

VILNIAUS UNIVERSITETAS
GAMTOS TYRIMŲ CENTRAS

GINTARĖ SLAVINSKIENĖ

POŽEMINIO VANDENS KOKYBĖS KAITA LIETUVOS BUITINIŲ
ATLIEKŲ SĄVARTYŲ TERŠALŲ FILTRACIJOS PROCESĖ

Daktaro disertacija
Fiziniai mokslai, geologija (05 P)

Vilnius, 2016

Disertacija rengta 2010–2015 metais Gamtos tyrimų centro Geologijos ir geografijos institute.

Mokslinis vadovas – dr. Arūnas Jurevičius (Gamtos tyrimų centro Geologijos Geografijos institutas, fiziniai mokslai, geologija – 05P)

Mokslinė konsultantė – dr. Jurga Arustienė (Lietuvos geologijos tarnyba, fiziniai mokslai, geologija – 05P)

TURINYS

SANTRUMPOS.....	5
TERMINAI IR SĄVOKOS	6
ĮVADAS	8
1. LITERATŪROS APŽVALGA	13
1.1. Požeminio vandens taršą sąvartynų aplinkoje nulemiančios priežastys....	13
1.2. Hidrogeocheminės reakcijos ir jų modelinis vertinimas	16
2. TYRIMO OBJEKTAI.....	20
2.1. Klasifikavimo objektai ir rodikliai.....	20
2.2. Taršos sklaidos gruntiniame vandenyje analizės objektai	21
3. TYRIMO METODOLOGIJA	26
3.1. Sąvartynų klasifikavimo rodiklių duomenys ir metodai.....	26
3.2. Taršos sklaidos tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje analizės duomenys ir metodai.....	31
4. TYRIMO REZULTATAI.....	36
4.1. Klasifikavimo rodiklių vertinimo rezultatai	36
4.1.1. Hidrogeologinės sistemos, kuriose yra įrengti sąvartynai	36
4.1.2. Sąvartynų atliekų tūris	39
4.1.3. Intensyviausiai teršiamų gruntinio vandens zonų hidrocheminės charakteristikos	44
4.1.3.1. Hidrocheminių komponentų vidutinių koncentracijų statistiniai rodikliai.....	44
4.1.3.2. Vandens klasės pagal vyraujančius anijonus ir jų klasifikacinės grupės	45
4.1.3.3. Bendros mineralizacijos vidutinės reikšmės ir jų klasifikacinės grupės	46
4.1.4. Taršos plėtros galimybės sąvartynuose, kuriems būdingas skirtingas intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos cheminis pažeistumas..	56

4.2. Tipinių sąvartynų atrinkimo galimybės	58
4.3. Taršos sklaidos tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje vertinimo rezultatai.....	61
4.3.1. Sąvartynų filtrato hidrocheminė charakteristika	61
4.3.2. Sąvartyno poveikio zonos gruntiniame vandenyje ir jų hidrocheminė charakteristika	62
4.3.3. Hidrocheminių komponentų migracinių formų ir gruntinio vandens įsotinimo mineralais termodinaminių skaičiavimų rezultatai	66
4.3.4. Rezultatų aptarimas	69
IŠVADOS	85
LITERATŪRA	88
AUTORĖS PUBLIKACIJOS DISERTACIJOS TEMA	99
PRIEDAI.....	101

SANTRUMPOS

a – jonų aktyvumo koncentracija

A ir B – tirpalo konstantos, priklausančios nuo temperatūros ir slėgio

A-P – atvira hidrogeologinė sistema, paprastos filtracinės sąlygos

BM – bendroji mineralizacija

C – cheminės medžiagos molinė koncentracija

C_f – foninė hidrocheminio komponento koncentracija

ChDC_{Cr} – cheminis deguonies suvartojimas, kai oksidatorius yra kalio dichromatas

ChDS_{Mn} – cheminis deguonies suvartojimas, kai oksidatorius yra kalio permanganatas

C_i – faktinė hidrocheminio komponento koncentracija

C_i – tirpale esančių jonų molinė koncentracija

CV – kitimo koeficientas

d – hidratuotų jonų spindulys

$E.N.$ – elektrinis neutralumas

Eh – oksidacijos-redukcijos potencialas

f – jonų aktyvumo koeficientas

f III – viršutinio pleistoceno fluvio-glacialinės nuogulos

g III – viršutinio pleistoceno glacialinės nuogulos

GMF – Gamtos mokslų fakultetas

GTC – Gamtos tyrimų centras

H_{vid} – sąvartyno vidutinis aukštis

I – joninė jėga

IAP – jonų, kurie susidarys tirpale, aktyvumų sandauga

y_i – Y objekto i -tojo požymio reikšmė

K – reakcijos pusiausvyros konstanta

K_k – koncentracijos koeficientas

LGT – Lietuvos geologijos tarnyba

n – matuojamų objektų skaičius

$N_{bendras}$ – bendras azotas

PA-S – pusiau atvira hidrogeologinė sistema, sudėtingos filtracinės sąlygos
 P_{bendras} – bendras fosforas
A-P – atvira hidrogeologinė sistema, paprastos filtracinės sąlygos
PU-S – pusiau uždara hidrogeologinė sistema, sudėtingos filtracinės sąlygos
 s – imties standartinis nuokrypis
 SI – įsotrinimo indeksas
 S_{pagr} – sąvartyno pagrindo plotas
 $S_{\text{virš}}$ – sąvartyno viršaus plotas
 U, V – klasteriai
U-LS – uždara hidrogeologinė sistema, labai sudėtingos filtracinės sąlygos
VU – Vilniaus universitetas
 V_{vid} – vidutinis atliekų tūris
 x_i – X objekto i -tojo požymio reikšmė
 z_i – jonų krūvis
 Z_v – suminio užterštumo rodiklis
 $Z_{v\text{bendr}}$ – bendrųjų hidrocheminių komponentų suminio užterštumo rodiklis
 $Z_{v\text{biog}}$ – biogeninių hidrocheminių komponentų suminio užterštumo rodiklis
 $Z_{v\text{metal}}$ – metalų hidrocheminių komponentų suminio užterštumo rodiklis
 Ω – tirpalo įsotrinimo laipsnis

TERMINAI IR SĄVOKOS

Sąvartynas – tai požeminė ar ant žemės paviršiaus esanti atliekų kaupimo vieta, skirta atliekoms saugiai saugoti ir kontroliuoti.

Komunalinės atliekos – tai buitinės ir kitokios atliekos, kurios savo pobūdžiu ar sudėtimi yra panašios į buitines atliekas.

Filtratas – bet koks skystis, persisunkiantis per pašalintas atliekas ir išbėgantis iš sąvartyno ar pasiliekančias jame.

Klasifikavimo rodikliai – hidrogeologinė sistema, atliekų tūris, intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos hidrocheminės charakteristikos.

Tipinis sąvartynas – sąvartynas, charakterizuojantis vienodose hidrogeologinėse sistemose įrengtus sąvartynus su panašiomis (arba

vienodomis) atliekų tūrio ir labiausiai užteršto gruntinio vandens hidrocheminėmis charakteristikomis.

Hidrogeologinė sistema – vandeniui laidžių ir mažai laidžių hidrauliškai susijusių spūdinių ir nespūdinių viršutinių sluoksnių visuma, lemianti paviršinių teršalų sklaidos požemyje ypatumus.

ĮVADAS

Temos aktualumas

Dėl sistemoje vanduo-uoliena vykstančių sorbcijos, kristalizacijos, atskiedimo, katijonų mainų procesų susidaro sąlygos, kurios geochemiškai užkerta kelią teršiančių medžiagų migracijai. Anijonai, katijonai, molekulės požeminiame vandenyje gali migruoti kaip paprastieji jonai arba jų kompleksai. Vienas hidrocheminis komponentas gali sudaryti nemažai migracinių formų, kurių pusiausvyra jautri aplinkos pokyčiams (Diliūnas ir kt., 2009; Appelo, Postma, 2005). Šie hidrocheminių komponentų junginiai požeminiame vandenyje turi skirtingus termodinaminius parametrus, kurie nulemia jų pasiskirstymą ir migracijos galimybes (Appelo, Postma, 2005). Požeminio vandens taršos prognozavimas praktiškai neįvertinus sudėtingų fizikinių-cheminių procesų.

Ekologinio sąmoningumo trūkumas ir ekonominės priežastys nulėmė, kad šiuo metu tiek Lietuvoje, tiek pasaulyje yra daugybė sąvartynų, įrengtų nesilaikant aplinkosaugos reikalavimų. Tokie sąvartynai, būdami koncentruoti teršalų šaltiniai, kelia potencialią grėsmę požeminio vandens saugumui, bet tuo pačiu yra palankus tyrimo objektas, siekiant įvertinti požeminio vandens savivalos procesų dėsningumus.

Svarbiausias požeminio vandens cheminės sudėties formavimo veiksnys sąvartynų aplinkoje yra filtratas, kuris, veikiamas gravitacinės jėgos, juda link gruntinio vandens lygio. Pasiekęs jį, juda su požeminio vandens srautu (Fetter, 1999). Tai lemia skirtingo užterštumo hidrocheminių zonų formavimąsi požeminio vandens migracijos kryptimi. Tai yra, ten vyksta savaiminis savivalos procesas (Christensen ir kt., 2001; Abu-Rukah, Al-Kofahi, 2001).

Sąvartyno poveikio areale bendru atveju galima išskirti tris hidrochemines zonas – intensyviausiai teršiamą, teršiamą ir mažiausiai teršiamą. Intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos hidrocheminė sudėtis yra labiausiai paveikta sąvartyno filtrato, jai būdingos didžiausios bendrosios mineralizacijos, organinių medžiagų, sunkiųjų metalų

koncentracijos. Todėl ši taršos zona yra tinkamas objektas sąvartynų užterštumo lygiui vertinti.

Šiuo metu pasaulyje yra atliekama daugybė tyrimų, susijusių su teršalų sklaidos problemomis sąvartynų aplinkoje. Daugelis autorių akcentuoja sąvartynų heterogeniškumą atliekų tūrio, sąvartos dydžio, filtrato ir požeminio vandens užterštumo atžvilgiu. Nepaisant to, tyrimų, susijusių su sąvartynų teršalų sklaidą nulemiančių minėtų rodiklių reikšmių įvairove ir jų tipizavimu, praktiškai nėra. Taip pat pastebėta, kad atliekant taršos sklaidos lyginamąją analizę skirtingomis hidrogeologinėmis sąlygomis įrengtuose sąvartynuose tyrimams pasirenkami skirtingas charakteristikas turintys sąvartynai. Tokiu atveju nustatomi taršos sklaidos dėsningumai gali būti netikslūs.

Disertaciniame darbe analizuojama taršos sklaidą sąvartynuose nulemiančių rodiklių įvairovė, siekiant išskirti šiems rodikliams būdingas tipines grupes ir nustatyti tipinių sąvartynų parinkimo galimybes. Naudojant termodinaminį modelį nustatytos hidrocheminių komponentų migracinės formos skirtingai teršiamose gruntinio vandens zonose leis įvertinti taršos sklaidos tendencijas sąvartynuose, įrengtuose skirtingose hidrogeologinėse sistemose. Tyrimų rezultatai turėtų būti aktualūs gamtosauginių ir inžinerinių sričių specialistams, mokslininkams.

Darbo tikslas – atlikti uždarytų ir neuždarytų nebeveikiančių komunalinių atliekų sąvartynų klasifikavimą ir skirtingose hidrogeologinėse sistemose įrengtuose tipiniuose sąvartynuose įvertinti požeminio vandens cheminės sudėties kaitos dėsningumus filtruojantis komunalinių atliekų sąvartynų teršalams.

Darbo uždaviniai:

1. Nustatyti uždarytiems ir neuždarytiems nebeveikiantiems komunalinių atliekų sąvartynams būdingus hidrogeologinių sistemų, atliekų tūrio ir intensyviausiai teršiamų gruntinio vandens zonų hidrocheminių charakteristikų tipus.

2. Sudaryti sąvartynų klasifikavimo žemėlapi ir įvertinti tipinių sąvartynų, įrengtų skirtingose hidrogeologinėse sistemose, parinkimo galimybes taršos sklaidos gruntiniame vandenyje analizei.
3. Tipinių sąvartynų, įrengtų skirtingose hidrogeologinėse sistemose, gruntiniame vandenyje išskirti skirtingo lygmens sąvartynų poveikio zonas ir nustatyti atstumus, kuriuose dar išlieka sąvartynų poveikis gruntiniam vandeniui.
4. Tipiniuose sąvartynuose, įrengtuose skirtingose hidrogeologinėse sistemose, įvertinti hidrocheminių komponentų migracinių formų ir gruntinio vandens įsotinimo mineralais kaitos tendencijas vykstant užteršto gruntinio vandens filtracijos procesui.

Ginamieji teiginiai:

1. Sąvartynai yra įrengti neatsižvelgiant į hidrogeologinės sistemos, lemiančios teršalų sklaidą gruntiniame vandenyje, tipą. Sąvartynams būdinga didelė atliekų tūrio ir produkuojamos taršos sklaidos gruntiniame vandenyje hidrocheminių charakteristikų įvairovė.
2. Sudarytas sąvartynų klasifikavimo žemėlapis kiekvienoje išskirtoje hidrogeologinėje sistemoje leidžia lengviau pasirinkti panašaus atliekų tūrio sąvartynus su panašiomis intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos hidrocheminėmis charakteristikomis.
3. Atstumas, kuriame dar išlieka sąvartynų taršos poveikis gruntiniam vandeniui, didėjant vandeningo sluoksnio uždaramui, trumpėja.
4. Mažėjant sąvartynų taršos sklaidos intensyvumui gruntiniame vandenyje vyksta karbonatinės pusiausvyros poslinkis karbonatų iškritimo kryptimi, pasireiškiantis kalcio, magnio, mangano, nikelio ir švino karbonatinių migracinių formų procentinės dalies mažėjimu, šių hidrocheminių komponentų joninių migracinių formų procentinės dalies didėjimu ir gruntinio vandens įsotinimo karbonatiniais mineralais mažėjimu. Atvirose hidrogeologinėse sistemose migracinių formų procentinių dalių pokyčiai mažiausi.

5. Mažėjant sąvartynų taršos sklaidos intensyvumui gruntiniame vandenyje mažėja chloridų koncentracija, lemianti kadmio chloridinių migracinių formų procentinės dalies mažėjimą ir kadmio joninių migracinių formų didėjimą. Atvirose hidrogeologinėse sistemose migracinių formų procentinių dalių pokyčiai didžiausi.
6. Mažėjant sąvartynų taršos sklaidos intensyvumui gruntiniame vandenyje vyksta sulfatų redukcijos procesai, mažinantys kalcio, magnio, mangano, švino, nikelio sulfatinių migracinių formų procentines dalis. Atvirose, pusiau atvirose ir uždaroje hidrogeologinėse sistemose sulfatinių migracinių formų procentinių dalių pokytis labai mažas ir tarpusavyje panašus.

Mokslinis naujumas. Pirmą kartą Lietuvoje atliktas komunalinių atliekų sąvartynų klasifikavimas pagal sąvartynų aplinkoje vyraujančią hidrogeologinės sistemos tipą, atliekų tūrį ir intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos hidrochemines charakteristikas. Parengta tipinių sąvartynų išskyrimo metodika. Taip pat pirmą kartą nustatyti taršos sklaidos dėsniumai skirtingose hidrogeologinėse sistemose įrengtuose sąvartynuose, turinčiuose panašias hidrochemines ir atliekų tūrio charakteristikas.

Praktinė darbo reikšmė. Klasifikavimui reikia didelės imties reprezentatyvios ir patikimos pradinių duomenų informacijos, tačiau duomenų grupavimas turėtų palengvinti išsirinkti tipinius sąvartynus, įrengtus skirtingose hidrogeologinėse sistemose. Sudarytas Lietuvos sąvartynų klasifikavimo žemėlapis gali būti naudingas įvertinant konkrečios vietos tinkamumą sąvartynams įrengti. Darbe yra pateikiamas klasterinės analizės praktinis pritaikymas, kuris gali būti naudojamas kaip pavyzdys labai skirtingiems duomenims susisteminti. Tyrimo metu atskleisti sąvartynų hidrogeologinėje aplinkoje vykstantys fizikiniai-cheminiai procesai, keičiantys gruntinio vandens cheminę sudėtį, apskaičiuotos hidrocheminių komponentų migracinės formos, gruntinio vandens polinkis tirpinti arba nusodinti atskirus mineralus skirtingose hidrogeologinėse sistemose ir taršos zonose. Šie duomenys gali būti

panaudojami sąvartynų, įrengiamų panašiose hidrogeologinėse sistemose, taršos sklaidai požeminiame vandenyje prognozuoti. Taip pat gauti tyrimo rezultatai palengvina taršos sklaidos ribojimo ir prevencijos priemonių parinkimą.

Darbo aprobavimas. Darbo tema paskelbti ir publikuoti 4 moksliniai straipsniai. Darbo metu gauti rezultatai buvo pristatyti 3 tarptautinėse ir 2 nacionalinėse mokslinėse konferencijose. Išsamus publikacijų ir pranešimų sąrašas pateiktas 99 puslapyje.

Darbo struktūra. Disertaciją sudaro įvadas, keturi skyriai, rezultatų išvados, literatūros sąrašas, autorės publikacijų sąrašas, priedai. Viso darbo apimtis 112 puslapių. Tekste panaudota numeruotų 12 formulių, 32 paveikslai ir 14 lentelių. Darbe cituojami 105 literatūros šaltiniai.

Padėka. Noriu išreikšti nuoširdžią padėką mokslinio darbo vadovui dr. Arūnui Jurevičiui (GTC) už konsultacijas neskaičiuojant darbo valandų, už vertingus patarimus ir metodines rekomendacijas. Už konsultacijas, prieigą prie disertaciniam darbui reikalingų duomenų, dėkoju mokslinio darbo konsultantei dr. Jurgai Arustienei (LGT). Taip pat dėkoju Danutei Karvelienei (GTC) už palaikymą ir techninę pagalbą ruošiant disertacinį darbą. Už konsultacijas rengiant sąvartynų klasifikavimo žemėlapią dėkoju Neringai Mačiulevičiūtei-Turlienei (VU GMF kartografijos centras). Už pagalbą įsisavinant matematinės statistikos metodus esu dėkinga Audriui Indriulioniui (GTC). Už pirminį darbo recenzavimą ir vertingas pastabas dėkoju dr. Rimantei Zinkutei (GTC) ir prof. habil. dr. Jonui Mažeikai (GTC). Taip pat nuoširdžiai dėkoju vyrui Aurimui bei kitiems artimiesiems už palaikymą, kantrybę ir tikėjimą šio darbo reikšmingumu.

1. LITERATŪROS APŽVALGA

1.1. Požeminio vandens taršą sąvartynų aplinkoje nulemiančios priežastys

Nepaisant didėjančio aplinkosauginio sąmoningumo, perdirbamų ar deginamų atliekų kiekio, atliekų šalinimas kuriant sąvartynus daugelyje šalių išlieka labiausiai naudojamas metodas (Awaz, 2015; Ashraf ir kt., 2013). Visoje Europos Sąjungoje komunalinių atliekų, šalinamų sąvartynuose, lyginant 2000 ir 2015 metus, sumažėjo 10–50% (EUROSTAT, 2015). Tačiau tokiose šalyse kaip Bulgarija, Kroatija, Lietuva, Latvija, Turkija vis dar daugiau nei 80% atliekų šalinama sąvartynuose (EUROSTAT, 2015). Statistiniais skaičiavimais nustatyta, kad Europoje yra apie 150 000–500 000 uždarytų ir vis dar veikiančių komunalinių atliekų sąvartynų, kurių vidutinis dydis siekia apie 8000 m² ir talpinančių apie 30–50 milijardų m³ atliekų (Wagner, Raymond, 2015; Jones ir kt., 2013; Guerrero ir kt., 2013; Krook ir kt., 2012).

Komunalinių atliekų sąvartynams būdinga didelė atliekų įvairovė. Sąvartyno amžius ir atliekų kaupimo viduje vykstantys fizikiniai-cheminiai procesai sukuria kompleksinės sudėties filtratą, kurį sudaro keturios teršalų grupės: 1) ištirpusi organinė medžiaga; 2) neorganiniai makrokomponentai; 3) sunkieji metalai; 4) naftos angliavandeniliai (Bjerg ir kt., 2011; Christensen ir kt., 2001; Mukherjee ir kt., 2014; Barella ir kt., 2013; Kjeldsen ir kt., 2002; Longe, Enekwechi, 2007). Su šiomis 4 teršalų grupėmis ir susiję požeminio vandens sklaidos ir savivalos procesų tyrimai. Filtrato kiekis labiausiai priklauso nuo sąvartos tūrio, meteorologinių ir hidrogeologinių veiksnių bei sąvartyno kaptazo veiksmingumo. Reikšmingas yra ir atliekų drėgmės kiekis, laidumas, tankis, dalelių dydis ir sąvartyno dangos tipas (El-Fadel ir kt., 1997). Didesni filtrato kiekiai susidaro didelio drėgnumo teritorijose, kur vyrauja didelis kritulių kiekis, nuotėkis ir aukštas gruntinio vandens lygis (Longe, Enekwechi, 2007). Pastarosios sąlygos yra ir Lietuvoje, kur metinis kritulių kiekis yra 530–930 m³, gruntinis nuotėkis – 0,4–5,0 l/s km² ir vyraujantis gruntinio vandens gylis – 1–20 m (Grigelis ir kt., 1994; Diliūnas ir kt., 2010).

Fizikiniai, cheminiai ir biologiniai procesai nulemia filtrato ilgalaikį poveikį hidrogeologinei aplinkai (Talalaj, 2014; Cossu ir kt., 2003; Pivato, Raga, 2006; Ashraf ir kt., 2013).

Pavojingiausi teršalai filtrato paveiktose gruntinio vandens zonose – chloridai, amonis ir nitratai, geležis, kurių koncentracijos laidžiose, smėlingose nuogulose dažnai viršija leistinus normatyvus (Lee ir kt., 2007; Şimşek ir kt., 2008; Assmuth, Strandberg, 1993). Mažai laidžiose nuogulose hidrocheminių komponentų pavojingumas aplinkai yra daug mažesnis (Milosevic ir kt., 2012; Thomsen ir kt., 2012; Cartwright ir kt., 1977; Bellezoni ir kt., 2014; Assmuth, Strandberg, 1993). Longe'as ir Enekwechi, tirdami sunkiųjų metalų sklaidą, nustatė, kad filtrate rastos ir higienos normatyvą viršijo geležies, mangano ir švino koncentracijos. Tuo tarpu požeminiame vandenyje nustatytos vario, cinko, chromo koncentracijos higienos normatyvų neviršijo. Geležies padidintos koncentracijos nustatytos visame analizuojamame filtraciniame sraute (20–750 m nuo sąvartyno) ir aiškios savivalos tendencijos neturėjo. Švino koncentracija filtrate higienos normatyvą viršijo 2 kartus, tačiau požeminiame vandenyje jo neaptikta, tai susiję su molingų nuogulų sorbcinėmis savybėmis (Longe, Enekwechi, 2007).

Darbuose, susijusiuose su natūralia požeminio vandens savivala, pabrėžiama, kad filtrato teršalų sklaidos požeminiame vandenyje galimybės pirmiausia priklauso nuo vandeningo sluoksnio geologinės struktūros, kuri sudaryta iš didelio ir mažo laidumo nuogulų (Bjerg ir kt., 2011). Appelo ir Postma pažymi, kad bet kuris uolienos paviršius vandeningame sluoksnyje ar aeracijos zonoje gali veikti kaip adsorbentas (Appelo, Postma, 2005). Adsorbcinė geba priklauso nuo molio kiekio ($< 2 \mu\text{m}$), molio mineralų, organinės medžiagos kiekio bei oksidų ar hidroksoidų kiekio. Uolienų fazė su dideliu sugerties paviršiumi (uolienų koloidai) adsorbuoja daugiausiai, tai susiję su molio frakcijomis. Tačiau didelį sugerties paviršių sukuria ir rupios dalelės nuogulose, kurios dažnai yra padengtos organine medžiaga ir geležies hidroksidais (Appelo, Postma, 2005). Svarbiausias uolienų koloidų bruožas – tai jų neigiamas elektros krūvis (Mokrik, Mažeika, 2006; Fetter, 1999). Taigi

molingos uolienos sukuria geocheminius barjerus – sulaiko ir transformuoja daugelį vandenyje ištirpusių hidrocheminių komponentų (Cozzarelli ir kt., 2011; Milosevic ir kt., 2012). Didesnis molingų dalelių kiekis aeracijos zonoje ir vandeningame sluoksnyje nulemia mažesnę filtracinę laidumą ir geresnes teršiančių hidrocheminių komponentų sorbcines ir katijonų mainų galimybes (Parameswari, Mudgal, 2013; Ozcoban ir kt., 2013; Gerber ir kt., 2001; Hendry ir kt., 2004). Dėl apsunkintos filtracijos hidrocheminių komponentų koncentracijos filtracijos kryptimi sumažėja nuo keliasdešimt iki kelių šimtų kartų. Vykstant teršalų filtracijai per molingas nuogulas, visiškai saugi filtracija per priemolį 50–55 m, per priemolį 25–30 m, per molį – 1,5 m (Baltrūnas ir kt., 1998). Homogeniniams smėlingiems vandeningiems sluoksniams būdinga greita teršalų migracija, koncentracijų sumažėjimas dėl sorbcinių procesų – nereikšmingas, čia svarbiausias atskiedimo procesas (Bagchi, 1994; Christensen ir kt., 2001). Lee ir kt. pastebi, kad hidrauliniai parametrai turi svarbią reikšmę skirtingomis redukcinėmis sąlygomis, kurios nulemia skirtingas hidrocheminių komponentų, ypač azoto junginių, koncentracijas (Lee ir kt., 2007). Basbergas ir Banksas pabrėžia, kad redukcinės sąlygos ir pH aplinka yra du svarbiausi parametrai, kontroliuojantys tirpalo-uolienos sąveiką hidrogeologinėje aplinkoje (Basberg, Banks, 1998). Taigi apibendrintai galima teigti, kad nuo geologinių sąlygų savybių priklauso teršalų migracinės galimybės ir požeminio vandens savivalos fizikinių-cheminių procesų (sorbcijos, katijonų mainų, kristalizacijos, atskiedimo, redukcinės reakcijos, degradacijos procesai) įtaka teršalų koncentracijų mažėjimui filtraciniame sraute.

Lietuvos autoriai, analizuodami taršos sklaidą skirtingomis hidrogeologinėmis sąlygomis, nustatė, kad sąvartynų, įrengtų smėlingų nuogulų plote, intensyvaus teršimo arealas sudaro apie 20–30 ha, o hidrocheminė pusiausvyra, priklausomai nuo filtracinių gruntų savybių, atsistato už 200–600 m nuo sąvartyno (Juodkazis, Urbanavičiūtė, 2002), Janulevičiaus teigimu – nuo kelių dešimčių ar net šimtų metrų (Janulevičius, 1992). Smėlingose nuogulose įrengtuose sąvartynuose labiausiai pažeidžiama

hidrocheminė gruntinio vandens pusiausvyra. Gėlas kalcio ar kalcio magnio hidrokarbonatinis vanduo tampa mineralizuotu natrio hidrokarbonatinu – chloridiniu (Janulevičius, 1992). Nepalankiausios sąlygos taršai skliti moreninėse lygumose įrengtiems sąvartynams. Šiuose sąvartynuose požeminis vanduo teršiamas netiesiogiai. Juodkazio ir Urbanavičiūtės teigimu, tokiuose sąvartynuose intensyviau gali pasireikšti vertikalioji tarša. Panevėžio sąvartyne, įrengtame moreniniuose priemoliuose, dėl mažos horizontalios filtracijos galimybės, intensyvios taršos arealas sutampa su sąvartyno kontūrais. Atstumas, kuriame dar išlieka sąvartyno poveikis gruntiniam vandeniui, siekia iki 150–200 metrų. Tačiau vertikalė filtracija siekia 20–50 m gylyje slūgsantį Kupiškio-Suosos vandeningąjį sluoksnį (Juodkaxis, Urbanavičiūtė, 2002). Svarbią reikšmę taršos sklaidai turi ir apsauginiai melioracijos grioviai, kurie saugo nuo horizontalios filtracijos ir paviršinio nuotėkio (jei sąvartynas įrengtas ant moreninių nuogulų) (Janulevičius, 1992). Daugelis autorių pabrėžia, kad sąvartynų aplinkoje dažniausiai išsiskiria trys skirtingo užterštumo zonos (Kaminskas ir kt., 2004; Juodkaxis, Urbanavičiūtė, 2002; Jaskėlevičius, Lynikienė, 2009).

1.2. Hidrogeocheminės reakcijos ir jų modelinis vertinimas

Pasaulyje, didėjant antropogeninės taršos mastui ir modernėjant informacinėms technologijoms, požeminio vandens kokybės kaitos prognozavimas, remiantis matematiniais geocheminio modeliavimo metodais, tampa prioritete sritimi. Geocheminiai modeliniai metodai dažniausiai taikomi požeminio vandens išteklių kokybei prognozuoti, taip pat – teršiančių medžiagų transformacijos procesams prognozuoti intensyvios taršos židiniuose (Juodkaxis ir kt., 2011; Gregorauskas, 1999). Pirmosios grupės taršos problemoms spręsti naudojami geomigraciniai modeliai, antrosios grupės – įvairaus sudėtingumo termodinaminiai modeliai (Klimas, Zuzevičius, 1998). Būtent pastarieji modeliai leidžia surasti patikimus atsakymus apie hidrogeocheminių reakcijų poveikį požeminio vandens kokybei (Karmėgam ir kt., 2011). Matematiniais algoritmais sprendžiamos: homogeninės

hidrogeocheminės reakcijos – cheminių komponentų hidrolizė, kompleksų susidarymas, kintamo valentingumo elementų migracinių formų oksidacija ir redukcija bei heterogeninės hidrogeocheminės reakcijos – kietųjų fazių tirpinimas ir kristalizacija, sorbcijos procesai (adsorbcijos, katijonų mainų) (Karmegam ir kt., 2011; Krainov ir kt., 2004). Šios hidrogeocheminės reakcijos yra skirstomos į du tipus: 1. Tai reakcijos, kurios yra grįžtamosios ir gali pasiekti cheminę pusiausvyrą. Hidrogeocheminės sistemos priartėjimo prie pusiausvyrinio būvio laikas trumpesnis arba tapatus su jos formavimosi arba stacionaraus būvio laiku, tuomet hidrogeocheminėms reakcijoms modeliuoti naudojami pusiausvyrinės chemijos termodinaminiai modeliai. 2. Tai reakcijos, kurios yra negrįžtamosios ir vyksta viena kryptimi (Crawford, 1999; Pavlov ir kt., 2008; Dudkin, Sandimirov, 2007). Hidrogeocheminės sistemos įėjimo į pusiausvyrinį būvį laikotarpis yra ilgesnis už pačios hidrogeocheminės sistemos formavimosi laiką. Tokiu atveju, kai pusiausvyriniai termodinamikos metodai neatitinka hidrogeocheminės realybės, būtina naudoti hidrogeocheminių reakcijų kinetinių modelinių vertinimą (Krainov ir kt., 2004; Pavlov ir kt., 2008; Limantseva ir kt., 2006).

Šiuolaikiniai termodinaminiai modeliai sukurti remiantis pusiausvyrinės cheminės termodinamikos principais, laikant, kad hidrogeocheminė sistema evoliucionuos į pusiausvyrinį būvį (Mironenko, Zolotov, 2011). Tačiau natūralioje aplinkoje daug hidrogeocheminių procesų požeminiame vandenyje vyksta lėtai, pusiausvyros nepasiekia. Taigi, kaip ir minėta, šioms reakcijoms spręsti privalo būti naudojami kinetiniai metodai. Aukštesnio lygio termodinaminiai modeliai leidžia atlikti ir kai kurių reakcijų kinetinių modelinių vertinimą. Tačiau nepaistant to, rėmimasis prielaida, kad visos modeliuojamos reakcijos pasieks cheminę pusiausvyrą, daugelio autorių nuomone, yra šių modelių pagrindinis trūkumas (Khanlari, Jalali, 2011) Kinetiniam modeliniam vertinimui vis dar trūksta patikimų eksperimentais nustatytų kinetinių parametrų, todėl jų panaudojimas termodinaminuose modeliuose gana skurdus (Krainov ir kt., 2004). Geocheminiai modeliai daugiausiai skaičiuoja neorganinių ir joninių organinių cheminių komponentų chemines reakcijas

(Belousova, 2006). Geocheminių modelių, kurie skaičiuotų polinių ir nejoninių organinių junginių reakcijas, išvystymas menkas.

Nors termodinaminiai modeliai turi gana reikšmingų trūkumų, jų modeliuojami rezultatai gali būti plačiai pritaikomi požeminio vandens taršos problemoms spręsti. Krainovas teigia, kad termodinaminiai modeliai geriausiai atspindi procesų, vykstančių sistemoje vanduo-uoliena, fizikinę-cheminę esmę (Krainov ir kt., 2004). Šiuose modeliuose neribojamas įskaitomų hidrogeocheminių reakcijų ir komponentų kiekis (Krainov ir kt., 2004; Appelo, Postma, 2005). Patikimiems rezultatams gauti hidrogeocheminių procesų termodinaminio modeliavimo programos turi būtinus termodinaminis parametrus – cheminių reakcijų pusiausvyros konstantas ir hidrogeocheminiuose procesuose dalyvaujančių medžiagų laisvąsias energijas (Krainov ir kt., 2004). Dreveris pabrėžia, kad geocheminių termodinaminių modelių skaičiavimai pakankamai gerai atitinka realybėje vykstančius procesus (Drever, 1997).

Pasaulyje požeminio vandens savivalos procesams tirti labiausiai naudojami PHREEQC, MINTEQA2, EQ6/EQ3, WATEQ4F termodinaminiai matematiniai modeliai (Gueroui ir kt., 2015).

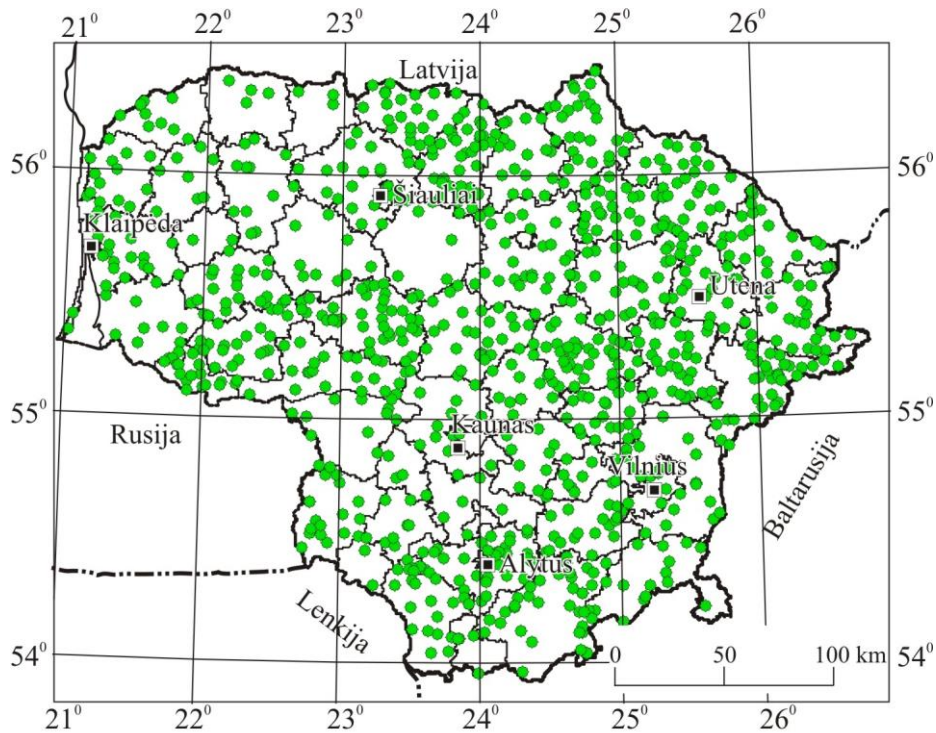
Lietuvoje geriausiai įsisavintos WATERQ4F (Ball, Nordstrom, 1991) ir PHREEQC programos (Parkhurst, 1995). Termodinaminių modelių panaudojimas Lietuvoje apsiriboja prisotinimo laipsnio ir cheminių migracinių formų pasiskirstymo vertinimu. Termodinaminės modeliavimo programos dažniausiai naudojamos kaip papildomas įrankis atliekant filtracinę ir elementarių vandens dalelių modeliavimą. Taip pat naudojant termodinaminę kompiuterinę programą WATERQ4F buvo įvertintos hidrocheminių komponentų egzistavimo požeminiame vandenyje formos ir jų poveikis hidrocheminių komponentų migracijos procesams kvartero gėlame požeminiame vandenyje (Diliūnas ir kt., 2009), nustatytos hidrocheminių komponentų migracinės formos skirtingo užterštumo požeminio vandens zonose Lapių sąvartyne (Kaminskas ir kt., 2004). WATERQ4F ir PHREEQC programomis buvo vertinamas sulfidų formavimasis Klaipėdos I–II

vandenvietėse (Klimas, Mališauskas, 1998). Vilniaus Pagirių vandenvietėje, sprendžiant agresyvių vamzdynų korozijos problemas, WATERQ4F termodinaminis modelis buvo naudotas apskaičiuoti požeminio vandens cheminei sudėčiai, geležies bei mangano migracinėms formoms, prisotinimo indeksui (Klimas, 2005). Štuopis disertaciniame darbe, vertindamas pietryčių Lietuvos kvartero komplekso požeminio vandens išteklių formavimąsi, PHREEQC kompiuterinę programą naudojo požeminio vandens cheminės termodinaminės pusiausvyros su uolienų mineralais hidrocheminei analizei (Štuopis, 2014). PHREEQC programa buvo nustatoma hidrocheminių komponentų migracinių formų pasiskirstymas ir prisotinimas uolienų mineralais geoterminiame vandenyje Klaipėdos geoterminėje jėgainėje (Klimas ir kt., 2010).

2. TYRIMO OBJEKTAI

2.1. Klasifikavimo objektai ir rodikliai

Klasifikavimo objektais pasirinkti 923 uždaryti ir nebeveikiantys neuždaryti komunalinių atliekų sąvartynai. Klasifikuotų sąvartynų situacinis planas pateiktas 1 paveiksle.



1 pav. Uždarytų ir neuždarytų nebeveikiančių komunalinių atliekų sąvartynų situacinis žemėlapis.

Sąvartynai klasifikuoti pagal šiuos rodiklius: 1) hidrogeologines sistemas, kuriose jie yra įrengti; 2) atliekų tūrio dydį; 3) intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos hidrochemines charakteristikas: vandens vidutinę bendrąją mineralizaciją ir vandens klasę pagal vyraujančius anijonus.

Klasifikuojamų sąvartynų kiekis pagal atskirus rodiklius buvo skirtingas, priklausomai nuo turėtos fondinės medžiagos. Pagal pirmąjį rodiklį klasifikuoti visi 923, pagal antrąjį ir trečiąjį rodiklį klasifikuoti 142 komunalinių atliekų sąvartynai.

2.2. Taršos sklaidos gruntiniame vandenyje analizės objektai

Taršos sklaidos analizei pasirinkti trys tipiniai sąvartynai, turinys panašų atliekų tūrį ir panašias hidrochemines gruntinio vandens charakteristikas (2 pav.). Uždarytas Vilniaus m. Kariotiškių sąvartynas yra Rykantų kaime, Lentvario seniūnijoje (Trakų r. sav.). Sąvartyno eksploatacijos laikotarpis apima apie 20 metų (1 lent.). Pagrindinės teršimo vietos – sąvartyno atliekų kaupis ir dumblo saugojimo vieta (3 pav.). Sąvartyno kaupė susidaręs filtratas yra surenkamas 2-uose filtrato rezervuaruose. Sąvartyno dugnas neizoliuotas, dalis susidariusio filtrato patenka į aeracijos zonos gruntą.



2 pav. Tipinių sąvartynų situacinis planas.

Uždarytas Alytaus sąvartynas yra Takniškių kaime, Alovės seniūnijoje (Alytaus r. sav.) (2 pav.). Sąvartyno eksploatacijos laikotarpis apima apie 27 metus. Sąvartyno dugnas neizoliuotas (1 lent.). Pagrindinė teršimo vieta – sąvartyno atliekų kaupis. Šalia senojo Alytaus miesto sąvartyno 2008 metais buvo baigtas įrengti ir pradėtas eksploatuoti sąvartynų įrengimo,

eksploatavimo, uždarymo ir priežiūros po uždarymo taisykles atitinkantis Alytaus regioninis sąvartynas (3 pav.).

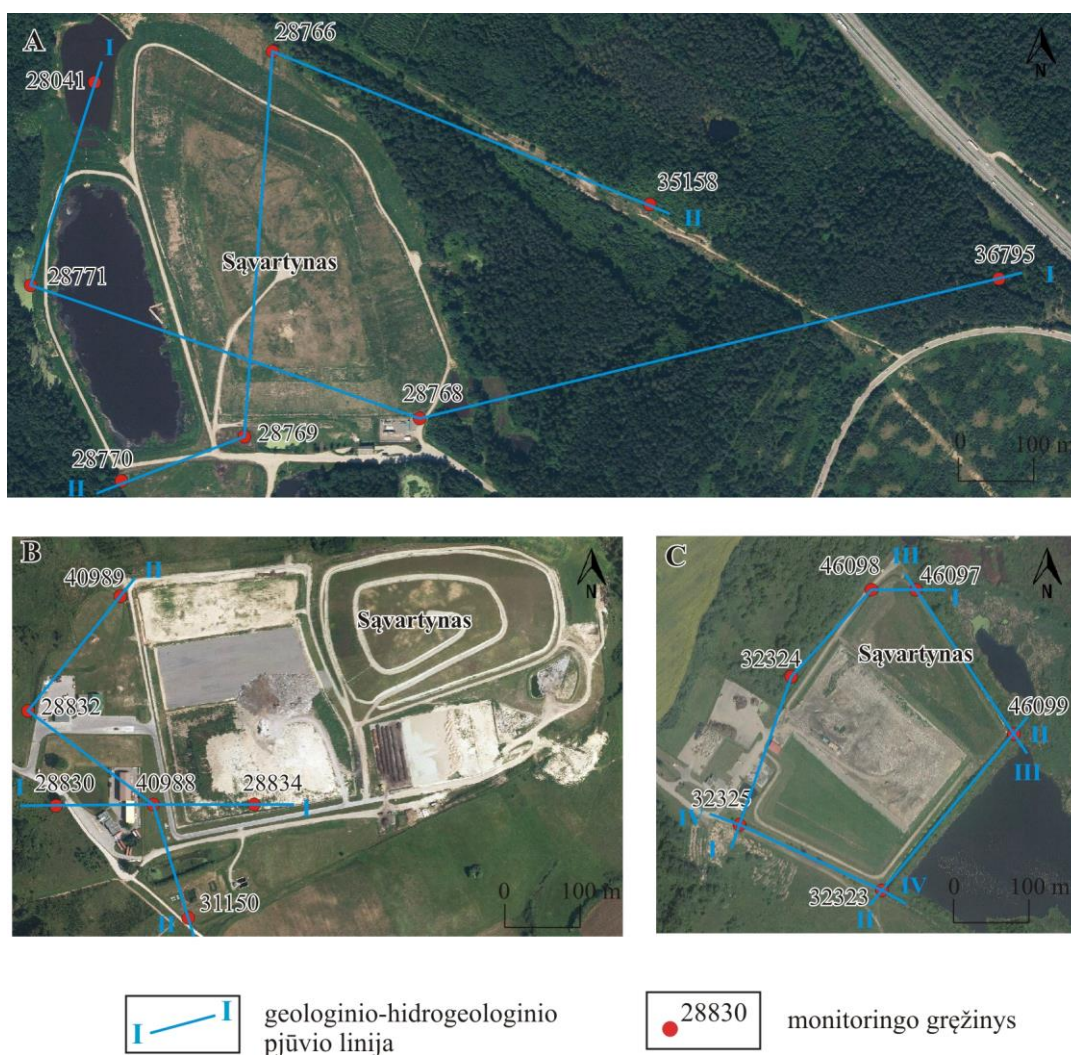
Uždarytas Zabieliškio sąvartynas yra Zabieliškio kaime, Pelėdnagių seniūnijoje (Kėdainių r. sav.) (2 pav.). Sąvartyno eksploatacijos laikotarpis apima apie 10 metų (1 lent.). Pagrindinė teršimo vieta – sąvartyno atliekų kaupas. Sąvartyno dugnas neizoliuotas, susidaręs filtratas patenka į aeracijos zonos gruntą. Uždarius senąjį Zabieliškio sąvartyną, šalia jo 2009 metais pradėjo veikti regioninis, sąvartynų įrengimo, eksploatavimo, uždarymo ir priežiūros po uždarymo taisykles atitinkantis sąvartynas (3 pav.).

1 lentelė. Tipinių sąvartynų bendroji charakteristika.

Sąvartynas	Kariotiškių	Alytaus	Zabieliškio
Panaudojimo būklė	Uždarytas	Uždarytas	Uždarytas
Koordinatės	501098; 6123607	561865; 6064882	508100; 6031729
Eksploatacijos laikotarpis	1987–2007	1985–2012	2000–2009
Monitoringo laikotarpis	nuo 2000	nuo 1997	nuo 2000
Gręžinių gylis	22,3–47,2	3,0–21,0	2,8–5,45
Dugno izoliacija	nėra	nėra	Nėra

Geologinės ir hidrogeologinės sąlygos

Tyrimui pasirinkti sąvartynai įrengti ten, kur geologinės-hidrogeologinės sąlygos turi skirtingą buferiškumą teršalų filtracijos ir teršalų sklaidos aspektu. Geologines ir hidrogeologines sąlygas charakterizuojantys pjūviai pateikti disertacinio darbo 1–6 prieduose. Sąvartynų planai ir pjūvių linijos pavaizduotos 3 paveiksle. Pjūvių sudarymo metodika aprašyta disertacinio darbo metodologijos skyruje.



3 pav. Kariotiškių (A), Alytaus (B) ir Zabieliškio (C) sąvartynų planai ir hidrogeologinių pjūvių linijos.

Kariotiškių sąvartynas. Kariotiškių sąvartyno teritorijoje gruntinį vandenį talpina apatinė Grūdės svitos fliuvioglacialinių nuogulų dalis – įvairus žvirgždingas smėlis bei Žemaitijos ledynmečio limnoglacialinių nuogulų

sluoksnis – smulkus, dulkingas smėlis (1 priedas). Gruntinio vandens srautas nuo sąvartyno nukreiptas šiaurės rytų kryptimi link regioninės gruntinio vandens iškrovos srities – Neries upės. Iki jos nuo sąvartyno yra apie 2,5 km. Gruntinis vandeningasis sluoksnis sąvartyno teritorijoje yra sąlyginai apsaugotas nuo galimos taršos 2–4 m storio moreninio priemolio sluoksniu. Be to, galimą teršalų patekimą stabdo pakankamai stora (20 m storio) aeracijos zona (Abromavičiūtė, Šeirys, 2000). Artimiausios aprašomam sąvartynui vandenvietės yra Trakų miesto I ir II (Varnikų) vandenvietės, esančios maždaug už 8 km į pietus nuo sąvartyno. Trakų I-oje vandenvietėje eksploatuojamas Medininkų-Žemaitijos vandeningasis sluoksnis, slūgsantis 20–60 m gylyje. Trakų II-oji vandenvietė neeksploatuojama. Atsižvelgiant į tai, jog regioninė požeminio vandens filtracijos kryptis nuo sąvartyno yra į šiaurės rytus link Neries upės, sąvartynas neigiamo poveikio minėtose vandenvietėse eksploatuojamo požeminio vandens kokybei nekelia (Abromavičiūtė, Šeirys, 2000).

Alytaus sąvartynas. Didžioji buitinių atliekų ploto dalis yra tiesiog ant fliuvioglacialinės kilmės smulkiagrūdžio ir itin smulkiagrūdžio smėlio sluoksnių (2–3 priedai). Sąvartyno pakraščiuose, ypač vakarinėje jo dalyje, vyrauja pakraštinės moreninės nuogulos – priemolis arba priemolis su žvirgždu ir retais smėlio lėšiais. Teritorijos geologinio pjūvio viršutinei daliai charakteringa, kad smėlingos fliuvioglacialinės nuogulos yra suformavusios kalvas, nuo kurių einant žemyn smėlingas nuogulas keičia moreninis priemolis (Kriščiūnas, 2001). Gruntinį vandenį talpina holoceno (balų ir aliuvinės) ir viršutinio pleistoceno fliuvioglacialinės nuogulos bei išdūlėjusi viršutinė moreninių nuogulų dalis (2–3 priedai). Gruntinio vandeningo sluoksnio storis nedidelis ir retai kada viršija 10 m. Gruntinio vandens srauto pagrindinė tėkmės kryptis yra iš rytų į vakarus, link regioninės iškrovos srities – Nemuno upės (Kriščiūnas, 2001). Aeracijos zonoje daugiausia slūgso smulkus arba itin smulkus smėlis, viršutinės dalies geologiniame pjūvyje nėra vandensparų, stabdančių filtrato migraciją (Kriščiūnas, 2001). Gruntinis vandeningas horizontas hidraulinio ryšio su žemiau esančiais tarpmoreniniais vandeningais

horizontalais neturi, nes nuo jų atskirtas gana storomis (po 20 ir daugiau metrų) moreninio priemolio vandensparomis, gana patikimai apsaugančiomis požeminį vandenį nuo taršos (Kriščiūnas, 2001).

Zabielišio sąvartynas. Sąvartyno apylinkių geologinį pjūvį daugiausia sudaro moreniniai priemoliai ir priesmėliai (4–6 priedai). Vietomis esama limnoglacialinių smulkių smėlio tarpsluoksnių, susiklosčiusių prieledyninėse mariose. Tokių smėlingų intarpų paplitimas fiksuojamas tiek horizontalia, tiek vertikalia kryptimi (Baliukas, 2014). Lokalius smėlingesnių, vandeniui laidesnių kvartero nuogulų plotus išryškino ir geofiziniai tyrimai. Tai viršutiniojo Nemuno ledynmečio tarpstadialų prieledyninių marių nuosėdos. Kvartero storymės viršuje smėlyje, durpėse bei priemolio paviršiaus plyšiuose yra susikaupęs gruntinis vanduo. Sąvartyno prieigose galimi ir lokalūs žemapelkių durpių ploteliai (Baliukas, 2014). Pagrindinė grūntinės tėkmės dalis nukreipta į šiaurės vakarus, Nevėžio pusėn. Nedidelė tėkmės dalis drenuojasi į pietus link ten esančio upelio. Smulkiems smėliams būdingos filtracijos koeficiento reikšmės neviršija 0,5 m/d, priesmėliams ir priemoliams – 10^{-4} – 10^{-5} m/d. Ankstesniais tyrimais konstatuoti menki monitoringo tinklo gręžinių debitai, kurie tesiekė 0,4 m³/d. Gruntinis vanduo yra mažai laidžiose uolienose, tad susidaro palankios sąlygos teršiančioms medžiagoms kauptis. Giliau po kvartero moreniniais dariniais slūgso devono karbonatinės ir terigeninės uolienos (Baliukas, 2014).

3. TYRIMO METODOLOGIJA

3.1. Sąvartynų klasifikavimo rodiklių duomenys ir metodai

Sąvartynų padėties duomenys

Uždarytų ir neuždarytų nebeveikiančių komunalinių atliekų sąvartynų vietos buvo nustatytos pagal koordinates, kurios kartu su kitais sąvartynų inventorizavimo duomenimis yra kaupiamos Lietuvos geologijos tarnyboje nuo 1998 metų (Lietuvos geologijos tarnyba, 2015).

Hidrogeologinių sistemų, kuriose yra įrengti komunalinių atliekų sąvartynai, nustatymas

Hidrogeologinių sistemų tipai, kuriuose įrengti sąvartynai, buvo nustatyti remiantis aktyviosios požeminio vandens apytakos zonos pažeidžiamumo žemėlapiu (Baltrūnas ir kt., 1998). Tokio pobūdžio žemėlapiai dažnai naudojami kaip metodinė priemonė vertinti antropogeninės taršos pavojingumą požeminiam vandeniui (Kazakis, Voudouris, 2015). Žemėlapiai paremti idėja, kad dalis geologinių nuogulų, priklausomai nuo jų filtracinių parametrų, yra palankesnės požeminio vandens taršai negu kitos. Juose analizuojama teritorija suskirstyta rajonais, charakterizuojančiais skirtingą hidrogeologinių sistemų uždarumą (Duarte ir kt., 2015). Naudojant MapInfo 9.0 programinę įrangą, aktyviosios požeminio vandens apytakos zonos pažeidžiamumo žemėlapis buvo adaptuotas Lietuvoje naudojamai LKS-94 koordinačių sistemai. Pagal turimas sąvartynų koordinates, žemėlapyje nustatytos sąvartynų įrengimo vietos su joms būdingomis geologinėmis ir hidrogeologinėmis sąlygomis.

Sąvartynų atliekų tūrio nustatymas

Sąvartynų atliekų tūrio skaičiavimai buvo atliekami pagal nupjautinės piramidės tūrio formulę (3.1), kurios dedamosios buvo gautos įvertinant sąvartyno įrengimo aplinkos (natūralaus reljefo arba karjero) matmenų parametrus. Matmenys įvertinti naudojantis Lietuvos erdvinės informacijos portalo teikiamomis paslaugomis (Lietuvos erdvinės informacijos portalas, 2015).

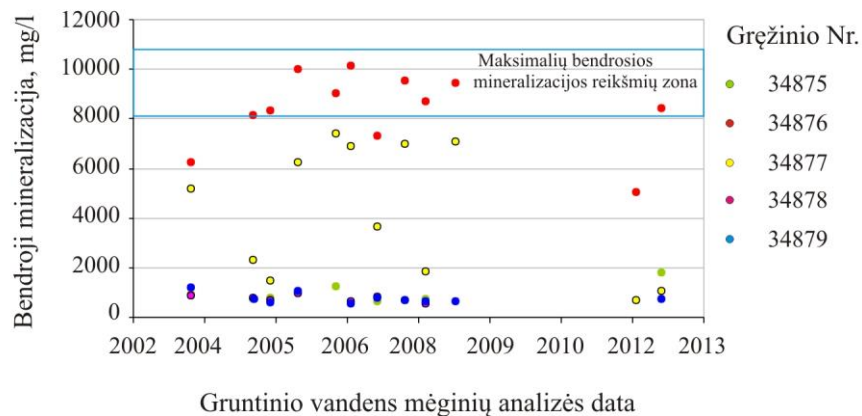
$$V_{\text{vid}} = \frac{1}{3} H_{\text{vid}} \left(S_{\text{pagr}} + S_{\text{virš}} + \sqrt{S_{\text{pagr}} \cdot S_{\text{virš}}} \right) \quad (3.1)$$

čia V_{vid} – vidutinis atliekų tūris; S_{pagr} – sąvartyno pagrindo plotas; $S_{\text{virš}}$ – viršaus plotas; H_{vid} – sąvartyno vidutinis aukštis (Sokolovas, 2005).

Atliekų tūrio klasifikacijai naudotas hierarchinės klasterinės analizės algoritmas.

Sąvartynų intensyviausiai teršiamų gruntinio vandens zonų hidrocheminių charakteristikų nustatymas

Hydrocheminiai duomenys ir jų apimtys. Tyrimui panaudoti 142 sąvartynuose 1997–2013 m. atlikto požeminio vandens monitoringo hidrocheminių analizių duomenys (Lietuvos geologijos tarnyba, 2015). Intensyviausiai teršiamai gruntinio vandens zonai charakterizuoti buvo sudaryti bendrosios mineralizacijos reikšmių pasiskirstymo sąvartynų gręžiniuose grafikai ir atrinktos analizės su maksimaliomis bendrosios mineralizacijos reikšmėmis (4 pav.).



4 pav. Intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos nustatymas pagal maksimalias bendrosios mineralizacijos koncentracijas.

Tyrimui panaudotą duomenų imtį iš viso sudarė 320 analizės. Hidrocheminių analizių patikimumas vertintas elektrinio neutralumo principu (3.2). Hidrocheminių analizių rezultatai laikyti patikimais, jei elektrinio neutralumo paklaida buvo $\pm 5\%$ ribose (Appelo, Postma, 2005).

$$E.N.(%) = \frac{\sum katijonai - \sum anijonai}{\sum katijonai + \sum anijonai} \times 100\% \quad (3.2)$$

čia $E.N.$ – elektrinis neutralumas, %; $\Sigma katijonai$ ir $\Sigma anijonai$ – atitinkamai katijonų ir anijonų suma.

Kitame etape buvo apskaičiuotos atrinktų analizių hidrocheminių komponentų (pH, Eh, CO₂, bendros mineralizacijos, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, NO₂⁻, ChDS_{Mn}, Pb, Cd, Ni, Cr, Zn) vidutinės koncentracijos.

Gauti rezultatai panaudoti: 1) intensyviausiai teršiamoms gruntinio vandens zonoms būdingoms vandens klasėms pagal vyraujančius anijonus nustatyti ir klasifikuoti; 2) intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonoje vyraujančioms bendros mineralizacijos vidutinėms reikšmėms klasifikuoti; 3) bendros mineralizacijos klasifikacinių grupių gruntinio vandens cheminiam pažeistumui vertinti ir vyraujančioms vandens klasėms pagal anijonus ir katijonus nustatyti.

Vandens klasių pagal vyraujančius anijonus nustatymas ir klasifikavimo metodai. Siekiant nustatyti intensyviausiai teršiamų gruntinio vandens zonų vandens klases, anijonų (HCO₃⁻, SO₄²⁻, Cl⁻, NO₃⁻, NO₂⁻) koncentracijos buvo išreikštos procentine ekvivalentine forma (% ekv.). Pagal gautą procentinių dalių dydį apibrėžta vandens klasė. Į vandens klasės išraišką įrašyti tik tie jonai, kurių procentinės ekvivalentinės dalys viršijo 20% ekv. vertę (Appelo, Postma, 2005). Vandens klasių klasifikacinės grupės išskirtos pagal faktinėse vandens klasėse vyraujančius anijonus.

Bendros mineralizacijos vidutinių reikšmių klasifikavimo metodai ir išskirtų klasifikacinių grupių gruntinio vandens cheminio pažeistumo vertinimas. Intensyviausiai teršiamų gruntinio vandens zonų vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės klasifikuotos naudojant hierarchinės klasterinės analizės algoritmą. Klasifikacinių grupių gruntinio vandens cheminiam pažeistumui ir taršos intensyvumui vertinti naudotas suminio užterštumo rodiklis Z_v (3.3–3.4) (Baltrūnas, 2004).

$$Z_v = \sum K_k - (n-1) \quad (3.3)$$

$$K_k = \frac{C_i}{C_f} \quad (3.4)$$

čia Z_v – suminio užterštumo rodiklis; K_k – koncentracijos koeficientas; C_i – faktinė hidrocheminio komponento koncentracija; C_f – foninė hidrocheminio komponento koncentracija; n – hidrocheminių komponentų skaičius.

Apskaičiuoti bendrųjų ($Z_{v\text{bendr}}$) hidrocheminių komponentų (HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), biogeninių ($Z_{v\text{biog}}$) hidrocheminių komponentų (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) ir sunkiųjų metalų ($Z_{v\text{metal}}$) (Pb , Cd , Ni , Cr , Zn) suminio užterštumo rodikliai. Skaičiavimui naudotos gruntinio vandens cheminės sudėties foninės reikšmės būdingos smėlingoms ir molingoms vandeningojo sluoksnio nuoguloms (Baltrūnas, 2004). Atvirose (A-P) ir pusiau atvirose (PA-S) hidrogeologinėse sistemose (labiau smėlingose) įrengtų sąvartynų hidrocheminiai duomenys lyginti su foninėmis reikšmėmis, kurios būdingos fluvio-glacialinių nuogulų (f III) gruntiniam vandeniui. Pusiau uždaroje (PU-S) ir uždaroje (U-LS) hidrogeologinėse sistemose (labiau molingose) – su foninėmis reikšmėmis, kurios būdingos glacialinių nuogulų (g III) gruntiniam vandeniui.

Klasifikacinių bendros mineralizacijos grupių gruntinio vandens klasėms pagal vyraujančius anijonus ir katijonus nustatyti naudotos Piperio diagramos. Jos sudarytos naudojant GW Chart grafinę programą (versija 1.29.0.0).

Tipinių sąvartynų nustatymas

Tipiniams sąvartynams parinkti buvo sudarytas sąvartynų klasifikavimo žemėlapis. Žemėlapis sudarytas 1:1 000 000 masteliu, naudojant MapInfo 9.0 programinę įrangą. Atitinkama simbolika žemėlapyje buvo pavaizduoti kiekvienam sąvartynui būdingi klasifikavimo rodikliai. Hidrogeologinių sistemų rajonai pažymėti atitinkama žemėlapiu plotų spalva. Rajonų riboms išvesti naudotas aktyviosios požeminio vandens apytakos zonos pažeidžiamumo žemėlapis (Baltrūnas ir kt., 1998). Atliekų tūrio dydis proporcingai pažymėtas sutartinio ženklo dydžiu. Intensyviausiai teršiamoms

gruntinio vandens zonoms būdingos bendros mineralizacijos grupės pažymėtos atitinkamu spalvos intensyvumu. Sutartinio ženklo apvadu pažymėtos gruntinio vandens klasės pagal vyraujančius anijonus grupės.

Žemėlapyje vaizduojami 923 sąvartynai. Kadangi pagal intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos hidrochemines charakteristikas buvo tipizuoti 142 sąvartynai, likusieji 781 sąvartynas atitinkamu ženklu pažymėti kaip sąvartynai, klasifikuoti tik pagal hidrogeologinės sistemos tipą.

Hierarchinės klasterinės analizės algoritmas

Hierarchinė klasterinė analizė yra patikimas ir dažnai naudojamas metodas hidrocheminių duomenų sintezei (Singh ir kt., 2008; Thakur ir kt., 2015; Vasantkavigar ir kt., 2013). Naudojant šį algoritmą, sąvartynai yra suskirstomi taip, kad analizuojami kintamieji klasterių viduje būtų kuo panašesni, o tarp klasterių parodytų kuo didesnius skirtumus. Naudotos standartizuotos hidrocheminių kintamųjų koncentracijų reikšmės. Klasterizavimo proceso rezultatai pateikti grafiku, kuris vadinamas dendrograma. Panašumui tarp objektų vertinti buvo naudojamas metrinis atstumo (skirtingumo) matas – Euklido metrika (3.5), klasterių panašumo vertinimui – Ward's metodas (3.6). Pastarųjų metodų taikymas labiausiai atspindėjo hidrocheminės įvairovės skirtumus sąvartynuose. Klasterinei analizei atlikti naudota XLSTAT programa, versija 2015.1.

$$D(X, Y) = \sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - y_i)^2} \quad (3.5)$$

$$d(U, V) = \left\| \bar{U} - \bar{V} \right\|^2 / (1/n_U + 1/n_V) \quad (3.6)$$

čia x_i – X objekto i -tojo požymio reikšmė; y_i – Y objekto i -tojo požymio reikšmė; n – matuojamų objektų skaičius; U, V – klasteriai (Čekanavičius, Murauskas, 2002).

3.2. Taršos sklaidos tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje analizės duomenys ir metodai

Sąvartynų aplinkos geologinių-hidrogeologinių pjūvių sudarymo metodai ir duomenys

Sąvartynų geologiniams-hidrogeologiniams pjūviams sudaryti buvo naudojami 2 lentelėje pateiktų gręžinių pasų ir hidrodinaminių matavimų duomenys (Lietuvos geologijos tarnyba, 2015). Pjūviai sudaryti CorelDraw 12 grafine programa.

Sąvartynų filtrato hidrocheminiai duomenys

Sąvartynų filtrato tyrimui naudoti Kariotiškių, Alytaus ir Zabieliškio sąvartynų požeminio vandens monitoringo rezultatų duomenys, pateikti ūkio subjektų monitoringo ataskaitose (Diliūnas ir kt., 2013; Diliūnas, 2008; Kriščiūnas, 2005; Skridaila, 2014). Pagal turimą hidrocheminės informacijos kiekį buvo apskaičiuotos hidrocheminių komponentų vidutinės koncentracijos sąvartynų filtrate. Panaudoti atitinkamų laikotarpių analizių duomenys: Kariotiškių sąvartyne 2013 m. (n = 2), Alytaus 2005 m. (n = 4), Zabieliškio 2008–2013 m. (n = 11).

Sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje išskyrimas

Hidrodinaminiai ir hidrocheminiai duomenys. Sąvartynų poveikio zonoms gruntiniame vandenyje išskirti buvo naudoti požeminio vandens monitoringo duomenys, kurie kaupiami LGT požeminio vandens informacinėje sistemoje (Lietuvos geologijos tarnyba, 2015) (2 lent.). Reprezentatyvūs tyrimų laikotarpiai pasirinkti remiantis gruntinio vandens lygio, analizuojamų sąvartynų gręžiniuose, kaitos laike diagramomis (7 priedas). Šiems laikotarpiams būdingi mažiausi gruntinio vandens lygio svyravimai ir mažiausios ekstremalios vertės atskiruose gręžiniuose. Gruntinio vandens cheminių analizių rezultatų patikimumas patikrintas vandeninio tirpalo elektrinio neutralumo principu (3.2) (Appelo, Postma, 2005). Pagal pasirinkto laikotarpio gruntinio vandens lygio matavimų duomenis sudarytos

hidroizohipsių schemas. Šioms schemoms sudaryti naudota izohipsių ir paviršių modeliavimo programa Surfer 8.

2 lentelė. Sąvartynų poveikio zonoms gruntiniame vandenyje išskirti naudoti požeminio vandens monitoringo hidrodinaminiai ir hidrocheminiai duomenys.

Sąvartyno pavadinimas	Reprezentatyvus tyrimų laikotarpis	Gręžinių Nr.	Vertinti hidrocheminiai komponentai	Analizių kiekis	Hidrometrinių matavimų kiekis
Kariotiškių	2000–2009 m.	28766, 28768, 28769, 28770, 28771, 35158, 36795, 28041	pH, Eh, bendroji mineralizacija, CO ₂ , Cl ⁻ , SO ₄ ²⁻ , HCO ₃ ⁻ , Na ⁺ , K ⁺ ,	119	100
Alytaus	2000–2010 m.	28830, 28832, 28833, 28834, 31150, 40989	Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , NH ₄ ⁺ , NO ₂ ⁻ ,	142	105
Zabieliškio	2012–2013 m.	32323, 32324, 32325, 46097, 46098, 46099	NO ₃ ⁻ , ChDS _{Mn} Cr, Ni, Pb, Cd Mn	98	24

Hierarchinė klasterinė hidrocheminių duomenų analizė. Skirtingo lygio sąvartynų poveikio zonoms gruntiniame vandenyje diferencijuoti naudotas hierarchinės klasterinės analizės algoritmas, aprašytas disertacinio darbo 3.1 skyriuje. Vandens bendra mineralizacija, kaip bendras visų ištirpusių vandenyje kietųjų neorganinių medžiagų kiekis, yra patikimas rodiklis identifikuoti taršos lygį. Dėl to, atliekant hierarchinę klasterinę analizę, hidrocheminiais kintamaisiais kartu su bendrąja mineralizacija pasirinkti ir pagrindiniai makrokomponentai: Cl⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺, HCO₃⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺. Prie šių rodiklių taip pat buvo prijungtas permanganato indeksas ChDS_{Mn}, charakterizuojantis organinės medžiagos koncentraciją požeminiame vandenyje. Organinės medžiagos koncentraciją požeminiame vandenyje tiksliau charakterizuoja bichromato indeksas ChDS_{Cr} bei organinė anglis C_{org}, tačiau šių rodiklių matavimų imtys buvo nereprezentatyvios ir tyrime nenaudotos. Hierarchinei klasterinei analizei naudotos vidutinės minėtų hidrocheminių kintamųjų koncentracijos (standartizuotos), nustatytos sąvartynų gręžiniuose reprezentatyviu laikotarpiu (8 priedas).

Sąvartynų poveikio zonų gruntinio vandens cheminio pažeistumo ir taršos intensyvumo vertinimas. Kitame etape apskaičiuotos klasifikacinės grupės (poveikio zonoms) būdingos hidrocheminių komponentų (pH, Eh, BM, CO₂, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻, ChDS_{Mn}, Cr, Ni, Pb,

Cd, Mn) vidutinės koncentracijos. Įvertintas šių koncentracijų santykio dydis su foninėmis hidrocheminių komponentų koncentracijomis gruntiniame vandenyje (koncentracijos koeficientas K_k (3.4.)) bei apskaičiuoti suminio užterštumo rodikliai pagal 3.3. formulę: Zv_{bendr} (Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}), Zv_{biog} (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-), Zv_{metal} (Cr, Ni, Pb, Cd, Mn).

Sąvartyno poveikio zonų grafinis vaizdavimas ir atstumo, kuriame dar išlieka sąvartyno poveikis, nustatymas. Sąvartyno poveikio zonos vaizduotos ant atitinkamo mastelio aerofotografijų pagrindo. Pagal hidrodinaminio tinklelio duomenis ir klasterinės analizės rezultatus Corel Draw 12 grafine programa išvestos sąvartyno poveikio zonų ribos. Remiantis gruntinio vandens cheminio pažeistumo vertinimo rezultatais nustatyta gruntinio vandens zona, kurioje jaučiamas labai silpnas sąvartyno poveikis – hidrocheminių komponentų koncentracijos gruntiniame vandenyje neviršija arba labai mažai viršija fonines reikšmes. Apskaičiuoti apytiksliai atstumai nuo sąvartyno iki pastarosios zonos ribos charakterizuoja zoną, kurioje dar jaučiamas sąvartyno poveikis gruntiniam vandeniui.

Gruntinio vandens įsotinimo mineralais ir hidrocheminių komponentų migracinių formų termodinaminiai skaičiavimai kompiuterine programa PHREEQC

Gruntinio vandens įsotinimo mineralais ir hidrocheminių komponentų migracinių formų pokyčiai vykstant teršalų filtracijos procesui buvo tiriami termodinaminiais skaičiavimais kompiuterine programa PHREEQC (3 versija). Skaičiavimuose kaip įvesties duomenys naudotos tyrimo metu apskaičiuotos sąvartyno poveikio zonoms būdingos hidrocheminių komponentų (pH, Eh, Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , Cr, Ni, Pb, Cd Mn) vidutinės koncentracijos.

Kompiuterine programa apskaičiuotos skirtingo lygio sąvartyno poveikio zonoms būdingos hidrocheminių komponentų migracinių formų jonų aktyvumo koeficiento (f), jonų aktyvumo koncentracijų (a), jonų molinių koncentracijų (C), tirpalo joninės jėgos (I) reikšmės. Taip pat apskaičiuotos

cheminių reakcijų pusiausvyrą charakterizuojančios gruntinio vandens įsotinimo mineralais rodiklio (*SI*) vertės. Nustatytas kiekvieno hidrocheminio komponento migracinės formos procentinis kiekis nuo hidrocheminio komponento bendros molinės koncentracijos.

Termodinaminiuose skaičiavimuose, taikant veikiančių masių dėsnį, analitinės cheminių medžiagų koncentracijos yra išreiškiamos aktyviosiomis koncentracijomis (aktyvumu *a*) (Appelo, Postma, 2005):

$$a = f \times C \quad (3.7)$$

čia *a* – jonų aktyvumo koncentracija; *f* – jonų aktyvumo koeficientas; *C* – cheminės medžiagos molinė koncentracija.

Aktyvumo koeficientas priklauso nuo tirpalo joninės jėgos, kuri išreiškiama formule:

$$I = \frac{1}{2} \sum C_i z_i^2 \quad (3.8)$$

čia *I* – joninė jėga, kaip tirpalo elektrinio lauko stiprumo matas; *C_i* – tirpale esančių jonų molinė koncentracija; *z_i* – jonų krūvis.

Jonų aktyvumo koeficiento *f* skaičiavimams kompiuterinėje programoje naudojamos Debajaus Hiukelio ir Deiviso formulės. Debajaus-Hiukelio lygtis naudojama, kai tirpalas stiprus (*I* > 0,01–0,5), Deiviso – kai silpnas (*I* < 0,01) (Appelo, Postma, 2005):

$$\lg f = \frac{-Az^2\sqrt{I}}{1+Bd\sqrt{I}} \quad (3.9)$$

$$\lg f = -Az^2\sqrt{I} \quad (3.10)$$

čia *A* ir *B* – tirpalo konstantos, priklausančios nuo temperatūros ir slėgio; *d* – hidratuotų jonų spindulys.

Programa skaičiuoja mineralų pusiausvyros konstantą *K* ir reakcijos produktų aktyvumą *IAP* (*Ion Activity Product*), kuriais remiantis nustatomas tirpalo įsotinimo laipsnis (Ω):

$$\Omega = \frac{IAP}{K} \quad (3.11)$$

Pusiausvyros konstanta K nepriklauso nuo pradinių reakcijoje dalyvaujančių medžiagų koncentracijos, todėl reakcijos produktų aktyvumų sandaugos santykis su pusiausvyros konstanta rodo įsotinimo mineralais, kaip reakcijos galutiniais produktais, tirpalo būseną. PHREEQC programoje vietoj įsotinimo laipsnio naudojamas įsotinimo indeksas (*Saturation Index*) – įsotinimo laipsnio logaritmas. Įsotinimo indeksas žymimas SI ir rodo, kokiomis mineralinėmis medžiagomis vanduo prisotintas ar artimas prisotinimui – vandens polinkį tirpinti ar nusodinti tam tikrus mineralus. Įsotinimo indeksas išreiškiamas 3.12 formule (Appelo, Postma, 2005).

$$SI = \lg \frac{IAP}{K} \quad (3.12)$$

čia SI – įsotinimo indeksas; IAP – jonų, kurie susidarys tirpale, aktyvumų sandauga; K – reakcijos pusiausvyros konstanta.

Teoriškai yra laikoma, kad:

1. Kai $SI > 0$, tirpalas yra sotusis, vyksta grįžtamoji reakcija (mineralų kristalizacija).
2. Kai $SI = 0$, nusistovi pusiausvyra sistemoje vanduo-uoliena.
3. Kai $SI < 0$, vyksta tiesioginė reakcija – tirpsta mineralai.

Dėl matavimų ir skaičiavimų paklaidų $SI = 0$ reikšmė mažai tikėtina. Todėl vertinant įsotinimo indekso rezultatus buvo įvestas paklaidos intervalas (\pm) nuo teorinės tikslios pusiausvyrinės reikšmės. Laikyta, kad sistemoje vanduo-uoliena nusistovi pusiausvyra, kai SI yra $\pm 0,3$ ribose (t. y. IAP ir K dydžių paklaida yra $\pm 30\%$).

4. TYRIMO REZULTATAI

4.1. Klasifikavimo rodiklių vertinimo rezultatai

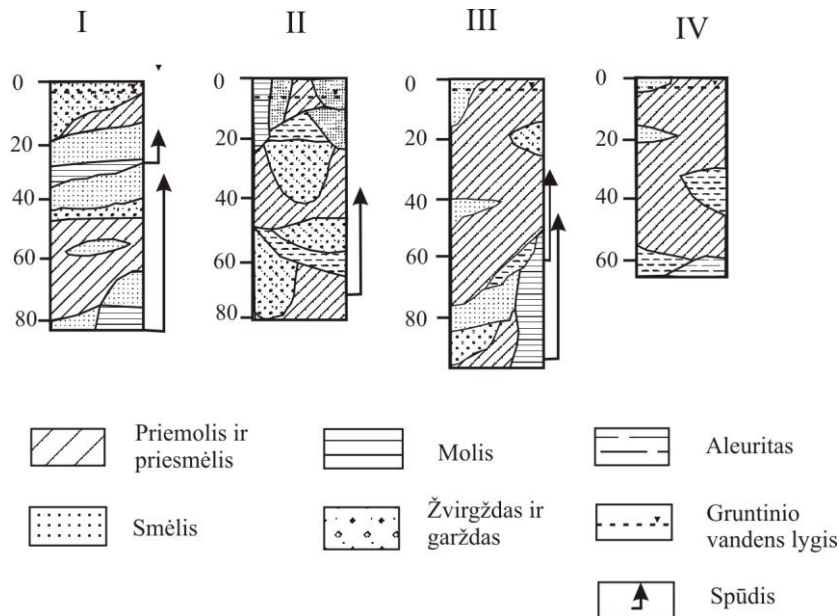
4.1.1. Hidrogeologinės sistemos, kuriose yra įrengti sąvartynai

Lietuvos teritorijoje vyrauja ledyninės kilmės smėlinga–molinga kvartero amžiaus nuosėdinė danga, kurios storis kinta nuo 10 iki 100–200 m. Kvartero storymėje yra išskiriami gruntiniai nespūdiniai ir tarpmoreniniai spūdiniai vandeningieji sluoksniai. Po kvartero nuogulomis slūgso smėlingos, molingos bei karbonatinės prekvatero nuogulos, pietrytinėje Lietuvos dalyje siekiančios 250–500 m gylį, vakarinėje – 2000–3000 m. Aktyviosios požeminio vandens apytakos zonos storis siekia apie 200–300 m (Grigelis ir kt., 1994).

Lietuvos teritorija pagal aktyviosios požeminio vandens apytakos zonos pažeidžiamumą antropogeninės taršos atžvilgiu yra suskirstyta į keturis tipinius rajonus. Pastarieji pasižymi skirtingais geologiniais ir hidrogeologiniais požymiais: natūraliu izoliuotumu ir filtracinėmis savybėmis (5 pav.):

- I. Labai didelio pažeidžiamumo rajonai – atviros hidrogeologinės sistemos. Jas sudaro birios, gerai vandenį praleidžiančios uolienos. Vyrauja vienalyčiai vandeningi sluoksniai.
- II. Didelio pažeidžiamumo rajonai – pusiau atviros hidrogeologinės sistemos. Šių sistemų nuogulų molingumas viršija 50–60%. Joms būdingi mišrūs pralaidūs ir mažai pralaidūs neišlaikyti pagal tąsą ir storį heterogeniniai sluoksniai.
- III. Vidutinio pažeidžiamumo rajonai – pusiau uždaros hidrogeologinės sistemos. Šių sistemų nuogulų molingumas viršija 40–50%. Joms būdingi mišrūs pralaidūs ir mažai pralaidūs neišlaikyti pagal tąsą ir storį heterogeniniai sluoksniai.
- IV. Mažo pažeidžiamumo rajonai – uždaros hidrogeologinės sistemos. Jas sudaro ne mažiau kaip 90% molingų uolienu sluoksniai. Šioms hidrogeologinėms sistemoms būdingi mažai pralaidūs, išlaikyti pagal tąsą ir storį, homogeniniai sluoksniai.

Vyraujančių nuogulų litologija hidrogeologinėse sistemose atitinkamai nulemia ir joms būdingas filtracines savybes – didėjant molingų dalelių kiekiui, teršalų filtracinės galimybės mažėja, t.y. teršalų filtracija tampa sudėtingesnė.



5 pav. Hidrogeologinių sistemų tipiniai profiliai. Hidrogeologinės sistemos: I – atviros, paprasta filtracija; II – pusiau atviros, sudėtinga filtracija; III – pusiau uždaros, sudėtinga filtracija; IV – uždaros, labai sudėtinga filtracija (Baltrūnas ir kt., 1998).

Tyrimo metu nustatyta, kad sąvartynai yra įrengti visose 4-iose hidrogeologinėse sistemose: 52,2% sąvartynų yra įrengti atvirose hidrogeologinėse sistemose. Pusiau atvirose ir pusiau uždaroje hidrogeologinėse sistemose įrengtų sąvartynų kiekis atitinkamai sudaro 26,4% ir 10,3%. 11,1% sąvartynų yra įrengti uždaroje hidrogeologinėse sistemose (3 lent.).

3 lentelė. Hidrogeologinių sistemų tipai ir jų charakteristika.

Hidrogeologinės sistemos				Nustatytas sąvartynų skaičius	Hidrogeologinių sistemų bruožai (Baltrūnas ir kt., 1998)	
Nr.	Klasifikacija pagal taršos transportavimo požeminiame vandenyje intensyvumą	Klasifikacija pagal geologinių sluoksnių vandens pralaidumą	Hidrogeologinių sistemų tipo žymėjimas		Geologinės sąlygos	Hidrogeologinės sąlygos
I	Atviros	Paprasta filtracija	A-P	482	Nuosėdinės dangos viršutinę dalį sudaro smėlingos nuogulos. Dengiančių molingų nuogulų storis mažesnis nei 10 m.	Išlaikytas gruntinis vandeningasis sluoksnis, storis >10-15 m; tarp sluoksnių vandeningieji sluoksniai turi tiesioginį hidraulinį ryšį su gruntu vandeniu; vandens apytakos laikas < 5 metų, cheminių medžiagų pernešimo greičio stabdymo koeficientas < 10.
II	Pusiau atviros	Sudėtinga filtracija	PA-S	244	Viršutinėje dangos dalyje kaičios smėlingos ir molingos uolienos. Dengiančių molingų nuogulų storis mažesnis nei 15–20 m, jų smėlingumas neviršija 50–60%; gausūs smėlio lęšiai, didelis molingų nuogulų žvirgždingumas; smėlingų nuogulų danga > 5 m.	Mišrūs pralaidūs ir mažai pralaidūs sluoksniai; išlaikyto gruntinio vandeningojo sluoksnio storis > 2 m; dengiančių uolienu filtracijos koeficientas > 0,005 m/d; vandens apytakos laikas < 50 metų, cheminių medžiagų pernešimo greičio stabdymo koeficientas < 10.
III	Pusiau uždaros	Sudėtinga filtracija	PU-S	95	Viršutinėje dangos dalyje kaičios smėlingos ir molingos uolienos. Dengiančių molingų nuogulų storis 20–30 m, o jų smėlingumas neviršija 40%; su negausiais smėlio lęšiais. Tarpmoreniniai vandeningieji sluoksniai nevientisi, išplitę lokaliai.	Mišrūs pralaidūs ir mažai pralaidūs sluoksniai; nėra vientiso gruntinio sluoksnio; dengiančių uolienu filtracijos koeficientas 0,001–0,005 m/d; vandens apytakos laikas ≥ 50 metų, cheminių medžiagų pernešimo greičio stabdymo koeficientas ≥ 10.
IV	Uždaros	Labai sudėtinga filtracija	U-LS	102	Didelis žemės paviršiuje esančių molingų nuogulų storis, jų smėlingumas neviršija 20–30%. Smėlingų nuogulų, esančių žemės paviršiuje, storis neviršija 3 m, jos išplitusios nedideliais lęšiais.	Dengiančioje vandensparoje nėra vientiso vandeningo sluoksnio; dengiančių uolienu filtracijos koeficientas ≤ 0,0001 m/d; vandens apytakos laikas ≥ 200 metų, cheminių medžiagų pernešimo greičio stabdymo koeficientas ≥ 100.

Rezultatų aptarimas. Bagchi teigimu, neteisingas supratimas apie teršalų elgseną hidrogeologinėje aplinkoje nulėmė tai, kad dauguma senų

sąvartynų yra įrengti neatsižvelgiant į hidrogeologines sąlygas (Bagchi, 1994). Tai parodė ir atliktų tyrimų rezultatai – daugiau nei 70% sąvartynų yra įrengti taršai palankiose atvirose ir pusiau atvirose hidrogeologinėse sistemose.

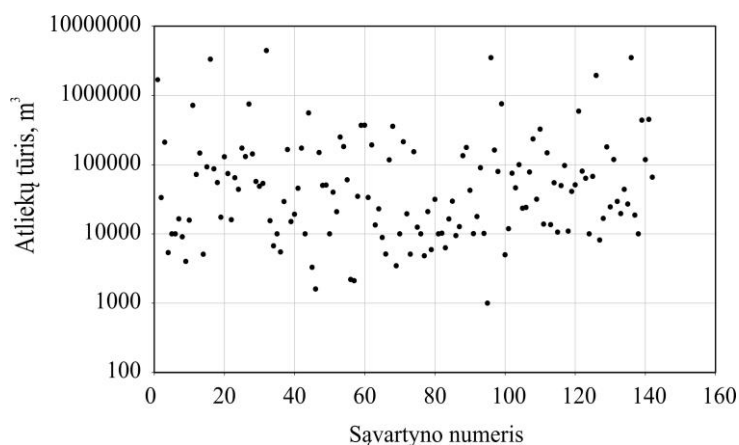
Atlikto tyrimo metu nustatytą netoleruotiną tendenciją ignoruoti hidrogeologinių sistemų pažeidžiamumą parenkant sąvartynų vietas patvirtina ir kitų autorių darbai. Assmuthas ir Strandbergas (1992), tyrinėję 43 sąvartynų hidrogeologines sąlygas, nustatė, kad daugumos sąvartynų aplinkoje vyrauja smėlingos nuogulos. Antonova ir kt. (2014) savo darbe nustatė, kad maži (0,3–4,0 ha) sąvartynai yra įrengti molingose nuogulose, vidutinio dydžio (4,0–10 ha) – molingose ir smėlingose, dideli (10–65 ha) sąvartynai – smėlingose ir karstinėse nuogulose.

Minėtą hidrogeologinės aplinkos pažeidžiamumo ignoravimo faktą parodo ir didelis kiekis taršos sklaidos tyrimų, kurių objektais pasirenkami įvairaus dydžio ir amžiaus sąvartynai. Lyngkilde ir Christensenas (1992), Kjeldsenas ir kt. (2002) tyrinėjo teršalų migracijos procesus 10 ha ploto ir 10 metų amžiaus sąvartynuose, kurie buvo įrengti smėlingose nuogulose. Kehewas ir Passero (1990) atliko taršos sklaidos tyrimus smėlingose nuogulose įrengtuose sąvartynuose, kurių plotas siekė 10–55 ha, amžius ~20 metų.

Taigi tyrimo rezultatai ir literatūrinė panašių tyrimų analizė leidžia teigti, kad analizuojami sąvartynai, nepriklausomai nuo jų dydžio ir amžiaus, yra įrengti neatsižvelgiant į hidrogeologinių sistemų izoliuotumą ir filtracines savybes.

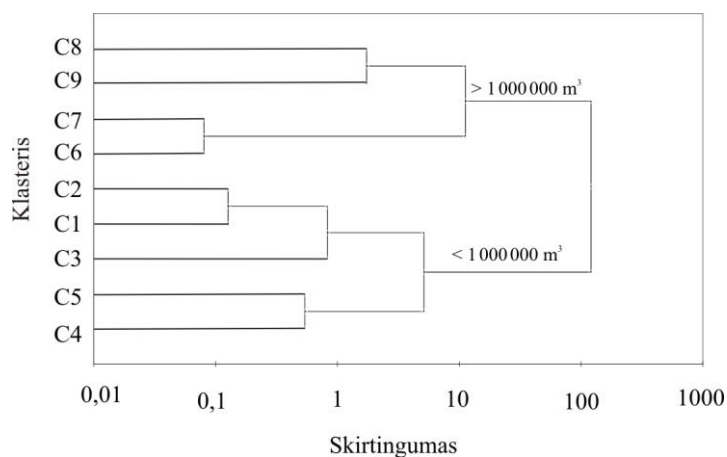
4.1.2. Sąvartynų atliekų tūris

Uždarytiems ir neuždarytiems nebeveikiantiems komunalinių atliekų sąvartynams būdingus vidutinius atliekų tūrius charakterizuoja 6 paveikslas. Mažiausias nustatytas vidutinis atliekų tūris siekė 1000 m³, didžiausias – 4 430 500 m³. Apskaičiuoti 25% ir 75% kvartiliai atitinkamai siekė 150 784,5 m³ ir 1 941 271,2 m³, mediana ir vidurkis atitinkamai – 694 841,7 m³ ir 1 423 319,4 m³. Didelius nuokrypius nuo vidurkio charakterizuoja apskaičiuotas standartinis nuokrypis, kuris siekė 1 530 907,2 m³.



6 pav. Vidutinių atliekų tūrių pasiskirstymas 142 sąvartynuose.

Atlikus klasterinę vidutinio atliekų tūrio analizę, buvo išskirti 9 klasteriai (7 pav.). Kaip matyti dendrogramoje, sąvartynai, patenkantys į C1–C5 klasterius, savo vidutiniu atliekų tūriu reikšmingai skiriasi nuo sąvartynų, patenkančių į C6–C9 klasterius. Sąvartynams, patenkantiems į C6–C9 klasterius, būdingi daugiau kaip 1 000 000 m³ siekiantys atliekų sąvartos vidutiniai tūriai (7 pav.).



7 pav. Vidutinių atliekų tūrių dendrograma.

C6 ir C7 klasteriai apima pavienius sąvartynus, kurių vidutinis atliekų tūris siekia 1 600 000–2 000 000 m³ (4 lent.). C8 klasteris apima sąvartynus, kurių vidutinis atliekų tūris siekia 3 000 000–3 500 000 m³. C9 klasteris apima pačio didžiausio tūrio sąvartyną, kuriam būdingas vidutinis atliekų tūris yra didesnis kaip 4 000 000 m³ (4 lent.). Sąvartynai, patenkantys į C6–C9 klasterius, – tai buvę apskričių regioniniai bei didžiausių Lietuvos miestų

(Vilniaus, Kauno, Klaipėdos, Šiaulių, Panevėžio) pagrindiniai sąvartynai. Atsižvelgiant į šį aspektą bei į tai, kad juos sudaro pavieniai sąvartynai, pasižymintys didžiausiais tūriais visoje imtyje, C6–C9 klasteriai buvo sujungti į vieną charakteringą V atliekų tūrio klasifikacinę grupę (8 pav.).

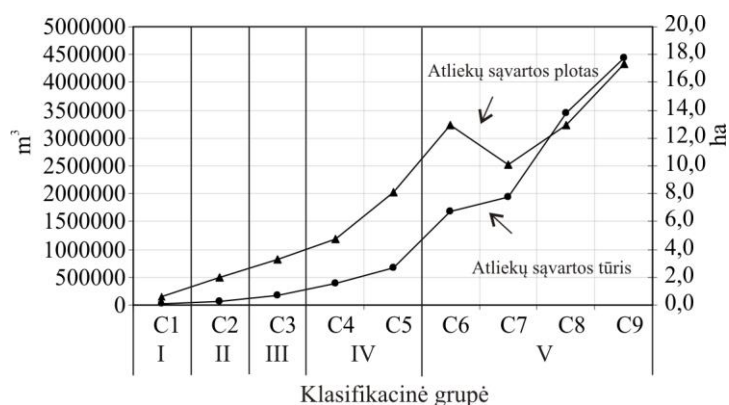
4 lentelė. Atliekų tūrio klasteriams būdingi statistiniai rodikliai.

Klasteris	Sąvartynų skaičius, n	Vidutinis atliekų tūris, m ³			
		Minimumas	Maksimumas	Vidurkis	Mediana
C1	70	1000	34 815	14 002	10 794
C2	32	40 013	100 000	63 232	58 708
C3	23	117 081	250 535	165 425	162 019
C4	6	325 000	449 088	385 235	370 522
C5	5	557 691	754 386	673 583	716 100
C6	1	1 681 797	1 681 797	1 681 797	1 681 797
C7	1	1 941 271	1 941 271	1 941 271	1 941 271
C8	3	3 332 000	3 500 000	3 444 000	3 500 000
C9	1	4 430 500	4 430 500	4 430 500	4 430 500

Sąvartynams, patenkantiems į C4 klasterį, būdingas 320 000–450 000 m³ ribose kintantis vidutinis atliekų tūris (4 lent.). Sąvartynams, patenkantiems į C5 klasterį, būdingas 550 000–760 000 m³ ribose kintantis vidutinis atliekų tūris. Šie klasteriai apima palyginti taip pat nedidelį kiekį sąvartynų (8%) (4 lent.). Į juos patenka didžiųjų miestų ir buvę apskričių regioniniai sąvartynai. Savo tūrio dydžiu C4 ir C5 klasteriai gana ryškiai skiriasi nuo likusių C1–C3 klasterių. Atsižvelgiant į šiuos aspektus, C4–C5 klasteriai buvo sujungti į vieną charakteringą IV atliekų tūrio klasifikacinę grupę (8 pav.).

Į C3 ir C2 klasterius pateko įvairaus dydžio rajoninių miestų sąvartynai. Į C3 klasterį pateko 11% sąvartynų, jiems būdingi 110 000–260 000 m³ ribose kintantys vidutiniai atliekų tūriai (4 lent.). Tuo tarpu apie 23% sąvartynų pateko į C2 klasterį, jiems būdingi 40 000–100 000 m³ ribose kintantys vidutiniai atliekų tūriai (4 lent.). Taigi klasteriai C3 ir C2 charakterizuoja tarpinius atliekų tūrių dydžius ir gali būti laikomi atskiromis charakteringomis atliekų tūrių III ir II klasifikacinėmis grupėmis (8 pav.).

Apie 49% visų tiriamų sąvartynų pateko į pirmą klasterį. Vidutinis atliekų tūris čia kinta 1000–40 000 m³ ribose (4 lent.). Į C1 klasterį patenkantys sąvartynai charakterizuoja mažiausio tūrio sąvartynus visoje imtyje. Tai kaimiškų vietovių sąvartynai. Taigi išsiskiria aiški atliekų tūrio charakteringa I grupė (8 pav.).



8 pav. Vidutinio atliekų švartos tūrio ir ploto pasiskirstymo skirtinguose klasteriuose diagrama.

Rezultatų aptarimas. Atliekų tūris yra vienas iš veiksnių, nulemiančių susidarančio filtrato kiekį (El-Fadel ir kt., 1997). Mažesnis filtrato kiekis nulemia ir mažesnes teršalų formuojamos taršos zonos plėtros galimybes. Kitų autorių nustatyta, kad švartyno plotui sumažėjus nuo 27 ha iki 3–4 ha, teršalų formuojamos zonos ilgis smėlingose nuogulose sumažėja 600–1500 m. (Christensen ir kt., 2001). Tai patvirtina atliekų tūrio vertinimo reikšmingumą taršos sklaidos tyrimuose.

Gauti tyrimų rezultatai parodė, kad 142 švartynų vidutinių atliekų tūrių reikšmių imtį pagal dydį galima suskirstyti į 5 charakteringas grupes (nuo didžiausių link mažiausių švartynų): V – labai didelio tūrio švartynų grupė, kurios suapvalintos vidutinio atliekų tūrio reikšmės siekia $> 1\,000\,000\text{ m}^3$, o atliekų švartos plotas vidutiniškai užima ~ 13 ha; ši atliekų tūrio grupė apima 4% švartynų; IV – didelio atliekų tūrio švartynų grupė, kurios vidutinio atliekų tūrio suapvalintos reikšmės kinta $300\,000\text{--}1\,000\,000\text{ m}^3$ ribose, o atliekų švartos plotas vidutiniškai užima ~ 6 ha; atliekų tūrio grupė apima 8% švartynų; III – vidutinio atliekų tūrio švartynų grupė, kurios suapvalintos vidutinio atliekų tūrio reikšmės kinta $100\,000\text{--}300\,000\text{ m}^3$ ribose (~ 3 ha); atliekų tūrio grupė apima 16% švartynų; II – mažo atliekų tūrio švartynų grupė, kurios suapvalintos vidutinio atliekų tūrio reikšmės kinta $40\,000\text{--}100\,000\text{ m}^3$ ribose (~ 2 ha); atliekų tūrio grupė apima 23% švartynų; I – labai mažo atliekų tūrio švartynų grupė, kurios suapvalintos vidutinio atliekų tūrio reikšmės siekia $< 40\,000\text{ m}^3$ ($\sim 0,6$ ha); atliekų tūrio grupė apima

49% sąvartynų. Taigi sąvartynų kiekis, kuriuose produkuojami labai dideli teršalų kiekiai, – mažas. Šalyje vyrauja labai mažo atliekų tūrio sąvartynai.

Kitų autorių tyrimais, kuriuose analizuojami susidarantys komunalinių atliekų kiekiai rajonuose / miestuose, turinčiuose skirtingą gyventojų skaičių, nustatyta, kad susidarančių atliekų kiekis yra proporcingas gyventojų skaičiaus dydžiui rajone ar mieste (Mor ir kt., 2006). Šį aspektą atspindi ir gautų tyrimų rezultatai – didžiausio tūrio sąvartynai yra įrengti šalia didžiausių šalies miestų, kai tuo tarpu pačio mažiausio tūrio – kaimuose. Taigi didelis gyventojų skaičiaus skirtumas miestuose ir kaimuose lemia ir itin didelę komunalinių atliekų sąvartynams būdingą didelę atliekų tūrio amplitudę bei pagrindžia išskirtas atliekų tūrių klasifikacines grupes.

Komunalinių sąvartynų atliekų tūrio klasifikacijos atvejų kitų autorių darbuose randama tik pavieniais atvejais, be to, tyrimai neturi eksperimentinio klasifikavimo pagrindimo. Antonovos ir kt. (2014) darbe teigiama, kad mažų sąvartynų kategorijai galima priskirti sąvartynus, kurių atliekų kaupimo plotas ir tūris siekia 0,3–4,0 ha ($< 100\,000\text{ m}^3$), vidutinio tūrio – tuos, kurių atliekų kaupimo plotas ir tūris siekia 4,0–10 ha ($100\,000\text{ m}^3$) ir didelio tūrio – tuos, kurių plotas ir tūris siekia 10–65 ha ($> 1\,000\,000\text{ m}^3$) (Antonova ir kt., 2014). Shueleris ir Mahleris (2011) savo darbe sąvartynams būdingą atliekų tūrį skirsto į 5 grupes: 1.) $< 20\,000\text{ m}^3$; 2.) $20\,000\text{--}40\,000\text{ m}^3$; 3.) $40\,000\text{--}60\,000\text{ m}^3$; 4.) $60\,000\text{--}80\,000\text{ m}^3$; 5.) $> 100\,000\text{ m}^3$ (Shueler, Mahler, 2011).

Remiantis šiais negausiais kitų autorių tyrimais, matomas analogiškumas ir gautuose tyrimų rezultatuose. Taigi galime teigti, kad eksperimentais nustatytos atliekų tūrių grupių ribos patikimai diferencijuoja analizuojamų sąvartynų imčiai būdingus vidutinius atliekų tūrius.

4.1.3. Intensyviausiai teršiamų gruntinio vandens zonų hidrocheminės charakteristikos

4.1.3.1. Hidrocheminių komponentų vidutinių koncentracijų statistiniai rodikliai

Daugumos hidrocheminių komponentų vidutinių koncentracijų kitimo koeficiento (CV) reikšmės kinta nuo 1,3 iki 4,5 (5 lent.). Tai charakterizuoja žymų nustatytų koncentracijų nestabilumą vidurkio atžvilgiu. Pirmiausia tai susiję su žymiais organinių medžiagų koncentracijų skirtumais požeminiame vandenyje ir karbonatinės pusiausvyros pokyčiais. Esant dideliems organinių medžiagų kiekiams, vyksta organinių medžiagų destrukcija, kurios metu išsiskiria CO₂ dujos. Anglies dvideginis, jungdamasis su vandeniu, sudaro anglies rūgštį, kuri tirpina karbonatus (Fetter, 1999). Tai nulemia aukštesnes šarminių elementų koncentracijas ir šarminę aplinką. Iš paminėtų aspektų galime spręsti, kad sąvartynuose raiškiai skiriasi užterštumas organinėmis medžiagomis. Hidrocheminės situacijos žymius skirtumus bei imtyje pasitaikančius ekstremumus charakterizuoja hidrocheminių komponentų koncentracijų vidurkių bei medianų skirtumai. Didžiausi skirtumai būdingi bendros mineralizacijos, Na⁺, K⁺, NH₄⁺, NO₃⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, HCO₃⁻ hidrocheminiams komponentams (5 lent.).

Intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose vidutinis pH kinta nuo 6,1 iki 8,3 pH vnt., taigi vyrauja tiek silpnai rūgštinės, tiek silpnai šarminės hidrocheminės aplinkos (5 lent.). Hidrocheminių komponentų minimalios koncentracijos gruntinio vandens foninių koncentracijų neviršija. Maksimalios hidrocheminių komponentų koncentracijos fonines koncentracijas viršija nuo 10 iki 10 000 kartų (5 lent.). Pagal faktinių ir foninių koncentracijų santykio dydžius gruntinis vanduo labiausiai užterštas azoto junginiais, organinėmis medžiagomis, natriu, chloridais, švinu, nikeliu ir cinku.

5 lentelė. Intensyviausiai teršiamų gruntinio vandens zonų hidrocheminių komponentų vidutinių koncentracijų statistiniai rodikliai.

Hidrocheminis komponentas	Matavimo vienetai	Gamtinis fonas fIII/gIII	n	Statistiniai rodikliai							
				minimumas	maksimumas	25% kvartilis	75% kvartilis	mediana	vidurkis	s	CV
pH	pH vnt.	7,54/ 6,94	138	6,1	8,3	7,0	7,4	7,3	7,3	0,3	0,0
Eh	mV	245/ 205	13	28,0	345,0	122,8	197,3	174,8	176,8	93,4	0,5
CO ₂	mg/l	–	97	12,0	3649,5	68,0	233,8	100,0	225,8	403,4	1,8
BM	mg/l	378/ 563	142	453,8	30700,0	1121,4	3736,0	2046,5	3385,1	4437,5	1,6
Cl ⁻	mg/l	14,8/ 23	142	2,3	3954,8	29,4	548,8	118,5	436,6	716,2	2,8
SO ₄ ²⁻	mg/l	24,8/ 31,5	142	2,3	2157,0	32,5	229,3	104,3	226,3	375,5	2,8
HCO ₃ ⁻	mg/l	210/ 375	142	231,0	17680,0	633,9	1805,8	985,5	1763,6	2469,1	1,3
Ca ²⁺	mg/l	60,9/ 69	142	24,9	944,0	148,3	308,5	206,5	244,6	139,2	4,5
Mg ²⁺	mg/l	19,6/ 34,8	142	6,7	438,0	35,8	119,0	65,8	86,8	70,4	1,4
Na ⁺	mg/l	7/ 17,4	142	2,6	3011,5	23,1	315,9	81,8	276,5	490,9	0,6
K ⁺	mg/l	1,6/ 4,1	142	1,1	2759,0	13,6	177,3	55,0	205,2	426,3	0,8
NH ₄ ⁺	mg/l	0,14/ 0,88	142	0,01	4333,0	0,4	115,1	9,0	191,4	539,3	1,8
NO ₃ ⁻	mg/l	2,69/ 2,77	142	0,01	2753,0	0,9	112,8	10,9	120,0	341,0	2,1
NO ₂ ⁻	mg/l	0,03/ 0,03	142	0,002	213,0	0,01	2,4	0,1	5,3	23,7	1,3
ChDS _{Mn}	mg/l O ₂	2,58/ 3,05	138	0,5	2500,0	8,2	77,5	23,3	118,3	313,3	2,6
Pb	mg/l	0,003/ 0,003	114	0,001	0,72	0,003	0,08	0,01	0,06	0,12	1,9
Cd	mg/l	0,0005/ 0,001	102	0,0001	0,04	0,0003	0,0003	0,0003	0,0015	0,01	3,4
Ni	mg/l	0,003/ 0,01	115	0,001	0,99	0,01	0,05	0,02	0,07	0,15	2,0
Cr	mg/l	0,007/ 0,012	88	0,001	0,63	0,003	0,02	0,01	0,04	0,11	2,4
Zn	mg/l	0,031/ 0,06	108	0,001	7,80	0,03	0,07	0,04	0,20	0,81	2,6

* s – imties standartinis nuokrypis, CV – kitimo koeficientas, BM – bendroji mineralizacija, Eh – oksidacijos-redukcijos potencialas, ChDS_{Mn} – cheminis deguonies suvartojimas, kai oksidatorius yra kalio permanganatas.

4.1.3.2. Vandens klasės pagal vyraujančius anijonus ir jų klasifikacinės grupės

Vandens klasių pagal vyraujančius anijonus vertinimo rezultatai pateikti 6 lentelėje. Nustatytos 11 vandens klasių, būdingų intensyviausiai teršiamoms gruntinio vandens zonoms, iš kurių 8 yra būdingos pavieniams sąvartynams (6

lent.). Didžiausi sąvartynų kiekiai koncentruojasi ties HCO_3 (48%), $\text{HCO}_3\text{-Cl}$ (27%) ir $\text{HCO}_3\text{-SO}_4$ (11%) vandens klasėmis, kurios charakterizuoja ir pagrindines vandens klasių pagal vyraujančius anijonus klasifikacines grupes. HCO_3 vandens klasės grupė jungia 2 vandens klases ir apima 48,6% sąvartynų. $\text{HCO}_3\text{-Cl}$ vandens klasės grupė jungia 5 vandens klases ir apima 34,5% sąvartynų. $\text{HCO}_3\text{-SO}_4$ vandens klasės grupė jungia 4 vandens klases ir apima 16,9% sąvartynų (6 lent.).

6 lentelė. Vandens klasės ir jų klasifikacinės grupės pagal vyraujančius anijonus.

Klasifikacinė grupė	Vandens klasės pagal vyraujančius anijonus	n	Koncentracija, % ekv., nuo-iki					
			Cl^-	SO_4^{2-}	HCO_3^-	CO_3^{2-}	NO_2^-	NO_3^-
HCO_3	HCO_3	68	0,5–19	1,5–19	32–98	0,02–0,3	0–0,8	0–16,5
	$\text{HCO}_3\text{-NO}_3$	1	8,6	16,8	46,3	0,0	0,0	28,4
$\text{HCO}_3\text{-Cl}$	$\text{HCO}_3\text{-Cl}$	39	21–48	0,1–18	37–78	0–0,54	0–0,14	0–10,21
	Cl	1	79,3	2,6	18,1	0,0	0,0	0,0
	Cl-HCO_3	6	44–63	2–17	32–39	0,02–0,04	0–0,05	0–2,43
	$\text{HCO}_3\text{-Cl-NO}_3$	1	27,9	5,4	41,3	0,0	0,0	25,4
	$\text{HCO}_3\text{-Cl-SO}_4$	2	22–32	21–31	37–37	0,03–0,04	0–0,01	0,07–0,08
$\text{HCO}_3\text{-SO}_4$	$\text{HCO}_3\text{-SO}_4$	20	3–19	20–40	29–74	0,02–0,09	0–3,1	0–2
	$\text{HCO}_3\text{-SO}_4\text{-NO}_2$	1	4,3	20,0	46,8	0,0	21,8	1,1
	$\text{SO}_4\text{-HCO}_3$	2	10–18	37–45	35–45	0,03–0,07	0–0,1	0,02–18,7
	$\text{SO}_4\text{-HCO}_3\text{-Cl}$	1	21,3	39,0	38,2	0,0	0,1	1,3

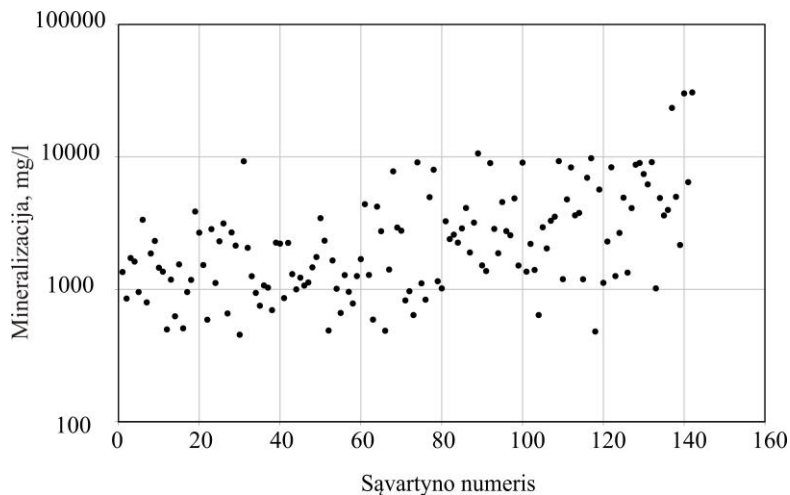
* Paryškintas šriftas žymi koncentracijas, viršijančias 20% ekv., n – sąvartynų skaičius.

Rezultatų aptarimas. Nustatytos trys vandens klasių pagal vyraujančius anijonus klasifikacinės grupės. Sąvartynų intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose daugiausia vyrauja hidrokarbonatinė bei hidrokarbonatinė su padidėjusia chloridų koncentracija klasifikacinė grupė.

4.1.3.3. Bendros mineralizacijos vidutinės reikšmės ir jų klasifikacinės grupės

Intensyviausiai teršiamoms gruntinio vandens zonoms būdingos vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės atsispindi 9 paveiksle. Mažiausia nustatyta vidutinės bendros mineralizacijos reikšmė – 453,8 mg/l, didžiausia – 30 700 mg/l, taigi reikšmių amplitudė – 30 426 mg/l. Apskaičiuoti 25% ir 75% kvartiliai atitinkamai siekė 1121,4 mg/l ir 3736,0 mg/l, mediana ir vidurkis atitinkamai – 2046,5 mg/l ir 3379,6 mg/l (5 lent.). Kitų autorių dažniausiai

minimos bendros mineralizacijos reikšmės arčiausiai sąvartos esančių sąvartynų gręžinių gruntiniame vandenyje kinta nuo 300 iki 20 000 mg/l, filtrate 2000–60 000 mg/l (El-Hames ir kt., 2013; Mor ir kt., 2006; Christensen ir kt., 2001). Taigi galime teigti, kad tyrimo metu įvertintos vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės ir 142 sąvartynų imtis yra reprezentatyvūs dydžiai.



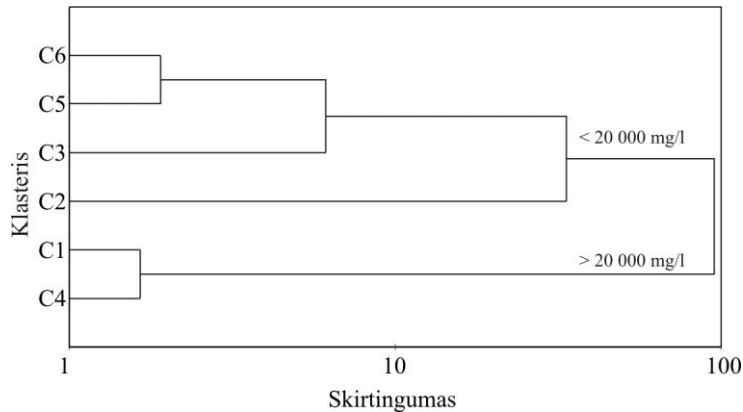
9 pav. Vidutinių bendros mineralizacijos reikšmių pasiskirstymas 142 sąvartynuose.

Atlikus klasterinę analizę buvo išskirti šeši klasteriai (7 lent., 10 pav.). Sąvartynai, patenkantys į C1 ir C4 klasterių grupes, pasižymi itin didelėmis (> 20 000 mg/l) vidutinės bendros mineralizacijos reikšmėmis. Šiems klasteriams būdinga vidutinė bendra mineralizacija gruntiniame vandenyje yra apie 3 kartus didesnė nei į C2 klasterį patenkančių sąvartynų ir apie 15 kartų didesnė nei į C3, C5 ir C6 klasterius patenkančių sąvartynų. Didžiausiomis vidutinėmis bendros mineralizacijos reikšmėmis intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose pasižyminčių sąvartynų kiekis sudaro 2%.

Sąvartynams, patenkantiems į C2 klasterį, būdingos 5000–11 000 mg/l ribose kintančios vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės. Tokios reikšmės būdingos 13% visų tirtų sąvartynų. Sąvartynams, patenkantiems į C3 klasterį, būdingos 3000–5000 mg/l ribose kintančios vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės. Šis klasteris apima 16% sąvartynų. Sąvartynams, patenkantiems į C5 ir C6 klasterius, būdingos mažiausiosios vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės: C5 1700–3000 mg/l, C6 400–1600 mg/l. Šie klasteriai atitinkamai apima 25% ir 44% sąvartynų (7 lent.).

7 lentelė. Vidutinių bendros mineralizacijos reikšmių klasteriams būdingi statistiniai rodikliai (mg/l).

Klasteris	Sąvartynų skaičius, n	Vidutinė bendroji mineralizacija, mg/l			
		minimumas	maksimumas	vidurkis	mediana
C6	62	454	1541	1025	1048
C5	35	1621	2941	2319	2294
C3	22	3141	5000	4037	3975
C2	20	5668	10 615	8318	8733
C4	1	23 450	23 450	23 450	23 450
C1	2	30 151	30 700	30 426	30 426



10 pav. Vidutinių bendros mineralizacijos reikšmių dendrograma.

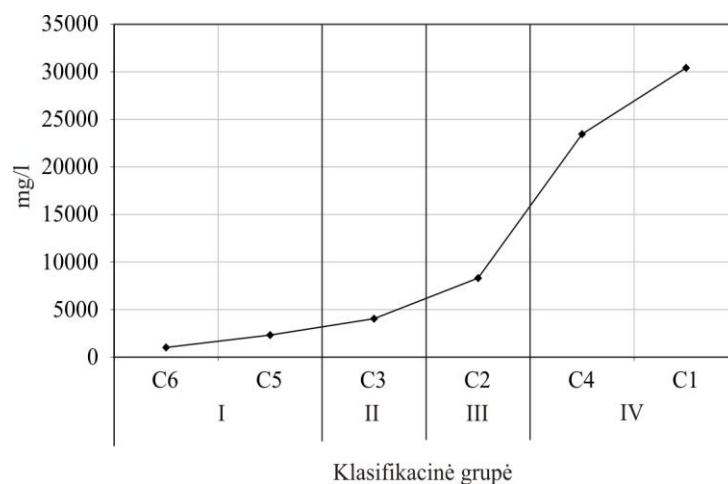
Rezultatų aptarimas. Normatyviniuose dokumentuose randama įvairių bendros mineralizacijos reikšmių klasifikacijų. Švaraus, tinkamo naudoti gėrimo ir buitinėms reikmėms bei nepavojingo gamtinei aplinkai požeminio vandens nurodomos ribos siekia nuo < 200 iki 3000 mg/l. Kaip nebetinkamo naudoti ir pavojingo gamtinei aplinkai nurodomi dydžiai siekia > 1000 mg/l, > 1500 mg/l, > 2000 mg/l, > 3000 mg/l, > 10 000 mg/l (FEPA, 1991; WHO, 2004; Sen, 2014; Hiscock, Bense 2014). Bendros mineralizacijos foninės reikšmės įvairiuose vandeningo sluoksnio genetiniuose tipuose kinta nuo 220 iki 680 mg/l (Baltrūnas, 2004).

Klasteriui C6 būdingos vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės, mažesnės už 1600 mg/l, C5 klasteriui – mažesnės už 3000 mg/l. Atsižvelgiant į normatyviniuose dokumentuose nurodomas klasifikacijas, įvairiems genetiniams tipams būdingas fonines reikšmes, galime teigti, kad sąvartynams, patenkantiems į šiuos klasterius, būdingas švarus ir mažiausiai gamtinei aplinkai pavojingas gruntinis vanduo. Tai leidžia minėtus klasterius sujungti į vieną klasifikacinę grupę (I – mažos mineralizacijos), kurios bendros

mineralizacijos vidutinės suapvalintos reikšmės kinta nuo 400 iki 3000 mg/l (11 pav.).

Klasteriams C4 ir C1 būdingos vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės didesnės už 10 000 mg/l ir daugiausia viršijančios gruntiniam vandeniui būdingą gamtinį foną. Toks gruntinis vanduo pavojingas gamtinei aplinkai ir žmogui. Atsižvelgiant į tai, C4 ir C1 klasterių grupes galima sujungti taip pat į vieną klasifikacinę grupę (IV – labai didelės mineralizacijos), kurios bendros mineralizacijos vidutinės suapvalintos reikšmės kinta nuo 20 000 iki 32 000 mg/l (11 pav.).

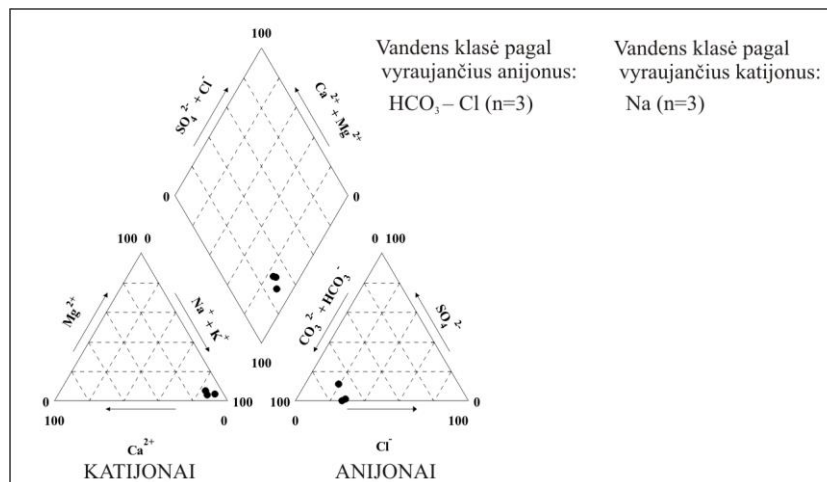
Klasteriams C2 ir C3 būdingos vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės užima tarpinę poziciją tarp švaraus, nepavojingo ir labai mineralizuoto, pavojingo gruntinio vandens. Taigi C3 klasteriui būdingas vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės galime laikyti vidutinio dydžio (II – klasifikacinė grupė), kurių suapvalintos reikšmės kinta nuo 3000 iki 5000 mg/l. Tuo tarpu C2 klasteriui būdingas vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės galime laikyti didelio dydžio (III – klasifikacinė grupė), kurių suapvalintos reikšmės kinta nuo 5000 iki 20 000 mg/l (11 pav.).



11 pav. Vidutinių bendros mineralizacijos reikšmių pasiskirstymo skirtinguose klasteriuose diagrama.

Bendros mineralizacijos klasifikacinių grupių gruntinio vandens cheminis pažeistumas

Labai didelės mineralizacijos gruntinis vanduo (20 000–32 000 mg/l). Šiai grupei priklauso apie 2,1% visų tiriamų sąvartynų. Sąvartynai yra įrengti atvirose ir pusiau atvirose hidrogeologinėse sistemose. Šios grupės sąvartynų intensyviausiai teršiamų zonų gruntiniame vandenyje bendroji mineralizacija gamtinį foną viršija apie 80 kartų (8 lent.). Vyrauja $\text{HCO}_3\text{--Cl--Na}$ cheminis vandens tipas (12 pav.). Kitų autorių vandens klasių ir cheminiai tipų vertinimo rezultatai labiausiai filtrato paveiktoje gruntinio vandens zonoje panašūs į atlikto tyrimo rezultatus. Dažniausiai darbuose minimi Na--Cl--HCO_3 , $\text{Na--HCO}_3\text{--Cl}$, Na--HCO_3 (Šimšek ir kt., 2008), Na--Cl , Mg--HCO_3 , Cl--SO_4 (Han ir kt., 2014) vandens tipai. Chloridų ir natrio koncentracijos švariame vandenyje siekia apie 10 mg/l, todėl didelės šių vyraujančių hidrocheminių komponentų koncentracijos yra susijusios su antropogenine tarša ir labai didelės mineralizacijos požeminiu vandeniu (Berkowitz ir kt., 2008).



12 pav. Piperio diagrama, charakterizuojanti labai didelės mineralizacijos gruntinio vandens cheminius tipus.

Gruntiniame vandenyje vyrauja silpnai šarminė aplinka, rūgštingumo šarmingumo rodiklis kinta nuo 8,0 iki 8,3 pH vnt. (9 priedas). Apie oksidacijos-redukcijos potencialo reikšmes duomenų nėra, tačiau iš organinių medžiagų koncentracijų ir aukštų anglies dvideginio koncentracijų galime spręsti apie mažas deguonies koncentracijas, intensyvius organinių medžiagų

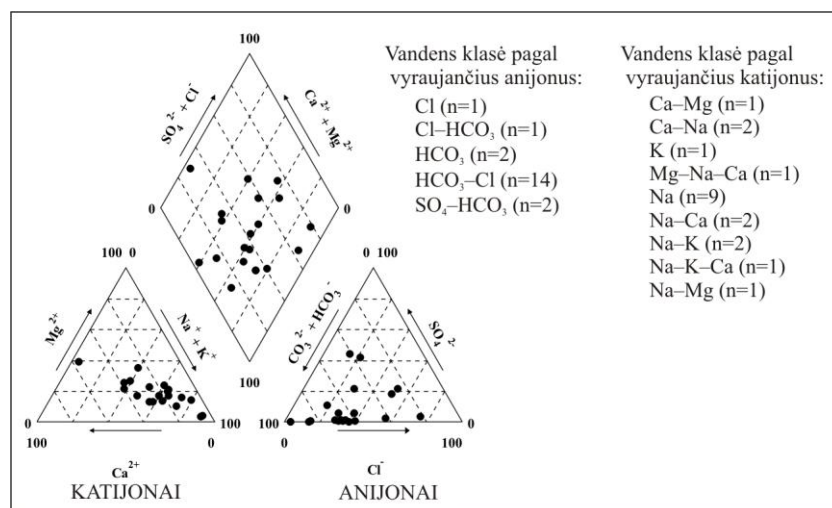
8 lentelė. Koncentracijos koeficiento (K_k) vidutinės reikšmės bendros mineralizacijos klasifikacinių grupių gruntiniame vandenyje (faktinės hidrocheminių komponentų vidutinės koncentracijos (C_f) pateiktos disertacinio darbo 9 priede).

Hidrocheminis komponentas	Gantinis fonas f III/ g III C_f	Bendros mineralizacijos klasifikacinės grupės													
		Labai didelė mineralizacija (n=3)		Didelė mineralizacija (n=20)				Vidutinė mineralizacija (n=22)				Maža mineralizacija (n=97)			
		K_k	K_k	K_k	K_k	K_k	K_k	K_k	K_k	K_k	K_k	K_k	K_k	K_k	K_k
	A-P	PA	A-P	PA-S	PU-S	U-LS	A-P	PA-S	PU-S	U-LS	A-P	PA-S	PU-S	U-LS	
pH	7,54/6,94	1,06	1,10	1,01	1,01	1,05	1,08	0,95	0,93	1,01	1,04	0,97	0,95	1,05	1,01
Eh	245/205	–	–	0,60	0,31	0,00	0,00	0,00	0,79	0,00	0,00	0,72	1,01	1,33	0,00
BM	378/563	80,49	62,04	23,75	22,05	16,47	12,31	9,58	10,42	8,28	6,87	3,55	2,98	2,46	1,80
Cl ⁻	14,8/23	262,23	147,16	81,82	100,61	23,04	25,43	23,92	39,86	28,13	39,09	2,70	4,73	4,13	2,30
SO ₄ ²⁻	24,8/31,5	5,69	68,43	1,90	12,14	0,54	18,92	7,70	11,33	1,33	2,95	2,78	3,63	5,08	3,30
HCO ₃ ⁻	210/375	82,91	61,01	20,43	13,62	16,26	8,36	9,19	7,95	7,13	6,03	3,60	2,81	1,80	1,76
Ca ²⁺	60,9/69	4,96	7,21	3,61	5,88	7,12	6,86	4,55	6,35	4,81	4,49	2,94	3,60	3,04	2,71
Mg ²⁺	19,6/34,8	6,84	5,36	7,86	8,88	4,20	5,40	6,07	8,21	2,99	3,97	2,14	2,65	1,64	1,09
Na ⁺	7/17,4	375,43	430,29	146,57	94,86	31,09	39,08	44,43	41,86	15,92	26,38	6,14	4,00	3,33	0,98
K ⁺	1,6/4,1	1338,75	1304,38	447,50	48,13	92,68	59,02	128,13	105,00	18,54	100,73	21,25	8,75	5,61	1,71
NH ₄ ⁺	0,14/0,88	27185,71	13985,71	3521,43	3257,14	1087,50	602,27	992,86	300,00	537,50	157,95	28,57	7,14	1,14	1,14
NO ₃ ⁻	2,69/2,77	68,03	445,72	0,37	52,79	4,33	100,36	5,95	0,15	59,57	0,36	3,35	5,58	5,42	0,36
NO ₂ ⁻	0,03/0,03	666,67	66,67	66,67	33,33	133,33	233,33	66,67	33,33	100,00	33,33	0,33	0,33	13,33	0,00
ChDS _{Mn}	2,58/3,05	408,53	73,26	118,22	58,53	80,98	48,52	27,91	51,16	26,89	11,80	5,43	3,88	4,59	2,62
Pb	0,003/0,003	66,67	33,33	33,33	3,33	0,67	36,67	3,33	1,00	13,67	15,67	3,33	3,33	1,00	0,33
Cd	0,0005/0,001	40,00	0,00	0,80	0,60	0,25	0,00	0,60	0,60	0,25	0,25	0,60	0,60	0,25	0,25
Ni	0,003/0,01	200,00	100,00	66,67	6,67	20,00	10,00	13,33	7,67	0,50	3,00	3,33	3,33	2,00	1,00
Cr	0,007/0,012	42,86	5,71	14,29	14,29	16,67	16,67	1,43	0,71	0,08	0,00	1,43	0,00	0,83	0,83
Zn	0,031/0,06	0,00	3,23	1,29	3,23	0,67	0,17	3,23	3,23	0,17	1,67	1,29	3,23	0,50	1,67

*BM – bendroji mineralizacija, Eh – oksidacijos-redukcijos potencialas, ChDS_{Mn} – cheminis deguonies suvartojimas, kai oksidatorius yra kalio permanganatas, A-P – atvira, PA-S – pusiau atvira, PU-S – pusiau uždara, U-LS – uždara hidrogeologinė sistema, n – sąvartynų skaičius, K_k – koncentracijos koeficientas, C_f – foninė hidrocheminio komponento koncentracija. Visi hidrocheminiai komponentai matuojami mg/l, išskyrus pH (pH vnt.), Eh (mV), ChDS_{Mn} (mg/l O₂).

destrukcijos procesus. Labai didelės mineralizacijos gruntiniame vandenyje vyrauja aukštos hidrokarbonatų, kalcio, magnio koncentracijos. Suminio užterštumo rodiklis pagal bendruosius hidrocheminius komponentus vidutiniškai sudaro $Z_{v\text{bendr}} \sim 2044$, pagal biogeninius $Z_{v\text{biog}} \sim 21\,207$, pagal metalus $Z_{v\text{metal}} \sim 242$ (8 lent.).

Didelės mineralizacijos gruntinis vanduo (5000–20 000 mg/l). Šiai grupei priklauso apie 14% visų tiriamų sąvartynų. Sąvartynai yra įrengti atvirose, pusiau atvirose, pusiau uždaroje ir uždaroje hidrogeologinėse sistemose. Šios grupės sąvartynų intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose bendroji mineralizacija gamtinį foną viršija apie 22 (f III)/16 (g III) kartų (8 lent.). Pagal vyraujančius anijonus nustatytos 5 vandens klasės, kurios patenka į HCO_3 (1), $\text{HCO}_3\text{--Cl}$ (3) ir $\text{HCO}_3\text{--SO}_4$ (1) vandens klasių klasifikacines grupes (13 pav., 5 lent.). Didžiosios dalies sąvartynų (70%) gruntiniame vandenyje vyrauja $\text{HCO}_3\text{--Cl}$ vandens klasė (13 pav.). Pagal vyraujančių katijonų sudėtį labiausiai būdingos vandens klasės, kuriose 20% procentinę ekvivalentinę dalį daugiausiai viršijo Na^+ , taip pat Ca^{2+} , K^+ , Mg^{2+} katijonai (13 pav.). Tai nebuvo būdinga labai didelės mineralizacijos gruntiniam vandeniui.



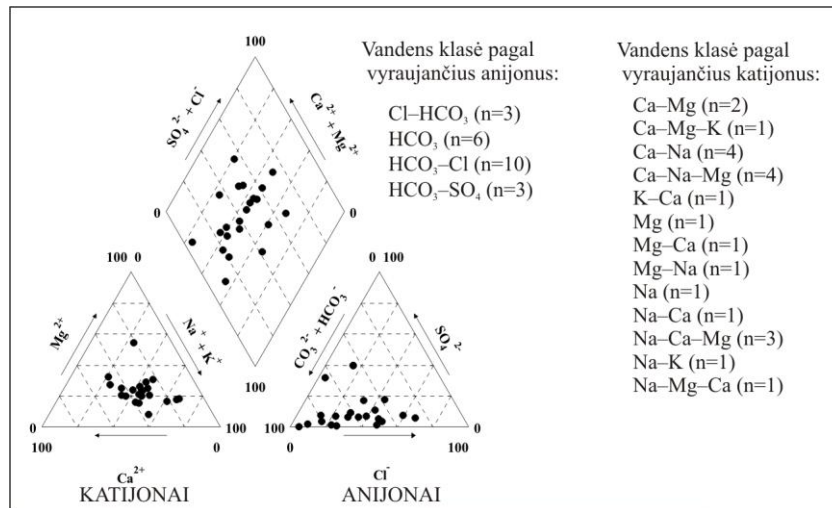
13 pav. Piperio diagrama, charakterizuojanti didelės mineralizacijos gruntinio vandens cheminius tipus.

Gruntiniame vandenyje vyrauja neutrali, silpnai šarminė aplinka. Rūgštingumo šarminingumo rodiklis kinta nuo 7,3 iki 7,7 pH vnt. Oksidacijos-

redukcijos rodiklis siekia 75–174,8 mV. Vyrauja apie 97–615 mg/l CO₂ koncentracijos, kurios apie 5 kartus mažesnės nei labai didelės mineralizacijos gruntiniame vandenyje (9 priedas). Iš šių rodiklių verčių galima spręsti, kad organinės medžiagos destrukcijos metu susidarantys angliarūgštės kiekiai, didinantys hidrocheminės aplinkos šarmingumą, kiek mažesni nei labai didelės mineralizacijos gruntiniame vandenyje. Tai nulemia ir mažesnes organinių medžiagų koncentracijas.

Labiau smėlingose nuogulose įrengtų sąvartynų gruntiniame vandenyje suminio užterštumo rodikliai pagal bendruosius hidrocheminius komponentus vidutiniškai sudaro $Z_{vbendr} \sim 491$, pagal biogeninius $Z_{vbiog} \sim 3464$, pagal metalus $Z_{vmetal} \sim 68$. Labiau molingose nuogulose įrengtų sąvartynų suminio užterštumo rodikliai pagal bendruosius hidrocheminius komponentus vidutiniškai sudaro $Z_{vbendr} \sim 163$, pagal biogeninius $Z_{vbiog} \sim 1079$, pagal metalus $Z_{vmetal} \sim 47$ (8 lent.).

Vidutinės mineralizacijos gruntinis vanduo (3000–5000 mg/l). Šiai grupei priklauso apie 15,4% visų tiriamų sąvartynų. Sąvartynai yra įrengti atvirose, pusiau atvirose, pusiau uždaroje ir uždaroje hidrogeologinėse sistemose. Šios grupės sąvartynų intensyviausiai teršiamų gruntinio vandens zonų bendroji mineralizacija gamtinį foną vidutiniškai viršija ~ 10 (f III)/8 (g III) kartus (8 lent.). Pagal vyraujančius anijonus nustatytos 4 vandens klasės, kurios patenka į HCO₃ (1), HCO₃–Cl (2) ir HCO₃–SO₄ (1) vandens klasių klasifikacines grupes. Didžiosios dalies sąvartynų gruntiniame vandenyje vyrauja HCO₃–Cl (45,5% sąvartynų kiekio) ir HCO₃ (27,3% sąvartynų kiekio) vandens klasės. Pagal vyraujančių katijonų sudėtį labiausiai būdingos vandens klasės, kuriose 20% procentinę ekvivalentinę dalį viršija Na⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺ katijonai (14 pav.). Didžiausią procentinę ekvivalentinę dalį nustatytoje vandens klasėje sudaro Na⁺ ir Ca²⁺ katijonai (14 pav.). Vyraujantys anijonai ir katijonai charakterizuoja mažesnę gruntinio vandens cheminį pažeistumą lyginant su didesnių mineralizacijų gruntiniu vandeniu.



14 pav. Piperio diagrama, charakterizuojanti vidutinės mineralizacijos gruntinio vandens cheminius tipus.

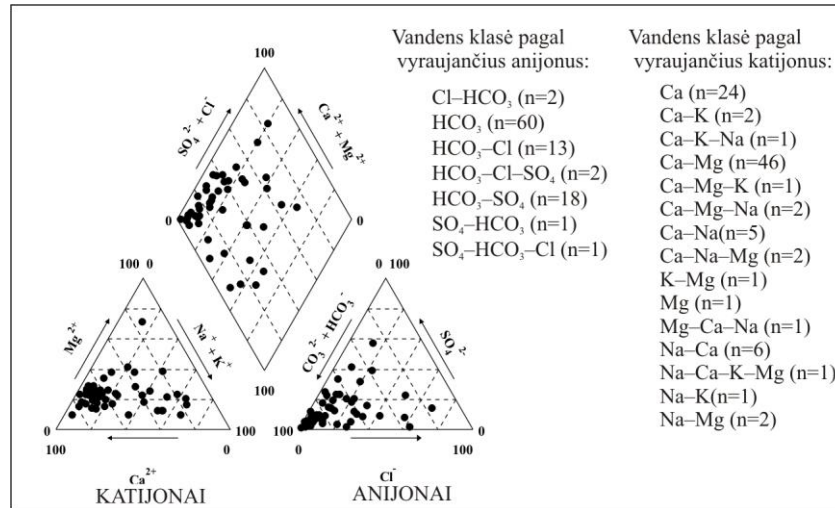
Gruntiniame vandenyje vyrauja neutrali aplinka. Rūgštingumo šarmingumo rodiklis kinta nuo 7,0 iki 7,4 pH vnt. Oksidacijos-redukcijos rodiklis apie 200 mV, vyrauja apie 140–390 mg/l siekianti CO₂ koncentracija (9 priedas).

Labiau smėlingose nuogulose įrengtų sąvartynų gruntiniame vandenyje suminio užterštumo rodikliai pagal bendruosius hidrocheminius komponentus vidutiniškai sudaro $Z_{Vbendr} \sim 216$, pagal biogeninius $Z_{Vbiog} \sim 697$, pagal metalus $Z_{Vmetal} \sim 14$. Labiau molingose nuogulose įrengtuose sąvartynuose suminio užterštumo rodikliai pagal bendruosius hidrocheminius komponentus vidutiniškai sudaro $Z_{Vbendr} \sim 125$, pagal biogeninius $Z_{Vbiog} \sim 442$, pagal metalus $Z_{Vmetal} \sim 14$ (8 lent.).

Mažos mineralizacijos gruntinis vanduo (< 3000 mg/l). Šiai grupei priklauso apie 68,3% visų tiriamų sąvartynų. Sąvartynai yra įrengti atvirose, pusiau atvirose, pusiau uždaroje ir uždaroje hidrogeologinėse sistemose. Šios grupės sąvartynų gruntinio vandens bendroji mineralizacija gamtinį foną viršija apie 3 (f III)/2 (g III) kartus (8 lent.).

Pagal vyraujančius anijonus nustatytos 7 vandens klasės, kurios patenka į HCO₃ (1), HCO₃-Cl (3) ir HCO₃-SO₄ (3) vandens klasių klasifikacines grupes. Didžiosios dalies sąvartynų gruntiniame vandenyje vyrauja HCO₃

(61,9% sąvartynų kiekio) vandens klasė. Pagal vyraujančių katijonų sudėtį vyrauja vandens klasės, kuriose didžiausią procentinę ekvivalentinę dalį sudaro Ca^{2+} ir Mg^{2+} katijonai (15 pav.). Švariam vandeniui būdingas $\text{HCO}_3\text{--Ca--Mg}$ vandens tipas (Jamshidzadeh, Mirbagheri, 2011), taigi šios grupės sąvartynams būdinga hidrocheminė sudėtis artima švariam požeminiam vandeniui.



15 pav. Piperio diagrama, charakterizuojanti mažos mineralizacijos gruntinio vandens cheminius tipus.

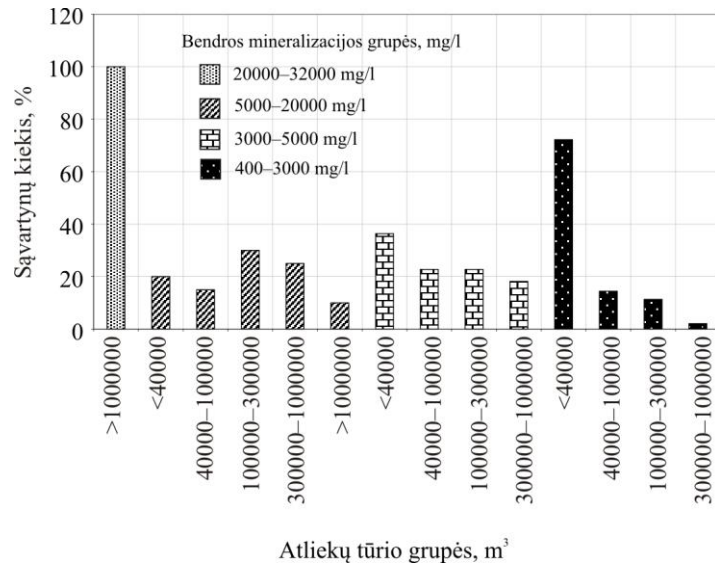
Gruntiniame vandenyje vyrauja neutrali aplinka. Rūgštingumo-šarmingumo rodiklis kinta nuo 7,0 iki 7,4 pH vnt. Oksidacijos-redukcijos potencialas siekia iki 350 mV, deguonies koncentracija – iki 9 mg/l, CO_2 ~ 89 mg/l (9 priedas). Šie rodikliai žymi pakankamai geras oksidacines sąlygas intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose. Tai parodo ir daug mažesni organinių medžiagų kiekiai nei kituose, didesnio užterštumo sąvartynų.

Labiau smėlingose nuogulose įrengtų sąvartynų gruntiniame vandenyje suminio užterštumo rodikliai pagal bendruosius hidrocheminius komponentus vidutiniškai sudaro $Z_{Vbendr} \sim 30$, pagal biogeninius $Z_{Vbiog} \sim 21$, pagal metalus $Z_{Vmetal} \sim 6$. Labiau molingose nuogulose įrengtų sąvartynų gruntiniame vandenyje suminio užterštumo rodikliai pagal bendruosius hidrocheminius komponentus vidutiniškai sudaro $Z_{Vbendr} \sim 13$, pagal biogeninius $Z_{Vbiog} \sim 9$, pagal metalus $Z_{Vmetal} \sim 0,3$ (8 lent.).

Rezultatų aptarimas. Taršai palankiausiose atvirose ir pusiau atvirose hidrogeologinėse sistemose didžiausią procentą sudaro sąvartynai, kurių intensyviausiai teršiamoje gruntinio vandens zonose vyrauja maža mineralizacija. Šių sąvartynų gruntinio vandens hidrocheminių komponentų koncentracijos, išskyrus azoto junginius, artimos gamtiniam fonui, todėl taršos sklaida potencialiai nepavojinga. Sąvartynai, kurių intensyviausiai teršiamose zonose vyrauja labai didelės ir didelės mineralizacijos reikšmės, sudaro mažiausias procentines sąvartynų kiekio dalis atvirose ir pusiau atvirose hidrogeologinėse struktūrose. Tačiau šiems sąvartynams būdingi hidrocheminiai komponentai gamtinį foną viršija nuo kelių šimtų iki kelių tūkstančių kartų ir charakterizuoja stipriai pažeistą hidrocheminę aplinką bei palankias sąlygas teršalų sklaidai smėlingose nuogulose. Molingose nuogulose įrengtuose sąvartynuose nenustatyta sąvartynų, kurių gruntiniam vandeniui būtų būdinga labai didelė mineralizacija. Molingose nuogulose įrengtuose sąvartynuose taip pat vyrauja mažos mineralizacijos gruntinis vanduo.

4.1.4. Taršos plėtros galimybės sąvartynuose, kuriems būdingas skirtingas intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos cheminis pažeistumas

Iš 16 paveiksle pateiktų rezultatų matyti, kad sąvartynuose, kurių intensyviausiai teršiamoms gruntinio vandens zonoms būdingos labai didelės bendros mineralizacijos reikšmės, vyrauja labai dideli atliekų tūriai (100% bendro sąvartynų kiekio).



16 pav. Sąvartynų kiekio procentinis pasiskirstymas skirtingose atliekų tūrio ir bendros mineralizacijos grupėse.

Sąvartynuose, kurių intensyviausiai teršiamoms gruntinio vandens zonoms būdingos didelės bendros mineralizacijos reikšmės, pasitaiko labai dideli (10%), dideli (25%), vidutiniai (30%), maži (15%) ir labai maži (20%) atliekų tūriai (16 pav.).

Sąvartynuose, kurių intensyviausiai teršiamoms gruntinio vandens zonoms būdingos vidutinės bendros mineralizacijos reikšmės, pasitaiko dideli (18,2%), vidutiniai (22,7%), maži (22,7%) ir labai maži (36,4%) atliekų tūriai. Sąvartynų, kuriems būtų būdingas labai didelis atliekų tūris, nenustatyta (16 pav.).

Sąvartynuose, kurių intensyviausiai teršiamoms gruntinio vandens zonoms būdingos mažos bendros mineralizacijos reikšmės, pasitaiko dideli (2,1%), vidutiniai (11,3%), maži (14,4%) ir labai maži (72,2%) atliekų tūriai. Sąvartynų, kuriems būtų būdingas labai didelis atliekų tūris, taip pat nenustatyta (16 pav.).

Rezultatų aptarimas. Rezultatai parodė, kad didesnio tūrio sąvartynuose yra didesnis intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos cheminis pažeistumas ir produkuojamas didesnis teršalų kiekis.

4.2. Tipinių sąvartynų atrinkimo galimybės

Klasifikavimo rodiklių vertinimo rezultatai atskleidė itin didelę sąvartynams būdingą atliekų tūrio, gruntinio vandens užterštumo, hidrogeologinių sistemų įvairovę. Galime teigti, kad neskirstant šių rodiklių reikšmių į charakteringas klases, tipinių sąvartynų parinkimas būtų neįmanomas. 11 disertacinio darbo priede pateiktas sąvartynų klasifikavimo žemėlapis, 9 lentelėje – sąvartynų tipai su vienodomis klasifikavimo rodiklių charakteristikomis. Remiantis žemėlapyje apibendrinta trijų klasifikavimo rodiklių informacija, nustatytas 31 sąvartynų tipas su vienodomis klasifikavimo rodiklių charakteristikomis. Tiek sudarytame žemėlapyje, tiek 9 lentelėje matyti, kad tik 3 sąvartynų tipai yra įrengti visose tiriamose hidrogeologinėse sistemose. Pastarieji charakterizuoja mažiausio tūrio sąvartynus, kurių intensyviausiai teršiamoms gruntinio vandens zonoms būdingas labai mažas cheminis pažeistumas. Labai mažo tūrio ir mažo pavojingumo sąvartynai sudaro didžiausią procentinę dalį tiriamoje sąvartynų imtyje, todėl natūralu, kad ir skirtingų sąvartynų tipų pasiskirstymas skirtingose hidrogeologinėse sistemose daug įvairesnis. Taršos sklaidos gruntiniame vandenyje uždaviniams spręsti palankiausi yra didžiausio tūrių ir didžiausio gruntinio vandens cheminio pažeistumo sąvartynai. Tačiau čia klasifikavimo rodiklių identiškumą komplikuoja keletas aspektų: 1) kaip matyti klasifikavimo žemėlapyje (11 priedas) bei 9 lentelėje, tokių sąvartynų tipai dažniausiai įrengti tik 1–3 tiriamų hidrogeologinių sistemų tipuose; 2) labai mažas sąvartynų procentinis kiekis uždaroje hidrogeologinėse sistemose; 3) taršos sklaidos uždaviniams spręsti taip pat reikalingi sąvartynų filtrato hidrocheminiai duomenys, pakankama gruntinio vandens hidrocheminių duomenų imtis, palanki gruntinio vandens hidrodinaminė situacija.

9 lentelė. Sąvartynų tipai su vienodomis klasifikavimo rodiklių charakteristikomis, įrengti skirtingose hidrogeologinėse sistemose.

Sąvartyno tipo Nr.	Hidrogeologinės sistemos tipas	Atliekų tūrio grupė	Bendros mineralizacijos grupė	Vandens klasės pagal vyraujančius anijonus grupė	Sąvartynų skaičius	Sąvartyno tipo Nr.	Hidrogeologinės sistemos tipas	Atliekų tūrio grupė	Bendros mineralizacijos grupė	Vandens klasės pagal vyraujančius anijonus grupė	Sąvartynų skaičius
1	A	>1 000 000	20 000–32 000	HCO ₃ -Cl	2	19	PA	40 000–100 000	3000–5000	HCO ₃	1
	PA	>1 000 000	20 000–32 000	HCO ₃ -Cl	1	20	A	40 000–100 000	3000–5000	HCO ₃ -Cl	3
2	A	>1 000 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	1		21	PU	40 000–100 000	3000–5000	HCO ₃ -Cl
	PA	>1 000 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	1	A		40 000–100 000	400–3000	HCO ₃	2
3	A	>1 000 000	3000–5000	HCO ₃	1	22	PU	40 000–100 000	400–3000	HCO ₃	1
4	A	300 000–1 000 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	1		U	40 000–100 000	400–3000	HCO ₃	1
	PA	300 000–1 000 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	2	A	40 000–100 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	4	
	PU	300 000–1 000 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	1	U	40 000–100 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	1	
5	PU	300 000–1 000 000	5000–20 000	HCO ₃ -SO ₄	1	23	A	40 000–100 000	400–3000	HCO ₃ -SO ₄	4
6	A	300 000–1 000 000	3000–5000	HCO ₃	1		PA	40 000–100 000	400–3000	HCO ₃ -SO ₄	1
	PA	300 000–1 000 000	3000–5000	HCO ₃	1	24	A	<40 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	2
7	A	300 000–1 000 000	3000–5000	HCO ₃ -Cl	1		U	<40 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	1
	U	300 000–1 000 000	3000–5000	HCO ₃ -Cl	1	25	A	<40 000	5000–20 000	HCO ₃ -SO ₄	1
8	A	300 000–1 000 000	400–3000	HCO ₃ -SO ₄	1	26	A	<40 000	3000–5000	HCO ₃	1
9	A	300 000–1 000 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	1	27	A	<40 000	3000–5000	HCO ₃ -Cl	2
10	U	100 000–300 000	5000–20 000	HCO ₃	2		PA	<40 000	3000–5000	HCO ₃ -Cl	1
11	A	100 000–300 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	2	28	U	<40 000	3000–5000	HCO ₃ -Cl	2
	PA	100 000–300 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	1		A	<40 000	3000–5000	HCO ₃ -SO ₄	1
	U	100 000–300 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	1	29	A	<40 000	400–3000	HCO ₃	31
12	PU	100 000–300 000	3000–5000	HCO ₃	1		PA	<40 000	400–3000	HCO ₃	12
13	A	100 000–300 000	3000–5000	HCO ₃ -Cl	2		PU	<40 000	400–3000	HCO ₃	6
14	A	100 000–300 000	3000–5000	HCO ₃ -SO ₄	1	30	U	<40 000	400–3000	HCO ₃	3
	PA	100 000–300 000	3000–5000	HCO ₃ -SO ₄	1		A	<40 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	1
15	A	100 000–300 000	400–3000	HCO ₃	4	31	PA	<40 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	1
16	A	100 000–300 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	3		PU	<40 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	1
	PA	100 000–300 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	2		U	<40 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	1
	PU	100 000–300 000	400–3000	HCO ₃ -Cl	1	A	<40 000	400–3000	HCO ₃ -SO ₄	4	
17	A	100 000–300 000	400–3000	HCO ₃ -SO ₄	1	31	PA	<40 000	400–3000	HCO ₃ -SO ₄	5
18	A	40 000–100 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	2		PU	<40 000	400–3000	HCO ₃ -SO ₄	3
	PU	40 000–100 000	5000–20 000	HCO ₃ -Cl	1		U	<40 000	400–3000	HCO ₃ -SO ₄	2

Lietuvoje atliekamo požeminio vandens monitoringo programos nėra vienodos, senuose uždarytuose sąvartynuose neįrengti sąvartyno filtrato surinkimo įrenginiai, todėl daugumoje sąvartynų hidrocheminių filtrato duomenų nėra, taip pat – nepakankamas kiekis ir gruntinio vandens hidrocheminių matavimų. Dėl minėtų aspektų nėra galimybės atrinkti identiškų klasifikavimo rodiklius turinčius ir kitus reikalavimus atitinkančius tipinius sąvartynus skirtingose hidrogeologinėse sistemose. Tačiau atlikta klasifikacija sudaro galimybes atrinkti panašius klasifikavimo rodiklius turinčius sąvartynus.

10 lentelėje pateiktas tipinių sąvartynų, įrengtų skirtingose hidrogeologinėse sistemose, parinkimo pavyzdys. Parinkti sąvartynai turi identišką intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos hidrochemines charakteristikas bei panašius atliekų tūrius. Parinkti sąvartynai buvo panaudoti kaip disertacinio darbo tyrimo objektai, kuriuose buvo atliekamas taršos sklaidos gruntiniame vandenyje dėsningumų nustatymas.

10 lentelė. Tipiniai sąvartynai ir jų klasifikavimo rodikliai.

Klasifikavimo rodiklis		Tipinio sąvartyno pavadinimas		
		Kariotiškių	Alytaus	Zabališkio
Hidrogeologinės sistemos tipas		A-P	PA-S	U-LS
Atliekų tūrio grupė, m ³		>1 000 000	300 000–1 000 000	100 000–300 000
Faktinis atliekų tūris, m ³		3 500 000	370 044	182 000
Intensyviausiai teršiamos zonos hidrocheminės charakteristikos	Vidutinės bendros mineralizacijos grupė, mg/l	5000–20 000	5000–20 000	5000–20 000
	Faktinė vidutinė bendra mineralizacija, mg/l	6440	5000	5668
	Vandens klasės pagal vyraujančius anijonus grupė	HCO ₃ -Cl	HCO ₃	HCO ₃
	Faktinė vandens klasė pagal vyraujančius anijonus	HCO ₃ -Cl	HCO ₃	HCO ₃

Rezultatų aptarimas. Klasifikavimo rezultatų pavaizdavimas sąvartynų klasifikavimo žemėlapyje palengvina kiekvienoje išskirtoje hidrogeologinėje sistemoje pasirinkti tipinius panašaus atliekų tūrio sąvartynus su panašiomis labiausiai užterštos zonos hidrocheminėmis charakteristikomis. Tokiuose sąvartynuose produkuojamos taršos sklaidos gruntiniu vandeniu dėsningumai turi būti panašūs. Disertaciniame darbe pateikiama sąvartynų klasifikavimo

metodika gali būti pritaikyta ir kitose šalyse su panašiomis arba nebūtinai panašiomis hidrogeologinėmis sąlygomis.

4.3. Taršos sklaidos tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje vertinimo rezultatai

4.3.1. Sąvartynų filtrato hidrocheminė charakteristika

Sąvartyno filtratą tiksliausiai apibūdina tokie rodikliai kaip ChDS_{Cr} , BDS_5 , $\text{BDS}_5/\text{ChDS}_{\text{Cr}}$ santykis, pH, amonis bei sunkieji metalai. Daugelio tyrimų rezultatai parodė, kad sąvartyno amžius ir atliekų stabilizacijos laipsnis turi reikšmingą įtaką filtrato ir juo teršiamo požeminio vandens charakteristikai (Renou ir kt., 2008; Kjeldsen ir kt., 2002). Didėjant sąvartyno amžiui, labiausiai didėja amonio koncentracija bei mažėja $\text{BDS}_5/\text{ChDS}_{\text{Cr}}$ santykis (Lou ir kt., 2009). Iš pastarojo santykio galima spręsti, kurioje atliekų ardymo stadijoje – rūgščiojoje, pereinamojoje ar metaninėje – yra sąvartynas. Rūgščiojoje stadijoje $\text{BDS}_5/\text{ChDS}_{\text{Cr}}$ santykio reikšmė $\geq 0,4$, pereinamojoje – $0,4 > \text{BDS}_5/\text{ChDS}_{\text{Cr}} > 0,2$, metaninėje – $\text{BDS}_5/\text{ChDS}_{\text{Cr}} \leq 0,2$. Kariotiškių filtrate nustatytas $\text{BDS}_5/\text{ChDS}_{\text{Cr}}$ santykis siekė 0,2. Rūgštingumo-šarmingumo rodiklis pH silpnai šarminis $\sim 8,34$ pH vnt. (11 lent.). Šie rodikliai rodo, kad sąvartynas yra pasiekęs metaninę stadiją. Alytaus sąvartyno filtrate nebuvo matuoti suminiai organinių medžiagų rodikliai, todėl $\text{BDS}_5/\text{ChDS}_{\text{Cr}}$ santykis nenustatytas, tačiau iš pH rodiklių, amonio koncentracijos galime manyti, kad sąvartyno filtratas taip pat pasiekęs metaninę stadiją. Šioje fazėje metanogeninės bakterijos (*methanogenic archaea*) skaido lakiųjų riebalų rūgštis ir mažina organinių medžiagų kiekį filtrate, dėl to pH rodiklis viršija 7 pH vnt. (Kurniawan ir kt., 2006). Zabieliškio sąvartyno filtrate vyrauja silpnai šarminė aplinka, $\text{BDS}_5/\text{ChDS}_{\text{Cr}}$ santykis 0,6. Tai rodo, kad filtratas nėra pasiekęs metaninės stadijos (11 lent.).

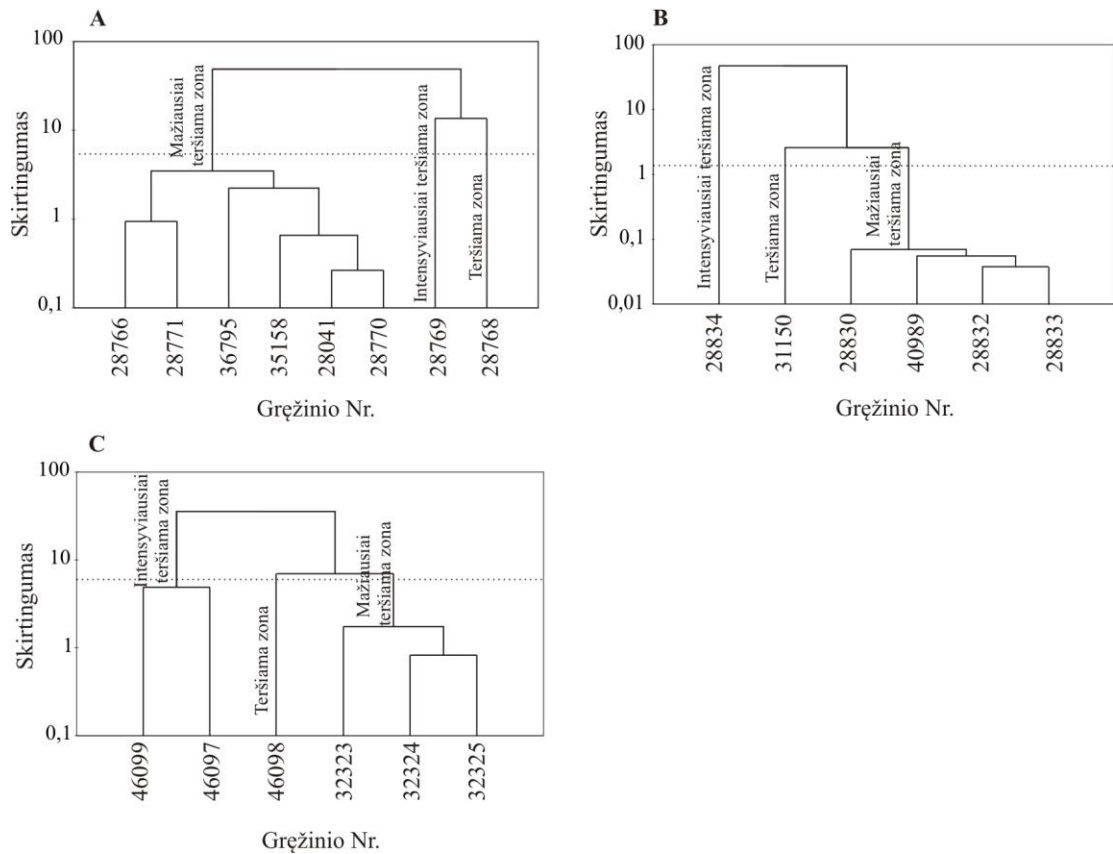
11 lentelė. Sąvartynų filtrato hidrocheminių komponentų vidutinės koncentracijos.

Hidrocheminis komponentas	Matavimo vienetai	Tipinis sąvartynas		
		Kariotiškių	Alytaus	Zabielišio
pH	pH vnt.	8,34	8,33	7,59
Eh	mV	–	350	193,6
BM	mg/l	20 792	11 872	13 929
CO ₂	mg/l	111	61	340
Cl ⁻	mg/l	1661	1323	1483
SO ₄ ²⁻	mg/l	14,8	4,2	56
HCO ₃ ⁻	mg/l	13 305	7048	8371
NO ₂ ⁻	mg/l	<0,01	<0,01	0,04
NO ₃ ⁻	mg/l	<0,05	<0,05	0,7
NH ₄ ⁺	mg/l	2640	1062	1227
Na ⁺	mg/l	1880	935	1026
K ⁻	mg/l	935	1096	1467
Ca ²⁺	mg/l	210	175	367
Mg ²⁺	mg/l	63	205	210
ChDS _{Mn}	mg/l O ₂	1200	544	634
ChDS _{Cr}	mg/l O ₂	3300	–	1641
BDS ₇	mg/l O ₂	874	–	1081
BDS ₅	mg/l O ₂	760	–	940
N _{bendras}	mg/l	2240	1160	1033
P _{bendras}	mg/l	14,5	10	14
Cd	mg/l	0,3	0,0001	0,0003
Ni	mg/l	0,065	0,00138	0,13
Pb	mg/l	0,001	–	–
Mn	mg/l	1,7	0,49	0,31
Zn	mg/l	0,04	0,24	–
Cu	mg/l	0,004	0,034	–
Cr	mg/l	0,23	0,248	0,50

* BM – bendroji mineralizacija, Eh – oksidacijos-redukcijos potencialas, N_{bendras} – bendras azotas, P_{bendras} – bendras fosforas.

4.3.2. Sąvartynų poveikio zonos gruntiniame vandenyje ir jų hidrocheminė charakteristika

Atlikus visų tipinių sąvartynų stebimųjų gręžinių gruntinio vandens 10 hidrocheminių komponentų klasterinę analizę, buvo išskirtos 3 klasterių grupės (17 pav.). Šias klasterių grupes atitinkančioms sąvartynų poveikio zonoms buvo suteikti atitinkami pavadinimai: *intensyviausiai teršiama* gruntinio vandens zona (su atliekų sąvarta sutampanti arba arčiausiai jos esanti taršos zona), *teršiama* gruntinio vandens zona (tarpinė) ir *mažiausiai teršiama* gruntinio vandens zona (labiausiai nuo sąvartos nutolusi). Išskirtų klasterių (sąvartyno poveikio zonų) hidrocheminių komponentų vidutinės koncentracijos pateiktos 12 lentelėje.

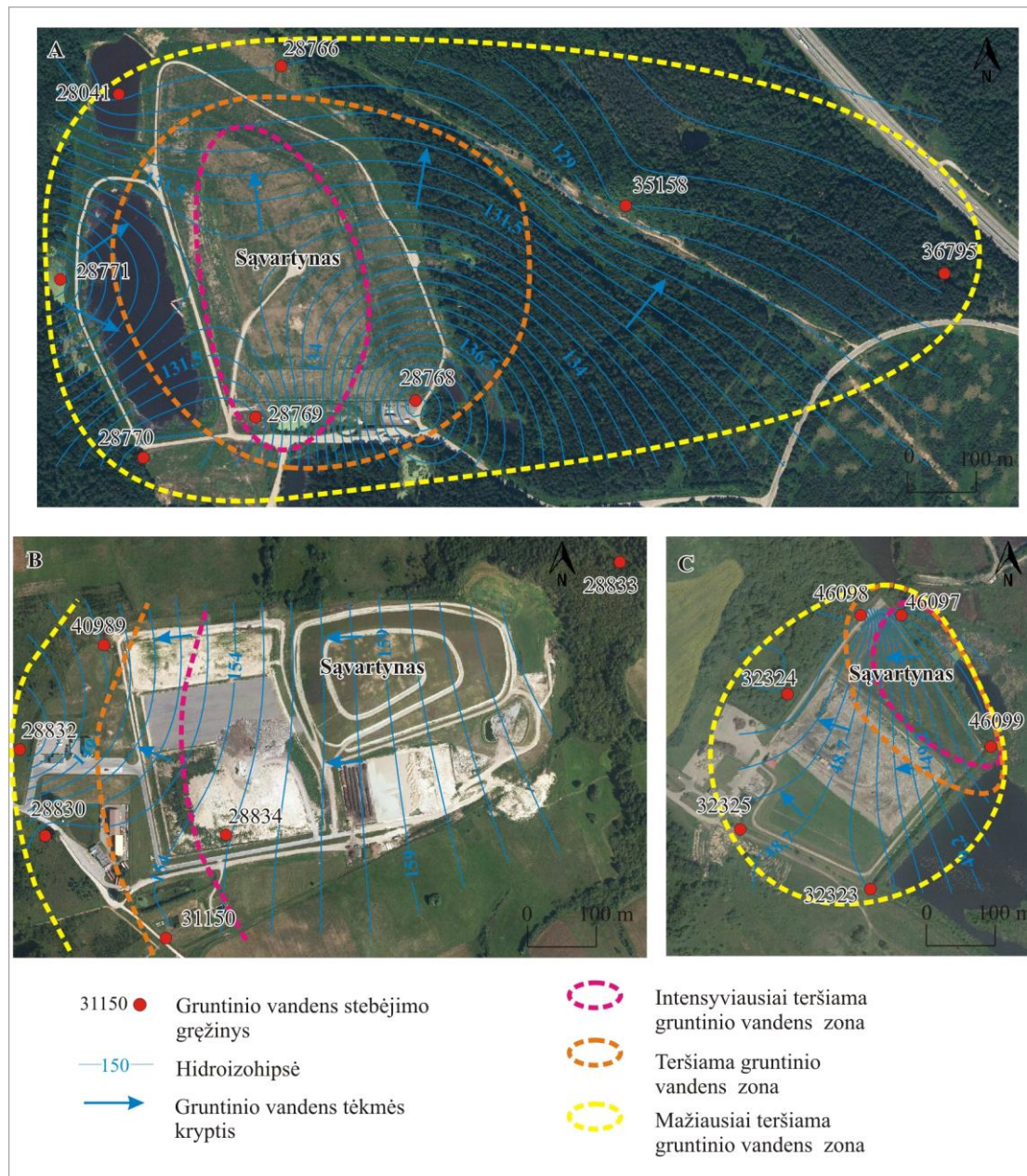


17 pav. Kariotiškių (A), Alytaus (B) ir Zabieliškio (C) sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje klasterinės analizės rezultatų dendrogramos.

Tipinių sąvartynų *intensyviausiai teršiamose* gruntinio vandens zonose vidutinė mineralizacijos reikšmė yra 1925–2586 mg/l. Vidutiniai suminio užterštumo rodikliai pagal bendruosius hidrocheminius komponentus yra: $Zv_{bendr} \sim 39\text{--}157$, pagal biogeninius – $Zv_{biog} \sim 45\text{--}511$, pagal metalus – $Zv_{metal} \sim 16\text{--}23$ (12 lent.). *Teršiamose* gruntinio vandens zonose vidutinė mineralizacijos reikšmė yra 904–1445 mg/l. Vidutiniai suminio užterštumo rodikliai pagal bendruosius hidrocheminius komponentus yra: $Zv_{bendr} \sim 21\text{--}23$, pagal biogeninius – $Zv_{biog} \sim 3\text{--}38$, pagal metalus – $Zv_{metal} \sim 10\text{--}12$ (12 lent.). *Mažiausiai teršiamose* gruntinio vandens zonose vidutinė mineralizacijos reikšmė yra 511–797 mg/l. Vidutiniai suminio užterštumo rodikliai pagal bendruosius hidrocheminius komponentus yra: $Zv_{bendr} \sim 5$, pagal biogeninius $Zv_{biog} \sim 1\text{--}2$, pagal metalus $Zv_{metal} \sim 0,1\text{--}9$ (12 lent.).

Remiantis išskirtų sąvartyno poveikio zonų cheminio pažeistumo rodiklių dydžiais, matyti, kad mažiausiai teršiamose gruntinio vandens zonose

sąvartynų tarša pasireiškia labai silpnai arba visai nepasireiškia. Atstumą nuo sąvartos iki *teršiamos-mažiausiai teršiamos* zonos ribos galima laikyti atstumu, kuriame dar išlieka sąvartynų poveikis gruntiniam vandeniui. Kariotiškių sąvartyne (A-P) šis atstumas siekia apie ~ 200–300 metrų, Alytaus (PA-S) ~ 100–200 metrų, Zabieliškio sąvartyne (U-LS) ~ 50–100 metrų (18 pav.).



18 pav. Kariotiškių (A), Alytaus (B) ir Zabieliškio (C) sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje schemas.

12 lentelė. Vidutinės hidrocheminių komponentų koncentracijos (C_i) ir koncentracijos koeficientų (K_k) reikšmės tipinių sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje.

Hidrocheminis komponentas	Gamtinis fonas f III/ g III C_f	Kariotiškių (A-P)						Alytaus (PA-S)						Zabališkių (U-LS)					
		Intensyviausiai teršiama		Teršiama		Mažiausiai teršiama		Intensyviausiai teršiama		Teršiama		Mažiausiai teršiama		Intensyviausiai teršiama		Teršiama		Mažiausiai teršiama	
		C_i	K_k	C_i	K_k	C_i	K_k	C_i	K_k	C_i	K_k	C_i	K_k	C_i	K_k	C_i	K_k	C_i	K_k
pH	7,54/6,94	6,5	0,9	6,8	0,9	7	0,9	6,9	0,9	7	0,9	7,2	1,0	7	1,0	7,2	1,0	7,2	1,0
Eh	245/205	304,5	1,2	369,7	1,5	392,2	1,6	308	1,3	311,7	1,3	322,6	1,3	303,3	1,5	313,3	1,5	313,2	1,5
BM	378/563	1958	5,2	1445	3,8	797	2,1	2586	6,8	904	2,4	511	1,4	1925	3,4	1324	2,4	614	1,1
CO ₂	–	582,7	–	197,2	–	127,8	–	87,5	–	39,5	–	26,4	–	158,8	–	102,7	–	53,1	–
Cl ⁻	14,8/23	242,5	16,4	67,2	4,5	17,8	1,2	154,9	10,5	29,9	2,0	18,1	1,2	212,7	9,2	116	5,0	36	1,6
SO ₄ ²⁻	24,8/31,5	142,8	5,8	71,1	2,9	23,9	1,0	203,3	8,2	84,9	3,4	29,8	1,2	251,3	8,0	134,5	4,3	65,1	2,1
HCO ₃ ⁻	210/375	1024,3	4,9	767,3	3,7	536,7	2,6	1457	6,9	608,7	2,9	328,1	1,6	955,5	2,5	743	2,0	390,4	1,0
Na ⁺	7/17,4	50,8	7,3	41	5,9	8,1	1,2	159,7	22,8	25,8	3,7	11	1,6	175,7	10,1	90	5,2	25,7	1,5
K ⁺	1,6/4,1	10,9	6,8	9,7	6,1	2,7	1,7	171	106,9	17,5	10,9	4,1	2,6	37,8	9,2	31,3	7,6	9,6	2,3
Ca ²⁺	60,9/69	331,8	5,4	205	3,4	135	2,2	189,4	3,1	142	2,3	85,2	1,4	238	3,4	168	2,4	95	1,4
Mg ²⁺	19,6/34,8	80,4	4,1	44,3	2,3	32,5	1,7	96,7	4,9	42,1	2,1	22,3	1,1	71,3	2,0	57,2	1,6	33,4	1,0
NH ₄ ⁺	0,14/0,88	20,6	147,1	1,5	10,7	0,3	2,1	71,7	512,1	5,3	37,9	0,1	0,7	28,2	32,0	2,2	2,5	0,3	0,3
NO ₂ ⁻	0,03/0,03	0,03	1,0	0,03	1,0	0,04	1,3	0,02	0,7	0,07	2,3	0,01	0,3	0,05	1,7	0,05	1,7	0,05	1,7
NO ₃ ⁻	2,69/2,77	0,8	0,3	1,3	0,5	2,3	0,9	0,2	0,1	0,8	0,3	4,9	1,8	37,3	13,5	1,5	0,5	2,6	0,9
ChDS _{Mn}	2,58/3,05	15,6	6,0	6,6	2,6	4	1,6	42,7	16,6	12	4,7	2,8	1,1	23,9	7,8	6,3	2,1	3,3	1,1
Cr	0,007/0,012	0,008	1,1	0,003	0,4	0,003	0,4	0,006	0,9	0,003	0,4	0,003	0,4	0,001	0,1	0,001	0,1	0,001	0,1
Ni	0,003/0,01	0,01	3,3	0,008	2,7	0,004	1,3	0,014	4,7	0,01	3,3	0,003	1,0	0,005	0,5	0,003	0,3	0,002	0,2
Pb	0,003/0,003	0,01	3,3	0,008	2,7	0,016	5,3	0,001	0,3	0,001	0,3	0,001	0,3	0,031	10,3	0,026	8,7	0,017	5,7
Cd	0,0005/0,001	0,0003	0,6	0,0003	0,6	0,0003	0,6	0,0004	0,8	0,0003	0,6	0,0003	0,6	0,0003	0,3	0,0003	0,3	0,0003	0,3
Mn	0,04/0,08	0,48	12,0	0,37	9,3	0,22	5,5	0,8	20,0	0,43	10,8	0,07	1,8	0,85	10,6	0,37	4,6	0,1	1,3

*BM – bendroji mineralizacija, Eh – oksidacijos-redukcijos potencialas, ChDS_{Mn} – cheminis deguonies suvartojimas, kai oksidatorius yra kalio permanganatas, A-P – atvira, PA-S – pusiau atvira, PU-S – pusiau uždara, U-LS – uždara hidrogeologinė sistema, K_k – koncentracijos koeficientas, C_i – faktinė hidrocheminio komponento koncentracija, C_f – foninė hidrocheminio komponento koncentracija. Visi hidrocheminiai komponentai matuojami mg/l, išskyrus pH (pH vnt.), Eh (mV), ChDS_{Mn} (mg/l O₂).

4.3.3. Hidrocheminių komponentų migracinių formų ir gruntinio vandens įsotinimo mineralais termodinaminių skaičiavimų rezultatai

Hidrocheminių komponentų migracinių formų skaičiavimų rezultatai pateikti 13–14 lentelėse, gruntinio vandens įsotinimo mineralais rezultatai – 10 priede ir 13–14 lentelėse.

13 lentelė. Svarbiausių makrokomponentų migracinės formos ir gruntinio vandens įsotinimas mineralais.

Hidrocheminis komponentas	Migracinė forma	Migracinės formos % nuo bendro hidrocheminio komponento kiekio								
		Kariotiškių sąvartynas (A-P)			Alytaus sąvartynas (PA-S)			Zabališkio sąvartynas (U-LS)		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
CO ₃	HCO ₃ ⁻	60,3	73,8	80,7	78,4	80,7	85,1	79,8	85	85,9
	H ₂ CO ₃	34,9	21,9	15,6	17,3	15,6	12,1	15,2	10,5	10,9
	CaHCO ₃ ⁺	3,9	3,4	2,8	2,6	2,7	2,1	3,5	3,1	2,1
Ca	Ca ⁺²	83,3	85,8	89,5	77,4	86	91,4	80	83,6	88,8
	CaHCO ₃ ⁺	12	10,7	8,7	15,8	9,1	5,9	10,9	9,9	6,5
	CaSO ₄ ⁰	4,6	3,3	1,5	6,3	4,6	2,3	8,4	6	4,3
Mg	Mg ⁺²	88,9	90,8	93,6	84,6	90,7	94,6	86,1	88,8	92,5
	MgHCO ₃ ⁺	7,1	6,3	5	9,6	5,3	3,4	7,2	5	3,6
	MgSO ₄ ⁰	3,9	2,7	1,2	5,5	3,8	1,9	6,5	5,9	3,7
SO ₄	SO ₄ ⁻²	64,8	70,2	73,7	71,3	73,6	78,7	70,4	72,5	77,3
	CaSO ₄ ⁰	25,6	22,6	19,7	14,1	18,3	15,6	19,1	17,9	15,1
	MgSO ₄ ⁰	8,7	6,8	6,5	10,3	7,5	5,5	8,1	8,5	7,2
Gruntinio vandens įsotinimas mineralais	Įsotintas	dolomitas CaMg(CO ₃) ₂ , kalcitas CaCO ₃			dolomitas CaMg(CO ₃) ₂ , kalcitas CaCO ₃			kalcitas CaCO ₃ , aragonitas CaCO ₃		
	Pusiausvyroje	aragonitas CaCO ₃			aragonitas CaCO ₃			dolomitas CaMg(CO ₃) ₂ , kalcitas CaCO ₃		
	Neįsotintas				aragonitas CaCO ₃			Kalcitas CaCO ₃ , aragonitas, CaCO ₃		

* Sąvartyno poveikio zonos: 1 – intensyviausiai teršiama, 2 – teršiama, 3 – mažiausiai teršiama.

14 lentelė. Svarbiausių metalų migracinės formos ir gruntinio vandens įsotinimas mineralais.

Hidrocheminis komponentas	Migracinė forma	Migracinės formos % nuo bendro hidrocheminio komponento kiekio								
		Kariotiškių sąvartynas (A-P)			Alytaus sąvartynas (PA-S)			Zabališkio sąvartynas (U-LS)		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
Mn	Mn ⁺²	85,7	87,2	90,2	81,1	87,6	92,2	83,8	86	90,1
	MnHCO ₃ ⁺	11	10,4	8,7	14,5	9	6	10,1	9,7	6,6
	MnSO ₄ ⁰	3	2,3	1,1	4,2	3,3	1,7	5,6	4,2	3,2
Cd	Cd ⁺²	69	83,1	89,9	70,6	85,2	89,6	66,4	73,2	84,5
	CdCl ⁺	23,6	8,8	2,7	15,1	4,2	2,9	19,9	13,1	5,3
	CdSO ₄ ⁰	3,9	3,2	1,5	5,9	4,6	2,3	7,1	5,4	4,2
	CdCO ₃ ⁰	1,6	3,4	4,6	6	4,7	4,3	4,4	6,9	5
Ni	NiHCO ₃ ⁺ ; NiCO ₃ ⁰	49,8	47,1	42,3	56,6	41,2	29,7	48,2	43,1	32,7
	Ni ⁺²	47,5	51	56,8	37,5	53,8	65	46	49	61,1
	NiSO ₄ ⁰	2,3	1,7	0,8	5,2	4,9	5,1	5	7,5	6
Pb	PbHCO ₃ ⁺ ; PbCO ₃ ⁰	87,2	88,8	88,8	90,8	88,8	86,2	88,5	89,5	87,3
	Pb ⁺²	9,5	8,4	8,2	4,6	7,6	9,6	6,1	5,2	8,1
Gruntinio vandens įsotinimas mineralais	Įsotintas									
	Pusiausvyroje				rodochrozitas MnCO ₃			rodochrozitas MnCO ₃		
	Neįsotintas	rodochrozitas MnCO ₃					rodochrozitas MnCO ₃			rodochrozitas MnCO ₃

* Sąvartyno poveikio zonos: 1 – intensyviausiai teršiama, 2 – teršiama, 3 – mažiausiai teršiama.

Kalcis, magnis ir manganas, nepriklausomai nuo hidrogeologinės sistemos ir gruntinio vandens taršos intensyvumo, daugiausia migruoja Ca⁺², Mg⁺² ir Mn⁺² jonų pavidalu (77–95%) (13–14 lent.). Nedidelė šių hidrocheminių komponentų dalis yra karbonatiniuose (CaHCO₃⁺, MgHCO₃⁺, MnHCO₃⁺) junginiuose (3–16%), dar mažesnė sulfatiniuose (CaSO₄⁰, MgSO₄⁰, MnSO₄⁰) junginiuose (1–8%) (13–14 lent.).

Švinas, nepriklausomai nuo hidrogeologinės sistemos ir gruntinio vandens taršos intensyvumo, daugiausia migruoja karbonatiniuose (PbHCO₃⁺, PbCO₃⁰) junginiuose (86–91%), mažesnė dalis – joninėje Pb⁺² formoje (5–10%) (14 lent.).

Intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose, nepriklausomai nuo hidrogeologinės sistemos, didžiausia nikelio dalis migruoja karbonatiniuose (NiHCO_3^+ , NiCO_3^0) junginiuose (48–57%), kiek mažesnė – joninėje Ni^{2+} formoje (37–47%), dar mažesnė – sulfatinėje (NiSO_4^0) formoje (2–5%) (14 lent.). Teršiamose ir mažiausiai teršiamose gruntinio vandens zonose, pasikeitus termodinaminėms sąlygoms, didžiausia nikelio dalis migruoja joninėje Ni^{2+} formoje (49–61%), kiek mažesnė – karbonatiniuose (NiHCO_3^+ , NiCO_3^0) junginiuose (30–47%), dar mažesnė sulfatinėje formoje (1–8%) (14 lent.).

Nepriklausomai nuo hidrogeologinės sistemos ir gruntinio vandens taršos intensyvumo, didžiausia kadmio dalis migruoja joninėje Cd^{+2} formoje (66–90%), mažesnė – chloridinėje CdCl^+ (3–24%) ir sulfatinėje (CdSO_4^0), karbonatinėje (CdCO_3^0) formose (14 lent.).

Natris, kalis, chloras ir chromas išimtinai migruoja tik joninėse Cl^- , Na^+ , K^+ , Cr^{+2} formose (98–100%).

Gruntinio vandens įsotinimo mineralais termodinaminių skaičiavimų rezultatai rodo, kad didžiają daugumą mineralų gruntinis vanduo yra neįsotintas visose sąvartynų poveikio zonose. Įsotinimo indeksas šiais mineralais kinta nuo -0,4 iki -87,6 (10 priedas). Gruntinis vanduo, kontaktuodamas su šiais mineralais, yra linkęs juos tirpinti.

Sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje vykstančių procesų kaitai apibūdinti reikšmingesni yra mineralai, kurie gruntiniame vandenyje yra įsotinti, pusiausvyroje arba jų įsotinimas keičiasi nuo neįsotinimo iki pusiausvyros, persotinimo. Šie mineralai, priklausomai nuo jų įsotinimo indekso dydžio, gali būti linkę iškristi iš gruntinio vandens (nusėsti sluoksnyje), būti pusiausvyriniame būvyje arba būti tirpinami. Jų įsotinimo indeksas kinta nuo -1,1 iki 2,0. Iš esmės tai kalcio, magnio ir mangano karbonatai, kurie yra labai jautrūs hidrocheminės aplinkos pokyčiams, taip pat – chromo oksidas ir hidroksidas (10 priedas, 13–14 lent.).

4.3.4. Rezultatų aptarimas

Filtratu tiesiogiai teršiamame požeminiame vandenyje paprastai vyrauja silpnai šarminė aplinka, kurią iš esmės nulemia šarminėmis savybėmis pasižyminti filtrato cheminė sudėtis ir dėl organinės medžiagos destrukcijos išsiskiriantys dideli CO₂ kiekiai, tirpinantys karbonatus (Baedecker, Back, 1979; Kehew, Passero, 1990). Analizuojamų sąvartynų filtrato ir gruntinio vandens tarša nėra pati didžiausia, tai rodo ir išskirtų skirtingo lygmens sąvartyno poveikio zonų gruntinio vandens hidrocheminės aplinkos savybės. Visose išskirtose zonose vyrauja neutrali aplinka, vidutinis pH siekia 6,5–7,2 pH vnt (12 lent.). Vidutinės oksidacijos-redukcijos potencialo reikšmės rodo šiek tiek geresnes oksidacines sąlygas mažiau teršiamose gruntinio vandens zonose: intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose Eh ~ 303–308 mV, teršiamose ~ 312–370 mV, mažiausiai teršiamose ~ 313–392 mV (12 lent.).

Fizikinių-cheminių procesų reikšmė vykstant sąvartynų teršiamo gruntinio vandens filtracijos procesui. Neorganiniai makrokomponentai

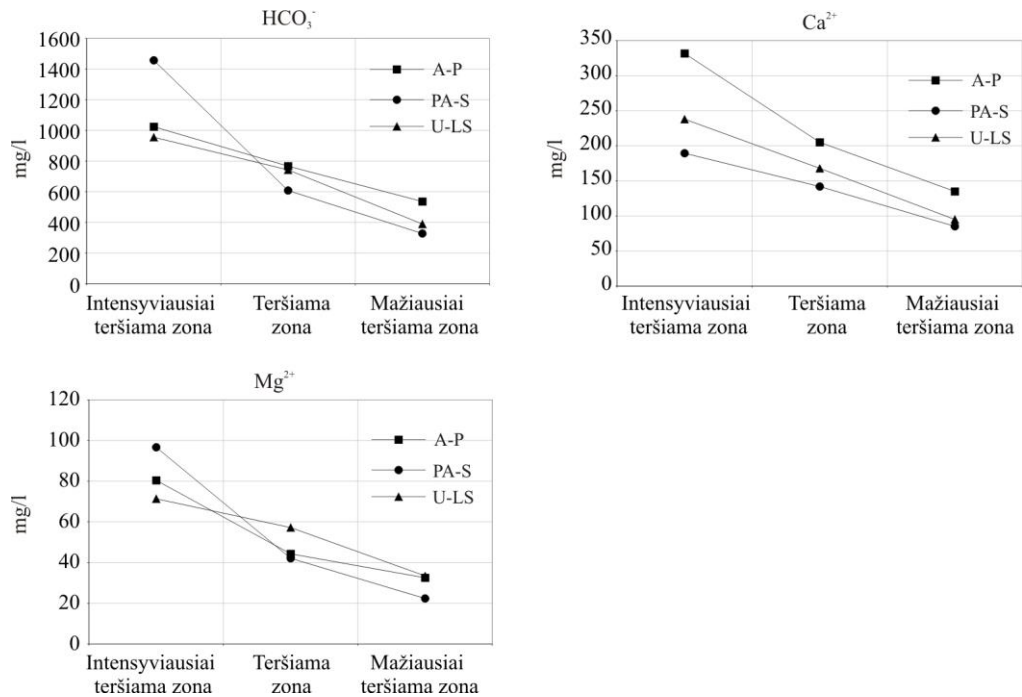
Karbonatinė pusiausvyra. Sąvartyno kaupo zonoje vyksta intensyvus organinių medžiagų irimo procesas, lemiantis anglies dvideginio (CO₂) dujų formavimąsi. CO₂ dujos jungiasi su vandeniu ir sudaro H₂CO₃ rūgštį, kuri tirpina karbonatus. Šių procesų metu padidėja kalcio, magnio, hidrokarbonatų koncentracijos ir gruntinis vanduo tampa sotusis karbonatinių mineralų atžvilgiu. Mažėjant organinių medžiagų kiekiui vandenyje, mažėja anglies dvideginio koncentracija ir dėl to vyksta karbonatinės pusiausvyros poslinkis karbonatų iškritimo kryptimi. Šie procesai lemia hidrocheminių komponentų joninių ir karbonatinių migracinių formų kaitos tendencijas kintant gruntinio vandens taršos intensyvumui. Karbonatinės sistemos pusiausvyra aprašoma 4.1–4.3 lygtimis (Klimas, 2003):





Analizuojant tyrimo rezultatus paaiškėjo tam tikros hidrokarbonatų, kalcio ir magnio koncentracijų ir gruntinio vandens įsotinimo karbonatiniais mineralais kaitos tendencijos skirtingose hidrogeologinėse sistemose kintant gruntinio vandens taršos intensyvumui.

Nustatyta, kad intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose vidutinės hidrokarbonatų koncentracijos yra apie 48–78% didesnės nei mažiausiai teršiamose gruntinio vandens zonose (19 pav.). Vidutinių hidrokarbonatų koncentracijų procentinis pokytis PA-S ir U-LS hidrogeologinėse sistemose yra apie 12–30% didesnis nei A-P hidrogeologinėje sistemoje.



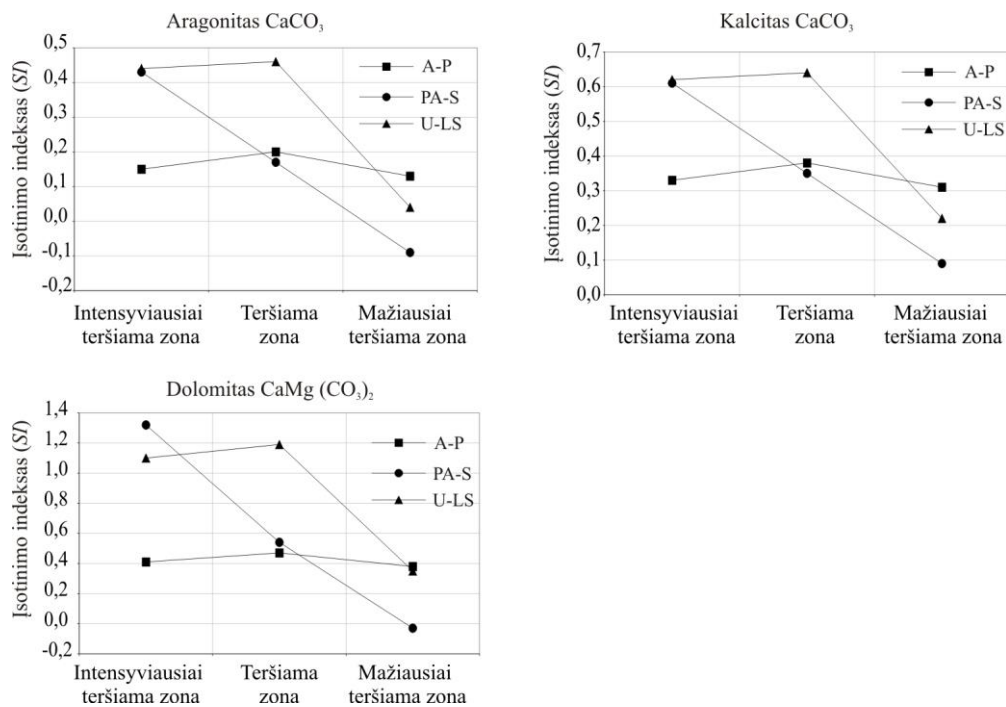
19 pav. Hidrokarbonatų, kalcio ir magnio vidutinių koncentracijų kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Panašios tendencijos pastebimos kalbant apie kalcio ir magnio katijonus. Šių hidrocheminių komponentų vidutinės koncentracijos mažėjant gruntinio vandens taršos intensyvumui sumažėja apie 55–77% (19 pav.). Kalcio ir magnio vidutinių koncentracijų pokyčių skirtumai tarp skirtingų hidrogeologinių sistemų yra nežymūs ir aiškios kitimo tendencijos neturi:

kalcio 1–5%; magnio, lyginant A-P ir U-LS hidrogeologines sistemas, skiriasi apie 7%, PA-S hidrogeologinėje sistemoje pokytis yra apie 17–24% didesnis nei A-P ir U-LS hidrogeologinėse sistemose.

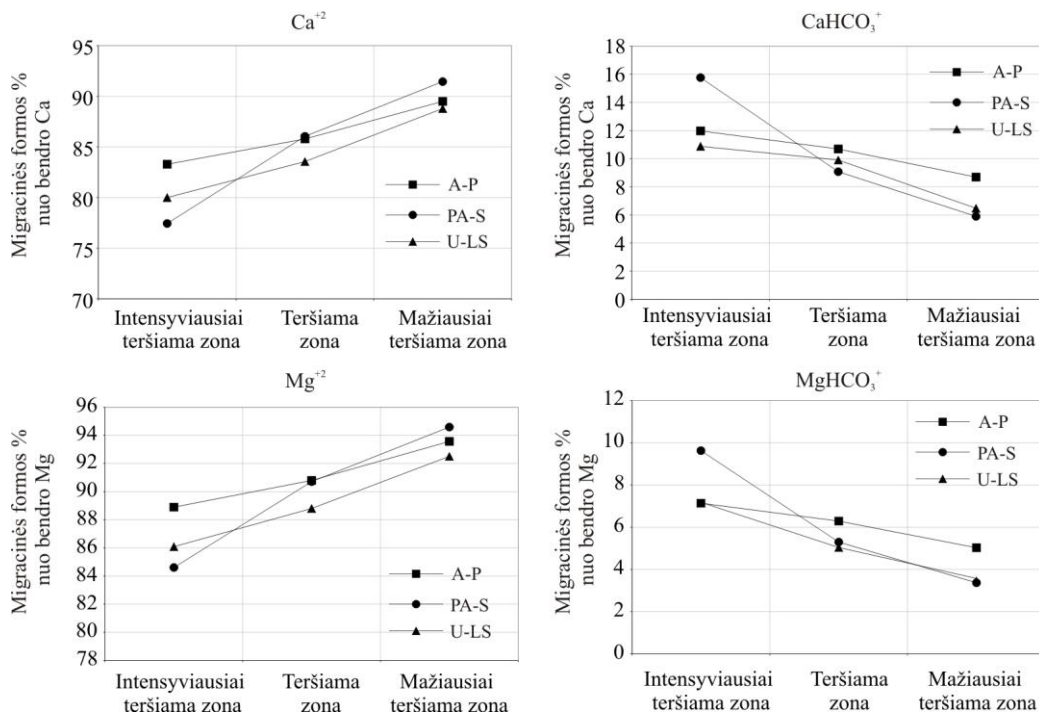
Kalcis turi didelę sorbcinę energiją. Tačiau šis hidrocheminis komponentas geocheminėse reakcijose paprastai dalyvauja kaip sotinantis tirpalą jonas ir migruoja kartu su taršos frontu (Nicholson ir kt., 1983; Kehew, Passero, 1990; Bjerg ir kt., 2011). Kalcis taip pat aktyviai dalyvauja formuojant kompleksinius junginius (pvz. su HCO_3 , organine medžiaga) ir tirpinimo, kristalizacijos reakcijose. Magnio savivalos procesai daugeliu atvejų panašūs į kalcio, nors jo sorbcinė energija ir tikimybė formuoti nuosėdas yra šiek tiek mažesnė negu kalcio (Klimas, 2003).

Įsotinimo indekso skaičiavimais nustatyta, kad sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje, įsotintame arba pusiausvyriniame būviuose, yra kalcio ir magnio karbonatų mineralai (dolomitas $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$, kalcitas ir aragonitas CaCO_3) (20 pav.). *Intensyviausiai teršiamų* zonų gruntinis vanduo visose hidrogeologinėse sistemose yra įsotintas dolomito ir kalcito mineralais, o PA-S ir U-LS hidrogeologinėse sistemose – ir aragonito mineralu. Pastarasis mineralas A-P hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje yra pusiausvyriniame būvyje (20 pav.). *Teršiamų* zonų gruntinis vanduo visose hidrogeologinėse sistemose taip pat yra įsotintas dolomito ir kalcito mineralais. Aragonito mineralas yra įsotinimo būvyje tik U-LS hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje, o A-P ir PA-S hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje jis yra pusiausvyriniame būvyje (20 pav.). *Mažiausiai teršiamų* zonų gruntinis vanduo visose hidrogeologinėse sistemose dažniausiai yra pusiausvyriniame būvyje su kalcito ir aragonito mineralais. A-P ir U-LS hidrogeologinėse sistemose gruntinis vanduo yra silpnai įsotintas dolomito mineralais, PA-S hidrogeologinėje sistemoje šis mineralas yra pusiausvyriniame būvyje (20 pav.).



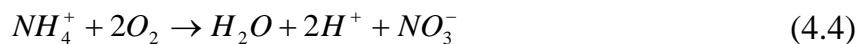
20 pav. Gruntinio vandens įsotinimas kalcio ir magnio karbonatų mineralais tipinių sąvartynų poveikio zonose.

Karbonatinės sistemos pusiausvyros pokyčiai sąvartyno poveikio zonų gruntiniame vandenyje atsispindi kalcio ir magnio migracinių formų skaičiavimų rezultatuose (13 lent., 21 pav.). Mažėjant gruntinio vandens taršos intensyvumui, visuose analizuojamuose sąvartynuose mažėja kalcio, magnio karbonatinių formų (CaHCO_3^+ , MgHCO_3^+) procentinės dalys. Tuo pačiu, iš gruntinio vandens šalinantis karbonatams, šių hidrocheminių komponentų joninių (Ca^{+2} , Mg^{+2}) formų daugėja (21 pav.). Intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose kalcio ir magnio karbonatinių formų procentinė dalis sudarė 7–16%, teršiamose – 5–11%, o mažiausiai teršiamose – 3–9% (21 pav.). Joninių formų procentinė dalis intensyviausiai teršiamose zonose sudarė 77–89%, teršiamose – 84–91%, mažiausiai teršiamose – 89–95% (21 pav.). Atviros hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje kalcio ir magnio karbonatinių formų procentinės dalies sumažėjimas mažėjant taršos intensyvumui sudarė 2–3%, pusiau atviros – 6–10%, uždaros – apie 4%. Joninių formų procentinės dalies padidėjimas sudarė atviros hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje 5–6%, pusiau atviros 10–14%, uždaros 6–9%.



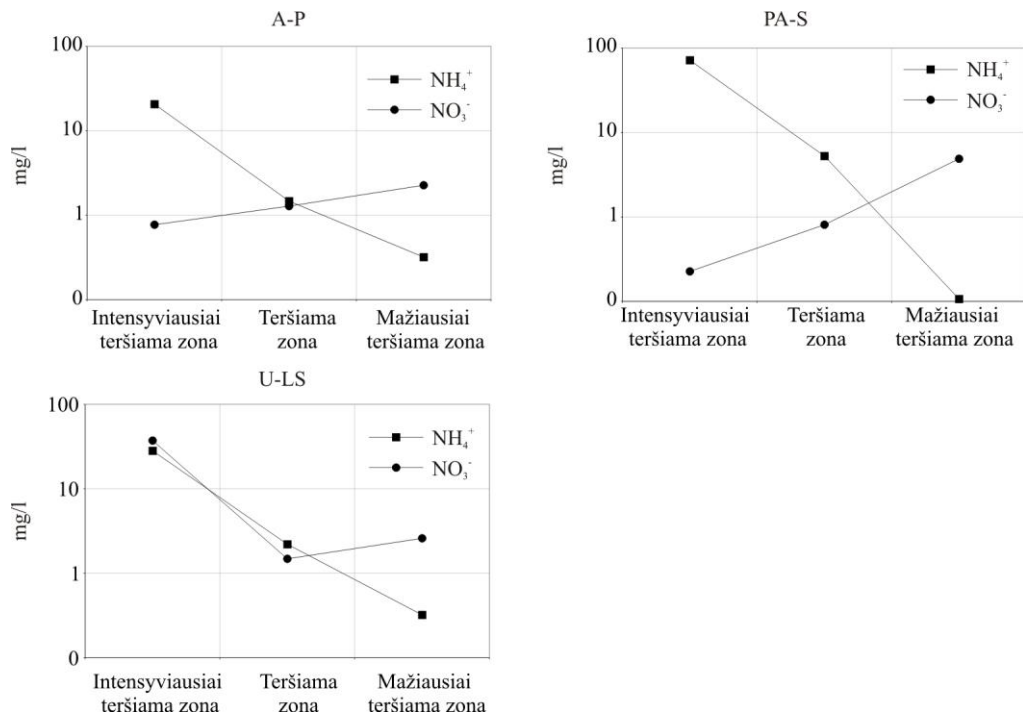
21 pav. Kalcio, magnio joninių ir karbonatinių migracinių formų procentinių dalių (nuo bendro Ca, Mg kiekio) kiekio kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Amonifikacija ir nitrifikacija. Gruntiniam vandeniui filtruojantis nuo sąvartyno intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos link mažiausiai teršiamos, vyksta nitrifikacijos procesas, nulemiantis amonio jonų koncentracijų sumažėjimą ir nitratų koncentracijų padidėjimą (Klimas, 2003) (4.4).



Pastebėta, kad šis procesas skirtingose hidrogeologinėse sistemose pasireiškia skirtingai. Amonio jonų vidutinė koncentracija, mažėjant taršos intensyvumui, A-P ir PA-S hidrogeologinėse sistemose sumažėja 98,5–99,9%. Nitratų vidutinė koncentracija atitinkamai padidėja 65–95% (22 pav.). Tuo tarpu uždaroje hidrogeologinėje sistemoje nitrifikacijos procesas taip aiškiai nepasireiškia. Intensyviausiai teršiamoje gruntinio vandens zonoje tiek amonio jonų, tiek nitratų vidutinės koncentracijos panašios. Mažėjant taršos intensyvumui amonio jonų vidutinė koncentracija sumažėja 99%. Nitratų vidutinė koncentracija nuo 37,3 mg/l intensyviausiai teršiamoje gruntinio

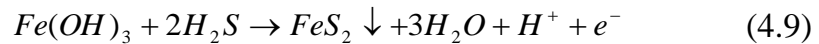
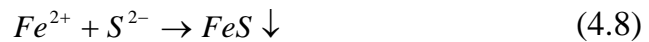
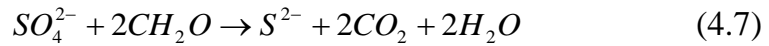
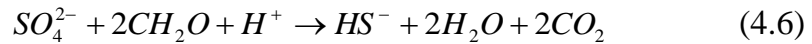
vandens zonoje sumažėja iki 1,5 mg/l teršiamoje (t.y. sumažėja ~ 96%) ir padidėja iki 2,6 mg/l (~ 42%) mažiausiai teršiamoje gruntinio vandens zonoje (22 pav.).



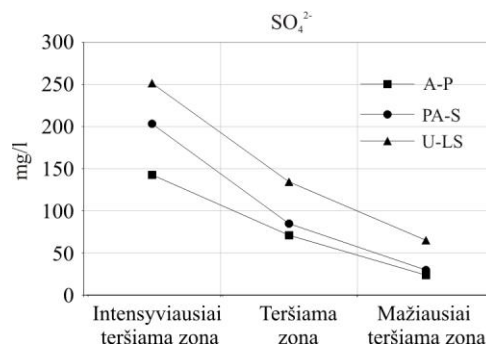
22 pav. Amonio (NH_4^+) ir nitratų (NO_3^-) vidutinių koncentracijų kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Sulfatų redukcija. Sulfatai pasižymi didele koncentracijų kaitos svyravimų amplitude vykstant filtrato taršos sklaidos gruntiniame vandenyje procesui. Kitų autorių eksperimentiniais, laboratoriniais tyrimais nustatyta, kad dėl sulfatų redukcijos ir kompleksodaros su laisvais geležies jonais ar sunkiaisiais metalais dažniausiai sąvartyno aplinkoje vyrauja mažos sulfatų koncentracijos (Islam, Singhal, 2004; Harris ir kt., 2006). Didelės sulfatų koncentracijos požeminiame vandenyje dažniausiai nustatomos ten, kur kaupiamos specifinės atliekos (Kjeldsen ir kt., 2002). Taip pat keletas autorių nustatė ir aukštas sulfatų koncentracijas teršalų sklaidos areale. Anot jų, greičiausiai tai nulemia lėti sulfatų redukcijos kinetiniai procesai, sudarantys sąlygas migruoti sulfatams į zonas su aukštesniu redukciniu potencialu, kur vyrauja nepalanki sulfatų redukcijai hidrocheminė aplinka (Islam, Singhal,

2004; Harris ir kt., 2006; Bjerg ir kt., 2011). Sulfatų redukcinės lygtys (Klimas, 2003):

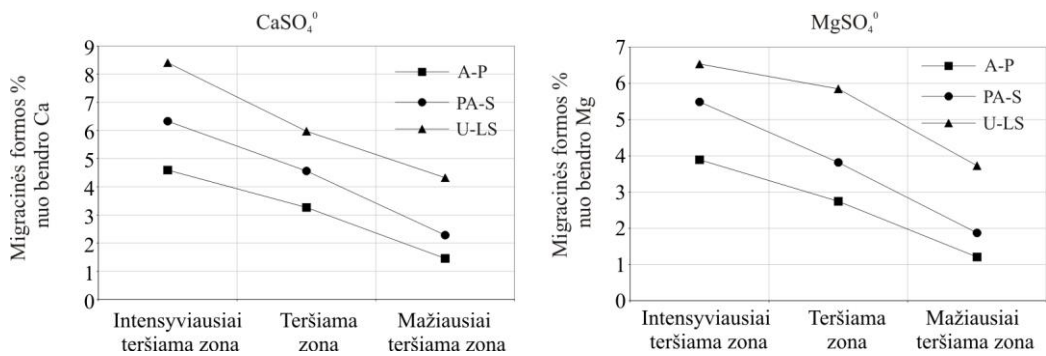


Analizuojamuose sąvartynuose specifinės atliekos nekaupiamos, sulfatų koncentracijų sumažėjimui didžiausią įtaką daro sulfatų redukcijos ir atskiedimo procesai. Mažėjant taršos intensyvumui sulfatų vidutinė koncentracija analizuojamų hidrogeologinių sistemų gruntiniame vandenyje sumažėja 74–85%. A-P ir PA-S hidrogeologinių sistemų požeminiame vandenyje vidutinių sulfatų koncentracijų sumažėjimas yra apie 9–11% didesnis nei U-LS hidrogeologinėje sistemoje (23 pav.). Tai susiję su sulfatus redukuojančių mikroorganizmų labiau jaučiamu poveikiu A-P ir PA-S hidrogeologinėse sistemose.



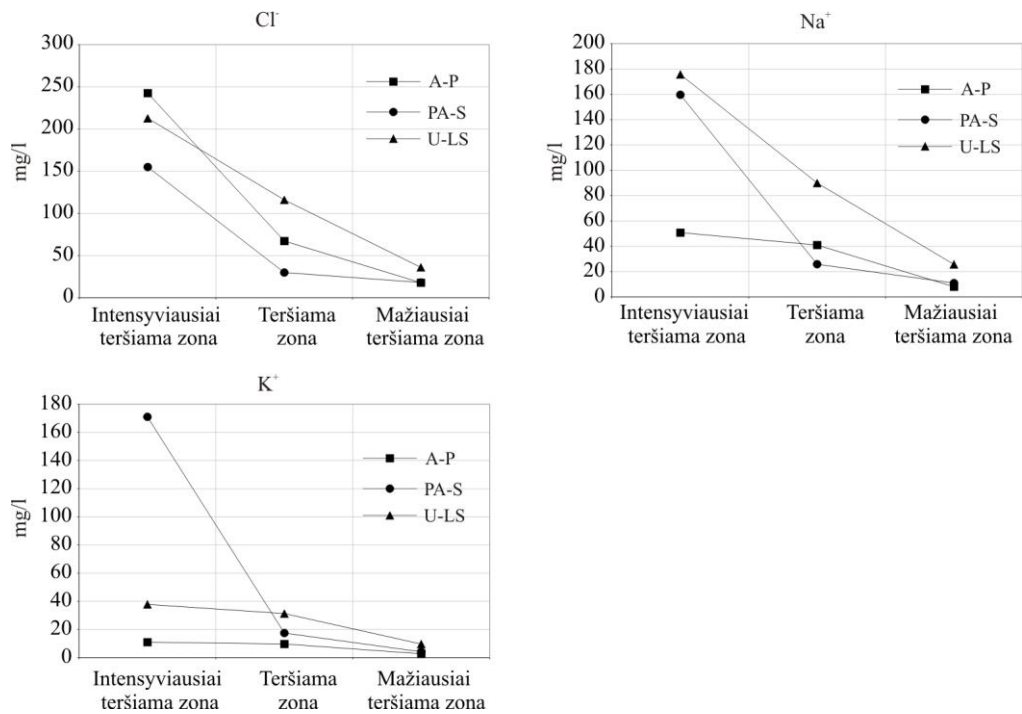
23 pav. Sulfatų vidutinių koncentracijų kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Sulfatų redukcijos procesų poveikis matomas kalcio ir magnio sulfatinių migracinių formų kaitoje (24 pav.). Mažėjant taršos intensyvumui minėtų hidrocheminių komponentų sulfatinės migracinės formos sumažėja 3–4%. Procentinis pokytis tarp skirtingų hidrogeologinių sistemų sudaro tik ~ 1%.



24 pav. Kalcio ir magnio sulfatinių migracinių formų procentinių dalių (nuo bendro Ca, Mg kiekio) kiekio kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Sorbicija, jonų mainai ir atskiedimas. Dauguma kalio, natrio ir chloro junginių pasižymi labai dideliu tirpumu. Kalis turi didelę sorbcinę energiją ir aktyviai dalyvauja katijonų mainų reakcijose. Tai yra viena iš pagrindinių priežasčių, nulemianti kalio koncentracijų mažėjimą teršalų filtracinio srauto kryptimi (Bagchi, 1994). Natris palyginti su kitais katijonais turi mažiausią sorbcinę energiją. Tyrimai parodė linijinį ryšį tarp chloridų ir natrio koncentracijų mėginiuose, imtuose skirtingais atstumais nuo sąvartyno (Kimmel, Braids, 1980). Chloridas yra konservatyvus hidrocheminis komponentas, nedalyvaujantis geocheminiuose procesuose. Jo migracijos frontas sutampa su požeminio vandens migracijos frontu. Kalio vidutinės koncentracijos sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje mažėjant taršos intensyvumui sumažėja 75–98%, natrio – 85–93%, chloridų – 83–93% (25 pav.). A-P hidrogeologinių sistemų gruntiniame vandenyje chloridų vidutinių koncentracijų sumažėjimas mažėjant taršos intensyvumui yra apie 4–10% didesnis nei PA-S ir U-LS hidrogeologinių sistemų gruntiniame vandenyje. Mažėjant taršos intensyvumui natrio ir kalio vidutinių koncentracijų sumažėjimo dydis A-P ir U-LS hidrogeologinėse sistemose praktiškai vienodas, skirtumas sudaro tik apie 1%. PA-S hidrogeologinėje sistemoje šis sumažėjimas yra apie 10% didesnis nei A-P ir U-LS hidrogeologinėse sistemose.



25 pav. Chloridų, natrio ir kalio vidutinių koncentracijų kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Apibendrinant tyrimų rezultatus matyti, kad kalis, natrio ir chloridai sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje migruoja išimtinai tik joninėse formose. Jie nesudaro kompleksinių įvairaus tirpumo junginių su kitais hidrocheminiais komponentais ir dėl to jų koncentracijų kaitą gruntiniame vandenyje iš esmės gali lemti tik sorbcijos, jonų mainų tarp kietos ir skystos fazių bei atskiedimo procesai.

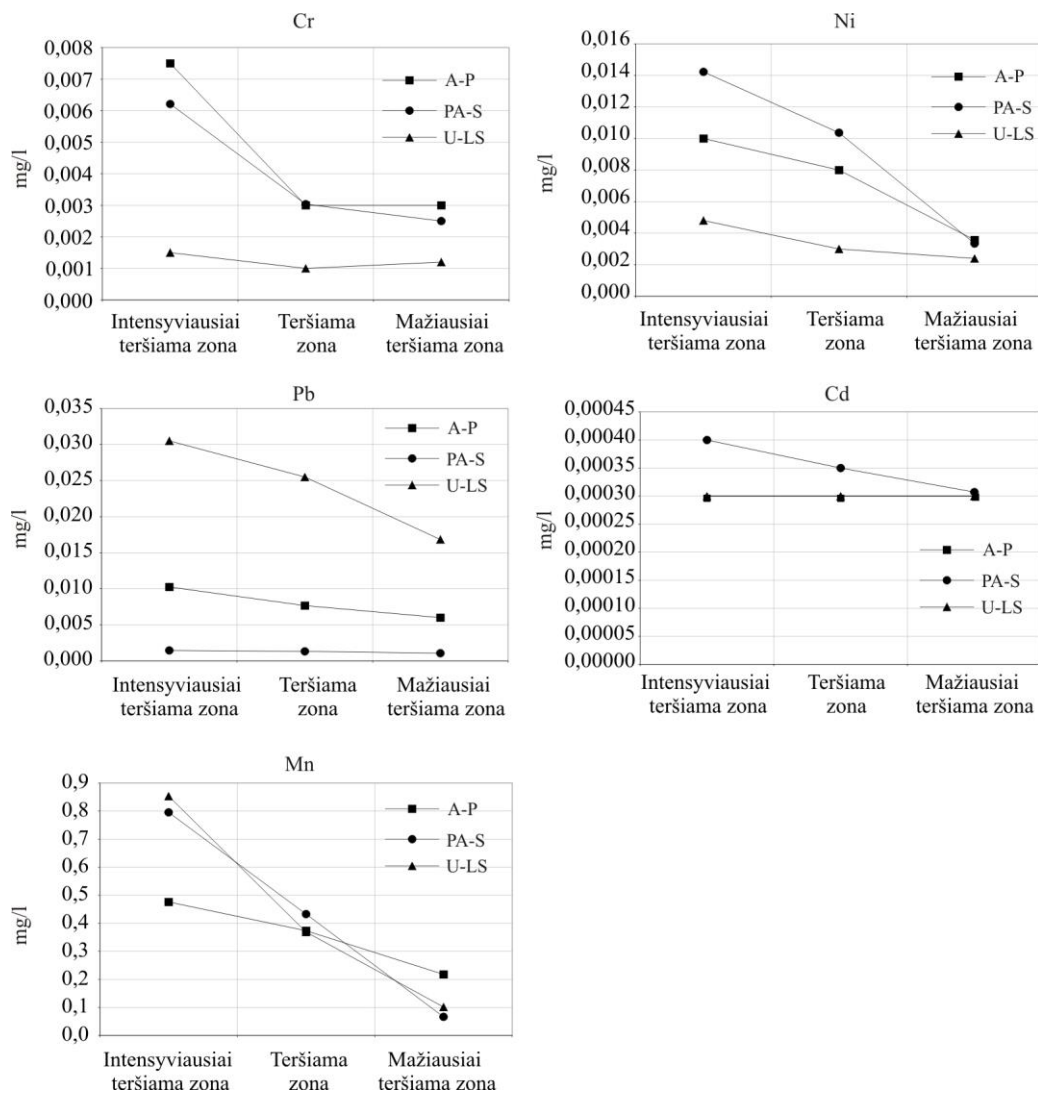
Fizikinių-cheminių procesų reikšmė vykstant sąvartynų teršiamo gruntinio vandens filtracijos procesui. Metalai

Sorbcija, kompleksodara, karbonatinė pusiausvyra. Metalų koncentracijų kitimas filtracijos kelyje priklauso nuo migracinių formų pasikeitimų, kitų cheminių junginių susidarymo, sorbcijos ant uolienos paviršiaus ir desorbcijos, dispersijos ir kt. Visi šie procesai intensyvina arba stabdo metalų plitimą su požeminiu vandeniu (Diliūnas ir kt., 2009; Abu-Rukah, Abu-Aljarayesh, 2002). Metalų migracinės galimybės didėja esant palankioms Eh-pH sąlygoms, mažai gruntų katijonų sorbcinei gebai. Ypatingą reikšmę metalų migracijai turi kompleksodara. Kompleksiniai junginiai yra didelio tirpumo, todėl

kompleksodara skatiną elementų migraciją su vandeniu (Mokrik, Mažeika, 2006; Appelo, Postma, 2005). Sunkiųjų metalų koncentracijos užterštame požeminiame vandenyje dažniausiai nurodomos bendru ištirpusių metalų kiekiu. Tačiau teršiamame požeminiame vandenyje egzistuoja įvairūs sunkiųjų metalų kompleksai (Ward ir kt., 2005; Xiaoli ir kt., 2007). Metalų pasiskirstymas tarp įvairių atmainų (kompleksų) iš dalies priklauso nuo kiekvieno metalo rūšies ir dalinai – nuo skirtingų cheminių parametrų: pH, redukcinių sąlygų, katjonų ir anijonų koncentracijų, organinių medžiagų kiekio ir rūšies, koloidinių medžiagų (Christensen ir kt., 2001). Dvivalenčiai metalų katjonai yra intensyviai sorbuojami neigiamą krūvį turinčių molio mineralų, organinės medžiagos, Fe, Mn, Al, Si oksidų ir kalcito (CaCO_3) (Ward ir kt., 2005; Xiaoli ir kt., 2007). Daugelis mikrokomponentų požeminiame vandenyje sočiųjų tirpalų nesudaro, todėl iš vandens terpės gali būti pašalinami sorbcijos būdu (Appelo, Postma, 2005).

Dėl minėtų fizikinių-cheminių procesų poveikio analizuojamų sąvartynų gruntiniame vandenyje daugumos metalų koncentracijos yra nedidelės. Tik manganas pasižymi kiek aukštesnėmis koncentracijomis (26 pav.). Chromo, nikelio, mangano ir švino vidutinės koncentracijos tiriamų hidrogeologinių sistemų gruntiniame vandenyje, mažėjant taršos intensyvumui, sumažėja 20–92% (26 pav.). Mangano vidutinių koncentracijų sumažėjimas mažėjant taršos intensyvumui PA-S ir U-LS hidrogeologinėse sistemose yra apie 34–37% didesnis nei A-P hidrogeologinėse sistemose. Chromo vidutinių koncentracijų sumažėjimas mažėjant taršos intensyvumui A-P ir PA-S hidrogeologines sistemose apie 40% didesnis nei U-LS hidrogeologinėse sistemose. Nikelio vidutinių koncentracijų sumažėjimas mažėjant taršos intensyvumui A-P ir PA-S hidrogeologinėse sistemose yra apie 14–27% didesnis nei U-LS hidrogeologinėje sistemoje. Švino vidutinių koncentracijų sumažėjimas mažėjant taršos intensyvumui A-P ir U-LS hidrogeologinėse sistemose yra apie 20% didesnis nei PA-S hidrogeologinėje sistemoje. Kadmio vidutinės koncentracijos tiek intensyviausiai teršiamoje, tiek mažiausiai

teršiamose gruntinio vandens zonose įvairiose hidrogeologinėse sistemose praktiškai yra vienodos (0,0003–0,0004 mg/l) (26 pav.).

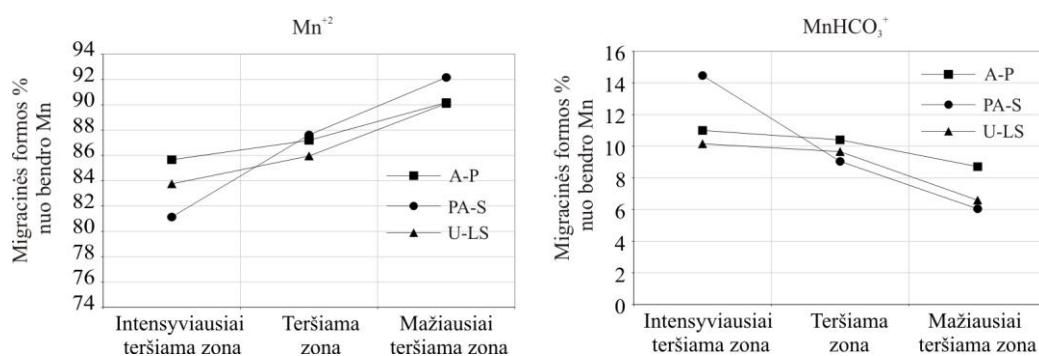


26 pav. Chromo (Cr), nikelio (Ni), švino (Pb), kadmio (Cd) ir mangano (Mn) vidutinių koncentracijų kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Skaičiavimų rezultatai rodo, kad mangano, nikelio ir švino migracinių formų kaitą, kaip ir makrokomponentų kalcio ir magnio, žymia dalimi nulemia karbonatinės pusiausvyros pokytis gruntiniam vandeniui filtruojantis nuo intensyviausiai teršiamos link mažiausiai teršiamos gruntinio vandens zonos.

Mažėjant gruntinio vandens taršos intensyvumui, visuose analizuojamuose sąvartynuose mažėja *mangano* karbonatinių formų ($MnHCO_3^+$) ir didėja joninių (Mn^{+2}) formų procentinės dalys (14 lent., 27

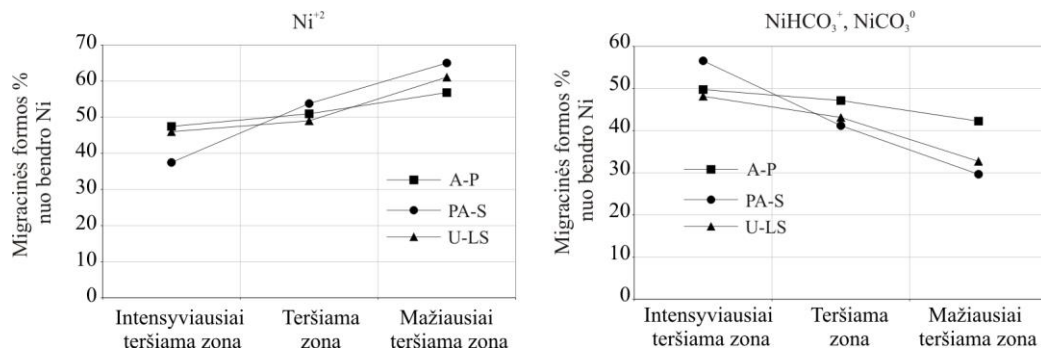
pav.). Intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose mangano karbonatinių formų procentinė dalis sudarė 10–15%, teršiamose – 9–10%, o mažiausiai teršiamose – 6–9%. Joninių formų procentinė dalis intensyviausiai teršiamose zonose sudarė 81–86%, teršiamose – 86–88%, mažiausiai teršiamose – 90–92% (27 pav.). Atviros hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje mangano karbonatinių formų procentinės dalies sumažėjimas mažėjant taršos intensyvumui sudarė 2%, pusiau atviros – 8%, uždaros – apie 4%. Joninių formų procentinės dalies padidėjimas sudarė atviros hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje 5%, pusiau atviroje – 11%, uždaroje – 6%.



27 pav. Mangano joninių ir karbonatinių migracinių formų procentinių dalių (nuo bendro Mn kiekio) kiekio kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Mažėjant gruntinio vandens taršos intensyvumui, mažėja *nikelio* karbonatinių formų, atitinkamai daugėjant joninių formų kiekiui (14 lent., 28 pav.). Intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose nikelio karbonatinių ($NiHCO_3^+$, $NiCO_3^0$) formų procentinė dalis sudarė 48–57%, teršiamose – 41–47%, o mažiausiai teršiamose – 30–42%. Joninių Ni^{+2} formų procentinė dalis intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose sudarė 38–48%, teršiamose – 49–54%, mažiausiai teršiamose – 57–65% (28 pav.). Atviros hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje nikelio karbonatinių formų procentinės dalies sumažėjimas mažėjant taršos intensyvumui sudarė 7%, pusiau atvirose – 27%, uždaroje – apie 15%. Nikelio Ni^{+2} joninių formų procentinės dalies padidėjimas mažėjant taršos intensyvumui atvirose

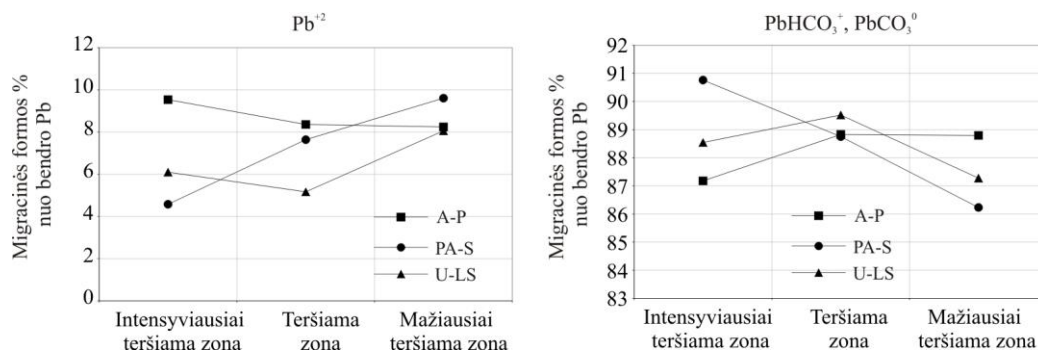
hidrogeologinėse sistemose sudarė 9%, pusiau atvirose – 28%, uždaroje – apie 15%.



28 pav. Nikelio joninių ir karbonatinių migracinių formų procentinių dalių (nuo bendro Ni kiekio) kiekio kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

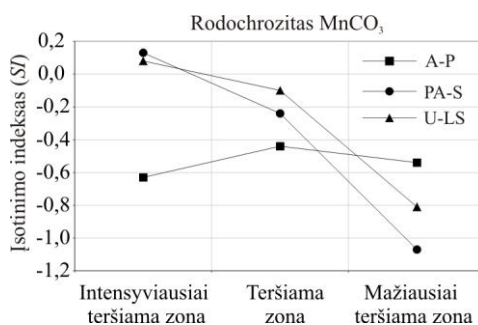
Atviroje hidrogeologinėje sistemoje mažėjant taršos intensyvumui nežymiai padidėja švino karbonatinių ($PbHCO_3^+$, $PbCO_3^0$) formų, mažėjant Pb^{+2} joninių formų procentiniam kiekiui (14 lent., 29 pav.). Intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose švino karbonatinių formų procentinė dalis sudarė 87%, teršiamose ir mažiausiai teršiamose – 89%. Joninių formų procentinė dalis intensyviausiai teršiamose zonose sudarė 10%, teršiamose ir mažiausiai teršiamose – 8% (29 pav.). Kitose hidrogeologinėse sistemose (PA-S ir U-LS) mažėjant taršos intensyvumui švino karbonatinių formų sumažėja atitinkamai daugėjant joninių formų. Intensyviausiai teršiamose gruntinio vandens zonose švino karbonatinių formų procentinė dalis sudarė 89–91%, teršiamose – 89–90% ir mažiausiai teršiamose – 86–87%. Joninių formų procentinė dalis intensyviausiai teršiamose zonose sudarė 5–6%, teršiamose – 5–8% ir mažiausiai teršiamose – 8–10% (29 pav.). Atviros hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje švino karbonatinių formų procentinės dalies padidėjimas mažėjant taršos intensyvumui sudarė 2%, sumažėjimas pusiau atviros sistemos gruntiniame vandenyje – 5%, uždaroje – apie 1%. Švino joninių formų procentinės dalies sumažėjimas mažėjant taršos intensyvumui atviros hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje sudarė 1%,

padidėjimas pusiau atviros sistemos gruntiniame vandenyje – 5%, uždaros – apie 2%.



29 pav. Švino joninių ir karbonatinių migracinių formų procentinių dalių (nuo bendro Pb kiekio) kiekio kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Karbonatinės pusiausvyros pokytis lemia anksčiau poskyryje aprašytą kalcio ir magnio karbonatų iškritimą iš gruntinio vandens mažėjant taršos intensyvumui. Tačiau mangano, nikelio ir švino karbonatų mineralai (rodochrozitas $MnCO_3$, ceruzitas $PbCO_3$ ir $NiCO_3$) visų tirtų sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje nėra išotintame būvyje ir nėra linkę kristi į nuosėdas, nors jų išotinimo indeksas didėjant taršos intensyvumui dauguma atvejų didėja (10 priedas). Mangano karbonatas rodochrozitas ($MnCO_3$) intensyviausiai teršiamos ir teršiamos zonų gruntiniame vandenyje PA-S ir U-LS hidrogeologinėse sistemose yra pusiausvyriniam būvyje, nors kitose zonose – neįsotintame, ir gruntinis vanduo yra linkęs karbonatinius mineralus tirpinti (30 pav.).

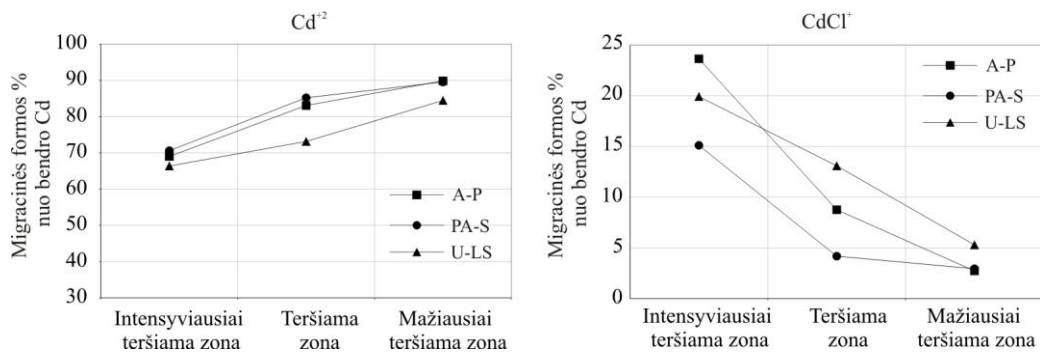


30 pav. Gruntinio vandens išotinimas mangano karbonatų mineralais tipinių sąvartynų poveikio zonose.

Minėtų gruntinio vandens išotrinimo dėsnų priešastis gali būti labai mažos mangano, švino ir nikelio koncentracijos gruntiniame vandenyje, kurios yra apie 10^4 – 10^7 kartų mažesnės nei makrokomponentų koncentracijos. Dėl to karbonatinės sistemos įtaka metalų migracijai yra žymiai mažesnė nei makrokomponentų migracijai.

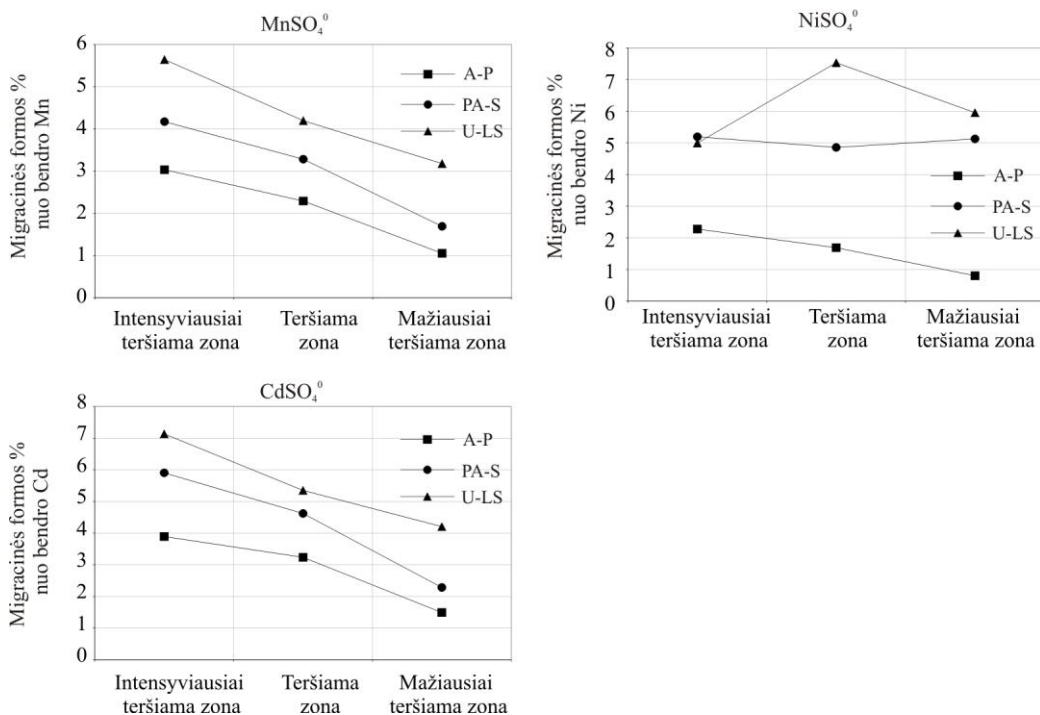
Atsižvelgiant į tyrimų rezultatus, apibendrintai galime teigti, kad švino, nikelio ir mangano koncentracijų mažėjimą mažėjant gruntinio vandens taršos intensyvumui daugiausia lemia sorbcijos procesai.

Migracinių formų skaičiavimo rezultatai rodo, kad *kadmio* sąvartynų poveikio zonų gruntiniame vandenyje iš esmės migruoja joninėje ir chloridinėje formose (14 lent., 31 pav.). Šių formų tarpusavio kaitą nulemia chloridų koncentracijų kaita mažėjant gruntinio vandens taršos intensyvumui. Intensyviausiai teršiamų zonų gruntiniame vandenyje, kuriame vidutinės chloridų koncentracijos siekia 155–242 mg/l, CdCl^+ migracinė forma sudaro 15–24% nuo bendro komponento kiekio, joninė – 66–71% (12 lent., 31 pav.). Mažėjant gruntinio vandens taršos intensyvumui vidutinė chloridų koncentracija sumažėja iki 18–36 mg/l, atitinkamai CdCl^+ migracinių formų sumažėja iki 3–5%, o Cd^{+2} joninių migracinių formų padidėja iki 85–90% (12 lent., 31 pav.). Atviros hidrogeologinės sistemos gruntiniame vandenyje mažėjant taršos intensyvumui kadmio chloridinių CdCl^+ formų procentinė dalis sumažėjo 21%, pusiau atviros 12%, uždaros – apie 15%. Kadmio Cd^{+2} joninių formų procentinės dalies padidėjimas mažėjant taršos intensyvumui sudarė 21%, pusiau atvirose – 19%, uždarose – apie 18%. Apibendrinant galima pasakyti, kad mažėjant gruntinio vandens taršos intensyvumui ir chloridų koncentracijai suyra CdCl^+ kompleksas ir dalis kadmio pereina į joninę Cd^{+2} formą. Kadangi kadmio gruntiniame vandenyje iš esmės migruoja tik joninėje ir tirpioje chloridinėje migracinėje formoje, jo koncentracijų nežymų sumažėjimą mažėjant taršos intensyvumui lemia, kaip ir anksčiau aprašytų metalų, sorbcijos procesai.



31 pav. Kadmio joninių ir chloridinių migracinių formų procentinių dalių (nuo bendro Cd kiekio) kiekio kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

Sulfatų redukcija. Sulfatų redukcijos procesų poveikis matomas mangano, nikelio ir kadmio sulfatinių migracinių formų kaitoje. Mažėjant taršos intensyvumui minėtų hidrocheminių komponentų sulfatinės formos gruntiniame vandenyje sumažėja 1–4% (32 pav.).



32 pav. Mangano, nikelio, kadmio sulfatinių migracinių formų procentinių dalių (nuo bendro Mn, Ni, Cd kiekio) kiekio kaita mažėjant taršos intensyvumui tipinių sąvartynų gruntiniame vandenyje.

IŠVADOS

1. Sąvartynai yra įrengti atvirose, pusiau atvirose, pusiau uždaroje ir uždaroje hidrogeologinėse sistemose. Didžiausią procentinį kiekį sudaro sąvartynai, įrengti atvirose hidrogeologinėse sistemose (52%), mažiausią – pusiau uždaroje ir uždaroje hidrogeologinėse sistemose (10–11%). Pusiau atvirose hidrogeologinėse sistemose sąvartynų procentinis kiekis sudaro 26%.
2. Pagal atliekų tūrį sąvartynus galima suskirstyti į 5 grupes: labai maži sąvartynai ($< 40\,000\text{ m}^3$), maži sąvartynai ($40\,000\text{--}100\,000\text{ m}^3$), vidutinio dydžio sąvartynai ($100\,000\text{--}300\,000\text{ m}^3$), dideli sąvartynai ($300\,000\text{--}1\,000\,000\text{ m}^3$) ir labai dideli sąvartynai ($> 1\,000\,000\text{ m}^3$). Vyrauja labai mažų tūrių sąvartynai (49%). Mažų, vidutinių, didelių ir labai didelių tūrių sąvartynų procentinis kiekis atitinkamai sudaro 23%, 16%, 8% ir 4%.
3. Intensyviausiai teršiamų zonų gruntinis vanduo pagal mineralizacijos dydį gali būti suskirstytas į 4 grupes: mažos mineralizacijos (400–3000 mg/l), vidutinės mineralizacijos (3000–5000 mg/l), didelės mineralizacijos (5000–20 000 mg/l) ir labai didelės mineralizacijos (20 000–32 000 mg/l). Vyrauja sąvartynai (68%), kurių intensyviausiai teršiamos zonos gruntinis vanduo yra mažos mineralizacijos. Sąvartynų, kurių intensyviausiai teršiamos zonos gruntinis vanduo yra vidutinės, didelės ir labai didelės mineralizacijos, procentinis kiekis yra atitinkamai 15%, 14% ir 2%.
4. Intensyviausiai teršiamų zonų gruntinis vanduo pagal vyraujančią anijoninę sudėtį gali būti suskirstytas į 3 klases: HCO_3 , $\text{HCO}_3\text{--Cl}$, $\text{HCO}_3\text{--SO}_4$. Vyrauja sąvartynai (49%), kurių intensyviausiai teršiamos zonos gruntinio vandens klasė pagal vyraujančią anijoninę sudėtį yra HCO_3 . Sąvartynų procentinis kiekis, kurių intensyviausiai teršiamos zonos gruntinio vandens klasės pagal vyraujančią anijoninę sudėtį yra $\text{HCO}_3\text{--Cl}$ ir $\text{HCO}_3\text{--SO}_4$, yra atitinkamai 35% ir 17%.

5. Sudarytas sąvartynų klasifikavimo žemėlapis palengvina kiekvienoje išskirtoje hidrogeologinėje sistemoje pasirinkti panašaus atliekų tūrio sąvartynus su panašiomis intensyviausiai teršiamos gruntinio vandens zonos hidrocheminėmis charakteristikomis.
6. Atstumas, kuriame dar išlieka sąvartynų taršos poveikis gruntiniam vandeniui atvirose hidrogeologinėse sistemose siekia ~ 200–300 m, pusiau atvirose ~ 100–200 m ir uždaroje ~ 50–100 m.
7. Mažėjant sąvartynų taršos sklaidos intensyvumui gruntiniame vandenyje vyksta karbonatinės pusiausvyros poslinkis karbonatų iškritimo kryptimi, pasireiškiantis kalcio, magnio, mangano, nikelio ir švino karbonatinių migracinių formų procentinės dalies mažėjimu ir šių hidrocheminių komponentų joninių migracinių formų procentinės dalies didėjimu. Šių migracinių formų procentinių dalių pokyčių intensyvumas atvirose hidrogeologinėse sistemose yra 3–14% mažesnis negu pusiau atvirose ir uždaroje hidrogeologinėse sistemose.
8. Karbonatinės pusiausvyros pokyčiai mažėjant sąvartynų taršos sklaidos intensyvumui mažina gruntinio vandens įsotinimą karbonatiniais mineralais. Gruntinis vanduo makrokomponentų kalcio ir magnio karbonatais intensyviai teršiamose ir teršiamose zonose yra įsotintas arba pusiausvyroje, mažiausiai teršiamose zonose – pusiausvyroje; mangano karbonatu intensyviausiai teršiamose ir teršiamose zonose yra pusiausvyroje arba neįsotintas, o mažiausiai teršiamose zonose – dažniausiai neįsotintas; mikrokomponentų švino ir nikelio karbonatais visose taršos zonose yra neįsotintas.
9. Mažėjant sąvartynų taršos sklaidos intensyvumui gruntiniame vandenyje mažėja chloridų koncentracija, lemianti kadmio chloridinių migracinių formų procentinės dalies mažėjimą ir joninių migracinių formų didėjimą. Atvirose hidrogeologinėse sistemose kadmio chloridinių ir joninių migracinių formų procentinių dalių pokyčiai yra 2–9% didesni negu pusiau atvirose ir uždaroje hidrogeologinėse sistemose.

10. Mažėjant sąvartynų taršos sklaidos intensyvumui gruntiniame vandenyje vyksta sulfatų redukcijos procesai, mažinantys kalcio, magnio, mangano, švino ir nikelio sulfatinių migracinių formų procentines dalis. Atvirose, pusiau atvirose ir uždarose hidrogeologinėse sistemose sulfatinių migracinių formų procentinės dalies sumažėjimo dydis yra panašus ir sudaro tik 1–4%.

LITERATŪRA

- Abromavičiūtė, A., Šeirys, N. 2000. Vilniaus m. Kariotiškių sąvartyno požeminio vandens monitoringo 2000–2002 m. rezultatai ir programa 2003-2007 m., UAB „Grotą“, 5–11 p.
- Abu-Rukah, Y., Abu-Aljarayesh, I. 2002. Thermodynamic assessment in heavy metal migration at El-Akader landfill site, North Jordan. *Waste Management*, 22(7), 727–738. [http://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00046-6](http://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00046-6)
- Abu-Rukah, Y., Al-Kofahi, O. 2001. The assessment of the effect of landfill leachate on ground-water quality—a case study. El-Akader landfill site—north Jordan. *Journal of Arid Environments*, 49(3), 615–630. <http://doi.org/10.1006/jare.2001.0796>
- Antonova, I. A., Gryaznov, O. N., Guman, O. M., Makarov, A. B., Kolosnitsina, O. V. 2014. Geological conditions for allocation of solid municipal and industrial waste disposal sites in the Middle Urals. *Water Resources*, 41(7), 896–903. <http://doi.org/10.1134/S0097807814070033>
- Appelo C. A. J., Postma D. 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. A. A. Balkema, Rotterdam, Brookfield, 536 p.
- Ashraf, M. A., Yusoff, I., Yusof, M., Alias, Y. 2013. Study of contaminant transport at an open-tipping waste disposal site. *Environmental Science and Pollution Research International*, 20(7), 4689–710. <http://doi.org/10.1007/s11356-012-1423-x>
- Assmuth, T. W., Strandberg, T. 1993. Ground water contamination at Finnish landfills. *Water, Air, & Soil Pollution*, 69(1-2), 179–199. <http://doi.org/10.1007/BF00478358>
- Awaz, B. M. 2015. Leachate and Ground Water Assessment at Kirkuk Sanitary Landfill Site in Zindana Village, Iraq. *International Journal Environemntal Resources*, 9(2), 45–466.
- Baedecker, M. J., Back, W. 1979. Hydrogeological Process and Chemical Reactions at a Landfill. *Groundwater*, 3(2), 352–462.

- Bagchi, A. 1994. Design, construction, and monitoring of landfills. Willey, Canada, 357 p.
- Baliukas, E. 2014. Zabieliškio regioninio sąvartyno, Kėdainių raj., Pelėdnagių sen., Zabieliškio k., aplinkos monitoringo programa 2014–2018 metams, UAB “Fugro Baltic“, 6–12 p.
- Ball, J. W., Nordstrom, D. K. 1991. User’s manual of WaterQ4F, with revised thermodynamic database and test cases for calculating speciation of major, trace, and redox elements in natural waters. U.S. Geological Survey Open-File Report 91-183. Menlo Park. CA.
- Baltrūnas, V. (Ats. redaktorius). 2004. Lietuvos žemės gelmių raida ir ištekliai. Petro ofsetas, Vilnius, 700 p.
- Baltrūnas, V., Diliūnas, J., Kadūnas, V., Valiūnas, V. 1998. Aplinkos geologija ir geochemija Lietuvoje. *Geologija*, 26, 10–17.
- Barella, C. F., Bacellar, L. D. A. P., Nalini, H. A. 2013. Influence of the natural oxidation of the leachate organic fraction from a landfill on groundwater quality, Belo Horizonte: Minas Gerais, south-eastern Brazil. *Environmental Earth Sciences*, 70(5), 2283–2292. <http://doi.org/10.1007/s12665-013-2284-4>
- Basberg, L., Banks, D. 1998. Redox Processes in Groundwater Impacted by Landfill Leachate. *Aquatic Geochemistry*, 4, 253–272.
- Bellezoni, R. A., Iwai, C. K., Elis, V. R., da Silva Paganini, W., Hamada, J. 2014. Small-scale landfills: Impacts on groundwater and soil. *Environmental Earth Sciences*, 71(5), 2429–2439. <http://doi.org/10.1007/s12665-013-2643-1>
- Belousova, A. P. 2006. Assessment of groundwater pollution risk as a characteristic of the stability of its quality. *Water Resources*, 33(2), 219–232. <http://doi.org/10.1134/S0097807806020102>
- Berkowitz, B. I., Dror, B. Yaron. 2008. Contaminant geochemistry: interactions and transport in the subsurface environment. Springer, Heidelberg, 532 p.

- Bjerg, P. L., Tuxen, N., Reitzel, L. A., Albrechtsen, H.-J., Kjeldsen, P. 2011. Natural attenuation processes in landfill leachate plumes at three Danish sites. *Ground Water*, 49(5), 688–705. <http://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00613.x>
- Cartwright, K., Griffin, R., Gilkeson, R. 1977. Migration of Landfill Leachate Through Glacial Till. *Ground Water*, 15(4), 294–305.
- Christensen, T. H., Kjeldsen, P., Bjerg, P. L., Jensen, D. L., Christensen, J. B., Baun, A., Heron, G. 2001. Biogeochemistry of landfill leachate plumes. *Applied Geochemistry*, 16(7-8), 659–718. [http://doi.org/10.1016/S0883-2927\(00\)00082-2](http://doi.org/10.1016/S0883-2927(00)00082-2)
- Cossu, R., Raga, R., Rossetti, D. 2003. The PAF model: an integrated approach for landfill sustainability. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 23(1), 37–44. [http://doi.org/10.1016/S0956-053X\(02\)00147-2](http://doi.org/10.1016/S0956-053X(02)00147-2)
- Cozzarelli, I. M., Böhlke, J. K., Masoner, J., Breit, G. N., Lorah, M. M., Tuttle, M. L. W., Jaeschke, J. B. 2011. Biogeochemical evolution of a landfill leachate plume, Norman, Oklahoma. *Ground Water*, 49(5), 663–87. <http://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2010.00792.x>
- Crawford, J. 1999. Geochemical Modelling. A Review of Current Capabilities and Future Directions, 425 p.
- Čekanavičius, V., Murauskas, G. 2002. Statistika ir jos taikymai, 2 dalis. TEV, 272 p.
- Diliūnas, J. 2008. Zabieliškio regioninio sąvartyno požeminio vandens monitoringo ataskaita (už 2008 metus), 30 p.
- Diliūnas, J., Jurevičius, A., Karvelienė, D. 2009. Migration forms of main chemical elements in the groundwater of the Quaternary deposits of Lithuania. *Baltica*, 22(2), 123–132.
- Diliūnas, J., Jurevičius, A., Karvelienė, D. 2013. Zabieliškio regioninio sąvartyno aplinkos monitoringas. Baigiamoji ataskaita apie 2010–2013 metų stebėjimo rezultatus, 45 p.

- Diliūnas, J., Karvelienė, D., Jurevičius, A. 2010. Subsurface chemical discharge in Lithuania area. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 18(3), 196–206.
- Drever, J. I. 1997. The geochemistry of natural waters. 3rd ed. Upper saddle river, New Jersey, Prentice Hall, 435 p.
- Duarte, L., Teodoro, A. C., Goncalves, J. A., Guerner Dias, A. J., Espinha Marques, J. 2015. A dynamic map application for the assessment of groundwater vulnerability to pollution. *Environmental Earth Sciences*, 2315–2327. <http://doi.org/10.1007/s12665-015-4222-0>
- Dudkin, O., Sandimirov, B. 2007. Geochemistry of water-rock interaction in the area of the Khibiny alkaline massif. *Geochemistry International*, 45(11), 1103–1110.
- El-Fadel, M., Findikakis, A. N., Leckie, J. O. 1997. Modeling leachate generation and transport in solid waste landfills. *Environmental Technology*, 18(7), 669–686. <http://doi.org/10.1080/09593331808616586>
- El-Hames, A. S., Hannachi, A., Al-Ahmadi, M., Al-Amri, N. 2013. Groundwater Quality Zonation Assessment using GIS, EOFs and Hierarchical Clustering. *Water Resources Management*, 27(7), 2465–2481. <http://doi.org/10.1007/s11269-013-0297-0>
- EUROSTAT. 2015. Treatment of waste in European Union. <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/show.do>
- Federal Environmental Protection agency (FEPA). 1991. National Environmental Protection (Effluence limitations) regulations. *In Odiete 1991 Environmental Physiology of Animal and Pollution, Published by Diversity resources Ltd., Lagos, Nigeria*, 157–219.
- Fetter, C. W. 1999. Contaminant hydrogeology, 2nd ed. Prentice-Hall, Inc., Englewood Cliffs, 489 p.
- Gerber, R., Boyce, J., Howard, K. 2001. Evaluation of heterogeneity and field-scale groundwater flow regime in a leaky till aquitard. *Hydrogeology Journal*, 9(1), 60–78. <http://doi.org/10.1007/s100400000115>

- Gregorauskas, M. 1999. Teršiančių medžiagų sklaidos požeminiame vandenyje prognozė. *Lietuvos mokslas*, 269–286 p.
- Grigelis, A., Gailius, R., Kadūnas, V. 1994. Lietuvos geologija: monografija. Mokslo ir enciklopedijų leidykla, Vilnius, 447 p.
- Gueroui, Y., Maoui, A., Touati, A. S. 2015. Hydrochemical and bacteriological investigation in groundwater of the Tamlouka Plain, north-east of Algeria. *Arabian Journal of Geosciences*, 8(5), 2417–2432. <http://doi.org/10.1007/s12517-014-1393-z>
- Guerrero, L. A., Maas, G., Hogland, W. 2013. Solid waste management challenges for cities in developing countries. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 33(1), 220–32. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.008>
- Han, D., Tong, X., Currell, M. J., Cao, G., Jin, M., Tong, C. 2014. Evaluation of the impact of an uncontrolled landfill on surrounding groundwater quality, Zhoukou, China. *Journal of Geochemical Exploration*, 136, 24–39. <http://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.09.008>
- Harris, S., Istok, H., Suflita, J. 2006. Changes in Organic Matter Biodegradability Influencing Sulfate Reduction in an Aquifer Contaminated by Landfill Leachate. *Microbial Ecology*, 51(4), 535–542.
- Hendry, M. J., Kelln, C. J., Wassenaar, L. I., Shaw, J. 2004. Characterizing the hydrogeology of a complex clay-rich aquitard system using detailed vertical profiles of the stable isotopes of water. *Journal of Hydrology*, 293, 47–56. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.01.010>
- Hiscock, K., Bense, V. 2014. Hydrogeology: principles and practice, 2nd ed. Somerset, NJ, USA, Wiley, 325 p.
- Islam, J., Singhal, N. 2004. A laboratory study of landfill-leachate transport in soils. *Water Research*, 38(8), 2035–2042.
- Jamshidzadeh, Z., Mirbagheri, S. A. 2011. Evaluation of groundwater quantity and quality in the Kashan Basin, Central Iran. *Desalination*, 270(1-3), 23–30. <http://doi.org/10.1016/j.desal.2010.10.067>
- Janulevičius, S. 1992. Hidrogeologiniai tyrimai sąvartynuose. *Lietuvos požeminės hidrosferos ištekliai, režimas ir apsauga*, 30–32.

- Jaskelevičius, B., Lynikiene, V. 2009. Investigation of influence of lapes landfill leachate on ground and surface water pollution with heavy metals. *Journal of Environmental Engineering and Landscape Management*, 17(3), 131–139. <http://doi.org/10.3846/1648-6897.2009.17.131-139>
- Jones, P. T., Geysen, D., Tielemans, Y., Van Passel, S., Pontikes, Y., Blanpain, B., Hoekstra, N. 2013. Enhanced Landfill Mining in view of multiple resource recovery: a critical review. *Journal of Cleaner Production*, 55, 45–55. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2012.05.021>
- Juodkazis, V., Mokrik, R., Gregorauskas, M. 2011. Development of hydrogeodynamical investigations of groundwater resources. *Baltica Special Issue/ Geosciences in Lithuania: challenges and perspectives*, 24, 31–42.
- Juodkazis, V., Urbanavičiūtė, R. 2002. Organinės medžiagos sklaida sąvartynų aplinkos gruntiniame vandenyje. *Geologija*, 40, 32–44.
- Kaminskas, M., Diliūnas, J., Čyžius, G., Karvelienė, D., Zuzeviečius, A. 2004. Požeminio ir paviršinio vandens apsauga buitinių atliekų sąvartyno aplinkoje. *Lietuvos žemės ūkio universiteto Vandens ūkio instituto mokslo darbai*, 26 (26), 87–90 p.
- Karmegam, U., Chidambaram, S., Prasanna, M. V., Sasidhar, P., Manikandan, S., Johnsonbabu, G., Anandhan, P. 2011. A study on the mixing proportion in groundwater samples by using Piper diagram and Phreeqc model. *Chinese Journal of Geochemistry*, 30(4), 490–495. <http://doi.org/10.1007/s11631-011-0533-3>
- Kazakis, N., Voudouris, K. S. 2015. Groundwater vulnerability and pollution risk assessment of porous aquifers to nitrate: Modifying the DRASTIC method using quantitative parameters. *Journal of Hydrology*, 525, 13–25. <http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.03.035>
- Kehew, A., Passero, R. 1990. PH and redox buffering mechanisms in a glacial drift aquifer contaminated by landfill leachate. *Ground Water* 28 (5), 728–737.

- Khanlari, Z. V., Jalali, M. 2011. Effect of sodium and magnesium on kinetics of phosphorus release in some calcareous soils of western Iran. *Soil & Sediment Contamination*, 20(4), 411–431. <http://doi.org/10.1080/15320383.2011.571315>
- Kimmel, G. E., Braids, O. C. 1980. Leachate plumes in ground water from Babylon and Islip landfills, Long Island, New York, 1085 p.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A., Christensen, T. H. 2002. Present and Long-Term Composition of MSW Landfill Leachate: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 32(4), 297–336. <http://doi.org/10.1080/10643380290813462>
- Klimas, A. 2003. Geriamojo vandens hidrogeochemija, Vilnius, 58–59 p.
- Klimas, A. 2005. Vandens kokybė Lietuvos vandenvietėse, Vilnius, 104-115 p.
- Klimas, A., Gregorauskas, M., Mališauskas, A. 2010. Computer models, used for Klaipėda geothermal plant operation failures analyse. *Scientific Journal of Riga Technical University*, 7–15 p.
- Klimas, A., Mališauskas, A. 1998. Sieros vandenilio formavimosi ir šalinimo problemos Klaipėdos I ir II vandenvietėse. Iš *Gilių vandeningų horizontų eksploatacija ir geriamo vandens kokybės gerinimo problemos*. Tarp. Konf. Pranešimų medžiaga. Klaipėda, 1998 m. spalio 7-9 d., Lietuva, 37–40 p.
- Klimas, A., Zuzevičius, A. 1998. Svarbiausi technogeniniai gėlo požeminio vandens sudėties formavimosi procesai ir jų matematiniai modeliai. *Geologija*, 23, 130–139.
- Krainov, S. R., Ryzhenko, B. N., Shvets, V. M. 2004. Geochemistry of groundwater. Theoretical, applied and environmental aspects. Nauka, Moscow, 677 p. [in Russian].
- Kriščiūnas, V. 2001. Alytaus buitinių atliekų sąvartyno ir pavojingų atliekų aikštelės požeminio vandens monitoringo programa 2001-2005 metams, UAB „Baltijos konsultacinė grupė“, 11–17 p.
- Kriščiūnas, V. 2005. Alytaus buitinių atliekų sąvartyno ir pavojingų atliekų aikštelės 2005 m. požeminio vandens monitoringo rezultatai, 35 p.

- Krook, J., Svensson, N., Eklund, M. 2012. Landfill mining: A critical review of two decades of research. *Waste Management*, 32(3), 513–520. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2011.10.015>
- Kurniawan, T., Lo, W., Chan, G. 2006. Degradation of recalcitrant compounds from stabilized landfill leachate using a combination of ozone-GAC adsorption treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 137(1), 443–55.
- Lee, J., Park, J., Kim, C. G. 2007. Comparison of hydrogeologic and hydrochemical conditions between two uncontrolled landfills. *Water International*, 32(4), 618–633. <http://doi.org/10.1080/02508060.2007.9709693>
- Lietuvos erdvinės informacijos portalas. 2015. <https://www.geoportal.lt/map/>
- Lietuvos geologijos tarnyba, 2015. Požeminio vandens informacinė sistema (PožVIS). <https://www.lgt.lt/epaslaugos/index.xhtml>
- Limantseva, O., Lisenkov, A., Ryzhenko, B., Shvets, N. 2006. Dynamics of groundwater chemistry in the water-rock system in a megalopolis. *Water Resources*, 33(1), 71–81.
- Lyngkilde, J., Christensen, T. H. 1992. Redox zones of a landfill leachate pollution plume (Vejen, Denmark). *Journal of Contaminant Hydrology* 10, 273–289.
- Longe, E. O., Enekwechi, L. O. 2007. Investigation on potential groundwater impacts and influence of local hydrogeology on natural attenuation of leachate at a municipal landfill. *International Journal of Environmental Science & Technology*, 4(1), 133–140. <http://doi.org/10.1007/BF03325971>
- Lou, Z., Dong, B., Chai, X., Song, Y., Zhao, Y., Zhu, N. 2009. Characterization of refuse landfill leachates of three different stages in landfill stabilization process. *Journal of Environmental Sciences*, 21(9), 1309–1314. [http://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62400-6](http://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62400-6)
- Milosevic, N., Thomsen, N. I., Juhler, R. K., Albrechtsen, H.-J., Bjerg, P. L. 2012. Identification of discharge zones and quantification of contaminant mass discharges into a local stream from a landfill in a heterogeneous

- geologic setting. *Journal of Hydrology*, 446–447, 13–23.
<http://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.012>
- Mironenko, M. V., Zolotov, M. Yu. 2011. Equilibrium–Kinetic Model of Water–Rock Interaction, 526 p.
- Mokrik, R., Mažeika, J. 2006. Hidrogeochemija. Vilniaus universiteto leidykla, Vilnius. 244 p.
- Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R. P., Chandra, A. 2006. Leachate characterization and assessment of groundwater pollution near municipal solid waste landfill site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1-3), 435–56. <http://doi.org/10.1007/s10661-006-1505-7>
- Mukherjee, S., Mukhopadhyay, S., Hashim, M. A., Sen Gupta, B. 2014. Contemporary Environmental Issues of Landfill Leachate: Assessment and Remedies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 45(5), 472–590.
- Nicholson, R. V., Cherry, J. A., Reardon, E. J. 1983. Migration of contaminants in groundwater at a landfill: a case study: 6. Hydrogeochemistry. *Hydrology*, 63, 131–176.
- Ozcohan, M. S., Cetinkaya, N., Celik, S. O., Demirkol, G. T., Cansiz, V., Tufekci, N. 2013. Hydraulic conductivity and removal rate of compacted clays permeated with landfill leachate. *Desalination and Water Treatment*, 51(31-33), 6148–6157. <http://doi.org/10.1080/19443994.2013.769662>
- Parameswari, K., Mudgal, B. V. 2013. Geochemical investigation of groundwater contamination in Perungudi dumpsite, South India. *Arabian Journal of Geosciences*, 7(4), 1363–1371. <http://doi.org/10.1007/s12517-013-0832-6>
- Parkhurst, D. L. 1995. User's guide to PHREEQC-A computer program for speciation, reaction path, advective-transport, in inverse geochemical calculations. U.S. Geological survey Water-Reseourches investigation report 95–4227.

- Pavlov, S., Karpov, K., Chudnenko, I. 2008. Water-carbon interaction under the conditions of complete and metastable thermodynamic equilibrium. *Water Resources*, 35(4), 435–445.
- Pivato, A., Raga, R. 2006. Tests for the evaluation of ammonium attenuation in MSW landfill leachate by adsorption into bentonite in a landfill liner. *Waste Management (New York, N.Y.)*, 26(2), 123–32. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.03.009>
- Renou, S., Givaudan, J. G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. 2008. Landfill leachate treatment: Review and opportunity. *Journal of Hazardous Materials*, 150(3), 468–93. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.09.077>
- Schueler, A. S., Mahler, C. F. 2011. Classification Method fo Urban Solid Waste Disposal Sites. *Journal of Environmental Protection* 2, 473–481. doi: 10.4236/jep.2011.24055
- Sen Z. 2014. Practical and Applied Hydrogeology. Elsevier, 424 p.
- Şimşek, C., Gemici, U., Filiz, S. 2008. An assessment of surficial aquifer vulnerability and groundwater pollution from a hazardous landfill site, Torbali/Turkey. *Geosciences Journal*, 12(1), 69–82. <http://doi.org/10.1007/s12303-008-0009-6>
- Singh, U. K., Kumar, M., Chauhan, R., Jha, P. K., Ramanathan, A. L., Subramanian, V. 2008. Assessment of the impact of landfill on groundwater quality: A case study of the Pirana site in western India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141(1-3), 309–321. <http://doi.org/10.1007/s10661-007-9897-6>
- Skridaila, K. 2014. Uždaryto Vilniaus m. Kariotiškių komunalinių atliekų sąvartyno Trakų r. sav., Lentvario sen., Rykantų km aplinkos monitoringo 2013 metų ataskaita, 20 p.
- Sokolovas, S. 2005. Matematikos teminis žinynas moksleiviams. Ramduva, 200 p.

- Štuopis, A. 2014. Pietryčių lietuvos kvartero komplekso požeminio vandens išteklių formavimasis ir vertinimo modeliavimo metodais ypatumai. Daktaro disertacija, 95–97 p.
- Talalaj, I. A. 2014. Assessment of groundwater quality near the landfill site using the modified water quality index. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(6), 3673–83. <http://doi.org/10.1007/s10661-014-3649-1>
- Thakur, J. K., Diwakar, J., Singh, S. K. 2015. Hydrogeochemical evaluation of groundwater of Bhaktapur Municipality, Nepal. *Environmental Earth Sciences*, 74(6), 4973–4988. <http://doi.org/10.1007/s12665-015-4514-4>
- Thomsen, N. I., Milosevic, N., Bjerg, P. L. 2012. Application of a contaminant mass balance method at an old landfill to assess the impact on water resources. *Waste Management*, 32(12), 2406–2417. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.06.014>
- Vasanthavigar, M., Srinivasamoorthy, K., Prasanna, M. V. 2013. Identification of groundwater contamination zones and its sources by using multivariate statistical approach in Thirumanimuthar sub-basin, Tamil Nadu, India. *Environmental Earth Sciences*, 68(6), 1783–1795. <http://doi.org/10.1007/s12665-012-1868-8>
- Wagner, T. P., Raymond, T. 2015. Landfill mining: Case study of a successful metals recovery project. *Waste Management*, 45, 448–457. <http://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.06.034>
- Ward, M. L., Bitton, G., Townsend, T. 2005. Heavy metal binding capacity (HMBC) of municipal solid waste landfill leachates. *Chemosphere*, 60(2), 206–15. <http://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2004.12.054>
- WHO. 2004. Guidelines for Drinking Water Quality, 3, Geneva, 494 p.
- Xiaoli, C., Shimaoka, T., Xianyan, C., Qiang, G., Youcai, Z. 2007. Characteristics and mobility of heavy metals in an MSW landfill: implications in risk assessment and reclamation. *Journal of Hazardous Materials*, 144(1-2), 485–91. <http://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2006.10.056>

AUTORĖS PUBLIKACIJOS DISERTACIJOS TEMA

Mokslo publikacijos tarptautiniuose leidiniuose, referuojamuose mokslinės informacijos instituto duomenų bazėje (“ISI Web of science”) ir turinčiuose citavimo indeksą:

Slavinskienė, G., Jurevičius, A. 2016. The influence of landfills located in different hydrogeological systems on Lithuanian groundwater quality. *Baltica*, 29 (1) (Iteiktas spaudai).

Publikacijos kituose recenzuojamuose mokslo leidiniuose:

Slavinskienė, G. 2011. Metodiniai taršos sklaidos požeminiame vandenyje sudėtingomis hidrogeologinėmis sąlygomis įvertinimo principai. *14-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, straipsnių rinkinys, 120–126.

Slavinskienė, G., Jurevičius, A. 2015. Neorganinių makrokomponentų savivalos procesų įvertinimas skirtingose sąvartynų aplinkos hidrogeologinėse sąlygose. *18-osios Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencijos „Mokslas – Lietuvos ateitis“*, straipsnių rinkinys, 86–93.

Slavinskienė, G., Jurevičius, A. 2016. Speciation of heavy metals in landfill leachate- polluted groundwater: homogeneous sandy aquifer. *Universal Journal of Geoscience*, 4(1), 8–14.

Pranešimų tezės mokslinėse konferencijose

Slavinskienė, G., Jurevičius, A., Diliūnas, J. 2011. Methodical principles of evaluation of groundwater pollution levels in the environment of landfill. *8th International conference Environmental engineering*. May 19–20, 2011, Vilnius, Lithuania.

Slavinskienė, G., 2011. Požeminio vandens taršos įvertinimo buitinių atliekų sąvartynų aplinkoje metodiniai principai. *Lietuvos jaunųjų mokslininkų*

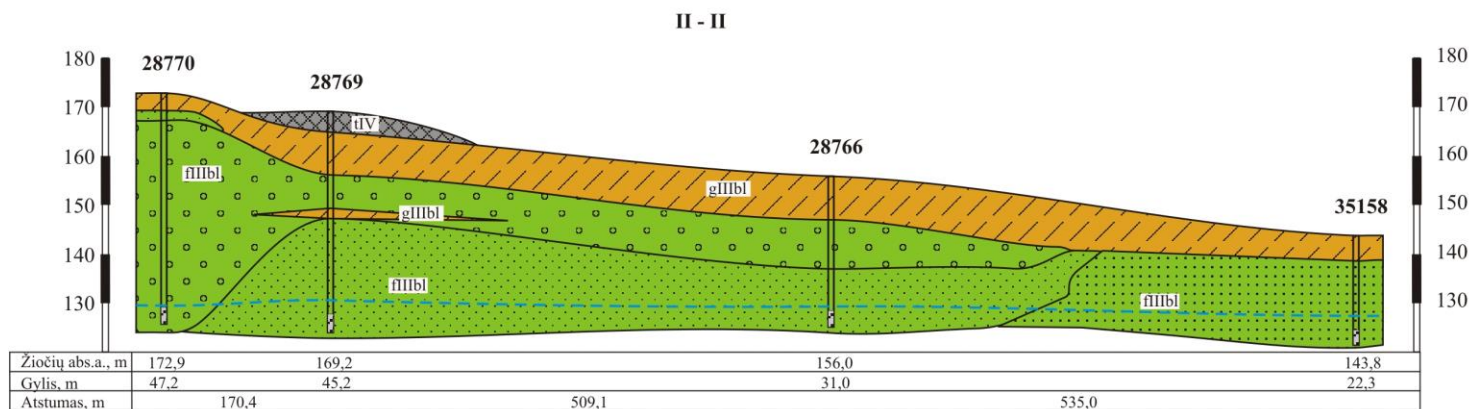
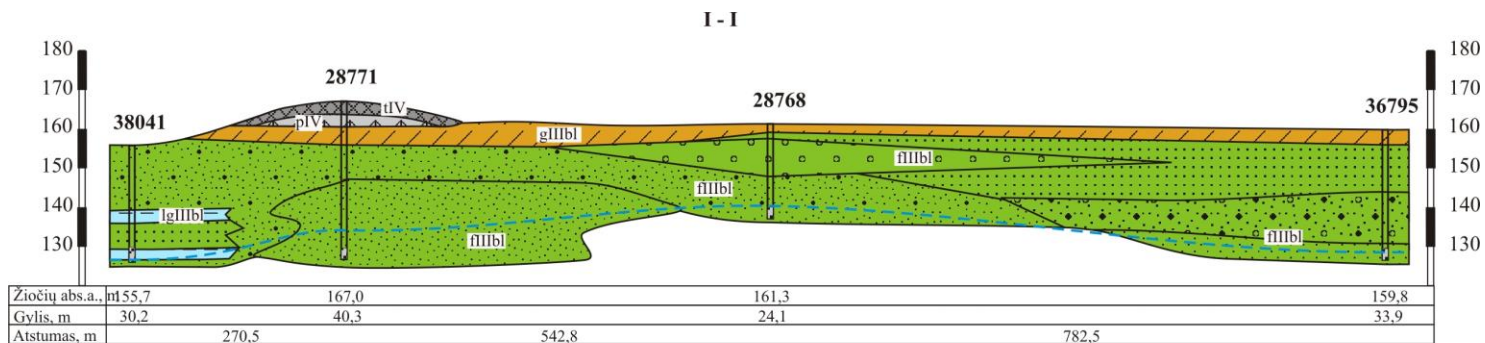
konferencija „Mokslas – Lietuvos ateitis”, Aplinkos apsaugos inžinerija.
Balandis 14 d., Vilnius, Lietuva

Slavinskienė, G., Slavinskas, A. 2011. Dispersion of groundwater pollutants in the environmental of landfills. *1st Internation Baltic water reserch platform meeting.* October 14, Riga, Latvia

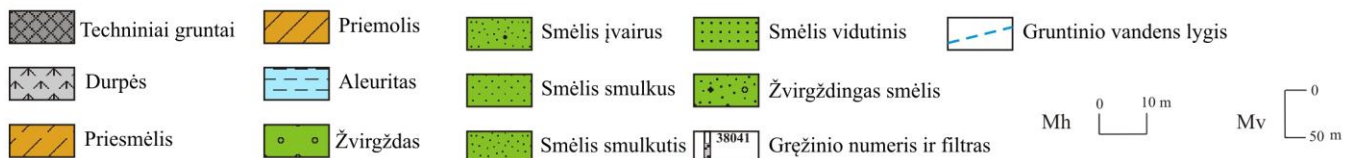
Slavinskienė, G., Jurevičius, A. 2015. Speciation of heavy metals in landfill leachate- polluted groundwater: homogeneous sandy aquifer. *3rd Biannual CER Comparative European Research Conference International Scientific Conference for Ph.D. students of EU countries.* March 23-27, England, London

Slavinskienė, G., Jurevičius, A. 2015. Neorganinių makrokomponentų savivalos procesų įvertinimas skirtingose sąvartynų aplinkos hidrogeologinėse sąlygose. *18-oji Lietuvos jaunųjų mokslininkų konferencija „Mokslas – Lietuvos ateitis”, Aplinkos apsaugos inžinerija.* Balandžio 9d., Vilnius, Lietuva.

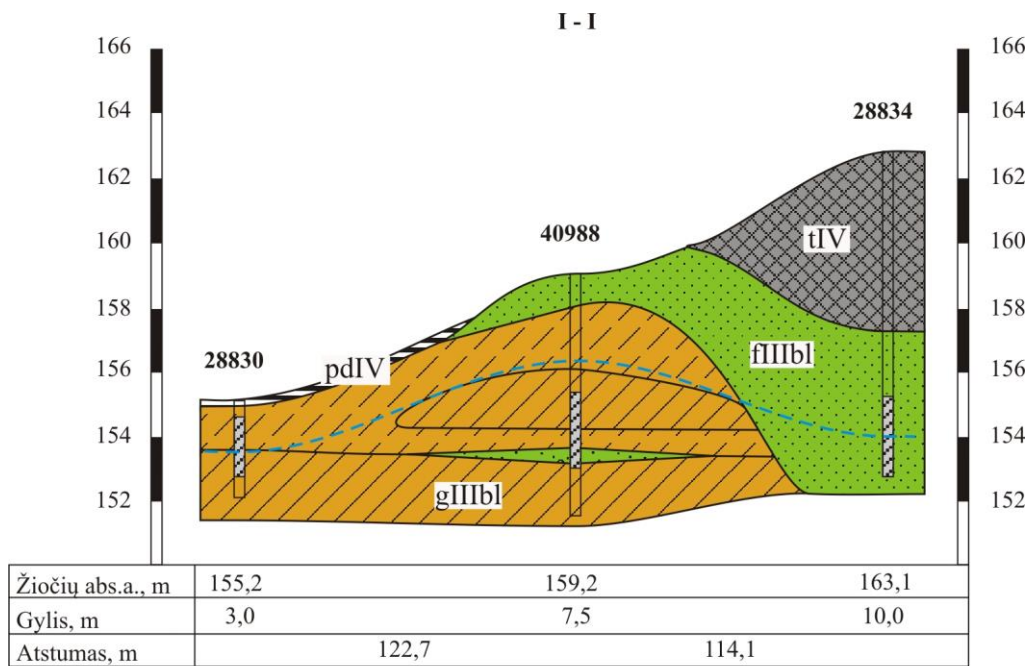
PRIEDAI



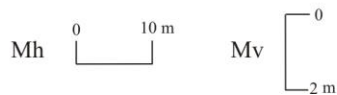
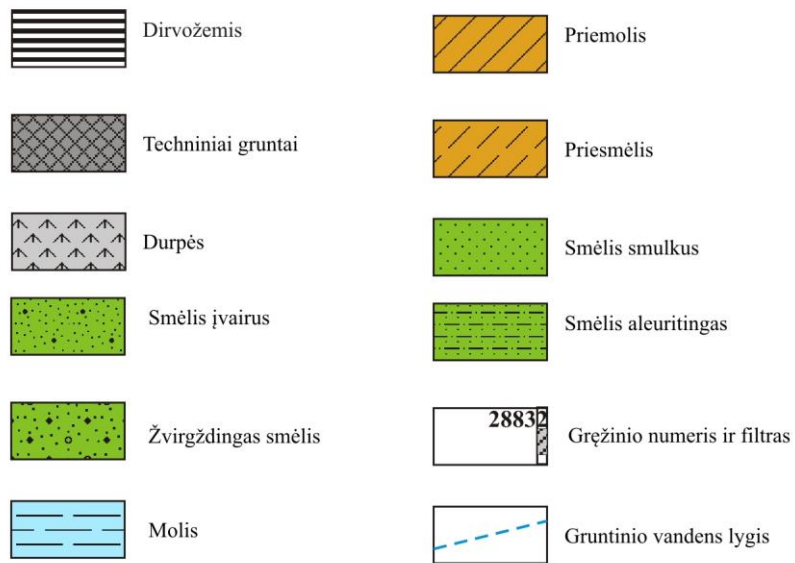
SUTARTINIAI ŽYMĖJIMAI



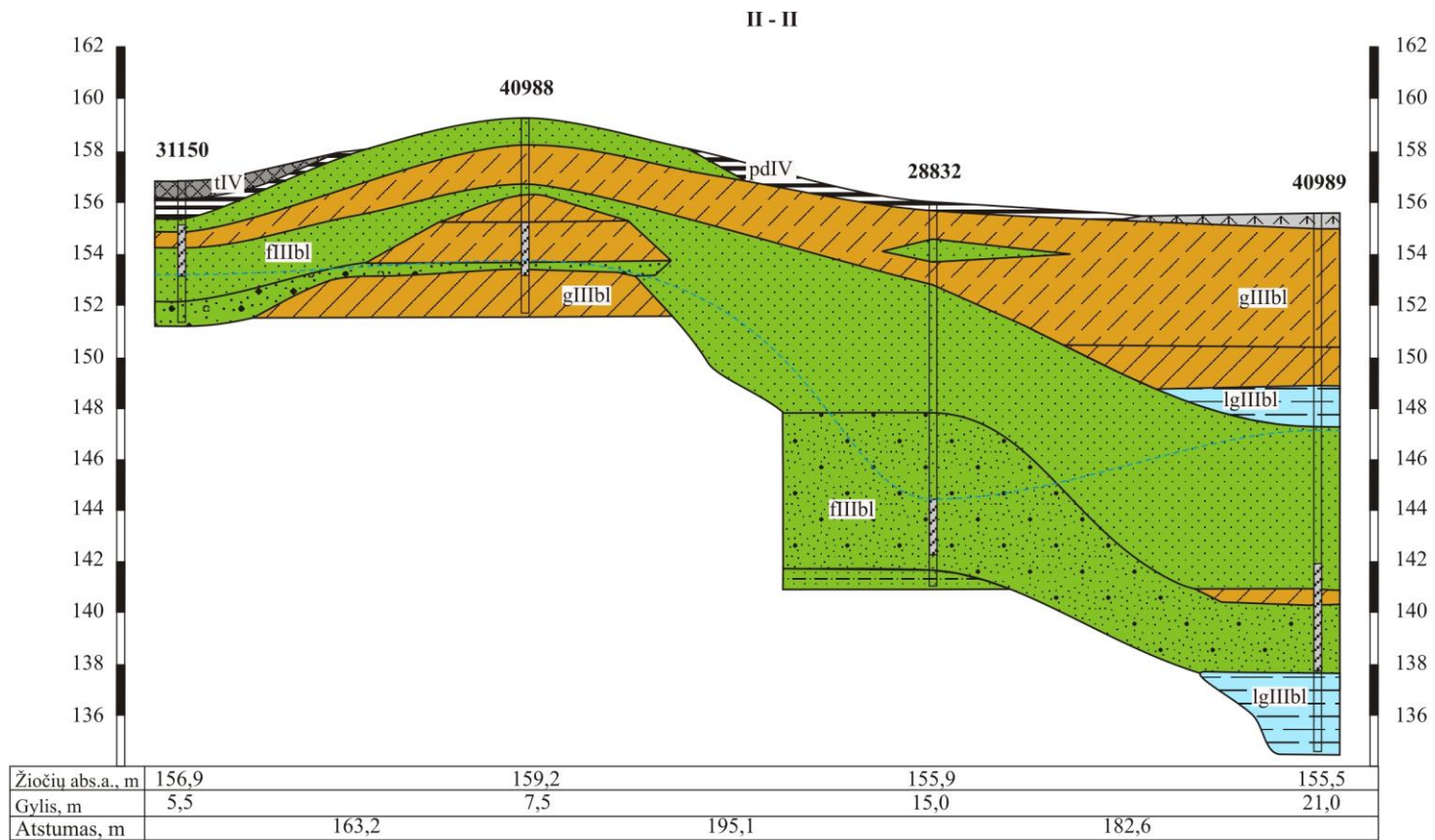
1 priedas. Kariotiškių sąvartyno geologiniai-hidrogeologiniai pjūviai I-I ir II-II.



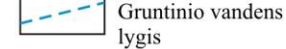
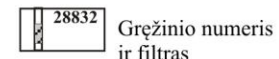
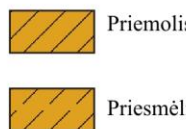
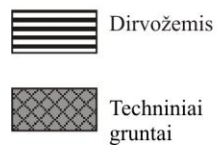
SUTARTINIAI ŽYMĖJIMAI



2 priedas. Alytaus sąvartyno geologinis-hidrogeologinis pjūvis I-I.



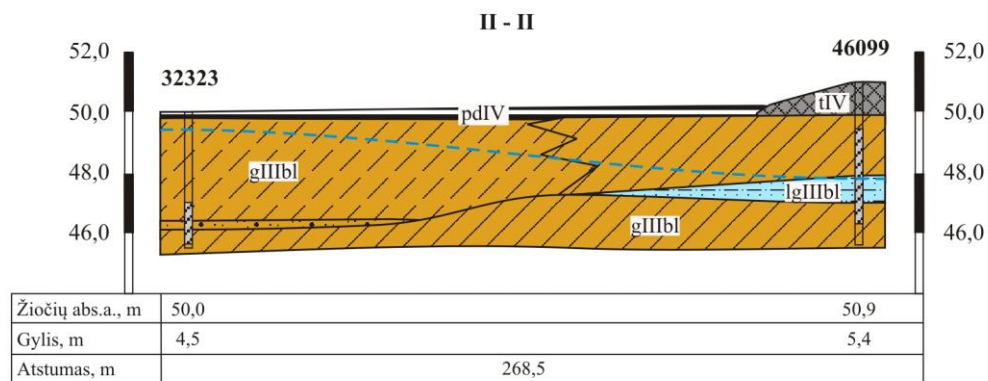
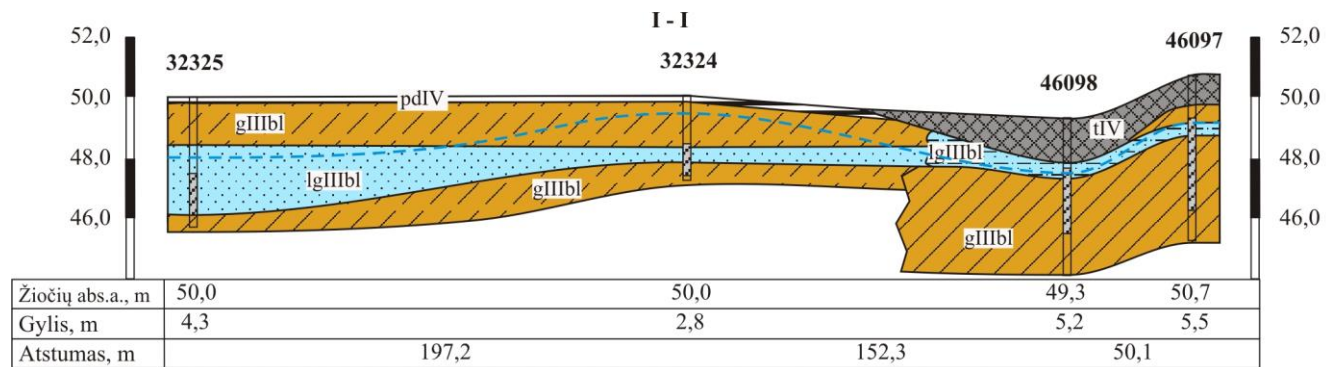
SUTARTINIAI ŽYMĖJIMAI



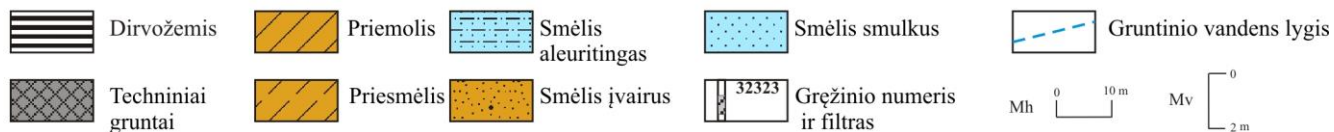
Mh 0 10 m

Mv 0 2 m

3 priedas. Alytaus sąvartyno geologinis-hidrogeologinis pjūvis II-II.

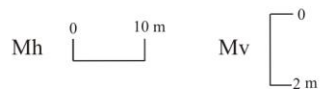
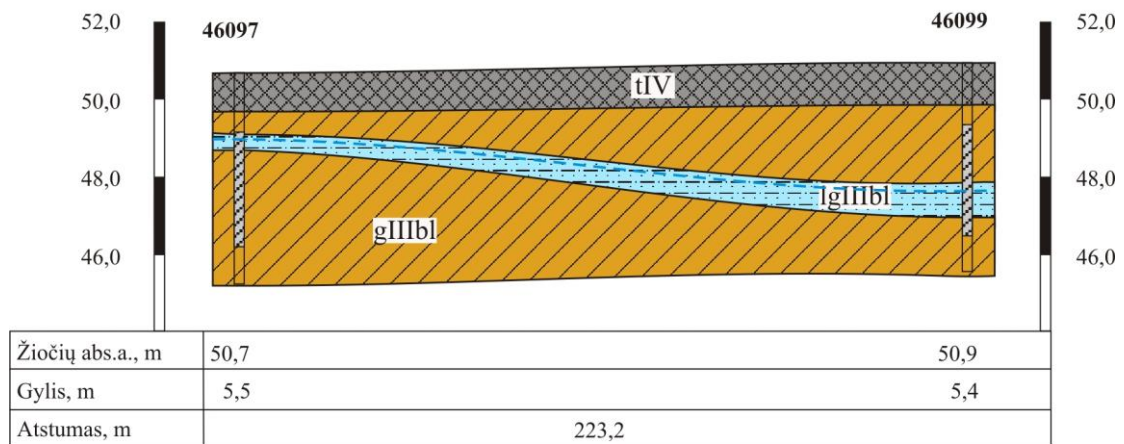


SUTARTINIAI ŽYMĖJIMAI



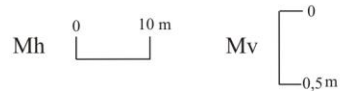
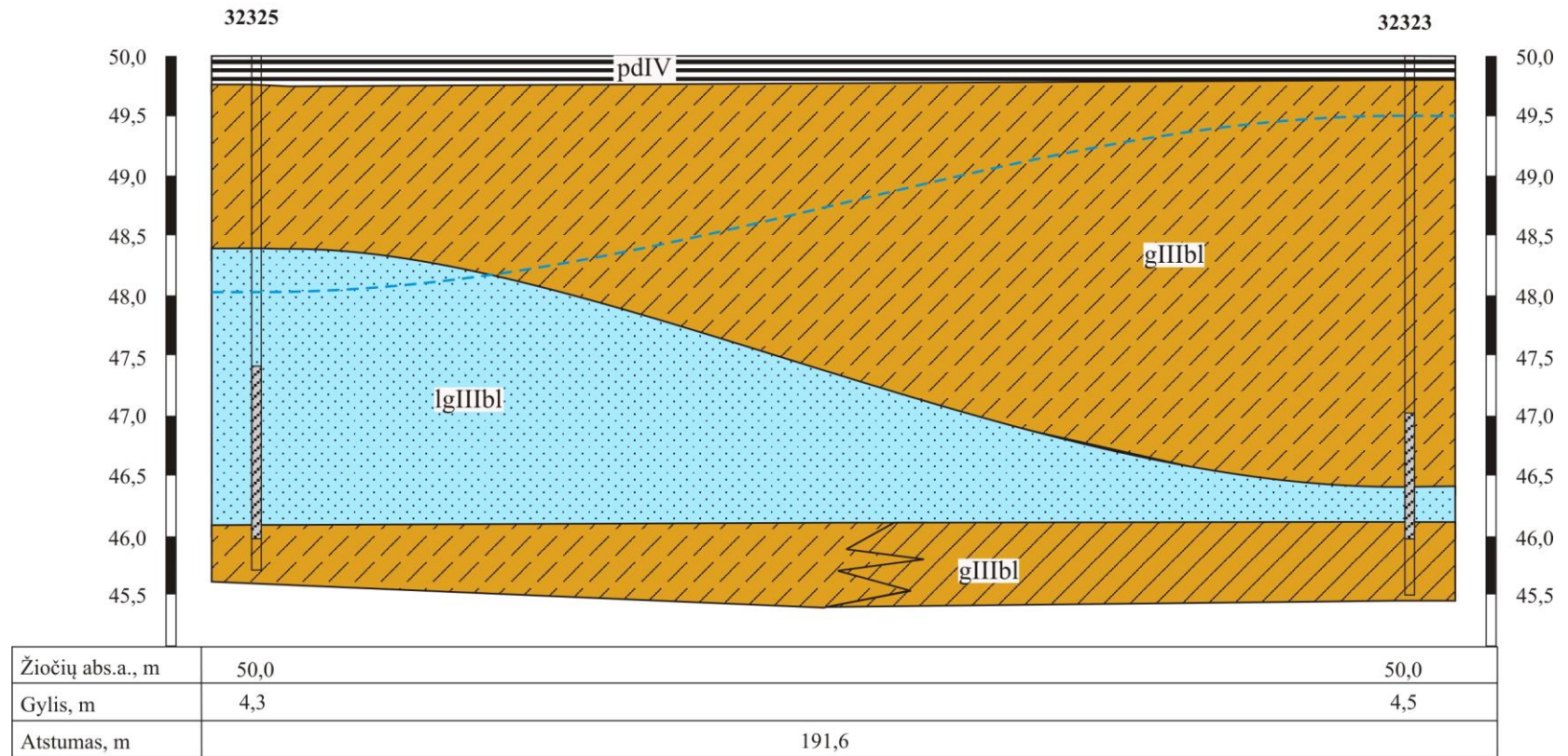
4 priedas. Zabeliško sąvartyno geologiniai-hidrogeologiniai pjūviai I-I ir II-II.

III - III

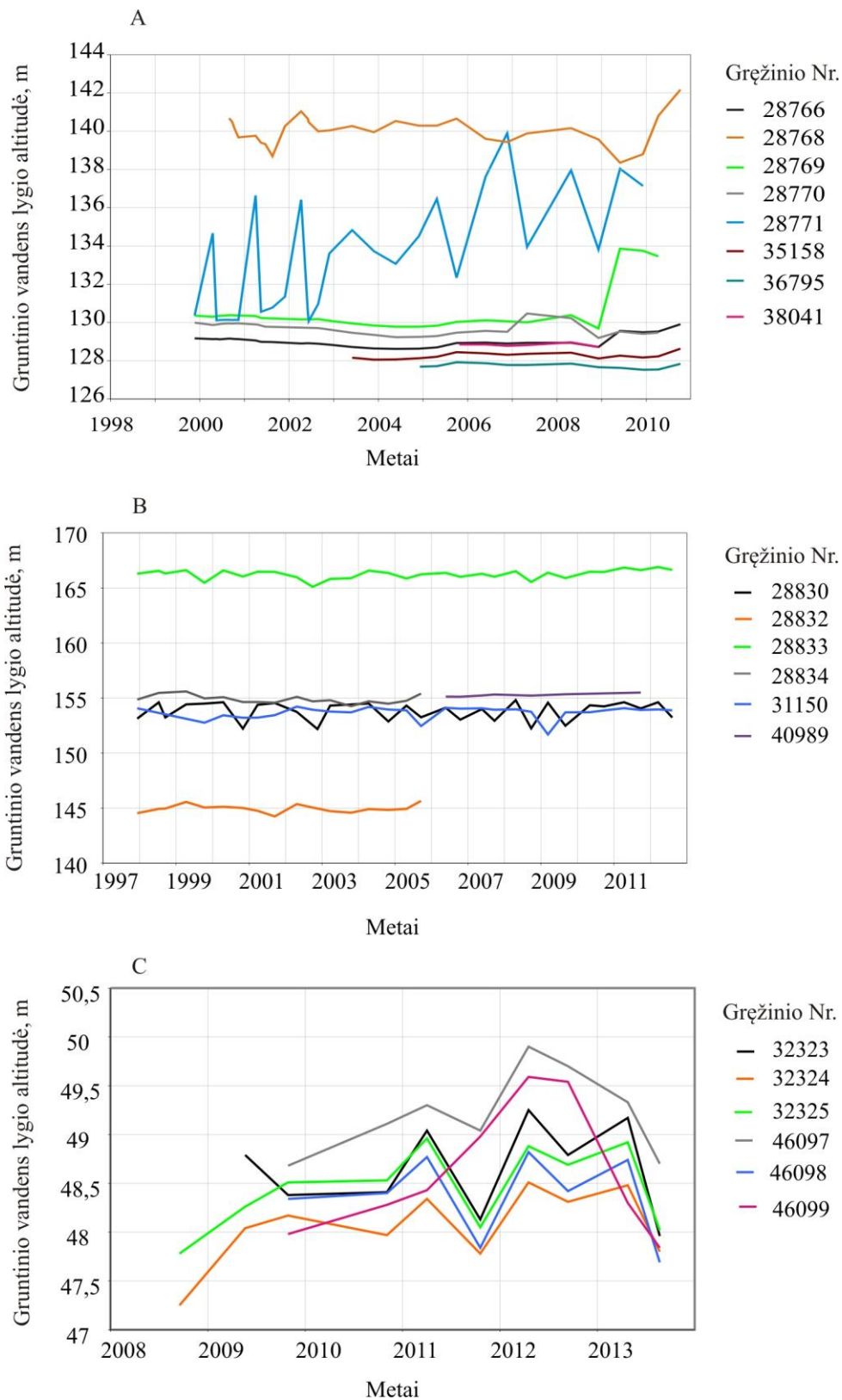


5 priedas. Zabieliškio sąvartyno geologinis-hidrogeologinis pjūvis III-III.

IV - IV



6 priedas. Zabieliškio sąvartyno geologinis-hidrogeologinis pjūvis IV-IV.



7 priedas. Gruntinio vandens lygio daugiametės kaitos diagramos Kariotiškių (A), Alytaus (B) ir Zabieliškio (C) sąvartynuose.

8 priedas. Gruntinio vandens hidrocheminių komponentų vidutinės koncentracijos tipinių sąvartynų grėžiniuose.

Komponentas	Grėžinių Nr. (Kariotiškių sąvartynas)								Grėžinių Nr. (Alytaus sąvartynas)						Grėžinių Nr. (Zabieliško sąvartynas)					
	28769	28768	38041	28766	35158	36795	28770	38771	28834	31150	28830	28832	40989	28833	46099	46097	46098	32324	32323	32325
pH	6,5	6,7	6,8	6,9	7,0	7,4	6,8	6,6	6,9	7,0	7,1	7,2	7,5	7,3	7,1	6,9	7,2	7,2	7,4	7,0
Eh	304,5	369,7	390,1	394,3	393,5	–	391,6	–	308	311,7	322,6	–	311,0	291,4	339,0	267,5	313,3	301,9	321,5	319,1
CO ₂	582,7	337,3	160,3	172,6	88,9	21,4	173,3	356,1	87,5	39,5	25,2	25,4	27,4	26,2	159,4	157,8	102,7	53,0	54,2	52,1
BM	1958,3	1445,0	946,8	991,4	840,4	428,7	803,9	770,7	2586,0	904,0	506,6	525,7	492,4	519,7	2012,5	1837,5	1323,5	641,0	478,0	724,0
Cl ⁻	242,5	42,8	6,8	10,4	33,6	7,9	9,2	10,9	154,9	29,9	17,0	19,0	8,3	12,0	223,5	191,0	116,0	53,8	14,8	28,8
SO ₄ ²⁻	166,0	126,9	51,7	12,0	32,4	33,8	35,8	4,0	203,3	94,3	34,6	29,9	18,4	14,0	240,0	257,0	134,5	82,2	48,1	6,3
HCO ₃ ⁻	1024,3	902,3	485,0	715,5	434,3	278,8	565,3	627,0	1610,0	608,7	330,6	326,0	344,8	374,8	955,5	799,5	743,0	320,0	326,0	493,0
Na ⁺	50,8	49,3	4,8	12,3	4,9	2,5	5,7	6,5	180,0	25,8	15,8	7,0	7,1	6,1	220,0	163,5	132,0	26,0	34,2	17,0
K ⁺	12,3	40,3	2,4	2,7	1,7	1,1	2,7	5,2	182,8	17,5	5,8	2,4	1,6	1,8	18,5	78,5	31,3	6,4	15,2	7,2
Ca ²⁺	331,8	250,5	132,5	179,5	138,3	82,3	144,5	166,0	216,8	142,0	85,1	85,4	91,7	87,1	231,5	244,5	168,0	101,1	76,8	107,1
Mg ²⁺	80,4	43,0	30,5	43,6	46,2	17,3	37,7	22,6	111,8	42,1	18,7	25,3	17,6	26,4	64,2	78,5	57,2	43,4	14,2	42,8
NH ₄ ⁺	26,1	3,1	0,1	0,2	0,1	0,0	0,7	0,1	71,7	5,4	0,2	0,1	0,2	0,4	60,3	18,6	2,2	4,6	0,3	21,5
NO ₃ ⁻	0,8	0,3	0,6	0,3	5,3	4,9	2,4	2,6	0,2	0,8	0,1	8,1	0,6	1,2	52,5	22,1	1,5	3,2	4,1	0,5
NO ₂ ⁻	0,03	0,03	0,05	0,03	0,04	0,06	0,04	0,03	0,02	0,07	0,01	0,01	0,03	0,04	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
ChDS _{Mn}	15,6	6,6	1,3	5,5	4,2	2,0	3,0	8,2	42,7	12,0	4,2	2,0	2,4	2,6	24,5	23,4	6,3	2,6	4,7	2,8
Cd	0,0003	0,0003	0,0003	0,0002	0,0002	0,0003	0,0003	0,0003	0,0004	0,0003	0,0002	0,0004	0,0001	0,0002	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003
Ni	0,0100	0,0093	0,0020	0,0058	0,0078	0,0015	0,0043	0,0068	0,0142	0,0104	0,0031	0,0036	0,0029	0,0049	0,0063	0,0025	0,0030	0,0020	0,0025	0,0025
Cr	0,0075	0,0038	0,0010	0,0048	0,0020	0,0015	0,0038	0,0048	0,0062	0,0030	0,0017	0,0037	0,0013	0,0026	0,0015	0,0010	0,0010	0,0015	0,0010	0,0010
Pb	0,010	0,003	0,021	0,014	0,013	0,039	0,018	0,006	0,001	0,001	0,001	0,001	0,001	0,002	0,031		0,026	0,018	0,017	0,016
Mn	0,5	0,5	0,2	0,3	0,3	0,2	0,1	0,4	0,8	0,4	0,0	0,1	0,1	0,3	1,0	0,8	0,4	0,2	0,01	0,02

* Visi hidrocheminiai komponentai matuojami mg/l, išskyrus pH (pH vnt.), Eh (mV), ChDS_{Mn} (mg/l O₂); BM – bendroji mineralizacija, Eh – oksidacijos-redukcijos potencialas, ChDS_{Mn} – cheminis deguonies suvartojimas, kai oksidatorius yra kalio permanganatas

9 priedas. Bendros mineralizacijos klasifikacinių grupių gruntiniame vandenyje vyraujančios vidutinės hidrocheminių komponentų faktinės koncentracijos.

Komponentas	Matavimo vienetai	Labai didelė mineralizacija (n=3)		Didelė mineralizacija (n=20)				Vidutinė mineralizacija (n=22)				Maža mineralizacija (n=97)			
		A-P	PA	A-P	PA-S	PU-S	U-LS	A-P	PA-S	PU-S	U-LS	A-P	PA-S	PU-S	U-LS
pH	pH vnt.	8,0	8,3	7,6	7,6	7,3	7,5	7,2	7,0	7,0	7,2	7,3	7,2	7,3	7,0
Eh	mV	–	–	147	75				193			176	248	272	
CO ₂	mg/l	667		101	423	495	158	238	412	309	234	87	85	85	147
BM	mg/l	30 426	23 450	8977	8334	9274	6929	3621	3939	4664	3866	1343	1125	1384	1014
Cl ⁻	mg/l	3881	2178	1211	1489	530	585	354	590	647	899	40	70	95	53
SO ₄ ²⁻	mg/l	141	1697	47	301	17	596	191	281	42	93	69	90	160	104
HCO ₃ ⁻	mg/l	17 411	12 812	4291	2860	6096	3135	1930	1669	2674	2260	756	591	675	659
Ca ²⁺	mg/l	302	439	220	358	491	473	277	387	332	310	179	219	210	187
Mg ²⁺	mg/l	134	105	154	174	146	188	119	161	104	138	42	52	57	38
Na ⁺	mg/l	2628	3012	1026	664	541	680	311	293	277	459	43	28	58	17
K ⁺	mg/l	2142	2087	716	77	380	242	205	168	76	413	34	14	23	7
NH ₄ ⁺	mg/l	3806	1958	493	456	957	530	139	42	473	139	4	1	1	1
NO ₃ ⁻	mg/l	183	1199	1	142	12	278	16	0,4	165	1	9	15	15	1
NO ₂ ⁻	mg/l	20	2	2	1	4	7	2	1	3	1	0,01	0,01	0,4	0,0
ChDS _{Mn}	mg/l O ₂	1054	189	305	151	247	148	72	132	82	36	14	10	14	8
Pb	mg/l	0,2	0,1	0,1	0,01	0,002	0,11	0,01	0,003	0,041	0,047	0,01	0,01	0,003	0,001
Cd	mg/l	0,02		0,0004	0,0003	0,0003	0,00	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003	0,0003
Ni	mg/l	0,6	0,3	0,2	0,02	0,2	0,1	0,04	0,023	0,005	0,03	0,01	0,01	0,02	0,01
Cr	mg/l	0,3	0,04	0,1	0,1	0,2	0,2	0,01	0,005	0,001		0,01	0,00	0,01	0,01
Zn	mg/l		0,1	0,04	0,1	0,04	0,01	0,1	0,1	0,01	0,1	0,04	0,1	0,03	0,1

* BM – bendroji mineralizacija, Eh – oksidacijos-redukcijos potencialas, ChDS_{Mn} – cheminis deguonies suvartojimas, kai oksidatorius yra kalio permanganatas.

10 priedas. Gruntinio vandens įsotinimo indekso (SI) skaičiavimų rezultatai.

Mineralo pavadinimas	Mineralo cheminė formulė	Kariotikių sąvartynas, A-P			Alytaus sąvartynas, PA-S			Zabališkio sąvartynas, U-LS		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
Cr ₂ O ₃	Cr ₂ O ₃	1,41	1,19	1,66	2	1,65	1,83	0,93	1,05	1,26
Dolomitas	CaMg(CO ₃) ₂	0,41	0,47	0,38	1,32	0,54	-0,03	1,1	1,19	0,35
Kalcitas	CaCO ₃	0,33	0,38	0,31	0,61	0,35	0,09	0,62	0,64	0,22
Cr(OH) ₃	Cr(OH) ₃	0,27	0,16	0,4	0,57	0,4	0,49	0,03	0,1	0,2
Aragonitas	CaCO ₃	0,15	0,2	0,13	0,43	0,17	-0,09	0,44	0,46	0,04
Rodochrozitas	MnCO ₃	-0,63	-0,44	-0,54	0,13	-0,24	-1,07	0,08	-0,1	-0,81
Magnezitas	MgCO ₃	-1,06	-1,06	-1,09	-0,44	-0,96	-1,28	-0,67	-0,6	-1,02
Gipsas	CaSO ₄ ·2H ₂ O	-1,17	-1,53	-2,06	-1,27	-1,54	-2,06	-1,05	-1,35	-1,74
Ceruzitas	PbCO ₃	-1,2	-1,1	-0,71	-1,79	-1,8	-1,85	-0,45	-0,45	-0,64
Anhidritas	CaSO ₄	-1,42	-1,78	-2,31	-1,52	-1,79	-2,31	-1,3	-1,6	-1,99
Cr(OH) ₃	Cr(OH) ₃	-1,81	-1,92	-1,68	-1,52	-1,69	-1,6	-2,05	-1,99	-1,88
Otavitas	CdCO ₃	-2,73	-2,39	-2,27	-2,03	-2,19	-2,29	-2,29	-2,1	-2,23
Pb(OH) ₂	Pb(OH) ₂	-3,75	-3,25	-2,52	-4,09	-3,66	-3,32	-2,5	-2,2	-2,13
Huntitas	CaMg ₃ (CO ₃) ₄	-3,76	-3,7	-3,84	-1,6	-3,42	-4,63	-2,29	-2,07	-3,73
MgCO ₃ ·3H ₂ O	MgCO ₃ ·3H ₂ O	-3,86	-3,85	-3,88	-3,23	-3,75	-4,07	-3,46	-3,4	-3,81
Epsomitas	MgSO ₄ ·7H ₂ O	-4,03	-4,43	-4,93	-3,8	-4,31	-4,9	-3,81	-4,06	-4,44
Anglezitas	PbSO ₄	-4,16	-4,48	-4,56	-5,15	-5,16	-5,48	-3,59	-3,91	-4,07
Laurionitas	PbOHCl	-4,98	-5,32	-5,36	-5,93	-6,28	-6,28	-4,27	-4,42	-4,85
Hydroceruzitas	Pb ₃ (OH) ₂ (CO ₃) ₂	-5,49	-4,79	-3,29	-7,02	-6,59	-6,35	-2,74	-2,44	-2,74
Manganitas	MnOOH	-6,16	-4,16	-3,35	-4,67	-4,46	-4,57	-4,49	-4	-4,45
NiCO ₃	NiCO ₃	-6,22	-6,03	-6,19	-5,6	-5,77	-6,24	-6,09	-6,12	-6,32
Halitas	NaCl	-6,58	-7,2	-8,46	-6,28	-7,74	-8,3	-6,1	-6,63	-7,65
Brusitas	Mg(OH) ₂	-6,64	-6,23	-5,92	-5,76	-5,85	-5,77	-5,74	-5,38	-5,54
Bunsenitas	NiO	-6,8	-6,21	-6,03	-5,93	-5,67	-5,74	-6,17	-5,9	-5,84
MgCr ₂ O ₄	MgCr ₂ O ₄	-6,95	-6,76	-5,97	-5,48	-5,91	-5,65	-6,53	-6,04	-5,99
Larnakitas	PbO·PbSO ₄	-7,12	-6,93	-6,28	-8,45	-8,02	-8	-5,3	-5,32	-5,4
Ni(OH) ₂	Ni(OH) ₂	-7,15	-6,56	-6,38	-6,28	-6,01	-6,09	-6,52	-6,25	-6,19
Phosgenitas	PbCl ₂ ·PbCO ₃	-7,64	-8,73	-9,13	-9,8	-10,91	-11,32	-6,71	-7,32	-8,42
Mirabilitas	Na ₂ SO ₄ ·10H ₂ O	-7,67	-8,05	-9,84	-6,51	-8,31	-9,41	-6,32	-7,09	-8,37
Mn(OH) ₂	Mn(OH) ₂	-7,67	-7,08	-6,85	-6,66	-6,59	-7,03	-6,47	-6,34	-6,8
Artinitas	MgCO ₃ ·Mg(OH) ₂ ·3H ₂ O	-7,92	-7,51	-7,23	-6,42	-7,02	-7,26	-6,63	-6,2	-6,77
CdOHCl	CdOHCl	-8,3	-8,4	-8,7	-7,95	-8,46	-8,5	-7,89	-7,85	-8,22
Lithargas	PbO	-8,3	-7,79	-7,07	-8,64	-8,2	-7,86	-7,04	-6,75	-6,67
PbCl ₂	PbCl ₂	-8,34	-9,53	-10,32	-9,9	-11,02	-11,37	-8,16	-8,77	-9,68
PbO	PbO	-8,5	-7,99	-7,27	-8,84	-8,4	-8,06	-7,24	-6,95	-6,87
Morenozitas	NiSO ₄ ·7H ₂ O	-8,57	-8,79	-9,42	-8,35	-8,51	-9,25	-8,62	-8,96	-9,13
PbO·0,3H ₂ O	PbO·0,33H ₂ O	-8,58	-8,08	-7,35	-8,92	-8,49	-8,15	-7,33	-7,03	-6,96
Mg(OH) ₂ (active)	Mg(OH) ₂	-8,59	-8,18	-7,87	-7,71	-7,8	-7,72	-7,69	-7,33	-7,49
Retgersitas	NiSO ₄ ·6H ₂ O	-8,67	-8,9	-9,52	-8,45	-8,62	-9,36	-8,72	-9,07	-9,24
Pb ₂ (OH) ₃ Cl	Pb ₂ (OH) ₃ Cl	-8,76	-8,59	-7,9	-10,05	-9,96	-9,62	-6,79	-6,65	-7
Tenarditas	Na ₂ SO ₄	-9,11	-9,48	-11,28	-7,94	-9,75	-10,84	-7,75	-8,52	-9,8
Pb ₂ OCO ₃	Pb ₂ OCO ₃	-9,38	-8,77	-7,66	-10,31	-9,88	-9,58	-7,37	-7,08	-7,19
Cd(OH) ₂	Cd(OH) ₂	-9,65	-8,91	-8,44	-8,69	-8,42	-8,12	-8,7	-8,21	-8,09
Cd(OH) ₂ (am)	Cd(OH) ₂	-9,73	-8,99	-8,53	-8,78	-8,5	-8,2	-8,78	-8,3	-8,17
Natronas	Na ₂ CO ₃ ·10H ₂ O	-9,85	-9,81	-11,14	-8,29	-10,1	-10,92	-8,32	-8,77	-10,08
CdSO ₄ ·2,67H ₂ O	CdSO ₄ ·2,67H ₂ O	-10,48	-10,56	-10,9	-10,17	-10,34	-10,7	-10,22	-10,34	-10,45
Piroluzitas	MnO ₂	-10,53	-7,14	-5,75	-8,57	-8,22	-8	-8,4	-7,54	-8
CdSO ₄ ·1H ₂ O	CdSO ₄ ·1H ₂ O	-10,63	-10,71	-11,04	-10,32	-10,49	-10,85	-10,36	-10,49	-10,59
Monteponitas	CdO	-11,1	-10,36	-9,9	-10,15	-9,88	-9,58	-10,16	-9,67	-9,55
Periklazas	MgO	-11,38	-10,97	-10,66	-10,5	-10,59	-10,51	-10,48	-10,12	-10,28
MnSO ₄	MnSO ₄	-11,41	-11,64	-12,21	-11,05	-11,42	-12,52	-10,89	-11,38	-12,0
CdCl ₂ ·2,5H ₂ O	CdCl ₂ ·2,5H ₂ O	-11,6	-12,56	-13,61	-11,87	-13,15	-13,55	-11,73	-12,15	-13,0
Biksbitas	Mn ₂ O ₃	-11,69	-7,7	-6,08	-8,72	-8,3	-8,52	-8,35	-7,37	-8,28
Termonatritas	Na ₂ CO ₃ ·H ₂ O	-11,8	-11,76	-13,09	-10,24	-12,04	-12,87	-10,26	-10,71	-12,0
CdCl ₂ ·1H ₂ O	CdCl ₂ ·1H ₂ O	-11,82	-12,78	-13,83	-12,09	-13,37	-13,77	-11,95	-12,37	-13,2
MnO ₂	MnO ₂	-12,01	-8,61	-7,22	-10,05	-9,69	-9,48	-9,88	-9,02	-9,47
CdSO ₄	CdSO ₄	-12,18	-12,26	-12,6	-11,87	-12,04	-12,4	-11,92	-12,04	-12,1
Portlanditas	Ca(OH) ₂	-12,23	-11,77	-11,5	-11,69	-11,52	-11,38	-11,43	-11,12	-11,2
Birnesitas	MnO ₂	-12,59	-9,2	-7,81	-10,63	-10,28	-10,06	-10,46	-9,6	-10,0
MnCl ₂ ·4H ₂ O	MnCl ₂ ·4H ₂ O	-12,71	-13,81	-15,1	-12,92	-14,4	-15,54	-12,58	-13,36	-14,8
CdCl ₂	CdCl ₂	-12,86	-13,81	-14,87	-13,13	-14,4	-14,8	-12,99	-13,41	-14,2
Pb ₃ O ₂ SO ₄	Pb ₃ O ₂ SO ₄	-13,85	-13,15	-11,78	-15,51	-14,65	-14,28	-10,77	-10,49	-10,5
Hydromagnesitas	Mg ₃ (CO ₃) ₂ (OH) ₂ ·4H ₂ O	-15,13	-14,71	-14,51	-11,76	-13,92	-15,1	-12,67	-12,03	-13,8
Hausmanitas	Mn ₃ O ₄	-15,14	-10,57	-8,7	-11,16	-10,67	-11,33	-10,59	-9,49	-10,8
PbCrO ₄	PbCrO ₄	-15,86	-11,26	-8,57	-14,48	-13,8	-12,38	-13,47	-12	-11,8
Pb ₃ O ₂ CO ₃	Pb ₃ O ₂ CO ₃	-16,56	-15,45	-13,61	-17,83	-16,97	-16,33	-13,3	-12,71	-12,7
Pb ₂ O(OH) ₂	Pb ₂ O(OH) ₂	-17,39	-16,38	-14,93	-18,07	-17,21	-16,52	-14,89	-14,29	14,1

Mineralo pavadinimas	Mineralo cheminė formulė	Kariotiškių sąvartynas, A-P			Alytaus sąvartynas, PA-S			Zabališkio sąvartynas, U-LS		
		1	2	3	1	2	3	1	2	3
Pb ₄ (OH) ₆ SO ₄	Pb ₄ (OH) ₆ SO ₄	-19,87	-18,67	-16,56	-21,87	-20,58	-19,86	-15,53	-14,96	-14,9
Cr(OH) ₂	Cr(OH) ₂	-20,01	-21,52	-21,86	-20,19	-20,51	-20,74	-20,71	-21,02	-20,9
CaCrO ₄	CaCrO ₄	-20,02	-15,46	-13,23	-17,76	-17,34	-16,12	-18,08	-16,59	-16,6
Pb ₄ O ₃ SO ₄	Pb ₄ O ₃ SO ₄	-20,64	-19,44	-17,34	-22,64	-21,35	-20,64	-16,31	-15,74	-15,6
Platneritas	PbO ₂	-21,88	-18,56	-16,69	-21,27	-20,55	-19,55	-19,7	-18,67	-18,6
Limas	CaO	-22,13	-21,66	-21,4	-21,58	-21,41	-21,27	-21,32	-21,01	-21,1
Pb	Pb	-23,18	-25,48	-25,9	-24,46	-24,32	-24,63	-22,84	-23,29	-23,2
Ni ₄ (OH) ₆ SO ₄	Ni ₄ (OH) ₆ SO ₄	-25,79	-24,23	-24,33	-22,96	-22,32	-23,28	-23,94	-23,48	-23,4
(NH ₄) ₂ CrO ₄	(NH ₄) ₂ CrO ₄	-26,07	-23,6	-22,57	-22,45	-24,25	-26,25	-23,69	-24,31	-25,8
K ₂ CrO ₄	K ₂ CrO ₄	-26,57	-21,94	-20,68	-21,64	-23,16	-23,03	-23,39	-21,96	-22,8
Cd ₃ (OH) ₄ SO ₄	Cd ₃ (OH) ₄ SO ₄	-26,92	-25,52	-24,92	-24,7	-24,32	-24,08	-24,76	-23,91	-23,7
Cd ₃ (OH) ₂ (SO ₄) ₂	Cd ₃ (OH) ₂ (SO ₄) ₂	-27,42	-26,84	-27,04	-25,85	-25,91	-26,33	-25,94	-25,71	-25,7
MgCrO ₄	MgCrO ₄	-28,04	-23,53	-21,25	-25,44	-25,27	-24,12	-26	-24,46	-24,5
Na ₂ CrO ₄	Na ₂ CrO ₄	-28,22	-23,68	-22,71	-24,69	-25,81	-25,16	-25,04	-24,03	-24,9
Cd ₄ (OH) ₆ SO ₄	Cd ₄ (OH) ₆ SO ₄	-28,76	-26,62	-25,56	-25,59	-24,94	-24,4	-25,65	-24,32	-24,0
Pb ₂ O ₃	Pb ₂ O ₃	-28,92	-25,1	-22,5	-28,65	-27,5	-26,15	-25,49	-24,16	-24,0
CrO ₃	CrO ₃	-29,65	-25,55	-23,59	-27,93	-27,68	-26,61	-28,51	-27,34	-27,2
Cdmetal(alpha)	Cd	-32,84	-34,91	-35,6	-32,84	-32,85	-33,21	-32,82	-33,07	-32,9
Cdmetal(gamma)	Cd	-32,95	-35,01	-35,7	-32,94	-32,95	-33,31	-32,92	-33,17	-33,0
O ₂ (g)	O ₂	-36,44	-30,82	-28,52	-34,54	-33,97	-32,66	-34,59	-33,11	-33,1
Miniumas	Pb ₃ O ₄	-37	-32,68	-29,35	-37,07	-35,49	-33,8	-32,32	-30,69	-30,4
CrCl ₂	CrCl ₂	-40,8	-44	-45,86	-42,2	-44,06	-45	-42,58	-43,79	-44,6
CrCl ₃	CrCl ₃	-41,86	-44,51	-46,55	-43,4	-45,9	-46,86	-43,72	-45,01	-46,3
K ₂ Cr ₂ O ₇	K ₂ Cr ₂ O ₇	-42,71	-33,98	-30,74	-36,05	-37,32	-36,11	-38,38	-35,77	-36,5
Na ₂ Cr ₂ O ₇	Na ₂ Cr ₂ O ₇	-48,26	-39,61	-36,68	-43,01	-43,87	-42,15	-43,93	-41,75	-42,6
Mn ₂ (SO ₄) ₃	Mn ₂ (SO ₄) ₃	-55,67	-54,15	-54,93	-54,65	-55,54	-57,75	-54,39	-55,25	-56,8
Pb ₁₀ (OH) ₆ O(CO ₃) ₆	Pb ₁₀ (OH) ₆ O(CO ₃) ₆	-59,63	-57,02	-51,78	-64,55	-62,84	-61,77	-50,13	-48,94	-49,7
Crmetal	Cr	-63	-67,32	-68,81	-64,13	-64,73	-65,63	-64,63	-65,67	-65,5
CH ₄ (g)	CH ₄	-70,99	-82,62	-87,56	-75,04	-76,61	-79,63	-75,19	-78,43	-78,6

* Sąvartyno poveikio zonos: 1 – intensyviausiai teršiama, 2 – teršiama, 3 – mažiausiai teršiama.