



Projekti  
"Nõmmejärve enesereostuse uuring"  
aruanne

© 2018

Töö tellija: Enefit Kaevandused AS (hange nr 186451)



Töö teostaja: Tallinna Ülikool, Loodus- ja terviseteaduste instituut, Ökoloogia keskus



Põhitäitjad: Jaanus Terasmaa, Marko Vainu, Oliver Koit,  
Egert Vandel, Tiit Vaasma, Galina Kapanen

# Sisukord

Sisukord	2
1. Lähteülesanne	3
2. Probleemi kirjeldus	5
2.1 Kurtna järvestiku üldisloomustus	5
2.2 Kurtna Nõmmejärv	7
2.2.1 Nõmmejärve seisund riikliku seire tulemuste põhjal	7
2.2.3 Nõmmejärve kaitse-eesmärgid	8
2.2.4 Konsu veehaarde rajamise mõju	8
2.2.5 Nõmmejärve enesereostusohu	10
3. Uuringumetoodikad	14
3.1 Välitööd	14
3.2 Veevahetus	14
3.2.1 Vooluhulkade mõõtmine	14
3.2.2 Filtratsiooni mõõtmine	16
3.3 Hüdrokeemiline bilanss	17
3.4 Järve nõo ja sette uuringud	19
3.4.1 Fosfori fraktsioonide, sulfaadi ja sulfiidi analüüs	20
4. Uuringu tulemused	22
4.1. Nõmmejärve morfoloogia	22
4.2 Nõmmejärve veevahetus	23
4.2.1 Veebilanss	23
4.2.2 Filtratsioon	28
4.3 Hüdrokeemiline bilanss	29
4.3.1 Üldine hüdrokeemiline iseloomustus	29
4.3.2 Sissevoolude segunemine Nõmmejärves	38
4.3.3 Sulfaatiooni koormusarvutused	41
4.4 Järve mineraalse nõo ja sette uuringud	45
4.4.1 Järve mineraalse nõo ja setete iseloomustus	45
4.4.2 Fosfori fraktsioonid, sulfaadid ja sulfiidid settes	48
5. Arutelu ja kokkuvõte	54
6. Kasutatud materjalid	57
LISAD	61

# 1. Lähteülesanne

Tulenevalt Enefit Kaevandused AS Estonia kaevanduse vee erikasutusloa nr L.VV/327879 p. 12.12.1 on vajalik viia läbi uuring, selgitamaks välja Kurtna Maastikukaitsealal asuva Nõmmejärve enesereostuse ohu suurus.

Uuring peab hõlmama järgmisi tegevusi:

1. Uuringupõhiselt (mitte ainult varasemalt esitatud hinnangute põhjal) selgitada välja minimaalne aastane veevahetuse hulk Nõmmejärves, mis on vajalik enesereostusohu realiseerumise vältimiseks. Seejuures peab tulemuse kirjeldamisel olema selgitatud veevahetuse vähenemise mõju Nõmmejärve ökosüsteemile ka sellisel juhul, kui veevahetus väheneb allapoole uuringu tulemusel leitud alampiiri (sh tuleb kajastada elustiku reageerimisega ja sellega toimuvaid potentsiaalseid muutuseid).
2. Vaja on välja selgitada, milline on Nõmmejärve veevahetus iga teatud koguse (soovitav vahemik 1 mln m<sup>3</sup> vett/aastas) kaevandusvee suunamisel järve, et siis selle põhjal otsustada minimaalse ja maksimaalse järve suunatava kaevandusvee soovitatav hulk koos valgalalt pärineva sadeveega.
3. Nõmmejärve veevahetuse sageduse välja selgitamiseks teatud koguse kaevandusvee suunamisel järve, on vaja välja selgitada Nõmmejärve igakuine veebilanss 12 kuu jooksul, kasutades muuhulgas vooluhulkade mõõtmisi. Vooluhulkade mõõtmised peavad olema tehtud selleks kanalitel kohaldatavatel lävenditel enne ja pärast Nõmmejärve (soovitavalt vähemalt 50 m enne ja 50 m peale järve), sagedusega vähemalt üks kord kuus kogu vaatlusperioodi (vähemalt üks aasta) jooksul. Raudi kanali truupi Nõmmejärvest ülesvoolu tuleb paigaldada automaatne vooluhulga mõõtmise seade.
4. Vooluhulkade mõõteperioodil tuleb samadelt lävenditelt läbi viia kord kuus ka hüdrokeemia seire, sh: vee temperatuur, vees lahustunud hapniku sisaldus (O<sub>2</sub>), küllastusprosent (O<sub>2</sub>%), lahustunud ainete üldsisaldus (TDS) ja vee elektrijuhtivus (E), sulfaadid, fosfaadid ja teised asjakohased ioonid, ning koostada järve hüdrokeemiline bilanss sulfaatide, fosfaatide ja teiste ionide kohta.
5. Uuringuperioodiks paigaldada Raudi kanalisse, vahetult enne suubumist Nõmmejärve, automaatsed juhtivusandurid, mis annaks hea ülevaate vee koostise muutustest ning vähendaks tulevikus vajadust hüdrokeemia seireks.
6. Filtratsioonimõõtmistega on vaja kontrollida põhjaveevahetuse koguseid (filtratsioonimõõtmised, sh põhjavee liikumise suuna ja filtreerumiskiiruse mõõtmised) vähemalt kahel korral hüdroloogilise aasta jooksul. Filtratsioonimõõtmised peavad katma veetasemete kõrgseisu ja madalseisu eesmärgiga kaardistada läbi järvepõhja toimuva veevahetuse liikumise suund ja hulk ning nende muutumine sesoonselt. Arvestada tuleb asjakohaste meteoroloogiliste andmetega (sh Riigi Ilmateenistuse Tiirikoja ja Jõhvi jaamas kogutud andmeid) ning vajadusel teiste asjakohaste mõõtmistega.
7. Koostada Nõmmejärve sügavuskaart, baseerub hüdrograafilisel mõõdistamisel, kus mõõteprofiilide tihedus on 30-60 m.
8. Järve seisundi säilimiseks minimaalse vajaliku veevahetushulga väljaselgitamiseks tuleb välja selgitada Nõmmejärve enesereostuse oht.
9. Teostada Nõmmejärve setete uuring, mille käigus määratakse Nõmmejärve sette aktiivse kihi paksus, võttes setteläbilõiked järve läbivalt profiililt erinevatest sügavustest vähemalt kolmest punktist.
10. Määrata setete aktiivses kihis orgaanilise ja anorgaanilise aine sisaldus ja erinevad fosfori fraktsioonid (labiilne ja nõrgalt seotud fosfor, raua- ja alumiiniumiühenditega seotud fosfor,

mitteapatiitne anorgaaniline fosfor, kaltsiumiühenditega seotud fosfor ja orgaanilise aine seotud fosfor) ning arvutatakse mobiilse ja mittemobiilse fosfori kogused.

11. Määrata iga setteläbilõike aktiivses kihis mobiilse ja mittemobiilse fosfori sisaldus 5 cm sammuga. Muuhulgas tuleb sama meetodit kasutades teostada ka sulfiidide ja sulfaatide sisalduse analüüs.
12. Kogu järve aktiivses settekihis paikneva fosfori koguse arvutamiseks peab teadma settimisala ulatust järves. Settimisala ulatuse väljaselgitamiseks tuleb georadari ja kontrollpuurimistega viia läbi Nõmmejärve põhjasetete uuring arvestusega, et kontrollpuurimisi tuleb teha järves vähemalt kahes kohas ning georadari profiilide maht oleks järves kokku vähemalt üks km.
13. Veeuuringute teostamisel lähtuda veeseaduse §12<sup>1</sup>.
14. Töö vormistatakse aruandena ning esitatakse Hankijale kahes eksemplaris koos kõigi lisadega paber kandjal ning üks eksemplar koos kõigi lisadega USB mälu pulgal.

## 2. Probleemi kirjeldus

### 2.1 Kurtna järvestiku üldiseloostus

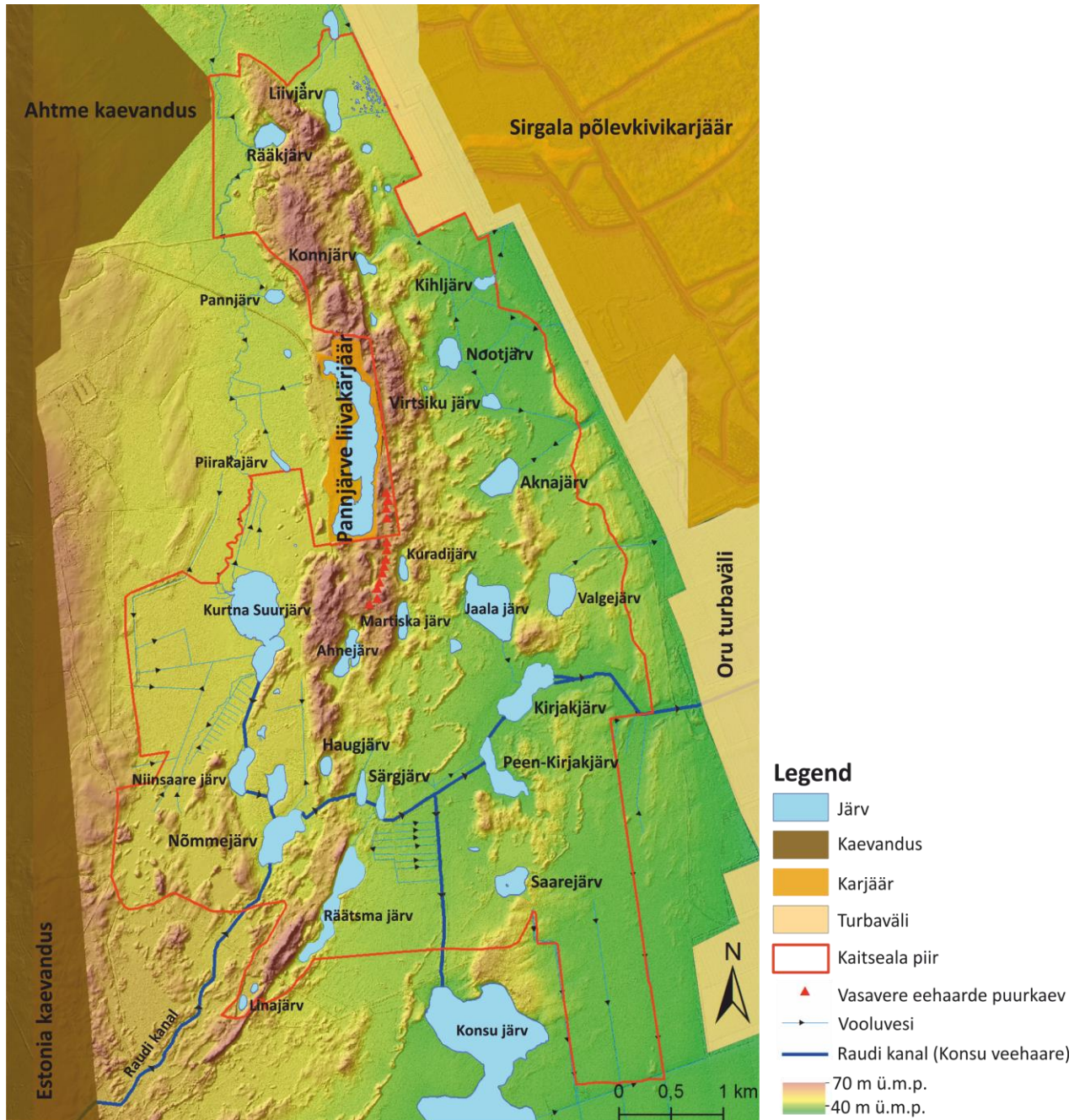
Kurtna järvestik ja maastikukaitseala (pindala 2805 ha; joonis 2.1) asub Ida-Viru maakonnas Alutaguse vallas. Kaitseala on moodustatud ENSV Ministrite Nõukogu 8. juuni 1987. a määrusega nr 319 "Vilsandi Riikliku Looduskaitseala kaitsetsooni ja Kurtna maastikukaitseala moodustamine" kaitse alla võetud ala baasil. Kaitseala loodi eesmärgiga säilitada Kirde-Eesti ainulaadset mõhnastikega järvestiku koos kõigi selle komponentidega ning neis toimivate loodusprotsesside ja -nähtuste kulgemise uurimiseks. Kaitseala pindalaks on 2805 ha, millest 93% on tänasel päeval riigi omandis. Kaitsealal domineerib mets (74% - 2077 ha), järgnevad sood (12% - 336 ha) ja veekogud (6,7% - 200 ha). Kurtna järvestik on Eesti järverohkeim piirkond, kus umbes 30 km<sup>2</sup> paikneb ligi 40 eritüübilist ja eriilmelist looduslikku väikejärve, millest 18 on loodusdirektiivi elupaikadena nimetatud liiva-alade vähetoitelised järved (3110), vähe- kuni kesktoitelised mõõdukalt kareda veega järved (3130) ning vähe- kuni kesktoitelised kalgiveelised järved (3140). Suurimat keskkonnakaitselist väärtust omavad liivaalade vähetoitelised järved.

Kurtna järvestiku omapära ning samas ka majandamisprobleemid tulenevad paljuski selle tekkeloost. Seoses Soome lahe nõo kujunemisega Paleogeenis (65-23 mln a.t.) tekkis seni ladestunud põlevkivi ja karbonaatkivimite kihtidesse erosiooniline Vasavere org, mis nüüdseks on mattunud (Puura jt., 1987). Kurtna mõhnastiku kohal on org kuni 65 m sügavune (Raukas jt., 2007), kuid on Kvaternaari ajastu (alates 2.6 mln a.t.) jooksul täitunud setetega, mille paksus võib ulatuda kuni 80 meetrini (Puura jt., 1987). Tänapäevane umbes 15 km<sup>2</sup> paiknev Kurtna mõhnastik on osa Weichseli jäätumise lõpus moodustunud (umbes 12000 a.t.) lisaku-III-luka-Kurtna liustikutekkelisest pinnavormistikust. Selle moodustavad põhjalõunasuunalised piklikud mõhnad ja nende vahel paiknevad sulglohud ja orulaadsed nõod (Karukäpp, 1987; Kont ja Arold, 1987). Mõhnastiku absoluutkõrgused jäävad vahemikku 40-70 m ü.m.p, seal domineerivad hästisorteeritud keskmise- ja peeneteralisest liivast ja kruusast künkad, mis vahelduvad glatsiokarstiliste järvenõgudega. Järvede areng algas Holotseeni ajastiku alguses (11 000-9000 a.t.), kui liiva või kruusa sisse maetud jääpangad hakkasid sulama. Läänest külgneb mõhnastik soostunud tasandikega, idas paikneb Puhatu soostik ja lõunas asub Kuremäe otsamoreen.

Kogu järvestikku mõjutavad peamised survetegurid on:

- põlevkivi kaevandamine (Estonia, Viru ja Ahtme (kaks viimast juba suletud) kaevandused, Sirgala karjäär);
- liiva kaevandamine (Pannjärve karjäär);
- turba kaevandamine (Oru turbaväljad);
- veehaarded (Vasavere põhjaveehaare ja Konsu veehaare);
- hüdroloogilise režiimi muutmine (kraavitamine);
- rekreatsioon (puhkamine, sportimine, ujumine, kalastamine, looduses liikumine);
- õhusaaste.





Joonis 2.1. Kurtna järvestik ja maastikukaitseala.

## 2.2 Kurtna Nõmmejärv

Nõmmejärv (tuntud ka kui Kurtna Nõmme järv, Kurtna Nõmmejärv, Nõmmjärv) paikneb Kurtna järvestiku lääneserval, mõhnadest ümbritsetud nõos. Nõmmejärv (59°14'39" pl ja 27°32'53" ip) asub merepinnast ~46 meetri kõrgusel. Lähimateks järvedeks on Mustjärv (150 m põhja poole), Niinsaare järv (400 m loode poole), Haugjärv (450 m kirde poole), Räätsma järv (470 m kagu poole) ja Särgjärv (670 m kirde poole) (Taavita, 2015). Nõmmejärvest idas, lõunas ja edelas paiknevad liivased künkad, mida katab okasmets; edelakaldal leidub vähesel määral kunagi põllumajanduslikul otstarbel kasutatud maad. Nõmmejärvest põhja jääb Niinsaare raba. Nõmmejärv on VRD kohaselt vähe- kuni keskoiteline mõõdukalt kareda veega järv. Tänapäeval on Nõmmejärv läbivoolujärv, lõunast voolab sisse Raudi kanalit kaevandusvett toov kraav, loodest Kurtna Suurjärvest tulev ning Niinsaare järve ja Mustjärve läbiv kraav. Umbjärvest läbivoolujärveks (või mõningatel andmetele väljavoolujärveks) muudeti Nõmmejärv juba 19. sajandi lõpus (Kivioja, 2017).

Järve pindala oli 1954. aasta andmetel 15,6 ha ja sügavus 7,5 m, 2006. aastal oli järve pindala 12,6 ha (Tamre, 2006). 1963. aastal rajati ühendus Nõmmejärve ja Kurtna Suurjärve vahel, mis põhjustas 0,8 m veetaseme alanemise (Mäemets, 1968), teistes ühendatud järvedes alanes veetase 0.5-1 m (Mäemets, 1977). Järve maksimaalne sügavus oli 1987. aastal 5,6 meetrit (Erg & Ilomets, 1989). Keskkonnaregistri andmetel on Nõmmejärve maksimaalne sügavus 7,5 m, keskmine sügavus 3,1 m, pikkus 700 m, laius 340 m, kaldajoone pikkus 1662 m, maht 484 000 m<sup>3</sup>, pindala 12,9 ha ja veevahetuse kiirus 13 korda aastas. (Keskkonnaregister, 2018).

### 2.2.1 Nõmmejärve seisund riikliku seire tulemuste põhjal

2006. a seire (Ott, 2006) andmetel on Nõmmejärv madal, segunenud, kareda ja heleda veega järv. Vesi oli järves kollakasroheline kuni rohekaskollane. Mais oli läbipaistvus 2,9 m, juulis 3,8 m, augustis oli vesi väga läbipaistev, 4,6 m. Vesi oli hapnikurikas ka põhjas. Üldfosfori sisaldus vees oli 0,007–0,009 mg P/l, Üld-N sisaldus oli kevadel oluliselt suurem (0,9 mg N/l) kui suvel (0,3–0,4 mg N/l). Mineraalainete kontsentratsioon oli väga kõrge. Kui suure SO<sub>4</sub> sisalduse mõju välistada, sai Nõmmejärve veekvaliteedi hinnata üld-N järgi heaks, läbipaistvuse, üld-P ja pH järgi väga heaks. (Ott, 2006)

VRD nõuetest lähtuvalt oli järve seisundi fütoplanktoni osas väga hea. Fütoplanktoni biomass oli 2006. a pidevalt madal ning selle jaotus veesambas ühtlane, liikide arv loendusproovis keskmine. Arvukuse osas domineerisid ränivetikad ja koldvetikad, rohevetikad ja neelvetikad. Suurima biomassiga olid ränivetikad, koldvetikad, neelvetikad, vaguviburvetikad ja sfäärilised rohevetikad.

Zooplanktoni näitajate alusel oli Kurtna Nõmmejärv tugevalt eutroofne veekogu. Zooplanktoni arvukus oli suur, biomass väike. Koorikloomade fauna oli tüüpiline tugevalt eutroofsele veekogule, kus esindatud keskkonnatingimuste suhtes vähenõudlikud liigid ning erinevaid liike suhteliselt vähe (kokku seitse). Koorikloomade osakaal kogu zooplanktoni arvukusest oli tugevalt eutroofse veekogu kohta suhteliselt kõrge. Koorikloomade osakaal biomassis oli suur, sellest moodustasid olulise osa keskkonna suhtes vähenõudlikud liigid. Keriloomade hulgas domineeris eutroofsetele tingimustele viitav liik *Keratella cochlearis*.

Suurselgrootute arvukus oli 2006. a väga madal. Kõige arvukam takson oli mudapäeviku (*Caenis horaria*) vastsed. Koondhinnang järvele suurselgrootute osas oli hea (Ott, 2006). Nõmmejärvest on 2002. a leitud vähearvukalt hinku (*Cobitis taenia*, LK III). Hilisemad andmed puuduvad.

Nõmmejärve suurtaimestikku mõjutavad kõige rohkem sissevoolud, neist intensiivseima vooluga on Raudi kanal, kust saabub kaevandusvesi. Raudi kanali ja väljavoolu joonel paistis tugev vee liikumine



taimestikule väga soodus olevat. Väga soodus oli liikuva veega järveosa harilikule kuuskheinale (*Hippuris vulgaris*), männas-vesikuusele (*Myriophyllum verticillatum*) ja liht-jõgitakjale (*Sparganium emersum*). Suurtaimestiku järgi oli Nõmmejärve seisund hea. Veesiseses taimestikust oli suurima kasvusügavusega (3,5 m) kaelus-penikeel (*Potamogeton perfoliatus*) järve kaguosasast, kollase vesikupu kasvusügavuseks oli 5 m. (Ott, 2006)

Lisaks riiklikule seirele on Nõmmejärve suurtaimestikku analüüsitud ka hilisemal ajal kahel korral - 2013. aastal (Vandel jt. 2014) ja 2018. aastal käeoleva uuringuprojekti käigus. Tuvastati, et liikide arv järves on varasemaga võrreldes (18) langenud (vastavalt 16 ja 15). 2006. aasta seire käigus kirjeldati 27 liiki makrofüüte, kuid tegu oli kõrge veetasemega aastaga ning seega on nimekirjas ka mitmeid kaldataimi. Taimestiku katvus järves on suurenenud, ulatudes nüüd juba 70-80% veepeeglist, möödunud sajandi keskpaigas oli katvus 50%. Siiski tuli ka 2018. aasta andmetel suurtaimestiku järgi järve ökosüsteemi seisundi hinnanguks endiselt "hea".

### 2.2.3 Nõmmejärve kaitse-eesmärgid

"Kurtna MKA kaitsekorralduskava 2015-2024" järgi on Nõmmejärve ökoloogilise seisundi hinnang VRD kriteeriumite järgi hea ning elupaigatüüp (vähe- kuni kesктоiteline mõõdukalt kareda veega järv (3130) säilinud. Seega planeeritakse seal järgnevaid tegevusi ja meetmeid:

- Karedaveelisuus tagab suurema puhverdusvõime pehmeveliste järvedega võrreldes, seega taluvad selle elupaigatüübi järved võimalikku puhkajate koormust paremini.
  - Rajada Nõmmejärve idakaldale puhkeala eesmärgiga suunata rahvamassid eemale kaitseala pehmevelistest madala puhverdusvõimega järvedest;
  - püstitada lõkkekoha parkimisalale sissesõidu keelumärk, et takistada sõidukitega järve kaldavööndisse sõitmist.
- Nõmmejärve eutrofeerumine tuleneb loodusliku veerežiimi rikutusest.
  - Kaaluda järve loodusliku veerežiimi osalist taastamist, sulgedes Mustjärvest Nõmmejärve tulev sissevoolukraav ning järve põhjaosast välja voolav kraav. Kraavide sulgemise järel tõusnud veetasemest tingitud kaldaala taimestiku lagunemise eutrofeeriva mõju vältimiseks puhastada vee alla jääv kaldaosa suurtaimestikust enne kraavide sulgemist.
- Elupaigatüübile mitteomase kõrgekasvulise kaldataimestiku vohamine.
  - Niita ja koristada regulaarselt kõrgekasvulist kaldataimestikku (pilliroog, pajud) Nõmmejärves.

### 2.2.4 Konsu veehaarde rajamise mõju

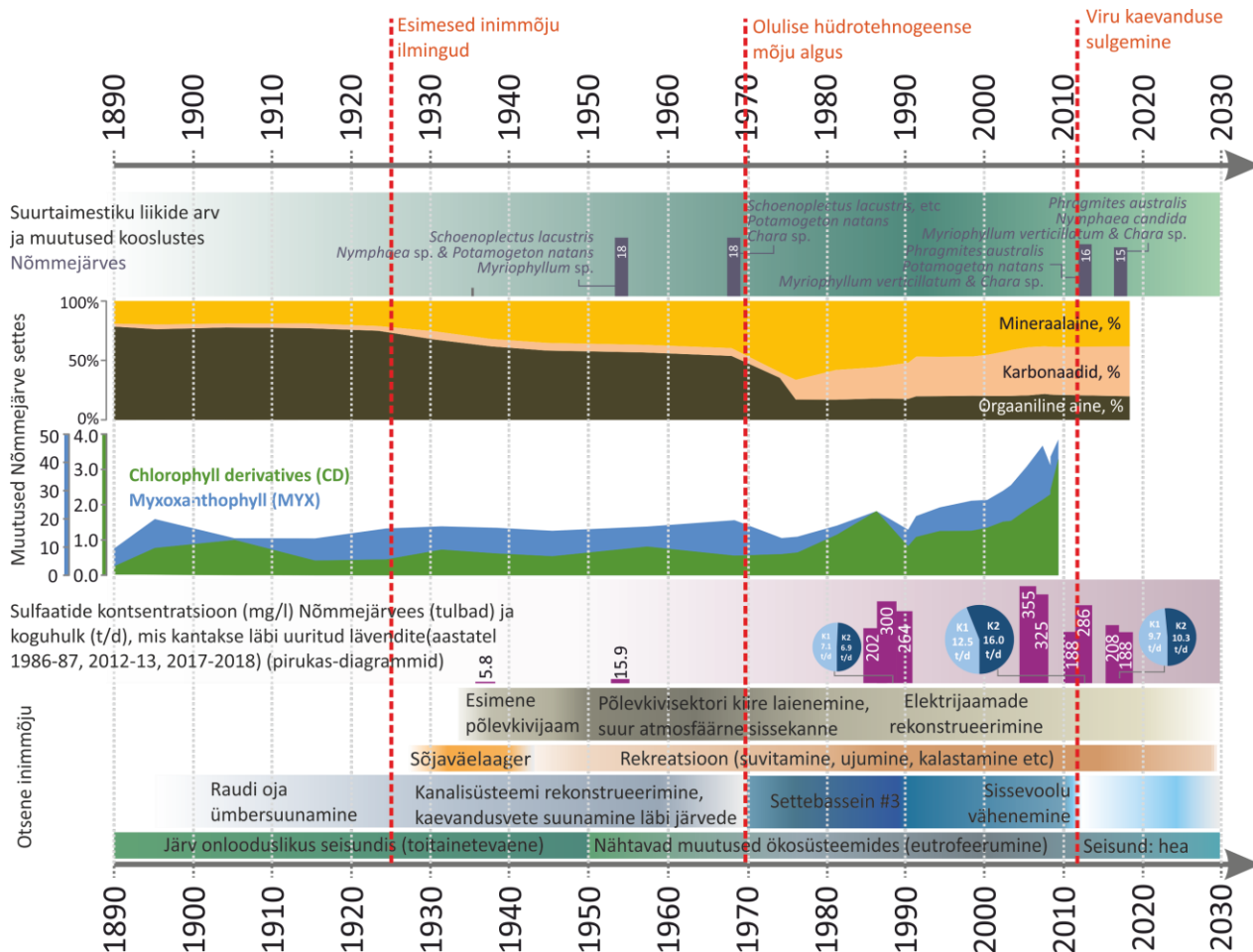
Selleks, et varustada Kohtla-Järve Põlevkivikeemiakombinaati veega, rajati 1953. aastal Konsu järve piirkonda tööstuslik veehaare (Ilomets jt, 1987). Tänapäeval juhitakse järve vett torustiku kaudu AS VKG tehasesse Kohtla-Järvel. 1963. aastal ühendati Nõmmejärv Mustjärve ja Niinsaare järve kaudu Kurtna Suurjärvega. Samuti süvendati olemasolevaid kanaleid ning ühendati Raudi oja Pagari-Jõuga magistraalkraaviga. Kaevandusvett hakati süsteemi pumpama alles 1970., kui Konsu järve vähenenud veevarude täiendamiseks anti käiku Raudi ja Raudi-Konsu kanalid, mille kaudu suunatakse Viru ja Estonia kaevandustest väljapumbatav vesi läbi Nõmme-, Särg- ja Ahvenjärve kaudu Konsu järve. Samas suleti senine Kurtna järve peamine väljavool Vasavere jõkke paisuga. Väiksemate kraavide kaudu ühendati

kanaliga ka Räätsma ja Punane järv (Vallner, 1987; Pöder jt, 1996). Vajadust ületavad veekogused suunatakse kanali kaudu Kirjakjärvedesse ja sealt edasi Mustajõe kaudu Narva jõkke. Arvutustulemused (Pöder jt, 1996) on aga näidanud, et järvedest ja kaevandustest kanalite kaudu Konsu järve lisanduv veekogus on pidevalt ületanud aastast veevõttu.

Kaevandusvesi sisaldab suures koguses sulfaate ja heljumit ning jääb sulfaadirikkaks ka peale settebaseini läbimist. Kusjuures aastakümneid toimis Nõmmejärv sisuliselt Estonia kaevanduse settebaseinina, kuna kaevanduse ja Raudi kanali vahel see puudus. Seetõttu kasvas mõnekümne aastaga settekiht järves 25 cm võrra (Kõiv ja Ott, 2011). Pärast settebaseinide ehitamist 1988. aastal kaevandusvee väljavoolule (settebasein nr 3) on probleem vähenenud. Kaevandusvee kvaliteedinõudeid, koguseid ja seiresagedust reguleerib Eesti Energia Kaevandused AS-ile väljastatud vee erikasutusluba nr L.VV/327879, mis kehtib kuni 31.12.2021. Raudi kanalisse suunati ka osa Viru kaevanduse veest, kuid pärast kaevanduse sulgemist 2013. a on kaevandusvee koormus Raudi kanalile osaliselt vähenenud. (Kurtina MKA kaitsekorralduskava 2015-2024)

Kaevandusvee sissekande tõttu on kirjanduse põhjal (Punning ja Punning, 1987) Nõmmejärve põhjasete aja jooksul küllastunud sulfaatidest ning sarnaselt rannajärvedega oli vaikesmates järveosades heleda valkjaskollase pinnakirme all must haisev mudakiht ( $H_2S$ ). Niisugused piirkonnad on taimedeta ning asuvad peamiselt järve kirdeosas ja madalvees loode-lääneserva. Varasemad setteanalüüsid (Marzecová jt., 2011, Terasmaa jt., 2014) näitavad, et suured muutused Nõmmejärve setete orgaanilise, karbonaatse ja terrigeense mineraalaine sisalduses toimusid 1970-80ndatel aastatel, mil orgaanilise aine sisaldus vähenes kõigis kolmes uuritud puursüdamikus ning toimus suur terrigeense mineraalaine ja karbonaatse aine sisalduse suurenemine. Settepigmentide uuringud paljastasid väärtuste tõusu alates 1970-ndatest, mis 1990-ndatel veelgi kiirenes. See viitab üheselt produktsiooni suurenemisele ning järve seisundi halvenemisele (Joonis 2.2).

Nõmmejärve on H. Riikoja ja A. Mäemetsa eestvõttel uuritud ka enne järve veebilansi ulatuslikku muutmist 1960ndatel ja kaevandusvee sissejuhtimise algust 1970ndatel. H. Riikoja 1937. aasta andmetel oli Nõmmejärv Kurtina järvestiku kõige mineraalainete rikkam ja karedama veega ning üks kõrgeima pH-ga järv (Riikoja, 1940). Sama nendib ka A. Mäemets 1954. aastal toimunud mõõtmiste alusel (Mäemets 1968), tuues põhjenduseks järve suubuvate allikate mõju. Kuna Nõmmejärv asub Vasavere ürgoru piirilal, siis on tõenäoline, et järve võivad avaneda kõrge mineraalsusega Ordoviitsiumi veekihi allikad. Samuti kirjeldab A. Mäemets 1954. aasta andmete põhjal, et järve põhjalähedane veekiht oli nii suvel kui talvel kõrge rauaühendite sisaldusega, mida ta seostab samuti allikate mõjuga. Sarnaselt tänapäevale domineerisid siis veesiseses taimestikis karedaveelistele järvedele omased mändvetikad. Seega ei toonud kaevandusvee suunamine järve kaasa fundamentaalset muutust järve mineralisatsiooni astmes.



Joonis 2.2. Mõjurid ja muutused Nõmmejärves (Terasmaa jt. 2014, 2018 põhjal täiendatud)

## 2.2.5 Nõmmejärve enesereostusooht

### Kaevandusvee mõju

Põlevkivikaevanduste vesi mõjutab nii põhjavee kui ka pinnavee keemilist kvaliteeti ja seeläbi mõjutatavate veekogude ökosüsteeme. Kaevandusvesi on erineva temperatuuriga, kannab endaga heljumit ning mitmeid ühendeid ja elemente ning on üldjuhul looduslikust pinnaveekogust erineva pH väärtusega. Kaevandusest väljapumbatava vee temperatuur on tavaliselt 7-8 °C, mis tõuseb settebasseinis 5-7 °C võrra (Rätsep jt., 2005). Seega mõjutab kaevandusvesi veekogu temperatuuri ja jääkatet (Vaht, 2014), olles külmaperioodil soojem ja soojal perioodil jahedam, kui veekogu enda vesi. Vee temperatuuri tõusmine võib põhjustada veetaimede, sh vetikate intensiivsemat kasvu, mis toob kaasa orgaanilise aine koguse suurenemise, mille tulemusel väheneb veekogudes hapniku sisaldus ning põhjustab fauna ja flora liigilise koostise muutuse ning kvantitatiivse vähenemise.

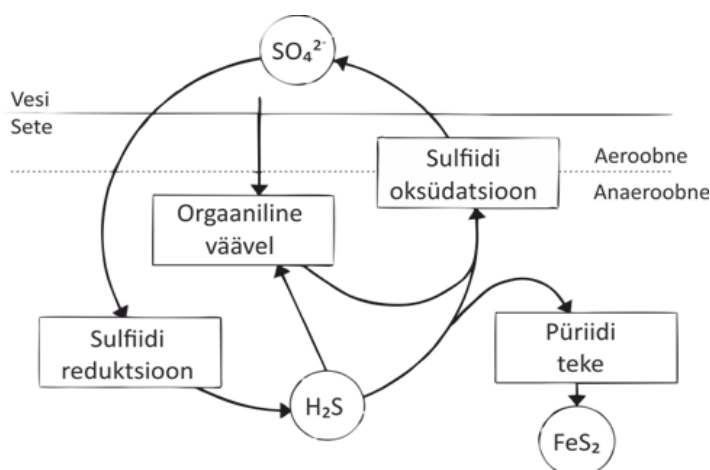
Kaevandusvees olev heljum toimib füüsilise saastena, settides veekogude põhja ja vähendades bioloogilist mitmekesisust. Näiteks võib põhja settinult võib heljum lammata kalamaime. Ott jt (1996) andmetel oli Nõmmejärves 1987. aastal plankton erakordselt liigivaese vesikirbuliste faunaga, mille kadumist põhjendatakse nende filtrite ummistumine kaevandusvees oleva anorgaanilise sestoniga. Üheks oluliseks mõjuriks on ka see, et veevaesel perioodil on välja pumbatavad veekogused heitlikud, sõltudes kaevandusvee hulgast ja pumpade töökorraldusest, mille tulemusena võib muutuda vooluveekogude hüdrokeemiline seisund ja vaesustuda vee-elustik. (Keerme, 2015). On teada, et kõrge mineraalse

sisaldusega ja madala orgaaniliste ainete kontsentratsioonidega kaevandusvesi loob veekogudesse keskkonna, mis on eutrofeerumisprotsessi pidurdav (Marzecová jt., 2011).

Nõmmejärve enesereostusohu tuleneb peamiselt suurest sulfaatide sisaldusest kaevandusvees ning sellest tulenevalt ka settes. Põlevkivikaevandustes toimuva põhjavee alanemisel satuvad kaeveõõned aeratsioonivööndisse ning kivimites esinev püriit oksüdeerub, misõttu satub vette suurel hulgal sulfaate (Perens jt., 2006). Karbonaat- ja põlevkivis sisalduva püriidi ja orgaanilise vääveli keemilisel murenemisel väävelhapet keskkonda ei migreeru, sest selles sisalduv kaltsiit puhverdab happe ja tulemuseks on kaltsiumi-, magneesiumi- ja sulfaatiderikas vesi (Puura, 2006). Töötavates põlevkivikaevandustes võib vee sulfaatide kontsentratsioon ulatuda 300-800 mg/l, vahetult pärast sulgemist võivad väärtused tõusta >1500 mg/l ja ~10 a. pärast sulgemist taas alaneda <200 mg/l (Liblik jt., 2005).

Kui sobivamad hapnikuallikad on ära kulutatud, hakkavad mikroorganismid orgaanilise aine lagundamisel hapniku allikana kasutama sulfaate, tekitades jäägina toksilist väävelvesinikku (Joonis 2.3). Eriti ohtlik on tekkinud väävelvesinik happelises keskkonnas (pH<7), kuna siis on sellest üle 50% dissotseerumata kujul ning võimeline rakkudesse difundeeruma, näiteks pH ~6 juures on 90% väävelvesinikust H<sub>2</sub>S kujul. Aluselises keskkonnas on enamik tekkinud väävelvesinikust aga ioonsel (HS<sup>-</sup>) kujul, mis rakkude membrane tavatingimustel läbida ei suuda, näiteks pH 8 juures on 90% vesiniksulfiidist HS<sup>-</sup> kujul. (Broderius & Smith Jr., 1976) H<sub>2</sub>S toksilisus erineb liigirühmiti ja liigiti. Tundlikumad on jaheda ja hapnikurikka veega kohastunud liigid. Näiteks ojaajaviku vastsete jaoks algab mürgine kontsentratsioon 0,02 mg/l (Smith Jr. jt, 1976).

Lisaks toksilisusele kiirendab H<sub>2</sub>S kontsentratsiooni tõus veekogu põhjasettesse talletunud fosfori taasleostumist vette, mis omakorda võib põhjustada ahelreaktsioonina veelgi suurema sulfaatide redutseerumise (Estonia Kaevanduse veeheite... 2011). Kui süsteemis sulfaadid puuduvad, siis võib eralduda 1 kg surnud biomassi lagundamisel 10 g väävelvesinikku. Oludes, kus sulfaati on külluses ning biomassi lagundamiseks redutseeritakse sulfaate, võib tekkida 570 g väävelvesinikku (Ideon & Pöder, 1995). Üldiselt loetakse sulfaadi looduslikuks foonitasemeks 20-50 mg/l ja ökosüsteemile ohutuks piirnormiks 80 mg/l, joogivees loetakse piiriks 250 mg/l.



Joonis 2.3. Sulfaadi reduktsiooniprotsess settes (Holmer & Storkholm, 2001 põhjal).

Kuigi tänasel päeval on Nõmmejärve hüdrokeemiline bilanss üsna tasakaaluline (umbes sama suur kogus läheb välja, kui sisse tuleb), on settes sulfaate siiski suures koguses. Kuna kaevandusvee juurdevoolu tõttu on järve veevahetus suur, järve põhjani aereeritud, vee pH kõrge ning orgaanikasisaldus madal, siis hetkel on enesereostusohu väga madal. Veebilansi muutudes võib risk suureneda. Varasemate uuringute põhjal (Ott jt., 1995) on välja toodud minimaalne veevahetus (vähemalt 7x aastas), mille korral risk Nõmmejärve reostumiseks on madal.

Kaevandusvesi suurendab järve puhverduvõimet ja vastupanu eutrofeerumisele, samal ajal kõrgeenenud sulfaatide sisaldus suurendab väävelvesiniku tekkimise ohtu. Samas on leitud, et sulfaadi negatiivne mõju avaldub vaid sel juhul, kui veekogus oleks küllaldaselt orgaanilist ainet. Ott jt 1995 on väitnud, et: „kuna kaevandusveega ei tule järve oluliselt orgaanilist ainet (COD 14-19 mgO/l), seega ei saa mõjule pääseda ka sulfaatide omastamine, orgaanilise väävli lagundamine, väävlibakterite fotosüntees, sulfaatide anaeroobne redutseerimine bakterite poolt, orgaaniliste ühendite anaeroobne lagundamine, ega ka akumulatsioon settesse“. Väävliringe järvedes sõltub peamiselt bakteriaalsest aktiivsusest - kui sulfaate on vees rohkem, kui 50 mg/l, siis on limiteerivaks teguriks orgaanilise aine hulk ja kättesaadavus.

Lühidalt saab kirjanduse põhjal väita, et väävliringe intensiivistumine järves sõltub peamiselt

- orgaanilise aine sisaldusest ja kättesaadavusest
- veevahetuse intensiivsusest
- veekogu aereeritusest
- aluselisusest
- rauasisaldusest

### Fosfor põhjasettes

Fosfori keemia järvedes sõltub paljudest keskkonnateguritest (Golterman, 2004; Søndergaard jt., 2007; Lukkari, 2008; Kapanen, 2012). Põhjasettel on oluline roll järvede fosforiringes. Setted võivad kas siduda või vabastada fosforit, mõjutades sellega biogeenide hulka järvevees ja seega ka primaarproduktiooni ning veekogu üldist troofsust. Settes olev fosfor ei ole järve ökosüsteemi seisukohast passiivses olekus. Fosfor esineb järvesetetes erinevate keemiliste vormidena, mille eristamiseks kasutatakse järjestikuliselt ekstraheerimisel põhinevat fraktsioneerimist. On teada, et sette tüüp, selle koostis ja füüsikaliskemilised omadused võivad analüüsi tulemusi oluliselt mõjutada.

Euroopa Liidu Veepoliitika Raamdirektiiv on seadnud eesmärgiks saavutada pinnaveekogude hea või väga hea seisund; paljude järvede jaoks tähendab see nõue muuhulgas ka järve fosforikoormuse alandamist. Selle ülesande täitmisel võib aga takistuseks osutada fosfori sisekoormus järvesetetest.

Inimtegevuse poolt mõjutatud järvede setetesse on akumulatsioonunud suurtes kogustes toitaineid ning nende setetest vabanemise tõttu võib veekogu jääda ka pärast välisreostuse likvideerimist eutroofseks. Eutrofeerunud veekogudes võib fosfori vabanemine settest ületada sissekannet valgalalt. Setted toimivad puhversüsteemina, sidudes toitaineid ning vähendades seeläbi reostuse mõju. Kuid säärane puhverdamine ei ole piiramatu, sest eutrofeerumise käigus halvenenud hapnikuolud sügavamates veekihtides võimaldavad talletatud toitainetel uuesti ringlusse pääseda. Keskkonnafaktorid, mis reguleerivad lahustunud fosfori (põhiliselt fosfaatidena) vabanemise määra setetest, on temperatuur, lahustunud hapniku kontsentratsioon, pH ja redokspotentsiaal.

Olulist rolli mängivad sette fraktsioonid ja poorivees toimuvad protsessid. Põhjasetete fosfori eri fraktsioonid annavad informatsiooni setete fosfori sidumisvõimest, küllastumisastmest ja potentsiaalsest vabanemisest vette:

- labiilne ja nõrgalt seotud fosfor (NaCl-P) - on kõige liikuvam ning kõige kergemini biomassi seotav fosfori fraktsioon, sest esineb enamasti kas lahustunud või taimedele kergesti kättesaadava PO<sub>4</sub> vormis;
- redokstundlik fosfori fraktsioon (NaBD-P) - peamiselt raua hüdroksiididega seotud fosfor, mille stabiilsus on tundlik redokspotentsiaali muutustele.

- alumiiniumi- ja rauaühenditega seotud fosfor (NaOH-P), kus üks osa on NaOH-NRP – orgaanilise ainega (humiinainega) seotud fosfor (see osa võib olla eraldatud veel kaheks: väikeste molekulidega < 0,4 µm seotud fosfor NaOH-LMW-NRP ja suurte molekulidega > 0,4 µm seotud fosfor NaOH-HMW-NRP) ja teine osa – NaOH-DIP – lahustunud anorgaaniline fosfor. Hapnikurikastes tingimustes seob kolmevalentne raud fosfori ning tekkiv vähelahustuv raudfosfaat talletub setteis. Seotuna püsib see seni, kuni põhjalähedastes veekihtides leidub piisavalt hapnikku või fosforit siduvaid ühendeid. Redokspotentsiaali vähenedes redutseerub kolmevalentne raud kahevalentseks ning fosfor võib vabaneda veesambasse. Orgaanilise ainega (humiinainega) seotud fosfor võib samuti sobivate tingimuste korral eralduda tagasi veesambasse;
- kaltsiumiühenditega seotud fosfor (HCl-P) - hõlmab karbonaatidega ja apatiidiga seotud fosforit ja on tundlik pH muutustele;
- raskesti laguneva orgaanilise aine ja mõnede mineraalide kristallivõredegaga seotud inertne fosfor (Res-P) - kõige väheliikumav, stabiilsem fraktsioon.

Setete pooriveses olevat fosforit, labiilset (NaCl-P), redokstundlikku (NaBD-P) ja peamiselt humiinaine väikeste molekulidega seotud fosforit (NaOH-LMW-NRP) nimetatakse kergesti vabanevaks fosforiks ehk nõ mobiilseks fosfori osaks. Peamiselt kaltsiumiühenditega seotud fosfor (HCl-P), orgaanilise fosfori inertne fraktsioon (Res-P), humiinaine suurte molekulidega seotud fosfor (NaOH-HMW-NRP) ja ülejäänud osa raua- ja alumiiniumiühenditega seotud fosforist ehk lahustunud anorgaaniline fosfor (NaOH-DIP) on põhjasetetega püsivalt seotud ja seda nimetatakse stabiilseks fosfori osaks.

### **Veerežiim ja hüdrokeemiline bilanss**

Üheks oluliseks teguriks Nõmmejärve enesereostusohu vähendamiseks on kontroll veerežiimi üle. Eriti oluline on vältida veetaseme alanemist, sest see on limnoloogiliselt alati vastunäidustatud ning võib kaasa tuua kiire eutrofeerumise. Aga ka kõrge veetaseme juures võib veevahetuse aeglustumisega kaasneda järve gaasirežiimi halvenemine, stratifikatsiooni suurenemine ning anaeroobsetes tingimustes põhjasettest väävelvesiniku ning fosfori vette vallandumine. Nõmmejärve puhul peab arvestama ka sellega, et sealne kooslus on kunstlik ning otseselt kaevandusvee koostisest ja suurest veevahetuskiirusest mõjutatud. Samas on suur veevahetuskiirus olnud ka stabiliseerivaks teguriks, sest ei lase toitesooladel aineringsesse lülituda. Varasemad uuringud (Sagris, 1989) on näidanud, et Nõmmejärvest kantakse sulfaate välja rohkem, kui sisse tuleb ning seda põhjendatakse settetest välja leostumise ning järve sulfaate omastava rolli ammendumisega.



## 3. Uuringumetoodikad

### 3.1 Välitööd

Projekti eesmärkide täitmiseks viidi projektiperioodil läbi 22 välitööd (Tabel 3.1). Igakuiselt toimusid vooluhulkade mõõtmised ning veeproovide võtmine seirelävenditelt. Lisaks lähteülesandes toodud kahele lävendile (K1 - Raudi kanal enne Nõmmejärve ja K2 - väljavoolul pärast Nõmmejärve) lisandus projekti käigus ka M1 - sissevool Mustjärvest. Varasemate uuringute põhjal oli selle voolukanali tähtsust veebilansis alahinnatud.

Tabel 3.1. Välitööd projektiperioodil

#	Kuupäev	Tegevused
1	27.06.2017	Juhtivuse ja veetaseme andurite paigaldamine, vooluhulgad (K1, K2), filtratsioonisuundade kaardistamine
2	11.07.2017	Temperatuuri ja juhtivuse varieeruvuse kaardistamine Nõmmejärve veesambas (CastAway)
3	24.07.2017	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2)
4	28.08.2017	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2)
5	14.09.2017	Juhtivuse ja veetaseme andurite paigaldamine uutele lävenditele (K1, K2), juhtivuse ja veetaseme anduri paigaldus (M1), vooluhulgad
6	26.09.-27.09.2017	Sondeerimine, filtratsiooni mõõtmine, K1, K2, M1 veeproovid ja vooluhulgad
7	19.10.2017	Georadar, dGPS
8	31.10.2017	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2, M1)
9	16.11.2017	Sette puursüdamike võtmine
10	28.11.2017	Vooluhulgad, veeproovid, veetasemed (K1, K2, M1)
11	19.12.2017	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2, M1)
12	24.01.2018	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2, M1)
13	21.02.2018	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2, M1)
14	14.03-16.03.2018	Täiendava sette puursüdamiku võtmine, järve hapnikuprofiil
15	28.03.2018	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2, M1)
16	24.04.2018	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2, M1)
17	22.05.2018	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2, M1)
18	12.06-14.06.2018	Filtratsioon, hapnikuolud järve veesambas, vooluhulgad (K1, K2)
19	28.06.2018	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2)
20	25.07-27.07.2018	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2), järve hapnikuprofiil
21	28.08.2018	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2)
22	25.09-26.09.2018	Vooluhulgad, veeproovid (K1, K2)

### 3.2 Veevahetus

#### 3.2.1 Vooluhulkade mõõtmine

Järve veevahetuse intensiivsuse väljaselgitamiseks teostati vooluhulkade mõõtmisi ja veetasemete seiret järve sisse- ja väljavooludel, hinnati järve pinnalt auruvaid veekoguseid ning hajusat äravoolu järve valglalt. Koostati järve hinnanguline ööpäevase lahutusega veebilanss, mis leiti valemi  $dV=I+P+R-D-E-G$

alusel.  $dV$  on järve veekoguse muutus hinnataval perioodil,  $I$  on voolukanalite kaudu järve sissevoolav veekogus,  $P$  on sademetena järve pinnale langev veekogus,  $R$  on järve valgalt pinna- ja/või põhjaveena järve valguv veekogus,  $D$  on voolukanalite kaudu järvest väljavoolav veekogus,  $E$  on järve pinnalt auruv veekogus,  $G$  on järvest põhjavette imbuv veekogus. Arvutuslike ja tegelike järve veekoguse muutuste võrdlemiseks leiti järve batümeetrilise mudeli põhjal seos järve veekoguse ja veetaseme vahel. Järve veevahetuse aeg leiti jagades järve aasta jooksul lisanduva veekoguse järve mahuga.

Järve voolukanalite kaudu sisse- ja väljavoolavate vooluhulkade mõõtmisi viidi läbi kord kuus Raudi kanalil enne suubumist Nõmmejärve (K1), pärast väljavoolu Nõmmejärvest (K2) ning Mustjärve-Nõmmejärve kanalis vahetult enne suubumist Nõmmejärve (M1) (Joonis 3.1). Mõõtmisteks kasutati üldjuhul *Sontek RiverSurveyor M9* seadet. Madala veetaseme korral kasutati seadet *Sontek FlowTracker2*.



Joonis 3.1. Mõõtelävendid Raudi kanalil enne suubumist Nõmmejärve (K1), pärast väljavoolu Nõmmejärvest (K2) ning Mustjärve-Nõmmejärve kanalis vahetult enne suubumist Nõmmejärve (M1). Rohelise värviga on tähistatud vooluhulkade mõõtmise lävendid, sinise värviga veetaseme logerite asukohad.

Vooluhulkade pidevmõõtmisteks paigaldati 14.09.2017 samadesse lävenditesse (punktis M1 vahetult Mustjärve väljavoolu) automaatsed veetaseme logerid *Onset HOBO* (logimisagedus 30 min). Logitud veetasemete põhjal tuletati lävendite poole tunni lahutusega vooluhulgad. Raudi kanalilt Nõmmejärve sissevoolava vooluhulga leidmiseks kasutati lävendi K1 veetasemete ning *RiverSurveyor*'iga mõõdetud vooluhulkade põhjal leitud seost. Mustjärvest Nõmmejärve voolava kanali vooluhulga leidmiseks kasutati lävendi M1 ja Nõmmejärve veetasemete erinevuse ning lävendis M1 mõõdetud vooluhulkade põhjal leitud seost. Nõmmejärvest Raudi kanalis väljavoolava vooluhulga leidmiseks kasutati lävendite K2, M1 ja Nõmmejärve veetasemete erinevuse ning lävendis K2 mõõdetud vooluhulkade põhjal leitud seost. Järve veetaseme kolmetunnise lahutusega andmed saadi Keskkonnaameti hallatavast veetaseme logerist. Igal vooluhulkade mõõtmiskorral teostati andurite asukohtades ka veetasemete käsitsi kontrollmõõtmine.

Lähteülesande kohaselt esialgu (27.06.2017) truupidesse paigaldatud veetaseme logerite andmetest ei olnud veevoolu hüdraulilistest omadustest tingituna võimalik vooluhulki tuletada, seetõttu paigaldati logerid septembris truupidest eemale.

Järve pinnalt auruvate ööpäevaste veekoguste hindamiseks kasutati Penmani vaba vee pinnalt aurumise arvutamise valemit (Shuttleworth, 1993), arvesse võeti ka voolukanalite kaudu järve sisse- ja väljavoolava vee temperatuurierinevusi ning T. Tamme (2002) soovitatud Eesti oludele sobitatud koefitsiente järve kiirgusbilansi arvutamiseks. Aurumise arvutamise sisendandmetena kasutati Jõhvi meteoroloogiajaamas mõõdetud päevaseid keskmisi õhutemperatuuri, tuule kiiruse, õhuniiskuse ja päikesepaiste kestuse andmeid ning projekti käigus kogutud veetemperatuuri andmeid lävenditel K1, K2 ja M1. Ajavahemikul, kui Nõmmejärv oli kaetud jääkattega (15.01.2018-10.04.2018) eeldati, et aurumine järve pinnalt puudus. Jõhvi meteoroloogiajaama andmeid kasutati ka sademetena järve pinnale lisanduvate veekoguste leidmiseks. Sarnaselt aurumisele eeldati ka otseste sademete puhul, et jääkatte perioodil järve otseste sademetega vett ei lisandunud. Talvel küll lumi koguneb jääkatte peale, kuid oluline osa sellest sublimeerub hilistel kevadetal (nagu 2018) intensiivse päikesekiirguse tõttu otse tagasi atmosfääri ja ei täienda järve veevaru.

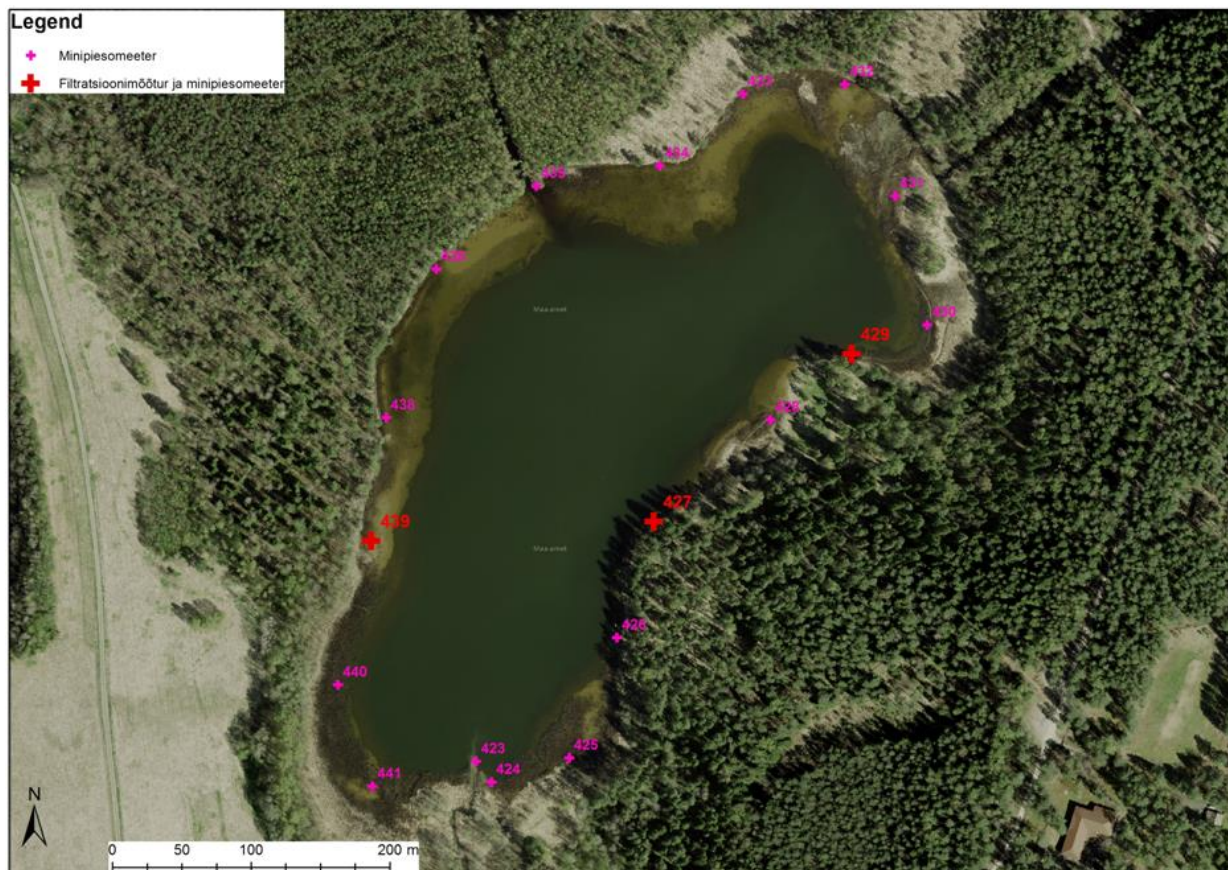
Järve ööpäevase lahutusega veebilansi koostamiseks keskmistati pooletunnise intervalliga tuletatud vooluhulgad lävenditel K1, K2 ja M1 ööpäeva keskmisteks ning teisendati ööpäeva jooksul järve sisse- või välja voolanud veekogusteks. Saadud bilansist lahutati arvutuslik ööpäevane aurumiskogus järvelt, liideti ööpäevane sademete kogus järvele ning võrreldi saadud tulemusi ööpäeva jooksul toimunud järve veemahu muutusega. Nimetatud veebilansi komponentide summa ning järve tegeliku veemahu muutuse erinevus kanti valgla hajusa pinna- ja põhjavee äravoolu arvele. Seega eeldati, et see osa järve ööpäevasest veekoguse muutusest, mida ei saa seletada sisse- ja väljavoolu ega otseste sademete ja järve pinnalt aurunud veekogustega, on põhjustatud järve valgalt hajusa äravooluna tulevast veest. Osadel päevadel pidi ööpäevase veebilansi tasakaalustamiseks teatud hulk vett järvest ka hajusalt välja valguma. Osaliselt on selle veekoguse puhul tegemist järvest põhjavette infiltreerunud veekogusega, kuid tõenäoliselt sisaldab enamik sellest veekogusest teiste veebilansi komponentide ja järve veemahu muutuste ebatäpsetest hinnangutest tulenevat viga. Samuti sisaldavad veebilansi teiste komponentide täpse määramise võimatusest tulenevat viga valgalt hajusa äravooluna järve jõudvad veekogused.

### 3.2.2 Filtratsiooni mõõtmine

Nõmmejärve kaldatsooni põhjaveevahetuse intensiivsuse väljaselgitamiseks mõõdistati 27.06.2017 järve kaldaveeala minipiesomeetriga (Joonis 3.2). Järvele tehti ring peale ning ca iga 90 m tagant, kokku 18 punktis, torgati 40-50 cm sügavuses vees minipiesomeeter 20 cm põhjasettesse. Minipiesomeetri voolikus pumbati veetase järve veetasemest kõrgemale ning seejärel lasti sellel stabiliseeruda. Pärast stabiliseerumist mõõdeti veetasemete erinevus minipiesomeetri voolikus järve veetasemega võrreldes. Järve veetasemest kõrgem veetase minipiesomeetri voolikus indikeerib põhjavee sissevoolu mõõtepunktis, järve veetasemest madalam veetase minipiesomeetri voolikus indikeerib põhjavee väljavoolu mõõtepunktis.

Kolmes punktis, kus mõõdeti kõige olulisemad veetasemete erinevused, viidi 26.09.2017 ja 14.06.2018 läbi filtratsioonimõõtmised filtratsioonimõõturitega (Joonis 3.2). Selleks paigaldati mõõtepunktides järve põhja 40-50 cm sügavusele vette kaks filtratsioonimõõturit ning teostati kaks või kolm järjestikust mõõtmist. Põhjavee sissevoolu korral lisandub mõõtmise jooksul filtratsioonimõõturisse vett ning põhjavee väljavoolu korral veekogus filtratsioonimõõturis väheneb. Mõõtmiseks kulunud aja, filtratsioonimõõtuuri avatud osa pindala ning muutunud veekoguse põhjal arvutati välja põhjaveevahetuse keskmine kiirus mõõtepunktis.





Joonis 3.2. Teostatud filtratsioonimõõtmiste asukohad.

### 3.3 Hüdrokeemiline bilanss

Nõmmejärve hüdrokeemilise bilansi väljaselgitamiseks võeti järve sisse- ja väljavoolulävenditelt (K1, K2 ja M1) seireperioodi vältel igakuiselt (vastavalt võimalikkusele) veeproove. Proovivõtu viis läbi atesteeritud proovivõtja Oliver Koit (proovivõtja atesteerimistõend nr 1482/17). Veeproovid võeti seirelävendite keskteljelt vooluveest, umbes 20-30 cm sügavusest 100 ml süstla või kopaga. Ammutatud veeproov filtreeriti kohe läbi 0,45 µm RC süstlafiltrit kahte (kationide ja anioonide veeproovid eraldi) eelpuhastatud 50-100 ml HDPE proovipudelisse. Kationide veeproovile lisati konservandina 69%-list lämmastikhapet ( $\text{HNO}_3$ ) kuni pH < 2 saavutamiseni. Veeproove säilitati kuni Tallinna Ülikooli Loodus- ja Terviseteaduste Instituudi (TLÜ LTI) või Eesti Keskkonnauuringute Keskuse või Eesti Geoloogiateenistuse laboratoriumisse jõudmiseni portatiivses külmikus +4 °C juures. Laboris analüüsiti veeproovide makrokomponentide ( $\text{Na}^+$ ;  $\text{K}^+$ ;  $\text{Mg}^{2+}$ ;  $\text{Ca}^{2+}$ ; F; Cl;  $\text{NO}_3^-$ ;  $\text{SO}_4^{2-}$ ;  $\text{PO}_4^{3-}$ ;  $\text{HCO}_3^-$ ) kontsentratsioonid mitte rohkem kui 24 h jooksul pärast proovivõttu v.a 26.07.2018, kui proovid analüüsiti nädal aega hiljem. Seoses kaevandusvee toitainetevaesusega jäi  $\text{PO}_4^{3-}$  sisaldus alati allapoole mõõtepiiri ning tulemuste peatükis neid tulemusi ei kajastata.

TLÜ LTI laboris tuvastati makrokomponentide kontsentratsioonid kõrgsurve vedelik-kromatograafilisel (HPLC) meetodil. Kationide puhul kasutati metaansulfoonhappesest koosnevat eluenti: 0,5 g metaansulfoonhapet lahustati 9,5 g MilliQ vees, millest hiljem kaaluti 7,688 g eluendi lahust ja viidi MilliQ-ga 1000 ml kolvis mõõtejooneni. Eluent juhiti läbi Büchneri vaakumfiltrit, kus kasutati 0,2 µm Whatman membraanfiltrit. Kolonnina kasutati Shodex IC YS-50 kolonni, mille voolukiiruseks oli 1.0 ml/min, rõhuks 5,8 MPa ja analüüsi temperatuuriks 40 °C. Ioonide määramiseks HPLC-s kasutati Shimadzu RID-10A või CDD-10A elektrijuhtivuse detektorit. Anioonide puhul sisestati instrumenti varasemalt hapestamata veeproov. Eluendi tegemiseks kasutat: 0,339 g naatriumkarbonaati ( $\text{Na}_2\text{CO}_3$ ) ja 0,840 g

naatriumvesinikkarbonaati ( $\text{NaHCO}_3$ ), mis lahustati 1000 ml MilliQ veega täidetud kolvis ja läbis Büchneri vaakumfiltri. Anioonide saamiseks kasutati: Shodex IC SI-50 4E supressorkoloni, voolukiiruseks 0,7 ml/min, rõhuks 8,9 MPa, temperatuuriks 25 °C ja elektrijuhtivuse detektorit.

Minimiseerimaks proovide käitlemisest ja transpordist tulenevaid võimalikke hälbeid uuritavate vete karbonaatse tasakaalusüsteemi parameetrite määramisel, tuvastati vete karbonaatne karedus ning  $\text{HCO}_3^-$  ja  $\text{CO}_3^{2-}$  ionide kontsentratsioonid ka välitingimustes kasutades *VISOCOLOR® HE Carbonate Hardness C 20* titrimetrilist testkomplekti. Proovivõtu ajal mõõdeti seirelävendi vooluvees füüsikalise-keemilised väliparameetrid: temperatuur (temp), pH, absoluutne elektrijuhtivus (EC), erielektrijuhtivus (SEC), oksüdatsiooni reduktsiooni potentsiaal (ORP) ja lahustunud hapnik (DO). Väliparameetrite mõõtmiseks kasutati *Hanna HI98195* (kalibreeriti enne iga mõõtmist) ja *Marvet Junior* seadmeid.

Seirelävenditesse K1 ja K2 paigaldati seireperioodi ajaks automaatsed elektrijuhtivuse ja temperatuuri logerid *OnSet HOBO* (logimissagedus 30 min). Markokomponentide kontsentratsioonide interpoleerimiseks proovivõttude vahelisele perioodile seirelävendites kasutati regressioonimudelit, mille sisendiks olid laboratoorselt veeproovides tuvastatud kontsentratsioonid ja logitud ning käsitsi mõõdetud elektrijuhtivuse näitajad.

Mineraalide küllastusindeksite ( $\text{SI}_{\text{kaltsiit}}$ ,  $\text{SI}_{\text{dolomiit}}$ ,  $\text{SI}_{\text{kips}}$ ), veeproovide laengutasakaalu (CBE) (lävendväärtus  $\pm 10\%$ ),  $\text{CO}_2$  osarõhu ja vete segunemise arvutusi viidi läbi *Geochemist Workbench 12*, *USGS PHREEQC 3.4.0*, *Aqion 6.1.0* ja *Microsoft Office Excel 2013* tarkvaraga. CBE puhul jälgiti üldjuhul  $\pm 10\%$  lävendväärtust. Seirepunkti M1 ja K2 puhul, kus vee koostisest moodustasid teadmata osakaalu humiinained (Mustjärve kraav voolab valdavalt soovalglal), kasutati ka neid proove, kus CBE ületas lävendväärtuse, kuna (Katz jt., 1998; Siegel jt., 2006) andmetel võivad humiinained oluliselt mõjutada CBE-d.

### 3.4 Järve nõo ja sette uuringud

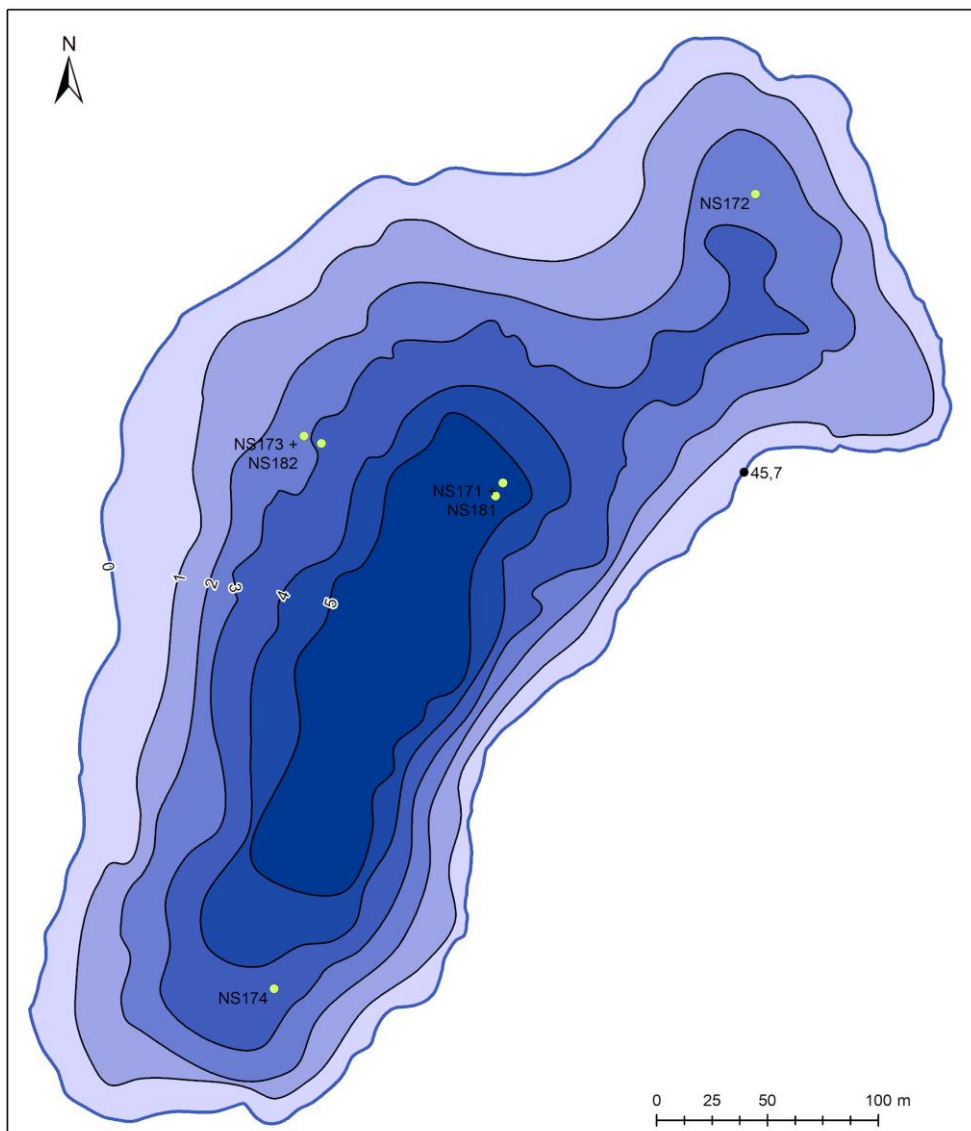
Järve sügavuskaardi koostamiseks kasutati algandmetena 13.09.2014 toimunud hüdrograafilisel mõõdistamisel kogutud andmeid, mida täiendati ja täpsustati. Hüdrograafilisel mõõdistamisel kasutati kajaloodi *Lowrance LMS337*, sügavusmõõtjat kalibreeritud nõõri ja kettakujulise raskusega ning käsi-GPSi *Garmin 60CS*. Nii põhi- kui nendega risti olevate kontrollprofiilide vahekaugus oli mitte rohkem kui 60 meetrit (Taavita 2015). Mõõdistamiste andmete põhjal koostati *ArcMap 10.3.1* tarkvara kasutades järvest 3D mudel ning selle põhjal sügavuskaart.

Järve põhja orgaaniliste setete paksust sondeeriti 27.09.2018 sondpuuriga (diameeter 27 mm). Mõõtmispunktides fikseeriti veesügavus käsikajaloodi *Hondex PS-7* abil ning sondiga fikseeriti orgaanilise sette ning järve mineraalse põhja ülemineku sügavus. Nende kahe tulemi abil saadi orgaanilise sette paksus antud punktis. Mõõtmised viidi järvel läbi ühel piki- ja kolmel ristiprofiilil. Kokku mõõdeti setete paksust 30 punktis. Mõõtmispunktide asukohad fikseeriti *Garmin Oregon 550* GPS-iga. Saadud andmete põhjal interpoleeriti *ArcMap 10.3.1* tarkvara kasutades järve mineraalse nõo 3D mudel ning leiti mineraalse nõo maht samakõrgusjoone 45,7 m ü.m.p. piires (järve keskmine veetase uuringuperioodil). Järve ja selle mineraalse nõo 3D mudelite põhjal arvutati *ArcMap* tarkvaraga välja järve orgaaniliste setete paksus ja maht.

Algselt planeeritud georadariuuring ei andnud oodatud tulemusi. Välitööde käigus selgus, et kaevandusvee kõrge elektrijuhtivus nõrgendab georadari signaali nii palju, et see toimib vaid kaldaäärses madalaveelises väga piiratud alal. Seetõttu viidi läbi lähteülesandes ette nähtust tunduvalt tihedama sammuga sondeerimine (lähteülesanne nägi ette kontrollpuurimist kahes punktis, teostati aga 30 punktis) ning mineraalse nõo määramine ja settekihi paksuse arvutused baseeruvad nendel töödel.

Setete fosfori- ja väävlisisalduse analüüsiks võeti 27.09.2018 sette puursüdamikud Nõmmejärve neljast punktist (Joonis 3.3). Sete võeti modifitseeritud *Livingstone-Vallentyne* tüüpi kolb-puuriga. Proovide võtmise asukohad fikseeriti *Garmin Oregon 550* GPS-iga. Analüüsideks võeti ülemised kuni 30 cm setet, mis lõiguti kaldal 1 cm paksusteks proovideks ning paigutati markeeritud karpidesse argooni keskkonda. Kuni analüüsimiseni säilitati proove jahedas ja pimedas. Punktide NS171 ja NS173 lähedusest võeti (15.03 ja 14.06.2018) ka kordusproovid (vastavalt NS181 ja NS182) (Joonis 3.3).





Joonis 3.3. Proovivõtukohtade sette analüüsiks.

Setteproovide litoloogilise koostise määramiseks kasutati termogravimeetrit *Precisa prepASH 340 Series*. Setteproovide veesisalduse/kuivaine määramiseks kuumutati proove 105 °C juures kuni konstantse kaalutiseni. Kuivaine orgaanilise aine sisalduse määramiseks kuumutati proove 550 °C juures kuni konstantse kaalutiseni, põletuskadu loeti orgaanilise aine sisalduseks ja jääk anorgaanilise aine sisalduseks, millest kaltsiumkarbonaadi sisalduse määramiseks kuumutati proove veel 950 °C juures kuni konstantse kaalutiseni ning põletuskao põhjal arvutati kaltsiumkarbonaadi sisaldus (Heiri jt., 2001).

### 3.4.1 Fosfori fraktsioonide, sulfaadi ja sulfiidi analüüs

#### Fosfori fraktsioonide määramine

Fosfori (P) fraktsioonid puursüdamikes määrati vastavalt Jensen ja Thamdrup (1993) ja Lukkari jt. (2007) meetodika järgi, mida on meie oludesse sobivamaks kohendatud Kapanen (2012). Et fosforifraktsioonid, sette pooriveses lahustunud P ja mobiilne P paremini säiliks, hoiti proove kuni analüüsimiseni 4 °C juures argooni keskkonnas. Analüüsiks kasutati setet kuivatamata kujul.

Määrati lahustunud anorgaaniline fosfor (DIP, filtreerimine 0,4 µm) ja üldfosfor (total phosphorus TP). NRP (suuremas osas orgaanilise ainega seotud fosforifraktsioon, non-reactive/mittereageeriv P) on arvutatud üldfosfori ja lahustunud fosfori määrangute vahena  $NRP = TP - DIP$ .

Settest määrati fraktsioone, mida tõlgendatakse järgmiselt:

NaCl – labiilne, osaliselt lahustunud ning kergesti vabanev fosfor;

NaBD – redokstundlik, peamiselt rauaga seotud fosfor;

NaOH – peamiselt alumiiniumiga, samuti rauaga seotud fosfor,

NaOH–NRP on orgaanilise ainega (humiinainega) seotud fosfor, kus on kaks lisa fraktsiooni HMW-NRP (suured molekulid > 0,4 µm) ja LMW-NRP (väiksemad molekulid <0,4 µm).

HCl – peamiselt kaltsiumiühenditega seotud fosfor;

Res–P – jääkfosfor (enamasti orgaaniline), mis jääb järele pärast kõikide ülalnimetatud fraktsioonide ekstraheerimist. Kõige väheliikumav (stabiilsem) fraktsioon.

Lisaks arvutati potentsiaalne

mobiilne fosfor = NaCl–DIP + NaBD–DIP + NaCl–NRP + NaBD–NRP + NaOH– LMW-NRP,

stabiilne (inertne) fosfori osa = NaOH–DIP + HCl–TP + NaOH–HMW-NRP + Res–P,

kus NaOH–LMW-NRP= NaOHfilt\_TP;

NaOH-NRP=NaOHunfiltTP – NaOHunfiltDIP;

NaOH–HMW-NRP=NaOH-NRP – LMW-NRP.

Üldfosfor on arvatud mobiilse ja stabiilse fosfori osade summana. Kõik P fraktsioonid on spektromeetriliselt analüüsitud Murphy ja Riley (1962) meetodika järgi.

### Sulfaadi määramine

Segatud setteproov (1,8–2,66 g) kaaluti tuubidesse, lisati massi järgi vett (degaseeritud 30 min 37 kHz juures), saades sette suhtes lõppkontsentratsiooniks 3,19–4,83% ja asetati automaatsegajale 10 minutiks. Seejärel proovid filtriti (0,45 µm RC) ning analüüsiti ionkromatograafia meetodil.

Eluendiks oli 3,2 mM Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub> + 1 mM NaHCO<sub>3</sub> voolukiirusel 0,7 ml/min, kolonniks IC SI-50 4E (termostateeriti 35 °C juures) koos supressoriga. Eluent degaseeriti enne analüüsimist (30 min 37 kHz juures). Detekteerimiseks kasutati elektrijuhtivusdetektorit, mida hoiti 35 °C juures.

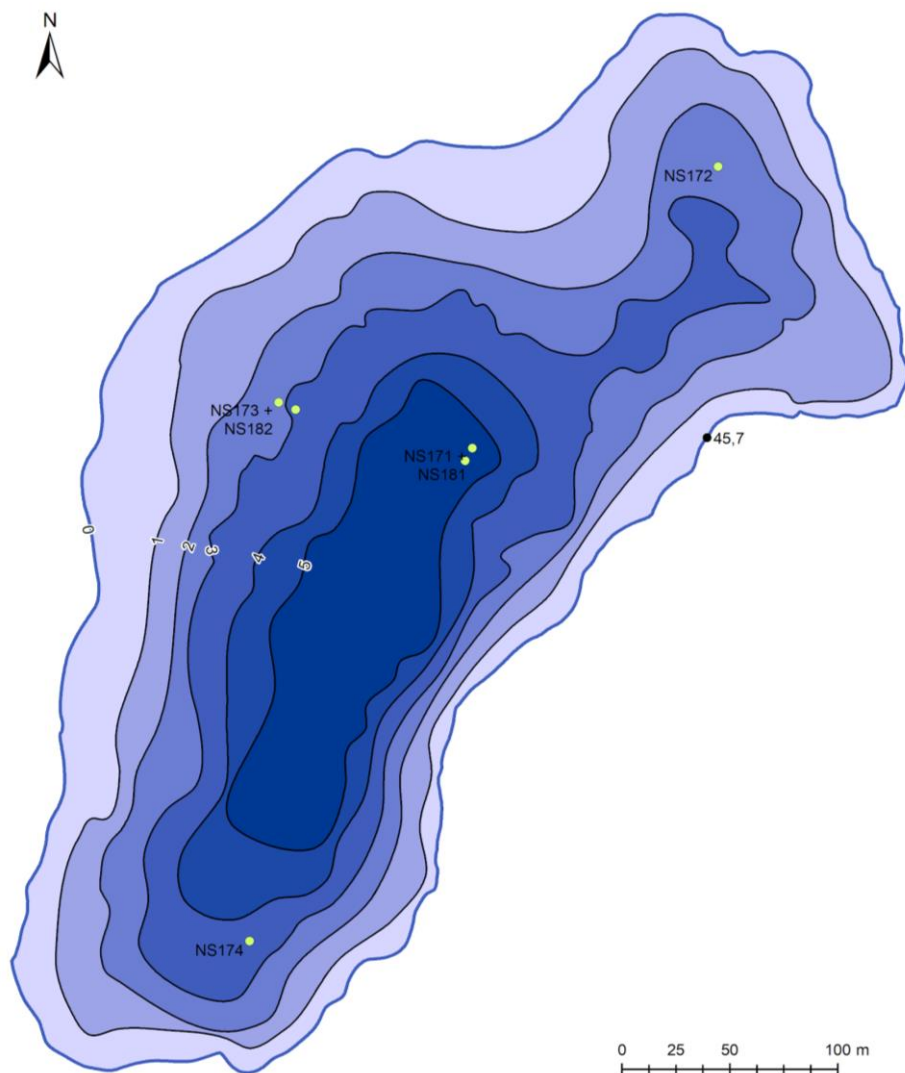
### Sulfiidi määramine

Segatud setteproov (1–4 g) kaaluti kolbidesse, kuhu ühendati tilklehter ning voolik, mille kaudu gaasid eralduvad, oli sukeldatud 1 M NaOH lahusesse. Kolb asetati 80 °C vesivanni, lehteri kraan avati ning settele tilgutati peale 35 ml 6 M H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> lahust, misjärel hoiti proovi 80 °C juures 10 min, aeg-ajalt segades. Proovides sisalduv sulfiid määrati metüleensinise meetodil spektrofotomeetriliselt (Sugahara jt., 2016).

## 4. Uuringu tulemused

### 4.1. Nõmmejärve morfoloogia

Järve keskmine veetaseme uuringuperioodil (14.09.2017-13.09.2018) oli 45,7 m ü.m.p. Samuti oli tegemist järve veetaseme kõrgusega sondeerimispäeval. Seega koostati kõik järve vee- ja nõo mahtu kujutavad joonised ja viidi läbi arvutused vastavalt järve veetaseme kõrgusele 45,7 m ü.m.p. Uuringuperioodi jooksul varieerus Nõmmejärve veetaseme vahemikus 45,3 ja 46,0 m ü.m.p. Seega sõltuvalt järve veetaseme hetkeseisust võivad allpool esitatud arvud olla vastavalt kas väiksemad või suuremad.



Joonis 4.1. Järve sügavuskaart ning setteuringute jaoks võetud puursüdami asukohad.

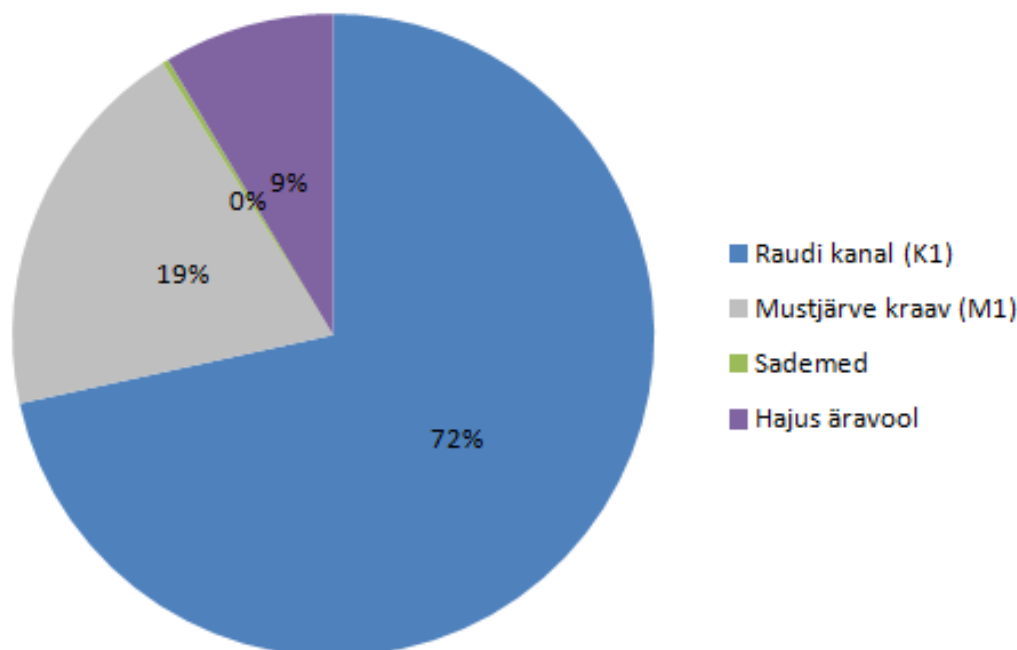
Järve hüdrograafilise mõõdistamiste andmete põhjal koostatud sügavuskaart on kujutatud joonisel 4.1. Sügavaim osa ulatub järve keskosast lõuna suunas ning maksimaalne sügavus veetaseme 45,7 m ü.m.p. juures on 5,8 m. Järve põhjaosa on madalam. Järsemalt sügavneb järv idaosas ning lääneosa on laugem. Järve pindala veetaseme 45,7 m ü.m.p. juures on 10,6 ha ning veemaht 256 000 m<sup>3</sup>, seega järve keskmine sügavus on 2,4 m.

Väga lauge kaldaala tõttu muutub järve veepeegli pindala juba väikeste veetaseme muutuste korral oluliselt. Uuringuperioodil registreeritud kõrgeima veetaseme 46,0 m ü.m.p. juures on järve pindala 12,1 ha ning ruumala 290 000 m<sup>3</sup>. Keskkonnaregistrisse kantud järve pindala 12,9 ha on saavutatav veetaseme 46,1 m ü.m.p. juures. Sellise pindala korral on järve ruumala 302 000 m<sup>3</sup>.

## 4.2 Nõmmejärve veevahetus

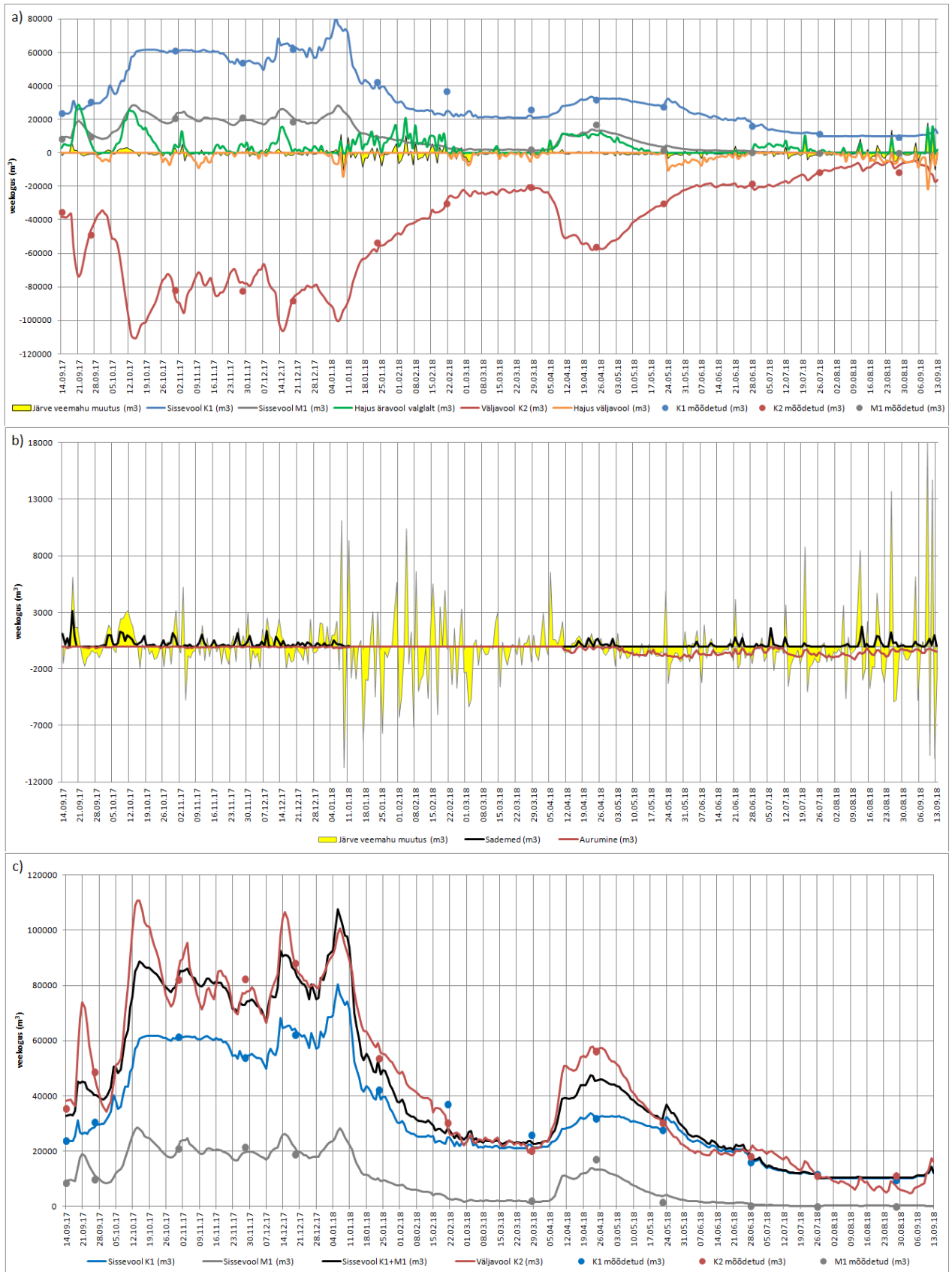
### 4.2.1 Veebilanss

Kogutud andmete põhjal saab järeldada, et uuringuaasta (14.09.2017-13.09.2018) jooksul moodustas Nõmmejärve sissevoolust 72% Raudi kanalist tulev vesi, 19% Mustjärve poolt kraavi kaudu tulev vesi, 9% hajus äravool järve valgalt (nii pinna- kui põhjaveena) ning otseste sademete osakaal oli nullilähedane (Joonis 4.2). Järve väljavoolust 96% moodustas Raudi kanali kaudu välja voolav vesi ning ülejäänud neli protsenti saab eelkõige kanda põhjavette infiltreerumise (hajus väljavool), aga ka veepinnalt aurumise arvele.



Joonis 4.2. Veebilansi komponentide osakaal uuringuperioodil.

Järve päevase ajasammuga veebilanss on esitatud graafiliselt joonisel 4.3 Ning kuise ajasammuga veebilanss tabelis 4.1. Jooniselt on näha, et Raudi kanali ja Mustjärve kraavi mõõdetud vooluhulgad kattuvad üldjuhul hästi veetasemete kaudu tuletatud vooluhulkadega. Kõige suurem erinevus on veebruarikuisse lävendi K1 mõõtmistulemusega. See erinevus on tingitud asjaolust, et veetaseme andmetest tuletades muutus lävendi vooluhulk mõõtmispäeval ligi kaks korda. Vooluhulga mõõtmine toimus kõrgeima vooluhulga ajal, kuid joonega on graafikul esitatud päevade keskmine vooluhulga põhjal tuletatud veekogused. Seega mõõtmishetke arvestades kattub ka see mõõdetud vooluhulk hästi tuletatud vooluhulgaga.



Joonis 4.3. a) Nõmmejärve päevane veebilans ja järve veemahu muutused. Punktidega on tähistatud mõõdetud vooluhulgad. Järve lisanduvad veekogused on esitatud positiivsete väärtustega, järvest väljuvad veekogused negatiivsete väärtustega; b) Nõmmejärve päevane aurumise ja otseste sademete bilans ning järve veemahu muutused; c) Lävendite K1, K2 ja M1 tuletatud hüdrograafid. Punktidega on tähistatud mõõdetud vooluhulgad.

Tabel 4.1. Nõmmejärve veebilanss uuringuperioodi jooksul kuude kaupa. Mõlema septembrikuu väärtused on väiksemad, kuna 2017. aastal algasid mõõtmised 14. kuupäevast ning 2018. aastal lõppesid 13. kuupäevaga.

Kuu	Raudi K1 (m <sup>3</sup> )	Mustjärve M1 (m <sup>3</sup> )	Sademed (m <sup>3</sup> )	Hajus äravool valglalt (m <sup>3</sup> )	Raudi K2 (m <sup>3</sup> )	Aurumine (m <sup>3</sup> )	Hajus väljavool (m <sup>3</sup> )	Järve ruumala muutus (m <sup>3</sup> )
Sept	460690	209480	6120	172160	-840400	-960	-5820	1270
Okt	1630000	604600	13460	264480	-2450800	-870	-42140	18730
Nov	1768400	607070	5300	65890	-2392650	-1960	-52390	-340
Dets	1838020	625150	7020	115660	-2575630	-1950	-6030	2240
Jaan	1625150	493090	1590	160190	-2240660	-1130	-44110	-5910
Veebr	702540	129920	0	177750	-1006700	0	-12040	-8520
Märts	673360	59180	0	9250	-712790	0	-46560	-17570
Apr	861150	280950	3770	252400	-1375340	-4310	-1480	17140
Mai	934850	189480	760	70210	-1127760	-20270	-62040	-14770
Juuni	632700	41860	3070	11900	-593420	-19020	-84350	-7250
Juuli	389510	7980	3390	89750	-487100	-17120	-600	-14180
Aug	314020	8400	6970	17810	-237110	-19840	-89950	290
Sept	144980	2920	2680	33750	-116270	-5220	-75140	9590
<b>Kokku</b>	<b>11975370</b>	<b>3260080</b>	<b>54130</b>	<b>1441200</b>	<b>-16156630</b>	<b>-92650</b>	<b>-522650</b>	<b>-19280</b>

Kokku lisandus uuringuperioodi jooksul järve 16,730 mln m<sup>3</sup> vett ning väljus 16,771 mln m<sup>3</sup> vett. Järve veemaht vähenes 19 000 m<sup>3</sup> võrra (19 cm). Seega järve keskmise veetaseme 45,7 m ü.m.p. ja veemahu 256 000 m<sup>3</sup> juures vahetus vesi uuringuperioodi jooksul 65 korda (keskmiselt iga 5,5 päeva tagant). Ilma Raudi kanali sissevooluta, ainult Mustjärve poolt tuleva, valgla hajusa äravoolu ja sademetega, oleks Nõmmejärve veevahetuse kiirus olnud 19 korda aastas (Tabel 4.2). Ilma kummagi sissevoolukanalita oleks järve vesi vahetunud aasta jooksul 6 korda.

Tabel 4.2. Nõmmejärve veevahetuskordade arv aastas uuringuperioodi jooksul (14.09.2017-13.09.2018) tegelikes oludes ja erinevate veeallikate puudumise stsenaariumide korral. Aluseks on võetud uuringuperioodil järve jõudnud veekogused ja järve ruumala keskmise veetaseme (45,7 m ü.m.p) juures 256 000 m<sup>3</sup> ning uuringuperioodi maksimaalse veetaseme (46,0 m ü.m.p) juures 290 000 m<sup>3</sup>

Stsenaarium	Veevahetuse kordi aastas (vt 45,7)	Veevahetuse kordi aastas (vt 46,0)
<b>Tegelikud olud (Raudi kanal, Mustjärve kraav, hajus äravool, sademed)</b>	65	58
<b>Ilma Raudi kanalita (Mustjärve kraav, sademed, hajus äravool)</b>	19	16
<b>Ilma Raudi kanali ja hajusa äravooluta (Mustjärve kraav, sademed)</b>	13	11
<b>Ilma Raudi kanali ja Mustjärve kraavita (hajus äravool, sademed)</b>	6	5

Estonia kaevanduse pumbajaamast nr. 13 väljapumbatud ja Raudi kanali lävendist K1 läbi voolanud kuiste veekoguste võrdlus (Tabel 4.3) näitab, et kuudel kuul jõudis lävendisse K1 veidi rohkem (kuni 8%) vett kui kaevandusest välja pumbati. Samas viiel kuul jõudis lävendisse K1 vähem vett (kuni 28%). Teatud osas on veekoguste erinevused ilmselt tingitud pumpamiskoguste ja K1 lävendi vooluhulkade mõõtmise võimalikest ebatäpsusest, kuid erinevuste jaotus kuude vahel annab märku ka neid põhjustavatest sisulistest teguritest, eelkõige kaevandusvee infiltreerumisest pinnasesse Raudi kanalis voolamise jooksul. Lävendisse K1 jõudis vähem vett kuudel, kui aurumiskogused olid suured ja/või sademete kogused



väikesed (mai kuni august) või pinnas oli tugevalt külmunud (veebruar), mistõttu kanali täiendav toide valgla pealt oli takistatud, samas infiltreerumine põhjavele oli madalama põhjaveetaseme tõttu intensiivsem. Seega on võimalik, et kuivematel ja madalama põhjaveetasemega perioodidel voolab Raudi kanali kaudu Nõmmejärve ainult Estonia kaevandusest väljapumbatud vett, mis ei ole jõudnud teel järveni pinnasesse infiltreeruda. Samas niiskematel ja kõrgema põhjaveetasemega perioodidel on kanalil ka täiendav toide selle valgalt. Täpsemaid hinnanguid kaevandusvee kuise osakaalu kohta lävendis K1 ei ole käesoleva uuringu kontekstis võimalik anda. Summaarselt oli perioodil oktoober 2017 kuni august 2018 Estonia kaevandusest Raudi kanalisse pumbatud veekoguse ja lävendit K1 läbinud veekoguse erinevus kõigest 0,6%. Seega üldise veebilansi jaoks on põhjendatud käsitleda kogu lävendit K1 läbinud veekogust kaevandusveena.

Tabel 4.3. Estonia kaevandusest Raudi kanalisse uuringuperioodi jooksul (välja arvatud mõlema aasta september) pumbatud veekogused ja Raudi kanali lävendist K1 läbi voolanud veekogus

Kuu	Pumbajaam nr 13 (m <sup>3</sup> )	Raudi kanal K1 (m <sup>3</sup> )	Erinevus (m <sup>3</sup> )
Oktoober 17	1537168	1629997	92829
November 17	1708189	1768404	60215
Detsember 17	1707593	1838017	130424
Jaanuar 18	1553707	1625145	71438
Veebruar 18	766818	702545	-64273
Märts 18	651533	673363	21830
Aprill 18	844602	861152	16550
Mai 18	1026109	934849	-91260
Juuni 18	693673	632702	-60972
Juuli 18	516421	389507	-126914
August 18	438215	314017	-124198
<b>Kokku</b>	<b>11444028</b>	<b>11369697</b>	<b>-74331</b>

Selgitamaks välja, milline oleks olnud Nõmmejärve veevahetuse kiirus erineva koguse kaevandusvee suunamisel järve, võeti eelnevalt tulenevalt eelduseks, et kogu aasta jooksul lävendist K1 läbi voolanud vesi oli kaevandusvesi. Tulemused on tabelis 4.4.

Tabel 4.4. Nõmmejärve veevahetuse kiirus erinevate kaevandusvee koguste suunamisel järve uuringuperioodil valitsenud tingimuste ning järve veetasemete 45,7 m ü.m.p ja 46,0 m ü.m.p korral. Paksu kirjaga on tähistatud uuringuaastale vastav kaevandusvee kogus

Kaevandusvee kogus Raudi kanalis (m <sup>3</sup> )	Järve veevahetuse kordade arv aastas (vt 45,7)	Järve veevahetuse kordade arv aastas (vt 46,0)
20000000	97	85
19000000	93	82
18000000	89	78
17000000	85	75
16000000	81	72
15000000	77	68
14000000	73	65
13000000	69	61
<b>12000000</b>	<b>65</b>	<b>58</b>
11000000	62	54
10000000	58	51
9000000	54	47
8000000	50	44
7000000	46	41
6000000	42	37
5000000	38	34
4000000	34	30
3000000	30	27
2000000	26	23
1000000	22	20
0	19	16

Kõigi eelnevate veevahetuskiiruste stsenaariumite (kui mõni veebilansi komponent oleks olnud erinev) puhul on eelduseks Nõmmejärve veetase 45,7 m ü.m.p. või 46,0 m ü.m.p. juures. Kuna järvel ei ole väljavoolu regulaatorit, siis tegelikkuses oleks väiksemate sissevoolukoguste juures olnud madalam ka järve veetase ning väiksem veemaht, mistõttu selliste stsenaariumite realiseerumisel tegelikud veevahetuskiirused oleksid suuremad. Arvestades, et järve ökosüsteemile on veemahu vähenemisest tingitud kahju samuti suur, siis järve veevahetuskiiruse suurenemine järve veetaseme alanemise tõttu ei oleks järve ökosüsteemile kasulik areng. Seetõttu ei ole siin ka esitatud (hüpoteetilisi) veevahetuskiirusi, mis vastaksid uuringuperioodi minimaalsele või veelgi madalamale veetasemele.

Arvutustest selgub, et Nõmmejärve veevahetuse kiirus oleks uuringuperioodiga sarnaste ilmastikutingimustega aastatel arvestatava suurusega ka juhul, kui järve üldse kaevandusvett ei jõuaks (16-19 korda järve veetaseme vahemikus 45,7-46,0 m ü.m.p). Uuringuperioodi jooksul registreeriti Jõhvi meteoroloogiajaamas 579 mm sademeid. Riigi Ilmateenistuse andmetel on Jõhvi pikaajaline aasta keskmine sademete hulk 736 mm. Seega oli uuringuperiood keskmisest tunduvalt sademetevaesem ja leitud veevahetuskiirused kajastavad hüdroloogiliselt kuiva aasta seisuga. Keskmise või üle selle sademeterohkusega aastal oleks järve veevahetus ka ilma kaevandusveeta olnud uuringuperioodil leitud suurem.

Kuude lõikes erines kaevandusvee osakaal kõigist Nõmmejärve veeallikatest aga märkimisväärselt (Tabel 4.5), ulatudes mõningatel kuudel enam kui 90%-ni. Seega kaevandusvee sissevoolu lõppemisel võib kuivematel perioodidel vee sissevool Nõmmejärve kahaneda väga väikeseks.

Tabel 4.5. Kaevandusvee osakaal (%) kõigist Nõmmejärve veeallikatest

Sept	Okt	Nov	Dets	Jaan	Veebr	Märts	Apr	Mai	Juuni	Juuli	Aug	Sept
54	65	72	71	71	70	91	62	78	92	79	90	79

#### 4.2.2 Filtratsioon

Minipiesomeetriaga teostatud mõõtmiste ajal 27.06.2017 oli järve veetaseme kõrgus 45,66 m ü.m.p. Mõõtmiste tulemused näitasid, et enamikes mõõtepunktides erines veetase minipiesomeetri voolikus järve veetasemega võrreldes väga vähe ehk veevahetus järve ja põhjavee vahel oli väga väike või paiknes mõõtepunktis sedavõrd püdel sete, et mõõtmist polnud võimalik läbi viia. Märkimisväärsmaid erinevusi registreeriti kolmes mõõtepunktis. Ühes neist (nr. 429) oli veetase põhjasettes järve veetasemest madalam ning kahes punktis enam kui 3 cm kõrgem (vastavalt nr. 427 - 3,5 cm ja nr. 439 - 5 cm).

Filtratsioonimõõtmiste ajal 26.09.2017 oli järve veetaseme kõrgus 45,71 m ü.m.p. ehk piesomeetrimõõtmistega võrreldav. Filtratsioonimõõtmised näitasid, et punktis nr. 429 toimus vee imbumine järvest põhjavette keskmise kiirusega 0,16 cm/päevas. Punktides nr. 427 ja 439 toimus vee imbumine põhjaveest järve keskmise kiirusega vastavalt 0,24 ja 0,23 cm/päevas. Tegemist on väga madalate filtratsioonikiirustega. Näiteks Kurtna Martiska järves on mõõdetud põhjavee väljavoolu üle 2 cm päevas ning sissevoolu üle 7 cm päevas. Teistkordsel filtratsioonimõõtmisel 14.06.2018 oli järve veetase madalam 45,57 m ü.m.p. Filtratsiooni kiirused kõigis kolmes mõõtmispunktis olid veelgi madalamad, jäädes kõigis mõõtmispunktides alla 0,1 cm/päevas.

Seega selgus, et põhjavee läbivoolu suund järves on analoogiline pinnavee läbivoolu suunale ehk kirdesse. Läbi viidud mõõtmised näitasid järve kaldalähedases tsoonis nõrka põhjavee sisse- ja väljavoolu. Samas veebilansi arvutused näitasid, et hajus äravool valglalt, mis tõenäoliselt jõuab järve läbi põhjavee, mitte pindmise äravooluna, moodustas järve aastasest sissevoolust kuni 9%. Hajus väljavool ehk infiltreerumine põhjavette moodustas aga kuni 3% kogu järvest aasta jooksul väljunud veest. Seega toimub järve peamine põhjaveevahetus (eelkõige sissevool) uuringu filtratsioonimõõtmiste asukohtadest sügavamal ja võimalik, et peamiselt fookuseeritult põhjaallikate kaudu. Põhjaallikate olemasolu järves 1954. aastal on kirjeldanud A. Mäemets (1968). See oli küll enne kaevandusvee ja suurte heljumikoguste järve suunamise algust, kuid käesoleva uuringu käigus saadud tulemused viitavad sellele, et järve põhjaallikad ei pruugi olla heljumit täis settinud ning toimivad jätkuvalt edasi.

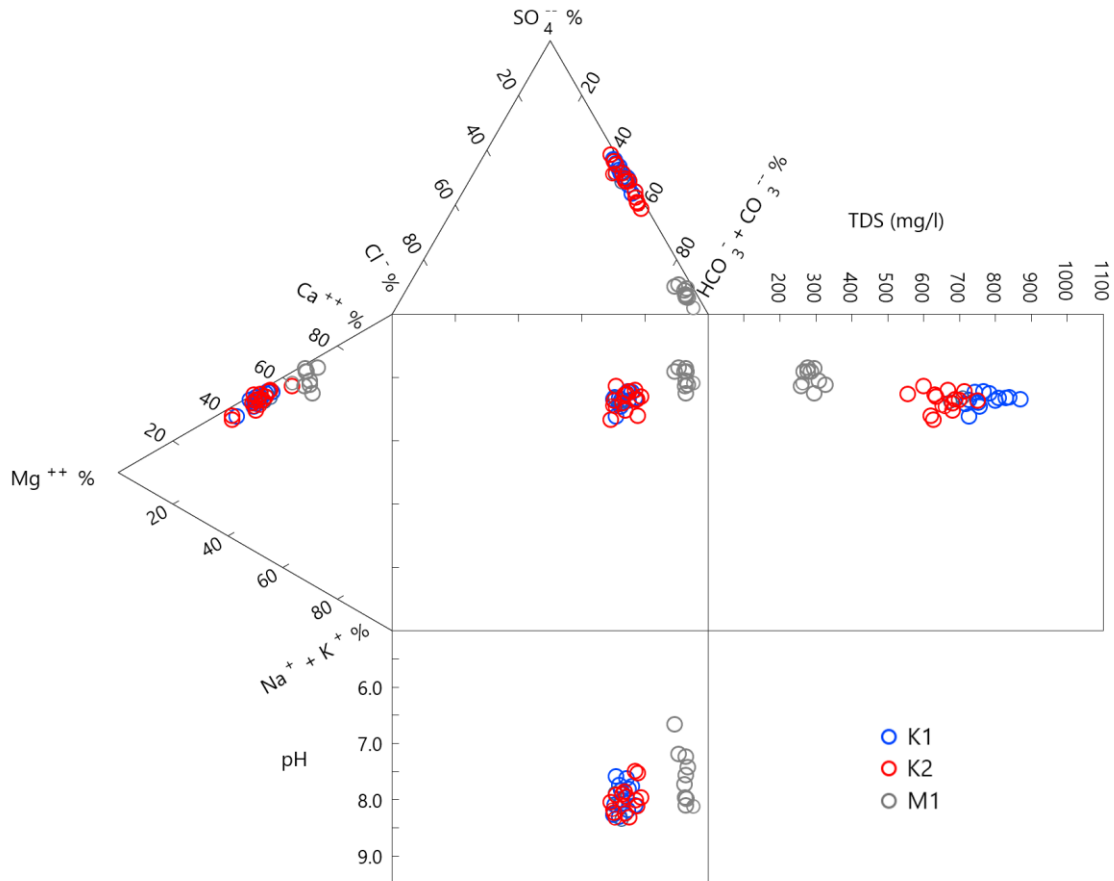
## 4.3 Hüdrokeemiline bilanss

### 4.3.1 Üldine hüdrokeemiline iseloomustus

Uuringuperioodi (27.06.2017-25.09.2018) vältel võeti seirepunktidest K1 (n=15), K2 (n=15) ja M1 (n=10) ühtekokku 40 veeproovi. Seirepunktidest K1 ja K2 võeti proove igakuiselt ja M1-st vastavalt hüdroloogilistele tingimustele. Nõmmejärve peamises sissevoolus ehk seirepunktis K1 oli vesi 2017/2018 sügis-talvisel kõrgveeperioodil valdavalt Ca-HCO<sub>3</sub> tüüpi ja kevad-suvisel kesk- ja madalveeperioodil Mg-HCO<sub>3</sub> või Mg-SO<sub>4</sub> tüüpi (joonis 4.4 ja tabel 4.6). Nõmmejärve väljavoolus ehk seirepunktis K2 oli uuritud pinnavee tüüp samuti valdavalt Ca-HCO<sub>3</sub> tüüpi või Mg-HCO<sub>3</sub> ja Mg-SO<sub>4</sub> tüüpi (joonis 4.4 ja tabel 4.6), kuid võrreldes K1-ga ei olnud seal hüdroloogiliste oludega seoses samavõrd selget korrapära. Mg-HCO<sub>3</sub> ja Mg-SO<sub>4</sub> tüüpi mage pinnavesi ei ole tüüpilises Eesti looduslikus kontekstis sagedasti esinev. Esmalt viitab see rikkalikule Mg<sup>2+</sup> iooni allikale, milleks Eesti oludes on üldjuhul karbonaatne mineraal dolomiit (CaMg(CO<sub>3</sub>)) või magneesiumirikas kaltsiit (Ca,Mg(CO<sub>3</sub>)), teisalt, võiks see viidata antropogeensele/tehnogeensele mõjule uuritud vete hüdrokeemilisel geneesil. Teises Nõmmejärve sissevoolus ehk seirepunktis M1 oli uuritud vesi kõikidel proovikordadel Ca-HCO<sub>3</sub> tüüpi (joonis 4.4 ja tabel 4.6).

Tabel 4.6. Uuringuperioodi vältel seirepunktides K1, K2 ja M1 võetud veeproovide hüdrokeemiline tüüp.

Kuupäev	K1	K2	M1
	Veetüüp		
24.07.2017	Mg-SO <sub>4</sub>	Mg-SO <sub>4</sub>	-
29.08.2017	Mg-SO <sub>4</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>	-
26.09.2017	Ca-HCO <sub>3</sub>	Mg-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
31.10.2017	Ca-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
28.11.2017	Ca-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
19.12.2017	Ca-HCO <sub>3</sub>	Mg-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
23.01.2018	Ca-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
21.02.2018	Mg-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
28.03.2018	Mg-HCO <sub>3</sub>	Mg-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
24.04.2018	Mg-HCO <sub>3</sub>	Mg-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
22.05.2018	Mg-HCO <sub>3</sub>	Mg-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
28.06.2018	Mg-HCO <sub>3</sub>	Ca-SO <sub>4</sub>	-
26.07.2018	Mg-SO <sub>4</sub>	Mg-SO <sub>4</sub>	-
28.08.2018	Ca-HCO <sub>3</sub>	Mg-HCO <sub>3</sub>	Ca-HCO <sub>3</sub>
25.09.2018	Ca-HCO <sub>3</sub>	Mg-HCO <sub>3</sub>	-



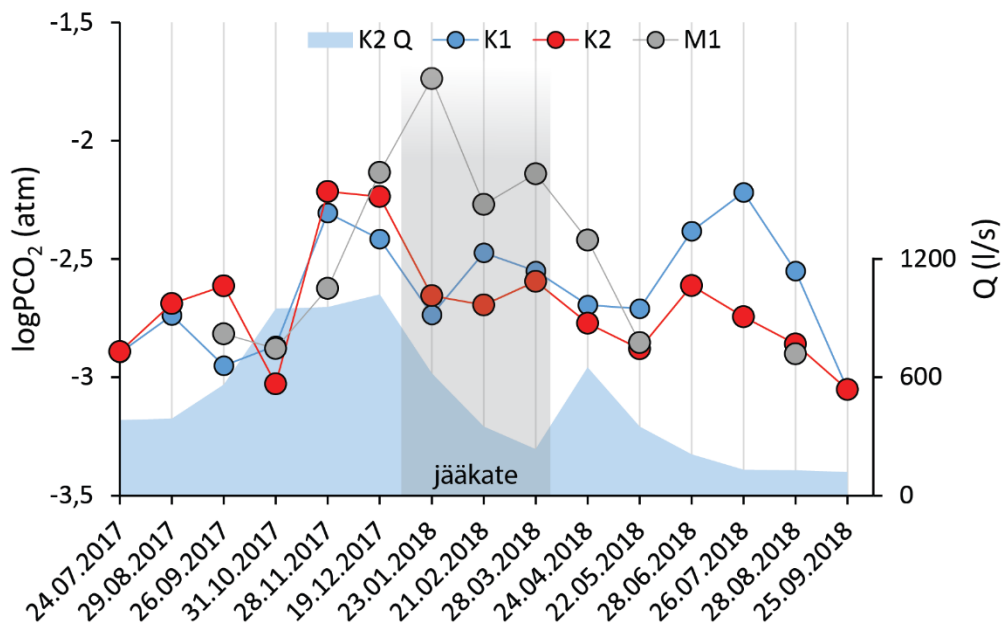
Joonis 4.4. Uuringuperioodi vältel seirepunktidest K1, K2 ja M1 võetud veeproovide olulisemate makrokomponentide osakaal, pH ja lahustunud tahkiste (TDS) sisaldus Durovi diagrammil.

Uuritud veed kujunevad CO<sub>2</sub> suhtes avatud süsteemi tingimustes. Kõigil proovikordadel oli uuritud vete CO<sub>2</sub> osarõhk kõrgem atmosfäärsest rõhust (atmosfäärne CO<sub>2</sub> osarõhk on umbes 10<sup>-3.5</sup> atm) (vt joonis 4.5 ja tabel 4.7). 2017. aasta sügis/talv perioodil suurenes vee CO<sub>2</sub> osarõhk seirepunktide K1 ja K2 vahel, seda eriti ajal, mil Nõmmejärv oli jääkatte all (jaanuar-märts). 2018. aasta kevad-suvel langes vee CO<sub>2</sub> osarõhk Nõmmejärve läbides degaseerumise ja fotosünteesi tõttu (Langmuir, 1997; Appelo ja Postma, 2005). Fotosünteesi käigus muundatakse vees olev CO<sub>2</sub> süsivesikuteks:



Kui kõrge või keskmise hüdroloogilise seisjuures oli seirepunkti M1 CO<sub>2</sub> osarõhk sarnane teiste seirepunktidega, siis talvisel madalvee perioodil ja jääkatte tingimustes oli see teiste seirepunktidega võrrelduna oluliselt kõrgem (joonis 4.5). CO<sub>2</sub> osarõhu tõus järve vees, eriti jääkatte perioodil, kaasneb orgaanilise materjali lagundamise ja respiratsiooniprotsessiga (Appelo ja Postma, 2005; Denfeld et al., 2016). Lihtsustatud kujul respiratsiooni kirjeldab järgmine reaktsioonivõrrand:





Joonis 4.5. CO<sub>2</sub> osarõhk seirepunktides K1, K2 ja M1 uuringuperioodil.

CO<sub>2</sub> osarõhk vees on tugevalt seotud vee pH-ga, mis kajastub statistiliselt läbi kõrge korrelatsioonikordaja ning ka visuaalselt peakomponentanalüüsi diagrammil (tabel 4.8 ja joonis 4.7). Uuringuperioodi vältel varieerus seirepunktide K1, K2 ja M1 vee pH vahemikus 6,67-8,5 (joonis 4.4 ja tabel 4.7). Eelmainitud vahemiku pH ekstreemväärtused on ühtlasi ka seirepunkti M1 ekstreemväärtusteks. M1 keskmine pH oli 7,74 ja pH variatiivsus kolme seirepunkti seas suurim ( $V_o=6\%$ ). Kui Mustjärve kraav saab oma vee suures osas soovalgalt (millest annab tunnistust ka vee humiinainete sisaldusest tingitud pruunikas värvus), on ilmselt muudatused kraavi valgalt Mustjärvest ülesvoolu toonud kaasa olulise muutuse vee mineralisatsioonis ja pH-s. Madalaim pH 6,67 mõõdeti seirepunktis M1 talvisel respiratsiooniperioodil, mil Mustjärve ja Nõmmejärve, ning nende vahelist kraavi kattis jää. Seirepunktide K1 ja K2 keskmine pH oli vastavalt 8,01 ja 8,03 ning min-max vahemikud vastavalt 7,6-8,36 ja 7,51-8,41. K1 ja K2 pH oli uuringuperioodi vältel M1-st stabiilsem (mõlemal juhul  $V_o=3\%$ ), samuti ei sõltunud pH statistiliselt olulisel määral hüdrooloogilistest tingimustest (vt tabel 4.8).

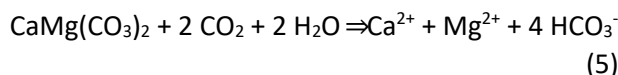
Seirepunkti K1 lahustunud tahkiste (TDS) keskmine kontsentratsioon oli kolme seirepunkti seas ootuspäraselt kõrgeim ( $\bar{x}=778$  mg/l). K1 TDS kontsentratsioon oli uuringuperioodi vältel suhteliselt stabiilne ( $V_o=6\%$ ), varieerudes vahemikus 680-880 mg/l (tabel 4.7). Eelmainitu tuleb välja ka peakomponentanalüüsi kaudu, kus K1 faktorskooride hajuvus on teiste seirepunktidega võrreldes oluliselt väiksem (joonis 4.7). K1 puhul on see seletatav Raudi kanali peamiseks toitekse oleva põhjaveelise päritoluga Estonia kaevanduse heitvee pigem stabiilse kvaliteediga. Hüdrooloogiliste tingimuste statistiline seos TDS kontsentratsiooniga on pigem nõrk (vt tabel 4.8), mis omakorda viitab Raudi kanali pigem põhjaveelise iseloomuga käitumise eripärale. Veerohkel perioodil, kui võiks eeldada TDS-i olulist langust loodusliku komponendi lahjendava mõju suurenemise tõttu, kompenseerib lahjenduse suurenenud pumpamismaht. Eelnevast tulenevalt on TDS põuaperioodil (2018. suvi) madalaim, kuna siis domineerib Raudi kanali äravoolus peamiselt nn looduslik komponent. Kõrgeimad TDS kontsentratsioonid on seevastu tuvastatud suviste keskmiste hüdrooloogiliste tingimuste juures, kus loodusliku komponendi suhteline osakaal väheneb (24.07.2017 ja 29.08.2017).

Nõmmejärve väljavoolu ehk seirepunkti K2 keskmine TDS kontsentratsioon ( $\bar{x}=667$  mg/l) oli madalam ja muutlikum ( $V_o=8\%$ ; min-max=566-759 mg/l) kui K1-s. Variatiivsema TDS-i dünaamika seletamiseks K2-s tuleb lisaks Raudi kanali (allogeenne toide) ja autogeense toite ning võimaliku põhjaveetoite mõjudele ja järves toimuvatele (bio)keemilistele protsessidele arvesse võtta ka Mustjärve kraavi (M1) mõju, mida on varasemates uuringutes alahinnatud või sootuks eiratud (Sagris, 1989; Heinsoo, 2014). Eelpool selgus, et Mustjärve kraavi panus Nõmmejärve veebilanssi on kohati suhteliselt oluline. Raudi kanali ja Mustjärve



kraavi vee segunemist Nõmmejärves ilmestab esmalt Nõmmejärve väljavoolu ehk seirepunkti K2 faktorskooride paiknemine K1 ja M1 klasterite vahel, kuid ka K2 faktorskooride suurem hajuvus peakomponentanalüüsi diagrammil (tabel 4.8 ja joonis 4.7). Seirepunkti M1 vee keskmine TDS kontsentratsioon ( $\bar{X}$ =299,95 mg/l) oli oluliselt madalam kui K1 ja K2 vastavad näitajad, teisalt oli M1 kontsentratsiooni variatiivsus ( $V_{\sigma}$ =8%; min-max=268-342 mg/l) võrreldav K1-ga.

Kõigi seirepunktide vee TDS koostise enim panustavateks ioonideks on  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  ja  $\text{Mg}^{2+}$  (tabel 4.6; 4.7 ja joonis 4.6). Seda näitavad ka kõrged korrelatsioonikordajad eelmainitud ioonide, TDS ja SEC vahel (tabel 4.8). Visuaalselt on eelmainitud parameetrite tugevat seotust ning klasterdumist näha ka peakomponentanalüüsi diagrammil (tabel 4.8 ja joonis 4.7). Tulenevalt nende ioonide arvukast esinemisest uuritud vetes, oli seirepunktide K1 ja K2 vesi väga kare ja seirepunkti M1 vesi nõrgalt kuni mõõdukalt kare (vt tabel 4.7). Esmalt käsitleme täpsemalt karbonaatsete mineraalidega seotud ioone  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  ja  $\text{Mg}^{2+}$  esinemist ja kontsentratsioone.  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  ja  $\text{Mg}^{2+}$ iooni kontsentratsioone uuritud vetes tingib Eestis kõikjal domineerivate karbonaatsete mineraalide kaltsiidi ja dolomiidi lahustumine valglal, mida kirjeldavad järgmised reaktsioonivõrrandid:



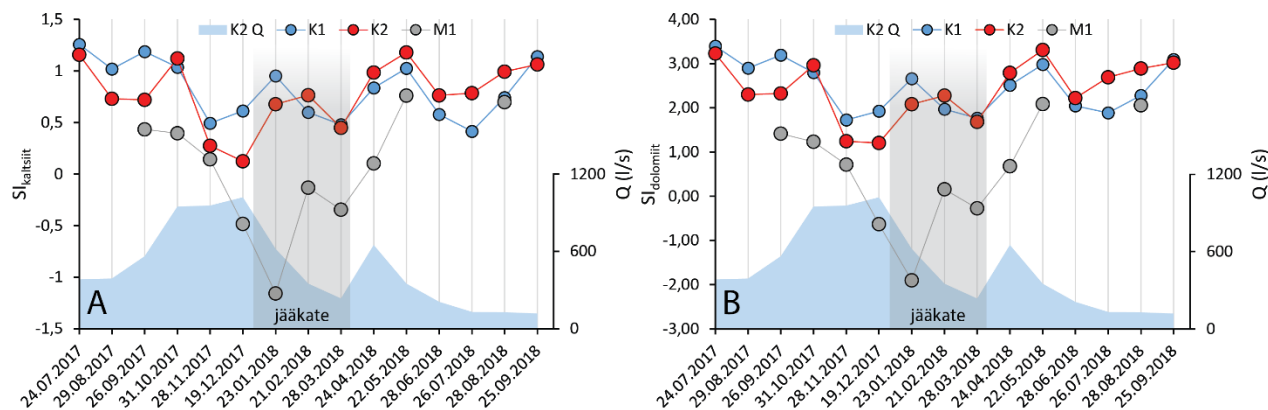
Tabel 4.7. Uuringuperioodi vältel seirepunktidest K1, K2 ja M1 kogutud veeproovide statistilised karakteristikud.

ID	Statistik	Q	Temp.	SEC	pH	ORP	DO	DO	Karb. karedus	$\text{Na}^+$	$\text{K}^+$	$\text{Mg}^{2+}$	$\text{Ca}^{2+}$	F	Cl <sup>-</sup>	$\text{NO}_3^-$	$\text{SO}_4^{2-}$	TDS	$\text{Si}_{\text{kalsiit}}$	$\text{Si}_{\text{dolomiit}}$	$\text{Si}_{\text{kips}}$	$\log P_{\text{CO}_2}$	Mg/Ca	
		(l/s)	(°C)	( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	mV	%	ppm	(mg/l $\text{CaCO}_3$ )	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(%)	(%)	(%)	atn	
<b>K1</b> n=15	$\bar{X}$	355	9.70	914	8.01	54	88	9.9	264	322	5.4	5.9	66.0	112.2	0.31	4.7	2.8	260.1	778	0.83	2.47	-1.29	-2.29	0.60
	$\sigma$	189	6.78	26	0.24	31	15	1.6	20	24	1.5	1.7	6.6	16.7	0.18	0.9	2.0	35.0	47	0.29	0.58	0.07	0.23	0.09
	$V_{\sigma}$	53%	70%	3%	3%	56%	17%	16%	7%	7%	27%	29%	10%	15%	59%	19%	71%	13%	6%	35%	24%	-5%	-10%	0.16
	min	112	0.02	878	7.60	0.2	62	8.5	232	283	2.6	0.7	52.9	78.2	0.00	1.7	0.2	210	680	0.42	1.73	-1.42	-2.95	0.48
	max	720	20.47	959	8.36	99	108	13.0	312	381	8.7	8.6	78.0	131.0	0.60	11.7	6.0	333	880	1.26	3.39	-1.18	-0.11	0.86
<b>K2</b> n=15	$\bar{X}$	462	11.91	793	8.03	81	92	9.5	235	287	5.2	5.6	57.4	95.6	0.41	4.8	2.9	211.3	667	0.78	2.40	-1.42	-2.70	0.61
	$\sigma$	292	8.60	72	0.26	36	21	1.1	28	35	2.3	1.3	10.2	16.9	0.24	3.2	2.0	35.8	54	0.32	0.67	0.09	0.22	0.15
	$V_{\sigma}$	63%	72%	9%	3%	44%	23%	12%	12%	44%	23%	18%	18%	18%	60%	68%	70%	17%	8%	42%	28%	-6%	-8%	0.25
	min	119	0.99	569	7.51	33	55	7.9	192	234	1.5	3.8	32.0	66.7	0.16	1.9	0.1	159	566	0.13	1.18	-1.60	-3.05	0.36
	max	1020	24.99	857	8.41	180	124	10.9	272	332	11.2	8.0	69.4	122.8	1.10	13.5	5.8	282	759	1.18	3.31	-1.29	-2.24	0.93
<b>M1</b> n=10	$\bar{X}$	93	10.20	352	7.74	97	65	6.8	168	206	4.2	1.8	16.0	56.9	0.31	3.5	1.6	11.2	300	0.04	0.55	-2.72	-2.48	0.28
	$\sigma$	98	8.64	23	0.45	55	26	1.6	13	16	2.9	0.3	1.5	5.8	0.24	0.6	0.7	3.5	23	0.59	1.26	0.23	0.40	0.03
	$V_{\sigma}$	106%	85%	7%	6%	56%	40%	24%	8%	8%	69%	15%	9%	10%	78%	18%	44%	31%	8%	1470%	229%	-8%	-16%	0.12
	min	1	0.21	330	6.67	34	34	4.8	148	180	1.2	1.5	13.0	46.7	0.07	1.9	0.1	3	268	-1.16	-1.90	-3.32	-2.90	0.23
	max	250	24.03	414	8.50	197	108	9.0	196	240	9.9	2.2	18.0	64.7	0.90	4.1	2.5	16	342	0.76	2.08	-2.50	-1.74	0.36



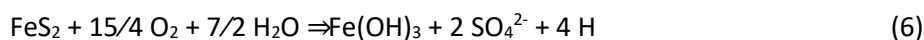


soodustavad kõrgemad veetemperatuurid ja aktiivne fotosüntees. Selle viitab ka peakomponentanalüüsi faktorskooride diagramm (joonis 4.7), kus sooja poolaasta veeproovide punktid on koondunud piirkonda, mis ühtib kõrgete küllastusindeksite ja pH näitajatega. Et saada paremat ülevaadet, tuleks eelnevalt arvutada seirepunktide K1 ja M1 vee segu omadused. Seirepunkti M1 vees esines üleküllastus kaltsiidi ja dolomiidi suhtes jäävabal ajal. Jääkate all oli respiratsioonist tingituna vee CO<sup>2</sup> osarõhk kõrgem, mis tingis ka madalama pH ning kaltsiidi suhtes alaküllastuse.



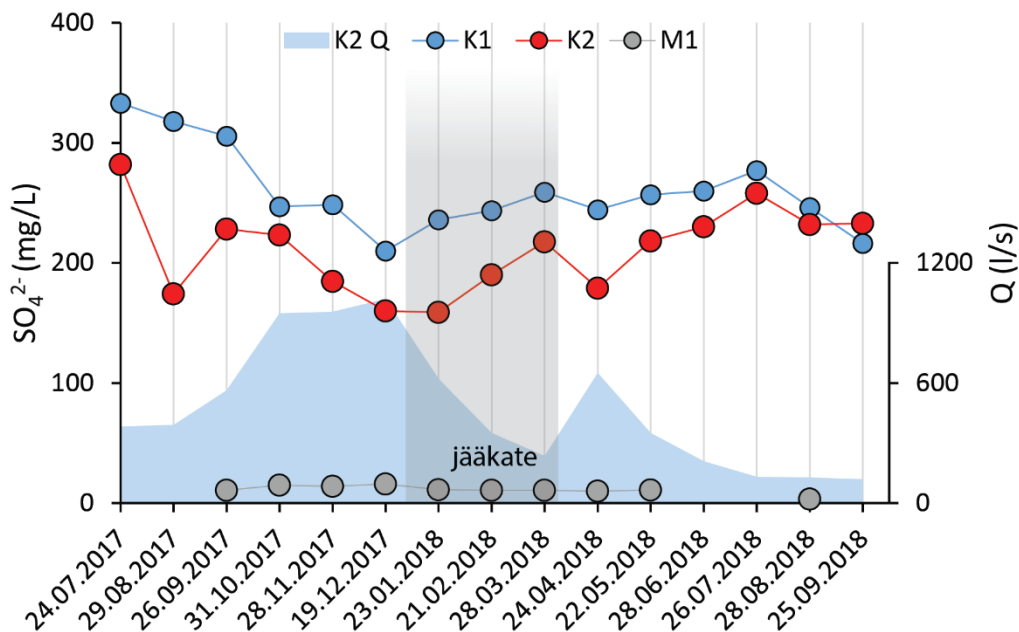
Joonis 4.8. Kaltsiidi (A) ja dolomiidi (B) küllastusindeksid seirepunktide K1, K2 ja M1 vees uuringuperioodi vältel.

Lisaks karbonaatsete mineraalide ionidele, oli seirepunktide K1 ja K2 vees ka kõrge SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> kontsentratsioon (joonis 4.6), mis tuleneb Estonia kaevanduse aeroobsetes tingimustes toimuvast püriidi (FeS<sub>2</sub>) oksüdatsioonist (Puura, 1999; Erg, 2005), mida Appelo ja Postma (2005) järgi kirjeldab järgmine reaktsioonivõrrand:



Nagu on näha eelnevast reaktsioonivõrrandist, põhjustab FeS<sub>2</sub> oksüdatsioon happelisust. See panustab kaevanduskeskkonnas veelgi karbonaatsete mineraalide lahustumisse, mis omakorda puhverdab heitvee pH suhteliselt kõrgeks (st nagu see on Raudi kanali vees). SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> tugev statistiline seos karbonaatkivimitega ilmneb ka peakomponentanalüüsi diagrammil, kus SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> klasterdub kokku karbonaatses tasakaalusüsteemi parameetrite, TDS ja SEC-ga (vt tabel 3 ja joonis 4).

Seirepunktis K1, mis on Nõmmejärve kontekstis kõige olulisemaks SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>iooni allikaks, oli keskmine kontsentratsioon uuringuperioodi vältel  $\bar{x}$ =260,1 mg/l ( $V_\sigma$ =13%; min-max=210-333 mg/l). Teises sissevoolus M1 olid vastavad näitajad oluliselt madalamad -  $\bar{x}$ =11,24 mg/l ( $V_\sigma$ =31%; min-max=3,3-16 mg/l). Nõmmejärve väljavoolus ehk seirepunktis K2 olid vastavad näitajad  $\bar{x}$ =211,3 mg/l ( $V_\sigma$ =17%; min-max=159-282 mg/l). Kui võrrelda omavahel Nõmmejärve peamise sisse- (K1) ja väljavoolu (K2) SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>ioonkontsentratsioone uuringuperioodi lõikes (joonis 4.9), jättes sealjuures arvestamata Mustjärve kraavi lahjenduse, võiks täheldada, et SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>iooni sissekande koormus on oluliselt kõrgem kui väljakanne. Täpse SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>iooni bilansi saamiseks on aga vaja arvutada seirepunktide K1 ja M1 vee segu.



Joonis 4.9.  $\text{SO}_4^{2-}$  ionkontsentratsioonid seirepunktide K1, K2 ja M1 vees uuringuperioodi vältel.

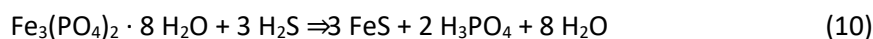
Käesoleva uuringu kontekstis on  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni dünaamika Nõmmejärve voolusüsteemis oluline, kuna selle kõrged kontsentratsioonid ja akumulatsioonid järve ökosüsteemis võivad kaasa tuua soovimatuid tagajärgi. Anaeroobsetes tingimustes kasutavad sulfaati redutseerivad bakterid (SRB)  $\text{SO}_4^{2-}$  elektronaktseptorina orgaanilise materjali oksüdeerimiseks, mille tagajärjeks on vee-elustikule mürgise divesiiniksulfiidi ( $\text{H}_2\text{S}$ ) teke (Wright 1999; Holmer ja Storkholm 2001). Langmuir (1997), Canfield (2001) ja Appelo ja Postma (2005) järgi kirjeldavad  $\text{SO}_4^{2-}$  redutseerumist järgmised lihtsustatud reaktsioonivõrrandid:



Sõltuvalt keskkonna pH-st ( $\text{pH} > \sim 5$ ) dissotseerub  $\text{H}_2\text{S}$  vesiniksulfiidiks ( $\text{HS}^-$ ) (Hershey et al. 1988), mida kirjeldab järgmine reaktsioonivõrrand:



Neutraalse pH juures ( $\text{pH} \sim 7$ ) on  $\text{H}_2\text{S}$  ja  $\text{HS}^-$  suhe lahuses umbkaudu võrdne (Langmuir, 1997). Lisaks toksilisele mõjule, võib  $\text{H}_2\text{S}$  reageerida settesse akumulatsioonid mineraali raudfosfaadi ehk vivianiidiga ( $\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2(\text{H}_2\text{O})_8$ ), misjärel moodustub antud tingimustes põhimõtteliselt lahustumatu raud(II)sulfiid ( $\text{FeS}$ ) ja fosforhape ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), mis edasisel dissotseerumisel annab divesiinifosfaadi ( $\text{H}_2\text{PO}_4$ ) ja vesinikfosfaadi ( $\text{HPO}_4$ ). See tähendab sisuliselt settesse akumulatsioonid fosfori mobiliseerumist poorivette ja sealt edasi veesambasse ning ökosüsteemi eutrofeerumist sulfaadi redutseerumise tulemusena. Eelmainitud reaktsiooni kirjeldab järgmine reaktsioonivõrrand (Gächter ja Müller, 2003):



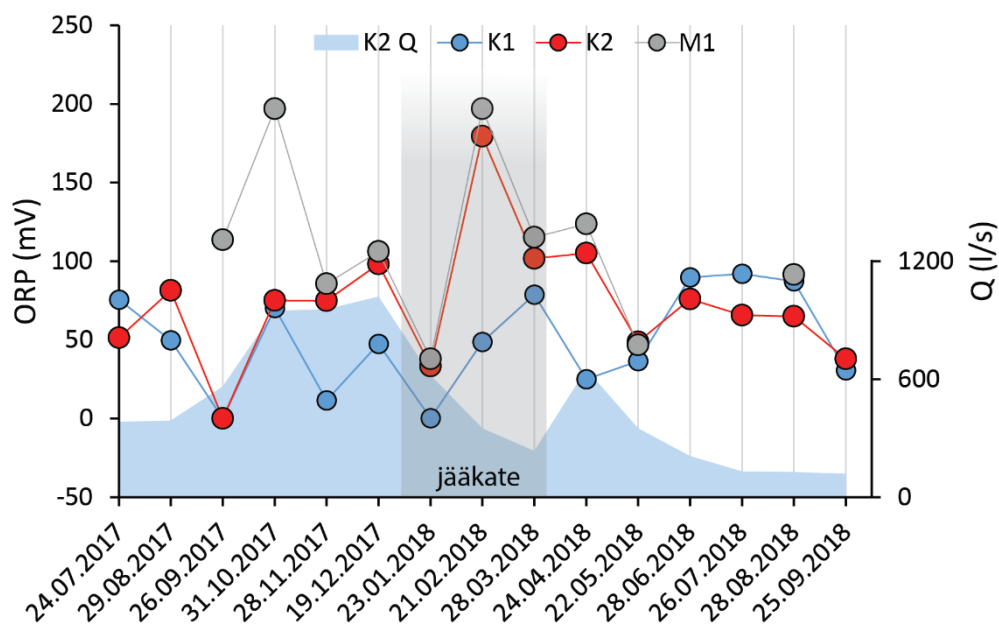
Et välistada teisi  $\text{SO}_4^{2-}$  settimise või akumulatsioonide viise, vaadeldi käesoleva uuringu raames ka vee küllastust kipsi ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$ ) mineraali suhtes. Kõigil proovikordadel oli seirepunktide K1, K2 ja M1 vesi kipsi suhtes tugevalt alaküllastunud (vt tabel 4.7), mistõttu võib  $\text{SO}_4^{2-}$  settimise kipsi näol Nõmmejärves pigem välistada.

$\text{SO}_4^{2-}$  redutseerumise eelduseks Nõmmejärves oleksid anaeroobsed tingimused ja piisav orgaanilise materjali olemasolu. Antud uuringu raames oli järve sisse- (K1 ja M1) ja väljavoolu (K2) vesi kõigil mõõdetud kordadel (vt tabel lisas) aereeritud ( $\text{DO}\%$  min-max=34-124%) (vt tabel 4.7). Madalaim



lahustunud hapniku kontsentratsioon (DO) (DO%=34%; DO=4,8 ppm) mõõdeti seirepunktis M1 21.02 ja 28.03.2018 - ajal, mil Nõmmejärv ja Mustjärv olid jääkatte all. Uuringuperioodi vältel oli madalaim DO% Nõmmejärves 21.02.2018, mil väljavoolus (K2) mõõdeti DO=55% (DO=7,9 ppm). 2018. aasta kevad/suvel esines kõigis kolmes seirepunktis ka kohatist üleküllastust. Sama aasta juunis ja juulis läbi viidud mõõtmiste ajal oli ka Nõmmejärve veesammas kogu ulatuses aereeritud.

Ka uuringuperioodi vältel seirepunktides K1, K2 ja M1 mõõdetud oksüdatsioon reduktsiooni potentsiaali (ORP) näitajad (vt tabel 4.7) viitasid üldjuhul oksüdeeriva keskkonna esinemisele Nõmmejärves. Nõmmejärve peamise sissevoolu (K1) oli keskmine ORP madalaim ( $\bar{X}$ =54 mV;  $V_{\sigma}$ =56%; min-max=0,2-99 mV). 2017. aasta sügisel (28.11.2017) ja 2018. aasta talvel (23.01.2018) võis K1 ORP olla ka üsna madal (vastavalt 11,6 ja 0,2 mV) (vt joonis 4.10). K1 ORP näitajad viitavad Raudi kanali vee põhjaveelisele päritolule. Teise sissevoolu (M1) ja Nõmmejärve väljavoolu (K2) olid ORP näitajad kõrgemad (vastavalt  $\bar{X}$ =97 mV;  $V_{\sigma}$ =56%; min-max=34-197 mV ja  $\bar{X}$ =81 mV;  $V_{\sigma}$ =44%; min-max=33-180 mV) ning viitasid kõigil proovikordadel oksüdeeriva keskkonna esinemisele järvevees.



Joonis 4.10. Uuringuperioodi vältel seirepunktides K1, K2 ja M1 mõõdetud ORP näitajad.

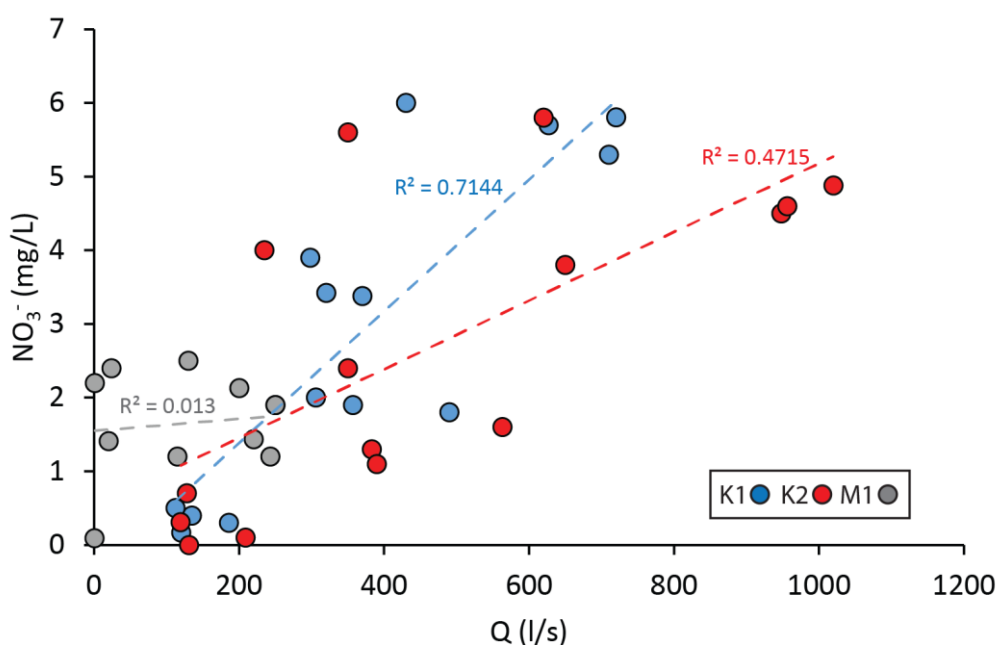
Olgugi, et järve veesammas on kõigil mõõtmistel olnud aereeritud, võis järve sette sondeerimisel tunda  $H_2S$ -ile iseloomulikku lõhna, millest võis järeldada, et  $SO_4^{2-}$  redutseerumine siiski toimub (Miao et al., 2012). Viimast kinnitas ka vesiniksulfiidi (NS181) leidumine settekeskis 181. Samuti leidub Nõmmejärve põhjasette ülemises osas musta setet, mis on suure tõenäosusega raud(II)sulfiid ( $FeS$ ). Eelnev on tingitud sellest, et  $SO_4^{2-}$  redutseerumine toimub järve põhjasette ülemises osas, kus on alati anaeroobsed tingimused.  $SO_4^{2-}$  satub põhjasettesse poorivee koosseisus (Holmer ja Storkholm, 2001), mis tähendab, et redutseerumise protsessideahel võib seal toimuda olenemata veesamba aereeritusest. Eelkirjeldatud protsesside dünaamika täpseks jälgimiseks järve setetes tuleks aga läbi viia oluliselt detailsem uuring. Käesoleva uuringu raames on võimalik hinnata  $SO_4^{2-}$  redutseerumise toimumist kaudselt, ehk  $SO_4^{2-}$  koormuse bilansi kaudu, mis annab ülevaate protsessi mastaapidest.

Teiste makrokomponentide panus seirepunktides K1, K2 ja M1 TDS-i oli tagasihoidlikum (tabel 4.7 ja joonis 4.6). Teiste seas võib esile tuua  $K^+$  iooni, mille kontsentratsioon ja variatsiooni ulatus (tabel 4.7 ja joonis 4.6) seirepunktides K1 ja K2 (vastavalt  $\bar{X}$ =5,9 mg/l;  $V_{\sigma}$ =29%; min-max=0,7-8,6 mg/l ja  $\bar{X}$ =5,6 mg/l;  $V_{\sigma}$ =23%; min-max=3,8-8 mg/l) oli VEKA andmebaasi ja Perens et al. (2001) järgi üldjoones sarnane Estonia kaevanduse piirkonnas Ordoviitsiumi veekompleksi Keila-Kukruse veekihti avavate puurkaevude omaga.  $K^+$  ioon statistilist seost teiste domineerivate ionidega ilmetas peakomponentanalüüsi diagrammil (joonis 4.7)  $Mg^{2+}$  ja  $SO_4^{2-}$  iooniga klasterdumine, millest võib järeldada, et  $K^+$  iooni kontsentratsioon on



seotud sama lähtematerjali murenemisega. Seirepunkti M1 vees oli  $K^+$  iooni sisaldus teiste seirepunktidega võrreldes keskmiselt mõnevõrra madalam ( $\bar{X}=1,8$  mg/l;  $V_\sigma=15\%$ ; min-max=1,5-2,2 mg/l).

$NO_3^-$  iooni kontsentratsioonide keskmised olid uuringuperioodi vältel seirepunktide K1 ja K2 vees vastavalt  $\bar{X}=2,8$  mg/l ( $V_\sigma=71\%$ ; min-max=0,2-6 mg/l) ja  $\bar{X}=2,9$  mg/l ( $V_\sigma=70\%$ ; min-max=0,1-5,8 mg/l). Seirepunkti M1 vees oli  $NO_3^-$  iooni keskmine kontsentratsioon  $\bar{X}=1,6$  mg/l, sealjuures oluliselt väiksema variatsiooniga kui teistes seirepunktides ( $V_\sigma=44\%$ ; min-max=0,1-2,5 mg/l).  $NO_3^-$  ionkontsentratsiooni dünaamika seirepunktides K1 ja K2 oli statistiliselt seotud vooluhulgaga (joonis 4.11), mida ilmsetab ka  $NO_3^-$  klasterdumine vooluhulkadega (Q) peakomponentanalüüsi diagrammil (joonis 4.7). Seirepunkti M1 puhul ionkontsentratsiooni ja vooluhulkade vahel statistilist seost ei olnud (joonis 4.11). Eelnevast võib järeldada, et seirepunkti K1 puhul tuleneb seos kõrgema hüdrooloogilise seisuga kaasnevast põllumajandusliku hajukoormuse mõju suurenemisest läbi Estonia kaevandusse infiltreeruva pinnavee ja Raudi kanali valgla pindmise äravoolu komponendi. Reinsalu (1998) andmetel võib kaevanduse heitvee üldlammastiku koormust suurendada ka tõrkunud lõhkelaengute lahustumine. Seirepunkti K2 puhul oli seos pisut nõrgem (joonis 4.11), mis tuleneb tõenäoliselt asjaolust, et Raudi kanal on Nõmmejärve puhul oluline  $NO_3^-$  koormuse allikas, mida lahjendab segunemine pigem loodusliku  $NO_3^-$  režiimiga Mustjärve kraavi (M1) veega.



Joonis 4.11. Uuringuperioodi vältel seirepunktides K1, K2 ja M1 kogutud veeproovide  $NO_3^-$  ionkontsentratsiooni ja lävendites mõõdetud vooluhulkade (Q) suhe hajuvusdiagrammil.

$K^+$  ja  $NO_3^-$ iooniga samas suurusjärgus oli kõigi kolme seirepunkti vetes ka  $Na^+$  ja  $Cl^-$  iooni kontsentratsioon (tabel 4.7 ja joonis 4.6). Erg (2005) järgi jäävad käesoleva uuringu raames mõõdetud  $Na^+$  ja  $Cl^-$  kontsentratsioonid (vt tabel 4.7) Ida-Viru kaevanduspiirkonna Ordoviitsium veekompleksi keskmistesse kontsentratsioonivahemikkesse ( $Na^+$  min-max=2-14 mg/l ja  $Cl^-$  min-max=3-15 mg/l). Nende ionide päritolu on üldjuhul seotud silikaatsete kivimite murenemisega ning atmosfäärses sissekandega (vt tabel 2). Statistiliselt on  $Na^+$  ja  $Cl^-$  teiste makrokomponentide ja füüsikalise-keemiliste parameetritega pigem nõrgalt seotud, millest võib järeldada, et nende kontsentratsioonide dünaamika on uuritud vetes kõige arvukamalt esindatud ionidega võrreldes seotud teiste mõjuritega.

#### 4.3.2 Sissevoolude segunemine Nõmmejärves

Selleks, et saada Nõmmejärve hüdrokeemilisest bilansist võimalikult täpne ülevaade, on oluline arvestada sissevoolude (K1 ja M1) kumulatiivset mõju, kuna käesoleva uuringu käigus selgus, et Mustjärve kraavi

(M1) summaarne vooluhulk võib moodustada ligikaudu 19% Nõmmejärve vooluveetoidest (perioodil 14.09.2017-13.09.2018). Seda, et Nõmmejärve väljavoolu (K2) vesi on segu Raudi kanali (K1) ja Mustjärve kraavi (M1) veest, ilmestab hästi peakomponentanalüüsi diagramm (joonis 4.7), kus K2 faktorskoorid klasterduvad selgelt K1 ja M1 klastrite vahele, mis viitab vähemalt kahe lõppliikme segunemisele Nõmmejärves. Segunemisarvutustel täpsete tulemuste saavutamise teeb keeruliseks järves toimuvate keemiliste ja biokeemiliste protsesside mõju (mida ilmestab hästi ka erijuhtivuse (SEC) suur variatiivsus seirepunktis K2 – vt joonis 4.14), mida on äärmiselt keeruline prognoosida. Sellest tulenevalt tuleb leida võimalikult konservatiivsed indikaatorid, mida järves toimuvad keemilised protsessid suure tõenäosusega võimalikult vähe mõjutaksid.

Esmalt viidi *Geochemist Workbench 12* tarkvara abil läbi seirepunktide K1 ja M1 vete segunemisarvutused olulisemate makrokomponentide kontsentratsioonide tuletamiseks hüpoteetilises segus. Tarkvara kasutas segunemisarvutusteks järgmist valemit:

$$Q_{koond} \times C_{koond} = Q_{K1} \times C_{K1} + Q_{M1} \times C_{M1}, \quad (11)$$

kus  $Q_{koond}$  - koondvooluhulk (l/s),  $C_{koond}$  - koondkontsentratsioon (mg/l),  $Q_{K1}$  - K1 vooluhulk (l/s),  $C_{K1}$  - K1 kontsentratsioon (mg/l),  $Q_{M1}$  - M1 vooluhulk (l/s),  $C_{M1}$  - M1 kontsentratsioon (mg/l), ning lähteandmeid, mis on ära toodud tabelis 4. Segunemisarvutuste lähteandmetena kasutati kõiki makrokomponentide kontsentratsioone (vt tabel 4.9), välja arvatud Cl<sup>-</sup>, mille puhul oli seirepunktis K1 vees kolmel proovivõtukorral kontsentratsioon allpool määramispiiri. Lisaks viidi arvutused läbi ka temperatuuri, SEC, pH ja kaltsiidi küllastusindeksiga. Segunemismudelite kirjeldusvõime hindamiseks kasutati determinatsioonikordajat ( $R^2$ ) lävendiga  $\geq 0.7$  ja Nash-Sutcliffe'i efektiivsuse koefitsient (NSE) lävendiga  $> 0.5$  (Nash ja Sutcliffe, 1970).

Tabel 4.9. Nõmmejärve sissevoolude (K1 ja M1) segunemisarvutuste lähteandmed.

Kuupäev	ID	Q (l/s)	Temp. (°C)	SEC (µS/cm)	pH	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Na <sup>+</sup> (mg/l)	K <sup>+</sup> (mg/l)	Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	F <sup>-</sup> (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	SI <sub>kaltsiit</sub>
26.09.2017	K1_3	357	9,6	954	8,32	333	6,0	4,9	66,9	117,7	0,2	1,9	305,6	1,19
31.10.2017	K1_4	710	4,23	896	8,2	327	4,0	4,4	64,6	127,5	0,3	5,3	246,8	1,04
28.11.2017	K1_5	627	4,62	914	7,64	338	4,4	4,8	68,3	130,4	0,0	5,7	248,6	0,49
19.12.2017	K1_6	720	4,04	911	7,77	348	5,2	5,8	58,0	120,0	0,2	5,8	210	0,61
23.01.2018	K1_7	490	1,1	907	8,12	381	5,2	5,9	68,5	120,7	0,2	1,8	236	0,95
21.02.2018	K1_8	430	0,02	928	7,82	359	5,7	6,8	71,8	119,1	0,4	6,0	243,7	0,60
28.03.2018	K1_9	298	0,28	920	7,85	316	3,7	0,7	60,5	92,6	0,5	3,9	258,9	0,48
24.04.2018	K1_10	370	7,2	884	8,02	310	5,2	7,0	73,1	115,6	0,3	3,4	244,2	0,84
22.05.2018	K1_11	320	18,11	878	8,09	305	8,7	7,0	71,4	109,1	0,5	3,4	256,8	1,03
26.09.2017	M1_3	115	13,42	334	7,97	180	5,8	1,5	15,1	49,5	0,2	1,2	10,7	0,43
31.10.2017	M1_4	243	3,03	349	8	192	2,1	1,7	16,1	57,9	0,1	1,2	14,9	0,40
28.11.2017	M1_5	240	2,09	361	7,74	196	2,5	1,6	16,8	60,9	0,9	1,9	14	0,14
19.12.2017	M1_6	243	0,65	352	7,2	200	2,6	1,7	13,0	57,0	0,1	1,4	16	-0,48
24.01.2018	M1_7	112*	0,27	354	6,67	207	2,0	1,6	15,1	54,9	0,3	2,5	11,1	-1,16
21.02.2018	M1_8	40*	0,21	387	7,44	240	7,3	2,1	16,6	59,5	0,3	2,2	10,7	-0,13
28.03.2018	M1_9	20*	0,73	414	7,25	219	6,2	2,2	17,6	63,8	0,3	2,4	10,7	-0,34
24.04.2018	M1_10	152*	7,54	334	7,58	207	1,2	1,5	18,0	64,7	0,4	2,1	10,01	0,11
22.05.2018	M1_11	43*	20,58	352	8,11	207	9,9	2,1	15,1	53,6	0,4	1,4	11,02	0,76

\* Seirepunkti M1 vooluhulgad, mis on tuletatud ja/või täpsustatud seirelävendi veetaseme pidev mõõtmiste kaudu

Segunemisarvutuste tulemused on toodud tabelis 4.10 ja joonisel 4.12. Segunemisarvutustega saadud temperatuuri tulemused näitlikustavad hästi kasutatud lähenemise kitsaskohta – ootuspäraselt ilmneb, et lihtne nn „musta kasti“ mudel ei saa seletada järves toimuvat soojusvahetust. Seda tuleb arvesse võtta ka teiste füüsikalise-keemiliste parameetrite ja makrokomponentide puhul. Seevastu näitab temperatuur

vähekonservatiivse füüsikalise-keemilise parameetriga segunemisarvutustes suhteliselt head kirjeldusvõimet ( $R^2=0.98$  ja  $NSE=0.95$ ) (tabel 4.10 ja joonis 4.12). Kõigi sisendandmete seas näitasid pigem rahuldavat ja head kirjeldusvõimet pH,  $Na^+$ ,  $K^+$ ,  $F^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  ja  $Sl_{kaltsiid}$  (rasvases kirjas tabel 4.10). pH,  $F^-$ ,  $NO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  ja  $Sl_{kaltsiid}$  mudelite puhul paranes kirjeldusvõime oluliselt (punasega tabel 4.10 ja joonis 4.12) pärast olulisemate erindite eemaldamist.

*Tabel 4.10. Nõmmejärve väljavoolu (K2) mõõdetud makrokomponentide kontsentratsioonid ning füüsikalise-keemilised parameetrid ja sissevoolude (K1 ja M1) segunemisarvutuste tulemusena saadud kontsentratsioonid ja füüsikalise-keemilised parameetrid (K1M1). Segunemismudelite kirjeldusvõime hindamiseks on ära toodud  $R^2$  ja NSE. Rasvase kirjaga on märgitud makrokomponentide ja füüsikalise-keemiliste parameetrite segunemismudelite rahuldavat või head kirjeldusvõimet viitavad näitajad.*

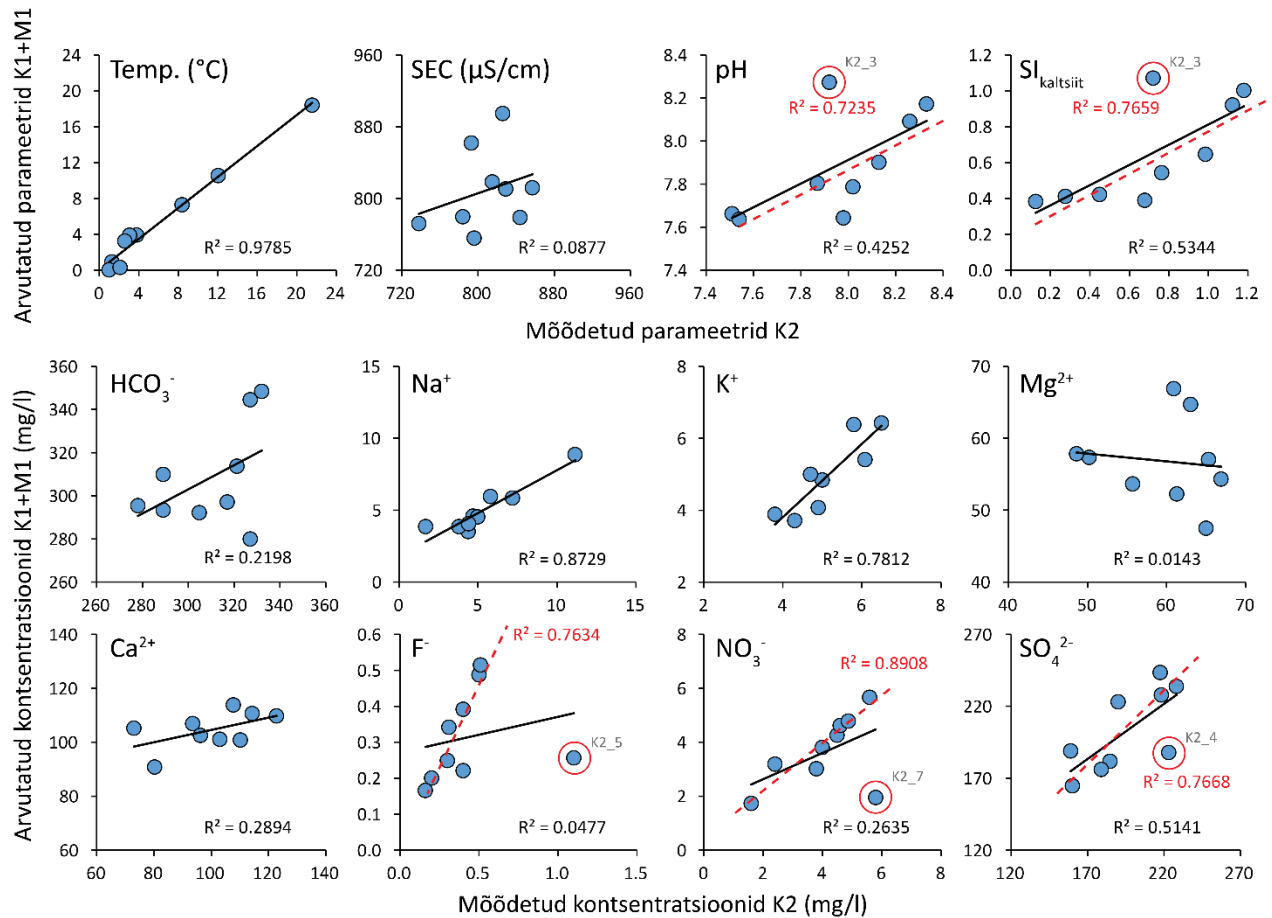
Kuupäev	ID	Q	Temp.	SEC	pH	$HCO_3^-$	$Na^+$	$K^+$	$Mg^{2+}$	$Ca^{2+}$	$F^-$	$NO_3^-$	$SO_4^{2-}$	$Sl_{kaltsiid}$
		(l/s)	(°C)	( $\mu S/cm$ )		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	
26.09.2017	K2_3	563	12,04	815	7,92	278	5,8	4,9	66,9	103,0	0,2	1,6	228,2	0,72
31.10.2017	K2_4	948	3,78	844	8,33	305	4,4	4,3	61,3	122,8	0,3	4,5	223,2	1,12
28.11.2017	K2_5	956	3,07	784	7,51	317	3,8	3,8	55,7	114,3	1,1	4,6	184,7	0,28
19.12.2017	K2_6	1020	2,59	796	7,54	321	4,7	5,0	65,0	73,0	0,2	4,9	160	0,13
23.01.2018	K2_7	620	1,28	829	7,98	327	5,0	4,7	50,2	93,5	0,4	5,8	158,9	0,68
21.02.2018	K2_8	350	0,99	826	8,02	332	7,2	5,8	60,9	107,7	0,4	5,6	190	0,76
28.03.2018	K2_9	235	2,12	857	7,87	289	1,7	-	48,6	80,2	0,5	4,0	217,6	0,45
24.04.2018	K2_10	560	8,39	738	8,13	327	4,4	6,1	65,3	110,2	0,3	3,8	178,9	0,99
22.05.2018	K2_11	350	21,55	793	8,26	289	11,2	6,5	63,1	96,2	0,5	2,4	218,3	1,18
26.09.2017	K1M1_3	472	10,53	818	8,27	295	6,0	4,1	54,3	101,1	0,2	1,7	233,7	1,07
31.10.2017	K1M1_4	953	3,92	779	8,17	292	3,5	3,7	52,2	109,7	0,2	4,3	187,7	0,92
28.11.2017	K1M1_5	867	3,90	780	7,66	297	3,9	3,9	53,6	110,6	0,3	4,6	181,7	0,41
19.12.2017	K1M1_6	963	3,25	756	7,64	314	4,6	4,8	47,5	105,2	0,2	4,8	164,6	0,38
24.01.2018	K1M1_7	602	0,93	811	7,64	345	4,5	5,0	57,3	106,9	0,2	1,9	188,8	0,39
21.02.2018	K1M1_8	470	0,04	895	7,79	348	5,8	6,4	66,9	113,8	0,4	5,7	223	0,54
28.03.2018	K1M1_9	318	0,31	812	7,80	310	3,9	0,8	57,8	90,8	0,5	3,8	243,3	0,42
24.04.2018	K1M1_10	522	7,30	772	7,90	280	4,1	5,4	57,0	100,8	0,3	3,0	176	0,65
22.05.2018	K1M1_11	363	18,40	862	8,09	293	8,9	6,4	64,7	102,5	0,5	3,2	227,7	1,00
$R^2$			<b>0,98</b>	0,09	0,43	0,22	<b>0,87</b>	<b>0,78</b>	0,01	0,29	0,05	0,24	0,51	0,53
NSE			<b>0,95</b>	-0,79	0,33	-0,31	<b>0,77</b>	<b>0,92</b>	-1,23	0,19	-0,21	-0,05	0,31	0,51
$R^{2*}$					<b>0,72</b>						<b>0,76</b>	<b>0,89</b>	<b>0,77</b>	<b>0,77</b>
NSE*					<b>1,00</b>						<b>0,85</b>	<b>0,95</b>	<b>0,93</b>	<b>0,74</b>

\*  $R^2$  ja NSE pärast oluliste erindite eemaldamist segunemismudelid

Ootuspäraselt näitavad nõrgemat kirjeldusvõimet (tabel 4.10 ja joonis 4.12) nende füüsikalise-keemiliste parameetrite (SEC) ja makrokomponentide ( $HCO_3^-$ ,  $Ca^{2+}$  ja  $Mg^{2+}$ ) segunemismudelid, mille puhul võis eeldada, et Nõmmejärves toimuvad (bio)keemilised protsessid neile mõju avaldavad. Teisalt teeb ettevaatlikuks pH ja  $Sl_{kaltsiid}$  segunemismudelite hea kirjeldusvõime (tabel 4.10 ja joonis 4.12), mis on eelpoolnimetatud makrokomponentide ja füüsikalise-keemiliste parameetritega lähedalt seotud. Arvestama peab ka sellega, et vete segunemine ei toimu järves homogeenselt, kuna Mustjärve kraav (M1) suubub järve selle põhjapoolses kolmandikus (joonis 3.1). Ortofotolt võib näha, et huumaineid sisaldav Mustjärve kraavi vesi voolab Nõmmejärve suubudes selle väljavoolu (K2) suunas, millest võib järeldada, et olulisem segunemine toimub peamiselt Mustjärve kraavi suudme ja Nõmmejärve väljavoolu vahelises osas.

Segunemisarvutuste tulemuste põhjal võib veenduda, et seirepunktide K1 ja M1 vete segunemine, mis sai kinnitust ka peakomponentanalüüsi tulemusena (joonis 4.7), on Raudi kanali (K1) koormuse järel teine oluline Nõmmejärve väljavoolu ehk seirepunkti K2 (mis käesolevas uuringus esindab ka Nõmmejärve veekvaliteeti üldiselt) veekvaliteedi mõjutaja. Head kirjeldusvõimet näidanud segunemisarvutuste mudelid (rasvaselt tabel 4.10 ja joonis 4.12) kirjeldavad umbkaudu 76-98% (jättes välja pH ja  $Sl_{kaltsiid}$ )

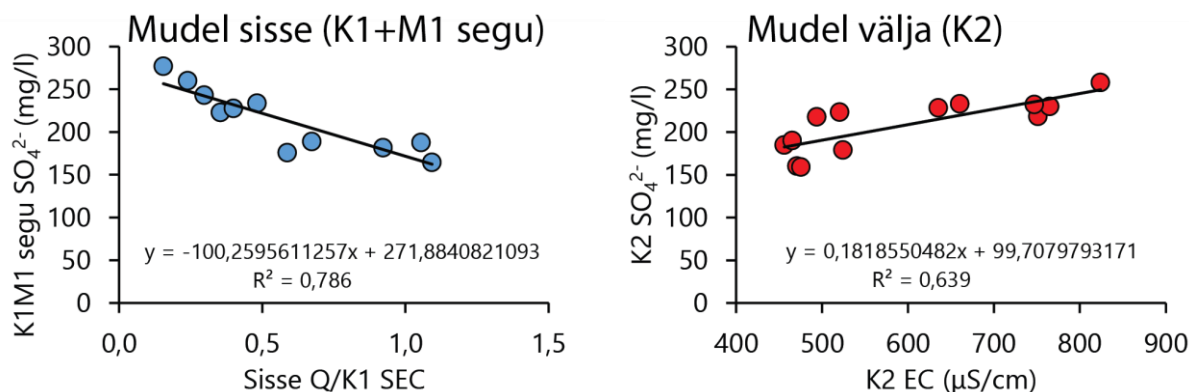
seirepunkti K2 vee vastavate parameetrite variatiivsusest. Mustjärve kraavi (M1) veel on Raudi kanali (K1) veele lahjendav mõju, mis pelgalt seirepunktide K1 ja K2 makrokomponentide kontsentratsioonide omavahelisel võrdlemisel jätab ülevõimendatud mulje järves aset leidvast akumulatsioonist.



Joonis 4.12. Seirepunktide K1 ja M1 vete segunemisarvutuste tulemused võrrelduna mõõdetud makrokomponentide kontsentratsioonide ja füüsikalise-keemiliste parameetritega seirepunktis K2. Punasega on märgitud olulisemad erindid ning nende eemaldamise järel saavutatud determinatsioonikordaja ( $R^2$ ).

### 4.3.3 Sulfaatiiooni koormusarvutused

Käesoleva uuringu raames on olulisem rõhuasetus just SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> iooni kontsentratsiooni, koormuse ja selle dünaamika kirjeldamisel Nõmmejärves, kasutades selleks pidevalt seirepunktides K1 ja K2 logitud SEC-d ja vooluhulki (Q) (joonis 4.13A ja B). Esmalt koostati regressioonimudelid (joonis 4.13 ja tabel 4.11) SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> iooni kontsentratsiooni arvutamiseks seirepunktide K1 ja M1 vete segus ning seirepunkti K2 vees. Parimad tulemused saavutati kui K1+M1 segu mudeli puhul (joonis 4.13) kasutati sõltumatu muutujana K1+M1 koondvooluhulga ja K1 SEC jagatist. K2 mudeli puhul kasutati sõltumatu muutujana K2 absoluutset elektrijuhtivust (EC). Kontsentratsiooniarvutuste mudelid (joonis 4.13) kirjeldava K1+M1 segu puhul umbkaudu 79% mõõdetud SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> iooni kontsentratsioonidest, K2 puhul on kirjeldusvõime umbes 64%, mida võib pidada rahuldavaks. Kontsentratsiooniarvutused, mille lähteandmed toodud tabelis 4.11, viidi läbi 30 min sammuga perioodile 26.09.2017-25.09.2018. Kontsentratsiooniarvutuste tulemused on ära toodud joonisel 4.14D. Mõõdetud ja modelleeritud SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> iooni keskmine kontsentratsioon ja standardhälve ei erine olulisel määral (tabel 4.11).



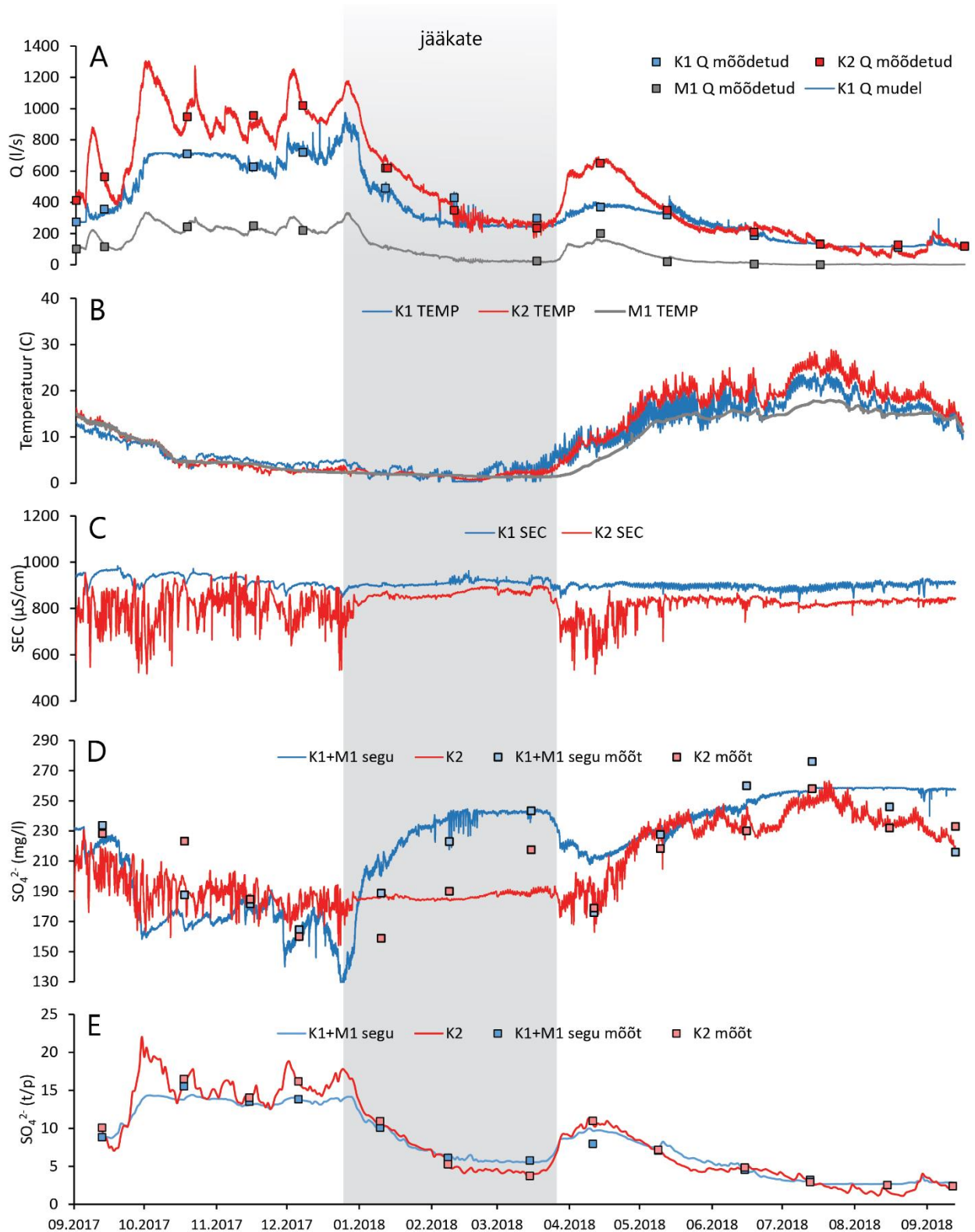
Joonis 4.13. Regressioonimudelid Nõmmejärve sissevoolude (K1+M1)  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni koondkoormuse ja väljavoolu (K2)  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni koormuse bilansi arvutamiseks.

Tabel 4.11. Nõmmejärve sissevoolude (K1+M1)  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni koondkoormuse ja väljavoolu (K2)  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni koormuse bilansi arvutamiseks kasutatud lähteandmed ja kalibreerimistulemused.

Kuupäev	Mudel sisse (K1+M1 segu)					Mudel välja (K2)			
	Q (l/s)	K1 SEC	Q/K1 SEC	Mõõdetud $\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	Mudel $\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	Q (l/s)	K2 EC*	Mõõdetud $\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	Mudel $\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)
26.09.2017	472	964	0,49	233,7	222,8	563	635	228,2	215,3
31.10.2017	953	911	1,05	187,7	167,0	948	521	223,2	194,4
28.11.2017	867	914	0,95	181,7	176,8	956	456	184,7	182,6
19.12.2017	963	908	1,06	164,6	165,5	1020	471	160	185,3
23.01.2018	602	903	0,67	188,8	205,1	620	476	158,9	186,2
21.02.2018	470	915	0,51	223	220,4	350	465	190	184,3
28.03.2018	318	923	0,34	243,3	237,3	235	494	217,6	189,5
24.04.2018	522	895	0,58	176	213,4	650	524	178,9	195,1
22.05.2018	363	902	0,40	227,7	231,5	350	751	218,3	236,3
28.06.2018	213	889	0,24	260	247,9	209	765	230	238,8
26.07.2018	137	886	0,15	276,9	256,4	131	824	258	249,6
28.08.2018	121	917	0,13	246,1	258,7	128	744	232,1	235,0
25.09.2018	131	912	0,14	216,4	257,5	119	635	232,9	215,2
$\bar{X}$	472	911	1	217	220	483	597	209	208
$\sigma$	303	20	0	35	33	334	135	31	24
$V_{\sigma}$	64%	2%	64%	16%	15%	69%	23%	15%	12%
$R^2$					0,706				0,627
NSE					0,68				0,627

Pooletunnised koormusarvutused summeeriti päevasele sammule ja on ära toodud joonisel 4.14E.  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni koormuse mudeli arvutuse tulemusena selgus (joonis 4.14E ja tabel 4.12), et ajavahemikul 26.09.2017-25.09.2018 voolas Nõmmejärve umbkaudu 2930 t lahustunud  $\text{SO}_4^{2-}$  (K1+M1 segu). Samal perioodil voolas järvest välja (K2) umbkaudu 3043 t  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni, mis on umbkaudu 114 t ehk 4% rohkem kui sissevoolukoormus. Võrdluseks viidi koormusarvutused läbi ka diskreetsete mõõtmistulemuste põhjal (tabel 4.11). Diskreetsete mõõtmistulemuste põhjal tehtud arvutuste kohaselt voolas ajavahemikul 26.09.2017-26.07.2018 Nõmmejärve umbkaudu 2727 t (K1+M1) ja järvest välja 2860 t, mida on 134 t ehk 5% rohkem kui sissevoolukoormus. Sissevoolu (K1+M1)  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni koormus on suurem kõrgveeperioodidel, samal ajal on vee kontsentratsioonid madalamad (suurem lahendus). Seevastu madalveeperioodil Mustjärve kraavi (M1) mõju väheneb ja domineerima pääsevad kõrgemad Raudi kanali (K1)  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni kontsentratsioonid. Mõlemal juhul võib saadud vahe tuleneda nii mõõtmis- kui arvutusveast, kuid ka akumulunud  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni põhjasettest pooriveega väljaleostumisel.

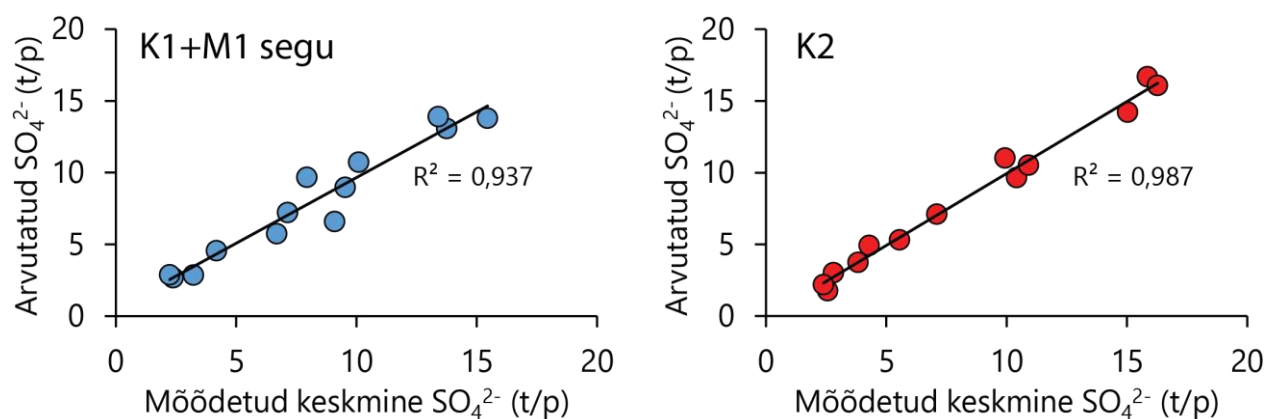




Joonis 4.14. Seirepunktide K1, K2 ja M1 vooluhulga (A), temperatuuri (B) ja erielektrijuhtivuse (C) poole tunnise intervalliga hüdrograafid perioodil 14.09.2017-25.09.2018.  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni kontsentratsiooniarvutuste tulemused poole tunnise intervalliga (D) perioodil 14.09.2017-25.09.2018 ja  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni päevasete koormusarvutuste tulemused (E) ajavahemikul 26.09.2017-25.09.2018. X-telje skaalal tähistab ühik iga kuu 14. päeva.

Tabel 4.12. Diskreetsete mõõtmistulemuste (integreeritud) ja mudelarvutuste põhjal (päevase sammuga) leitud  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni koormused perioodil 26.09.2017-26.07.2018.

Kuupäev	$\text{SO}_4^{2-}$ sisse								$\text{SO}_4^{2-}$ välja			
	K1				M1				K2			
	Q (l/s)	$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	Sammu keskmine $\text{SO}_4^{2-}$ (t)	Koormus $\text{SO}_4^{2-}$ (t)	Q (l/s)	$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	Sammu keskmine $\text{SO}_4^{2-}$ (t)	Koormus $\text{SO}_4^{2-}$ (t)	Q (l/s)	$\text{SO}_4^{2-}$ (mg/l)	Sammu keskmine $\text{SO}_4^{2-}$ (t)	Koormus $\text{SO}_4^{2-}$ (t)
26.09.2017	357	305,6	9,4	429,9	115	10,7	0,1	7,3	563	214,2	10,4	459,9
31.10.2017	710	246,8	15,1	400,5	243	14,9	0,3	8,4	948	193,6	15,9	432,5
28.11.2017	627	248,6	13,5	278,6	240	14	0,3	6,6	956	182,0	15,0	328,8
19.12.2017	720	210	13,1	403,5	243	16	0,3	7,8	1020	184,7	16,3	458,8
23.01.2018	490	236	10,0	276,2	112	11,1	0,1	2,1	620	185,6	9,9	224,7
21.02.2018	430	243,7	9,1	275,1	40	10,7	0,0	1,0	350	183,7	5,6	164,4
28.03.2018	298	258,9	6,7	195,4	20	10,7	0,0	2,0	235	188,9	3,8	199,1
24.04.2018	370	244,2	7,8	208,7	152	10,01	0,1	2,4	650	194,3	10,9	252,3
22.05.2018	320	256,8	7,1	208,6	43	11,02	0,0	2,0	350	235,0	7,1	210,8
28.06.2018	186	260	4,2	103,6	-	-	-	-	209	237,5	4,3	99,4
26.07.2018	135	276,9	3,2	92,5	-	-	-	-	131	248,1	2,8	88,7
28.08.2018	112	246,1	2,4	64,8	0,5	3,3	0,0	0,004	128	232,1	2,6	69,5
25.09.2018	120	216,4	2,2	-	-	-	-	-	119	232,9	2,4	-
Summa				2937,32				39,63	Summa			2988,91
Mõõdetud summa välja								2976,94	Mõõdetud summa välja			2988,91
Mudel summa sisse								2930,01	Mudel summa välja			3043,83

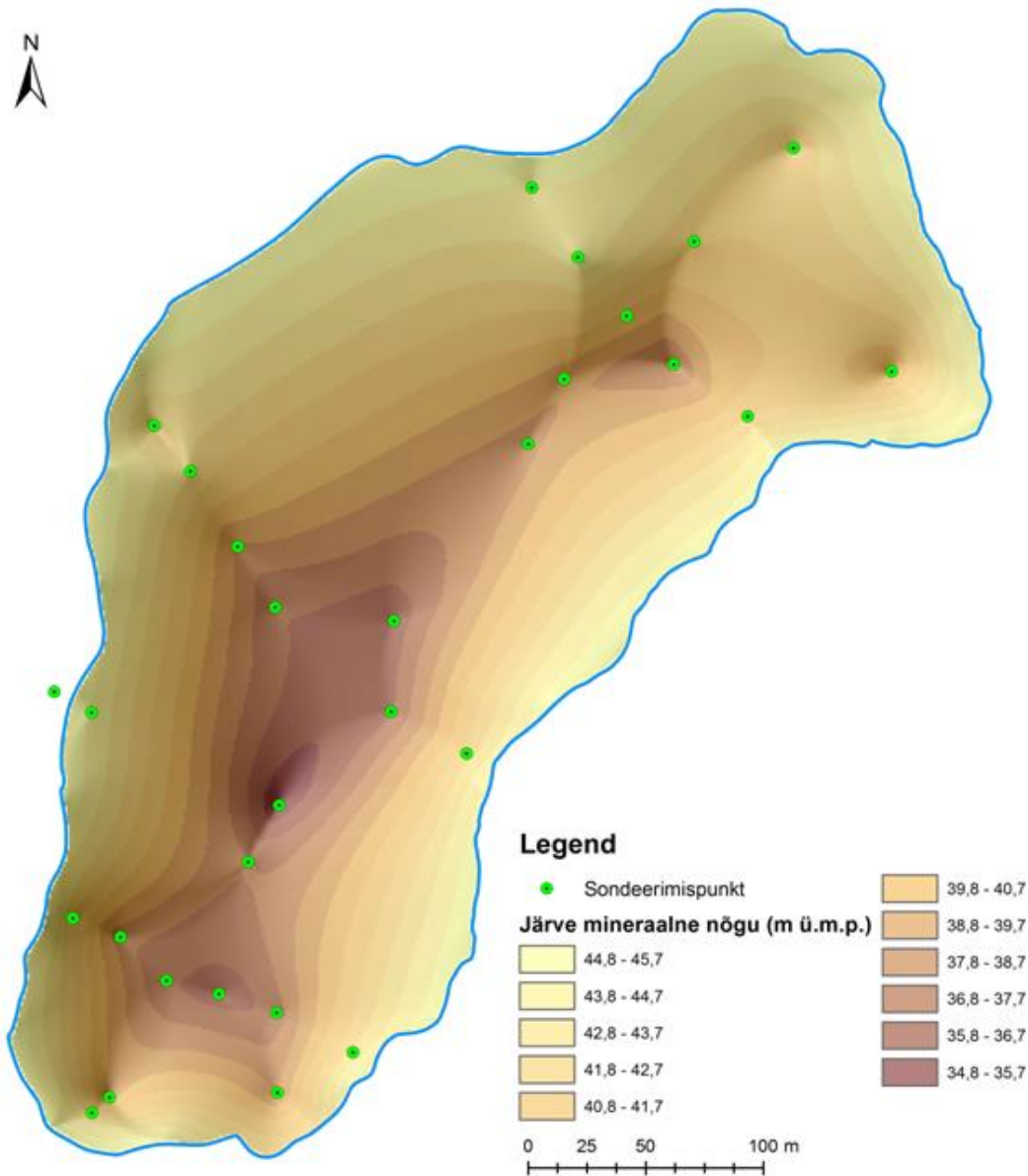

 Joonis 4.15. Mõõdetud  $\text{SO}_4^{2-}$  iooni kontsentratsioonide põhjal arvutatud päevaste koormuste võrdlus mudelarvutustega saadud koormustega hajuvusdiagrammil.



## 4.4 Järve mineraalse nõo ja sette uuringud

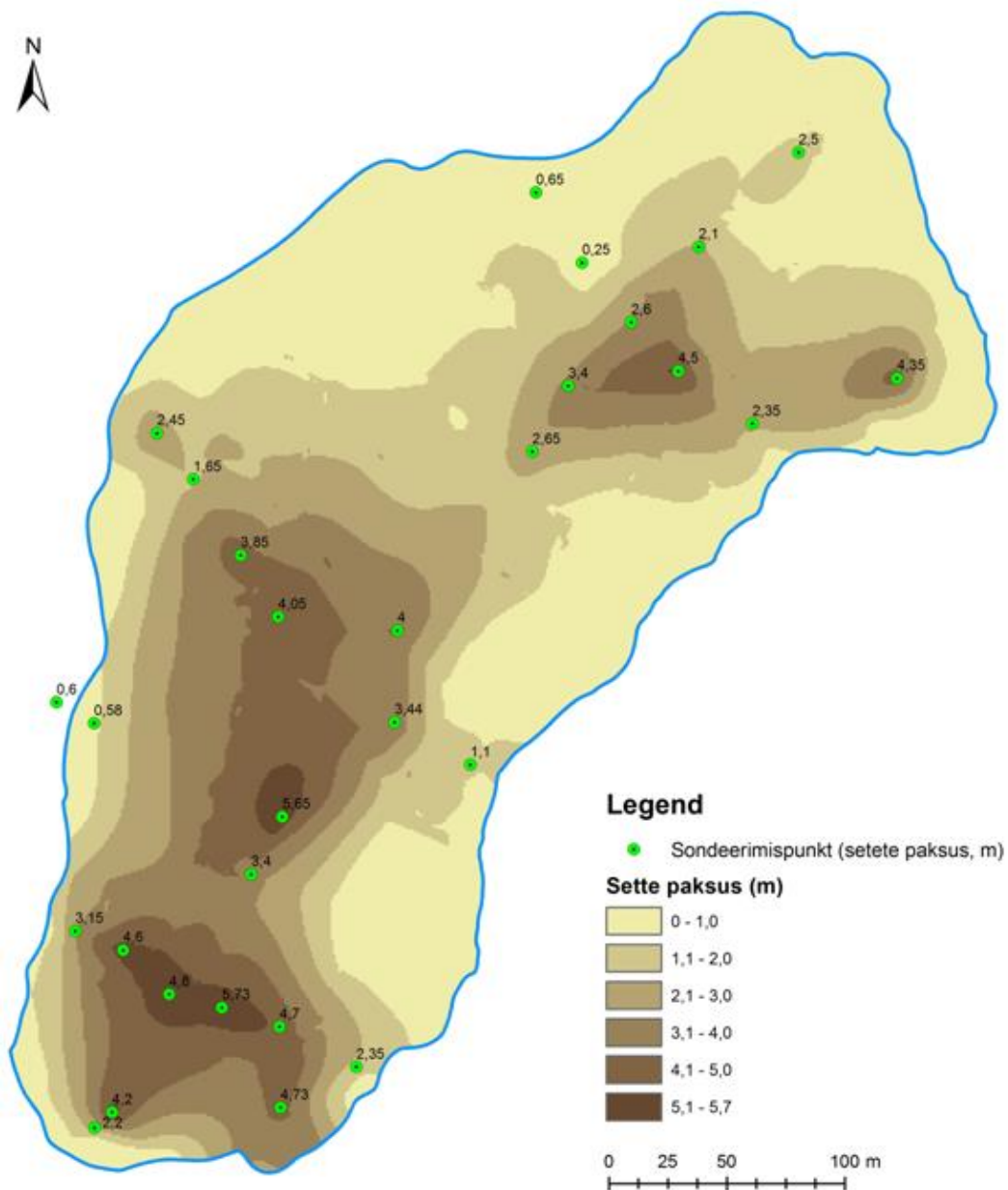
### 4.4.1 Järve mineraalse nõo ja setete iseloomustus

Järve mineraalne nõgu ulatub ligi 11 m veetasemest allapoole ning selle sügavaim koht asub lõunapoolseimas kolmandikus (joonis 4.16). Mineraalse nõo maht veetaseme 45,7 m ü.m.p. juures on 455 000 m<sup>3</sup>. Orgaaniliste setete maksimaalne paksus on 5,7 m ning kõige suurem on see järve lõunaosas



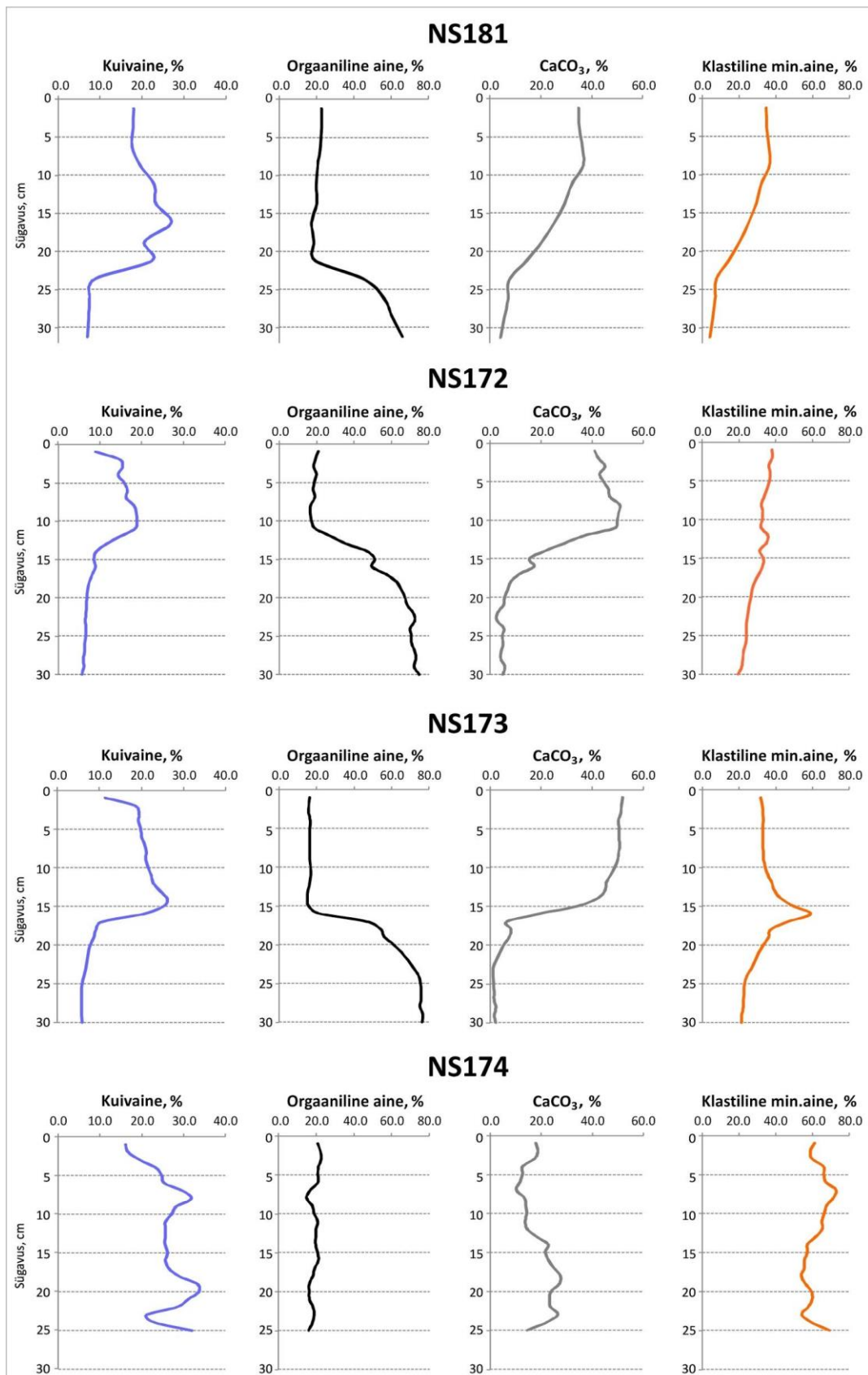
(joonis 4.17). Setete maht on ~200 000 m<sup>3</sup>.

Joonis 4.16. Sondeerimispunktid ja järve mineraalse nõo sügavuskaart.



Joonis 4.17. Settekihi paksus.

Nõmmejärve setet võib nimetada mõneti ebaharilikuks, kui üldjuhul on Eesti järvede pindmised 10-15 cm settekihid väga madala kuivaine sisaldusega, siis antud juhul on pilt vastupidine (joonis 4.18). Selle põhjenduseks võib nimetada Raudi kanali sissevoolu, mille kaudu kandub järve ka rohkelt mineraalset (ka karbonaatset) hõljumit, mis akumuleerub settesse. Seetõttu ongi kõikides meie poolt võetud puursüdamikete setetes pindmises 10-20 sentimeetris kaltsiumkarbonaadi ja terrigeense mineraalaine osakaalud suuremad kui sügavamates kihtides. Sügavamates kihtides hakkab tõusma aga orgaanilise aine osakaal.



Joonis 4.18. Nõmmejärvest võetud nelja puursüdamiku (NS181, NS172, NS173, NS174) sette litoloogilised koostised. Puursüdamike asukohad vt joonisel 3.3.

## 4.4.2 Fosfori fraktsioonid, sulfaadid ja sulfiidid settes

### Fosfori fraktsioonid settes

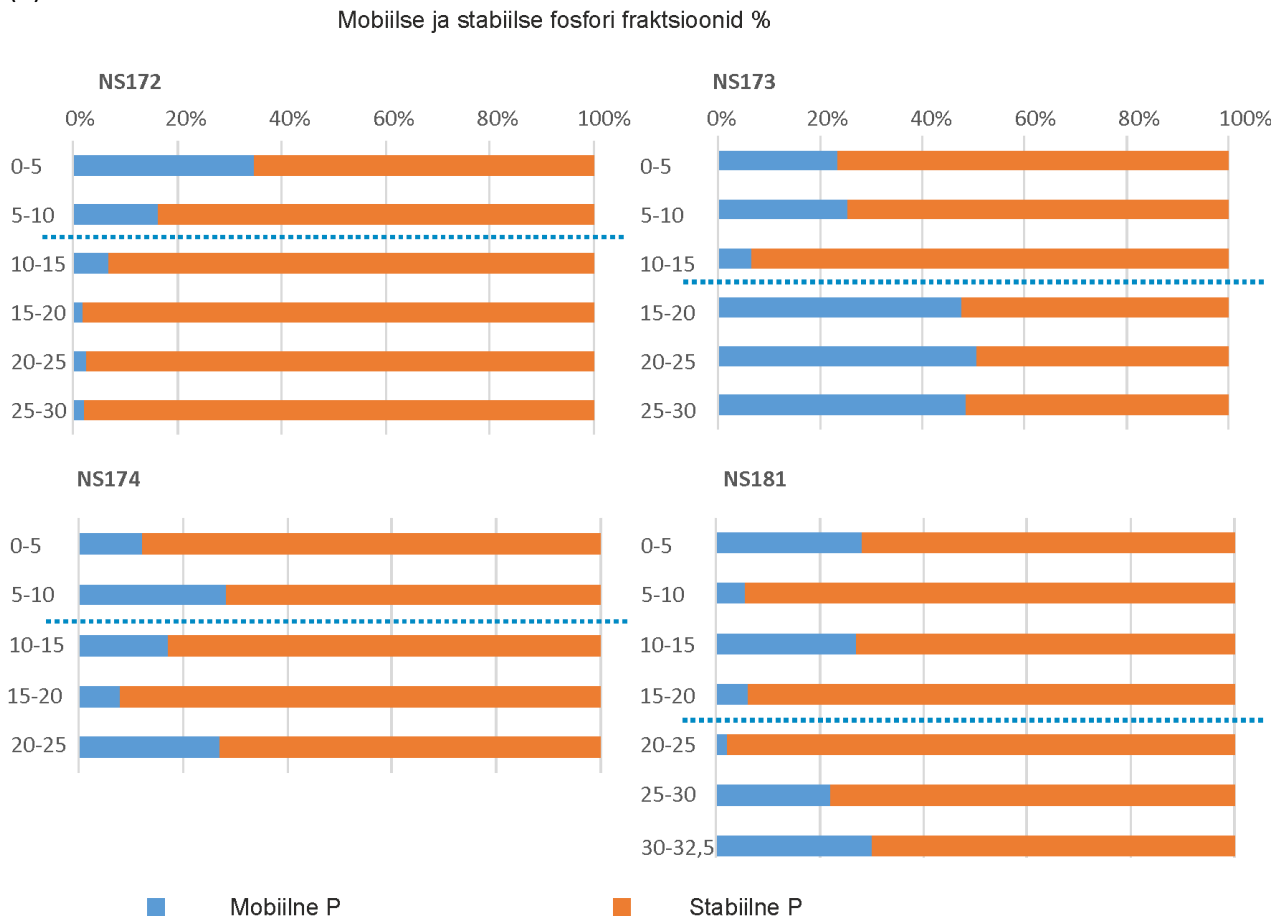
Nõmmejärve setteproovidest määratud fosforisisalduse summa sette pinnakihis oli vahemikus 1,0–2,5 mg P/g kuivaine kohta (tabel 4.13, joonis 4.19). 10 cm sügavusel settes kahaneb fosforifraktsioonide summa kaks korda. 20 cm sügavusel settes fosforifraktsioonide kogus jälle suureneb (erinevates puursüdamikes 0,9–1,8 mg P/g vahemikus). Tavapärast on trend vastupidine ja sügavamal toimub vähenemine. Sellest saab järeldada, et Nõmmejärves oli toitainete suurem koormus eelmise sajandi algusel. Samal ajal saab väita, et Nõmmejärve sette fosforisisaldus on võrreldes paljude teiste Eesti järvede setetega tagasihoidlik. Mõnedes reostunud väikejärvedes, nt. Kõstrejärv Karulas, Neitsijärv Otepää vallas (Nõges & Kisand, 1999; Ott & Kisand, 2002) on nimetatud fosforifraktsioonide summaarsed väärtused umbes neli korda suuremad. Kui vaadata fosforifraktsioone eraldi, siis olid inertse fosfori fraktsioonide (Res-P, jääk/orgaaniline P) sisaldused kõrgemad puursüdamikes NS172, NS173 ja NS174; orgaanilise aine suurte molekulidega seotud (NaOH-HMW-NRP) fosfori sisaldus on kõrgeim puursüdamikus NS181. Madalam fosfori sisaldus oli redokstundliku anorgaanilise fosfori fraktsioonid (NaBD-P). Samas on settes suhteliselt madal labiilse fosfori osakaal. Labiilne fosfor on ainus fosforifraktsioon, mis esineb settes lahustunud kujul setteosakeste vahel olevas pooriveses või on nõrgalt adsorbeerunud tahketele osakestele. Labiilne fosfor on primaarproduktentidele otseselt kasutatav, kui see satub settest järvevette.

Tabel 4.13. Nõmmejärve põhjasetete fosfori sisaldus neljas läbilõikes (NS172, NS173, NS174, NS181, puursüdamike asukohad vt joonisel 3.3) veesisaldus (%); orgaanika (%); karbonaadid (%), fosfori mobiilne ja stabiilne (inertne) osa (mg/g kuivaines) (mobiilne fosfor = NaCl-TP + NaBD-TP + NaOH-LMW-NRP; stabiilne fosfor = NaOH-DIP + HCl-TP + NaOH-HMW-NRP + Res-P)

Proovi ID	Sette vahemik, cm	Veesisaldus, %	Orgaanika, %	Karbonaadid, %	Mobiilne P, mg/g kuivaines	Stabiilne P, mg/g kuivaines	Üld P, mg/g kuivaines
NS172_1	0–5	86,050	19,475	43,239	0,536	1,010	1,546
NS172_2	5–10	82,232	17,546	48,919	0,137	0,704	0,841
NS172_3	10–15	87,394	36,112	30,380	0,076	1,074	1,150
NS172_4	15–20	92,172	60,687	9,929	0,022	1,350	1,373
NS172_5	20–25	93,137	70,913	4,279	0,044	1,830	1,874
NS172_6	25–30	93,730	72,941	4,996	0,024	1,155	1,178
NS173_1	0–5	82,265	16,183	51,137	0,392	1,280	1,673
NS173_2	5–10	79,026	16,453	50,189	0,252	0,740	0,991
NS173_3	10–15	75,743	15,900	42,950	0,129	1,838	1,967
NS173_4	15–20	88,668	47,862	9,590	0,951	1,041	1,992
NS173_5	20–25	92,932	68,299	3,000	1,932	1,882	3,815
NS173_6	25–30	94,220	76,029	2,059	1,723	1,820	3,543
NS174_1	0–5	79,806	21,664	15,984	0,147	1,051	1,198
NS174_2	5–10	71,392	18,100	12,807	0,250	0,635	0,884
NS174_3	10–15	74,151	20,380	18,245	0,092	0,441	0,533
NS174_4	15–20	70,295	18,427	25,450	0,073	0,844	0,918
NS174_5	20–25	72,412	17,833	24,025	0,497	1,332	1,829
NS181_1	0–5	82,010	22,890	35,100	3,246	8,322	11,568
NS181_2	5–10	81,330	21,580	36,600	0,333	5,606	5,938
NS181_3	10–15	76,840	20,280	30,900	1,501	4,051	5,552
NS181_4	15–20	76,160	18,270	23,000	0,370	5,585	5,956
NS181_5	20–25	84,510	32,810	11,100	0,145	6,371	6,515
NS181_6	25–30	92,510	58,630	6,600	1,056	3,737	4,794
NS181_7	30–32,5	92,980	66,230	4,300	1,559	3,630	5,188



(B)



Joonis 4.19. Nõmmejärve põhjasetete fosfori sisaldus neljas läbilõikes (NS172, NS173, NS174, NS181; puursüdamik e asukohad vt joonisel 3.3):

(A) erinevad fraktsioonid (mg/g kuivaines). Mobiilne fosfor (Mobiilne P) = labiilne üld-P (NaCl-TP) + redokstundlik üld-P (NaBD-TP) + Al ja Fe seotud P fraktsiooni suured molekulid orgaanilise ainega seotud P (NaOH- LMW-NRP); stabiilne fosfor (Stabiilne P) = Al ja Fe seotud lahustunud anorgaaniline fosfor (NaOH-DIP) + kaltsiumiühenditega seotud P (HCl-TP) + Al ja Fe seotud P fraktsiooni väiksemad molekulid orgaanilise ainega seotud P (NaOH-HMW-NRP) + jääk või orgaaniline P (Res-P).

(B) Jaotus mobiilse ja stabiilse P osade vahel (%).

Vertikaalne telg – läbilõike sügavus (cm). Sinise joonega on tähistatud setete aktiivse kihi piir.

Mida peenem sette fraktsioon, seda suurem on fosfori kinnipidamisvõime tänu setteosakese suuremale pindala/ruumala suhtele. Fe ja Al oksiidid seovad fosforit väga hästi, samuti savimineraalid, mille pinnal on palju Fe ja Al, samuti Mn okside. Humiinained, mis sisaldavad Fe ja Al seovad samuti fosforit hästi. Silikaadid ja karbonaadid seovad fosforit halvasti. Kõrgeim fosfori sisaldus tuvastati puursüdamik us NS181, mis võib olla seotud humiinainega. Saab oletada, et kuna tegu on akumulatsioonialaga, siis jõuvad sinna ka järve kantavad humiinained.

Raua- ja alumiiniumiühenditega seotud fosfori (NaOH-P) eripära on see, et aeroobsetes tingimustes seob kolmevalentne raud fosfori ning tekkiv vähelahustuv raudfosfaat talletub setteis. Redokspotentsiaal on kõrge hapnikurikas keskkonnas, kuid väheneb sedamööda, kuidas keskkonnast kaob esimeses järjekorras hapnik ja seejärel nitraadid. Nitraatide kontsentratsiooni langemisel hakkab redutseeruma raud. Selle käigus lahustuvad nii raud kui ka rauaga seotud fosfaat. Lahustunud raud tõstab sette

poorivee fosforikontsentratsiooni. Kui järves on kõrge nitraatide kontsentratsioon, võib see mingil määral takistada (vähemalt sette pinnakihis) raua redutseerumist ning fosfori leket järve.

Eelmiste uuringute põhjal (Kapanen, 2012) on setete aktiivseks kihiks, mis on ilmselt seotud fosfori aktiivse difusiooniga vesi-sete piiril, võetud settekiht veesisaldusega üle 88%. Nõmmejärve pindmises 30-cm paksuses mudakihis varieerub veesisaldus suurtes piirides (tabel 4.13), alumistes settekihtides võib olla veesisaldus suurem kui setteläbilõike ülemises osas. Näiteks Nõmmejärve puursüdamikes NS172 ja NS173 on pindmistes kihis veesisaldus 75–86%, samas enne 1970-ndaid moodustunud settekihis (Marzecová jt., 2011 dateeringu järgi) on aga veesisaldus tunduvalt suurem - 92–94%. Võetud puursüdamike veesisalduse alusel määrati, et niinimetatud aktiivne kiht Nõmmejärve puursüdamikes on: NS172 ja NS174 kuni 10 cm, NS173 kuni 15 cm ja NS181 kuni 20 cm. Veesisaldus puursüdamikes NS174 on pinnakihis 72%, see puursüdamik on võetud sissevoolu lähedal ning väga mineraalne ning selliselt kogu võetud läbilõikes. Puursüdamik NS181, kus pinnakihis veesisaldus on ~82%, erineb teistes eelkõige kõrge veesisaldusega (92%) 25–32,5 cm kihis, samuti on seal kõrgemad fosforifraktsioonide kontsentratsioonid, mis võivad olla seotud humiainega.

Kõige paremini kirjeldab potentsiaalset fosfori sisekoormust niinimetatud mobiilne (või aktiivne) fosfor. See on osa fosforist, mis kõige kergemini võib vabaneda setetest vette. Mobiilne fosfor sisaldab endas labiilset fosforifraktsiooni (NaCl-TP), redokstundlikku fosforifraktsiooni (NaBD-TP) ning orgaaniliste raua- ja alumiiniumiühenditega (humiinainetega) seotud fosfori osa (NaOH-LMW-NRP). Stabiilse fosfori osa sisaldab kõiki ülejäänud fraktsioone.

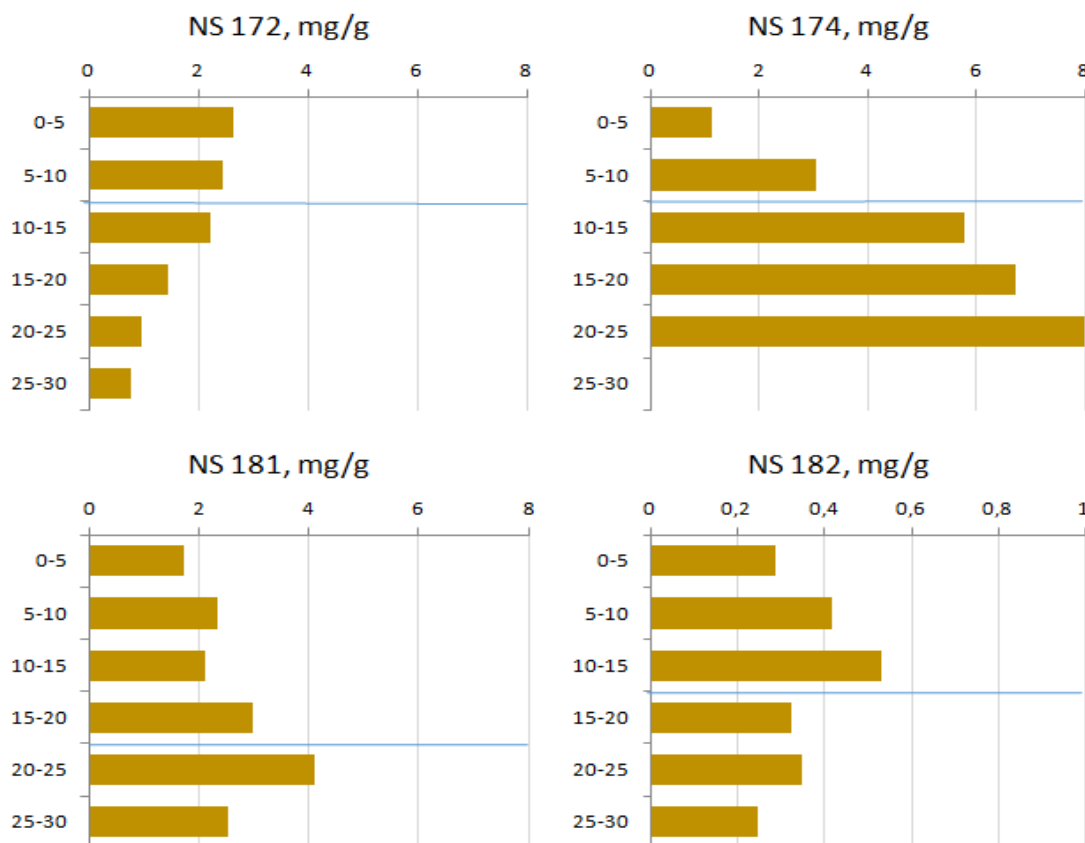
Mobiilse fosfori osa puursüdamiku NS172 pinnakihis (0–5 cm) on 39,9% ja väheneb kuni 2%-ni (kiht 25–30 cm); puursüdamiku NS173 pinnakihis (0–5 cm) on 8%, vahel suureneb kuni 12,8% (kiht 15–20 cm) ja alumises kihis 25–30 cm on 6%; puursüdamiku NS174 pinnakihis (0–5 cm) on 12,6%, siis 5–10 cm kihis – 29,4%, 10–15 cm kihis – 20,8%, 15–20 cm kihis – 8% ja 20–25 cm kihis jälle suureneb kuni 27,2%; puursüdamiku NS181 pinnakihis (0–5 cm) ja kihis 10–15 cm mobiilne fosfori osa on üle 27%, väheneb kuni 2% (kiht 20–25 cm) ja 25–30 cm kihis on 6%. Tüüpiliselt on mobiilse fosfori sisaldus setetes kõrgem pindmistes kihtides, väljaarvatud puursüdamikus NS174, kus 20 cm sügavusel potentsiaalset aktiivne fosforisisaldus (27% üldfosforist) on kõrgem kui pindmistes kihtides. Uuritud puursüdamikes kõige kõrgem toitainete välikoormus oli 1970. aastatel (Marzecová jt., 2011). Veevahetuse suurenemine suurendab järve kantavate ainete koormust ja setete sissekannet valgalt. Suure veevahetusega veekogudes on üldjuhul positiivne ainebilanss, s.t. sisse kantakse palju rohkem, kui sellest välja.

Nõmmejärve puhul on eriti oluline vältida tegevusi, mis võiksid potentsiaalselt suurendada järve toiteainete reostuskoormust. Tuleb vältida nii punkt- kui hajukoormuse allikate lisandumist nii pinna- kui põhjaveele, et järve olukord ei halveneks. Veekeemia uuringutulemused näitavad, et hetkel fosforit järve olulisel määral ei lisandu.

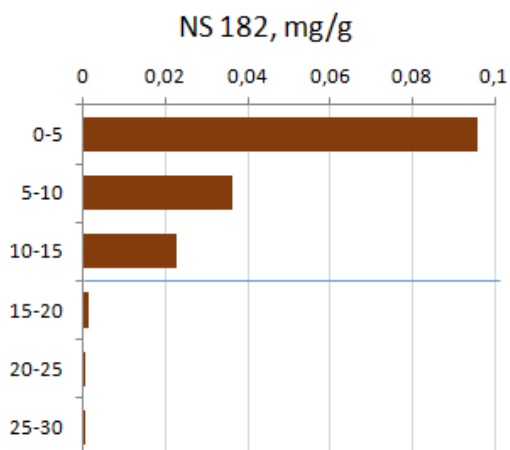
### **Sulfaadid ja sulfiidid settes**

Sulfaatide analüüsi tulemused näitavad, et variatsioonid nii ruumiliselt järve erinevate osade vahel kui ka sügavuse suurenedes on väga suured (Joonis 4.20). Pindmises settekihis oli enim sulfaate järve põhjaosas (setteläbilõike NS172). Kõige kõrgemad sulfaatide kontsentratsioonid leiti aga järve lõunaosa setteläbilõikest NS 174 setete mitteaktiivsest osast. Setete aktiivses kihis jäi sulfaadi kontsentratsioon kolmes puursüdamikus setete märgkaalu kohta vahemikku 1,1-3 mg/g. Kõige vähem leidis sulfaate järve läänekalda lähedases setteläbilõikes NS182. Samas tuvastati selles setteläbilõikes aga ainsana sulfiidi (Joonis 4.21). Setteläbilõike NS172, NS174 ja NS181 puhul jäi sulfiidi sisaldus alla määramispiiri (<0,5 ppm).





Joonis 4.20. Sulfaatide sisaldus puursüdamikes sette märgkaalu kohta. Sinise joonega on tähistatud setete aktiivse kihi piir. Puursüdamike asukohad vt joonisel 3.3.



Joonis 4.21. Sulfiidi sisaldus sette märgkaalu kohta puursüdamikus NS182. Sinise joonega on tähistatud setete aktiivse kihi piir. Puursüdamiku asukoht vt joonisel 3.3.

Sulfiidid on olemas sette aktiivses kihis 15 cm sügavuseni. Kuna ülemises otsas on setted mustad, siis on selle puhul suure tõenäosusega tegu inertse raud(II)sulfiidiga (FeS).

Kuigi proove hoiti külmuurumis ning argooni keskkonnas, peab tulemuste tõlgendamisel pidama silmas seda, et puursüdamik NS182 on analüüsitud kõige värskemana ning see on ühtlasi ka ainuke, kust leiti lisaks sulfaadile ka sulfiidi ning leitud sulfaadikogused olid oluliselt madalamad kui teistes puursüdamikes. Teiste proovide puhul võisid sulfiid ja teised väevliühendid olla seistes oksüdeerunud sulfaadiks. Seega annavad puursüdamike NS172, NS174 ja NS182 sisaldused aimu potsensiaalsest sulfaatide sisaldusest

settes, mis keskkonnatingimuste muutudes võib vallanduda sulfiidina, ning NS182 sulfaadi tegelikust sisaldusest settes.

### Fosfori, sulfaadi ja sulfiidi kogused sette aktiivses kihis

Nõmmejärve aktiivses kihis on üldfosfori sisaldus kerni NS172 tsoonis 20 g P/m<sup>2</sup>, NS173 tsoonis 57,7 g P/m<sup>2</sup>, NS172 tsoonis 29 g P/m<sup>2</sup> ja NS181 tsoonis 392,1 g P/m<sup>2</sup>. Summaarselt on sette aktiivses kihis üldfosforit ~11 t, sellest mobiilse fosfori osa on 2 t. Samal ajal oli fosforit järve veesambas 2006. aasta seireandmete põhjal summaarselt ~0.002 t. Seega on vees fosforit tunduvalt vähem kui settes. Sellel võib olla mitmeid põhjuseid – kuna järv on aastaringselt põhjani aereeritud ning hea läbipaistvusega, toimub järvesisene produktsioon ka põhja lähedal ning kogu vabanev fosfor haaratakse kohe bioloogilise ringesse, samuti on Nõmmejärve puhul tegu makrofüütiderikka järvega, kusjuures taimestiku kasvupiir on väga sügaval (nt vesiroosil ligi 5 m). Nõmmejärvel, kui karedaveelisel veekogul, on limnoloogilise režiimi tasakaalu säilitamiseks vaja säilitada makrofütide kasvuks soodsaid tingimusi (Ott jt., 1996). Kõige suurem on fosforisisaldus akumulatsiooniala setetes, kaldalähedase tsooni madalamast veest võetud puursüdamikes on fosforit tunduvalt vähem. Settes hetkel leiduvat fosfori kogust ei saa põhjendada praegu järve kantava kaevandusveega, sest seal on fosfori sisaldus väga madal (üldjuhul alla määramispiiri). Kuna teadaolevalt on Nõmmejärve kaldal olnud möödunud sajandi esimeses pooles sõjaväelaager, saab akumulatsioonialal peituvat fosforikogust vähemalt osaliselt põhjendada just selle mõjuga. Kogu setete aktiivses kihis oleva mobiilse fosfori korraga järve veesambasse vabanemisel tõuseks üldfosfori kontsentratsioon järves ~7 mg/l. Nõmmejärve tüüpi järvede puhul algab üldfosfori järgi veekvaliteedi väga halb klass 0,1 mg/l.

Kurtna järvestikus on varasemalt uuritud setete fosfori varu mitmes järves (Martiska järv, Kuradijärv, Ahnejärv, Liivjärv) (Ott jt 1996). Antud uuringus võeti sette aktiivseks kihiks 10 cm ning uuring tugines järve ühes punktist võetud puursüdamikul. Näiteks Ahnejärve puhul saadi tulemuseks, et 10 cm aktiivses kihis oli üldfosfori sisaldus 1,8 mg P/g kuivaines, mis tegi kokku 0,9 t (11,85 g P/m<sup>2</sup>). Nõmmejärves on keskmine näitaja 3,4 mg P/g kuivaines. Eesti mõttes ei ole see väga suur kogus. Näiteks on Arbi järve setete pinnakihis (0–35 cm) fosfori kontsentratsioon keskmiselt 4,04 mg P/g; Martiska järves – 2,6 mg P/g (Kisand, 2005); Ruusmäe järves – 5,2 mg P/g (Kruusement & Punning, 2000). Verevi järve akumulatsiooniala setete pinnakihis (0–20 cm) on ladestunud 1,24 t fosforit (Kisand, 2005). Vedstedi järve (Taani) setetes pinnakihis 0–30 cm on fosfori kontsentratsioon vahemikus 17,40–19,25 mg P/g (Hansen jt., 2003). Mitmetes Soome järvedes (Kynnäröjärvi, Karhujärvi, Loppijärvi), kus sarnaselt Nõmmejärvele ei esine hapniku puudust, on fosfori ladestumine vastavalt 2263 mg P/m<sup>2</sup> aastas, 253 mg P/m<sup>2</sup> aastas, 93 mg P/m<sup>2</sup> aastas. (Tammeorg jt., 2018)

Sulfaadi kogus sette aktiivsest kihis varieerub vahemikus 6,5 kuni 23 t. Selline suur vahemik on tingitud väevliühendite ebastabiilsusest proovide säilitamisel. 23 t puhul on tegu nõ potentsiaalse kogusega, mille saavutamiseks ka nt vabas vormis või teiste ühenditega seotud olev väävel on muundunud sulfaadiks. Järve veesambas on samal ajal sulfaate keskmiselt ~50-60 t, kuid nagu hüdrokeemiline bilans näitas, siis enamasti voolab järvest välja umbes sama kogus kui sisse või isegi rohkem välja.

## 5. Arutelu ja kokkuvõte

Kurtna Nõmmejärves 2017-2018 aastatel läbi viidud seire ja varasemate andmete ning tulemuste analüüs lubab teha järeldusi veevahetuse muutuste, hüdrokeemilise bilansi ja järve enesereostusohu kohta.

Varasematel uuringutel tuginedes on eksperdid (Ott jt., 1995) välja toonud, et Nõmmejärve enesereostusohu on madal, kui järve minimaalne veevahetus on vähemalt 7 korda aastas. Varasematesse andmetesse peab kohati suhtuma teatud ettevaatlikkusega, sest kirjanduse põhjal on jäänud mulje, et osad veebilansi arvutused võivad olla teostatud tuginedes väärtel lähteandmetel - Nõmmejärve veemahuks on varasemates allikates toodud 484-489 tuhat m<sup>3</sup>, mis käesoleva uuringu järgi vastab järve mineraalse nõo mahule. Käesolevas uuringu järgi on Nõmmejärve veemahuks uuringuperioodil esinenud keskmise veetaseme korral 256 tuhat m<sup>3</sup>. Samas ka uuringuaastal esinenud maksimaalse veetaseme juures on järve ruumala kõigest 290 tuhat m<sup>3</sup>. Nii suur erinevus ei saa olla põhjendatav järve madalama veetaseme ning nõo tavapärasest intensiivsema täitumisega setetega viimasel 50 aastal. Seega on praegust veevahetust varasemate arvutustega raske kõrvutada, sest nende muud lähteandmed pole teada ning käesoleval uuringu käigus saadud tulemustele tuginedes on Nõmmejärve veevahetuse kiirused varasematest hinnangutest tunduvalt suuremad.

Käesolev uuring näitas, et vaatlusperioodil tuvastatud vooluhulkade, järve veetasemete ning meteoroloogiliste olude juures säiliks Nõmmejärves veevahetus 5-6 korda aastas ka sissevoolu täielikult lõppemisel nii Raudi kanalist (K1) kui Mustjärvest tulevast kraavist (M1). Ilma Raudi kanali sissevooluta, ainult Mustjärve poolt tuleva ja valgla hajusa äravooluga oleks Nõmmejärve veevahetuse kiirus 16-19 korda aastas. Seejuures on uuringuperiood olnud keskmisest oluliselt sademetevaesem. Andmed näitasid, et aastakeskmiselt jõuab Nõmmejärve Raudi kanali kaudu sama palju vett nagu Estonia kaevandusest välja pumbatakse, seega võib lihtsustada, et kogu kanalis voolav vesi on kaevandusvesi. Samas, isegi arvestades võimalikke veebilansi hindamise ebatäpsusi ning loodusliku vooluhulga aastatevahelisi kõikumisi, viitavad uuringu tulemused sellele, et varasemates hinnangutes välja käidud veevahetuskordade miinimum 7 korda peaks olema tagatud ka juhul kui kaevandusvee suunamine Raudi kanalis täielikult lõpetatakse. Samal ajal on tegu aastasele perioodile vastavate väärtustega ning madalveeperioodidel (suvel, külmal talvel) on veevahetus tunduvalt aeglasem. See võib just nendel perioodidel suurendada stratifikatsiooni ja anaeroobse keskkonna tekkimist järve veesamba põhjakihtidesse. Seega on vajalik enne kaevandusvee sissejuhtimise lõpetamist alustada järve pidevseiret nii veevahetuse kui järves valitsevate hapnikutingimuste jälgimiseks. Samuti osutub kaevandusvee Nõmmejärve suunamise lõpetamisel käesoleva uuringu valguses ebasoovitavaks Mustjärve suunast Nõmmejärve voolava kraavi sulgemine, nagu näeb ette kehtiv Kurtna maastikukaitseala kaitsekorralduskava.

Põlevkivikaevandustest välja pumbatav vesi on pinnaveest erineva temperatuuriga, kannab endaga heljumit ning mitmeid ühendeid ja elemente ning on üldjuhul looduslikust pinnaveest erineva pH väärtusega. Sulfaadi- ja heljumirikas kaevandusvesi läbib enne Nõmmejärve jõudmist küll settebasseini, mis eemaldab suurema osa heljumist, kuid mitte sulfaate. Pikalt (1970-1988), kuni settebasseini nr. 3 rajamiseni toimus Nõmmejärve sisuliselt Estonia kaevanduse settebasseinina. Mitmed varasemad setteanalüüsid (Marzecová jt., 2011, Terasmaa jt., 2014) näitavad, et suured muutused Nõmmejärve setete orgaanilise, karbonaatse ja klastilise mineraalaine sisalduses toimusidki 1970-80ndatel aastatel, alates 1990-ndatest on täheldada järve produktiooni suurenemist ning eutrofeerumist. Koormusarvestus näitas, et uuringuperioodil (26.09.2017-25.09.2018) kanti Nõmmejärve sisse 2930 t sulfaati ning välja 3043 t sulfaati. Seega välja 114 t ehk 4% rohkem kui sisse. Sama on täheldatud ka varem (Sagris, 1989) ning seda saab põhjendada akumulatsiooniga SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> iooni põhjasettest ja pooriveest väljaleostumisega.

Nõmmejärve setete uuringud näitasid, et kuigi Nõmmejärv on hästi aereeritud, veevahetus kiire ning orgaanilist ainet vähe, on järve sette sondeerimisel tunda sulfiidile iseloomulikke lõhna, mis näitab sulfaadi redutseerumist, samuti tuvastati sulfiidi olemasolu puursüdamikus NS182. On kirjeldatud, et  $\text{SO}_4^{2-}$  satub põhjasettesse poorivee koosseisus (Holmer & Storkholm, 2001), seega redutseerumine võib seal toimuda olenemata veesamba aereeritusest. Puursüdamikus, kus sulfiidid olid analüüsimise hetkeks säilinud, oli pindmises kihis väävlit sulfiidi kujul sama palju kui sulfaadi kujul. Järve elustikule see seni nähtavat mõju ei ole avaldanud, kuna sulfiidid on seotud rauaga ning moodustavad järve põhjas raud(II)sulfiidi-rikka püdela musta sette. Raud(II)sulfiid on vees halvasti lahustuv, mistõttu on sulfiidid sellisel kujul aineriingest väljas, kuni nad ei satu aeroobsetesse või happelistesse tingimustesse. Seega on nii praegu kui edaspidi oluline hoiduda Nõmmejärve settelasundi häirimisest, et setted ei puutuks kokku hapnikuga ega oksüdeeruks uuesti sulfaadiks. Samuti hoiab järvevee kõrge pH võimaliku vaba sulfiidi veesambas pigem vähetoksilise  $\text{HS}^-$ , mitte toksilisel  $\text{H}_2\text{S}$ -kujul. Samas on teada, et vesiniksulfiid ( $\text{H}_2\text{S}$ ) võib reageerida settes esineva raudfosfaadiga (vivianiit), seega lisaks raud(II)sulfiidile tekib ka fosforhape ( $\text{H}_3\text{PO}_4$ ), mis edasise protsessi käigus annab tulemuseks divesinikfosfaadi ( $\text{H}_2\text{PO}_4$ ) ja vesinikfosfaadi ( $\text{HPO}_4$ ). See võib tähendada settesse akumuliseerunud fosfori mobiliseerumist poorivette ja sealt edasi veesambasse.

Kui kaevandusvee sissevoolu lõppemisel hapnikutingimused järve põhjas, vaatamata prognoositava piisavalt suure veevahetuskiiruse säilimisele, siiski halvenevad, võib sulfaatide redutseerumine settes intensivistuda. Seega peab samapalju intensivistuma ka nende rauaühenditena settesse sidumine. Samas, kirjeldatava stsenaariumi puhul sulfaate liigkõrgel määral järve enam juurde ei lisanduks, seega veesambast neid settesse pärast sulfaatiderikka vee vahetumist järves enam juurde ei tuleks. Sellest tulenevalt saab oletada, et settesse seotud sulfiidiks redutseerunud väävel püsib seal ja mattub värskemate väävlivaeste setete alla. Kuigi siinkohas tuleb arvestada, et see protsess võtab aega ning sette aktiivsel kihil säilib seotus veesambaga. Moodustunud sulfiidide settesse sidumise, mürgise divesiniksulfiidi tekkimise takistamise ja fosfori põhjasettes püsimise efektiivsuse tagab piisavas koguses raua olemasolu.

Kuna ka enne kaevandusvee sissejuhtimise algust oli Nõmmejärve vesi kõrge pH ja rauasisaldusega (Riikoja 1940; Mäemets 1968), siis on tõenäoline, et ka pärast kaevandusvee sissevoolamise lõppu, taaskord vaid "loodusliku" vee toitele jäämisel püsib järv kõrge pH ja rauasisaldusega. Erinevalt tolaaegsetest uuringutest, on Nõmmejärvel tänapäeval oluline sissevool ka Mustjärve poolt, kuid käesolev uuring näitas, et ka sealt pärineva vee pH on kõrge (uuringuperioodil keskmiselt 7,74), mistõttu järve vee hapestumist ja võimaliku tekkiva sulfiidi veesambasse toksilisel  $\text{H}_2\text{S}$ -kujul difundeerumist pole tõenäoliselt karta. Järvesetete ega ka selle sissevoolude rauasisaldust käesoleva uuringu käigus küll ei analüüsitud, mistõttu ei ole teada selle kogust järvevees ega ka kanaliseeritud sissevooludes praegu, kuid kuna veebilansi arvutused näitasid, et Nõmmejärv saab jätkuvalt toidet ka põhjaveest, siis eeldusel, et põhjaveeliste toiteallikate koostis pole viimase kuuekümnepäevase aasta jooksul oluliselt muutunud, võib oletada, et raua lisandumine looduslikest veekogudest on jätkunud ja jätkub ka edaspidi.

Samas, tuleks Nõmmejärve enesereostuse ohu minimeerimiseks ja piisava koguse reaktiivse raua tagamiseks seda kaevandusvee sissepumpamise lõpetamisel tõenäoliselt üheksandaks järve juurde lisada. Elustikule kõige ohtum on raua lisada järve raudhüdrosiidi kujul, kalgiveelise Nõmmejärve puhul võib kaaluda ka  $\text{FeCl}_2$  kasutamist. Samas mitmed järvede tervendamise alased uuringud (Wolter, 1994; Kõiv ja Ott, 2011) viitavad, et sellistes järvedes, mille settes on lisaks väävlile ka fosforit, on viimase sidumiseks otstarbekam kasutada alumiiniumsoolasid (näiteks alumiiniumnitraati ( $\text{Al}(\text{NO}_3)_3$ )). Nõmmejärve pH vahemik on selle meetodi jaoks sobiv ning selle suuremat muutumist ei saa eeldada ka tulevikus, isegi kui sissevoolava pH praegusega võrreldes mõnevõrra muutub seoses kaevandusvee puudumisega. Selle peab välja selgitama kemomanipulatsioonile eelnev uuring.

Kui kaevandusvee sissejuhtimise lõpetamisel rakendatav Nõmmejärve hapnikutingimuste ja ökosüsteemi seisundi pidevseire näitab, et järv püsib endiselt põhjani aeroobne, siis ei pruugi raua lisamine ka vajalik olla. Kemomanipulatsiooni täpse läbiviimise uuring (indikaatorite väärtused, mille järgi otsustada selle vajalikkus, kemikaalide alternatiivid ning nende kogused ja hinnad, vajadusel järve põhjasetete täpsustatud sulfaadisisalduse hinnang) tuleb koostada vahetult enne kaevandusvee järve sissejuhtimise lõpetamist. Sellisel juhul on võimalik järve seisundi olulisel halvenemisel operatiivselt reageerida. Kindlasti tuleb Nõmmejärve ainult looduslikust veest toitumisele jätmisel ehitada järve väljavoolule regulaator, et vältida järve veehulga liigset vähenemist, mis suurendaks hapnikupuuduse tekkimise tõenäosust. Soovitav oleks hoida Nõmmejärve veetaset vähemalt viimaste aastate maksimumi juures ehk 46,0 m ü.m.p.

**Lühikokkuvõte.** Praeguse uuringu tulemuste põhjal on üsna tõenäoline, et Nõmmejärve enesereostuse oht ei realiseeru kaevandusvee järve suunamise lõpetamisel. Samas on enne Raudi kanalisse kaevandusvee suunamise lõpetamist oluline rakendada ettevaatusabinõusid (veetaseme regulaator väljavoolu, et hoida veetaset 46,0 m ü.m.p., alustada Nõmmejärve hüdrooloogilise ja -keemilise seirega, jälgida järve hapnikurežiimi ja ökosüsteemi seisundit ning viia läbi kemomanipulatsiooni eeluuring) ning kui tuvastatakse hapniku kadumine veesambast ning väävliühendite ja toitainete kontsentratsioonide tõus järvevees, siis tuleb vastavalt eeluuringu tulemustele viia läbi kemomanipulatsioon.

## 6. Kasutatud materjalid

Appelo, C. and Postma, D. 2005. *Geochemistry, Groundwater and Pollution*. 2nd Edition, Balkema, Rotterdam. <http://dx.doi.org/10.1201/9781439833544>

Broderius, S.J. and Smith Jr., L.L. 1976. Effect of Hydrogen Sulfide on Fish and Invertebrates. Part II - Hydrogen Sulfide Determination and Relationship Between pH and Sulfide Toxicity. Environmental Research Laboratory, Duluth.

Canfield, D.E. 2001. Stable Isotope Geochemistry. Vol. 43. Mineralogical Soc America; Washington. Biogeochemistry of sulfur isotopes. lk 607–636.

Denfeld, B., P. Kortelainen, M. Rantakari, S. Sobek, G.A. Weyhenmeyer. 2016. Regional variability and drivers of below ice CO<sub>2</sub> in boreal and subarctic lakes. *Ecosystems* 19:461-476.

Erg, K. 2005. Groundwater sulphate content changes in Estonian underground oil shale mines. (Doktoritöö). Tallinna Tehnikaülikool, Tallinn.

Estonia Kaevanduse veeheite keskkonnamõjude täiendavate uuringute teostamine. Eesvooluks olevate looduslike veekogude elustiku uuring. AS Kobras 2011.

Ford, D.C. & P.W. Williams, 2007: *Karst Hydrogeology and Geomorfology*.- John Wiley & Sons Ltd, Chichester.

Gächter R, Müller, B. 2003. Why the phosphorus retention of lakes does not necessarily depend on the oxygen supply to their sediment surface. *Limnol Oceanogr* 48:929–933. doi: 10.4319/lo.2003.48.2.0929

Golterman, H.L. 2004. *The chemistry of phosphate and nitrogen compounds in sediments*. Kluwer Academic Publishers, Dortrecht.

Hansen, J., Reitzel, K., Jensen, H.S. et al. 2003. Effects of aluminum, iron, oxygen and nitrate additions on phosphorus release from the sediment of a Danish softwater lake. *Hydrobiologia* 492:139. <https://doi.org/10.1023/A:1024826131327>

Heinsoo, M. 2014. Raudi kanali vee kvaliteet ja selle mõju läbivoolujärvedele: muutused ja arengustsenaariumid (Bakalaureusetöö). Tallinna Ülikooli geoökoloogia õppetool, Tallinn.

Heiri, O., Lotter, A.F., Lemcke, M.-J., 2001. Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology* 25:101–110.

Hershey, J.P., Plese, T., Millero, F.J. 1988. The pK<sub>1</sub>\* for the dissociation of H<sub>2</sub>S in various ionic media. *Geochim Cosmochim Acta* 52:2047–2051. doi: 10.1016/0016-7037(88)90183-4

Holmer, M., Storkholm, P. 2001. Sulphate reduction and sulphur cycling in lake sediments: a review. *Freshwater Biol* 46:431–51.

Ilomets, M., Paalme, G., Punning, J.-M. 1987. Kurtna järvestiku seisund – uurimise eesmärk, strateegia ja võimalused. Rmt: Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng II (Ilomets, M. toim.). lk 8–15, Valgus, Tallinn.

Jensen, H.S. & Thamdrup, B. 1993. Iron bound phosphorus in marine sediments as measured by bicarbonate-dithionite extraction. *Hydrobiologia* 253: 47–59.

Kapanen G. 2012. Phosphorus in the bottom sediments of the large shallow Lake Peipsi: environmental factors and anthropogenic impact on the lake ecosystem. Ph.D. thesis, Tallinn University.

- Karukäpp, R. 1987. Mandrijää Kurtna maastike kujundajana. Rmt: Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng (Ilomets, M. toim.). lk. 21–24. Valgus, Tallinn.
- Katz, B.G., Collins, J.J., Surface-Water Ambient Monitoring Program., Florida. Dept. of Environmental Protection., Geological Survey (U.S.), 1998. Evaluation of chemical data from selected sites in the Surface-Water Ambient Monitoring Program (SWAMP) in Florida. Open-file Rep. / U.S. Geol. Surv. iv, 51.
- Keerme, M. 2015. Settebasseinide puhastamisefektiivsus Estonia põlevkivikaevanduse näitel. Magistritöö. Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledž.
- Kisand, A. 2005. Distribution of Sediment Phosphorus Fractions in Hypertrophic Strongly Stratified Lake Verevi. *Hydrobiologia* 547:33. <https://doi.org/10.1007/s10750-005-4141-2>
- Kivioja, K. 2017. Kurtna järvestiku hüdroloogilise võrgustiku ajalooline areng (Bakalaureusetöö). Tallinna Ülikool.
- Kõiv, T ja Ott, I. 2011. Sissejuhatus järvede alustesse ja järvede tervendamisse. Rmt: Järvede tervendamine. Kogumik. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi limnoloogiakeskus.
- Kont., A., Arold, I. 1987. Kurtna mõhnastiku reljeefi põhijooni. Rmt: Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng (Ilomets, M. toim.). lk. 25–31. Valgus, Tallinn.
- Kruusement , K., Punning , J.-M. 2000. Distribution of phosphorus in the sediment core of hypertrophic Lake Ruusmäe and some palaeoecological conclusions. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol.* 49:163–176.
- Kurtna maastikukaitseala kaitsekorralduskava aastateks 2015-2024. 2014. Keskkonnaamet, Tallinna Ülikooli Ökoloogia Instituut. Tallinn.
- Langmuir, D. 1997. *Aqueous environmental geochemistry*. New Jersey, Prentice-Hall, lk 149-229.
- Liblik, V., Toomik, A., Rätsep, A. 2005. Suletud ja suletavate kaevanduste keskkonnamõju. Rmt: Liblik, V., Punning J-M. (toim). Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. 9/2005. Tallinna Ülikool Ökoloogia Instituut. Tallinn.
- Lukkari, K. 2008. Chemical characteristics and behaviour of sediment phosphorus in the northeastern Baltic Sea. Academic dissertation in Environmental Soil Science, 17. Finnish Institute of Marine Research, Finland, Helsinki.
- Lukkari, K., Hartikainen H. & Leivuori, M. 2007. Fractionation of sediment phosphorus revisited: I Fractionation steps and their biogeochemical basis. *Limnol. Oceanogr.: Methods* 5:433–444.
- Mäemets, A. 1968. Eesti järved. Tallinn, Valgus.
- Mäemets, A. 1977. Eesti NSV järved ja nende kaitse. Valgus, Tallinn.
- Marzecová, A., Mikomägi, A., Koff, T., Martma T. 2011. Sedimentary geochemical response to human impact on Lake Nõmmejärv, Estonia. In: *Estonian Journal of Ecology*. 1/60:54-69.
- Miao, Z., Brusseau, M. L., Carroll, K. C., Carreón-Diazconti, C., & Johnson, B. 2012. Sulfate reduction in groundwater: Characterization and applications for remediation. *Environmental Geochemistry and Health* 34(4):539-550. DOI: 10.1007/s10653-011-9423-1
- Murphy, J. & Riley, I. P. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta* 27:31–36.
- Nash, J. and Sutcliffe, J. 1970. River flow forecasting through conceptual models part I – A discussion of principles, *J. Hydrol.* 10:282–290.



- Nõges, P., Kisand, A. 1999. Forms and mobility of sediment phosphorus in shallow eutrophic Lake Vortsjarv (Estonia). *International Review of Hydrobiology*, 84 (3):255–270.
- Ott, I. 2006. Eesti väikejärvede seis 2006. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut, Tartu.
- Ott, I., A. Kisand, 2002. Neitsijärve noorendamisprobleemidest: ökosüsteemi seisund ja sette osatähtsus. *Waste and nature protection. A. Maastik (toim), Jäätmed ja loodushoid*, lk 69–85
- Ott, I., Laugaste, R., Mäemets, A., Mäemets, A., Kaup, E., Künnis, K., Heinsalu, A., Toom, A., Lokk, S., Pöder, T. 1995. Kurtna järvestiku limnoloogiline ekspertiis.
- Perens, R., Savva, V., Lelgus, M. & Parm, T. 2001. Eesti hüdrogeokeemiline atlas. Tallinn: Eesti Geoloogiakeskus.
- Pöder, T., Riet, K., Savitski, L., Domanova, N., Metsur, M., Ideon, T., Krapiva, A., Ott, I., Laugaste, R., Mäemets, A., Mäemets, A., Toom, A., Lokk, S., Heinsalu, A., Kaup, E., Künnis, K., Jagomägi, J. 1996. Mõjutatav keskkond. Rmt: Keskkonnaekspertiis. Kurtna piirkonna tootmisalade mõju järvestiku seisundile (Ideon, T. ja Pöder, T. toim-d.). AS Ideon & Ko.
- Punning, J.-M., Punning, K. 1987. Anioonide sisaldus Kurtna järvedes. Rmt: Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng (Ilomets, M. toim.). lk. 154–159, Valgus, Tallinn.
- Puura, E. 1999. Technogenic minerals in the waste rock heaps of Estonian oil shale mines and their use to predict the environmental impact of the waste. *Oil Shale*, 16 (2):99–107.
- Puura, V. 2006. Ida-Virumaa maapõu ja maavarad. Kogumikust: Puura, I., Pihu, S. (toim). XXIX Eesti looduseuurijate päev. Põlevkivimaa loodus. Eesti looduseuurijate selts, Eesti Teaduste Akadeemia juures. Tartu.
- Puura, V., Tavast, E., Vaher, R. 1987. Kurtna ümbruse aluspõhja struktuur ja reljeef. Rmt: Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng (Ilomets, M. toim.). lk 15–21. Valgus, Tallinn.
- Rätsep, A., Rull, E., Liblik, V. 2005. Heitvee mõju Purtse valgala jõgede vee kvaliteedile. Rmt: Liblik, V., Punning, J-M (toim). Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. Tallinna Ülikool Ökoloogia Instituut. 9/2005. Tallinn.
- Raukas, A., Tavast, E., Vaher, R. 2007. Vasavere ancient valley, its morphology, genesis and importance in the economy of North-East Estonia. *Baltica*, 20, 1–2:13–18.
- Reinsalu, E. 1998. Mäemajandus. Tallinna Tehnikaülikooli Mäeinstituut. Tallinn.
- Sagris, A. 1989. Kaevandusvete mõjust Kurtna järvestikule. In Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng (Ilomets, M., toim). lk 122 – 133. Valgus, Tallinn.
- Sagris, A. 1989. Kaevandusvete mõjust Kurtna järvestikule. In: Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng (Ilomets, M. toim), lk 122-133. Valgus, Tallinn.
- Seppor, D. 2015. Kurtna Nõmmejärve sette koostise muutused tingituna inimõjust (Magistritöö). Tallinna Ülikooli geoökoloogia õppetool, Tallinn.
- Siegel, D. I., Glaser, P. H., So, J., Janecky, D. R. 2006. The dynamic balance between organic acids and circumneutral groundwater in a large boreal peat basin. *Journal of Hydrology* 320:420-431.
- Shuttleworth, W. J. 1993. Evaporation. In *Handbook of Hydrology* (Maidment, D. R. peatoim), lk. 4.1-4.53. McGraw-Hill, New York.
- Smith Jr., L.L., Oseid, D.M., Adelman, I.R., Broderius, S.J. 1976. Effect of Hydrogen Sulfide on Fish and Invertebrates. Part I - Acute and Chronic Toxicity Studies. Environmental Research Laboratory, Duluth.

- Søndergaard, M. 2007. Nutrient dynamics in lakes – with emphasis on phosphorus, sediment and lake restorations. Doctor's dissertation (DSc). National Environmental Research Institute, University of Aarhus, Denmark.
- Taavita, T. 2015. Kurtna järvestiku järvede morfomeetriliste näitajate muutused perioodil 1946–2014 (Magistritöö). Tallinna Ülikool.
- Tamm, T. 2002. Effects of Meteorological Conditions and Water Management on Hydrological Processes in Agricultural Fields: Parametrization and Modeling on Estonian Case Studies. Helsinki University of Technology, Helsinki.
- Tammeorg, O., Haldna, M., Noges, P., Appleby, P., Mols, T., Niemisto, J., Tammeorg, P. & Horppila, J. 2018. Factors behind the variability of phosphorus accumulation in Finnish lakes. *Journal of Soils and Sediments* 18, 5:2117-2129.
- Tamre, R. 2006. Ülevaade Virumaa veekogudest. Kogumikust: Puura, I., Pihu, S. (toim). XXIX Eesti looduseuurijate päev. Põlevkivimaa loodus. Eesti looduseuurijate selts, Eesti Teaduste Akadeemia juures. Tartu.
- Terasmaa, J., Mikomägi, A., Vandel, E., Vaasma, T., Vainu, M., Heinsoo, M. 2014. Hydrotechnogenical influence of the oil shale mines to the water quality of the natural lakes in the Kurtna lake district, Estonia. In: *Water resources and wetlands*, lk 181-188.
- Vaht, R. 2014. The impact of oil shale mine water on hydrological pathways and regime in northeast Estonia. University of Tartu Press.
- Vallner, L. 1987. Põhjavee bilanss ja selle tehismõjurid Kurtna mõhnastikus. Rmt: Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng (Ilomets, M. toim.). lk. 72–78. Valgus, Tallinn.
- Vandel, E., Vaasma, T., Terasmaa, J., Koff, T., Vainu, M. 2014. Effect of human induced drastic water-level changes to ecologically sensitive small lakes. In: *Water resources and wetlands*, lk 204-211.
- Wolter, K-D. 1994. Phosphorus precipitation. Rmt: Eiseltova, M (toim.). *Restoration of Lake Ecosystems. A holistic approach*, lk 63–68.
- Wright, D.T. 1999. The role of sulphate-reducing bacteria and cyanobacteria in dolomite formation in distal ephemeral lakes of the Coorong region, South Australia. *Sediment Geol* 126:147–157. doi: 10.1016/S0037-0738(99)00037-8

# LISAD

Lisa 1. Nõmmejärve sisse- ja väljavoolude hüdrokeemia

Kuupäev	ID	Q (l/s)	Temp. (°C)	EC (µS/cm)	SEC (µS/cm)	pH	ORP (mV)	DO (%)	DO (ppm)	DO (ppm)	Karb. karedus (mg/l CaCO <sub>3</sub> )	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	Na <sup>+</sup> (mg/l)	K <sup>+</sup> (mg/l)	Mg <sup>2+</sup> (mg/l)	Ca <sup>2+</sup> (mg/l)	F <sup>-</sup> (mg/l)	Cl <sup>-</sup> (mg/l)	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> (mg/l)	TDS (mg/l)	SI <sub>katsibit</sub>	SI <sub>diommit</sub>	SI <sub>kips</sub>	logP <sub>CO2</sub>	Mg/Ca	Veetüüp	CBE
24.07.2017	K1_1	306	16.17	799	959	8.28	75.60	-	-	-	262	320	5.5	5.8	78.0	131.0	0.3	4.2	2.0	333.0	880	1.26	3.39	-1.18	-2.90	0.60	Mg-SO4	4.94%
29.08.2017	K1_2	250	12.77	721	938	8.1	49.80	-	-	-	259	316	2.6	5.8	76.1	126.1	0.3	2.8	1.9	318.0	846	1.02	2.90	-1.19	-2.74	0.60	Mg-SO4	4.49%
26.09.2017	K1_3	357	9.6	673	954	8.32	-	-	-	-	273	333	6.0	4.9	66.9	117.7	0.2	1.7	1.9	305.6	836	1.19	3.19	-1.22	-2.95	0.57	Ca-HCO3	-1.03%
31.10.2017	K1_4	710	4.23	542	896	8.2	70.30	-	-	-	268	327	4.0	4.4	64.6	127.5	0.3	-	5.3	246.8	782	1.04	2.80	-1.24	-2.87	0.51	Ca-HCO3	6.55%
28.11.2017	K1_5	627	4.62	560	914	7.64	11.60	-	-	-	277	338	4.4	4.8	68.3	130.4	0.3	-	5.7	248.6	798	0.49	1.73	-1.24	-2.31	0.52	Ca-HCO3	9.32%
19.12.2017	K1_6	720	4.04	548	911	7.77	47.50	-	-	-	286	348	5.2	5.8	58.0	120.0	0.2	4.8	5.8	210.0	757	0.61	1.93	-1.32	-2.42	0.48	Ca-HCO3	5.11%
23.01.2018	K1_7	490	1.1	495	907	8.12	0.20	-	-	-	312	381	5.2	5.9	68.5	120.7	0.2	-	1.8	236.0	816	0.95	2.66	-1.28	-2.74	0.57	Ca-HCO3	4.62%
21.02.2018	K1_8	430	0.02	487	928	7.82	48.70	62	9.3	9.3	294	359	5.7	6.8	71.8	119.1	0.4	3.2	6.0	243.7	807	0.60	1.97	-1.26	-2.47	0.60	Mg-HCO3	7.08%
28.03.2018	K1_9	298	0.28	488	920	7.85	78.70	90	13	13	259	316	3.7	6.7	60.5	92.6	0.5	3.2	3.9	258.9	734	0.48	1.77	-1.31	-2.55	0.65	Mg-HCO3	-4.20%
24.04.2018	K1_10	370	7.2	585	884	8.02	25.00	84	10	10	254	310	5.2	7.0	73.1	115.6	0.3	4.2	3.4	244.2	760	0.84	2.51	-1.30	-2.70	0.63	Mg-HCO3	9.84%
22.05.2018	K1_11	320	18.11	763	878	8.09	36.50	108	10	10	250	305	8.7	7.0	71.4	109.1	0.5	4.3	3.4	256.8	764	1.03	2.98	-1.33	-2.71	0.65	Mg-HCO3	6.98%
28.06.2018	K1_12	186	15.83	733	888	7.75	89.70	94	9.4	9.4	250	305	5.5	6.7	56.0	90.0	0.3	3.9	0.3	260.0	724	0.58	2.05	-1.37	-2.38	0.62	Mg-HCO3	-4.95%
26.07.2018	K1_13	134.8	20.5	816	893	7.6	92.10	93	8.5	8.5	245	299	6.1	7.2	66.9	78.2	0.6	3.5	0.4	276.9	734	0.42	1.89	-1.42	-2.22	0.86	Mg-SO4	-4.06%
28.08.2018	K1_14	112	14.48	719	898	7.89	87.30	88	9.1	9.1	236	289	6.7	7.3	52.9	104.0	0.5	11.7	0.5	246.1	718	0.74	2.28	-1.33	-2.55	0.51	Ca-HCO3	-0.60%
25.09.2018	K1_15	120	10.54	648	893	8.36	30.70	84	9.5	9.5	232	283	6.1	8.6	56.6	101.0	-	8.5	0.2	216.4	680	1.14	3.09	-1.39	-3.05	0.56	Ca-HCO3	4.27%
24.07.2017	K2_1	383	19.19	745	838	8.24	51.30	-	-	-	230	280	5.2	5.1	69.4	112.0	0.3	4.1	1.3	282.0	760	1.16	3.23	-1.29	-2.89	0.62	Mg-SO4	5.90%
29.08.2017	K2_2	390	15.95	564	681	7.96	81.40	-	-	-	196	240	1.5	3.9	51.1	91.3	0.3	2.6	1.1	174.3	563	0.73	2.30	-1.50	-2.69	0.56	Ca-HCO3	9.16%
26.09.2017	K2_3	563	12.04	613	815	7.92	-	-	-	-	228	278	5.8	4.9	66.9	103.0	0.2	1.9	1.6	228.2	688	0.72	2.32	-1.37	-2.61	0.65	Mg-HCO3	9.67%
31.10.2017	K2_4	948	3.78	504	844	8.33	75.00	-	-	-	250	305	4.4	4.3	61.3	122.8	0.3	-	4.5	223.2	730	1.12	2.96	-1.29	-3.03	0.50	Ca-HCO3	8.53%
28.11.2017	K2_5	956	3.07	458	784	7.51	74.80	-	-	-	260	317	3.8	3.8	55.7	114.3	1.1	-	4.6	184.7	683	0.28	1.25	-1.37	-2.22	0.49	Ca-HCO3	9.67%
19.12.2017	K2_6	1020	2.59	457	796	7.54	98.20	-	-	-	263	321	4.7	5.0	65.0	73.0	0.2	4.0	4.9	160.0	627	0.13	1.20	-1.60	-2.24	0.89	Mg-HCO3	6.30%
23.01.2018	K2_7	620	1.28	455	829	7.98	33.40	-	-	-	268	327	5.0	4.7	50.2	93.5	0.4	3.6	5.8	158.9	643	0.68	2.08	-1.49	-2.66	0.54	Ca-HCO3	3.15%
21.02.2018	K2_8	350	0.99	449	826	8.02	179.50	55	7.9	7.9	272	332	7.2	5.8	60.9	107.7	0.4	3.1	5.6	190.0	706	0.76	2.28	-1.38	-2.69	0.57	Ca-HCO3	8.04%
28.03.2018	K2_9	235	2.12	484	857	7.87	101.80	79	11	11	236	289	1.7	-	48.6	80.2	0.5	3.3	4.0	217.6	640	0.45	1.68	-1.42	-2.60	0.61	Mg-HCO3	-7.70%
24.04.2018	K2_10	650	8.39	505	738	8.13	105.10	86	10	10	268	327	4.4	6.1	65.3	110.2	0.3	4.4	3.8	178.9	697	0.99	2.79	-1.43	-2.77	0.59	Mg-HCO3	10.98%
22.05.2018	K2_11	350	21.55	741	793	8.26	48.70	124	11	11	237	289	11.2	6.5	63.1	96.2	0.5	4.2	2.4	218.3	690	1.18	3.31	-1.43	-2.88	0.66	Mg-HCO3	6.31%
28.06.2018	K2_12	209	21.76	749	798	7.93	76.00	114	10	10	200	244	5.0	6.0	32.0	88.0	-	3.8	0.1	230.0	607	0.76	2.22	-1.39	-2.61	0.36	Ca-SO4	-10.28%
26.07.2018	K2_13	131	24.99	813	813	8.06	65.70	101	8.4	8.4	192	234	5.5	6.9	61.7	66.7	-	3.5	-	258.0	635	0.78	2.69	-1.50	-2.74	0.93	Mg-SO4	-3.13%
28.08.2018	K2_14	128	19.56	744	830	8.19	64.90	95	8.8	8.8	214	261	6.7	7.3	51.5	85.0	0.4	13.5	0.7	232.1	659	0.99	2.89	-1.43	-2.86	0.61	Mg-HCO3	-3.70%
25.09.2018	K2_15	119	12.8	635	827	8.34	37.90	85	9.1	9.1	214	261	5.8	8.0	58.6	89.4	-	9.9	0.3	232.9	666	1.06	3.02	-1.41	-3.05	0.66	Mg-HCO3	1.60%
26.09.2017	M1_1	115	13.42	260	334	7.97	113.69	-	-	-	148	180	5.8	1.5	15.1	49.5	0.2	3.4	1.2	10.7	266	0.43	1.42	-2.77	-2.82	0.31	Ca-HCO3	10.76%
31.10.2017	M1_2	243	3.03	203	349	8	196.90	-	-	-	157	192	2.1	1.7	16.1	57.9	0.1	1.9	1.2	14.9	290	0.40	1.23	-2.55	-2.88	0.28	Ca-HCO3	10.45%
28.11.2017	M1_3	250	2.09	204	361	7.74	85.70	-	-	-	161	196	2.5	1.6	16.8	60.9	0.9	3.0	1.9	14.0	303	0.14	0.71	-2.56	-2.62	0.28	Ca-HCO3	10.89%
19.12.2017	M1_4	220	0.65	189	352	7.2	106.20	-	-	-	164	200	2.6	1.7	13.0	57.0	0.1	3.7	1.4	16.0	285	-0.48	-0.63	-2.50	-2.13	0.23	Ca-HCO3	12.70%
24.01.2018	M1_5	130	0.27	188	354	6.67	38.00	-	-	-	170	207	2.0	1.6	15.1	54.9	0.3	4.0	2.5	11.1	273	-1.16	-1.90	-2.67	-1.74	0.28	Ca-HCO3	27.59%
21.02.2018	M1_6	40	0.21	205	387	7.44	197.00	34	4.9	4.9	196	240	7.3	2.1	16.6	59.5	0.3	3.7	2.2	10.7	334	-0.13	0.16	-2.68	-2.27	0.28	Ca-HCO3	10.14%
28.03.2018	M1_7	20	0.73	223	414	7.25	115.30	34	4.8	4.8	179	219	6.2	2.2	17.6	63.8	0.3	3.6	2.4	10.7	315	-0.34	-0.27	-2.65	-2.14	0.28	Ca-HCO3	19.40%
24.04.2018	M1_8	152	7.54	223	334	7.58	123.70	73	8.7	8.7	170	207	1.2	1.5	18.0	64.7	0.4	4.0	2.1	10.0	305	0.11	0.68	-2.70	-2.42	0.28	Ca-HCO3	15.68%
22.05.2018	M1_9	43	20.58	322	352	8.11	46.70	80	7.1	7.1	170	207	9.9	2.1	15.1	53.6	0.4	4.1	1.4	11.0	304	0.76	2.08	-2.75	-2.85	0.28	Ca-HCO3	7.95%
28.08.2018	M1_10	0.5	19.72	313	348	8.13	91.50	70	6.4	6.4	161	196	2.5	2.0	16.8	46.7	0.1	3.5	0.1	3.3	271	0.698	2.06	-3.32	-2.90	0.36	Ca-HCO3	7.06%

Lisa 2. Nõmmejärve põhjasetete fosforisisaldus (P mg/g kuivaines)

Nõmmejärve põhjasetete fosfori sisaldus (P mg/g kuivaines)											
Setete kerni nr.	Sette vahemik, cm	NaCl-DIP	NaCl-TP	NaBD-DIP	NaBD-TP	NaOHfilt-DIP	NaOH-TP	NaOH- LMWNRP	NaOH- HMWNRP	HCl-TP	Res-P
NS17-2	0-5	0,000	0,066	0,000	0,000	0,093	0,359	0,470	0,000	0,174	0,743
NS17-2	5-10	0,000	0,000	0,000	0,000	0,044	0,044	0,137	0,000	0,170	0,491
NS17-2	10-15	0,000	0,000	0,000	0,000	0,021	0,023	0,076	0,000	0,197	0,854
NS17-2	15-20	0,000	0,000	0,000	0,000	0,031	0,014	0,022	0,000	0,310	1,026
NS17-2	20-25	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007	0,006	0,044	0,000	0,444	1,380
NS17-2	25-30	0,000	0,000	0,000	0,000	0,007	0,009	0,024	0,000	0,231	0,917
NS17-3	0-5	0,000	0,000	0,000	0,000	0,288	0,790	0,392	0,109	0,225	0,658
NS17-3	5-10	0,000	0,000	0,000	0,000	0,076	0,531	0,252	0,204	0,260	0,200
NS17-3	10-15	0,000	0,000	0,000	0,000	1,090	1,704	0,129	0,000	0,027	0,107
NS17-3	15-20	0,000	0,000	0,000	0,000	0,216	1,192	0,951	0,026	0,072	0,728
NS17-3	20-25	0,000	0,007	0,000	0,247	0,337	2,060	1,678	0,045	0,154	1,346
NS17-3	25-30	0,000	0,000	0,000	0,000	0,082	2,030	1,723	0,225	0,177	1,336
NS17-4	0-5	0,000	0,000	0,000	0,000	0,078	0,195	0,147	0,000	0,229	0,743
NS17-4	5-10	0,000	0,130	0,000	0,000	0,081	0,166	0,119	0,000	0,126	0,428
NS17-4	10-15	0,000	0,000	0,000	0,000	0,033	0,097	0,092	0,000	0,082	0,262
NS17-4	15-20	0,000	0,000	0,000	0,000	0,057	0,142	0,073	0,012	0,095	0,681
NS17-4	20-25	0,000	0,299	0,000	0,000	0,174	0,419	0,198	0,047	0,194	0,917
NS18-1	0-5	0,000	0,003	0,000	0,028	0,004	11,523	3,216	8,303	0,011	0,004
NS18-1	5-10	0,000	0,001	0,002	0,003	0,020	5,923	0,329	5,575	0,009	0,002
NS18-1	10-15	0,000	0,003	0,000	0,000	0,006	5,538	1,498	4,034	0,009	0,002
NS18-1	15-20	0,000	0,003	0,002	0,003	0,000	5,939	0,365	5,574	0,010	0,001
NS18-1	20-25	0,000	0,001	0,000	0,000	0,048	6,473	0,144	6,281	0,030	0,011
NS18-1	25-30	0,000	0,001	0,000	0,000	0,109	3,697	1,056	2,532	0,182	0,914
NS18-1	30-32,5	0,000	0,002	0,000	0,000	0,083	4,294	1,557	2,654	0,209	0,683