

**VILNIAUS UNIVERSITETAS**

Mindaugas Raulinaitis

**HIDROMECHANINIO EŽERŲ VALYMO ĮTAKA METALŲ IR  
METALOIDŲ PASISKIRSTYMIUI DUGNO NUOSĖDOSE**

Daktaro disertacija

Biomedicinos mokslai, ekologija ir aplinkotyra (03B)

Vilnius, 2012

Disertacija rengta 2008–2012 metais Vilniaus universiteto Ekologijos ir aplinkotyros centre.

Mokslinis vadovas:

Doc. dr. Gytautas Ignatavičius (Vilniaus universiteto Ekologijos ir aplinkotyros centras, biomedicinos mokslai, ekologija ir aplinkotyra – 03B).

## TURINYS

<b>ĮVADAS .....</b>	<b>4</b>
<b>1. LITERATŪROS APŽVALGA .....</b>	<b>10</b>
1.1. EŽERŲ HIDROMECHANINIS VALYMAS .....	10
1.2. METALAI IR METALOIDAI DUGNO NUOSĖDŲ APLINKOJE IR HIDROMECHANINIO VALYMO (DUGNO NUOSĖDŲ ŠALINIMO) ĮTAKA JŲ ELGSENAI .....	13
1.3. NUOSĖDŲ RESUSPENSIIJA IR JOS SĄLYGOJAMAS TERŠALŲ IŠSISKYRIMAS IŠ DUGNO NUOSĖDŲ .....	18
1.4. NAGRINĖJAMI METALAI IR METALOIDAI GĖLO VANDENS IR NUOSĖDŲ APLINKOJE BEI JŲ EKOTOKSIKOLOGINIS POVEIKIS HIDROBIONTAMS .....	22
1.5. DUGNO NUOSĖDŲ UŽTERŠTUMO LYGIO INDIKATORIAI .....	40
<b>3. TYRIMŲ MEDŽIAGA IR DARBO METODAI .....</b>	<b>58</b>
3.1. DUGNO NUOSĖDŲ ĖMINIŲ ĖMIMO VIETŲ NUSTATYMAS .....	58
3.2. ĖMINIŲ ĖMIMO METODIKA. INFORMACIJA APIE TIRIAMŲ NUOSĖDŲ GRANULIOMETRIJĄ IR AMŽIŲ .....	61
3.3. LABORATORINIAI TYRIMAI .....	64
3.4. STATISTINIS DUOMENŲ APDOROJIMAS IR SUMINIO UŽTERŠTUMO RODIKLIO SKAIČIAVIMAS .....	67
3.5. LABORATORINIŲ TYRIMŲ REZULTATŲ INTERPOLIACIJOS Į IŠTISINĮ PAVIRŠIŲ METODIKA .....	69
<b>4. DARBO REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS.....</b>	<b>72</b>
4.1. ATSKIŲ NAGRINĖJAMŲ METALŲ IR METALOIDŲ PASISKIRSTYMAS DUGNO NUOSĖDOSE SLUOKSNIUOSE PRIEŠ IR PO HIDROMECHANINIO EŽERO VALYMO .....	72
4.2. NAGRINĖJAMŲ METALŲ IR METALOIDŲ PASISKIRSTYMAS DUGNO NUOSĖDOSE PRIEŠ IR PO HIDROMECHANINIO EŽERO VALYMO PAGAL SUMINĮ UŽTERŠTUMO RODIKLĮ ŽD .....	118
<b>IŠVADOS.....</b>	<b>129</b>
<b>REKOMENDACIJOS .....</b>	<b>131</b>
<b>LITERATŪROS SĄRAŠAS .....</b>	<b>132</b>
<b>MOKSLINIŲ PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS .....</b>	<b>161</b>

## ĮVADAS

### Darbo aktualumas

Nors metalai ir metaloidai<sup>1</sup>, migruojantys tarp atmosferos, hidrosferos, litosferos ir biosferos yra sudėtinė visų ekosistemų dalis (Bargagli, 2000), gamtinės aplinkos užterštumas žalingais jų kiekiais daugiau kaip du dešimtmečius pripažintas pasaulinio masto problema (Salomons and Förstner 1984; Nriagu and Pacyna, 1988), kuri ypač aktuali limnosistemoms, nes ežerų dugno nuosėdų sluoksnyje akumuliuojasi maitinamojo baseino dirvožemio, oro bei vandens šaltinių užterštumo sąlygoti teršalų srautai (Salomons and Brils, 2004; Kilkus, 2005). Šiuose elementų akumuliacijos procesuose išskirtini metalai ir metaloidai, kurie aplinkoje natūraliai nesuyra, o gali būti tik praskiedžiami, arba įjungiami į laikinus santykinai nepavojingus kompleksus. Be to, šie elementai linkę biokoncentruotis mitybos grandinėse ir pasižymi daugiau ar mažiau išreikštu lėtiniu ar ūminiu toksiniu, kancerogeniniu, mutageniniu, genotoksiniu ir kitokio pobūdžio neigiamu poveikiu biotiniams ekosistemos komponentams (Nriagu and Pacyna, 1988; Enserink et al., 1991; Naimo, 1995; Eggleton and Thomas, 2004). Nors ežerų dugno nuosėdose didžioji dalis metalų ir metaloidų yra imobilizuoti įvairiuose junginiuose ir kompleksuose, jie sudaro potencialius antrinės taršos židinius, iš kurių susikaupę teršalai dėl fizikinių–cheminių ir gamtinių sąlygų pokyčių (pvz., antropogeninės resuspensijos, pH, oksidacijos-redukcijos (redokso) potencialo, mikrobiologinio aktyvumo) gali patekti į vandens storumę ar dugno nuosėdų vandens frakciją ir tapti pavojingais vandens ekosistemai ir ypač hidrobiontams (Linnik and Zubenko, 2000; Salomons and Brils, 2004).

Kadangi vykstant limnosistemos ontogenezei, dugne kaupiasi vis daugiau nuosėdų, kurios susidaro tiek dėl medžiagos srautų iš maitinamojo baseino ir atmosferos, tiek dėl didėjančio sistemos trofiškumo, kiekvienas

---

<sup>1</sup> Metaloidai – cheminiai elementai, pasižymintys ir metalų, ir nemetalų savybėmis. Priešingai nei metalams, jiems būdingas didelis elektrinis neigiamumas, blogas elektrinis ir šiluminis laidumas (Chemijos terminų aiškinamasis žodynas, 2003)

ežeras natūraliai evoliucionuoja sausumos geokomplekso kryptimi (Kilkus, 2005). Tačiau žmogaus veiklos sąlygota perteklinė maisto medžiagų prietaka (ypač kartu su klimato pokyčiais, sukeliančiais gruntinio vandens lygio pažemėjimą) sutrikdo natūralią, lėtą limnosistemos ontogenezę ir sukelia trofiškumo sprogimą, dėl kurio net ir oligotrofinė sistema per keletą dešimtmečių ar net metų (priklausomai nuo tūrio ir maistmedžiagų apkrovos) gali tapti eutrofinė. Lietuvos žemės ūkio universiteto vandentvarkos katedros duomenimis, daugelį Lietuvos ežerų reikėtų priskirti senatvės stadijai, nors dažniausiai nėra galimybių nustatyti ar ežero eutrofikacijos procesai sąlygoti antropogeninės veiklos, ar yra natūralios ontogenezės dalis. Apibendrinus daugiamečius ežerų tyrimo rezultatus, matyti, kad beveik 80% mažesnių kaip 50 ha ploto šalies ežerų yra uždumblėję (Balevičius et al., 2007). Nors dumblo kaupimosi procesus vidutiniškai ar mažai uždumblėjusiuose ežeruose galima sulėtinti ar net stabilizuoti nutraukus teršalų prietaką iš baseino, optimizuojant baseino žemėnaudą, periodiškai šienaujant antvandeninę augaliją ir pašalinant ją iš vandens telkinio, bei taikant kitus mažiau invazinius būdus, seklesniems vandens telkiniams dažnai prireikia žymiai radikalesnių priemonių – dalinio (arba visiško) nuosėdų pašalinimo (hidro–)mechaninėmis priemonėmis (žemsiurbių pagalba). Šis uždumblėjusių ežerų valymo metodas Lietuvoje taikomas jau nuo 1960-ųjų metų, jis ypač išpopuliarėjo atsiradus galimybei tam panaudoti Europos Sąjungos finansinę paramą.

Kadangi hidromechaninis ežerų dugno nuosėdų šalinimas yra pagrįstas nuosėdų sluoksnių struktūros suardymu ir sumaišymu su vandeniu, vyksta sąlyginai stabilių metalų ir metaloidų junginių ir kompleksų suardymas, įvairių medžiagų vertikalios ir horizontalios migracijos bei resuspensijos procesai. Nors sąsajos tarp vandens telkinių dugno nuosėdų šalinimo darbų ir vandens taršos visuotinai pripažįstamos, informacijos apie teršalų elgseną ir jų potencialią grėsmę aplinkai darbų metu bei juos užbaigus yra stebėtinai mažai. Šis informacijos trūkumas dažniausiai siejamas su staigiais fizikiniais bei cheminiais vandens ir dugno terpių pokyčiais ir jų kintamumu laike ir erdvėje (Goossens and Zwolsman, 1996). Nors pats dugno suardymas ir jo sąlygojamas

nuosėdų dalelių perskirstymas vienu metu apima 50–100 m pločio poveikio zoną ir tetrunka nuo kelių iki keliolikos valandų (Pennekamp and Quaak, 1990), tačiau dideli ir netolygūs nuosėdų dalelių koncentracijų gradientai, sedimentacijos ir antrinės taršos persiskirstymo procesai yra labai sudėtingi ir nepakankamai ištirti (Zwolsman and Van Eck, 1993; Zhuang et al., 1994; Singh et al. 2005).

Autoriaus žiniomis, Lietuvoje ežerų valymo darbų įtakotų dugno nuosėdų sluoksnių užterštumo pokyčiai iki šiol apskritai nebuvo tiriami, todėl šiame darbe pateikiama informacija yra ypač aktuali vertinant Lietuvos ežerų būklę, planuojant ežerų dugno nuosėdų šalinimo darbus ir nustatant jų tikslingumą.

### **Darbo tikslas ir uždaviniai**

Šio darbo tikslas yra ištirti ir įvertinti hidromechaninio valymo darbų sąlygotus metalų ir metaloidų pasiskirstymo pokyčius antropogeninio poveikio atžvilgiu skirtingose ežero akvatorijose. Tikslui pasiekti buvo iškelti šie uždaviniai:

1. Taikant geocheminių lauko tyrimų ir laboratorinės analizės metodus ištirti dviejų priešingų Babruko ežero dalių (šiaurinės, patyrusios tiesioginį ilgalaikį antropogeninį poveikį – Trakų m. komunalinių nuotekų išleidimą ir pietinės – labiausiai nutolusi nuo buvusio tiesioginio antropogeninio poveikio vietos) dugno nuosėdų užterštumą nagrinėjamais metalais ir metaloidais.
2. Iki hidromechaninio valymo darbų pradžios, įvertinti abiejų ežero dalių dugno nuosėdų užterštumą paviršiniame (0–0,6 m) ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) nuosėdų sluoksniuose.
3. Pasibaigus hidromechaninio valymo darbams, įvertinti abiejų ežero dalių dugno nuosėdų užterštumą naujai susiformavusiame paviršiniame nuosėdų sluoksnyje.

4. Taikant matematinės statistikos metodus, įvertinti valymo darbų įtakotų dugno nuosėdų sluoksnių užterštumo nagrinėjama metalais ir metaloidais pokyčių reikšmingumą.
5. Taikant erdvinės statistikos metodus, atlikti laboratorinių tyrimų rezultatų bei tarpiniuose taškuose prognozuojamų verčių interpoliaciją į ištisinį paviršių ir įvertinti valymo darbų įtaką nagrinėjamų metalų ir metaloidų erdviniam pasiskirstymui.

### **Darbo mokslinis naujumas**

Nors hidromechaninio ežerų valymo darbai vykdomi jau daugelį metų, iki šiol nėra aišku, kaip pasikeičia ežero aplinkosauginė būklė po jo išvalymo, o Lietuvos ir kitų šalių mokslinėje literatūroje informacijos apie valymo sąlygotus metalų ir metaloidų pasiskirstymo dugno nuosėdose pokyčius yra stebėtinai maži. Valymo projektų ir ežerų dugno nuosėdų būklės vertinimo metu dažniausiai apsiribojama geocheminiais–laboratoriniais tyrimais, t.y. vertinamų cheminių elementų koncentracijų nustatymu pavieniuose taškuose. Todėl esminis šio darbo naujumas yra kompleksinės nagrinėjamų pokyčių vertinimo sistemos sudarymas ir jos pritaikymas, pasitelkiant ne tik išsamius geocheminius lauko ir laboratorinius tyrimus, bet ir matematinę statistinę analizę bei erdvinę duomenų prognozę ir interpoliaciją. Bet to, autoriaus žiniomis, Lietuvoje ežerų valymo darbų įtakotų dugno nuosėdų sluoksnių užterštumo pokyčiai iki šiol apskritai nebuvo tiriami, todėl šiame darbe pateikiama informacija yra nauja ir ypač aktuali vertinant Lietuvos ežerų būklę, planuojant ežerų dugno nuosėdų šalinimo darbus ir nustatant jų tikslingumą.

### **Mokslinė ir praktinė darbo reikšmė**

Darbe pateikiami rezultatai ne tik papildo mokslinę informaciją ir žinias apie antropogeninės taršos šaltinių poveikį ežerų dugno nuosėdų užterštumui, metalų ir metaloidų pasiskirstymą antropogeninio poveikio atžvilgiu skirtingų ežero akvatorijų dugno nuosėdose, bet ir suteikia naujos informacijos apie

hidromechaninio ežerų valymo darbų įtaką dugno nuosėdų užterštumui. Ši informacija yra ypač aktuali vertinant Lietuvos ežerų būklę, planuojant ežerų dugno nuosėdų šalinimo darbus ir nustatant jų tikslingumą.

### **Ginamieji darbo teiginiai**

1. Hidromechaninis ežero valymas sąlygoja nagrinėjamų metalų ir metaloidų kiekių pokyčius ir jų persiskirstymą dugno nuosėdose.
2. Hidromechaninio ežero valymo įtakotas nagrinėjamų metalų ir metaloidų persiskirstymas yra chaotiškas ir skirtingas atskiriems cheminiams elementams, todėl siekiant nustatyti valymo darbų įtaką būtina naudoti indikatorius, leidžiančius įvertinti bendro, kumuliacinio nuosėdų užterštumo lygio pokyčius visų nagrinėjamų elementų atžvilgiu.
3. Vieno iš tokių indikatorių – suminio užterštumo rodiklio  $Z_d$  verčių statistinė analizė ir erdvinė interpoliacija leidžia ne tik nustatyti statistiškai patikimą hidromechaninio ežero valymo įtakotą metalų ir metaloidų pokyčių reikšmingumą naujai susiformavusiame paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje, bet ir pademonstruoti erdvinį šių elementų persiskirstymą dugno paviršiaus plote.
4. Hidromechaninio ežero valymo sąlygoti dugno nuosėdų užterštumo pokyčiai yra statistiškai reikšmingesni antropogeninį poveikį patyrusioje ežero dalyje, kurioje stebima tiek tiriamų metalų ir metaloidų vertikali migracija į naujai susiformavusį paviršinį nuosėdų sluoksnį, tiek ir bendras jų persiskirstymas visame dugno paviršiuje.

### **Disertacijos struktūra ir apimtis**

Disertacija parašyta lietuvių kalba, ją sudaro įvadas, 4 skyriai (literatūros apžvalga, informacija apie tyrimų objektą – Babruko ežerą ir jo hidromechaninį valymą, tyrimų medžiaga ir darbo metodai, darbo rezultatai ir jų aptarimas), išvados, rekomendacijos, literatūros sąrašas ir autoriaus



mokslinių publikacijų sąrašas. Literatūros sąrašė cituoti 277 literatūros šaltiniai. Disertacijos apimtis – 162 puslapiai, 42 lentelės ir 45 paveikslai.

### **Padėka**

Visų pirma, nuoširdžiai dėkoju moksliniam darbo vadovui dr. Gytautui Ignatavičiui už vertingus patarimus, konsultacijas ir ypač už moralinę paramą ir tikėjimą mano jėgomis. Taip pat esu labai dėkingas doktorantūros komiteto nariams už suteiktą galimybę studijuoti doktorantūroje ir sudarytas sąlygas naudotis Ekologijos ir aplinkotyros centro laboratorijos technine įranga. Nepaprastai dėkoju UAB „Daugėla“ vadovei ir kolegei dr. Gaudentai Sakalauskienei už postūmį studijuoti doktorantūroje ir visapusišką palaikymą per visus ketverius studijų metus; UAB „J. Jonyno Ecofirma“ vadovui Jonui Jonynui už suteiktas galimybes pasinaudoti dugno nuosėdų ėminių ėmimo įranga; Gamtos mokslų fakulteto studijų studentams Tomui Jackūnui, Vaidotui Valskiui ir kolegai Nerijui Gerdviliui už neįkainojamą pagalbą vykdant mokslinius tyrimus; artimiesiems ir draugams už kantrybę ir palaikymą.

## 1. LITERATŪROS APŽVALGA

### 1.1. Ežerų hidromechaninis valymas

Kiekvieno ežero vandens masė telkšo sąlyginai uždarame žemės paviršiaus duburyje ir yra medžiagas kaupianti sistema. Vykstant limnosistemos ontogenezei, dugne kaupiasi vis daugiau nuosėdų, kurios susidaro tiek dėl medžiagos srautų iš maitinamojo baseino ir atmosferos, tiek dėl didėjančio sistemos trofiškumo, taigi kiekvienas ežeras evoliucionuoja sausumos geokomplekso kryptimi. Dubens geometrinis gylis tolydžio mažėja, ežere atsiranda periodinė, vėliau progresuojamai didėjanti kvaziakvalinė komponentė, kuri po tam tikro laikotarpio susilieja su apyežerio sausuma (Kilkus, 2005). Tačiau žmogaus veiklos sąlygota perteklinė maisto medžiagų prietaka (ypač kartu su klimato pokyčiais, sukeliančiais gruntinio vandens lygio pažemėjimą) sutrikdo natūralią, lėtą limnosistemos ontogenezę ir sukelia trofiškumo sproginimą, dėl kurio net ir oligotrofinė sistema per keletą dešimtmečių ar net metų (priklausomai nuo tūrio ir maistmedžiagų apkrovos) gali tapti eutrofine. Tokie ežerai seklūs, litoralė plati, hipolimniono tūris mažas, palyginti su epilimnionu, vandens skaidrumas nedidelis, vandenyje daug autotrofinių medžiagų, profundalėje kaupiasi organiniai dumblai, hipolimnione susidaro anaerobinės sąlygos (stratifikacinių laikotarpiu), litoralėje veši makrofitai (ypač jų monodominantiniai sąžalynai), didelė fitoplanktono, dumblių, makrofitų biomasė, tačiau menka rūšinė įvairovė. Dėl mažo vandens gylio, deguonies trūkumo žiemos sąlygomis tokiuose ežeruose susidaro nepalankios abiotinės sąlygos, dėl kurių išnyksta mažiau konkurencingos, siauros ekologinės amplitudės augalų ir gyvūnų rūšys, ekosistemoje vyksta spartėjantys bioįvairovės mažėjimo ir produkcijos didėjimo procesai (Ciūnys ir Katkevičius, 2008). Ežerų eutrofikacijos procesai ypač palietė priedugninius sluoksnius, nes juose susikaupia dideli organinių medžiagų kiekiai, o azoto, fosforo ir organinės anglies koncentracijos Lietuvos ežeruose nuosekliai didėja. Nustatyta, kad ežerų dugne vegetacija yra intensyvi

net žiemos laikotarpiu po ledu (Kavaliauskienė, 1997). Pirminės produkcijos didėjimo procesai savo ruožtu skatina organika turtingo dumblo susidarymą, o dumblo sankaupos ne tik mažina ežero vandens gylį, bet ir neigiamai įtakoja vandens temperatūrinį ir prisotinimo deguonimi režimą, skatina alochtoninių ir autochtoninių maistmedžiagių išsiskyrimą iš dugno nuosėdų (antrinę taršą), todėl sudaro papildomas sąlygas pertekliniam vandens augalijos augimui, jos irimui ir tolesniam dumblo sluoksnio didėjimui.

Lietuvos žemės ūkio universiteto vandentvarkos katedros duomenimis, daugelį Lietuvos ežerų reikėtų priskirti senatvės stadijai, nors dažniausiai nėra galimybių nustatyti ar ežero eutrofikacijos procesai sąlygoti antropogeninės veiklos, ar yra natūralios ontogenezės dalis. Apibendrinus daugiamečius ežerų tyrimo rezultatus, matyti, kad beveik 80 % mažesnių kaip 50 ha ploto šalies ežerų yra uždumblėję (žr. 1 lentelę), o juose susikaupęs organinio dumblo kiekis siekia 1,47 mlrd. m<sup>3</sup> (Balevičius et al., 2007).

1 lentelė. Lietuvos ežerų uždumblėjimas (Balevičius et al., 2007)

Ežerų plotas, ha	Bendras Lietuvos ežerų skaičius	Uždumblėjusių ežerų skaičius ir %	Susikaupusių dugno nuosėdų kiekis, mln. m <sup>3</sup>
0,5–10	1908	1717 90	330
10–50	644	450 70	440
50–100	138	55 40	185
100–500	128	26 20	331
500–1000	18	2 10	72
>1000	14	2 10	110
Iš viso:	2850	2252 -	1468

Nors dumblo kaupimosi procesus vidutiniškai ar mažai uždumblėjusiuose ežeruose galima sulėtinti ar net stabilizuoti nutraukus teršalų prietaką iš baseino, optimizuojant baseino žemėnaudą, periodiškai šienaujant antvandeninę augaliją ir pašalinant ją iš vandens telkinio, bei taikant kitus mažiau invazinius būdus, seklesniems vandens telkiniams, kurių vandens gylis siekia 1,5–2,0 m, o susikaupusio dumblo sluoksnio storis – 5–10 m dažnai prireikia žymiai radikalesnių priemonių – dalinio (arba visiško) nuosėdų pašalinimo mechaninėmis priemonėmis. Pašalinus (išsiurbus) dugne

susikaupusį dumblą, ne tik padidinamas gylis, bet tuo pačiu pašalinamos ir su antropogenine tarša patekusios bei iš nunykusių augalinių dalių susidariusios maistmedžiagių atsargos, sumažėja antrinė tarša ir ekosistemos pirminės biomasės kiekiai.

Dažniausiai naudojamas ir efektyviausias yra hidromechaninis dugno nuosėdų šalinimo būdas: hidraulinis grunto ir vandens mišinio (pulpos) siurbimas iš po vandens ant plūdurių sumontuotu mechanizmu su grunto siurbliu – žemsiurbe (Ciūnys, 1997). Nors žemsiurbių įvairovė labai didelė (jos gali būti skirstomos pagal energijos gavimo būdą, siurblio našumą, siurblio tvirtinimo vietą, valdymo būdą, čiulpvamzdžio tvirtinimo vietą, plūdurų konstrukciją ir t.t.), pagrindinės žemsiurbės dalys panašios – tai plūdurai (ir/arba atraminiai poliai), judėjimo įranga, grunto siurblys, čiulpvamzdis su parentuvu, pulpovamzdžiai, valdymo įranga. Įvairių rūšių žemsiurbių darbo principas iš esmės vienodas: čiulpvamzdžio gale įrengtas parentuvas suardo dugno nuosėdų struktūrą, jas išpurena ir sumaišo su vandeniu (susidaro pulpa, dumblo ir vandens santykis svyruoja 1–1÷5), siurblys siurbia pulpą ir plūduriojančiais ar dugniniais pulpovamzdžiais pumpuoja į krantą. Krante, ant žemės paviršiaus sumontuotu vamzdynu (krantiniu pulpovamzdžiu) pulpa transportuojama nuo ežero pakrantės iki sandėliavimo vietos – specialiai įrengtų aikštelių (sėsdintuvų) į kuriuos išpilama pulpa (kai kuriais atvejais pulpa gali būti pilama tiesiai į rekultivuojamus laukus). Sėsdintuvuose pulpa nuskaidrėja, dumblo dalelės nusėda į jų dugną, o nuskaidrėjęs vanduo per vandens sėsdintuvus ir jei to reikia, skendinčių medžiagų filtrus, išleidžiamas atgal į valomą vandens telkinį. Išdžiūvęs sėsdintuvuose dumblas išvežamas į galutinio sutvarkymo vietą: dažniausiai jis panaudojamas medelynų ir žemės ūkio naudmenų tręšimui, pažeistų teritorijų, karjerų ir uždaromų sąvartynų rekultivacijai.

Lietuvoje su laivyba nesusijęs vandens telkinių valymas pradėtas XX a. antroje pusėje: ežerų valymo pradžia laikomi 1960 metai, kai nedidele žemsiurbe buvo siurbiamas dumblas Biržulio ežere. 1968–1971 m. eksperimentine mažagabaritine žemsiurbe buvo vykdomi valymo darbai Ilgio

ežere (Varėnos r.). 1971–1974 m. mechaniniu ir hidromechaniniu būdais buvo valytas Druskonio ežeras (Druskininkų m.). Druskonio ežero valymui sukurta technologija buvo panaudota ir patobulinta restauruojant Mergelių akių ir Valdakio (Varėnos r.), Salotės, Musios, Ilgučio (Vilniaus r.) ežerus. Taip pat 1979 m. pradėti Lėno ežero (Ukmergės r.) atnaujinimo darbai. 1980 – 1981 m. buvo išvalyti Valdakio, Mergelių akių (Varėnos r.), Ilgučio, Salotės (Vilniaus r.), Medžialenkės (Mažeikių r.), Lėno (Ukmergės r.) ežerai. 1982 m. buvo pradėti sapropelio gavybos darbai Ilgučio ežere (Vilniaus r.), 2001–2003 m. atlikti Vainieko ir Akies ežerų (Trakų r.) valymo darbai (Stučka, 2008; Baltrušis, 2009). Šiuo metu visiškai ar dalinai valoma vis daugiau ežerų, bandoma renatūralizuoti sovietmečiu kanalizuotų ar reguliuotų upelių vagas, rengiami bei įgyvendinami ES visiškai ar dalinai finansuojami antropogeniškai pažeistų vandens telkinių atstatymo projektai (Balevičius et al., 2007).

Panaudojant ES finansinę paramą 2006–2008 m. buvo valomi 7 ežerai: Talšos (Šiaulių m.), Gavaičio (Ignalinos r.), Talkšos (Šiaulių m.), Didžiulio bei Lentvario (Trakų r.), Masčio (Telšių r.), Didžiosios Dailidės (Alytaus m.); 2009–2012 m. – 9 ežerai: Babruko (Trakų r.), Dūkšto bei Paplovinio (Ignalinos r.), Žiežulio (Varėnos r.), Talokių (Alytaus r.), Arimaičių (Radviliškio r.), Karloniškės (Varėnos r.), Visagino (Visagino sav.), Širvėnos (Biržų m.).

Iki 2014 m. numatoma valyti dar 9 ežerus: Onušio (Trakų r.), Skryto (Visagino sav.), Varležerio (Kupiškio m.), Dailidės ežerėlį (Alytaus m.), Draudenių ežerą (Tauragės r.), Talkšos (Šiaulių m.), Masčio (Telšių r.), Mumlaukio (Klaipėdos m.) ir Skapiškio (Kupiškio r.) ežerus.

## **1.2. Metalai ir metaloidai dugno nuosėdų aplinkoje ir hidromechaninio valymo (dugno nuosėdų šalinimo) įtaka jų elgsenai**

Dugno nuosėdų aplinkoje metalų sklaida tiesiogiai priklauso nuo jų cheminės formos ir būsenos (2 lentelė), kuri įtakoja tirpumą, judrumą, toksiškumą, adsorbcijos, desorbcijos ir cheminių junginių susidarymo procesus, o priklausomai nuo fizikinių ir cheminių sąlygų metalai iš vienos formos ar būsenos gali transformuotis į kitą.

Vandens storumėje ir dugno nuosėdų vandens frakcijoje ištirpę metalai egzistuoja laisvoje formoje, teigiamą arba neigiamą krūvį turinčių jonų pavidalu. Laisvoje formoje esantys metalai yra labiausiai toksiški, pasižymi aktyviausia dispersija, juos lengviausiai įsisavina gyvi organizmai. Iš laisvos formos metalų molekulės gali transformuotis į kitas tris formas, kuriose jų savybės iš esmės pakinta. Kompleksinė forma – tai metalo ir kitos medžiagos molekulės junginys. Tokie kompleksai susidaro su ištirpusios organinės medžiagos molekulėmis, kurių dydis nesiekia 0,45 μm (t.y. dėl mažo dydžio jos negali būti vadinamos kietosiomis dalelėmis) ir su neigiamą krūvį turinčiomis molekulėmis, pvz. karbonatais ar chloridais. Pagal metalų chelatinių kompleksų su organine medžiaga patvarumo konstantas Kp yra sudaryta Irvingo-Viljamso eilė (Harmsen, 1977):  $Mg^{2+} < Ca^{2+} < Cd^{2+} = Mn^{2+} < Fe^{2+} < Co^{2+} < Zn^{2+} = Ni^{2+} < Cu^{2+} < Hg^{2+}$ .

Metalų organinių kompleksų stabilumą sąlygoja tirpalo joninė jėga ir terpės pH, kuriai didėjant, metalų organinių kompleksų stabilumo konstanta Kp taip pat didėja (Harmsen, 1977).

2 lentelė. Pagrindinės metalų cheminės formos ir būsenos vandens telkinio dugno nuosėdų aplinkoje

BŪSENA	Tirpi (vandens storumėje ir dugno nuosėdų vandens frakcijoje)	Kietųjų dalelių (dugno nuosėdose ir skendinčioje medžiagoje)
FORMA	<i>Laisva</i> <i>Kompleksinė</i>	<i>Adsorbuota</i> <i>Nuosėdinė</i>

Kietųjų dalelių būsenoje, metalai gali būti adsorbuotoje ar nuosėdinėje formoje. Adsorbcija – tai savaiminis komponentų koncentracijos pakitimas fazių sąlyčio paviršiuje (Smorigaitė-Baderienė, 1970). Metalų sorbcija skirstoma į dvi pagrindines rūšis: nespecifinę (katijonų mainų) adsorbciją ir specifinę adsorbciją (chemisorbcija). Nespecifinė adsorbcija – metalų jonų kompleksų susidarymo procesas su nuosėdų dalelių paviršiaus išorinėje sferoje esančiomis funkcinėmis grupėmis (karboksil-, hidroksil-, amino, fenoksi-), prie kurių jie prisijungia veikiami elektrostatinių jėgų. Mainų sorbcija yra vienas

svarbiausių procesų, apsprendžiančių metalų pasiskirstymą tarp tirpalo ir kietosios fazės. Ši sorbcija labai priklauso nuo terpės pH, nuo sorbuojamąjį kompleksą sudarančių kolloidų, organinės medžiagos masės dalies, Al, Fe and Mn (oksi)hidroksidų koncentracijų, katijonų ir anijonų sudėties ir jų sąveikos (Motuzas, 1996). Metalų polinkis adsorbuotis ant dalelių paviršiaus aktyviųjų centrų didėja pagal tokią eksperimentiniais duomenimis patvirtintą eilę (Sposito, 1989):  $Zn < Cd < Hg < Mg < Ca < Sr < Ba < Li < Na < K < Rb < Cs$ . Specifinė adsorbcija (chemisorbcija) apima metalų katijonų ir daugelio anijonų mainus su sorbuojamųjų kompleksų paviršiaus ligandais, formuojantis dalinai kovalentiniams ryšiams su mineralų gardelių jonais. Specifinės adsorbcijos stiprumas priklauso nuo metalo jono individualių savybių: jono radiuso, jonizacijos potencialo, giminingumo elektronui, gebėjimo hidrolizuotis. Specifinę jonų adsorbciją taip pat apsprendžia adsorbento paviršiaus savybės. Didelę įtaką turi organinės medžiagos kiekis, o taip pat geležies, aliuminio, mangano oksidai (Sabienė, 2004).

Nuosėdinėje formoje metalo jonai egzistuoja sudarydami netirpius junginius su Fe ir Mn oksohidroksidais, karbonatais, sulfidais. Ši forma yra cheminiu požiūriu stabiliausia ir išlieka kol nesikeičia anoksinės aplinkos sąlygos. Nuosėdinėje formoje esantys metalai negali būti tiesiogiai pasisavinami gyvų organizmų, todėl laikoma, kad ji yra mažiausiai toksiška.

Tik labai nedidelė dalis metalų dugno nuosėdose (tiksliau, jų vandens frakcijoje) egzistuoja laisvoje formoje: pavyzdžiui, Nyderlandų vandens telkiniuose atlikti tyrimai parodė, kad laisvos formos (ištirpęs) Cd, Cu ir Zn sudaro <1% bendro metalų kiekio dumble (Zwolsman and van Eck, 1993). Šis teiginys praktiškai visada pasitvirtina dėl ypač žemo metalų sulfidų tirpumo ir anoksinų dugno nuosėdų sąlygų (Davies-Colley et al., 1985; Moore et al., 1988).

Tyrimai rodo, kad aerobinėse nuosėdose svarbiausios junginius su sunkiaisiais metalais sudarančios medžiagos yra geležies bei mangano oksidai (hidroksidai) ir organinės bei biologinės medžiagos, pvz. bakterijos ir dumbliai (Saulnier and Mucci, 2000; Li et al., 2000; Zoumis et al., 2001; Fan et al.,

2002), o anoksinėse nuosėdose dominuoja metalų sulfidai (Di Toro et al., 1990; Zhuang et al., 1994; Caetano et al., 2002; Calmano et al., 1993). Tačiau reikia pažymėti, kad kietųjų dalelių būsenoje skirtingų metalų adsorbcijos prioritetai yra skirtingi (žr. 3 lentelę). Literatūros šaltiniuose ypač išskiriamas chromas (Cr), kuris nors ir nesudaro kompleksų su sulfidais, jo toksiškumas ženkliai sumažėja dėl toksiško Cr(IV) redukcijos į mažiau toksišką ir ne tokį judrų Cr(III) (Berry et al., 2004).

3 lentelė. Kai kurių metalų adsorbcijos prioritetai kietųjų dalelių būsenoje (pagal Eggleton and Thomas, 2004)

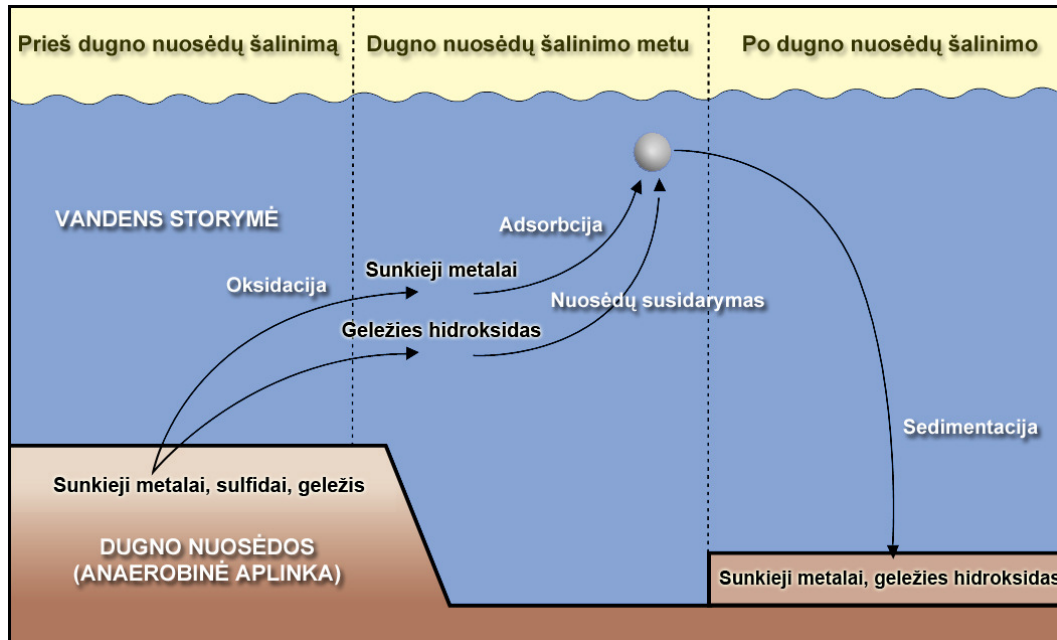
<b>Metalas</b>	<b>Adsorbentas</b>
$Cu^{2+}$	<i>Sulfidai</i> <i>Organinės medžiagos</i>
$Pb^{2+}$	<i>Mn oksidai</i>
$Cd^{2+}$	<i>Fe, Mn oksidai</i> <i>Organinės medžiagos</i> <i>Mainių katijonai, karbonatai</i>
$Zn^{2+}$	<i>Sulfidai</i>
$Cr^{2+}$	<i>Fe, Mn oksidai</i>
<i>Ni</i>	<i>Liekaninė forma</i>

Hidromechaninio vandens telkinių valymo metu, žemsiurbės parentuvui suardžius dugno struktūrą ir pašalinus paviršinį sluoksnį, vyksta du pagrindiniai procesai, susiję su teršalų sklaida: (1) nuosėdų dispersija į vandens stovymę ir jų sedimentacija, aplinkiniuose rajonuose suformuojant naują nuosėdų sluoksnį; ir (2) popaviršinio nuosėdų sluoksnio atidengimas ir šios terpės aplinkos pokyčiai (pvz. anoksinų sąlygų pasikeitimas į oksidacines). Metalų elgsena šių procesų metu yra sudėtinga ir labai priklauso nuo sulfidų, deguonies ir geležies kiekių aplinkoje (žr. 1 pav.).

Kadangi dugno nuosėdų aplinka dažniausiai yra anoksinė, joje kaip minėta, dominuoja metalų sulfidų nuosėdinės formos. Be to, anoksinėje dugno nuosėdų vandens frakcijos terpėje aptinkami dideli ištirpusios geležies ( $Fe^{2+}$ ) kiekiai, kurie apie 100 kartų viršija kitų metalų koncentracijas (Goossens and Zwolsman, 1996). Kai dugno nuosėdos išmaišomos vandens stovymėje, jos



perkeliamos iš anoksinės terpės į oksidacinę, o dėl šių sąlygų pokyčio vyksta dvi pagrindinės reakcijos: ištirpusios geležies jonų oksidacija ( $\text{Fe}^{2+} \rightarrow \text{Fe}^{3+}$ ) ir kitų metalų sulfidų oksidacija.



1 pav. Hidromechaninio dugno nuosėdų šalinimo įtakojamų metalų būsenų ir formų pokyčių schema (mod. pagal Goossens and Zwolsman, 1996)

Šių reakcijų pasekmės dalinai viena kitą kompensuoja: dėl sulfidų oksidacijos vykstantis nuosėdinių (netirpių) formų skilimas išlaisvina metalų jonus, o dėl geležies oksidacijos susidaro netirpūs nuosėdiniai geležies (oksi)hidroksidai, kurie pasižymi ypač stipriomis paviršiaus adsorbcijos savybėmis. Todėl sulfidų oksidacijos metu išlaisvinti metalų jonai adsorbuojasi su naujai susiformavusiais sorbciniais geležies (oksi)hidroksidų paviršiais, o šių reakcijų galutinis rezultatas priklauso nuo minėtų procesų greičio.

Jei sulfidų oksidacija vyksta greičiau nei geležies oksidacija, kitų metalų adsorbcija prie netirpių medžiagų nespėja imobilizuoti visų išlaisvintų metalų jonų. Kita vertus, jei geležies oksidacija vyksta sparčiau, imobilizuojami ne tik susidarę metalų jonai, bet ir sulėtėja sulfidų oksidacija, nes geležies hidroksidai aplink nuosėdų daleles sudaro deguonį sulaikantį sluoksnį (Millero et al., 1987; Ahmad and Nye, 1990). Literatūros šaltiniai teigia (Ough et al., 1984;

Goossens and Zwolsman, 1996), kad hidromechaninio dugno nuosėdų šalinimo metu vyrauja metalų nuosėdinės formos transformacija į adsorbuotąją. Nors abi šios formos yra kietųjų dalelių būsenoje, adsorbuoti sunkieji metalai gali labai greitai desorbuotis į laisvą toksišką formą dėl, pvz. vandens pH sumažėjimo, todėl šie procesai tampa ypač aktualūs jei atidengiamas metalais užterštas dugno sluoksnis ar į vandens storumą pakeltos dugno nuosėdos dėl sedimentacijos sudaro naują užterštą metalais paviršinių sluoksnių. Anoksinių dugno nuosėdų suardymas ne tik padidina vandens sistemos oksidacijos-redukcijos (redokso) potencialą (Eh), bet ir skatina mikrobiologinį (bakterinį) aktyvumą, kuris savo ruožtu dėl sulfidų oksidacijos mažina pH (Forstner et al., 1989; Petersen et al., 1997; Simpson et al., 1998). pH sumažėjimas priklauso nuo sulfidų kiekio nuosėdose ir oksidacijos intensyvumo (Delaune and Smith, 1985). Tiek pH, tiek oksidacijos-redukcijos (redokso) potencialo (Eh) pokyčiai reikšmingai įtakoja metalų mobilumą.

### **1.3. Nuosėdų resuspensija ir jos sąlygojamas teršalų išsiskyrimas iš dugno nuosėdų**

Nuosėdų resuspensija – įprastinis reiškinys sekliose vandens telkiniuose dalyse, vykstantis kai vandens trinties į dugno paviršių energija yra pakankama nuosėdų dalelėms išjudinti ir sąlygoti jų transportavimą vandenyje (Hakansson and Jansson, 1983). Resuspensija gali vykti dėl natūralių gamtinių procesų, tokių kaip audros, stiprūs vėjai, vandens srovės, hidrobiontų aktyvumas (Bengtson and Hellstrom, 1992; Graf and Rosenberg, 1997) ir dėl antropogeninės veiklos, tokios kaip dugno gilinimo darbai, laivyba, pramoninė žvejyba tralais ar hidroelektrinių eksploatacija (Van den Berg et al., 2004; Ashby et al. 1999; Martin and Calvert 2003; Calles et al., 2007). Nuosėdų resuspensija yra vienas iš svarbiausių veiksnių, įtakančių paviršinių telkinių vandens kokybę, nuosėdų–vandens frakcijų sąveiką ir maistinių medžiagų, metalų bei organinių teršalų cirkuliaciją (Sondergaard, 1990; Martino et al., 2002; Cozar et al., 2005). Kaip nurodo Salomons and Brils (2004), dėl gamtinių ar antropogeninių veiksnių sukeltos resuspensijos skendinčių dalelių

(SD) kiekiai vandenyje gali padidėti iki keliasdešimt kartų, o SD koncentracijai vandenyje viršijus 100 mg/l, daugiau nei 90% kiekio vandenyje aptiktų toksiškų metalų, tokių kaip Cd, Cu, Cr, Zn ir Pb yra adsorbcinėje būsenoje, t.y. pernešami kartu skendinčiomis dalelėmis. Pažymėtina, kad kuo sujudintų nuosėdų dalelės mažesnės, tuo ilgiau jos išlieka suspenduotos ir tuo didesnę atstumą jos gali nukeliauti nuo pradinio šaltinio. Be to, tiek metalai, tiek organiniai teršalai linkę adsorbuotis būtent prie mažesnių dalelių (Salomons, 1995; Finger et al., 2006).

Nors mokslinėje literatūroje gausu informacijos apie laboratorinėmis sąlygomis tirtus fizikinius ir cheminius veiksnius, įtakojančius teršalų mobilumo ir biologinio įsisavinimo potencialo pokyčius, vykstančius dėl nuosėdų struktūros suardymo ir nuosėdų resuspensijos, šių teršalų erdvinio ir temporalinio pasiskirstymo tyrimų lauko sąlygomis yra labai nedaug (Roberts, 2011).

Kadangi disertacijoje nagrinėjamas dugno nuosėdų šalinimo darbų sąlygotas teršalų erdvinis pasiskirstymas, žemiau pateikiama informacija apie būtent šios antropogeninės veiklos sukeltos resuspensijos tyrimus.

Resuspensijos sąlygotas teršalų išsiskyrimas iš dugno nuosėdų įrodytas laboratoriniais ir lauko tyrimais, tačiau autoriai nurodo gan skirtingą poveikio mastą ir trukmę. Oak Ridge (JAV) atliktų tyrimų metu buvo nustatytas reikšmingas metalų ir hidrofobinių organinių teršalų išsiskyrimas (Olsen et al., 1982), tuo tarpu tyrėjai Brazilijoje po dugno gilinimo darbų aptiko tik nežymų vario, cinko ir arseno kiekių padidėjimą vandenyje (Urban et al., 2010). Hall (1989) teigia, kad gilinimo darbų sukelta dugno nuosėdų resuspensija sąlygojo metalų (ypač švino ir nikelio) koncentracijų padidėjimą tiek vandenyje, tiek suspenduotoje medžiagoje. Panašius rezultatus užfiksavo JAV tyrėjai dar 1981 m., tačiau metalų koncentracijų padidėjimas vandenyje buvo trumpalaikis ir truko vos keliolika minučių (Jones et al., 1981). Aplinkos monitoringo Temzės upėje (Konektikutas, JAV) duomenimis, dugno nuosėdų šalinimo darbai sąlygojo metalų koncentracijų padidėjimą tačiau poveikio aprėptis siekė apie 10 m aplink vykdomų darbų teritoriją (Tramontano and Bohlen, 1984). JAV

aplinkos agentūros užsakymu 1987 m. atliktoje studijoje teigiama, kad metalų jonų koncentracijų padidėjimas vandenyje buvo stebimas apie 400 m plote aplink nuosėdų šalinimo teritoriją, o koncentracijos palaipsniui sumažėjo tik po keliolikos savaitių nuo darbų pabaigos (Nelson et al., 1987).

Pažymėtina, kad Nacionalinės JAV tyrimų tarnybos duomenimis (National Research Council, 2007), potencialų ekologinį poveikį galintys daryti metalų ir kitų teršalų kiekiai dažniausiai aptinkami tais atvejais, kai dugno gilinimo ar grunto kasimo darbų metu pašalinamos ne visos, o tik dalis užterštų nuosėdų, t.y. paliekami antrinės taršos židiniai (National Research Council, 2007). Tokiais atvejais vyksta tęstinė metalų (ir kitų teršalų bei maistinių medžiagų) remobilizacija iš naujai atidengto anoksienio nuosėdų sluoksnio (National Research Council, 2007; Goossens and Zwolsman, 1996).

Nors resuspenduotų nuosėdų ekotoksikologinės savybės dažniau tiriamos laboratorinėmis sąlygomis, mokslinėje literatūroje aptinkama ir atvejų, kai buvo dokumentuotas jų poveikis hidrobiontams natūralioje aplinkoje. 2009 m., atliekant Kembla uosto (Australija) gilinimo darbus buvo nustatytas bendrijų lygmens poveikis vietos ekosistemai. Suardžius metalais užterštų dugno nuosėdų struktūrą, dėl resuspensijos sukeltos taršos sumažėjo sėslių filtracinių bestuburių populiacijos (Knott et al., 2009). Ši studija taip pat įrodė poveikio ilgalaikiškumą, nes bestuburių populiacijos mažėjimas prasidėjo tik po 4 mėnesių nuo uosto gilinimo darbų pabaigos. Iškastų nuosėdų šalinimo metu buvo aptikti genotoksiniai biožymenys suaugusiose žuvyse bei teršalų kaupimasis jų audiniuose ir galimas perdavimas palikuonims (Sundberg et al., 2007). Nustatyta, kad net ir trumpalaikiai resuspensijos procesai gali ne tik įtakoti teršalų kaupimąsi dvigeldžių moliuskų audiniuose, bet ir sukelti subletalinį atsaką (Bocchetti et al., 2008). Monitoringas ties Long Island sala (JAV) esančioje nuosėdų gramzdinimo teritorijoje pademonstravo pakitusį moliuskų dydį palyginus su kontroline grupe, o šis poveikis pasireiškė tik po 2 mėn. nuo darbų pabaigos (Nelson et al., 1987). Šio monitoringo metu taip pat buvo nustatytas ne tik moliuskų, bet ir kirmėlių polichetų histopatologinis atsakas. Panašūs rezultatai polichetų ir dvigeldžių moliuskų atžvilgiu gauti ir

kitos 1987 m. atliktos studijos metu: resuspenduotos nuosėdos sukėlė histopatologinius pokyčius, kurie sąlygojo dauginimosi ir kvėpavimo sutrikimus (Yevich et al., 1987). Dvigeldžiai moliuskai yra ypač jautrūs užterštų nuosėdų resuspensijai, nes jie įsisavina ir kaupia tiek tirpius, vandens terpėje esančius teršalus, tiek su nuosėdų dalelėmis susidariusius teršalų sorbcinius kompleksus (Børretzen and Salbu, 2009; Hedge et al., 2009; Nelson et al., 1987). Taigi, dugno nuosėdų šalinimo sąlygoti metalų biologinio įsisavinimo pokyčiai kiekvienu atveju yra skirtingi ir priklauso nuo poveikį patiriančių hidrobiontų, taršos laipsnio, resuspenduotų nuosėdų kiekio, darbų trukmės ir pan. Šių veiksnių įvairovė paaiškina kai kurių tyrimų rezultatų prieštarumą: pvz. Radenac et al. (1997) teigia, kad teritorijoje greta atliktų nuosėdų šalinimo darbų tirtų dvigeldžių moliuskų audiniuose nebuvo nustatyti teršalų kiekių padidėjimai. Kita vertus, kai kurios studijos pademonstravo metalų kaupimosi potencialą iškasto grunto gramzdinimo teritorijose gyvenančių austrių audiniuose (Hedge et al., 2009). Užterštų nuosėdų resuspensijos poveikis žuvims dažniausiai nagrinėjamas laboratorinių tyrimų metu. Žuvis gali patirti šį poveikį dvejopai: desorbuoti teršalai gali patekti į jų organizmą pro žiaunas ar odą arba galimas tiesioginis suspenduotų užterštų nuosėdų poveikis chemosensorinėms funkcijoms, dėl ko gali sutrikti mitybos procesai (Voie et al., 2002), prasidėti pelekų ar odos erozija (Sved and Roberts, 1995). Bioakumuliacijos procesai nustatyti ne tik gyvūnuose, bet ir augaluose: Sepetiba įlankos (Brazilija) stebėseną pademonstravo metalų bioakumuliaciją jūros dumbliuose, augančiuose įlankos dalyse, kuriose buvo vykdomi nuosėdų šalinimo darbai (Amado Filho et al., 2004).

Laboratoriniai ekotoksikologiniai tyrimai, panaudojant metalų prisotintas nuosėdas pademonstravo, kad polichetos (*Spirorbis nordenskjoldi*) įsisavina tiek vandens terpėje esančius, tiek su kietosiomis dalelėmis sorbcinius kompleksus sudariusius metalus – buvo stebimas toksikologinis atsakas ir į nuosėdų filtratą, ir į pačias nuosėdas (Hill et al., 2009). Dešimties metų trukmės studija, atlikta Ispanijoje (Bellas et al., 2011) pademonstravo suspenduotų nuosėdų filtrato toksiškumą jūros ežių (*Paracentrotus lividus*)

embrionams, kuris siejamas su vario, švino ir cinko poveikiu. Panaši studija buvo atlikta 1990-1994 metais Didžiojoje Britanijoje, tiriant dugno nuosėdas penkiolikos upių žiotyse. Šešiose iš jų nustatytas lengvas, keturiose – vidutinis (subletalinis) toksiškumo lygis austrių embrionams (Matthiessen and Law 2002). Tiesa, pažymėtina, kad nuosėdų filtrato ekotoksikologinio poveikio tyrimai atspindi „blogiausią galimą scenarijų“, kuris natūraliomis sąlygomis įvyksta labai retai, nes tiriama rūšis laboratorinėmis sąlygomis veikiama apie 96 val., o vandens telkinyje tiesioginis poveikis trunka žymiai trumpiau.

#### **1.4. Nagrinėjami metalai ir metaloidai gėlo vandens ir nuosėdų aplinkoje bei jų ekotoksikologinis poveikis hidrobiontams**

##### **As (arsenas)**

Arsenas – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 33), priskiriamas metaloidams (t.y. pasižymi ir metalų, ir nemetalų savybėmis). Atominė masė – 74,92160 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 5,727 g/cm<sup>3</sup>. Vandens ekosistemose aptinkamas įvairiuose neorganiniuose ir organiniuose junginiuose; dominuojančios formos – sulfidai (As<sub>4</sub>S<sub>4</sub>), geležies, nikelio bei kobalto kompleksai, arsenatai (As<sup>5+</sup>; AsO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), arsenitai (As<sup>3+</sup>; AsO<sub>3</sub><sup>3-</sup>), organiniai junginiai (pvz. mono-metil arseno rūgštis, di-metil arseno rūgštis) (Eisler, 1989). Kaip atskiras elementas (As<sup>0</sup>) aptinkamas labai retai, o redukuotoje būsenoje (As<sup>3-</sup>) egzistuoja tik ypač redukciniėje aplinkoje (Ferguson and Gavis, 1972).

Dėl stiprių sorbcinių savybių (ypač su geležies ir mangano oksidais) arsenas linkęs kauptis vandens telkinių dugno nuosėdose, kur vyksta jo cheminės ir mikrobiologinės oksidacijos bei metilinimo reakcijos (Aggett and Roberts, 1986; Eisler 1988). Ežerų dugno nuosėdose arseno koncentracijos gerai koreliuoja su mangano kiekiais – teigiamą krūvį turintys mangano hidroksidai sudaro adsorbcinį paviršių arseno jonams (Takamatsu et al., 1985). Deguonies prisotintoje terpėje, aukšto redokso potencialo sąlygomis dominuoja penkiavalenčio arseno junginiai, redokso potencialui mažėjant, formuojasi

trivalenčio arseno junginiai, kurie yra tirpesni, mobilesni ir labiau toksiški (Thanabalasingam and Pickering, 1986). Aerobinėmis sąlygomis, ežerų dugno nuosėdose mikroorganizmai neorganinį arseną oksiduoja nuo  $As^{+3}$  iki  $As^{+5}$  ir redukuoja nuo  $As^{+5}$  iki  $As^{+3}$ ; anaerobinėmis sąlygomis nustatytos tik redukcinės mikrobiologinės reakcijos (Freeman et al., 1986).

Į gyvus organizmus arsenas gali patekti oraliniu būdu, įkvepiant, prasiskverbiant pro odą ar gleivines. Arseno toksiškumas vandens organizmams mažėja šia eile: arsinai ( $As^{3+}$ ) > neorganiniai arsenatai ( $As^{5+}$ ) > organiniai trivalenčio arseno junginiai (arsenoksidai) > neorganiniai arsinai > organiniai penkiavalenčio arseno junginiai > elementinis arsenas. Toksiškumo eilė, kaip ir ypač žemas elementinio arseno toksiškumas siejami su tirpumu vandenyje ir organizmo skysčiuose – elementinis arsenas praktiškai netirpus, tuo tarpu arseno trioksidas – labai tirpus (Hindmarsh and McCurdy, 1986).

Neigiamas dugno nuosėdose susikaupusio arseno poveikis pasireiškia bentoso bestuburių gausumo sumažėjimu, mirtingumo padidėjimu, elgsenos pokyčiais. Pavyzdžiui, bendro As kiekiui viršijus 6,87 mg/kg, buvo stebimas chironomidų gausumo sumažėjimas, lyginant su tos pačios akvatorijos plotais, kuriuose As neviršijo 1.2 mg/kg. 1993 m. atlikto tyrimo metu, bendro As kiekiui dugno nuosėdose viršijus 8,17 mg/kg buvo registruojamas jaunų šoniplaukų *Leptocheirus plumulosus* individų mirtingumo padidėjimas, lyginant su 3,4 mg/kg kontroline grupe (McGee et al., 1993). Laboratorinio tyrimo metu, Waukegan uosto (JAV) nuosėdos, kuriose buvo aptikta 47 mg/kg arseno sukėlė šoniplaukų *Hyaella azteca* mirtingumo padidėjimą 34% (Long et al., 1995). Literatūroje gausu pavyzdžių apie vandenyje esančio arseno toksiškumą įvairioms žuvų rūšims, bestuburiams ir augalams. Ypač jautrios šiam teršalui kai kurios rupūžių rūšys (nustatytas *Gastrophryne carolinensis* embrionų išsigimimų ar mirtingumo atvejų padidėjimas 50%, kai  $As^{+3}$  koncentracijos vandenyje septynias paras siekė 40  $\mu\text{g/l}$ ), gėlavandeniai dumbliai (*Scenedesmus obliquus* augimas perpus sumažėjo po 14 dienų, kai  $As^{+5}$  koncentracija vandenyje siekė 48  $\mu\text{g/l}$ ). Mažiau jautriems organizmams neigiamas poveikis pasireiškia prie aukštesnių koncentracijų: 85–88  $\mu\text{g/l}$   $As^{+5}$

vandenyje sukėlė 10–32% šoniplaukų *Gammarus pseudolimnaeus* mirtingumo padidėjimą, 100 µg/l As<sup>+5</sup> – jūrinių irklakojų vėžiagyvių mirtį. Vaivorykštinių upėtakių (*Salmo gairdneri*) maiste As<sup>+3</sup> arba As<sup>+5</sup> kiekiams padidėjus iki 120 mg/kg stebimas augimo sulėtėjimas, maitinimosi elgsenos pokyčiai (maisto vengimas) ir metabolizmo sutrikimai (Canadian environmental quality guidelines, 1999). Literatūroje aprašomi įvairūs arseno poveikiai žuvis: pelekų ląstelių apoptozė (Wang et al., 2004), kepenų uždegimas, hiperplazija ir nekrozė (Pedlar et al., 2002), tulžies pūslės uždegimą, fibrozę ir edemą (Cockell et al., 1991), kiaušidžių ląstelių ciklo sutrikimai (Wang et al., 2004), spermatogenezės sutrikimai (Shukla and Pandey, 1984). Dokumentuotas mutageninis poveikis: arsenas sukelia chromosomų pažeidimus, chromosomų skaičiaus pokyčius (aneuploidiją) DNR sekos pokyčius ir kt. (Abernathy et al., 1999; Huang et al., 2004). Kaip taisyklė, ankstyvesniuose vystymosi etapuose individai jautriau reaguoja į taršą arsenu, taip pat nustatyti dideli tarprūšiniai jautrumo skirtumai, net tarp taksonomiškai artimų rūšių (Hood, 1985).

### **Cd (kadmis)**

Kadmis – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 48), priskiriamas metalams. Atominė masė – 112,411 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 8,65 g/cm<sup>3</sup>. Kaip metalas (Cd<sup>0</sup>) kadmis aptinkamas retai; gamtoje dominuoja divalenčio kadmio (Cd<sup>2+</sup>) junginiai. Uolienose dažniausiai randamas kaip priemaiša sudėtinguose mineraliniuose (ypač cinko, švino ir vario) sulfiduose ir karbonatuose (Nriagu 1988). Nors kaip metalas kadmis netirpus vandenyje, dauguma jo druskų (pvz. CdCl<sub>2</sub> ir CdSO<sub>4</sub>) pasižymi aukštu tirpumo laipsniu (Merck Index, 1989).

Vandens ekosistemose kadmis gali egzistuoti kaip laisvas jonas Cd<sup>2+</sup>, chlorido druskų pavidalu, kompleksuose su neorganiniais ligandais arba chelatiniuose kompleksuose su organiniais ligandais. Dugno nuosėdose, skendinčiose ir koloidinėse dalelėse esantys hidroksidai, oksidai, silikatai ir sulfidai gali sudaryti kompleksus su kadmiu ir įtakoti jo elgseną aplinkoje, tačiau pastebima bendra tendencija – vandens aplinkoje kadmio mobilumas ir



biologinio įsisavinimo potencialas didėja žemėjant pH reikšmei, mažėjant vandens kietumui ir suspenduotos medžiagos kiekiui bei didėjant redokso potencialui (Environment Canada, 1994). Dėl ryškiai išreikštos tendencijos sorbuotis prie neigiamą krūvį turinčių dalelių, kadmio jonai greitai pasišalina iš tirpalų ir akumuliuojasi vandens telkinių dugno nuosėdose, tačiau aplinkos sąlygų pokyčiai (taip pat ir vandens telkinių gilinimo darbų įtakoti pH ir redokso potencialo pasikeitimai) padidina cheminį mobilumą ir gali sąlygoti biologinio įsisavinimo potencialo padidėjimą dėl desorbcijos procesų (Khalid et al., 1981). Tuo tarpu anaerobinėse sąlygose, ežerų hipolimnionė dokumentuotas tirpiosios kadmio frakcijos sumažėjimas vandenyje ir atitinkamas jo adsorbcinės frakcijos padidėjimas suspenduotoje medžiagoje (Shephard et al., 1980).

Kadmis yra vienas toksiškiausių metalų hidrobiontams; nors nuodingiausia jo forma yra joninė, visi kadmio junginiai yra potencialiai pavojingi, o gėlavandenėse hidrosistemose egzistuoja tiesinė priklausomybė tarp kadmio toksiškumo ir vandens kietumo (Jenkins, 1981). Įrodyta, kad kadmis pasižymi ūmiu ir chroniniu toksiškumu gėlavandeniams organizmams: fitoplanktonui, makrofitams, zooplanktonui, zoobentosui, amfibijoms ir žuvims. Ypač jautrūs smulkieji vėžiagyviai: kadmio koncentracijai vandenyje pasiekus vos 0,17–0,2 µg/l stebimas *Holopedium gibberum*, *D. galeata mendotae* ir *Daphnia magna* gausumo sumažėjimas 30 ir 39 proc. (Elnabarawy et al., 1986; Lawrence and Holoka, 1991). 10 µg/l kadmio koncentracija vandenyje sukelia morfologinius pokyčius ir stabdo diatominių dumblių *Tabellaria flocculosa* augimą (Adshead-Simonsen et al., 1981), o 6, 10 ir 9 µg/l koncentracijos vandenyje neigiamai įtakojo žaliadumblių (*Selenastrum capricornutum*), melsvadumblių (*Spirulina platensis* ir *Nostoc linckia*) ir mažųjų plūdenų (*Lemna minor*) augimą, fotosintezę ir bendrą biomasę (Azeez and Banerjee, 1986; Huebert and Shay, 1991; Husaini et al., 1991). Mokslinėje literatūroje išnagrinėtas kadmio poveikis įvairių rūšių žuvims. Įrodyta, kad ypač jautrios yra lašišinės žuvys: vaivorykštinio upėtakio (*Oncorhynchus mykiss*) medianinė 96-ių val. mirtina kadmio dozė (LD50) vandenyje siekia

vos 0,5 µg/l (Cusimano et al. 1986), o 0,8–1,4 µg/l koncentracijos sukelia ūmų letalinį toksiškumą (10–50%) lašišinių šeimos rūšims *Oncorhynchus tshawytscha* ir *Oncorhynchus kisutch* (Spehar and Carlson, 1984; Buhl and Hamilton, 1991). 12,5 proc. Kadmis taip pat pasižymi teratogeniniu, mutageniniu ir karcinogeniniu poveikiu, kuris labiau išreikštas nei švino, gyvsidabrio ar arseno. Dokumentuoti karpinių žuvų rūšių jauniklių išsigimimo atvejai, varlių embrionų deformacijos, edema, mikrocefalija, sarkomos (Ferm & Layton, 1981; Weis and Weis, 1977).

### **Co (kobaltas)**

Kobaltas – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 27), priskiriamas metalams. Atominė masė – 58,933195 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 8,90 g/cm<sup>3</sup>. Kaip metalas (grynuolis) gamtoje kobaltas neaptinkamas, tačiau sudaro daugiau kaip 70 įvairių junginių, dažniausiai sulfidų, arsenidų, arsenosulfidų, hidratų ir oksidų. Labiausiai paplitę kobalto mineralai – CoAs<sub>2-3</sub> (smeltitas), arsenosulfidas CoAsS (kobaltitas), ir sulfidas Co<sub>3</sub>S<sub>4</sub> (lineitas). Kaip metalas kobaltas netirpus vandenyje, tačiau jo druskų tirpumas labai skirtingas: pvz., kobalto karbonatas (2CaCO<sub>3</sub>·Co(OH)<sub>2</sub>·H<sub>2</sub>O) netirpus vandenyje, tačiau kitų kobalto druskų, tokių kaip CoCl<sub>2</sub>, CoSO<sub>4</sub>, ir CoS tirpumas vandenyje atitinkamai siekia 450 000 mg/l, 362 000 mg/l ir 3,8 mg/l (IARC, 1991).

Į vandenį patekęs kobaltas adsorbuojasi prie skendinčių dalelių arba tiesiogiai prie dugno nuosėdų; sorbcinius procesus gali sulėtinti kompleksacija su vandenyje ištirpusiomis organinėmis medžiagomis (Albrecht, 2003). Kobalto mobilumą vandenyje įtakoja ir adsorbcija su mangano ir geležies oksidais. Teigiama, kad kobaltas linkęs adsorbuotis su mangano oksidais labiau nei kiti divalenčiai metalų jonai, tokie kaip Cu, Ni, Zn ar Cd (Smith, 1999). Kobalto sorbcinės savybės tiesiogiai priklauso nuo pH: sorbciniai procesai prasideda ties pH ≈ 5, pasiekia maksimumą ties pH ≈ 6,5 ir vėl pradeda silpnėti ties pH > 8 (Theis et al., 1988). Pažymėtina, kad kobalto mobilumas yra iki 250 kartų didesnis anaerobinėse gėlo vandens – nuosėdų

sistemose, nei aerobinėse (Mahara and Kudo, 1981), t.y. didžiulę įtaką turi ir sistemos redokso potencialas. Kaip minėta, svarbi ir organinių ligandų funkcija, taip pat anijonų  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{OH}^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$  ir  $\text{SO}_4^{2-}$  kiekiai. Gėlose hidrosistemose dominuoja divalentis kobaltas ( $\text{Co}^{2+}$ ), kobalto karbonatas, hidroksidas, sulfatas ir adsorbuotos bei kompleksinės kobalto formos (Moore, 1991).

Kobaltas yra mikroelementas, būtinas daugumai gyvų organizmų, jis įeina į kobalamino (vitamino B12) sudėtį, tačiau pernelyg didelės jo koncentracijos, ypač joninėje formoje, yra toksiškos (Mukherjee & Kaviraj, 2009). Hidrosistemose kobaltui jautriausi yra vandens bestuburiai ir dumbliai, po jų – žuvis ir makrofitai. Ūminio toksiškumo tyrimai rodo, kad dafnijoms (*Daphnia magna*) medianinė 48-ių val. mirtina kadmio dozė (LD50) vandenyje siekia 1620  $\mu\text{g/l}$ , o 21 dienos chroninio toksiškumo tyrimas nurodo 21  $\mu\text{g/l}$  kadmio LD50 koncentraciją (Biesinger and Christensen, 1972). 96-ių valandų efektyvi koncentracija EC50 gėlavandeniams žaliadumbliams *Chlorella vulgaris* siekia 0,6 mg/l (Rachlin & Grosso, 1993), o gėlavandeniams makrofitams (plūdeninių šeimos *Spirodela polyrrhiza* ir plūstinių šeimos *Azolla pinnata*) – atitinkamai 0,1 ir 0,2 mg/l (Gaur et al., 1994). Kaip ir daugumos metalų atveju, jautriausios kobaltui yra lašišinės žuvis: vaivorykštinio upėtakio (*Oncorhynchus mykiss*) embrionams chroninė 28 dienų medianinė mirtina dozė (LD50) vandenyje siekia nuo 470 iki 490  $\mu\text{g/l}$ , mailiui (6 dienų LD50) – 520  $\mu\text{g/l}$ , ūmaus toksiškumo (96 val.) LD50 – 1406  $\mu\text{g/l}$  (Marr et al., 1998).

### **Cr (chromas)**

Chromas – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 24), priskiriamas metalams. Atominė masė – 51,9961 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 7,19 g/cm<sup>3</sup>. Gamtinėje aplinkoje oksidacinis chromo būvis gali varijuoti nuo -2 iki +6, tačiau labiausiai paplitusios sąlyginai stabilios trivalenčio ir šešiavalenčio chromo formos (Langard & Norseth, 1979).

Trivalenčio ir šešiavalenčio chromo formos gamtinėje vandens aplinkoje pasižymi skirtingomis tirpumo, mobilumo, biologinio įsisavinimo ir ekotoksinėmis savybėmis. Iš vandens stovymės  $\text{Cr}^{3+}$  dažniausiai pasišalina į dugno nuosėdas sudarydamas mažo tirpumo oksidus, hidroksidus ir fosfatus arba nusėdamas su skendinčiomis dalelėmis, prie kurių adsorbuojasi. Tačiau dalis trivalenčio chromo gali likti vandenyje sudarydami stabilius kompleksinius junginius su ištirpusiomis ar koloidinėmis organinėmis medžiagomis bei neorganiniais ligandais, kurie yra atsparesni adsorbciniams ir nuosėdų susidarymo procesams. Pažymėtina, kad aerobinėje oksidacinėje nuosėdų–vandens terpėje esantys mangano oksidai ir hidroksidai gali oksiduoti dalį trivalenčio chromo į šešiavalentį  $\text{Cr}^{6+}$ , kuris nepasižymi adsorbcinėmis savybėmis ir priklausomai nuo tirpalo pH gali sudaryti kompleksinius anijonus, tokius kaip  $\text{CrO}_4^{-2}$ ,  $\text{HCrO}_4^{-1}$  ar  $\text{Cr}_2\text{O}_7^{-2}$ . Šie šešiavalenčio chromo anijonai yra labai tirpūs ir todėl labai mobilūs vandenyje (Environment Canada, 1994).

Trivalentis chromas yra būtinas mikroelementas daugumai gyvybės formų, ypač svarbus žinduolių gliukozės, riebalų ir baltymų metabolizmo procesuose. Dėl žemo oksidacijos potencialo jo membraninė skvarba yra menka, kaip ir toksiškumo ir bioakumuliacijos laipsnis. Tačiau šešiavalentis chromas dėl aukšto oksidacijos potencialo pasižymi toksinėmis savybėmis gėlavandeniams dumbliams, makrofitams, bestuburiams ir žuvims. Jautriausių dumblių (pvz., žaliadumblių *Chlamydomonas reinhardi*) augimo sumažėjimas stebimas  $\text{Cr}^{6+}$  koncentracijai vandenyje siekiant 10  $\mu\text{g/l}$ , kitų, ne tokių jautrių rūšių dumblių – >45  $\mu\text{g/l}$  (EPA, 1980). Neigiamas poveikis mažųjų plūdenų (*Lemna minor*) augimui taip pat buvo stebimas ties 10  $\mu\text{g/l}$   $\text{Cr}^{6+}$  (Mangi et al., 1978). Kaip minėta, trivalenčio chromo toksiškumas yra gerokai žemesnis: plunksnalapės *Myriophyllum spicatum* šaknų svorio sumažėjimas buvo dokumentuotas  $\text{Cr}^{6+}$  koncentracijai vandenyje siekiant 9900  $\mu\text{g/l}$ , o  $\text{Cr}^{3+}$  – 1900  $\mu\text{g/l}$  (U.S. EPA, 1980). 10  $\mu\text{g/l}$   $\text{Cr}^{6+}$  koncentracijos neigiamai įtakojo dafnijų (*Daphnia magna*) vaisingumą ir sąlygojo mirtingumo padidėjimą per 32 dienas (U.S. EPA 1980), o 100  $\mu\text{g/l}$  koncentracija per 48 val. sutrikdė chironomidų *Chironomus tentans* lervų judrumą Catalan 1982). Beje, trivalentis chromas

taip pat įtakojo *Daphnia magna* vaisingumą, kai jo koncentracija pasiekė 44 µg/l (U.S. EPA, 1980). Dokumentuotos Cr<sup>3+</sup> ir Cr<sup>6+</sup> *Daphnia magna* medianinės 48-ių val. mirtinos dozės (LD50) Švedijos ežerų dugno nuosėdose siekia atitinkamai 195 mg/kg ir 167 mg/kg (Dave, 1992). Kaip ir daugumos kitų metalų atveju, jautriausios chromui yra lašišinės žuvys: per 14–16 savaičių *Oncorhynchus tshawytscha* ir *Oncorhynchus mykiss* jaunikių augimas sulėtėjo Cr<sup>6+</sup> koncentracijoms vandenyje pasiekus atitinkamai 16 ir 21 µg/l, o kraujo plazmoje kortizolio metabolizmo pokyčiai buvo stebimi jau po 7 dienų (U.S. EPA, 1980). Lašišinių šeimos *Oncorhynchus kisutch* jaunikių atsparumo ligoms ir agliutinino kiekis serume sumažėjimas dokumentuotas per 2 savaites, Cr<sup>6+</sup> koncentracijai vandenyje siekiant vos 0,5 µg/l (Sugatt, 1980).

### **Cu (varis)**

Varis – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 29), priskiriamas metalams. Atominė masė – 63,546 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 8,92 g/cm<sup>3</sup>. Egzistuoja keturi oksidaciniai vario būviai: Cu(0), Cu(+1), Cu(+2) ir Cu(+3), tačiau gamtinėje vandens aplinkoje labiausiai paplitusios divalenčio (ženkliai mažesniais kiekiais – ir vienvalenčio) vario formos. Cu(+1) santykis Cu(+2) atžvilgiu didėja augant vandens pH ir didėjant bikarbonato koncentracijoms, tačiau sudaro ne daugiau 0,5% (Stiff, 1971).

Gėlose hidrosistemose divalenčio vario formos yra susijusios su vandenilio potencialu: pH didėjant, dominuojanti forma kinta šia eile: Cu<sup>2+</sup> > CuCO > Cu(CO)<sup>2-</sup> > Cu(OH)<sup>-</sup> > Cu(OH)<sup>2-</sup> (Agency for Toxic Substances and Disease Registry, 1990). Tačiau pažymėtina, kad gėlame vandenyje organiniai ligandai (pvz. amino, karboksilo ir huminės rūgštys) yra svarbesni vario kompleksų susidarymo atžvilgiu, nei neorganiniai ligandai (pvz. chloridai, sulfatai ar fosfatai). Organiniai vario kompleksai gali susidaryti net ir vandenyje, kuriame organinių medžiagų kiekis yra palyginti nedidelis, o pH mažėjant, vario kompleksacijos potencialas didėja. Gėluose vandenyse, kurių pH svyruoja tarp 7 ir 8,0 dominuojanti ištirpusio vario forma (iki 90%) yra būtent kompleksai su organiniais ligandais (Nelson et al., 1986; Rogers et al.,

2005). Varis taip pat linkęs sudaryti sorbcinius junginius su koloidais ir skendinčiomis dalelėmis; varį efektyviai adsorbuoja kitų metalų hidroksidai, aukštos molekulinės masės organiniai junginiai, molio dalelės (Spear and Pierce, 1979). Sorbcinės savybės intensyvėja didėjant pH, o pH vertei nukritus žemiau 6 ir protonams konkuruojant su vario jonais dėl sorbcinių paviršių, gali prasidėti desorbcijos procesai (Huang and Yang, 1995).

Nors varis yra būtinas mikroelementas augalams ir gyvūnams (ypač svarbus fotosintezės ir kvėpavimo, kraujotakos sistemos, nervų, imuninės sistemos ir kaulų formavimosi procesuose), jo kiekiams viršijus biologinį poreikį stebimas reikšmingas toksinis poveikis (Demayo and Taylor, 1981). Vario toksiškumas hidrobiontams labiausiai susijęs su divalenčio vario jonų (ir dalinai hidroksilo kompleksu) koncentracija vandenyje. Savo ruožtu,  $\text{Cu}^{2+}$  koncentracijas įtakoja vandens kietumas, pH, redokso potencialas, skendinčių medžiagų kiekiai (Hall et al., 1988). Mokslinėje literatūroje išsamiai išnagrinėtas ūminis ir lėtinis toksikologinis vario poveikis dumbliams ir makrofitams, bestuburiams hidrobiontams ir žuvims. Kaip minėta, dėl savo toksinių savybių, vario junginiai dažnai naudojami dumblių augimo kontrolei; varis yra vienas toksiškiausių metalų (pvz., palyginus su Cd, Pb, Cr, Ni) vienaląsčiams dumbliams. Varis (pvz., *Chlorellaceae* šeimos dumbliams jo EC50 koncentracijos siekia vos 1,5–35  $\mu\text{g/l}$ , priklausomai nuo vandens kietumo) sutrikdo fotosintezės ir kvėpavimo procesus, fermentų aktyvumą, pigmentų sintezę ir ląstelių dalijimąsi (Franklin et al., 2002). Vandens bestuburiai yra jautresni vario toksiškumui nei žuvis, tačiau stebimos tarprūšinės variacijos: pvz., dafnijos *Daphnia magna* yra atspariausios vario toksinėms savybėms, o *Ceriodaphnia dubia* – gerokai jautresnės (Bossuyt et al., 2005). Įvairių rūšių bestuburiams (gėlavandeniams moliuskams, zooplanktonui ir vabzdžiams) žemiausia poveikį sukianti vario koncentracija svyruoja nuo 4,8 iki  $>100 \mu\text{g/l}$ . Lašišinių žuvų (*Thymallus arcticus*) mailiui medianinė 24 val. mirtina vario dozė (LD50) vandenyje siekia 5,93  $\mu\text{g/l}$ , 96 val. – 2,7  $\mu\text{g/l}$  (Buhl and Hamilton, 1990). Lėtinis vario poveikis žuvims pasireiškia vengimo efektu ir plaukimo sutrikimais (Cu konc. 1,6–72  $\mu\text{g/l}$ ),

ląstelių pažeidimais (Cu konc. 20–25 µg/l), augimo sutrikimais (Cu konc. 10,8–54 µg/l), elgsenos sutrikimais (Cu konc. 30 µg/l) (Scannell, 2005).

### **Hg (gyvsidabris)**

Gyvsidabris – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 80), priskiriamas metalams. Atominė masė – 200,59 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 13,534 g/cm<sup>3</sup>. Egzistuoja trys oksidaciniai gyvsidabrio būviai: elementinis (Hg(0)) vienvaiventis (vandenyje stabilus dimero Hg<sub>2</sub><sup>2+</sup> būvyje) ir divaiventis (H(+2)) (U.S. EPA, 1980).

Gamtinėje vandens aplinkoje dominuoja elementinis Hg, divaiventio ir vienvaiventio Hg kompleksai su įvairiais ligandais (chloridais, hidroksidais, ištirpusiomis organinėmis medžiagomis) ir organinės Hg formos, dažniausiai metilo gyvsidabris ((CH<sub>3</sub>)<sub>2</sub>Hg) ir dimetilo gyvsidabris (CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) (U.S. EPA, 1980; Loux, 1998). Iš antropogeninės veiklos šaltinių į vandens telkinius patekęs gyvsidabris (dažn. elementinėje ir neorganinio divaiventio Hg formose, fenilgyvsidabrio ir alkoksialkilo junginiuose) dėl gamtinių procesų (pvz. mikroorganizmų veiklos) gali būti konvertuotas į ypač toksinę ir aukštu biologinio įsisavinimo potencialu pasižyminčią metilo gyvsidabrio formą (Compeau and Bartha, 1984; Berman and Bartha, 1986; Jackson, 1986). Kai kurie literatūros šaltiniai nurodo, kad gėlose upėse ir ežeruose metilo gyvsidabrio koncentracijos gali sudaryti 30% ir daugiau viso gyvsidabrio kiekio (Meili, 1997), o dugno nuosėdos yra pagrindinis hidrosistemos komponentas, kuriame formuojasi metilo gyvsidabris (Kainz et al., 2003; Hammerschmidt et al., 2004).

Net ir nedideli kiekiai gyvsidabrio (o ypač jo organinių junginių, pvz. metilo gyvsidabrio) neigiamai įtakoja hidrobiontų dauginimosi, augimo, medžiagų apykaitos, osmoreguliacijos, kvėpavimo procesus, kraujo cheminius parametrus ir sukelia elgsenos sutrikimus. Pavyzdžiui, moliuskų *Crepidula fornicata* nerštui ir vaisingumui neigiama įtaka buvo stebima gyvsidabrio koncentracijai vandenyje pasiekus vos 0,25 µg/l Hg<sup>2+</sup> (Thain, 1984), o žemiausia poveikį daranti koncentracija gėlavandenio dvigeldžio moliusko

*Villosa iris* augimui siekė 4 µg Hg/l, tuo tarpu koncentracijai padidėjus iki 8 µg Hg/l buvo stebimas iki 25% augimo sulėtėjimas (Valenti et al., 2005). Gyvsidabrio koncentracijai vandenyje siekiant 1,6 µg Hg/l, po 28 d. ženkliai sumažėjo mizidžių *Mysidopsis bahia* populiacija; atsparesnėms bestuburių rūšims poveikį dauginimuisi koncentracijos siekė nuo 5 iki 71 µg Hg/l (Gentile et al., 1983). Žuvims (ypač lašišinėms, ir ypač ankstyvesnėse vystymosi stadijose) ūmaus ir lėtinio apsinuodijimo gyvsidabriu požymiai apima žiaunų uždegimus, kvėpavimo sutrikimus, vangumą, pusiausvyros ir mitybos sutrikimus, kataraktas, smegenų pažeidimus, o medianinė 96-ių val. mirtina Hg dozė (LD50) vandenyje siekia nuo 5 iki 42 µg/l (U.S. EPA, 1980).

### **Ni (nikelis)**

Nikelis – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 28), priskiriamas metalams. Atominė masė – 58,6934 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 8,908 g/cm<sup>3</sup>. Aptinkamas kaip priemaiša įvairiose uolienose, ypač turinčiose daug geležies ir mangano. Uolienose, kuriose nikelis sudaro pagrindinę dalį, dažniausiai aptinkami jo junginiai su siera (pvz. NiS), arsenu (NiAs<sub>2</sub>, NiAsS) ir stibiu (NiSb, NiSbS) (WHO, 1991). Nors oksidaciniai nikelio būviai gali varijuoti nuo 0 iki +4, gamtinėje vandens aplinkoje dominuoja divalentis nikelis.

Natūraliose hidrosistemose, pH svyruojant nuo 5 iki 9, nikelis dominuoja heksahidrato jono  $[\text{Ni}(\text{H}_2\text{O})_6]^{2+}$  pavidalu, sudarydamas tirpias druskas ir adsorbuodamasis prie arba sudarydamas kompleksinius junginius su molio ir organinėmis dalelėmis bei kitomis medžiagomis. Nikelio heksahidratai yra labai tirpūs – nikelio chlorido ir nikelio sulfato heksahidratų tirpumas vandenyje siekia 2400–2500 g/l. Mažiau tirpūs nikelio junginiai apima nikelio nitratą (tirpumas – 45g/l), nikelio hidroksidą (0,13 g/l) ir nikelio karbonatą (0,09 g/l). Nikelis taip pat sudaro kompleksinius junginius su OH<sup>-</sup>, SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> ir HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, tačiau šių junginių kiekis yra nežymus, palyginus su divalenčio nikelio heksahidrato jono frakcija. Nikelio mobilumą ir biologinio įsisavinimo potencialą įtakoja pH, redokso potencialas, organinių ir



neorganinių ligandų (ypač huminių ir fulvo rūgščių) koncentracijos, adsorbcijai tinkamų dalelių (ypač geležies hidroksidų ir mangano oksidų) koncentracijos (Coogan et al., 1989; Chau and Kulikovskiy-Cordeiro, 1995; WHO, 1991). Pažymėtina, kad šių parametrų pokyčiai (ypač deguonies kiekio pokyčiai, pH sumažėjimas ir organinių ligandų koncentracijų padidėjimas) gali sąlygoti nikelio desorbciją nuo skendinčių ar nuosėdų dalelių į vandens stovymą (DiToro et al., 1986).

Nors nikelis yra būtinas mikroelementas daugumai augalų ir gyvūnų rūšių, jo pertekliniai kiekiai yra toksiški. Hidrobiontų jautrumas nikeliumi labai priklauso nuo rūšies ir vystymosi stadijos (poveikį sukeliančios koncentracijos svyruoja nuo 24 iki 10000 µg/l) tačiau apibendrinant, ūmus ir lėtinis nikelio poveikis bestuburiams ir žuvims pasireiškia audinių pažeidimais (įsk. žiaunų pažeidimus ir jų sąlygojamą hipoksiją), konvulsijomis, pusiausvyros sutrikimais, augimo sulėtėjimu ir genotoksiškumu (EIFAC, 1984; Khangarot and Ray, 1990; Ellgaard et al., 1995). Jautriausi gėlavandeniai organizmai – moliuskai *Anodonta imbecilis* ir sraigės *Juga plicifera*: medianinė 96-ių val. mirtina Ni dozė (LD50) vandenyje siekia 190 µg/l (minkštame vandenyje) ir 102 µg/l (labai minkštame vandenyje (Keller and Zam, 1991; Nebeker et al., 1986). Lėtinio toksiškumo tyrimai pademonstravo vaivorykštinio upėtakio *Oncorhynchus mykiss* jautrumą: vengimo reakcija stebima nikelio koncentracijai pasiekus 24 µg/l (Giattina et al., 1982). Septynių tirtų *Daphnia magna* kartų vidutinė gyvenimo trukmė reikšmingai sumažėjo Ni koncentracijai siekiant 40 µg/l (Münzinger, 1990). Atlikus tyrimus 422-jose tyrimo vietose Didžiuosiuose ežeruose (JAV), buvo nustatytas jautrių bentoso bestuburių rūšių sumažėjimas 5% tose srityse, kuriose nikelio koncentracijai nuosėdose viršijo 16 mg/kg (s.m.) ir net 95% sumažėjimas nikelio koncentracijai viršijus 75 mg/kg (s.m.) (Jaagumagi, 1993). Tačiau Kanados tyrėjai nustatė *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ir *Tricoptera* rūšių įvairovės sumažėjimą Ontarijo ežere tik tyrimų vietose, kuriose nikelio koncentracijos nuosėdose viršijo 293 mg/kg (s.m.) (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999).

## **Pb (švinas)**

Švinas – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 82), priskiriamas metalams. Atominė masė – 207, 2 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 11,34 g/cm<sup>3</sup>. Egzistuoja keturi oksidaciniai švino būviai: elementinis (Pb(0)), vienvaleintis (Pb(+1)), divaleintis (Pb(+2)) ir keturvaleintis (Pb(+4)). Gamtinėje aplinkoje svarbiausias ir dažniausiai pasitaikantis yra Pb(+2) ir jo neorganiniai junginiai, tačiau organiniuose švino junginiuose dominuoja keturvaleintis švino būvis (Thornton et al., 2001). Nors žinoma daugiau nei 200 organinių švino junginių, svarbiausi ir dažniausiai pasitaikantys yra tetraetilo ir tetrametilo švino junginiai, iki 1990-ųjų plačiai naudoti kaip kuro priedai (U.S. EPA, 1998).

Vandenyje švinas ir jo junginiai didžiausiu tirpumu ir biologinio įsisavinimo potencialu pasižymi esant žemam pH, mažoms organinių medžiagų ir skendinčių dalelių koncentracijoms bei esant mažiems kiekiams kalcio, geležies, mangano, cinko ir kadmio (Scoullous, 1986). Natūraliose gėlose hidrosistemose švinas gali egzistuoti tirpioje ir judrioje joninėje (Pb<sup>2+</sup>, PbOH<sup>+</sup>, PBCO<sub>3</sub><sup>+</sup>), tirpioje-kompleksinėje ir netirpioje dalelių formose (Benes et al., 1985). Rūgščioje vandens aplinkoje dominuoja tirpios joninės švino formos, PbSO<sub>4</sub>, PbCl<sub>4</sub>, ir katijoninės švino hidroksido formos; didėjant šarmingumui stiprėja švino polinkis sudaryti netirpius karbonatinius kompleksus (PbCO<sub>3</sub>). Švinas pasižymi stipriomis sorbcinėmis savybėmis, todėl labai svarbus jo frakcijų pasiskirstymo faktorius yra kitų ligandų (organinių medžiagų, molio ir mineralinių dalelių, geležies hidroksidų ir mangano oksidų) kiekiai vandenyje. Ypač lengvai susiformuoja švino ir humuso bei kitų organinių dalelių kompleksai, kurie išlieka stabilūs net pH sumažėjus iki ~3 (Denaix et al., 2001). Sorbcinės švino savybės stiprėja, didėjant pH reikšmei, todėl neutralioje ar šarminėje aplinkoje didžioji dalis į vandens telkinius patekusio švino kaupiasi dugno nuosėdose karbonatinių ir hidroksido kompleksų formoje, tačiau reikšmingi pH ar joninės sudėties pokyčiai gali sąlygoti desorbcinius procesus (Gao et al., 2003;

Thornton et al., 2001). Dugno nuosėdose, dėl mikrobinės veiklos ir cheminių reakcijų dalis  $Pb^{2+}$  gali transformuotis į organinį tetraalkilo šviną, tačiau šio junginio koncentracijos dažniausiai nesiekia 10% bendro švino kiekio (Chau et al., 1980).

Švinas nėra gyviems organizmams būtinas mikroelementas; net ir nedideli jo kiekiai (ypač organiniai junginiai ir joninė forma) yra toksiški hidrobiontams, nors skirtingų rūšių jautrumas labai varijuoja. Ekotoksikologinių tyrimų rezultatai rodo, kad švino toksiškumas didėja kylant aplinkos temperatūrai, mažėjant pH ir mažėjant vandens kietumui. Švino koncentracijai vandenyje siekiant 207  $\mu\text{g/l}$ , jau po 3 val. gėlavandeniams dumbliams *Chlamydomonas reinhardtii* buvo stebima fotosintezės inhibicija, o per 24 val. 4140  $\mu\text{g/l}$  koncentracija sąlygojo letalinę baigtį (Irmer et al., 1986). Dafnijų *Daphnia magna* dauginimosi sutrikimai dokumentuoti Pb koncentracijai vandenyje pasiekus vos 1  $\mu\text{g/l}$ , o medianinė 96-ių val. mirtina švino dozė (LD50) vandenyje siekė 612  $\mu\text{g/l}$  (Berglind et al., 1985). Švino koncentracijai vandenyje siekiant 36  $\mu\text{g/l}$  buvo stebimas sraigčių *Lymnaea palustris* 50% populiacijos individų biomasės sumažėjimas, siekiant 48  $\mu\text{g/l}$  – 100% individų; 54  $\mu\text{g/l}$  švino koncentracija sąlygojo išsiritimo iš kiaušinėlių sutrikimus ir išsiritusių individų letalinę baigtį po 80 dienų (Borgmann et al., 1978). Pb koncentracijai vandenyje siekiant 13  $\mu\text{g/l}$ , po 32 sav. buvo stebimas poveikis vaivorykštinių upėtakių *Salmo gairdneri* kraujo sudėčiai, po 2 sav. – judėjimo sutrikimai; medianinė 96-ių val. mirtina švino dozė (LD50) vandenyje siekė 1395  $\mu\text{g/l}$  (Davies et al., 1976). Tuo tarpu karpinių šeimos žuvims *Puntius conchonus* medianinė mirtina 96-ių val. švino dozė (LD50) vandenyje siekė 379  $\mu\text{g/l}$  (Kumar and Pant, 1984).

### **Sb (stibis)**

Stibis – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 51), priskiriamas metaloidams (t.y. pasižymi ir metalų, ir nemetalų savybėmis). Atominė masė – 121,760 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 6,697  $\text{g/cm}^3$ . Nors egzistuoja keturi oksidaciniai stibio būviai: Sb(-3), Sb(0), Sb(+3) ir

Sb(+5), stabiliausi ir labiausiai paplitę yra Sb(+3) ir Sb(+5) (Budavari, 1989). Pagrindinė stibio rūda – distibio trisulfidas ( $Sb_2S_3$ ); šio mineralo dūlėjimas ir oksidacija sąlygoja  $Sb_3O_6[OH]$  ir kitų stibio oksidų bei tirpių trivalenčio ir penkiavalenčio stibio oksijonų susidarymą. Natūraliai gamtinei vandens aplinkai būdingame pH verčių diapazone, oksinėse sąlygose dominuoja  $Sb(OH)_3$ , anoksinėse –  $Sb(OH)_6$  (Filella et al., 2002). Stibis sudaro sudėtingus kompleksinius junginius su organinėmis ir neorganinėmis rūgštimis ir, anoksinėse sąlygose, stabilus kompleksus su sierą (priklausomai nuo pH – netirpų  $Sb_2S_3$  arba tirpų  $SbS^{2-}$ ). Mokslinėje literatūroje galima aptikti tik pavienes studijas, nagrinėjančias stibio ir jo junginių elgseną vandens ir nuosėdų aplinkoje. Vienose jų teigiama, kad priešingai nei dauguma kitų metalų ir metaloidų, stibis pasižymi silpnomis sorbcinėmis savybėmis ir natūraliuose vandenyse beveik nesąveikauja su organinėmis dalelėmis (Byrd, 1990; Pilarski et al., 1995). Tačiau kitų autorių tyrimai (pvz., Deng et al., 2001) rodo kad ežeruose reikšmingas bendro stibio kiekis yra asocijuotas su organinėmis medžiagomis. Nedaug informacijos yra ir apie stibio bei metalų oksidų sorbciją, tačiau daugumos tyrimų rezultatai rodo, kad prie  $pH < 6$  šis metaloidas linkęs sudaryti kompleksus su mangano, geležies ir aliuminio hidroksidais (Brannon and Patrick, 1985; Leleyter and Probst, 1999). Apibendrinant, nors stibis aplinkotyros ir ekotoksikologijos aspektu pripažįstamas svarbiu elementu, jo tyrimams iki šiol buvo skiriamas nepakankamas dėmesys (Filella et al., 2002).

Nors stibio ekotoksikologinis poveikis žmogaus sveikatai yra palyginti išsamiai ištirtas ir aprašytas mokslinėje literatūroje, duomenų apie poveikį hidrobiontams yra nedaug. Dokumentuota, kad 96-ių valandų efektyvi stibio koncentracija (EC50) žaliadumbliams *Selenastrum capricornutum* siekia 0,76 mg/l (U.S. EPA, 1980), o 48 val. EC50 dafnijoms *Daphnia magna* – 530,0 mg/l (LeBlanc, 1980). Bukagalvėms rainėms *Pimephales promelas* nurodoma 21,9 mg/l EC50, o vaivorykštinėms upėtakiams *Oncorhynchus mykiss* – 37,0 mg/l (LeBlanc and Dean 1984; U.S. EPA, 1980).

## Sn (alavas)

Alavas – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 50), priskiriamas metalams. Atominė masė – 118,710 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 5,769–7,365 g/cm<sup>3</sup>. Alavas neorganiniuose junginiuose egzistuoja dviejuose oksidaciniuose būviuose: Sn(+2) ir Sn(+4). Gamtinėje aplinkoje alavo junginiai nepasižymi mobilumu ir tirpumu. Vandens ekosistemose neorganinis alavas gali egzistuoti kaip divalenčiai ir keturvalenčiai jonai, kurie linkę adsorbuotis prie nuosėdų dalelių, kas sumažina jų mobilumą. Divalentis alavas dominuoja redukciniėje, anoksinėje aplinkoje; sumažėjus rūgštingumui (didėjant pH vertei) jis iškrenta divalenčio alavo sulfido arba hidroksido nuosėdomis. Keturvalentis alavas lengvai hidrolizuojamas ir gali sudaryti Sn(IV) hidroksidų nuosėdas. Prie žemų alavo koncentracijų, Sn(II) gali hidrolizuotis į  $\text{SnOH}^+$ ,  $\text{Sn(OH)}_2^0$  ir  $\text{Sn(OH)}_3^-$ , koncentracijoms didėjant, ima dominuoti  $\text{Sn}_2(\text{OH})_2^{2+}$  ir  $\text{Sn(OH)}_4^{2+}$  (Seby et al., 2001). Iš antropogeninių ar natūralių šaltinių į hidrosistemas patekęs alavas dažniausiai suformuoja netirpius hidroksidus, kurie aktyviai adsorbuojasi prie skendinčių dalelių ir nusėdę kaupiasi dugno nuosėdose. Šioje formoje alavas gali sudaryti apie 93% bendro jo kiekio (Langston et al., 1987). Neorganinio alavo desorbcijos ir išsilaisvinimo iš dugno nuosėdų procesai natūralioje aplinkoje yra mažai tikėtini ir galimi tik labai anoksinėmis sąlygomis (Byrd & Andreae, 1982).

Alavas, dėl nedidelio savo natūralių formų tirpumo, žemo absorbcijos potencialo, greito pasišalinimo iš organizmo ir žemo akumuliacinio potencialo yra laikomas vidutiniškai toksišku metalu. Jautriausi alavui yra dumbliai: *Skeletonema costatum* ir *Thalassiosira guillardii* 72-jų val. medianinė efektyvi Sn(II) dozė (EC50) siekė 0,2 mg/l ir pasireiškė augimo sutrikimais (Walsh et al., 1985). Ūminė *Daphnia magna* medianinė 48-ių val. mirtina Sn(II) dozė (LD50) vandenyje siekė 19,5 mg/l, 24-ių val. LD50 – 37,0 mg/l (Khangarot et al., 1987). Žieduotųjų kirmėlių *Tubifex tubifex* medianinė 96-ių val. mirtina Sn(II) dozė (LD50) vandenyje siekė 30,0 mg/l, Sn(IV) – 27,5 mg/l; chironomidų *Chironomus plumosus* lervos taip pat gan jautrios padidėjusioms

alavo koncentracijoms: medianinė 96-ių val. mirtina Sn(II) dozė (LD50) vandenyje joms siekė 3,6 mg/l, Sn(IV) – 3,0 mg/l (Fargasova, 1994). Plekšninių šeimos žuvims *Limanda limanda* medianinė 96-ių val. mirtina Sn(II) dozė (LD50) vandenyje siekė 35 mg/l (Taylor et al., 1985).

## V (vanadis)

Vanadis – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 23), priskiriamas metalams. Atominė masė – 50,9415 a.m.v., tankis (prie 20°C) – 6,0 g/cm<sup>3</sup>. Vanadis aptinkamas daugiau nei 65-iuose skirtinguose mineraluose, rūdose ir organinių kompleksų pavidalu – kai kurių rūšių žalioje naftoje. Vanadžio junginių cheminės savybės priklauso nuo jo oksidacinio būvio, kuris gali būti -1, 0, +2, +3, +4 arba +5, nors gamtinėje aplinkoje labiausiai paplitę būviai yra +3, +4 ir +5. Vandens telkiniuose dominuoja tirpiausias, penkiavalenčio vanadžio forma, kuri pasižymi ir katijonų, ir anijonų savybėmis. Hidrosistemose vanadžio mobilumas ir formos priklauso nuo terpės pH, redokso potencialo ir skendinčių dalelių koncentracijos. Redukcinėmis sąlygomis gėlame vandenyje dominuoja keturvalenčio vanadžio jonai ( $\text{VO}^{2+}$  ir  $\text{VO}(\text{OH})^+$ ), oksidacinėse – penkiavalenčio ( $\text{H}_2\text{VO}_4^-$  ir  $\text{HVO}_4^{2-}$ ); ir vieni, ir kiti jonai pasižymi stipriomis sorbcinėmis savybėmis ir adsorbuojasi arba sudaro kompleksus su mineralinėmis ir organinėmis skendinčiomis ar nusėdusiomis dalelėmis. Nuosėdose vanadis taip pat gali sudaryti mažai tirpius nuosėdinius junginius su įvairiais katijonais (pvz. divalenčiu kalciu ir variu) ar geležies hidroksidais (Wehrli and Stumm, 1989).

Nustatyta, kad vanadis yra būtinas mikroelementas kai kuriems organizmams: azotą fiksuojančioms bakterijoms, cianobakterijoms, kai kuriems dumbliams, kerpėms ir grybams (WHO, 1988), tačiau kaip ir kitų metalų, pernelyg didelės vanadžio koncentracijos yra toksiškos. Tarp gėlavandenių hidrobiontų jautriausios vanadžiui yra dafnijos: *Daphnia magna* medianinė 48-ių val. mirtina V dozė (LD50) vandenyje siekė 3,1 mg/l (Allen et al., 1995), tuo tarpu žieduotųjų kirmėlių *Pristina leidyi* medianinė 48-ių val. mirtina V dozė (LD50) vandenyje siekė 30,8 mg/l (Smith et al., 1991).

Lašišinių šeimos žuvims (*Oncorhynchus tshawytscha*) medianinė 96-ių val. mirtina vanadžio V dozė (LD50) vandenyje siekė 16,5 mg/l (Hamilton & Buhl, 1990), o gupijoms (*Poecilia reticulata*) – 8,0 mg/l (Beusen & Neven, 1987).

### **Zn (cinkas)**

Cinkas – cheminis periodinės elementų lentelės elementas (atomo numeris 30), priskiriamas metalams. Atominė cinko masė – 65,38, a.m.v., tankis (prie 20°C) – 7,14 g/cm<sup>3</sup>. Vandens aplinkoje, pH verčių intervale nuo pH >4 iki <7, ištirpęs cinkas dominuoja oktaedrinių divalenčio cinko ir šešių vandens molekulių jonų ( $Zn(H_2O)_6^{2+}$ ) pavidalu. Oktaedriniai cinko jonai natūraliuose vandenyse sudaro apie 90% viso cinko kiekio; likusius 10% dažniausiai sudaro  $ZnHCO_3^+$ ,  $ZnCO_3$  ir  $ZnSO_4$  (Campbell and Stokes, 1985). Dėl stipriai išreikštų sorbcinių savybių cinkas linkęs adsorbuotis prie organinių junginių (pvz., humuso dalelių), biologinių (pvz., bakterijų, dumblių) ir neorganinių sorbentų, tokių kaip mineralinės dalelės, moliai, geležies, mangano ir silicio hidroksidai. Dėl šių savybių, didžioji dalis į vandens telkinius patekusio cinko adsorbuotoje formoje nusėda ir kaupiasi dugno nuosėdose cinko hidroksido, geležies ir mangano oksihidroksidų, netirpių organinių kompleksų ir sulfidų pavidalu (U.S. EPA, 1987). Cinko mobilumas vandens ekosistemose priklauso nuo skendinčių dalelių ir dugno nuosėdų rūšies ir cheminės sudėties, ištirpusios ir nuosėdinės geležies ir mangano koncentracijų, terpės pH ir redokso potencialo, kompleksus linkusių sudaryti organinių ir neorganinių ligandų kiekių, paties cinko koncentracijų. Cinko sorbcines savybes ypač įtakoja terpės pH: Gundersen ir Steinnes (2003) atlikti tyrimai pademonstravo, kad <10% cinko sudarė sorbcinius kompleksus su skendinčiomis dalelėmis ar koloidais natūraliuose gėlo vandens telkiniuose, kurių pH svyravo nuo 3,1 iki 5,1, tuo tarpu sorbuotos cinko formos siekė 21% telkiniuose, kuriuose vandens pH buvo neutralus. Cinko mobilumo didėjimą ir išsilaisvinimą iš dugno nuosėdų taip pat sąlygoja redukcinių dugno nuosėdų terpės sąlygų pokyčiai į oksidacines (U.S. EPA, 1987).

Cinkas yra būtinas mikroelementas gyviems organizmams, jis įeina į daugiau kaip 200 fermentų sudėtį, užtikrina DNR struktūros stabilumą, yra svarbus membranų ir ribosomų komponentas, tačiau didelės jo koncentracijos yra toksiškos. Cinko biologinio įsisavinimo potencialas ir toksiškumas hidrobiontams yra didžiausias minkštame vandenyje, žemo pH sąlygomis ir esant mažiems ištirpusio deguonies kiekiams. Reikšmingas neigiamas cinko poveikis jautrioms hidrobiontų rūšims stebimas Zn koncentracijai vandenyje siekiant vos 10-25 µg/l ir pasireiškia augimo sulėtėjimu, dauginimosi sutrikimais, mirtingumo lygio padidėjimu. Ūminio poveikio koncentracijos yra gerokai aukštesnės: gėlavandeniams moliuskams *Lymnaea luteola* medianinė 96-ių val. mirtina Zn dozė (LD50) vandenyje siekė 1680 µg/l (Khangarot and Ray, 1988), dafnijoms *Daphnia magna* jos svyruoja nuo 68 iki 655 µg/l (Attar and Maly, 1982). Cinko koncentracijoms vandenyje svyruojant nuo 100 iki 300 µg/l buvo stebima pilna lašalų *Epeorus latifolium* lervų augimo inhibicija ir letalinė baigtis po 2 sav. (Hatakeyama, 1989). Dėlių *Erpobdella octoculata* 96-ių valandų medianinė mirtina Zn dozė (LD50) vandenyje siekė 8800 µg/l (Willis, 1985), o vaivorykštinio upėtakio *Oncorhynchus mykiss* mailiaus 96-ių val. medianinė mirtina cinko dozė (LD50) vandenyje siekia 67 µg/l (Buhl and Hamilton, 1990). Tilapijos *Tilapia zilli* žymiai atsparesnės padidėjusioms cinko koncentracijoms – suaugusiems individams medianinė mirtina cinko dozė (LD50) vandenyje siekia 13000–21000 µg/l (Hilmy et al., 1987).

### **1.5. Dugno nuosėdų užterštumo lygio indikatoriai**

Dugno nuosėdų užterštumo lygio nustatymui – metalų ar kitų elementų kiekių dugno nuosėdose įvertinimui ir palyginimui su natūraliais (foniniais) kiekiais naudojami įvairūs indikatoriai, indeksai, rodikliai ir faktoriai, kurie trumpai apžvelgiami šiame skyriuje.

#### **Geoakumuliacinis indeksas**

Geoakumuliacinis indeksas (angl.  $I_{geo}$ , *geoaccumulation index*) yra vienas seniausių indikatorių, pirmą kartą panaudotas 1969 m., vertinant Reino



upės nuosėdų užterštumą sunkiaisiais metalais (Muller, 1969). Šis indikatorius yra skaičiuojamas pagal formulę:

$$I_{geo} = \log_2 [C_M / (1,5 * C_F)] , \quad (1)$$

čia:  $C_M$  – tiriamo elemento koncentracija mėginyje,  $C_F$  – vidutinė koncentracija uolienose (geocheminis fonas), 1,5 – duomenų variaciją koreguojantis koeficientas. Užterštumo lygis vertinamas priskiriant apskaičiuotą geoakumuliacinio indekso vertę vienai iš septynių kategorijų (4 lentelė).

4 lentelė. Geoakumuliacinio indekso  $I_{geo}$  kategorijos (Muller, 1969)

$I_{geo}$ vertė	$I_{geo}$ kategorija	Dugno nuosėdų užterštumo lygis
0–0	0	Neužterštas
0–1	1	Neužterštas – vidutiniškai užterštas
1–2	2	Vidutiniškai užterštas
2–3	3	Vidutiniškai – labai užterštas
3–4	4	Labai užterštas
4–5	5	Labai užterštas – ypač užterštas
5–6	>5	Ypač užterštas

Nors pirminėje geoakumuliacinio indekso formulėje buvo naudojamos globalinės geocheminio fono vertės (standartizuotos koncentracijos Žemės plutoje), 2000 m. Ispanijos mokslininkai pademonstravo, kad panaudojant teršalų regionines fonines koncentracijas gaunami tikslesni ir vietos sąlygas labiau atspindintys rezultatai (Rubio et al., 2000). Šis, modifikuotas geoakumuliacinio indekso skaičiavimo metodas tapo ypač plačiai naudojamas (pvz. Chen et al., 2007; Sayadi et al., 2009; Rodríguez-Barroso et al., 2010; Liu et al., 2011; Sarkar et al., 2011).

### Sodrumo faktorius

Sodrumo faktorius (angl. EF, *enrichment factor*) naudojamas vertinant antropogeninį poveikį dugno nuosėdoms ir tuo pačiu siekiant sumažinti nuosėdų heterogeniškumo ir teršalų pasiskirstymo netolygumo įtaką vertinimo skaitinei išraiškai. Pastaruoju aspektu sodrumo faktorius skiriasi nuo kitų indikatorių: jis apskaičiuojamas panaudojant normalizacijos faktorių – cheminį

elementą, kurio pasiskirstymas yra sąlyginai tolygus, arba kurio koncentracijos tiriamoje medžiagoje yra pakankamai didelės, kad jų variacijos neįtakotų tiriamų elementų kiekių netolygumo.

Dažniausiai normalizuojančiuoju elementu pasirenkami geležis arba aliuminis – šių makroelementų koncentracijos vandens telkinių dugno nuosėdose yra ženkliai didesnės nei mikroelementų, be to Fe ir Al kiekiai dažniausiai yra sąlygojami natūralių faktorių, o ne antropogeninės veiklos. Sodrumo faktorius skaičiuojamas pagal formulę:

$$EF = (C_M / N_M) / (C_F / N_F), \quad (2)$$

čia:  $C_M$  – tiriamo elemento koncentracija mėginyje,  $C_F$  – foninė tiriamo elemento koncentracija,  $N_M$  – normalizuojančio elemento (Fe arba Al) koncentracija mėginyje,  $N_F$  – normalizuojančio elemento (Fe arba Al) foninė koncentracija.

Skaičiuojant sodrumo faktorių, galima panaudoti globalines normalizuojančio elemento geocheminio fono vertes, regiono fonines koncentracijas arba mažiausią tiriamoje medžiagoje aptiktą šio elemento koncentraciją (Fang & Hong, 1999; Sutherland, 2000; Abraham & Parker, 2008).

Apskaičiuota sodrumo faktoriaus skaitinė vertė priskiriama vienai iš penkių kategorijų (5 lentelė), pagal kurias nustatomas sodrumo ir antropogeninio poveikio lygis.

5 lentelė. Sodrumo faktoriaus *EF* kategorijos (Sutherland, 2000)

<b><i>EF</i> kategorija</b>	<b>Antropogeninio poveikio lygis</b>
<2	Minimalus
2-5	Vidutinis
5-20	Reikšmingas
20-40	Labai aukštas
>40	Ypač aukštas

### **Taršos apkrovos (Tomlinsono) indeksas**

Taršos apkrovos indeksas (angl. PLI, *pollution load index*), dar vadinamas Tomlinsono indeksu, pirmą kartą buvo panaudotas 1980 m. Šis indeksas yra skaičiuojamas pagal formulę (Tomlinson et al., 1980):

$$PLI = \sqrt[n]{(PL_1 * PL_2 * \dots * PL_n)} \quad , \quad (3)$$

čia:  $n$  – vertinamų elementų skaičius,  $PL_1$  – apkrova, kuri skaičiuojama kiekvienam ( $n$ -tajam) elementui pagal formulę:

$$PL = \frac{C_M}{C_F} \quad , \quad (4)$$

čia:  $C_M$  – tiriamo elemento koncentracija mėginyje,  $C_F$  – foninė elemento koncentracija.

Priešingai aukščiau aprašytiems indikatoriams, šiuo indeksu įvertinamas ne tik kiekvieno atskiro elemento santykinis kiekis (lyginant su fonine jo koncentracija), bet ir bendras, kumuliacinis tiriamo mėginio užterštumo lygis visų nagrinėjamų elementų atžvilgiu. Taršos apkrovos indeksas dažniausiai taikomas lyginant tarpusavyje atskirų teritorijų ar vandens telkinių užterštumą (Angulo, 1996).

### **Suminis užterštumo rodiklis**

Suminis užterštumo rodiklis  $Z_d$  – dar vienas indikatorius, leidžiantis įvertinti kumuliacinį tyrimų objekto užterštumo lygį. Šis rodiklis yra ne tik dažniausiai naudojamas Lietuvos tyrėjų (pvz., Taraškevičius, Gregorauskas, 1993; Budavičius, 2003; Dumčius et al., 2011), buvo taikytas sudarant Lietuvos geocheminį atlasą (Kadūnas et al., 1999), bet ir rekomenduojamas visuomenės sveikatos apsaugos metodiniuose teisės aktuose kaip indikatorius, skirtas naudoti tais atvejais, kai tiriamas objektas yra užterštas ne viena chemine medžiaga arba cheminiu elementu (metalu), bet keliais (HN 60:2004).

Suminis užterštumo rodiklis apskaičiuojamas pagal formulę:

$$Z_d = \sum_{k=1}^n K_K - (n - 1) \quad , \quad (5)$$

čia:  $n$  – cheminių elementų (teršalų) skaičius,  $K_K$  – kiekvieno elemento koncentracijos koeficientas, kuris apskaičiuojamas kiekvienam tiriamam elementui, pagal formulę:

$$K_K = \frac{C_M}{C_F} \quad , \quad (6)$$

čia:  $C_M$  – tiriamo elemento koncentracija mėginyje,  $C_F$  – foninė elemento koncentracija.

Remiantis apskaičiuotu suminio užterštumo rodiklio  $Z_d$  dydžiu, nustatoma tiriamos medžiagos užterštumo kategorija (laipsnis), pagal kurią priskiriamas užterštumo laipsnio pavojingumas ir, atliekant vertinimą žmogaus sveikatos atžvilgiu – sveikatos rodiklių pasikeitimas priklausomai nuo užterštumo kategorijos (6 lentelė).

6 lentelė. Užterštumo kategorijos (laipsniai) pagal  $Z_d$  rodiklį (HN 60:2004)

<b>Užterštumo kategorija (laipsnis)</b>	<b><math>Z_d</math></b>	<b>Gyventojų sveikatos rodiklių pasikeitimas užterštumo vietose</b>
I. Leistinas nuokrypių dažnis	<16	Mažiausias vaikų sergamumas ir minimalus funkcinų nuokrypių dažnis
II. Vidutinio pavojingumo	16–32	Didėja bendras suaugusiųjų ir vaikų sergamumas
III. Pavojingas	32–128	Didėja bendras suaugusiųjų ir vaikų sergamumas, daugėja vaikų, sergančių chroniškais ligomis, turinčių širdies ir kraujagyslių funkcionavimo sutrikimų
IV. Ypač pavojingas	>128	Vaikų sergamumo didėjimas, moterų reprodukcinės funkcijos pažeidimai (nėštumo intoksikacija, priešlaikinių gimdymų, negyvų naujagimių, naujagimių hipotrofijos skaičiaus didėjimas)

## **Literatūros apžvalgos ir problematikos apibendrinimas**

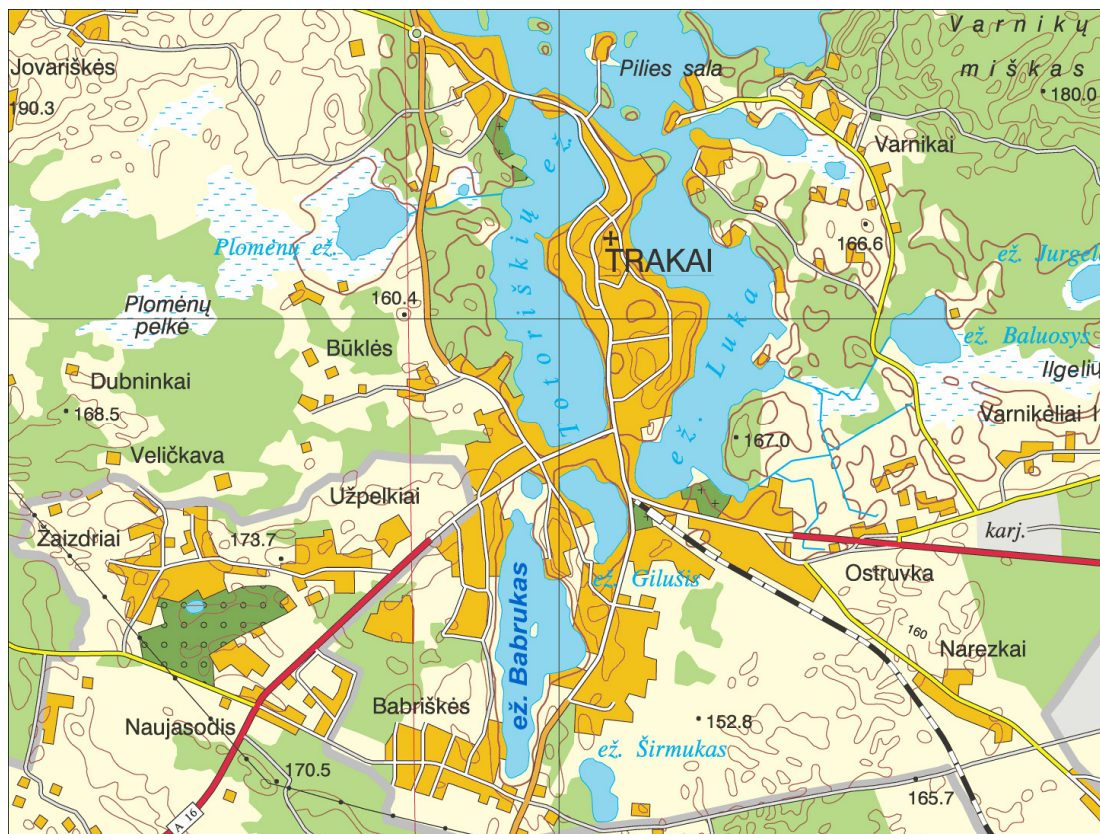
Disertacijos 1.1 skyriuje pateiktos literatūros apžvalgos analizė leidžia teigti, kad Lietuvos ežerų uždumblėjimas yra opi aplinkosauginė problema (beveik 80% mažesnių kaip 50 ha ploto Lietuvos ežerų yra uždumblėję), o hidromechaninio ežerų dugno nuosėdų šalinimo projektų Lietuvoje vis daugėja, ypač atsiradus galimybei tam panaudoti Europos Sąjungos finansinę paramą. Tačiau, kaip nurodyta 1.2 ir 1.3 skyriuose, hidromechaninis vandens telkinių dugno nuosėdų šalinimas yra pagrįstas nuosėdų sluoksnių struktūros suardymu ir sumaišymu su vandeniu, todėl sąlygoja sąlyginai stabilių metalų ir pusmetalių junginių ir kompleksų suardymą, įvairių medžiagų vertikalios ir horizontalios migracijos bei resuspensijos procesus. Šie procesai savo ruožtu įtakoja nagrinėjamų metalų ir pusmetalių sklaidą, dugno nuosėdų aplinkoje priklausančią nuo elementų cheminės formos ir būsenos, jų tirpumo, judrumo, adsorbcijos, desorbcijos ir cheminių junginių susidarymo. Taigi, hidromechaninio dugno nuosėdų šalinimo metu suardžius nuosėdų sluoksnius, nagrinėjami metalai ir metaloidai gali patekti į dugno nuosėdų vandens frakciją ar vandens stovymę, o 1.4 skyriuje pateikta literatūros analizė leidžia teigti, kad nors dauguma nagrinėjamų elementų yra mikroelementai (t.y. mažais kiekiais būtini daugumai gyvų organizmų), dugno nuosėdose susikaupę jų kiekiai gali tapti pavojingais vandens ekosistemai ir ypač hidrobiontams. Siekiant įvertinti šių kiekių reikšmingumą ir dugno nuosėdų užterštumo lygį, mokslinėje literatūroje dažniausiai naudojami įvairūs indikatoriai, kurių apžvalga pateikiama disertacijos 1.5 skyriuje. Remiantis šia apžvalga, buvo pasirinktas vienas iš tokių indikatorių – suminis užterštumo rodiklis Zd, kuris panaudojamas kumuliaciniam nagrinėjamų elementų kiekių ir pasiskirstymo vertinimui prieš ir po hidromechaninio ežero valymo. Apibendrinant literatūros apžvalgą galima teigti, kad hidromechaninio ežerų valymo darbai vykdomi jau daugelį metų, iki šiol nėra aišku, kaip pasikeičia ežero aplinkosauginė būklė po jo išvalymo, o Lietuvos ir kitų šalių mokslinėje literatūroje informacijos apie valymo sąlygotus metalų ir metaloidų pasiskirstymo dugno nuosėdose pokyčius yra stebėtinai mažai, o valymo projektų ir ežerų dugno nuosėdų

būklės vertinimo metu dažniausiai apsiribojama geocheminiais–laboratoriniais tyrimais, t.y. vertinamų cheminių elementų koncentracijų nustatymu pavieniuose taškuose. Todėl kituose šios disertacijos skyriuose aprašomas tyrimas ir jo rezultatų analizė yra skirta kompleksiniam šios problematikos sprendimui, pasitelkiant ne tik išsamius geocheminius lauko ir laboratorinius tyrimus, bet ir matematinę statistinę analizę bei erdvinę duomenų prognozę ir interpoliaciją.

## **2. INFORMACIJA APIE TYRIMŲ OBJEKTĄ – BABRUKO EŽERĄ IR JO HIDROMECHANINĮ VALYMĄ**

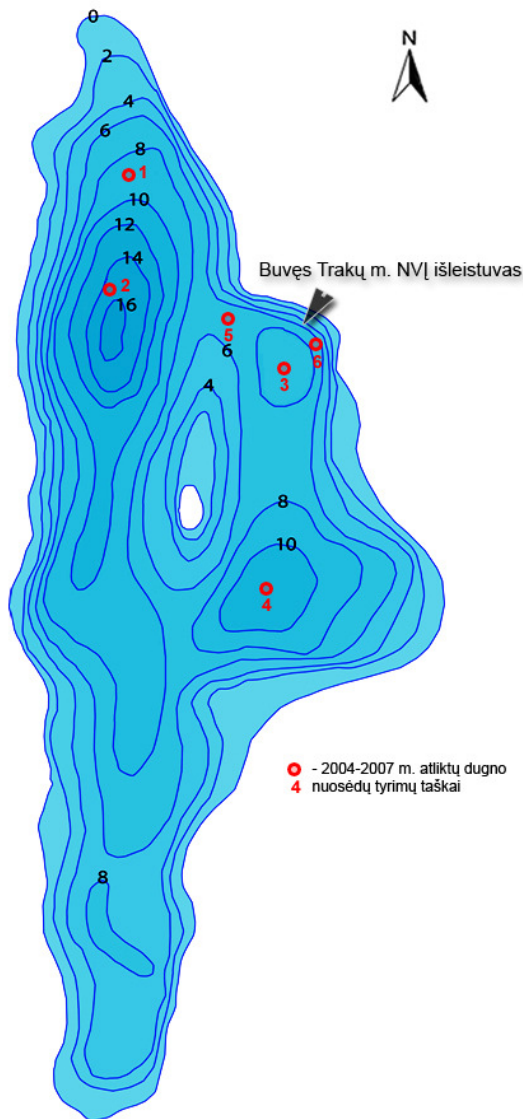
Siekiant įvertinti hidromechaninio valymo įtaką nagrinėjamų metalų ir metaloidų pasiskirstymui, buvo svarbu pasirinkti ežerą, kuris atitiktų tris pagrindinius reikalavimus: (1) ežere turėjo būti susikaupę dugno nuosėdų kiekiai, pakankami pasluoksniniam tyrimui, (2) ežere turėjo būti galima išskirti antropogeninio poveikio atžvilgiu skirtingas akvatorijas, (3) tyrimų laikotarpiu ežere turėjo būti atliekami (ir baigti) hidromechaninio ežero valymo darbai. Tyrimų objektu pasirinktas Babruko ežeras atitiko visus tris šiuos reikalavimus. Informacija apie ežerą pateikiama žemiau. Pažymėtina, kad nors ežeras yra rininės kilmės ir pasižymi gan sudėtinga bendra dugno batimetrija, kuri savo ruožtu gali turėti esminę įtaką hidrodinamikai ir nuosėdų kaupimuisi, tiriamų uždumblėjusių šiaurinės ir pietinės ežero akvatorių batimetrinės sąlygos yra sąlyginai paprastos ir reprezentatyvios kitų valomų ežerų atžvilgiu, ypač tais atvejais, kai valomos ežerų litoralinės dalys, o tokių atvejų yra absoliuti dauguma.

Babruko ežeras telkšo Trakų rajone, saugomoje Trakų istorinio nacionalinio parko teritorijoje. Artimiausios gyvenamosios vietovės – Babriškių gyvenvietė (132 gyv.) ir Trakų m. (5357 gyv.) ( žr. 2 pav.). Ežero identifikavimo kodas – 12030226, kvadrato ir ežero numeris – 57–136, geografinė padėtis (centro koordinatės) – X 6054146, Y 559589. Babruko ežeras yra priskirtas valstybinės reikšmės ežerams (LRV nutarimas 2003–10–12 Nr. 1268, Žin., 2003, Nr. 98–4394; Žin., 2010, Nr. 72–3657).



2 pav. Babruko ežero vietovės schema

Babruko ežeras priklauso Neries upės baseinui; jis telkšo viename iš keleto Trakų ežeryną kertančių gilių rininių duburių. Šiauriniai ežero šlaitai aukšti ir statūs, aukščių skirtumas tarp aukščiausių takoskyros kalvų (absoliutus aukštis 175,8 m) ir ežero vandens paviršiaus altitudės (149,8 m) siekia 26 m. Ežerą galima priskirti vidutinio gylio ežerų grupei (Taminskas et al., 2004). Pagrindiniai Babruko ežero morfometriniai duomenys pateikti 7 lentelėje. Babruko dubens forma gana sudėtinga, išėsta šiaurės–pietu kryptimis (žr. 3 pav.). Jo centre iškilusi 0,21 ha ploto sala, į šiaurę–šiaurės vakarus nuo jos yra didžiausia ežero gelmė (17,2 m), į pietryčius nuo salos yra dar viena duobė, kurios gylis viršija 10 m. Babruko prietakos baseinas nusidriekęs į vakarus nuo ežero.



3 pav. Babruko ežero batimetrinė schema (pagal Taminskas et al., 2004)

Ežero vandens balanse pagrindinis šaltinis yra krituliai (~233,8 tūkst. m<sup>3</sup> per metus). Dėl mažo baseino ploto ir baseine vyraujančių lengvų gruntų, skatinančių greitą infiltraciją, paviršinė prietaka į Babruko ežerą yra nežymi; daug reikšmingesnė yra požeminė prietaka, siekianti 14,6 tūkst. m<sup>3</sup> vandens per metus (Zuzevičius, 1996). Kadangi Babruko ežeras neturi nuolatinio paviršinio nuotėkio, vandens balanso išlaidas sudaro garavimas nuo vandens paviršiaus, siekiantis ~241,5 tūkst. m<sup>3</sup> per metus ir požeminis nuotėkis, siekiantis ~13,8 tūkst. m<sup>3</sup> vandens per metus (Taminskas et al., 2004).

Lietuvos CORINE žemės dangos duomenų bazės duomenimis, Babruko ežero baseine didžiąją ploto dalį užima dirbamos žemės su natūralios augalijos plotais – 38%, miškai (lapuočiai, spygliuočiai, mišrūs) – 33%, urbanizuotos teritorijos – 22% ir vandens telkiniai – 7%.

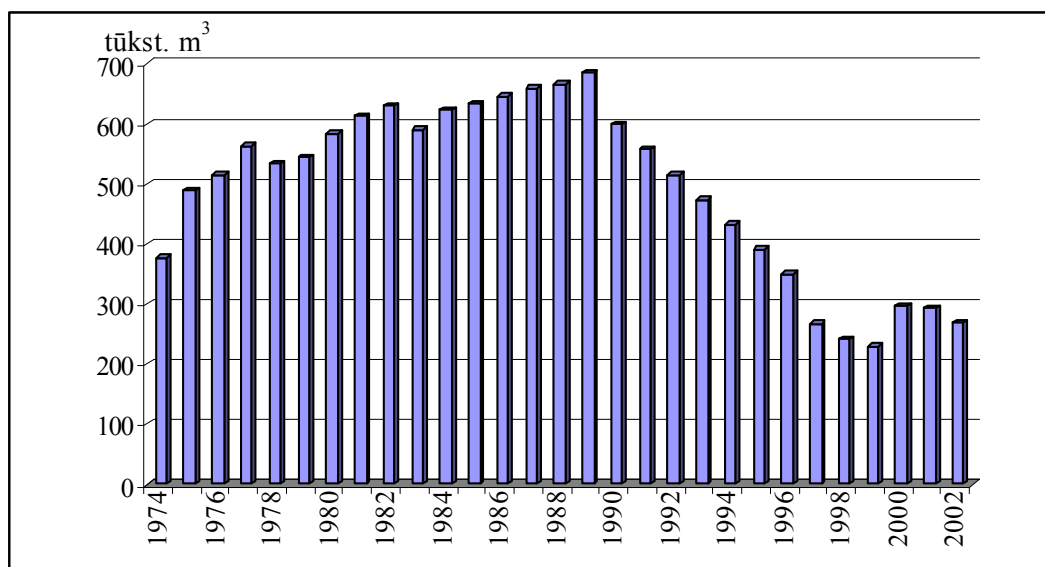
Intakų ežeras neturi, paviršiniai vandens telkiniai baseine – keliolika mažų kūdrų ir du pašlapusias daubas sausinantis kanalai. Vandens perteklius iš Babruko 80 m ilgio užpelkėjusiu upeliu nuteka į šiaurėje esantį nedidelį (~1,21 ha ploto) Olaukos ežerėlį.



7 lentelė. Pagrindiniai Babruko ežero morfometriniai duomenys

Prietakos baseino plotas		5,6	km <sup>2</sup>
Altitudė	VVL	149,8	m
	aukšč. VL	149,7	m
	žem. VL	150,1	m
Plotas	esant VVL	37,1	ha
Bendras tūris	esant VVL	2459,1	tūkst. m <sup>3</sup>
Ežero (esant VVL)	Ilgis	1,5	km
	maksimalus plotis	0,5	km
	kranto ilgis	3,5	km
	vidutinis gylis	6,6	m
	maksimalus gylis	17,2	m
Vandens apykaita		4,85	proc. per metus

1964–2002 metais gan reikšmingas Babruko vandens pajamų šaltinis buvo į ežerą išleidžiamos Trakų miesto komunalinės nuotekos. Nuotekos buvo valomos Trakų miesto nuotekų valymo įrenginiuose (NVI), pastatytuose 1964 m. šiaur rytinėje ežero pakrantėje (nuotekų išleidimo vieta pažymėta 3 pav.). 1970–1980 m. į ežerą išleidžiamų nuotekų kiekis siekdavo 2000 m<sup>3</sup> per parą, nuo 1990 m. stebėtas ryškus išleistų nuotekų sumažėjimas iki 500–600 m<sup>3</sup> per parą (nuotekų išleidimo dinamika pavaizduota 4 pav.).



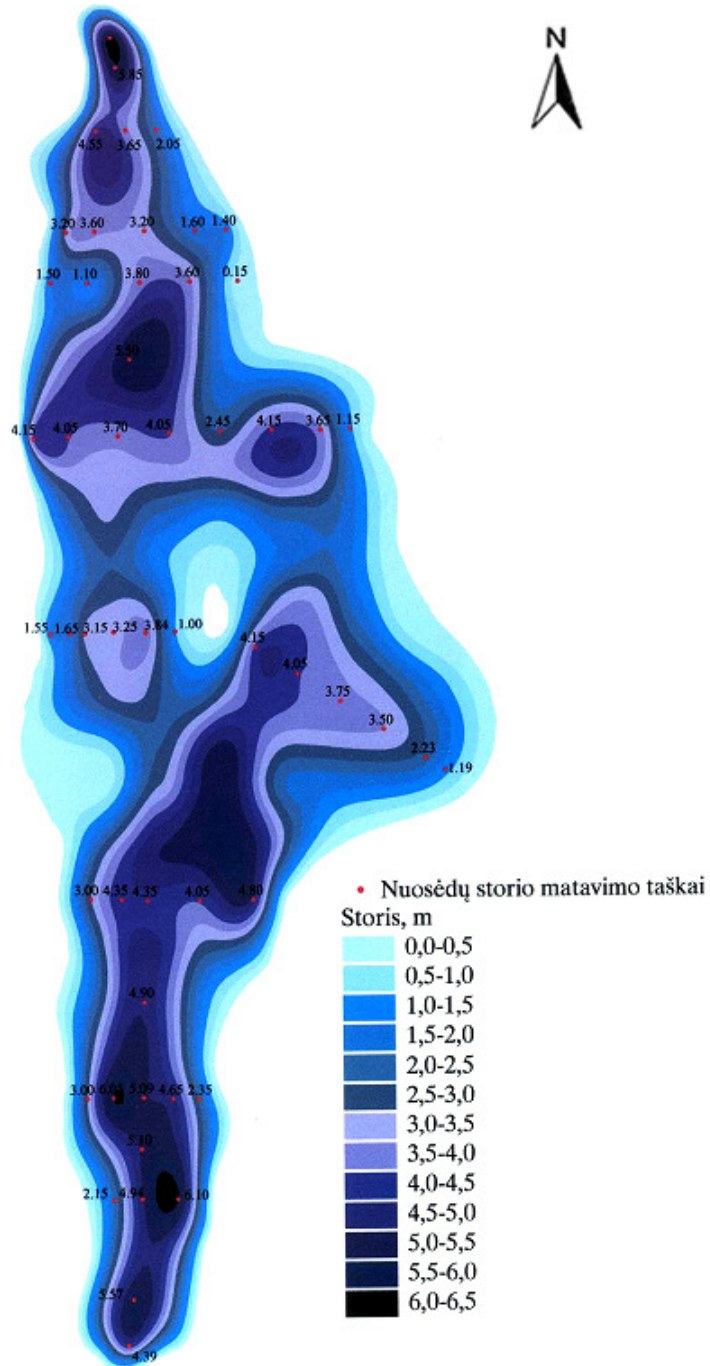
4 pav. 1974–2002 m. iš Trakų m. valymo įrenginių į Babruko ežerą išleistų nuotekų kiekiai, tūkst. m<sup>3</sup> per metus (pagal Taminskas et al., 2004)

2002 m. liepos mėn., pastačius naujus Trakų-Lentvario biologinius nuotekų valymo įrenginius, nuotekų išleidimas į Babruką buvo nutrauktas. Akivaizdu, kad iš Trakų miesto nuotekų valymo įrenginių išleidžiamos nuotekos buvo reikšmingas Babruko ežero taršos šaltinis. 1991 metais Vilniaus regiono aplinkos apsaugos departamento atlikto monitoringo duomenys rodo, kad, išleidžiamos nuotekos pagal BDS<sub>7</sub> parametą neatitiko DLK reikšmių, dėl šios priežasties ir ežero vandens BDS<sub>7</sub> šalia išleistuvo viršijo DLK reikšmę 2,3 karto, o amonio azoto koncentracija viršijo DLK reikšmę 3,8 karto. Yra žinoma (Taminskas et al., 2004), kad su nuotekomis per 1964–2002 m. laikotarpį į Babruko ežerą pateko apie 120 tūkst. t bendrojo fosforo (pagal UAB Vilniaus vandenys duomenis, išleidžiamose į ežerą nuotekose vidutinė bendrojo fosforo koncentracija siekė 5,7 mg/l) ir apie 680 tūkst. t bendrojo azoto (pagal UAB Vilniaus vandenys duomenis, išleidžiamose į ežerą nuotekose vidutinė bendrojo azoto koncentracija siekė 31,64 mg/l). Literatūroje gausu informacijos, patvirtinančios, kad iš miestų nuotekų valymo įrenginių išleidžiamos nuotekos yra svarbus šiame darbe nagrinėjamų metalų ir metaloidų šaltinis. Šiose nuotekose dažniausiai aptinkami švinas, kadmis, vanadis, nikelis, alavas, chromas, varis, cinkas, gyvsidabris, sidabras, molibdenas ir arsenas, tačiau konkrečių elementų kiekiai labai priklauso nuo į valymo įrenginius patenkančių nevalytų nuotekų užterštumo ir jų šaltinių (ypač nuotekas generuojančių ūkinės veiklos rūšių) (Nriagu and Pacyna, 1988; Lietuvos higienos norma HN 60:2004; Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija, 2007). Deja, 1964–2002 m. į Babruko ežerą išleidžiamų nuotekų kokybės monitoringas neapėmė nagrinėjamų metalų ir metaloidų, todėl nustatyti ir įvertinti su nuotekomis į ežerą patekusius šių elementų kiekius ar prognozuoti jų šaltinius nėra galimybės.

Tačiau Trakų m. komunalinių nuotekų išleidimo poveikį šių elementų kiekiams aiškiai parodo kai kurių metalų kiekių anomalijos, viršijančios fonines koncentracijas Lietuvos ežerų dugno nuosėdose ir dirvožemyje; daugiausia šių anomalijų aptikta greta buvusios nuotekų išleidimo vietos (Taminskas et al., 2004).

## Babruko ežero dugno nuosėdų pasiskirstymas ir ankstesni jų tyrimai

2004 m. Geografijos ir geologijos instituto darbuotojai, rengdami studiją „Babruko ežero būklės tyrimai, skirti ežero sanavimui“ (Taminskas et al., 2004) atliko Babruko ežero dugno nuosėdų storio matavimus. Nuosėdų storis



buvo išmatuotas 53 taškuose, 8 profiliuose bei keliuose pavieniuose taškuose. Remiantis matavimų duomenimis, buvo apskaičiuotas ežero dugno nuosėdų pasiskirstymas ir sudarytas Babruko ežero dugno nuosėdų storio žemėlapis, kuris pateikiamas 5 pav. Skaičiavimai parodė, kad didžiausi dugno nuosėdų klodai yra susikaupę šiaurinėje ir pietinėje ežero dalyse, kuriose nuosėdų sluoksnio storis atitinkamai siekia 4–5 ir 5,5–6 metrus. Dugno nuosėdų sankaupos taip pat aptiktos ir dvejose giliausiose ežero dalyse – į šiaurę – šiaurės vakarus ir į pietryčius nuo salos.

5 pav. Babruko ežero dugno nuosėdų pasiskirstymo žemėlapis (pagal Taminskas et al., 2004)

Remiantis ežero dugno nuosėdų pasiskirstymo žemėlapiu, pagal ežero dugno nuosėdų sluoksnio storius ir plotus buvo apskaičiuoti jų kiekiai (ši informacija pateikta 8 lentelėje). Remiantis skaičiavimų rezultatais, iš viso ežere yra susikaupę apie 972,3 tūkst. kubinių metrų dugno nuosėdų.

8 lentelė. Babruko ežero dugno nuosėdų kiekiai (pagal Taminskas et al., 2004)

Nuosėdų sluoksnio storis, m	Sluoksnio plotas, m <sup>2</sup>	Sluoksnio tūris, m <sup>3</sup>
<0,5	350085	175043
0,5–1,0	313393	156696
1,0–1,5	281661	140831
1,5–2,0	247422	123711
2,0–2,5	211301	105650
2,5–3,0	176234	88117
3,0–3,0	138960	69480
3,5–4,0	100711	50356
4,0–4,5	65784	32892
4,5–5,0	37256	18628
5,0–5,5	16647	8323
5,5–6,0	4540	2270
>6,0	617	308
Iš viso, m <sup>3</sup>		972306

Metalų ir kitų mikro- bei makroelementų kiekių tyrimai Babruko ežero dugno nuosėdose buvo atlikti 2004 m. – Geografijos ir geologijos instituto darbuotojų ir 2007 m. – Trakų r. savivaldybės administracijos užsakymu rengiant Babruko ežero praeities taršos padarinių šalinimo galimybių studiją bei atliekant Planuojamos ūkinės veiklos poveikio aplinkai vertinimą. Šių tyrimų metu paimtų dugno nuosėdų ėmimo taškai pažymėti 3 pav. 2004 m. dugno nuosėdų mėginiai buvo paimti keturiuose taškuose (Nr. 1, Nr. 2, Nr. 3 ir Nr. 4), 0–30 cm nuosėdų sluoksnyje, 5 cm intervalu; iš viso paimta 20 mėginių. 2007 m. dugno nuosėdų mėginiai buvo paimti dviejuose (Nr. 5 ir Nr. 6) taškuose, 0–5 cm nuosėdų sluoksnyje; iš viso paimti du mėginiai. 2004–2007 m. imtų mėginių tyrimų rezultatai (aptiktos metalų koncentracijos dugno nuosėdose) ir palyginimas su atitinkamų metalų kiekiais Lietuvos ežerų nuosėdose (Kadūnas ir Radzevičius, 2003) pateikiami 9 lentelėje. Kaip matyti

iš lentelėje pateiktų duomenų, LR teisės aktuose nustatytas didžiausias leidžiamas koncentracijas (DLK<sup>2</sup>) 2004–2007 m. tirtuose Babruko ežero dugno nuosėdų taškuose viršijo tik cinkas, kurio maksimalus aptiktas kiekis siekė 705,48 mg/kg (DLK – 300 mg/kg).

Medianinė cinko koncentracija (95,62 mg/kg) taip pat ženkliai viršijo Lietuvos ežerų nuosėdų medianą (67 mg/kg) ir foninį kiekį Lietuvos dirvožemiuose (36 mg/kg), o aptikta maksimali koncentracija buvo net 11 kartų aukštesnė už maksimalią regiono upių nuosėdų foninę koncentraciją. Didžiausi cinko kiekiai buvo aptikti paviršiniame nuosėdų sluoksnyje (0–15 cm), ypač dideli – tyrimų taške Nr. 1. Tokios cinko kiekių anomalijos sietinos su ilgalaikiu antropogeniniu poveikiu – Trakų m. komunalinių nuotekų išleidimu. Tyrimų metu buvo nustatytos ir kai kurių kitų metalų – chromo (Cr), vario (Cu), švino (Pb), vanadžio (V) kiekių padidėjimai, viršijantys medianines koncentracijas Lietuvos ežerų dugno nuosėdose. Didžiausi šių teršalų kiekiai buvo aptikti 3 taške, greta buvusios nuotekų išleidimo vietos.

Nors aukščiau aprašyti tyrimai suteikė vertingos informacijos apie Babruko ežero nuosėdų užterštumą, jie buvo atlikti tik pavieniuose taškuose ir tik paviršiniame nuosėdų sluoksnyje, todėl šioje disertacijoje aprašomame eksperimente juos tiesiogiai panaudoti nebuvo galimybių.

---

<sup>2</sup> DLK – mokslinių žinių pagrindu nustatyti didžiausi cheminės medžiagos kiekiai, kurie nekenkia žmogaus sveikatai, veikdami jį neribotą laiką arba net visą gyvenimą per augalus, vandenį, orą, ir neturi įtakos paveldimumui ateinančioms kartoms tiesiogiai ar netiesiogiai (HN 60:2004).

9 lentelė. Metalų kiekiai Babruko ežero dugno nuosėdose, mg/kg (pagal Taminskas et al., 2004; Raulinaitis, 2007)

Mėg. Nr.	Tšk. Nr.	Sluoksn., cm	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Sn	V	Zn
1	1	0–5	*	6,47	24,69	15,29	12,93	30,57	2,53	37,63	705,48
2		5–10	*	6,28	20,55	15,98	14,84	26,26	2,00	34,25	376,73
3		10–15	*	6,89	25,06	16,29	15,04	21,69	1,88	39,96	319,65
4	2	0–5	*	3,29	15,20	31,66	10,76	28,20	1,88	31,33	206,78
5		5–10	*	3,45	15,35	29,41	11,51	27,49	1,92	39,64	179,03
6		10–15	*	4,61	19,11	26,36	11,86	34,27	2,31	44,82	125,23
7		15–20	*	5,48	15,38	15,38	12,04	25,41	2,68	38,79	73,57
8		20–25	*	5,19	14,91	12,96	9,72	27,87	2,46	36,30	64,82
9		25–30	*	7,11	32,31	15,51	14,22	40,06	3,10	47,82	77,54
10	3	0–5	*	4,66	26,84	40,97	16,24	46,62	3,96	35,32	254,27
11		5–10	*	4,63	18,83	26,07	18,10	47,79	2,75	43,45	152,06
12		10–15	*	7,07	24,74	19,79	14,84	33,93	2,69	36,76	120,17
13		15–20	*	10,38	34,10	19,27	22,24	35,58	2,96	59,30	88,94
14		20–25	*	8,14	29,16	18,31	16,96	32,55	3,05	47,47	81,38
15		25–30	*	7,33	23,21	15,27	15,88	28,10	3,05	41,54	61,09
16	4	0–5	*	3,26	15,65	26,73	10,43	28,04	1,83	27,38	202,12
17		5–10	*	4,02	20,09	20,09	13,39	41,51	2,21	32,14	93,73
18		10–15	*	4,70	17,31	12,37	12,98	42,04	2,72	33,39	68,01
19		15–20	*	5,85	21,94	11,58	14,63	42,67	2,80	40,23	97,52
20		20–25	*	6,15	23,21	13,18	13,80	38,90	2,76	41,41	69,01
21	5	0–5	1,36	**	15,80	6,20	10,00	29,40	**	**	37,20
22	6	0–5	0,20	**	8,40	3,60	4,80	9,60	**	**	12,00
<b>Min.</b>			0,2	3,26	8,4	3,6	4,8	9,6	1,83	27,38	12,0
<b>Maks.</b>			1,36	10,38	34,1	40,97	22,24	47,79	3,96	59,3	705,48
<b>Mediana</b>			0,78	5,66	20,32	16,13	13,59	31,56	2,68	39,21	95,62
<i>Kiekis Lietuvos ežerų nuosėdose</i>			<i>N.d.</i>	<i>5,1</i>	<i>37,2</i>	<i>10,5</i>	<i>14,5</i>	<i>21,1</i>	<i>2,3</i>	<i>30,0</i>	<i>67</i>
<b>DLK***</b>			3	30	100	100	75	100	10	150	300
<i>Foninis kiekis Lietuvos dirvožemiuose***</i>			0,2	6,4	44	11	18	15	2,3	49	36

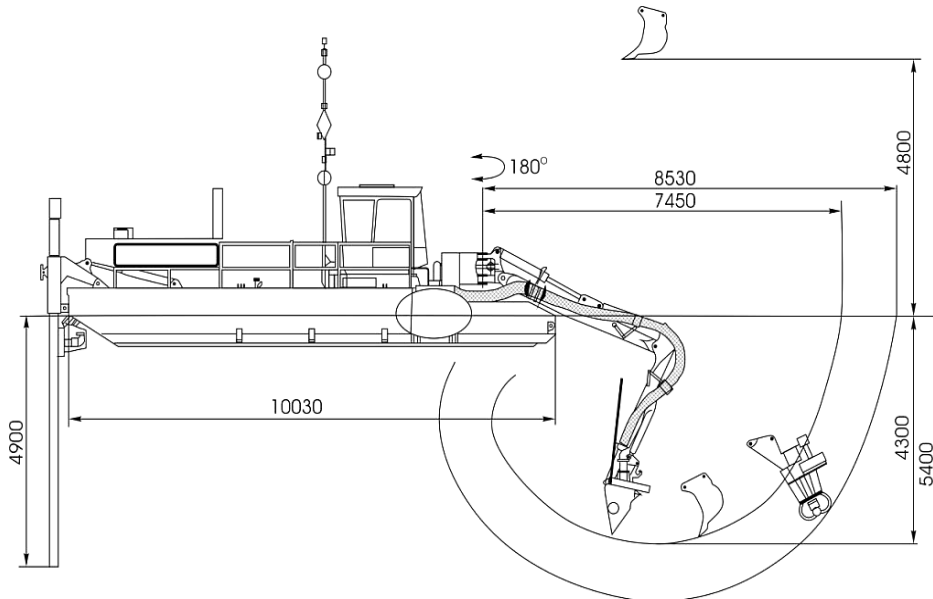
\* – žemiau aptikimo ribos

\*\* – netirta

\*\*\* – pagal HN 60:2004

## Informacija apie Babruko ežero dugno hidromechaninio valymo darbus

Babruko ežeras buvo valomas Suomijoje pagaminta daugiafunkcine vidutinio našumo žemsiurbe „Watermaster Classic III“ (6 pav.), kuria iš vandens telkinio galima pašalinti ne tik susikaupusį dumblą, bet ir perteklinę augaliją.



6 pav. Daugiafunkcinė žemsiurbė „Watermaster Classic III“ (šaltinis: <http://sibgms.ru/equipment>)

Šios žemsiurbės siurbimo našumas –  $500 \text{ m}^3$  pulpos per valandą, maksimalus gamintojo nurodomas siurbimo gylis – 5,4 m. Pulpa suformuojama paimant sąlyginai mažai vandens (dumblo ir vandens santykis gali siekti 1:3).

Šalinant Babruko dugno nuosėdas, buvo naudojamas frezinis purentuvas (žr. 7 pav.), kuriuo suardoma dugno nuosėdų struktūra, jos sumaišomos su vandeniu, o susiformavusi pulpa siurblio pagalba transportuojama pulpovamzdžiais į ant kranto įrengtus laikinus dumblo sėdintuvus. Nuskaidrėjęs vanduo pro vandens sėdintuvus išleidžiamas atgal į ežerą. Išdžiūvęs dumblas buvo išvežtas ir panaudotas Trakų miškų urėdijos medelyno žemėms gerinti, Būdos karjero augalinio sluoksnio pagerinimui ir Papiškių sąvartyno atliekų kaupimo augalinio sluoksnio įrengimui.



7 pav. „Watermaster Classic III“ su freziniu purentuvu (šaltinis: <http://www.watermaster.fi>)

Kaip minėta, iš viso Babruko ežere buvo susikaupę apie 972,3 tūkst. kubinių metrų dugno nuosėdų. Kadangi vakarinė ežero dalis staigiai gilėja iki 4-6 m prie pat kranto, o maksimalus faktinis šiuolaikinės žemsiurbės siurbimo gylis siekia ~ 4,5 m, projekto rengimo metu buvo nuspręsta valyti šiaurinę, pietinę ir rytinę ežero dalis, šalinant dugno nuosėdas iš pagrindinių sancaupų pietinėje ir šiaurinėse dalyse ir išilgai rytinės kranto linijos.

Babruko ežero hidromechaninio valymo darbų zonos plotas siekė 6,95 ha (žr. 8 pav.), valomo ežero dalies kranto linijos ilgis – 2,78 km, bendras žemsiurbe išsiurbtų ežero drėgnumo (t.y. 65-75 proc.) dugno nuosėdų kiekis sudarė 53 tūkst. kubinių metrų. Dugno nuosėdų siurbimo darbai buvo pradėti 2011 m. liepos mėn., baigti – 2011 m. lapkričio mėn.





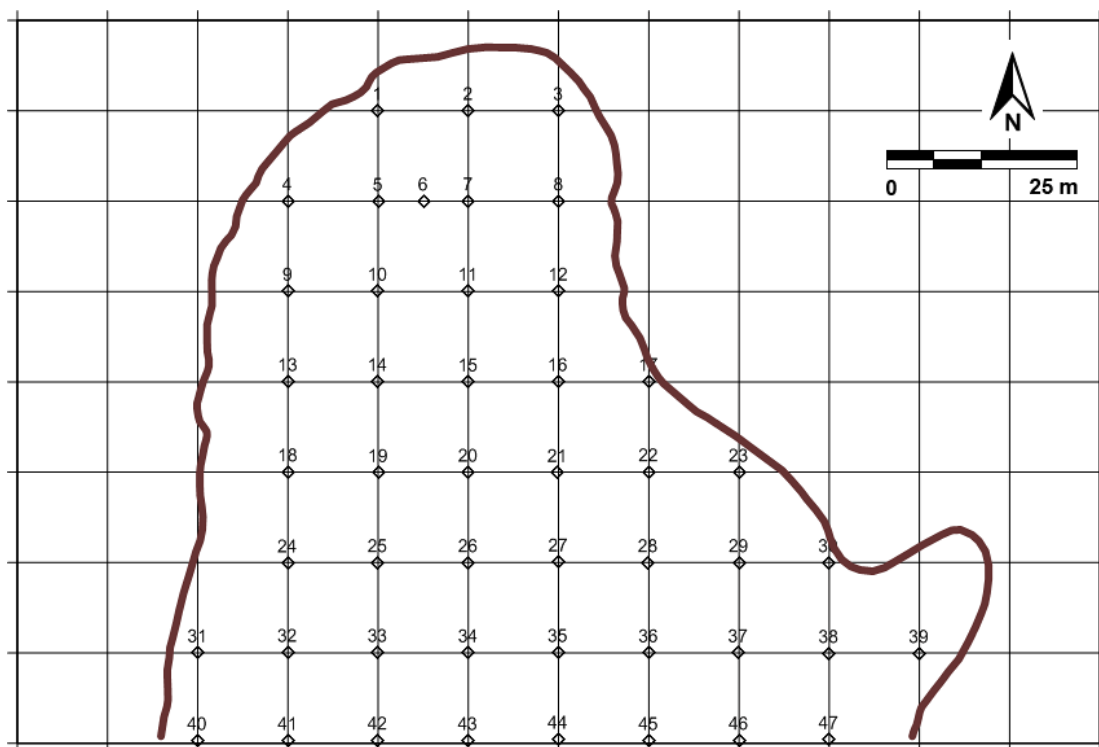
8 pav. Babruko ežero hidromechaninio valymo darbų zona (pagal Girutis et al., 2009)

### 3. TYRIMŲ MEDŽIAGA IR DARBO METODAI

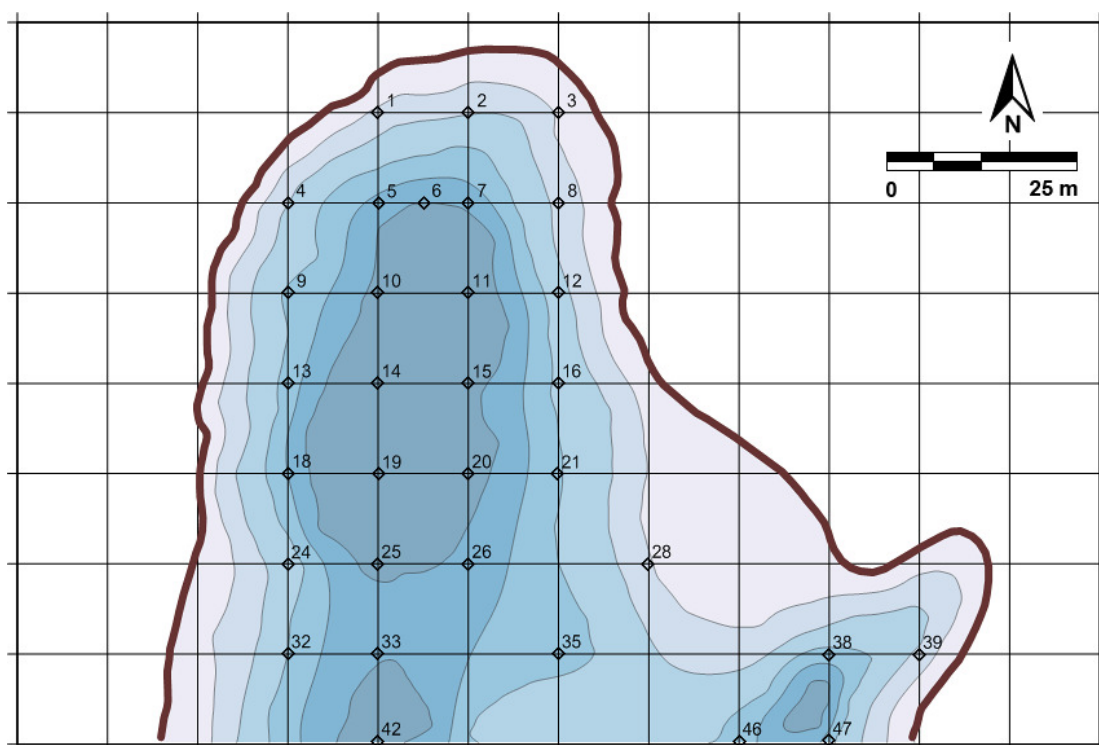
#### 3.1. Dugno nuosėdų ėminių ėmimo vietų nustatymas

Siekiant įvertinti hidromechaninio ežero valymo darbų įtakotą tiriamų elementų pasiskirstymą, buvo svarbu užtikrinti, kad pasirinktų ėminių vietų išdėstymas ir jų skaičius užtikrintų tikslų teršalų paplitimo arealų dydžių nustatymą. Be to, kadangi planuojant eksperimentą buvo numatyta iširti dėl valymo darbų įvykusius dugno nuosėdų sluoksnių užterštumo metalais pokyčius antropogeninio poveikio atžvilgiu skirtingose akvatorijose, buvo sudarytos dviejų priešingų ežero dalių dugno nuosėdų ėminių ėmimo vietų nustatymo schemas: (1) šiaurinės dalies (įlankos), kuri patyrė tiesioginį ilgalaikį antropogeninį poveikį – Trakų m. komunalinių nuotekų išleidimą; (2) pietinės dalies (įlankos), kuri yra labiausiai nutolusi nuo buvusio tiesioginio antropogeninio poveikio vietos – nuotekų valymo įrenginių išleistuvo.

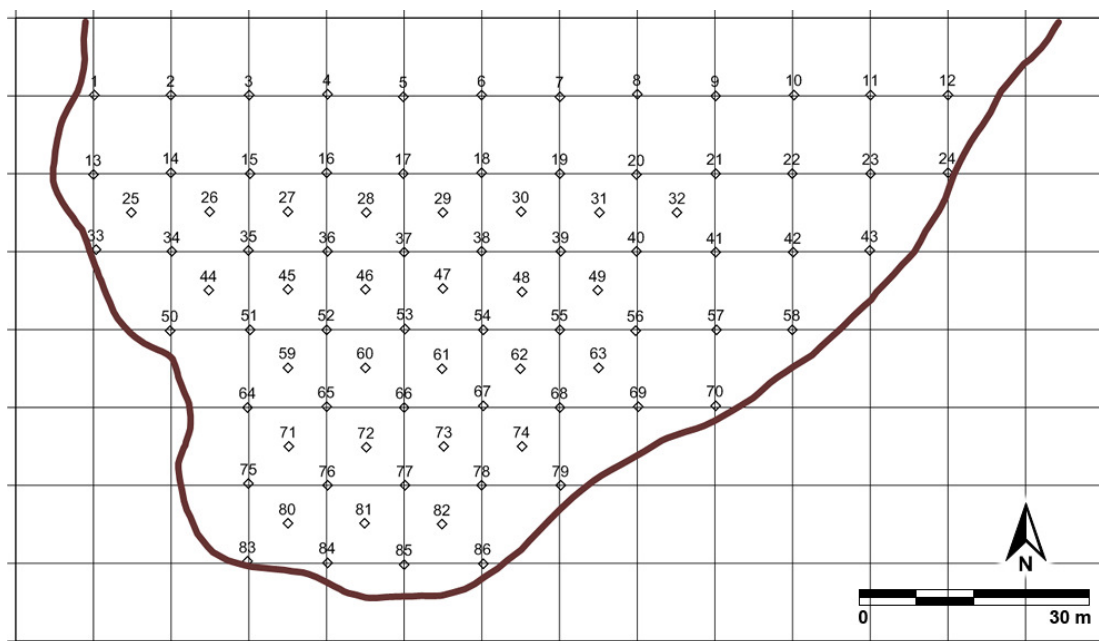
Nagrinėjamos šiaurinės ežero dalies plotas sudarė apie 4600 m<sup>2</sup>, joje susikaupusių dugno nuosėdų klodų storis siekė iki >6 m. Siekiant tolygiau visos nagrinėjamos šiaurinės dalies akvatorijos padengimo, ji buvo suskirstyta į lygiakraščius blokus, kurių kraštinių ilgis – 9 m. Kraštinių susikirtimo taškai sudarė 47-ių potencialių ėmimo vietų tinklelį (9 pav.). Tinklelį užklojus ant dugno nuosėdų pasiskirstymo žemėlapiu buvo atmestos vietos, kuriose nuosėdų sluoksnio storis nepakankamas ėminiams paimti ir vietos, kuriose ežero gylis viršija 4,5 m (t.y. numatomą maksimalų žemsiurbės siurbimo gylį); po atmetimo liko 32 faktinės ėminių ėmimo vietos (10 pav.). Nagrinėjamos pietinės ežero dalies plotas sudarė apie 5100 m<sup>2</sup>, joje susikaupusių dugno nuosėdų klodų storis siekė 4 m. Pietinės dalies akvatorija taip pat buvo suskirstyta į lygiakraščius blokus, kurių kiekvienos kraštinės ilgis – 8 m. Tačiau dėl labai netolygaus dugno nuosėdų pasiskirstymo ir šio ežero dalies batimetrijos ypatumų (didelio gylio įlankos centre) teko atmesti daugumą potencialių ėmimo vietų ir sutankinti tinklelį iki 4 m intervalo dugno nuosėdų klodo viduryje. Nors sutankinus tinklelį susidarė net 86 kraštinių susikirtimo taškų (11 pav.), po atmetimo liko 31 faktinė ėminių ėmimo vieta (12 pav.).



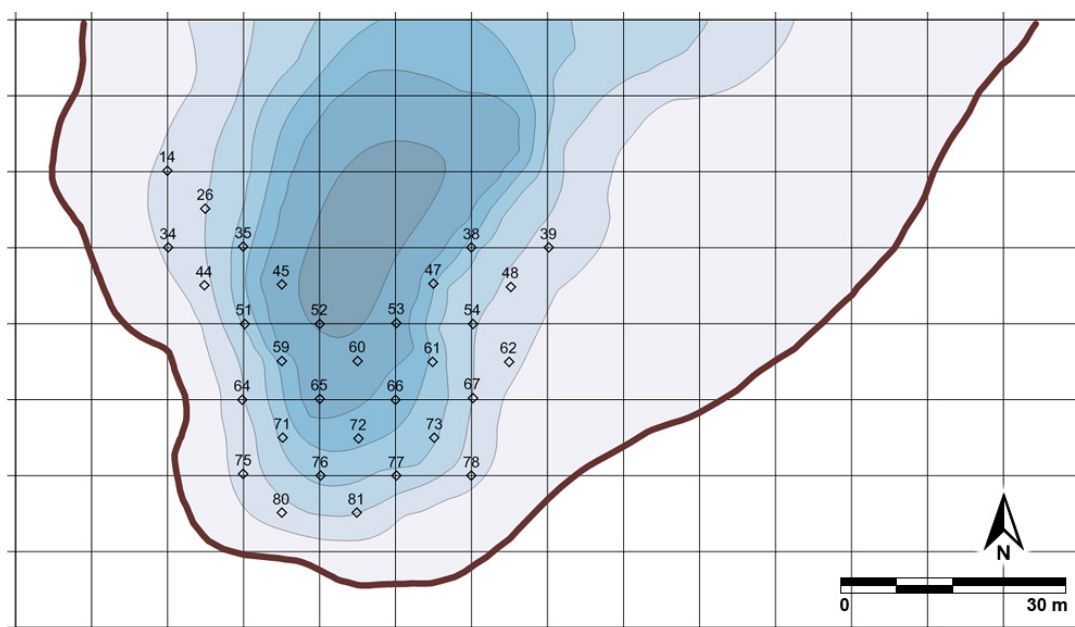
9 pav. Šiaurinės ežero dalies dugno nuosėdų ėminių ėmimo vietų nustatymo schema (potencialių ėmimo vietų tinklelis)



10 pav. Šiaurinės ežero dalies dugno nuosėdų ėminių ėmimo vietų nustatymo schema (faktinių ėmimo vietų tinklelis užklotas ant dugno nuosėdų pasiskirstymo žemėlapiu)



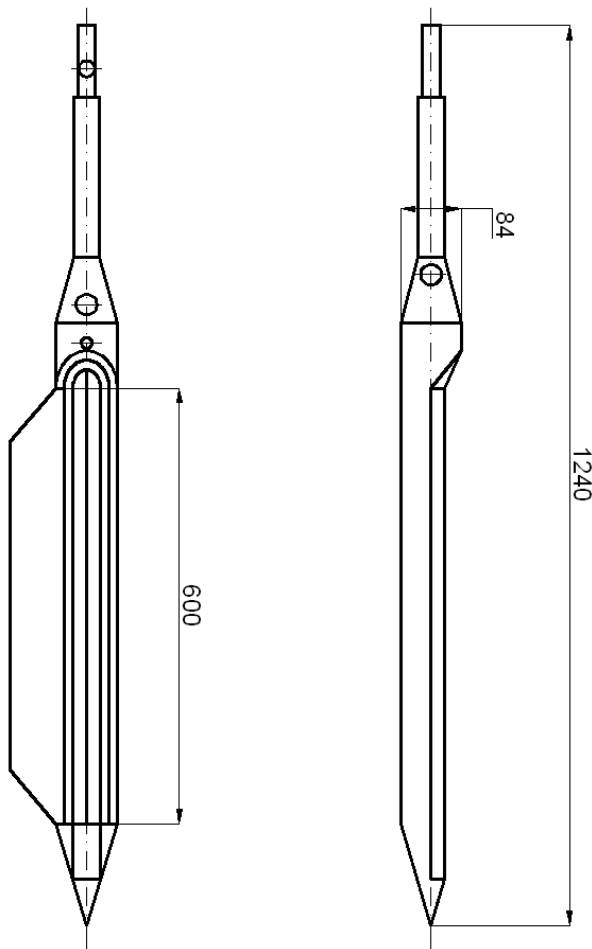
11 pav. Pietinės ežero dalies dugno nuosėdų ėminių ėmimo vietų nustatymo schema (sutankintas potencialių ėmimo vietų tinklelis)



12 pav. Pietinės ežero dalies dugno nuosėdų ėminių ėmimo vietų nustatymo schema (faktinių ėmimo vietų tinklelis užklotas ant dugno nuosėdų pasiskirstymo žemėlapiu)

### 3.2. Ėminių ėmimo metodika. Informacija apie tiriamų nuosėdų granuliometriją ir amžių

Dugno nuosėdų ėminiai buvo imami prieš pradėdant ežero valymo darbus – 2011 m. lapkričio mėn. ir juos baigus – 2012 m. vasario mėn. Rudenį ėminių ėmimas buvo atliekamas iš valtys, žiemą – nuo ledo. Imant ėminius, juos transportuojant ir saugojant buvo vadovaujama Lietuvos geologijos tarnybos parengtomis Grunto ir dugno nuosėdų geocheminių mėginių ėmimo



rekomendacijomis (Kadūnas, 1999), LST EN ISO 5667-13:2011 standartu „Vandens kokybė. Mėginių ėmimas. 13 dalis. Nurodymai, kaip imti dumblo mėginius“ ir Lietuvos geologijos tarnybos direktoriaus 2008 m. birželio 17 d. įsakymu Nr. 1-104 patvirtintu Ekogeologinių tyrimų reglamentu. Ėminiams imti buvo naudojamas nerūdijančio plieno gruntotraukis su apsaugine sklende dumblo kolonėlei apsaugoti (pagrindiniai gruntotraukio matmenys pateikti 13 pav.).

13 pav. Gruntotraukis su apsaugine sklende dumblo kolonėlei paimti (Kadūnas, 1999)

Dugno nuosėdų ėminiai buvo imami aukščiau aprašytų tinklelių linijų susikirtimo taškuose (šiaurinėje ežero dalyje – 32-juose, pietinėje – 31-name). Iš kiekviename taške paimtos stratifikuotos dugno nuosėdų kolonėlės 3-jų ėminių buvo suformuojamas jungiamasis ėminys, charakterizuojantis

kiekvieno taško dugno nuosėdų charakteristikas. Jungiamasis ėminys buvo pakuojamas į atskirą vienkartinį hermetinį polietileninį maišelį, kad būtų išvengta kryžminio užterštumo.

Prieš valymą dugno nuosėdų ėminiai buvo imami dviejuose dugno nuosėdų sluoksniuose: paviršiniame (0–0,6 m) ir popaviršiniame (0,6–1,2 m). Po valymo darbų, dugno nuosėdų ėminiai buvo imami tik paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje, kuris buvo tiesiogiai paveiktas dugno nuosėdų šalinimo (priimama, kad buvęs paviršinis nuosėdų sluoksnis buvo pašalintas hidromechaninio valymo darbų metu). Paimtų jungiamųjų ėminių skaičius kiekvienoje nagrinėjamose ežero dalyje pateikiamas 10 lentelėje.

10 lentelė. Šiaurinėje ir pietinėje ežero dalyse paimtų jungiamųjų ėminių skaičius

<b>Šiaurinė ežero dalis</b>		<b>Pietinė ežero dalis</b>	
Prieš dugno nuosėdų šalinimą, paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje	32	Prieš dugno nuosėdų šalinimą, paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje	31
Prieš dugno nuosėdų šalinimą, popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje	32	Prieš dugno nuosėdų šalinimą, popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje	28
Po dugno nuosėdų šalinimo, paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje	32	Po dugno nuosėdų šalinimo, paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje	31
Iš viso 96		Iš viso 90	

Visi tiriamų dugno nuosėdų mėginiai (tiek imami prieš, tiek po ežero valymo darbų) buvo sudaryti iš smulkiadispersinės nuosėdų frakcijos, tačiau pažymėtina, kad granulimetriniai jų tyrimai nebuvo atliekami.

Įvertinti tirtų nuosėdų kilmę ir amžių labai sudėtinga. 2009 m. dr. Balevičiaus ir kolegų rengtoje ataskaitoje „Restauruotinių Lietuvos ežerų nustatymas ir preliminarus restauravimo priemonių parinkimas šiems ežerams, siekiant pagerinti jų būklę“ teigiama, kad jų tyrimų duomenimis, skirtinguose (Druskonio, Mergelių Akių, Valdakio, Ilgučio) ežeruose per metus susikaupiančio dumblo vidutinis sluoksnio storis siekia nuo 0,15 iki 0,44 cm, o per 20 metų susikaupia iki 8 cm dumblo. Be to, kadangi dauguma tirtųjų ežerų buvo nedideli – 7–25 ha ploto, negilūs ir eutrofiniai, daroma prielaida, kad didesniuose, iš prietakos baseino taršos bei dirvos erozijos produktų

negaunančiuose ir stabiliau funkcionuojančias ekosistemas turinčiuose ežeruose dumblas kaupiasi ne didesniu greičiu, arba lėčiau (Balevičius et al., 2009). Pietų Švedijos ežerus tyrusiu mokslininkų duomenimis (Eiseltová, 2010), vidutinis nuosėdų sedimentacijos greitis negiliuose oligotrofiniuose ežeruose siekia 0,2 mm, o negiliuose eutrofiniuose ežeruose – 0,5–1 mm per metus. Tačiau ežeruose, į kuriuose išleidžiamos didelės maistmedžiagių koncentracijas turinčios nuotekos, sedimentacijos greitis gali padidėti iki 1 cm per metus. Tačiau remiantis 2008 m. rengtoje mokomojoje Lietuvos žemės ūkio universiteto knygoje Aplinkosaugos darbai ir jų reglamentavimas (Ciūnys, Katkevičius, 2008) pateiktais duomenimis, LŽUŪ Vandentvarkos katedros mokslininkų tyrimais nustatyta, kad ežerų vandens gyliui siekiant mažiau nei 2 m, per metus vidutiniškai susikaupia 3–8 cm dumblo.

Todėl vienareikšmiškai įvertinti tiriamų dugno nuosėdų amžių nėra galimybių: vadovaujantis aukščiau minėtų Švedijos mokslininkų pateiktais duomenimis, dugno nuosėdų sluoksnis, susidaręs per 1964–2002 metų laikotarpį, kai į Babruko ežerą buvo išleidžiamos Trakų miesto komunalinės nuotekos, galėtų siekti apie 40 cm. Tačiau, kadangi tirtose ežero dalyse vandens gylis svyruoja nuo 1,5 iki 3,5 m, LŽUŪ Vandentvarkos katedros tyrėjų duomenimis, per 38 metus galėjo susidaryti ir 1,14–3,04 m storio nuosėdų sluoksnis.

Pažymėtina, kad 2004 m. Geografijos ir geologijos instituto darbuotojai, rengdami studiją „Babruko ežero būklės tyrimai, skirti ežero sanavimui“ atliko Babruko ežero dugno nuosėdų datavimą (Taminskas et al., 2004). Tačiau mėginiai buvo paimti giliausioje ežero vietoje, iš 0,1 m, 4 m ir 7 m nuosėdų storumės gylio ir neatspindi litoralinės dalies dugno nuosėdų amžiaus. Mėginiai buvo analizuoti Geologijos ir geografijos instituto Radioizotopinių tyrimų laboratorijoje, taikytas beta spektrometrinis  $^{14}\text{C}$  datavimo metodas. Datavimo rezultatai parodė, kad paviršinių nuosėdų sluoksnį (iki 0,1 m storio) sudaro šiuolaikinės nuosėdos (0-50 m. amžiaus), 4 m nuosėdų storumėje yra  $5310 \pm 210$  metų senumo nuosėdos, o nuosėdų storumės dugne, 7 m gylyje yra  $8500 \pm 250$  metų senumo nuosėdos.

### 3.3. Laboratoriniai tyrimai

Dugno nuosėdų ėminiai polietileniniuose maišeliuose per 24 val. buvo atvežti į Vilniaus universiteto gamtos mokslų fakulteto ekologijos ir aplinkotyros centro laboratoriją ir ruošiami pagal rentgeno spindulių fluorescencinės spektrometrijos analizei skirtas bandinių paruošimo procedūras, pateiktas vadovaujantis JAV aplinkos agentūros parengtoje ataskaitoje (National Exposure Research Laboratory of US EPA, 2006). Bandinių paruošimą ir mėginių analizę atliko autorius.

Visų pirma, ėminiai buvo išskirstyti į stiklines Petri lėkštes ir 11 val. džiovinami džiovinimo spintoje, 110° C temperatūroje iki pastovios masės. Išdžiovinti ėminiai buvo homogenizuoti (susmulkinti) keraminės grūstuvės pagalba ir siojami pirma 2,00 mm, po to – 250 µm tankumo tinkleliais. Iš kiekvieno paruošto ėminio buvo paimtas jį reprezentuojantis 5 g mėginys, kuris buvo įpakuojamas specialiame 32 mm diametro matavimo indelyje su ypač plona „Mylar“ RFS plėvelės (6 µm storio) langu. Įpakuoti mėginiai buvo tiriami Thermo Scientific Niton® XL2 serijos rentgeno spindulių fluorescencijos spektrometru.

Siekiant užtikrinti rentgeno spindulių fluorescencinės spektrometrijos kokybę ir patikimumą, buvo taikomos šios priemonės:

- 1) prieš kiekvieną matavimų seriją atliekamas prietaiso gamintojo programinėje įrangoje numatytas automatinis RFS sistemos kalibravimas;
- 2) prieš kiekvieną matavimų seriją atliekamas analizės patikimumo įvertinimas, panaudojant prietaiso gamintojo pateiktus etaloninius mėginių pavyzdžius;
- 3) naudojama prailginta 480 sekundžių kiekvieno mėginio tyrimo trukmė, atliekant 30-ies sekundžių elementų identifikavimo ir koncentracijų nustatymo ciklus ir naudojant galutinį RFS sistemos apskaičiuotą išvestinį rezultatą.



Informacija apie rentgeno spindulių fluorescencinę spektrometriją ir jos palyginimas su atominės absorbcijos spektrometrija pateikiamas žemiau.

### **Rentgeno spindulių fluorescencinė spektrometrija**

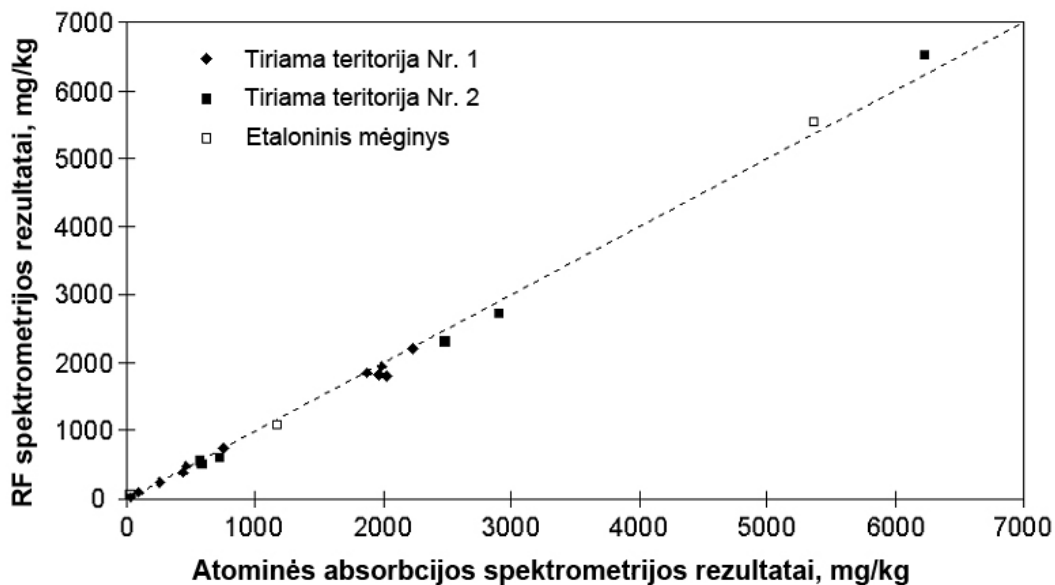
Rentgeno spindulių fluorescencinė (arba bangos ilgio dispersinė rentgeno spindulių antrinės emisijos) spektrometrija yra cheminių elementų kokybinės bei kiekybinės analizės instrumentinis metodas, pagrįstas nustatomų elementų antrinės emisijos rentgeno spindulių bangos ilgių ir intensyvumų matavimu.

Tiriamas mėginys apšviečiamas jonizuojančia spinduliuote iš rentgeno spindulių šaltinio. Kai šios spinduliuotės energija viršija vidinio sluoksnio elektronų energijos absorbcijos ribą, išlaisvinami vienas ar daugiau elektronų, o laisvos vietos (vakansijos) užpildomos elektronų, kurie pereina iš išorinių (tolesnių) sluoksnių į vidinį. Kadangi išorinių sluoksnių elektronų energetinis lygmuo yra aukštesnis nei vidinio sluoksnio, elektronui pereinant iš energijos  $E_2$  būsenos į mažesnės energijos  $E_1$  būseną, energijų skirtumas išspinduliuojamas fotono ( $h\nu = E_2 - E_1$ ) pavidalu, t. y. sužadavimo energija virsta fotono energija (būdingosios rentgeno spinduliuotės energijos kvantu). Kadangi šis energijų skirtumas yra tiksliai apibrėžtas, spinduliuojama tiksliai apibrėžto dažnio  $\nu$  spinduliuotės spektro linija, kuri yra unikali kiekvienam cheminiam elementui (Poškus, 2008). Antrinės cheminio elemento emisijos bangos ilgiai naudojami kokybinei, o spektro linijos intensyvumai – kiekybinei analizei atlikti.

Lietuvoje, kaip ir daugelyje Europos šalių dažniausiai taikomas ir nacionaliniu lygiu patvirtintas standartinis metalų nustatymo metodas yra atominės absorbcijos spektrometrija, pagrįsta elektromagnetinės spinduliuotės srauto atrankine absorbcija analizuojamosios medžiagos nesužadintaisiais atomais (Lubytė, 2001; Dumčius et al., 2011). Pripažįstama, kad rentgeno spindulių fluorescencinės spektrometrijos (RFS) metodu nėra galimybių nustatyti tokių žemų koncentracijų, kokios yra nustatomos atominės absorbcijos spektrometrija (AAS), tačiau žemiausios RFS prietaisų analizių

vertės radimo ribos yra pakankamos daugumos analizinių uždavinių sprendimui tokiose srityse, kaip aplinkotyra, aplinkos apsauga, sveikatos apsauga, geologija ir mineralogija, metalurgija, kalnakasybos ir chemijos pramonė, maisto pramonė ir teismo medicina (Shefsky, 1997; Kalnicky and Singhvi, 2001).

JAV buvo atlikti eksperimentas, RFS ir AAS metodais tiriant švino koncentracijas dviejų skirtingų miestų teritorijų dirvožemio ėminiuose ir Nacionalinio JAV standartų ir technologijų instituto standartiniuose etaloniniuose pavyzdžiuose (Shefsky, 1997). Eksperimento rezultatai pademonstravo puikią RFS rezultatų koreliaciją su AAS rezultatais (14 pav.). Lyginant 20-ies tinkamai paruoštų (išdžiovintų, sumaltų ir 0,125 mm tankumo tinkleliu sijotų) mėginių tyrimų rezultatus abiem metodais, buvo gautas 1,004 tiesinės regresijos nuolydis ir 0,995 koreliacijos koeficiento  $R^2$  reikšmė, parodanti glaudžias matavimo rezultatų aibių sąsajas. Eksperimento rezultatai taip pat pademonstravo, kad metalų tyrimų RFS metodu patikimumas labai priklauso nuo tinkamo mėginių paruošimo. Netikėtai bloga koreliacija su atominės absorbcijos spektrometrijos (AAS) rezultatais pasireiškė tik tuomet, kai nebuvo laikomasi mėginių paėmimo ir paruošimo rekomendacijų.



14 pav. RFS (Niton XL 2 serijos prietaisu) ir AAS rezultatų palyginimas (šaltinis: Shefsky, 1997)

Koreliacijos koeficientas matuojant švino koncentracijas neparuoštame ir paruoštame mėginiuose ženkliai skyrėsi ir kito nuo 0,958 (neparuoštų mėginių) iki 0,994 (paruoštų mėginių). Pagrindiniai reikalavimai RFS mėginių paruošimui – mėginio džiovinimas, malimas ir filtravimas (sijojimas), pasiekiant 0,250 mm dalelių dydį.

Taigi, laikantis rekomenduojamų reikalavimų mėginių paruošimui, RFS metodu gaunami patikimi duomenys, dauguma atvejų lygintini su atominės absorbcijos spektrometrijos rezultatais. RFS metodas yra kur kas pigesnis ir greitesnis už AAS analizės metodus, todėl suteikia galimybę ištirti didesni skaičių mėginių ir gauti detalesnę bei patikimesnę tiriamų analičių pasiskirstymą analizuojamoje teritorijoje (National Exposure Research Laboratory of US EPA, 2006). Priklausomai nuo siekiamos rezultatų kokybės, matavimų rentgeno spindulių fluorescenciniu spektrometru laikas gali svyruoti nuo 30 iki 600 sekundžių. Kaip minėta, siekiant didesnio rezultatų tikslumo ir žemesnės analičių vertės radimo ribos, tiriant Babruko ežero dugno nuosėdas buvo naudojamas 480 sekundžių trukmės mėginio tyrimo laikas.

### **3.4. Statistinis duomenų apdorojimas ir suminio užterštumo rodiklio skaičiavimas**

Laboratorinių duomenų statistinė analizė atlikta panaudojant StatSoft STATISTICA v. 9.1 programinės įrangos paketą.

Visų pirma buvo įvertintas gautų duomenų pasiskirstymas: atlikus Shapiro–Wilk testą paaiškėjo, kad duomenys nėra pasiskirstę pagal normalųjį dėsnį. Todėl siekiant palyginti nagrinėjamas priklausomas imtis (t.y. įvertinti įtakos tiriamam kintamajam reikšmingumą) buvo naudojamas Wilcoxon'o testas – populiariausias neparametrinis dviejų priklausomų imčių lyginimo testas, kuris atsižvelgia ne tik į skirtumo tarp dviejų imčių ženklą, bet ir į to skirtumo dydį ir tuo yra pranašesnis už kitą populiarių neparametrinių – ženklų testą (Pukėnas, 2005). Wilcoxon'o testas yra Stjudento porinio t-testo neparametrinis analogas. Testo esmę trumpai galima apibūdinti taip: randamas

skirtumas tarp abiejų testavimo reikšmių (iš pirmojo testavimo reikšmių atimamos atitinkamos antrojo testavimo reikšmės) ir absoliučiosios gautų skirtumų reikšmės yra išdėstomos pagal rangus, paliekant rangams turėtus skirtumų ženklus.

Kriterijaus statistika  $Z$  gaunama įvertinant rangų su minuso ir pliuso ženklais sumas bei nulinių skirtumų skaičių. Remiantis šia statistika priimamas sprendimas dėl statistinės hipotezės:

$$\begin{cases} H_0: \text{kintamųjų skirstiniai yra vienodi,} \\ H_1: \text{kintamųjų skirstiniai nėra vienodi.} \end{cases}$$

Statistinės hipotezės reikšmingumui nustatyti buvo pasirinktas  $p < 0,05$  patikimumo lygmuo.

Panaudojant StatSoft STATISTICA paketą, taip pat buvo apskaičiuoti pagrindiniai aprašomosios statistikos parametrai (minimumas, maksimumas, mediana, standartinis nuokrypis, kvartilinės reikšmės, kvartilinis plotis) ir braižomos lyginamosios statistinės diagramos (*Box-and-Whisker Plots*).

Nagrinėjamų metalų ir metaloidų suminis pasiskirstymas dugno nuosėdose prieš ir po hidromechaninio ežero valymo buvo vertinamas pagal suminį užterštumo rodiklį  $Z_d$ , kuris yra ne tik dažniausiai naudojamas Lietuvos tyrėjų (pvz., Taraškevičius, Gregorauskas, 1993; Budavičius, 2003; Dumčius et al., 2011), buvo taikytas sudarant Lietuvos geocheminį atlasą (Kadūnas et al., 1999), bet ir rekomenduojamas visuomenės sveikatos apsaugos metodiniuose teisės aktuose kaip indikatorius, skirtas naudoti tais atvejais, kai tiriamas objektas yra užterštas ne viena chemine medžiaga arba cheminiu elementu (metalu), bet keliais. Suminis užterštumo rodiklis  $Z_d$  buvo apskaičiuojamas pagal šio darbo 1.5 skyriuje pateiktą formulę, panaudojant foninių nagrinėjamų elementų koncentracijų Lietuvos ežerų dugno nuosėdose vidurkius (Kadūnas, 2003); jei informacijos apie elemento foninę koncentraciją ežerų dugno nuosėdose nėra, buvo naudojamas šio elemento foninių koncentracijų Lietuvos dirvožemiuose vidurkis (Lietuvos higienos norma HN 60:2004).

### **3.5. Laboratorinių tyrimų rezultatų interpoliacijos į ištisinį paviršių metodika**

Siekiant įvertinti nagrinėjamų metalų ir metaloidų erdvinį pasiskirstymą, buvo panaudoti erdvinės statistikos metodai, kurie įgalina modeliuoti ir erdvinį trendą, ir erdvinę koreliaciją. Nors atlikto eksperimento mėginių imtis yra sąlyginai didelė, ištisiniame erdviniam paviršiui sumodeliuoti būtina atlikti duomenų prognozes ir interpoliavimą, t.y. ne tik įvertinti išmatuotas vertes, bet ir apskaičiuoti funkcijos reikšmes tarpiniuose taškuose. Duomenų prognozei atlikti buvo pasirinktas krigingo metodas, kuris suteikia imties duomenims svorius ir prie tam tikrų sąlygų minimizuoja vidutinę kvadratinę prognozės klaidą, t.y. pateikia geriausią tiesinę nepaslinktą prognozę. Nors imties duomenims svorius, priklausomai nuo jų atstumo iki prognozuojamo taško suteikia ir kiti duomenų prognozavimo metodai, tokie kaip atvirkščiai proporcingo atstumo, atvirkščiai proporcingo atstumo kvadrato ir kt., šiuose metoduose svoriai priklauso tik nuo atstumų iki skaičiuojamos vietos ir neatsižvelgiama į duomenų panašumą lyginant su prognozuojamu tašku. Tuo tarpu krigingo svoriai vertinami pagal iš pusvariogramę, kuri gaunama atsižvelgiant į erdvinį duomenų pobūdį, t.y. erdvinę autokoreliacija kiekybiškai išreiškiama pusdispersėmis, todėl svoriai priklauso ne tik nuo atstumo tarp matuojamų taškų ir skaičiuojamos reikšmės vietos, bet ir nuo visų matuojamų taškų išsidėstymo erdvėje. Be to krigingas atlieka tikslią interpoliaciją, t. y. prognozuotos imties stebinių reikšmės, kurios buvo naudojamos nežinomų reikšmių prognozei, išlieka nepakitusios. Krigingo procedūros metu stebiniams suteikiami svoriai pagal tam tikrą svorinę funkciją, kurios pagrindiniai ypatumai yra šie: (1) artimi stebiniai įgauna didesnius svorius, nei labiau nutolę; (2) santykinė jų proporcija priklauso nuo stebinių vietos ir parametrinio semivariogramos modelio; (3) kuo didesnė grynuolio dispersija, tuo mažesni svoriai stebinių, esančių arčiau prognozuojamų reikšmių; (4) grupuotos reikšmės turi mažesnius svorius, nei izoliuotos tuo

pačiu atstumu (Oliver and Webster, 1990; Ramanitharan et al. 2005, Borisenko, 2009).

Yra įvairių kriginio technikų, kurios pagrįstos įvairiomis prielaidomis, tačiau šiame darbe buvo naudotas normalusis (arba ordinarus, angl. *ordinary*) kriginas – paprasčiausias, statistiškai optimalus ir dažniausiai naudojamas tiesinis kriginas, kurio prielaidos: duomenyse nėra trendo – pastovus vidurkis nežinomas ir apskaičiuojamas iš išmatuotų reikšmių; regioninis kintamasis yra stacionarus (Tao 1995; Wang et al. 2003).

Remiantis šiomis prielaidomis bei naudojant stebinius (t.y. išmatuotas reikšmes)  $Z(\mathbf{s}_i)$  ir tų stebinių svorinį vidurki, nežinoma duomenų reikšmė  $Z(\mathbf{s}_0)$  prognozuojama pagal formulę:

$$\hat{Z}(\mathbf{s}_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i Z(\mathbf{s}_i), \quad (7)$$

čia  $\hat{Z}(\mathbf{s}_0)$  – normaliojo kriginio prognozė, svoriai  $\lambda_i$  –  $i$ -tojo kintamojo stebinio svoris matavimo vietoje  $\mathbf{s}_i$ ,  $Z(\mathbf{s}_i)$  –  $i$ -tojoje vietoje išmatuota reikšmė, o  $n$  – stebinių kiekis (išmatuotų reikšmių skaičius).

Normaliojo kriginio svoriai  $\lambda_i$  priklauso nuo išmatuotiems taškams pritaikyto modelio, atstumo iki prognozės vietos ir erdvinių ryšių tarp aplink prognozės vietą išmatuotų reikšmių. Prognozė skaičiuojama kaip tiesinė žinomų duomenų reikšmių kombinacija (svertinis vidurkis), t.y. reikšmės kiekviename taške  $Z(\mathbf{s}_0)$  skaičiuojamos kaip visuose taškuose  $Z(\mathbf{s}_i)$  išmatuotų reikšmių svertiniai vidurkiai. Normaliojo kriginio metodu gaunama geriausia tiesinė nepaslinkta sisteminės paklaidos prognozė (angl. *best linear unbiased prediction*): žinomuose taškuose apskaičiuotos reikšmės yra tikslios, o taikomos regioninių kintamųjų teorijos rezultatas yra „optimalus“ interpoliavimo metodas siekiant mažiausios prognozės dispersijos. Kitaip tariant, kiekvieno skaičiuojamo taško svoris priklauso nuo ne tik nuo taškų išsidėstymo bei variogramos modelio, bet yra taip pat skaičiuojamas pagal optimizavimo kriterijų – normaliojo kriginio atveju šis kriterijus yra prognozės

dispersijos minimizavimas. Praktikoje krigingo rezultatų efektyvumas priklauso nuo teisingo pusvariogramės pasirinkimo ir trendų modelio aprašymo. Tačiau, kadangi krigingas atlieka tikslią interpoliaciją, net ir parinkus nelabai tinkamus pusvariogramės parametrus, krigingas paviršių prognozuos geriau nei kiti interpoliacijos metodai. Be to, krigingo metodas yra pranašesnis, lyginant su deterministinėmis procedūromis, kadangi krigingu pateikiamos prognozės paklaidos kiekviename prognozuoto paviršiaus taške (Borisenko, 2009).

Duomenų interpoliacijai į ištisinį paviršių (taikant Krigingo algoritimą) ir dugno projekcijos kontūrinių žemėlapių braižymui buvo naudojamas Golden Software Surfer 9.0 programinės įrangos paketas.

Pažymėtina, kad erdvinio pasiskirstymo analizė buvo atliekama tik tų nagrinėjamų metalų ir metaloidų, kurių tiriamuose dugno nuosėdų sluoksniuose buvo aptikta 4-iuose ar daugiau mėginių.

#### 4. DARBO REZULTATAI IR JŲ APTARIMAS

##### 4.1. Atskirų nagrinėjamų metalų ir metaloidų pasiskirstymas dugno nuosėdose sluoksniuose prieš ir po hidromechaninio ežero valymo

###### As (arsenas)

Šiaurinėje Babruko ež. dalyje, prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, arseno buvo aptikta 12-oje iš 32 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir 14-oje – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Pagrindinė aprašomoji statistinė informacija apie dugno nuosėdų laboratorinių tyrimų metu nustatytas arseno koncentracijas pateikta 11 lentelėje ir 14 pav. Kaip matome, nors prieš valymą arseno koncentracijos paviršiniame sluoksnyje svyruoja nuo 6,45 iki 12,35 mg/kg, o popaviršiniame – nuo 6,14 iki 24,59 mg/kg, medianinės koncentracijos abiejuose sluoksniuose yra panašios – atitinkamai 8,20 ir 9,74 mg/kg.

11 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas arseno koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

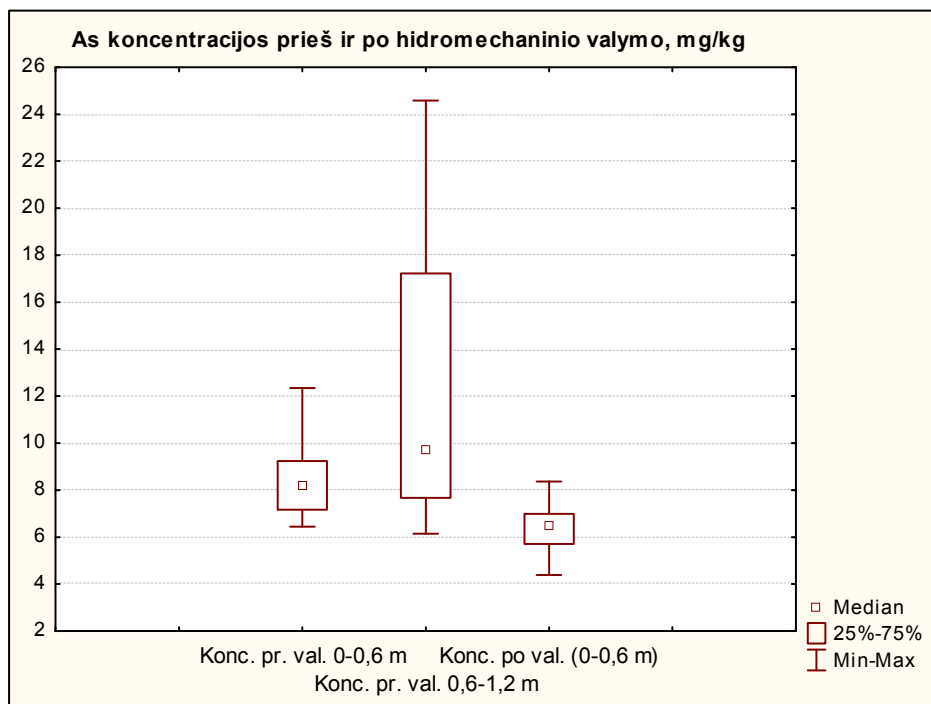
	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
Aptikta (mėg. skaičius)	12/32	14/32	17/32
Minimali konc., mg/kg	6,45	6,14	4,39
Maksimali konc., mg/kg	12,35	24,59	8,36
Medianinė konc., mg/kg	8,20	9,74	6,52
Standartinis nuokrypis	1,71	6,52	1,12
Foninė konc. (Lietuvos dirv. vid.), mg/kg		3,05	
Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		5,90	
Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		17,00	
DLK, mg/kg		10,00	
Median. konc. viršija foninę, kart.	2,69	3,19	2,14
Maks. konc. viršija DLK, kart.	1,24	2,46	0,84

Tačiau pastebimas netolygus arseno kiekių pasiskirstymas popaviršiniame sluoksnyje, kurį atspindi didelis standartinis nuokrypis,



siekiantis 6,52 (paviršiniame sluoksnyje jis tesiekia 1,71). Pažymėtina, kad išskirtinai didelės koncentracijos, viršijančios 20 mg/kg, popaviršiniame sluoksnyje buvo nustatytos trijuose mėginiuose.

Prieš valymą nustatytų arseno koncentracijų lyginamosios analizės rezultatai rodo, kad medianinės koncentracijos tiek paviršiniame, tiek popaviršiniame sluoksniuose viršija vidutinę foninę šio elemento koncentraciją Lietuvos dirvožemyje atitinkamai 2,69 ir 3,19 karto, o maksimalios koncentracijos viršija DLK 1,24 ir 2,46 karto. Be to, keturiuose popaviršinio sluoksniuose arseno koncentracijos viršija 17,00 mg/kg – koncentraciją, kuri Kanados ežerų dugno nuosėdų tyrimuose apibūdinama kaip galinti sąlygoti neigiamą poveikį vietos biotai (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999). Ženklys foninių ir didžiausių leidžiamų koncentracijų viršijimai aiškiai rodo antropogeninės veiklos – 1964-2002 m. išleidžiamų komunalinių nuotekų įtaką šio elemento kiekiams dugno nuosėdose.



14 pav. Šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytų arseno koncentracijų palyginimas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

14 pav. pateiktas arseno koncentracijų palyginimas paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose iliustruoja netolygų arseno kiekių pasiskirstymą ir elemento koncentracijų kvartilinio pločio padidėjimą popaviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje. Tačiau lyginant arseno koncentracijas prieš valymą paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose, Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai (12 lentelė) parodė, kad šis padidėjimas (tiksliau, skirtumas tarp sluoksnių) nėra reikšmingas – P vertė siekia 0,895860 (kaip reikšminga vertinama  $P < 0,0500$ ).

12 lentelė. Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai lyginant arseno koncentracijas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo

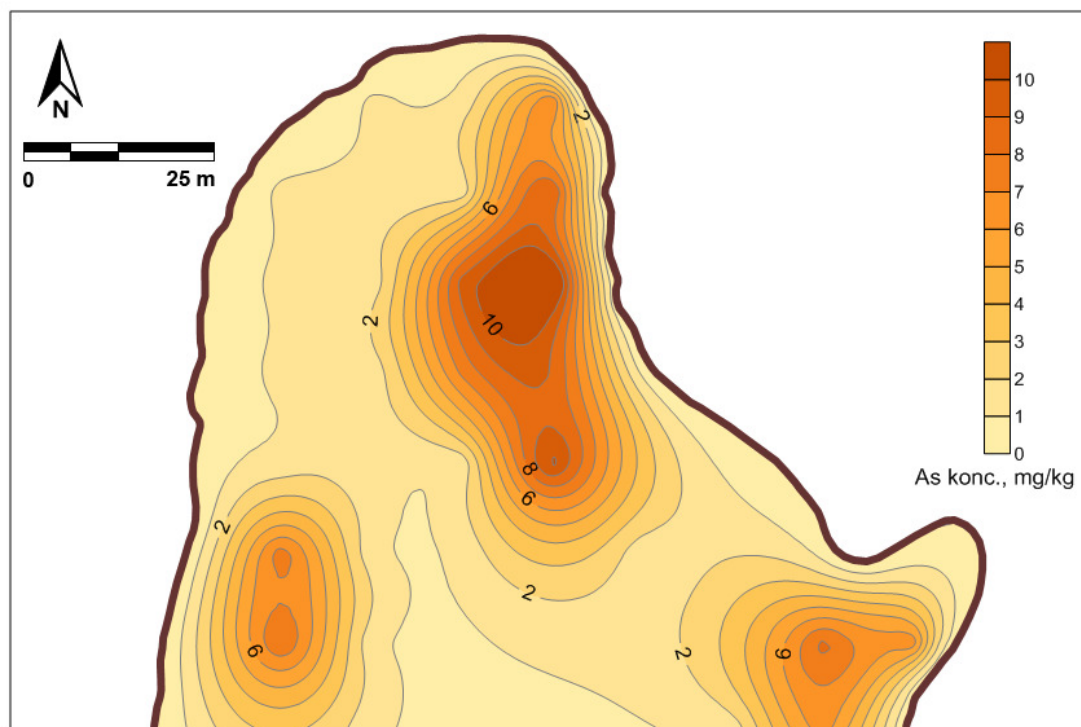
<b>P &lt; 0,0500 vertinama kaip reikšminga</b>			
<b>Kintamųjų poros</b>	<b>N</b>	<b>Z kriterijus</b>	<b>P vertė</b>
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje, prieš valymą	32	0,130893	0,895860
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje prieš valymą ir po valymo	32	3,978099	<b>0,000069</b>

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ežero dalyje arseno buvo aptikta 17-oje iš 32 tirtų mėginių. Po valymo arseno kiekių pasiskirstymas dugno nuosėdose yra gana tolygus, koncentracijos svyruoja nuo 4,39 iki 8,36 mg/kg, o standartinis nuokrypis siekia vos 1,12. Be to, po valymo nustatyti arseno kiekiai yra mažesni nei prieš valymą: maksimali nustatyta koncentracija neviršija DLK, o medianinė koncentracija viršija foninę tik 2,14 karto (žr. 11 lentelę). Reikšmingą skirtumą tarp arseno koncentracijų paviršiniame sluoksnyje prieš ir po hidromechaninio valymo parodė ir Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai – P vertė yra vertinama kaip reikšminga ir siekia 0,000069 (12 lentelė). Laboratorinių tyrimų rezultatų interpoliacija į ištisinį paviršių leido sumodeliuoti arseno erdvinį pasiskirstymą tirtuose sluoksniuose ir įvertinti hidromechaninio ežero valymo įtaką jo kaitai. Prieš valymą šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6

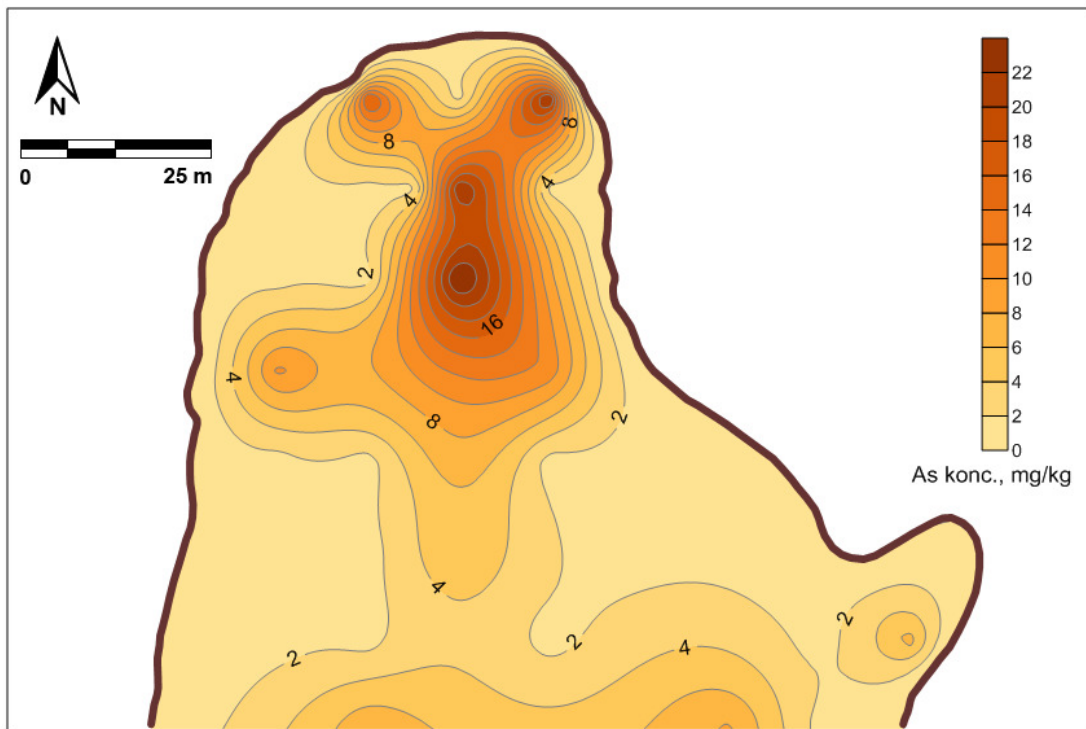
m) sluoksnyje stebimi trys padidėjusių arseno koncentracijų arealai (žr. 15 pav. pateiktą dugno projekcijos kontūrinį žemėlapi). Didžiausios koncentracijos (iki 12,35 mg/kg) nustatytos didžiausią plotą užimančiame areale (židinyje), išsidėsčiusiame nagrinėjamos akvatorijos šiaurės–rytų dalyje ir besidriekiančiame pietų–šiaurės kryptimi, link šiaurėje esančios protakos į Olaukos ežerėlį. Antrasis, kur kas mažesnio ploto židinyje nustatytas pietrytinėje akvatorijos dalyje, nedidelėje uždumblėjusioje įlankėlėje.

Trečiasis, panašaus dydžio arealas išsidėstęs pietvakarinėje dalyje. Abu pastarieji židiniai skiriasi nuo pirmojo ne tik plotu – juose koncentracijos nesiekia maksimalių verčių ir tik šiek tiek viršija medianinę 8,20 mg/kg koncentraciją.

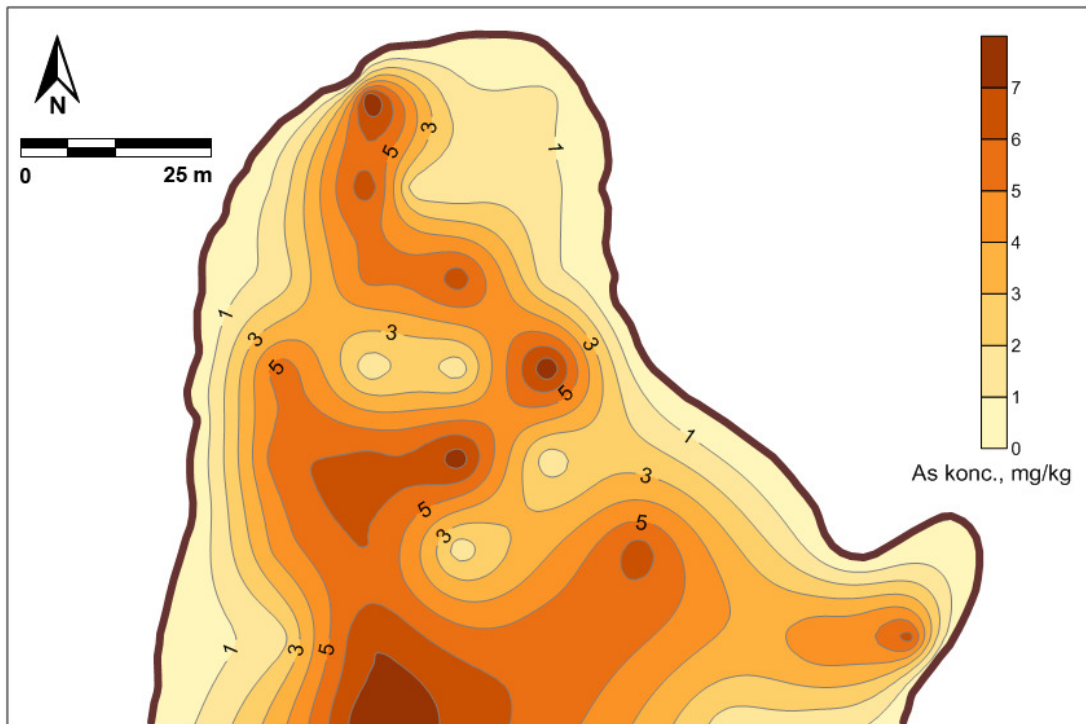
Popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (16 pav.) didžiausi arseno kiekiai susitelkę šiaurinėje akvatorijos dalyje esančiame netolygios formos židinyje, kuris driekiasi akvatorijos viduriu pietų–šiaurės kryptimi, link jau minėtos šiaurėje esančios protakos.



15 pav. Arseno koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (prieš valymą)



16 pav. Arseno koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (prieš valymą)



17 pav. Arseno koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (po valymo)

Maksimalios koncentracijos (iki 24,59 mg/kg) nustatytos šio židinio vidurinėje dalyje, šiaurės–vakarų ir šiaurės–rytų dalyse arseno koncentracijos siekia atitinkamai iki 14,00 ir 20,00 mg/kg. Po hidromechaninio ežero valymo, arseno kiekių erdvinis pasiskirstymas šiaurinėje ežero dalyje yra gana tolygus, o maksimalios koncentracijos (mažesnės nei prieš valymą ir siekiančios iki 8,36 mg/kg) nustatytos pavieniuose taškuose, išsibarsčiusiuose po visą tiriamos akvatorijos plotą (17 pav.). Šie erdvinės analizės rezultatai patvirtina ir papildo aukščiau aprašytas statistinės analizės rezultatus.

**Pietinėje** Babruko ež. dalyje, prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, arseno buvo aptikta šešiuose iš 31 tirtu mėginio – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir dvylikoje iš 28 tirtų – popaviršiniame (0,6–1,2 m).

Pagrindinė aprašomoji statistinė informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas arseno koncentracijas pateikta 13 lentelėje ir 18 pav.

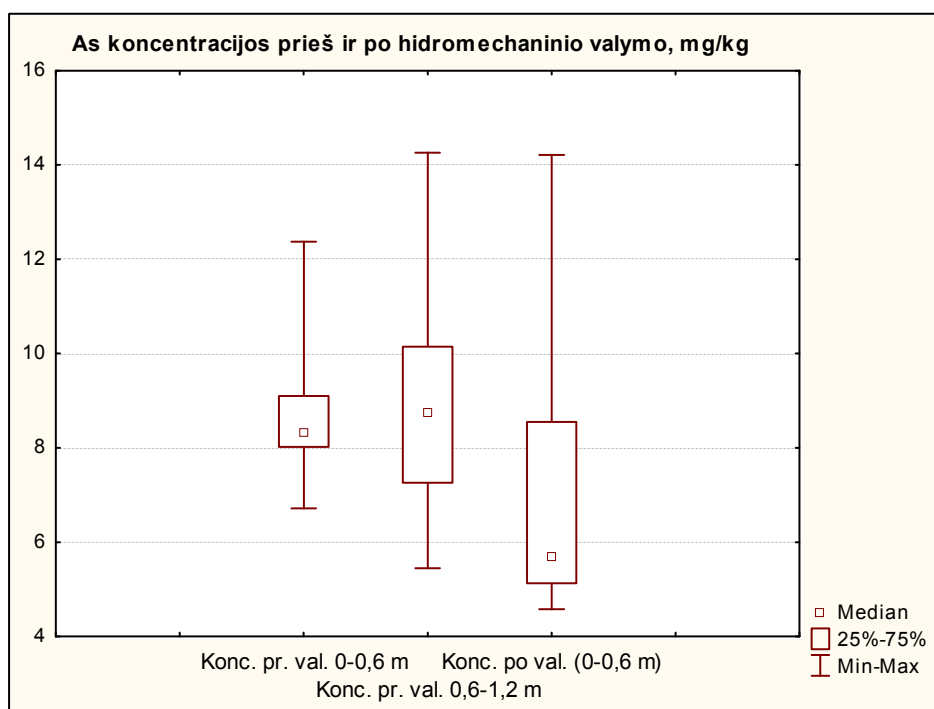
13 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas arseno koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	6/31	12/28	16/31
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	6,72	5,45	4,58
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	12,37	14,26	14,21
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	8,34	8,77	5,70
<b>Standartinis nuokrypis</b>	1,92	2,42	2,69
<b>Foninė konc. (Lietuvos dirv. vid.), mg/kg</b>		3,05	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		5,90	
<b>Potencialų neig. poveikį sukelianti konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		17,00	
<b>DLK, mg/kg</b>		10,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	2,73	2,87	1,87
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	1,24	1,43	1,42

Kaip matome, prieš valymą arseno koncentracijos paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose yra panašios: jos svyruoja atitinkamai nuo 6,72 iki 12,37 mg/kg ir nuo 5,45 iki 14,26 mg/kg; medianinės koncentracijos savo ruožtu siekia 8,34 ir 8,77 mg/kg. Koncentracijų sklaida gan tolygi abiejuose sluoksniuose: standartinio nuokrypio reikšmės paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose atitinkamai siekia 1,92 ir 2,42. Prieš valymą nustatytų arseno koncentracijų lyginamosios analizės rezultatai rodo, kad medianinės koncentracijos tiek paviršiniame, tiek popaviršiniame sluoksniuose viršija vidutinę foninę šio elemento koncentraciją Lietuvos dirvožemyje atitinkamai 2,73 ir 2,87 karto, o maksimalios koncentracijos viršija DLK 1,24 ir 1,43 karto. Tačiau, skirtingai nei šiaurinėje ežero dalyje, arseno koncentracijos neviršija potencialų neigiamą poveikį sukeliančios 17,00 mg/kg koncentracijos. Sąlyginai mažesnės koncentracijos šioje, labiau nuo praeities taršos šaltinio nutolusioje ežero dalyje patvirtina aukščiau minėtą teiginį apie antropogeninės veiklos įtaką dugno nuosėdų užterštumui.

Nors 18 pav. pateiktame grafiniame koncentracijų palyginime matomas arseno koncentracijų kvartilinio pločio padidėjimas popaviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje, Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai (14 lentelė) parodė, kad arseno koncentracijų skirtumas prieš valymą paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose nėra reikšmingas – P vertė siekia 0,492790 (kaip reikšminga vertinama  $P < 0,0500$ ).

Po hidromechaninio ežero valymo, pietinėje Babruko ež. dalyje arseno buvo aptikta 16-oje iš 31 tirta mėginio. Minimali ir maksimali arseno koncentracijos po valymo siekia atitinkamai 4,58 ir 14,21 mg/kg (t.y. maksimali koncentracija beveik identiška popaviršiniame sluoksnyje prieš valymą nustatytai koncentracijai); koncentracijų sklaida po valymo (standartinis nuokrypis – 2,69) taip pat panaši į sklaidą popaviršiniame sluoksnyje prieš valymą (13 lentelė.). Tačiau 18 pav. pateiktoje diagramoje aiškiai matoma, kad ir arseno medianinė koncentracija (5,70 mg/kg, foninės konc. viršijimas – tik 1,87 karto), ir koncentracijų kvartilinis plotis po valymo yra ženkliai mažesni nei prieš valymą.



18 pav. Pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytų arseno koncentracijų palyginimas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

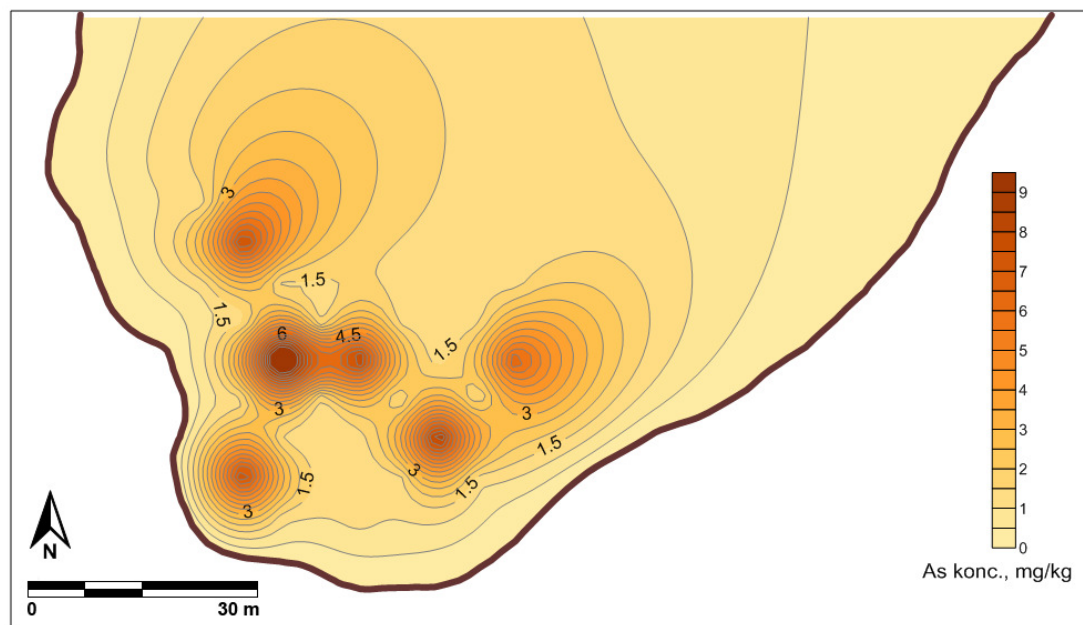
Arseno koncentracijų skirtumo reikšmingumą pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose prieš ir po hidromechaninio ežero valymo patvirtina ir Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai: lyginant koncentracijas paviršiniame sluoksnyje prieš ir po valymo gaunama reikšminga P vertė – 0,004222 ( žr. 14 lentelę).

14 lentelė. Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai lyginant arseno koncentracijas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo

<b>P &lt; 0,0500 vertinama kaip reikšminga</b>			
<b>Kintamųjų poros</b>	<b>N</b>	<b>Z kriterijus</b>	<b>P vertė</b>
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje, prieš valymą	31	0,685879	0,492790
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje prieš valymą ir po valymo	28	2,861096	<b>0,004222</b>

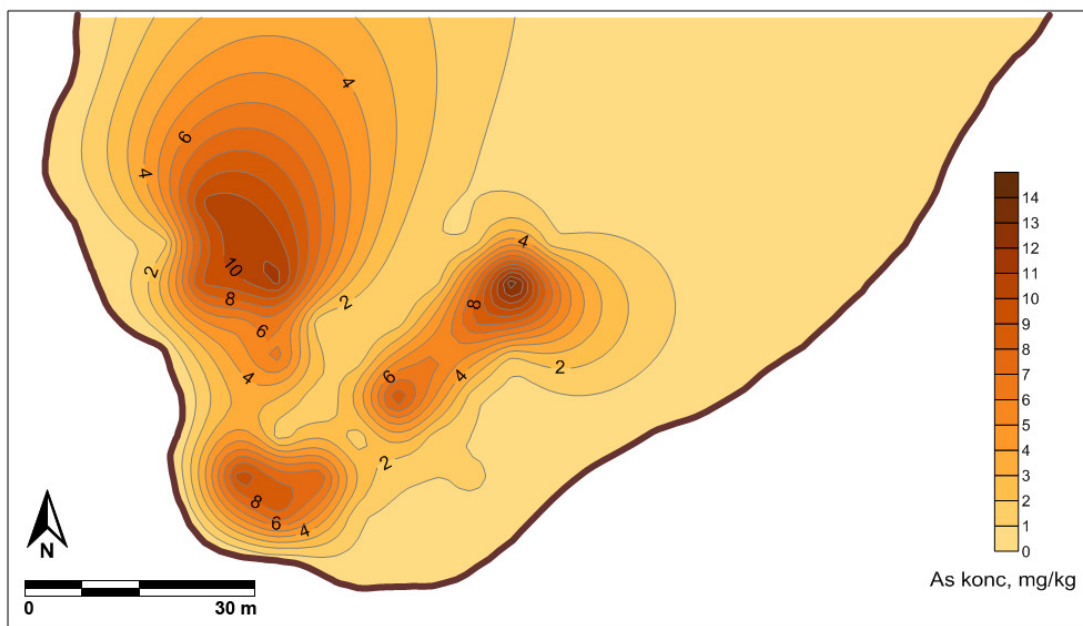
Arseno koncentracijų interpoliacija į ištisinių paviršių pietinės ežero dalies dugno plote iliustruojama 19 – 21 pav. pateikiamuose dugno projekcijos kontūrinuose žemėlapiuose. Erdvinės sklaidos analizės rezultatai rodo, kad prieš valymą, pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (19 pav.) arsenas pasiskirstęs šešiuose pavieniuose netolygiai išsidėsčiusiuose židiniuose, o maksimalūs jo kiekiai (iki 14,21 mg/kg) susitelkę rytinėje tirtos akvatorijos dalyje. Popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (20 pav.) išlieka minėtas rytinis arseno židinys, tačiau matomi dar du anomaliai didelių arseno kiekių arealai – pietrytinėje ir centrinėje–vakarinėje akvatorijos dalyse.

Priešingai nei šiaurinėje ežero dalyje, po hidromechaninio ežero valymo (21 pav.) arseno kiekių erdvinis pasiskirstymas pietinės dalies paviršiniame sluoksnyje labai panašus į popaviršiniame sluoksnyje prieš valymą stebėtą pasiskirstymą: anomalijų išsidėstymas beveik identiškas, tik vidutinės ir medianinės koncentracijos yra mažesnės, o maksimalios koncentracijos vyrauja centrinėje–vakarinėje, o ne rytinėje ir pietrytinėje srityse.

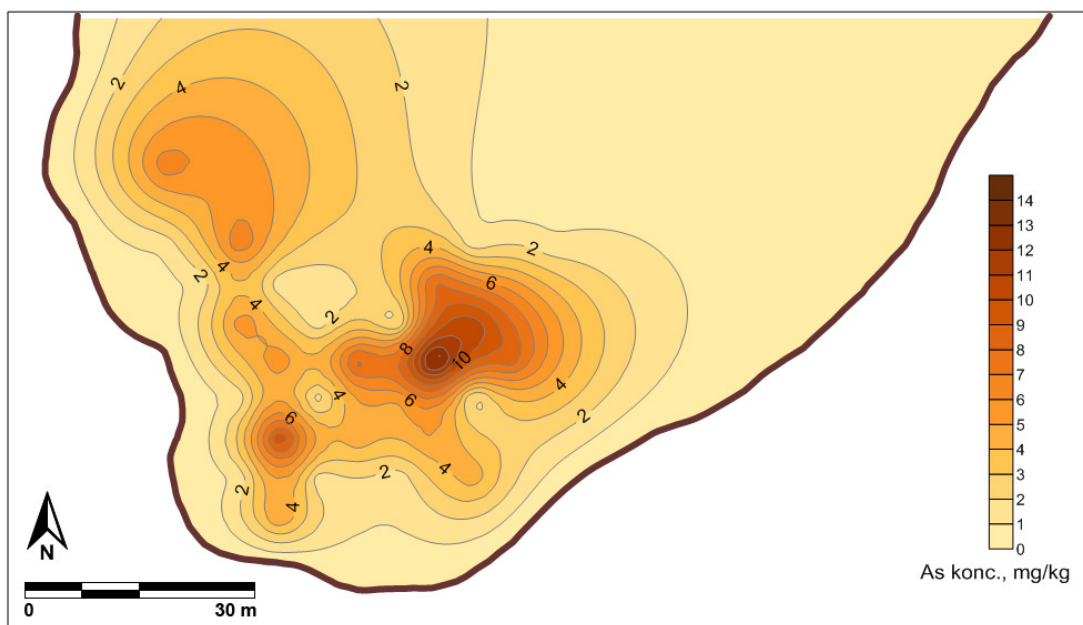


19 pav. Arseno koncentracijų pasiskirstymas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (prieš valymą)





20 pav. Arseno koncentracijų pasiskirstymas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (prieš valymą)



21 pav. Arseno koncentracijų pasiskirstymas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (po valymo)

## Cd (kadmis)

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **šiaurinėje** Babruko ež. dalyje kadmio aptikta tik dviejuose iš 32 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir dešimtyje iš 32 – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Dėl tokio didelio šio metalo vertikalios pasiskirstymo netolygumo, lyginti jo sklaidą paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose nėra prasmės. Tačiau būtina pažymėti, kad dviejuose paviršinio sluoksnio mėginiuose nustatytos koncentracijos, kurios svyruoja nuo 10,75 iki 25,56 mg/kg yra anomaliai didelės – jų medianinė vertė (18,16 mg/kg) viršija vidutinę foninę kadmio koncentraciją Lietuvos dirvožemyje (0,175 mg/kg) net 103,74 karto, o maksimali koncentracija viršija didžiausią leidžiamą (3,00 mg/kg) 8,52 karto (žr. 15 lentelę). Net minimali nustatyta koncentracija daugiau kaip tris kartus viršija DLK ir koncentraciją, kuri Kanados ežerų dugno nuosėdų tyrimuose apibūdinama kaip galinti sukelti neigiamą poveikį vietos biotai (3,50 mg/kg).

15 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas kadmio koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	2/32	10/32	1/32
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	10,75	12,10	15,31
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	25,56	31,79	15,31
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	18,16	14,97	-
<b>Standartinis nuokrypis</b>	10,47	6,18	-
<b>Foninė konc. (Lietuvos dirv. vid.), mg/kg</b>		0,175	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		0,6	
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		3,50	
<b>DLK, mg/kg</b>		3,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	103,74	85,54	87,49
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	8,52	10,60	5,10

Popaviršiniame sluoksnyje nustatytos dar didesnės kadmio koncentracijos – dešimtyje mėginių jos svyruoja nuo 12,10 iki 31,79 mg/kg ir

nors medianinė vertė yra šiek tiek mažesnė – 14,97 mg/kg, ji viršija foninę 85,54 karto, o maksimali koncentracija viršija DLK net 10,6 karto (15 lentelė). Tokios koncentracijos apibūdinamos kaip ypač pavojingos ir keliančios pavojų augalams, gyvūnams ir žmogaus sveikatai (HN 60:2004).

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ež. dalyje kadmio buvo nustatyta tik viename iš 32 tirtų mėginių, o nustatyta koncentracija siekė 15,31 mg/kg. Ši koncentracija yra apie du kartus mažesnė nei nustatytos maksimalios koncentracijos abiejuose sluoksniuose prieš valymą ir artima prieš valymą nustatytai medianinei reikšmei. Nors ji 87,49 karto viršija foninę koncentraciją ir 5,10 karto – didžiausią leidžiamą koncentraciją, anomalijos plotas yra nedidelis (aplinkiniuose taškuose kadmio koncentracijos nesiekia matavimo metodo aptikimo ribos), todėl galima teigti, kad pavojaus nagrinėjamos akvatorijos biotai ji nekelia.

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **pietinėje** Babruko ež. dalyje kadmio buvo aptikta tik viename iš 31 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir nenustatyta nei viename iš 28 tirtų mėginių – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Paviršiniame sluoksnyje nustatyta koncentracija siekia 12,97 mg/kg – tai 4,32 karto daugiau nei didžiausia leidžiama koncentracija ir 74,11 karto daugiau nei vidutinė foninė koncentracija Lietuvos dirvožemiuose (16 lentelė).

Po hidromechaninio ežero valymo, kadmio buvo aptikta tik viename mėginyje, o nustatyta koncentracija jame siekė 9,20 mg/kg – mažiau nei prieš valymą, tačiau 3,06 karto daugiau nei DLK ir 52,57 karto daugiau nei vidutinė foninė koncentracija Lietuvos dirvožemiuose.

16 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas kadmio koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
Aptikta (mėg. skaičius)	1/31	0/28	1/31
Minimali konc., mg/kg	12,97	-	9,20
Maksimali konc., mg/kg	12,97	-	9,20
Medianinė konc., mg/kg	-	-	-
Standartinis nuokrypis	-	-	-
Foninė konc. (Lietuvos dirv. vid.), mg/kg		0,175	
Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		0,6	
Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		3,50	
DLK, mg/kg		3,00	
Median. konc. viršija foninę, kart.	-	-	-
Maks. konc. viršija DLK, kart.	4,32	-	3,06

### Co (kobaltas)

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **šiaurinėje** Babruko ež. dalyje kobalto buvo aptikta tik viename iš 32 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir dviejuose iš 32 – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Kaip ir aukščiau aprašyto kadmio atveju, paviršinio sluoksnių mėginyje nustatyta kobalto koncentracija – 79,80 mg/kg yra anomaliai didelė ir viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose (2,9 mg/kg) 25,51 karto, o maksimalią leidžiamą koncentraciją (30,00 mg/kg) – 2,66 karto (žr. 17 lentelę). Popaviršiniame sluoksnyje (dviejuose mėginiuose) nustatytos kobalto koncentracijos svyruoja nuo 71,20 iki 228,24 mg/kg, t.y. yra dar didesnės nei paviršiniame sluoksnyje. Medianinė jų vertė siekia 149,72 mg/kg ir 51,63 karto viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose, o maksimali nustatyta koncentracija viršija DLK (30,00 mg/kg) net 7,61 karto. Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ež. dalyje kobalto buvo aptikta trijuose iš 32 tirtų mėginių. Medianinė nustatytų koncentracijų vertė – 69,31 mg/kg 23,90 karto viršija foninę koncentraciją, o maksimali po valymo nustatyta koncentracija viršija DLK (30,00 mg/kg) 2,62 karto.

17 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas kobalto koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
Aptikta (mėg. skaičius)	1/32	2/32	3/32
Minimali konc., mg/kg	79,80	71,20	60,92
Maksimali konc., mg/kg	79,80	228,24	78,64
Medianinė konc., mg/kg	-	149,72	69,31
Standartinis nuokrypis	-	111,04	8,86
Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg	2,9		
Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg	Nenustatyta		
Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg	Nenustatyta		
DLK, mg/kg	30,00		
Median. konc. viršija foninę, kart.	-	51,63	23,90
Maks. konc. viršija DLK, kart.	2,66	7,61	2,62

Apibendrinant, kobalto koncentracijos po valymo yra artimos paviršiniame sluoksnyje prieš valymą nustatytoms koncentracijoms ir ženkliai mažesnės už popaviršiniame sluoksnyje prieš valymą nustatytas koncentracijas.

Panašios tendencijos stebimos ir **pietinėje** Babruko ež. dalyje. Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, kiekviename iš tiriamų sluoksnių kobalto buvo aptikta dviejuose mėginiuose. Paviršiniame sluoksnyje nustatytos koncentracijos abiejuose mėginiuose beveik identiškos, o jų medianinė vertė viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose 32,84 karto. Maksimali šiame sluoksnyje nustatyta koncentracija viršija DLK 3,22 karto (18 lentelė).

Popaviršiniame sluoksnyje (dviejuose mėginiuose) nustatytos kobalto koncentracijos yra didesnės nei paviršiniame ir svyruoja nuo 117,94 iki 128,33 mg/kg. Medianinė jų vertė siekia 123,14 mg/kg ir 42,46 karto viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose, o maksimali nustatyta koncentracija viršija DLK (30,00 mg/kg) 4,28 karto.

18 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas kobalto koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	2/31	2/28	4/31
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	93,77	117,94	56,62
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	96,73	128,33	103,32
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	95,25	123,14	61,37
<b>Standartinis nuokrypis</b>	2,09	7,35	21,93
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>	2,9		
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>	Nenustatyta		
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>	Nenustatyta		
<b>DLK, mg/kg</b>	30,00		
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	32,84	42,46	21,16
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	3,22	4,28	3,44

Po hidromechaninio ežero valymo, pietinėje Babruko ež. dalyje kobalto buvo aptikta keturiuose iš 31 tirtų mėginių, o nustatytos koncentracijos svyruoja nuo 56,62 iki 103,32 mg/kg (koncentracijų sklaida yra ženkliai didesnė nei abiejuose sluoksniuose prieš valymą – standartinis nuokrypis siekia net 21,93). Nors medianinė vertė – 61,37 mg/kg 21,16 karto viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose, o maksimali po valymo nustatyta koncentracija viršija DLK (30,00 mg/kg) 3,44 karto, kobalto koncentracijos po valymo yra artimos paviršiniame sluoksnyje prieš valymą nustatytoms koncentracijoms ir ženkliai mažesnės už popaviršiniame sluoksnyje prieš valymą nustatytas koncentracijas (kaip ir šiaurinėje ežero dalyje).

### **Cr (chromas)**

**Šiaurinėje** Babruko ež. dalyje, prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, chromo buvo aptikta šešiuose iš 32 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir penkiuose – popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje. Pagrindinė aprašomoji statistinė informacija apie dugno nuosėdų laboratorinių tyrimų metu nustatytas chromo koncentracijas pateikta 19 lentelėje ir 22 pav. Kaip matome, prieš valymą

chromo medianinės koncentracijos yra labai panašios (atitinkamai 22,37 ir 24,33 mg/kg), tačiau paviršiniame sluoksnyje stebimas ypač didelis koncentracijų netolygumas – standartinis nuokrypis siekia net 22,84, o nustatytas maksimumas (76,97 mg/kg) ženkliai viršija popaviršiniame sluoksnyje nustatytą maksimalią koncentraciją (56,30 mg/kg).

19 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas chromo koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

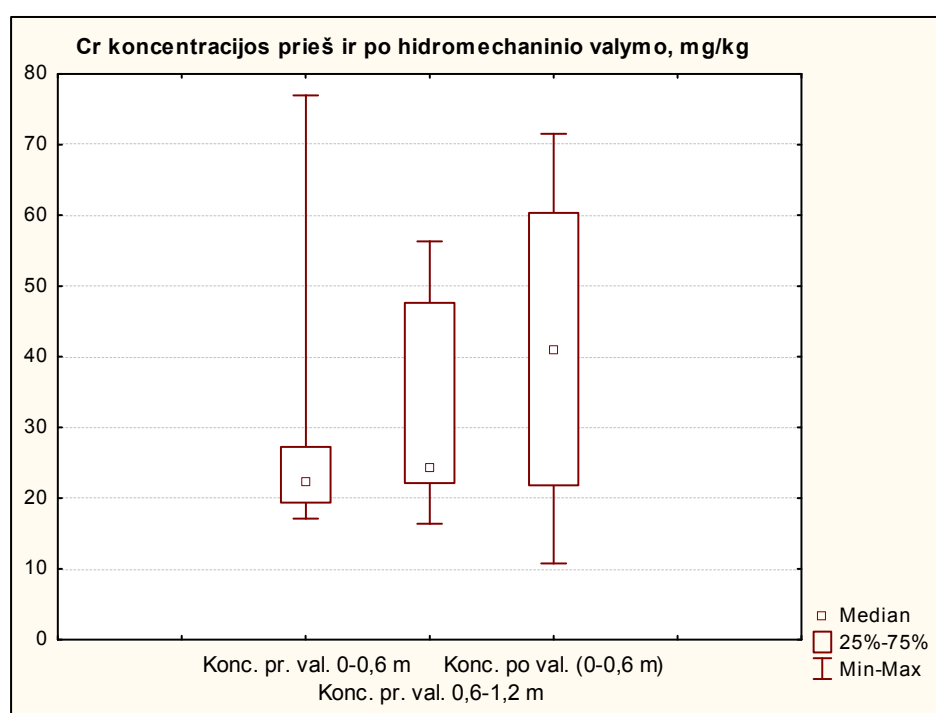
	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	6/32	5/32	4/32
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	17,10	16,38	10,79
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	76,97	56,30	71,54
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	22,37	24,33	40,99
<b>Standartinis nuokrypis</b>	22,84	17,50	25,67
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>		15,95	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		37,30	
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		90,00	
<b>DLK, mg/kg</b>		100,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	1,40	1,53	2,57
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	0,77	0,56	0,72

Ši netolygumą puikiai iliustruoja 22 pav. pateiktoje diagramoje matomas chromo koncentracijų kvartilinio pločio skirtumas ir patvirtina Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai (20 lentelė), kurie rodo reikšmingą skirtumą tarp koncentracijų prieš valymą paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose – P vertė siekia 0,000998 (kaip reikšminga vertinama  $P < 0,0500$ ).

Prieš valymą nustatytų chromo koncentracijų lyginamosios analizės rezultatai rodo, kad šio metalo kiekiai nagrinėjamoje Babruko ežero dalyje nėra anomaliai dideli – medianinės koncentracijos tiek paviršiniame, tiek popaviršiniame sluoksniuose viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose atitinkamai vos 1,4 ir 1,53 karto, o didžiausios leidžiamos koncentracijos neviršijamos nei viename mėginyje.

20 lentelė. Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai lyginant chromo koncentracijas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo

P < 0,0500 vertinama kaip reikšminga			
Kintamųjų poros	N	Z kriterijus	P vertė
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje, prieš valymą	32	3,291013	<b>0,000998</b>
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje prieš valymą ir po valymo	32	3,253616	<b>0,001140</b>



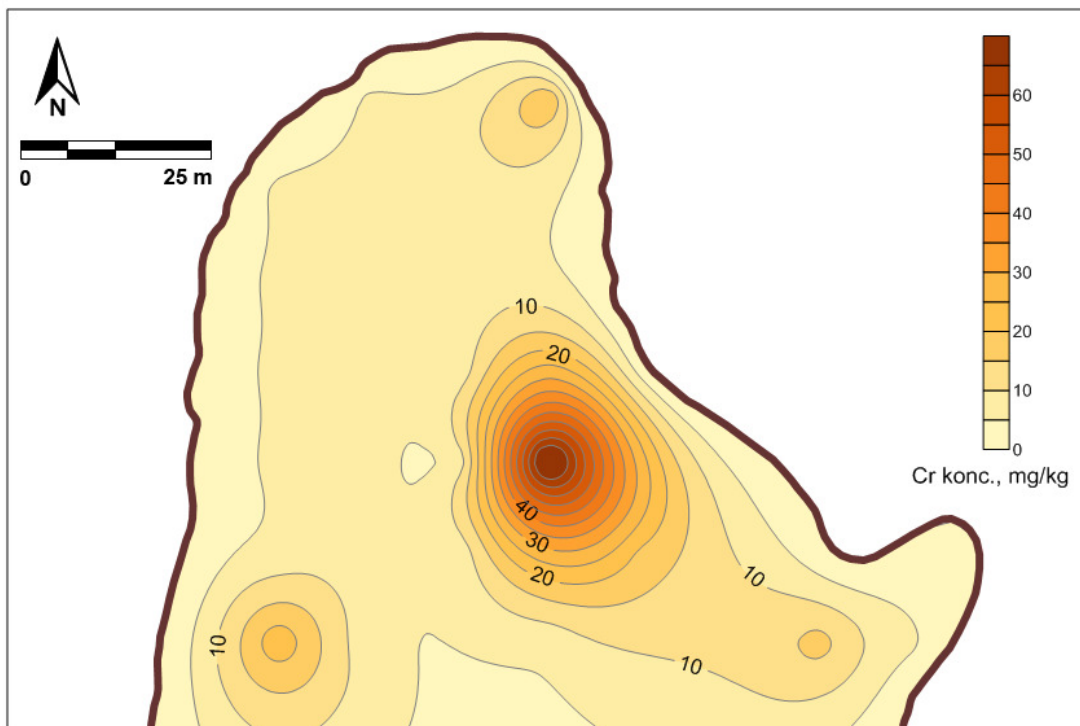
22 pav. Šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytų chromo koncentracijų palyginimas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ežero dalyje chromo buvo aptikta keturiuose iš 32 tirtų mėginių. Nustatytos koncentracijos svyruoja plačiame diapazone – nuo 10,79 iki 71,54 mg/kg (standartinis nuokrypis siekia net 25,76). Priešingai, nei šio skyriaus pradžioje aprašytų elementų, medianinės chromo koncentracijos po valymo yra beveik dvigubai didesnės; didesnis ir koncentracijų kvartilinis plotis (22 pav.). Reikšmingą

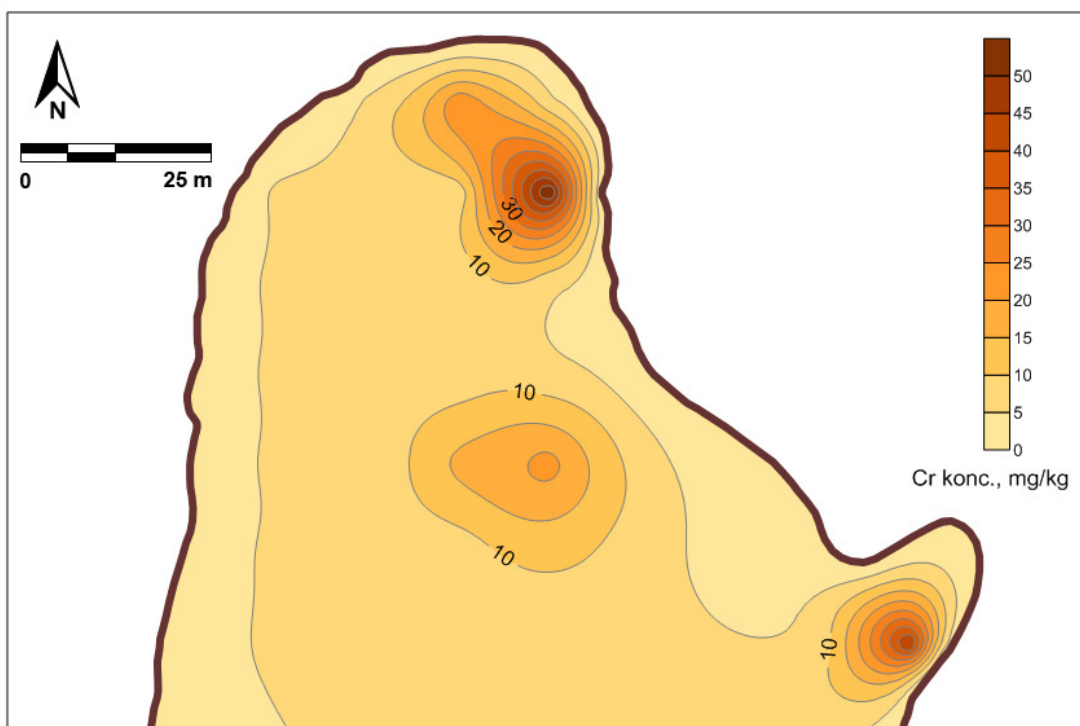


skirtumą tarp chromo koncentracijų paviršiniame sluoksnyje prieš ir po hidromechaninio valymo rodo ir Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai – P vertė yra vertinama kaip reikšminga ir siekia 0,001140 (20 lentelė). Tačiau, nors medianinė koncentracija po valymo yra ženkliai didesnė, ji viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose tik 2,57 karto, o didžiausios leidžiamos koncentracijos neviršijamos nei viename mėginyje.

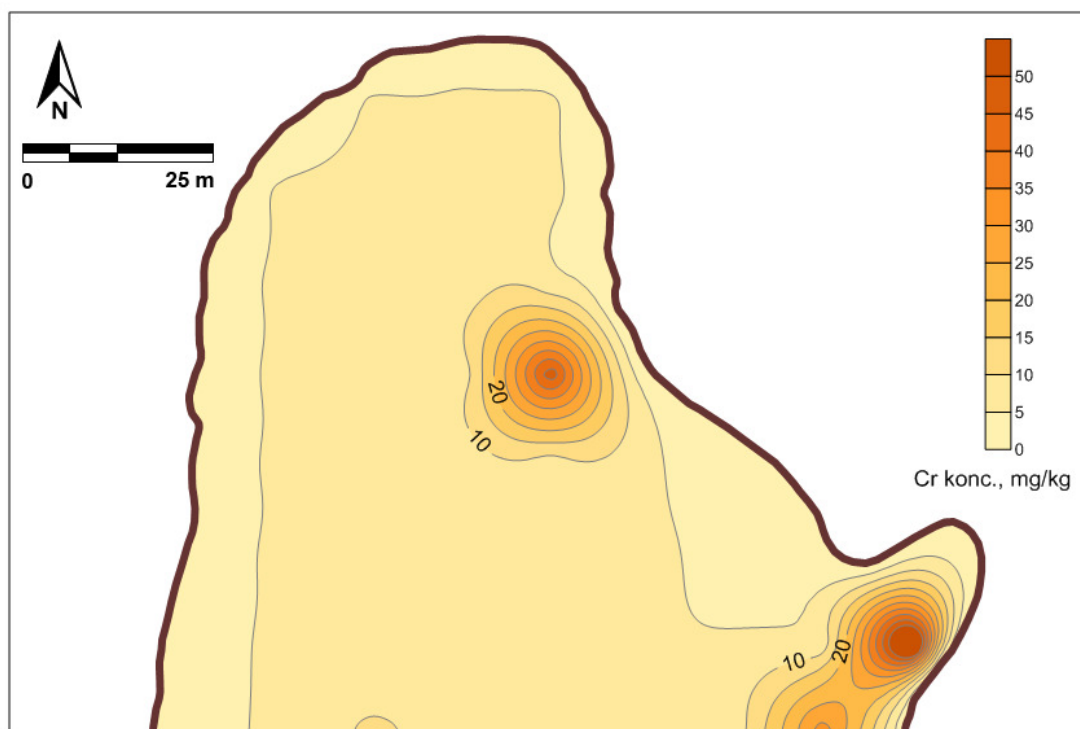
Chromo koncentracijų interpoliacijos (žr. 23 pav. pateiktą dugno projekcijos kontūrinį žemėlapi) ir erdvinio pasiskirstymo analizė rodo, kad padidėjusių šio metalo kiekių židiniai prieš valymą šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje išsidėstę labai panašiai, kaip ir arseno: matomi trys pagrindiniai padidėjusių koncentracijų arealai, didžiausias iš kurių (tiek pagal plotą, tiek pagal koncentracijas, pasiekiančias maksimalią 76,97 mg/kg vertę) plyti nagrinėjamos akvatorijos šiaurės–rytų dalyje ir susijungia su kur kas mažesnio ploto ir koncentracijų (iki 30,50 mg/kg) židiniu, esančiu pietrytinėje akvatorijos dalyje, greta uždumblėjusios įlankėlės. Trečiasis, tarpinio dydžio arealas išsidėstęs pietvakarinėje dalyje, jame koncentracijos siekia medianinę vertę – 22,37 mg/kg. Paminėtina ir nedidelė chromo anomalija šiaurinėje akvatorijos dalyje – būtent joje susitelkęs pagrindinis šio metalo kiekis (čia nustatyta maksimali 56,30 mg/kg koncentracija) popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (24 pav.). Palyginus su paviršiniu sluoksniu, akvatorijos šiaurės–rytų dalyje esantis židinis išlieka, tačiau jo plotas ir ypač koncentracijos mažesni. Tuo tarpu pietrytinėje akvatorijos dalyje, greta uždumblėjusios įlankėlės paviršiniame sluoksnyje esantis chromo židinis popaviršiniame sluoksnyje yra labiau išreikštas, o koncentracijos jame siekia 45,50 mg/kg ir beveik dvigubai viršija medianinę vertę. Priešingai nei arseno atveju, po hidromechaninio ežero valymo išliko du aiškiai išreikšti pavieniai chromo židiniai (25 pav.): paviršiniame sluoksnyje prieš valymą šiaurės–rytų dalyje (jo plotas po valymo sumažėjo) ir popaviršiniame sluoksnyje prieš valymą pietrytinėje akvatorijos dalyje, greta uždumblėjusios įlankėlės (plotas po valymo padidėjo).



23 pav. Chromo koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (prieš valymą)



24 pav. Chromo koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (prieš valymą)



25 pav. Chromo koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (po valymo)

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **pietinėje** Babruko ež. dalyje chromo aptikta tik viename iš 31 tirtu mėginio – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir viename iš 28 – popaviršiniame (0,6–1,2 m).

Nustatytos koncentracijos – atitinkamai 81,12 ir 23,75 mg/kg nėra išskirtinai didelės ir neviršija didžiausios leidžiamos koncentracijos (100 mg/kg), tačiau gerokai didesnės už vidutinę foninę chromo koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose (15,95 mg/kg). Laboratorinių chromo tyrimų pietinės Babruko dalies dugno nuosėdose rezultatai apibendrinti 21 lentelėje.

Po hidromechaninio ežero valymo, pietinėje Babruko ež. dalyje chromo buvo aptikta trijuose iš 31 tirtu mėginio, o nustatytos koncentracijos svyruoja nuo 11,17 iki 62,65 mg/kg. Nei medianinė, nei maksimali šių koncentracijų vertė neviršija atitinkamai vidutinės foninės chromo koncentracijos Lietuvos ežerų dugno nuosėdose ir didžiausios leidžiamos koncentracijos.

21 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas chromo koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
Aptikta (mėg. skaičius)	1/31	1/28	3/31
Minimali konc., mg/kg	81,12	23,75	11,17
Maksimali konc., mg/kg	81,12	23,75	62,65
Medianinė konc., mg/kg	-	-	11,37
Standartinis nuokrypis	-	-	29,66
Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg		15,95	
Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		37,30	
Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		90,00	
DLK, mg/kg		100,00	
Median. konc. viršija foninę, kart.	-	-	0,71
Maks. konc. viršija DLK, kart.	0,81	0,24	0,63

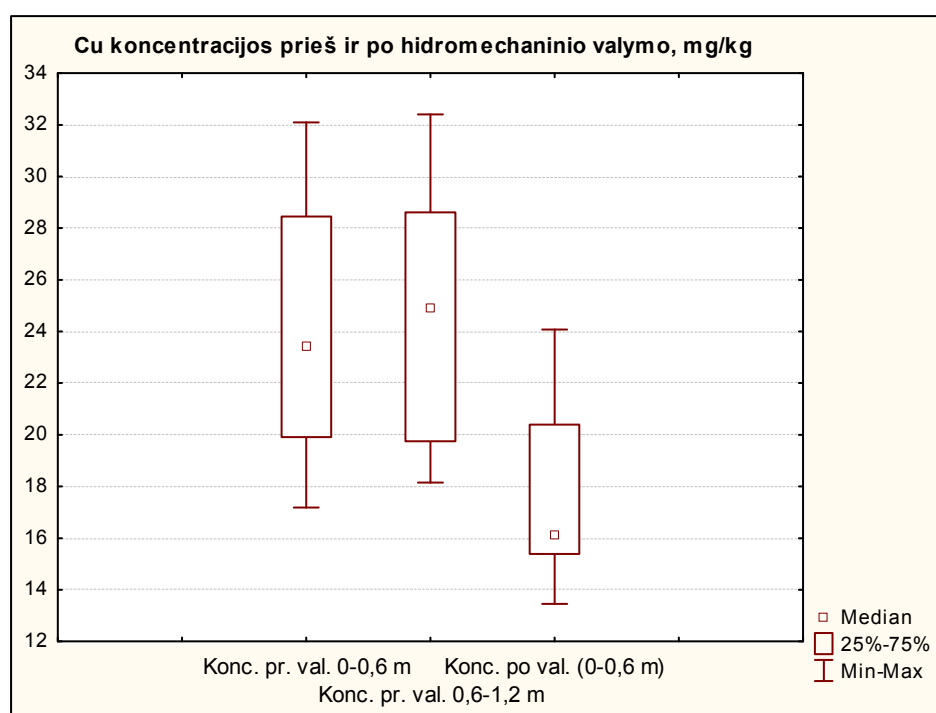
### Cu (varis)

**Šiaurinėje** Babruko ež. dalyje, prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, vario buvo aptikta trylikoje iš 32 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir septyniuose – popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje. Pagrindinė aprašomoji statistinė informacija apie dugno nuosėdų laboratorinių tyrimų metu nustatytas vario koncentracijas pateikta 22 lentelėje ir 26 pav. Kaip matome, prieš valymą vario koncentracijos ir jų sklaida abiejuose tirtuose sluoksniuose labai panašios: minimali ir maksimali koncentracijos paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose svyruoja atitinkamai 17,18 – 32,10 mg/kg ir 18,15 – 32,41 mg/kg, medianinės koncentracijos ir standartiniai nuokrypiai taip pat beveik identiški – atitinkamai 23,42 ir 5,00 bei 24,90 ir 5,02.

Šį panašumą iliustruoja 26 pav. pateiktoje diagramoje matomi vario koncentracijų kvartiliniai pločiai ir patvirtina Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai (23 lentelė), kurie patvirtina skirtumo tarp koncentracijų prieš valymą paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose nebuvimą – P vertė siekia 0,793487 (kaip reikšminga vertinama  $P < 0,0500$ ).

22 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas vario koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	13/32	7/32	10/32
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	17,18	18,15	13,45
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	32,10	32,41	24,07
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	23,42	24,90	16,13
<b>Standartinis nuokrypis</b>	5,00	5,02	7,43
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>		7,90	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		35,7	
<b>Potencialų neig. poveikį sukeltanti konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		197,00	
<b>DLK, mg/kg</b>		100,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	2,96	3,15	2,04
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	0,32	0,32	0,24



26 pav. Šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytų vario koncentracijų palyginimas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

Prieš valymą nustatytą vario koncentracijų lyginamosios analizės rezultatai rodo, kad šio metalo kiekiai nagrinėjamoje Babruko ežero dalyje nėra anomaliai dideli – medianinės koncentracijos tiek paviršiniame, tiek popaviršiniame sluoksniuose viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose atitinkamai 2,96 ir 3,15 karto, o maksimalios nustatytos koncentracijos yra mažesnės už didžiausias leidžiamas atitinkamai 3,11 ir 3,08 karto.

23 lentelė. Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai lyginant vario koncentracijas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo

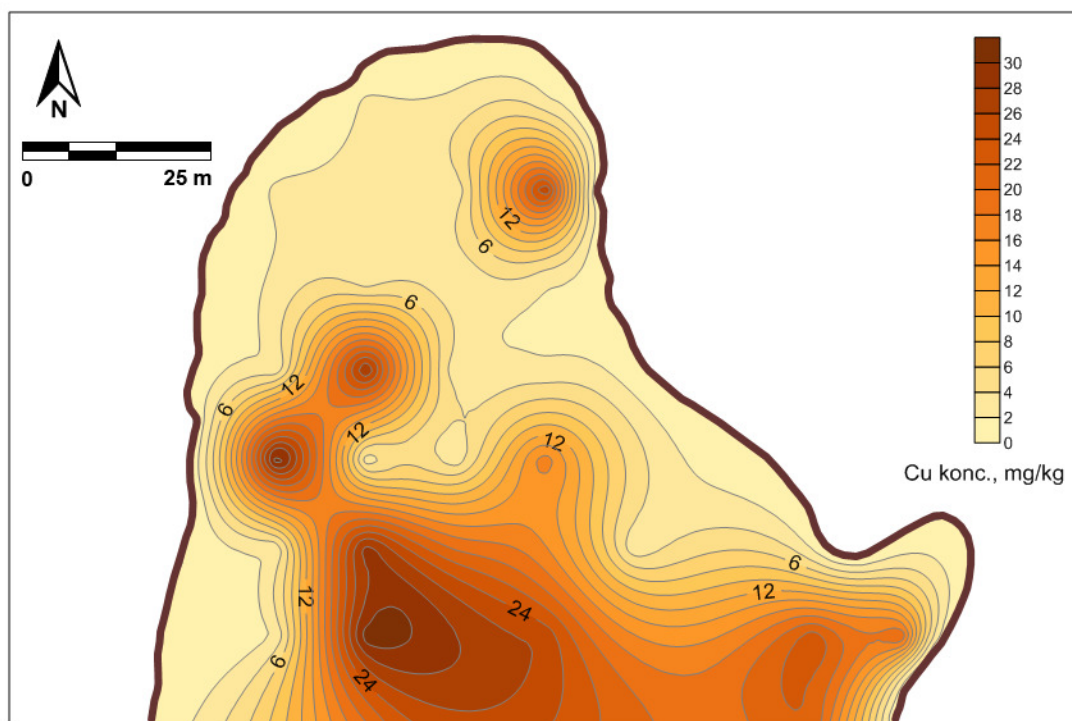
<b>P &lt; 0,0500 vertinama kaip reikšminga</b>			
<b>Kintamųjų poros</b>	<b>N</b>	<b>Z kriterijus</b>	<b>P vertė</b>
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje, prieš valymą	32	0,261785	0,793487
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje prieš valymą ir po valymo	32	4,412950	<b>0,000010</b>

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ežero dalyje vario buvo aptikta dešimtyje iš 32 tirtų mėginių. Nustatytos koncentracijos svyruoja šiek tiek platesniame diapazone nei prieš valymą – nuo 13,45 iki 24,07 mg/kg (standartinis nuokrypis siekia 7,43), tačiau kaip ir arseno atveju, vario koncentracijos po valymo yra ženkliai mažesnės pagal visus aprašomosios statistikos parametrus (26 pav.); medianinė koncentracija viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose tik 2,04 karto, o maksimali nustatyta koncentracija yra mažesnė už DLK 3,69 karto. Reikšmingą koncentracijų sumažėjimą po valymo patvirtina Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai (23 lentelė) – P vertė siekia 0,000010 (kaip reikšminga vertinama  $P < 0,0500$ ).

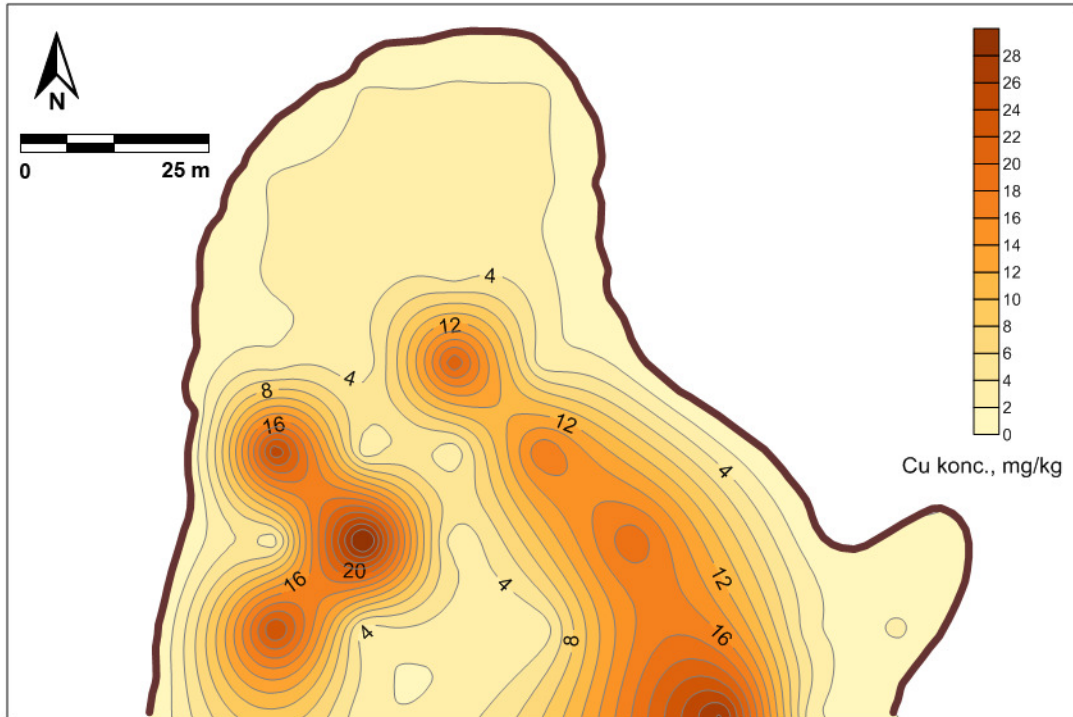
Vario koncentracijų interpoliacijos rezultatai (žr. 27 – 29 pav. pateiktus dugno projekcijos kontūrinius žemėlapius) ir erdvinio pasiskirstymo analizė rodo, kad padidėjusių šio metalo kiekių židiniai prieš valymą šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje išsidėstę

kitaip nei arseno ir chromo: pagrindinės vario sankaupos nustatytos nagrinėjamos akvatorijos pietų–centrinėje ir vakarinėje dalyse, nors kaip ir kitų metalų atveju, stebimas židinytis, esantis pietrytinėje akvatorijos dalyje, greta uždumblėjusios įlankėlės ir atskiras žemesnių koncentracijų arealas akvatorijos šiaurės-rytuose.

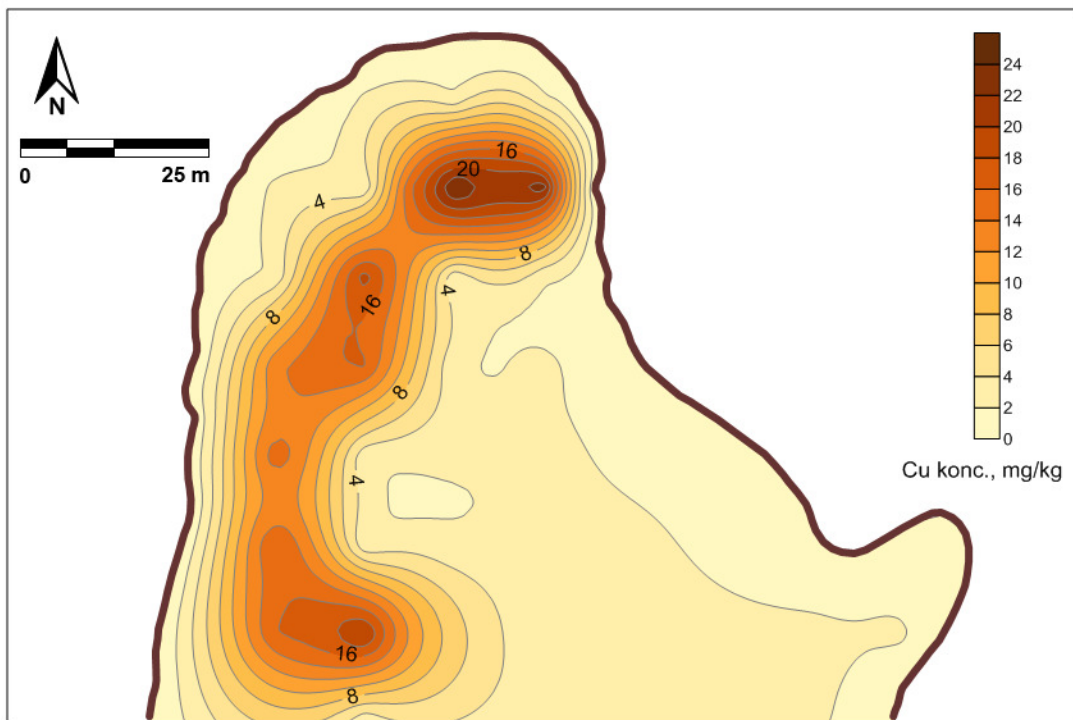
Popaviršiniame sluoksnyje šiaurinėje akvatorijos dalyje vario praktiškai neaptikta, o centrinėje dalyje paviršiuje esantys židiniai išsiskaidę į pietų–šiaurės kryptimi litoralėje besidriekiančius arealus. Savitas vario erdvinis pasiskirstymas stebimas ir po hidromechaninio ežero valymo. Visoje rytinėje nagrinėjamos akvatorijos pusėje aptikti tik labai nedideli šio metalo kiekiai, ženkliai mažesni už fonines koncentracijas, buvo pašalintas ir židinytis, esantis pietrytinėje akvatorijos dalyje, greta uždumblėjusios įlankėlės. Tačiau pietų–šiaurės kryptimi vakarinėje litoralėje besidriekiantis arealas išliko, o pagrindinės vario sankaupos persikėlė į šiaurės–rytų nagrinėjamos akvatorijos dalį (čia nustatytos maksimalios, 24,07 mg/kg siekiančios koncentracijos).



27 pav. Vario koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (prieš valymą)



28 pav. Vario koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (prieš valymą)



29 pav. Vario koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (po valymo)



Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **pietinėje** Babruko ež. dalyje vario aptikta septyniuose iš 31 tirta mėginio – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir tik viename iš 28 – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Paviršiniame sluoksnyje nustatytos koncentracijos svyruoja nuo 15,28 iki 25,85 mg/kg, jų sklaida nedidelė – standartinis nuokrypis siekia 3,24 (žr. 24 lentelę). Nustatytos vario koncentracijos paviršiniame sluoksnyje nėra išskirtinai didelės – medianinė vertė 2,72 karto viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose (7,90 mg/kg), tačiau maksimali koncentracija yra 3,87 karto mažesnė už DLK. Popaviršiniame sluoksnyje (1 mėginyje) nustatyta koncentracija – 21,39 mg/kg artima medianinei paviršinio sluoksniu koncentracijai.

24 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas vario koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	7/31	1/28	12/31
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	15,28	21,39	12,18
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	25,85	21,39	22,76
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	21,49	-	17,52
<b>Standartinis nuokrypis</b>	3,24	-	2,92
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>		7,90	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		35,7	
<b>Potencialų neig. poveikį sukeltanti konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		197,00	
<b>DLK, mg/kg</b>		100,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	2,72	-	2,22
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	0,26	0,21	0,23

Po hidromechaninio ežero valymo, pietinėje Babruko ež. dalyje vario buvo aptikta dvylikoje iš 31 tirta mėginio, o nustatytos koncentracijos yra neženkliai mažesnės nei prieš valymą ir svyruoja nuo 12,18 iki 22,76 mg/kg. Kaip ir prieš valymą, medianinė koncentracija – 17,52 mg/kg yra didesnė už vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose (2,22 karto),

tačiau maksimali nustatyta koncentracija ženkliai mažesnė už DLK (4,39 karto).

### Hg (gyvsidabris)

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **šiaurinėje** Babruko ež. dalyje paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje gyvsidabrio nebuvo aptikta nei viename mėginyje iš 32, o popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje – aptikta tik viename iš 32 mėginių (žr. 25 lentelę). Nustatyta gyvsidabrio koncentracija – 10,25 mg/kg yra anomaliai aukšta ir viršija foninę gyvsidabrio koncentraciją Lietuvos dirvožemyje (0,0875 mg/kg) net 117,14 karto bei 6,83 karto viršija didžiausią leidžiamą koncentraciją (1,50 mg/kg). Tačiau padidėjusios koncentracijos anomalijos plotas yra nedidelis (aplinkiniuose taškuose gyvsidabrio koncentracijos nesiekia matavimo metodo aptikimo ribos), todėl galima teigti, kad pavojaus nagrinėjamos akvatorijos biotai ji nekelia.

25 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas gyvsidabrio koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	0/32	1/32	1/32
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	-	10,25	6,00
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	-	10,25	6,00
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	-	-	-
<b>Standartinis nuokrypis</b>	-	-	-
<b>Foninė konc. (Lietuvos dirv. vid.), mg/kg</b>		0,0875	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		0,18	
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		0,48	
<b>DLK, mg/kg</b>		1,50	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	-	-	-
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	-	6,83	4,00

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ež. dalyje gyvsidabrio buvo nustatyta taip pat tik viename iš 32 tirtų mėginių. Nors

nustatyta koncentracija yra žemesnė ir siekia 6,00 mg/kg, ji 4 kartus viršija DLK ir yra 68,57 karto didesnė už foninę gyvsidabrio koncentraciją Lietuvos dirvožemyje.

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **pietinėje** Babruko ež. dalyje gyvsidabrio buvo aptikta tik viename iš 31 tirtų mėginio – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir nenustatyta nei viename iš 28 tirtų mėginių – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Paviršiniame sluoksnyje nustatyta koncentracija siekia 7,70 mg/kg – tai 5,13 karto daugiau nei didžiausia leidžiama koncentracija ir 88 kartus daugiau nei vidutinė foninė koncentracija Lietuvos dirvožemiuose (26 lentelė).

26 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas gyvsidabrio koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	1/31	0/28	4/31
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	7,70	-	5,67
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	7,70	-	6,28
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	-	-	6,14
<b>Standartinis nuokrypis</b>	-	-	0,27
<b>Foninė konc. (Lietuvos dirv. vid.), mg/kg</b>		0,0875	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		0,18	
<b>Potencialų neig. poveikį sukeltanti konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		0,48	
<b>DLK, mg/kg</b>		1,50	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	-	-	70,17
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	5,13	-	4,19

Po hidromechaninio ežero valymo, gyvsidabrio buvo aptikta keturiuose iš 31 tirtų mėginio, o nustatytos koncentracijos svyruoja nuo 5,67 iki 6,28 mg/kg, t.y. sklaida yra tolygi (standartinis nuokrypis – tik 0,27), o maksimali koncentracija neženkiai mažesnė nei nustatyta prieš valymą paviršiniame sluoksnyje, tačiau 4,19 karto viršija DLK. Medianinė koncentracijų vertė (6,14) atitinkamai yra 70,17 karto didesnė už foninę gyvsidabrio koncentraciją Lietuvos dirvožemyje.

## Ni (nikelis)

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **šiaurinėje** Babruko ež. dalyje paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje nikelio nebuvo aptikta nei viename mėginyje iš 32, o popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje – aptikta tik viename iš 32 mėginių. Nustatyta nikelio koncentracija – 67,35 mg/kg neviršija didžiausios leidžiamos koncentracijos (75,00 mg/kg), tačiau yra 7,6 didesnė už vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose. Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ež. dalyje nikelio neaptikta nei viename mėginyje (žr. 27 lentelę).

27 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas nikelio koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	0/32	1/32	0/32
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	-	67,35	-
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	-	67,35	-
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	-	-	-
<b>Standartinis nuokrypis</b>	-	-	-
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>		8,85	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		Nenustatyta	
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		Nenustatyta	
<b>DLK, mg/kg</b>		75,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	-	-	-
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	-	0,90	-

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **pietinėje** Babruko ež. dalyje nikelio buvo aptikta tik viename iš 31 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir nenustatyta nei viename iš 28 tirtų mėginių – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Paviršiniame sluoksnyje nustatyta koncentracija siekia 39,05 mg/kg – tai beveik dvigubai mažiau nei didžiausia leidžiama koncentracija, tačiau 4,41 karto daugiau nei vidutinė foninė koncentracija Lietuvos ežerų dugno nuosėdose (28 lentelė).

28 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas nikelio koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	1/31	0/28	4/31
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	39,05	-	38,59
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	39,05	-	43,88
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	-	-	39,56
<b>Standartinis nuokrypis</b>	-	-	2,41
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>	8,85		
<b>Potencialų neig. poveikį sukianti konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>	Nenustatyta		
<b>DLK, mg/kg</b>	75,00		
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	-	-	4,47
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	0,52	-	0,59

Po hidromechaninio ežero valymo, pietinėje ežero dalyje nikelio buvo aptikta keturiuose iš 31 tirta mėginio, o nustatytos koncentracijos svyruoja nuo 38,59 iki 43,88 mg/kg, t.y. sklaida yra gan tolygi (standartinis nuokrypis – 2,41), o maksimali koncentracija beveik dvigubai mažesnė nei didžiausia leidžiama koncentracija. Medianinė koncentracijų vertė atitinkamai siekia 39,56 ir yra 4,47 karto didesnė už vidutinę foninę nikelio koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose.

### **Pb (švinas)**

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **šiaurinėje** Babruko ež. dalyje paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje švino aptikta tik viename iš 32 mėginių, o popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje – nei viename mėginyje (žr. 29 lentelę). Paviršinio sluoksnių mėginyje nustatyta švino koncentracija – 7,25 mg/kg yra apie du kartus mažesnė už vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose.

29 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas švino koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
Aptikta (mėg. skaičius)	1/32	0/32	1/32
Minimali konc., mg/kg	7,25	-	8,99
Maksimali konc., mg/kg	7,25	-	8,99
Medianinė konc., mg/kg	-	-	-
Standartinis nuokrypis	-	-	-
Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg		15,9	
Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		35,0	
Potencialų neig. poveikį sukeltanti konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		91,30	
DLK, mg/kg		100,00	
Median. konc. viršija foninę, kart.	-	-	-
Maks. konc. viršija DLK, kart.	0,07	-	0,09

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ež. dalyje švino buvo aptikta taip pat tik viename iš 32 tirtų mėginių, o nustatyta koncentracija – 8,99 mg/kg yra artima prieš valymą paviršiniame sluoksnyje nustatytai koncentracijai, t.y. maždaug du kartus mažesnė už vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose.

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **pietinėje** Babruko ež. dalyje švino buvo aptikta devyniuose iš 31 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir nenustatyta nei viename iš 28 tirtų mėginių – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Paviršiniame sluoksnyje nustatytos koncentracijų sklaida didžiulė – jos svyruoja nuo 8,74 iki 78,58 mg/kg (standartinis nuokrypis siekia 28,64), tačiau net ir maksimali nustatyta koncentracija neviršija DLK (100,00 mg/kg), o medianinė koncentracijų vertė – 12,62 mg/kg nesiekia vidutinės foninės koncentracijos Lietuvos ežerų dugno nuosėdose (30 lentelė).

30 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas švino koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
Aptikta (mėg. skaičius)	9/31	0/28	0/31
Minimali konc., mg/kg	8,74	-	-
Maksimali konc., mg/kg	78,58	-	-
Medianinė konc., mg/kg	12,62	-	-
Standartinis nuokrypis	28,64	-	-
Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg		15,9	
Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		35,0	
Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		91,30	
DLK, mg/kg		100,00	
Median. konc. viršija foninę, kart.	0,79	-	-
Maks. konc. viršija DLK, kart.	0,79	-	-

Po hidromechaninio ežero valymo, pietinėje Babruko ež. dalyje švino neaptikta nei viename mėginyje.

### **Sb (stibis)**

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **šiaurinėje** Babruko ež. dalyje stibio aptikta tik viename iš 32 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir penkiuose iš 32 – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Paviršinio sluoksnio mėginyje nustatyta stibio koncentracija – 33,60 mg/kg yra anomaliai didelė ir viršija vidutinę foninę stibio koncentraciją Lietuvos dirvožemyje (1,25 mg/kg) 26,88 karto, o maksimali koncentracija viršija didžiausią leidžiamą (10,00 mg/kg) 3,36 karto (žr. 31 lentelę). Popaviršiniame sluoksnyje nustatytos didesnės stibio koncentracijos – penkiuose mėginiuose jos svyruoja nuo 17,62 iki 59,34 mg/kg, medianinė vertė (14,97 mg/kg) viršija vidutinę foninę stibio koncentraciją Lietuvos dirvožemyje 25,33 karto, o maksimali nustatyta koncentracija viršija DLK 5,93 karto.

31 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas stibio koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
Aptikta (mėg. skaičius)	1/32	5/32	0/32
Minimali konc., mg/kg	33,60	17,62	-
Maksimali konc., mg/kg	33,60	59,34	-
Medianinė konc., mg/kg	-	31,62	-
Standartinis nuokrypis	-	16,13	-
Foninė konc. (Lietuvos dirv. vid.), mg/kg		1,25	
Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		Nenustatyta	
Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg		Nenustatyta	
DLK, mg/kg		10,00	
Median. konc. viršija foninę, kart.	-	25,30	-
Maks. konc. viršija DLK, kart.	3,36	5,93	-

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ež. dalyje stibio neaptikta nei viename mėginyje.

**Pietinėje** Babruko ež. dalyje stibio neaptikta nei viename mėginyje, nei viename iš tirtų dugno nuosėdų sluoksnių (nei prieš, nei po hidromechaninio ežero valymo).

### **Sn (alavas)**

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **šiaurinėje** Babruko ež. dalyje paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje alavo aptikta tik viename iš 32 mėginių, o popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje – dešimtyje iš 32 mėginių. Paviršinio sluoksniu mėginyje nustatyta alavo koncentracija – 45,09 mg/kg yra 23,85 karto didesnė už vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose ir 4,51 karto viršija DLK (32 lentelė).



32 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas alavo koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	1/32	10/32	1/32
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	45,09	18,62	19,90
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	45,09	70,73	19,90
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	-	31,46	-
<b>Standartinis nuokrypis</b>	-	16,10	-
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>		1,89	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		Nenustatyta	
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		Nenustatyta	
<b>DLK, mg/kg</b>		10,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	-	16,65	-
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	4,51	7,07	1,99

Popaviršiniame sluoksnyje nustatytos alavo koncentracijos svyruoja gan plačiame diapazone – nuo 18,62 iki 70,73 mg/kg, medianinė koncentracijų vertė (31,46 mg/kg) viršija vidutinę foninę alavo koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose 16,65 karto, o maksimali nustatyta koncentracija viršija DLK 7,07 karto.

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ež. dalyje alavo buvo aptikta tik viename iš 32 tirtų mėginių, o nustatyta koncentracija – 19,90 mg/kg yra daugiau nei dvigubai mažesnė už koncentraciją, nustatytą prieš valymą paviršiniame sluoksnyje ir 1,6 karto mažesnė už medianinę koncentraciją, nustatytą prieš valymą popaviršiniame sluoksnyje. Tačiau, nors ir mažesnė, ji viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose 10,52 karto ir DLK – 1,99 karto.

**Pietinėje** Babruko ež. dalyje alavo neaptikta nei viename mėginyje, nei viename iš tirtų dugno nuosėdų sluoksnių (nei prieš, nei po hidromechaninio ežero valymo).

## V (vanadis)

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **šiaurinėje** Babruko ež. dalyje vanadžio aptikta septyniuose iš 32 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir tik dviejuose iš 32 – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Dėl tokio didelio šio metalo vertikalios pasiskirstymo netolygumo, lyginti jo sklaidą paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose nėra prasmės. Septyniuose paviršinio sluoksniuose nustatytos koncentracijos svyruoja nuo 21,31 iki 60,07 mg/kg (standartinis nuokrypis – 12,53). Maksimali koncentracija nėra labai didelė ir 2,5 karto mažesnė už didžiausią leidžiamą koncentraciją, tačiau medianinė vertė (41,27) viršija vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose (20,40 mg/kg) 2,02 karto (žr. 33 lentelę). Popaviršiniame sluoksnyje (dviejuose mėginiuose) nustatytos vanadžio koncentracijos taip pat nėra anomalios didelės ir svyruoja nuo 41,35 iki 62,59 mg/kg, t.y. maksimali nustatyta koncentracija yra 2,4 karto mažesnė už didžiausią leidžiamą koncentraciją, o medianinė koncentracija – 51,97 mg/kg viršija vidutinę foninę vanadžio koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose 2,55 karto.

33 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas vanadžio koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	7/32	2/32	8/32
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	21,31	41,35	18,92
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	60,07	62,59	33,18
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	41,27	51,97	26,68
<b>Standartinis nuokrypis</b>	12,53	15,02	5,73
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>		20,40	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		Nenustatyta	
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		Nenustatyta	
<b>DLK, mg/kg</b>		150,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	2,02	2,55	1,31
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	0,40	0,42	0,22

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ež. dalyje vanadžio nustatyta aštuoniuose iš 32 tirtų mėginių. Po valymo vanadžio kiekių pasiskirstymas dugno nuosėdose yra tolygesnis nei tirtuose sluoksniuose prieš valymą (standartinis nuokrypis po valymo – 5,73; prieš valymą – 12,53 ir 15,02), koncentracijos svyruoja nuo 18,92 iki 33,18 mg/kg. Pažymėtina, kad po valymo nustatyti vanadžio kiekiai yra mažesni nei prieš valymą: maksimali nustatyta koncentracija 4,5 karto mažesnė už DLK, o medianinė koncentracija viršija foninę tik 1,31 karto (žr. 33 lentelę).

Prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, **pietinėje** Babruko ež. dalyje vanadžio buvo aptikta keturiuose iš 31 tirtu mėginio – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir trijuose iš 28 tirtų – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Pagrindinė aprašomoji statistinė informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas vanadžio koncentracijas pateikta 34 lentelėje. Kaip matome, prieš valymą vanadžio koncentracijos paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose yra panašios: jos svyruoja atitinkamai nuo 29,13 iki 60,91 mg/kg ir nuo 26,98 iki 53,12 mg/kg; medianinės koncentracijos savo ruožtu siekia 35,62 ir 36,68 mg/kg. Koncentracijų sklaida abiejuose sluoksniuose taip pat labai panaši: standartinio nuokrypio reikšmės paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose atitinkamai siekia 14,66 ir 13,21.

Abiejuose sluoksniuose prieš valymą nustatytos vanadžio koncentracijos nėra anomaliai didelės – maksimalios koncentracijos beveik tris kartu mažesnės už didžiausią leidžiamą koncentraciją, o medianinės koncentracijos – 36,62 ir 36,68 mg/kg vos 1,75 ir 1,8 karto viršija vidutinę foninę vanadžio koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose.

Po hidromechaninio ežero valymo, pietinėje Babruko ež. dalyje vanadžio buvo aptikta šešiuose iš 31 tirtu mėginio (34 lentelė). Minimali ir maksimali koncentracijos po valymo siekia atitinkamai 24,53 ir 40,84 mg/kg, o medianinė vertė – 28,91 mg/kg, t.y. koncentracijos po valymo yra pastebimai mažesnės: maksimali koncentracija 3,67 karto mažesnė už DLK, o medianinės koncentracija viršija vidutinę foninę vanadžio koncentraciją Lietuvos ežerų

dugno nuosėdose tik 1,42 karto. Be to, koncentracijų sklaida yra tolygesnė nei prieš valymą (standartinis nuokrypis sumažėjęs nuo 13,21–14,66 iki 6,74).

34 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas vanadžio koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	4/31	3/28	6/31
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	29,13	26,98	24,53
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	60,91	53,12	40,84
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	35,62	36,68	28,91
<b>Standartinis nuokrypis</b>	14,66	13,21	6,74
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>	20,40		
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>	Nenustatyta		
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>	Nenustatyta		
<b>DLK, mg/kg</b>	150,00		
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	1,75	1,80	1,42
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	0,41	0,35	0,27

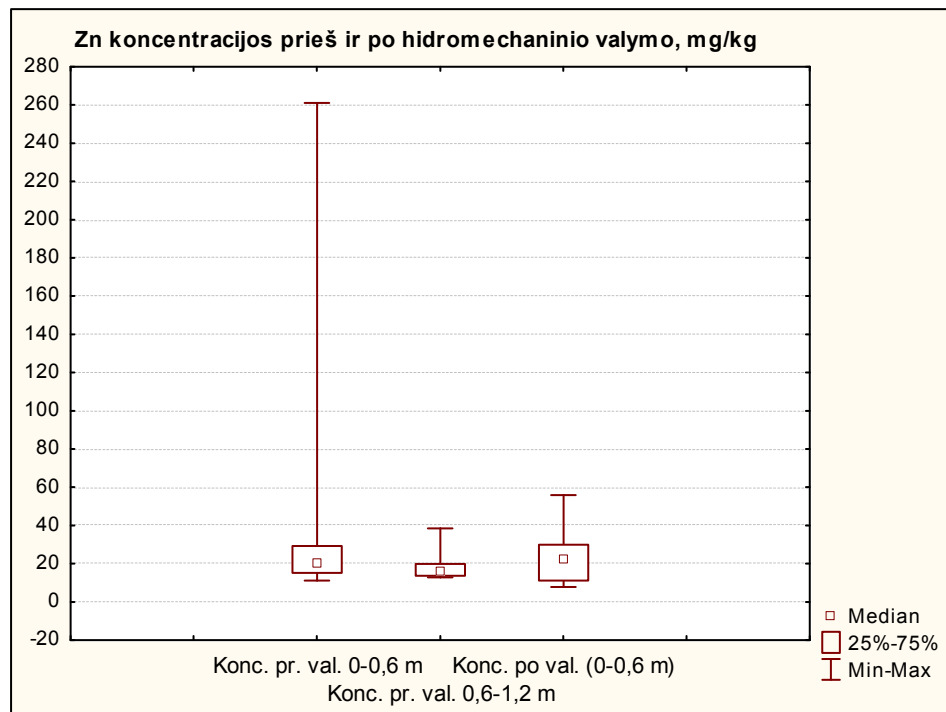
### **Zn (cinkas)**

**Šiaurinėje** Babruko ež. dalyje, prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, cinko buvo aptikta penkiolikoje iš 32 tirtų mėginių – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir dvylikoje – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Pagrindinė aprašomoji statistinė informacija apie dugno nuosėdų laboratorinių tyrimų metu nustatytas cinko koncentracijas pateikta 35 lentelėje ir 30 pav.

Kaip matome, prieš valymą medianinė cinko koncentracija paviršiniame sluoksnyje yra šiek tiek didesnė nei popaviršiniame (atitinkamai 20,79 ir 15,77 mg/kg), tačiau šį skirtumą įtakoja viename paviršinio sluoksnio mėginyje aptikta ypač didelė maksimali koncentracija, kuri siekia 261,11 mg/kg. Šis koncentracijos šuolis taip pat sąlygoja ypač aukštą paviršiniame sluoksnyje nustatytų koncentracijų standartinį nuokrypį, siekiantį 62,40 (popaviršiniame sluoksnyje jo vertė – 7,18).

35 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas cinko koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	15/32	12/32	21/32
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	11,08	12,80	7,77
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	261,11	38,47	55,85
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	20,79	15,77	22,63
<b>Standartinis nuokrypis</b>	62,40	7,18	14,54
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>		48,2	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		123,00	
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		315,00	
<b>DLK, mg/kg</b>		300,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	0,43	0,33	0,47
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	0,87	0,13	0,19



30 pav. Šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytų cinko koncentracijų palyginimas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

Prieš valymą nustatytą cinko koncentracijų lyginamosios analizės rezultatai rodo, kad medianinės koncentracijos tiek paviršiniame, tiek popaviršiniame sluoksniuose yra nedidelės ir daugiau kaip du kartus mažesnės už vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose. Aukščiau minėtas koncentracijos šuolis viename paviršinio sluoksnio mėginyje vis dėlto nesiekia didžiausios leidžiamos koncentracijos (300 mg/kg), o popaviršiniame sluoksnyje nustatyta maksimali koncentracija – 38,47 mg/kg yra net 7,79 karto mažesnė už DLK.

30 pav. pateiktas cinko koncentracijų palyginimas paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose iliustruoja maksimalios koncentracijos šuolį paviršiniame sluoksnyje ir panašaus dydžio medianines koncentracijas bei koncentracijų kvartilinius pločius. Reikšmingo skirtumo tarp cinko koncentracijų prieš valymą paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose neparodė ir Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai (36 lentelė).

36 lentelė. Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai lyginant cinko koncentracijas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo

<b>P &lt; 0,0500 vertinama kaip reikšminga</b>			
<b>Kintamųjų poros</b>	<b>N</b>	<b>Z kriterijus</b>	<b>P vertė</b>
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje, prieš valymą	32	0,00	1,000000
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje prieš valymą ir po valymo	32	0,372334	0,709644

Po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ežero dalyje cinko buvo aptikta dvidešimt viename iš 32 tirtų mėginių. Po valymo cinko koncentracijos svyruoja nuo 7,77 iki 55,85 mg/kg (standartinis nuokrypis siekia 14,54 ir yra mažesnis nei paviršiniame, bet didesnis nei popaviršiniame sluoksnyje), o medianinė koncentracijų vertė – 22,63 yra šiek tiek didesnė nei tirtuose sluoksniuose prieš valymą. Šiek tiek didesnis ir koncentracijų kvartilinis plotis (žr. 30 pav.), tačiau reikšmingo skirtumo tarp cinko koncentracijų paviršiniame sluoksnyje prieš ir po hidromechaninio valymo

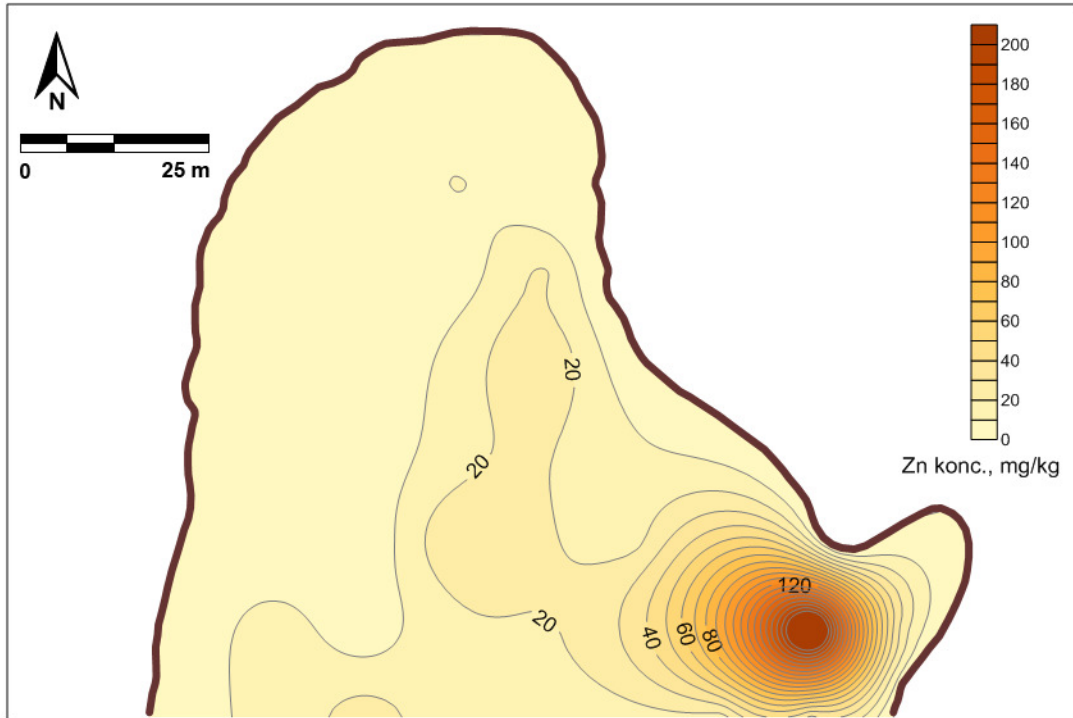
nenustatyta – Wilcoxon'o suderintųjų porų testo P vertė siekia 0,709644 (kaip reikšminga vertinama  $P < 0,0500$ ) (36 lentelė). Kaip ir prieš valymą, medianinė cinko koncentracija yra maždaug du kartus mažesnė už vidutinę foninę koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose, o maksimali nustatyta koncentracija 5,37 karto mažesnė už DLK.

Laboratorinių tyrimų rezultatų interpoliacija į ištisini paviršių iliustruoja netolygų cinko koncentracijų pasiskirstymą šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje. Didžiausi cinko kiekiai (pasiekiantys maksimalią 261,11 mg/kg koncentraciją) nustatyti pietrytinėje akvatorijos dalyje, nedidelėje uždumblėjusioje įlankėlėje ir greta jos (žr. 31 pav.).

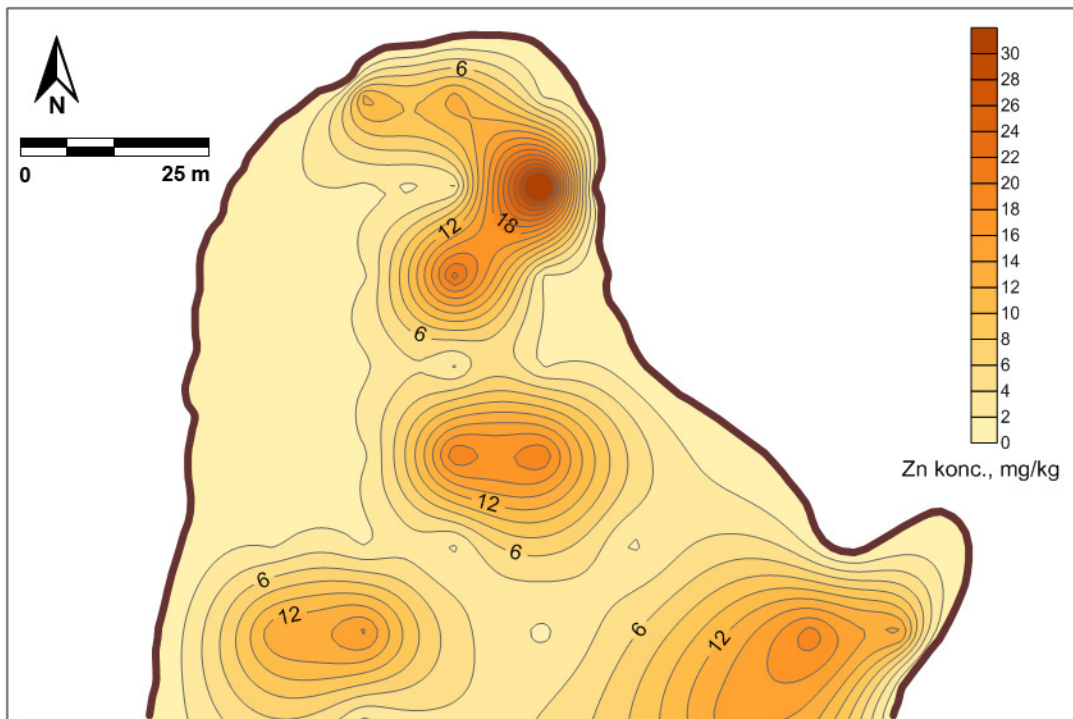
Popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (32 pav.) didžiausi cinko kiekiai susitelkę šiaurinėje akvatorijos dalyje esančiame netolygios formos židinyje, kuris driekiasi akvatorijos viduriu pietų–šiaurės kryptimi (panašiai kaip ir arseno arealai). Taip pat stebimas ir greta uždumblėjusios įlankėlės paviršiniame sluoksnyje nustatytas židiny, tačiau koncentracijos yra ženkliai mažesnės ir tik šiek tiek viršija medianinę vertę. Panašios koncentracijos nustatytos ir dar viename, pietvakarinėje nagrinėjamos akvatorijos dalyje esančiame padidėjusių cinko kiekių židinyje.

Nors, kaip minėta, statistinis Wilcoxon'o suderintųjų porų testas neparodė reikšmingo skirtumo tarp cinko koncentracijų paviršiniame sluoksnyje prieš ir po hidromechaninio valymo, 33 pav. pateikiamame dugno projekcijos kontūriniame žemėlapyje matomas akivaizdus cinko kiekių erdvinis persiskirstymas.

Pietrytinėje akvatorijos dalyje, greta uždumblėjusios įlankėlės buvęs židiny išliko, tačiau tiek jo plotas, tiek koncentracijos ženkliai sumažėjo. Tačiau susiformavo naujas, nei viename iš sluoksnių prieš valymą nenustatytas padidėjusių cinko kiekių arealas, besidriekiantis vakarinėje nagrinėjamos akvatorijos litoralėje pietų–šiaurės kryptimi, su aiškiai išreikšta koncentracijų anomalija vakarinėje dalyje, kurioje cinko koncentracijos pasiekia maksimalią nustatytą 55,85 mg/kg koncentraciją.

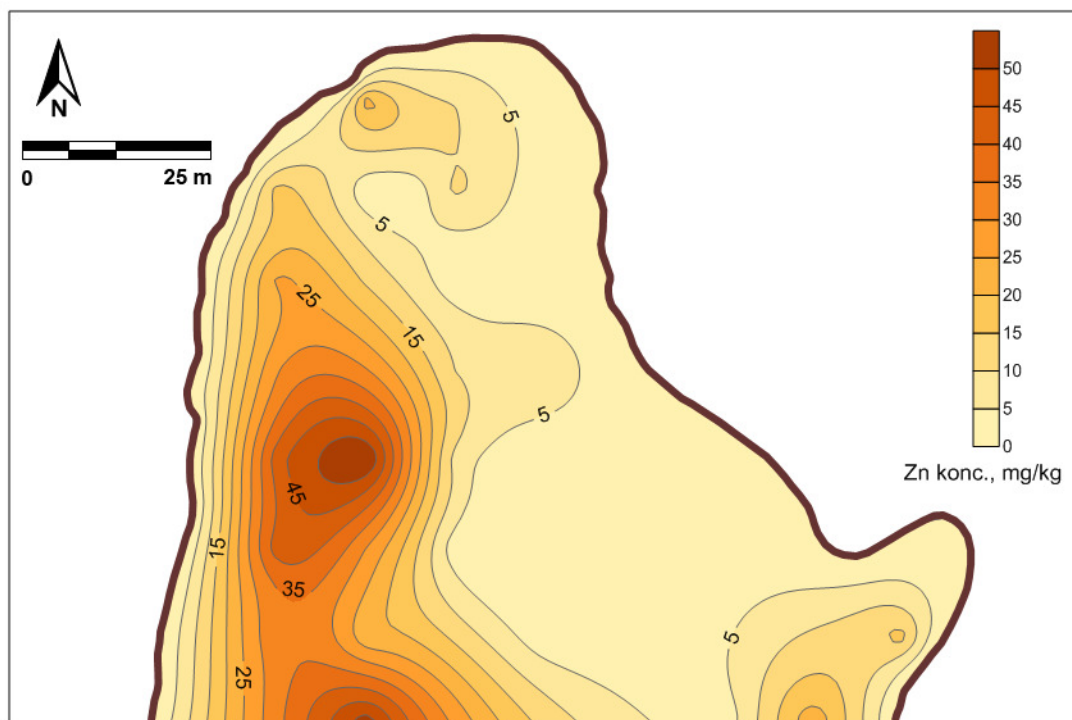


31 pav. Cinko koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (prieš valymą)



32 pav. Cinko koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (prieš valymą)





33 pav. Cinko koncentracijų pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (po valymo)

**Pietinėje** Babruko ež. dalyje, prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, cinko buvo aptikta trisdešimtyje iš 31 tirta mėginio – paviršiniame (0–0,6 m) dugno nuosėdų sluoksnyje ir dvidešimt penkiuose iš 28 tirtų – popaviršiniame (0,6–1,2 m). Pagrindinė aprašomoji statistinė informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas cinko koncentracijas pateikta 37 lentelėje ir 34 pav.

Kaip ir šiaurinėje ežero dalyje, prieš valymą medianinė cinko koncentracija pietinės dalies paviršiniame sluoksnyje yra didesnė nei popaviršiniame (atitinkamai 30,49 ir 23,01 mg/kg), ir šį skirtumą labai įtakoja viename paviršinio sluoksnio mėginyje aptikta išskirtinai didelė maksimali koncentracija, kuri siekia 118,22 mg/kg. Šis koncentracijos šuolis taip pat sąlygoja didelį paviršiniame sluoksnyje nustatytų koncentracijų standartinį nuokrypį, siekiantį 23,17 (popaviršiniame sluoksnyje jo vertė – 5,69). Tačiau prieš valymą nustatytų cinko koncentracijų lyginamosios analizės rezultatai rodo, kad medianinės koncentracijos tiek paviršiniame, tiek popaviršiniame sluoksniuose yra sąlyginai nedidelės – 1,58 ir 2,09 karto mažesnės už vidutinę

foninę cinko koncentraciją Lietuvos ežerų dugno nuosėdose. Net ir aukščiau minėtas koncentracijos šuolis viename paviršinio sluoksnio mėginyje yra 2,53 karto mažesnis už didžiausią leidžiamą koncentraciją (300 mg/kg), o popaviršiniame sluoksnyje nustatyta maksimali koncentracija – 33,92 mg/kg yra net 8,84 karto mažesnė už DLK.

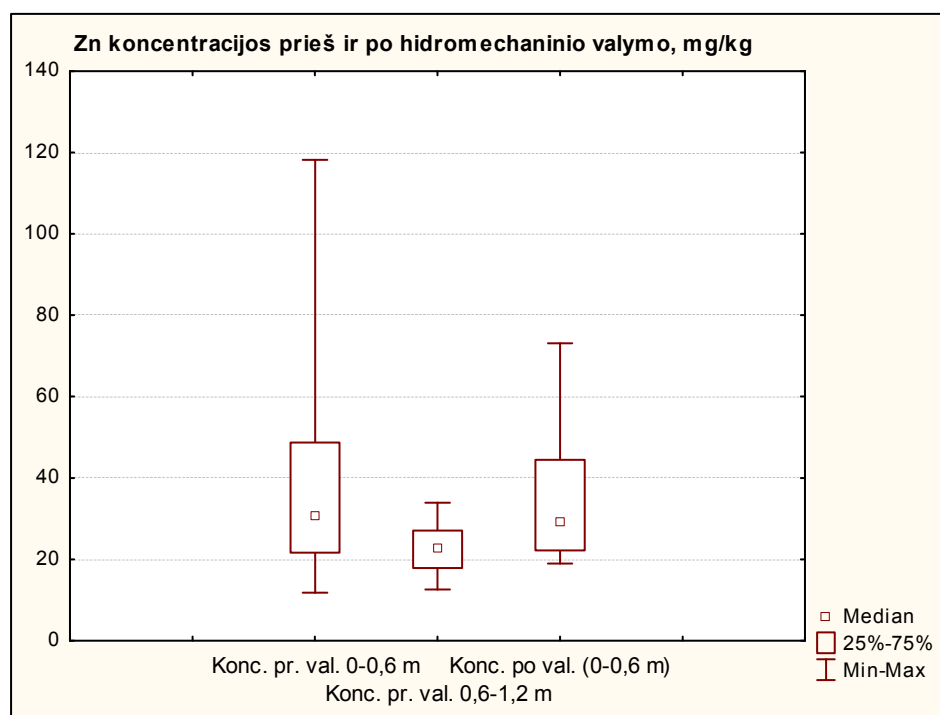
37 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytas cinko koncentracijas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Aptikta (mėg. skaičius)</b>	30/31	25/28	30/31
<b>Minimali konc., mg/kg</b>	11,78	12,58	18,95
<b>Maksimali konc., mg/kg</b>	118,22	33,92	73,07
<b>Medianinė konc., mg/kg</b>	30,49	23,01	29,27
<b>Standartinis nuokrypis</b>	23,17	5,69	15,00
<b>Foninė konc. (Lietuvos ež. nuos.), mg/kg</b>		48,2	
<b>Siektina konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		123,00	
<b>Potencialų neig. poveikį sukiantį konc. (Kanados ež. nuos.), mg/kg</b>		315,00	
<b>DLK, mg/kg</b>		300,00	
<b>Median. konc. viršija foninę, kart.</b>	0,63	0,48	0,61
<b>Maks. konc. viršija DLK, kart.</b>	0,39	0,11	0,24

34 pav. pateiktame grafiniame koncentracijų palyginime matoma išskirtinai didelė pavieniame mėginyje nustatyta maksimali koncentracija ir iliustruojamas mažesnis cinko koncentracijų kvartilinis plotis ir medianinė vertė popaviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje. Reikšmingą cinko kiekių skirtumą prieš valymą paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose patvirtina Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai (38 lentelė) – P vertė siekia 0,000248 (kaip reikšminga vertinama  $P < 0,0500$ ).

Po hidromechaninio ežero valymo, pietinėje Babruko ež. dalyje cinko buvo aptikta trisdešimtyje iš 31 tirtu mėginio. Minimali ir maksimali cinko koncentracijos po valymo siekia atitinkamai 18,95 ir 73,07 mg/kg, medianinė vertė – 29,27, standartinis nuokrypis – 15,00. Pagal visus šiuos parametrus, cinko koncentracijos po valymo yra artimos paviršiniame sluoksnyje prieš

valymą nustatytoms koncentracijoms; šį teiginį iliustruoja 34 pav. pateiktas cinko koncentracijų kvartilinių pločių ir medianinių verčių palyginimas ir patvirtina Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai: lyginant koncentracijas paviršiniame sluoksnyje prieš ir po valymo gaunama nereikšminga P vertė – 0,798912 ( žr. 38 lentelę).



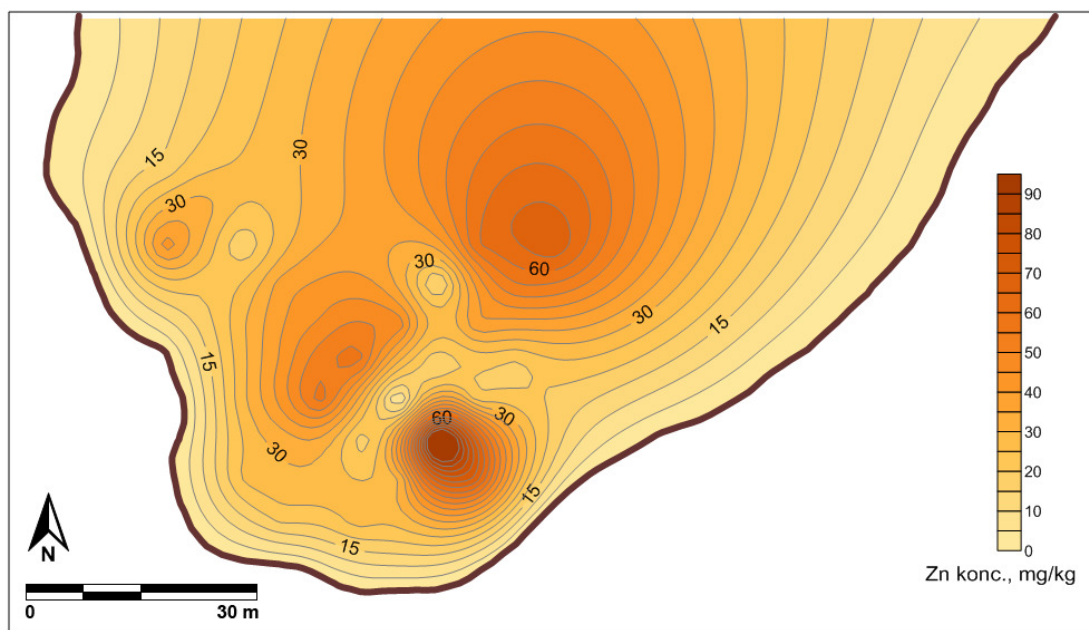
34 pav. Pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdose nustatytų cinko koncentracijų palyginimas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

38 lentelė. Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai lyginant cinko koncentracijas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo

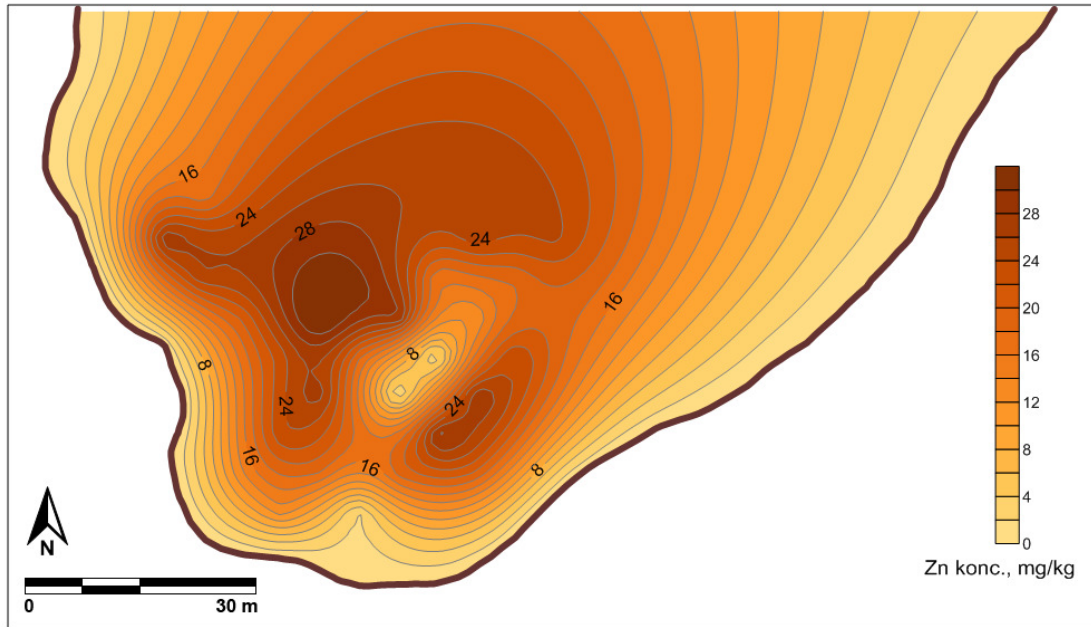
<b>P &lt; 0,0500 vertinama kaip reikšminga</b>			
<b>Kintamųjų poros</b>	<b>N</b>	<b>Z kriterijus</b>	<b>P vertė</b>
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje, prieš valymą	31	3,664554	<b>0,000248</b>
Koncentracijos paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje prieš valymą ir po valymo	28	0,254755	0,798912

Cinko koncentracijų interpoliacija į ištisinių paviršių pietinės ežero dalies dugno plote iliustruojama 35 – 37 pav. pateikiamuose dugno projekcijos kontūrinuose žemėlapiuose. Erdvinės sklaidos analizės rezultatai rodo, kad prieš valymą, pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje cinkas pasiskirstęs po visą nagrinėjamos akvatorijos plotą, o maksimalūs jo kiekiai (iki 118,22 mg/kg) susitelkę pietrytinėje jos dalyje ir didesnio ploto, tačiau mažesnių koncentracijų židinyje, esančiame centrinėje-rytų dalyje. Popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje išlieka minėtas pietrytinis cinko židinytis, tačiau maksimalios koncentracijos vyrauja praktiškai visą akvatorijos centrinę dalį apimančiame ir palei vakarinę litoralę besidriekiančiame areale.

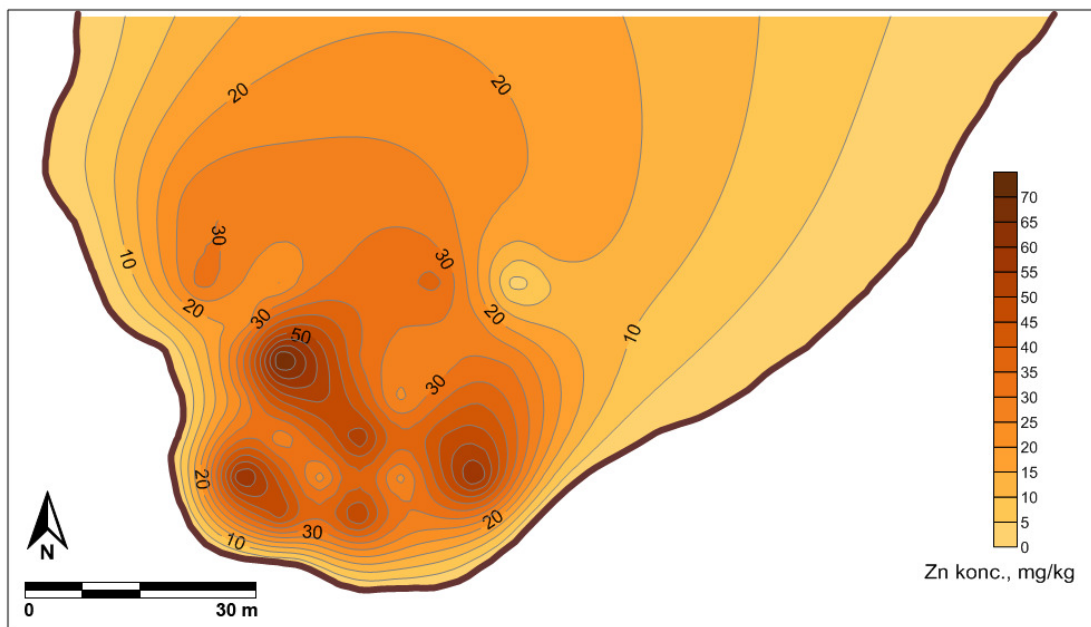
Po hidromechaninio ežero valymo (37 pav.), padidėjusių cinko kiekių židiniai dalinai išlaikė paviršiniame sluoksnyje prieš valymą stebėtą konfigūraciją (maksimalių kiekių židinytis pietrytinėje dalyje išliko, nors koncentracijos jame sumažėjo nuo maksimalios 118,22 iki 65,25 mg/kg), tačiau matomas ir aiškus cinko kiekių padidėjimas akvatorijos centrinėje ir pietryčių dalyse.



35 pav. Cinko koncentracijų pasiskirstymas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (prieš valymą)



36 pav. Cinko koncentracijų pasiskirstymas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (prieš valymą)



37 pav. Cinko koncentracijų pasiskirstymas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (po valymo)

#### **4.2. Nagrinėjimų metalų ir metaloidų pasiskirstymas dugno nuosėdose prieš ir po hidromechaninio ežero valymo pagal suminį užterštumo rodiklį Zd**

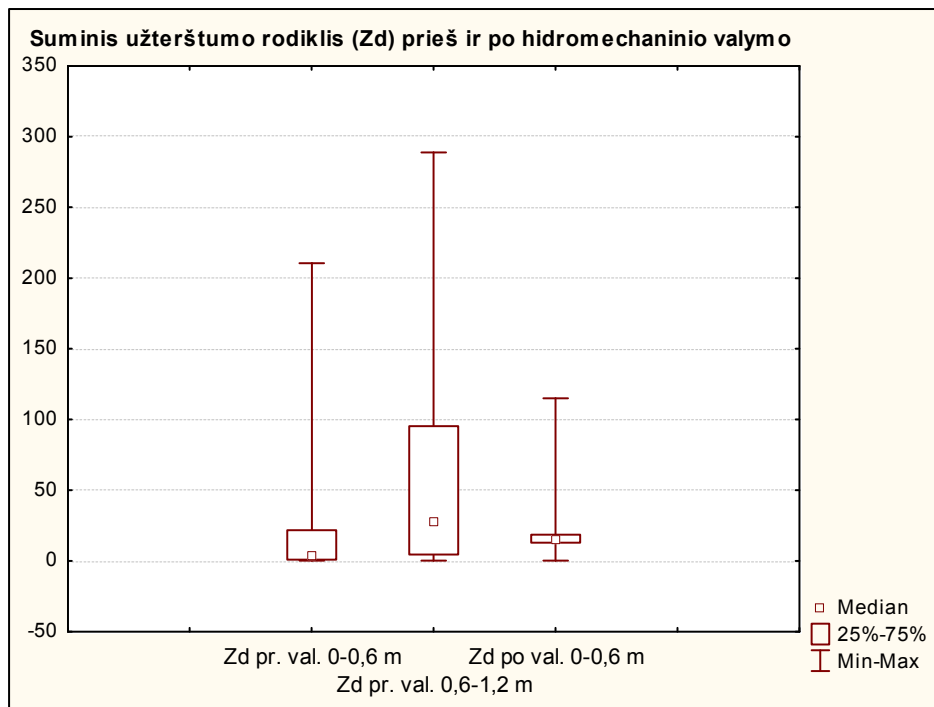
Siekiant įvertinti kumuliacinį Babruko ežero dugno nuosėdų užterštumo lygį nagrinėjamaisiais metalais ir metaloidais, buvo apskaičiuotos suminio užterštumo rodiklio Zd vertės, kurių palyginimas leidžia ne tik įvertinti nagrinėjimų elementų kiekius, bet ir jų erdvinį pasiskirstymą atskiruose nuosėdų sluoksniuose prieš ir po hidromechaninio ežero valymo.

**Šiaurinėje** Babruko ež. dalyje, prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje apskaičiuotos suminio užterštumo rodiklio vertės svyruoja labai plačiu diapazonu – nuo 0,23 iki 210,46 (žr. 39 lentelę). Nors maksimali apskaičiuota Zd vertė yra anomaliai didelė (ypač pavojingo užterštumo kategorijai priskiriamos nuosėdos, kurių Zd viršija 128), ji nustatyta tik viename mėginyje iš 32, tuo tarpu medianinė Zd vertė siekia vos 4,02, o kvartilinio Zd verčių pločio ribos svyruoja nuo 1 iki 21,85 (38 pav.). Tačiau pažymėtina, kad vienuolika iš 32 tirtų mėginių negali būti priskiriami leistino užterštumo kategorijai, nes jų Zd vertės viršija 16.

Kaip rodo 39 lentelėje ir 38 pav. pateikti rezultatai, popaviršiniame sluoksnyje suminio užterštumo rodiklio vertės yra ženkliai didesnės: medianinė Zd vertė siekia 27,63, t.y. yra 6,9 karto didesnė nei paviršiniame sluoksnyje, o maksimali vertė – 288,89. Be to, net penkiuose popaviršinio sluoksniuose mėginiuose nuosėdų Zd viršija 128, todėl jos priskirtinos ypač pavojingo užterštumo kategorijai. Kvartilinis Zd verčių plotis popaviršiniame sluoksnyje taip pat yra gerokai didesnis – jo ribos svyruoja nuo 4,6 iki 91,8 (38 pav.).

39 lentelė. Informacija apie šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų Zd vertes (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

	0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą	0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą	0–0,6 m sluoksnis, po valymo
<b>Minimali Zd vertė</b>	0,23	0,35	0,20
<b>Maksimali Zd vertė</b>	210,46	288,89	114,96
<b>Medianinė Zd vertė</b>	4,02	27,63	15,60
<b>Standartinis nuokrypis</b>	38,18	75,60	22,38
<b>I. Leistina užterštumo kategorija, Zd</b>		<16	
<b>II. Vidutinio pavojingumo užt. kategorija, Zd</b>		16–32	
<b>III. Pavojingo užt. kategorija, Zd</b>		32–128	
<b>IV. Ypač pavojingo užt. kategorija, Zd</b>		>128	



38 pav. Šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų Zd verčių palyginimas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

Reikšmingą suminio užterštumo rodiklio Zd verčių skirtumą prieš valymą paviršiniame ir popaviršiniame šiaurinės ežero dalies dugno nuosėdų sluoksniuose patvirtina Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai (40 lentelė) – P vertė siekia 0,001965 (kaip reikšminga vertinama  $P < 0,0500$ ).

40 lentelė. Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai lyginant Zd vertes šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo

<b>P &lt; 0,0500 vertinama kaip reikšminga</b>			
<b>Kintamųjų poros</b>	<b>N</b>	<b>Z kriterijus</b>	<b>P vertė</b>
Zd vertės paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje, prieš valymą	32	3,095535	<b>0,001965</b>
Zd vertės paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje prieš valymą ir po valymo	32	2,056883	<b>0,039698</b>

Nors po hidromechaninio ežero valymo, šiaurinėje Babruko ežero dalyje nustatyta maksimali suminio užterštumo rodiklio Zd vertė (114,96) yra mažesnė nei prieš valymą, medianinė reikšmė – 15,60 daugiau kaip tris kartus viršija prieš valymą apskaičiuotą paviršinio sluoksnio medianinę Zd reikšmę ir artėja prie leistinos užterštumo kategorijos viršutinės ribos (16). Be to, aukštesnių nei prieš valymą Zd verčių sklaida yra tolygesnė (standartinis nuokrypis sumažėjo nuo 38,18 iki 22,38), o kvartilinis plotis, nors ir mažesnis, apima didesnių verčių diapazoną: nuo 13,11 iki 18,6. Be to, jei paviršiniame sluoksnyje prieš valymą net dvidešimtyje iš 32 tirtų mėginių Zd vertės svyravo diapazone nuo 0,23 iki 6, tai po valymo mažesnės už 6 vertės buvo nustatytos tik keturiuose mėginiuose.

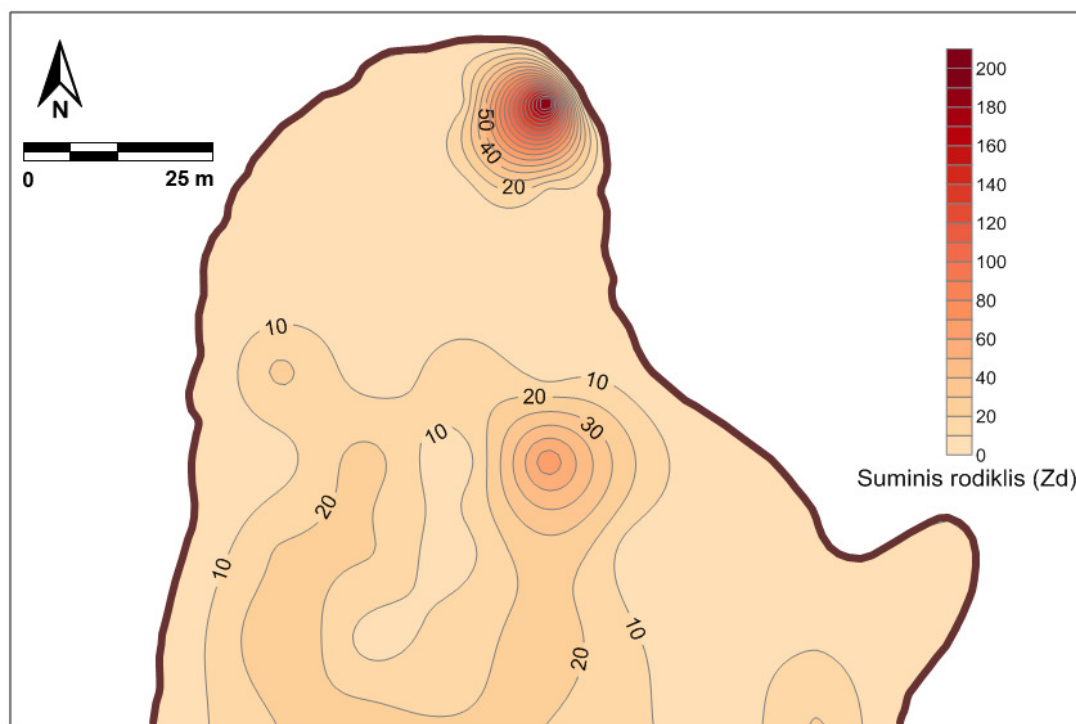
Po valymo reikšmingą dugno nuosėdų suminio užterštumo lygio pagal Zd padidėjimą paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje patvirtina ir Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai: lyginant koncentracijas paviršiniame sluoksnyje prieš ir po valymo gaunama reikšminga P vertė – 0,039698 ( žr. 40 lentelę).

Suminio užterštumo rodiklio Zd verčių interpoliacija į ištisinį paviršių iliustruoja netolygų tiriamų elementų suminių kiekių pasiskirstymą šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (prieš atliekant ežero hidromechaninio valymo darbus). Kaip pavaizduota 39 pav., didžiausi tiriamų elementų kiekiai (pasiekiantys maksimalią suminio užterštumo rodiklio vertę – 210,46) nustatyti apie 15 m skersmens ovaliame

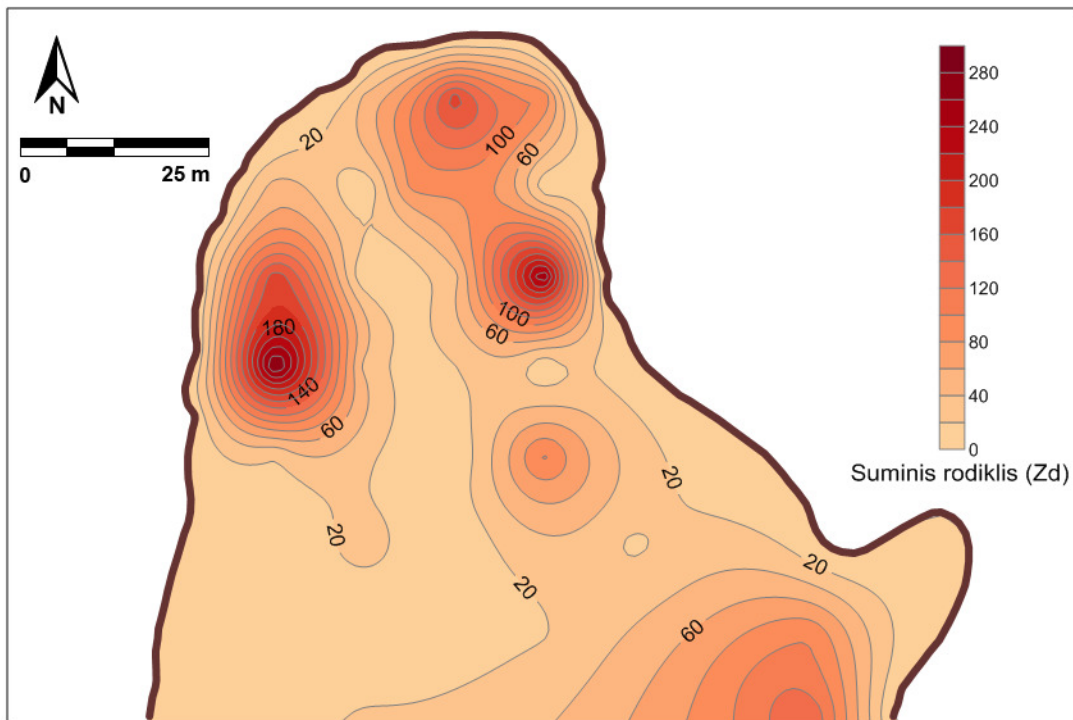


židinyje, išsidėsčiusiame nagrinėjamos akvatorijos šiaurės–rytų dalyje, greta protakos į Olaukos ežerėlį. Panašaus ploto, tačiau ženkliai mažesnių Zd verčių (iki 60,25) židinis nustatytas akvatorijos centrinėje-rytinėje dalyje, jis patenka į centrine dalimi besidriekiantį U raidės formos arealą, kuriame Zd vertės svyruoja nuo 10 iki 20. Didžiojoje akvatorijos dalyje paviršiniame sluoksnyje prieš valymą vyrauja dugno nuosėdos, kurių suminis užterštumas pagal Zd neviršija 10.

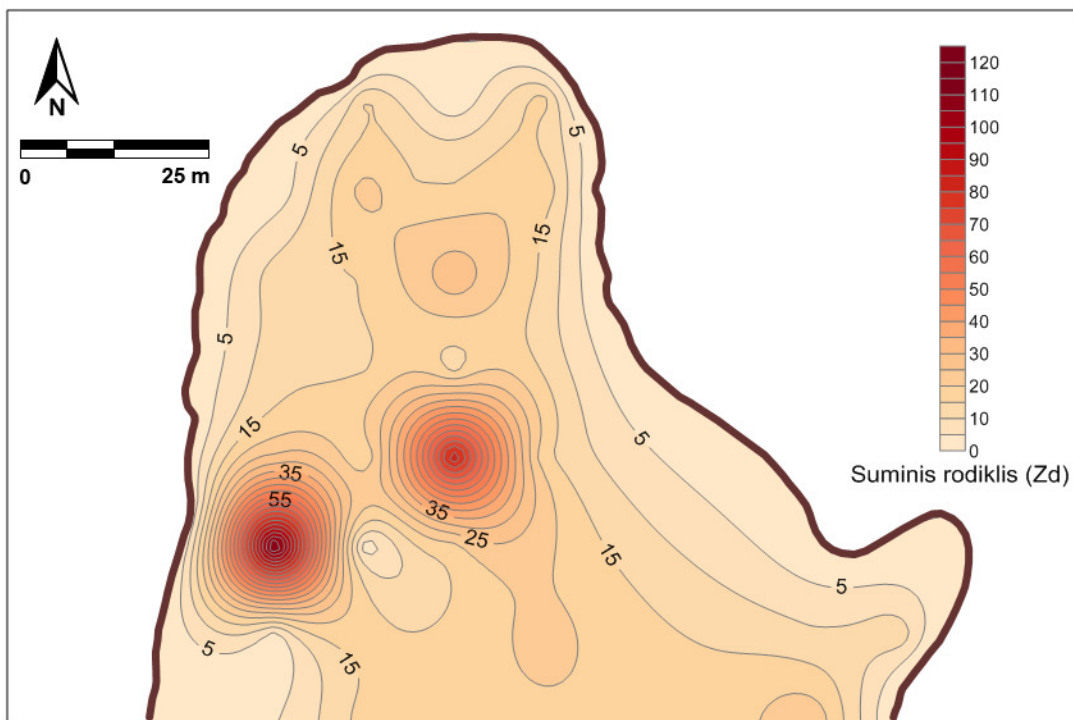
Popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (40 pav.) suminio užterštumo rodiklio vertės yra ne tik ženkliai didesnės, bet ir suformuoja daugiau anomaliai didelio užterštumo židinių. Pagrindiniai trys tokie židiniai, kuriuose dugno nuosėdos pagal Zd vertes priskirtinos ypač pavojingo užterštumo kategorijai ( $Zd > 128$ ) išsidėstę nagrinėjamos akvatorijos vakarinėje, rytinėje ir šiaurinėje dalyse, o pastarieji du jungiasi tarpusavyje ir suformuoja išilgai palei rytinę akvatorijos litoralės zoną besidriekiantį arealą, kuris susijungia su ketvirtuoju židiniu, esančiu pietrytinėje akvatorijos dalyje, greta nedidelės uždumblėjusios įlankėlės.



39 pav. Zd verčių pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (prieš valymą)



40 pav. Zd verčių pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (prieš valymą)



41 pav. Zd verčių pasiskirstymas šiaurinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (po valymo)

Kaip minėta, statistinis Wilcoxon'o suderintųjų porų testas parodė reikšmingą skirtumą tarp suminio užterštumo rodiklio verčių paviršiniame sluoksnyje prieš ir po hidromechaninio valymo, o 41 pav. pateikiamame dugno projekcijos kontūriniame žemėlapyje matomas ne tik bendras Zd verčių padidėjimas, bet ir aiškus tiriamų elementų suminių kiekių erdvinis persiskirstymas. Nors prieš valymą nagrinėjamos akvatorijos šiaurės–rytų dalyje aptiktas anomaliai aukštų Zd verčių židyns po valymo nenustatytas, centrinėje ir vakarinėje dalyse matomos dvi naujos panašaus ploto anomalijos, kuriose maksimalios Zd vertės siekia 114,96 ir 85,56. Be to, žemėlapyje aiškiai matomas bendras suminio užterštumo rodiklio verčių padidėjimas, beveik visame akvatorijos plote, o ypač centrinėje dalyje pietų–šiaurės kryptimi besidriekiančiame areale viršijantis leistinai užterštumo kategorijai nustatytą Zd vertę (16). Todėl tenka konstatuoti, kad hidromechaninis valymas nagrinėjamoje akvatorijoje sąlygojo ne tik reikšmingą tiriamų metalų ir metaloidų erdvinį persiskirstymą, bet ir vertikalią jų migraciją į paviršinį dugno nuosėdų sluoksnį bei bendrą kiekių padidėjimą beveik visame paviršiaus plote.

**Pietinėje** Babruko ež. dalyje, prieš atliekant hidromechaninio ežero valymo darbus, paviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje apskaičiuotos suminio užterštumo rodiklio vertės svyruoja nuo 0,33 iki 105,09 (žr. 41 lentelę). Maksimali apskaičiuota Zd vertė (nustatyta tik viename mėginyje) yra mažesnė nei šiaurinėje ežero dalyje, tačiau priskirtina pavojingo užterštumo kategorijai (Zd 32–128). Tačiau pažymėtina, kad medianinė Zd vertė – 15,11 yra 3,76 karto didesnė nei šiaurinės ežero dalies paviršiniame sluoksnyje ir svyruoja ties vidutinio pavojingumo užterštumo kategorijos apatine riba (Zd 16–32), o kvartilinio Zd verčių pločio ribos kinta nuo 2,5 iki 24,4 (42 pav.). Be to, keturiolika iš 31 tirtų paviršinio dugno nuosėdų sluoksnio mėginio negali būti priskiriami leistino užterštumo kategorijai, nes jų Zd vertės viršija 16. Priešingai nei šiaurinėje ežero dalyje, popaviršiniame pietinės dalies dugno nuosėdų sluoksnyje apskaičiuotos suminio užterštumo rodiklio vertės yra mažesnės nei paviršiniame: medianinė Zd vertė siekia 9,18 t.y. yra 40 proc.

mažesnė, o maksimali vertė – 46,58, t.y. 2,26 karto mažesnė (žr. 41 lentelę ir 42 pav.).

41 lentelė. Informacija apie pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų Zd vertes (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

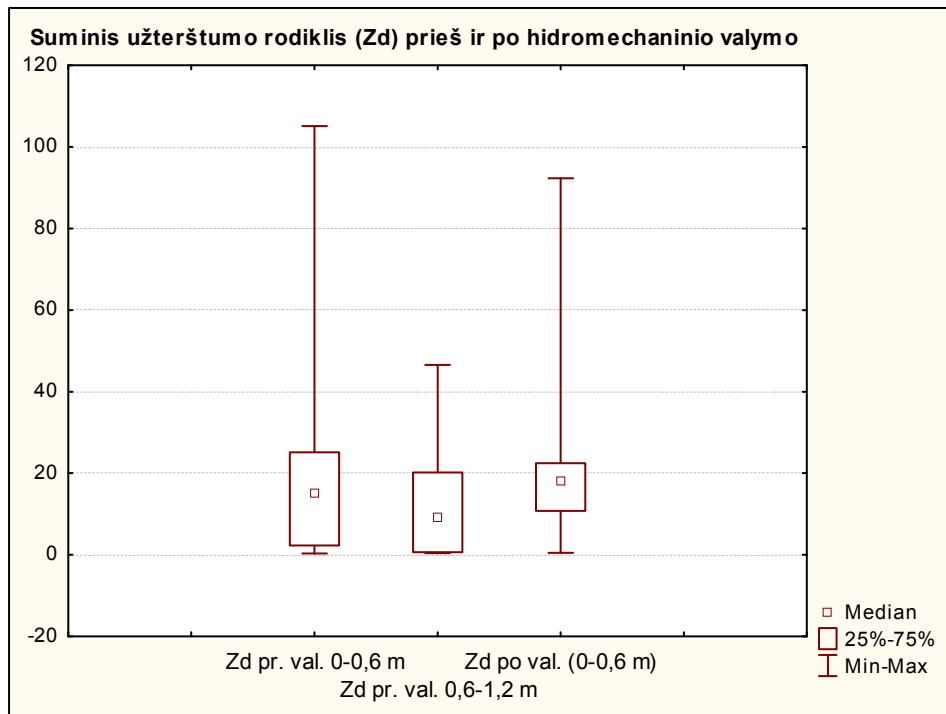
	<b>0–0,6 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0,6–1,2 m sluoksnis, pr. valymą</b>	<b>0–0,6 m sluoksnis, po valymo</b>
<b>Minimali Zd vertė</b>	0,33	0,38	0,45
<b>Maksimali Zd vertė</b>	105,09	46,58	92,31
<b>Medianinė Zd vertė</b>	15,11	9,18	18,30
<b>Standartinis nuokrypis</b>	25,94	12,71	26,84
<b>I. Leistina užterštumo kategorija, Zd</b>		<16	
<b>II. Vidutinio pavojingumo užt. kategorija, Zd</b>		16–32	
<b>III. Pavojingo užt. kategorija, Zd</b>		32–128	
<b>IV. Ypač pavojingo užt. kategorija, Zd</b>		>128	

Tačiau, panašiai kaip ir paviršiniame sluoksnyje, leistino užterštumo kategorijos Zd vertė (16) viršijama dvylikoje iš 28 tirtų mėginių, o kvartilinio Zd verčių pločio ribos kinta tik šiek tiek mažesniame diapazone – nuo 0,68 iki 20,1. Reikšmingo skirtumo nebuvimą tarp suminio užterštumo rodiklio Zd verčių prieš valymą paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose patvirtina ir Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai (42 lentelė): P vertė siekia 0,350496 (kaip reikšminga vertinama  $P < 0,0500$ ).

Nors po hidromechaninio ežero valymo, pietinėje Babruko ežero dalyje nustatyta maksimali suminio užterštumo rodiklio Zd vertė siekia 92,31 ir yra mažesnė nei prieš valymą (105,09), medianinė vertė – 18,30 yra didesnė nei prieš valymą apskaičiuota paviršinio sluoksnio medianinė Zd reikšmė (15,11) ir viršija leistinos užterštumo kategorijos viršutinę ribą (16).

Zd verčių sklaidos tolygumas išliko panašus (standartinis nuokrypis paviršiniame sluoksnyje prieš ir po valymo atitinkamai siekia 25,94 ir 26,84), o kvartilinio pločio apatinė riba pakito nuo 2,5 iki 11,06 (viršutinė riba sumažėjo nuo 24,4 iki 21,64). Tačiau, priešingai nei šiaurinėje ežero dalyje, šie pokyčiai nėra reikšmingi – lyginant koncentracijas paviršiniame sluoksnyje prieš ir po

valymo gaunama nereikšminga Wilcoxon'o suderintųjų porų testo P vertė – 0,468408 (žr. 42 lentelę).



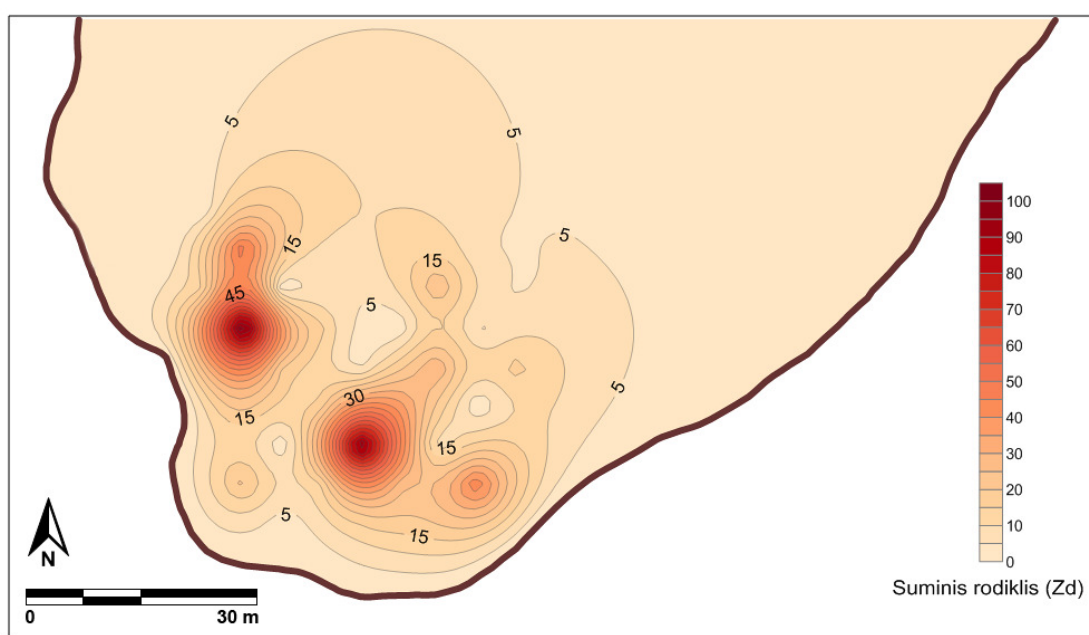
42 pav. Pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų Zd verčių palyginimas (paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo)

42 lentelė. Wilcoxon'o suderintųjų porų testo rezultatai lyginant Zd vertes pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame ir popaviršiniame sluoksniuose bei prieš ir po hidromechaninio ežero valymo

<b>P &lt; 0,0500 vertinama kaip reikšminga</b>			
<b>Kintamųjų poros</b>	<b>N</b>	<b>Z kriterijus</b>	<b>P vertė</b>
Zd verčių paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje, prieš valymą	28	0,933628	0,350496
Zd vertės paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje prieš valymą ir po valymo	31	0,725072	0,468408

Suminio užterštumo rodiklio Zd verčių interpoliacija į ištisinį paviršių iliustruoja netolygų tiriamų elementų suminių kiekių pasiskirstymą pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame sluoksnyje (prieš atliekant ežero hidromechaninio valymo darbus). Kaip pavaizduota 43 pav., didžiausi

tiriamų elementų suminiai kiekiai (pasiekiantys maksimalią suminio užterštumo rodiklio vertę – 105,09) nustatyti dviejuose apie 15 m skersmens ovaliuose židiniuose, išsidėsčiusiuose nagrinėjamos akvatorijos vakarinėje ir pietų–centrinėje dalyse. Pastarasis židinis susijungia su mažesnio ploto ir ženkliai mažesnių suminio užterštumo rodiklio verčių (iki 45) židinio, esančio pietrytinėje dalyje.

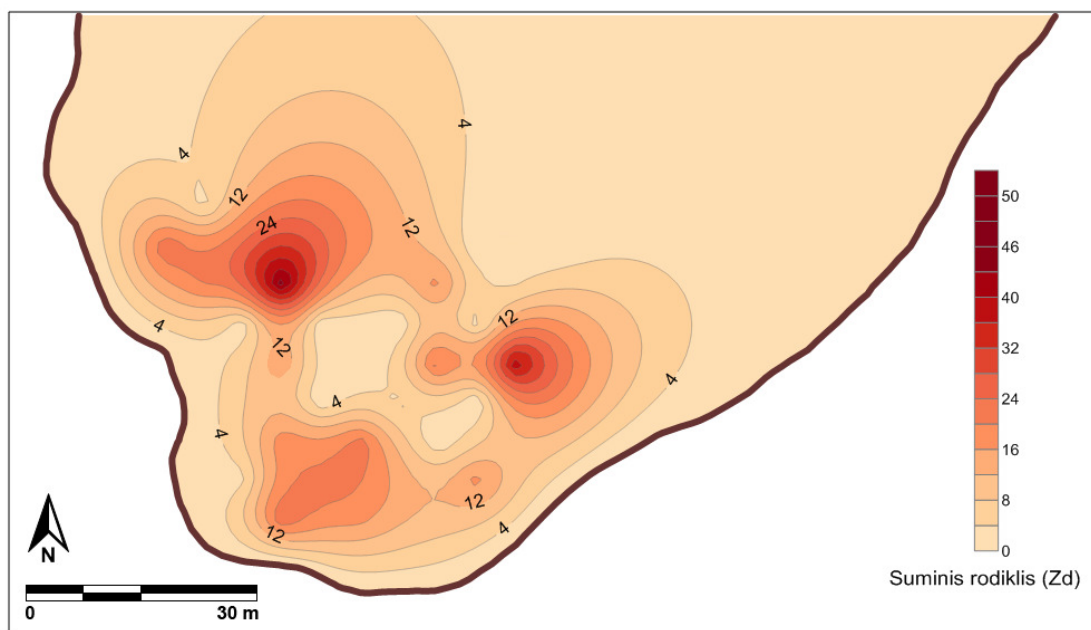


43 pav. Zd verčių pasiskirstymas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (prieš valymą)

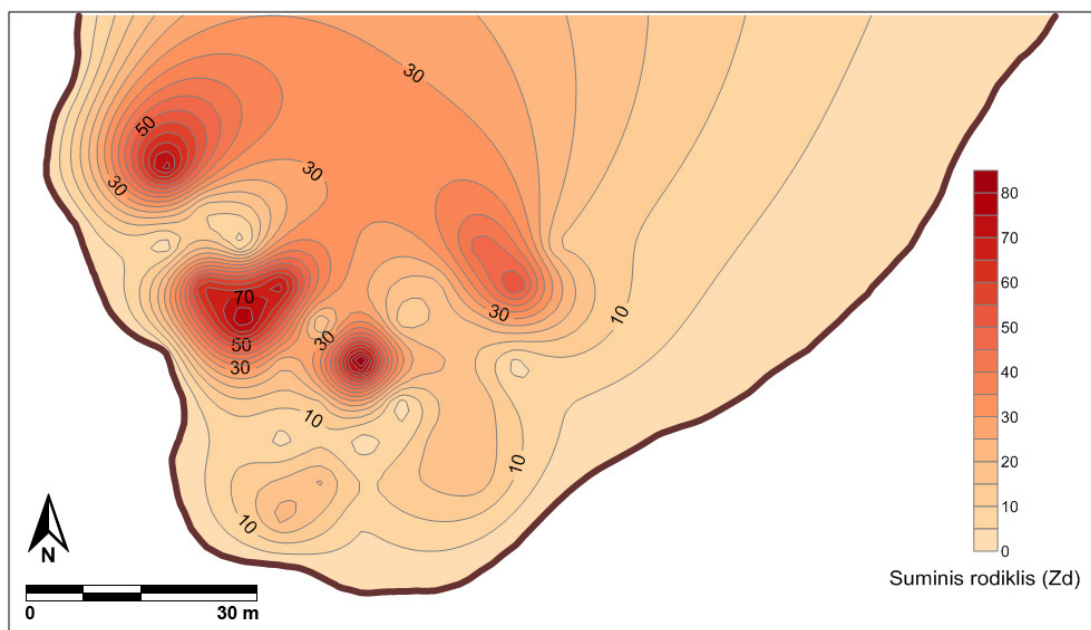
Popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (44 pav.), padidėjusių suminio užterštumo rodiklio verčių arealai išsidėstę kitaip: išskiriami trys pagrindiniai židiniai, susijungiantys į apskritimo formos anomaliją, kurios centre Zd vertė yra mažiau nei 4. Maksimalios vertės – iki 46,58 pasiekiamos vakarinėje ir rytinėje dalyse, o akvatorijos pietuose esančiame židinyje Zd vertė siekia 16 (leistinos užterštumo kategorijos viršutinę ribą).

Nors kaip minėta, statistinis Wilcoxon'o suderintųjų porų testas neparodė reikšmingo skirtumo tarp suminio užterštumo rodiklio verčių paviršiniame sluoksnyje prieš ir po hidromechaninio valymo, 45 pav. pateikiamame dugno projekcijos kontūriniame žemėlapyje matomas po valymo

nustatytas tiriamų elementų suminių kiekių erdvinis persiskirstymas šiaurės vakarų kryptimi.



44 pav. Zd verčių pasiskirstymas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksnyje (prieš valymą)



45 pav. Zd verčių pasiskirstymas pietinės Babruko ež. dalies dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) sluoksnyje (po valymo)

Be to, anomaliai padidėjusių Zd verčių židinių skaičius padidėjo iki keturių, o trijuose iš jų suminio užterštumo rodiklio vertės siekia maksimalią 92,31 vertę. Be to, Zd verčių interpoliacijos rezultatai rodo ir medianinės vertės padidėjimą bei bendrą suminio užterštumo rodiklio verčių padidėjimą iki vidutinio pavojingumo užterštumo kategorijos viršutinės ribos ( $Zd=32$ ), ypač šiaurės vakarų ir šiaurinėje dalyse.

Apibendrinant, hidromechaninis valymas nagrinėjamose akvatorijose sąlygojo suminio užterštumo rodiklio (Zd) verčių padidėjimą. Šis tyrimų rezultatas sietinas su mažiau užteršto paviršinio dugno nuosėdų sluoksnio pašalinimu, ežero valymo metu atidengiant padidėjusių tiriamų metalų ir metaloidų kiekių anomalijas (šiaurinėje akvatorijoje) ir su vertikalaus nuosėdų sumaišymo, resuspensijos ir resedimentacijos procesais.



## IŠVADOS

1. Atlikus literatūros apžvalgą nustatyta, kad Lietuvos ežerų uždumblėjimas yra opi aplinkosauginė problema, o hidromechaninio ežerų dugno nuosėdų šalinimo projektų Lietuvoje vis daugėja, ypač atsiradus galimybei tam panaudoti Europos Sąjungos finansinę paramą.
2. Literatūros šaltinių analizė rodo, kad dugno nuosėdų aplinkoje nagrinėjamų metalų ir metaloidų sklaida priklauso nuo jų cheminės formos ir būsenos, kuri įtakoja tirpumą, judrumą, toksiškumą, adsorbcijos, desorbcijos ir cheminių junginių susidarymo procesus, o hidromechaninis dugno nuosėdų šalinimas, pagrįstas nuosėdų sluoksnių struktūros suardymu ir sumaišymu su vandeniu sąlygoja sąlyginai stabilių metalų ir metaloidų junginių ir kompleksų suardymą, įvairių medžiagų vertikalios ir horizontalios migracijos bei resuspensijos procesus.
3. Literatūros apžvalgos rezultatai leidžia teigti, kad nors dauguma nagrinėjamų metalų ir metaloidų yra mikroelementai, būtini daugumai gyvų organizmų, pernelyg didelės jų koncentracijos yra toksiškos hidrobiontams.
4. Atlikus nagrinėjamų metalų ir metaloidų tyrimus antropogeninio poveikio atžvilgiu skirtingose Babruko ežero akvatorijose, nustatytas reikšmingas Trakų m. komunalinių nuotekų išleidimo poveikis ežero šiaurinės dalies dugno nuosėdoms, kuriose aptiktos daugumos tiriamų elementų kiekių anomalijos: kai kurių elementų koncentracijos viršija fonines iki 103,74 karto, o didžiausias leidžiamas koncentracijas – iki 10,6 karto.
5. Dugno nuosėdų paviršiniame (0–0,6 m) ir popaviršiniame (0,6–1,2 m) sluoksniuose tyrimų rezultatai ir jų interpoliacija į ištisinį paviršių prieš ir po hidromechaninio ežero valymo darbų rodo dugno nuosėdų šalinimo įtakotą tiriamų metalų ir metaloidų vertikalų ir horizontalų persiskirstymą, kuris yra chaotiškas ir skirtingas atskiriems elementams, todėl valymo darbų įtakos vertinimui būtina naudoti indikatorių, leidžiantį nustatyti

bendrą, kumuliacinį tiriamų mėginių užterštumo lygį visų nagrinėjamų elementų atžvilgiu.

6. Apskaičiuotas suminis užterštumo rodiklis  $Z_d$  ir atlikta jo verčių interpoliacija į ištisinį paviršių leidžia įvertinti kumuliacinį nagrinėjamų elementų vertikalų ir horizontalų pasiskirstymą atskiruose nuosėdų sluoksniuose prieš ir po hidromechaninio ežero valymo.
7. Tiesioginį ilgalaikį antropogeninį poveikį patyrusios šiaurinės ežero dalies dugno nuosėdų suminio užterštumo rodiklio  $Z_d$  verčių statistinė analizė ir interpoliacija parodė, kad (1) prieš atliekant hidromechaninio valymo darbus, bendras nagrinėjamų metalų ir metaloidų kiekis buvo reikšmingai didesnis popaviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje; (2) hidromechaninis valymas šiaurinėje akvatorijoje sąlygojo ne tik reikšmingą tiriamų metalų ir metaloidų vertikalią migraciją į paviršinių dugno nuosėdų sluoksnį, bet ir erdvinį jų persiskirstymą bei bendrą kiekių padidėjimą beveik visame paviršiaus plote.
8. Pietinės ežero dalies, kuri yra labiausiai nutolusi nuo buvusio tiesioginio antropogeninio poveikio vietos – nuotekų valymo įrenginių išleistuvo dalies dugno nuosėdų suminio užterštumo rodiklio  $Z_d$  verčių statistinė analizė ir interpoliacija parodė, kad (1) prieš atliekant hidromechaninio valymo darbus, bendras nagrinėjamų metalų ir metaloidų kiekis popaviršiniame dugno nuosėdų sluoksnyje buvo mažesnis nei paviršiniame, tačiau šis skirtumas nėra statistiškai reikšmingas; (2) nors naudotas statistinis testas neparodė reikšmingo skirtumo tarp suminio užterštumo rodiklio verčių paviršiniame sluoksnyje prieš ir po hidromechaninio valymo, interpoliacijos rezultatai rodo aiškų valymo darbų įtakotą tiriamų elementų suminių kiekių erdvinį persiskirstymą, anomaliai aukštų  $Z_d$  verčių židinių skaičiaus padidėjimą ir bendrą suminio užterštumo rodiklio verčių padidėjimą.

## REKOMENDACIJOS

Atsižvelgiant į tyrimų rezultatus ir disertacijoje pateikiamas išvadas, galima suformuluoti tris pagrindines rekomendacijas, taikytinas planuojant hidromechaninio ežerų dugno nuosėdų šalinimo darbus ir nustatant jų tikslingumą:

1. Rengiant ežerų valymo darbų projektinę ir poveikio aplinkai vertinimo dokumentaciją, atlikti potencialiai pavojingų cheminių elementų koncentracijų nustatymą ne tik paviršiniame (0–0,6 m), bet ir popaviršiniame (0,6–1,2 m), o esant galimybėms – dar gilesniuose nuosėdų sluoksniuose.
2. Disertacijoje pateikiami tyrimų rezultatai rodo didžiulį tiek vertikalaus, tiek horizontalaus tiriamų metalų ir metaloidų pasiskirstymo dugno nuosėdose netolygumą, todėl numatant dugno nuosėdų ėminių ėmimo vietas rekomenduojama siekti, kad jų išdėstymas ir skaičius užtikrintų tolygų valytinos (tiriamos) ežero dalies akvatorijos padengimą.
3. Nagrinėjant ežero valymo tikslingumą ir planuojant darbų apimtį, o ypač nustatant padidėjusį dugno nuosėdų užterštumą popaviršiniame ir (ar) dar gilesniuose sluoksniuose, užtikrinti, kad po valymo naujai susiformavusio paviršinio dugno nuosėdų sluoksnio užterštumo lygis nebus didesnis nei prieš valymą. Šią rekomendaciją galima įgyvendinti numatant viso padidėjusio užterštumo dugno nuosėdų sluoksnio pašalinimą ar užtikrinant, kad ežeras (ar jo dalis) būtų valoma iki mineralinio grunto (dugno).

## LITERATŪROS SĄRAŠAS

1. Abernathy C., Liu D., Longfellow H. V., Aposhia B., Beck B., Fowler R., Goyer R., Menzer T., Rossman C., Thompson M. 1999. Arsenic: health effects, mechanisms of actions, and research issues. *Environmental Health Perspectives* 107: 593–597.
2. Abraham G. M. S., Parker R. J. 2008. Assessment of heavy metal enrichment factors and the degree of contamination in marine sediments from Tamaki Estuary, Auckland, New Zealand. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 136: 227–238.
3. Adshead–Simonsen P. C., Murray G. E., Kushner D. J. 1981. Morphological changes in the diatom, *Tabellaria flocculosa*, induced by very low concentrations of cadmium. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 26: 745–747.
4. Aggett J., Roberts L. S. 1986. Insight into the mechanism of accumulation of arsenate and phosphate in hydro lake sediments by measuring the rate of dissolution with ethylenediaminetetracetic acid. *Environmental Science and Technology* 20: 183–186.
5. Ahmad A., Nye, P. 1990. Coupled diffusion and oxidation of ferrous iron in soils. *Journal of Soil Science* 41: 395–409.
6. Allen Y., Calow P., Baird D. 1995. A mechanistic model of contaminant–induced feeding inhibition in *Daphnia magna*. *Environmental toxicology and chemistry* 14(9): 1625–1630.
7. Amado F. G, Creed J., Andrade L., Pfeiffer W. 2004. Metal accumulation by *Halodule wrightii* populations. *Aquatic Botany* 80: 241–51.
8. Angulo E. 1996. The Tomlinson Pollution Load Index applied to heavy metal „Mussel–watch“ data: a useful index to assess coastal pollution. *Science of the Total Environment* 187: 19–56.

9. Ashby S. L., Myers J. L., Laney E., Honnell D., Owens C. 1999. The effects of hydropower release from Lake Teoma on downstream water quality. *Journal of Freshwater Ecology* 14: 103–112.
10. Attar E. N., Maly E. J. 1982. Acute toxicity of cadmium, zinc, and cadmium–zinc mixtures to *Daphnia magna*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 11: 291–296.
11. Azcue M. J., Nriagu O. J. 1994. Role of sediment porewater in the cycling of arsenic in a mine–polluted lake. *Environmental International* 20: 517–527.
12. Azeez P.A., Banerjee D. K. 1986. Effect of copper and cadmium on carbon assimilation and uptake of metals by algae. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 77–86.
13. Babukutty Y., Chacko J. 1995. Chemical partitioning and bioavailability of lead and nickel in an estuarine system. *Environmental Toxicology and Chemistry* 14(3): 427–34.
14. Balevičius A., Ciūnys A., Bukelskis E. 2007. Aplinkosaugos reikalavimų paviršinio vandens telkinių valymo darbams parengimas. Ataskaita Aplinkos apsaugos agentūrai. Vilnius. UAB „Senasis ežerėlis“. 76 p.
15. Balevičius A., Balevičienė J., Bukelskis E., Ciūnys A., Stanevičius V., Vaitkus G., Valiuškevičius G., Kalytytė D., Ūselytė R., Šalčiūnienė K. 2009. Galimybių studija „Restauruotinių Lietuvos ežerų nustatymas ir preliminaraus restauravimo priemonių parinkimas šiems ežerams, siekiant pagerinti jų būklę“. Galutinė ataskaita Aplinkos apsaugos agentūrai. Vilnius. UAB „Senasis ežerėlis“. 265 p.
16. Baltrušis, A. 2009. Žemsiurbių panaudojimas Lietuvos ežerų valymui. Magistrantūros studijų baigiamasis darbas. Lietuvos žemės ūkio universitetas. Kaunas. 53 p.
17. Bargagli R. 2000. Trace metals in Antarctica related to climate change and increasing human impact. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology* 166: 129–173.

18. Bellas J., Ekelund R., Halldórsson H., Berggren M., Granmo Å. 2007. Monitoring of organic compounds and trace metals during a dredging episode in the Göta Älv Estuary (Sweden) using caged mussels. *Water, Air and Soil Pollution* 181: 265–79.
19. Bellas J., Nieto Ó., Beiras R. 2011. Integrative assessment of coastal pollution: development and evaluation of sediment quality criteria from chemical contamination and ecotoxicological data. *Continental Shelf Research* 31: 448–56.
20. Benes P., Cejchanova M., Havlik B. 1985. Migration and speciation of lead in a river system heavily polluted from a smelter. *Water Research* 19: 1–6.
21. Bengtsson L., Hellstrom T. 1992. Wind-induced resuspension in a small shallow lake. *Hydrobiologia* 24: 163–172.
22. Berglund, R., Dave G., Sjobeck M. L. 1985. The effects of lead on aminolevulinic acid dehydratase activity, growth, hemoglobin content, and reproduction in *Daphnia magna*. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 9: 216–229.
23. Berman M., Bartha R.. 1986. Levels of chemical versus biological methylation of mercury in sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 36:401–404.
24. Berry W. J., Boothman W. S., Serbst J. R., Edwards P.A. 2004. Predicting the toxicity of chromium in sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23(12): 2981–2992.
25. Beusen M. H., Neven B. 1987. Toxicity of vanadium to different freshwater organisms. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 39: 194–201.
26. Biesinger K. E., Christensen G. M. 1972. Effects of various metals on survival, growth, reproduction, and metabolism of *Daphnia magna*. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 29: 1691–1700.

27. Bindler R. 2003. Estimating the natural background atmospheric deposition rate of mercury utilizing ombrotrophic bogs in southern Sweden. *Environmental Science and Technology* 37: 40 – 46.
28. Bocchetti R., Fattorini D., Pisanelli B., Macchia S., Oliviero L., Pilato F. 2008. Contaminant accumulation and biomarker responses in caged mussels, *Mytilus galloprovincialis*, to evaluate bioavailability and toxicological effects of remobilized chemicals during dredging and disposal operations in harbour areas. *Aquatic Toxicology* 89: 257–66.
29. Borgmann U., Kramar O., Loveridge C. 1978. Rates of mortality, growth, and biomass production of *Lymnaea palustris* during chronic exposure to lead. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 35: 1109–1115.
30. Borisenko, I. 2009. Erdvinių duomenų modeliavimas naudojant stacionarių erdvinių procesų semivariogramas. Daktaro disertacija. Vilniaus Gedimino technikos universitetas. Vilnius. 123 p.
31. Borma L. S., Ehrlich M., Barbosa M. C. 2003. Acidification and release of heavy metals in dredged sediments. *Canadian Geotechnical Journal* 40: 1154–1163.
32. Børretzen P., Salbu B. 2009. Bioavailability of sediment associated and low molecular mass species of radionuclides/trace metals to the mussel *Mytilus edulis*. *Journal of Environmental Radioactivity* 100: 333–341.
33. Bossuyt B. T., Muysen T. A., Janssen C. R. 2005. Relevance of generic and site specific species sensitivity distributions in the current risk assessment procedures for copper and zinc. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24: 470–478.
34. Brannon J. M., Patrick Jr. W. H. 1985. Fixation and mobilization of antimony in sediments. *Environmental Pollution* 9: 107–126.
35. Brils J. 2004. Sediment monitoring under the EU Water Framework Directive. *Journal of Soils and Sediments* 4: 72–73.
36. Brunke E. G., Labuschagne C., Slemmer F. 2001. Gaseous mercury emissions from a fire in the Cape Peninsula, South Africa, during January 2000. *Geophysical Research Letters* 28: 1483–1486.

37. Budavari S. 1989. The Merck Index. An Encyclopedia of Chemicals, Drugs, and Biologicals. 11th Ed. Merck and Co., Rahway, NJ. P. 110.
38. Buhl K. J., Hamilton S. J. 1990. Comparative toxicity of inorganic contaminants released by placer mining to early life stages of salmonids. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 20: 325–342.
39. Buhl, K. J., Hamilton S. J. 1991. Relative sensitivity of early life stages of arctic grayling, coho salmon, and rainbow trout to nine inorganics. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 22: 184–197.
40. Burton Jr. G. A. 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3: 65–75.
41. Byrd J. T. 1990. Comparative geochemistries of arsenic and antimony in rivers and estuaries. *Science of Total Environment* 97/98: 301–314.
42. Byrd J. T., Andreae M.O. 1982. Tin and methyltin species in sea water: concentration and fluxes. *Science* 218: 565–569.
43. Caetano M., Madureira M. J., Vale C. 2002. Metal remobilisation during resuspension of anoxic contaminated sediment: short-term laboratory study. *Water, Air, and Soil Pollution* 143(1–4): 23–40.
44. Caile N., Tiffreau C., Leyval C., Morel J. L. 2003. Solubility of metals in an anoxic sediment during prolonged aeration. *Science of Total Environment* 301: 239–250.
45. Calles O., Nyberg L., Greenberg L. 2007. Temporal and spatial variation in quality of hyporheic water in one unregulated and two regulated boreal rivers. *River Research and Applications* 23: 829–842.
46. Calmano W., Hong J., Forstner U. 1994. Binding and mobilization of heavy metals in contaminated sediments affected by pH and redox potential. *Water Science and Technology* 28: 223–235.
47. Camargo J. A. 2002. Contribution of Spanish–American silver mines (1570–1820) to the present high mercury concentrations in the global environment: a review. *Chemosphere* 48: 51–57.



48. Campbell P. G. C., Stokes P. M. 1985. Acidification and toxicity of metals to aquatic biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 2034–2049.
49. Canadian Council of Ministers of the Environment. 1999. *Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life*. Winnipeg.
50. Canadian Council of Ministers of the Environment. *Canadian environmental quality guidelines*. 1999. Winnipeg.
51. Cappuyns V., Swennen R., Verhulst T. 2004. Assessment of acid neutralizing capacity and potential mobilization of trace metals from land disposed dredged sediments. *Science of the Total Environment* 333: 233–247.
52. Catalan Z. B. 1982. Behavioral responses of *Chironomus tentans* to stress as determined by an optical fiber monitoring system. Ph. D. thesis. University of Michigan, Ann Arbor.
53. Chau Y. K., Kulikovskiy–Cordeiro O. T. R. 1995. Occurrence of nickel in the Canadian environment. *Environmental Reviews* 3: 95–120.
54. Chau Y. K., Wong P. T. S., Kramer O., Bengert G. A., Cruz R. B., Kinrade J. O., Lye J., Van Loon J. C. 1980. Occurrence of tetraalkyllead compounds in the aquatic environment. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 24: 265–269.
55. Chemijos terminų aiškinamasis žodynas. 2003 (2-asis patais. ir papild. leid.). Daukšas K. ir kt. Vilnius: Mokslo ir enciklopedijų leidybos institutas.
56. Chen C. W., Kao C. M., Chen C. F., Dong C. D. 2007. Distribution and accumulation of heavy metals in the sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan. *Chemosphere* 66: 1431–1440.
57. Ciūnys A. Ežerų valymas ir sapropelio paruošimo technologijos. 1997. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba* 1(4): 55–61.

58. Ciūnys A., Katkevičius L. 2008. Aplinkosaugos darbai ir jų reglamentavimas. Vandens ūkio valdymas. Lietuvos žemės ūkio universitetas. Kaunas. 56 p.
59. Cockell K. A., Hilton J. W., Bettger W. J. 1991. Chronic toxicity of dietary disodium arsenate heptahydrate to juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). Archives of Environmental Contamination and Toxicology. 21: 518–27.
60. Compeau G., Bartha R. 1984. Methylation and demethylation of mercury under controlled redox, pH, and salinity conditions. Applied and Environmental Microbiology 48: 1202–1207.
61. Coogan T. P., Latta D. M., Snow E. T., Costa M. 1989. Toxicity and carcinogenicity of nickel compounds. Critical Reviews in Toxicology 19(4): 341–384.
62. Cozar A., Galvez J. A., Hull V., Garcia C. M., Loiselle S. A. 2005. Sediment resuspension by wind in a shallow lake of Esteros del Ibera (Argentina): a model based on turbidity. Ecological Modelling 186: 63–76.
63. Cusimano R. F., Brakke D. F., Chapman G.A. 1986. Effects of pH on the toxicities of cadmium, copper, and zinc to steelhead trout (*Salmo gairdneri*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 43: 1497–1506.
64. Dave G. 1992. Sediment toxicity in lakes along the river Kolbacksan, central Sweden. Hydrobiology 235/236: 419–433.
65. Davies P. H., Goettl J. P., Sinley J. R., Smith N. F. 1976. Acute and chronic toxicity of lead to rainbow trout *Salmo gairdneri*, in hard and soft water. Water Research 10: 199–206.
66. Davies–Colley R. J., Nelson, P. O., Williamson, K. J. 1985. Sulfide control of cadmium and copper concentrations in anaerobic estuarine sediments. Marine Chemistry 16: 173–186.
67. Davis E. A., Maier K. J., Knight A. 1988. The biological consequences of selenium in aquatic ecosystems. California Agriculture 1: 18–20.

68. De Jonge M., Teuchies V., Meire V., Blust R., Bervoets L. 2012. The impact of increased oxygen conditions on metal contaminated sediments part I: Effects on redox status, sediment geochemistry and metal bioavailability. *Water Research* 46: 2205–2214.
69. Delaune R. D., Smith C. J. 1985. Release of nutrients and metals following oxidation of freshwater and saline sediment. *Journal of Environmental Quality* 14 (2): 164–9.
70. Demayo A., Taylor M. C. 1981. *Guidelines for Surface Water Quality. Vol. 1 Inorganic Chemical Substances. Copper.* Water Quality Branch, Inland Waters Directorate, Environment Canada, Ottawa.
71. Denaix L., Semlali R. M., Douay F. 2001. Dissolved and colloidal transport of Cd, Pb, and Zn in a silt loam soil affected by atmospheric industrial deposition. *Environmental Pollution* 113: 29–38.
72. Deng T., Chen Y. W., Belzile, N. 2001. Antimony speciation at ultra trace levels using hydride generation atomic fluorescence spectrometry and 8-hydroxyquinoline. *Analytica Chimica Acta* 432: 291–302.
73. Di Nanno M. P., Curutchet G., Ratto S. 2007. Anaerobic sediment potential acidification and metal release risk assessment by chemical characterization and batch resuspension experiments. *Journal of Soils and Sediments* 7: 187–194.
74. Di Toro D. M., Mahony J. D., Krichgraber P. R., O'Byrne A. L., Pasquale L.R. 1986. Effect of Non-reversibility, Particle Concentration and Ionic Strength on Heavy Metal Sorption. *Environmental Science & Technology* 20: 55–61.
75. Diamond J. M., Winchester E. L., Mackler D. G., Rasnake W. J., Fanelli J. K., Gruber D. 1992. Toxicity of cobalt to freshwater indicator species as a function of water hardness. *Aquatic Toxicology* 22: 163–180.
76. Dobbs M. G., Cherry D. S., Cairns Jr. J. 1996. Toxicity and bioaccumulation of selenium to a three trophic level food chain. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 340–347.

77. Dumčius A., Paliulis D., Kozlovska-Kędziora, J. 2011. Selection of investigation methods for heavy metal pollution on soil and sediments of water basins and river bottoms: a review. *Ekologija* 57(1): 30–38.
78. Eggleton J., Thomas K. V. 2004. A review of factors affecting the release and bioavailability of contaminants during sediment disturbance events *Environment International* 30: 973–980.
79. EIFAC (European Inland Fisheries Advisory Commission). 1983. *Water Quality Criteria for European Freshwater Fish – Report on Nickel and Freshwater Fish*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, Italy. P. 20.
80. Eiseltová (ed.), M. 2010. *Restoration of Lakes, Streams, Floodplains, and Bogs in Europe: Principles and Case Studies, Wetlands: Ecology, Conservation and Management*. 374 p.
81. Eisler R. 1986. Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report No. 85 (1.6).
82. Eisler R. 1988. Arsenic hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report No. 85 (1.12).
83. Ellgaard E. G., Ashley S. E., Langford A. E., Harlin D. C. 1995. Kinetic analysis of the swimming behavior of the goldfish, *Carassius auratus*, exposed to nickel; hypoactivity induced by sublethal concentrations. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 55: 929–936.
84. Elnabarawy M. T., Alphonse N. W., Rochelle R.R. 1986. Relative sensitivity of three daphnid species to selected organic and inorganic chemicals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5: 393–398.
85. Enserink E. L., Maas-Diepeveen J. L., Van Leeuwen C. J. 1991. Combined effects of metals: an ecotoxicological evaluation. *Water Research* 25 (6): 679–687.

86. Environment Canada. 1994. Priority Substances List Assessment Report: Cadmium and its Compounds. Chemicals Evaluation Division, Environment Canada. Quebec, Canada.
87. Environment Canada. 1994. Priority Substances List Assessment Report: Chromium and its Compounds. Chemicals Evaluation Division, Environment Canada. Quebec, Canada.
88. Fan W., Wang W. X., Chen J., Li X., Yen Y. F. 2002. Cu, Ni and Pb speciation in surface sediments from a contaminated bay of northern China. *Marine Pollution Bulletin* 44: 816–32.
89. Fang T., Hong E. 1999. Mechanisms Influencing the Spatial Distribution of Trace Metals in Surficial Sediments of the South–Western Taiwan. *Marine Pollution Bulletin* 38(11): 1026–1037.
90. Fargasova A. 1994. A comparative study of the toxicity and inhibitory effects of inorganic tin compounds on various biological subjects. *Biologia* 49(3): 307–311.
91. Ferguson J. F., Gavis J. 1972. A review of the arsenic cycle in natural waters. *Water Research* 6: 1259–1274.
92. Ferm V. H., Layton Jr. W. M. 1981. Teratogenic and mutagenic effects of cadmium. P. 743–756 in Nriagu J. O. *Cadmium in the environment. Part 2. Health effects.* John Wiley, New York.
93. Filella M., Belzile N., Chen Y. W. 2002, Antimony in the environment: a review focused on natural waters I. Occurrence, *Earth–Science Reviews* 57: 125–174.
94. Finger D., Schmid M., Wuest A. 2006. Effects of upstream hydropower operation on riverine particle transport and turbidity in downstream lakes. *Water Resources Research* 42: 1–20.
95. Förstner U. 2004. Sediment dynamics and pollutant mobility in rivers: An interdisciplinary approach. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 9: 25–40.
96. Förstner U., Ahlf W., Calmano W. 1989. Studies on the transfer of heavy metals between sedimentary phases with a multi–chamber device:

- combined effects of salinity and redox potential. *Marine Chemistry* 28: 145–58.
97. Franklin N. M., Stauber J. L., Apte S. C., Lim R. P. 2002. Effect of initial cell density on the bioavailability and toxicity of copper in microalgal bioassays. *Environmental Toxicology and Chemistry* 21(4): 742–751.
  98. Freeman M. C., Aggett J., O'Brien G. 1986. Microbial transformations of arsenic in Lake Ohakuri, New Zealand. *Water Research* 20: 283–294.
  99. Gao K., Pearce J., Jones J. et al. 1999. Interaction between peat, humic acid and aqueous metal ions. *Environmental Geochemistry and Health* 21: 13–26.
  100. Gaur J. P., Noraho N., Cauhan Y. S. 1994. Relationship between heavy metal accumulation and toxicity in *Spirodella polyrhiza* and *Azolla pinnata*. *Aquatic Botany* 49: 183–192.
  101. Gentile J. H., Gentile S. M., Hoffman G., Heltshe J. F., Hairston Jr. N. 1983. The effects of a chronic mercury exposure on survival, reproduction and population dynamics of *Mysidopsis bahia*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 2: 61–68.
  102. Giattina J. D., Garton R. R., Stevens D.G. 1982. Avoidance of Copper and Nickel by Rainbow Trout as Monitored by a Computer-based Data Acquisition System. *Transactions of the American Fisheries Society* III: 491–504.
  103. Girutis R., Mituzas A., Pobedinskienė V. 2009. Babruko ežero dalies valymas. Techninis projektas. UAB „Rekreacinė statyba“, UAB „Vilniaus hidroprojektas“, Vilnius.
  104. Goossens H., Zwolsman J. G. 1996. An Evaluation of the Behaviour of Pollutants During Dredging Activities. *Terra et Aqua* 62: 20–28.
  105. Graf G., Rosenberg R. 1997. Bioresuspension and biodeposition: a review. *Journal of Marine Systems* 11: 269–278.
  106. Gundersen P., Steinnes E. 2003. Influence of pH and TOC concentration on Cu, Zn, Cd, and Al speciation in rivers. *Water Research* 37: 307–318.

107. Hakansson L., Jansson M. 1983. Principles of Lake Sedimentology. Heidelberg: Springer. P. 309.
108. Hall L. 1989. The effects of dredging and reclamation on metal levels in water and sediments from an estuarine environment off Trinidad, West Indies. *Environmental Pollution* 56: 189–207.
109. Hall W. S., Bushong S. J., Hall Jr. L. W., Lenkevich M. S., Pinkney A. E. 1988. Monitoring dissolved copper concentrations in Chesapeake Bay, U.S.A. *Environmental Monitoring and Assessment* 11: 33–42.
110. Hamilton S. J., Buhl K. 1990a. Safety assessment of selected inorganic elements to fry of chinook salmon (*Oncorhynchus tshawytscha*). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 20: 307–324.
111. Hamilton S. J., Buhl K. 1990b. Acute toxicity of boron, molybdenum, and selenium to fry of Chinook salmon and coho salmon. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 19: 366–373.
112. Hammerschmidt C. R., Fitzgerald W. F., Lamborg C. H., Balcom P. H., Visscher P. T. 2004. Biogeochemistry of methylmercury in sediments of Long Island Sound. *Marine Chemistry* 90: 31–52.
113. Harmsen K. 1977. Behaviour of heavy metals in soils. Centre for Agricultural Publishing and Documentation. Wageningen, Netherlands. P. 130.
114. Hatakeyama S. 1989. Effect of copper and zinc on the growth and emergence of *Epeorus latifolium* (Ephemeroptera) in an indoor model stream. *Hydrobiologia* 174: 17–27.
115. Hedge L., Knott N., Johnston E. 2009. Dredging related metal bioaccumulation in oysters. *Marine Pollution Bulletin* 58: 832–40.
116. Hermanutz R. O. 1992. Malformation of the fathead minnow (*Pimephales promelas*) in an ecosystem with elevated selenium concentrations. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 49: 290–294.
117. Heyvaert A. C., Reuter J. E., Slotton D. G., Goldman C. R. 2000. Paleolimnological reconstruction of historical atmospheric lead and

- mercury deposition at Lake Tahoe, California, Nevada. *Environmental Science and Technology* 34: 3588–3597.
118. Hill N., King C., Perrett L., Johnston E. 2009. Contaminated suspended sediments toxic to an Antarctic filter feeder: aqueous and particulate phase effects. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28: 409–17.
  119. Hilmy A. M., El-Domiaty N. A., Dadbees A. Y., Latife H. A. A. 1987. Toxicity in *Tilapia zilli* and *Clarias lazera* (Pisces) induced by zinc, seasonally. *Comparative Biochemistry and Physiology* 86C: 263–265.
  120. Hindmarsh J. T., McCurdy R. F. 1986. Clinical and environmental aspects of arsenic toxicity. *Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences* 23(4): 315–347.
  121. Hood R. D. 1985. Cacodylic acid: agricultural uses, biologic effects, and environmental fate. Monograph. U.S. Governmental Printing Office. Washington D.C., U.S.A. P.171.
  122. Huang C., Ke Q., Costa M., Shi X. 2004. Molecular mechanisms of arsenic carcinogenesis. *Molecular and Cellular Biochemistry* 255: 57–66.
  123. Huang C., Yang Y. L. 1995. Adsorption characteristics of Cu(II) on humus–kaolin complexes. *Water Research* 29: 2455–2460.
  124. Huebert D. B., Shay J. M. 1991. The effect of cadmium and its interaction with external calcium in the submerged aquatic macrophyte *Lemna trisulca* L. *Aquatic Toxicology* 20: 57–72.
  125. Huettel M., Roy H., Precht E., Ehrenhauss S. 2003. Hydrodynamical impact on biogeochemical processes in aquatic sediments. *Hydrobiology* 494: 231–236.
  126. Husaini Y., Singh A. K., Rai L.C. 1991. Cadmium toxicity to photosynthesis and associated electron transport system of *Nostoc linckia*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 46: 146–150.
  127. IARC (International Agency for Research on Cancer). 1991. World Health Organization. Monographs on the Evaluation of Carcinogenic Risks to Humans 52: 45-75.



128. Irmer U., Wachholz I., Schafer H., Lorch D. W. 1986. Influence of lead on *Chlamydomonas reinhardtii* (Volvocales, Chlorophyta): accumulation, toxicity and ultrastructural changes. *Environmental and Experimental Botany* 26: 97–105.
129. Jaagumagi R. 1993. Development of the Ontario Provincial Sediment Quality Guidelines for Arsenic, Cadmium, Chromium, Copper, Iron, Lead, Manganese, Mercury, Nickel and Zinc. Ontario Ministry of the Environment, Water Resources Branch, Watershed Management Section. Toronto, Ontario, Canada. P. 10.
130. Jackson T. A. 1986. Methyl mercury levels in a polluted prairie river–lake system: seasonal and site–specific variations, and the dominant influence of trophic conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 1873–1887.
131. Jenkins, Dale W. 1981. Biological monitoring of toxic trace elements. U. S. Environmental Protection Agency Report No. 600/S3–80–090.
132. Jones R., Mariani G., Lee G. 1981. Evaluation of the significance of sediment associated contaminants to water quality. Proceedings of the American Water Resources Association. Minneapolis, U.S.A. P. 45.
133. Kadūnas V., Budavičius R., Gregorauskienė V., Katinas V., Kliaugienė E., Radzevičius A., Taraškevičius R. 1999. Lietuvos geocheminis atlasas. Geologijos institutas, Lietuvos geologijos tarnyba. Vilnius. 90 p.
134. Kadūnas V., Radzevičius A. 2003. Comparative characteristics of change of trace elements background values and associations in Lithuanian surface sediments. *Litosfera* 7: 80–87.
135. Kadūnas, K. (red.). 1999. Požeminio vandens monitoringas: metodinės rekomendacijos. Lietuvos geologijos tarnyba. Vilnius. 66 p.
136. Kainz M., Lucotte M., Parrish C. C. 2003. Relationships between organic matter composition and methylmercury content of offshore and carbon–rich littoral sediments in an oligotrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 888–896.

137. Kalnicky D. J., Singhvi R. 2001. Field portable XRF analysis of environmental samples. *Journal of Hazardous Materials* 83: 93–122.
138. Kavaliauskienė J. 1997. Dabartinė Lietuvos ežerų trofinė būklė ir vandens kokybė pagal fitoplanktono rodiklius. Vandens telkinių būklė ir gerinimo būdai. Tarpt. konf. str. rinkinys. Kaunas. Noreikiškės. p. 8–10.
139. Kelderman P., Osman A. A. 2007. Effect of redox potential on heavy metal binding forms in polluted canal sediments in Delft (The Netherlands). *Water Research* 41: 4251–4261.
140. Keller A. E., Zam S.G. 1991. The Acute Toxicity of Selected Metals to the Freshwater Mussel, *Anodonta imbecilis*, *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 539–546.
141. Khalid R. A., Gambrell R. P., Patrick Jr. W. H. 1981. Chemical availability of cadmium in Mississippi River sediment. *Journal of Environmental Quality* 10: 523–528.
142. Khangarot B. S., Ray P. K., Chandra H. 1987. *Daphnia magna* as a model to assess heavy metal toxicity: Comparative assessment with mouse system. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologia* 15(4): 427–432.
143. Khangarot B. S., Ray P. K. 1988. Sensitivity of freshwater pulmonate snails, *Lymnaea luteola* L. to heavy metals. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 41: 208–213.
144. Khangarot B. S., Ray P. K. 1990. Acute toxicity and toxic interaction of chromium and nickel to common guppy *Poecilia reticulata* (Peters). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 44: 832–839.
145. Kilkus K. 2005. Ežerotyra. VU leidykla, Vilnius. 272 p.
146. Knott N., Aulbury J., Brown T., Johnston E. 2009. Contemporary ecological threats from historical pollution sources: impacts of large-scale resuspension of contaminated sediments in sessile invertebrate recruitment. *Journal of Applied Ecology* 46: 770–81.
147. Kumar S., Pant S.C. 1984. Comparative effects of the sublethal poisoning of zinc, copper and lead on the gonads of the teleost *Puntius conchoniis* (Ham). *Toxicology Letters* 23: 189–194.

148. Langard S., Norseth T. 1979. Chromium. In L. Friberg, G. F. Nordberg, and V. B. Vouk (eds.). Handbook on the toxicology of metals. P. 383–397. Elsevier/North Holland Biomedical Press.
149. Langston W. J., Burt G. R., Zhou M. 1987. Tin and organotin in water, sediments, and benthic organisms of Poole Harbour. *Marine Pollution Bulletin* 18(12): 634–639.
150. Lawrence S. G., Holoka M. H. 1991. Response of crustacean zooplankton impounded in situ to cadmium at low environmental concentrations. *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie* 24: 2254–2259.
151. LeBlanc G. A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 24: 684–691.
152. LeBlanc G. A., Dean J. W. 1984. Antimony and thallium toxicity to embryos and larvae of fathead minnows (*Pimephales promelas*). *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 32(5): 565–569.
153. Leleyter L., Probst J. L. 1999. A new sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace elements in river sediments. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 73: 109–128.
154. Lemly A. D. 1999. Selenium transport and bioaccumulation in aquatic ecosystems: A proposal for water quality criteria based on hydrological units. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 42: 150–156.
155. Li X., Shen Z., Wai O. W. H., Li Y. S. 2000. Chemical partitioning of heavy metal contaminants in sediments of the Pearl River Estuary. *Chemical Speciation and Bioavailability* 12(1): 17–25.
156. Lietuvos geologijos tarnybos prie Aplinkos ministerijos direktoriaus 2008 m. birželio 17 d. įsakymas Nr. 1–104 „Dėl ekogeologinių tyrimų reglamento patvirtinimo“. *Žin.* 2008, Nr. 71–2759; 2010, Nr. 130–6679.
157. Lietuvos Respublikos aplinkos ministerija. 2007. Ataskaita „Vandens aplinkai pavojingų medžiagų nustatymas Lietuvoje“. 55 p.

158. Lietuvos Respublikos sveikatos apsaugos ministro 2004 m. kovo 8 d. įsakymas Nr. V-114 „Dėl Lietuvos higienos normos HN 60:2004 „Pavojingų cheminių medžiagų didžiausios leidžiamos koncentracijos dirvožemyje“ patvirtinimo”. Žin., 2004, Nr. 41-1357.
159. Lindqvist O., Johansson K., Aastrup M., Adersson A., Bringmark L., Hovsenius G., Hankanson L., Iverfeldt A., Meili M., Timm B. 1991. Mercury in the Swedish environment: recent research on causes, consequences and corrective methods. *Water, Air, and Soil Pollution* 55: 1–261.
160. Linnik P. M., Zubenko B. 2000. Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metals compounds. *Lakes and Reservoirs: Research and Management* 5: 11–21.
161. Liu B., Hu K., Jiang Z., Yang J., Luo X., Liu A. 2011. Distribution and enrichment of heavy metals in a sediment core from the Pearl River Estuary. *Environmental Earth Sciences* 62: 265–275.
162. Long E. R., MacDonald D. D., Smith S. L., Calder F. D. 1995. Incidence of Adverse Biological Effects within Ranges of Chemical Concentrations in Marine and Estuarine Sediments. *Environmental Management* 19: 81–97.
163. Loux N. T. 1998. An assessment of mercury species dependent binding with natural organic carbon. *Chemical Speciation and Bioavailability* 10: 127–136.
164. LST EN ISO 5667-13:2011 standartas „Vandens kokybė. Mėginių ėmimas. 13 dalis. Nurodymai, kaip imti dumblo mėginius“.
165. Lubytė J. 2001. Sunkiųjų metalų nustatymo metodai. Švedienė R., Šidlauskienė D. (red.). *Sunkieji metalai Lietuvos dirvožemiuose ir augaluose*. Kaunas. A. Stunžėno įmonė „Kitos spalvos“. p. 32–42.
166. Mahara Y., Kudo A. 1981. Interaction and mobility of cobalt-60 between water and sediments in marine environments possible effects by acid rain. *Water Research* 15(4): 413–419.

167. Mangi J., Schmidt K., Pankow J., Gaines L., Turner P. 1978. Effects of chromium on some aquatic plants. *Environmental Pollution* 16: 285–291.
168. Mantoura R. F. C., Dickson A., Riley J. P. 1978. The complexation of metals with humic materials in natural waters. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 6: 387–408.
169. Mao S., DeLaune R. D., Jugsujinda A. 2006. Influence of sediment redox conditions on release/solubility of metals and nutrients in a Louisiana Mississippi river deltaic plain freshwater lake. *Science of the Total Environment* 371: 334–343.
170. Marr J. C. A., Hansen J. A., Meyer J. S., Cacela D., Podrabsky T., Lipton J., Bergman H. L. 1998. Toxicity of cobalt and copper to rainbow trout: application of a mechanistic model for predicting survival. *Aquatic Toxicology* 43: 225–238.
171. Martin A. J., Calvert S. E. 2003. Hydrological and geochemical controls governing the distribution of trace metals in a mine-impacted lake. *Environmental Geology* 43: 408–418.
172. Martino M., Turner A., Nimmo M., Millward G. E. 2002. Resuspension, reactivity and cycling of trace metals in the Mersey Estuary, UK. *Marine Chemistry* 77: 171–186.
173. Matthiessen P., Law R. 2002. Contaminants and their effects on estuarine and coastal organisms in the United Kingdom in the late twentieth century. *Environmental Pollution* 120: 739–757.
174. McGee B. L., Schlekot C. E., Reinhartz E. 1993. Assessing sublethal levels of sediment contamination using the estuarine amphipod (*Leptocheirus plumulosus*). *Environmental Toxicology and Chemistry* 12: 577–587.
175. Meili M., Iverfeldt A., Hakanson L. 1991. Mercury in the Surface Water of Swedish Forest Lakes—Concentrations, Speciation and Controlling Factors. *Water, Air, and Soil Pollution* 56: 439–453.

176. Millero F., Hubinger S., Fernandez M., Garnett S. 1987. Oxidation of H<sub>2</sub>S in seawater as a function of temperature, pH and Ionic strength. *Environmental Science and Technology* 21: 439–443.
177. Moore J. N., Ficklin W. H., Johns C. 1988. Partitioning of arsenic and metals in reducing sulfidic sediments. *Environmental Science and Technology* 22: 432–437.
178. Moore J.W. 1991. Inorganic contaminants of surface water. Research and monitoring priorities. Springer–Verlag, New York P. 108.
179. Motuzas A. J., Buivydaite V., Danilevičius V., Šleinys R. Dirvotyra. 1996. Vilnius. 374 p.
180. Mukherjee S., Kaviraj A., 2009. Evaluation of growth and bioaccumulation of cobalt in different tissues of common carp, *Cyprinus carpio*, fed cobalt–supplemented diets. *Acta Ichthyologica et Piscatoria* 39: 87–93.
181. Muller G. 1969. Index of geoaccumulation in sediments of the Rhine River. *GeoJournal* 2(3): 108–118.
182. Münzinger A. 1990. Effects of Nickel on *Daphnia magna* during Chronic Exposure and Alterations in the Toxicity to Generations Pre–exposed to Nickel. *Water Research*. 24: 845–852.
183. Nagpal, N. K. 2000. Proposed guidelines for selenium to protect aquatic life. Proceedings of the 24th Annual British Columbia Mine Reclamation Symposium in Williams Lake. Environmental and Resource Management Department, British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks. Victoria, British Columbia, Canada. P. 253–262.
184. Naimo T. J. 1995. A review of the effects of heavy metals on freshwater mussels. *Ecotoxicology* 4: 341–362.
185. National Exposure Research Laboratory of US EPA. 2006. XRF Technologies for Measuring Trace Elements in Soil and Sediment. Niton XLi XRF Analyzer. Innovative Technology Verification Report. Washington, U.S.A.

186. National Research Council. 2007. Sediment dredging at Superfund megasites: assessing the effectiveness. Washington, DC, USA: National Academies Press. P. 274.
187. Nebeker A. V., Stinchfield A., Savonen C., Chapman G. A. 1986. Effects of Copper, Nickel and Zinc on Three Species of Oregon Freshwater Snails. *Environmental Toxicology and Chemistry* 5: 807–811.
188. Nelson H., Benoit D., Erickson R., Mattson V., Lindberg J. 1986. The Effects of Variable Hardness, Ph, Alkalinity, Suspended Clay, and Humics on the Chemical Speciation and Aquatic Toxicity of Copper. US Environmental Protection Agency Report No. 600/3–86/023. P. 132.
189. Nelson W., Phelps D., Galloway W., Rogerson P., Pruell R. 1987. Effects of Black Rock Harbor dredged material on the scope for growth of the blue mussel, *Mytilus edulis*, after laboratory and field exposures. US Environmental Protection Agency Report. Narragansett, U.S.A.
190. Nriagu J. O., Pacyna J. M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature* 333: 134–139.
191. OECD. 1993. Risk Reduction Monograph No.1: Lead. OECD Environment Monograph Series No. 65. OECD Environment Directorate, Paris, France.
192. Oliver M. A., Webster R. 1990. Kriging: a method of interpolation for geographical information system. *Geographical Information Systems* 4(3): 313–332.
193. Olsen C., Cutshall N., Larsen I. 1982. Pollutant–particle associations and dynamics in coastal marine environments: a review. *Marine Chemistry* 11: 501–33.
194. Ough C. E., Hossner L. R., Dixon J.B. 1984. Oxidation rate of iron sulfides as affected by surface area, morphology, oxygen concentration and autotrophic bacteria. *Soil Science* 137: 309–314.

195. Pedlar R. M., Ptashynski M. D., Evans R., Klaverkamp J. F. 2002. Toxicological effects of dietary arsenic exposure in lake whitefish (*Coregonus clupeaformis*). *Aquatic Toxicology* 57: 167–189.
196. Pennekamp J., Quaak M. 1990. Impact on the environment of turbidity caused by dredging. *Terra and Aqua* 42: 10–20.
197. Peters G. M., Maher W. A., Krikowa F., Roach A. C., Jeswani H. K., Barford J. P., Gomes V. G., Reible D. D. 1999. Selenium in sediments, pore waters and benthic fauna of Lake Macquarie, New South Wales, Australia. *Marine Environmental Research* 47: 491–508.
198. Petersen W., Hong J., Willamowski C., Wallmann K. 1996. Release of trace contaminants during reoxidation of anoxic sediment slurries in oxic water. *Archives of Hydrobiology Special Issues in Advanced Limnology* 47: 295–305.
199. Petersen W., Willer E., Willamowski C. 1997. Remobilization of trace elements from polluted anoxic sediments after resuspension in oxic water. *Water, Air, and Soil Pollution* 99: 515–22.
200. Pilarski J., Waller P., Pickering W. 1995. Sorption of antimony species by humic acid. *Water, Air, and Soil Pollution* 84: 51–59.
201. Poškus A. 2008. *Atomo fizika ir branduolio fizikos eksperimentiniai metodai*. Vilnius: Vilniaus universiteto leidykla. 544 p.
202. Pukėnas, K. 2005. *Sportinių tyrimų duomenų analizė SPSS programa: mokomoji knyga..* LKKA, Kaunas. 289 p.
203. Rachlin J. W., Grosso A. 1993. The growth response of the green alga *Chlorella vulgaris* to combined divalent cation exposure. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 24: 16–20.
204. Radenac G., Miramand P., Tardy J. 1997. Search for impact of a dredged material disposal site on growth and metal contamination of *Mytilus edulis* (L.) in Charente–Maritime (France). *Marine Pollution Bulletin* 34: 721–729.
205. Ramanitharan K., Steinberg L., Piringer G. 2005. Geostatistical Modeling and Mapping of Sediment Contaminant Concentrations. In: Kostecki P.,



- Dragun T., Calabrese E. J. (ed.) Contaminated Soils, Sediments and Water. Springer US; P. 565–583.
206. Raulinaitis, M. 2007. Planuojamos ūkinės veiklos poveikio aplinkai vertinimo ataskaita: Babruko ežero praeities taršos padarinių šalinimas. UAB „Daugėla“, Vilnius.
207. Roberts D. A. 2011. Causes and ecological effects of resuspended contaminated sediments (RCS) in marine environments. *Environment International* 40: 230–243.
208. Rodríguez–Barroso M. R., García–Morales J. L., Coello Oviedo, M. D., Quiroga Alonso J. M. 2010. An assessment of heavy metal contamination in surface sediment using statistical analysis. *Environmental Monitoring and Assessment* 163: 489–501.
209. Rogers N. J., Apte S. C., Stauber J. L., Storey A. W. 2005. Copper speciation and toxicity in the fly river: a review. Report No: ET/IR745R. Centre for Advanced Analytical Chemistry Energy Technology. P. 69.
210. Rubio B., Nombela M. A., Vilas F. 2000 Geochemistry of major trace elements in sediments of the Ria de vigo (NW Spain) an assessment of metal pollution. *Marine Pollution Bulletin* 40: 968–980.
211. Sabienė N. Sunkiųjų metalų poveikio aplinkai priklausomybė nuo dirvožemio kokybės veiksnių. 2004. Daktaro disertacija. Lietuvos žemės ūkio universitetas. Kaunas.
212. Salomons W. 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration* 52: 5–23.
213. Salomons, W., Förstner U. 1984. *Metals in the hydrocycle*. Berlin: Springer.
214. Salomons W. 1998. Biogeodynamics of contaminated sediments and soils: perspectives for future research. *Journal of Geochemical Exploration* 62(1–3): 37–40.

215. Salomons W., Brils J. (eds) 2004. Contaminated sediments in European river basins. European Sediment Research Networks (SedNet). EC Contract No. EVKI-CT-2001-2002. P. 80.
216. Salomons W., de Rooij N. M., Kerdijk H , Bril J. 1987. Sediments as a source for contaminants. *Hydrobiologia* 149: 13-30.
217. Santschi P., Hohener P., Benoit G., Brink M. B. 1990. Chemical processes at the sediment-water interface. *Marine Chemistry* 30: 269-315.
218. Sarkar S., Ghosh P. B., Saha T., Sil A. K. 2011. Heavy metal pollution assessment through comparison of different indices in sewage-fed fishery pond sediments at East Kolkata Wetland, India. *Environmental Earth Sciences* 63: 915-924.
219. Saulnier I., Mucci A. 2000. Trace metal remobilization following the resuspension of estuarine sediments: Saguenay Fjord, Canada. *Applied Geochemistry* 15: 191-210.
220. Sayadi M., Sayyed M., Suyash K. 2009 Short-term accumulative signatures of heavy metals in river bed sediments in the industrial area, Tehran, Iran. *Environmental Monitoring and Assessment* 162: 465-474.
221. Scannell P. W. 2005. Effects of copper on aquatic species. Technical Report No. 09-04. Alaska Department of Fish and Game. P. 107.
222. Scoullos M. J. 1986. Lead in coastal sediments: the case of the Elefsis Gulf, Greece. *Science of Total Environment* 49: 199-219.
223. Seby F., Potin-Gautier M., Giffaut E., Donard O. F. X. 2001. A critical review of thermodynamic data for inorganic tin species. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 65(18): 3041-3053.
224. Shefsky S. 1997. Comparing Field Portable X-Ray Fluorescence (XRF) To Laboratory Analysis Of Heavy Metals In Soil. Presentation for International Symposium of Field Screening Methods for Hazardous Wastes and Toxic Chemicals. Las Vegas, Nevada, USA.

225. Shephard B. K., McIntosh A. W., Atchison G. J., Nelson D. W. 1980. Aspects of the aquatic chemistry of cadmium and zinc in a heavy metal contaminated lake. *Water Research* 14: 1061–1066.
226. Shukla J. P., Pandey K. 1984. Impaired spermatogenesis in arsenic treated freshwater fish, *Colisa fasciatus* (Bl. and Sch.). *Toxicology Letters* 21: 191–195.
227. Simpson S. L., Apte S. C., Bately G. E. 1998. Effect of short-term resuspension events on trace metal speciation in polluted anoxic sediments. *Environmental Science and Technology* 32: 620–625.
228. Singh K., Mohan D., Singh V., Malik A. 2005. Studies on distribution and fractionation of heavy metals in Gomti river sediments-a tributary of the Ganges, India. *Journal of Hydrology* 312: 14–27.
229. Smith D., Kennedy J., Dickson K. 1991. An evaluation of a nauid oligochaete as a toxicity test organism. *Environmental toxicology and chemistry* 10: 1459–1465.
230. Smith, K. S. 1999. Metal Sorption on Mineral Surfaces: An Overview with Examples Relating to Mineral Deposits. *Economic Geology* 6A: 161–182.
231. Smorigaitė-Baderienė, N. 1970. Fizinė ir koloidų chemija. Vilnius. Mintis. 237 p.
232. Snodgrass W. J. 1980. Distribution and Behaviour of Nickel in the Aquatic Environment. In: *Nickel in the Environment*, Nriagu J. O. (ed.). John Wiley and Sons, New York, P. 203–274.
233. Sondergaard M. 1990. Pore water dynamics in the sediment of a shallow and hypertrophic lake. *Hydrobiologia* 192: 247–258.
234. Spear P. A., Pierce, R. C. 1979. Copper in the Aquatic Environment: Chemistry, Distribution and Toxicology. NRCC Associate Committee on Scientific Criteria for Environmental Quality, National Research Council of Canada. P. 227.

235. Spehar R. L., Carlson A. R. 1984. Derivation of site specific water quality criteria for cadmium and the St. Louis River basin, Duluth, Minnesota. *Environmental Toxicology and Chemistry* 3: 651–665.
236. Sposito G. 1989. *The Chemistry of Soils*. Oxford University Press, New York. P. 277.
237. Stiff M. J. 1971. Copper/bicarbonate equilibria in solutions of bicarbonate ion at concentrations similar to those found in natural water. *Water Research* 5: 171–176.
238. Stučka, D. 2008. Išvalytų ežerų būklės įvertinimas. Magistrantūros studijų baigiamasis darbas. Lietuvos žemės ūkio universitetas. Kaunas. 71 p.
239. Su S., Pearlman L., Rothrock J. I., Iannuzzi T. J., Finley B. 2002. Potential long-term ecological impacts caused by disturbance of contaminated sediments: a case study. *Environmental Management* 29: 234–249.
240. Sugatt R. H. 1980. Effects of sodium dichromate exposure on the immune responses of juvenile coho salmon *Oncorhynchus kisutch*, against *Vibrio anguillarum*. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 9: 207–216.
241. Sundberg H., Hanson M., Liewenborg B., Zebühr Y., Broman D., Balk L. 2007. Dredging associated effects: maternally transferred pollutants and DNA adducts in feral fish. *Environmental Science and Technology* 41: 2972–2987.
242. Sutherland R.A. 2000. Bed sediment-associated trace metals in an urban stream, Oahu, Hawaii. *Environmental Geology* 39: 611–637.
243. Sved D., Roberts Jr. M. 1995. A novel use for the continuous-flow serial diluter: aquatic toxicity testing of contaminated sediments in suspension. *Water Research* 29: 1169–1177.
244. Takamatsu T., Kawashima M., Koyama M. 1985. The role of Mn rich hydrous manganese oxide in the accumulation of arsenic in lake sediments. *Water Research* 19: 1029–1032.

245. Tao S. 1995. Kriging and mapping of copper, lead, and mercury contents in surface soil in Shenzhen area. *Water, Air and Soil Pollution* 83: 161–172.
246. Taylor D., Maddock B. G., Mance G. 1985. The acute toxicity of nine “grey list” metals (arsenic, boron, chromium, copper, lead, nickel, tin, vanadium and zinc) to two marine fish species: dab (*Limanda limanda*) and grey mullet (*Chelon labrosus*). *Aquatic Toxicology* 7: 135–144.
247. Teuchies J., Bervoets L., Cox T. J. S., Meire P., de Deckere E., 2011. The effect of waste water treatment on river metal concentrations: removal or enrichment? *Journal of Soils and Sediments* 11(2): 364–372.
248. Thain J. E. 1984. Effects of mercury on the prosobranch mollusc *Crepidula fornicata*: acute lethal toxicity and effects on growth and reproduction of chronic exposure. *Marine Environmental Research* 12: 285–309.
249. Thanabalasingam P., Pickering W. F. 1986. Arsenic sorption by humic acids. *Environmental Pollution* 12B: 233–246.
250. Theis T. L., Young T. C., DePinto J.V. 1988. Factors affecting metal partitioning during resuspension of sediments from the Detroit River. *Journal of Great Lakes Research* 14: 216–226.
251. Thornton I., Rautiu R., Brush S. 2001. Lead: the Facts. IC Consultants Ltd., London, England, P. 184.
252. Tomlinson D. L., Wilson J. G., Harris C. R., Jeffrey D. W. 1980. Problems in the assessment of heavy metal levels in estuaries and the formation of a pollution index. *Helgolander Meeresunters* 33: 566–575.
253. Tramontano J., Bohlen W. 1984. The nutrient and tracemetal geochemistry of a dredge plume. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 18: 385–401.
254. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1980. Ambient water quality criteria for antimony. EPA 440/5–80–020. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

255. U.S. Environmental Protection Agency (EPA). 1987. Ambient aquatic life water quality for selenium. US Environmental Protection Agency. Environmental Research Laboratories Duluth, Minnesota. Narragansett, Rhode Island.
256. Urban S, Corrêa A, Schettini C, Schwingel P, Sperb R, Radetzki C. Physicochemical and ecotoxicological evaluation of estuarine water quality during a dredging operation. *J Soils Sediments* 2010;10:65–76.
257. US EPA. 1980a. Ambient water quality criteria for mercury. U. S. Environmental Protection Agency Report No. 440/5–80–058. Springfield, USA.
258. US EPA. 1980b. Ambient water quality criteria for chromium. Environmental Protection Agency Report No. 440/5–80–035. Springfield, U.S.A.
259. US EPA. 1987. Ambient water quality criteria for zinc. U.S. Environmental Protection Agency Report No. 440/5–87–003. Criteria and Standard Division. Washington, DC. U.S.A.
260. US EPA. 1998. Locating and estimating air emissions from sources of lead and lead compounds. U.S. Environmental Protection Agency Report No. 454/R–98/006. Office of Air Quality Planning and Standards. Washington, DC. U.S.A.
261. Valenti T. W., Cherry D. S., Neves R. J., Schmerfeld J. 2005. Acute and Chronic Toxicity of Mercury to Early Life Stages of the Rainbow Mussel, *Villosa iris*. *Environmental Toxicology and Chemistry* 24(5): 1242–1246.
262. Van den Berg G. A., Meijers G. G. A., Van der Heijdt L. M., Zwolsman J. J. G. 2001. Dredging–related mobilisation of trace metals: a case study in the Netherlands. *Water Research* 35: 1979–1986.
263. Voie Ø. A. , Johnsen A., Rossland H. 2002. Why biota still accumulate high levels of PCB after removal of PCB contaminated sediments in a Norwegian fjord. *Chemosphere* 46: 1367–1372.

264. Walsh G. E., McLaughlan L. L., Lores E. M., Louie M. K., Deans C. H. 1985. Effects of organotins on growth and survival of 2 marine diatoms, *Skeletonema costatum* and *Thalassiosira pseudonana*. *Chemosphere* 14(3–4): 383–392.
265. Wang Y. C., Chaung R. H., Tung L. C. 2004. Comparison of the cytotoxicity induced by different exposure to sodium arsenite in two fish cell lines. *Aquatic Toxicology* 69: 67–79.
266. Wang, X. J., Zheng Y., Liu R. M., Li B. G., Cao J., Tao S. 2003. Kriging and PAH pollution assessment in the topsoil of Tianjin area. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology* 71: 189–195.
267. Wehrli B., Stumm W. 1989. Vanadyl in natural waters: Adsorption and hydrolysis promote oxygenation. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 53: 69–77.
268. Weis J. S., Weis P. 1977. Effects of heavy metals on development of the killifish, *Fundulus heteroclitus*. *Journal of Fish Biology* 11: 49–54.
269. WHO (World Health Organization). 1988. Vanadium. *Environmental Health Criteria* 81. Geneva.
270. WHO (World Health Organization). 1991. Nickel. *Environmental Health Criteria* 108. Geneva.
271. Wilber C. G. 1980. Toxicology of selenium: A review. *Clinical Toxicology* 17: 171–230.
272. Willis M. 1985. A comparative survey of the *Erpobdella octoculata* (L.) populations in the Afon Crafnant, N. Wales, above and below an input of zinc from mine-waste. *Hydrobiologia* 120: 107–118.
273. Yevich P., Yevich C., Pesch G., Nelson W. 1987. Effects of Black Rock Harbor dredged material on the histopathology of the blue mussel *Mytilus edulis* and polychaete worm *Nephtys incisa* after laboratory and field exposures. U. S. Environmental Protection Agency. Narragansett, United States.

274. Zhuang Y., Allen H. E., Fu G. 1994. Effect of aeration of sediment on cadmium binding. *Environmental Toxicology and Chemistry* 13(5): 717–724.
275. Zoumis T., Schmidt A., Grigorova L., Calmano W. 2001. Contaminants in sediments: remobilisation and demobilisation. *Science of Total Environment* 266: 195–202.
276. Zuzevičius, A. (ats. vykdytojas). 1996. Požeminio vandens įtakos Trakų ežerų balansui įvertinimas. Geologijos institutas. Vilnius.
277. Zwolsman J. J. G., Van Eck G. T. M. 1993. Dissolved and particulate trace metal geochemistry in the Scheldt Estuary, S.W. Netherlands (water column and sediments). *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 27: 287–300.



## MOKSLINIŲ PUBLIKACIJŲ SĄRAŠAS

### **Straipsniai:**

1. Raulinaitis M., Ignatavičius G., Sinkevičius S., Oškinis V. 2012. Assessment of heavy metal contamination and spatial distribution in surface and subsurface sediment layers in the northern part of Lake Babrukas. *Ekologija* 58: 33–43. Leidinys įrašytas ISI duomenų bazėje (Master Journal List).
2. Ignatavičius G., Raulinaitis M., Liaškevič J., Sakalauskienė G. 2009. Cooperation of State Institutions and the Public in Solving Water Protection Issues. *Aplinkos tyrimai, inžinerija ir vadyba*. 1(47): 76–84. Leidinys įrašytas CAB , CSA INSPEC, EBSCO, VINITI duomenų bazėse.
3. Ignatavičius G., Raulinaitis M., Gerdvilis N. 2011. Assessment of the Effects Of Mechanical Bottom Sludge Removal from Lakes Didžiulis and Lentvaris (Trakai District) Based on Macrozoobenthos Indicators. In Cygas D., Froehner K. D. (eds.) „Selected Papers of the 8th International Conference on Environmental Engineering (ICEE)“. Vilnius Gediminas Technical University Press „Technika“ scientific book No. 1854-M. ISBN 978-9955-28-831-2, ISSN 2029-7092. Vilnius.

### **Konferencijų tezės:**

1. Ignatavičius G., Kreivėnaitė I., Raulinaitis M. 2010. Ignalinos m. NVĮ ir pasklidusios taršos šaltinių įtakos N, P ir BDS<sub>7</sub> koncentracijoms Rudinės upėje matematinis modeliavimas“. Konferencija „Mokslas – Lietuvos ateitis. Aplinkos apsaugos inžinerija“. Vilnius.
2. Raulinaitis M. 2010. “Mechaninio ežerų valymo aplinkosauginiai aspektai“. VU GMF konferencija „Mokslas Gamtos mokslų fakultete“. Vilnius.

3. Ignatavičius G., Kreivėnaitė I., Raulinaitis M. 2011. "Rudinė River Environmental State Assessment and Improvement". VGTU 8-oji tarptautinė konferencija „Aplinkos inžinerija“. Vilnius.
4. Ignatavičius G., Raulinaitis M., Kreivėnaitė I. 2011. Assessment of the Effects Of Mechanical Bottom Sludge Removal from Lakes Didžiulis and Lentvaris (Trakai District) Based on Macrozoobenthos Indicators. VGTU 8-oji tarptautinė konferencija „Aplinkos inžinerija“. Vilnius.
5. Jackūnas T., Raulinaitis M., Ignatavičius G. 2012. Metalų erdvinio pasiskirstymo modeliavimas Babruko ežero dugno nuosėdose. Konferencija "Mokslas – Lietuvos ateitis. Aplinkos apsaugos inžinerija". Vilnius.
6. Valskys V., Raulinaitis M., Ignatavičius G. 2012. Babruko ežero dugno nuosėdų tyrimai rentgeno fluorescencinės spektrometrijos metodu. Konferencija "Mokslas – Lietuvos ateitis. Aplinkos apsaugos inžinerija". Vilnius.

**Kitos publikacijos:**

1. Raulinaitis M. et al. 2009. "Poveikio aplinkai vertinimo vadovas" (II-as leidimas). ISBN 978-9955-815-96-9, Vilnius.