *Latvijas Veģetācija*, 14, 1–135.
- Drew, M. C., 1997.** Oxygen deficiency and root metabolism: injury and acclimation under hypoxia and anoxia. *Annual Review of Plant Physiology and Plant Molecular Biology*, 48, 223–250.
- Dujesiefken, D., Drenou, C., Oven, P., Stobbe, H., 2005.** Arboricultural practices. *Urban Forests and Trees* (Nilsson, K., Randrup, T.B., Schipperijn, J., – eds.). Springer, 419–441.
- Dujesiefken, D., Rhaesa, A., Eckstein, D., Stobbe, H., 1999.** Tree wound reactions of differently treated boreholes. *Journal of Arboriculture*, 25, 113–123.
- Dujesiefken, D., Stobbe, H., 2002.** The Hamburg Tree Pruning System – A framework for pruning of individual trees. *Urban Forestry and Urban Greening*, 1(2), 75–82.
- Dumbaugh, E., 2005.** Safe streets, livable streets. *Journal of the American Planning Association*, 71(3), 283–298.
- Dyer, S. M., Mader, D. L., 1986.** Declined urban sugar maples: growth patterns, nutritional status and site factors. *Journal of Arboriculture*, 12, 6–13.
- Eckstein, D., Liese, W., Parameswaran, N., 1976.** On the structural changes in wood and bark of a salt damaged horse chestnut tree. *Holzforschung*, 30, 173–178.
- Eliasson, I., 2000.** The use of climate knowledge in urban planning. *Landscape and Urban Planning*, 48, 31–44.
- Fair, B., 2009.** Response of eight cultivars of *Acer x freemanii* and *Acer rubrum* to soil compaction and production fertilizer treatments. *2nd International Conference on Landscape and Urban Horticulture. Book of Abstracts*. Bologna, Italy, 9–13 June. 61.
- Fenn, L. B., Bingham, F. T., Oertli, J. J., 1968.** On the mechanism of chloride toxicity. *California Avocado Society 1968 Yearbook* 52, 113–116.
- Flowers, T. J., 1988.** Chloride as a nutrient and as an osmoticum. *Advances in Plant Nutrition*, 3 (Tinker, B., Läuchli, A., – eds.). New York, Praeger, 55–78.
- Flowers, T. J., Hajibagheri, M. A., Yeo, A. R., 1991.** Ion accumulation in the cell walls of rice plants growing under saline conditions – evidence for the Öertli hypothesis. *Plant, Cell and Environment*, 18, 1041–1047.
- Fontenele, A. P. G., Fornaro, A., Pedrotti, J. J., 2010.** Measurements of heavy metals in dry and wet deposition in São Paulo City. *Highway and Urban Environment, Alliance for Global Sustainability Bookseries 17, Proceedings of the 9th Highway and Urban Environment Symposium* (Rauch, S., Morrison, G. M., Monzón, A., – eds.). Springer, 105–113.
- Forrest, M., Konijnendijk, C., 2005.** A history of urban forests and trees in Europe. *Urban Forests and Trees, A Reference Book* (Nilsson, K., Randrup, T. B., Schipperijn, J., – eds.). Springer, 23–48.
- Fostad, O., Pedersen, P. A., 1997.** Vitality, variation, and causes of decline of trees in Oslo center (Norway). *Journal of Arboriculture*, 23, 155–165.
- Fostad, O., Pedersen, P. A., 2000.** Container-grown tree seedling responses to sodium chloride applications in different substrates. *Environmental Pollution*, 109, 203–210.
- Francois, L. E., Clark, R. A., 1978.** Salt tolerance of ornamental shrubs, trees, and iceplant. *Journal of American Society Horticultural Science*, 103, 280–283.
- Fuhrer, J., 2000.** Introduction to the special issue on ozone risk analysis for vegetation in Europe. *Environmental Pollution*, 109, 359–360.
- Garbaye, J., Churin, J. L., 1996.** Effect of ectomycorrhizal inoculation at planting on growth and foliage quality of *Tilia tomentosa*. *Journal of Arboriculture*, 22, 29–34.

- Gateva, R., 2004.** Environmental problems for trees in the green system of Sofia. *Ecology of the City of Sofia, Species and communities in an urban environment* (Penev, L., Niemelä, J., Kotze, D. J., Chipev, N., – eds.), Sofia–Moscow, Pensoft Publishers, 229–247.
- Gibbs, J. N., Burdekin, D. A., 1983.** De-icing salt and crown damage to London plane. *Arboricultural Journal*, 6, 227–237.
- Gibbs, J. N., Palmer, C. A., 1994.** A survey of damage to roadside trees in London caused by the application of de-icing salt during the 1990/1991 winter. *Arboricultural Journal*, 18, 321–343.
- Gilucis, A., Segliņš, V., 2003.** *Latvijas ģeokīmijas atlants. Augšņu ģeokīmiskās kartes.* Rīga, Valsts ģeoloģijas dienests.
- Glenn, E. B., Brown, J. J., Khan, M. J., 1997.** Mechanisms of salt tolerance in higher plants. *Mechanisms of Environmental Stress Resistance in Plants* (Basra, A. S., Basra, R. K., – eds.). Amsterdam, Harwood Academic Publishers, 83–110.
- Göransson, A., 1994.** Growth and nutrition of small *Betula pendula* plants at different relative addition rates of manganese. *Tree Physiology*, 14, 375–388.
- Gravano, E., Bussoti, F., Strasser, R.J., Schaub, M., Novak, K., Skelly, J., Tani, C., 2004.** Ozone symptoms in leaves of woody plants in open-top chambers: ultrastructural and physiological characteristics. *Physiologia Plantarum*, 121(4), 620–633.
- Greenway, H., Munns, R., 1980.** Mechanisms of salt tolerance in non-halophytes. *Annual Review of Plant Physiology*, 31, 149–190.
- Hagen–Thorn, A., Armolaitis, K., Callesen, I., Stjernquist, I., 2004.** Macronutrients in tree stems and foliage: a comparative study of six temperate forest species planted at the same sites. *Annals of Forest Science*, 61, 489–498.
- Hagen–Thorn, A., Sthernquist, L., 2005.** Micronutrient levels in some temperate European tree species: a comparative field study. *Trees*, 19, 592–579.
- Hagen–Thorn, A., Varnagiryte, I., Nihlgard, B., Armolaitis, K., 2006.** Autumn nutrient resorption and losses in four deciduous forest tree species. *Forest Ecology and Management*, 228, 33–39.
- Hansen, J., 2001.** A closer look at United States and global surface temperature changes. *Journal of Geophysical Research*, 106, 947–963.
- Hanslin, H. M., Sebu, A., Bergersen, O., 2005.** Estimation of oxygen concentration in the soil gas phase beneath compost mulch by means of a simple method. *Urban Forestry and Urban Greening*, 4, 37–40.
- Harmens, H., Mills, G., Hayes, F., Williams, P., De Temmerman, L. and the participants of the ICP Vegetation, 2005.** Air Pollution and Vegetation. ICP Vegetation Annual Report 2004/2005. ICP Vegetation Coordination Centre, Centre for Ecology and Hydrology Bangor, UK.
- Harris, R. W., 1992.** *Arboriculture: Integrated management of landscape trees, shrubs and vines.* 2nd ed. Englewood Cliffs, New Jersey, Prentice Hall.
- Hartl, W., Erhart, E., 2002.** Effects of potassium carbonate as an alternative road de-icer to sodium chloride on soil chemical properties. *Annals of applied biology*, 140, 271–277.
- Hetrick, B. A. D., Wilson, G. W. T., Figge, D. A. H., 1994.** The influence of mycorrhizal symbiosis and fertilizer amendments on establishment of vegetation in heavy-metal mine spoil. *Environmental Pollution*, 86, 171–179.
- Hogg, E. G., Hart, M., Lieffers, V. J., 2002.** White tree rings formed in trembling aspen saplings following experimental defoliation. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(11), 1929–1934.
- Holmes, F. W., 1961.** Salt injury to trees. II. *Phytopathology*, 51, 712–718.
- Hootman, R. G., Kelsey, P. D., Reid, R., von der Heide–Spravka, K., 1994.** Factors affecting accumulation of deicing salts in soils around trees. *Journal of Arboriculture*, 20, 1996–201.

- Ievinsh, G., 2006.** Biological basis of biological diversity: physiological adaptations of plants to heterogeneous habitats along a sea coast. *Acta Universitatis Latviensis*, 710, 53–79.
- Innes, J. L., 1993.** Methods to estimate forest health. *Silva Fennica*, 27(2), 145–157.
- Insley, H., Boswell, R.C., Gardiner, J. B. H., 1981.** Foliar macronutrients (N, P, K, Ca and Mg) in lime (*Tilia* spp.). *Plant and Soil*, 61(3), 391–401.
- Iodice, P., Cardone, M., Senatore, A., Migliaccio, M., 2010.** Emission Inventory for the road transport sector in the urban area of Naples: methodology and results. *Highway and Urban Environment, Alliance for Global Sustainability Bookseries 17, Proceedings of the 9th Highway and Urban Environment Symposium* (Rauch, S., Morrison, G. M., Monzón, A., – eds.). Springer, 387–395.
- Jackson, R. M., Walker, C., Luff, S., McEnvoy, C., 1995.** Inoculation and field testing of Sitka spruce and Douglas Fir with ectomycorrhizal fungi in the United Kingdom. *Mycorrhiza*, 5, 165–173.
- Jankovska, S., Steinberga, I., Klepers, J., 2008.** Particulate matter monitoring results in typical street canyon (Riga case study). *International conference Eco-Balt'2008*. Riga, May 2008, 13.
- Jelisejevs, B., 2001.** Ķīmisko pretslīdes reaģentu salīdzinoša analīze. *RTU Scientific Proceedings*, 108–155.
- Jim, C. Y., 1998.** Physical and chemical properties of a Hong Kong roadside soil in relation to urban tree growth. *Urban Ecosystems*, 2, 171–181.
- Johannesen, M., Henriksen, A., 1978.** Chemistry of snow meltwater: changes in concentration during melting. *Water Resources*, 14 (4), 615 – 619.
- Jone, M. D., Hutchinson, T. C., 1988a.** Nickel toxicity in mycorrhizal birch seedlings infected with *Lactarius rufus* or *Scleroderma flavidum*. 1. Effects on growth, photosynthesis, respiration and transpiration. *New Phytologist*, 108, 451–459.
- Jone, M. D., Hutchinson, T. C., 1988b.** Nickel toxicity in mycorrhizal birch seedlings infected with *Lactarius rufus* or *Scleroderma flavidum*. 2. Uptake by nickel, calcium, magnesium, phosphorus and iron. *New Phytologist*, 108, 461–470.
- Jones, B., Tardif, J., Westwood, R., 2004.** Weekly xylem production in trembling aspen (*Populus tremuloides*) in responses to artificial defoliation. *Canadian Journal of Botany*, 82(5), 590–597.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. A., 1986.** Trace Elements in Soils and Plants. Florida, CRC Press Inc., Boca Raton.
- Kabuce, N., 2004.** Rīgas centra ielu malās augošo koku vitalitāte un to ietekmējošie faktori. Bakalaura darbs. Rīga, LU Bioloģijas fakultāte.
- Kalniņa, A., 1990.** Rīgas klimatiskā rajonēšana. *Latvijas ekoloģija 2*. LZA Bioloģijas institūts, Latvijas Informācijas centrs, 21–35.
- Karlsson, P. E., Uddlong, J., Braun, S., Broadmeadow, M., Elvira, S., Gimeno, B. S., Le Thiec, D., Oksanen, E., Vandermeiren, K., Wilkinson, M., Emberson L., 2004.** New critical levels for ozone effects on young trees based on AOT40 and simulated cumulative leaf uptake of ozone. *Atmospheric Environment*, 38, 2283–2294.
- Kawasaki, T., Moritsugu, M., 1978.** Effect of calcium on salt injury in plants. *Biology*, Berichte des Ohara Instituts für Landwirtschaftlich, 17, 73–81.
- Kāvere, A., 2007.** Rīgas dārzu arhitekts Georgs Kūfalts. Rīga, Jumava.
- Ketcham, S., Fleege, J., 1996.** Manual of Practice for an Effective Anti-Icing Program. Virginia, FHWA.
- Kleinberga, R., 1988.** Klimats. *Enciklopēdija Rīga* (Jērāns, P., – galv. red.). Rīga, Galvenā enciklopēdiju redakcija, 24–27.

- Kloke, A., Sauerbeck, D. C., Vetter, H., 1984.** The contamination of plants and soils with heavy metals and the transport of metals in terrestrial food chains. *Changing Metal Cycles and Human Health. Dahlem Konferenzen*, 113–141.
- Kļaviņš, M., 1991.** Vides ķīmija. Ķīmiskie procesi atmosfērā. LU.
- Kopinga, J., van den Burg, J., 1995.** Using soil and foliar analysis to diagnose the nutritional status of urban trees. *Journal of Arboriculture*, 21(1), 17–23.
- Kozłowski, T. K., Kramer, P. J., Pallardy, S., G., 1991.** *The Physiological Ecology of Woody Plants*. San Diego, Academic Press.
- Kozłowski, T. T., 1999.** Soil compaction and growth of woody plants. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14(6), 596–619.
- Kramer, P. J., Kozłowski, T. T., 1979.** *Physiology of Woody Plants*. New York, Academic Press.
- Kruše, P., M., Althaus, D., Gabriēls, I., 1995.** Ekoloģiskā būvniecība. Rīga, VAK apvienība Arkādija, a/s Preses nams.
- Kydar, M. M., 1981.** Salt tolerance of some tree and shrub species in urban plantations. *Soviet Journal of Ecology*, 11, 344–348.
- Lacatusu, R., Lacatusu, A.–R., 2010.** Heavy metals soil pollution in some urban location from Romania. *Highway and Urban Environment, Alliance for Global Sustainability Bookseries 17, Proceedings of the 9th Highway and Urban Environment Symposium* (Rauch, S., Morrison, G. M., Monzón, A., – eds.). Springer, 347–355.
- Laiviņš M., Bice, M., Krampis, I., Knape, dz., Šmite, D., Šulcs, V., 2009.** Latvijas kokaugu atlants. Latvijas Universitātes Bioloģijas institūts. Rīga, SIA Apgāds Mantojums.
- Lange, V., Mauriņš, A., Zvirgzds, A., 1978.** Dendroloģija. Rīga, Zvaigzne.
- Larcher, W., 2003.** *Physiological Plant Ecology: Ecophysiology and Stress Physiology of Functional Groups*. Heidelberg, Springer.
- Leh, H. O., 1973.** Investigations into the effects of the use of sodium chloride as a deicing material on Berlin's street trees. *Nachrichtenblatt Deutsche Pflanzenschutz*, 25, 163–170.
- Leh, H. O., 1993.** Straßenbaumschäden: Ursachen, Auswirkungen, Gegenmaßnahmen. *Das Gartenamt*, 11, 746–749.
- Leonardi, S., Fluckiger, W., 1986.** The influence of NaCl on leaf water relations and the proportions of K, Na, Ca, Mg, and Cl in epidermal cells of *Fraxinus excelsior* L. *Tree Physiology*, 2, 115–121.
- Leuzinger, S., Vogt, R. Körner, C., 2010.** Tree surface temperature in an urban environment. *Agricultural and Forest Meteorology*, 150, 56–62.
- Linde, M., Bengtsson, H., Öborn, I., 2001.** Concentrations and pools of heavy metals in urban soils in Stockholm, Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 1, 83–101.
- Liu, Y. J., Zhu, Y. G., Ding, H., 2007.** Lead and cadmium in leaves of deciduous trees in Beijing, China: development of a metal accumulation index (MAI). *Environmental Pollution*, 145, 387–390.
- Lizuma, L., 2000.** An analysis of a long-term meteorological data series in Riga. *Folia Geographica, Living with diversity in Latvia*, 8, 53–60.
- Lizuma, L., 2008.** Gaisa temperatūras un atmosfēras nokrišņu mainības raksturs Rīgā. Promocijas darbs. Rīga, LU Ģeogrāfijas un Zemes zinātņu fakultāte.
- Lundmark, A., Olofsson, B., 2007.** Chloride deposition and distribution in soils along a deiced highway – assessment using different methods of measurement. *Water, Air, Soil Pollution*, 182(1–4), 173–185.
- Luļko, L., Dubakova, I., Frolova, M., Kovaļevska, A., 2008.** Atmosfēras gaisa piesārņojuma pārrobežu pārneses ietekme uz Latvijas ekosistēmu. Rīga, Latvijas Vides, Ģeoloģijas un Meteoroloģijas aģentūra.

- Mader, D. L., Cook, R. N., 1982.** Soil Fertility for Urban Trees. *Urban Forest Soils: A Reference Workbook* (Craul, P. J., – ed.). New York, College of Environmental Science and Forestry, State University of New York, 4.1–4.28.
- Madrid, L., Az-Barrientos, D., Reinoso, E., Madrid, F., 2004.** Metals in urban soils of Sevilla: seasonal changes and relations with other soil components and plant contents. *European Journal of Soil Science*, 55, 209–217.
- Maisto, G., Alfani, A., Baldantoni, D., De Marco, A., De Santo, A. V., 2004.** Trace metals in the soil and in *Quercus ilex* L. leaves at anthropic and remote sites of the Campania Region of Italy. *Geoderma*, 122, 269–279.
- Manning, W. J., Godzik, B., 2004.** Bioindicator plants for ambient ozone in Central and Eastern Europe. *Environmental Pollution*, 130, 33–39.
- Manning, W. J., Harris, T. B., 2009.** Urban trees and air quality: nitrogen dioxide levels inside and outside urban tree canopies in Springfield, Massachusetts, USA. *2nd International Conference on Landscape and Urban Horticulture. Book of Abstracts*. Bologna, Italy, 9–13 June. 101.
- Marosz, A., Nowak, J. S., 2008.** Effect of salinity stress on growth and macrolelements uptake of four tree species. *Dendrobiology*, 59, 23–29.
- Marschner, H., 1995.** Mineral Nutrition of Higher Plants. Second Ed. Cambridge, Academic Press.
- Massas, I., Ehaliotis, C., Gerontidis, S., Sarris, E., 2009.** Elevated heavy metal concentrations in top soils of an Aegean island town (Greece): total and available forms, origin and distribution. *Environmental Monitoring and Assessment*, 151(1–4), 105–116.
- Mauriņa, H., 1987.** Augu fizioloģija. Rīga, Zvaigzne.
- Mauriņš, A., Zvirgzds, A., 2006.** *Dendroloģija*. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds.
- McCune, B., Mefford, M. J., 1999.** PC-ORD. Multivariate Analysis of Ecological Data, Version 4. Oregon, MjM Software Design.
- Mertens, J., Van Nevel, L., De Schrijver, A., Piesschaert, F., Oosterbaan, A., Tack, F. M. G., Verheyen, K., 2007.** Tree species effect on the redistribution of soil metals. *Environmental Pollution*, 149, 173–181.
- Meyer, F. H., 1978.** Lebensbedingungen der Straßenbäume. *Bäume in der Stadt. Ulmer Fachbuch Landschafts- und Grünplanung*. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer GmbH and Co, 83–121.
- MK noteikumi Nr. 804, 1. pielikums, 2005.**
- Neuman, D. S., Wagner, M., Braatne, J. H., How, J., 1996.** Stress physiology – abiotic. *Biology of Populus*. Ottawa, NRC Research Press, 423–458.
- Newton, A. C., 1991.** Mineral nutrition and mycorrhizal infection of seedling Oak and Birch. Epidemiological aspects of ectomycorrhizal infection, and the relation to seedling growth. *New Phytologist*, 117, 53–60.
- Nielsen, J. S., Rasmussen, H. N., 1999.** Mycorrhizal status and morphotype diversity in *Tilia cordata* – A pilot study of nurseries and urban habitats. *Acta Horticulture*, 496, 451–459.
- Nikodemus, O., 1988.** Augšnes. *Enciklopēdija Rīga* (Jērāns, P., – galv. red.). Rīga, Galvenā enciklopēdiju redakcija, 28–29.
- Nikodemus, O., Zvirgzds, A., Cekule, M., Čekstere, G., Granta, D., Šveisberga, I., 2003.** Apstādījumi Rīgas vēsturiskajā centrā un to nozīme pilsētvides kvalitātes paaugstināšanā. *Rīgas vides ilgtspējības profils*. Rīga, Rīgas vides centrs „Agenda 21”, 23–29.
- Nikodemus, O., Kārklīņš, A., Kļaviņš, M., Melecis, V., 2009.** Augšnes ilgtspējīga izmantošana un aizsardzība. Rīga, LU Akadēmiskais apgāds.
- Nollendorfs, V., 1973.** Rožu mēslošana. Liesma.
- Nollendorfs, V., 2001.** Dekoratīvo krūmu un koku mēslošana. *Agrotops*, 7, 35–38.



- Nollendorfs, V., Karlsons, A., Čekstere, G., 2003.** Pārsālītie pilsētas koki. *Vides Vēstis*, 32–35.
- Nollendorfs, V., 2005** Kultūraugu minerālās barošanās diagnostika. *Agrotops*, 4, 19–21.
- Nollendorfs, V., 2007.** Augiem nepieciešami arī mikroelementi. *Saimnieks*, 5, 26–29.
- Nordli, P. Ø., Alexandersson, H., Frich, P., Førland, E. J., Heino, R., Jónsson, T., Tuomenvirta, H., Tveito, O. E., 1997.** The effect of radiation screens on Nordic time series of mean temperature. *International Journal of Climatology*, 17, 1667–1681.
- Norrström, A.C., Bergstedt, E., 2001.** The impact of road de-icing salts (NaCl) on colloid dispersion and base cation pools in roadside soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 127, 281–299.
- Novak, K., Skelly, J., Schaub, M., Kräuchi, N., Hug, C., Landolt, W., Bleuler, P., 2003.** Ozone air pollution and foliar injury development on native plants of Switzerland. *Environmental Pollution*, 125, 41–52.
- Nyangababo, J. T., Hamya, J. W., 1986.** The deposition of lead, cadmium, zinc and copper from motor traffic on *Brachiaria enimi* and soil along a major Bombo road in Kampala City. *International Journal of Environmental Studies*, 27, 115–119.
- Oleksyn, J., Kloeppel, B. D., Lukaszewicz, S., Karolewski, P., Reich, P. B., 2007.** Ecophysiology of horse chestnut (*Aesculus hippocastanum* L.) in degraded and restored urban sites. *Polish Journal of Ecology*, 55, 245–260.
- Onder, S., Dursun, S., 2006.** Air borne heavy metal pollution of *Cedrus libani* in the city centre of Konya (Turkey). *Atmospheric Environment*, 40, 1122–1133.
- Orwig, D. A., Abrams, M. D., 1997.** Variation in radial growth responses to drought among species, site, and canopy strata. *Trees*, 11(8), 474–484.
- Ovalde, A., 1996.** Smagie metāli – Pb, Hg, Ni, Sn – bioloģiskajos objektos Latvijā un to toksiskuma mazināšana, regulējot augu barošanos. Disertācijas kopsavilkums. LU, Rīga.
- Ovalde, A., Paegle, G., 2005.** Plant responses to imbalance of copper in substrate. *Proceedings of the Latvian Academy of Sciences, Section B*, 59, 156–162.
- Oulehle, F., Hofmeister, J., Cudlin, P., Hruska, J., 2006.** The effect of reduced atmospheric deposition on soil and soil solution chemistry at a site subjected to long-term acidification, Nacetin, Czech Republic. *Science of the Total Environment*, 370, 532–544.
- Ozaki, H., Watanabe, I., Kuno, K., 2004.** Investigation of the heavy metal sources in relation to automobiles. *Water, Air, and Soil Pollution*, 157, 209–223.
- Ozols, A., Pētersons, E., Ripa A., 1971.** Augšanas apstākļu uzlabošana kokaugiem Rīgas pilsētas apstādījumos. *Daiļdārzniecība*, 8, 99–106.
- Page, A. L., Miller, R. H., Keeney, D. R. (eds.), 1982.** Methods of Soil Analysis. Part 2. Chemical and Microbiological Properties. Wisconsin.
- Paludan-Müller, G., Saxe, H., Pedersen, L. B., Randrup, T. B., 2002.** Differences in salt sensitivity of four deciduous tree species to soil or airborne salt. *Physiologia Plantarum*, 114, 223–230.
- Paoletti, E., Ferrara, A. M., Calatayud, V., Cervero, J., Giannetti, F., Sanz, M. J., Manning, W. J., 2009.** Deciduous shrubs for ozone bioindication: *Hibiscus syriacus* as an example. *Environmental Pollution*, 157, 865–870.
- Park, C., 1997.** The Environment. London: Routledge.
- Passioura, J. B., Condon, A. G., Richards, R. A., 1993.** Water deficits, the development of leaf area and crop productivity. *Water deficits*. Oxford, BIOS Scientific Publishers, 253–264.
- Pauleit, S., 2003.** Urban street tree plantings: identifying the key requirements. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers, Municipal Engineer*, 156, 45–50.

- Pauleit, S., Jones, N., Garcia-Martin, G., Garcia-Valdecantos, J. L., Rievere, L. M., Vidal-Beaudet, L., Bodson, M., Randrup, T. B., 2002.** Tree establishment practice in towns and cities – Results from a European survey. *Urban Forestry and Urban Greening*, 1, 83–96.
- Pedersen, L. B., Raundrup, T. B., Ingerslev, B., 2000.** Effects of Road Distance and Protective Measures on Deicing Salt. *Journal of Arboriculture*, 26(5), 238–245.
- Pētersons, E., Ripa, A., 1967.** Kokaugi Rīgas apstādījumos. *Dārzs un Drava*, 9, 18–20.
- Piczak, K., Leśniewicz, A., Żyrnicki, W., 2003.** Metal concentrations in deciduous tree leaves from urban areas in Poland. *Environmental Monitoring and Assessment*, 86, 273–287.
- Pūka, T., 2001a.** Kā veidojušies Rīgas centra ielu un bulvāru stādījumi. *Tava labākā grāmata par Latviju*. 4. Rīga, Aplis, 213–215.
- Pūka, T., 2001b.** Kādi koki stadīti Rīgas ielās un bulvāros pirms 120 gadiem? *Tava labākā grāmata par Latviju*. 4. Rīga, Aplis, 223–225.
- Pūka, T., Cinovskis R., Bice, M., Ieviņa, S., 1988.** Rīgas sabiedriskie apstādījumi (īsa vēsture; koki, krūmi, ziemcietes). Rīga, Zinātne.
- Raitio, H., 1995.** Influence of sample washing on the foliar chemical composition. A review. *3rd meeting of the forest foliar expert panel. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollutin Effects on Forests – ICP Forests*. 6–8 November, 1995, Vienna.
- Ramakrishna, D. M., Viraraghavan, T., 2005.** Environmental impact of chemical deicers – a review. *Water, Air, and Soil Pollution*, 166, 49–63.
- Reinosdotter, K., Viklander, M., 2005.** A comparison of the contamination of snow in two Swedish municipalities – Luleå and Sundsvall. *Water, Air and Soil Pollution*, 167, 3–16.
- Rīgas attīstības programma 2006–2012. gadam. 2005.** Rīgas dome.
- Riņķis, G., 1995.** *Augu barošanās diagnostika*. Jelgava, LLU.
- Riņķis, G., Ramane, H., 1989.** Kā barojas augi. Rīga, Avots.
- Ripa, A., 1967.** Vārāmā sāls – kokaugi nāve. *Dārzs un Drava*. Rīga, 1, 19–20.
- Ripa, A., Pētersons, E., 1968.** Kopsim un saglabāsim pilsētu kokaugu stādījumus. *Dārzs un Drava*, 10/11, 20–22 un 19–21.
- Rosenfeld, A. H., Romm, J. J., 1997.** Painting the town white – and green. *Tehnology Review*, 100 (2), 52–60.
- Ruge, U., 1978.** Physiologische Schäden durch Umweltfaktoren. *Bäume in der Stadt. Ulmer Fachbuch Landchafts- und Grünplanung*. Stuttgart, Verlag Eugen Ulmer GmbH and Co, 12–66.
- Ruiz-Lozano, J. M., Azcón, R., Gómez, M., 1996.** Alleviation of salt stress by arbuscular mycorrhizal *Glomus* species in *Lactuca sativa* plants. *Physiology Plantarum*, 98, 767–722.
- Rupais, A., 1989.** Holandes liepa pilsētā. Rīga, Zinātne.
- Rupais, A., Kalniņa, V., 1979.** Krāšņumaugu aizsardzības rokasgrāmata. Rīga, Liesma.
- Sæbø, A., Benedikz, T., Randrup, T., 2003.** Selection of trees for urban forestry in the Nordic countries. *Urban Forestry and Urban Greening*, 2, 101–114.
- Sæbo, A., Borzan, Ž., Ducatillion, C., Hatzistathis, A., Lagerström, T., Supuka, J., Garcia-Valdecantos, J. L., Rego, F., van Slycken, J., 2005.** The selection of plant materials for street trees, park trees and urban woodlands. *Urban Forests and Trees, A Reference Book* (Nilsson, K., Randrup, T. B., Schipperijn, J., – eds.). Springer, 257–280.
- Saeedi, M., Hosseinzadeh, M., Jamshidi, A., Pajooheshfar, S. P., 2009.** Assessment of heavy metals contamination and leaching characteristics in highway side roads, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment*, 151(1–4), 231–241.

- Saito, I., Ishihara, O., Katayama, T., 1990–91.** Study of effect of green areas on the thermal environment in an urban areas. *Energy and buildings*, 15–16, 493–498.
- Sander, H., Elliku, J., Läänelaid, A., Reisner, V., Reisner, U., Rohtla, M., Sestakov, M., 2003.** Urban tress of Tallin, Estonia. *Proceeding of the Estonian Academy of Sciences, Biology, Ecology*, 52, 4, 437–452.
- Sandermann, H. Jr., 1996.** Ozone and Plant Health. *Annual Review of Phytopathology*, 34, 347–366.
- Sandermann, H., Wellburn, A. R., Heath, R. L., 1997.** Forest Decline and Ozone. *A Comparison of Controlled Chamber and Field Experiments*. Berlin, Springer.
- Sansalone, J. J., Glenn, D. W., 2002.** Accretion of Pollutants in Snow Exposed to Urban Traffic and Winter Storm Maintenance Activities. I. *Journal of Environmental Engineering*, 128(2), 151–166.
- Scharenbroch, B. C., Lloyd, J. E., 2004.** A literature review of nitrogen availability indices for use in urban landscape. *Journal of Arboriculture*, 30, 214–229.
- Schaub, M., Kräuchi, N., Skelly, J., Novak, K., Hug, C., Bleuler, P., Ferdinand, J., Bussotti, F., 2001.** Ozone Air Pollution and Effects to Native Plants in Switzerland. Second Year Report to the Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape (SAEFL), Switzerland.
- Schaub, M., Novak, K., Skelly, J., Kräuchi, N., Hug, C., Landolt, W., Bleuler, P., 2002.** BUWAL Final Report 2000–2002. Ozone Air Pollution and Effects to Native Plants in Switzerland. WSL publication.
- Schweingruber, F. H., 1996.** Tree Rings and Environment. Dendroecology. Bune, Haupt.
- Scott, K. I., McPherson, E. G., Simpson, J. R., 1998.** Air pollutant uptake by Sacramento’s urban forest. *Journal of Arboriculture*, 24, 224–234.
- Shigo, A. L., 1984.** Compartmentalization: a conceptual framework for understanding how trees grow and defend themselves. *Annual Review of Phytopathology*, 22, 189–214.
- Sieghardt, M., Mursch-Radlgruber, E., Paoletti, E., Couenberg, E., Dimitrakopoulos A., Rego, F., Hatzistathis, A., Randrup, T. B., 2005.** The abiotic urban environment: impact of urban growing conditions on urban vegetation. *Urban Forests and Trees, A Reference Book* (Nilsson, K., Randrup, T. B., Schipperijn, J., – eds.). Springer, 281–324.
- Skelly, J. M., Innes, J. L., Savage, J. E., Snyder, K. R., Van der Heyden, D. J., Zhang, J., 2000.** Observation and confirmation of foliar ozone symptoms of native plant species of Switzerland and Southern Spain. *Water, Air and Soil Pollution*, 116, 227–234.
- Smith, W., 1990.** Air Pollution and Forests. New York.
- Somsak, I., Simurdova, B., Liptak, J., Kromka, M., Antoni, J., 2000.** Accumulation of heavy metals by some forest tree species (*Tilia cordata mill.*, *Acer pseudoplatanus L.*). *Ekologia (Bratislava)*, 19, 324–330.
- Spollen, W. G., Sharp, R. E., Saab, I. N., Wu, Y., 1993.** Regulation of cell expansion in roots and shoots at low water potentials. *Water deficits*. Oxford, BIOS Scientific Publishers, 37–52.
- Spronken-Smith, R. A., 1994.** Energetic and Cooling in Urban Parks. Vancouver, The University of British Columbia.
- Subbarao, G. V., Ito, O., Berry, W. L., Wheeler, R. M., 2003.** Sodium – a functional plant nutrient. *Critical Reviews in Plant Sciences*, 22(5), 391–416.
- Sucoff, E., 1975.** Effects of Deicing Salts on Woody Plants Along Minnesota Roads. Minnesota Agricultural Experimental Station Technical Bulletin 303.
- Sudnik, A. V., Novitsky, R. V., Kusmin, V. N., Kononovich, S. I., 2009.** Influence of Roads on Nature-Vegetative Complexes and Fauna of Belarus. ENVIROAD.

- Suplat, S., 1991.** Wpływ warunków środowiska miejskiego na stan zdrowotny drzew ulicznych Śródmieścia Warszawy. Praca doktorska wykonana w Ogrodzie Botanicznym PAN w Warszawie. Warszawa, maszynopsis.
- Suplat, S., 1996.** Disturbances in tree leaf development as a reaction to an elevated chlorine content of tissues. *Reakcje biologiczne drzew na zanieczyszczenia przemysłowe. III Krajowe Sympozjum Kornik*, 23–26 maja 1994. Materiały, tom 2, 560–567.
- Taha, H., 1996.** Modeling impact of increased urban vegetation on ozone air quality in the South Coast Air Basin. *Atmospheric Environment*, 30(20), 3423–3430.
- Taiz, L., Zeiger, E., 2002.** Plant Physiology. Sunderland (MA), Sinauer Associates.
- Takagi, M., Sasaki, S., Gyokusen, K., Saito, A., 1997.** Stemflow chemistry of urban street trees. *Environmental Pollution*, 1, 107–109.
- Tayanc, M., Toros, H., 1997.** Urbanization effect on regional climate change in the case of four large cities of Turkey. *Climate Change*, 35, 501–524.
- Tenhunen, T. D., Matzner, E., Heindl, B., Chibo, Y., Manderscheid, B., 2001.** Assessing environmental influences on ecological function of a spruce forest catchment in the Fichtelgebirge. *Ecosystem approaches to landscape management in the Central Europe*. Berlin, 357–376.
- Terauda, E., Nikodemus, O., 2007.** Sulphate and nitrate in precipitation and soil water in pine forests in Latvia. *Water Air and Soil Pollution*, 7, 77–84.
- Terho, M., Hallaksela, A.M., 2005.** Potential hazard characteristics of *Tilia*, *Betula*, and *Acer* trees removed in the Helsinki City Area during 2001–2003. *Urban Forestry and Urban Greening*, 3, 113–120.
- Tester, M., Davenport, R., 2003.** Na<sup>+</sup> tolerance and Na<sup>+</sup> transport in higher plants. *Annals of Botany*, 91, 503–527.
- Thaiutsa, B., Puangshit, L., Kjellgren, R., Arunpraparut, W., 2008.** Urban green space, street tree and heritage large tree assessment in Bangkok, Thailand. *Urban Forestry and Urban Greening*, 7, 219–229.
- Timonen, S., Kauppinen, P., 2008.** Mycorrhizal colonisation patterns of *Tilia* trees in street, nursery and forest habitats in southern Finland. *Urban Forestry and Urban Greening*, 7, 265–276.
- Townsend, A. M., 1980.** Response of selected tree species to sodium chloride. *Journal of American Society Horticultural Science*, 105 (6), 878–883.
- Trowbridge, P. J., Bassuk, N. L., 2004.** Trees in the Urban Landscape. Site Assessment, Design, and Installation. New Jersey, John Wiley & Sons, INC.
- Tsikritzis, L. I., Ganatsios, S. S., Duliu, O. D., Sawidis, T. D., 2002.** Heavy metals distributions in some lichens, mosses, and trees in the vicinity of lignite power plants from west Macedonia, Greece. *Journal of trace and microbe techniques*, 20(3), 395–413.
- Turtola, S., 2005.** The Effects of Drought Stress and Enhanced UV-B Radiation on the Growth and Secondary Chemistry of Boreal Conifer and Willow Seedlings. PhD Dissertations in Biology Nr.39, Joensuu.
- Turväinen, L., Pauleit, S., Seeland, K., de Vries, S., 2005.** Benefits and uses of urban forests and trees. *Urban Forests and Trees. A Reference Book* (Nilsson, K., Randrup, T. B., Schipperijn, J., – eds.). Springer, 81–114.
- UN/ECE, 1994.** Manual on Methods and Criteria for Harmonized Sampling, Assessment, Monitoring and Analysis of the Effects of Air Pollution on Forests. Hamburg/Geneva, Programme Coordinating Centres, UN/ECE: ICP Forests.
- Upītis, V., Riņķis, G., 1992.** Augšnes un augu piesārņojums ar svīnu, tā kritēriji. *LZA Vēstis*, 5, 49–53.

- Upmanis, H., Eliasson, I., Lindqvist, S., 1998.** The influence of green areas on nocturnal temperature in a high latitude city (Göteborg, Sweden). *International Journal of Climatology*, 18, 681–700.
- Van der Heyden, D., Skelly, J., Innes, J., Hug, C., Zhang, J., Landolt, W., Bleuler, P., 2001.** Ozone exposure thresholds and foliar injury on forest plants in Switzerland. *Environmental Pollution*, 111, 321–331.
- Viklander, M., 1999.** Substances in urban snow. A comparison of the contamination of snow in different parts of the city of Luleå, Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 114, 377–394.
- Vikmane, M., 2003.** Fotosintēze. *Meža enciklopēdija* (Broks, J., –galv. red.). Zelta grauds, 102–104.
- Vollenweider, P., Madeleine, S., Günthardt, G., 2005.** Diagnosis of abiotic and biotic stress factors using the visible symptoms in foliage. *Environmental Pollution*, 137, 455–465.
- Von Malek, J., Wawrik, H., 1985.** Baumpflege. Pflanzung und Pflege von Straßenbäumen. Eu Verlag Eugen Ulmer.
- Wałęza, W., Zaráś-Januszkiewicz, E. M., Pomarkiewicz, K., 2002.** The application of the lime trees as street-trees in city conditions on example Aleje Ujazdowskie in Warsaw. *Annals of Warsaw Agricultural University–SGGW, Horticulture, Landscape Architecture*, 23, 65–78.
- Wallin, G., Karlsson, P. E., Selldén, G., Ottosson, S., Medin, E. L., Pleijel, H., Skärby, L., 2002.** Impact of four years exposure to different levels of ozone, phosphorus and drought on chlorophyll, mineral nutrients, and stem volume of Norway spruce, *Picea abies*. *Physiologia Plantarum*, 114 (2), 192–206.
- Watmough, S. A., Hutchinson, T. C., 2003.** Uptake of <sup>207</sup>Pb and <sup>111</sup>Cd through bark of mature sugar maple, white ash and white pine: a field experiment. *Environmental Pollution*, 121, 39–48.
- White, P. J., Broadley, M. R., 2001.** Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: a review. *Annals of Botany*, 88, 967–988.
- Whitlow, T. H., Bassuk, N. L., Reichert, D. L., 1992.** A 3-year study of water relations of urban street trees. *Journal of Applied Ecology*, 29, 436–450.
- Whitlow, T. H., Beil, R. S., 2009.** The role of urban vegetation in filtering fine airborne particulates. *2nd International Conference on Landscape and Urban Horticulture. Book of Abstracts*. Bologna, Italy, 9–13 June. 100.
- Witoslawski, P., Bomanowska, A., 2008.** Phytoindication of urban heat island in a major city. *Мониторинг и оценка состояния растительного мира*. Материалы Международной научной конференции, Минск, 22–26 сентября 2008 г., 371–373.
- Zayed, J., Pitre, J., Rivard, M., Loranger, S., 1999.** Evaluation of pollutant emissions related to the use of MMT in gasoline. *Water, Air, and Soil Pollution*. 109, 137–145.
- Zeidaks, A., 1932.** Pilsētas atklātie dārzi un apstādījumi. *Rīga kā Latvijas galvaspilsēta*. Rakstu krājums Latvijas Republikas 10 gadu pastāvēšanas atcerei. Rīgas pilsētas valdes izdevums. T. Liventāla un V. Sadovska redakcija, 475–484.
- Zekunda, A., Bičevska, I., Keidāne, D., Spricis, A., 2006.** Characteristics of pollution of snow precipitation in Riga. *EcoBalt'2006, May 11–12*, Riga, Poster presentation.
- Zvirgzds, A., 1986.** Koks pilsētā. Rīga, Zinātne.
- Zvirgzds, A., 2006.** *Cēsu kokaugu vērtības*. Cēsu pilsētas dome, SIA „Autos” dizaina darbnīca.
- Аванесян, Н. М., Завальцева, О. А., 2008.** Экологическое состояние почв и растений города Ульяновска. Материалы III международной научно-практической конференции *Урбоэкосистемы Провлемы и перспективы развития*. ИШИМ-2008. 7–10.
- Аксенова, С. В., Казанцева, М. Н., 2008.** Загрязнение городской среды, как фактор негативно влияющий на древесные растения. Материалы III международной научно-практической конференции *Урбоэкосистемы Провлемы и перспективы развития*. ИШИМ-2008. 11–14.

- Бериня, Дз. Ж., Калвина, Л. К., 1989.** Распределение выпадений выбросов автотранспорта и загрязнение почв придорожной полосы. *Воздействие выбросов автотранспорта на природную среду*. Рига, Зинатне, 22–35.
- Бериня, Дз. Ж., Калвина, Л. К., 1990.** Региональные фоновые выпадения соединений металлов в Латвийской ССР. Рига, Зинатне.
- Бериня, Дз. Ж., Карелиня, Л. В., Цекулиня, В. А., 1980.** Нагрузки выбросов автотранспорта и загрязнение почв придорожной зоны металлами. *Загрязнение природной среды выбросами автотранспорта*. Рига, Зинатне, 16–27.
- Битюцкий, Н. П., 2005.** Необходимые микроэлементы растений. СанктПетербург, ДЕАН.
- Василенко, В. Н., Назаров, И. М., Фридман, Ш. Д., 1985.** Мониторинг загрязнения снежного покрова. Ленинград, Гидрометеоздат.
- Веретенников, А. В., 2006.** *Физиология растений*. Москва, Академический Проект.
- Владимиров, В. В., Микулина, Е. М., Яргина, З. Н., 1986.** Город и ландшафт. Москва, Мысль.
- Газина, Е. А., Клименко, В. В., 2008.** Изменения климата восточной Европы за последние 250 лет по инструментальным данным. *Вестник Московского Университета. Сер. 5. География*, 3, 60–66.
- Горышина, Т. К., 1979.** Экология растений. Москва, Высшая школа.
- Ефимова, О. Е., Вознячук, И. П., 2008.** Состояния древесных насаждений в г. Минске по результатам мониторинга. Материалы III международной научно-практической конференции *Урбоэкосистемы Проблемы и перспективы развития. ИШИМ-2008*. 47–51.
- Кабата-Пендиас, А., Пендиас, Х., 1989.** Микроэлементы в почвах и растениях. Москва, Мир.
- Капаклис, А., 1952.** Рижские городские сады и парки. Рига, Латвийское государственное издательство.
- Кузнецов, В. В., Дмитриева, Г. А., 2005.** Физиология растений. Москва, .
- Кошелева, Н. Е., Макарова, М. Г., Новикова, О. В., 2005.** Тяжелые металлы в листьях древесных пород городских ландшафтов. *Вестник Московского Университета. Сер. 5. География*, 3, 74–81.
- Маракаев, О. А., Смирнова, Н. С., Загоскина, Н. В., 2006.** Техногенный стресс и его влияние на листовые древесные растения (на примере парков г. Ярославля). *Экология*, 6, 410–414.
- Мауринь, А. М., Раман, К. К., 1988.** Окружающая среда крупного города. Ленинград, Наука.
- Никодемус, О., Раман, К., Шарковский, П., 1986.** Влияние обрезки кроны липы на ее хемогелерантность. *Экологические и физиологические – биохимические аспекты антропогенности растений*, Таллин, 110–111.
- Новиков, Ю. В., 2005.** Экология, окружающая среда и человек. Москва, ФАИР–ПРЕСС.
- Полевой, В. В., 1989.** Физиология растений. Москва, Высшая школа.
- Пугачевский, А. В., Судник, А. В., Вознячук, И. П., Вершицкая, И. Н., Ефимова, О. Е., Лиховицкий, А. Б., Короткевич, Н. А., Максимова, И. А., 2006.** Состояние зеленых насаждений в зоне воздействия Минской кольцевой автодороги и пути повышения их устойчивости. *Ботаника (исследования)*. Институт экспериментальной ботаники. НАН Беларуси – Минск, Право и экономика, 34, 220–235.
- Разработка технологии и сохранения зеленых насаждений в условиях загрязнения окружающей среды г. Москвы. 1998.** Москва, Договор N 119/97 от 20 июня. Институт физиологии растений им. К.А. Тимирязева.
- Ринькис, Г. Я., Ноллендорф, В. Ф., 1982.** Сбалансированное питание растений макро- и микроэлементами. Рига, Зинатне.

**Ринькис, Г. Я., Рамане, Х. К., Куницкая, Т. А., 1987.** Методы анализа почв и растений. Рига, Зинатне.

**Сидорович, Е. А., Арабей, И. М., Козырь, О. С., Жданец, С. Ф., 2007.** Эколого-морфологическая оценка современного состояния древесных насаждений г. Минска. *Проблемы лесоведения и лесоводства. Сборник научных трудов.* Национальная Академия Наук Беларуси, Институт Леса, Гомель, 67, 419–425.

**Шевякова, Н., Кузнецов, Д., 2000.** Причины и механизмы гибели зелёных насаждений при действии техногенных факторов городской среды и создание стресс-устойчивых фитоценозов. *Лесной вестник*, 6(15), 25–33.

### **Interneta resursi**

**Davidson, A., 1998.** Summer in the city: NASA turns technology toward the earth to determine what exactly makes cities so hot. Atrodams: <http://www.metropolismag.com/new/content/tech/aug98sum.htm>; skatīts 20.03.2006.

**Jonhson, G. R., Sucoff, E., 2000.** Minimizing de-icing salt injuru to trees. University of Minnesota, Extension Service. Atrodams: <http://www.extension.umn.edu/distribution/naturalresources/DD1412.html>; skatīts 21.11.2005.

**Molybdenum, Statistics and Information.** U. S. Geological Survey. Atrodams: <http://minerals.usgs.gov/minerals/pubs/commodity/molybdenum>; skatīts: 10.04.2010.

**Nowak, D. J., 2004.** The effects of urban trees on air quality. USDA Forest Service, Syracuse, NY. Atrodams: <http://www.fs.fed.us/ne/syracuse/TREE%20Air%20Qual.pdf>; skatīts 10.03.2006.

**Pauleit, S., Oppermann, B., 2002.** Greenstructure in a booming city region: assessment of the resource, its main challenges and the planning response – the case of Munich. Green structures and Urban Planning, COST Action C–11. Atrodams: <http://www.map21ltd.com/COSTC11/Mun-eco.htm>; skatīts 15.03.2006.

**Ståhle, A., 2002.** Urban Planning for a Quality Dense Green Structure; Stockholm Sociotop Map and Park Programme. Atrodams: <http://www.map21ltd.com/COSTC11/sociotop.htm>; skatīts 20.03.2006.

**Street Trees for New York City, 2006.** City of New York parks and Recreation. Central Forestry. Atrodams: [http://nycgoparks.org/sub\\_your\\_park/tress\\_greenstreets/images/street\\_trees\\_for\\_nyc.pdf](http://nycgoparks.org/sub_your_park/tress_greenstreets/images/street_trees_for_nyc.pdf); skatīts 10.03.2006.

**Szacki, J., 2000.** Urban Density and Green Structure. Atrodams: <http://www.arbeer.demon.co.uk/MAPweb/poland.htm>; skatīts 20.03.2006.

**Weissenhorn, I., 2002.** Mycorrhiza and Salt Tolerance of Trees. EU–project MYCOREM (QLK3–1999–00097). The Use of Mycorrhizal Fungi in Phytoremediation Projects. Final Report of Partner 9. January 2000 – December 2002. Atrodams: <http://www.coriza.nl/download/MycoremReport.pdf>; skatīts 18.10.2005.

**Why Should We Plant Trees? 2001.** Mid-Columbia Community Forestry Council. Atrodams: <http://www.treesforyou.org/Value/Y-plant.htm>; skatīts 15.03.2006.

**Wilson, J. S., Harrell, M. O., 2001.** Environmental Stresses and Tree Health. The Board of Regents of the University of Nebraska on Behalf of the University of Nebraska-Lincoln Extension. Atrodams: <http://www.ianrpubs.unl.edu/epublic/pages/publicationD.jsp?publicationId=27>; skatīts 15.03.2006.

<http://www.env.qld.gov.au/>; skatīts 30.04.2004, šī *Interneta* adrese vairs neeksistē.

### **Nepublicēti materiāli**

**Čekstere, G., 2008.** Rīgas jauno ielu koku stādījumu monitorings pēc augsnes un lapu analizēm. Atskaite RD Vides departamentam par pasūtījuma darbu pēc līguma Nr. 1.4-11/DV-08-107-lī. LU Bioloģijas institūts. Salaspils.

**Nollendorfs, V., 2003.** Rīgas apstādījumu monitorings pēc augsnes un lapu analīzēm. Atskaite RD Vides departamentam par pasūtījuma darbu pēc līguma Nr. 1.4.-12/DV-03-158-lī. LU Bioloģijas institūts, Salaspils.

**Nollendorfs, V., 2004.** Rīgas apstādījumu monitorings pēc augsnes un lapu analīzēm. Atskaite RD Vides departamentam par pasūtījuma darbu pēc līguma Nr. 1.4.-11/DV-04-158-lī. LU Bioloģijas institūts, Salaspils.



## **PATEICĪBAS**

Promocijas darba autore izsaka pateicību darba vadītājam profesoram Oļģertam Nikodemus, Latvijas Universitātes Bioloģijas institūta Augu minerālās barošanās laboratorijas kolektīvam (Inesei Veinbergai, Jolantai Promalei, Anitai Kursulei, Andim Karlsonam, Vilnim Nollendorfam un Gunāram Paeglem) par palīdzību analīžu veikšanā un konsultācijām, un jo īpaši laboratorijas vadītājai Anitai Osvaldei. Visiem, kas atbalstīja un sniedza padomu šī darba tapšanā, kā arī Eiropas Sociālajam fondam par finansiālu atbalstu.