



VILNIAUS GEDIMINO TECHNIKOS UNIVERSITETAS

Agnė Kazlauskienė

**KELIŲ PRIEŽIŪRAI NAUDOJAMŲ DRUSKŲ ĮTAKOS
APLINKAI TYRIMAI IR VERTINIMAS**

Daktaro disertacija

Technologijos mokslai,
aplinkos inžinerija ir kraštovaizdis – 04T

Vilnius, 2007

Disertacija rengta 2003–2007 metais Vilniaus Gedimino technikos universitete.

Darbo moksliniai vadovai

prof. habil. dr. Pranas BALTRĖNAS (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovarkla – 04T) (2004–2007),

prof. habil. dr. Donatas BUTKUS (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovarkla – 04T) (2003–2004).

Konsultantai

prof. habil. dr. Petras VAITIEKŪNAS (Vilniaus Gedimino technikos universitetas, technologijos mokslai, aplinkos inžinerija ir kraštovarkla – 04T),

dr. Sigita JURKONIENĖ (Botanikos institutas, biomedicinos mokslai, botanika – 04B).

TURINYS

	psl.
Ivadas	5
1. Kelių priežiūros druskos bei jų tarša kelio aplinkoje	10
1.1. Druskų veikimo principas	12
1.2. Druskų migracija kelio aplinkoje	15
1.3. Druskų įtaka kelio aplinkai	18
1.4. Kelio aplinkos taršos mažinimas	32
1.5. Modelis druskų neigiamo poveikio aplinkai vertinimui	36
1.6. Pirmojo skyriaus išvados	37
2. Chloridų koncentracijos nustatymo natūriniai tyrimai kelio aplinkoje	38
2.1. Chloridų koncentracijos nustatymo sniego dangoje tyrimų metodika	38
2.2. Chloridų koncentracijos nustatymo sniego dangoje tyrimų rezultatų analizė	40
2.3. Antrojo skyriaus išvados	51
3. Druskų elementų sorbcijos iš druskų vandeninių tirpalų, perfiltruotų per ceolitą eksperimentiniai laboratoriniai tyrimai	53
3.1. Druskų elementų sorbcijos ceolite iš druskų (NaCl, CaCl₂) vandeninių tirpalų metodika (kolonėlės testas)	53
3.2. Druskų elementų sorbcijos iš druskų (NaCl, CaCl ₂) ir jų mišinių vandeninių tirpalų, perfiltruotų per ceolito įkrovą, eksperimentinių tyrimų rezultatų analizė	56
3.3. Trečiojo skyriaus išvados	62
4. Toksinio kelių priežiūros druskos poveikio žoliniams augalams eksperimentiniai laboratoriniai tyrimai	63
4.1. Žolinių augalų kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje augimo tyrimo metodika	63
4.2. Žolinių augalų kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje, įterpant ceolitą, augimo tyrimo metodika	66
4.3. Žolinių augalų kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje augimo tyrimo rezultatų analizė	68
4.4. Žolinių augalų kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje, įterpant ceolitą, augimo tyrimo rezultatų analizė	78
4.5. Ketvirtąjo skyriaus išvados	86
5. Druskų ūminio letalaus toksiško poveikio vaivorykštiniam upėtakiui eksperimentiniai laboratoriniai tyrimai	88

5.1. Kelių priežiūros druskos tirpalų ūminio toksiškumo vaivorykštiniam upėtakiui tyrimo metodika	88
5.2. Kelių priežiūros druskos tirpalų ilgalaikio toksinio poveikio vaivorykštiniam upėtakiui tyrimo metodika	92
5.3. Kelių priežiūros druskos tirpalų ūminio toksiškumo vaivorykštiniam upėtakiui tyrimo rezultatų analizė	96
5.4. Kelių priežiūros druskos tirpalų ilgalaikio toksinio poveikio vaivorykštiniam upėtakiui tyrimo rezultatų analizė	97
5.5. Penktojo skyriaus išvados	114
6. Pakelės žolinių augalų augimo intensyvumo matematinis modeliavimas	115
6.1. Matematinio modeliavimo metodika	115
6.2. Modeliavimo rezultatų analizė	118
6.3. Šeštojo skyriaus išvados	128
7. Inžineriniai sprendimai	129
Bendrosios išvados	136
Rekomendacijos	138
Literatūros sąrašas	139
Autorės publikacijų sąrašas	147

IVADAS

Problema

Kelių tinklo tankiu bei jo tobulumu Lietuva prilygsta aukšto plėtros lygio valstybėms. Žiemos sąlygomis keliai eksploatuojami daugiau nei penkis mėnesius per metus. Šaltuoju periodu Lietuvos keliuose išberiami tūkstančiai tonų (daugiau nei 140 tūkstančių tonų per sezoną) slidumą šalinančių cheminių medžiagų (daugiausiai druskų). Plačiausiai mūsų šalyje naudojamas natrio chloridas (NaCl) ir kalcio chloridas (CaCl_2), jų mišiniai bei šių druskų mišiniai su smėliu. Šių medžiagų paskleidimo normos priklauso nuo aplinkos oro sąlygų: aplinkos temperatūros, sniego dangos storio, eismo intensyvumo ir kt.

Barstant chloridus slidumo mažinimui bei valant kelius nuo sniego ir ledo, jie pirmiausiai patenka ant važiuojamosios kelio dalies bei jos kelkraščių ir tiesiogiai teršia kelio aplinką (sniego dangą, dirvožemį, paviršinius vandenis, augaliją). Galima ir netiesioginė aplinkos tarša, kai atmosferos krituliai chloridus išplauna iš kelio aplinkos dirvožemio į netoliese esančius paviršinius ir gruntinius vandenis bei kai chloridai iš dirvožemio ir vandens patenka į augalus. Chloridai taipogi sukelia automobilių bei gelžbetonių konstrukcijų koroziją, ardo gatvių ir kelių dangas.

Slidumui mažinti skirtos druskos, nepaisant daugelio jų sukeltamų neigiamų padarinių, naudojamos dėl jų pigumo.

Neigiamo chloridų poveikio aplinkai pasekmės jau kelis dešimtmečius domina mokslininkus. Apie chloridų sukeltas problemas dažnai diskutuojama ir keliama klausimai periodiniuose šalies leidiniuose.

Tačiau neatsakytų klausimų yra daugiau nei atliktų mokslinių tyrimų. Be to, reikalingi ekonominiu požiūriu patrauklūs taršos kelio aplinkoje mažinimo būdai.

Darbo aktualumas

Lietuvoje kelių priežiūros druskų poveikis aplinkai yra mažai tyrinėtas. Lietuvoje vieni iš pirmųjų pavienių druskų taršos tyrimų buvo atlikti 1996 metais VGTU Kelių katedroje, nustatant jų kiekį sniego dangoje šalia gatvių susikaupusiame sniege bei lietaus kanalizacijos vandenyje, prasidėjus sniego tirpimui. Siekiant nustatyti kelių priežiūros druskų neigiamą poveikį kelio aplinkoje esančioms ekosistemoms, 2003-iais metais VGTU Aplinkos apsaugos katedroje buvo pradėti vykdyti pavieniai druskų poveikio aplinkos komponentams tyrimai. Atlikti kelių

priežiūrai naudojamų druskų įtakos titnaginių dumblių įvairovei tyrimai Verkių tvenkinyje bei Gineitiškių ežere.

Tačiau pavieniai tyrimai neatskleidžia kelio aplinkos užtaršos druskomis masto bei poveikio aplinkos komponentams. Todėl tikslinga atlikti sistemingus kompleksinius natūrinius tyrimus ir laboratorinius eksperimentus, siekiant įvertinti pagrindinės Lietuvoje kelių priežiūrai žiemos metu naudojamos druskos – natrio chlorido (NaCl) įtaką kelio aplinkai. Analizuojant gautus rezultatus, rekomenduoti priemonės taršai kelio aplinkoje mažinti.

Darbo tikslas – atliekant natūrinius tyrimus ir laboratorinius eksperimentus, nustatyti ir įvertinti kelių priežiūros druskų įtaką kelio aplinkos komponentams.

Darbo uždaviniai

1. Atlikti chloridų koncentracijos tyrimus sniego dangoje intensyvaus eismo kelių pakelėse, norint nustatyti sniego dangos užtaršos mastą bei išanalizuoti, kaip kinta chloridų koncentracija tolstant nuo važiuojamosios kelio dalies ir koku atstumu jų susikaupia daugiausia.
2. Atlikti kelių priežiūros druskų elementų sorbcijos iš druskų vandeninių tirpalų, perfiltruotų per ceolitą eksperimentinius laboratorinius tyrimus, ceolito sorbcinių savybių nustatymui.
3. Atlikti toksinio kelių priežiūros druskos poveikio žoliniams augalams eksperimentinius laboratorinius tyrimus į dirvožemį įterpant ceolitą bei nesant ceolito.
4. Įvykdyti druskų ūminio letalaus toksiško poveikio vaivorykštiniam upėtakiui eksperimentinius laboratorinius tyrimus, siekiant nustatyti druskų poveikį vaivorykštinio upėtakio morfologiniams ir hematologiniams rodikliams.
5. Atlikti pakelės žolinių augalų augimo intensyvumo matematinį modeliavimą.
6. Remiantis tyrimų rezultatais ir analize, pasiūlyti inžinerinius sprendimus kelio aplinkos taršos prevencijai bei mažinimui.

Darbo naujumas

Darbo naujumą sudaro kompleksiniai natūriniai ir eksperimentiniai laboratoriniai kelių priežiūros druskos įtakos kelio aplinkos komponentams (sniego dangai, žoliniams augalams, hidrobiontams) tyrimai. Jų pagrindu atliktas modeliavimas. Pateiktos rekomendacijos bei inžineriniai sprendimai.

Praktinė darbo reikšmė

Sukurtas daugiafunkcinis inžinerinis įrenginys – infiltracinis–žolinis griovys, kuris išplečia vandens nuvedimo griovio funkcijas, pritaikant jį kompleksiniam neigiamam poveikiui kelio aplinkoje mažinti.

Eksperimentiniais tyrimais nustatyta kelių priežiūros druskos LC50 vaivorykštiniam upėtakiui.

Matematinio modeliavimu nustatyti optimalūs koeficientai, kuriuos naudojant būtų galima apskaičiuoti, koks bus žolinių augalų (daugiametės svidrės, tikrojo eraičino, pievinės miglės) antžeminės dalies ilgis po tam tikro augimo laiko.

Ginamieji disertacijos teiginiai

1. Didžiausios chloridų koncentracijos sniego dangoje susikaupia iki 10 metrų atstumu nuo važiuojamosios kelio dalies.
2. Atspariausia toksiniam kelių priežiūros druskos poveikiui yra daugiametė svidrė (*Lolium perenne L.*).
3. Natrio chlorido druska neigiamai veikia vaivorykštinio upėtakio (*Oncorhynchus mykiss*) hematologinius ir kt. rodiklius.
4. Gamtinis ceolitas (klinoptilolitas) dėl savo unikalių daugiafunkcinių savybių, gali būti taikomas taršos kelio aplinkoje mažinimui bei dirvožemio kokybės gerinimui.

Rezultatų aprobavimas

Darbo rezultatai paskelbti 15-koje mokslinių publikacijų: 2 moksliniai straipsniai – žurnaluose, įtrauktuose į Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazės pagrindinį sąrašą (ISI Master Journal List); 1 – konferencijos pranešimų medžiagoje, referuotoje Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazėje (ISI Proceedings); 3 moksliniai straipsniai – kitose tarptautinėse duomenų bazėse referuojamuose užsienio mokslo žurnaluose (TDB); 2 – recenzuojamuose mokslo žurnaluose (RM); 3 – kituose recenzuojamuose leidiniuose; 4 – nerecenzuojamoje Lietuvos konferencijos pranešimų medžiagoje.

2007 m. lapkričio mėn. gautas Lietuvos respublikos patentas Nr. 5446 „Infiltracinis–žolinis griovys“, autoriai Baltrėnas P., Kazlauskienė A.

Disertacijos rezultatai aptarti 4-se tarptautinėse ir 5-se respublikinėse mokslinėse konferencijose. 8 mokslinės publikacijos išspausdintos konferencijų pranešimų medžiagoje, o viena mokslinės publikacijos santrauka – konferencijos santraukų knygoje.

Mokslinėse konferencijose pristatyti pranešimai:

1. Baltrėnas, P.; Kazlauskienė, A. De-icing salt in roadside along highway Siauliai – Palanga in Lithuania. Workshop of WG2 and WG4 and management committee meeting of COST Action Nr. 859. Fate of pollutants in the plant/rhizosphere system: Fundamental aspects and their significations – Prospects and research needs. Vilnius, 2007 30 May–1 June. Stendinis pranešimas.

2. Kazlauskienė, A.; Baltrėnas, P. Trumpalaikiai kelių priežiūros druskos tirpalų ūminio toksiškumo vaivorykštiniam upėtakiui (*Oncorhynchus Mykiss*). 10-toji jaunųjų mokslininkų konferencija „Mokslas – Lietuvos ateitis“. Vilnius, 2007 m. kovo 29 d.

3. Baltrėnas, P.; Kazlauskienė, A. Chloride and sodium concentrations in snow cover on roadsides of highway Panevėžys – Šiauliai in Lithuania. International Conference “Integrative Approaches towards Sustainability”. Baltic sea region sharing knowledge internally, across Europe and worldwide. 2005 11–14 May, Jūrmala, Latvia. Stendinis pranešimas.

4. Zaveckytė, J.; Kazlauskienė, A.; Ščupakas D. Žolinės augalijos daigumo tyrimai, auginant kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje. 9-toji jaunųjų mokslininkų konferencija „Mokslas – Lietuvos ateitis“. Vilnius, 2006 m. kovo 30 d.

5. Brannvall, E.; Kazlauskienė, A. Experimental research on sorption of Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Na^+ , Ca^{2+} and Cl^- from solutions on clinoptilolite. 6th International Conference “Environmental Engineering”. Vilnius, 2005 26–27 May. Stendinis pranešimas.

6. Kazlauskienė, A.; Baltrėnas, P. pH kaita kelių priežiūrai naudojamų druskų tirpaluose, perfiltruotuose per ceolito įkrovą. 8-toji jaunųjų mokslininkų konferencija „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“. Vilnius, 2005 m. kovo 24 d.

7. Kazlauskienė, A.; Baltrėnas, P. Chloridų koncentracijos tyrimai sniego dangoje magistralės Kaunas – Zarasai pakelėse. 7-toji jaunųjų mokslininkų konferencija „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“. Vilnius, 2004 m. kovo 25 d.

8. Kazlauskienė, A. Cheminių medžiagų naudojimas automobilių kelių priežiūrai žiemą ir jų paskleidimo normos. 6-toji jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“. Vilnius, 2003 m. kovo 20 d.

9. Kazlauskienė, A.; Baltrėnas, P. Research on chloride concentrations in snow melt water in the roadside of highway Vilnius – Kaunas – Klaipėda. 6th International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe and the

Commonwealth of Independent States. 2003 1–4 September, Prague, Czech Republic. Stendinis pranešimas.

Darbo apimtis ir struktūra

Disertaciją sudaro įvadas, 7 skyriai, bendrosios išvados, cituojamos literatūros, autorės publikacijų bei skaitytų pranešimų disertacijos tema sąrašai. Darbo apimtis – 149 teksto puslapiai, 117 paveikslų ir 29 lentelės.

1. KELIŲ PRIEŽIŪROS DRUSKOS BEI JŲ TARŠA KELIO APLINKOJE

Cheminis slidumo keliuose žiemą šalinimo būdas taikomas, naudojant įvairias chemines medžiagas, kurių didžiąją dalį sudaro druskos (chloridai). Jos sąveikaudamos su sniego–ledo paviršiumi, paverčia jį į tirpalą, neužšalantį esant neigiamoms oro temperatūroms.

Druskos, vartojamos kelių priežiūrai žiemos metu, pagal kilmę yra:

Akmens druska:

Ji gaunama kasant gamtinę druską kasyklose. Joje yra pašalinių medžiagų, tokių kaip kalcio sulfato, magnio chlorido ir kt. Tai yra įvairaus smulkumo sutrupinti balti ar rausvi kristalai.

Vakuuminė druska:

Tai gryna druska, pagaminta garinant sūrį vakuume. Ji būna smulkių ir rupių frakcijų.

Jūrinė druska:

Tai druska, gaunama saulėje garinant jūros vandenį. Tokioje druskoje yra jūros vandenyje egzistuojančių pašalinių medžiagų, daugiausia kalcio sulfato ir magnio chlorido, bei nedidelis kiekis netirpių medžiagų. Tai yra įvairaus dydžio, ne visai balti ir netaisyklingos formos kristalai.

Visose druskose priemaišų sudėtis ir jų kiekis priklauso nuo druskų gavybos technologijos.

Druskos pagal agregatinę būseną:

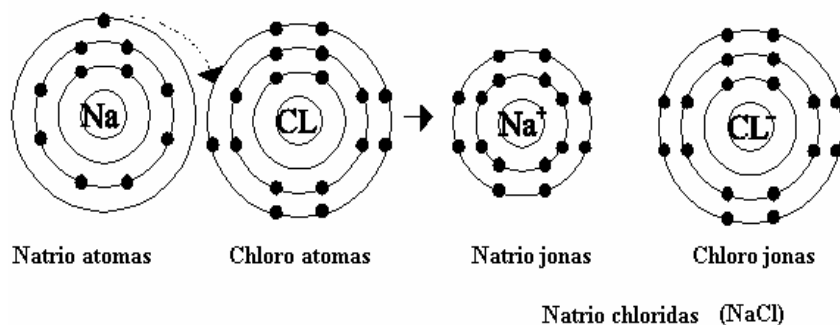
k i e t o s:

- 1) natrio chloridas (valgomoji, techninė, pašarinė druska);
- 2) silvinito rūdos perdirbimo atliekos (silvinitinė druska);
- 3) kalcio chloridas;
- 4) fosfatuotas kalcio chloridas (kalcio chloridas su fosfatų priedu);
- 5) bišofitas (magnio chloridas);
- 6) nesusigulintis mišinys, sudarytas iš 85–88 % natrio chlorido (arba silvinitinės druskos) ir 12–15 % kalcio chlorido;
- 7) fosfatuoto kalcio chlorido bei kalcio chlorido ir bišofito mišinys;
- 8) karbamidas (šlapalas);
- 9) kalcio, magnio, kalio, natrio acetatai;
- 10) įvairūs aukščiau išvardintų medžiagų mišiniai ir kt.;

s k y s t o s – požeminės gamtinės, požeminės dirbtinės, ežerinės, pramoninės, pramonės atliekų medžiagos ir cheminių medžiagų tirpalai.

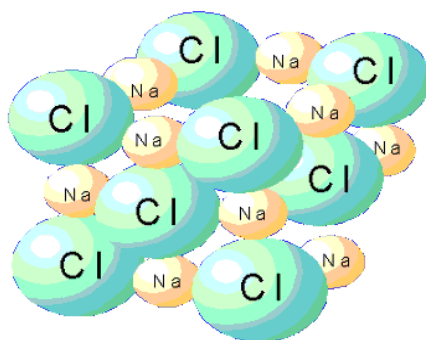
Skystos cheminės medžiagos, turinčios daugiau kaip 50 g/l ištirpusių druskų, vadinamos tirpalais.

š l a p i a d r u s k a – tai druska, kuri prieš ją išberiant, sudrėkinama vandeniu, druskos tirpalu ar kitų cheminių medžiagų tirpalu (Kurapka, Laurinavičius, 1999).



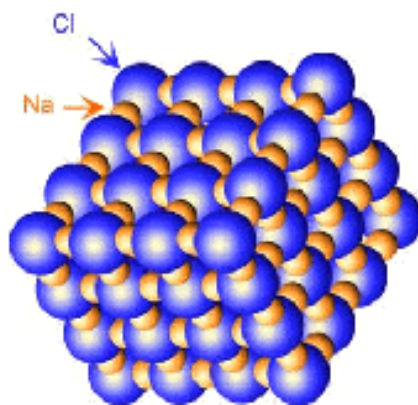
1.1 pav. Natrio chlorido molekulės sudėtis: vienas natrio (Na) atomas ir vienas chloro (Cl) atomas (Sodium chloride, 2004)

Natrio chlorido molekulė turi elektrostatinio ryšio pavidalą, t. y. natrio atomas turi vieną elektroną išorinėje orbitoje, kurį atiduoda chloro atomui į trūkstamą vieno elektrono išorinėje orbitoje vietą. Šie dviejų atomų ryšiai itin stabilioje molekulėje turi stiprų elektrinį ryšį, įtakojamą dviejų dalelių – natrio jono ir chloro jono (Sodium chloride, 2004).



1.2 pav. Natrio chlorido kristalo struktūra (What is salt?, 2004)

Natrio chloridas (NaCl) dažniausiai būna kristalo pavidalo. NaCl gali būti suformuota susimaišius druskos rūgščiai (HCl) ir natrio hidroksidui (NaOH). Ryšiai, suformuoti šios reakcijos metu, sukelia vieno ar kelių elektronų perdavimą, kad įvyktų dalelės įelektrinimas. Druskos tirpalas geba perduoti elektros srovę, todėl vadinamas elektrolitu, kadangi elektrolizės procesas gali išskirti įkrautas daleles (What is salt?, 2004).



1.3 pav. Natrio chlorido kristalo formos pavidalas (The Chlorine Compound of the Month: Sodium Chloride–NaCl Salt of the Earth, 2004)

Natrio chloridas yra žinomas kaip halitas – akmens druska. 1.3 paveiksle pavaizduota kaip natrio ir chloro atomų glaudus ryšys suformuoja kubo pavidalo NaCl vieneta. Druskos kristalai imituoja šią struktūrą – jie suformuoti kaip nedideli kubai. Tuo galima įsitikinti ir pažiūrėjus į keletą druskos grūdelių per mikroskopą (The Chlorine Compound of the Month: Sodium Chloride–NaCl Salt of the Earth, 2004).

1.1. Druskų veikimo principas

Cheminių medžiagų panaudojimas kelių apledėjimui pašalinti remiasi fiziko – cheminiais tirpalų dėsniais. Ištirpinus tirpiklyje (vandenyje) kokią nors nelakią medžiagą, pasikeičia sočių tirpiklio (vandens) garų slėgis virš tirpalo (sumažėja). Tą procesą apibūdina La – Šatelje pusiausvyrinis principas, kurį supaprastintai galima būtų taip apibrėžti: kiekviena sistema yra pusiausvyroje, kol koks pašalinis veiksnys (temperatūros, koncentracijų pasikeitimas) nesuardo jos. Tada sistema skatina reakciją, susilpninančią tą poveikį ir atstatančią pusiausvyrą. Pusiausvyrinę sistemą tarp vandens ir jo garų galima išreikšti lygtimi (1.1):



Tirpinant vandenyje kokią nors medžiagą, vandens molekulių koncentracija sumažėja, pusiausvyrai atstatyti, garai turi kondensuotis – jų slėgis sumažėja.

Dėl to tirpalai verda aukštesnėje temperatūroje, negu grynai tirpikliai (vanduo). Kaip žinoma, vandeniui ši stingimo temperatūra yra 0 °C.

Šiuo atveju galima ištyrinėti ir ledo tirpimą. Turima pusiausvyrinė sistema „vanduo – ledas“ prie 0 °C:



Ištirpinus vandenyje kokias nors medžiagas (pvz. NaCl), vandens molekulių koncentracija sumažės ir ims vykti procesas, didinantis vandens kiekį – ledo tirpimas.

Kiekybiškai tirpalo stingimo temperatūros sumažėjimą (skirtumas tarp gryno tirpiklio ir tirpalo užšalimo temperatūrų) nusako Raulio dėsnis:

$$\Delta t = i \cdot K \cdot c \quad (1.3)$$

čia: Δt – stingimo temperatūros sumažėjimas, °C.

i – koeficientas, parodantis, kaip tirpinama medžiaga disocijuoja vandeniniame tirpale, tai yra, parodantis, kiek kartų molekulių ir jonų skaičius tirpale yra didesnis už ištirpintų molekulių skaičių. Ne elektrolitams (medžiagoms, neskytančioms į jonus), $i=1$. Elektrolitų (druskų) tirpalų $i > 1$ dėl disociacijos. Konkreti koeficiento reikšmė priklauso nuo elektrolito ir tirpiklio savybių bei tirpalo koncentracijos. Druskos vandeniniame tirpale skyla į jonus:



čia: $i = n + m$.

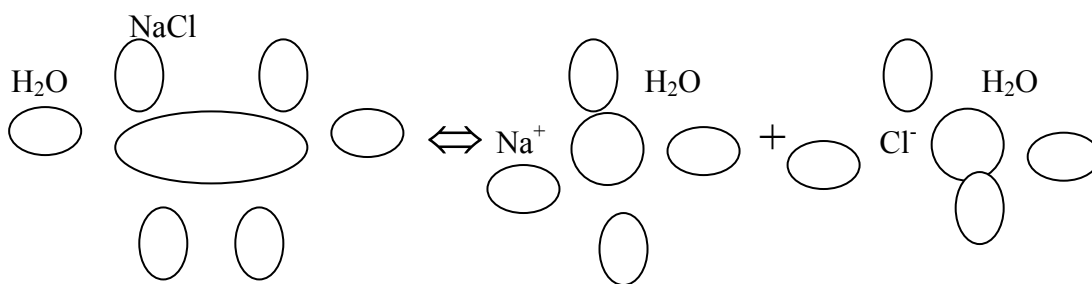
c – tirpalo moliarinė koncentracija (medžiagos molių kiekis ištirpintas 1000 g tirpiklio (vandens)).

K – krioskopinė konstanta, priklausanti nuo tirpiklio prigimties. Tai yra dydis, pastovus kiekvienam tirpikliui. Vandens kiekiui $K=1,86$ (tai reiškia, jog ištirpinus vieną molį ne elektrolito 1000 g vandens, to tirpalo stingimo temperatūra 1,86 °C bus žemesnė negu gryno vandens).

Tirpinant NaCl ir CaCl₂ vandenyje, vyksta atitinkamos disociacijos reakcijos:



Tačiau tai vyksta tik labai (bėgaliniai) praskiestuose tirpaluose, kai visos tirpinamos medžiagos molekulės yra disocijavusios į jonus ir visi jonai laisvai pasklidę tirpale. Realiose tirpaluose situacija yra kitokia dėl solvatacijos (hidratacijos – kai tirpiklis vanduo). Tai yra procesas, kai tirpinamos medžiagos molekulės bei jonai sąveikauja su tirpiklio molekulėmis. Šią sąveiką schematiškai galima pavaizduoti *natrlio chlorido* tirpinimo pavyzdžiu:



1.4 pav. Natrio chlorido tirpimo vandenyje schema (Laurinavičius, 1998)

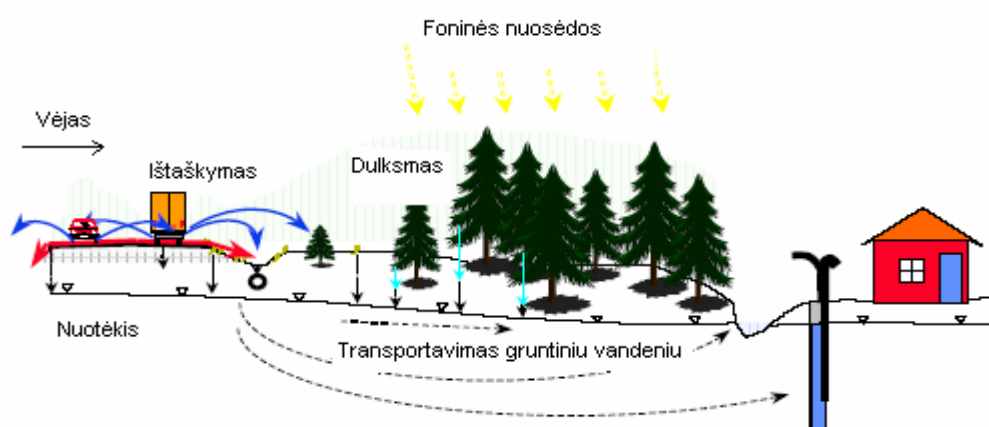
Druskos yra medžiagos, kurių molekulėse atomai sujungti poline arba jonine jungtimi. Vandens (polinio tirpiklio) molekulės apsupa druskos kristalą, susilpnindamos elektrostatinę trauką tarp priešingo krūvio jonų. Perėję į tirpalą jonai hidratuojasi, t. y. apsupami vandens molekulėmis. Šis procesas yra pusiausvyrinis – ne visos druskos molekulės skyla į jonus (tą santykį apibrėžia dydis, vadinamas disociacijos konstanta).

Dėl visų šių procesų, vykstančių tirpinant medžiagas, pagal (1.3) formulę galima suskaičiuoti tik teorinį tirpalo užšalimo temperatūros sumažėjimą. Praktiškai koeficientas i kiekvienam tirpalui nustatomas eksperimentiniu būdu.

Stingimo temperatūros sumažėjimas (depresija) tirpinant chemines medžiagas vandenyje priklauso nuo tirpinamos medžiagos prigimties, tirpumo bei jos koncentracijos. Žemiausia mišinio stingimo temperatūra, kurią galima pasiekti su esamos medžiagos sočiu tirpalu, vadinama eutektiniu (krioskopiniu, kai tirpiklis vanduo) tašku (Laurinavičius, 1998).

1.2. Druskų migracija kelio aplinkoje

Pilnas aplinkos sistemų pateikimas tikriausiai yra neįmanomas, bet per supaprastintą konkrečią realaus modelio sistemą gali būti parodoma abstrakti sistema.



1.5 pav. Druskų migravimo aplinkoje principinis modelis ir trajektorija nuo kelio
(Blomqvist, 1999)

Kaip matyti iš 1.5 paveikslo, žiemos metu naudojamos druskos, patekę ant važiuojamosios kelio dalies, į kelio aplinką patenka per ištaškymo ir dulksmo procesus, kuriuos sustiprina vėjas. Per nuotėkį druskos patenka į paviršinius ir gruntinius vandenis, taip pasiekdamos augaliją.

Išbarstomos druskos kiekis ant kelio paviršiaus priklauso nuo eismo intensyvumo. Tam tikras druskos tirpalo kiekis nuteka kaip nuotėkis nuo kelio paviršiaus arba susikaupia drenažo sistemoje ir kelio griovyje arba tiesiog nuteka į abi kelio puses. Kita druskos tirpalo dalis gali būti ištaškoma nuo kelio dėl padangų judėjimo kelio paviršiumi arba iškeliamą padangų protektorių ir dulksmas pagautas vėjo gali būti nuneštas toli nuo kelio (Blomqvist et al., 2001).

Ištaškymas:

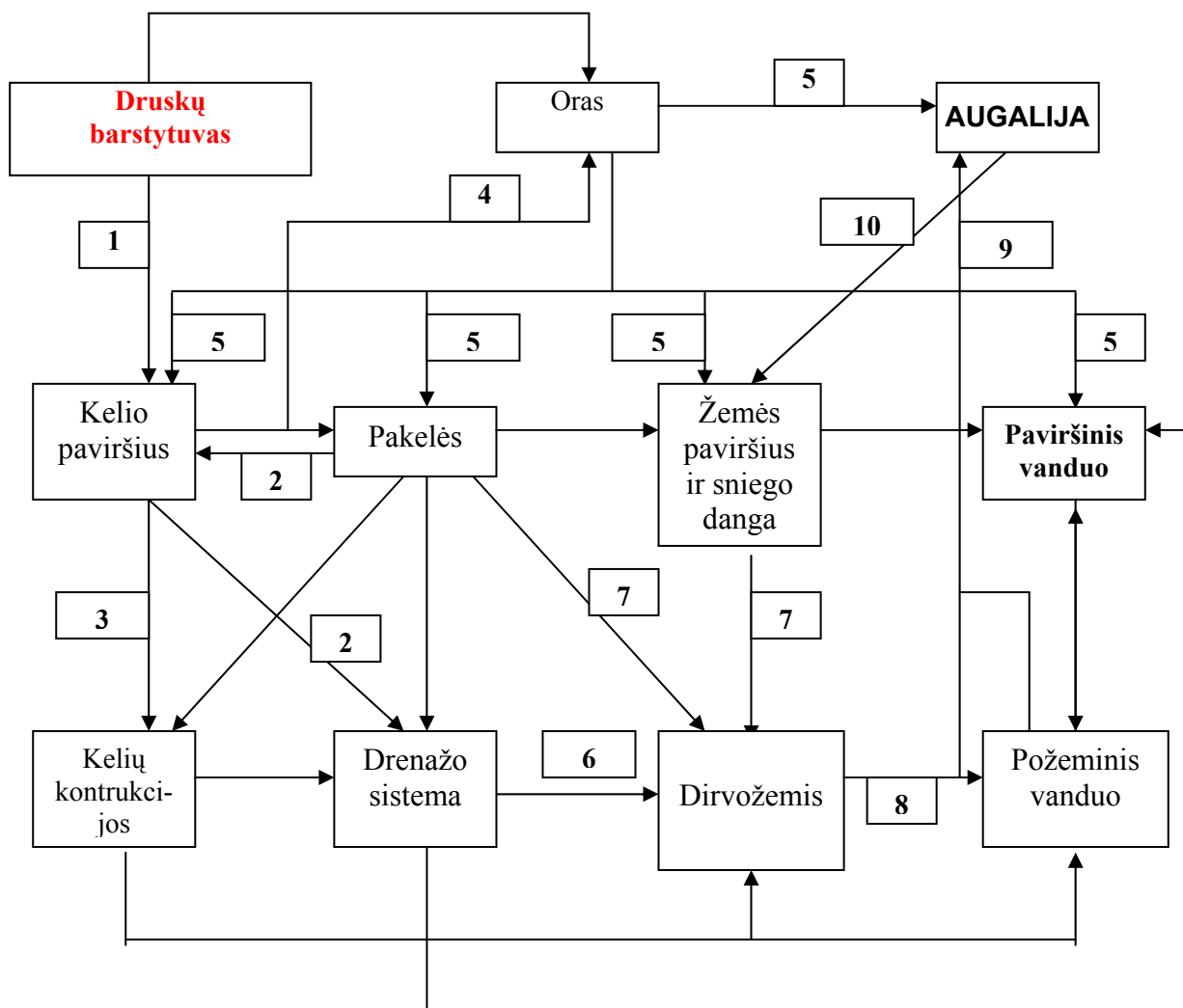


Dulkumas:



1.6 pav. Druskų ištaškymo bei dulksmo nuo kelio paviršiaus principai
(Blomqvist et al., 2001)

Druskų migraciją aplinkoje galima charakterizuoti keletu būdų. 1.5 paveiksle pavaizduotas druskų pernešimo mechanizmas ir trajektorija nuo kelio, o žemiau migravimo modelis pateiktas schemos pavidalu (1.7 pav.).

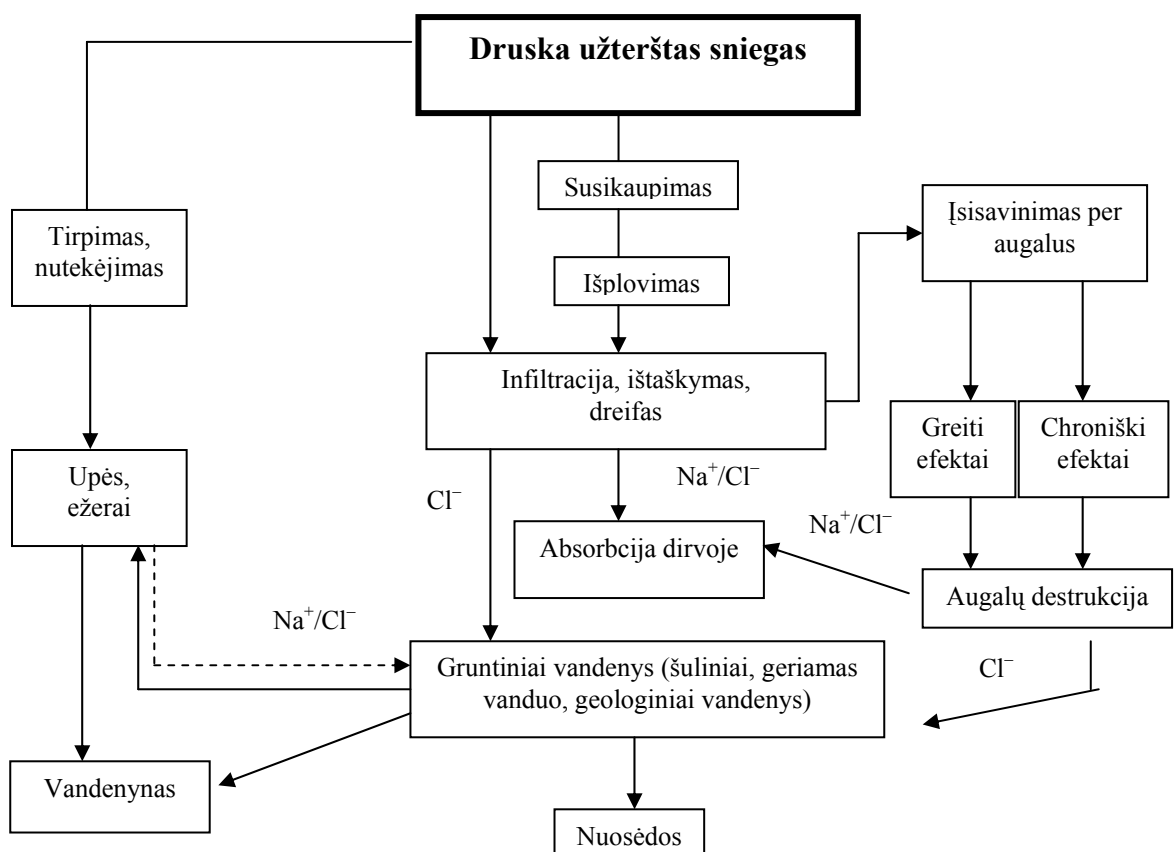


1.7 pav. Kelių priežiūros druskų migracijos fizinė sistema nuo druskų barstytuvo iki patekimo į skirtingus kelio aplinkos komponentus (Blomqvist, 1999)

Kelių priežiūros druskos vienu ar kitu būdu pernešamos aplinkoje ir turi tendenciją kauptis. Kelio aplinkoje vyksta slidumą mažinančių druskų migracija bei kaupimasis. Schemoje matyti į kurią aplinkos dalį kelių druskos patenka pirmiausiai, per kurią transportuojasi ir koku mastu pasiskirsto ir/ar akumuliuojasi.

Rodyklės schemoje nurodo kuri kelio aplinkos dalis daro įtaką druskų migracijai, kaip antai: nuosėdos, nuotėkis, infiltracija, filtravimasis, šaknų sugebėjimas sugerti skysčius (Blomqvist, 1999).

Druskų barstytuvas paskleidžia druskas ant kelio paviršiaus (1). Tai yra poveikio kelio aplinkai pradžia. Tada druskos palieka kelio paviršių savaime dėl sunkio jėgos arba migruoja toliau. Per nuotėkį (2) druskos pasiekia pakeles arba drenažo sistemą. Dalis druskų infiltruojasi per kelio paviršių (3) ir prasiskverbia į kelio konstrukcijų vidų. Per orą nenatūraliu būdu (4) druskos nuo kelio išsklaidomos arimo metu. Druskos nuo kelio taipogi būna ištaškomos pusrslų (dulksmas) bei tiškųjų pavidalu arba sausi druskos kristalai nusėda kaip nuosėdos ant kelio paviršiaus, pakelėse (kelio grioviuose), ant augalijos, dirvožemio paviršiuje, sniego dangoje, paviršiniame vandenyje, tai yra kelių supančioje ekosferoje (5). Per drenažo sistemą (6) ar dėl filtracijos per dirvožemį (7) druskos tirpalas iš pakelių bei dirvožemio paviršiaus, patenka į požeminį vandenį (8). Dirvožemio ir požeminio vandens sąlytyje su augalijos šaknų sistema, per šaknis vyksta sugėrimas (9). Dalis druskų nusėda ant augalų lapijos, stiebo ir šakų, kita patenka į augalų vidų, tačiau didžioji dalis pasiekia augaliją iš po žemės paviršiaus su krituliais ir dėl skysčių tekėjimo stiebo viduje (10) (Blomqvist, 2001).



1.8 pav. Kelių priežiūros druskų migracijos aplinkoje schema (Laurinavičius, Čygas, 1996)

Kelio ar gatvės dangos slidumui mažinti naudojamos cheminės medžiagos neišvengiamai patenka į kelio aplinkoje esančią dirvą ir augalus. Sniegui tirpstant, susidarę druskų tirpalai, gali patekti į gruntinius vandenis, likti dirvoje arba juos gali sugerti grunto dalelės.

Leistinas druskų kiekis dirvoje skirtingas įvairioms augalų rūšims. Chloridų poveikį augmenijai sąlygoja drėkinimo galimybės, temperatūra vegetacijos metu, dirvos pobūdis, vegetacijos pradžia, vienu metu ant kelio barstomos druskos kiekis ir jos poveikio trukmė. Natūralu, kad mažiau naudojant druskų, mažiau jų patenka į dirvą ir mažiau veikia augalus (Laurinavičius, Čygas, 1998; Blomqvist, 2001).

Kelio aplinkoje druskų kiekių svyravimai didesni atokesniais atstumais nuo kelio, nes netolygus pasiskirstymas įvyksta dėl druskų ištaškymo ir ariant žemę. Druskų kiekis kelio aplinkoje mažėja eksponentiškai atstumui nuo kelio ir didesni kiekiai randami ne daugiau kaip 10 metrų nuo kelio atstumu. Tolygus druskų pasiskirstymas esti tolimesniuose atstumuose nuo kelio, kur druskų koncentraciją dirvožemyje sunku išskirti dėl natūralaus jų kiekio dirvožemyje, nors lašelių pavidalu druska gali būti nunešta net kelis šimtus metrų nuo kelio (Blomqvist, 1999).

1.3. Druskų įtaka kelio aplinkai

Kelio aplinka yra veikiamą druskų. Pastebėta, kad be atodairos naudojama druska ir laistomi jos tirpalai neigiamai veikia gamtinę aplinką. Tai pajunta net žmonės, gyvenantys toli nuo didžiųjų magistralių (Williams et al, 1999).

Neabejotinai, druskų kiekis, išbarstomas ant kelio, beveik akimirksniu patenka į aplinką. Patekimo sparta priklauso nuo gamtinių ir klimatinių sąlygų, kelio būklės, druskų barstymo metodo, barstomo ploto ir eismo intensyvumo (7A).

Kelio dangos slidumui mažinti naudojamos druskos padeda užtikrinti saugaus eismo sąlygas. Tačiau visos jos daugiau ar mažiau neigiamai įtakoja aplinką.

Aplinka:

- augalija;
- vandens telkiniai, gruntiniai vandenys;
- dirvožemis;
- žmonės;
- gyvūnija.

Korozija:

- automobilių metalinių dalių korozija;
- gelžbetoninių konstrukcijų (tiltų, tunelių ir kt.) korozija;
- automobilių kelių konstrukcijų iš geležies lydinių korozija.

Keliai:

- asfaltbetonio dangos deformacijos, lukštenimasis;
- cemento – betoninių konstrukcijų irimas.
- (Highway Salt and Our Environment, 2004).

Nepageidaujamos druskų poveikio pasekmės aplinkai: kenkiama pakelių augmenijai, dirvožemiui, užteršiami paviršiniai ir gruntiniai vandenys, o dėl to atsiranda neigiamas poveikis gyvūnijai (Mineau, Brownlee, 2005; Benbow, Merritt, 2004) ir net žmonėms. Dėl padidėjusio sūrumo vandenyje nukenčia gyvūnai (daugiausiai bestuburiai), augalai, jais mintantys paukščiai ir varlės. Kartais vandens gyvūnai išnyksta ne dėl tiesioginio druskos poveikio. Augalų rūšių bei bestuburių išnykimas iš pelkių dėl druskos poveikio, įtakojo tam tikrų rūšių paukščių nykimą, mat sumažėjo paukščių maisto atsargos (A Salt of the Earth, 2005).

Pelės, kiškiai ir elniai pažeidžia augalus žiemą. Šiuo metų laiku jie maitinasi trapiomis šakelėmis, medžių žievėmis bei lapais. Jei augalai pažeisti druskomis, tai kartu su maistu jos patenka į gyvūnų organizmą (Swanson, Rideout, 1998).

Druskos, patekę į dirvožemį, įtakoja cheminę dirvožemio degradaciją, sutrikdo dirvožemio bioenergetinį režimą (Mačiulaitienė, 2005).

Gruntinis vanduo dažniausiai yra kalcio hidrokarbonatinio tipo. Tačiau per pastaruosius dešimt metų atskiruose taškuose stebimas ryškus chlorido jonų koncentracijos augimas ir sulfato jonų mažėjimas. Daugėja stebimųjų taškų, kuriuose vietoj buvusio kalcio hidrokarbonatinio–sulfatinio vandens, atsiranda kalcio hidrokarbonatinis–chloridinis. Šie procesai yra antropogeninės veiklos pasekmių požymiai. Sulfato jonų mažėjimas yra siejamas su paviršine tarša, o chlorido jonų didėjimas – su gatvių barstymu gabaline druska arba jos tirpalais žiemos laikotarpiu (Požeminio vandens monitoringas, 2003).

Druska į gruntinius vandenis gali patekti ypač plokščiose landšafto vietose su nepalankiomis drenažo sąlygomis. Druska, besikaupdama gruntiniuose vandenyse, gali pasiekti dideles koncentracijas. Esant nuolatiniam kelių priežiūros druskų patekimui į gruntinius vandenis pakelių zonose, jie gali tapti netinkamais naudojimui. Yra nurodomos dvi priežastys, sąlygojančios gruntinių ir paviršinių vandens telkinių užterštumą druskomis – tai neteisingas ir

aplaidus druskos sandėliavimas ir saugojimas bei perdėtas ir nesaikingas druskų naudojimas (Swedish National Road and Traffic Research Institute. Road salt and nature, 2005).

Atlikus hidrocheminius tyrimus nustatyta, kad kiekvieną pavasarį požeminiuose vandenyse smarkiai padidėja natrio chlorido kiekis. Ne iš karto pavyko nustatyti, dėl ko kyla nuolatiniai ir pasikartojantys druskingumo antplūdžiai. Ištirpus gausiam sniegui, paviršiaus vanduo kartu su visomis jame esančiomis kelių priežiūros druskomis patenka į šulinius. Taip nustatyta, kad ir karstinius vandenį sodriai pasūdo druska, išbarstyta toli nuo šių vietų – kelių, miestų, gyvenviečių gatvėse (Thunqvist, 2004).

Druskų poveikis augalijai

Žmonija natrio chloridą (NaCl) naudoja jau mažiausiai penkis tūkstančius metų. Toksinis druskos poveikis augalams buvo žinomas jau senovėje, kai priešų laukuose kartais būdavo sutrikdomas lauko augalų augimas (Blomqvist, 1999).

Žiemos metu prižiūrint kelius, druska paprastai naudojama kaip ledą tirpinanti medžiaga. To paskirtis yra paskleisti druskos tirpalo sluoksnį ant kelio paviršiaus, norint sukliudyti ledo sukibimą su kelio danga. Švedijoje naudojama ir sausa druska, kuri ant kelių paskleidžiama mechaniškai, taip pat šlapia druska arba tirpalas, atsižvelgiant į kelio būklę.

Poveikis augalams dėl kelių priežiūros žiemą Švedijoje buvo tyrinėjamas beveik tris dešimtmečius. Tačiau, 1990 metų viduryje nustatyta didelio masto žala augalijai išilgai intensyvaus kelio pietų Švedijoje, ko nebuvo anksčiau pastebėta.

Druskos ledo tirpinimui nuo važiuojamosios kelio dalies į aplinką patenka skirtingais būdais, kurių kiekvienas atskirai įtakojamas eilės faktorių. Druskos medžius pasiekia kaip nuosėdos, tiesiogiai patekę ant jų antžeminės dalies arba transportuojamos per šaknis. Augmenija gali būti pažeista druskų, nepaisant patekimo į ją būdo. Natris paprastai pirmiausiai susikaupia šakelėse, tuo tarpu chloras tiesiogiai patenka į lapų galiukus. Pažeistų audinių kiekis paprastai labiau susijęs su Cl^- koncentracija pažeistuose audiniuose negu su Na^+ .

Druskų toksiškumo mechanizmas paprastai skirstomas į dvi pagrindines žalos poveikio faktorių grupes:

- osmosinis stresas;
- specifinis jonų toksiškumas.

Osmosinis stresas slopina vandens sunaudojimą dėl šaknų – gruntinio vandens sąveikos osmosinio potencialo mažėjimo. Specifinis jonų toksiškumas įvyksta, kai jonai patenka į augalų vidų ir ten veikia.

Yra ir kitų žalingų druskų įtakos augalams faktorių. Vienas iš faktorių – epikuliarinis vaškas ant lapų (spyglių). Jis veikia kaip barjeras, tai yra kaip lapų apsauga, todėl yra svarbi cheminė vaško sluoksnio sudėtis. Kitas faktorius – druskų dalelių nuosėdos ant spyglių. Šios dalelės gali uždaryti žiotelės (Blomqvist, 1999).

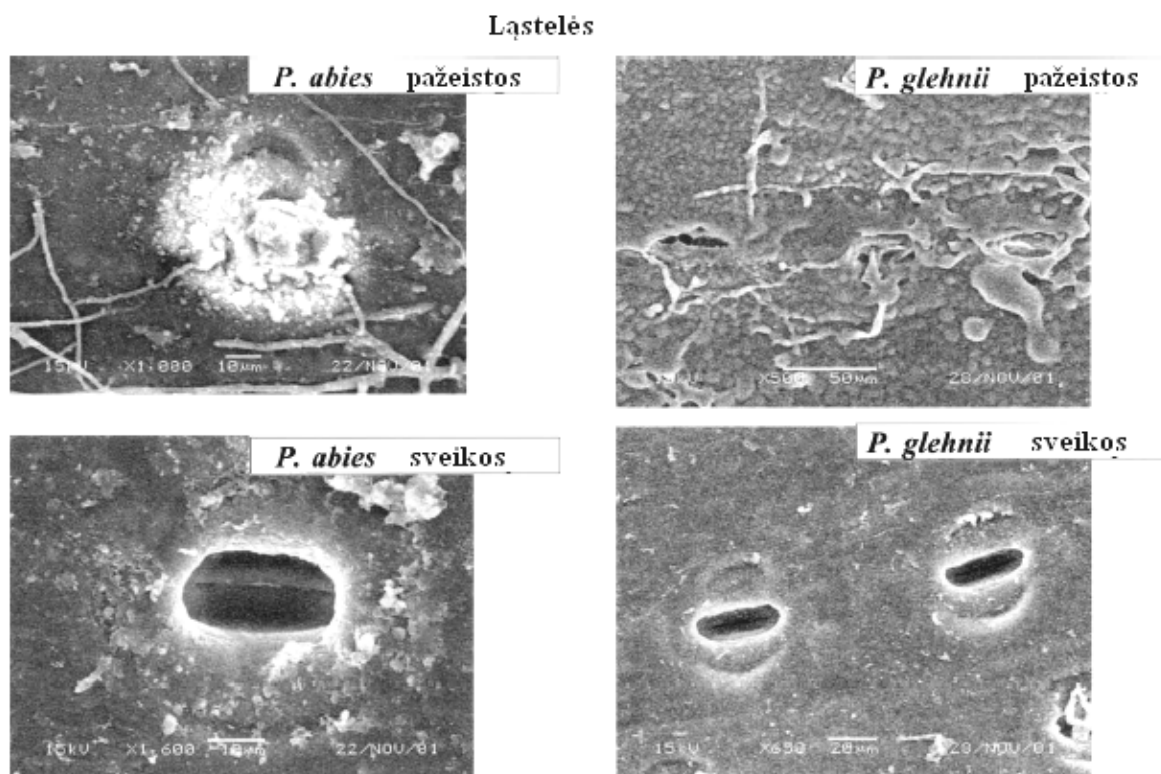
Dujų apykaita vyksta pro smulkias lapo epidermyje esančias angas, vadinamas žiotelėmis. Žiotelę sudaro pora izoliuotų ląstelių epidermyje, apsupdamos porą, tai leidžia vyksti dujų pasikeitimo procesui tarp atmosferos ir lapo vidaus (Stašauskaitė, 1995).

Kai vanduo išgaruoja iš žiotelių, galimas išdžiūvimo veiksnys. Druskų dalelės užblokuoja žiotelę lyg dangtis. Žiotelė yra tartum „koridorius“ į lapo vidų.

Tirpalai nėra vertinami, kaip galintys patekti į žiotelę, tačiau manoma, kad plonas skysčio sluoksnis nuo spyglių gali patekti į žiotelę ir taip natūralaus susijungimo būdu patekti į spyglių vidų (Blomqvist, 1999).

Varpinių šeimos augalų žiotelės kitokios. Jų varstomosios ląstelės ilgos ir siauros, ties viduriu sienelės labai sustorėjusios, o galuose plonos. Kai jų turgoras padidėja, varstomųjų ląstelių galai išsipučia, o vidurys lieka toks pat kaip buvęs, todėl ties vidurine dalimi susidaro pailgas plyšys. Pagalbinės ląstelės čia yra dvi. Su lapų paralelinėmis gyslomis žiotelės išsidėsčiusios eilėmis išilgai lapo. Jų diferenciacija prasideda nuo lapo viršūnės ir eina bazipetaline kryptimi.

Lapo epidermyje žiotelių labai gausu – viename kvadratiname milimetre nuo 30 iki 1500 vnt. (Stašauskaitė, 1995).



1.9 pav. Sveikų ir druskų pažeistų žiotelių mikroskopinis vaizdas dvejų metų senumo *P. abies* ir *P. glehnii* eglių spygliuose (Kayama et al., 2003)

Matomi augmenijos pažeidimo simptomai yra skirtingų stresinių faktorių santykis, kuris nulemia, koku mastu gali būti pažeisti medžiai. Vabzdžiai bei grybai prisideda prie tiesioginio medžių žuvimo.

Šie faktoriai gali būti tiesiogine medžių nykimo priežastimi, net jeigu yra kitų neigiamų faktorių (pvz. žuvimas nuo kelio druskų), tačiau tai savaime nulemia medžių žūtį.

Tyrinėtojai mano, kad žalos simptomai yra tie patys, nepaisant, koku būdu jie pasiekia medžius. Simptomai skiriasi skirtingoms rūšims.

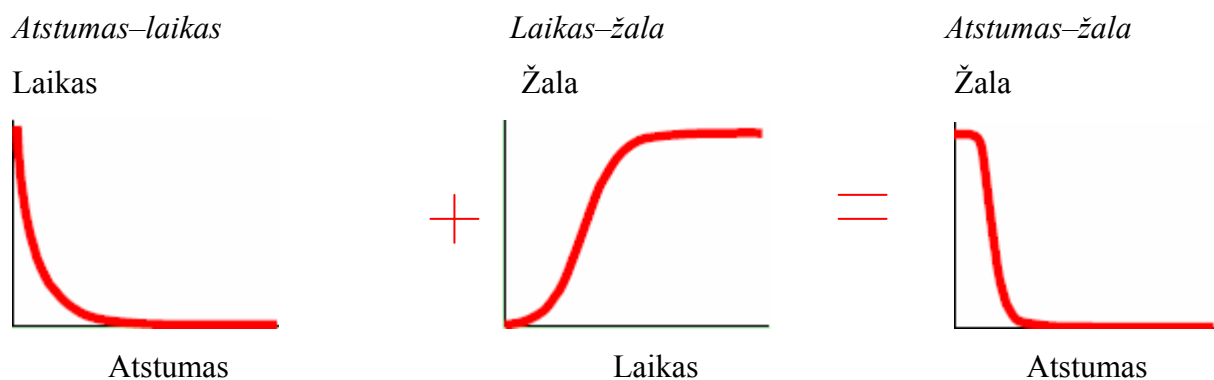
Neigiamas druskų poveikis augalams siejamas su parudavusiais eglių ar pušų spygliais, nudžiūvusiais medžiais. Tai tipiškas vaizdas, siejamas su druskomis, naudojamomis žiemą. Augalijos pažeidimas, sunykimas pastebimas vasaros pradžioje, tam dažnai įtaką turi pavasario fiziologinė sausra. Rudi spygliai numetami vėliau. Pažeidimai, kaip taisyklė, būdingi šakoms, kurios auga į kelio pusę, bet kai kada dėl šios priežasties gali išdžiūti visas medis. Lapuočiai medžiai taip pat būna dažnai pažeisti.

Druska augmeniją pasiekia dviem būdais: tiesiogiai barstymo metu patenka ant lapų; patekusi į dirvožemį ir vandenį, įsiskverbia per šaknis (Swedish National Road and Traffic Research Institute. Road salt and nature, 2005).

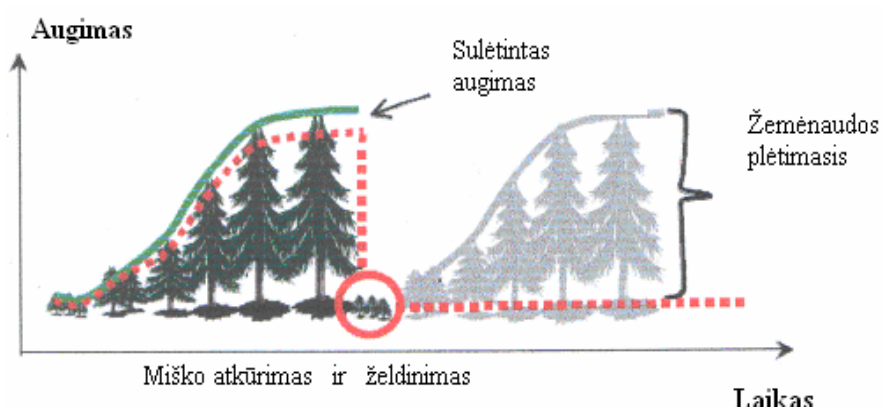
Žalos mastą kiekvienai rūšiai lemia dozės–reakcijos veikimas. Kai kurioms rūšims šis veikimas išreiškiamas viduriniu „S“ formos grafiku. Pirmasis tokį žalos apibūdinimo pavidalą pateikė (Dragsted, 1990), vėliau papildė (Blomqvist, 2002). Daug tyrimų atlikta, nustatant chloridų kiekį spyglių audiniuose, lyginant vizualiai matomus žalos simptomus. Šiais klausimais plačiai išnagrinėta medžiaga publikuota (Bogemans, 1989; Schulze, 1989; Dobson, 1991; Brod, 1993) straipsniuose.

Teorinis žalos mastas gali būti apskaičiuotas, analizuojant atstumo–laiko ir laiko–žalos veikimą. Tačiau, reikia turėti omenyje, kad pakelių aplinka taip pat yra veikiamą ir daugelio kitų faktorių (Viskari et al., 1997; Viskari, 1999).

Miško augimo procesas yra nuolat kintanti būklė. Dėl druskų poveikio pakelėse, gaunamas mažesnis miško derlius. Svarbus ilgalaikio druskų veikimo padarinių likvidavimas – miško masyvų atkūrimas. Sodinukai ir jauni augalai yra daug jautresni druskoms nei subrendę medžiai. Atželdinimas vis dėlto yra beveik neįmanomas keleto dešimčių metrų zonoje nuo kelio. Tai tęsiasi daugelyje vietų už kelio rezervinių plotų, paveikia tolimesnes nuo kelio vietas. Jeigu miško atkūrimas yra įmanomas, iškyla priverstinis žemės naudmenų plėtimasis. Todėl iškyla įvairių situacijų įstatymiškam žalos ieškiniui, dėl druskų poveikio sulėtintam miško augimui pakelėse (Blomqvist, 2002).



1.10 pav. Druskų veikimo laiko ir imlumo druskų daromai žalai teorinis modelis, skirtas įvertinti druskų poveikį pakelių aplinkai (Blomqvist, 2002)



1.11 pav. Druskų neigiamo poveikio pasekmės miškui (Blomqvist, 2002)



1.12 pav. Matomas druskų poveikis – parudavę spygliuočių spygliai

Pažeidimai dažniausiai pastebimi iki kelių dešimčių metrų nuo kelio. Atvirose vietovėse (pievose, laukuose) esančioje kelių pakelėse, pažeisti augalai aptinkami iki 100 metrų ir dar tolimesniu atstumu nuo kelio.

Srityse, kur naudojama druska slidumo šalinimui, automobiliai dažniau plaunami, norint juos apsaugoti nuo korozijos. Plovimui sunaudojama daugiau vandens ir papildomų priemonių, nei įprastai. Susidaro papildomi užteršto vandens kiekiai. Medžiai, augantys rūgštesnėse dirvose prastai vystosi, blogiau įsisavina maisto medžiagas (Swedish National Road and Traffic Research Institute. Road salt and nature, 2005).

Medžiai ir krūmai, augantys miestų gatvėse, kenčia nuo daugelio antropogeninių veiksnių, tarp jų ir keių priežiūros druskų poveikio. Pamažu silpnėja šaknų sistema, kuri ilgainiui išdžiūsta (Stakvilevičienė, Grigaliūnaitė, 2004).



1.13 pav. Sniego, ledo luitai su druska ant kaštonų kamienų Vilniaus mieste, žiemos metu



1.14 pav. Parudavę kaštonų lapai liepos mėnesį toje pačioje Vilniaus miesto gatvėje

Lapų kraštai ir viršūnės paruduoja, nutrupa, nublanksta, susigarbanoja arba (ilgesnį laiką vyraujant sausesniam periodui) net susisuka, lapalakštyje atsiranda rudos dėmės. Visi šie požymiai rodo, kad dirvožemyje trūksta kalio. Lapai gali susisukti ir apšalę, tačiau šiuo atveju nebūna deformuotas lapalakštis. Kai šio elemento labai trūksta – nudžiūna ir ūgliai.

Kalcio trūkumas augale gali pasireikšti dėl silpno jo judėjimo iš šakučių į žiedus bei intensyviai augant ūgliams, ypač antroje vasaros pusėje. Šis elementas taip pat reguliuoja dirvos druskingumą.

Trūkstant magnio antroje vasaros pusėje išryškėja chlorozė. Senų lapų lapalakštis tarpugysliuose iš pradžių gelsta, vėliau ruduoja, lapai pirma laiko nukrinta. Magnio dažniau pritrūksta lengvame, rūgščiame, smėlėtame dirvožemyje lietingomis vasaromis arba, kai per daug kalio. Tyrimų rezultatai leidžia daryti prielaidą, kad šio elemento trūkumas mieste labiau susijęs su dirvožemio fizinėmis savybėmis bei meteorologinėmis sąlygomis (Stašauskaitė, 1999).

Medžiai kenčia nuo per didelio druskų kiekio. Ypač tai akivaizdu stebint liepų žiedų ankstyvą kritimą. Daugiausiai krenta liepų pažiedlapiai, be to jos niekuomet nepažysta gatvėse, kurios žiemą intensyviai barstomos druska. Tai dažna miestų problema (Stakvilevičienė, Grigaliūnaitė, 2004).

Pasaulyje atlikti kelių priežiūros druskų poveikio tyrimai įvairių rūšių augalams. Daugiausiai tyrimų yra atlikta nustatant druskų įtaką spygliuočiams medžiams.

Norint nustatyti miškų biomasės mažėjimo priežastis, nagrinėti įvairūs faktoriai. Remiantis ankstesniais tyrimais, oro teršalai yra viena iš priežasčių, kodėl mažėja eglių (*P. abies*) augimo iki brandos skaičius Europoje. Akivaizdi medžių biomasės mažėjimo priežastis yra ir kelių priežiūros druska (Blomqvist, 2002).

Japonijoje tirtos melsvosios ir paprastosios eglės, kurios buvo pasodintos išilgai pakelių dėl jų tankių lapų priedangos ir gebėjimo greitai augti. Šiaurės Japonijoje melsvųjų eglių būklė pradėjo blogėti. Didžiausius medžių plotus sudarė spygliuočių rūšys, tokios kaip *Picea abies*, *Picea glehnii* ir *Abies sachalinensis*. Trečdalis *P. abies* ir *P. glehnii*, pasodintų šalia greitkelių, patyrė augimo stabdymą. Žinoma, kad melsvosios eglės rūšis yra labai jautri druskoms, palyginus su kitomis rūšimis.

Palyginus *P. abies* ir *P. glehnii* pažeistų ir sveikų vietų augimo charakteristikas šiaurės Japonijoje, pastebėta, kad medžių aukštis druskų pažeistoje vietoje buvo mažesnis negu neužterštoje vietoje. Aptikti natrio ir chloro elementai grunte bei sniege migruoja į spyglius. Be to, spyglių metimas pažeistoje vietoje buvo spartesnis, fotosintezės greitis, vandens potencialas ir išgaravimo greitis buvo lėtesnis, palyginus su neužteršta vieta. Šie fiziologinių parametrų

pasikeitimai yra tokie pat, kaip ir druskos įsigėrusių augalų. Todėl galima daryti išvadą, kad druska, esanti grunte, ilgainiui kaupiasi spygliuose, sutrikdo įvairias fiziologines savybes ir galiausiai medžių augimas yra slopinamas dėl bendrų sudėtinių reiškinių. Tiriant natrio ir chloro poveikį sukeliantį šiuos simptomus, chloro neigiamas poveikis yra didesnis nei natrio. Dėl pavojingos chloro koncentracijos fiziologinis *P. abies* ir *P. glehnii* aktyvumas ir fotosintezės našumo mažėjimas nustatytas, kai chloro koncentracija didesnė nei $50 \mu\text{mol g}^{-1}$, o kai apie $125 \mu\text{mol g}^{-1}$ – galimas pusės spyglių netekimas (Kayama et al., 2003).

Suomijoje druskos kaupimasis ir vizuali žala paprastosios pušies (*Pinus sylvestris*) spygliams. Du pavyzdiniai 4 km ruožai, atskirti greitkelio, buvo pasirinkti rytų Suomijoje. Savo–Karjala regione kelių priežiūros druskos naudojimas buvo sumažintas apie dešimtadalį (nelabai druskingos vietos), o centriniame Suomijos regione kelių druska buvo naudojama įprastai (smarkiai druskingos vietos). Vienerių ir dviejų metų amžiaus spygliai buvo pažymėti 8 kartus per 1992–1994 m. Buvo pastebėta matoma žala pušų spygliuose bei analizuotos natrio, chloro bei kalcio koncentracijos. Per dvejus tyrimo metus druskų naudojimo sumažinimas aiškiai sumažino druskos komponentų (Na^+ ir Cl^-) kaupimąsi ir buvo nustatyta matoma žala pušų spyglių augimui arčiau pakelių. Kalcio koncentracija spygliuose nekito. Pavyzdiniuose plotuose išilgai smarkiai druskingų vietų pastebėtas spyglių rudavimas ir pirmalaikis spyglių metimas, ypač vėlyvą pavasarį. Kelių priežiūros druskų žalingas poveikis nesiekė toliau kaip 20–30 m atstumu nuo kelio, toliau druskos koncentracija ir vizuali žala spygliuose buvo nežymi. Kadangi druskos koncentracija dirvožemyje smarkiai nekito, tai druskos purslai, pasiekiantys medžius per orą, yra svarbus veiksnys druskos kaupimuisi spygliuose. Oro sąlygų pokyčiai turi reikšmingą poveikį druskų kaupimuisi spygliuose ir matomos žalos sukėlimui. Didelis temperatūrų svyravimas sustiprina druskų neigiamą poveikį spygliams (Viskari, Karenlampi, 2000).

Druskos koncentracija pušų spygliuose buvo didesnė vėlyvą žiemą, kovą ir balandį. Nors druskos naudojimas buvo nutrauktas balandį, natrio ir chloro koncentracija spygliuose, ypač vienerių ir dviejų metų amžiaus, liko aiškiai didesnė netgi gegužę ir birželį. Natrio ir chloro koncentracija spygliuose sumažėja vasaros metu, tačiau vis dėlto išlieka didesnė negu rudenį. Druskos kaupimasis spygliuose didėja su jų amžiumi.

Na^+ ir Cl^- spygliuose kaupiasi skirtingu greičiu. Kaupimasis netiesiškai priklauso nuo druskos naudojimo keliuose. Tai rodo skirtingą Na^+ bei Cl^- patekimo, kaupimosi ir išplovimo spygliuose pobūdį. Teigiama, kad pakelėse augančių pušų augimas mažėja, naudojant druską. Pastebėta, kad netgi mažas slidumą mažinančių druskų kiekis gali būti reikšmingas druskų kaupimuisi medžiuose, augančiuose arčiau kelio. Matoma žala pastebėta iki 2,5 m medžio aukščio. Tai yra apytikris aukštis, kurį druskos purslai pasiekia oru.

Taip pat nustatyta, kad kelių priežiūros druskos gali netiesiogiai įtakoti medžių, augančių arčiau kelio, ligų, kaip antai: pušų spyglių grybelio (*Lophodermium seditiosum*) ir amaro (*Cinara pinea*) kiaušinėlių paplitimą (Viskari, Karenlampi, 2000).

Ispanijoje tirtas trijų rūšių chloridų druskų ($15 \text{ mol m}^{-3} \text{ CaCl}_2$, $30 \text{ mol m}^{-3} \text{ NaCl}$ ir $30 \text{ mol m}^{-3} \text{ KCl}$) poveikis Carrizo apelsininio citrinmedžio (*Citrus sinensis* ir *Poncirus trifoliata*) bei Kleopatros mandarinmedžio (*Citrus reshni*) daigams.

Vienerių metų Carrizo apelsininio citrinmedžio ir Kleopatros mandarinmedžio daigai buvo vienodai sužymėti ir persodinti iš vidutinio prekybinio grunto į rupų smėlį. Carrizo daigai parodė stipresnį augimą, aukštesnį fenotipą ir vidutinį jautrumą druskingumui, o Kleopatros daigai yra lėčiau augantys ir tolerantiškesni druskoms.

Nustatyta, kad chloridai lėtina augimą ir dujų apykaitos parametrus, sukelia anatominius pažeidimus ir mineralinį disbalansą daiguose. Abiem kultūroms Ca^{2+} buvo labiau naudingas, o K^+ labiau žalingas augimui negu Na^+ .

Palyginus su natriu, kalcio perteklius yra naudingas, tuo tarpu didelis kalio kiekis yra žalingas augimui. Jau pirmieji tyrimai parodė, kad chloro jonai varžo apelsininio citrinmedžių daigų augimą. Tačiau vėlesni tyrimai parodė, kad pažeidimai gali būti sukelti bet kurio jono – chloro, natrio arba abiejų (Bañuls et al., 1997; Romero – Aranda, 1998).

Jungtinėse Amerikos Valstijose, Indianos valstijoje atlikti NaCl, naudojamo žiemos metu, poveikio kiminui (*Sphagnum recurvum*) tyrimai. Tyrimams buvo pasirinkta pelkė, esanti šalia Indiana Toll kelio, einančio per Pinhook Bog. Druskos koncentracijos esančios 300–1500 mg/l ribose, išreikštos kaip Cl^- , žymiai sumažino kimino *Sphagnum recurvum* augimą į ilgį, atliekant tyrimus laboratorinėmis sąlygomis. Biomasės augimas taip pat buvo sumažintas, esant didelėms Cl^- koncentracijoms. Chloras pasirodė esantis stipresnis augimo inhibitorius negu natrio. Eksperimentuose, kuriuose buvo sumažintas kontaktas su vandeniu ir didinamas augalų garavimo (evaporacijos) paviršiaus plotas, druska susikaupė augalų viršūnėse dėl suminio garavimo ir dėl to augalai žuvo, esant skirtingoms NaCl koncentracijoms. Augalų laistymas, imituojuojant lietį, pašalina augalų pasidengimą druskomis, tačiau kiminai vėl greitai išsivystė ir pakartojo tuos pačius nykimo efektus 3 savaitių laikotarpyje, po paskutinio laistymo. *Sphagnum recurvum* kimino augimo sumažėjimas ir nykimas parodė nustatytą NaCl koncentracijų Pinhook Bog tikėtiną įtaką kiminams kelių druskų veikimo zonoje (Douglas, 1984; Douglas, 1986).

Šveicarijoje tirta kelių druskų įtaka augalams sausros metu. Tyrimams buvo pasirinkta gudobelė (*Crataegus spp.*). Gudobelės augalai žiemą buvo veikiami NaCl purslais, norint imituoti kelių druskų purslų poveikį augalams šalia greitkelių. NaCl naudojimas žymiai padidino gudobelės neatsparumą žaliajam obuolių amarui *Aphis pomi*. Sunkimosi skysčio analizė parodė, kad aspargino ir glutamino kiekiai padidinti daugiau nei 400 %, aspargino rūgštis – daugiau nei 100 % ir daugelio kitų amino rūgščių kiekiai buvo padidėję. Cukraus kiekis sunkimosi skystyje taip pat buvo pakankamai padidėjęs. Manoma, kad šie biocheminiai skirtumai sudarė pagrindą geresniam amaro išsivystymui, nors tiesioginis natrio veikimo ir kiti faktoriai negali būti atmesti. Vidutinis sausros laipsnis taip pat padidino amarų populiaciją. Kelių druska ir bent nedidelio laipsnio sausra atlieka svarbų vaidmenį amarų populiacijos didėjime šalia greitkelių (Braun, Flückiger, 1984).

Remiantis (Towsend, Kwolek, 1987; Rupainienė, 1998; Botanikos terminų žodynas, 1998; Highway Salt and Our Environment, 2004) literatūros šaltiniais, sudaryta augalų klasifikacija pagal jautrumą druskoms, kuri pateikta 1.1 bei 1.2 lentelėse.

1.1 lentelė. Medžiai ir dekoratyviniai augalai pagal atsparumą druskoms

Mažo atsparumo rūšys	Vidutinio atsparumo rūšys	Atsparios druskoms rūšys
Lazdynas	Beržas	Šilkmedis
Buksmedis	Drebulė	Abrikoso medis
Cukrinis klevas	Vilnamedis	Baltasis ąžuolas
Raudonasis klevas	Kietasis klevas	Raudonasis ąžuolas
Platanalapis klevas	Bukas	Angliškas ąžuolas
Piramidinė tuopa	Baltoji eglė	Indiškas krūmas
Dėmėtasis alksnis	Mėlynoji eglė	Rusiškoji alyva
Maumedis	Europinis kėnis	Kalninė guoba
Šalteksnis	Techasinis ligustras	Baltoji tuopa
Itališkoji tuopa	Europiniai juodieji	Pilkoji tuopa
Europinis bukas	serbentai	Sidabrinė tuopa
Daugiažiedė rožė	Sibirinė obelis	Gluosnis
Putinas	Japoninis sausmedis	Juodoji akacija
Šiaurinis mėlynasis	Virgininis kadagys	Baltažiedė robinija
gluosnis	Žaliasis uosis	Paprastoji pušis
Raugerškis	Auksinis gluosnis	
Smulkialapė liepa	Tuja	
Riešutmedis		

1.2. lentelė. Žolių ir ankštinių augalų rūšys pagal toleranciją druskoms

Jautrios druskoms rūšys	Vidutinio jautrumo rūšys	Nejautrios druskoms rūšys
Baltasis dobilas Pievinis pašiaušėlis Rausvasis dobilas Raudonasis dobilas	Baltažiedis barkūnas Geltonžiedis barkūnas Pūstavasis dobilas Pelkinis garždenis Daugiametė svidrė Kalninė dirsė Bebarzdė rugiaveidė Sudaninis sorgas Mėlynžiedė liucerna Paprastoji šunažolė Žydrasis sėjamas avinžirnis Pievinis eraičinas Nendrė geltonoji Kekinė dirsė Aukštoji pievinė avižuolė Pieninis vikis	Aukštasis varputis Vakarų varputis Kanadinis laukinis rugys

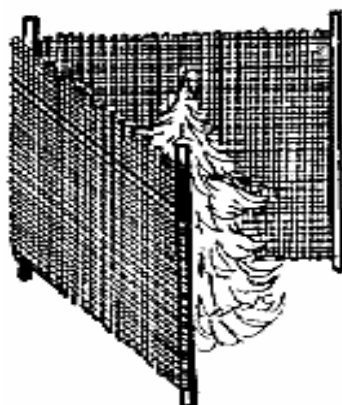
Augalai aplinkoje patiria daugelį stresų: druskų, sausros, sunkiųjų metalų, šalčio (Somerville, Dangl, 2000; Zhu, 2000; Zhu, 2001; Somerville, Koornneef, 2002; Yokoi et al., 2002; Zhang et al., 2004).

Grunto druskingumas yra didelis abiotinį stresą sukeliantis veiksnys pasaulio mastu. Šiais laikais apie pusę iš visų drėkinamų žemių yra paveiktos druskingumo (Rhoades, Loveday, 1990).

Norint apsaugoti augalus nuo druskų, naudojamų kelių priežiūrai, neigiamo poveikio siūloma:

- mažinti ledą tirpdančių druskų naudojimo kiekius, keičiant jas alternatyviomis, naujos kartos medžiagomis;
- siekti išlaikyti augalus ir medžius sveikus;
- naudoti barjerus;
- sodinti druskoms atsparius augalus šalia intensyvaus eismo gatvių ir sankryžose;
- druskoms neatsparius medžius sodinti toliau nuo kelio;
- palaikyti atitinkamas dirvos derlingumo ir drėgmės sąlygas (Johnson, Sucoff, 1999).

Šiurkštaus audinio užtvaras gali apsaugoti augalus nuo druskos tiesioginio patekimo ant jų.



1.15 pav. Šiurkštaus audeklo užtvaras nuo druskos purslų (Swanson, Rideout, 1998)

Pakelėse augančius augalus nuo druskų poveikio apsaugo ir sniego tvora (Swanson, Rideout, 1998).

Druskų poveikis negyvajai aplinkai

Eismo saugumo kaina – ženkliai padidėjusi automobilių metalinių dalių, gelžbetoninių konstrukcijų korozija, didėjanti neigiama įtaka aplinkai. Ilgalaikio cheminių medžiagų, skirtų slidumo šalinimui, poveikio neatlaiko transporto priemonės ir kelių dangos.

Vienas iš neigiamų druskų naudojimo padarinių – automobilių bei gelžbetoninių konstrukcijų *korozija*. Druskoms ištirpus vandenyje, korozijos poveikis padidėja daugiau nei du kartus. Jas naudojant kartu su smėliu, dar labiau skatinama metalinių dalių korozija.

Korozija gali pakenkti eismo saugumui. Taip gali atsitikti, kai korozija pažeidžia automobilių stabdžių, elektrinę, kuro sistemas, pažeidžia pakabą, korpusą ir rėmą. Dažni atvejai, kai prakiūra radiatorius, dėl pakabos ir rėmo detalių stiprios korozijos, ypač sąnarų vietose gali sumažėti automobilio patikimumas. Taip atsitinka ir dėl to, kad pakinta visos konstrukcijos standumas, jos gebėjimas prisitaikyti prie vibracijos bei dinamikos pokyčių.

Dėl korozijos dažnai prakiūra variklio dujų išmetimo sistemos dalys – duslintuvas, išmetimo vamzdžio kolektorius ir kt. Nustatyta, kad nei cinkuotos, nei aliumininės dangos neapsaugo dujų išmetimo sistemos nuo neigiamų chloridų poveikio – korozijos (Rimkus, 2003).



1.16 pav. Reflektoriaus bei išmetimo vamzdžio korozija, sukelta kelių priežiūros druskų (Joshua, 2004)

Bandymai, įrodantys agresyvių druskos poveikį transporto priemonėms, buvo atlikti Talino mokslininkų natūraliomis sąlygomis. Nustatyta, kad korozijos sparta žiemos metu 3–7 kartus didesnė. Ji priklauso nuo temperatūros, kritulių kiekio ir, žinoma, išbarstomos druskos kiekio (Rimkus, 2003).

Žiemą barstant tiltus cheminėmis medžiagomis yra taikomi tam tikri apribojimai, tačiau chloridų ant tiltų paprastai patenka nuo pravažiuojančio transporto ratų. Taigi chloridų poveikio tiltams, gatvių konstrukcijoms tikimybė yra visiškai reali. Įrodyta, kad natrio ir kalcio chloridams patekus į betoną, aktyviau tirpsta cemento sudedamosios dalys ir dėl to silpnėja betono struktūrinio karkaso kontaktai, o tuo pačiu ir jo stipris (Kamaitis, 1995).

Gelžbetoninių tiltų irimas dėl armatūros korozijos yra dažnas reiškinys. Pagrindinės priežastys – agresyvi aplinka (anglies dioksidas, druskos), nekokybiškai pagaminti konstrukcijų elementai (nepakankamas apsauginio sluoksnio storis ar tankis), bloga priežiūra (Kamaitis, 2002a).

Chloridai yra galingi plieno depasivatoriai, jie stimuliuoja koroziją. Chloridų veikiamai armatūrai būdinga žaizdinė (filinginė) korozija, nepriklausomai nuo to, ar išliko apsauginis betono sluoksnis ar jis buvo pažeistas. Metalų, betono, gelžbetonio armatūros apsaugos nuo cheminių reagentų, tirpdančių sniegą ir ledą, klausimai yra labai svarbūs ir jų apsauga nuo korozijos yra aktualus uždavinys (Rimkus, 2003).



1.17 pav. Tiltų konstrukcijos, pažeistos druskų cheminio poveikio (Schokker et al., 1999)

Dėl druskų irsta tiltų pakloto elementai, perdangos ir atramos. Nuolatinis konstrukcijų drėkinimas, nepakankamo storio ar tankio betoninis apsauginis sluoksnis, betono karbonizacija ir chloridai – tai pagrindinės gelžbetoninių tiltų korozijos priežastys (Kamaitis, 2002a).

Iš anksto įtemptosios armatūros ir jos inkarų būklės tyrimai bei korozijos pasekmių prognozė yra vienas aktualiausių ir kol kas nepakankamai ištirtų problemų eksploatuojamuose tiltuose (Kamaitis, 2002b).

1.4. Kelio aplinkos taršos mažinimas

Kelio aplinka daugiausia yra teršiama sunkiaisiais metalais bei kelių priežiūros druskomis. Tam, kad sumažėtų tarša, svarbu išvystyti mažai sąnaudų reikalaujančius metodus, kurie neardo dirvožemio struktūros bei derlingumo, ir yra lengvai pritaikomi paviršiniam dirvožemio sluoksniui. Ceolitai, sluoksniniai ir pluoštiniai silikatai, geležies ir aliuminio oksidai naudojami sunkiųjų metalų šalinimui iš pramoninių nuotekų ir metalų sulaikymui (imobilizacijai) užterštuose dirvožemiuose.

Gamtiniai ceolitai (1.18 pav.) yra antriniai mineralai ir priskiriami trimatės karkasinės struktūros kristalinių aliumosilikatų klasei su atvira gardele, sudaryta iš $(\text{Si}, \text{Al})\text{O}_4$ tetraedrų (Mumpton, 1984; Li et al., 2002; Kovatcheva-Ninova et al. 2002). Ceolitai sudaryti iš kanalų ir porų, užpildytų tam tikru kiekiu vandens ir besimainančių katijonų. Šis vanduo lengvai išgaruoja ceolitą kaitinant $250\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatūroje (dehidratacija) ir išsilaiko kambario temperatūroje (rehidratacija). Vienų ceolitų vidinis kristalinis vanduo pašalinamas tolygiai, kitų – katijonų mainai ar dehidratacija siejama su karkaso struktūros pažeidimais (Mumpton, 1984).



1.18 pav. Gamtinis ceolitas – klinoptilolitas, frakcija 3–10 mm

Ceolitų mineralai pasižymi unikaliomis savybėmis, kurios priklauso nuo kristalų struktūros įvairovės, nuo vidinių tuštumų tipo, porų; jų dydžių ir formų, todėl ceolitai gali būti plačiai taikomi aplinkosaugoje.

Ceolitų savybės:

- adsorbcinės – efektyviai adsorbuoja įvairias medžiagas iš dujų mišinių ir tirpalų;
- molekulinį sietų – sorbuoja tik atitinkamo dydžio molekules;
- katijoninės – silpnai prijungti katijonai vidiniuose porų ir atvirų kanalų paviršiuose gali būti pakeičiami kitais katijonais;
- katalitinės – kristalinės gardelės porose esančių molekulių aktyvacijos energija kai kuriose reakcijose sumažėja.

Mineralas ceolitas pirmą kartą atrastas švedų mineralogo 1756 metais (Crönstedt, 1756) ir pavadino juos ceolitais (zeolites angl. k.); pavadinimas kilęs iš dviejų graikų kalbos žodžių, kurie reiškia „verdantis akmuo” – „boiling stone“ (zein – boiling/verdantis, lithos – stone/akmuo) ir toks pavadinimas gerai apibūdina molekulinio vandens pasišalinimą iš gamtinio ceolito tuštumų. Nuo to laiko suskaičiuojama daugiau nei 50 gamtinio ceolito rūšių. Nuo 1940 metų pradėti vykdyti darbai siekiant hidroterminėmis sąlygomis (temperatūra < 100 °C ir normalus atmosferos slėgis) plėtoti ceolitų sintezę. Daugiau nei 200 ceolito rūšių, neturinčių analogų gamtoje, yra susintetinta laboratorijose.

Ceolitų struktūra. Ceolitai sudaryti iš dviejų sudedamųjų dalių – pagrindinės ir antrinės. Pagrindinė sandaros dalis yra paprastesnė, 4 deguonies jonų (TO_4) tetraedras, supantis centrinį Si^{4+} arba Al^{3+} joną. Šios pagrindinės sandaros dalys susijungusios tarpusavyje sudaro trimatį karkasą ir beveik visi deguonies jonai yra padalinti dviejų tetraedrų (Flanigen, 1984; Meier, Olson, 1992). Šis išsidėstymas redukuoja deguonį: silicio santykis 2:1, ir jei tetraedrai sucentruoti pagal Si, tuomet šio karkaso cheminė formulė bus $\text{Si}_n\text{Al}_{2n}$ ir struktūra bus elektriškai neutrali kaip ir smėlio (SiO_2).

Ceolitai randami daugelyje landšpatinių smiltainių asociacijose su paleozojaus ir mioceninio periodo nuolaužomis. Jie sudaro cementus ir pavaduoja mineralų grūdelius (pagrindė plagioklazo). Dabar retai jų sudėtis smiltainiuose viršija 25 %.

Ceolitai taip pat randami cheminėse ir biogeninėse jūrinės kilmės uolienose. Klinoptilolitas ir heulanditas labiausiai paplitę mezozojaus klintyse (kreida ir kreidos mergeliai) vakarų Europoje ir Ukrainoje.

Ceolitai yra plačiai naudojami jonų mainų taikyme, kur jie keičiasi su savo struktūroje esančiais katijonais su ištirpusiais. Jonų mainai yra vienas iš metodų naudojamų keleto toksinių medžiagų pašalinimui, tame tarpe ir sunkiųjų metalų, iš pramoninių ir buitinių nuotekų (Kesraoui-Ouki et al., 1994). Klinoptilolitas yra viena iš ceolitų atmainų ir gausiai randami daugelyje radimviečių visame pasaulyje. Klinoptilolitas priklauso hoilanditų grupei, turi trimatę gardelę sudarytą ir silicio ir aliuminio tetraedrų, bei jo tipinė cheminė formulė yra $\text{Na}_6[(\text{Al}_2\text{O}_3)(\text{SiO}_2)_{30}] \cdot 24\text{H}_2\text{O}$ (Tsitsishvili et al., 1992). Pati svarbiausia ceolitų savybė yra jonų mainų geba išreiškianti medžiagos sugebėjimą pasisavinti katijonus.

Jonų mainai. Kaip jau žinoma, jonų mainai yra mainai jonų tarp skystos ir kietos fazių. Kietoji fazė turi krūvį ir šis krūvis yra subalansuotas priešingo krūvio jonų, vadinamų kontrjonais. Kuomet jonų mainytojas, turintis A jonus, paneriamas į skystą fazę, turinčią B jonus, tuomet prasideda difuzijos procesas, kur A jonai difunduoja iš, o B jonai difunduoja į kietos fazės struktūrą. Ši difuzija yra didelio koncentracijų tarp fazių skirtumo pasekmė. Jeigu jonai neturėtų elektros krūvio, šie koncentracijų skirtumai būtų išlyginti difuzijos dėka. Tačiau, toks procesas trikdytų elektroneutralumą, kadangi iš tikrųjų jonai turi krūvį. Galiausiai, pusiausvyra nusistovi, kurioje jonai esančius koncentracijų skirtumus išlygina subalansuotu kietosios fazės elektrinio lauko poveikiu (Helfferich, 1995). Todėl, svarbiausia kietosios fazės savybė yra veikiantis krūvis, kuris paprastai yra susijęs su jos jonų mainų geba.

Katijonų mainų geba. Bendras katijonų mainų pajėgumas yra viena iš svarbiausių charakteristikų, kuri suteikia ceolitams didžiulę svarbą aplinkosaugoje ir pramoniniame panaudojime. Katijonų mainų geba yra jonų, išreikštų ceolito svorio ar talpos vienetu, skaitinė išraiška ir rodo katijonų tinkamų mainams skaičių (Semmens, Martin, 1988). Kitaip tariant, tai yra Al pakeitimo į Si ceolito karkase laipsninė funkcija; didesnio pakeitimo, didesnio teigiamo krūvio stoka, ir didesnis žemės bei žemės šarminių jonų skaičius reikalingas elektriniam neutralumui (Mumpton, 1984).

Veiksniai, įtakojantys katijonų mainus.

Ceolitų porų dydis gali būti mažesnis nei kai kurių elementų joninis spindulys ir tai paankstina visišką arba dalinį katijonų pašalinimą iš mainų. Galimas kitas atvejis kai besimainančių katijonų joninis spindulys didesnis už ceolitų porų dydį ir sujungia jo kanalus tokiu būdu yra paankstinamas jonų filtravimo procesas (Semmens, Martin, 1988).

Katijonai gali susikaupti į struktūrinės pozicijas (bendrijų sekcijas) ir dėl šios priežasties daugiau negalės būti besimainantys (Mumpton, 1984).

Adsorbcija. Vidinė ceolitų mineralų struktūra, kurią suformuoja ertmės ir kanalai, pagrinde yra užpildyta vandens molekulių, kurios sudaro hidratinę sferą aplink besimainančius katijonus (tokius kaip Ca, Na, K ir Mg) (Mumpton, 1984). Daug vandens molekulių pasišalina iš ertmių ir kanalų ceolito mineralus keletą valandų pakaitinus skirtingose temperatūrose tarp 200 ir 350°C (ceolitų dehidratacija ir aktyvacija). Tai sudaro galimybę tinkamo diametro molekulėms patekti į ertmes ir poras (pvz.: vanduo iš atmosferos drėgmės dalyvauja ceolito dehidratacijoje). Priešingu atveju didesnio diametro molekulė gali būti pašalinta (molekulinių sietų savybės). Taigi, ceolito mineralai sugeba atskirti skirtingas dujas remiantis jų dydžiu. Be to, polinės dujos yra tinkamesnės adsorbuoti nei nepolinės molekulinės (Flanigen, 1984); pvz.: CO₂ yra labiau tinkamas nei CH₄.

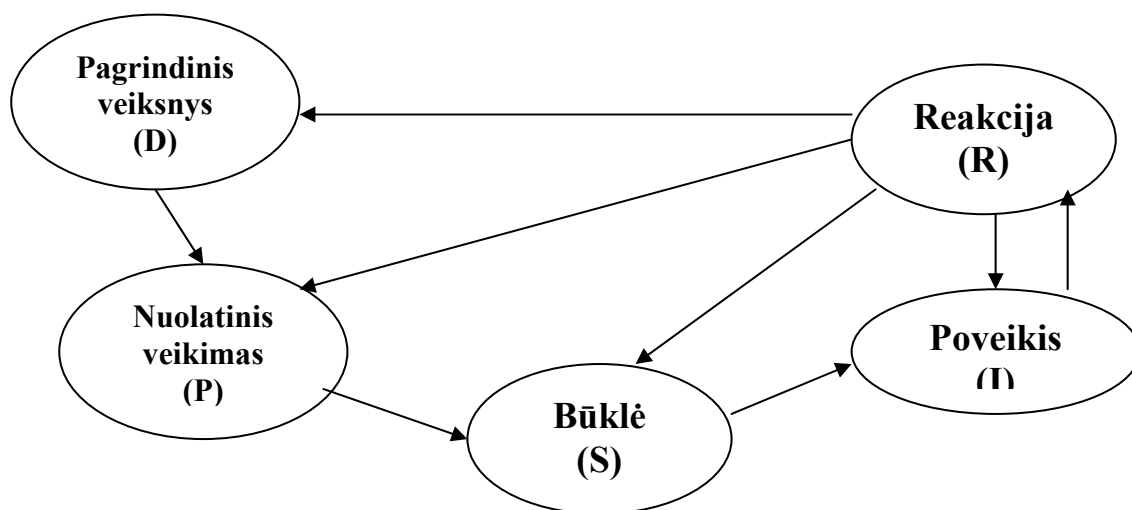
Yra daugybė faktorių, kurie įtakoja ceolito sorbcines savybes: Si/Al santykis ceolito sandaroje, porų tūris ir dydis, sorbcijos vietos tipas, ceolitų struktūros kanalų ir ertmių dydis, bei ceolito forma. Gamtiniai ceolitai (pvz.: klinoptilolitas), dėl jų sorbcinių ir jonų mainų savybių, yra plačiai taikomi gamtinių rūgštinių srautų valymui, oro sausinimui ir separavimui, siekiant išgauti deguonį ir azotą (Ronald, 1984). Be to, ceolito sugebėjimas sugauti bei sulaikyti savyje amonį, daro jį svarbiu kvapo intensyvumo sumažinimui.

1.5. Modelis druskų neigiamo poveikio aplinkai vertinimui

Norint įstatymiškai įvertinti druskų vartojimo neigiamą poveikį aplinkai, turi būti vykdomas aplinkos sistemos monitoringas su keletu skirtingo lygio indikatorių.

Po tinkamų skirtingo lygio indikatorių pasirinkimo DPSIR modelyje kelių prižiūrėtojai ne tik sustiprintų savo mokslinį supratimą apie ekologinius padarinius, bet ir atitinkamu laipsniu padidinę savo galimybes sustiprintų sistemą bei galiausiai žinios apie naudą aplinkai leis operatyviai veikti.

DPSIR modelis taikomas, apibūdinant kelių priežiūros druskų poveikį augmenijai ir gali būti pateiktas kaip seka (1.19 paveikslas).



1.19 pav. DPSIR principinė struktūra, naudojama analizuojant aplinkosaugos problemas, susijusias su druskų poveikiu augalijai (Blomqvist, 2002)

Kompleksiniam aplinkos struktūros įvertinimui ir analizei yra tinkamas DPSIR modelis. Šiuo modeliu naudojasi Švedijos Aplinkos apsaugos agentūra (Swedish Environmental Protection Agency), siekdama nacionalinių aplinkos kokybės tikslų Švedijoje. DPSIR struktūroje yra priežastinė ryšių seka: visuomeninis transportavimo poreikis yra sistemos pagrindinis veiksnys (D), šalia druskų nuolatinio veikimo (P) pakelėse. Pakelių aplinkos besikeičianti būklė (S) lemia skirtingą poveikį (I) rūšims. Kai kurioms iš jų gali būti reikalinga visuomeninė reakcija (R).

Daugeliu atvejų sistemoje yra svarbu, kaip galima anksčiau, rasti naudingą indikatorių, kuris būtų ypatingas tuo, kad nusakytų būsimą poveikį aplinkai. Pavyzdžiui, parodytų gruntinio vandens resursų taršą. Šiuo atveju galėtų būti tinkama išankstinio įspėjimo sistema.

Sistemos sąvoka naudojama Europos aplinkos agentūros (European Environmental Agency) kaip priemonė sustiprinti supratimą apie kompleksines aplinkos sistemas DPSIR modelyje. Sistemos sąvoka naudojama bendravimo palengvinimui (Blomqvist, 2000; Lundmark, 2005).

1.6. Pirmojo skyriaus išvados

1. Druska, patekusi į augalus, sutrikdo įvairias fiziologines savybes ir tokiu būdu lėtina jų augimą.
2. Spygliuočiai savo medžiagų apykaitoje naudoja natrij. Tačiau didesni Na^+ ir Cl^- kiekiai yra toksiški augalams. Chloro neigiamas poveikis spygliuočiams yra didesnis nei natrio. Spygliuočiai, neigiamai paveikti druskų, sparčiau meta spyglius. Druskos kaupimasis spygliuose didėja su jų amžiumi.
3. Druskų pažeistose vietose lėčiau vyksta fotosintezės, vandens potencialo ir išgaravimo procesai.
4. Kelių priežiūros druskų žalingas poveikis augalams vizualiai pastebimas iki 10 m atstumu nuo kelio, o atvirose vietovėse gali būti nustatytas iki 100 m atstumu nuo kelio. Matoma žala spygliuočiams pastebėta iki 2,5 m medžio aukščio, kadangi druskos purslai ant medžių patenka per orą.
5. Druskos gali turėti netiesioginį poveikį medžių, augančių arčiau kelio, ligų, kaip antai: pušų spyglių grybelio (*Lophodermium seditiosum*), amaro (*Cinara pinea*) kiaušinėlių, bei kenkėjų, pvz., žaliojo obuolių amaro (*Aphis pomi*) paplitimui.
6. Abiotiniai stresai – didelis temperatūrų svyravimas, drėgmės trūkumas (sausra), sunkieji metalai sustiprina neigiamą druskų poveikį augalams.
7. Ceolitas dėl unikalių savybių – kaip katijonų mainų pajėgumas, rūgščių stabilumas, sorbcinės savybės ir atsparumas šlapiajai trinčiai yra ypač tinkamas aplinkos apsaugai taršos mažinimui ir prevencijai.

Atlikus kelių priežiūros druskų įtakos gyvajai gamtai mokslinės literatūros analizę, matyti, kad įvairiose užsienio šalyse ir Lietuvoje buvo atlikta daug pavienių tyrimų, siekiant nustatyti druskų poveikį įvairiems aplinkos komponentams. Ypač daug tyrimų atlikta, nustatant kelių priežiūros druskų įtaką spygliuočiams medžiams. Įvertinus šią situaciją, buvo nuspręsta atlikti kompleksinius natūrinius tyrimus ir laboratorinius eksperimentus, siekiant įvertinti pagrindinės Lietuvoje naudojamos druskos – natrio chlorido (NaCl) druskos įtaką kelių aplinkai.

2. CHLORIDŲ KONCENTRACIJOS NUSTAYMO NATŪRINIAI TYRIMAI KELIO APLINKOJE

Žiemą slidumo mažinimui barstomos druskos (chloridai) pirmiausiai patenka ant važiuojamosios kelio dalies bei kelkraščių ir tiesiogiai teršia pakelėse esantį apsauginės zonos dirvožemį, veikia augaliją. Chloridai aplinką teršia ir netiesiogiai, kai atmosferos krituliai ar polaidžio vanduo druskas išplauna iš dirvos į paviršinius ir gruntinius vandenis.

2002/2003 m. bei 2003/2004 m. žiemos sezono metu, dėl itin žemų temperatūrų ir gausių kritulių, Lietuvos valstybinė reikšmės keliuose buvo išbarstyti itin dideli druskų kiekiai (virš 140 tūkstančių tonų). Tai patvirtino plačiu geografiniu mastu atlikti sniego dangos tyrimai, siekiant nustatyti chloridų koncentracijas bei jų pasiskirstymą. Šiame skyriuje pateikiami chloridų koncentracijos sniego dangoje intensyvaus eismo Lietuvos kelių pakelėse tyrimai.

Chloridų koncentracijos natūrinių tyrimų kelio aplinkoje duomenys pateikti mokslinėse publikacijose (6A, 7A, 8A, 9A, 10A, 14A).

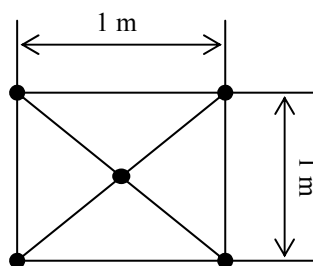
2.1. Chloridų koncentracijos nustatymo sniego dangoje tyrimų metodika

Tyrimų tikslas – nustatyti chloridų koncentraciją sniego tirpsmo vandenyje magistralinio kelio Vilnius – Kaunas – Klaipėda pakelėse. Išanalizuoti kokių atstumu nuo kelio chloridai yra pasklidę bei kokiam atstume jų susikaupia maksimalus kiekis.

Sniego mėginių ėmimo metodika

Sniego mėginiai buvo imami abiejuose kelio pusėse, sudarant skersinius kelio profilius. Skersinį profilį sudaro 5 taškai: 1 taškas – kai tik baigiasi važiuojamoji kelio dalis, 2 taškas – 1 metras nuo važiuojamosios kelio dalies, 3 taškas – 2 metrai, 4 taškas – 3 metrai, 5 taškas – 4 metrai. Tokiu būdu galima įsitikinti kaip kinta chloridų koncentracijos pasiskirstymas statmenai keliui.

Sniego mėginių paėmimo vietos atmatuojamos lanksčia 10 metrų liniuote. Mėginiai, iš pasirinktų vietų atitinkamų taškų imami nerūdijančio plieno kastuvėliu ir dedami į švarius, vienkartinius, styginius, plastikinius maišelius. Kiekvienas paimtas maišelis su sniego mėginiu markiruojamas. Pažymimos meteorologinės sąlygos, kurios vyravo paimant mėginį tyrimui, aprašoma vietovė. Mėginiai imami iš 0,1 m² ploto – voko principu (2.1 pav.). Surinkti sniego mėginiai vežami į laboratoriją ir paliekami natūraliai atitirpti. Sniego mėginių paėmimo metodika sukurta pagal (Yakhnin et al., 1997) naudotą metodiką.



2.1 pav. Sniego mėginių ėmimo voko principu schema

Cheminė analizė

Chloridų koncentracija sniego tirpimo vandenyje nustatoma titrimetriniu metodu.

Chloridai su sidabro jonais sudaro ypač mažai disocijuotą sidabro chloridą (AgCl):



Kaip indikatorius naudojamas kalio chromatas. Titruojant chloridus sidabro nitrato tirpalu, visi chloridai sujungiami į sidabro chloridą. Atsiradęs sidabro jonų perteklius sudaro su kalio chromatu raudonas oranžinio atspalvio sidabro chromato nuosėdas.

Jei vandenyje chloridų koncentracija mažesnė nei 10 mg/l, mėginys nugarinamas. Chloridų koncentracija geriausiai nustatoma, kai vandens pH = 6 ÷ 10.

Chloridų koncentracijos nustatymo eiga:

A. Kokybinis nustatymas, atliekant apytikrį kiekybinį vertinimą

Į kolorimetrinį mėgintuvėlį įpilama 5 ml tiriamo vandens, įlašinami 3 lašai 10 % sidabro nitrato. Apytikris chloridų kiekis nustatomas pagal nuosėdas arba drumstumą (2.1 lentelė).

2.1 lentelė. Chloridų koncentracijos nustatymas pagal vizualinį vaizdą

Nuosėdos arba drumstumas	Chloridų koncentracija (mg/l)
Opalescencija, arba silpnas drumstumas	1–10
Stiprus drumstumas	10–50
Formuojasi nuosėdos, bet iš karto nenusėda	50–100
Baltos nuosėdos visame tūryje	<100

B. Kiekybinis nustatymas

Analizei imamas nusistovėjęs arba vidutinio tankumo filtru nufiltruotas vanduo. Į dvi kūgines kolbas įpilamas 100 ml ar mažesnis tiriamo vandens tūris, praskiestas iki 100 ml. Titravimui

parenkamas geriausiai tinkantis sidabro nitrato tirpalas. Kai vandens mėginyje chloridų mažiau nei 100 mg/l, imama 100 ml vandens ir titruojama sidabro nitratu, kurio 1 ml atitinka 0,5 mg chloridų.

Į abi kolbas įpilama 1 ml 5 % kalio chromato. Tada vienas bandinys titruojamas sidabro nitrato tirpalu, kol pasirodo silpnai oranžinis atspalvis. Antras bandinys yra kontrolinis.

Esant dideliame chloridų kiekiui, formuojasi sidabro chlorido nuosėdos, trukdančios nustatymui. Tokiu atveju į nutitruotą pirmą bandinį dedama 2–3 lašai natrio chlorido, kol išnyksta oranžinis atspalvis. Tada titruojamas antrasis bandinys, pirmąjį naudojant kaip kontrolinį.

Chloridų koncentracija skaičiuojama pagal formulę:

$$X = \frac{A \cdot k \cdot n}{V} \cdot 1000, \quad (2.2)$$

čia: X – chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, mg/l;

A – sidabro nitrato tūris, sunaudotas titruojant, ml;

k – sidabro nitrato tirpalo titro pataisos koeficientas;

n – chloridų kiekis, atitinkantis 1 ml sidabro nitrato, mg;

V – mėginio, paimto analizei, tūris, ml;

(Unifikuoti nuotekų ir paviršinių vandenų kokybės tyrimų metodai, 1994).

Nustatytos titrimetriniu cheminės analizės metodu, chloridų koncentracijos yra išreiškiamos ir pateikiamos mg/l. Sniego mėginiai chloridų koncentracijos nustatymui buvo imami abiejuose kelio pusėse. Gauti rezultatai skyrėsi tik paklaidų ribose, todėl pateikiami rezultatai iš vienos kelio pusės.

Grafikuose nurodyta paklaida yra 15 % paklaida, galima nustatant chloridų koncentraciją titrimetriniu cheminės analizės metodu.

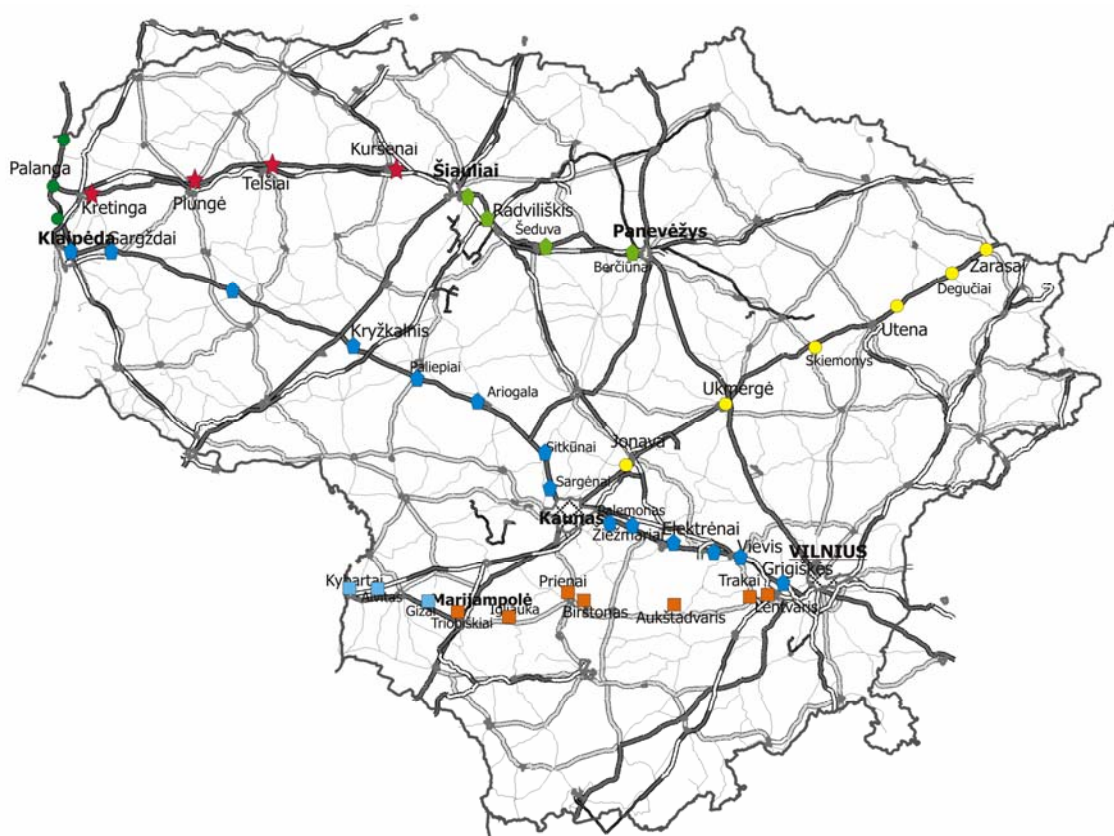
2.2. Chloridų koncentracijos nustatymo sniego dangoje tyrimų rezultatų analizė

Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje buvo nustatinėjama septyniuose pagrindiniuose Lietuvos magistraliniuose keliuose.

Disertaciniame darbe pateikti chloridų koncentracijos sniego tirpsmo vandenyje duomenys, gauti, išanalizavus magistralinio kelio Vilnius – Kaunas – Klaipėda pakelėse surinktus sniego mėginius. Pateikiami duomenys būtent iš šio magistralinio kelio, kadangi tai valstybinės

reikšmės kelias, jungiantis didžiausius Lietuvos miestus. Jis nutiestas per visus 4 klimatinis Lietuvos rajonus ir 6 klimatinis parajonius; iš 10 esamų. Jo ilgis yra 311,40 km, numeris–A1. Magistralinis kelias taipogi turi E85 numerį, kuris rodo, kad jis priklauso Europos kelių tinklui. E85 kelias jungia Klaipėdą – Kauną – Vilnių – Lydą – Černovcų – Bukareštą – Aleksandropolį. Tai ilgiausias magistralinis kelias iš esamų septyniolikos Lietuvoje. Šis magistralinis kelias, kaip ir kiti Lietuvoje, turi 70 metrų apsauginę zoną. A1 magistralinis kelias turi skiriamąją juostą, kuri nuo Kauno yra ypatingai plati; kai kuriose vietose siekia 10–15 metrų pločio ir yra apaugusi medžiais. A1 kerta arba ribojasi su 7 Lietuvos saugomomis teritorijomis.

Vilnius – Kaunas – Klaipėda jungia didžiuosius Lietuvos miestus ir priklauso Europos kelių tinklui. Iki 2006-tų metų, žiemos metu pagal I–ąją (aukščiausiąją) priežiūros lygį buvo prižiūrima tik magistralinio kelio Vilnius – Kaunas – Klaipėda atkarpa nuo Vilniaus iki Sitkūnų (viso 104,8 km). Nuo 2006 metų pagal I–ąją (aukščiausiąją) priežiūros lygį prižiūrimas visas magistralinis kelias. Kiti magistraliniai ir visi krašto bei rajoniniai keliai, kurie yra prilyginti krašto keliams, prižiūrimi pagal II–ąją priežiūros lygį.



2.2 pav. Sniego mėginių chloridų nustatymui ėmimo vietos pagrindiniuose Lietuvos magistraliniuose keliuose

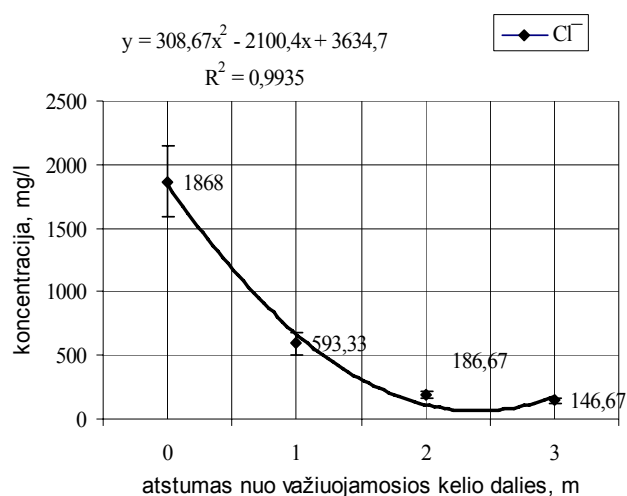
Sniego mėginiai magistraliniame kelyje Vilnius – Kaunas – Klaipėda buvo imti 2003 m. vasario 12–13 ir kovo 7–8 dienomis, iš 13 vietų. Lietuvos Hidrometeorologijos tarnybos duomenimis 2003 m. vasario 12–13 dienomis, sniego dangą buvo stabili, sniego dangos storis atitiko daugiametį vasario mėnesio vidurkį. Orai Lietuvoje buvo monotoniški, nusistovėję, mažai

kintantys. 2003 m. kovo 7–8 dienomis sniego jau nedaug, žemė išalusi. Rytinėje Lietuvos pusėje sniego dar buvo nemažai, o vakarinėje jo jau beveik neliko. Dar pasnyguriuodavo, bet bendras iškritusio sniego kiekis buvo labai nedidelis. Dienomis jau ištirpdavo daugiau, nei prisnigdavo.

2.2 lentelė. Meteorologinės sąlygos, vyravusios imant sniego mėginius

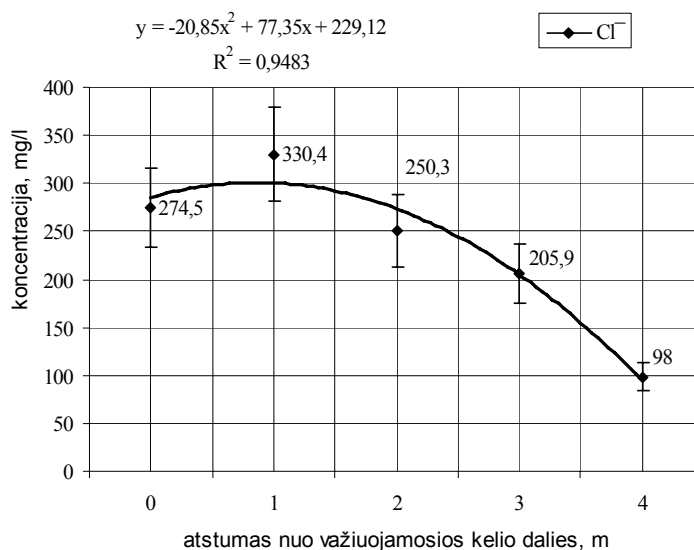
Vieta/ Temperatūra, °C	Vėjo kryptis	Vėjo greitis, m/s	Drėgmė, %	Slėgis, kPa	Mėginių ėmimo data
Vilnius –2 –4 Kaunas –1 –3 Raseiniai 0 –2 Klaipėda –1 +1	PV	5,0	83	100,3	2003-02-12
Vilnius –2 –4 Kaunas –2 –4 Raseiniai –1 –3 Klaipėda –1 +1	PV	4,7	85	100,1	2003-02-13
Vilnius 0 –2 Kaunas ~ 0 Raseiniai ~0 Klaipėda 0 +2	PR	5,0	82	100,3	2003-03-07
Vilnius 0 +2 Kaunas +1 +3 Raseiniai 0 +2 Klaipėda 0 +2	PR, R	5,0	82	100,2	2003-03-08

Pateikiant sniego tirpsmo vandenyje gautas chloridų koncentracijas, grafikuose nurodomas Lietuvos foninis sniego tirpsmo vandenyje esančių chloridų kiekis, kuris yra 3,64 mg/l (Kadūnas et al., 1999). Europoje chloridų kiekis sniego tirpsmo vandenyje esti 0,425–3,94 mg/l, Karelijoje – 0,41–0,64 mg/l, Baltarusijoje – 2,0–3,0 mg/l. Lietuvoje sniego tirpsmo vandens pH=6,75, Baltarusijoje pH=5,9–9,0.



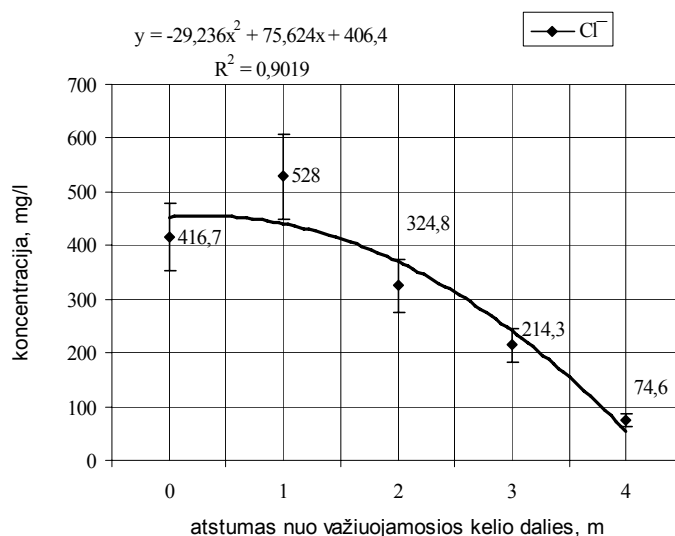
2.3 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, Grigiškėse

Chloridų koncentracija, tolstant nuo kelio pagal skersinį profilį, pasiskirsto priklausomai nuo atstumo. Pirmame taške, prie pat kelio, chlorido (Cl^-) koncentracija yra didžiausia ir siekia 1868,0 mg/l. Ši koncentracija didžiausia iš visų prie pat kelio imtų mėginių. Tolstant nuo kelio Cl^- koncentracija tendencingai mažėja. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, pH=7,45. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje buvo 20 cm (2003-02-13).



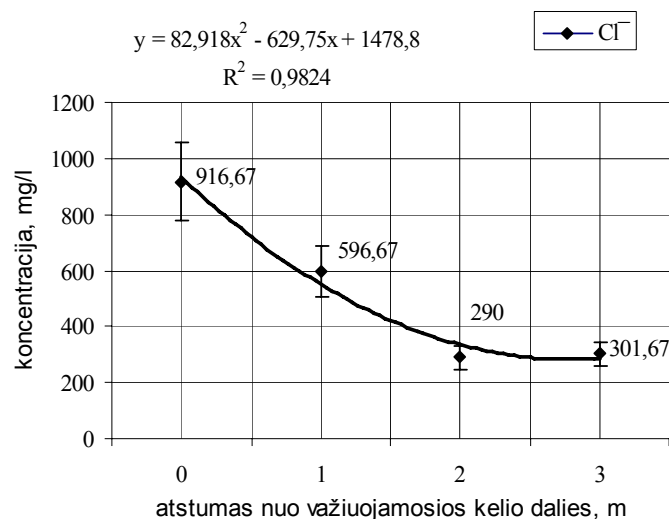
2.4 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, Vievysje

Didžiausia chlorido koncentracija yra 1 m atstumu nuo kelio ir siekia 330,4 mg/l. Toliau Cl^- koncentracija tendencingai mažėja. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, pH=7,40. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje Vievysje buvo apie 10 cm (2003-03-08).



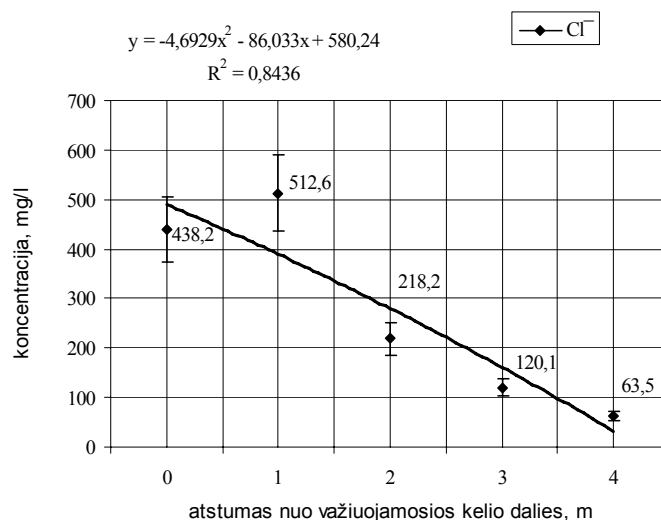
2.5 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, 42-ame kilometre

Chloridų koncentracija, tolstant nuo kelio briaunos pagal skersinį profilį, pasiskirsčiusi priklausomai nuo atstumo. Tačiau didžiausia chloridų koncentracija yra 1 m atstumu nuo kelio briaunos ir siekia 528,0 mg/l. Cl^- koncentracija pasiskirsčiusi pagal vietovės geografines ypatybes, tai yra susikaupusi kelio griovyje. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, pH=7,53. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje buvo apie 12 cm (2003-03-08).



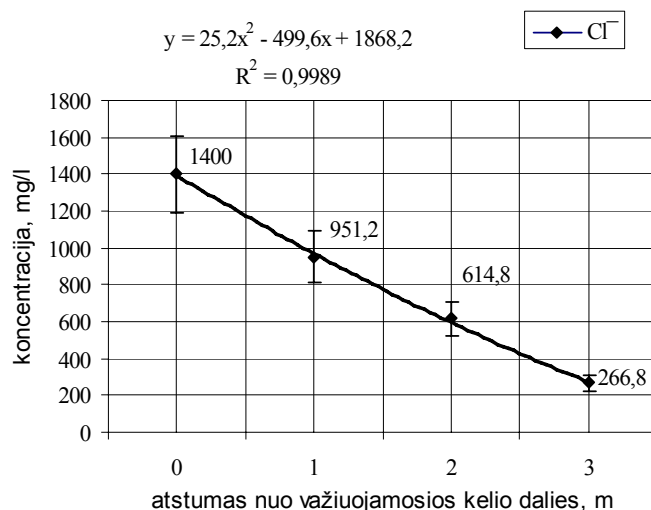
2.6 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, Elektrėnuose

Kaip matyti iš 2.6 paveikslo, Cl^- koncentracija pasiskirsčiusi tendencingai pagal atstumą nuo kelio. Didžiausia koncentracija yra prie kelio ir siekia 916,7 mg/l. Koncentracija 3 m nuo kelio atstumu šiek tiek viršija koncentraciją 2 m atstumu, bet šis viršijimas patenka į paklaidos ribas. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, pH=7,48. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje Elektrėnuose buvo 20 cm (2003-02-13).



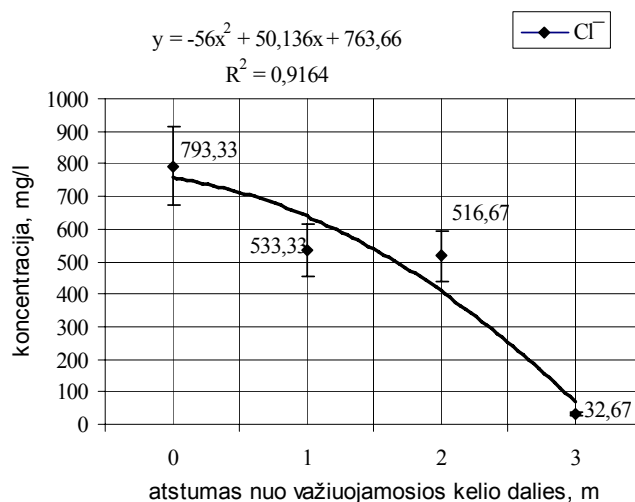
2.7 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, Žiežmariuose

Chloridų koncentracija, tolstant nuo kelio briaunos pagal skersinį profilį, pasiskirsčiusi priklausomai nuo atstumo. Tačiau didžiausia chloridų koncentracija yra 1 m atstumu nuo kelio briaunos ir siekia 512,6 mg/l. Toliau tolstant nuo kelio briaunos Cl^- koncentracija tendencingai tiesiškai mažėja. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, pH=7,25. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje Žiežmariuose buvo apie 8 cm (2003-03-08).



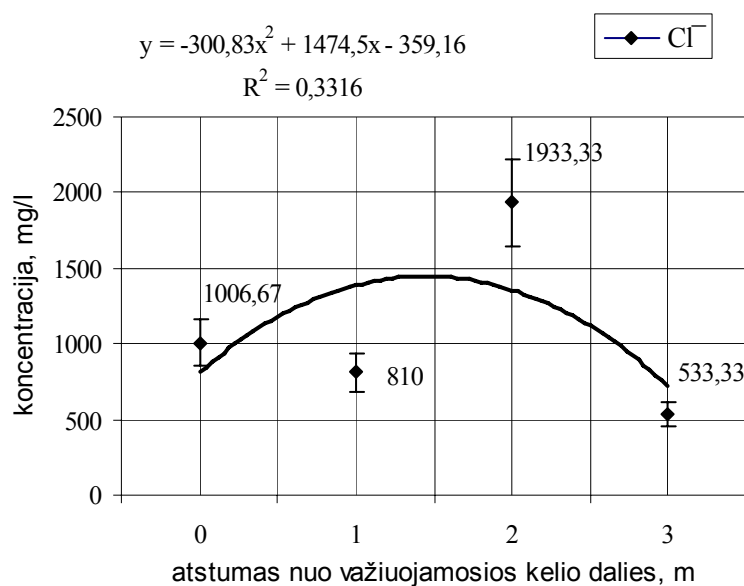
2.8 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, Palemone

Chloridų koncentracija, tolstant nuo kelio briaunos pagal skersinį profilį, pasiskirsčiusi priklausomai nuo atstumo. Didžiausia chloridų koncentracija yra prie pat kelio briaunos ir siekia 1400,0 mg/l. Toliau tolstant nuo kelio briaunos Cl^- koncentracija tendencingai tiesiškai mažėja. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, pH=7,42. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje ties Palemonu buvo apie 15 cm (2003-02-13).



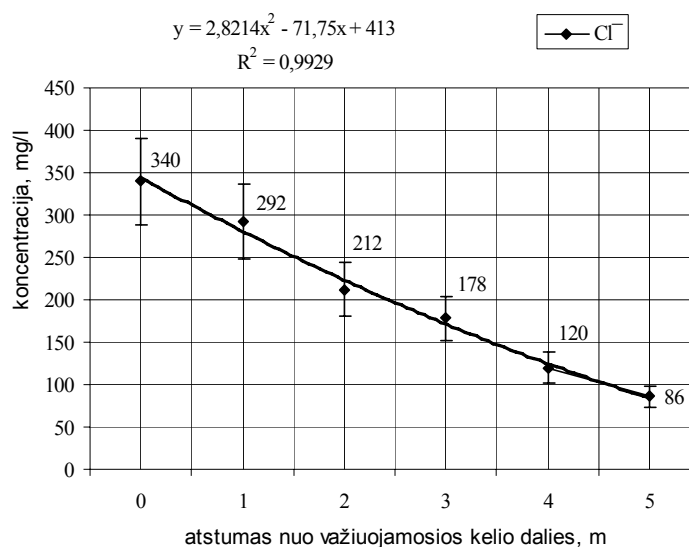
2.9 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, Sargėnuose

Iš 2.9 grafiko matyti, kad didžiausia chloridų koncentracija yra prie kelio briaunos ir siekia 793,38 mg/l. 1 m ir 2 m atstumu nuo kelio briaunos koncentracijos yra beveik vienodos, o 3 m atstumu koncentracija sumažėja iki 32,6 mg/l. Sargėnuose, mėginių paėmimo vietoje, 1 m nuo kelio briaunos prasideda siauras kelio griovys, kurio priešingas šlaitas status. Chloridų koncentracija pasiskirsčiusi pagal geografinės vietovės sąlygas. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, $\text{pH}=7,25$. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje Sargėnuose buvo apie 16 cm (2003-02-13).



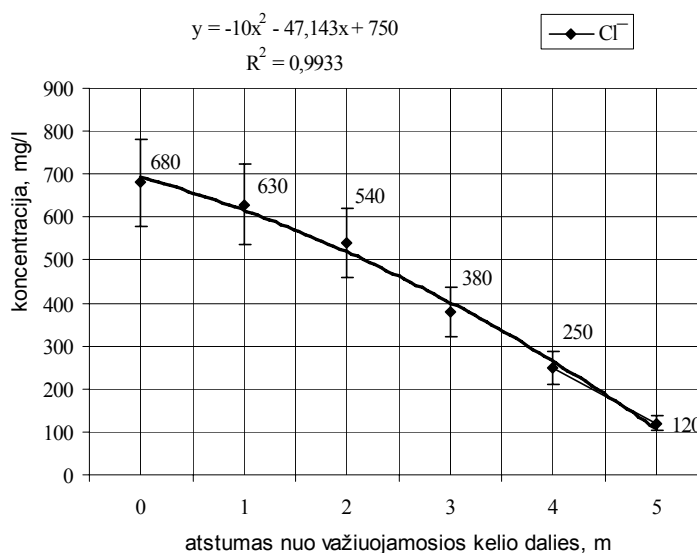
2.10 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, Sitkūnuose

Nustatyta Sitkūnuose chloridų koncentracija, tolstant nuo kelio briaunos pagal skersinį profilį, pasiskirsčiusi labai netolygiai. Didžiausia Cl^- koncentracija yra 2 m atstumu nuo kelio briaunos ir siekia 1933,33 mg/l. Ši koncentracija net 2 kartus didesnė už koncentraciją prie pat kelio briaunos ir didžiausia iš visų magistraliniame kelyje Vilnius – Kaunas – Klaipėda gautų koncentracijų. Tokį netolygų pasiskirstymą lemia dideli pravažiuojančių automobilių srautai, kurie sukelia vėjo gūsius ir nubloškia druskas tolyn nuo važiuojamosios kelio dalies. Toliau tolstant nuo kelio briaunos Cl^- mažėja. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, $\text{pH}=7,54$. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje Sitkūnuose buvo apie 18 cm (2003-02-13).



2.11 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, ties Ariogala

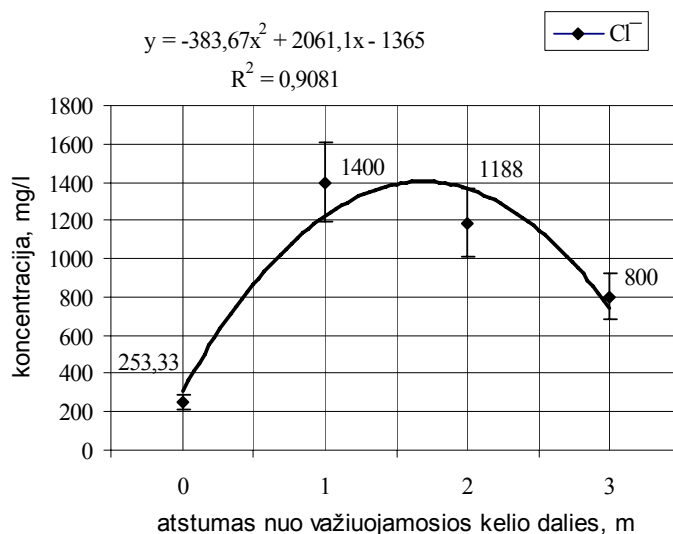
Chloridų koncentracija, tolstant nuo kelio briaunos pagal skersinį profilį, pasiskirsčiusi priklausomai nuo atstumo. Didžiausia chloridų koncentracija yra prie pat kelio briaunos ir siekia 340 mg/l. Toliau tolstant nuo kelio briaunos Cl^- koncentracija tendencingai tiesiškai mažėja. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, $\text{pH}=7,48$. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje ties Ariogala buvo apie 6 cm (2003-03-07).



2.12 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, už Kalnujų

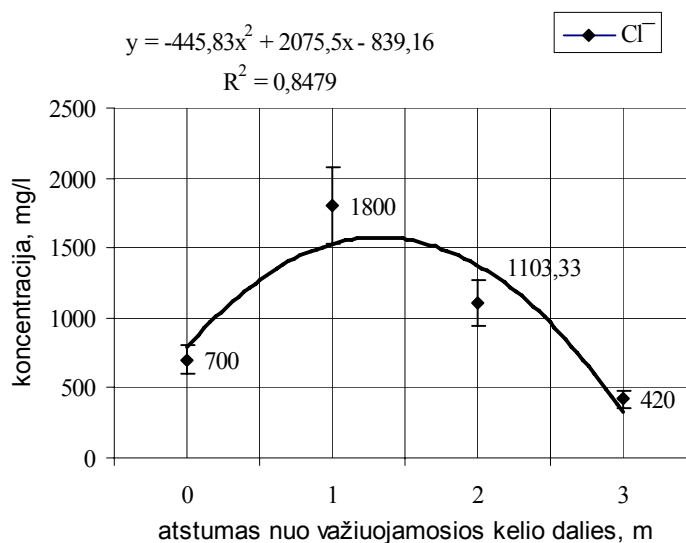
Chloridų koncentracija, tolstant nuo kelio briaunos pagal skersinį profilį, pasiskirsčiusi priklausomai nuo atstumo ir tolygiai. Didžiausia chloridų koncentracija taipogi yra prie pat kelio briaunos ir siekia 680 mg/l. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^-

koncentracija, pH=7,62. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje buvo tik apie 4 cm (2003-03-07).



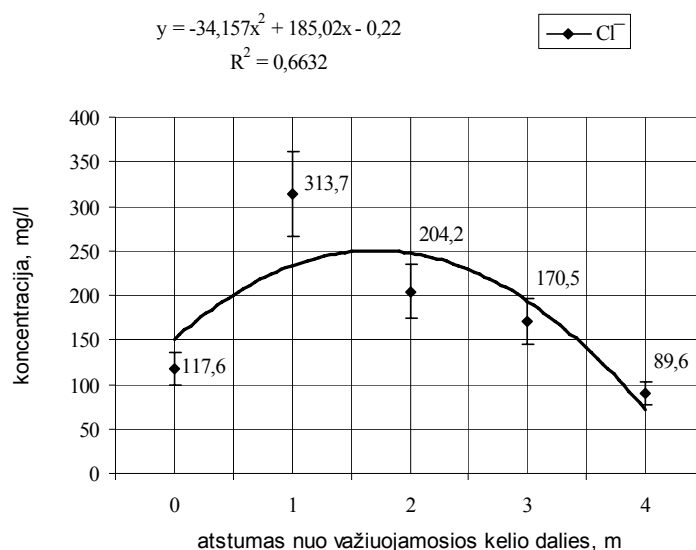
2.13 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, Kryžkalnyje

Iš 2.13 grafiko matyti, kad didžiausia chloridų koncentracija yra 1 m atstumu nuo kelio briaunos ir siekia 1400 mg/l. Prie pat kelio briaunos Cl^- koncentracija yra net 3 kartus mažesnė nei 3 m atstumu. Tai galima aiškinti vėjų įtaka, kuri pastebima gautuose rezultatuose, artėjant link Baltijos jūros. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, pH=7,40. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje Kryžkalnyje buvo apie 5 cm (2003-02-13).



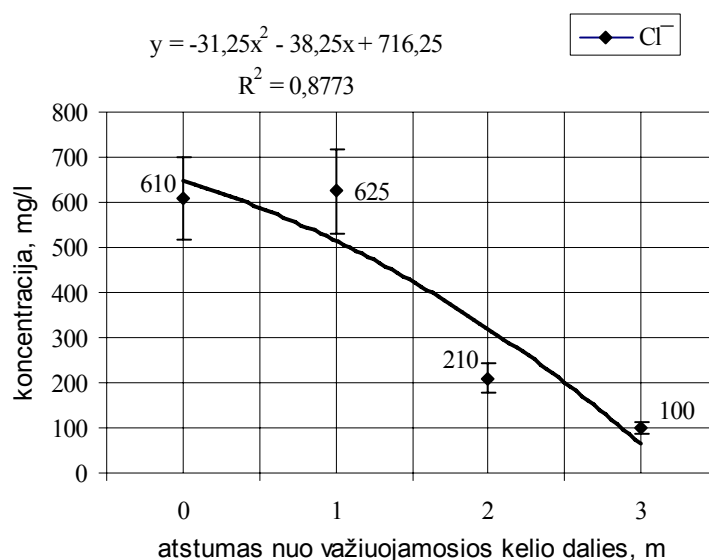
2.14 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, Lėgų miške

Didžiausia chloridų koncentracija yra 1 m atstumu nuo kelio briaunos ir siekia net 1800,0 mg/l (2.13 pav.). Ši koncentracija yra didžiausia iš gautų 1 m atstumu nuo kelio briaunos magistraliniame kelyje Nr. A1. Prie pat kelio briaunos gauta koncentracija yra 2,5 karto mažesnė, nei 1 m atstumu. Kaip minėta, tokį chloridų pasiskirstymą įtakoja gausesni vėjai vakarinėje Lietuvos dalyje. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, pH=7,52. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje buvo apie 7 cm (2003-02-12).



2.15 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, ties Gargždais

Iš 2.15 grafiko matyti, kad gautos chloridų koncentracijos yra nedidelės. Didžiausia chlorido koncentracija yra 1 m atstumu nuo kelio briaunos ir siekia 313,7 mg/l. Prie pat kelio briaunos esanti koncentracija beveik 3 kartus mažesnė nei 1 m atstumu. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, pH=7,13. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje ties Gargždais buvo apie 4 cm (2003-03-07).



2.16 pav. Chloridų koncentracija sniego tirpsmo vandenyje, už Klaipėdos žiedinės sankryžos

Chloridų koncentracija, tolstant nuo kelio briaunos pagal skersinį profilį, pasiskirsčiusi labai netolygiai. Didžiausia chlorido koncentracija yra 1 m atstumu nuo kelio briaunos ir siekia 625,0 mg/l, tačiau beveik nesiskiria nuo koncentracijos prie pat kelio briaunos, kuri yra lygi 610,0 mg/l. Cl^- koncentracijos už Klaipėdos žiedinės sankryžos gautos nedidelės, palyginus su koncentracijomis kitose vietose, nors sniego danga buvo stabili. Tai įtakoja Pajūrio klimatinio rajono ypatumai. Šiame rajone būna mažiausiai dienų per metus be šalčių ir su sniego danga, todėl ir chloridų kelių priežiūrai sunaudojama mažiau, nei rytinėje Lietuvos dalyje. Sniego tirpsmo vandens mėginio, kuriame buvo nustatinėjama Cl^- koncentracija, $\text{pH}=7,28$. Sniego danga mėginio paėmimo vietoje buvo apie 7 cm (2003-02-12).

Kaip matyti iš grafikuose pateiktų rezultatų, natrio chlorido koncentracijos sniego tirpsmo vandenyje, kai mėginiai imti vasario 13 dieną, yra net keletą kartų didesnės už koncentracijas, kai mėginiai imti kovo 8 dieną. Tai lėmė sniego dangos storis. Vasario mėn. imti mėginiai, esant stabiliai sniego dangai, o kovo mėn. jau sniegas buvo gerokai nutirpęs. Dalis chloridų jau buvo patekę į dirvožemį.

2004 m. sausio 27–28 dienomis paimituose sniego mėginiuose magistralinių kelių Panevėžys – Šiauliai ir Šiauliai – Palanga pakelėse Cl^- koncentracijos 3–7 kartus viršijo didžiausias koncentracijas, gautas 2003 metų vasario 12–13 dienomis magistraliniame kelyje Vilnius – Kaunas – Klaipėda ties Sitkūnais – 1933,33 mg/l (2 m atstumu nuo važiuojamosios kelio dalies) bei Lėgų miške – 1800 mg/l (1 m atstumu nuo važiuojamosios kelio dalies) (6A, 7A, 9A, 10A).

2003/2004 m. žiemos sezono metu pirmasis gausus sniegas iškrito Naujųjų 2004-tųjų metų išvakarėse. Norint užtikrinti eismo saugumą, kaip matyti pagal gautus duomenis, buvo naudojami milžiniški kiekiai kelių priežiūros druskų. Tai atsispindi ir magistralinio kelio Kaunas – Zarasai – Daugpilis duomenyse (14A). Sniego mėginiai chloridų nustatymui magistraliniuose keliuose Panevėžys – Šiauliai ir Šiauliai – Palanga buvo imti 2004 sausio 27–28 dienomis, esant stabiliai sniego dangai ir oro temperatūrai, todėl nustatytos itin didelės Cl^- koncentracijos, nes chloridų koncentracija nebuvo sumažinta sniego tirpsmo vandens (9A).

Mechanizuotai barstomose intensyvaus eismo gatvėse Vilniaus mieste nustatytas chloridų kiekis sniege buvo 1911–2571 mg/l. Lietaus kanalizacijos vandenyje chloridų kiekis buvo 438–1223 mg/l. Chloridų koncentracija lietaus kanalizacijos vandenyje yra 2,0–2,5 karto mažesnė, negu šalia gatvių susikaupusiame sniege, tačiau matyti, kad su sniego tirpsmo vandeniu pavasario polaidžio metu per lietaus nuotekynę į atvirus vandens telkinius gali patekti dideli chloridų kiekiai (Laurinavičius, Čygas, 1996).

2.3. Antrojo skyriaus išvados

1. Ypatingai didelės chlorido (Cl^-) koncentracijos (1868 mg/l) susikaupia prie važiuojamosios kelio dalies ir 1 metro atstumu nuo kelio (1800 mg/l). 1 metro ir 2 m atstumu nuo kelio koncentracijos dažniausiai skiriasi tik paklaidos ribose.
2. Sniego tirpsmo vandens, kuriame buvo nustatinėjama natrio chlorido koncentracija, vandenilio jonų rodiklis svyravo intervale $\text{pH}=7,13\text{--}7,62$, sudarydamas silpnai šarminę terpę. Foninė $\text{pH}=6,75$ reikšmė (artima neutraliai) vidutiniškai buvo viršyta 0,6. Kelių priežiūros druskos, patekę į dirvožemį ar vandenį, gali juos šarminti.
3. Chloridų koncentracijos sniego tirpsmo vandenyje, kai mėginiai imti vasario 13 dieną yra net keletą kartų didesnės už koncentracijas, kai mėginiai buvo imti kovo 8 dieną. Tai lėmė sniego dangos storis, t. y. iškrinant didesniam kritulių kiekiui, eismo saugumui keliuose užtikrinti sunaudojami didesni chloridų kiekiai. Be to, vasario mėn. mėginiai imti, esant stabiliai sniego dangai, o kovo mėn. sniegas jau buvo gerokai nutirpęs. Dalis chloridų jau buvo patekę į dirvožemį.
4. Didžiausia chlorido koncentracija (1933 mg/l), nustatyta skersiniame profilyje Sitkūnuose, 2 metrų nuo kelio atstumu. Automagistralė Vilnius – Kaunas – Klaipėda Lietuvoje nuo 2006 metų prižiūrima pagal aukščiausiąją priežiūros lygį, kur kelių priežiūrai žiemą sunaudojami dideli chloridų kiekiai. Todėl didesnės chloridų koncentracijos patenka į aplinką.

5. Chlorido koncentracija gali būti pasiskirsčiusi labai netolygiai dėl didelių pravažiuojančių automobilių srautų, kurie sukelia vėjo gūsius ir nubloškia druskas tolyn nuo važiuojamosios kelio dalies. Be to, artėjant link vakarinės Lietuvos dalies, kur gausesni vėjai, pastebima jų įtaka druskų nupūtimui nuo kelio.

3. DRUSKŲ ELEMENTŲ SORBCIJOS IŠ DRUSKŲ VANDENINIŲ TIRPALŲ, PERFILTRUOTŲ PER CEOLITĄ EKSPERIMENTINIAI LABORATORINIAI TYRIMAI

Gamtinis ceolitas (klinoptilolitas) plačiai naudojamas aplinkosaugos reikmėms. Tyrimams ceolitas pasirinktas dėl jo daugelio unikalių savybių. Ceolitas dėl savo sorbcinių savybių, gali būti pritaikomas kaip nuotekų nuo kelių paviršiaus taršos mažinimo (Pitcher et al., 2004) bei dirvožemio ir augalijos gerinimo priemonė (Sloan, Hegemann, 2003). Eksperimentiniai tyrimai su ceolitu ir druskų vandeniniais tirpalais, atlikti naudojantis kolonėlės testu (NT ENVIR 002, 1995) bei sukūrus stendą, skirtą tirpalų filtracijai per užpildą (ceolitą).

Druskų elementų sorbcijos iš druskų (NaCl , CaCl_2) ir jų mišinių vandeninių tirpalų, perfiltruotų per ceolito įkrovą, eksperimentinių tyrimų rezultatai paskelbti mokslinėse publikacijose (3A, 13A).

3.1. Druskų elementų sorbcijos ceolite iš druskų (NaCl , CaCl_2) vandeninių tirpalų metodika (kolonėlės testas)

Eksperimento tikslas – nustatyti kaip gamtinis ceolitas (1–3 mm frakcija), sorbuoja kelių priežiūros druskų chloro (Cl^-), natrio (Na^+), kalcio (Ca^{2+}) jonus bei kaip kinta filtrato, persifiltravusio per ceolito įkrovą, pH.

Eksperimentas atliekamas laboratorijoje, naudojant gamtinio ceolito 1–3 mm frakcijos įkrovą kolonėlėje (kolonėlės testas). Kolonėlės įkrovos (gamtinio ceolito) aukštis yra 8 cm, kuris priimamas kaip konstanta. Kolonėlės vidinis skersmuo yra 2,0 cm. Aukštis yra 8 cm, kadangi jis turi būti bent keturis kartus didesnis už skersmenį. Ceolito svoris kolonėlėje yra 25 g.

Prieš atliekant eksperimentą, ceolitas paruošiamas tokiu būdu: plaunamas dejuonizuotu vandeniu kol nebelieka pilkos vandens spalvos. Tada ceolitas džiovinamas krosnyje 120 °C temperatūroje 6 val., kad išgaruotų vanduo iš porų. Ceolitas dejuonizuotu vandeniu plaunamas, norint pašalinti galimas druskų elementų priemaišas, kurios gali sudaryti tam tikrą paklaidą. Kontrolei per paruoštą kolonėlę su ceolito įkrova yra filtruojamas dejuonizuotas vanduo (5 mėginiai po 100 ml).

Laboratorijoje paruošiami 3 eksperimentiniai tirpalai iš kelių priežiūros druskų: natrio chlorido (NaCl), kalcio chlorido (CaCl_2) bei chloridų ($\text{NaCl} + \text{CaCl}_2$) mišinio.

Eksperimentinio tirpalo gaminimas

Vandeninių tirpalų gamybai naudojama 10 g/l NaCl , 10 g/l CaCl_2 bei druskų mišinių (5 g/l $\text{NaCl} + 5$ g/l CaCl_2) koncentracija. Druskos tirpinamos dejuonizuotame vandenyje. Pasirinkta 10 g/l druskų (chloridų) koncentracija tirpale, kad būtų galima lengviau nustatyti druskų elementų koncentracijų mažėjimą filtrate bei atsižvelgiant į gamtinėmis sąlygomis gautas druskų elementų koncentracijas sniego tirpsmo vandenyje iš pakelių zonų. Gaminant NaCl bei

CaCl₂ mišinio tirpalą, druskų imama lygiomis dalimis, tai yra po 5 g/l. Bendras gaminamo tirpalo kiekis yra 2 litrai. Nustatomas šio tirpalo pH ir paimamas mėginys pradinei koncentracijai nustatyti (koncentracijos kontrolei).

Paimti analizei mėginiai analizuojami:

- Cl⁻ nustatomas titrimetriniu cheminės analizės metodu;
- Na⁺, Ca⁺ nustatomi liepsnos fotometriniu metodu;
- filtrato pH nustatomas pH-metru WTW pH 538.

Tyrimams naudotas natūralus ceolitas – klinoptilolitas gautas iš telkinio, esančio šalia Sokyrnytsos kaimo Ukrainoje. Jis savo savybėmis (rūgščių stabilizacija, atsparumu šilumai, mechaniniu stiprumu) nenusileidžia kitiems gamtiniams ceolitams.

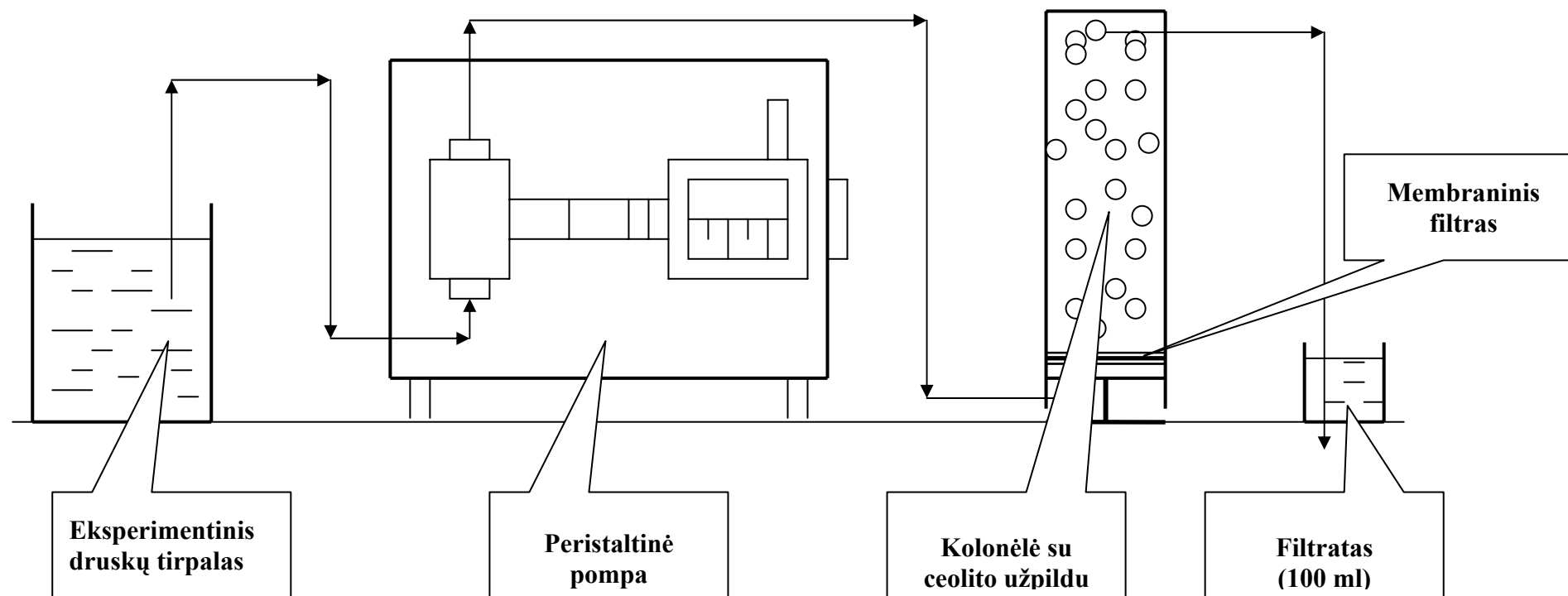
Natūralaus klinoptilolito formulė yra: [AlSi₅O₁₂]₂(K₂,Na₂,Ca)(H₂O)₈, kur Si santykis su Al ceolito struktūroje (4,25/5,25) įtakoja klinoptilolito adsorbcines savybes. Klinoptilolitas turi aukštą selektyvumą tam tikriems sunkiųjų metalų jonams tokiems, kaip Pb²⁺, Cd²⁺, Zn²⁺, Cu²⁺ (Merkle, Slaughter, 1968).

Ištyrus metalų eilės selektyvumą buvo sudaryta tokia eilė: Pb²⁺ > Zn²⁺ > Cu²⁺ > Na⁺ (Blanchard et al., 1984).

Eksperimento eiga

Paruoštas tirpalas supilamas į kūginę kolbą, prie kurios pajungta peristaltinė pompa. Tirpalas per kolonėlę su gamtinio ceolito įkrova filtruojamas, palaikant vienodą spaudimą ir tirpalo padavimo greitį (v=3,4 ml/min). Kolonėlėje, tirpalo padavimo vietoje, įdėtas membraninis filtras (0,4 μm porų skersmuo), kad ceolito grūdėliai nepatektų į peristaltinę pompą. Aplinkos temperatūra filtravimo metu – 20 °C. Persifiltravęs per kolonėlę filtratas, renkamas į vienkartinius indelius po 100 ml, kad jame būtų galima nustatyti Na⁺, Ca²⁺, Cl⁻ jonų koncentracijas bei filtrato pH. Filtruojama 500 ml eksperimentinio tirpalo, kiekvieną 100 ml surenkant į atskirą indelį. Taip gaunami 5 mėginiai po 100 ml. Filtravimas, naudojant tą patį eksperimentinį tirpalą, bet keičiant kolonėlę su ceolito įkrova, kartojamas tris kartus, norint įsitikinti rezultatų atsikartojamumu, tai yra 15 (5 po 100 ml x 3 karus) mėginių vienam tirpalui.

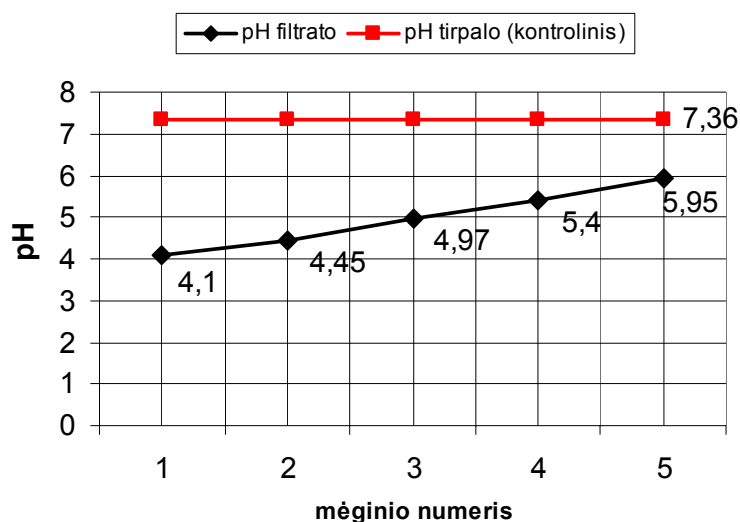
Stendo veikimo principas: eksperimentinį tirpalą peristaltinė pompa guminiiais vamzdeliais, palaikant vienodą spaudimą ir tirpalo padavimo greitį (v=3,4 ml/min), pumpuoja į kolonėlę su užpildu. Kolonėlėje, tirpalo padavimo vietoje, įdėtas membraninis filtras (0,4 μm porų skersmuo), kad ceolito grūdėliai nepatektų į peristaltinę pompą. Kad filtracija per ceolitą vyktų tolygiai ir jos neįtakotų papildomi veiksniai, tirpalas į kolonėlę paduodamas iš apačios. Persifiltravęs per įkrovą, filtratas surenkamas į laboratorinius indus tolimesniems tyrimams (3A, 13A). Stendo principinė schema pateikta 3.1 paveiksle.



3.1 pav. Kelių priežiūros druskų tirpalų filtracijos per kolonėlę su užpildu (ceolitu) principinė schema, nubraižyta disertacijos autorės

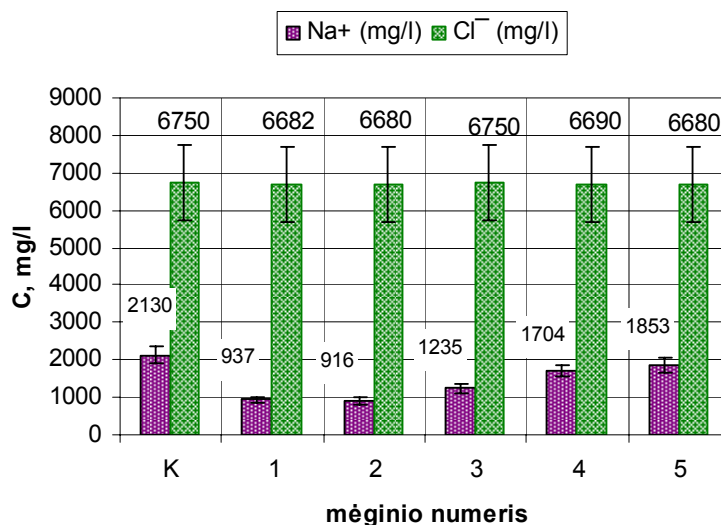
3.2. Druskų elementų sorbcijos iš druskų (NaCl, CaCl₂) ir jų mišinių vandeninių tirpalų, perfiltruotų per ceolito įkrovą, eksperimentinių tyrimų rezultatų analizė

Eksperimentas buvo atliekamas laboratorijoje. Kaip jau minėta, paruošti kelių priežiūros druskų (NaCl, CaCl₂) vandeniniai tirpalai buvo filtruojami per ceolito įkrovą (kolonėlės testas). Perfiltruotas per kolonėlę filtratas, renkamas į vienkartinius indelius po 100 ml. Filtruojama 500 ml eksperimentinio tirpalo, kiekvieną 100 ml surenkant į atskirą indelį. Taip gaunami 5 mėginiai po 100 ml: 1 (pirmas 100-tas mililitrų perfiltruoto tirpalo), 2 (antras 100-tas mililitrų), 3 (trečias 100 ml), 4 (ketvirtas 100 ml), 5 (penktas 100 ml) bei K (kontrolinis mėginys).



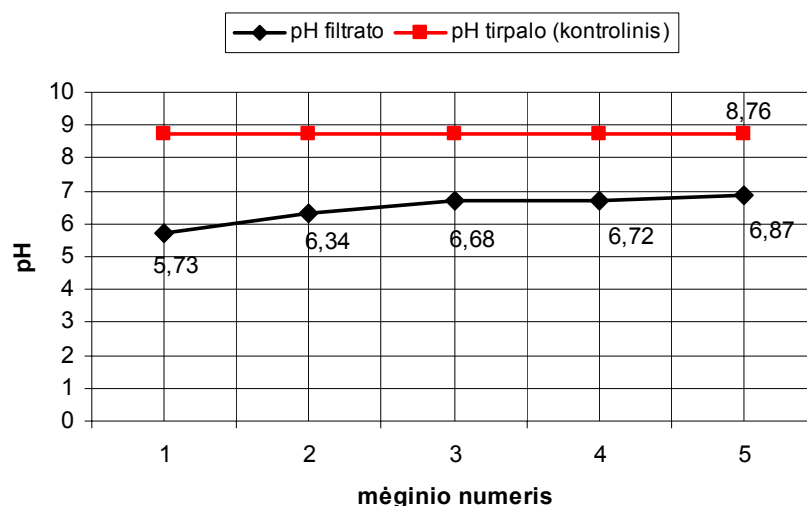
3.2 pav. pH kaita NaCl tirpalą ($c=10$ g/l) perfiltravus per ceolito įkrovą

Kaip matyti iš grafiko, perfiltravus per ceolito (klinoptilolito) įkrovą 10 g/l koncentracijos NaCl tirpalą, pirmo mėginio pH=4,1, tai reiškia, kad tirpalas yra rūgštinis. Filtruojant per ceolitą 10 g/l NaCl druskos tirpalą toliau, pH didėja ir artėja prie kontrolinio tirpalo pH=7,36, kurio pH yra neutralus. Penkto mėginio pH=5,95.



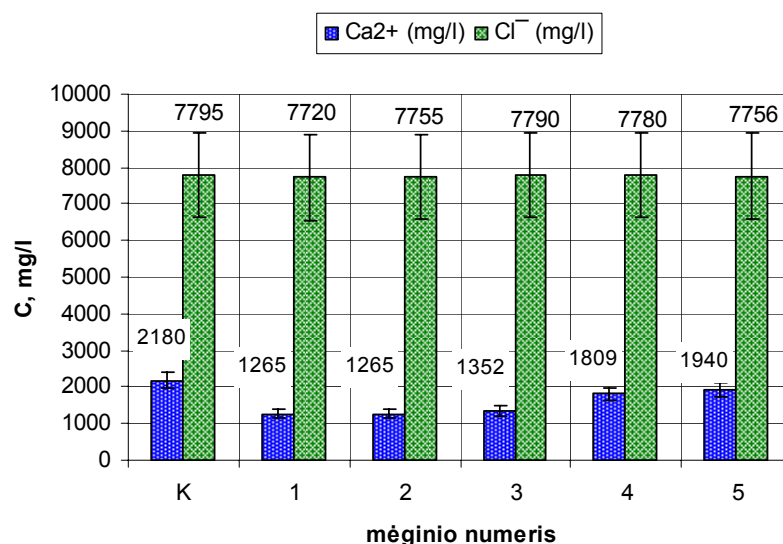
3.3 pav. Na⁺ ir Cl⁻ koncentracijos $c=10$ g/l NaCl druskos tirpale, perfiltruotame per ceolito įkrovą

Chloro jonų (Cl^-) ceolitas nesorbuoja. Gauti 5 mėginių duomenys liudija apie tai, kad gautos Cl^- koncentracijos nuo kontrolinio mėginio (6750 mg/l) skiriasi tik paklaidų ribose. Pagal grafiką matyti, kad pirmame mėginyje gauta Na^+ koncentracija 937 mg/l nuo kontrolinės $c=2130$ mg/l skiriasi 2,27 karto. Ceolitas Na^+ jonus sorbavo 33,8 %. Tačiau jau ketvirtame mėginyje ceolito sorbcija ženkliai mažėja, nes eksperimentui iš pradžių buvo pasirinktos didelės druskų koncentracijos.



3.4 pav. pH kaita CaCl_2 tirpalą ($c=10$ g/l) perfiltravus per ceolito įkrovą

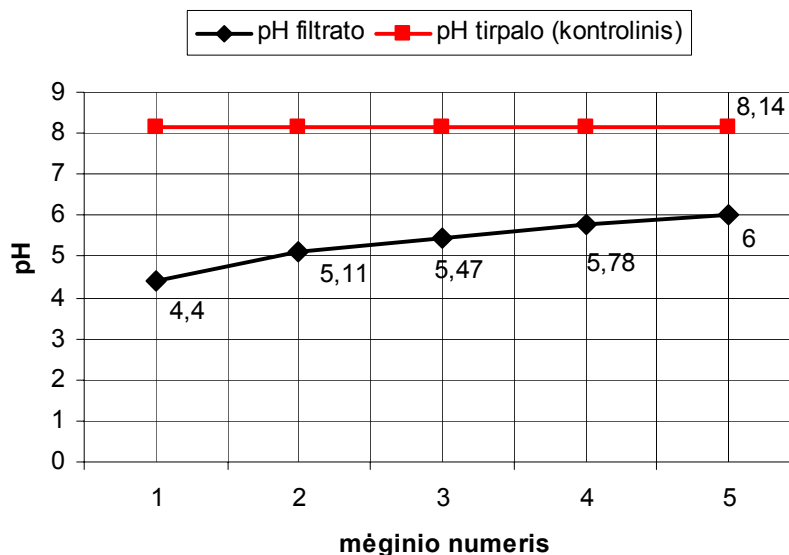
Filtruojant per ceolito įkrovą CaCl_2 tirpalą, vandenilio jonų rodiklis pirmame mėginyje taipogi esti labiau rūgštinis $\text{pH}=5,73$. Kituose keturiuose mėginiuose pH svyruoja ribose $\text{pH}=6,34\text{--}6,87$. CaCl_2 tirpalo $\text{pH}=8,76$; sudaro šarminę terpę.



3.5 pav. Ca^{2+} ir Cl^- koncentracijos 10 g/l CaCl_2 druskos tirpale, perfiltruotame per ceolito įkrovą

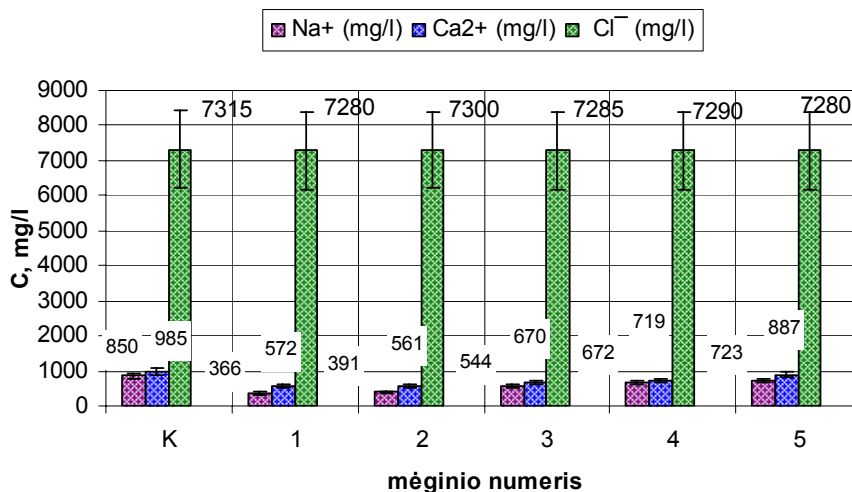
Pirmame mėginyje gauta Ca^{2+} jonų koncentracija – 1265 mg/l yra 1,7 karto mažesnė nei kontroliniame mėginyje. Ceolitas Ca^{2+} iš tirpalo sorbavo apie 48 %. Analogiški duomenys gauti

ir antrame mėginyje. Trečiame mėginyje koncentracija pradeda didėti, o penktame mėginyje jau yra 1940 mg/l. Filtruojant 10 g/l CaCl_2 druskos tirpalą, išlieka ta pati tendencija kaip ir filtruojant NaCl tirpalą – dėl pasirinktų didelių pradinėlių koncentracijų, ceolito poras labai greitai užsikemša ir sorbcijos procesai jame nevyksta.



3.6 pav. pH kaita druskų NaCl ($c=5$ g/l) ir CaCl_2 ($c=5$ g/l) mišinio tirpalą perfiltravus per ceolito įkrovą

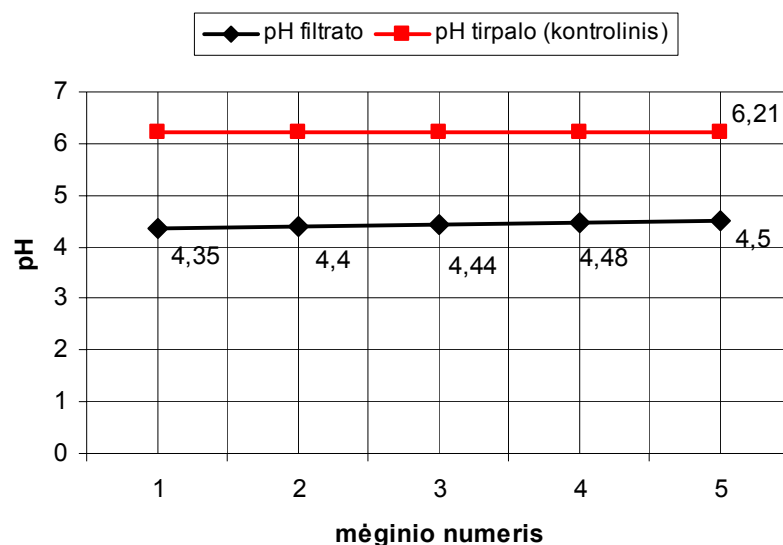
Iš grafiko matyti, kad pirmame mėginyje filtrato pH nuo kontrolinio $\text{pH}=8,14$ (šarminis) skiriasi beveik 2 kartus ($\text{pH}=8,14$), sudarydamas rūgštinę terpę. Penkto mėginio $\text{pH}=6,0$ (artimas neutraliam). Druskų tirpalai yra šarminiai, tačiau perfiltruoti per ceolitą tampa labiau rūgštiniais.



3.7 pav. Na^+ , Ca^{2+} , Cl^- koncentracijos druskų (NaCl, CaCl_2) mišinio tirpale, perfiltruotame per ceolito įkrovą

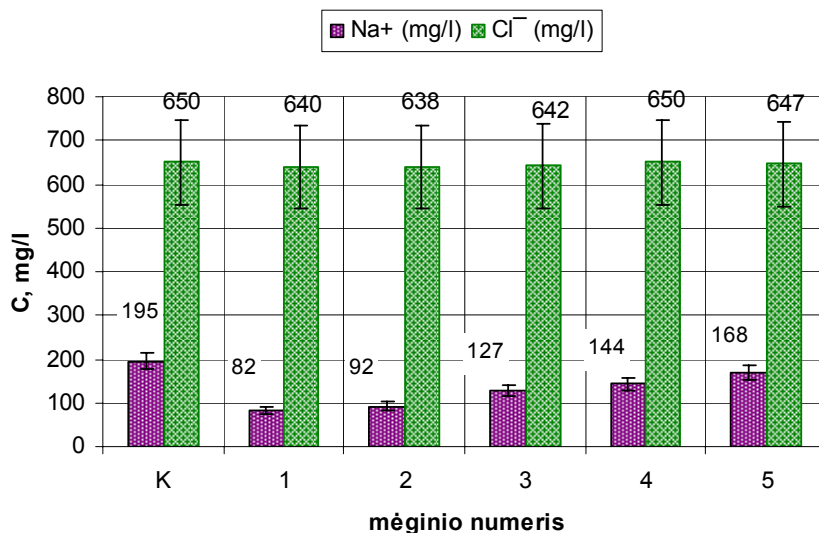
Pirmame mėginyje gauta Na^+ koncentracija 366 mg/l nuo kontrolinės $c=850$ mg/l skiriasi 2,32 karto. Ceolitas Na^+ jonus sorbavo 43 %. Tačiau jau kituose mėginiuose ceolito sorbcija mažėja ir penktame mėginyje yra tik 15 %. Ca^{2+} jonų gauta mažiausia koncentracija yra 572 mg/l yra antrame mėginyje. Ceolito įkrova maksimaliai sorbavo 57 % Ca^{2+} jonų būtent antrajame

mėginyje, o tolesniuose mėginiuose sorbcija vėl mažėjo ir penktame mėginyje siekė tik 10 %. Cl^- koncentracijos nuo kontrolinio mėginio (7315 mg/l) skiriasi paklaidų ribose.



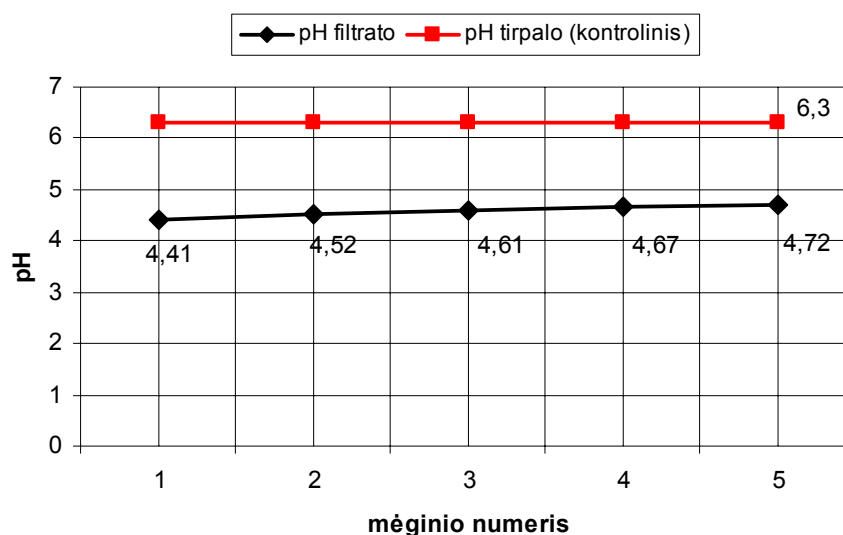
3.8 pav. pH kaita NaCl tirpalą ($c=1$ g/l) perfiltravus per ceolito įkrovą

Antroje eksperimento dalyje buvo pasirinktos dešimt kartų mažesnės druskų tirpalų koncentracijos $c=1$ g/l. Kaip matyti, mažesnės koncentracijos tirpalo $\text{pH}=6,21$ (kontrolinis) yra žemesnis. Perfiltruotų per ceolitą druskų tirpalų pH mėginiuose tik nežymiai kinta, su tendencija didėti. Pirmojo – penktojo mėginių $\text{pH}=4,35\text{--}4,5$ (rūgštinė terpė).



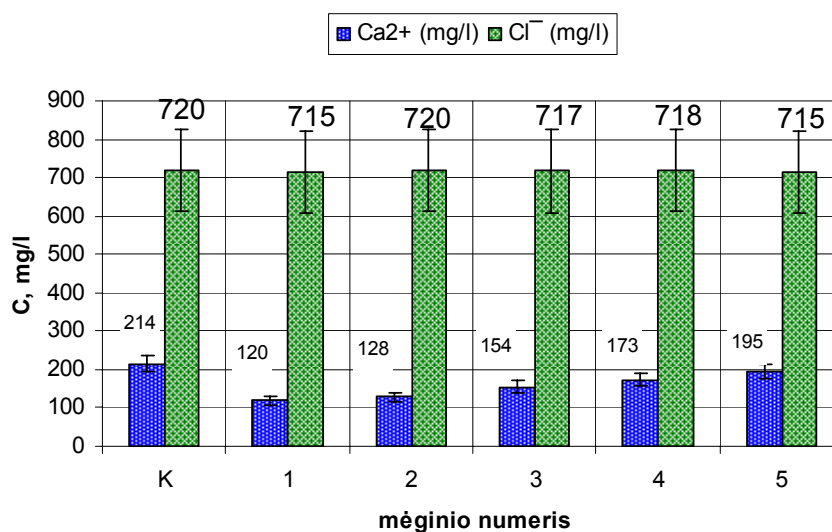
3.9 pav. Na^+ ir Cl^- koncentracijos 1 g/l NaCl druskos tirpale, perfiltruotame per ceolito įkrovą

Natrio (Na^+) jonai geriausiai sorbuojami pirmajame – trečiajame mėginiuose. Pirmajame mėginyje gauta Na^+ koncentracija 82 mg/l nuo kontrolinės $c=195$ mg/l skiriasi 2,4 karto. Ceolitas Na^+ jonus maksimaliai sorbavo 42 %. Druskų tirpalų koncentracijos antrojoje eksperimento dalyje buvo sumažintos, norint nustatyti optimalų ceolito kiekį, reikalingą, kad sorbcijos procesas vyktų maksimaliai, tai yra, kad būtų sorbuota kuo daugiau Na^+ ir Ca^{2+} jonų.



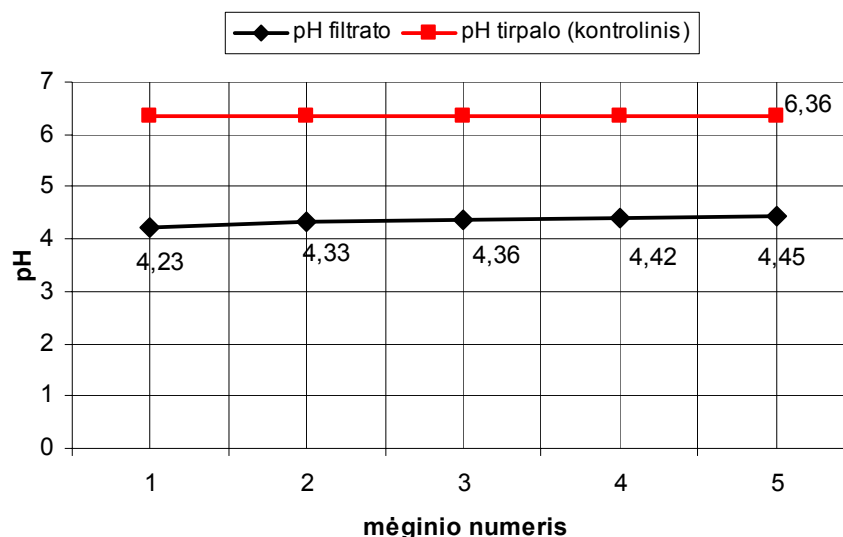
3.10 pav. pH kaita CaCl_2 tirpalą ($c=1$ g/l) perfiltravus per ceolito įkrovą

1 g/l koncentracijos CaCl_2 tirpalo $\text{pH}=6,3$ (kontrolinis) vos skiriasi nuo NaCl tirpalo $\text{pH}=6,21$. Taipogi ir visų 5 mėginių pH reikšmės analogiškos gautoms, filtruojant NaCl tirpalą ($c=1$ g/l). 1 – 5 mėginių reikšmės kinta $\text{pH}=4,41\text{--}4,72$ (rūgštinė terpė).



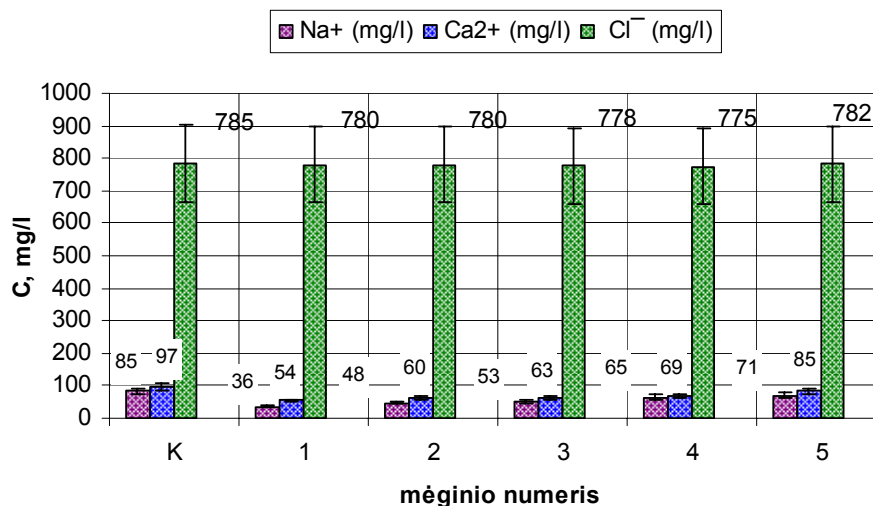
3.11 pav. Ca^{2+} ir Cl^- koncentracijos 1 g/l CaCl_2 druskos tirpale, perfiltruotame per ceolito įkrovą

Pirmajame mėginyje gauta Ca^{2+} jonų koncentracija – 120 mg/l yra 1,8 karto mažesnė nei kontroliniame mėginyje (214 mg/l). Ceolitas Ca^{2+} jonus iš tirpalo maksimaliai (apie 56 %) sorbavo pirmajame mėginyje. Antrajame mėginyje Ca^{2+} jonų koncentracija skiriasi paklaidos ribose. Trečiajame mėginyje koncentracija pradeda didėti, lyginant su kontroliniu mėginiu, o penktajame mėginyje jau pasiekia 195 mg/l.



3.12 pav. pH kaita druskų NaCl ($c=0,5$ g/l) ir CaCl_2 ($c=0,5$ g/l) mišinio tirpalą perfiltravus per ceolito įkrovą

Druskų mišinio tirpalo pH=6,36, t.y. artima neutraliai terpė.



3.13 pav. Na^+ , Ca^{2+} , Cl^- koncentracijos druskų (NaCl, CaCl_2) mišinio tirpale, perfiltruotame per ceolito įkrovą

Kaip matyti iš grafiko, chloro jonų koncentracija tirpale eksperimento metu nekinta, lieka artima kontrolinei reikšmei (785 mg/l). Ceolitas tiek Na^+ , tiek Ca^{2+} jonus iš druskų tirpalo mišinio geriausiai sorbavo pirmajame mėginyje, mažiausiai – penktajame.

Pasaulyje atlikta nemažai tyrimų įvairių cheminių elementų sorbcijos iš tirpalų, naudojant ceolitą. Ypač daug tyrimų atlikta, nustatant ceolito sorbcines galimybes, sorbuojant sunkiuosius metalus. Sudarytos įvairios sorbcinės eilės. Akivaizdžiai matyti, kad visi tyrėjai sutinka su tuo, kad klinoptilolitas iš sunkiųjų metalų geriausiai sorbuoja šviną. $\text{Pb}^{2+} > \text{Ag}^+$

$\text{Cd}^{2+} > \text{Zn}^{2+} > \text{Cu}^{2+} > \text{Na}^{2+}$ sorbcinę eilę pateikia Kesraoui-Ouki et al., 1994. $\text{Na}^+ > \text{K}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$ sorbcinė eilė sudaryta Warren, Zimmerman, 1994, iš kurios matyti, kad ceolitas geriau sorbuoja natrio katijonus, nei kalcio.

Atlikus tyrimus gavau, kad klinoptilolitas apie 12 % geriau sorbavo kalcio jonus. Tai galima aiškinti tuo, kad eksperimento metu nebuvo stebima kitų elementų sorbcija ir atliktas eksperimentas nebuvo analogiškas kitų tyrėjų eksperimentams.

3.3. Trečiojo skyriaus išvados

1. Druskos, patekė į aplinką, sudaro šarminę terpę. Kuo druskos tirpalo koncentracija didesnė ($c_{\text{CaCl}_2}=10 \text{ g/l}$), tuo tirpalo pH yra labiau šarminis ($\text{pH}=8,14-8,76 \text{ g/l}$).
2. Ceolitas šarminį druskos tirpalo pH sumažina iki silpnai rūgštinio. Tačiau tyrimais nustatyta, jog per ceolitą perfiltravus distiliuotą vandenį filtrato pH didėja ($\text{pH}=5,5-6,83$).
3. Didelės koncentracijos ($c=10 \text{ g/l}$) NaCl ir CaCl_2 druskų tirpalus filtruojant per ceolito įkrovą, pH nuo $\text{pH}=8,76-7,36$ sumažėdavo iki neutralaus ($\text{pH}=5,73$) bei silpnai rūgštinio ($\text{pH}=4,4$) ir palaipsniui vėl artėdavo prie pradinės (kontrolinės) tirpalo pH reikšmės.
4. Mažesnių koncentracijų druskų tirpalų ($c=1 \text{ g/l}$), perfiltruotų per ceolito įkrovą, pH nuo $\text{pH}=6,21-6,36$ sumažėjo iki $\text{pH}=4,23-4,72$.
5. Gamtinis ceolitas (klinoptilolitas) iš druskų tirpalų sorbuoja druskų katijonus (Na^+ , Ca^{2+}), anijono (Cl^-) – nesorbuoja.
6. Gamtinis ceolitas (klinoptilolitas) natrio jonus (Na^+) iš kelių priežiūros druskų tirpalų sorbavo 30–35 %, o kalcio jonus (Ca^{2+}) – 42–44 %. Pagal gautus rezultatus matyti, kad ceolitas Ca^{2+} sorbavo geriau nei $\text{Na}^+ \sim 12$ %. Ši tendencija vyravo visuose analizuotuose druskų tirpaluose.
7. Ceolitas (klinoptilolitas) sorbuoja kelių priežiūros druskų elementus – Na^+ ir Ca^{2+} . Dėl sorbcinių bei jonų mainų savybių jis gali būti taikomas autotransporto taršos kelio aplinkoje prevencijai ir mažinimui bei dirvožemio ir augalijos būklės gerinimui.

4. TOKSINIO KELIŲ PRIEŽIŪROS DRUSKOS POVEIKIO ŽOLINIAMS AUGALAMS EKSPERIMENTINIAI LABORATORINIAI TYRIMAI

Disertacinio darbo ketvirtojo skyriaus eksperimentiniai tyrimai atlikti pagal suformuotus naujus tyrimo metodus, taikant jau esančius tyrimų metodus.

Atlikus literatūrinę analizę, paaiškėjo, jog daug tyrimų, nustatant kelių priežiūros druskų neigiamą įtaką augalijai, atlikta tyrimo objektu renkantis spygliuočius medžius. Todėl disertaciniame darbe buvo nuspręsta tyrinėti kaip kelių priežiūros druska – natrio chloridas įtakoja žolinę augaliją.

Toksinio druskos poveikio žolinei augalijai eksperimentinių tyrimų rezultatai ir analizė pateikti (1A, 5A, 12A) mokslinėse publikacijose.

4.1. Žolinių augalų kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje augimo tyrimo metodika

Remiantis literatūriniais duomenimis (Highway Salt and Our Environment, 2004; Townsend, Kwolek, 1987) daugiametė svidrė bei pievinis eraičinas priskirti rūšims, su vidutiniu jautrumu druskoms, o aukštasis eraičinas priskirtas žolinių augalų rūšims, kurios druskų poveikiui nejautrios. Atsižvelgus į tai, tyrimams buvo pasirinktos trys žolinių augalų rūšys, dažniausiai naudojamos pakelių apželdinimui Lietuvoje, tiesiant naujus, rekonstruojant ar atnaujinant esamus kelius.

Tirtos žolinių augalų rūšys:

- daugiametė svidrė (veislė: darimo) – *Lolium perenne* L. Angl. – daruel, ryegrass,
- tikrasis eraičinas (veislė: prana) – *Festuca pratensis* Huds. Angl. – fescue grass,
- pievinė miglė (veislė: balin) – *Poa pratensis* L. Angl. – bluegrass, meadow-grass.

Tyrimo tikslai:

- nustatyti žolinių augalų rūšims toksines kelių priežiūros druskos koncentracijų ribas;
- išanalizuoti, kaip kelių priežiūros druska įtakoja tiriamųjų žolinių augalų augimo procesą ir pagrindinius augalų parametrus;
- nustatyti, kuri iš tiriamųjų žolinių augalų rūšių (daugiametė svidrė, tikrasis eraičinas, pievinė miglė) yra atspariausia toksiniam druskų poveikiui (stresui).

Tyrimui naudojama sutrupinta techninė natrio chlorido (NaCl) druska, apdorota geltonąja kraujo druska – kalio heksacianoferatu ($K_4[Fe(CN)_6]$), kuri naudojama Lietuvoje žiemos metu kelių priežiūrai. Toliau tekste naudojama sutrumpintai – NaCl.



4.1 pav. Daugiametė svidrė



4.2 pav. Tikrasis eraičinas



4.3 pav. Pievinė miglė

(<http://runeberg.org/nordflor/478.html> (4.1 pav.) <http://runeberg.org/nordflor/444.html> (4.2 pav.) http://www.livinglandscapes.bc.ca/cbasin/cb_grasses/image_poa_pratensis.html (4.3 pav.))

Tyrimo eiga: daugiametės svidrės, tikrojo eraičino bei pievinės miglės po 100 vienetų sėklų buvo pasėta į plastiko vazonus su 1 kg dirvožemio.

Tyrimui buvo naudojamas dirvožemis, kurio sudėtyje yra: azoto ($\text{NH}_4 + \text{NO}_3$) – 100 mg/l; fosforo (P_2O_5) – 50 mg/l; kalio (K_2O) – 300 mg/l; kalcio (CaO) – 300 mg/l; magnio (MgO) – 80 mg/l; geležies (Fe_2O_3) – 800 mg/l. Dirvožemis tyrimams buvo išsigytas įmonėje, kur jis buvo paruoštas pagal IST 2292587–001:1999.

Tyrimo metu buvo naudotos trys NaCl koncentracijos – 20 g/kg, 10 g/kg bei 1 g/kg, kurios tirpalų pavidalu laistant buvo įterptos į sausą dirvožemį. Trys minėtos žolinių augalų rūšys buvo pasėtos į 12 plastikinių vazonų: kiekviena rūšis pasėta į 3 vazonus su skirtingomis NaCl druskos koncentracijomis dirvožemyje bei neužterštame dirvožemyje (kontroliniai augalai).

Tyrimas buvo vykdomas IV savaitės, kadangi tiek natūraliomis gamtinėmis, tiek laboratorinėmis sąlygomis, į dirvožemį patekusi kelių priežiūros druska šį laikotarpį labiausiai neigiamai įtakoja žolinių augalų augimo procesą ir pagrindinius jos parametrus. Per ilgesnį laikotarpį kelių priežiūros druska gamtinėmis sąlygomis kritulių (lietaus) yra išplaunama, jos

koncentracijos išskiedžiamos. Laboratorijoje analogiškas procesas vyksta, druskos koncentraciją dirvožemyje mažinant žolinių augalų laistymo metu. Todėl ilgesnį laiką testti eksperimentą netikslinga.

Kiekvieno vazono dugnas skylėtas, kad būtų natūralus vandens nuotėkis ir nesusikauptų per didelis jo kiekis. Kiekvienos rūšies sėklos sėjamos užterštoje natrio chlorido druska ir švarioje terpėje vienu metu (bandomieji ir kontroliniai augalai). Tiek kontroliniai, tiek bandomieji augalai auginami vienodomis sąlygomis – esant vienodai temperatūrai bei apšvietimui. Bandomieji bei kontroliniai augalai buvo laistomi, atsižvelgiant į patalpos oro temperatūrą bei vizualinį dirvožemio drėgnumą, vieną kartą per savaitę: pirmąsias III savaites po 50 ml vandens, nuo IV savaitės – po 100 ml.

Daigumo nustatymui daigiametės svidrės, tikrojo eraičino bei pievinės miglės 100 vienetų sėklų buvo pasėta į plastiko vazonus su neužterštu bei natrio chlorido druska (koncentracijos – 20 g/kg, 10 g/kg bei 1 g/kg) užterštu dirvožemiu. Kas savaitę buvo stebima kiek vienetų kiekvienos žolinių augalų daigų sudygo kontroliniuose ir NaCl druska užterštuose vazonuose.



4.4 pav. Dalis tiriamųjų augalų, pasėtų daigumo nustatymui po IV tyrimo savaitės (kairėje pusėje augalai, 1 g/kg kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje, dešinėje – kontroliniai)

Žolinių augalų *antžeminės dalies ilgis* buvo nustatomas kalibruota metaline liniuote Preisser Nr. 11 (ilgio nuokrypis 0,026 mm). Kiekvienos žolinių augalų rūšies penki atsitiktinai iš vazono išrauti vienetai buvo matuojami, nustatant vieno augalo vidutinį antžeminės dalies ilgį (cm). Antžeminės dalies ilgis buvo matuojamas nuo augalo vietos, kur prasideda augalo šaknys iki ilgiausio lapo galo.

Žolinių augalų *fitomasė* buvo nustatyta kalibruotomis elektroninėmis laboratorinėmis svarstyklėmis KERN 770-60 (paklaida, sveriant 0,01 g...60 g – 0,00001 g). Kiekvienos žolinių augalų rūšies penki atsitiktinai iš vazono išrauti vienetai buvo sveriami, nustatant vieno augalo vidutinę *fitomasę* (mg). *Fitomasė* buvo nustatoma, elektroninėmis svarstyklėmis sveriant augalus be šaknų, tai yra tik žaliąją antžeminę augalo dalį.

Antžeminės dalies ilgio ir *fitomasės* matavimai atliekami kiekvieną tyrimo savaitę, viso IV savaitės.

4.2. Žolinių augalų kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje, įterpiant ceolitą, augimo tyrimo metodika

Tyrimo tikslas: nustatyti kaip natūralus gamtinis ceolitas klinoptilolitas (3–5 mm frakcija), įterptas į kelių priežiūros druska užterštą dirvožemį, įtakoja tiriamųjų žolinių augalų (daugiametė svidrė, tikrasis eraičinas, pievinė miglė) augimo procesą ir pagrindinius parametrus (antžeminės dalies ilgį, *fitomasę*, sėklų daigumą).

Tyrimams pasirinktas gamtinis klinoptilolitas iš Sokyrnytsos kaimo Ukrainoje radimvietės; dėl daugelio unikalių struktūrinių bei funkcinių savybių (rūgščių stabilizacija, atsparumas šilumai, mechaninis stiprumas, katijonų mainai, sorbcija ir kt.). Klinoptilolito oksidinė formulė (procentais): SiO₂, 71,5; TiO₂, 0,2; Al₂O₃, 13,1; Fe₂O₃, 0,9; MgO, 1,07; CaO, 2,1; P₂O₅, 0,033; Na₂O+K₂O, 5,03 (3A).

Ceolitų panaudojimas vejų paruošimui, dirvožemiui suteikia tokias charakteristikas: mažina dirvos sutrypimą, giliai aeruoja dirvą ir augalų šaknis, puikiai praleidžia vandenį į šaknų zoną, sulaiko optimalų vandens kiekį (iki 35 % ceolito masės), sukaupia savyje nuodingas medžiagas ir jų neišleidžia į aplinką, ženkliai sumažina trąšų išplovimą į aplinką ir tokiu būdu mažina gruntinių vandenų taršą, pagal augalų poreikį palaipsniui atiduoda jiems maistingas, agrochemiškai naudingas medžiagas (Na⁺, Ca²⁺, K⁺, Mg²⁺ ir kt.) ir vandenį, užtikrina puikų katijonų (Na⁺, Ca²⁺, K⁺) mainų lygį (0,9–1,5 g-ekv/g), skatina naudingų mikroorganizmų dauginimąsi (Pitcher et al., 2004). Tai įtakoja stipresnių, atsparesnių neigiamiems aplinkos veiksniams (stresams) augalų augimą. Ceolitas naudojamas 3–5 mm frakcijos, nes šis stambumas yra optimalus, ceolitą naudojant aplinkosaugos reikmėms.

Tyrimui naudojamas dirvožemis bei kelių priežiūros druska, analogiškai minėtiems 4.1 poskyryje.

Tyrimo eiga: daugiametės svidrės, tikrojo eraičino bei pievinės miglės sėklos sėjamos į plastiko vazonus su 1 kg sauso dirvožemio. Tyrimo metu naudojamos dvi NaCl koncentracijos – 2 g/kg, 5 g/kg, kurios tirpalų pavidalu įterpiamos į dirvožemį. Kaip rodo pirmojo tyrimo metu gauti rezultatai, didesnės nei 10 g/kg kelių priežiūros druskos koncentracijos žolinei augalijai yra

toksiškos. Todėl antrajam tyrimui buvo pasirinktos tarpinės kelių priežiūros druskos koncentracijos.

Tyrimas vykdomas IV savaites.

Tyrimo metu naudojami du klinoptilolito kiekiai dirvožemyje, kurie įmaišomi į dirvožemį prieš eksperimentą:

1. į dirvožemį įterpiama 10 % ceolito nuo dirvožemio kiekio,
2. į dirvožemį įterpiama 20 % ceolito nuo dirvožemio kiekio (Sloan, Hegemann, 2003).

Kontrolėi kiekviena žolinių augalų rūšis pasėjama švariame, kelių priežiūros druska neužterštame dirvožemyje ir be ceolito (0 %) bei druska (2 g/kg, 5 g/kg) užterštame dirvožemyje su 10 % ir 20 % ceolito nuo dirvožemio kiekio.

Tiek kontroliniai, tiek bandomieji augalai auginami vienodomis sąlygomis – esant vienodai temperatūrai bei apšvietimui, laistoma vienodu kiekiu vandens (100 ml) ir tuo pačiu metu (kas 5 dienos).

Kiekvieną tyrimo savaitę (viso IV savaites) buvo atliekamas žolinių augalų antžeminės dalies ilgio (cm) ir fitomasės (mg) nustatymas 4.1 poskyryje aprašytu būdu.

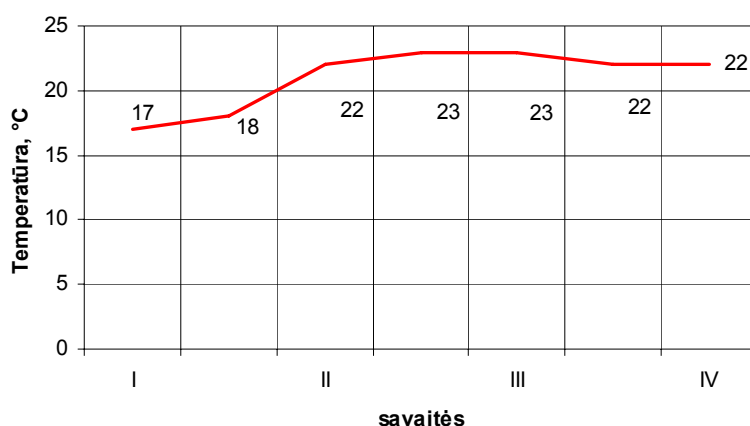
4.1 lentelė. Dirvožemio ir ceolito mišinių, naudotų tyrimo metu, sudėtis

Mišinio numeris	Augalo pavadinimas	Dirvožemio kiekis, kg	NaCl koncentracija dirvožemyje, g/kg	Ceolito kiekis dirvožemyje, %, (g)
1.	Daugiametė svidrė	1	2	10 (100)
2.	Daugiametė svidrė	1	2	20 (200)
3.	Daugiametė svidrė	1	5	10 (100)
4.	Daugiametė svidrė	1	5	20 (200)
5.	Pievinė miglė	1	2	10 (100)
6.	Pievinė miglė	1	2	20 (200)
7.	Pievinė miglė	1	5	10 (100)
8.	Pievinė miglė	1	5	20 (200)
9.	Tikrasis eraičinas	1	2	10 (100)
10.	Tikrasis eraičinas	1	2	20 (200)
11.	Tikrasis eraičinas	1	5	10 (100)
12.	Tikrasis eraičinas	1	5	20 (200)
Kontrolė				
13.	Daugiametė svidrė	1	0	0 (0)
14.	Daugiametė svidrė	1	0	10 (100)
15.	Daugiametė svidrė	1	0	20 (200)
16.	Pievinė miglė	1	0	0 (0)
17.	Pievinė miglė	1	0	10 (100)
18.	Pievinė miglė	1	0	20 (200)
19.	Tikrasis eraičinas	1	0	0 (0)
20.	Tikrasis eraičinas	1	0	10 (100)
21.	Tikrasis eraičinas	1	0	20 (200)

Tiriamos žolinių augalų rūšys pasėjamos dirvožemio ir ceolito mišinyje su skirtingomis kelių priežiūros druskos koncentracijomis į 21 plastikinį vazoną.

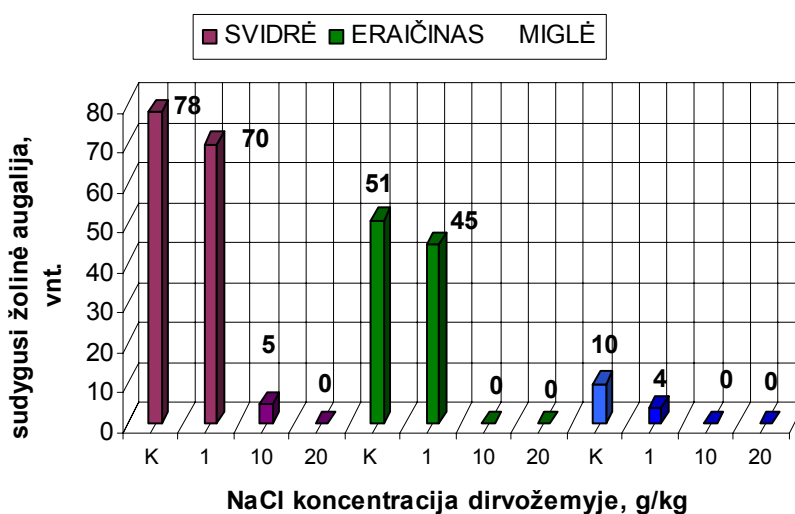
4.3. Žolinių augalų kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje augimo tyrimo rezultatų analizė

Daugiametė svidrė, tikrasis eraičinas, pievinė miglė buvo pasėti 2005 gegužės 6 dieną. Tyrimų metu buvo stebima patalpos temperatūra (°C). Bandomieji augalai auginti šiaurinėje laboratorijos pusėje, kur tiesioginiai saulės spinduliai nepatenka, tai yra buvo pasirinktos nepalankios ekologinės sąlygos.



4.5 pav. Laboratorijos, kurioje buvo auginami tiriamieji žoliniai augalai, temperatūros kaita tyrimų metu

Didžiausia temperatūra vyravo III tyrimų savaitę. Tai įtakojo spartesnį augalų augimą tuo metu. Tačiau labai spartus augalų antžeminės dalies ilgėjimas įvyko II savaitę, kadangi patalpos temperatūra nuo +17/+18 °C pakilo iki +22/+23 °C.



4.6 pav. Daugiametės svidrės, tikrojo eraičino bei pievinės miglės sėklų daigumas NaCl užterštame dirvožemyje (K – kontroliniai augalai; 1, 10, 20 – NaCl koncentracija dirvožemyje g/kg)

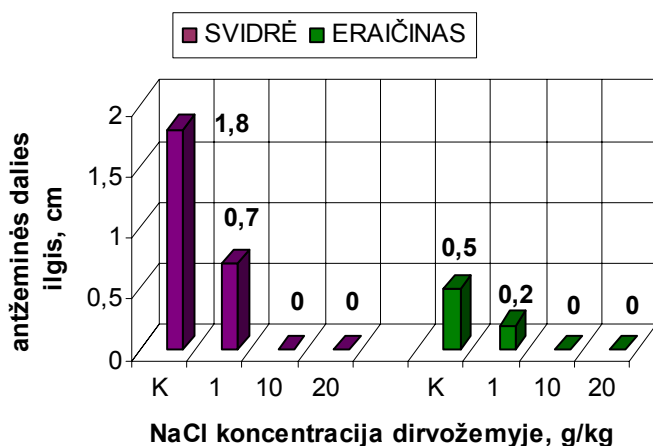
Žolinių augalų sėklų daigumas buvo tiriamas esant nepalankiems ekologiniams veiksniams (neaukšta oro temperatūra, minimalus vandens kiekis, nepatenkantys tiesioginiai saulės spinduliai), todėl net kontrolinių (K) žolinių augalų rūšių daigumas buvo prastas: daugiametės svidrės – 78 %, tikrojo eraičino – 51 %, o pievinės miglės – tik 10 %.

Pagal (Jankaitė, Vasarevičius, 2005) nustatytas daugiametės svidrės sėklų daigumas optimaliomis sąlygomis – 91 %, paprastomis sąlygomis – 88 %. Tikrojo eraičino sėklų daigumas optimaliomis sąlygomis – 81 %, paprastomis sąlygomis – 66%. Pievinės miglės daigumas optimaliomis sąlygomis – 77 %, paprastomis sąlygomis – 35 %. Pievinės miglės sėklų daigumas buvo mažiausias, nes šios rūšies sėkloms reikalinga šiluma, apšviestumas bei ilgesnis nei II savaitės sudygimo laikas.

Tiriamieji augalai per IV tyrimo savaites sudygo tik 1 g/kg natrio chlorido kiekį turinčiame dirvožemyje. 10 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje po IV tyrimo savaitės, kai NaCl koncentracija dirvožemyje laistant buvo pakankamai sumažėjusi, sudygo tik daugiametė svidrė. 20 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje nesudygo nei viena augalijos rūšis.

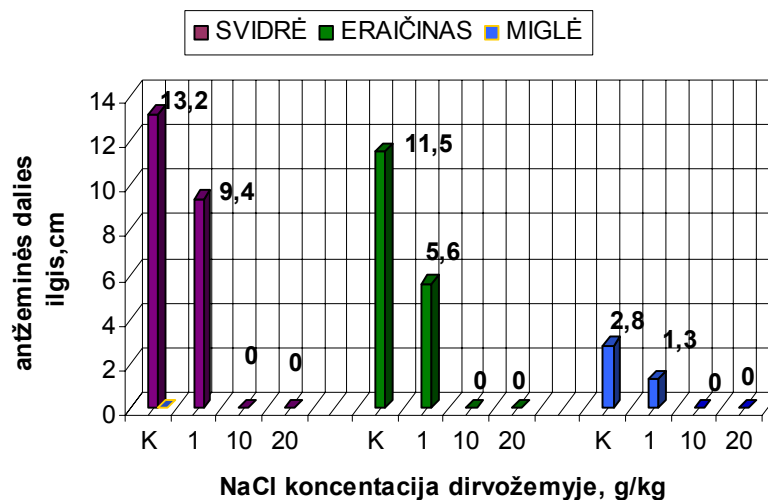
Dėl druskų toksinio poveikio, daugiametės svidrės daigumas, lyginant su kontroliniu, buvo mažesnis 11 %, tikrojo eraičino – 12 %, pievinės miglės – 40 %. Tikrasis eraičinas bei pievinė miglė nesudygo nei 10 g/kg nei 20 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje.

Vėlesnius tyrimus tikslinga tęsti, užteršiant dirvožemį nuo 2 g/kg iki 8 g/kg NaCl, kadangi didesnė nei 10 g/kg koncentracija yra mirtinai toksiška žolinei augalijai.



4.7 pav. Žolinių augalų antžeminės dalies ilgis po I tyrimo savaitės

Pirmąją tyrimų savaitę sudygo daugiametė svidrė bei tikrasis eraičinas, o pievinė miglė nesudygo net kontroliniame vazonyje. Pirmąją augimo savaitę patalpos temperatūra buvo +17 – +18 °C. Iš grafiko matyti, kad po pirmosios savaitės, daugiametės svidrės antžeminės dalies ilgis yra didesnis nei tikrojo eraičino. Daugiametės svidrės ilgis 1 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje nuo kontrolinio skyrėsi 2,6 karto, o tikrojo eraičino – 2,5 karto.



4.8 pav. Žolinių augalų antžeminės dalies ilgis po II tyrimo savaitės

Antrąją tyrimų savaitę pradėjo dygti pievinė miglė. Patalpos temperatūra pakilo iki +22 – +23 °C. Dėl pakilusios temperatūros, augalai antrąją savaitę ženkliai paaugo. Daugiametės svidrės kontrolinių augalų ilgis pasiekė 13,2 cm, tikrojo eraičino – 11,5 cm, pievinės miglės – 2,8 cm. Daugiametės svidrės antžeminės dalies ilgis 1 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje nuo kontrolinio skyrėsi 1,4 karto, o tikrojo eraičino – 2,0, pievinės miglės – 2,2 karto. II tyrimo savaitę daugiametės svidrės ilgis užterštame dirvožemyje nuo kontrolinio skyrėsi pastebimai mažiau.

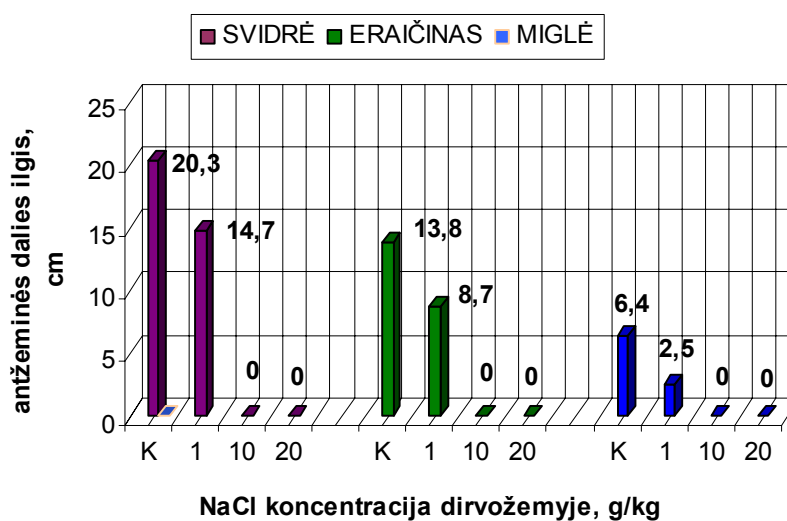


4.9 pav. Daugiametė svidrė po II tyrimo savaitės

Kairėje pusėje yra kontroliniai augalai. Dešinėje pusėje augalai – 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje.

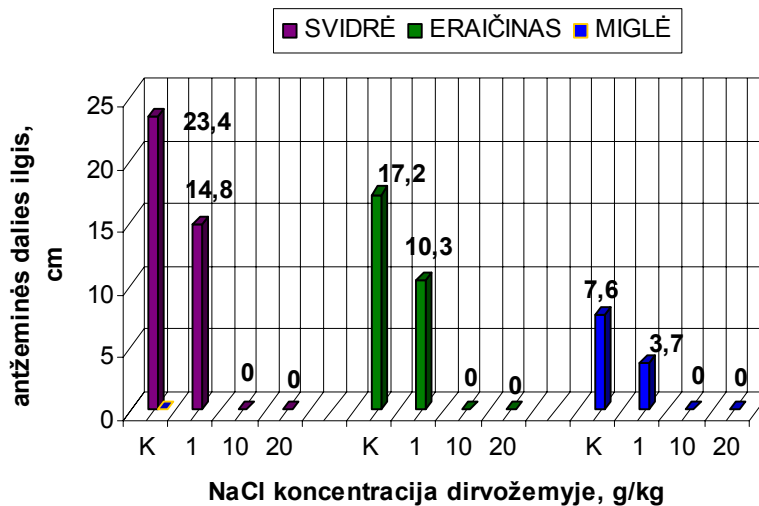


4.10 pav. Tikrasis eraičinas po II tyrimo savaitės



4.11 pav. Žolinių augalų antžeminės dalies ilgis po III tyrimo savaitės

Trečiąją tyrimų savaitę patalpos temperatūra laikėsi $+22 - +23\text{ }^{\circ}\text{C}$. Daugiametės svidrės kontrolinių augalų ilgis pasiekė 20,3 cm, tikrojo eraičino – 13,8 cm, pievinės miglės – 6,4 cm. Daugiametės svidrės antžeminės dalies ilgis 1 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje nuo kontrolinio skyrėsi 1,4 karto, taip pat kaip ir II savaitę; tikrojo eraičino – 1,6 karto, pievinės miglės – 2,6 karto. Kaip matyti, 10 g/kg bei 20 g/kg užterštame dirvožemyje, bandomieji augalai nesudygo.



4.12 pav. Žolinių augalų antžeminės dalies ilgis po IV tyrimo savaitės

Ketvirtąją tyrimų savaitę patalpos temperatūra buvo +22 °C. Augalų, pasėtų neužterštame NaCl dirvožemyje, ilgis siekė 23,4 cm – daugiametės svidrės, 17,2 cm – tikrojo eraičino, 7,6 cm – pievinės miglės. Daugiametės svidrės antžeminės dalies ilgis 1 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje nuo kontrolinio skyrėsi 1,6 karto, tikrojo eraičino – 1,7 karto, pievinės miglės – 2,1 karto.

Keturių savaikių metu, daugiametės svidrės kontrolinių augalų antžeminės dalies ilgis nuo augalų, pasėtų 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, skyrėsi 1,4–2,6 karto, tikrojo eraičino: 1,6–2,5 karto, pievinės miglės: 2,1–2,6 (sudygo II tyrimų savaitę).



4.13 pav. Daugiametė svidrė po IV tyrimo savaitės



4.14 pav. Tikrasis eraičinas po IV tyrimo savaitės

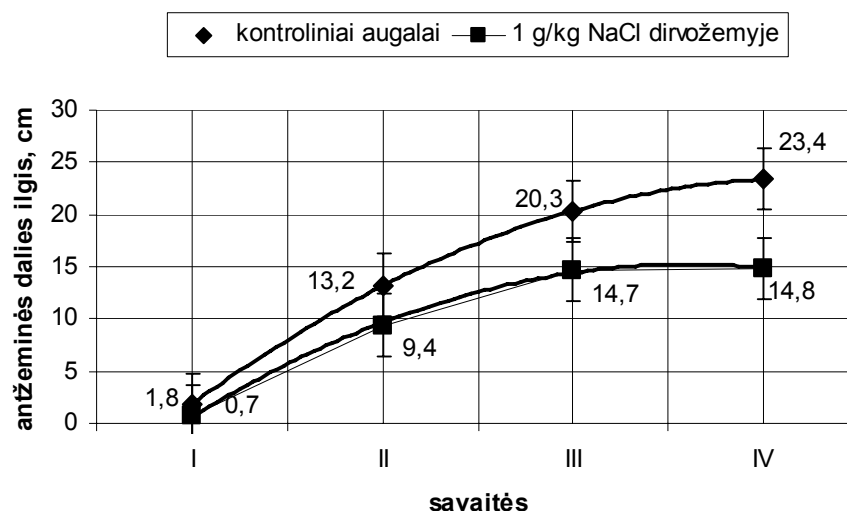
Kairėje pusėje yra kontroliniai augalai. Dešinėje pusėje augalai – 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje.



4.15 pav. Pievinė miglė po IV tyrimo savaitės (sudygo II eksperimento savaitę)

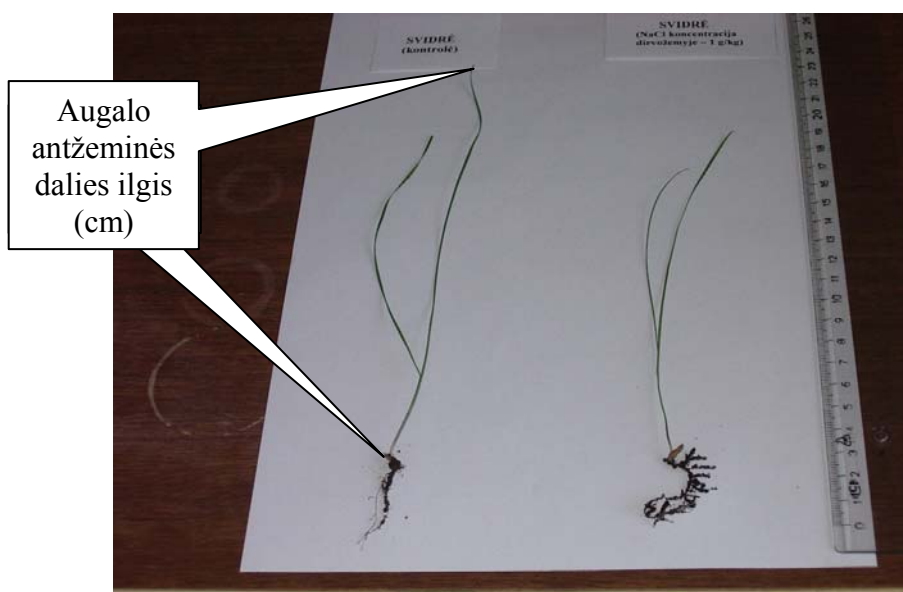
Praėjus IV žolinių augalų augimo savaitėms, pastebėtas akivaizdus vizualiai pastebimas skirtumas tarp nagrinėjamų žolinių augalų rūšių. Daugiametės svidrės kontroliniai augalai sudygo geriausiai (78 %) lyginant su kitais tirtais augalais, o 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje daigumas – 70 %. Pievinės miglės net kontrolinių augalų daigumas buvo prasčiausias – 10 % bei 4 % – 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje.

Daugiametės svidrės, tikrojo eraičino ir pievinės miglės antžeminės dalies ilgio kitimas laboratorinių tyrimų metu pateiktas 4.16 paveiksle.



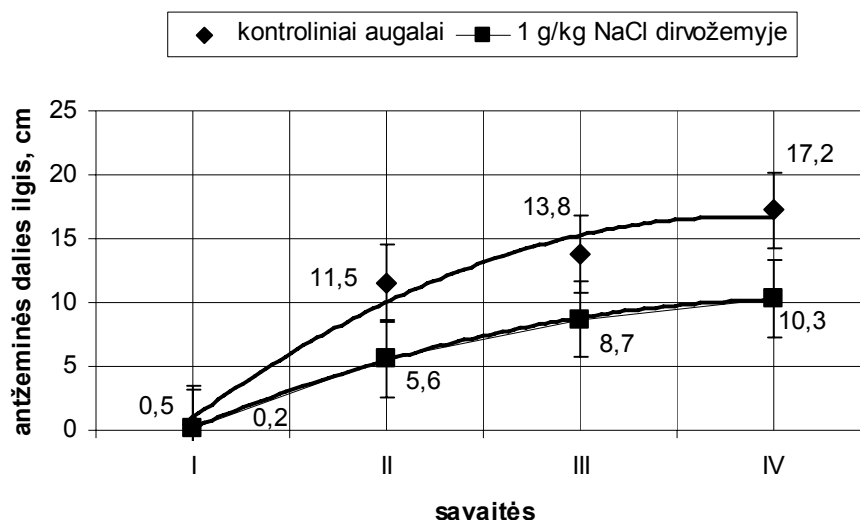
4.16 pav. Daugiametės svidrės antžeminės dalies ilgio kitimas tyrimo metu

Didžiausias daugiametės svidrės antžeminės dalies priaugis vyko II augimo savaitę, kai nuo 1,8 cm buvo pasiektas 13,2 cm ilgis kontroliniame dirvožemyje, o užterštame – nuo 0,7 cm iki 9,4 cm. Tai įtakojo nuo +17 °C iki +23 °C pakilusi patalpos temperatūra. Po I augimo savaitės skirtumas tarp kontrolinių ir bandomųjų augalų buvo 1,1 cm, po II savaitės – 3,8 cm, po III – 5,6 cm, po IV – 8,6 cm. Bandomųjų augalų antžeminės dalies ilgio kitimas sulėtėjo po III savaitės. Po IV savaitės daugiametės svidrės kontroliniai augalai turėjo 3 lapus, o užterštame 1 g/kg NaCl dirvožemyje 2 lapus. Vadinasi kelių priežiūros druska mažina lapijos skaičių, todėl net vizualiai pastebimas druskų sukeltas augalų išretėjimas.



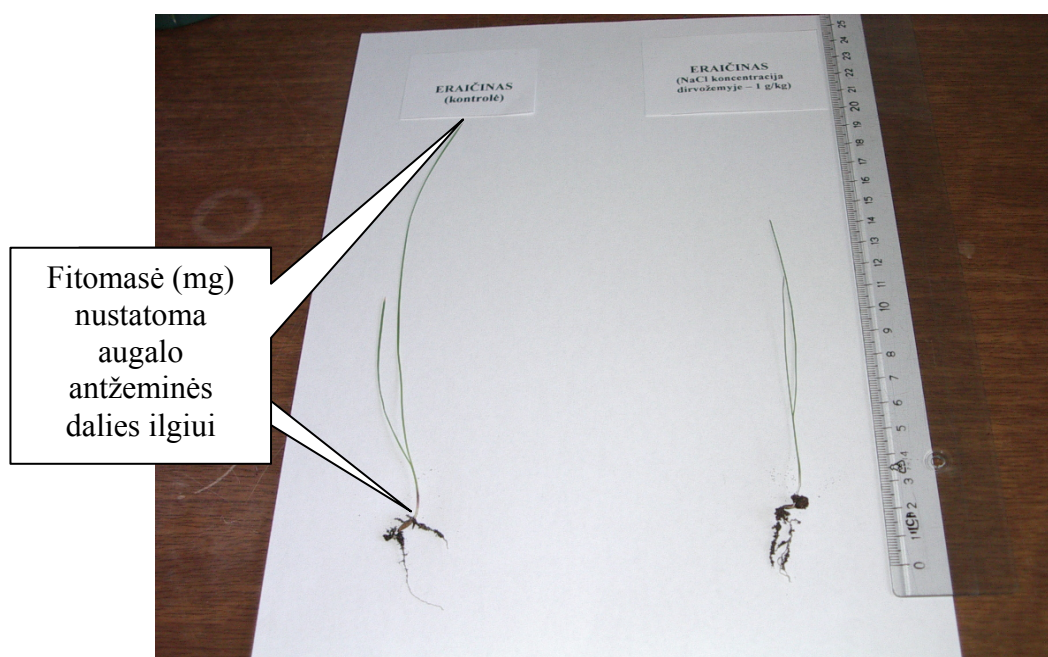
4.17 pav. Daugiametė svidrė po IV tyrimo savaitės

Kairėje pusėje esti kontrolinis augalas, o dešinėje – bandomasis. Po IV tyrimų savaitės nustatytas vidutiniškai 8,6 cm antžeminės dalies skirtumas tarp kontrolinių ir bandomųjų augalų.



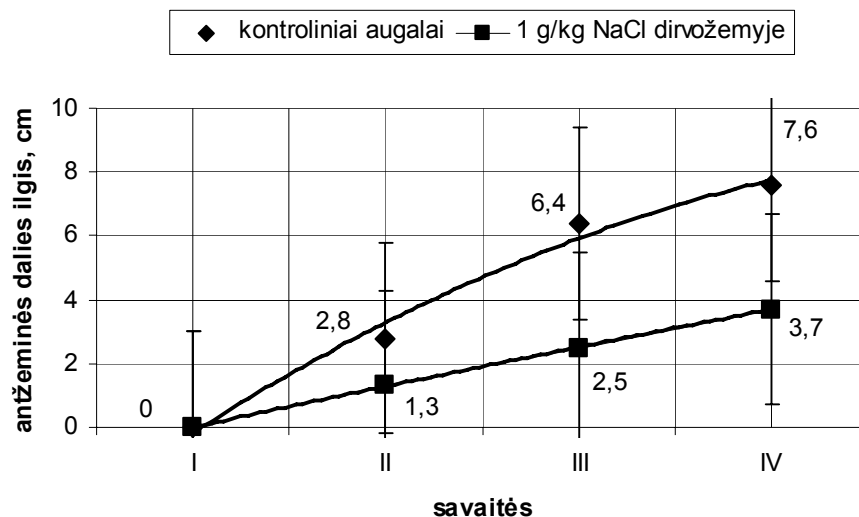
4.18 pav. Tikrojo eraičino antžeminės dalies ilgio kitimas tyrimo metu

Tikrojo eraičino didžiausias antžeminės dalies prieaugis taip pat kaip ir daugiametės svidrės, vyko II augimo savaitę, kai nuo 0,5 cm buvo pasiektas 11,5 cm ilgis kontroliniame dirvožemyje, o užterštame – nuo 0,2 cm iki 5,6 cm. Po I augimo savaitės skirtumas tarp kontrolinių ir bandomųjų augalų buvo 0,3 cm, po II savaitės – 5,9 cm, po III – 5,1 cm, po IV – 6,9 cm.



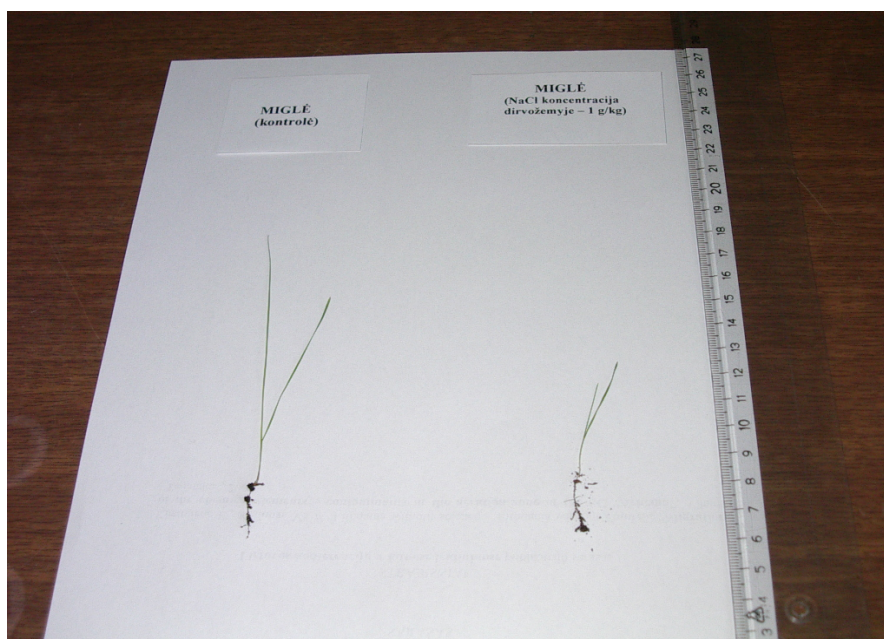
4.19 pav. Tikrasis eraičinas po IV augimo savaitę

Kairėje pusėje yra kontrolinis augalas, o dešinėje – bandomasis. Po IV tyrimų savaitių nustatytas vidutiniškai 6,9 cm antžeminės dalies skirtumas tarp kontrolinių ir bandomųjų augalų, kuris, kaip vėliau paaiškėjo, buvo didžiausias.



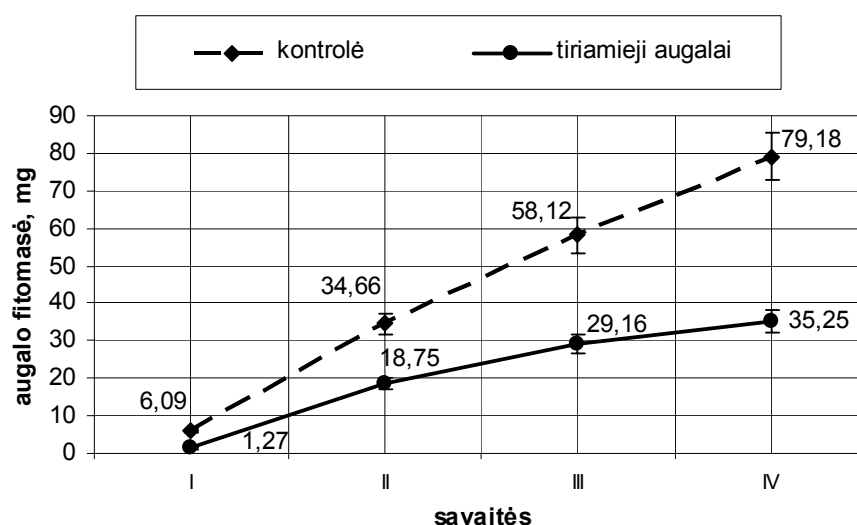
4.20 pav. Pievinės miglės antžeminės dalies ilgio kitimas tyrimo metu

Pievinė miglė sudygo viena savaitė vėliau nei svidrė ir eraičinas, tai yra po II eksperimentų savaitės kontrolinių augalų antžeminės dalies ilgis buvo pasiekęs 2,8 cm, o bandomųjų – 1,3 cm (skirtumas 1,5 cm). Nuo III tyrimų savaitės skirtumas tarp kontrolinių ir bandomųjų pievinės miglės augalų buvo itin stabilus – apie 3,8 cm.



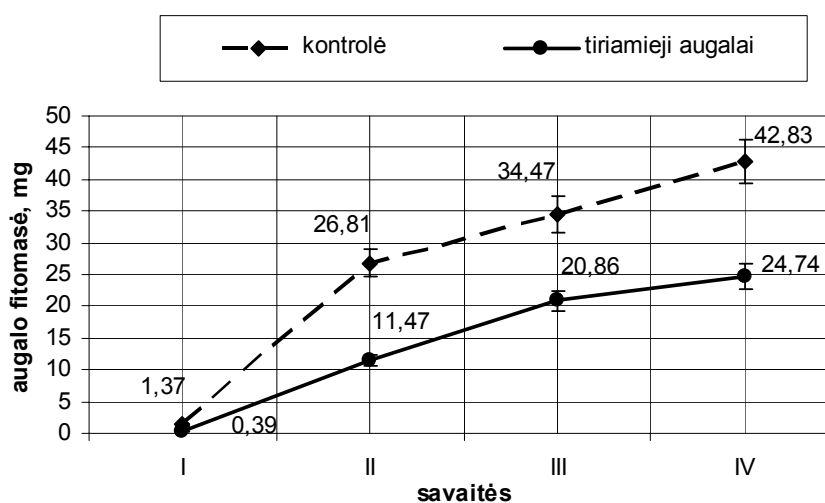
4.21 pav. Pievinė miglė po IV tyrimo savaitės

Po IV eksperimento savaitės pievinės miglės kontrolinių augalų antžeminės dalies ilgis buvo 7,6 cm, bandomųjų – 3,7 cm (skirtumas 3,9 cm).



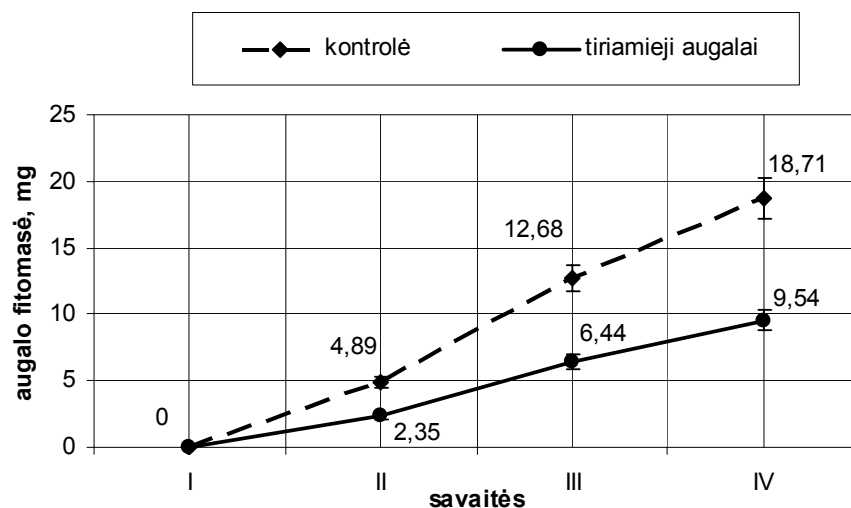
4.22 pav. Daugiametės svidrės fitomasė po IV tyrimo savaitės

Po pirmos augimo savaitės daugiametės svidrės kontrolinių augalų fitomasė buvo vidutiniškai 6,09 mg, o 1 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje – 1,27 mg. Daugiametės svidrės fitomasė NaCl užterštame dirvožemyje nuo kontrolinių augalų skyrėsi 4,8 karto. Kadangi antrąją tyrimų savaitę laboratorijos patalpose temperatūra pakilo iki +22 – +23 °C, augalų fitomasės, kaip ir antžeminės dalies ilgio pokyčiai yra akivaizdūs. Po II savaitės daugiametės svidrės kontrolinių augalų fitomasė – 34,66 mg, o augusių NaCl užterštame dirvožemyje – 18,75 mg. Kontrolinių augalų fitomasė po II tyrimų savaitės buvo 1,8 karto didesnė už tiriamųjų augalų fitomasę, po III savaitės – 2,0 karto, po IV savaitės – 2,24 karto. Taigi, didžiausias skirtumas tarp kontrolinių ir tiriamųjų augalų fitomasės nustatytas po I savaitės (skyrėsi 4,8 karto), o mažiausias – po II savaitės (skyrėsi 1,8 karto).



4.23 pav. Tikrojo eraičino fitomasė po IV tyrimo savaitės

Tikrojo eraičino didžiausias fitomasės prieaugis nustatytas po II augimo savaitės: kontrolinių augalų – 26,81 mg, o augusių 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje – 11,47 mg. Mažiausias skirtumas tarp tikrojo eraičino kontrolinių ir tiriamųjų augalų fitomasės nustatytas po III tyrimo savaitės (skyrėsi 1,6 karto), o didžiausias – po I savaitės (skyrėsi 3,5 karto).

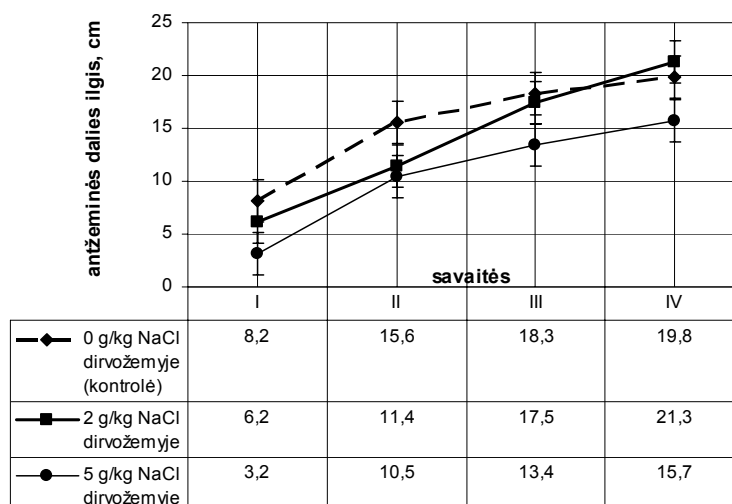


4.24 pav. Pievinės miglės fitomasė po IV tyrimo savaitės

Kaip matyti iš grafiko, pievinės miglės fitomasės rezultatai pateikti tik nuo II savaitės, kadangi miglė sudygo tik antrąją tyrimo savaitę. Pievinės miglės augalų fitomasė per visą augimo laikotarpį buvo mažiausia lyginant su svidre ir eraičinu. Tačiau būtent pievinės miglės ir kontrolinių, ir tiriamųjų augalų fitomasė tyrimo metu kito tolygiausiai, tai yra pievinės miglės fitomasės skirtumas visą augimo laiką tarp kontrolinių ir tiriamųjų augalų buvo apie 2 kartus.

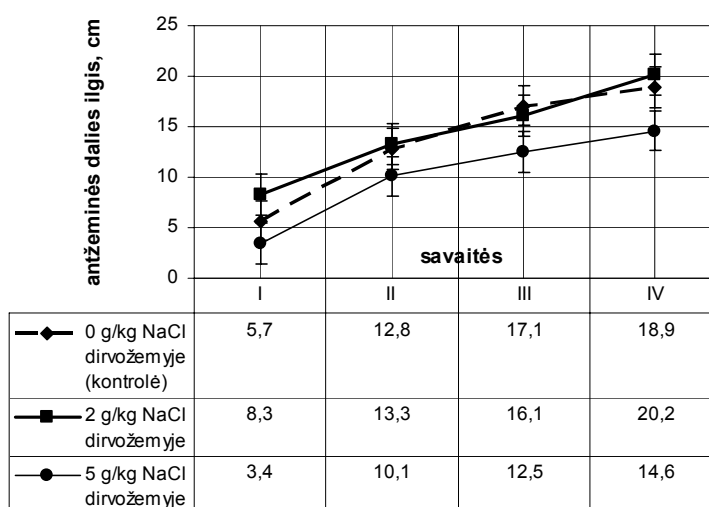
4.4. Žolinių augalų kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje, įterpant ceolitą, augimo tyrimo rezultatų analizė

Tyrimo, kuris truko 4 savaites, metu didžiausią antžeminės dalies ilgį pasiekė daugiametė svidrė tiek kontroliniuose (19,8 cm), tiek tiriamuosiuose (21,3 cm) augaluose, o mažiausią – pievinė miglė (atitinkamai 7,7 cm ir 3,2 cm). Tyrimo metu patalpos temperatūra buvo +20 °C ir tik nežymiai (vienu laipsniu) kisdavo.



4.25 pav. Daugiametės svidrės antžeminės dalies ilgis kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 10 % ceolito nuo dirvožemio kiekio

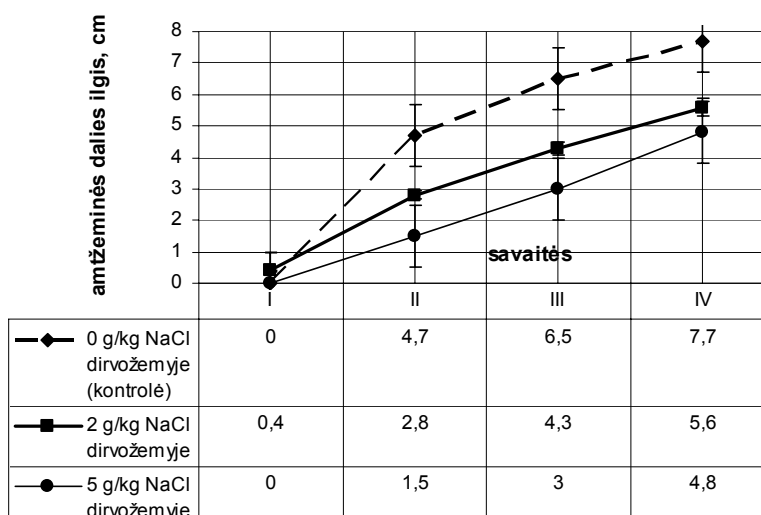
Kaip matyti iš 4.25 paveikslo, per I savaitę didžiausią ilgį pasiekė daugiametės svidrės kontrolinės grupės augalai, kurie augo NaCl neužterštame dirvožemyje. Didžiausias antžeminės dalies aukščių skirtumas tarp augalų, augusių 2 g/kg ir 5 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje buvo nustatytas po IV augimo savaičių – 5,6 cm, o mažiausias – po II savaičių – 0,9 cm. Kontrolinės grupės augalų didesnis antžeminės dalies ilgis ypač akivaizdus I ir II savaitėmis. Tačiau III tyrimo savaitę skirtumas tarp kontrolinių ir tiriamųjų augalų, kurie augo 2 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, tebuvo 0,8 cm. Ketvirtą augimo savaitę 2 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, į kurią buvo įterpta 10 % ceolito, augę augalai už kontrolinius buvo aukštesni 1,5 cm.



4.26 pav. Daugiametės svidrės antžeminės dalies ilgis kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 20 % ceolito nuo dirvožemio kiekio

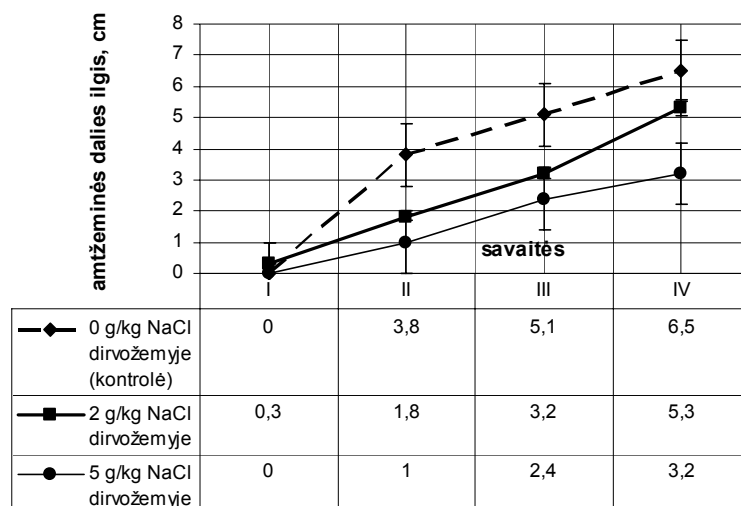
Iš 4.26 paveikslo matyti, jog augalai, augę 2 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje, pirmąsias II savaites buvo didesni net už kontrolinius augalus, o III ir IV savaitėmis tik 1,0 cm ir 1,3 cm atsiliko nuo kontrolinių. Antžeminės dalies aukščių skirtumas tarp augalų, augusių 2 g/kg ir 5 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, didžiausias buvo tiek I-mą (4,9 cm), tiek II-rą (5,6 cm) savaitėmis.

Pagal gautus rezultatus nustatyta, kad daugiameinės svidrės antžeminės dalies ilgis didesnis buvo tiriamųjų augalų, kurie augo dirvožemyje su 10 % ceolito. Nors antru atveju, NaCl koncentracijos dirvožemyje išliko tos pačios (2 g/kg ir 5 g/kg), o ceolito buvo įterpta daugiau – net 20 % nuo dirvožemio kiekio, tačiau tai sumažino netgi kontrolinių augalų antžeminės dalies ilgį, ypač I ir II savaitėmis. Kontroliniai augalai, augę dirvožemyje su 10 % ceolito, atitinkamai pagal savaites buvo 2,5 cm, 2,8 cm, 1,2 cm bei 1,9 cm didesni už augalus, augusius dirvožemyje su 20 % ceolito.



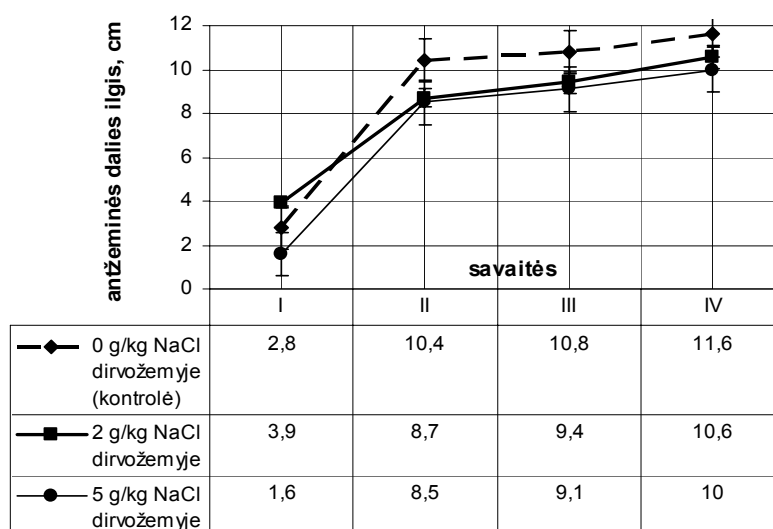
4.27 pav. Pievinės miglės antžeminės dalies ilgis kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 10 % ceolito nuo dirvožemio kiekio

Pievinė miglė augo lėčiausiai lyginant su daugiameinės svidrės ir tikrojo eraičino augimu. Pirmąją augimo savaitę nesudygo net kontroliniai augalai (4.27 pav.). Tačiau dėl ceolito savybių, 2 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, pievinės miglės augalų antžeminės dalies ilgis I-mą savaitę siekė 0,4 cm. Keturių savaitių laikotarpiu antžeminės dalies aukščių skirtumas tarp augalų, augusių 2 g/kg ir 5 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, buvo atitinkamai 0,4 cm, 1,3 cm, 1,3 cm ir 0,8 cm. Kontroliniai augalai buvo vidutiniškai apie 2,0 cm aukštesni už augusius 2 g/kg NaCl turinčiame dirvožemyje. Tarp kontrolinių augalų ir augalų, augusių 5 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, didžiausias antžeminės dalies aukščių skirtumas nustatytas III-čią augimo savaitę ir buvo 3,5 cm.



4.28 pav. Pievinės miglės antžeminės dalies ilgis kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 20 % ceolito nuo dirvožemio kiekio

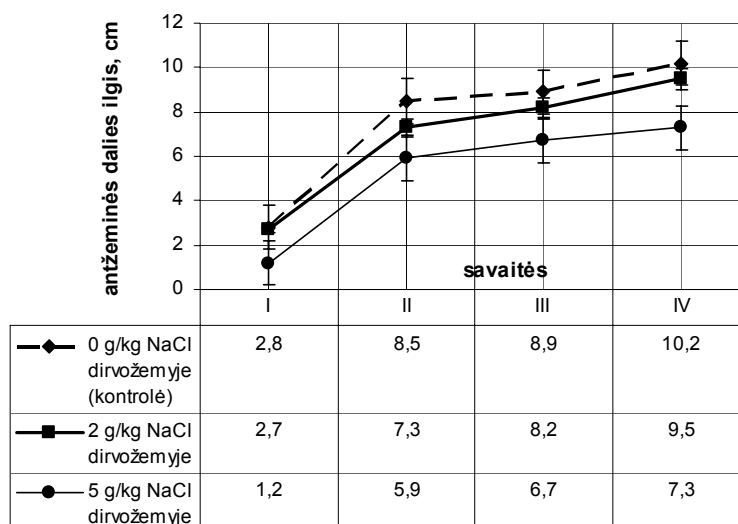
Iš 4.28 paveikslo kur pateikti augalų, augusių dirvožemyje su 20 % ceolito, tyrimo rezultatai matyti analogiška situacija kaip ir įterpus į dirvožemį 10 % ceolito, kadangi I-mą savaitę sudygo pievinės miglės augalai tik 2 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje ir buvo 0,3 cm ilgio. Didžiausias NaCl užterštame dirvožemyje augusių augalų antžeminės dalies aukščių skirtumas buvo IV-tą savaitę – 2,1 cm. Dirvožemyje, turinčiame 20 % ceolito, pievinės miglės augalai II–IV augimo savaitėmis buvo atitinkamai 0,9 cm, 1,4 cm bei 1,2 cm mažesni už augusius 10 % ceolito turinčiame dirvožemyje. Tokia situacija nustatyta ir su tiriamaisiais daugiametės svidrės augalais.



4.29 pav. Tikrojo eraičino antžeminės dalies ilgis kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 10 % ceolito nuo dirvožemio kiekio

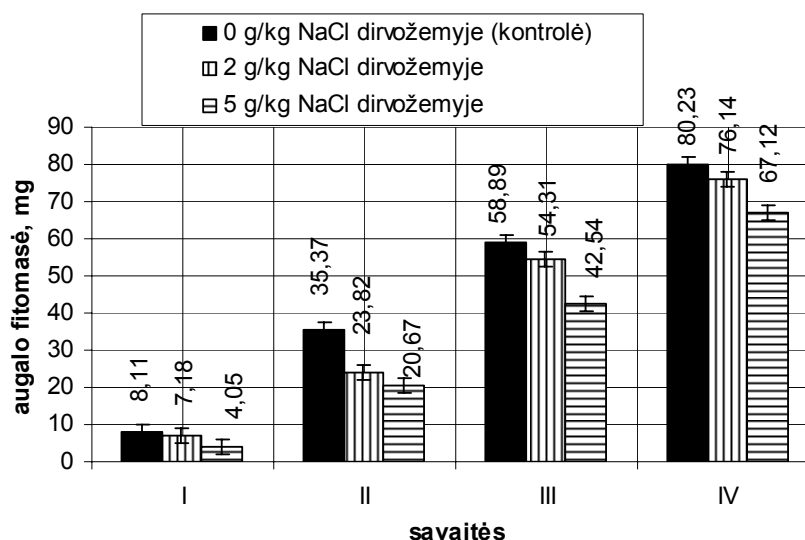
Tikrojo eraičino antžeminės dalies ilgio kitimui įterptas į dirvožemį ceolitas padarė didžiausią įtaką (4.29 pav.). Kadangi tiek kontrolinių tikrojo eraičino augalų, tiek augusių užterštame NaCl

dirvožemyje, antžeminės dalies ilgis visų IV savaitių eigoje skyrėsi nežymiai. Didžiausias ilgių skirtumas išmatuotas II-rą augimo savaitę. Pirmąją savaitę, kaip ir pievinės miglės augalų atveju, didžiausias antžeminės dalies ilgis buvo tikrojo eraičino augalų, augusių 2 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje – 3,9 cm, kai kontrolinių augalų – 2,8 cm.

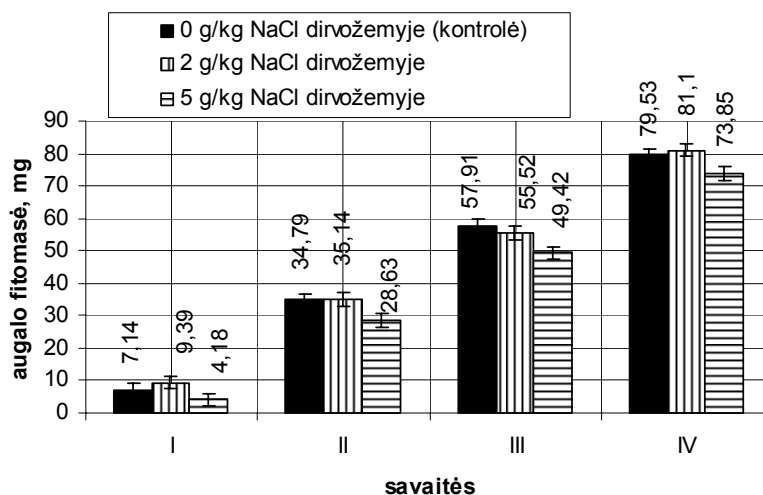


4.30 pav. Tikrojo eraičino antžeminės dalies ilgis kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 20 % ceolito nuo dirvožemio kiekio

Tikrojo eraičino kontrolinių augalų ir augusių 2 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, antžeminės dalies ilgis tyrimo metu skyrėsi nežymiai. Didesni ilgių skirtumai buvo tarp kontrolinių augalų ir augusių 5 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje – atitinkamai 1,6 cm, 2,6 cm, 2,2 cm ir 2,9 cm. Didesni antžeminės dalies ilgiai buvo kontrolinių tikrojo eraičino augalų, augusių dirvožemyje su 10 % ceolito.



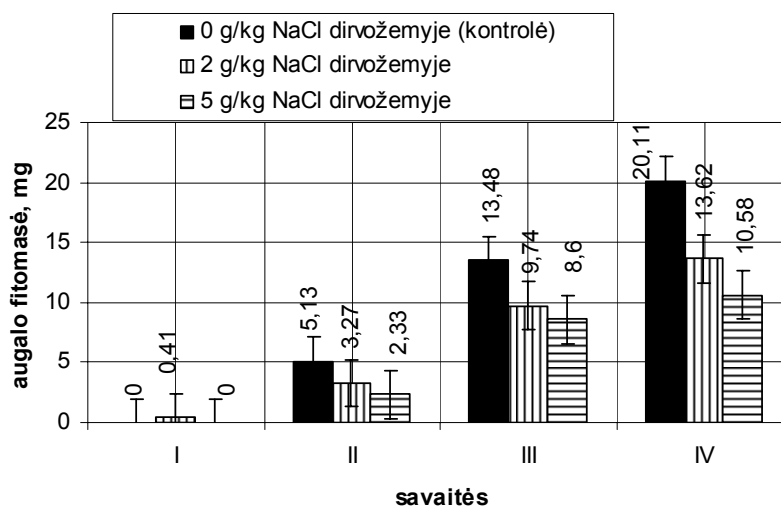
4.31 pav. Daugiametės svidrės fitomasa po IV augimo savaitių kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 10 % ceolito nuo dirvožemio kiekio



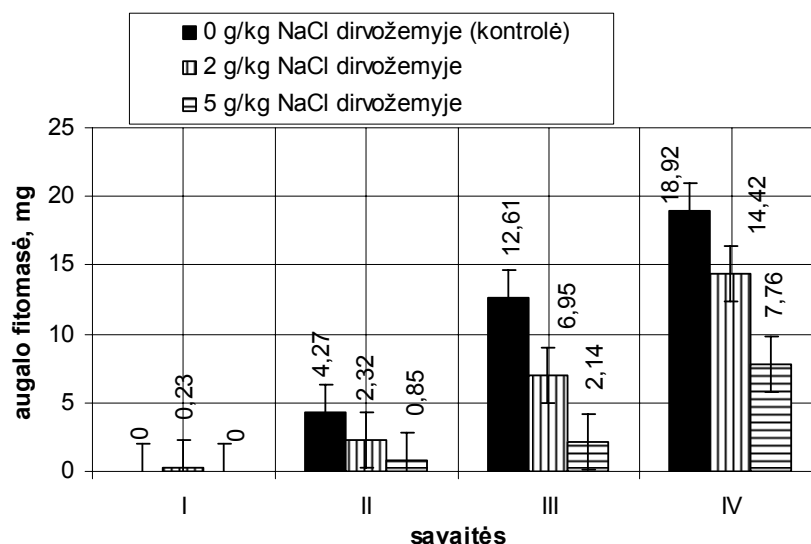
4.32 pav. Daugiametės svidrės fitomasa po IV augimo savaitių kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 20 % ceolito nuo dirvožemio kiekio

Daugiametės svidrės augalų, augusių dirvožemyje su 10 % ceolito, fitomasa visą tyrimo laikotarpį (IV savaites) kito sistemingai, tai yra kontrolinių augalų buvo didžiausia, o augalų augusių 5 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje buvo mažiausia. Didžiausias fitomatos skirtumas tarp kontrolinių (35,37 mg) ir tiriamųjų (23,82 mg ir 20,67 mg) augalų nustatytas II-ąją eksperimento savaitę.

Kaip matyti iš 4.32 paveikslą, didžiausia daugiametės svidrės fitomasa buvo tiriamųjų augalų, augusių dirvožemyje, užterštame 2 g/kg NaCl ir turinčiame 20 % ceolito, o ne kontrolinių augalų. Didžiausias skirtumas (2,25 mg) tarp kontrolinių (7,14 mg) ir tiriamųjų augalų (9,39 mg) nustatytas I-ąją augimo savaitę, kada ceolito veikimas yra didžiausias.



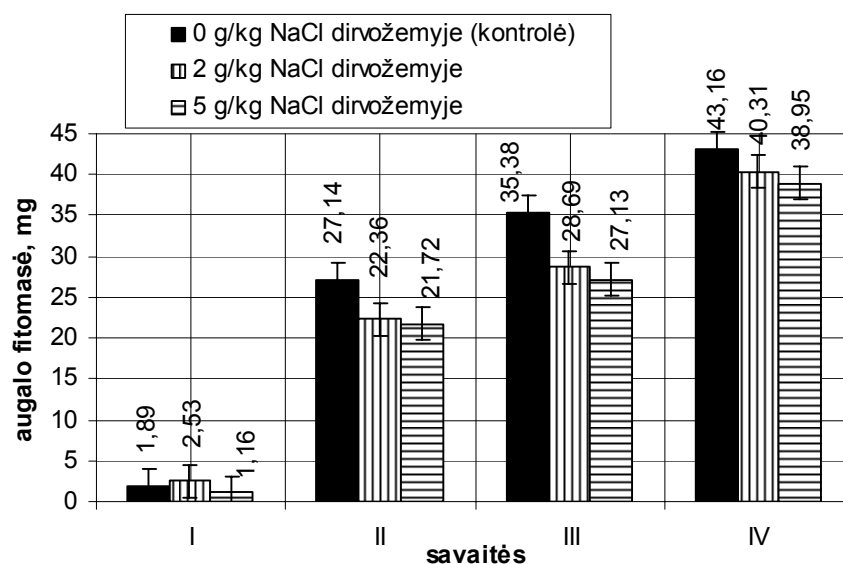
4.33 pav. Pievinės miglės fitomasa po IV augimo savaitių kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 10 % ceolito nuo dirvožemio kiekio



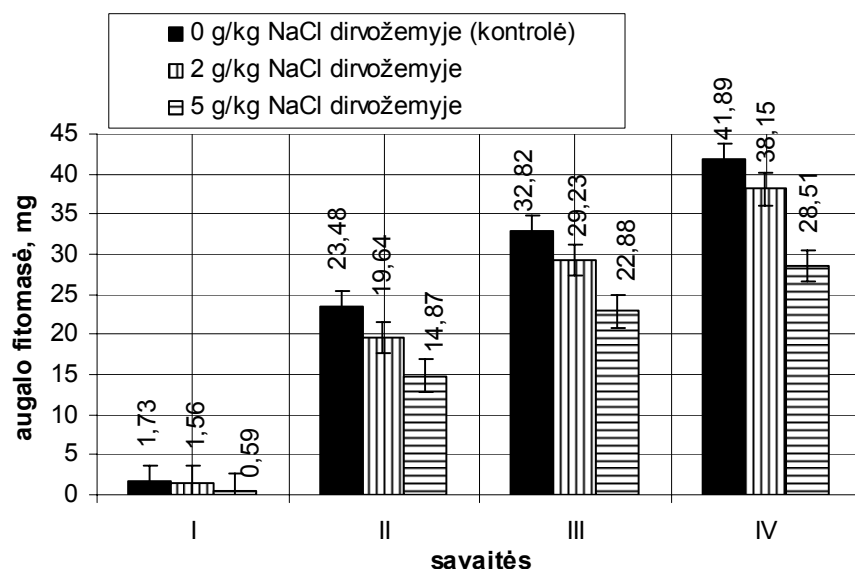
4.34 pav. Pievinės miglės fitomasa po IV augimo savaitių kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 20 % ceolito nuo dirvožemio kiekio

Dėl toksinio NaCl poveikio pievinei miglei, I-ąją tyrimo savaitę, tiriamieji augalai sudygo tik 2 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje tiek su 10 %, tiek su 20 % ceolito. Kontroliniai augalai nesudygo. Ceolitas iš NaCl sorbavo Na^+ , o iš dirvožemio – Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} katijonus, taip pagerindamas dirvožemio kokybę ir sumažindamas toksinį NaCl poveikį. Tačiau ceolito įtaka pievinės miglės augalų augimo dinamikai pastebėta tik 2 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje.

Pievinės miglės augalų fitomasa per visą augimo laikotarpį buvo mažiausia lyginant su daugiamete svidre ir tikroju eraičinu.



4.35 pav. Tikrojo eraičino fitomasa po IV augimo savaitių kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 10 % ceolito nuo dirvožemio kiekio



4.36 pav. Tikrojo eraičio fitomasė po IV augimo savaitių kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje su 20 % ceolito nuo dirvožemio kiekio

Tikrojo eraičio didžiausias fitomasės prieaugis nustatytas po II augimo savaitės (4.35, 4.36 pav.). I-ąją tyrimo savaitę 2 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje didžiausias fitomasės prieaugis (2,53 mg) išmatuotas tiriamiesiems tikrojo eraičio augalams, augusiems dirvožemyje su 10 % ceolito. II-ąją tyrimo savaitę, tarp tiriamųjų augalų, augusių 2 g/kg NaCl ir 5 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje su 10 % ceolito, buvo tik 0,64 mg fitomasės skirtumas. Tiriamųjų augalų, augusių NaCl užterštame dirvožemyje su 20 % ceolito, fitomasė buvo apie 10 % mažesnė už augalų, augusių NaCl užterštame dirvožemyje su 10 % ceolito, fitomasę.

Daugiametės svidrės, pievinės miglės, tikrojo eraičio sėklų daigumas (%) dirvožemio ir ceolito mišiniuose pateiktas 4.2 lentelėje.

4.2 lentelė. Daugiametės svidrės, pievinės miglės, tikrojo eraičio sėklų daigumas (%) dirvožemio ir ceolito mišiniuose

Mišinio numeris	Augalo pavadinimas	Dirvožemio kiekis, kg	NaCl koncentracija dirvožemyje, g/kg	Ceolito kiekis dirvožemyje, %, (g)	Sėklų daigumas, %
1.	Daugiametė svidrė	1	2	10 (100)	72
2.	Daugiametė svidrė	1	2	20 (200)	73
3.	Daugiametė svidrė	1	5	10 (100)	72
4.	Daugiametė svidrė	1	5	20 (200)	70
5.	Pievinė miglė	1	2	10 (100)	5

6.	Pievinė miglė	1	2	20 (200)	8
7.	Pievinė miglė	1	5	10 (100)	0
8.	Pievinė miglė	1	5	20 (200)	3
9.	Tikrasis eraičinas	1	2	10 (100)	42
10.	Tikrasis eraičinas	1	2	20 (200)	48
11.	Tikrasis eraičinas	1	5	10 (100)	28
12.	Tikrasis eraičinas	1	5	20 (200)	34
Kontrolė					
13.	Daugiametė svidrė	1	0	0 (0)	78
14.	Daugiametė svidrė	1	0	10 (100)	75
15.	Daugiametė svidrė	1	0	20 (200)	76
16.	Pievinė miglė	1	0	0 (0)	10
17.	Pievinė miglė	1	0	10 (100)	12
18.	Pievinė miglė	1	0	20 (200)	15
19.	Tikrasis eraičinas	1	0	0 (0)	51
20.	Tikrasis eraičinas	1	0	10 (100)	53
21.	Tikrasis eraičinas	1	0	20 (200)	56

Kaip matyti iš lentelės, ceolito įterpimas į dirvožemį nežymiai įtakoja žolinių augalų daigumą. Šiek tiek žymesnis poveikis pastebėtas tik pievinės miglės daigumui.

4.5. Ketvirtojo skyriaus išvados

1. Tirtas žolinių augalų daigumas esant nepalankiems ekologiniams veiksniams: daugiametės svidrės – 78 %, tikrojo eraičino – 51 %, pievinės miglės – tik 10 %.

2. Augimo procesą itin stipriai įtakoja patalpos oro temperatūra. Spartus augalų antžeminės dalies augimas vyko II tyrimų savaitę, kai patalpos temperatūra nuo +17 – +18 °C pakilo iki +22 – +23 °C.

3. Po IV tyrimų savaitės didžiausia iš tirtų žolinių augalų fitomasė 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje buvo daugiametės svidrės – 35,2 mg. Mažiausia pievinės miglės – tik 9,5 mg.

Didžiausią antžeminės dalies ilgį 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje pasiekė taipogi daugiametė svidrė. Po IV augimo savaičių jis siekė 23,4 cm, o mažiausias buvo vėlgi pievinės miglės – 7,6 cm.

4. Eksperimentų metu nustatyta, kad greičiausiai sudygstanti ir atspariausia toksiniam druskų poveikiui yra daugiametė svidrė.

5. Tyrimų metu gauta, kad NaCl esantis dirvožemyje, neigiamai įtakoja žolinių augalų augimo dinamiką, tai yra lėtina antžeminės dalies ilgio augimą, mažina fitomasę bei sėklų daigumą.

6. Ceolitas sulaiko drėgmę dirvožemyje, tai buvo vizualiai buvo matoma eksperimentų metu.

Tikrojo eraičino antžeminės dalies ilgio ir fitomosės kitimui įterptas į dirvožemį ceolitas padarė didžiausią įtaką. Tirtų žolinių augalų augimo procesą ceolitas labiausiai įtakojo I-ąją augimo savaitę.

7. Visų trijų tirtų žolinių augalų rūšių (daugiametė svidrė, tikrasis eraičinas, pievinė miglė) didžiausi tiek antžeminės dalies ilgiai, tiek fitomasė buvo nustatyti tuose vazonuose, kur buvo įterpta 10 % ceolito.

8. Į dirvožemį netikslinga įterpti daugiau nei 10 % ceolito, nes tiriamųjų augalų, kurie augo dirvožemyje su 20 % ceolito, žolinių augalų antžeminės dalies ilgis ir fitomasė buvo mažesni vidutiniškai 10 %, nei augalų, kurie buvo auginti dirvožemyje su 10 % ceolito.

9. Ceolitą įterpiant į dirvožemį, tikslingą panaudoti įrengiant naujus arba atnaujinant esamus kelių griovius, dirvožemio kelio aplinkoje išsaugojimui, stabilizavimui, rekultivacijai; atsparesnių neigiamiems aplinkos veiksniams (stresams) augalų augimo skatinimui.

5. DRUSKŲ ŪMINIO LETALAUS TOKSIŠKO POVEIKIO VAIVORYKŠTINIAM UPĖTAKIUI EKSPERIMENTINIAI LABORATORINIAI TYRIMAI

Atlikus natūrinius sniego dangos tyrimus (žr. 2-rą skyrių) nustatyta, kad žiemos sezono metu dėl kelių barstymo druskomis (daugiausiai NaCl) slidumo mažinimui, pakelėse susikaupia didelės chloridų (Cl^-) koncentracijos (7A; 8 A), kurios pavasario polaidžio metu patenka į dirvožemį bei vandens telkinius, sukeldamos neigiamą poveikį ekosistemoms.

Siekiant nustatyti kelių priežiūros druskų neigiamą poveikį kelio aplinkoje esančioms ekosistemoms, 2004-tais metais VGTU Aplinkos apsaugos katedroje buvo pradėti vykdyti natūriniai kelių priežiūrai naudojamų druskų įtakos hidrobiontams tyrimai (Oškinis, Kasperovičius, 2005).

Po natūrinių chloridų taršos kelių aplinkoje tyrimų, pradėti vykdyti laboratoriniai kelių priežiūros druskos (NaCl) tirpalų ūminio ir ilgalaikio toksinio poveikio tyrimai, naudojant tiriamąjį gyvūną – vaivorykštinį upėtakį (*Oncorhynchus mykiss*). Šią žuvį rekomenduojama pasirinkti, atliekant standartinius toksiškumo testus (Četkauskaitė, 1999; Biologinių testų komplekso taikymas vertinat vandenų toksiškumą, 2003). Be to, vaivorykštinis upėtakis buvo naudojamas tyrimams, kaip jautriausia ksenobiotikų poveikiui žuvis, taip pat ši žuvis atstovauja *Salmonidae* rūšį, kuri gali atlaikyti vandens druskingumo kaitą.

Eksperimentiniai tyrimai atlikti, pritaikius literatūroje skelbtus tyrimų metodus bei patobulinius laboratorinių tyrimų stendą.

Kelių priežiūros druskos tirpalų toksiško poveikio vaivorykštiniam upėtakiui eksperimentinių tyrimų rezultatai pateikti mokslinėse publikacijose (2A, 11A).

5.1. Kelių priežiūros druskos tirpalų ūminio toksiškumo vaivorykštiniam upėtakiui tyrimo metodika

Ilgalaikio toksinio poveikio tyrimai buvo atliekami pusiau statiniu metodu. Jis taikomas nustatyti patvarių, nelakių medžiagų, tirpstančių vandenyje tam tikromis sąlygomis, ūminį, letalų toksišką poveikį gėlavandenėms žuvis.

Metodo esmė. Tiriamųjų medžiagų koncentracijos, kurios yra letalios 50-čiai % tiriamųjų žuvų populiacijų, nustatomos aplinkos vandenyje tiksliai apibrėžtomis sąlygomis, kai išlaikymo trukmė – 24 h, 48 h, 72 h, 96 h. Šio vidutinės letalios koncentracijos vadinamos 24 h – LC50, 48 h – LC50, 72 h – LC50 ir 96 h – LC50 koncentracijomis.

Tyrimas daromas dviem etapais:

- a) parengiamasis tyrimas, kuriuo gaunamos apytikrės ūminės vidutinės letalios koncentracijos ir kuris padeda nustatyti koncentracijų ribas galutiniame tyrime;

b) galutinis tyrimas, kurį atlikus pateikiami rezultatai.

Kada yra akivaizdu, kad tiriamosios koncentracijos išlieka santykinai pastovios (t.y. svyravimai neviršija 20 % vardinės vertės) per visą tyrimą, tada apskaičiuojant LC50 naudojamos arba išmatuotos, arba vardinės koncentracijos. Kada analizė rodo, kad koncentracijos išlieka santykinai pastovios, bet yra mažesnės nei 80 % arba didesnės nei 120 % vardinės vertės, tai LC50 apskaičiuoti yra naudojamos analitinės vertės. Kada neįmanoma įrodyti, kad tiriamosios koncentracijos išlieka priimtino lygio per visą tyrimą arba kai žinoma (arba įtariama), kad tiriamosios medžiagos koncentracijos labai sumažėja bet kuriame tyrimo etape, tada neatsižvelgiant į tai, yra ar nėra cheminės analizės duomenų, LC50 negali būti nustatyta šiuo metodu. Šiai atvejais tyrimas nebūtinai anuliuojamas, tiksliai teigiama, kad medžiagos LC50 yra x mg/l, x vertė apskaičiuojama iš panaudotų vardinių koncentracijų.

Tiriamieji reagentai. Tirpalams ruošti naudojamas vanduo buvo dejonizuotas.

Tiriamieji gyvūnai. Kiekviena tiriamoji žuvis (vaivorykštinis upėtakis) buvo 10 mm ± 5 mm, panašaus svorio. Žuvis atrinktos iš vienos grupės. Ši grupė buvo aklimatizuota ir 7 paras iki tyrimo pradžios išlaikyta nuolat aeruojamame skiedimo vandenyje, esant vandens kokybei ir apšvietimui beveik tokiems kaip tyrimo metu. Jos buvo maitinamos kaip paprastai visą laiką, išskyrus 24 h iki tyrimo.

Vaivorykštinis upėtakis yra lašišinių (*Salmonidae*) šeimai priklausanti rūšis. Tai svarbios verslinės introdukuotos žuvis, auginamos tvenkiniuose. Ilgis iki 1,2 m, svoris apie 22 kg. Kūnas verpstės formos, iš šonų kiek plokščias, išmargintas apvaliomis tamsiomis dėmėmis. Galva ir nugara plieno spalvos. Šonai sidabriški, dėmėti. Pilvas pilkšvai baltas. Neršiančių žuvų, ypač patinų, kūno šonuose išryškėja rožinė juosta, kuri pakraščiuose yra blyškesnė. Žvynai nedideli.

Natūraliai paplitęs Ramiojo vandenyno šiaurinėje dalyje. Būna praeivės ir sėslios gėlavandenės formos. Sėslūs gėlavandeniai upėtakiai Lietuvoje auginami tvenkiniuose nuo XIX a. Įvairios vaivorykštinio upėtakio formos skiriasi tik augimu, vislumu, neršto laiku, atsparumu ligomis, o morfologiškai jie visi gana panašūs.

Etaloninis skiedimo vanduo. Šviežiai paruošto etaloninio skiedimo vandens pH=8,0, kietumas – 284 mg/l kalcio karbonato, be to dejuonizuotame vandenyje buvo ištirpintos šių koncentracijų druskos:

- ✓ 294,0 mg/l $\text{CaCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$;
- ✓ 123,3 mg/l $\text{MgSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$;
- ✓ 63,0 mg/l NaHCO_3 ;
- ✓ 5,5 mg/l KCl.

Degunies kiekis paruoštame vandenyje $8 \div 10$ mg/l, temperatūra $12 \div 13,5$ °C.

Pradiniai tiriamųjų medžiagų tirpalai. Pradinės tiriamosios medžiagos buvo paruošiamos ištirpinant žinomą kiekį tiriamosios medžiagos nustatytame stikliniuose induose distiliuoto vandens kiekyje. Pradinis tirpalas buvo ruošiamas tokiu dažnumu, kuris atitinka tiriamosios medžiagos stabilumą. Ruošiant pradinis tirpalus bei perkeltiant juos į tyrimo indus, menkai tirpstančios vandenyje medžiagos gali būti ištirpinamos arba išskirstomos tinkamais būdais, įskaitant ultragarsinius aparatus ir žuvims mažai toksiškus organinius tirpiklius. Jei naudojamas koks nors organinis tirpiklis, jo koncentracija tiriamajame tirpale neturi viršyti 0,1 mg/l arba 0,1 g/l. Naudojant tirpiklį, būtina atlikti dvi kontrolinių tyrimų serijas: vieną – kai naudojamo tirpiklio koncentracija yra didžiausia, ir antrą – be tirpiklio arba tiriamosios medžiagos.

Tiriamieji tirpalai. Tiriamieji tirpalai paruošiami pilant tam tikrus tiriamųjų medžiagų pradinių tirpalų kiekius į skiedimo vandenį, kad gautume reikiamas koncentracijas. Rekomenduojama pradinio tirpalo, paruošto dejonizuotame vandenyje, pilti ne daugiau kaip 100 ml į 10 litrų skiedimo vandens.

Aparatai. Visos medžiagos, kurios gali susiliesti su bet kuriuo skysčiu, į kurį bus leidžiamos žuvis, taip pat medžiagos, su kuriomis gali susiliesti žuvis, buvo neutralios.

Tyrimo indai. Tyrimo indai – pakankamos talpos (100 litrų) akvariumai, susisiekiantys su oru, buvo pakankamai dideli, su dangčiais. Tyrimo indų tūris buvo pakankamas, kad kintantis krūvis 1 g žuvies 1 litre vandens nebūtų viršytas bet kuriuo tyrimo metu.

Prieš naudojant tyrimo indai buvo kruopščiai išplaunami nejoniniu plovikliu (paskui išplaunami rūgštimi arba medžiagų, kurios gali būti stipriai prikibusios prie indo sienelių, tirpikliu).

Temperatūros kontrolės prietaisai – reguliuoti pradinio etapo vandens ir tiriamųjų tirpalų temperatūrai iki $23\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$.

Graibštas, pagamintas iš nailono arba kitos chemiškai neutralios medžiagos kontroliniams indams, ir kitas – tyrimo indams.

Tyrimo aplinka. Tirpalai ruošiami ir laikomi, žuvis laikomos ir visos manipuliacijos bei tyrimai daromi patalpose, kurių oras neužterštas kenksmingais teršalais.

Stengtasi išvengti nepageidautinų trukdymų, kurie galėtų pakeisti žuvų elgseną. Visi tyrimai daryti, kai laboratorijos apšvietumas normalus, tai yra dieną – nuo 12 h iki 16 h.

Reikalavimai žuvims. Jei pradinėje populiacijoje yra pokyčių, reikia daryti toksiškumo tyrimą, naudojant tinkamą pamatinį chemikalą (pvz., kalio bichromatą ($\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$)). Šių tyrimų rezultatai buvo artimi rezultatams, gautiems toje pačioje laboratorijoje anksčiau.

Tiriamosios žuvis nebuvo naudotos jokiems kitiems tyrimams.

Ribinis tyrimas. Ribinis tyrimas gali būti daromas esant medžiagos ribiniam, ar koks jis bebūtų žemesnis, tirpumui vandenyje tyrimo sąlygomis arba esant (šių medžiagų) 100 mg/l tam, kad būtų parodyta, jog 96 h – LC50 yra didesnė nei ši koncentracija. Jei nė viena žuvis nežūsta per ribinį tyrimą, tolesni tyrimai nebūtini.

Padaryti ribiniai tyrimai su 10 žuvų ir kontrolinis tyrimas su tokiu pat skaičiumi žuvų.

Pastaba: pagal binominę teoriją, jeigu tirta 10 žuvų ir letalumas lygus nuliui, tai yra 99,9 % tikimybė, kad 96 h – LC50 koncentracija didesnė nei ribinio tyrimo koncentracija, jeigu yra žūties atveju, būtina atlikti visą tyrimą. Jeigu yra subletalinių efektų, jie turi būti užrašomi.

Parengiamasis tyrimas. Imami 6 tyrimo indai. Į kiekvieną iš jų pripilama 40 litrų etaloninio skiedimo vandens ir aeruojama, kol ištirpusio deguonies koncentracija pasiekia mažiausiai 90 % oro soties vertės.

Tirpalai paruošiami pridedant reikiamą pradinio tiriamosios medžiagos tirpalo kiekį į 5 tyrimo indus, kad būtų gautos atitinkamos koncentracijos. Nieko nepridedama į šeštąjį indą, kuris yra kontrolinis. Tirpaluose palaikoma $12\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$ temperatūra ir jie nebuvo intensyviai aeruojami tyrimo metu.

Į kiekvieną indą įleidžiama po 7 žuvis.

Po 24 h arba 48 h paruošiami nauji tiriamieji tirpalai naujuose induose ir tuoj pat perkeliamos į juos gyvos žuvys. Kas 24 h arba 48 h kruopščiai viskas pakartojama.

Mažiausiai 2 kartus per parą užrašomas negyvų žuvų skaičius ir ištirpusio deguonies koncentracija kiekviename inde. Negyvos žuvys pašalinamos iš indo, pasveriamos ir pasveriamos.

Galutinis tyrimas. Parenkamos keturios koncentracijos. Be to, įtraukiama mažiausia parengiamojo tyrimo koncentracija, žudanti visas žuvis, ir didžiausia nemirtina 96 h koncentracija. Pasirinkus koncentracijų seką, mirtingumas gali būti nuo 0 % iki 100 % mažiausiai dviejų iš eilės pasirinktos geometrinės sekos koncentracijų atveju; tai būtina apskaičiuoti LC50 probitų metodu (LST ISO 7346-2:1999).

Ūminio toksiškumo tyrimų metu buvo naudotos šios kelių priežiūros druskos (KPD) bei valgomosios druskos (VD) tirpalų koncentracijos – 14,0 g/l, 16,0 g/l, 18,0 g/l, 20,0 g/l, 22,0 g/l. Ilgalaikio toksinio poveikio tyrimo metu naudotos 4,56 g/l, 2,28 g/l, 1,14 g/l, 0,18 g/l kelių priežiūros druskos tirpalų koncentracijos bei 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracija.

Paimami 5 tyrimo indai ir į kiekvieną pripilama 100 litrų etaloninio skiedimo vandens. Į vieną iš jų (kontrolinis indas) nepridedama nieko, o kitus pridedami skirtingi pradinio tirpalo kiekiai,

kad būtų sudaryta tyrimui pasirinktų tiriamųjų medžiagų koncentracijų seka. Kai tiriamojo tirpalo temperatūra pasiekia $13\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 1\text{ }^{\circ}\text{C}$, įleidžiama po dešimt žuvų į kiekvieną indą.

Naudojamasi mažu graibštu iš minkštos neutralios medžiagos (nailono). Žuvys imtos iš pradinės grupės nesirenkant ir tuoj pat suleidžiant jas į tyrimo indus. Visos žuvys perkeltos per 30 min.

Po 48 h paruošiami nauji tiriamieji tirpalai naujuose tyrimo induose ir tuojau pat perkeliama gyvos žuvys į juos. Tiriamieji tirpalai paruošiami iš naujo ir žuvys perkeliama po 48 h per visą tyrimą. Kad į tyrimo indus per graibštą nepatektų didesnis tiriamosios medžiagos kiekis, buvo pradedama perkelti žuvis nuo mažiausios koncentracijos tirpalo ir einama prie vis didesnės koncentracijos.

Tirpalai nebuvo intensyviai aeruojami. Mažiausiai vieną kartą per dieną užrašomas negyvų žuvų skaičius kiekviename inde per visą tyrimą. Negyvos žuvys iš indo išimamos kuo greičiau. Stebėjimus galima atlikti ir dažniau, pvz., norint apskaičiuoti vidutinį išgyvenamumo skirtingos koncentracijos tirpaluose periodą.

Tyrimo metu būtinai užrašoma bet kokia neįprasta žuvų elgsena.

Jei medžiaga yra laikoma patvaria per visą išlaikymo periodą (pvz., numatomi arba nustatyti nuostoliai sudaro 20 % arba mažiau pradinės išmatuotos koncentracijos), tada, jeigu įmanoma, reikia matuoti tiriamosios medžiagos koncentracijas tyrimo induose bent jau pirmo ir paskutinio tirpalų keitimo periodų pradžioje ir pabaigoje. Jeigu tiriamoji medžiaga laikoma nepatvaria per visą išlaikymo periodą, tada, jeigu įmanoma, būtina išmatuoti jos koncentraciją tyrimo induose kiekvieno tirpalų keitimo periodo pradžioje ir pabaigoje per visą tyrimą.

Išmatuojama ištirpusio deguonies koncentracija, pH ir temperatūra kiekviename inde tyrimo pradžioje ir prieš keičiant tiriamąjį tirpalą ir iškart jį pakeitus.

Kelių priežiūros druskos tirpalų 96 val. medialinė letalinė koncentracija (LC50) su 95 % patikimumo intervalu vaivorykštiniam upėtakiui buvo apskaičiuota, naudojant „*Spearman-Kärber*“ programą (Hamilton et al., 1977).

Statistinė duomenų analizė atlikta su *SPSS 10,0 software* programa.

5.2. Kelių priežiūros druskos tirpalų ilgalaikio toksinio poveikio vaivorykštiniam upėtakiui tyrimo metodika

Ilgalaikio toksinio poveikio vaivorykštiniam upėtakiui tyrimai buvo atlikti pagal pusiau statinio metodo sąlygas (5.1 poskyris). Tiriamosios žuvys (po 10 vnt.) buvo patalpintos į šešis 100 l talpos akvariumus. Tyrimo metu buvo naudotos 4 kelių priežiūros druskos (KPD) tirpalų koncentracijos – 4,56 g/l, 2,28 g/l, 1,14 g/l, 0,18 g/l bei valgomosios druskos (VD) tirpalas – 4,56 g/l koncentracijos. Šeštasis akvariumas su žuvimis (10 vnt.) buvo kontrolinis. Kontrolinio

akvariumo vanduo bei vanduo, su druskos tirpalų koncentracijomis, buvo keičiamas kiekvieną dieną. Vaivorykštinio upėtakio jaunikliai iš Žeimenos lašišinių žuvų veislyno buvo maitinami kiekvieną dieną DANA FEED žuvų maistu.

Prieš pradedant tyrimą, buvo nustatytas žuvų svoris. Po 14 dienų ilgalaikio tyrimo, buvo nustatyti tiriamų žuvų morfologiniai bei biologiniai (hematologiniai) rodikliai.

Morfologiniams žuvų rodikliams priskiriami:

- bendras žuvies ilgis L , cm;
- žuvies ilgis iki uodeginio peleko l , cm;
- žuvies masė Q , g;
- žuvies masė be vidaus organų q , g;
- kepenų masė, g.

Pagal turimus žuvų morfologinius rodiklius, apskaičiuojamas Kepenų somatinis indeksas – KSI.

$$\text{KSI} = \text{kepenų masė} / \text{žuvies masė be vidaus organų} \quad (5.1)$$

Biologiniams (hematologiniams) žuvų rodikliams priskiriami:

- eritrocitų kiekis kraujyje Er , $10^6 \times \text{mm}^{-3}$;
- hemoglobino koncentracija kraujyje Hb , g/l;
- hematokrito lygis kraujyje Ht , l/l;
- leukocitų (baltųjų kraujo kūnelių) kiekis kraujyje, $10^3 \times \text{mm}^{-3}$ (Vosylienė, Svecevičius, 1997).

Žuvų kraujo ėmimas

Žuvys tyrimams buvo greitai ištraukiamos iš akvariumo, apsvaiginamos smūgiu per galvą. Žuvies kraujas paimamas kuo skubiausiai (iki 30 sek.).

Tam tikslui žuvies odos plotelis nuvalomas spiritu ar spirito ir eterio mišiniu (1:1) suvilgyta vata ir kraujas paimamas heparinizuota Pastero pipete iš uodeginių kraujo indų. Paimtas kraujas suleidžiamas į specialius plastmasinius indėlius, kuriuose kraują prie 4 °C galima laikyti iki 4 val. Kraujo stabilizacijai naudojamas vandeninis heparino tirpalas, kurio ml yra 5000 T.V. heparino. Pipetės kraujui paimti paruošiamos iš anksto, t.y. heparinas įtraukiamas į pipetę, po to išleidžiamas atgal ir pipetės su likusiu ant vidinės sienelės skysčiu išdžiovinamos.

Eritrocitų skaičiaus nustatymas

Žuvų kraujo eritrocitai yra deguonies pernešėjai. Jie yra kvėpuojamojo pigmento – hemoglobino nešiotojai. Eritrocitai atlieka ne tik kvėpavimo, bet ir daugelį kitų sudėtingų funkcijų, taip pat fermentinio ir apsauginio charakterio funkcijas.

Eritrocitai buvo skaičiuojami Gorajjevo kameroje, praskiedus kraują 200 kartų specialiu dažų tirpalu, kuris nudažydavo eritrocitus ir leukocitus. Dažų tirpalas buvo gaminamas tą pačią dieną.

Eritrocitai skaičiuojami 5 kvadratuose, padalintuose į 16 mažų kvadratėlių, įstrižai kameros, nes ląstelės gali būti nevienodai pasiskirsčiusios. Eritrocitų kiekis 1 l kraujo skaičiuojamas pagal formulę:

$$X = \frac{a \times 4000 \times b}{e}, \quad (5.2.)$$

čia: a – eritrocitų kiekis 5 dideliuose kvadratuose;

b – praskiedimo laipsnis;

e – kvadratėlių skaičius.

Hemoglobino koncentracijos ir hematokrito nustatymas

Eritrocito stromoje yra kraujo pigmentas – *hemoglobinas*, kuris dalyvauja pernešant deguonį į audinius, bei pasižymi imuninėmis savybėmis.

Hemoglobino nustatymui žuvų kraujyje naudojamas cianhemoglobino metodas. Šio metodo principas yra toks, jog, naudojant transformuojantį reagentą, hemoglobinas išlaisvinamas iš eritrocitų ir transformuojamas į cianhemoglobiną. Cianhemoglobino koncentracija gali būti nustatoma po 15 min. specialiu prietaisu – hemoglobinometru. Transformuojančio reagento sudėtis: natrio hidrokarbonatas (1,0 g), kalio fericianidas (0,2 g), acetoncianhidridas (0,5 ml) ir distiliuotas vanduo. Po 5 ml transformuojančio reagento supilama į mėgintuvėlius. Specialia pipete paimama 0,02 ml kraujo, supilama į reagentą, rūpestingai sumaišoma, perskalaujant pipetę. Hemoglobino kiekis nustatomas iš kalibracinės kreivės pagal prietaiso parodymus. Išreiškiamas g/l. sveikų upėtakių kraujyje hemoglobinas svyruoja nuo 80–120 g/l.

Hematokrito skaitmeninis dydis išreiškia santykį raudonųjų kraujo kūnelių tūrio su bendru kraujo tūriu. Kraujui esant ramybės būsenoje, eritrocitai nusėda ant indo dugno. Jų nusėdimo greitis (ENG) turi diagnostinės reikšmės. Patinų ENG šiek tiek žemesnis nei patelių. Padidėjęs ENG rodo, kad organizme vyksta uždegiminis procesas. Žema hematokrito vertė rodo blogą žuvies organizmo būklę. Įvairūs endogeniniai (ligos) ir egzogeniniai (žuvų perkėlimas) faktoriai turi įtakos šiam rodikliui.

Hematokrito nustatymui naudojami specialūs 5–7,5 cm ilgio heparinizuoti hematokritiniai kapiliarai. Į juos kraujas įtraukiamas maždaug iki 2/3 jų ilgio. Kapiliaro galiukas labai stangriai

užpildomas specialia mase (buvo naudojamas plastilinas). Po to kapiliarai centrifuguodami specialioje hematokritinėje centrifugoje 5 min. Po centrifugavimo kapiliarai išimami ir ant specialios skalės išmatuojamas raudonųjų kūnelių ir bendras kraujo tūris milimetrais. Gautas skaitmeninis dydis yra dauginamas iš koeficiento 0,01 ir rezultatas yra hematokrito skaitmeninė vertė.

Hematokrito skaičiavimo formulė:

$$\text{Raudonųjų kraujo kūnelių tūris, mm} / \text{Bendras kraujo tūris, mm} \times 0,01 = \text{Ht, l/l} \quad (5.3)$$

Leukocitų skaičiavimas

Leukocitai – baltieji kraujo kūneliai. Gamina antikūnus ir neimuninės prigimties beta ir gama globulinas. Kraujyje cirkuliuojančius antikūnus perneša į uždegiminius židinius. Dalyvauja vietinėse uždegiminėse reakcijose. Absorbuoja ir išaktyvuoja įvairios kilmės toksinus.

Jie skaičiuojami panašiai kaip ir eritrocitai. Tik leukocitai skaičiuojami 45 mažesniuose kvadratuose. Gaunamas leukocitų skaičius 1-name mm³ (Diagnostics, Prevention and Therapy of Fishes Diseases and Intoxications, 1991).

5.3. Kelių priežiūros druskos tirpalų ūminio toksiškumo vaivorykštiniam upėtakiui tyrimo rezultatų analizė

Toksinio druskos tirpalų poveikio vaivorykštiniam upėtakiui (*Oncorhynchus mykiss*) eksperimentiniai laboratoriniai tyrimai buvo atlikti Vilniaus universiteto Ekologijos instituto Hidrobiontų ekologijos ir fiziologijos laboratorijoje.

Ūmaus toksiškumo tyrimų rezultatai parodė skirtingą vaivorykštinio upėtakio jautrumą kelių priežiūros druskai (KPD) bei valgomajai druskai (VD).

5.1 lentelė. Vaivorykštinio upėtakio žuvimo dinamika kelių priežiūros ir valgomosios druskų tirpaluose (n=14 vnt. žuvų)

Poveikis (valandos)	Koncentracija, g/l				
	14	16	18	20	22
Kelių priežiūros druska					
24	0	2 (14,28 %)	4 (28,56 %)	8 (57,12 %)	8 (57,12 %)
48	0	2 (14,28 %)	0	0	0
72	0	0	0	0	4 (28,56 %)
96	0	0	0	2 (14,28 %)	2 (14,28 %)
Valgomoji druska					
24	0	0	0	0	12(85,68 %)
48	0	0	0	0	0
72	0	0	0	0	0
96	0	0	0	2(14,28 %)	2 (14,28 %)
Kontrolė	0	0	0	0	0

(Lentelėje pateiktas žuvusių žuvų skaičius bei skliaustuose išreikšta procentinė dalis nuo bendro tirtų žuvų kiekio (14 vnt.) skirtingų koncentracijų druskų tirpaluose per skirtingą laiką).

Po skirtingų KPD tirpalų kiekių įterpimo į akvariumus, žuvys pradėjo gaišti per pirmąsias 24 val. nuo išbuvimo akvariumuose pradžios. Žuvų mirtingumas priklausė nuo KPD koncentracijos akvariumuose. Toks pat kiekis žuvų (57,12 %) nustipo, akvariume esant 20 g/l ir 22 g/l KPD koncentracijoms. Bendras žuvų mirtingumas (100 %) užregistruotas praėjus 96 val. nuo eksperimento pradžios, akvariume esant 22 g/l KPD koncentracijai. Žuvų žūtis per visą jų išlaikymo mažiausioje nagrinėjamoje KPD koncentracijoje (14 g/l) nenustatyta.

5.2 lentelė. Ūmaus toksiškumo tyrimo metu nustatyta kelių priežiūros bei valgomosios druskų 96 val. LC50 vaivorykštiniam upėtakiui

Tiriamoji medžiaga	LC50 (g/l)	95 % patikimumo intervalas (g/l)
Kelių priežiūros druska	18,25	17,40 ÷ 19,13
Valgomoji druska	20,38	19,30 ÷ 20,88

Apskaičiuota „Spearman-Kärber“ programa (Hamilton et al., 1977), kelių priežiūros druskos 96 val. medialinė letalinė koncentracija (LC50) vaivorykštiniam upėtakiui (*Oncorhynchus mykiss*) yra 18,25 g/l.

Žuvų mirtingumas, sukeltas VD per 24 val. pastebėtas tik didžiausioje tiriamoje koncentracijoje – 22 g/l. Mažesnėse VD koncentracijose – 14 g/l, 16 g/l ir 18 g/l, žuvų mirtingumas per visą jų išlaikymo trukmę nenustatytas. Taikant šį metodą, 24 val. ir 48 val. LC50 reikšmės kelių priežiūros bei valgomajai druskoms, nebuvo analizuotos.

Aiški riba tarp KPD letalinės ir subletalinės zonų nenustatyta. Žuvys pradėjo stipti (14,28 %) per pirmąsias 24 val., esant 16 g/l KPD koncentracijai akvariume, ir toliau jų tiriamoji populiacija mažėjo iki eksperimento pabaigos.

Kelių priežiūros druskos subletalinis poveikis vaivorykštinio upėtakio jaunikliams buvo pradėtas tirti nuo 0,25 96 val. LC50, tai yra 4,56 g/l ir atitinkamai mažesnėse koncentracijose.

5.4. Kelių priežiūros druskos tirpalų ilgalaikio toksinio poveikio vaivorykštiniam upėtakiui tyrimo rezultatų analizė

Tyrimo metu buvo naudotos 4 kelių priežiūros druskos tirpalų koncentracijos – 4,56 g/l, 2,28 g/l, 1,14 g/l, 0,18 g/l bei valgomosios druskos (VD) tirpalas – 4,56 g/l koncentracijos. Šeštasis akvariumas su žuvimis (10 vnt.) buvo kontrolinis.

Tyrimo metu buvo išanalizuota kelių priežiūros druskos cheminė sudėtis.

5.3 lentelė. Kelių priežiūros druskos (NaCl) 1 g/l koncentracijos tirpalo cheminė sudėtis

Elementas	g/l
Cl	0,6632
Na	0,5603
Ca	0,0017
Mg	0,00015
K	0,0002
Elementas	mg/l
V	0,0019
Sr	0,0176
Br	0,0632
As	0,0019
P	0,0439
Si	0,0307
Mn	0,09
Zn	0,002

Kelių priežiūros druskos (KPD) analizė rodo, kad šios druskos sudėtyje yra daugelis elementų (vanadis, stroncis, arsenas, cinkas, manganas ir kt.), kurie gali būti toksiški žuvims. Be to, yra žinoma, kad KPD sudėtyje yra nedideli kalio heksacianoferato ($K_4[Fe(CN)_6]$) kiekiai. Cianidai yra vieni iš labiausiai toksinį poveikį žuvims sukeliančių cheminių medžiagų.

Atliekant ilgalaikius kelių priežiūros druskos poveikio vaivorykštiniam upėtakiui tyrimus, eksperimento pradžioje buvo nustatyti žuvų morfologiniai rodikliai. Eksperimento pabaigoje be morfologinių rodiklių, dar buvo tirti ir hematologiniai žuvų rodikliai.

5.4 lentelė. Vaivorykštinio upėtakio morfologiniai rodikliai kontroliniame akvariume

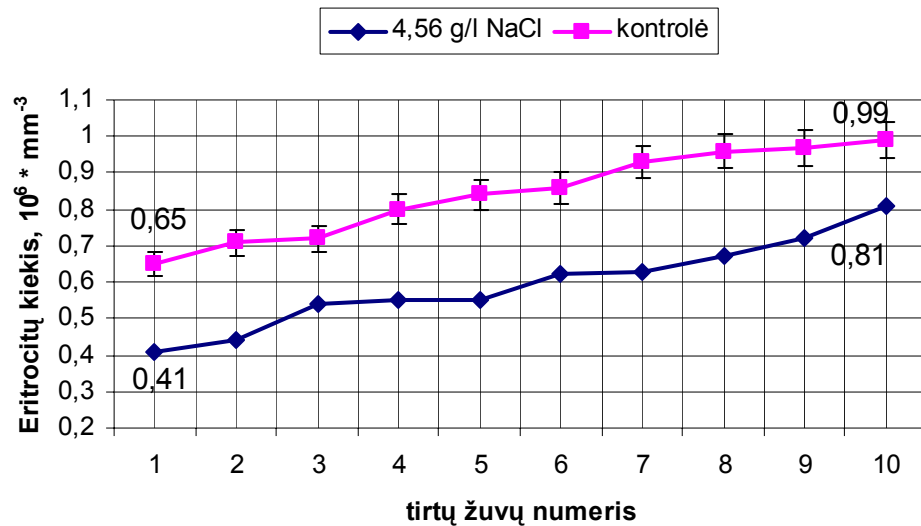
Tirtų žuvų Nr.	Bendras žuvies ilgis L, cm	Žuvies ilgis iki uodeginio peleko l, cm	Žuvies masė Q, g	Žuvies masė be vidaus organų q, g	Kepenų masė, g	Kepenų somatinis indeksas, KSI
1.	11,2	10,0	19,11	17,1	0,27	1,60
2.	12,0	10,5	23,73	20,11	0,40	1,90
3.	12,0	10,5	21,05	19,14	0,40	2,10
4.	12,5	11,0	24,35	21,63	0,42	1,90
5.	11,0	10,0	20,05	17,95	0,28	1,60
6.	12,0	10,5	22,99	20,75	0,34	1,50
7.	11,3	10,0	22,13	19,48	0,41	2,10
8.	11,3	10,2	21,33	18,87	0,43	2,18
9.	12,8	11,1	26,35	23,25	0,49	2,10
10.	11,5	10,5	21,55	19,02	0,42	2,21
Vidurkis	11,8±0,19	-	22,26±0,68	-	0,38±0,02	1,92±0,08

Vaivorykštinio upėtakio jauniklių reikšmingas ilgio ir svorio kitimas tyrimo metu nenustatytas. Žuvų svoris eksperimento pradžioje kontroliniame akvariume, prieš įterpiant KPD tirpalų koncentracijas, buvo $12,93 \pm 0,5$ g, o eksperimento pabaigoje – $22,26 \pm 0,68$ g, kadangi žuvis buvo maitinamos DANA FEED žuvų maistu.

Akivaizdūs tiriamų žuvų svorio skirtumai tarp kontrolinių bei išbuvusių akvariumuose su KPD bei VD koncentracijomis, taipogi neužfiksuoti. Kontrolinių žuvų grupės vidutinis svoris pasibaigus eksperimentui buvo $22,3 \pm 0,7$ g, o žuvų, išbuvusių akvariumuose su įterptomis KPD bei VD koncentracijomis, svoris kito nuo $21,5 \pm 0,7$ iki $22,9 \pm 0,5$ g.

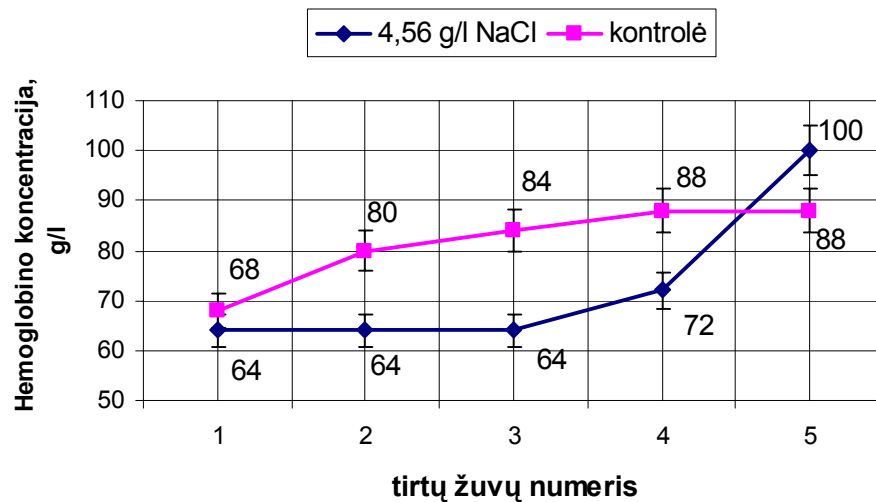
Žemiau grafikuose pateikti eksperimentinių tyrimų metu gauti hematologinių rodiklių duomenys. Tiek kontroliniai, tiek tiriamieji rezultatai visuose grafikuose išdėstyti didėjimo tvarka, kad būtų galima pamatyti ir įvertinti akivaizdų skirtumą tarp gautų duomenų.

Žuvų eritrocitų kiekis, hematokrito lygis bei leukocitų kiekis kraujyje buvo nustatytas dešimčiai tiriamųjų ir kontrolinių žuvų, o hemoglobino koncentracija kraujyje analizuota penkioms žuvims, nes tokio žuvų skaičiaus pakanka, norint gauti patikimus rezultatus.



5.1 pav. Vaivorykštinio upėtakio eritrocitų kiekis kraujyje, 4,56 g/l NaCl koncentracijoje

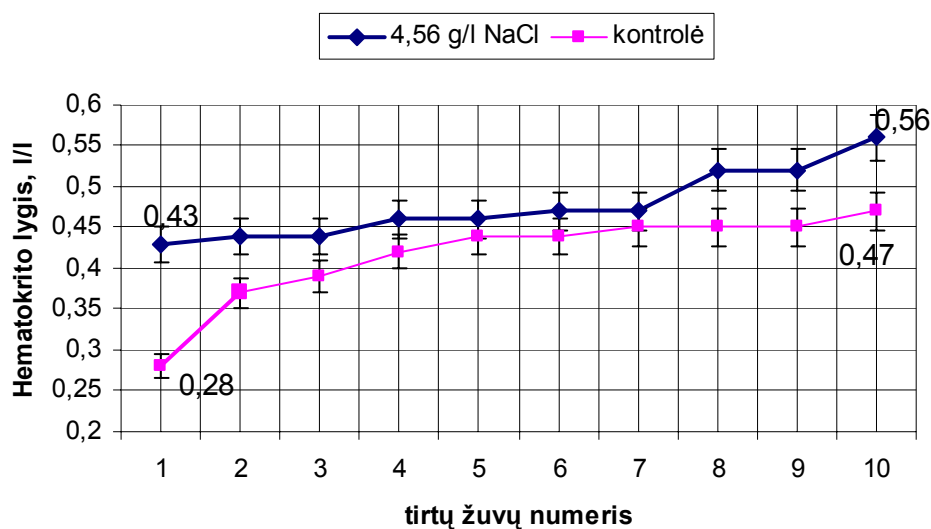
Pagal gautus rezultatus matyti, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l kelių priežiūros druskos tirpalo koncentracijoje, nustatytas eritrocitų kiekis kraujyje kito 0,41–0,81 T/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,60 \pm 0,04$ T/l. Kontrolinio akvariumo žuvų kraujyje eritrocitų kiekis buvo 0,65–0,99 T/l, vidutiniškai $0,84 \pm 0,04$ T/l. Eritrocitų kiekis subletalinėje 4,56 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 28,6 %.



5.2 pav. Vaivorykštinio upėtakio hemoglobino koncentracija kraujyje, 4,56 g/l NaCl koncentracijoje

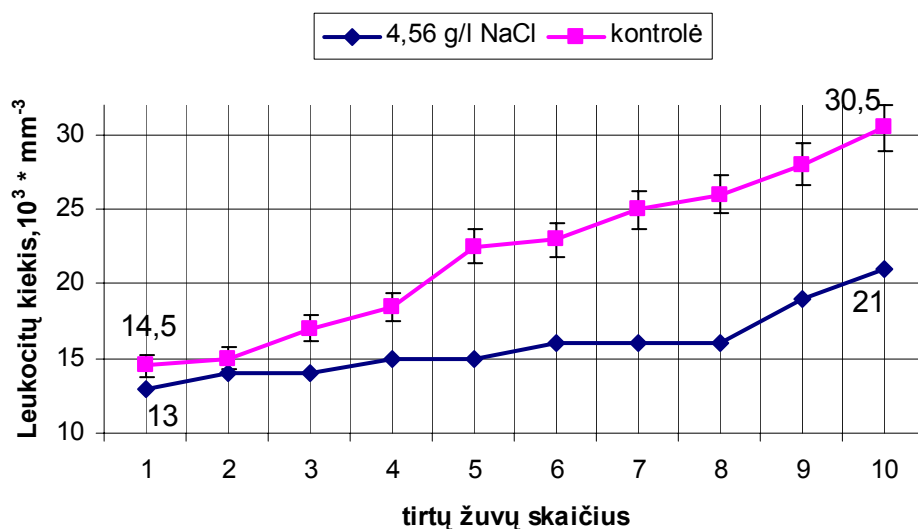
Tyrimų metu nustatyta, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, hemoglobino koncentracija kraujyje kito 64–100 g/l ribose, t.y. vidutiniškai buvo $72,8 \pm 6,9$ g/l. Kontrolinio akvariumo žuvų kraujyje hemoglobino koncentracija buvo

68–88 g/l, vidutiniškai $81,6 \pm 3,7$ g/l. Hemoglobino koncentracija subletalinėje 4,56 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 10,8 %.



5.3 pav. Vaivorykštinio upėtakio hematokrito lygis kraujyje, 4,56 g/l NaCl koncentracijoje

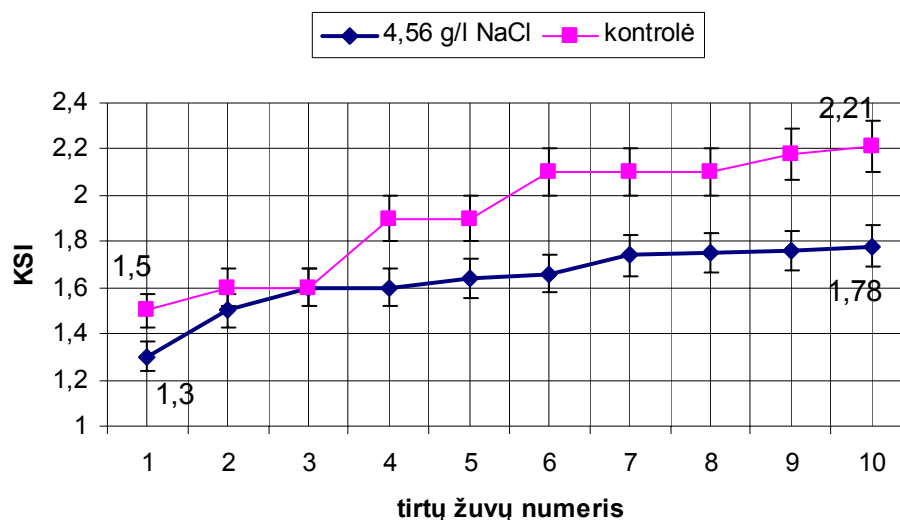
Gautų tyrimų duomenys rodo, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, hematokrito lygis kraujyje kito 0,48–0,56 l/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,48 \pm 0,01$ l/l. Kontrolinių žuvų hematokrito lygis kraujyje, buvo 0,28–0,47 l/l, vidutiniškai $0,42 \pm 0,01$ l/l. Hematokrito lygis kraujyje subletalinėje 4,56 g/l KPD koncentracijoje padidėjo 14,3 %.



5.4 pav. Vaivorykštinio upėtakio leukocitų kiekis kraujyje, 4,56 g/l NaCl koncentracijoje

Nustatyta, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, leukocitų kiekis kraujyje, kito 13–21 G/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $15,9 \pm 2,7$ G/l.

Kontrolinių žuvų leukocitų kiekis kraujyje buvo 14,5–30,5 G/l, t.y. vidutiniškai $22,1 \pm 1,8$ G/l. Baltųjų kūnelių kiekis kraujyje subletalinėje 4,56 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 28,1 %.



5.5 pav. Vaivorykštinio upėtakio kepenų somatinis indeksas, 4,56 g/l NaCl koncentracijoje

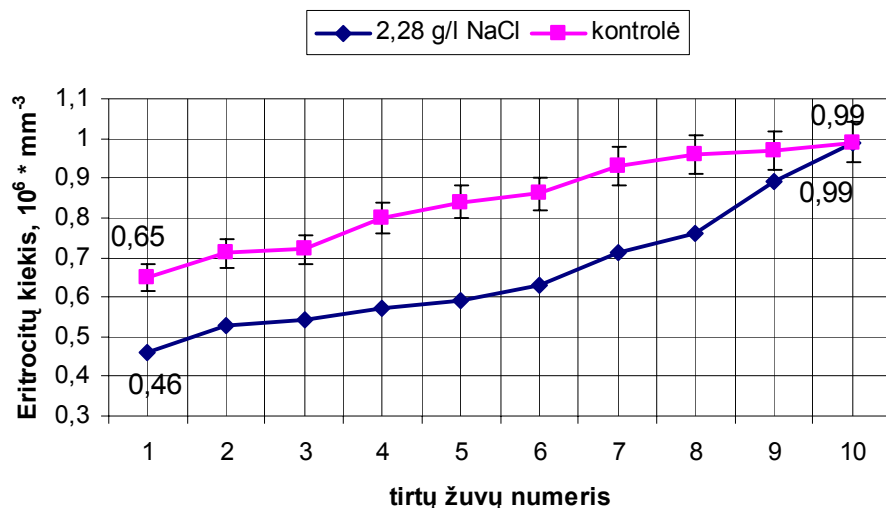
Apskaičiuotas vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, kepenų somatinis indeksas kito 1,30–1,78 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,53 \pm 0,11$. Kontrolinių žuvų KSI kito 1,50–2,21 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,92 \pm 0,08$. KSI subletalinėje 4,56 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 20,3 %.

5.5 lentelė. Vaivorykštinio upėtakio morfologiniai rodikliai subletalinėje 2,28 g/l kelių priežiūros druskos tirpalo koncentracijoje

Tirtų žuvų Nr.	Bendras žuvies ilgis L, cm	Žuvies ilgis iki uodeginio peleko l, cm	Žuvies masė Q, g	Žuvies masė be vidaus organų q, g	Kepenų masė, g	Kepenų somatinis indeksas, KSI
1.	11,5	10,5	23,52	20,16	0,34	1,68
2.	11,0	9,60	19,72	17,27	0,29	1,68
3.	11,9	10,5	24,23	21,03	0,37	1,76
4.	12,2	10,9	25,42	21,60	0,38	1,76
5.	11,0	10,0	20,79	18,34	0,34	1,85
6.	12,0	10,5	25,66	22,05	0,44	1,99
7.	10,5	9,40	18,76	16,50	0,26	1,58
8.	12,5	11,0	25,83	22,07	0,41	1,86
9.	11,5	10,0	21,64	18,74	0,32	1,70

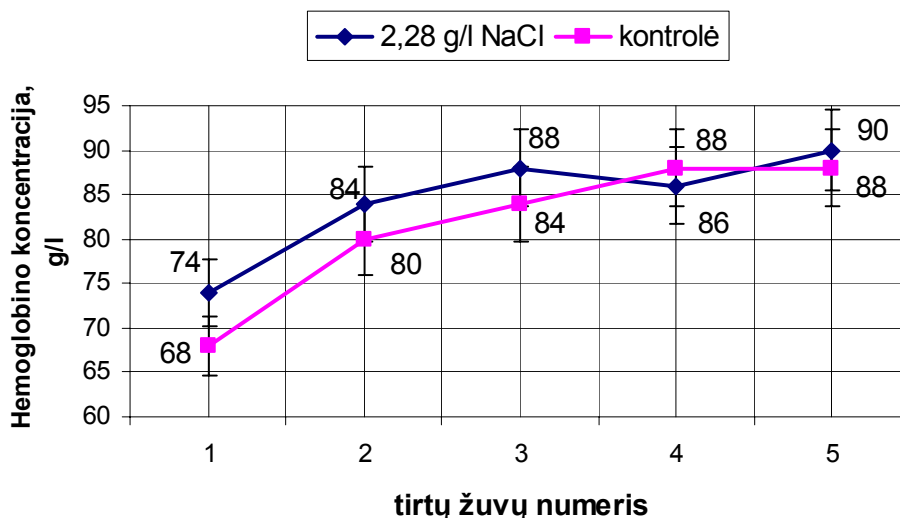
10.	11,0	9,70	19,61	17,36	0,33	1,90
Vidurkis	$11,6 \pm 0,19$	-	$22,52 \pm 0,87$	-	$0,35 \pm 0,01$	$1,78 \pm 0,04$

Nustatyta, kad iš morfologinių vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio subletalinėje 2,28 g/l kelių priežiūros druskos tirpalo koncentracijoje, rodiklių nuo kontrolinių žuvų morfologinių rodiklių labiausiai skyrėsi kepenų somatinio indekso duomenys. Jie buvo 7,3 % mažesni.



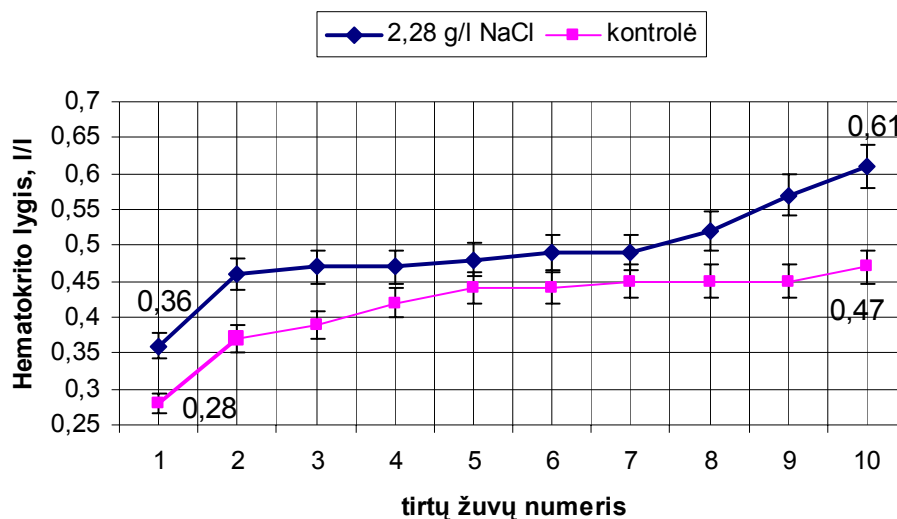
5.6 pav. Vaivorykštinio upėtakio eritrocitų kiekis kraujyje, 2,58 g/l NaCl koncentracijoje

Pagal gautus rezultatus matyti, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 2,28 g/l kelių priežiūros druskos tirpalo koncentracijoje, nustatytas eritrocitų kiekis kraujyje kito 0,46–0,99 T/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,67 \pm 0,05$ T/l. Kontrolinio akvariumo žuvų kraujyje eritrocitų kiekis buvo 0,65–0,99 T/l, vidutiniškai $0,84 \pm 0,04$ T/l. Eritrocitų kiekis subletalinėje 2,28 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 20,2 %.



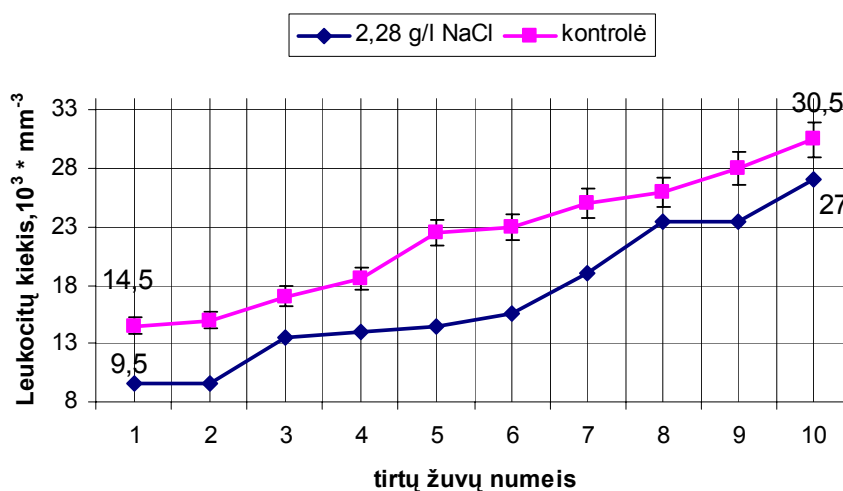
5.7 pav. Vaivorykštinio upėtakio hemoglobino koncentracija kraujyje, 2,28 g/l NaCl koncentracijoje

Tyrimų metu nustatyta, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 2,28 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, hemoglobino koncentracija kraujyje kito 74–90 g/l ribose, t.y. vidutiniškai buvo $84,4 \pm 2,8$ g/l. Kontrolinio akvariumo žuvų kraujyje hemoglobino koncentracija buvo 68–88 g/l, vidutiniškai $81,6 \pm 3,7$ g/l. Hemoglobino koncentracija subletalinėje 4,56 g/l KPD koncentracijoje padidėjo 3,4 %.



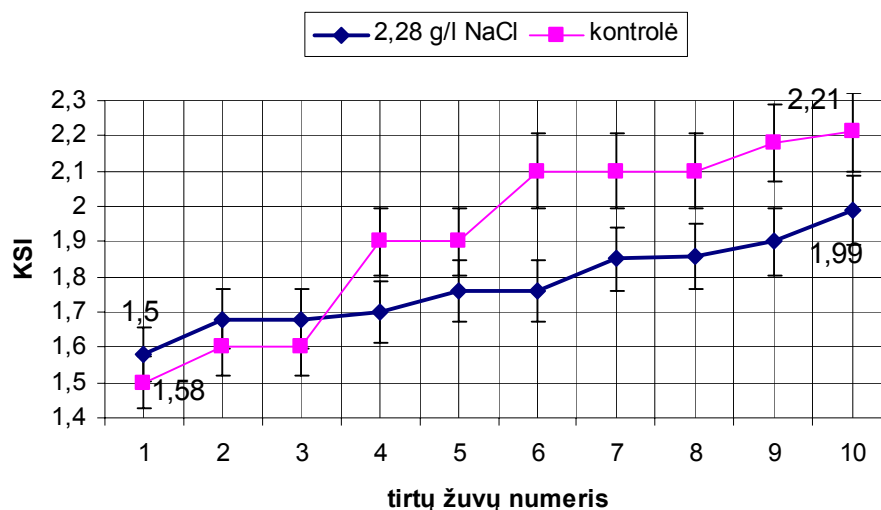
5.8 pav. Vaivorykštinio upėtakio hematokrito lygis kraujyje, 2,28 g/l NaCl koncentracijoje

Gautų tyrimų duomenys rodo, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 2,28 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, hematokrito lygis kraujyje kito 0,36–0,61 l/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,49 \pm 0,02$ l/l. Ir tik paklaidų ribose skyrėsi nuo hematokrito lygio kraujyje žuvų, išbuvusių 4,56 g/l KPD tirpalo koncentracijoje. Kontrolinių žuvų hematokrito lygis kraujyje, buvo 0,28–0,47 l/l, vidutiniškai $0,42 \pm 0,01$ l/l. Hematokrito lygis kraujyje subletalinėje 2,28 g/l KPD koncentracijoje padidėjo daugiausiai iš visų tirtų koncentracijų – 16,6 %.



5.9 pav. Vaivorykštinio upėtakio leukocitų kiekis kraujyje, 2,28 g/l NaCl koncentracijoje

Nustatyta, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 2,28 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, leukocitų kiekis kraujyje, kito 9,5–27 G/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $16,9 \pm 1,9$ G/l. Kontrolinių žuvų leukocitų kiekis kraujyje buvo 14,5–30,5 G/l, t.y. vidutiniškai $22,1 \pm 1,8$ G/l. Baltųjų kūnelių kiekis kraujyje subletalinėje 2,28 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 23,5 %.



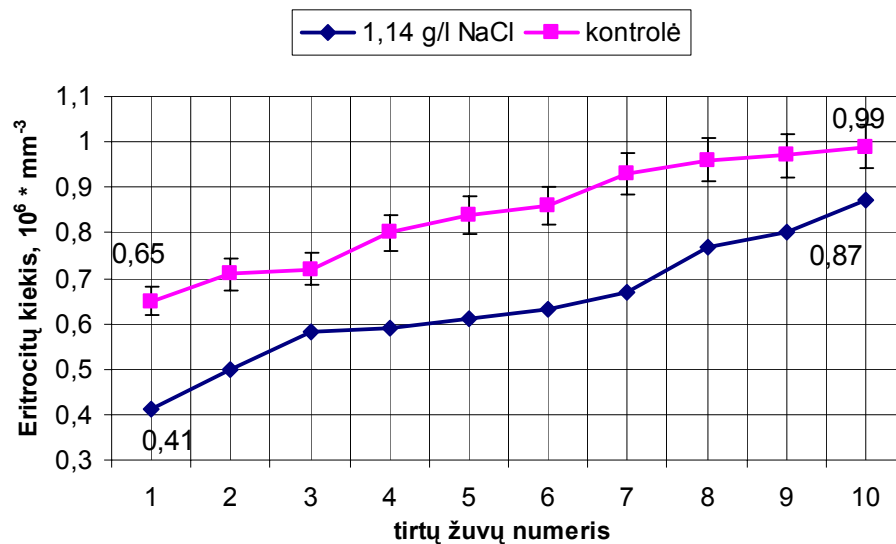
5.10 pav. Vaivorykštinio upėtakio kepenų somatinis indeksas, 2,28 g/l NaCl koncentracijoje

Apskaičiuotas vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 2,28 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, kepenų somatinis indeksas kito 1,58–1,99 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,78 \pm 0,04$. Kontrolinių žuvų KSI kito 1,50–2,21 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,92 \pm 0,08$. KSI subletalinėje 2,28 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 7,3 %.

5.6 lentelė. Vaivorykštinio upėtakio morfologiniai rodikliai subletalinėje 1,14 g/l kelių priežiūros druskos tirpalo koncentracijoje

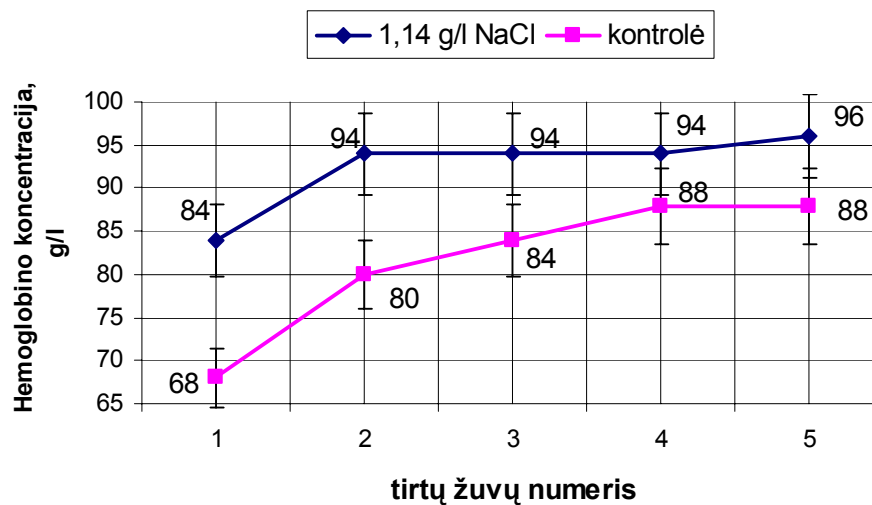
Tirtų žuvų Nr.	Bendras žuvies ilgis L, cm	Žuvies ilgis iki uodeginio peleko l, cm	Žuvies masė Q, g	Žuvies masė be vidaus organų q, g	Kepenų masė, g	Kepenų somatinis indeksas, KSI
1.	12,0	10,5	22,72	19,80	0,26	1,30
2.	11,5	10,4	21,47	18,70	0,33	1,80
3.	11,5	10,4	23,98	20,33	0,40	2,00
4.	11,9	10,3	23,87	20,59	0,28	1,40
5.	11,2	10,0	20,14	18,09	0,31	1,70
6.	13,0	11,2	28,53	24,07	0,43	1,80
7.	11,0	9,60	17,02	15,44	0,27	1,70
8.	12,1	10,0	25,94	22,35	0,36	1,60

9.	10,9	9,60	20,43	17,66	0,31	1,80
10.	11,5	10,1	21,22	18,51	0,33	1,80
Vidurkis	$11,7 \pm 0,19$	-	$22,90 \pm 0,99$	-	$0,33 \pm 0,01$	$1,69 \pm 0,06$



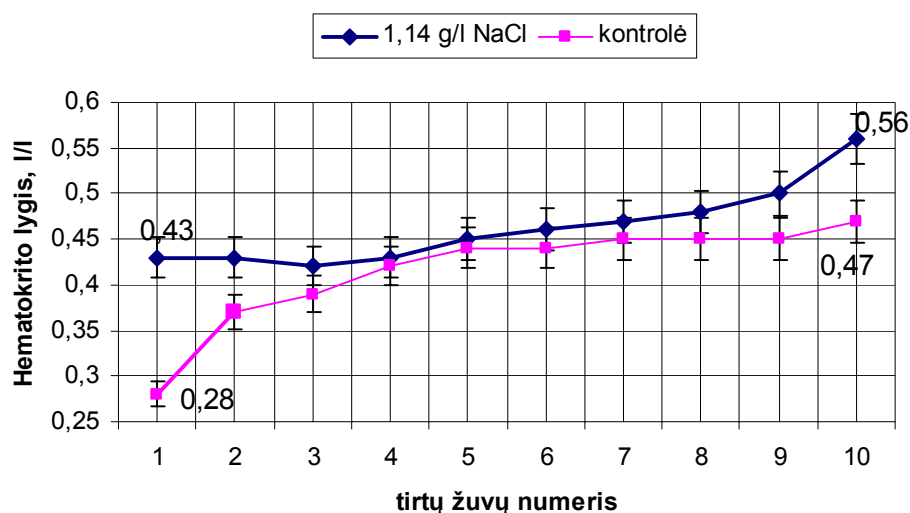
5.11 pav. Vaivorykštinio upėtakio eritrocitų kiekis kraujyje, 1,14 g/l NaCl koncentracijoje

Pagal gautus rezultatus matyti, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 1,14 g/l kelių priežiūros druskos tirpalo koncentracijoje, nustatytas eritrocitų kiekis kraujyje kito 0,41–0,87 T/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,64 \pm 0,04$ T/l. Kontrolinio akvariumo žuvų kraujyje eritrocitų kiekis buvo 0,65–0,99 T/l, vidutiniškai $0,84 \pm 0,04$ T/l. Eritrocitų kiekis subletalinėje 1,14 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 23,8 %, tai yra daugiausiai iš visų tirtų KPD tirpalų koncentracijų.



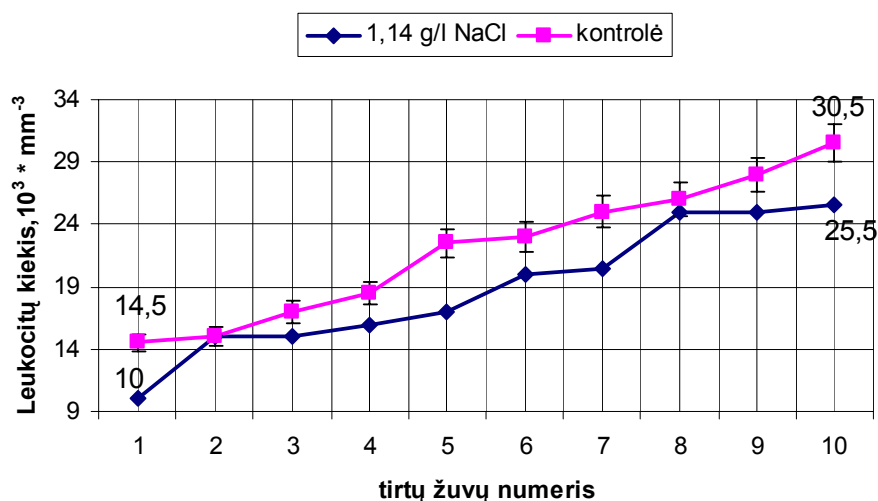
5.12 pav. Vaivorykštinio upėtakio hemoglobino koncentracija kraujyje, 1,14 g/l NaCl koncentracijoje

Tyrimų metu nustatyta, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 1,14 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, hemoglobino koncentracija kraujyje kito 84–96 g/l ribose, t.y. vidutiniškai buvo $92,4 \pm 2,1$ g/l. Kontrolinio akvariumo žuvų kraujyje hemoglobino koncentracija buvo 68–88 g/l, vidutiniškai $81,6 \pm 3,7$ g/l. Hemoglobino koncentracija subletalinėje 1,14 g/l KPD koncentracijoje padidėjo daugiausiai iš visų tirtų KPD tirpalų koncentracijų – 13,2 %.



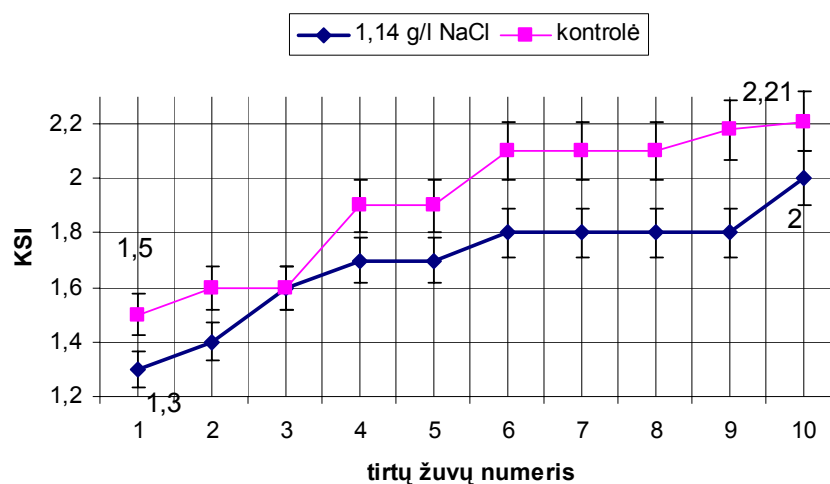
5.13 pav. Vaivorykštinio upėtakio hematokrito lygis kraujyje, 1,14 g/l NaCl koncentracijoje

Gautų tyrimų duomenys rodo, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 1,14 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, hematokrito lygis kraujyje kito 0,43–0,56 l/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,45 \pm 0,04$ l/l. Kontrolinių žuvų hematokrito lygis kraujyje, buvo 0,28–0,47 l/l, vidutiniškai $0,42 \pm 0,01$ l/l. Hematokrito lygis kraujyje subletalinėje 1,14 g/l KPD koncentracijoje padidėjo 7,1 %.



5.14 pav. Vaivorykštinio upėtakio leukocitų kiekis kraujyje, 1,14 g/l NaCl koncentracijoje

Nustatyta, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 1,14 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, leukocitų kiekis kraujyje, kito 10–25,5 G/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $18,9 \pm 1,6$ G/l. Kontrolinių žuvų leukocitų kiekis kraujyje buvo 14,5–30,5 G/l, t.y. vidutiniškai $22,1 \pm 1,8$ G/l. Baltųjų kūnelių kiekis kraujyje subletalinėje 1,14 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 14,5 %.



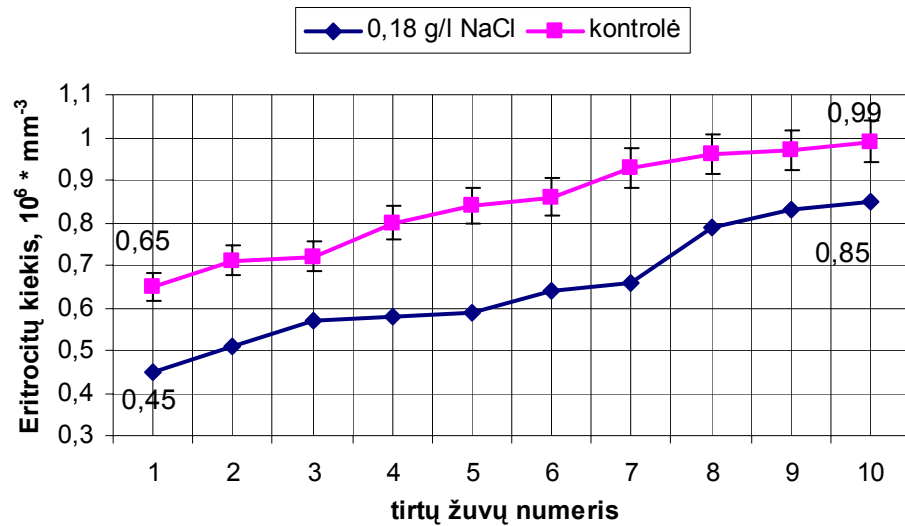
5.15 pav. Vaivorykštinio upėtakio kepenų somatinis indeksas, 1,14 g/l NaCl koncentracijoje

Apskaičiuotas vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 1,14 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, kepenų somatinis indeksas kito 1,3–2,0 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,69 \pm 0,06$. Kontrolinių žuvų KSI kito 1,50–2,21 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,92 \pm 0,08$. KSI subletalinėje 1,14 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 12 %.

5.7 lentelė. Vaivorykštinio upėtakio morfologiniai rodikliai subletalinėje 0,18 g/l kelių priežiūros druskos tirpalo koncentracijoje

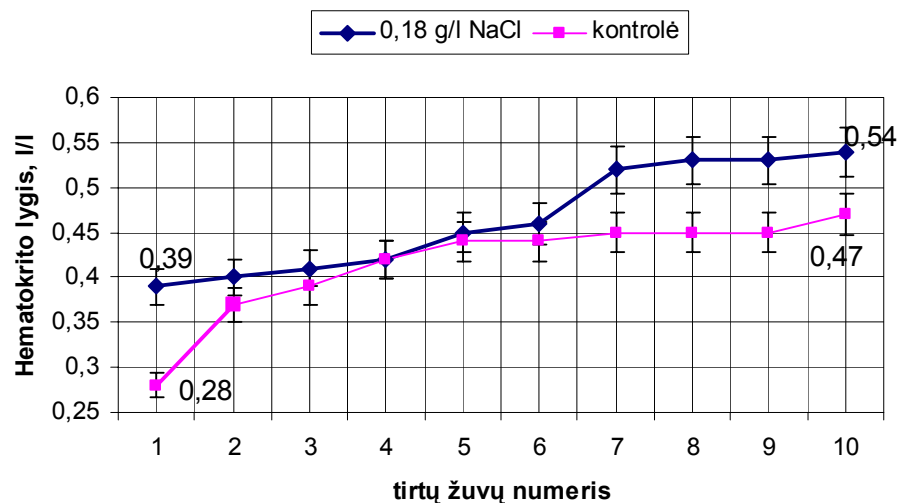
Tirtų žuvų Nr.	Bendras žuvies ilgis L, cm	Žuvies ilgis iki uodeginio peleko l, cm	Žuvies masė Q, g	Žuvies masė be vidaus organų q, g	Kepenų masė, g	Kepenų somatinis indeksas, KSI
1.	11,0	9,8	21,33	18,51	0,34	1,8
2.	11,5	10,5	21,18	18,90	0,36	1,9
3.	12,0	10,5	25,39	21,32	0,54	2,5
4.	11,8	10,5	24,62	20,92	0,49	2,3
5.	11,3	10,0	20,40	17,78	0,35	2,0
6.	11,5	10,0	21,00	18,54	0,27	1,5
7.	11,5	10,2	20,00	18,14	0,28	1,5
8.	11,9	9,9	19,06	17,06	0,23	1,3

9.	11,1	9,8	19,55	17,38	0,26	1,5
10.	12,0	10,5	22,61	20,29	0,32	1,6
Vidurkis	$11,5 \pm 0,12$	-	$21,51 \pm 0,66$	-	$0,34 \pm 0,03$	$1,79 \pm 0,12$



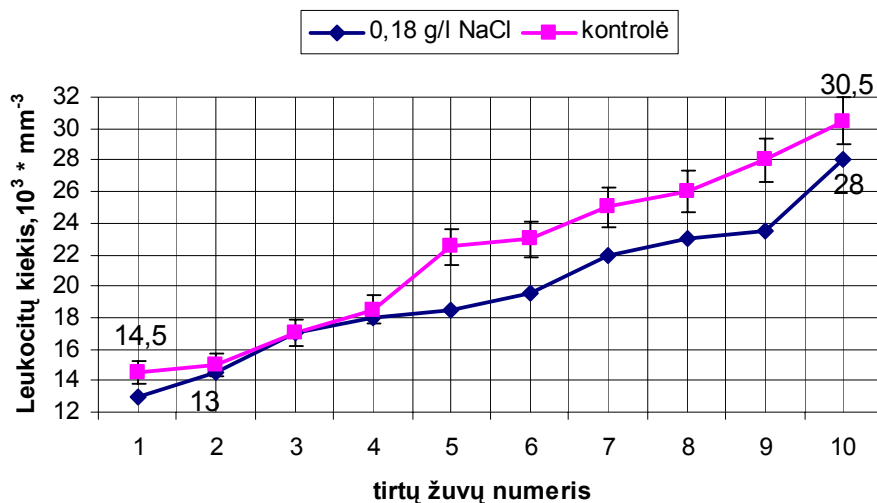
5.16 pav. Vaivorykštinio upėtakio eritrocitų kiekis kraujyje, 0,18 g/l NaCl koncentracijoje

Pagal gautus rezultatus matyti, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 0,18 g/l kelių priežiūros druskos tirpalo koncentracijoje, nustatytas eritrocitų kiekis kraujyje kito 0,45–0,85 T/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,68 \pm 0,04$ T/l. Kontrolinio akvariumo žuvų kraujyje eritrocitų kiekis buvo 0,65–0,99 T/l, vidutiniškai $0,84 \pm 0,04$ T/l. Eritrocitų kiekis subletalinėje 0,18 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 19,9 %.



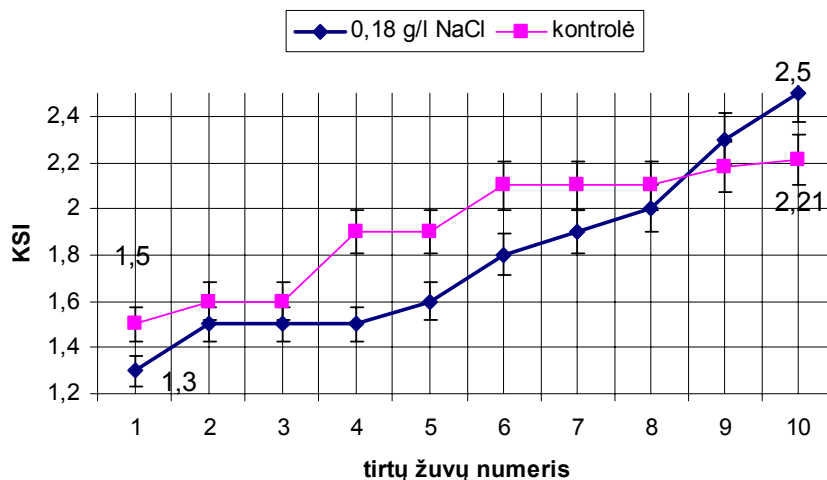
5.17 pav. Vaivorykštinio upėtakio hematokrito lygis kraujyje, 0,18 g/l NaCl koncentracijoje

Gautų tyrimų duomenys rodo, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 0,18 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, hematokrito lygis kraujyje kito 0,39–0,54 l/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,46 \pm 0,01$ l/l. Ir tik paklaidų ribose skyrėsi nuo hematokrito lygio kraujyje žuvų, išbuvusių 1,14 g/l KPD tirpalo koncentracijoje. Kontrolinių žuvų hematokrito lygis kraujyje, buvo 0,28–0,47 l/l, vidutiniškai $0,42 \pm 0,01$ l/l. Hematokrito lygis kraujyje subletalinėje 0,18 g/l KPD koncentracijoje padidėjo 9,5 %.



5.18 pav. Vaivorykštinio upėtakio leukocitų kiekis kraujyje, 0,18 g/l NaCl koncentracijoje

Nustatyta, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 0,18 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, leukocitų kiekis kraujyje, kito 13–28 G/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $19,7 \pm 1,4$ G/l. Kontrolinių žuvų leukocitų kiekis kraujyje buvo 14,5–30,5 G/l, t.y. vidutiniškai $22,1 \pm 1,8$ G/l. Baltųjų kūnelių kiekis kraujyje subletalinėje 0,18 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo mažiausiai iš visų tirtų kelių priežiūros druskų koncentracijų – 10,9 %.



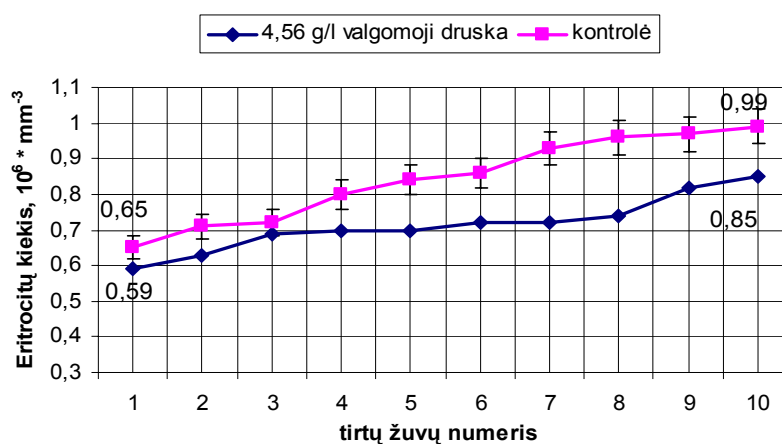
5.19 pav. Vaivorykštinio upėtakio kepenų somatinis indeksas, 0,18 g/l NaCl koncentracijoje

Apskaičiuotas vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 0,18 g/l KPD tirpalo koncentracijoje, kepenų somatinis indeksas kito 1,3–2,5 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,79 \pm 0,12$. Kontrolinių žuvų KSI kito 1,50–2,21 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,92 \pm 0,08$. KSI subletalinėje 0,18 g/l KPD koncentracijoje sumažėjo 6,8 %.

5.8 lentelė. Vaivorykštinio upėtakio morfologiniai rodikliai subletalinėje 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje

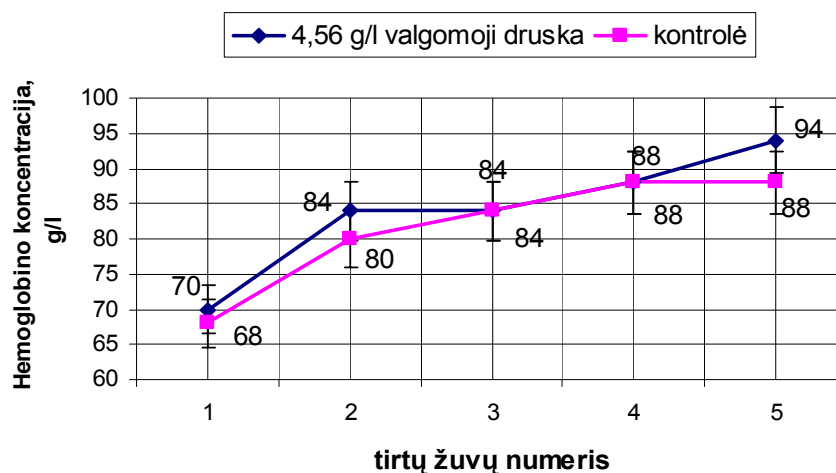
Tirtų žuvų Nr.	Bendras žuvies ilgis L, cm	Žuvies ilgis iki uodeginio peleko l, cm	Žuvies masė Q, g	Žuvies masė be vidaus organų q, g	Kepenų masė, g	Kepenų somatinis indeksas, KSI
1.	11,5	10,0	21,57	19,29	0,37	1,9
2.	12,0	10,5	22,56	19,87	0,52	2,6
3.	12,0	10,5	23,03	20,74	0,36	1,7
4.	12,0	10,5	22,75	20,55	0,38	1,8
5.	12,0	10,5	22,70	20,51	0,33	1,6
6.	13,0	11,5	22,28	23,14	0,60	2,6
7.	12,3	10,9	24,51	21,93	0,33	1,5
8.	11,5	10,3	20,82	18,73	0,29	1,5
9.	11,8	10,4	22,45	20,12	0,30	1,5
10.	11,8	10,3	22,19	19,84	0,34	1,7
Vidurkis	$11,99 \pm 0,14$	-	$22,89 \pm 0,48$	-	$0,38 \pm 0,03$	$1,84 \pm 0,13$

Morfologiniai vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio subletalinėje 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje, rodikliai nuo kontrolinių žuvų morfologinių rodiklių skyrėsi tik paklaidų ribose. Kepenų masė tiek valgomosios druskos 4,56 g/l koncentracijos tirpale buvusių žuvų, tiek kontrolinių žuvų buvo nustatyta ta pati – 0,38 g ($p < 0,01$).



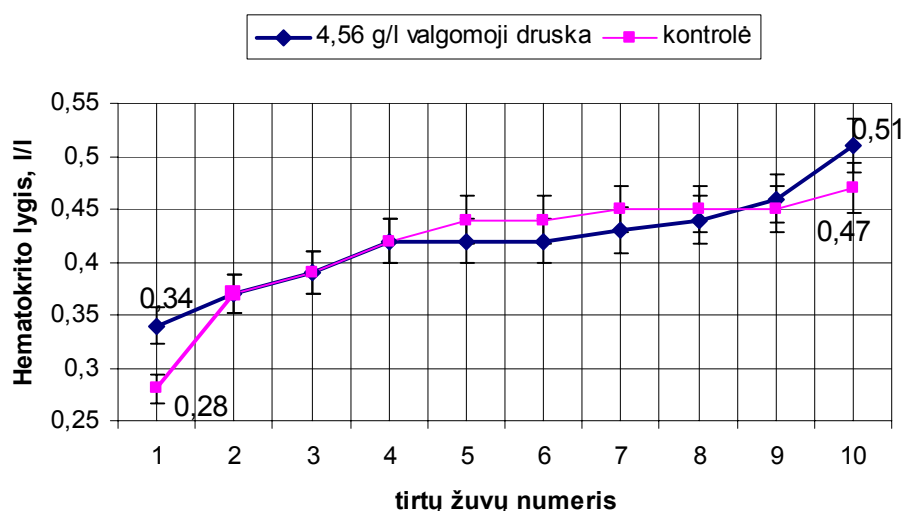
5.20 pav. Vaivorykštinio upėtakio eritrocitų kiekis kraujyje, 4,56 g/l valgomosios druskos koncentracijoje

Pagal gautus rezultatus matyti, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje, nustatytas eritrocitų kiekis kraujyje kito 0,59–0,85 T/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,68 \pm 0,04$ T/l. Kontrolinio akvariumo žuvų kraujyje eritrocitų kiekis buvo 0,65–0,99 T/l, vidutiniškai $0,84 \pm 0,04$ T/l. Eritrocitų kiekis subletalinėje 4,56 g/l valgomosios druskos koncentracijoje sumažėjo 19,9 % ir buvo analogiškas kaip ir mažiausioje tirtoje KPD tirpalo koncentracijoje – 0,18 g/l.



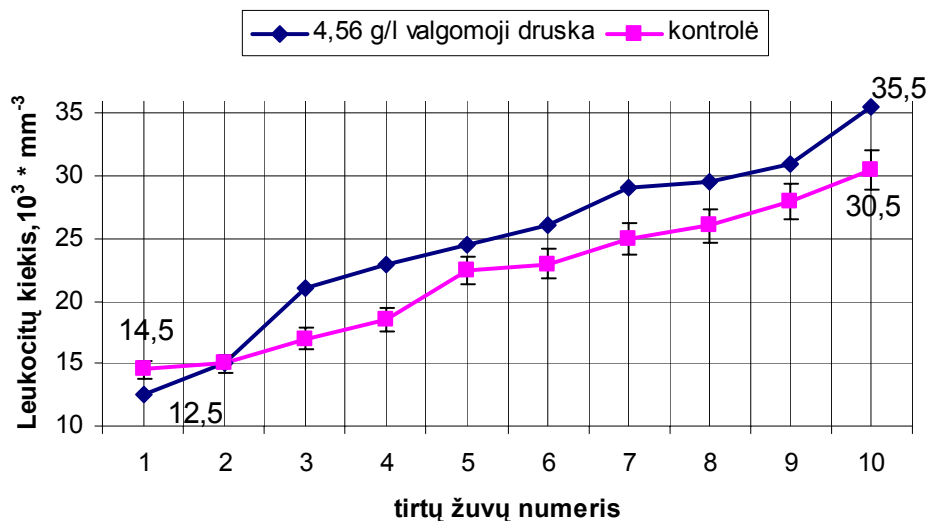
5.21 pav. Vaivorykštinio upėtakio hemoglobino koncentracija kraujyje, 4,56 g/l valgomosios druskos koncentracijoje

Tyrimų metu nustatyta, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje, hemoglobino koncentracija kraujyje kito 70–94 g/l ribose, t.y. vidutiniškai buvo $84,0 \pm 3,9$ g/l. Kontrolinio akvariumo žuvų kraujyje hemoglobino koncentracija buvo 68–88 g/l, vidutiniškai $81,6 \pm 3,7$ g/l. Hemoglobino koncentracija subletalinėje 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje, lyginant su kontroline padidėjo tik 2,9 %.



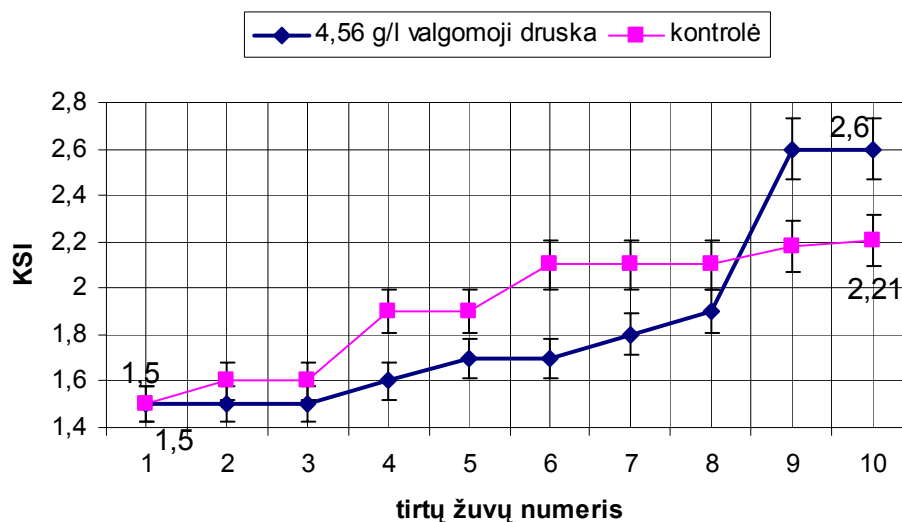
5.22 pav. Vaivorykštinio upėtakio hematokrito lygis kraujyje, 4,56 g/l valgomosios druskos koncentracijoje

Gautų tyrimų duomenys rodo, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje, hematokrito lygis kraujyje kito 0,34–0,51 l/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $0,42 \pm 0,01$ l/l ir buvo analogiškas kaip ir kontrolinių žuvų – $0,42 \pm 0,01$ l/l.



5.23 pav. Vaivorykštinio upėtakio leukocitų kiekis kraujyje, 4,56 g/l valgomosios druskos koncentracijoje

Nustatyta, kad vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje, leukocitų kiekis kraujyje, kito 12,5–35,5 G/l ribose, tai yra vidutiniškai buvo $24,7 \pm 2,2$ G/l. Kontrolinių žuvų leukocitų kiekis kraujyje buvo 14,5–30,5 G/l, t.y. vidutiniškai $22,1 \pm 1,8$ G/l. Baltųjų kūnelių kiekis kraujyje subletalinėje 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje padidėjo 11,8 %, priešingai nei visose tirtose kelių priežiūros druskų koncentracijose, kur leukocitų kiekiai buvo mažesni nei kontroliniai.



5.24 pav. Vaivorykštinio upėtakio kepenų somatinis indeksas, 4,56 g/l valgomosios druskos koncentracijoje

Apskaičiuotas vaivorykštinio upėtakio, išbuvusio 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje, kepenų somatinis indeksas kito 1,5–2,6 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,84 \pm 0,13$. Kontrolinių žuvų KSI kito 1,50–2,21 ribose, tai yra vidutiniškai buvo $1,92 \pm 0,08$. Kepenų somatinis indeksas subletalinėje 4,56 g/l valgomosios druskos tirpalo koncentracijoje sumažėjo 4,2 %.

Palyginamieji kelių priežiūros ir valgomosios druskų letalinio toksiškumo tyrimai neparodė reikšmingų skirtumų per 96 valandas nustatant LC50. KPD 96 val. LC50 atitinkamai buvo 18,25 g/l ir VD – 20,38 g/l. Tikriausia šie LC50 skirtumai buvo sąlygoti visų KPD sudarančių elementų. Be to, per veikimo periodą buvo pastebėti keli specifiniai toksinio poveikio skirtumai. Per pirmąsias 24 veikimo valandas buvo užregistruotas tik žuvų, veikiamų didžiausia VD koncentracija – 20,0 g/l ir 22,0 g/l, mirštamumas. Letalinis KPD poveikis per 24 valandas pasitaikė esant 16 g/l koncentracijai ir esant visoms kitoms didesnėms šios druskos koncentracijoms.

Susimaišiusi su tirpstančiu sniegu kelių priežiūros druska skverbiasi į dirvožemį ir gali patekti į gruntinius vandenis bei paviršinio vandens telkinius. Vis dėlto, druskingas vanduo praskiedžiamas tekančiu vandeniu, todėl to toksinis poveikis vandens organizmams yra skirtingas kiekvienu konkrečiu atveju. Tuo tarpu, kelių priežiūros druska patekusi į tvenkinius ar ežerus gali sukelti neigiamą poveikį vandens biotai. Vandenyje esantys organizmai patiria ne nuolatinį poveikį, bet kintantį, įskaitant aukštos koncentracijos periodą, kuris gali turėti neigiamą poveikį (US EPA, 1999). Paprastos gėlavandenės žuvys (kuoja, ešeris, karšis) yra labai jautrios vandens druskingumo pokyčiams ir daugelis tyrimų rodo druskų poveikį žuvų evoliucijai ir augimui. Remiantis bendrai pripažintais tyrimais natris, chloras, kalis ir kalcis svarbūs elementai žuvyse vykstančiai osmoreguliacijai (Evans, 1997).

Vaivorykštinis upėtakis buvo naudojamas tyrimams, kaip jautriausia ksenobiotikų poveikiui žuvis, taip pat ši žuvis atstovauja *Salmonidae* rūšį, kuri gali atlaikyti vandens druskingumo kaitą. Vis dėlto, net esant mažai KPD koncentracijai (0,18 g/l) žuvyse sumažėja eritrocitų skaičius ir pakyla hematokrito lygis.

Galimi du ištirtų parametrų skirtumų paaiškinimai: pirmasis, KPD sudarančių cheminių elementų koncentracijos buvo mažesnės nei jų maksimali leistina koncentracija priimta Lietuvos vidaus vandenims (Aplinkos būklė 2000, 2001), arba jų ribojamos vertės leidžiamos kitose šalyse (pvz., vanadžiui, stronciui) (Irwin, 1997 a; Irwin, 1997 b; Gravenmier et al., 2005). Druskingumas gali sustiprinti cheminių elementų toksinį poveikį. Tai atitinka kitų tyrėjų duomenis, kad cheminių medžiagų biotinkamumo ir toksiškumo pokytis vandens organizmams priklauso nuo vandens druskingumo (Van Leeuwen, Hermens, 1995; Četkauskaitė, 1999; Jezierska, Witeska, 2001).

Antrasis galimas paaiškinimas gali būti teršalų mišinio sinergetinis efektas. Pagal (Van Leeuwen, Hermens, 1995), kai kurios cheminės medžiagos gali veikti viena kitą, sąlygojant didesnę ar mažesnę vieno ar daugiau chemikalų toksiškumą (Montvydienė, Marčiulionienė, 2003). Kitų autorių tyrimai rodo, kad sunkieji metalai nors ir mažų koncentracijų mišiniuose buvo toksiškesni nei pavieniai (Vosylienė et al., 2003).

Gauti duomenys patvirtina, kad net maži druskų, naudojamų kelių priežiūrai, kiekiai gali sukelti žuvims neigiamą poveikį. Šių druskų sąlygotas toksinis poveikis priklauso nuo jų koncentracijų ir specifinės sudėties. Neigiamas šios druskos poveikis natūraliuose vandenyse priklausys pirmiausia nuo jų koncentracijos vandenyje, taip pat nuo vandens charakteristikų bei nuo vandenyje gyvenančių gyvūnų.

5.5. Penktojo skyriaus išvados

1. Druskų toksiškumo tyrimų rezultatai parodė skirtingą žuvų jautrumą kelių priežiūros druskai (KPD) bei valgomajai druskai (VD), priklausomai nuo jų koncentracijų. Kraujo rodiklių pasikeitimai rodo subletalinį toksinį KPD poveikį vaivorykštiniam upėtakiui.
2. Ūminio toksiškumo tyrimo metu, apskaičiuota 96 val. LC50 KPD vertė vaivorykštinio upėtakio jaunikliams yra 18,25 g/l.
3. Ilgalaikiuose tyrimuose nebuvo nustatyta patikimų KPD paveiktų morfologinių rodiklių (ypač žuvų masės) skirtumų lyginant su kontrole. Tuo tarpu, 4,56 g/l ir 1,14 g/l KPD koncentracijomis paveiktų žuvų, kepenų masė ir kepenų somatinis indeksas, statistiškai patikimai skyrėsi nuo kontrolės (sumažėjo).
4. Eritrocitų skaičius mažiausias buvo 4,56 g/l KPD tirpalo koncentracijoje – 0,6 T/l, kai kontrolėje – 0,84 T/l. Hemoglobino koncentracija taipogi mažiausia buvo 4,56 g/l KPD tirpalo koncentracijoje – 72,8 g/l, kai kontrolėje – 81,6 g/l. Leukocitų kiekis – 15,9 G/l, kai kontrolėje – 22,1 G/l. Visose tirtose KPD tirpalų koncentracijose, eritrocitų kiekis žuvų kraujyje patikimai sumažėjęs ($p < 0,01$). Hematokrito lygio pakitimai yra panašūs kaip ir eritrocitų kiekio.
5. Hemoglobino koncentracijos reikšmingas sumažėjimas nustatytas tik žuvų kraujyje, buvusių 4,56 g/l KPD koncentracijoje.
6. Baltųjų kraujo kūnelių (leukocitų) kiekio mažėjimas lyginant su kontrole pastebimas žuvų grupėse, buvusiose didžiausiose – 4,56 g/l ir 2,28 g/l KPD koncentracijose.
7. Didelė valgomosios druskos koncentracija (4,56 g/l) įtakoja eritrocitų kiekio sumažėjimą lyginant su kontrole, tačiau akivaizdūs pakitimai kitiems tirtiems žuvų kraujo parametrams nenustatyti.

6. PAKELĖS ŽOLINIŲ AUGALŲ AUGIMO INTENSYVUMO MATEMATINIS MODELIAVIMAS

Atliekant augalų antžeminės dalies ilgio tyrimus, pastebėta, kad druskos kiekis, esantis ištirpusiame sniege, o vėliau patekęs į dirvožemį, tiesiogiai veikia pakelės augalijos antžeminės dalies ilgį: kuo didesnė NaCl koncentracija, tuo mažesnis antžeminės dalies ilgis.

Tiriamųjų žolinių augalų rūšių (daugiametės svidrės, tikrojo eraičino, pievinės miglės) antžeminės dalies ilgių, neužterštame NaCl dirvožemyje ir užterštame 1 g/kg NaCl koncentracija, auginant 6 savaites, tyrimų rezultatai pateikti 6.1 lentelėje (5 A).

Matematinio modeliavimo rezultatai aprobuoti mokslinėje publikacijoje (4 A).

6.1 lentelė. Tiriamųjų žolinių augalų antžeminės dalies ilgiai

Tyrimo savaitė	Augalų antžeminės dalies ilgiai (cm)					
	Daugiametė svidrė		Tikrasis eraičinas		Pievinė miglė	
	Neužterštame NaCl dirvožemyje	Dirvožemyje, užterštame 1 g/kg NaCl koncentracija	Neužterštame NaCl dirvožemyje	Dirvožemyje, užterštame 1 g/kg NaCl koncentracija	Neužterštame NaCl dirvožemyje	Dirvožemyje, užterštame 1 g/kg NaCl koncentracija
1	1,8	0,7	0,5	0,2	0	0
2	13,2	9,4	11,5	5,6	2,8	1,3
3	20,3	14,7	13,8	8,7	6,4	2,5
4	23,4	14,8	17,2	10,3	7,6	3,7
5	24,6	15,2	18,3	11,5	7,9	4,1
6	25,8	15,9	18,9	12,3	8,5	4,9

Iš 6.1 lentelės matyti, kad aukščiausią antžeminės dalies ilgį šešių savaitių tyrimų metu turėjo daugiametė svidrė.

6.1. Matematinio modeliavimo metodika

Modeliavimo tikslas:

matematiniais skaičiavimais nustatyti optimalius koeficientus, kuriuos naudojant būtų galima apskaičiuoti, koks bus daugiametės svidrės, tikrojo eraičino ir pievinės miglės antžeminės dalies ilgis po tam tikro laiko, priimant, kad kelių priežiūros druskos koncentracija dirvožemyje ir aplinkos oro temperatūra yra nekintanti tyrimo metu.

Modeliavimui naudojami daugiametės svidrės, tikrojo eraičino ir pievinės miglės antžeminės dalies ilgių duomenys (6.1 lentelė), tyrimą atliekant 6 savaites, kai kelių priežiūros druskos koncentracija dirvožemyje yra 1 g/kg, kadangi esant didesnei koncentracijai, tiriamieji augalai nesudygo. Taip pat modeliavimui naudojami ir kontrolinių augalų, augančių neužterštame kelių priežiūros druska dirvožemyje, antžeminės dalies ilgių duomenys.

Matematiniam modeliavimui pasirenkamas *Phoenix* 3.5 programinės įrangos paketas, kadangi ši programa yra tinkama nustatyti skirtingų priklausomybių kitimą įvairiose aplinkose (Baltrėnas et. al., 2003; Baltrėnas et. al., 2004; Burinskiene, Rudzkiene, 2005).

Augalų antžeminės dalies ilgio kitimo pagal laiką diferencialinė lygtis ir jos analizinis sprendinys priimti pagal *Phoenix* 3.5 programinės įrangos 711 bibliotekinio uždavinio lygtį ir skaitinį – analizinį sprendinį ([PHOENICS Overview, 2006]). Jie yra tokie:

- lygtis:
$$\frac{\partial F}{\partial t} = \alpha \cdot e^t - \alpha \cdot F ; \quad (6.1)$$

- sprendinys:
$$F = e^t + \beta \cdot e^{-\gamma t} ; \quad (6.2)$$

α , β , γ – koeficientai, rasti priartėjimo būdu;

t – savaitių skaičius;

F – diferencialinės lygties analizinis sprendinys.

α koeficientas pasirinktas skirtingas neužterštame dirvožemyje (kontrolė) ir dirvožemyje, užterštame 1 g/kg NaCl koncentracija laistant. Buvo pasirinktos tokios α reikšmės: kontrolei – 1,5; 2,0 ir 2,5; 1 g/kg NaCl koncentracijai – 0,6; 0,8 ir 1,0. Skaičiuojant stebėta, kaip kinta (didėja ar mažėja) sandaugos su koeficientu reikšmė.

Priimta, kad analizinis sprendinys turi būti vienodas abiem atvejais (kontrolei ir 1 g/kg NaCl koncentracijai dirvožemyje). Priimtose tokios β reikšmės: 6,0; 6,5 ir 7,0. Skaičiuojant stebėta, kaip kinta (didėja ar mažėja) išraiškos $e^{-\beta t}$ reikšmė.

Koeficiento γ reikšmė pasirinkta tokia: 1,0; 1,5 ir 2,0. Skaičiuojant stebėta, kaip kinta (didėja ar mažėja) sandaugos su koeficientu reikšmė.

Koeficientų reikšmės buvo analizuotos tokia seka: γ , β ir α .

Pasirinktų koeficientų kitimo stebėjimas reikalingas tam, kad būtų galima lengviau rasti tinkamas koeficientų reikšmes.

Tačiau buvo pastebėta, kad diferencialinės lygties išraiškai dar trūksta koeficiento, kuris įvertintų laiko (savaitių skaičiaus) įtaką nagrinėjamų žolinių augalų antžeminės dalies aukščio kitimui. Gautos tokios lygtys:

$$\frac{\partial F}{\partial t} = A \cdot t + \alpha \cdot e^t - \alpha \cdot F ; \quad (6.3)$$

$$A = \frac{\partial F}{\partial t} \cdot t - \frac{\alpha e^t}{t} + \frac{\alpha F}{t} \quad (6.4)$$

A – koeficientas, įvertinantis žolinių augalų augimo laiko faktorių.

Nustačius koeficientus α , β ir γ , nustatinėtas koeficientas A . Jis skirtingas kiekvienai tirtai augalijos rūšiai ir įvertina ar dirvožemis užterštas kelių priežiūros druska ar ne.

Prieš nustatant koeficientą A lygtyje (6.4) pasirenkamos vidurinėsios koeficientų reikšmės ($\alpha=2,0$; $\beta=6,5$; $\gamma=1,5$). Pirmiausia apskaičiuotas koeficientas daugiametės svidrės kontroliniams augalams, pasodintiems 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, po to tikrojo eraičino bei pievinės miglės daigams. Pasirinktos tokios koeficiento A reikšmės daugiametės svidrės kontroliniams augalams: 1,0; 3,0; 5,0.

Gavus galutines reikšmes, pastebėta, kad reiktų šiek tiek koreguoti koeficientus. Koeficientas β pasirinktas lygus 6,7, o $\gamma - 1,8$.

Pagal sumodeliuotą diferencialinę lygtį bei jos analizinį sprendinį daugiametės svidrės kontrolinių augalų antžeminės dalies ilgio apskaičiavimui, randami koeficientai A kitiems augalams.

Radus visus koeficientus ir pagal lygtis paskaičiavus reikšmes, buvo nustatytos santykinės gautų reikšmių paklaidos pagal formulę:

$$\sigma = \frac{\left| \frac{\partial F}{\partial t} - x \right|}{x} \cdot 100\%; \quad (6.5)$$

$\frac{\partial F}{\partial t}$ – antžeminės dalies ilgis (cm), gautas apskaičiavus jį pagal sumodeliuotą formulę;

x – antžeminės dalies ilgis (cm), gautas eksperimentų metu.

Gavus koeficientus, geriausiai atitinkančius realias žolinių augalų antžeminės dalies ilgio reikšmes, buvo skaičiuojamos vidutinės santykinės paklaidos pagal formulę:

$$\sigma_{vid} = \frac{\Sigma \sigma}{\sigma}; \quad (6.6)$$

$\Sigma \sigma$ – santykinų paklaidų suma.

Tarpiniai skaičiavimai, nustatinėjant koeficientus (α , β , γ , A), modeliuojamus žolinių augalų antžeminės dalies ilgius bei paklaidas (σ , σ_{vid}), pateikti lentelėse 6.2–6.15.

6.2. Modeliavimo rezultatų analizė

Siekiant nustatyti tinkamas koeficientų reikšmes, pirmiausia apskaičiuojamos įvairios sandaugos su priartėjimo būdu pasirinktinomis koeficientų reikšmėmis ir stebima, kaip kinta rezultatas didinant koeficientus.

Kaip minėta metodikoje, koeficientų nustatymas pradedamas nuo koeficiento γ paieškos, todėl pirmiausia įvertinamas sandaugos $\gamma \cdot t$ kitimas. Skaičiavimo rezultatai pateikiami 6.2 lentelėje.

6.2 lentelė. Sandaugos su koeficientu ($\gamma \cdot t$) skaičiavimo rezultatai

Savaičių skaičius, t	$\gamma = 1,0$	$\gamma \cdot t$	$\gamma = 1,5$	$\gamma \cdot t$	$\gamma = 2,0$	$\gamma \cdot t$
1	1	1	1,5	1,5	2	2
2		2		3		4
3		3		4,5		6
4		4		6		8
5		5		7,5		10
6		6		9		12

Kaip matyti iš pateiktų skaičiavimo rezultatų (6.2 lentelė), sandauga su koeficientu laikui kintant ir didėjant koeficiento γ reikšmei didėja.

Išraiškos $\beta \cdot e^{-\gamma \cdot t}$ skaičiavimo rezultatai pateikiami 6.3 lentelėje.

6.3 lentelė. Išraiškos $\beta \cdot e^{-\gamma \cdot t}$ skaičiavimo rezultatai

t	β	$\beta \cdot e^{-\gamma \cdot t}$, kai			β	$\beta \cdot e^{-\gamma \cdot t}$, kai			β	$\beta \cdot e^{-\gamma \cdot t}$, kai		
		$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$		$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$		$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$
1	6,0	2,20728	1,33878	0,81201	6,5	2,39122	1,45035	0,87968	7,0	2,57516	1,56191	0,94735
2		0,81201	0,29872	0,10989		0,87968	0,32362	0,11905		0,94735	0,34851	0,12821
3		0,29872	0,06665	0,01487		0,32362	0,07221	0,01611		0,34851	0,07776	0,01735
4		0,10989	0,01487	0,00201		0,11905	0,01611	0,00218		0,12821	0,01735	0,00235
5		0,04043	0,00332	0,00027		0,04380	0,00360	0,00030		0,04717	0,00387	0,00032
6		0,01487	0,00074	0,00004		0,01611	0,00080	0,00004		0,01735	0,00086	0,00004

Kaip matyti iš pateiktų skaičiavimo rezultatų (6.3 lentelė), išraiškos $\beta \cdot e^{-\gamma \cdot t}$ reikšmė didėjant koeficientams β ir γ bei kintant laikui mažėja. Kai didėja tik koeficientas β , o γ nekinta, išraiškos $\beta \cdot e^{-\gamma \cdot t}$ reikšmė didėja. Kai didėja tik koeficientas γ , o β nekinta, išraiškos $\beta \cdot e^{-\gamma \cdot t}$ reikšmė mažėja.

Analizinis sprendinys (F) skaičiuojamas pagal 6.2 formulę, o jo skaičiavimo pagal pasirinktus koeficientus rezultatai pateikiami 6.4 lentelėje.

6.4 lentelė. Analizinio sprendinio (F) skaičiavimo pagal pasirinktus koeficientus rezultatai

t	F, kai								
	$\beta = 6,0$			$\beta = 6,5$			$\beta = 7,0$		
	$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$	$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$	$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$
1	4,93	4,06	3,53	5,11	4,17	3,60	5,29	4,28	3,67
2	8,20	7,69	7,50	8,27	7,71	7,51	8,34	7,74	7,52
3	20,38	20,15	20,10	20,41	20,16	20,10	20,43	20,16	20,10
4	54,71	54,61	54,60	54,72	54,61	54,60	54,73	54,62	54,60
5	148,45	148,42	148,41	148,46	148,42	148,41	148,46	148,42	148,41
6	403,44	403,43	403,43	403,44	403,43	403,43	403,45	403,43	403,43

Kaip matyti iš pateiktų skaičiavimo rezultatų (6.4 lentelė), analizinio sprendinio reikšmė didėjant koeficientams β ir γ bei kintant laikui mažėja. Kai didėja tik koeficientas β , o γ nekinta, analizinio sprendinio reikšmė didėja. Kai didėja tik koeficientas γ , o β nekinta, analizinio sprendinio reikšmė mažėja.

Pagal diferencialinės lygties (6.1) išraišką skaičiuojamas antžeminės dalies ilgis. Skaičiavimo rezultatai kontroliniams augalams pateikiami 6.5 lentelėje, o augalams, pasodintiems į 1 g/kg NaCl užterštą dirvožemį, – 6.6 lentelėje.

6.5 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimų rezultatai kontroliniams augalams

t	$\beta = 6,0$			$\beta = 6,5$			$\beta = 7,0$		
	$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$	$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$	$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$
$\alpha = 1,5$									
1	-3,3109	-2,0082	-1,2180	-3,5868	-2,1755	-1,3195	-3,8627	-2,3429	-1,4210
2	-1,2180	-0,4481	-0,1648	-1,3195	-0,4854	-0,1786	-1,4210	-0,5228	-0,1923
3	-0,4481	-0,1000	-0,0223	-0,4854	-0,1083	-0,0242	-0,5228	-0,1166	-0,0260
4	-0,1648	-0,0223	-0,0030	-0,1786	-0,0242	-0,0033	-0,1923	-0,0260	-0,0035
5	-0,0606	-0,0050	-0,0004	-0,0657	-0,0054	-0,0004	-0,0707	-0,0058	-0,0005
6	-0,0223	-0,0011	-0,0001	-0,0242	-0,0012	-0,0001	-0,0260	-0,0013	-0,0001
$\alpha = 2,0$									
1	-4,4146	-2,6776	-1,6240	-4,7824	-2,9007	-1,7594	-5,1503	-3,1238	-1,8947
2	-1,6240	-0,5974	-0,2198	-1,7594	-0,6472	-0,2381	-1,8947	-0,6970	-0,2564
3	-0,5974	-0,1333	-0,0297	-0,6472	-0,1444	-0,0322	-0,6970	-0,1555	-0,0347
4	-0,2198	-0,0297	-0,0040	-0,2381	-0,0322	-0,0044	-0,2564	-0,0347	-0,0047
5	-0,0809	-0,0066	-0,0005	-0,0876	-0,0072	-0,0006	-0,0943	-0,0077	-0,0006
6	-0,0297	-0,0015	-0,0001	-0,0322	-0,0016	-0,0001	-0,0347	-0,0017	-0,0001
$\alpha = 2,5$									
1	-5,5182	-3,3470	-2,0300	-5,9780	-3,6259	-2,1992	-6,4379	-3,9048	-2,3684
2	-2,0300	-0,7468	-0,2747	-2,1992	-0,8090	-0,2976	-2,3684	-0,8713	-0,3205
3	-0,7468	-0,1666	-0,0372	-0,8090	-0,1805	-0,0403	-0,8713	-0,1944	-0,0434
4	-0,2747	-0,0372	-0,0050	-0,2976	-0,0403	-0,0055	-0,3205	-0,0434	-0,0059
5	-0,1011	-0,0083	-0,0007	-0,1095	-0,0090	-0,0007	-0,1179	-0,0097	-0,0008
6	-0,0372	-0,0019	-0,0001	-0,0403	-0,0020	-0,0001	-0,0434	-0,0022	-0,0001

Iš pateiktų rezultatų (6.5 lentelė) matyti, kad kontrolinių augalų antžeminės dalies ilgis skaičiuojant pagal (6.1) formulę yra neigiamas ir didėja, didėjant koeficientui α .

6.6 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimų rezultatai augalams, pasodintiems į 1 g/kg NaCl užterštą dirvožemį

t	$\beta = 6,0$			$\beta = 6,5$			$\beta = 7,0$		
	$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$	$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$	$\gamma = 1,0$	$\gamma = 1,5$	$\gamma = 2,0$
$\alpha = 0,6$									
1	-1,3244	-0,8033	-0,4872	-1,4347	-0,8702	-0,5278	-1,5451	-0,9371	-0,5684
2	-0,4872	-0,1792	-0,0659	-0,5278	-0,1942	-0,0714	-0,5684	-0,2091	-0,0769
3	-0,1792	-0,0400	-0,0089	-0,1942	-0,0433	-0,0097	-0,2091	-0,0467	-0,0104
4	-0,0659	-0,0089	-0,0012	-0,0714	-0,0097	-0,0013	-0,0769	-0,0104	-0,0014
5	-0,0243	-0,0020	-0,0002	-0,0263	-0,0022	-0,0002	-0,0283	-0,0023	-0,0002
6	-0,0089	-0,0004	0,0000	-0,0097	-0,0005	0,0000	-0,0104	-0,0005	0,0000
$\alpha = 0,8$									
1	-1,7658	-1,0710	-0,6496	-1,9130	-1,1603	-0,7037	-2,0601	-1,2495	-0,7579
2	-0,6496	-0,2390	-0,0879	-0,7037	-0,2589	-0,0952	-0,7579	-0,2788	-0,1026
3	-0,2390	-0,0533	-0,0119	-0,2589	-0,0578	-0,0129	-0,2788	-0,0622	-0,0139
4	-0,0879	-0,0119	-0,0016	-0,0952	-0,0129	-0,0017	-0,1026	-0,0139	-0,0019
5	-0,0323	-0,0027	-0,0002	-0,0350	-0,0029	-0,0002	-0,0377	-0,0031	-0,0003
6	-0,0119	-0,0006	0,0000	-0,0129	-0,0006	0,0000	-0,0139	-0,0007	0,0000
$\alpha = 1,0$									
1	-2,2073	-1,3388	-0,8120	-2,3912	-1,4503	-0,8797	-2,5752	-1,5619	-0,9473
2	-0,8120	-0,2987	-0,1099	-0,8797	-0,3236	-0,1191	-0,9473	-0,3485	-0,1282
3	-0,2987	-0,0667	-0,0149	-0,3236	-0,0722	-0,0161	-0,3485	-0,0778	-0,0174
4	-0,1099	-0,0149	-0,0020	-0,1191	-0,0161	-0,0022	-0,1282	-0,0174	-0,0023
5	-0,0404	-0,0033	-0,0003	-0,0438	-0,0036	-0,0003	-0,0472	-0,0039	-0,0003
6	-0,0149	-0,0007	0,0000	-0,0161	-0,0008	0,0000	-0,0174	-0,0009	0,0000

Iš pateiktų rezultatų (6.6 lentelė) matyti, kad augalų, pasodintų į 1 g/kg NaCl užterštą dirvožemį, antžeminės dalies ilgis skaičiuojant pagal (6.1) formulę yra neigiamas ir didėja didėjant koeficientui α .

Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai daugiametės svidrės kontroliniams augalams su pasirinktomis koeficiento A reikšmėmis bei pasirinktomis viduriniojomis spėjamų koeficientų reikšmėmis ($\alpha=2,0$; $\beta=6,5$; $\gamma=1,5$) pateikiami 6.7 lentelėje.

6.7 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai daugiametės svidrės kontroliniams augalams, kai $\alpha=2,0$; $\beta=6,5$; $\gamma=1,5$

t	$2 \cdot e^t - 2 \cdot F$	Antžeminės dalies ilgis (cm), kai			Antžeminės dalies ilgis (cm) eksperimento metu
		A = 1,0	A = 3,0	A = 5,0	
1	-2,9007	-1,90	0,10	2,10	1,8
2	-0,6472	1,35	5,35	9,35	13,2
3	-0,1444	2,86	8,86	14,86	20,3
4	-0,0322	3,97	11,97	19,97	23,4
5	-0,0072	4,99	14,99	24,99	24,6
6	-0,0016	6,00	18,00	30,00	25,8

Pagal gautus rezultatus (6.7 lentelė) matyti, kad koeficiento A reikšmė turėtų būti tarp 3,0 ir 5,0, kai $\alpha=2,0$; $\beta=6,5$; $\gamma=1,5$.

Keičiama koeficiento β reikšmė. Toliau skaičiuojama su tokiais koeficientų reikšmėmis: $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,5$, o $A = 3,0$; $4,0$; $5,0$. Skaičiavimo rezultatai pateikiami 6.8 lentelėje.

6.8 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai daugiametės svidrės kontroliniams augalams, kai $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,5$

t	$2 \cdot e^t - 2 \cdot F$	Antžeminės dalies ilgis (cm), kai			Antžeminės dalies ilgis (cm) eksperimento metu
		A = 3,0	A = 4,0	A = 5,0	
1	-2,9899	0,01	1,01	2,01	1,8
2	-0,6671	5,33	7,33	9,33	13,2
3	-0,1489	8,85	11,85	14,85	20,3
4	-0,0332	11,97	15,97	19,97	23,4
5	-0,0074	14,99	19,99	24,99	24,6
6	-0,0017	18,00	24,00	30,00	25,8

Pagal gautus rezultatus (6.8 lentelė) matyti, kad koeficiento A reikšmė turėtų būti tarp $4,0$ ir $5,0$, kai $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,5$.

Keičiama koeficiento γ reikšmė. Skaičiuojama su tokiais koeficientų reikšmėmis: $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$, o $A = 4,0$; $4,5$; $5,0$. Skaičiavimo rezultatai pateikiami 6.9 lentelėje.

6.9 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai daugiametės svidrės kontroliniams augalams, kai $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$

t	$2 \cdot e^t - 2 \cdot F$	Antžeminės dalies ilgis (cm), kai			Antžeminės dalies ilgis (cm) eksperimento metu
		A = 4,0	A = 4,5	A = 5,0	
1	-2,2150	1,78	2,28	2,78	1,8
2	-0,3661	7,63	8,63	9,63	13,2
3	-0,0605	11,94	13,44	14,94	20,3
4	-0,0100	15,99	17,99	19,99	23,4
5	-0,0017	20,00	22,50	25,00	24,6
6	-0,0003	24,00	27,00	30,00	25,8

Pagal gautus rezultatus (6.9 lentelė) matyti, kad koeficiento A reikšmė turėtų būti tarp $4,0$ ir $4,5$, kai $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$.

Keičiama koeficiento A reikšmė. Skaičiuojama su tokiais koeficientų reikšmėmis: $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$, o $A = 4,25$. Taip pat apskaičiuojamos ir santykinės bei vidutinės santykinės paklaidos. Skaičiavimo rezultatai pateikiami 6.10 lentelėje.

6.10 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai daugiametės svidrės kontroliniams augalams, kai $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$

t	$2 \cdot e^t - 2 \cdot F$	Apskaičiuotas antžeminės dalies ilgis (cm)	Antžeminės dalies ilgis (cm) eksperimento metu	Santykinė paklaida, %	Vidutinė santykinė paklaida, %
1	-2,2150	2,03	1,8	11,55	21,60
2	-0,3661	8,13	13,2	38,38	
3	-0,0605	12,69	20,3	37,49	
4	-0,0100	16,99	23,4	27,39	
5	-0,0017	21,25	24,6	13,62	
6	-0,0003	25,50	25,8	1,16	

Iš pateiktų rezultatų (6.10 lentelė) matyti, kad pagal modeliavimui sudarytą formulę, analizuojami žolinių augalų antžeminės dalies ilgių duomenys, gauti antrai ir trečiai augimo savaitėms, labiausiai skiriasi nuo eksperimento metu gautų duomenų.

Antžeminės dalies ilgio daugiametės svidrės augalams, pasodintiems 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, pasirenkamos tokios koeficientų reikšmės: $\alpha=0,8$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$, o A – 2,0; 3,0; 4,0. Skaičiavimo rezultatai ir labiausiai tinkamų rezultatų paklaidos pateikiami 6.11 lentelėje.

6.11 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai daugiametės svidrės augalams, pasodintiems 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, kai $\alpha=0,8$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$

t	$2 \cdot e^t - 2 \cdot F$	Antžeminės dalies ilgis (cm)			Antžeminės dalies ilgis (cm) eksperimento metu	Santykinė paklaida, %	Vidutinė santykinė paklaida, %
		A = 2,0	A = 3,0	A = 4,0			
1	-0,8860	1,11	2,11	3,11	0,7	66,89	29,25
2	-0,1465	8,35	5,85	7,85	9,4	37,73	
3	-0,0242	12,73	8,98	11,98	14,7	38,94	
4	-0,0040	17,00	12,00	16,00	14,8	18,95	
5	-0,0007	21,25	15,00	20,00	15,2	1,32	
6	-0,0001	25,50	18,00	24,00	15,9	11,67	

Iš pateiktų rezultatų (6.11 lentelė) matyti, kad labiausiai apskaičiuotas antžeminės dalies ilgis atitinka tikrąjį, kai A=3. Nors pirmosios savaitės santykinė neatitikimo paklaida 66,89 %, tačiau vidutinė santykinė paklaida neviršija 30 %, todėl galima priimti, kad koeficientai tinkami. Jei eliminuojamas pirmosios savaitės rezultatas, vidutinė santykinė paklaida sumažėja iki 21,72 %.

Gautos lygtys ir analiziniai sprendiniai daugiametės svidrės daigams:

kontrolė:
$$\frac{\partial F}{\partial t} = 4,25 \cdot t + 2 \cdot e^t - 2 \cdot F;$$

$$F = e^t + 6,7 \cdot e^{-1,8 \cdot t};$$

esant 1 g/kg NaCl koncentracijai dirvožemyje:

$$\frac{\partial F}{\partial t} = 3,0 \cdot t + 0,8 \cdot e^t - 0,8 \cdot F;$$

$$F = e^t + 6,7 \cdot e^{-1,8 \cdot t}$$

Priimta, jog koeficientai α , β ir γ bus vienodi, skirsis tik koeficiento A reikšmė.

Antžeminės dalies ilgio tikrojo eraičino kontroliniams augalams pasirenkamos tokios koeficientų reikšmės: $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$, o A – 3,1; 3,6; 4,0. Skaičiavimo rezultatai ir labiausiai tinkamų rezultatų paklaidos pateikiami 6.12 lentelėje.

Iš pateiktų rezultatų (6.12 lentelė) matyti, kad labiausiai apskaičiuotas antžeminės dalies ilgis atitinka tikrąjį, kai A=3,6. Nors pirmosios savaitės santykinė neatitikimo paklaida 63,90 %, tačiau vidutinė santykinė paklaida neviršija 30 %, todėl galima priimti, kad koeficientai tinkami. Jei eliminuojamas pirmosios savaitės rezultatas, vidutinė santykinė paklaida sumažėja iki 18,65 %.

6.12 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai tikrojo eraičino kontroliniams augalams, kai $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$

t	$2 \cdot e^t - 2 \cdot F$	Antžeminės dalies ilgis (cm)			Antžeminės dalies ilgis (cm) eksperimento metu	Santykinė paklaida, %	Vidutinė santykinė paklaida, %
		A = 3,1	A = 3,6	A = 4,0			
1	-2,2150	0,88	1,38	1,78	0,5	63,90	26,19
2	-0,3661	5,83	6,83	7,63	11,5	40,58	
3	-0,0605	9,24	10,74	11,94	13,8	22,18	
4	-0,0100	12,39	14,39	15,99	17,2	16,34	
5	-0,0017	15,50	18,00	20,00	18,3	1,65	
6	-0,0003	18,60	21,60	24,00	18,9	12,50	

Antžeminės dalies ilgio tikrojo eraičino augalams, pasodintiems 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, pasirenkamos tokios koeficientų reikšmės: $\alpha=0,8$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$, o A – 1,6; 2,1; 3,0. Skaičiavimo rezultatai ir labiausiai tinkamų rezultatų paklaidos pateikiami 6.13 lentelėje.

6.13 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai tikrojo eraičino augalams, pasodintiems 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, kai $\alpha=0,8$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$

t	$2 \cdot e^t - 2 \cdot F$	Antžeminės dalies ilgis (cm)			Antžeminės dalies ilgis (cm) eksperimento metu	Santykinė paklaida, %	Vidutinė santykinė paklaida, %
		A = 1,6	A = 2,1	A = 3,0			
1	-0,8860	0,71	1,21	2,11	0,2	83,53	28,10
2	-0,1465	3,05	4,05	5,85	5,6	27,62	
3	-0,0242	4,78	6,28	8,98	8,7	27,86	
4	-0,0040	6,40	8,40	12,00	10,3	18,49	
5	-0,0007	8,00	10,50	15,00	11,5	8,70	
6	-0,0001	9,60	12,60	18,00	12,3	2,38	

Iš pateiktų rezultatų (6.13 lentelė) matyti, kad labiausiai apskaičiuotas antžeminės dalies ilgis atitinka tikrąjį, kai A=2,1. Nors pirmosios savaitės santykinė neatitikimo paklaida net 83,53 %, tačiau vidutinė santykinė paklaida neviršija 30 %, todėl galima priimti, kad koeficientai tinkami.

tačiau vidutinė santykinė paklaida neviršija 30 %, todėl galima priimti, kad koeficientai tinkami. Jei eliminuojamas pirmosios savaitės rezultatas, vidutinė santykinė paklaida sumažėja iki 17,01 %.

Gautos lygtys ir analiziniai sprendiniai tikrojo eraičino daigams:

kontrolė:
$$\frac{\partial F}{\partial t} = 3,6 \cdot t + 2 \cdot e^t - 2 \cdot F;$$

$$F = e^t + 6,7 \cdot e^{-1,8t};$$

esant 1 g/kg NaCl koncentracijai dirvožemyje:

$$\frac{\partial F}{\partial t} = 2,1 \cdot t + 0,8 \cdot e^t - 0,8 \cdot F;$$

$$F = e^t + 6,7 \cdot e^{-1,8t}.$$

Antžeminės dalies ilgio pievinės miglės kontroliniams augalams pasirenkamos tokios koeficientų reikšmės: $\alpha=2,0$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$, o $A = 1,0$; $1,5$; $2,0$. Skaičiavimo rezultatai ir labiausiai tinkamų rezultatų paklaidos pateikiami 6.14 lentelėje.

6.14 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai pievinės miglės kontroliniams augalams, kai $\alpha = 2,0$; $\beta = 6,7$; $\gamma = 1,8$

t	$2 \cdot e^t - 2 \cdot F$	Antžeminės dalies ilgis (cm)			Antžeminės dalies ilgis (cm) eksperimento metu	Santykinė paklaida, %	Vidutinė santykinė paklaida, %
		A = 1,0	A = 1,5	A = 2,0			
1	-2,2150	0,00	0,00	0,00	0	0,00	11,40
2	-0,3661	1,63	2,63	3,63	2,8	5,93	
3	-0,0605	2,94	4,44	5,94	6,4	30,63	
4	-0,0100	3,99	5,99	7,99	7,6	21,18	
5	-0,0017	5,00	7,50	10,00	7,9	5,08	
6	-0,0003	6,00	9,00	12,00	8,5	5,55	

Iš pateiktų rezultatų (6.14 lentelė) matyti, kad labiausiai apskaičiuotas antžeminės dalies ilgis atitinka tikrąjį, kai $A=1,5$. Trečiosios savaitės apskaičiuoti rezultatai labiausiai neatitiko tikrųjų dydžių. Vidutinė santykinė paklaida neviršija 30 %, todėl galima priimti, kad koeficientai tinkami.

Antžeminės dalies ilgio pievinės miglės augalams, pasodintiems 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, priimamos tokios koeficientų reikšmės: $\alpha=0,8$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$, o $A = 0,5$; $0,7$; $0,9$. Skaičiavimo rezultatai ir labiausiai tinkamų rezultatų paklaidos pateikiami 6.15 lentelėje.

6.15 lentelė. Antžeminės dalies ilgio skaičiavimo rezultatai pievinės miglės augalams, pasodintiems 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, kai $\alpha=0,8$; $\beta=6,7$; $\gamma=1,8$

t	$2 \cdot e^t - 2 \cdot F$	Antžeminės dalies ilgis (cm)			Antžeminės dalies ilgis (cm) eksperimento metu	Santykinė paklaida, %	Vidutinė santykinė paklaida, %
		A = 0,5	A = 0,7	A = 0,9			
1	-0,8860	0,00	0,00	0,00	0	0,00	12,32
2	-0,1465	0,85	1,25	1,65	1,3	3,57	
3	-0,0242	1,48	2,08	2,68	2,5	16,97	
4	-0,0040	2,00	2,80	3,60	3,7	24,43	
5	-0,0007	2,50	3,50	4,50	4,1	14,65	
6	-0,0001	3,00	4,20	5,40	4,9	14,29	

Iš pateiktų rezultatų (6.15 lentelė) matyti, kad labiausiai apskaičiuotas antžeminės dalies ilgis atitinka tikrąjį, kai $A=0,7$. Ketvirtosios savaitės apskaičiuoti rezultatai labiausiai neatitiko tikrųjų dydžių. Vidutinė santykinė paklaida neviršija 30 %, todėl galima priimti, kad koeficientai tinkami.

Gautos lygtys ir analiziniai sprendiniai pievinės miglės daigams:

kontrolė: $\frac{\partial F}{\partial t} = 1,5 \cdot t + 2 \cdot e^t - 2 \cdot F;$

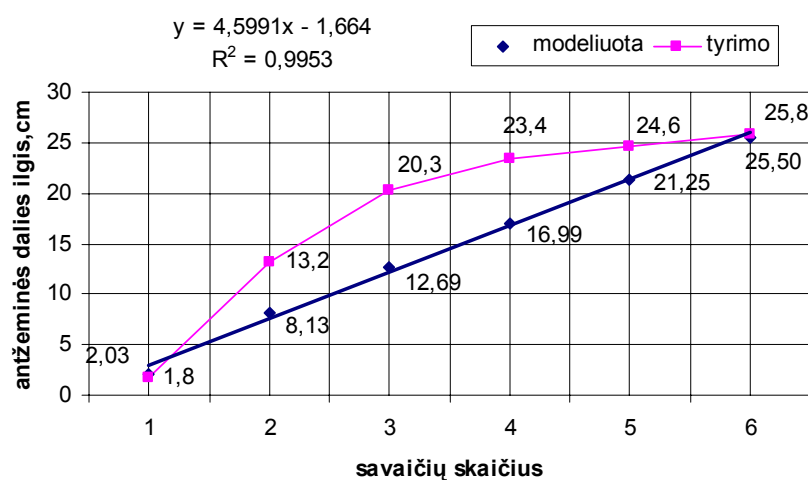
$$F = e^t + 6,7 \cdot e^{-1,8 \cdot t};$$

esant 1 g/kg NaCl koncentracijai dirvožemyje:

$$\frac{\partial F}{\partial t} = 0,7 \cdot t + 0,8 \cdot e^t - 0,8 \cdot F;$$

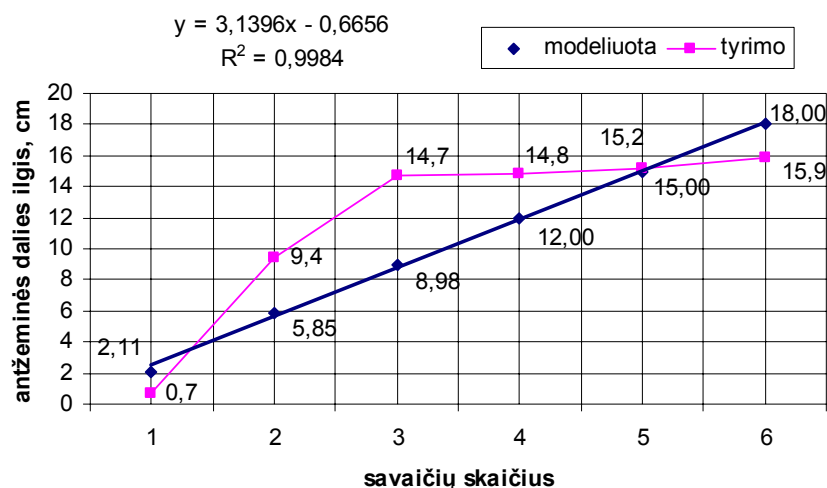
$$F = e^t + 6,7 \cdot e^{-1,8 \cdot t}.$$

Pagal sumodeliuotas lygtis braižomi grafikai ir palyginami su tyrimų duomenimis.



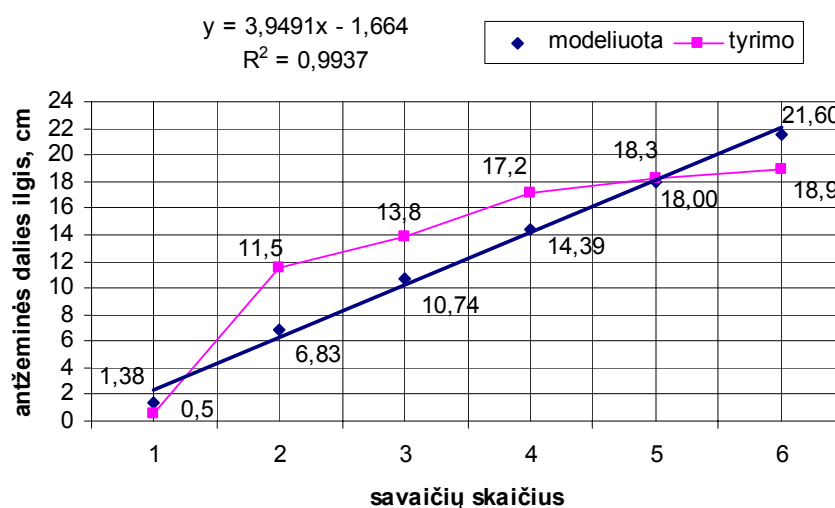
6.1 pav. Daugiametės svidrės kontrolinių augalų antžeminės dalies ilgis

Iš 6.1 pav. matyti, kad didžiausias antžeminės dalies ilgių skirtumas tarp tyrimo metu ir modeliavimo būdu gautų duomenų yra trečiąją tyrimo savaitę. Modeliavimo būdu nustatytas daugiametės svidrės antžeminės dalies ilgis yra 37,49 % mažesnis nei gautasis eksperimento metu.



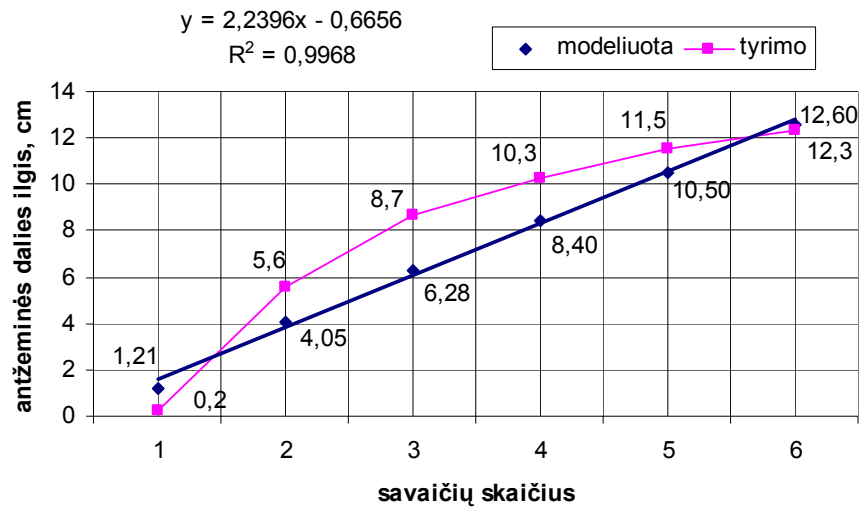
6.2 pav. Daugiametės svidrės augalų, pasėtų 1g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, antžeminės dalies ilgis

Didžiausias skirtumas tarp sumodeliuotų ir eksperimentiškai gautų antžeminės dalies ilgių yra trečiąją tyrimo savaitę, kaip ir kontrolinių augalų. Modeliavimo būdu nustatytas daugiametės svidrės, augusios dirvožemyje turinčiame 1 g/kg NaCl, antžeminės dalies ilgis esti 39 % mažesnis nei gautasis eksperimento metu (6.2 pav.).



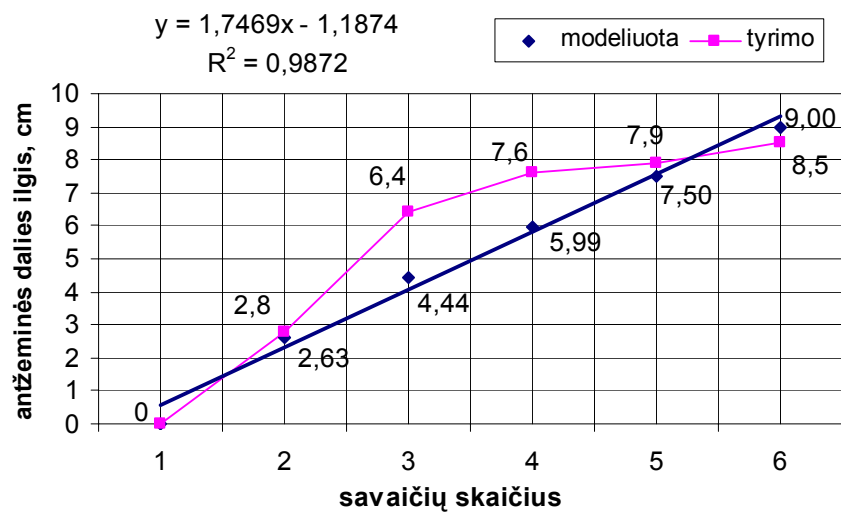
6.3 pav. Tikrojo ertaičio kontrolinių augalų antžeminės dalies ilgis

Iš 6.3 pav. matyti, jog didžiausias tikrojo ertaičio tyrimo metu ir modeliavimo būdu gautų antžeminės dalies ilgių skirtumas yra antrąją tyrimo savaitę. Eksperimento metu gautas antžeminės dalies ilgis yra 68,37 % didesnis nei gautas modeliavimo būdu.



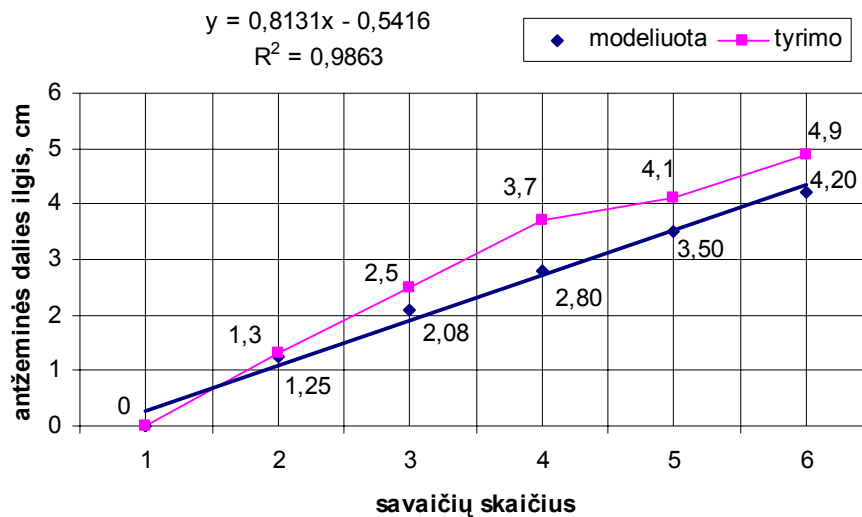
6.4 pav. Tikrojo eraičino augalų, pasėtų 1g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, antžeminės dalies ilgis

Tikrojo eraičino, augusio 1 g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, tyrimo metu gauto ir sumodeliuoto antžeminės dalies ilgių didžiausias skirtumas nustatytas trečiąją tyrimo savaitę. Eksperimento metu gautas antžeminės dalies ilgis yra 38,53 % didesnis nei gautas modeliavimo būdu (6.4 pav.).



6.5 pav. Pievinės miglės kontrolinių augalų antžeminės dalies ilgis

Pagal 6.5 pav., didžiausias skirtumas (44,14 %) tarp tirtų ir sumodeliuotų pievinės miglės augalų antžeminės dalies ilgių yra trečiąją savaitę kaip ir daugiametės svidrės atveju.



6.6 pav. Pievinės miglės augalų, pasėtų 1g/kg NaCl užterštame dirvožemyje, antžeminės dalies ilgis

Iš 6.6 pav. matyti, kad didžiausias skirtumas (32,14 %) tarp tyrimo metu gauto ir modeliavimo būdu nustatyto antžeminės dalies ilgio yra ketvirtąją tyrimų savaitę.

Analizuojant gautus rezultatus nustatyta, kad naudojant modeliavimo būdu gautus koeficientus, eksperimento metu gautus žolinių augalų antžeminės dalies ilgius geriausiai atitinka pievinės miglės duomenys, blogiausiai – tikrojo eraičino.

6.3. Šeštojo skyriaus išvados

1. Sumodeliuotos žolinių augalų antžeminės dalies ilgio skaičiavimo lygties

$$A = \frac{\partial F}{\partial t} \cdot t - \frac{\alpha e^t}{t} + \frac{\alpha F}{t}$$
 koeficientas A daugiamei svidrei yra 3,0; tikrajam eraičinui – 2,1; pievinei miglei – 0,7.

2. Skaičiuojant antžeminės dalies ilgį pagal sumodeliuotą lygtį, pirmosios savaitės modeliavimo rezultatai labiausiai neatitiko tikrojo žolinių augalų antžeminės dalies ilgio (iki 83,53 %).
3. Mažiausios tikrojo ir apskaičiuotojo antžeminės dalies ilgio paklaidos nustatytos, tiriant pievinę miglę (11,40 % kontrolei ir 12,32 % esant 1 g/kg NaCl koncentracijai dirvožemyje), didžiausios – tikrąjį eraičiną (26,19 % kontrolei ir 28,10 % esant 1 g/kg NaCl koncentracijai dirvožemyje).

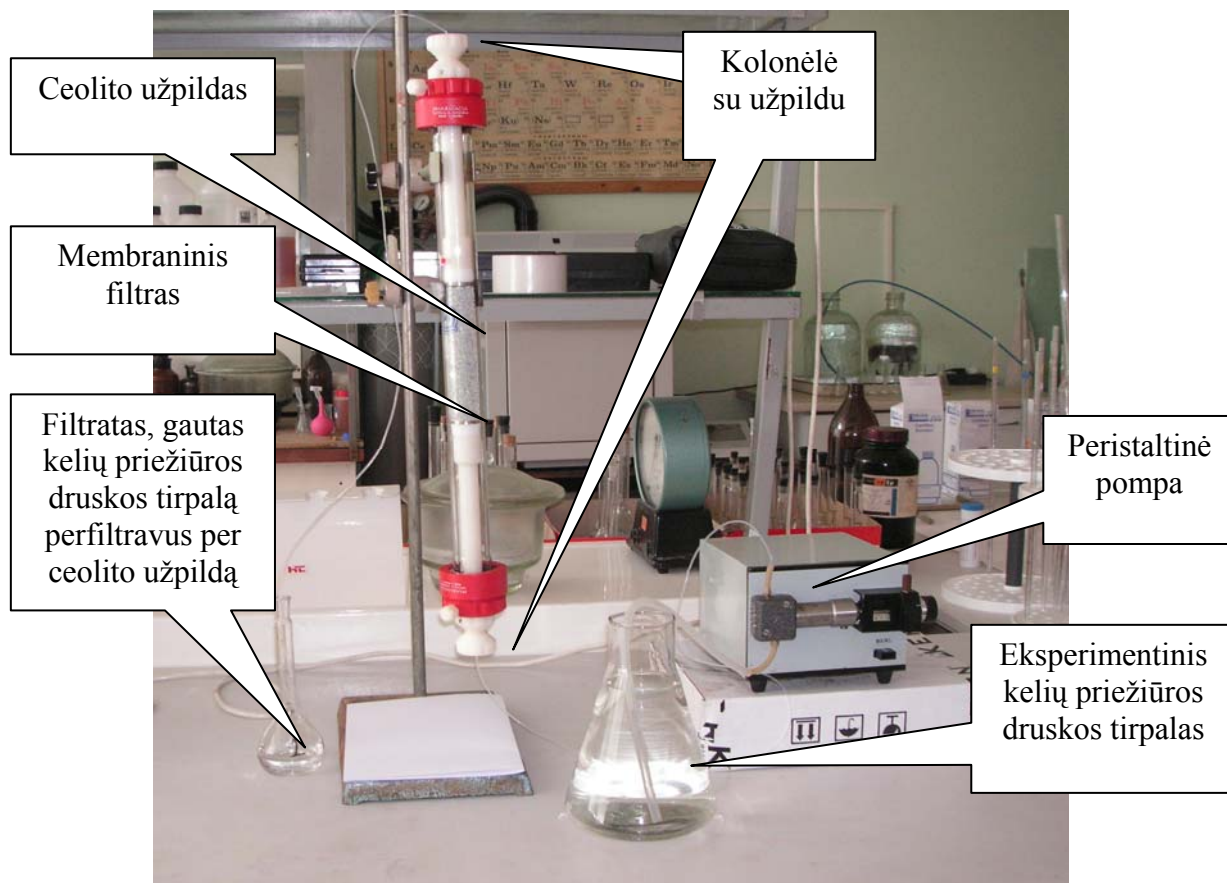
7. INŽINERINIAI SPRENDIMAI

Disertacinis darbas buvo pradėtas, vykdant kelių priežiūrai naudojamų druskų poveikio aplinkai literatūrinę analizę. Vėliau buvo atlikti natūriniai sniego dangos taršos chloridais tyrimai. Siekiant visapusiškai įvertinti kelių priežiūrai naudojamų druskų įtaką aplinkai, buvo vykdomi laboratoriniai eksperimentiniai tyrimai. Tyrimų objektais buvo pasirinkti kelio aplinkos komponentai – trys žolinių augalų rūšys bei hidrobiontų atstovas – vaivorykštinis upėtakis. Taipogi buvo analizuotas gamtinis ceolitas – klinoptilolitas, norint nustatyti jo sorbcines savybes, sorbuojant druskų elementus bei siekiant jį panaudoti taršai kelio aplinkoje mažinti. Tuo pagrindu buvo sukurtas laboratorinis stendas ceolito sorbcinių savybių eksperimentiniams tyrimams (3A, 13A) bei patobulintas stendas, skirtas kelių priežiūrai naudojamos druskos įtakai žuvims nustatyti (2A, 11A). Pasiūlytas biotechninis sprendimas kelio aplinkos taršos prevencijai bei mažinimui (16A).

Stendas ceolito sorbcinių savybių nustatymui

Atliekant gamtinio natūralaus ceolito (klinoptilolito) sorbcinių savybių tyrimus, buvo sukurtas stendas. Svarbiausias stendo elementas – kolonėlė su ceolito užpildu (7.1 pav.). Stendą sudaro eksperimentinis tirpalas, supiltas į kolbą, iš kurios jis lanksčiais guminiiais vamzdeliais peristaltine pompa paduodamas į kolonėlę su ceolito užpildu. Persifiltravęs per ceolito užpildą, filtratas lanksčiu guminiu vamzdeliu nuteka į filtrato surinkimo kolbą.

Stendo veikimo principas: eksperimentinį tirpalą peristaltinė pompa guminiiais vamzdeliais, palaikant vienodą spaudimą ir tirpalo padavimo greitį ($v=3,4$ ml/min), pumpuoja į kolonėlę su užpildu. Kolonėlėje, tirpalo padavimo vietoje, įdėtas membraninis filtras ($0,4\ \mu\text{m}$ porų skersmuo), kad ceolito grūdėliai nepatektų į peristaltinę pompą. Kad filtracija per ceolitą vyktų tolygiai ir jos neįtakotų papildomi veiksniai, tirpalas į kolonėlę paduodamas iš apačios. Persifiltravęs per įkrovą, filtratas surenkamas į laboratorinius indus tolimesniems tyrimams.

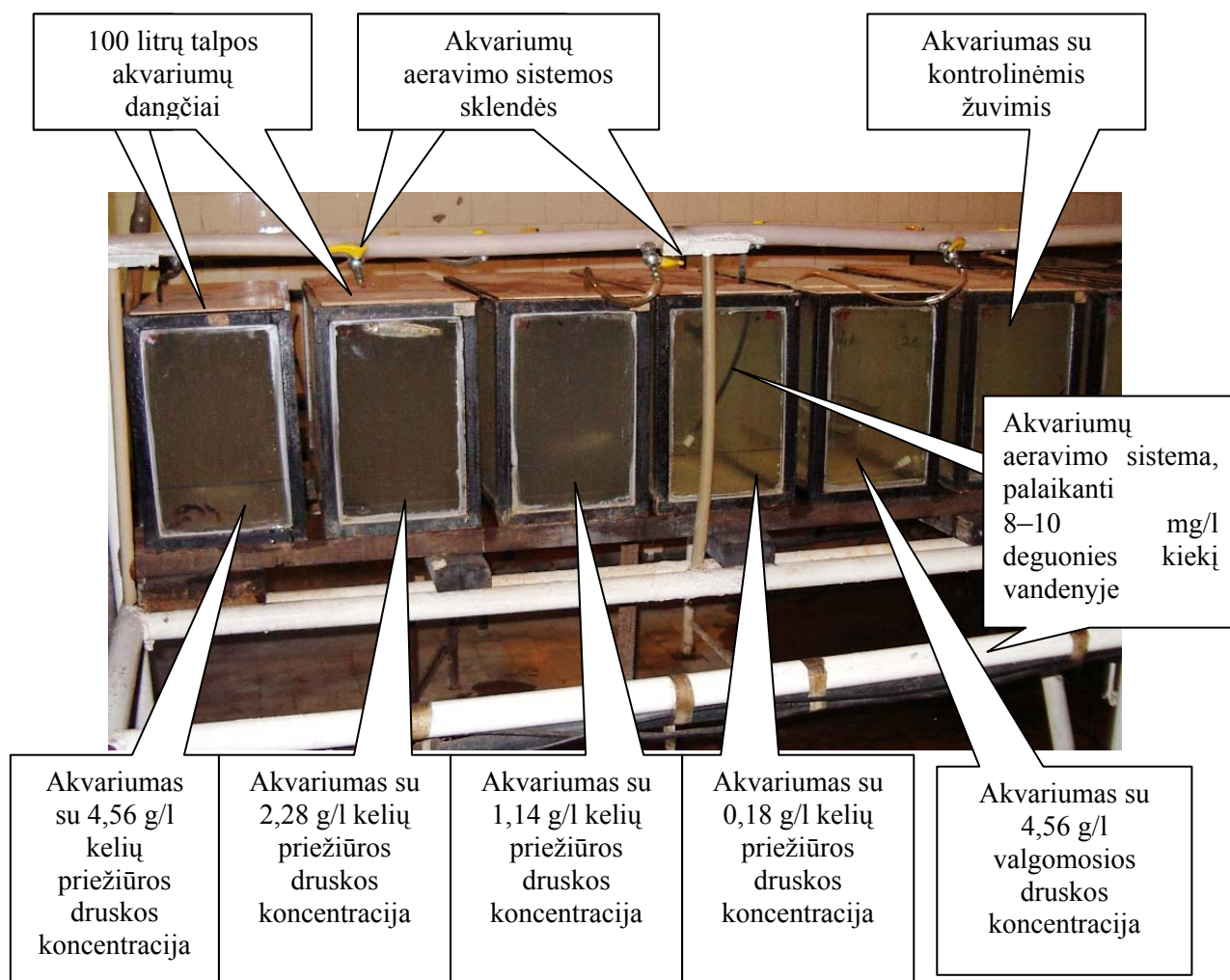


7.1. pav. Stendas, skirtas tirpalų filtracijai per ceolitą

Stendą galima naudoti įvairių cheminių medžiagų vandenių tirpalų filtracijai per smulkiadispersines (iki 10 mm) įkrovas. Šio stendo privalumas – galima keisti tiriamojo tirpalo padavimo į kolonėlę greitį bei kolonėlės įkrovos aukštį.

Stendas kelių priežiūrai naudojamos druskos įtakai žuvims nustatyti

Atliekant kelių priežiūros druskos įtakos vaivorykštiniam upėtakiui (*Oncorhynchus mykiss*) eksperimentinius tyrimus, buvo patobulintas laboratorinių tyrimų stendas (7.2 pav.).



7.2 pav. Laboratorinių tyrimų stendas, skirtas kelių priežiūrai naudojamos druskos, įtakai žuvims nustatyti

Stendą sudaro šeši šimto litrų talpos akvariumai. Keturi akvariumai užpildyti vandeniu su skirtingomis kelių priežiūros druskos koncentracijomis (4,56 g/l, 2,28 g/l, 1,14 g/l, 0,18 g/l), vienas su valgomosios druskos koncentracija (4,56 g/l). Vienas akvariumas yra kontrolinis. Visi akvariumai uždengti plastikiniais dangčiais, kad tiriamosios žuvys nešokinėtų. Prie akvariumų prijungta aeravimo sistema, palaikanti 8–10 mg/l deguonies kiekį vandenyje. Deguonies kiekis akvariumų vandenyje reguliuojamas sklendėmis. Šiuo universaliu stendu galima naudotis, vykdant tiek trumpalaikius, tiek ilgalaikius įvairių cheminių medžiagų poveikio žuvims tyrimus. Šio stendo privalumas – atliekant tyrimus, galima naudoti mažiau nei šimtą litrų tiriamųjų tirpalų, kadangi akvariumai yra sugraduoti. Esant reikalui, galima reguliuoti deguonies kiekį vandenyje.

Infiltracinis – žolinis griovys

Šis kelio griovys išplečia vandens nuvedimo griovio funkcijas, pritaikant jį kompleksiniam neigiamam poveikiui kelio aplinkoje mažinti.

Naujų kelių tiesimo ar esamų kelių rekonstravimo metu pakelėse esančio dirvožemio paviršinis sluoksnis patiria eroziją dėl derlingojo sluoksnio nuėmimo. Dirvožemis yra sutankinamas bei teršiamas, darbų metu važinėjant sunkiajai kelių tiesimo technikai. Kelių eksploatacijos metu (šienaujant žolę, įrenginėjant kelio ženklus, valant sniegą nuo važiuojamosios kelio dalies žiemos metu, naudojant ledą tirpinančias ir slidumą keliuose mažinančias medžiagas ir t.t.) pakelių aplinka (dirvožemis, paviršinio vandens telkiniai, augalija) yra tiesiogiai veikiama transporto priemonių bei patiria abiotinius stresus. Neigiamam poveikiui sumažinti turi būti imamasi atitinkamų kompleksinių priemonių:

- ✓ derlingojo dirvožemio sluoksnio išsaugojimas ir panaudojimas šlaitams sutvirtinti,
- ✓ paviršinių kelio nuotekų surinkimas ir nuleidimas,
- ✓ pakelių dirvožemio stabilizavimas, užsėjant greitai augančia žole,
- ✓ pakelių apželdinimas,
- ✓ dirvožemio rekultivacija (Šarpytė, 2004).

Šiuo metu tiek Lietuvoje, tiek užsienyje naudojamos įvairios nuotekų nuo kelių paviršiaus surinkimo ir nuleidimo priemonės. Pavyzdžiui, nuotekų nuo kelių paviršiaus surinkimo bei kietų dalelių nusėdinimo betoniniai tvenkiniai ir šuliniai. Tačiau šiems nuotekų nuo kelių paviršių surinkimo įrenginiams reikalinga periodinė ir pakankamai dažna priežiūra – nuosėdų bei šlamo pašalinimas, remonto darbai. Tai sudaro papildomas išlaidas ir darbo sąnaudas. Be to, šie įrenginiai neatitinka visų kompleksinėms taršos mažinimo kelio aplinkoje priemonėms keliamų reikalavimų, susijusių su dirvožemio išsaugojimu, stabilizavimu, rekultivacija bei apželdinimu.

Nuotekų nuo kelių paviršiaus surinkimo infiltracinio – žolinio griovio privalumas – jis užtikrina visus keliamus reikalavimus, neigiamam poveikiui sumažinti pakelėse, naujo kelio tiesimo arba esamo rekonstravimo metu.

Infiltracinis – žolinis griovys priklauso automobilių kelių įrenginiams, statomiems bei eksploatuojamiems automobilių kelių grunto sankasose ir naudojamiems paviršinio vandens nuvedimui.

Nuotekų nuo kelių paviršiaus surinkimo infiltracinį – žolinį griovį (7.3 pav.) sudaro: gruntinis pagrindas (1), latakų formos griovio dugnas (2), filtruojantis smėlio sluoksnis (3), derlingo

dirvožemio sluoksnis, sumaišytas su 10 % (nuo dirvožemio tūrio) gamtiniu natūraliu ceolitu (klinoptilolitu) 3–5 mm frakcijos (4) bei griovio šlaitai (5), apsėti žolinių augalų – daugiametės svidrės (*Lolium perenne* L.) ir tikrojo eraičino (*Festuca pratensis* Huds.) mišiniu (6).

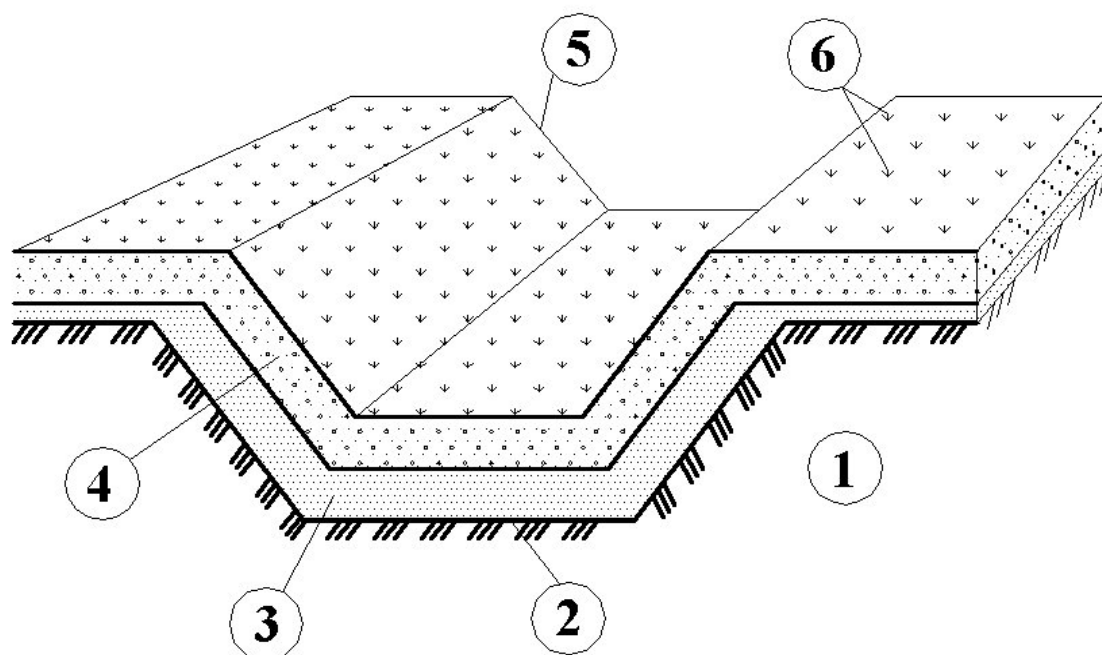
Gamtinis ceolitas (klinoptilolitas) panaudojamas įrenginyje dėl daugelio unikalių struktūrinių bei funkcinių savybių. Ceolitų panaudojimas vejų paruošimui, dirvožemiui suteikia tokias charakteristikas: mažina dirvos sutrypimą, giliai aeruoja dirvą ir augalų šaknis, puikiai praleidžia vandenį į šaknų zoną, sulaiko optimalų vandens kiekį (iki 35 % ceolito masės), sukaupia savyje nuodingas medžiagas ir jų neišleidžia į aplinką, ženkliai sumažina trąšų išplovimą į aplinką ir tokiu būdu mažina gruntinių vandenų taršą. Ceolitas pagal augalų poreikį palaipsniui atiduoda jiems maistingas, agrochemiškai naudingas medžiagas, tokias kaip – Na^+ , Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} ir kt., kurios yra ledą tirpinančių medžiagų sudėtyje, ir vandenį, užtikrina puikų katijonų (Na^+ , Ca^{2+} , K^+) mainų lygį (0,9–1,5 g-ekv/g), skatina naudingų mikroorganizmų dauginimąsi. Ceolitas naudojamas 3–5 mm frakcijos, nes šis stambumas yra optimalus, pritaikant ceolitą aplinkosauginėms reikmėms (Pitcher et al., 2004; Baltrėnas, Brannvall, 2006).

Pagal atliktus tyrimus nustatyta, kad greičiausiai sudygstanti, sparčiai auganti bei itin atspari neigiamam druskų poveikiui yra žolinių augalų rūšis – daugiametė svidrė (*Lolium perenne* L.). Pagal šiuos žoliniams augalams keliamus reikalavimus antroje vietoje iš tiriamų augalų buvo tikrasis eraičinas (*Festuca pratensis* Huds.). Todėl nuotekų nuo kelių paviršiaus surinkimo infiltracinio – žolinio griovio šlaitai bei dugnas apželdinami daugiametės svidrės ir tikrojo eraičino mišiniu (70 %:30 %). Viena žolinių augalų rūšis nenaudojama, siekiant užtikrinti rūšinę įvairovę.

Smėlio sluoksnis, naudojamas infiltracinio – žolinio griovio konstrukcijoje, atlieka infiltruojamų nuotekų rezervuaro funkcijas.

Nuotekų nuo kelių paviršiaus surinkimo infiltracinis – žolinis griovys yra kelio įrenginys, galintis veikti savarankiškai, be kitų papildomų įrenginių. Įrenginys atlieka kritulių nuotekų nuo kelių paviršiaus surinkimo, dirvožemio kelio aplinkoje išsaugojimo, stabilizavimo, rekultivacijos bei pakelių apželdinimo funkcijas. Infiltracinis – žolinis kelio griovys neleidžia liūčių ar pavasario polaidžio metu susidarančioms nuotekoms nuo kelio paviršiaus užlieti ir užteršti tolimesnį gruntą ir/ar paviršinius vandens telkinius. Įrenginys išdėstomas įprastiniam kelio grioviui numatytoje vietoje, atsižvelgiant į kritulių nuotekų nutekėjimo nuo kelio paviršiaus sąlygas, parenkant vietą pagal važiuojamosios kelio dalies ir greta esančios numatytos griovio įrengimo vietos aukščių lygius. Parenkant infiltracinio – žolinio kelio griovio įrengimo vietą, reikia užtikrinti priėjimo prie įrenginio galimybę priežiūros darbų tikslu, o taip pat mechaninio žolės pjovimo galimybę. Eksploatuojant infiltracinį – žolinį kelio griovį, reiktų šienauti žolę

šiltuoju metų laiku (apie 3 kartus), esant reikalui, pavasariais apželdinti pažeistas griovio vietas bei vidutiniškai kas 10 metų atnaujinti viršutinį dirvožemio sluoksnį, maišant jį su 10 % (nuo dirvožemio tūrio) gamtiniu natūraliu ceolitu (klinoptilolitu) 3–5 mm frakcijos.



7.3 pav. Infiltracinio – žolinio griovio schema

1 – gruntinis pagrindas, 2 – latako formos griovio dugnas, 3 – filtruojantis smėlio sluoksnis, 4 – derlingo dirvožemio sluoksnis, sumaišytas su 10 % (nuo dirvožemio tūrio) gamtiniu natūraliu ceolitu (klinoptilolitu) 3–5 mm frakcijos, 5 – griovio šlaitai, 6 – žolinių augalų – daugiametės svidrės (*Lolium perenne L.*) ir tikrojo eraičino (*Festuca pratensis Huds.*) mišinys

Nuotekos nuo kelių paviršių sniego tirpsmo ar lietaus metu subėga į nuotekų nuo kelių paviršiaus surinkimo infiltracinį – žolinį griovį, filtruodamosi per žoliniais augalais – daugiamete svidre (*Lolium perenne L.*) ir tikroju eraičinu (*Festuca pratensis Huds.*) (6) apsėtus griovio šlaitus (5), toliau filtruojasi per derlingą dirvožemio, sumaišyto su 10 % (nuo dirvožemio tūrio) gamtiniu natūraliu ceolitu (klinoptilolitu) 3–5 mm frakcijos, sluoksnį (4), tada praeina pro smėlio sluoksnį (3) kol pasiekia latako formos griovio dugną (2) ir susigeria į gruntinį pagrindą (1).

Išvados

1. Sukūrus standą ceolito sorbcinių savybių nustatymui, buvo įvertintos klinoptilolito sorbcinės savybės, sorbuojant druskų elementus bei išanalizuotos galimybės panaudoti jį dirvožemio ir augalijos būklei gerinti, taršai kelio aplinkoje mažinti.

2. Patobulinus kelių priežiūrai naudojamos druskos įtakos žuvims nustatymui skirtą stendą, ir naudojant ją eksperimentinių tyrimų metu, buvo nustatyta, kad kelių priežiūros druska neigiamai veikia vaivorykštinio upėtakio hematologinius ir kitus rodiklius.
3. Apibendrinus disertacinio darbo kompleksinius natūrinius ir eksperimentinius laboratorinius kelių priežiūros druskos įtakos kelio aplinkos komponentams (sniego dangai, žoliniam augalams, hidrobiontams) tyrimus, buvo sukurtas biotechninis sprendimas – infiltracinis – žolinis griovys, atliekantis vandens nuvedimo bei neigiamo taršos poveikio kelio aplinkoje mažinimo funkcijas.

BENDROSIOS IŠVADOS

1. Atlikus natūrinius tyrimus nustatyta, kad chloridų koncentracijų pasiskirstymas sniego dangoje priklauso nuo kelio priežiūros lygio, geomorfologinių aplinkos sąlygų (ar kelias nutiestas iškasoje ar sankasoje; kelio griovių nuolydis), klimatinių sąlygų (temperatūra ir jos kaita, sniego dangos storis, vėjo kryptis ir kryptis, klimatinė zona), eismo intensyvumo (eismo sukeliama oro gūsių turbulentiškumo).
2. Tyrimų metu nustatyta, kad chloridų koncentracijos sniego dangoje kinta nuo 1868 mg/l (prie važiuojamosios kelio dalies) iki 115 mg/l (10 metrų atstumu nuo važiuojamosios kelio dalies).
3. Atlikus tyrimus, matyti, jog gamtinis ceolitas (klinoptilolitas) natrio jonus (Na^+) iš kelių priežiūros druskų tirpalų sorbavo 30–35 %, o kalcio jonus (Ca^{2+}) – 42–44 %. Iš gautų rezultatų aiškėja, kad ceolitas Ca^{2+} sorbavo geriau nei Na^+ ~12 %.
4. Laboratorinių tyrimų metu gauta, kad kelių priežiūros druska, patekusi į dirvožemį, neigiamai įtakoja žolinių augalų augimo dinamiką, tai yra mažina antžeminės dalies ilgį, fitomasę bei sėklų daigumą. Tirtų augalų antžeminės dalies ilgis bei fitomasė vidutiniškai 22 % buvo mažesni, lyginant su kontroliniais augalais. Dėl druskų toksinio poveikio, daugiametės svidrės daigumas, lyginant su kontroliniu, buvo mažesnis 11 %, tikrojo eraičino – 12 %, pievinės miglės – 40 %.
5. Eksperimentų metu nustatyta, kad greičiausiai sudygstanti ir atspariausia toksiniam kelių priežiūros druskos poveikiui yra daugiametė svidrė (*Lolium perenne* L.). Tyrimų metu šio žolinio augalo, augusio NaCl užterštame dirvožemyje, antžeminės dalies ilgis (23,4 cm) bei fitomasė (35,2 mg) buvo didžiausi.
6. Atlikus eksperimentus įvertinta, jog į dirvožemį tikslinga įterpti ne daugiau nei 10 % ceolito nuo dirvožemio tūrio, žolinių augalų pagrindinių parametru gerinimui.
7. Druskų toksiškumo tyrimų rezultatai parodė skirtingą žuvų jautrumą kelių priežiūros druskai (KPD) bei valgomajai druskai, priklausomai nuo jų koncentracijų. Kelių priežiūros druska ypač neigiamai veikia hematologinius žuvų rodiklius. Eritrocitų skaičius mažiausias buvo 4,56 g/l KPD koncentracijoje – 0,6 T/l, kai kontrolėje – 0,84 T/l. Hemoglobino koncentracija taipogi mažiausia buvo 4,56 g/l KPD koncentracijoje – 72,8 g/l, kai kontrolėje – 81,6 g/l. Leukocitų kiekis – 15,9 G/l, kai kontrolėje – 22,1 G/l.
8. Ūminio toksiškumo tyrimo metu, apskaičiuota 96 val. LC50 KPD vertė vaivorykštiniam upėtakiui yra 18,25 g/l.

9. Žolinių augalų antžeminės dalies aukščio skaičiavimo lygties $A = \frac{\partial F}{\partial t} \cdot t - \frac{\alpha e'}{t} + \frac{\alpha F}{t}$ modeliavimo būdu koeficientas A daugiametei svidrei gautas 3,0; tikrajam eraičinui – 2,1; pievinei miglei – 0,7. Turint šiuos koeficientus galima modeliuoti žolinių augalų antžeminės dalies ilgį per tam tikrą jos augimo laiką, priimant, kad kelių priežiūros druskos koncentracija dirvožemyje ir aplinkos oro temperatūra tyrimo metu yra nekintanti.
10. Vykdamas kompleksinius kelių priežiūros druskos įtakos kelio aplinkai tyrimus, nustatytas toksinis jos poveikis žolinių augalų parametrams bei vaivorykštinio upėtakio hematologiniams rodikliams. Tiesiant naujus kelius ar rekonstruojant esamus, taršos kelio aplinkoje prevencijai bei mažinimui siūloma įrengti biotechninį įrenginį – infiltracinį–žolinį griovį.

REKOMENDACIJOS

1. Tiesiant naujus kelius ar rekonstruojant esamus, pakeles rekomenduojama apsėti daugiametės svidrės, kuri yra itin atspari toksiniam druskos poveikiui, ir tikrojo eraičino (II vieta pagal atsparumą druskai) sėklų mišiniu (70:30 %). Rekomenduojama naudoti mišinį, siekiant užtikrinti rūšinę įvairovę.

2. Gamtinę medžiagą – ceolitą (klinoptilolitą), dėl daugelio jo unikalių savybių (ypač katijonų mainų) rekomenduojama naudoti pakelėse autotransporto taršos prevencijai ir mažinimui. Taipogi ceolitas gali būti naudojamas dirvožemio bei žolinių augalų būklės gerinimui.

3. Ūminio toksiškumo tyrimų metu, apskaičiuota 96 val. LC50 kelių priežiūros druskos (KPD) vertė vaivorykštinio upėtakio jaunikliams yra 18,25 g/l. Todėl vykdant KPD toksiškumo kitų rūšių žuvims tyrimus, rekomenduojama vadovautis šia KPD koncentracija, kaip maksimalia naudotina koncentracija.

4. Siūloma įrengti daugiafunkcinės paskirties įrenginį – infiltracinį – žolinį griovį. Infiltracinį – žolinį griovį rekomenduojama įrengti intensyvaus eismo pakelėse, tiesiant naujus kelius ar rekonstruojant bei atnaujinant esamus. Šis griovys išplečia vandens nuvedimo griovio funkcijas ir yra skirtas kompleksiniam neigiamam poveikiui kelio aplinkoje mažinti. Biotechniniam įrenginiui gautas Lietuvos respublikos patentas.

LITERATŪROS SĄRAŠAS

1. A salt of the earth. Losing strands in the web of life. A salt odyssey <http://www.acfonline.org.au/docs/publications/hs0106.pdf> [žiūrėta 2005-01-21].
2. Baltrėnas, P.; Vaiškūnaitė, R.; Špakauskas, V. Experimental study and mathematical modelling of biofilter aerodynamic resistance. *Journal of environmental engineering and landscape management*. Vilnius: Technika, 2004, Vol. XII, No 3, p. 79–84.
3. Baltrėnas, P.; Brannvall, E. Experimental investigation of a filter with natural sorbent charge for runoff cleaning from heavy metals and petroleum products. *Journal of environmental engineering and landscape management*. Vol. 14, No. 1, 2006, p. 31–36.
4. Baltrėnas, P.; Vaiškūnaitė, R.; Špakauskas, V. Eksperimentiniai tyrimai ir lakiųjų organinių junginių mišinių biofiltracijos procesų biofiltre matematinis modeliavimas. *Journal of environmental engineering and landscape management*. Vilnius: Technika, Vol. XI, No 3, 2003, p. 79–84.
5. Bañuls, J.; Serna, M. D.; Legaz, F.; Talon, M.; Primo-Millo, E. Growth and gas exchange parameters of citrus plants stressed with different salts. *Journal of plant physiology* 150, 1997, p. 194–199.
6. Benbow, M. E.; Merritt, R. W. Road-salt toxicity of select Michigan wetland macroinvertebrates under different testing conditions. *Wetlands* 24 (1). 2004, p. 68–76.
7. Biologinių testų komplekso taikymas vertinat vandens toksiškumą. Vilnius: Lietuvos hidrobiologų draugija, 2003, 15 p.
8. Blanchard, G.; Maunaye, M.; Martin, G. Removal of heavy metals from waters by means of natural zeolites. *Water resources* 18, 1984, p. 1501–1507.
9. Blomqvist, G. De-icing salt and roadside environment – strategies for impact analyses. Proceedings PIARC 2002 XIth International winter road congress, Sapporo, Japan. p. 1–8.
10. Blomqvist, G. De-icing salt and roadside environment: Air-borne exposure, damage to Norway spruce and system monitoring. PhD thesis summary. Stockholm, VTI. 2001, 25 p. (in Swedish).
11. Blomqvist, G. Impact of de-icing salt on roadside vegetation—A literature review. VTI rapport 427A, 1999. <http://www.vti.se/info/fonyhet/edetalj.asp?RecID=609> [žiūrėta 2004-12-11].
12. Blomqvist, G.; Norrström, A.-C.; Thunqvist, E.-L. Miljöproblem vid drift och underhåll av vägar, TRITA-AMI Rapport 3083, Avdelningen för mark – och vattenresurser, Institutionen för Anläggning och Miljö, KTH, Stockholm, 2001, 74 p.

13. Bogemans, J.; Neirinckx, L.; Stassart, J.M. Effect of deicing chloride salts on ion accumulation in spruce (*Picea abies* (L.) sp.). *Plant and Soil* 113, 1989, p. 3–11.
14. Botanikos terminų žodynas. Vilnius: Botanikos instituto leidykla. 1998, 523 p.
15. Braun, S.; Flückiger, W. Increased population of the aphid *Aphis pomi* at a motorway. Part 2–The effect of drought and de-icing salt. *Environmental pollution series A, Ecological and biological*, Vol. 36, Issue 3, 1984, p. 261–270.
16. Brod, H. G. Langzeitwirkung von Streusalz auf die Umwelt, Verkehrstechnik Heft V2, Bundesanstalt für Straßenwesen, Bergisch Gladbach, 1993, 18 p. (in German).
17. Burinskiene, M.; Rudzkiene, V. Modelling and forecasting of country tourism development in Lithuania. *Journal of environmental engineering and landscape management*. Vilnius: Technika, Vol. XIII, No 3, 2005, p. 116–120.
18. Četkauskaitė, A. Ekotoksikologija. Cheminių medžiagų veikimo mechanizmai. Vilniaus universiteto leidykla. 1999, 452 p.
19. Crönstedt, A. F. *Akad. Handl. Stockh.* 17, 1756, 120 p.
20. *Diagnostics, prevention and therapy of fishes diseases and intoxications*. Svobodova, Z. and Vykusova, B. (Eds.) Vodnany: Czechoslovakia, 1991, 234 p.
21. Dobson, M. C. De-icing salt damage to trees and shrubs, Forestry commission Bulletin 101, Department of the environment arboriculture contract, Forestry commission, Farnham, Surrey, 1991, 34 p.
22. Douglas, A. Wilcox. The effects of deicing salts on vegetation in Pinhook Bog, Indiana. *CAN. J. BOT.* Vol. 64, Issue 4, 1986, p. 865–87.
23. Douglas, A. Wilcox. The effects of NaCl deicing salts on *Sphagnum recurvum* P. beauv. *Environmental and experimental botany*, Vol. 24, Issue 4, 1984, p. 295–301.
24. Dragsted, J. Some results from Danish investigations in salt stress on trees. *Aquilo, Series botanica* 29. 1990, p. 21–23.
25. *Environmental contaminants encyclopedia*. Strontium entry. Ed. Irwin R. J., 1997, 186 p. NATIONAL Park Service. Fort Collins, Colorado 80525 a).
26. *Environmental contaminants encyclopedia*. Vanadium entry. Ed. Irwin R. J., 1997, 164 p. NATIONAL Park Service. Fort Collins, Colorado 80525 b).
27. Evans, D.H. (Ed.) *Physiology of fishes*. CRC Pr/Lic., 1997, 238 p.
28. Flanigen, E. M. Adsorption properties of molecular sieve zeolites. In *zeo-agriculture: Use of natural zeolites in agriculture and aquaculture*, W.G. Pond and F.A. Mumpton, eds. Westview Press, Boulder, Colorado, 1984, p. 55–69.
29. Gravenmier, J. J.; Johnston, D. W.; Arnold, W. R. Acute toxicity of vanadium to the threespine stickleback, *Gasterosteus aculeatus*. *Environ. toxicol.* Vol. 20, 2005, p. 18–22.

30. Hamilton, M. A.; Russo, R. C.; Thurston, R. W. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. *Environm. science and technol.* 1977. Vol. 11. p. 714 – 719. Correction: Ibid. Vol. 12, 1978, 417 p.
31. Helfferich, F. Ion exchange. Dover, New York, 1995, 168 p.
32. Highway Salt and Our Environment. Salt institute. USA, Virginia. 2004, p. 18–19.
<http://www.saltinstitute.org/publications/saltandenvironment-english.pdf>.
33. <http://runeberg.org/nordflor/444.html> [žiūrėta 2006-02-15]. Tikrasis eraičinas.
34. <http://runeberg.org/nordflor/478.html> [žiūrėta 2006-02-15]. Daugiametė svidrė.
35. http://www.livinglandscapes.bc.ca/cbasin/cb_grasses/image_poa_pratensis.html [žiūrėta 2006-02-15]. Pievinė miglė.
36. Jankaitė, A.; Vasarevičius S. Sėklų dygimo ekologinių veiksnių nustatymas // medžiaga 8-tojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“. Vilnius: Technika, 2005, p. 200–204.
37. Jezierska, B.; Witeska, M. *Metal toxicity to fish*. Wydawnictwo akademii podlaskiej. Siedlce. 2001, 234 p.
38. Johnson, G. R.; Sucoff E. Minimizing de-icing salt injury to trees, 1999, 5 p.
39. Joshua, T. J. Appendix N – motor vehicles. 2 p.
<http://www.corrosioncost.com/pdf/motorvehicles.pdf> [žiūrėta 2004-12-17]
40. Kadūnas, V.; Budavičius, R.; Gregorauskienė, V.; Katinas, V.; Kliaugienė, E.; Radzevičius, A.; Taraškevičius, R. Lietuvos geocheminis atlasas / Geochemical atlas of Lithuania. Lietuvos geologijos tarnyba, Geologijos institutas. – Vilnius: LGT, 1999, 132 p.
41. Kamaitis, Z. Gelžbetoninių tiltų būklė ir jos vertinimas. Vilnius: Technika, 1995, 182 p.
42. Kamaitis, Z. Gelžbetoninių tiltų irimas dėl armatūros korozijos. II dalis. *Transport*. Vilnius: Technika, 2002a, XVII t., Nr. 5, p. 163–170.
43. Kamaitis, Z. Gelžbetoninių tiltų irimas dėl armatūros korozijos. I dalis. Lauko tyrimai. *Transport*. Vilnius: Technika, 2002b, XVII t., Nr. 4, p. 37–42.
44. Kayama, M.; Quoreshi, A. M.; Kitaoka, S.; Kitahashi, Y.; Sakamoto, Y.; Maruyama, Y.; Kitao, M.; Koike, T. Effects of deicing salt on the vitality and health of two spruce species, *Picea abies* Karst., and *Picea glehnii* Masters planted along roadsides in northern Japan. *Environmental pollution* 124. 2003, p. 127–137.
45. Kesraoui-Ouki, S.; Cheeseman, C. R.; Perry, R. Natural zeolite utilization in pollution control: A review of applications to metals' effluents. *Journal chem. technol. biotechnol.*, Vol. 59, 1994, p. 121–126.

46. Kovatcheva-Ninova, V.; Nikolova, N.; Marinov, M. Investigation the adsorption properties of the natural adsorbents zeolite and bentonite towards copper ions. Annual of the university of mining and geology "St. Ivan Rilski" Vol. 44–45, part II, Mining and mineral processing, Sofia, 2002, p. 93–97.
47. Kurapka, V.; Laurinavičius, A. Cheminių medžiagų naudojimas automobilių kelių priežiūrai žiemą. Rekomendacijos. Vilnius: TK 12 „Automobilių keliai“. 1999, 38 p.
48. Laurinavičius, A. Druskų ir jų pakaitalų panaudojimo kelių priežiūrai žiemą analizė. Mokslo tyrimo darbo ataskaita. Vilniaus Gedimino technikos universitetas, Kelių katedra. 1998, 122 p.
49. Laurinavičius, A.; Čygas, D. Cheminės medžiagos automobilių kelių ir gatvių dangų priežiūrai žiemą. *Aplinkos inžinerija*. Vilnius: Technika, 1996, Nr.2(6), p. 60–65.
50. Laurinavičius, A.; Čygas, D. Winter maintenance problems on the streets of Lithuanian cities. Magazine X PIARC International winter road congress, Lulea, 1998, p. 655–666.
51. Li, Z.; Alessi, D.; Allen, L. Influence of quaternary ammonium on sorption of selected metal cations onto clinoptilolite zeolite. *Journal of environmental quality* Vol. 31, 2002, p. 1106–1114.
52. LST ISO 7346-2:1999 Vandens kokybė. Medžiagų ūminio letalaus toksiško poveikio gėlavandenei žuviai [*Brachidanio rerio* Hamilton-Buchanan (*Teleostei, Cyprinidae*)] nustatymas. 2 dalis. Pusiau statinis metodas, 1999, 48 p.
53. Lundmark, A. Modeling the impacts of deicing salt on soil water in a roadside environment. TRITA-LWR LIC 2024. Licentiate Thesis, KTH Land and water resources engineering, Stockholm, 2005, 32 p.
54. Mačiulaitienė, M. Ekologija. Vanduo biosferoje. Dirvožemio tarša. http://www.is.lt/kolegija/darbai/Maciulaitiene_ekologija.pdf [žiūrėta 2005-01-21].
55. Meier, W. M.; Olson, D. H. Atlas of zeolite structure types, 3rd ed. Butterworths, 1992, 200 p.
56. Mineau, P.; Brownlee, L. J. Road salts and birds: an assessment of the risk with particular emphasis on winter finch mortality. *Wildlife society bulletin* 33 (3). 2005, p. 835–841.
57. Montvydienė, D.; Marčiulionienė, D. Assessment of toxic interactions of heavy metals in a multicomponent mixture using *Lepidium sativum* and *Spirodela polyrrhyza*. *Environ. toxicol.* Vol. 19 (4), 2003, p. 351–358.
58. Mumpton, F. A. Natural zeolites. In *zeo-agriculture: Use of natural zeolites in agriculture and aquaculture*. W.G. Pond and F.A. Mumpton, eds. Westview Press, Boulder, Colorado, 1984, p. 33–45.
59. NT ENVIR 002. Solid waste, granular inorganic material: column test. 1995, 6 p.

60. Oškinis, V.; Kasperovičius, T. Impact of road maintenance salts on water ecosystems according to diatom flora investigation. *Journal of environmental engineering and landscape management*, Vol. XIII, No 1, Vilnius: Technika, 2005, p. 51–55.
61. PHOENICS Overview http://www.cham.co.uk/phoenics/d_polis/d_docs/tr001/tr001.htm [žiūrėta 2006-05-09].
62. Pitcher, S. K.; Slade, R. C. T.; Ward, N. I. Heavy metal removal from motorway stormway using zeolites. *Science of the total environment*, Vol. 334–335, 2004, p. 161–166.
63. Požeminio vandens monitoringas 2003 <http://www.siauliai.lt> [žiūrėta 2005-01-21].
64. Rhoades, J. D.; Loveday, J. Salinity in irrigated agriculture. In *American society of civil engineers, Irrigation of agricultural crops* (Monograph 30) (Steward B. A. and Nielsen D. R., eds.), American society of agronomists, 1990, p. 1089–1142.
65. Rimkus, A. The analysis of factors influencing the environmental impact of chlorides used for road educing (lt). The 25th International Baltic road conferences materials. Vilnius, 2003, 12 p. (in CD).
66. Romero – Aranda, R.; Moya, J. L.; Tadeo, F. R.; Legaz, F.; Primo – Millo, E.; Talon, M. Physiological and anatomical disturbances induced by chloride salts in sensitive and tolerant citrus: beneficial and detrimental effects of cations. *Plant, cell and environment* 21. 1998, p. 1243–1253.
67. Ronald Miner, J. Use of natural zeolites in the treatment of animal wastes. In *zeo-agriculture: Use of natural zeolites in agriculture and aquaculture*, W.G. Pond and F.A. Mumpton, eds. Westview Press, Boulder, Colorado, 1984, p. 257–263.
68. Rupainienė, O. Augalų biologijos terminų žodynas. Vilnius: 1998, 348 p.
69. Šarpytė, J. Lietuvos keliais važiuojančio transporto poveikį aplinkai mažinančios priemonės // medžiaga 7-tojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“. Vilnius: Technika, 2004, p. 22–27.
70. Schokker, A. J. and etc. Interim conclusions, recommendations, and design guidelines for durability of post-tensioned bridge substructures. Research report 1405-5. Center for transportation research bureau of engineering research the University of Texas at Austin, 1999. 12 p. http://www.utexas.edu/research/ctr/pdf_reports/1405_5.pdf [žiūrėta 2004-12-17].
71. Schulze, E.-D. Air pollution and forest decline in a spruce (*Picea abies*) forest. *Science* 244, 1989, p. 776–83.

72. Semmens, M. J.; Martin, W. P. The influence of pretreatment on the capacity and selectivity of clinoptilolite for metal ions. *Water research*. Vol. 22. No. 5, 1988, p. 537–542.
73. Sloan, J. J.; Hegemann, M. A. Dual function growth medium and structural soil for use as porous pavement. U. S. Environmental protection agency. 2003, p. 416–426.
74. Sodium chloride <http://www.students.stir.ac.uk/biology/ionpot/nacl.htm> [žiūrėta 2004-11-05]
75. Somerville, C.; Dangl, J. GENOMICS: Plant biology in 2010. *Science*, Vol. 290, No. 5499. 2000, p. 2077–2088.
76. Somerville, C; Koornneef, M. A fortunate choice: the history of Arabidopsis as a model plant. *Nature reviews genetics* 3. 2002, p. 883–889.
77. Stakvilevičienė, S.; Grigaliūnaitė, B. Želdinių ligos ir apsauga, antropogeninės veiklos įtaka želdiniams. Respublikinės praktinės konferencijos „Želdynų tvarkymas darnaus vystymosi kontekste“ pranešimų medžiaga. Vilnius: Aplinkos ministerija, draugija „Žaliuojanti Vilnija“, 2004, 18 p.
78. Stašauskaitė, S. Augalų fiziologijos laboratoriniai ir lauko tyrimai. Vilnius: Aldorija, 1999, 416 p.
79. Stašauskaitė, S. Augalų vystymosi fiziologija. Vilnius: Debesija, 1995, 228 p.
80. Swanson, B. T.; Rideout, R. Protecting trees and shrubs. Against winter damage; 1998 <http://www.extension.umn.edu/distribution/horticulture/DG1411.html>.
81. Swedish national road and traffic research institute. Road salt and nature. <http://www.vti.se/info/foresurs/edetalj.asp?RecID=961> [žiūrėta 2005-01-12].
82. The chlorine compound of the month: sodium chloride–NaCl salt of the earth. http://www.science-education.org/classroom_activities/nacl.html [žiūrėta 2004-11-05].
83. Thunqvist, E.-L. Regional increase of mean chloride concentration in water due to the application of deicing salt. *Science of the total environment*, Vol. 325, Issue 1–3, 2004, p. 29–37.
84. Towsend, A. M.; Kwolek, W. F. Relative susceptibility of thirteen pine species to sodium chloride spray. *J. Arbor* 13, 1987, p. 225–228.
85. Tsitsishvili, G. V.; Andronikashvili, T. G.; Kirov, G. M.; Filizova, L. D. Natural zeolites. London, Ellis Horwood, 1992, 295 p.
86. U.S. Environmental protection agency. Biological assessment of the Idaho water quality standards for numeric water quality criteria for toxic pollutants. U.S. EPA, Region 10, Seattle Wa. Kootenai River Tributaries Appendix C 3. 1999, 168 p.

87. Unifikuoti nuotekų ir paviršinių vandenų kokybės tyrimų metodai. Cheminiai analizės metodai. I dalis. Vilnius: LAAM, 1994, 223 p.
88. Van Leeuwen, C. J.; Hermens, J. L. M. (Ed.). Risk assessment of chemicals: an introduction. Kluwer Academic publishers. 1995, 146 p.
89. Viskari, E.-L.; Rekila, R.; Roy, S.; Lehto, O.; Ruuskanen, J.; Karenlampi, L. Airborne pollutants along a roadside: assessment using snow analyses and moss bags. *Environmental pollution*, Vol. 97, No. 1–2, 1997, p. 153–160.
90. Viskari, E.-L. Dispersion, deposition and effects of road traffic-related pollutants on roadside ecosystem. Doctoral dissertation, Natural and environmental sciences 88, Department of ecology and environmental science, University of Kuopio, Finland. 1999, p. 15–18.
91. Viskari, E.-L.; Karenlampi, L. Roadside Scots pine as an indicator of deicing salt use – a comparative study from two consecutive winters. *Water, air, and soil pollution* 122, 2000, p. 405–419.
92. Vosylienė, M. Z.; Kazlauskienė, N.; Svecevičius, G. Effect of a heavy metal mixture on biological parameters of rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Environ. sci. and pollut. res.* 10 (2). 2003, p. 103–107.
93. Vosylienė, M. Z.; Svecevičius, G. Sublethal effects on rainbow trout of chronic exposures to mixtures of heavy metals. Fish physiology, toxicology, and water quality. *Proc. of Fourth Int. Symp. Bozeman, Montana, USA. EPA/600/R-97/098. 1997, p. 141–151.*
94. Warren, L. A.; Zimmerman, P. The influence of temperature and NaCl on Cd, Cu and Zn partitioning among suspended particulate and dissolved phases in an urban river. *Water resources* 28(9), 1994, p. 21–31.
95. What is a salt? <http://www.students.stir.ac.uk/biology/ionpot/salt.htm> [žiūrėta 2004-11-05].
96. Williams, D. D.; Williams, N. E.; Cao, Y. Road salt contamination of groundwater in a major metropolitan area and development of a biological index to monitor its impact. *Water research*, Vol. 34, No. 1, 1999, p. 127–138.
97. Yakhnin, E.; Stuckey, G.; Bethatova, M. and others. Geochemistry of snow in the eastern part of the Kymi district (Finland) and the Karelian Isthmus (Leningrad, Russia). Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti–geological survey of Finland, Report of investigation 139. Espoo, Finland, 1997, p. 2–21.
98. Yokoi, S.; Bressan, R. A.; Hasegawa, P. M. Salt stress tolerance of plants. *JIRCAS Working report*. 2002, p. 25–33.

99. Zhang, J. Z.; Creelman, R. A.; Zhu, J.-K. From laboratory to field. Using information from Arabidopsis to engineer salt, cold, and drought tolerance in crops. *Plant physiology*, Vol. 135. 2004, p. 615–621.
100. Zhu, J.-K. Genetic Analysis of plant salt tolerance using Arabidopsis. *Plant physiology*, Vol. 124. 2000, p. 941–948.
101. Zhu, J.-K. Plant salt tolerance. *TRENDS in plant science*, Vol. 6, No. 2. 2001, p. 66–71.

AUTORĖS PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS

Disertacijos tema

Žurnaluose, įtrauktuose į Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazės pagrindinį sąrašą (ISI Master Journal List)

1 A. Baltrėnas, P.; Kazlauskienė, A. Grass vegetation dynamics in soil contaminated with salt. *Ekologija*, Vilnius, Vol. 53, No 3, 2007. p. 58–63. ISSN 0235-7224.

2 A. Baltrėnas, P.; Vosylienė, M. Z.; Kazlauskienė, A. Toxicity of road maintenance salts to rainbow trout *Oncorhynchus mykiss*. *Ekologija*, Vilnius, No 2, 2006. p. 15–20. ISSN 0235-7224.

Kituose leidiniuose, referuotuose Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazėje (ISI Proceedings)

3 A. Brannvall, E.; Kazlauskienė, A. Experimental research on sorption of Pb^{2+} , Zn^{2+} , Cu^{2+} , Mn^{2+} , Ni^{2+} , Na^{+} , Ca^{2+} and Cl^{-} from solutions on clinoptilolite // Proceedings of 6th International Conference “Environmental Engineering”. Vilnius: Technika, Vol. 1. May 26-27, 2005. p. 49–53. ISBN 9986-05-850-3.

Tarptautinėse duomenų bazėse referuojamuose užsienio mokslo žurnaluose

4 A. Baltrėnas, P.; Zaveckytė, J.; Kazlauskienė, A.; Ščupakas, D. Pakelės žolinės augalijos augimo intensyvumo matematinis modeliavimas. *Journal of environmental engineering and landscape management*. Vilnius: Technika, Vol XIV, No 4, 2006. p. 215–224. ISSN 1648-6897.

5 A. Baltrėnas, P.; Kazlauskienė, A.; Zaveckytė, J. Experimental investigation into toxic impact of road maintenance salt on grass vegetation. *Journal of environmental engineering and landscape management*. Vilnius: Technika, Vol XIV, No 2, 2006. p. 83–88. ISSN 1648-6897.

6 A. Storpirstytė, I.; Kazlauskienė, A.; Ščupakas, D. Chloridų koncentracijos sniego dangoje intensyvaus eismo Lietuvos kelių pakelėse tyrimai. *Journal of environmental engineering and landscape management*. Vilnius: Technika, Vol XII, Supplement 2, 2004. p. 60–66. ISSN 1648-6897.

Recenzuojamuose užsienio mokslo žurnaluose

7 A. Балтрена, П. Б.; Казлаускене, А. А. Исследование концентрации ионов хлора в воде тающего снега на магистрали Вильнюс – Каунас – Клайпеда. *Геоэкология, инженерная геология, гидрогеология, геокриология*. Москва, №1, 2005. с. 18–24. УДК 550.42:556.124.

8 A. Балтрена, П. Б.; Казлаускене, А. А. Исследование концентрации хлоридов в воде тающего снега на дорогах с интенсивным движением. *Экология и промышленность России*. Москва, № 11, 2003. с. 28–32. Индекс 72146 / Индекс 45220.

Kituose recenzuojamuose leidiniuose

9 A. Baltrėnas, P.; Kazlauskienė, A. Chloride and sodium concentrations in snow cover on roadsides of highway Panevėžys – Šiauliai in Lithuania. Sustainable Development in the Baltic and Beyond. Edited by Walter Leal Filho / Arnolds Ubelis / Dina Berzina (eds.). Vol. 23, 2006. p. 467–472. ISSN 1434-3819, ISBN 3-631-55282-3.

10 A. Kazlauskienė, A.; Baltrėnas, P. Research on chloride concentrations in snow melt water in the roadside of highway Vilnius – Kaunas – Klaipėda. Proceeding of Sixth International Symposium and Exhibition on Environmental Contamination in Central and Eastern Europe and the Commonwealth of Independent States. 1-4 September 2003, Prague, Czech Republic (in CD) ISBN 0-9748192-0-4.

11 A. Kazlauskienė, A.; Baltrėnas, P. Trumpalaikiai kelių priežiūros druskos tirpalų ūminio toksiškumo vaivorykštiniam upėtakiui (*Oncorhynchus Mykiss*) tyrimai // medžiaga 10-tojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“. Vilnius: Technika, 2007. p. 108–112. ISBN 978-9955-28-162-7.

Nerecenzuojamoje Lietuvos konferencijos pranešimų medžiagoje

12 A. Zaveckytė, J.; Kazlauskienė, A.; Ščupakas D. Žolinės augalijos daigumo tyrimai, auginant kelių priežiūros druska užterštame dirvožemyje // medžiaga 9-tojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Mokslas – Lietuvos ateitis“. Vilnius: Technika, 2006. p. 324–330. ISBN 9955-28-037-9.

13 A. Kazlauskienė, A.; Baltrėnas, P. pH kaita kelių priežiūrai naudojamų druskų tirpaluose, perfiltruotuose per ceolito įkrovą // medžiaga 8-tojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“. Vilnius: Technika, 2005. p. 331–337. ISBN 9986-05-876-7.

14 A. Kazlauskienė, A.; Baltrėnas, P. Chloridų koncentracijos tyrimai sniego dangoje magistralės Kaunas – Zarasai pakelėse // medžiaga 7-tojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“. Vilnius: Technika, 2004. p. 347–354. ISBN 9986-05-755-8.

15 A. Kazlauskienė, A. Cheminių medžiagų naudojimas automobilių kelių priežiūrai žiemą ir jų paskleidimo normos // medžiaga 6-tojoje jaunųjų mokslininkų konferencijoje „Lietuva be mokslo – Lietuva be ateities“. Vilnius: Technika, 2003. p. 359–365. ISBN 9986-05-645-4.

Patentas

16 A. Baltrėnas, P.; Kazlauskienė, A. Patentas Nr. 5446 „Infiltracinis – žolinis griovys“. Valstybinio patentų biuro oficialaus biuletenio „Išradimai, dizainas, prekių ženklai“ 2007 m. Nr. 11, išduotas 2007-11-26.

Ne disertacijos tema

**Žurnaluose, įtrauktuose į Mokslinės informacijos instituto (MII) duomenų bazės
pagrindinį sąrašą
(*ISI Master Journal List*)**

17 A. Idzelis, R. L.; Baltrėnas, P.; Kazlauskienė, A. Wild hoofed animal movement in winter season and possibilities of reducing their mortality in highway environments of Lithuania. *Ekologija*, Vilnius, Vol. 53, No 1, 2007. p. 71–79. ISSN 0235-7224.