

Tallinna Tehnikaülikooli Tartu Kolledž
Keskkonnakaitse õppetool

**SETTEBASSEINIDE PUHASTAMISEFEKTIIVSUS
ESTONIA PÕLEVKIVIKAEVANDUSE NÄITEL**

Magistritöö tööstusökoloogia erialal

Merilin Keerme

Juhendaja: Annely Kuu
Kaasjuhendaja: Egge Haiba

Tartu 2015

Autorideklaratsioon

Deklareerin, et käesolev magistritöö, mis on minu iseseisva töö tulemus, on esitatud Tallinna Tehnikaülikooli magistrikraadi taotlemiseks ja et selle alusel ei ole varem taotletud akadeemilist kraadi.

Kõik töö koostamisel kasutatud teiste autorite tööd, olulised seisukohad, kirjandusallikatest ja mujalt pärinevad andmed on viidatud.

.....
Kuupäev

.....
Allkiri

Sisukord

Kasutatud mõistete ja lühendite seletused	5
Sissejuhatus	7
1. Kaevandusvesi	9
1.1. Seadusandlus	9
1.2. Kaevandusvee päritolu	12
1.3. Kaevandusvee füüsikalise-keemiline koostis.....	13
1.4. Kaevandusvee mõju keskkonnale	16
1.5. Kaevandusvee puhastamine.....	20
2. Estonia kaevandus.....	24
2.1. Estonia kaevanduse settebasseinid	30
3. Materjal ja meetodika	32
3.1. Proovivõtukohtade iseloomustus.....	32
3.2. Veeproovide võtmine	33
3.3. Andmete analüüs	34
4. Tulemused.....	35
4.1. Settebasseinide puhastusefektiivsus	35
4.2. Saasteainete kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees.....	37
4.3. Saasteainete kontsentratsioonid kaevandusvee suublates	42
4.4. Korrelatsiooniarvutuste tulemused	44
5. Arutelu	46
5.1. Settebasseinide puhastusefektiivsus	46
5.2. Saasteainete kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees.....	46
5.3. Saasteainete kontsentratsioonid suublates seireandmed.....	48
5.4. Ühendite omavahelised seosed.....	49
5.5. Kaevandusvee puhastamine.....	50
5.6. Keskkonnatasud.....	52
5.7. Soovitused	53

Kokkuvõte	54
Summary.....	55
Tänuõnad.....	56
Kasutatud kirjandus	57
LISAD	64

Kasutatud mõistete ja lühendite seletused

Depressioonilehter – töötava kaevanduse ümber kujunev põhjaveetaseme alanduslehter (põhjavee vaba- või survepinna lehterjas nõgu) (Liblik, Punning, 2005);

BHT₇ – ehk biokeemiline hapnikutarve, milligrammides väljendatud hapnikuhulk, mis kulub mikroobidel ühes liitris vees oleva orgaanilise aine lagundamiseks seitsme ööpäeva jooksul (Hermet, 2014);

Heljum – vees esinevad saasteained, mis on lahustunud tahkete osakestena, suspensioonina või kolloidosakestena (Karik, 2006).

Kolloidosakesed – heljum, mille suurus on mõnest nanomeetrist mõne millimeetrini ja mõjutavad osade ainete lahustuvust (Ranville, Schmiermund, 1999; McLemore, 2008).

Kaevandusvesi – kaevandustest väljapumbatav/väljajuhitav või isevooluna väljavoolav vesi (Robam, 2015);

KHT – keemiline hapnikutarve, on hapniku hulk, mis vastab oksüdeerija hulgale, mida proovis olev lahustunud orgaaniline aine tarbib kindlates etteantud tingimustes (Hermet, 2014);

Maardla – on geoloogiliselt uuritud ja riigi registris arvel maavaralasundi osa, mis on kaevandamisväärne (Västrik, 2015);

pH ehk vesinikeksponent, vesinikioonide kontsentratsioon. $\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$. Skaala ulatus 0-14, 0...7 on happeline keskkond, 7 neutraalne, 7...14 aluseline keskkond (Karik, 2006; Karik, Truus, 2003);

Põhjaveekiht – üks või mitu maa-alust kivimikihti või muud geoloogilist kihti, mis on piisavalt poorsed ja läbilaskvad, et põhjavesi saaks seal märkimisväärselt voolata, või millest saab olulises koguses põhjavett võtta (RT I, 08.07.2014, 23);

Püriit – Raudsulfiid, FeS_2 . Metalse läike ja kuldkollase värvusega kuubikujuga kristallidena või teradena esinev mineraal. Leidub Eesti aluspõhja kivimites (Isakar, 2003);

Rikastamine – kasuliku kivimi eraldamine aherainest ehk põlevkivi eraldamine lubjakivist (Valgma, 2015);

Suubla – jõelõik, kuhu juhitakse heitvesi (RT I, 08.07.2014, 23);

Tehnogeneenne – tehniliste vahenditega tekitatud, nende rakendamise tagajärjel tekkinud (Eesti Keele Instituut, 2015);

Tootuskihind – Eesti põlevkivimaardla tootsa kihindi moodustavad seitse kukersiit-põlevkivikihti (alt üles A, A', B, C, D, E, F1) ja kuus lubjakivi vahekihti (A/A', A'/B, B/C, C/D, D/E, E/F1) (Kattai, 2003);

Tervik – allmaaviisilisel kaevandamisel kaevandamaa jäetud kivimid kaeveõõne laekivimite toestamiseks ja selle sissevarisemise vältimiseks (Liblik, Punning, 2005);

Valgala – maa-ala, millelt kogu äravoolav pinnavesi voolab ojade, jõgede või järvede kaudu ühes jõesuudmes merre (RT I, 08.07.2014, 23);

Vee erikasutusluba – kiritõend tegevuse lubamiseks, milles teatatakse tingimused kasutatava vee hulga, suubla ning veekasutusega kaasnevate kohustuste ja piirangute kohta, kehtivusega 5 aastat (RT I, 08.07.2014, 23);

Sissejuhatus

Põlevkivi lähtematerjaliks loetakse primitiivseimate ainuraksete organismide, bakterite, järvede ja merede vetikate ning füto- ja zooplanktoni esindajate aga ka sinivetikate ja tsüanobakterite biomassist moodustunud orgaanilist ainet, (Kattai *et al.*, 2000). Maailmas on teadaolevalt üle 600 põlevkivi leiukoha enam kui 30. riigis. Nende seas leidub regioone, mida on geoloogiliselt vähe uuritud ja kus ei ole põlevkivile piisavalt tähelepanu pööratud. Põlevkivi leidub näiteks Venemaal, Ukrainas, Ameerika Ühendriikides, Hiinas ja Austraalias (Kattai, 2003). Maavarade tarbimisel varud vähenevad, sh ka naftavarud, mistõttu ajapikku langeb nafta tootmine, vähenedes 15% aastaks 2050. Samasugune olukord võib juhtuda hiljem maagaasiga ja ka söega, misjärel võidakse alternatiivse kütusena võtta kasutusele põlevkivi (Puura ja Puura, 2007).

Eestis on maavaradelt rikkaim piirkond Kirde-Eesti, kus paiknevad ka põlevkivitööstused (Reinsalu, 1998). Ida-Virumaal on mäenduse osakaal tööstuses ja töötajate tööhõives suurim (Puura, 2006). Põlevkivi on Eestis kaevandatud alates 1916. aastast ja varu jätkub rohkem kui sajaks aastaks (Liblik ja Punning, 2005; Puura, 2006). „Eesti majanduse kiire areng on saanud võimalikuks eelkõige tänu põlevkivienergeetikale“ (Puura, 2006). Eesti on ainus riik maailmas, kus toodetakse üle 90% elektrienergiast põlevkivist (Kattai, 2003). Riigi pindalast moodustab 0,6% maid, mis on põlevkivi allmaakaevandamisega mõjutatud (Kaar ja Kiviste, 2010).

Kaevandamine ja tööstustegevus mõjutavad hüdro-, lito- ja atmosfääri. Mõju keskkonnale sõltub põlevkivi kaevandamise viisist, läbilõikest, geoloogilistest ja hüdrogeoloogilistest parameetritest (Reinsalu, 1998). Maasisene hüdroosfäär on põlevkivikaevanduste piirkonnas olulise tehnogeense mõju all (Rätsep, 2005). Põhjaveerežiimi pikaajalised muutused kaasnevad kaevanduse rajamise, kasutamise ja sulgemisega (Puura, 2006). Kaevandusvee ärajuhtimise tulemusel kujuneb altkaevandataval alal ulatuslik põhjaveetaseme alanduslehter, mis levib kaevandusala piiridest kaugemale. Ühe tonni toodetud põlevkivi kohta pumbatakse kaevandusest 10-20 m³ kaevandusvett. Kaevandamise piirkonnas on põhjavee ärajuhtimisega muudetud jõgede looduslikku veeringet (Rätsep, 2005). Kaevandusvete puhastamine piirdub peamiselt heljumi setitamise ja settebasseinides, misjärel juhitakse puhastatud vesi looduslikesse veekogudesse (Aarna, 1989).

Antud magistritöös keskendutakse põhiliselt Ida-Virumaa mäetööstuspiirkonnale, eelkõige on põhirõhk suunatud põlevkivi kaevandava Estonia kaevandusest väljapumbatava vee puhastamisefektiivsuse välja selgitamiseks, selleks uuritakse settebasseinidesse juhitud ja sealt väljuvat veekeemiat perioodil 2008-2014. Antud uurimustöö on eelkõige oluline Eesti

tasandil põlevkivi kaevandatavatele ettevõtetele, kui ka teiste maavarade kaevandajatele, kes puutuvad igapäevaselt kokku veekõrvaldusega nii kaevandustest, kui ka karjääridest ning kaevandusvee puhastamisega.

Käesoleva magistritöö raames antakse ülevaade kaevandusveest, selle päritolust, koostisest ja mõjust keskkonnale. Lisaks uuritakse:

1. settebasseinide puhastusefektiivsust kaevandusvee puhastamisel heljumist,
2. kas settebasseinidest väljuvas vees on ületatud vee erikasutusloaga määratud saasteainetele maksimaalseid lubatud koguseid,
3. vee erikasutusloa alusel seiratavate näitajate tulemusi nii settebasseinidest väljuvas vees, kui ka suublates,
4. kaevandusvees sisalduvate ühendite omavahelisi seoseid,
5. kaevandusvee puhastamise võimalusi, sh antakse soovitusi ettevõtte poolt makstavate saastetasude vähendamiseks.

1. Kaevandusvesi

Eestis lähtutakse veekogude majandamisel ja kaitsmisel mitmest dokumendist ja õigusaktist. Pinnavee ja põhjavee hea seisundi hoidmise ning saavutamise eesmärgi on seadnud „Eesti keskkonnanstrateegia aastani 2030“. Keskkonnanstrateegia eesmärgid tulenevad Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiividest, millega soovitakse vältida vete seisundi halvenemist ning hoida veekeskond looduslikus või sellele võimalikult lähedases seisundis (Hermet, 2014).

1.1. Seadusandlus

Euroopa Liidu tasandil kehtestati 2000. aastal Euroopa Parlamendi ja Nõukogu Direktiiv 2000/60/EÜ ehk Veepoliitika raamdirektiiv. Direktiiv on kehtestanud liikmesriikidele eesmärgid ja meetmed, et saavutada pinnaveekogude hea kvaliteet (nii ökoloogiline, kui ka keemiline seisund) aastaks 2015. Direktiivi alusel võivad liikmesriigid lubada kaevandustest ja karjääridest väljapumbatud põhjavee tagasijuhtimist, määrates ära selleks vastavad tingimused (2000/60/EÜ).

Eestis reguleerib vee kasutamist ja kaitset alates 1994. aastast Veeseadus (RT I, 08.07.2014, 23), mille ülesandeks on tagada sise- ja piiriveekogude ning põhjavee puhtus ja veekogudes ökoloogiline tasakaal. Veeseaduse §3⁵ alusel ei tohi halvendada pinna- ja põhjavee seisundit ning 2015. aasta 22. detsembriks tuleb saavutada pinna- ja põhjavee hea seisund, kaasa arvatud tehisveekogumite ning tugevasti muudetud veekogumite hea keemiline seisund ja hea ökoloogiline potentsiaal (RT I, 08.07.2014, 23). Pinnaveekogumeid iseloomustatakse viie seisundiklassi alusel vastavalt Veeseaduses §26⁵ kehtestatud pinnavee kvaliteedinäitajate väärtuste ületamisel või mitte ületamisel: *väga hea, hea, kesine, halb ja väga halb* (RT I, 08.07.2014, 23). Pinnaveekogude seisundi hindamine ja seisundiklasside määramine on kehtestatud Keskkonnaministri 28. juuli 2009.a määrusega nr 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord“ (RT I, 25.11.2010, 15). Keskkonnaministri 21. juuli 2010.a määrusega nr 32 on kehtestatud „Veekeskonnale ohtlike ainete ja ainerühmade nimistud 1 ja 2 ning prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja nende ainete rühmade nimekirjad“ ja Keskkonnaministri 9. septembri 2010.a määrusega nr 49 on kehtestatud „Pinnavee keskkonna kvaliteedi piirväärtused ja nende kohaldamise meetodid ning keskkonna kvaliteedi piirväärtused vee-elustikus“ (RT I 2010, 51, 318; RT I, 27.03.2015, 20).

Veeseaduse §8 sätestab vee erikasutuse ja selleks ettenähtud loa olemasolu vajaduse juhul, kui juhitakse heitvett või saasteaineid suublasse, sealhulgas põhjavette, kui toimub põhjavee ümberjuhtimine või tagasijuhtimine, vee kasutamisel muudetakse vee füüsikalisi või keemilisi või veekogu bioloogilisi omadusi ning kui juhitakse vett suublasse maavara kaevandamise eesmärgil. Vee erikasutuslubadega määratakse saasteainete suurim lubatav sisaldus ärajuhitavas heitvees ja suublasse viimise lubatud kogused, väljalaskude ja saasteainete kaupa ning saasteainete ja suubla seire nõuded vastavalt Veeseaduse §9. Veeseaduse §26¹² alusel on lubatud vee erikasutusloa alusel juhtida otse põhjavette kaevandustest ja karjääridest väljapumbatud vett ning kaevandatud geoloogiliste setendite kihtidesse heitvett, mis ei sisalda teisi saasteaineid peale nende, mis on tekkinud maavarade uurimise ja kaevandamise käigus. Vee erikasutusloa annab Keskkonnaamet (RT I, 08.07.2014, 23).

01.01.2006 jõustunud Keskkonnatasude seadus sätestab loodusvara kasutusõiguse tasu määramise alused, saastetasumäärad, nende arvutamise ja tasumise korra. Keskkonnatasu on §3 alusel keskkonna kasutusõiguse hind, keskkonnakasutuse nagu veevõtu eest ja saasteainete heitmisel veekogusse või põhjavette. Keskkonnatasu maksmise kohustus tuleneb vee erikasutusloast. Loa nõuete eiramise korral tuleb loa omanikul maksta keskkonnatasu kõrgendatud määra järgi. Loodusvara kasutusõiguse üheks tasuliigiks on vee erikasutusõiguse tasu, mida makstakse õiguse eest võtta veekogust või põhjaveekihi vett erikasutuse korras (RT I, 30.12.2014, 21). Vee erikasutusõiguse tasumäära ühe kuupmeetri eest on kehtestatud 01.01.2010 jõustunud Vabariigi Valitsuse määrusega „Vee erikasutusõiguse tasumäärad veevõtu eest veekogust või põhjaveekihi“, sh ka karjääridest ja kaevandustest väljapumbatavale veele tuhande kuupmeetri kohta (tabel 1). Vee erikasutusõiguse tasumäärad kaevandusest ja karjääridest väljapumbatavale veele on seni tõusnud 5% aastas (RT I, 09.10.2012, 12).

Tabel 1. Kaevandustest ja karjääridest väljapumbatava vee erikasutusõiguse tasumäärad (RT I, 09.10.2012, 12)

Veevõtt veekogust või põhjaveekihi	Vee erikasutusõiguse tasumäärad (€/1000 m ³) alates					
	01.01. 2010	01.01. 2011	01.01. 2012	01.01. 2013	01.01. 2014	01.01. 2015
Karjääridest väljapumbatav vesi	13,35	14,69	16,16	17,00	17,83	18,72
Kaevandustest väljapumbatav vesi	37,26	40,96	45,05	47,35	49,72	52,21

Keskkonnatasude seaduse §10 lg 5 alusel lähtutakse vee erikasutusõiguse tasumäära kehtestamisel veekogust, põhjaveekihist, võetava vee defitsiitsusest ja kasutusviisist. §13 lõike 2 punkti 3 alusel kantakse 25% 2011. aastal kehtinud vee erikasutusõiguse tasumäärast kaevandusala asukoha kohaliku omavalitsuse üksuse eelarvesse, kui vett pumbatakse välja üleriigilise tähtsusega maardlates asuvatest karjääridest ja kaevandustest (RT I, 30.12.2014, 21). Keskkonnatasude seaduse §17 alusel rakendatakse saastetasu, kui heidetakse veekogusse või põhjavette orgaanilisi aineid, fosforiühendeid, lämmastikuühendeid, heljumit, sulfaate, ühealuselisi fenoole, naftat, naftasaadusi, mineraalõli ning tahke kütuse ja muu orgaanilise aine termilise töötlemise vedelsaadusi, heitvett, mille vesinikeksponent (pH) on suurem kui 9,0 või väiksem kui 6,0 ning muid veekeskkonnale ohtlikke aineid Veeseaduse tähenduses. Saastetasumäärad saasteainete ühe tonni heitmisel veekogusse ja põhjavette on määratud §20 ja tabelis 2. Saastetasumäärad on tõusnud aasta-aastalt 1-30% sõltuvalt saasteainest (1% aastas BHT₇, fosforiühendid 30%, lämmastikuühendid 15%, ühealuselised fenoolid 20%, naftasaadused 15%, heljum 10% ja sulfaadid 5% aastas). Keskkonnatasude seaduse §22 lõike 2 ja §24 lõike 1 alusel kõrgendatakse saastetasumäärasid kümnekordselt, kui saasteaineid heidetakse veekogusse, põhjavette või pinnasesse lubatust suuremas koguses või kontsentratsioonis. Keskkonnatasude seaduse 5. peatükk sätestab keskkonnatasude arvutamise ja maksmise (RT I, 30.12.2014, 21).

Tabel 2. Saasteainete tasumäärad saasteainete heitmisel veekogusse (RT I, 30.12.2014, 21)

Saasteaine nimetus	Saastetasumäärad €/tonni kohta alates							
	01.01. 2008	01.01. 2009	01.01. 2010	01.01. 2011	01.01. 2012	01.01. 2013	01.01. 2014	01.01. 2015
Orgaanilised ained, BHT ₇	1034	1241	1365	1379	1392	1406	1420	1435
Fosforiühendid	1558	1869	2804	4206	5468	7109	9241	12014
Lämmastikuühendid	975	1171	1405	1616	1858	2137	2457	2826
Heljum	261,46	313,74	345,05	377,65	415,42	456,96	502,66	552,89
Sulfaadid	4,40	5,30	5,56	5,81	6,13	6,45	6,77	7,09
Ühealuselised fenoolid	6936	8324	9989	11 731	14 077	16 893	20 272	24 326
Nafta, naftasaadused, mineraalõli	1651	1981	2278	2620	3013	3465	3985	4582

Keskkonnatasude seaduse §48 alusel on võimalik saastetasu maksmise kohustust asendada keskkonnakaitsemeetmete rahastamise kohustusega, kui rakendatakse meetmeid, mis tagavad saasteainete heitmise võrreldes meetmete rakendusperioodile eelnenud aastaga vähemalt 15% ja edaspidiselt ei tohi meetmetega saavutatud keskkonna saastamise vähendatud taset ületada (RT I, 30.12.2014, 21).

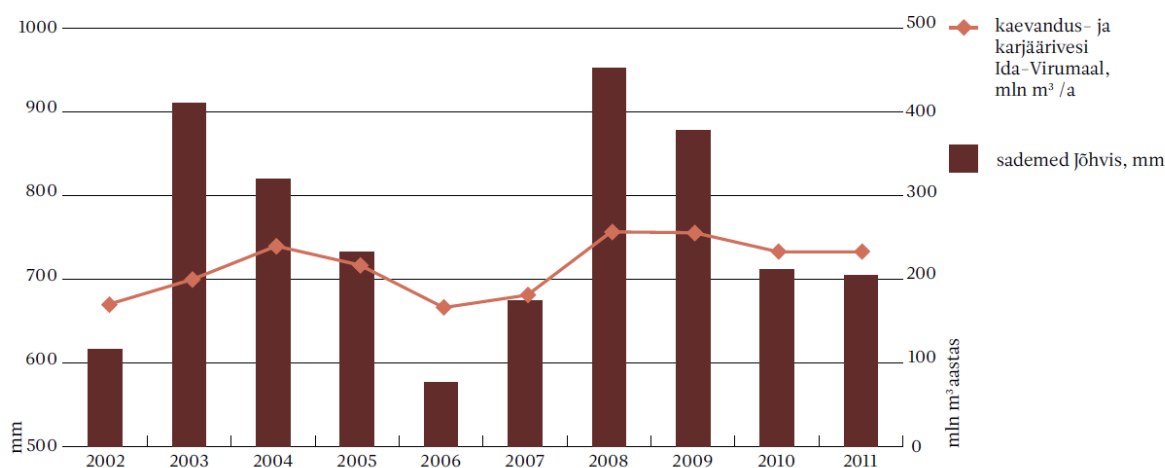
1.2. Kaevandusvee päritolu

Maa veevarud moodustavad kokku 1 458 380 tuhat km³, millest enamus on tavakasutamiseks sobimatu, sest merevesi moodustab 93% ja põhjavesi hinnanguliselt 4%, ülejäänud on jääliustikes ja veekogudes olev vesi (Koorits ja Nei, 1998). Uuenev pinnaveevaru sõltub sademete hulgast ja muutub aastate jooksul. Aastane sademete hulk varieerub Eestis 550-800 mm piires ja ületab ligi kaks korda aastase summaarse auramise. Uuenevast veevarust moodustab teise osa põhjavesi. Kinnitatud põhjaveevaru Eestis on suurusjärgus 0,18 km³ aastas, umbes 500 000 m³ ööpäevas (Hermet, 2014).

Kaevandusvee moodustumine sõltub suurel määral ilmastikust (esmajoones sademete hulgast), piirkonna hüdrogeoloogilistest tingimustest, kaevandamisviisist ja kaevandatava ala pindalast. Kaevandusvee moodustavad nii põhjavesi, kui ka piirkonnas üleujutatud kaevandustest tulenev vesi (Savitski, 2005). Kindlaks määratud kaevandusvee komponendid on (Savitski, 2005):

- pinnasevesi ehk vabapinnaline põhjavesi,
- surveiline põhjavesi,
- vesi likvideeritud kaevandustest,
- vesi, mis vee ärajuhtimiskanalitest ja settebasseinidest satub uuesti kaevandustesse.

Ajavahemikul 2002-2011 varieerus kaevandusvee kogused Ida-Virumaal 160-260 miljonit m³ aastas ja sademete hulk 580-950 mm (joonis 1) (Hermet, 2014).

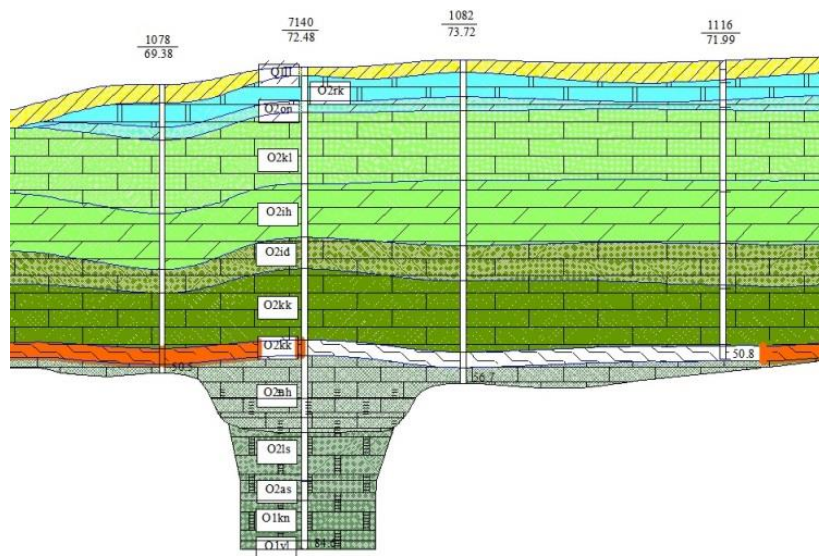


Joonis 1. Sademed ja väljapumbatud veekogused Ida-Virumaal (Hermet, 2014)

Eesti põlevkivimaardla hüdrogeoloogilises läbilõikes esinevad järgmised veekihid ja veekompleksid (joonis 2) (Kattai *et al.*, 2000):

- Kvaternaari veekompleks,
- Keskdevoni veekompleks,

- Ordoviitsiumi veekompleks:
 - Nabala-Rakvere veekiht (O₂nb-rk),
 - Keila-Kukruse veekiht (O₂kl-kk),
 - Lasnamäe-Kunda veekiht (O₂ln-kn),
- Ordoviitsiumi-Kambriumi veekompleks,
- Kambrium-vendi veekompleks:
 - Voronka veekiht,
 - Gdovi veekiht,
- Proterosoikumi veekompleks.



Joonis 2. Põlevkivimaardla veekompleksid ja –kihid (Eesti Energia Kaevandused AS, a)

Üle 90% kaevandusveest pumbatakse Ordoviitsiumi veekompleksist (Hermet, 2014). Tootus põlevkivikiht paikneb Keila-Kukruse veekihi (O₂kl-kk) alumises osas (Savitski, 2005). Veevahetus on intensiivsem, mida pikem ja õhem on tõkketervik ning mida suurem veetasemete vahe ning kivimite veejuhtivus. Veevahetust mõjutab oluliselt maapõue geoloogiline ülesehitusest, sh karstide ja lõhede olemasolu ning naaberkaevanduste vaheline veetasemete erinevus (Maa ja Vesi, 2005).

1.3. Kaevandusvee füüsikalisk-keemiline koostis

Kaevandusvee keemilist koostist mõjutavad kiirenenud veevahetus kaevanduse alanduslehti piirkonnas, kivimi ja vee vaheline aktiivsus ning kaevanduse aeratsioon (Savitski ja Savva, 2011). Kõrge mineraalsusega kaevandusveed sisaldavad naatriumi- ja kaaliumisooli. Kaevandusveed, mis ei sisalda sulfaate, võivad sisaldada kõrgel tasemel

näiteks strontsiumi ja baariumi. Üldjuhul on maailmas levinud kõrge raua ja sulfaadi ning madala BHT sisaldusega kaevandusveed (Bell ja Donnelly, 2006).

Happelised kaevandusveed tekivad näiteks söe ja metallide (kulla, hõbeda) kaevandamisel. Happelise kaevandusvee moodustavad (McLemore, 2008):

- raud (püriit (FeS_2)), markasiit, sulfiidide või sulfaatide mineraalid, kips),
- väävel (väävliioonid, sulfaatide ioonid),
- vesi,
- õhu juurdepääs,
- bakterid (*Leptospirillea*, *Acidithiobacillus ferrooxidans*).

Happelised kaevandusveed sisaldavad kõrges kontsentratsioonis rauda ja sulfaate, mõningatel juhtudel ka raskemetalle, alumiiniumit ja saasteainetena lisaks veel heljumit ja lahustunud soolasid (kloriide) (tabel 3) (Bell ja Kerr, 1993; Bell ja Donnelly, 2006; McLemore, 2008). Indias sisaldavad söe kaevandamisel veed lisaks heljumi ja sulfaatide kõrgete kontsentratsioonidele ka bakteriaalset saastet (*Coli* bakterid 12...2400 MPH/100 l). Kaevandusvete karedus on vähendanud veekogude kasutamise võimalust joogivee allikana. Inda söekaevanduste veeheide on 200...400 miljonit liitrit päevas, temperatuur 25,5...34° C (Tiwary ja Dhar, 1994).

Tabel 3. Maailmas söe kaevandamisel tekkiva kaevandusvete koostised (Ripley et al., 1996; Bell ja Donnelly, 2006;

Söe kaevandused	Heljum, mg/l	pH	SO ₄ , mg/l	Kloriidid, mg/l	Ca, mg/l	Mg, mg/l	BHT, mg/l	KHT, mg/l	Üld-lämmastik, mg/l
India	10-1180	6,5-9,2	14-401	20-1009	-	-	0,4-120	9-340	0,03-2,3
Kanada ja Inglismaa	1-22900	2,9-8,2	170-1720	42-30800	28-2560	17-720	-	-	-

Eesti mastaabis on veesaaste aspektist oluline põlevkivi mineraalne koostis, kui ka ümbritsevad kivimid (Puura ja Puura, 2007). Põlevkivi koosneb süsinikust (65...83%), vesinikust (7...11%), hapnikust (keskmiselt 10,8%), väävlist (<2%), lämmastikust (0,4%) ja kloorist (0,1...0,9%). Väävel on esindatud sulfiididena (60-70%), vähem sulfaatide ja orgaaniliste väävliühenditega. Põlevkivi on raskemetallide poolest suhteliselt vaene (Kattai, 2003).

Vesi sisaldab kontakteerudes kivimitega mitmesuguseid lahustunud aineid (kaalium, naatrium, kaltsium, magneesium, raud, mangaan jpt) (Sepp, 2012). Kaevandusvee heljum koosneb põhiliselt kaltsium- ja magneesiumkarbonaatidest (Kobras, 2011). Karedus on tingitud vees lahustunud kaltsiumi- ja magneesiumisooladest. Alla 1 mg/ekv on pehme vesi,

1-3,5 mg/ekv kare ja üle 3,5 mg/ekv väga kare vesi (Karik, 2006). Lisaks leidub looduslikes vetes orgaanilisi aineid ja süsivesinikke sisaldavaid aineid, viimased on tekkinud lagunenuid taimedest ja loomadest, bakterite ja seente elutegevuse tagajärjel (Sepp, 2012).

Põhjavee alanemisel vabaneb oksüdatsiooniprotsessi käigus õhuhapnik ja karbonaatkivimites oleva püriidi oksüdeerumisel satub vette suurel hulgal sulfaate (Perens *et al.*, 2006).



Oksüdatsiooni protsessi tulemusel tekib happeline vesi, mida puhverdab Eestis Diktüoneemakilt ja karbonaatsed mineraalid (Puura ja Puura, 2007). Töötavates põlevkivikaevandustes ulatub vee sulfaatide kontsentratsioon 500-600 mg/l (Perens *et al.*, 2006; Rätsep ja Liblik, 2001). Sulfaate on lihtne analüüsida ja on head indikaatorid kaevandusvee liikumisel veekogudes (Perens *et al.*, 2006). Sulfaatide sisaldusele pinnavees ei ole normi kehtestatud (Keskkonnainfo, 2015), küll aga on joogiveeks kasutatava pinnavee sulfaatide sisalduse piirmäär 250 mg/l (Maa ja Vesi, 2005).

Kaevandusvees on naftasaaduste ja raskemetallide esinemine vähemlevinud ja naftasaaduste sisaldusi on leitud harva. Kaevandusvetes tuvastatud ühealuseliste fenoolide maapealseteks allikateks on (Maa ja Vesi, 2005):

- põlenud ja mitte täielikult kustutatud aherainepuistangud,
- poolkoksiladestud,
- jääkreostuskolded
- tootmisterritooriumid,
- fenooliderikka põlevkiviõli kasutamisel keskkonda sattumine.

Keila-Kukruse (O₂kl-kk) veekiht on nõrgalt kaitstud maapinnalt sademetega sissekantava reostuse eest (Maa ja Vesi, 2005). Fenoolide foonkontsentratsioon kaevandusvees (ühealuselised fenoolid maksimaalselt 0,002-0,004 mg/l) on tingitud pinnavee infiltratsioonist kaevanduskäikudesse. Need fenoolid on taimse päritoluga – humiainete koosseisu kuuluva ligniini lagunemisproduktid. Kaevandusvees esinevad fenoolid põhiliselt kevadperioodil, kui jõgedes on kõrgvesi (Rannamäe, 1978; Rannamäe ja Veldre, 2001).

BHT₇, üldfosfori ja üldlämmastiku sisaldused kaevandusvees on üldjuhul lähedased jõevee omadele (Keskkonnainfo, 2015). Üldlämmastiku suur sisaldus mäeettevõtete vees võib olla tingitud tõrkunud lõhkelaengute lahustumisest (ammooniumnitraadist) või põllumajandus-maadelt põhjavette imunud lämmastikväetistest (Ripley *et al.*, 1996; Reinsalu, 1998). Kohatine kõrgem kloriidide sisaldus põhjaveekogumite vees on looduslik

ega ole põhjustatud põhjavee liigtarbimisest tulenevast soolaka vee intrusioonist (Boldõreva *et al.*, 2011). Kloriidide sisaldus kaevandusvees on 50-60 mg/l (Rätsep ja Liblik, 2001).

1.4. Kaevandusvee mõju keskkonnale

Kaevandusvesi mõjutab nii põhjavee, kui ka pinnavee keemilist kvaliteeti. Sõltuvalt kaevandusest ja maakoore koostisest, avaldavad kaevandusveed maailmas erinevat mõju. Veekogudesse jõudmisel põhjustab kaevandusvesi temperatuuri muutusi, setteid ning vee keemiline koostis mõjutab taimestikku ja loomastiku. (Ripley *et al.*, 1996). Põhilised vee saasteained söe kaevandamisel on happelisus, rauatühendid, heljum ja lahustunud soolad, eelkõige kloriidid (Bell ja Karr, 1993). Põlevkivis sisalduva püriidi ja orgaanilise väävlilise keemilisel murenemisel väävelhapet keskkonda ei migreeru, sest selles sisalduv kaltsiit puhverdab happe ja tulemuseks on kaltsiumi-, magneesiumi- ja sulfaatiderikas vesi, kipsi üleküllastatuse korral ka kips (Puura, a,b, 2006, 2010).

Kaevandusvete pH varieerub sõltuvalt kaevandusest. Pinna- ja põhjavesi on üldjuhul aluselisem ja sadevesi happelisem. Veekeskonna pH muutustele on väga tundlikud vees elavad organismid, eelkõige keskkonna hapestumisele, pH vähenemisele. Happeline kaevandusvesi põhjustab faunas ja flooras olulisi muutusi – vähenevad teatud kalaliikide ja veetaimede arvukus, paljud liigid hukuvad. Optimaalne vee pH on 6,5...8,5. Järvevee hapestumise tulemusel on tundlikemaks vähid, karbid, teod ning teatud zoo- ja fütoplanktoni liigid. Vee pH väärtuseni kuni 5 taluvad lõhed, särjed ja forellid, suurema taluvusega on haugid ja ahvenad (pH 4,3...4,5). Happelise elukeskkonna suhtes on resistentsed soosammal ning mõned putuka- ja planktoni liigid (Karik, 2006).

Heljum käitub füüsilise saastena, settides veekogude põhja ja vähendades bioloogilist mitmekesisust (Tiwary ja Dhar. 1994). Heljum mõjutab veekogu ökosüsteemi ja veeorganisme. Mitmetes Kanada jõgedes on setete tõttu veekogude allavoolud ümberpaiknenud. Heljum mõjutab lõheliste paljunemisedukust, üle 100 mg/l kahjustavad lõhelisi, nt harjust (*Thymallus thymallus*). Põhja settinult võib heljum lammata kalamaime, eelkõige lõheliste omi, kes eelistavad kudemiseks ebatasast jõepõhja. Heljumi sisaldus 82mg/l kahjustab selgrootute populatsioone. Ohtu avaldavad setted eelkõige vee madalperioodil, kus kaevandusvee suuremad osakesed võivad vigastada kalamaimusid (Ripley *et al.*, 1996). Karbonaatse sette tekkimiste tõenäosus võib suurenedas ekstreemsete ilmastikuolude (väga sademetevaese suve jooksul) või mõne vee üldkeemilise näitaja kontsentratsiooni mitmekordse muutumise korral. Väljapumbatava vee vooluhulga kasvamisel ei ole suuremahuline karbonaatse sette tekkimine eesvooludes tõenäoline (Steiger, 2012).

Kaevandamine võib olla mineraalsete ja orgaaniliste saasteainete allikas. Orgaanilised ained suurendavad vee biokeemilist hapnikutarvet, vähendavad hapniku hulka vees, pidurdavad mikroorganismide tegevust ja halvendavad organoleptilisi omadusi. Naftasaadused moodustavad veekogu pinnale kile (1 tonn 500 ha), mis takistab hapniku lahustumist vees. Mikroorganismid ei suuda kergesti naftasaaduseid lagundada ja veekogu isepuhastumine on aeglane. Lahustunud naftasaadused on ohtlikud kaladele (sisaldusel >16mg/l), kalamaimudele (>0,2 mg/l) ja bentosele (>1,4 mg/l). Naftasaaduste veekogu põhja sadenedes, aeglustub lagunemine ja võib hävineda kogu bentos (Koorits ja Nei, 1998).

Ühealuselised fenoolid avaldavad mõju veekogude isepuhastusvõimele, kutsudes esile hapnikutarbimise pidurdumise kontsentratsioonist alates 1 mg/l ja rohkem. Kõrgete fenoolide kontsentratsioonidega vete sisselask jõgedesse võib põhjustada fütoplanktoni arvukuse languse. Fütoplanktoni arvukuse vähenemist mõjutavad ka õhutemperatuuri järsk langus ja meteoroloogilised tingimused (Rätsep *et al.*, 2005). Fenoolid avaldavad veele ebameeldiva lõhna ja maitset. Kaladele ja teistele vees elavatele mikroorganismidele mõjub fenool tugeva närvimürgina. Kaladele on ohtlik, kui fenoolide sisaldus vees on $\geq 0,1$ mg/l, plankton hävib veelgi väiksemate fenoolide kontsentratsioonide korral. Fenoolide kontsentratsioon 0,01 mg/l mõjutab kalaliha maitseomadusi, mis võib esineda ka, kui kala on toitunud fenoolidega saastunud vees kasvanud organismidest (Koorits ja Nei, 1998). Fenoolid põhjustavad inimesele limaskestade ärritust, närvisüsteemi kahjustust, kasvajaid nagu nt leukeemiat (Keskkonnaministeerium, 2003). Eesti kaevandustest väljapumbatav vesi ei mõjuta oluliselt jõevee fenoolide, naftasaaduste, lämmastiku- ja fosforisisaldust (Perens *et al.*, 2010). Kaevandusvee settebasseinides on katsete käigus kasvatatud kalu – forelle (Roose, 1991). Bioloogilise saastuse põhjustavad olmeheitvesi ja mineraalset saastatust põllumajandus (Koorits ja Nei, 1998). Lämmastikuühendite, nitraatide otse looduslikku veekogusse juhitud mõjutab vee-elustikku (Ripley *et al.*, 1996).

Kaevandusest väljapumbatava vee temperatuur on tavaliselt 7...8° C piires, mis tõuseb settebasseinis enne jõkke suunamist 5...7°C kraadi võrra (Rätsep *et al.*, 2005). Kaevandusvesi mõjutab veekogu temperatuuri ja jääkatet (Vaht, 2014). Veekogudesse jõudev soojem vesi põhjustab nn soojussaastust. Vee temperatuuri tõusmine põhjustab veekogudes veetaimede, sh vetikate intensiivsemat kasvu, mis omakorda tingib orgaanilise aine kogunemise ja lagunemise, mille tulemusel väheneb veekogudes hapniku sisaldus ning põhjustab fauna ja flora liigilise koostise muutuse ning kvantitatiivse vähenemise (Koorits ja Nei, 1998). Kaevandusvee osatähtsuse kasv jõe veebilansis ja jõevee temperatuuri langus mõjutab omakorda fütoplanktoni kasvu negatiivselt. Sulfaatide ja kloriidide mõju fütoplanktoni arvukusele ühildub jõgedesse juhitava kaevandusvee üldise mõjuga, kujunedes üheks

oluliseks jõevee temperatuuri reguleerijaks sademete vee ja õhutemperatuuri kõrval. Kaevandusvees sisalduvad sulfaadid ja kloriidid ei ole otseselt ohtlikud vooluveekogude vee-elustikule (Rätsep *et al.* 2005). Kaevandustest väljapumbatavas vees võib sulfaatide sisaldus tõusta kuni 500 mg/l (tavaline kontsentratsioon veekogudes 20 mg/l) (Hermet, 2014). Jõevee kvaliteedis toimuvad muutused sulfaatide sisalduse ning vee elektrijuhtivuse osas. Sulfaadid avaldavad potentsiaalset ohtu keskkonnale, kui vabanevad tugevas anaeroobses keskkonnas, mille tagajärjel võib tekkida mürgine vesiniksulfiid (Perens *et al.*, 2006).

Kaevandustest väljapumbatavat on võimalik kasutada joogiveena, seda rakendatakse edukalt, nt Tšehhis, kus müüakse Zlate Hory mineraalvett, mida pumbatakse vanast kullakaevandusest. Sulfaatide kontsentratsioon joogivees peab olema alla 250 mg/l (World Health Organisation 500 mg/l, EL standard 250 mg/l) (Puura, a, 2006). Üle 250 mg/l kontsentratsiooni puhul muutub vee maitse mõruks ja võivad põhjustada inimestel dehüdratsiooni ja kõhulahtisust (Felter, 1980; Puura, a, 2006). Üle 400 mg/l sulfaatide sisaldusega vett ei soovitata kasutada väikelaste toitude valmistamisel. Sulfaadid esinevad paljude toitude koostises, nt kuivatatud puuviljades 2900...4700 mg/kg, veinis 360 mg/kg ja kartulites 300 mg/kg. Sulfaadid on vajalikud inimese hormoonkontrolli mehhanismidele ja laguproduktide väljaviimiseks organismist. Igapäevaselt väljutab inimene oma organismist uriiniga 2...3,5 grammi sulfaate, sealjuures takistavad sulfaadid kusihaape kristallatsiooni (Puura, a, 2006).

Kaevandamine kiirendab põhjavee liikumist, infiltratsiooni, nii vertikaalses kui ka horisontaalses suunas (Rätsep, 2005). Kaevandusvee ärajuhtimine koos veetaseme alanemisega mõjutab kogu Ordoviitsiumi veekompleksi, puudutades suuremal või vähemal määral kõiki veekihte. Kaevandus on veekihi jaoks dreniks, mille tulemusel muutub põhjavee voolusuund nii vahetult drenitavas veekihis, kui ka ülemises ja alumises veekihis ning moodustub põhjaveetaseme alanduslehter (Perens *et al.*, 2010). Alanduslehtri suuruse määrab eelkõige kaeveala sügavus ja võib ulatuda kuni 2,5 km raadiuses väljapoole kaevandatud ala piire (Vaht, 2010). Kogu Kirde-Eestit haarab veetaseme alanduslehter sügavusega kuni 52 m (Raadik *et al.*, 1991). Põhjaveekihtide hea omavaheline seotus, sh ka reostuse kiire leviku oht, on tingitud kivimite heast hüdraulisest läbitavusest. Looduslik filtratsioonitegur on 0,03 l/s, kuid kaevandamistegevusega võib see küündida kuni 300 l/s (Radik, 1989). Kaevanduspiirkonnas on põhjavee kvaliteet muutunud sulfaatide, kaltsiumi, magneesiumi ja üldise mineraalsuse tõusu arvel ja vesi muutub hüdrokeemiliselt $\text{SO}_4\text{-HCO}_3\text{-Ca-Mg}$ tüübiliseks (Liblik *et al.*, 2005). Põhjavee taseme alanemisel võivad madalad salvkaevud kuivaks jääda (Roose, 1991). Liigniiskete alade kuivendamist tunnistati ENSV ajal põllumajanduslikust aspektist positiivseks nähtuseks (Puura, 2006).

Kaevandusveed mõjutavad piirkonna vooluveekogusid. Kaevandusvete eesvooludena on kasutusel Ojamaa jõgi, Rannapungerja jõgi, Raudi kanal ja Mustajõgi (Tamre, 2006). Põhjavee väljapumpamine kaevandustest ja suunamine jõgedesse mõjutab vastava jõe hüdroloogilist seisundit (vee kvaliteeti, vooluhulka ja veerežiimi), millega seonduvalt tekivad muutused ka jõe valgala veeringes ja veebilansis, sest maa-alused kaevandused jäävad sageli valgala piiridesse (Rätsep ja Liblik, 2001). Jõe vooluhulk suureneb oluliselt väljapumbatava kaevandusvee arvelt (Vaht, 2009). Tehnogeense päritoluga kaevandusvett on rohkem kui looduslikku ja seetõttu on piirkonnas kiirenenud äravool (äravoolu koefitsient kuni 20 l/s km², Kirde-Eesti looduslik koefitsient on 7-11 l/s km²). Veevaesel perioodil on kaevandusala jõgede režiim kõikuv, sõltudes otse kaevandusvee hulgast ja pumpade töökorraldusest, mille tulemusena on muutunud jõgede hüdrokeemiline seisund. Jõgede tehisrežiim on muutnud vee-elustiku liigivaeseks. Väljapumbatavate veekoguste ja loodusliku vetevõrgu hõreduse tulemusel on rajatud kaevandusvee ärajuhtimiseks kanalid, nt Nõmmejärve voolav Raudi kanal. Looduslikke veekraave on õgvendatud ja laiendatud, mille tulemusel on jõesäng kontaktis hästi filtreeruva lubjakiviga ja kuni ¾ veest infiltreerub, jõudmata suudmeni (Radik, 1989). Kaevandusvee osa, mis koosneb sademetest, jõuaks looduslikes tingimustes veeringega jõkke (Vaht, 2010).

Kaevandusvee sisselaskude vähenemine jõgedesse võib kaasa tuua negatiivsete nähtude esinemist. Vähenenud vooluhulga tõttu on jõgedes kasvanud fütoplanktoni arvukuse reaktsioon saasteainete võimalike avarii sisselaskude suhtes (Rätsep *et al.*, 2005). Kaevanduse sulgemisel kaasneb sageli jõesängide kuivamine, eelkõige nende ülemjooksul, nii on näiteks kuivendatud Kohtla ja Rausvere jõe lätted (Perens *et al.*, 2010). Lisaks väheneb väljapumbatud kaevandusvee negatiivne mõju mõne vähese veehulgaga jõgede vee kvaliteedile (Punning, 1997).

Kaevandusvett juhitakse Kurtna Maastikukaitseala lõunapoolsetesse järvedesse, mis on tinginud järvedes hüdrokeemilised muutused. Sulfaatide sisaldused on järvedes tõusnud ligi 40 korda, kloriidide sisaldus 4 korda, aluselisisus on kasvanud Nõmme järves, Särgjärves ja Ahvenajärves. Nõmme järves on intensiivistunud sedimentatsioon (Tamre, 2006), põhjasetete uuringud on näidanud, et kaevandusvete sisselask alates 1970ndatest aastatest on oluliselt muutnud Nõmmejärve ökosüsteemi ja setete koostist (Savitski ja Savva, 2001).

Kaevandusvee toimel on suurenenud eutrofeerumisohus olevates Kurtna järvedes sulfaat- ja kloriidiooni sisaldus (Erg ja Ilomets, 1989; Mäemets, 1987). Kurtna Maastikukaitsealal teostatud pikaajalised uuringud on näidanud, et jõgedesse, kuhu on juhitud kaevandusvett, on sulfaatide kontsentratsioon tõusnud, kuid samal ajal, läheduses olevad umbjärved, kuhu ei ole sulfaatide rohket kaevandusvett juhitud, on hapnikuvaesed,

termokihistunud ja loovad potentsiaalse keskkonna sulfiidide tekkeks (Punning, 1994). Kõrge mineraalse sisaldusega ja madala orgaaniliste ainete kontsentratsioonidega kaevandusvesi loob veekogudesse keskkonna, mis on eutrofeerumisprotsessi pidurdav (Marzecová *et al.*, 2011). 1980ndatest alates on järvede seisundid paranenud, vees on vähenenud metallide kontsentratsioonid ja ränivetikate asumid on paranenud. Külmem ja suhteliselt hapnikurikkam kaevandusvesi on avaldunud positiivset mõju mõningatele veekogudele, aeglustades anaeroobsete tingimuste teket süvavees (Perens *et al.*, 2006).

Paljud veekogudesse sattuvad ained lagunevad aja jooksul, selle käigus muutuvad saasteainete füüsikalised-keemilised omadused, struktuur, kontsentratsioon ning veekogu omandab aja möödudes endised omadused ehk veekogus toimub isepuhastumise protsess, mis sõltub suuresti saasteainete iseloomust (Koorits ja Nei, 1998).

1.5. Kaevandusvee puhastamine

Kaevandusvee puhastamisel tuleb arvestada, milliseid aineid ja mis kujul kaevandusvesi sisaldab ning sellest tulenevalt valida sobivaim puhastusmeetod. Sageli kasutatakse puhastusmeetodite kombinatsioone (Koorits ja Nei, 1998).

Happelise kaevandusvee teke sõltub maapõue geoloogiast, kivimite võimest toota happelist keskkonda ja neutraliseerivate mineraalide olemasolust. Kaevandusvesi võib olla suuteline end ise neutraliseerima (Bell ja Donnelly, 2006). Happelistele kaevandusvetele on loodud palju puhastusmeetodeid, põhiliselt jaotatakse kaheks aktiivseks ja passiivseks. Aktiivne meetod kujutab endast puhastusjaama, mis nõuab pidevat opereerimist ja hooldamist ning nende maksumused on väga kõrged (Bell ja Donnelly, 2006).

Kaevandamisvee puhastamiseks kasutatakse ka osmoosi ja keemilisi meetodeid (nt elektrodialüüs,ioonivahetus ja elektrolüüs) (Bell ja Donnelly, 2006). Pöördosmoosi ehk hüperfiltratsiooni seadme põhiosa moodustab poolläbilaskva membraaniga tühi toru, mis asub veekeskkonnas. Membraanis asuvad suured poorid, avavused, et vee molekulid pääseksid läbi, aga vees lahustunud ainete ioonid (kaalium-, naatrium-, magneesium-, kaltsium-, kloriid- ja sulfaatioonid) on vee molekulidest suuremad ega mahu membraanist läbi. Membraanina on kasutusel nt atsetüültselluloos (Karik, 2006).

Keemilisel puhastamisel kasutatakse reaktsioone nagu näiteks oksüdeerimine, neutraliseerimine, mille tulemusel muutuvad toksilised ained vähem- või mittetoksilisteks. Neutraliseerijatena kasutatakse aluselist, kergesti lahustuvaid karbonaatseid mineraale (McLemore, 2008) (CaCO_3 , NaCO_3 , MgCO_3) ja leeliseid (Ca(OH)_2 , NaOH , KOH) (Koorits ja Nei, 1998). Eestis on võimalik kasutada hapete neutraliseerijana ka põlevkivituhka.

Oksüdeerimist rakendatakse juhul, kui teised meetodid ei ole võimalikud või otstarbekohased (Koorits ja Nei, 1998).

Orgaanilise väevli eemaldamine on võimalik keemilistel või bioloogilistel meetoditel, mis on kallid ja kõik ei ole täielikult väljatöötatud (Ripley *et al.*, 1996). Kui puhastatav aine koosneb nt 1% väevlist (püriidist), siis 1 g neutraliseerimiseks kulub 31,25 mg CaCO₃ (McLemore, 2008). Sulfaatide kontsentratsioonid ei ole üldiselt mõjutatud neutralisatsiooniprotsessist, juhul kui ei toimu nt küllastumine, mille tulemusel tekib kips. Sulfaate mõnikord võidakse kasutada kui indikaatorina, pärast neutraliseerimisprotsessi (Bell ja Donnelly, 2006). Püriidist tuleneva väevli eemaldamiseks võib kasutada magnetilist eraldamist ja ka mikroorganisme, nagu nt *Thiobacillus thiooxidans* ja *Sulpholobus acidocaldarius*, et oksüdeerida sulfide ja hõlbustada nende eemaldamist (Ripley *et al.*, 1996).

Elektrokeemilisel puhastamisel kasutatakse nii katoodset redutseerimist kui ka anoodse oksüdeerimist, mis võimaldab kõrvaldada nii lahustunud kui ka dispergeerunud lisandeid. Selleks lisatakse heitvetele NaCl, mis suurendab elektrijuhtivust. Katoodina kasutatakse rauda, anoodina grafiiti (Koorits ja Nei, 1998).

Elektrodialüüsimeetod põhineb vee elektrolüüsil, mille käigus vees lahustunud soolade ioonid vastasnimelise laenguga elektrodide poole suunduvad. Plusslaenguga ioonid, katioonid, liiguvad miinuslaenguga elektroodi – katoodi poole ja miinuslaenguga ioonid, ehk anioonid, liiguvad plusslaenguga elektroodi ehk anoodi, suunas. Kui ionide liikumise teele asetada poorsed membraanid, diafragmad, siis koguneb diafragmadevahelisse ruumi puhastatud vesi, soolade koostisioonid aga katoodi- ja anoodiruumi (Karik, 2006).

Füsiko-keemilise puhastamise käigus muudetakse saasteainete olekut, mis hõlbustab saasteainete eemaldamist. Üheks meetodiks on koagulatsioon, mille tulemusel ühinevad väiksed osakesed suuremateks. Veele lisatakse koagulante, nt alumiiniumi- või raua sooli, mis lahustudes hüdrolüüsivad ja moodustavad hüdrosiidide kolloidosakesi (positiivse laenguga). Vees olevad osakesed omavad negatiivset laengut ja vastastikuse elektrostaatilise tõmbumise tulemusena moodustuvad kiiresti settivad suurehelbelised kogumid. Protsessi hõlbustamiseks lisatakse ka flokulante (polumersed ühendid), mis absorbeerudes seovad lahuses moodustunud helbeid veelgi suuremateks ja püsivamateks (Koorits ja Nei, 1998). Üheks meetodiks on ekstraheerimine, mis seisneb komponendi eraldamisel veest lahusti abil, mis vees ei lahustu ja kui aine lahustuvus on suurem lahustis kui vees. Meetodit kasutatakse õlide ja fenoolide ning teiste orgaaniliste ainete eraldamisel. Eraldatava aine väärtus määrab meetodi otstarbekuse (Koorits ja Nei, 1998).

Vees lahustunud kolloidide võib kõrvaldada ka koagulatsiooniga. Kolloidide väljasadestamiseks neutraliseeritakse kolloidosakeste laeng, selleks lisatakse vette koagulante

(elektrolüüte, mis vees dissotsieerudes ja hüdrolüüsudes neutraliseerivad kolloidosakeste laengu), mille tulemusel liituvad kolloidosakesed suuremaks ja seejärel sadestuvad (Karik, 2006). Levinud koagulandid on raud(III)sulfaat ($\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$) ja alumiiniumsulfaat ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). Vee heljumi sisalduse 10 mg/l tagamiseks tuleb lisada vette ~6-10 mg raud(III)sulfaati ühe kuupmeetri vee kohta. Koagulantide vajaliku koguse lisamiseks on võimalik sisse- ja/või väljavoolule paigutada automaatsed andurid (Steiger, 2014).

Adsorptsiooni kasutatakse heitvete järelpuhastamiseks. Adsorbendi pind peab olema suur ja tugevalt siduma eraldatava aine molekulile ning nõrgalt siduma veemolekulile. Protsessis segatakse vette adsorbenti või filtreeritakse vesi läbi adsorptsioonikihi. Adsorbentidena on kasutusel näiteks aktiivsüsi, šlakk, sünteetilised poorsed ained. Ioonide eemaldamiseks kasutatakse ionivahetuslikku adsorptsiooni, mille abil on võimalik heitveest eemaldada raskmetallide ioone (Zn^{2+} , Cr^{2+}), anioone (PO_4^{3-}) ja radioaktiivseid aineid (Koorits ja Nei, 1998).

Kareda vee pehmendamiseks kõrvaldatakse veest kaltsium- ja magneesiumioonid. Põhiliselt kasutatakse selleks ioonite või lisatakse naatriumfosfaati, mille toimele tekivad vees praktiliselt mittelahustuv kaltsium- ja magneesiumfosfaat, mis pärast sadestumist eraldatakse. Ioniidid (ioonivahetid) kujutavad endast tahkest ainet väikesi osakesi, graanuleid, mis vahetavad oma koostisioone teiste lahuses olevate ionidega. Ioniitmeetodit kasutatakse vee puhastamiseks karedust põhjustavatest ionidest, põhiliselt Ca- ja Mg-ioonide kõrvaldamiseks või asendamiseks Na-ioonidega, mis karedust ei põhjusta. Vee pehmendamiseks rakendatakse ka magnet-töötlust. (Karik, 2006).

Mehhaanilisel puhastamisel on puhastusseadmeks setiti või settebassein, kus veest suurema tihedusega, raskemad ja vees lahustumata osakesed vajuvad raskusjõu tõttu setiti põhja (Karik, 2006), kust nad hiljem eemaldatakse ja utiliseeritakse (Koorits ja Nei, 1998). Väiksemad vees lahustumata osakesed kõrvaldatakse veest (Karik, 2006) filtreerimise teel või hüdrotsüklonites. Filtreerimisel eraldatakse võrkude, sõelade ja võrede abil ujuvad osakesed (Koorits ja Nei, 1998). Laialdaselt on leidnud kasutust liiva- ja söefiltrid (Karik, 2006). Filtrite kasutamise puhul on oluline puhastamise või vahetamise võimalus (Steiger, 2014). Hüdrotsüklonite seadmetes liigub vesi kiiresti pööreldes ja tsentrifugaaljõu mõjul surutakse osakesed vastu seadme seina, kus nad settivad (Koorits ja Nei, 1998).

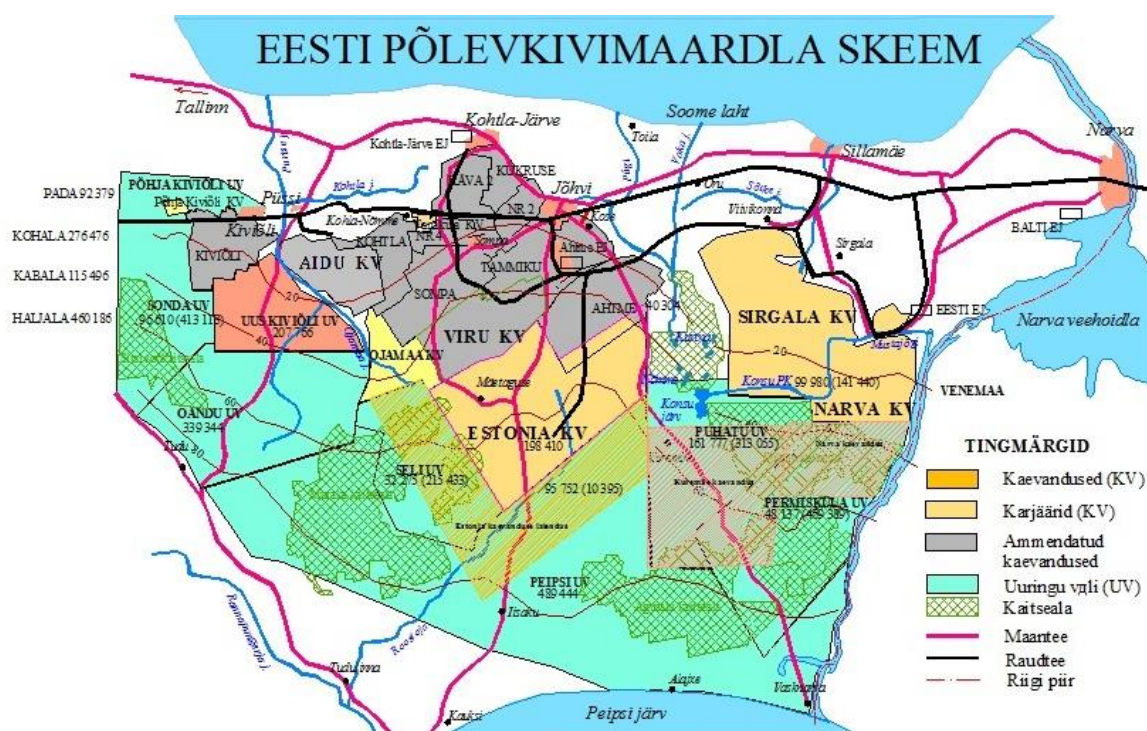
Passiivsed meetodid kasutavad võimalikult vähe energiat, materjali, inimtööjõudu ja on väiksemate opereerimiskuludega, ehk siis on looduslikud ja energiat saadakse fotosünteesi käigus või mikroobide abil. See eeldab inseneri poolt välja töötatud kombinatsiooni biokeemilisest süsteemist, nt reaktiivsed barjäärid, aeroobsed pilliroostikud, anaeroobsed märgalad ja kivifiltrid rauasisaldusega vete jaoks (Bell ja Donnelly, 2006). Kaevandusvete

puhastamiseks looduslike märgalade kasutamisel juhitakse kaevandusvesi olemaolevasse rajatud märgalasse, kus on taimed nagu näiteks vetikad, turbasammal ja hundinuiad, ujuvad saared, mis filtreerivad välja ja kasutavad oma elutegevuseks vees olevaid aineid. Märgalad suudavad neutraliseerida happelist vett ja on odavamad, kui veepuhastusjaamad ning nõuavad vähe hooldamist. Erinevalt puhastusjaamadest, märgalad ei tooda täiendavaid jääke, mida tuleks eraldi käidelda ja kõrvaldada. Märgalad aitavad asendada olulist ökosüsteemi, mis on kaevandamise käigus mõjutatud. Märgalad ei pruugi olla üksinda piisavad suuremahuga ja toksilise vee täielikuks puhastamiseks, seetõttu võib märgalaid rakendada täiendava puhastina, et vähendada mehhaaniliste süsteemide kasutamist (Burley, 2001). Märgalaid on kasutatud ka nitraatide eemaldamisel, kuid madalatel temperatuuridel väheneb lämmastiku eemaldamine ja ilmastik püüab veepuhastusprotsesse. Veest nitraatide eemaldamine on üldjuhul kallis (Ripley *et al.*, 1996). Voolu aeglustamiseks on maailmas kasutatud vaheseinu settebasseini ristlõikele paigutatuna (Steiger, 2014).

Eestis on suured väljapumbatavad kaevandusvee kogused tinginud veekraavide ja settebasseinide rajamist heljumi settimiseks enne, kui vesi juhitakse jõgedesse (Liblik *et al.*, 2005). Käesoleval ajal kasutusel oleva tehnoloogia kohaselt, maa-alune eelsetitamine aitaks vähendada heljumi sisaldust vees, aga settebasseini väiksemate mõõtmete korral ei taga peenemate osakeste settimist. Gravitatsioonilisel settimisel tuleks vältida täielikult settimata vee pumpamist. Settebassein on tehniliselt kõige lihtsam lahendus. Settebasseini mõõtmed sõltuvad voolu hulgast ja kiirusest, settimise ajast, sügavusest. Suurem efekt saavutatakse voolu rahustamiseks, settimise aja lühendamise ja alternatiivse lahenduse kasutamisel (Steiger, 2014).

2. Estonia kaevandus

Eesti Energia Kaevandused AS Estonia kaevandus paikneb Eesti põlevkivimaardla keskosas, üldpindalaga 185,8 km². Põhjapool piirneb Viru kaevandusega ja kirdes suletud Ahtme kaevandusega, idapiiril on Vasavere mattunud ürgorg ja Puhatu uuringuväli, lõunapiiril on Peipsi uuringuväli ja läänepiiril Seli uuringuväli (joonis 3). Estonia kaevanduses lasub põlevkivi põhjapool 45-55 m sügavusel, lõuna suunas on 65-70 m. Estonia kaevanduse tootuskihi üldpaksus on 2,6 kuni 2,8 m (Kattai *et al.*, 2000). Suurem osa Estonia kaevandusest asub Illuka ja Mäetaguse valla aladel ning edelanurgast paikneb Iisaku vallas (Kattai *et al.*, 2000). Estonia kaevandust piiravad kaitsealad nagu Muraka, Kivinõmme ja Kurtna maastikukaitseala ning Selisoo loodusala (Kattai, 2003).



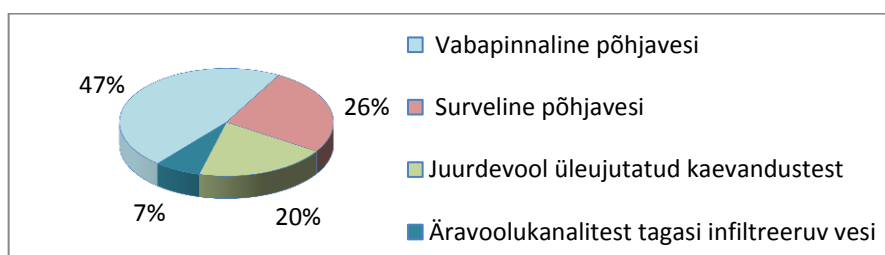
Joonis 3. Estonia kaevanduse paiknemine Eesti põlevkivimaardla keskel (Eesti Energia Kaevandused AS, b)

Estonia kaevandus lasti käiku 1972. aastal, tootlikkusega 5,4 miljonit tonni põlevkivi aastas, mis oli tollal maailma põlevkivi kaevandustest suurim. Kaevanduses kasutatakse kamber-kaevandamisviisi, kus kaevandatud ala lage hoitakse ülal tulptervikute ja ankurtoestiku abil ning väljatakse põlevkivi- ja lubjakivi kihid vastavalt tabelis 4 toodule ja seejärel rikastatakse (Kattai *et al.*, 2000). Kuna põlevkivi ja lubjakivi on erineva tihedusega, vastavalt 1,3...1,8 t/m³ ja 2,0...2,5 t/m³, siis kasutatakse nende eraldamiseks gravitatsioonilist rikastamist rasketes magnetiitsuspensioonides (Kattai, 2003). Tootmiskaod moodustavad ligi 25% (Kattai *et al.*, 2000). Käesoleval ajal toodetakse keskmiselt 7-9 miljonit tonni geoloogilist põlevkivi aastas (Eesti Energia Kaevandused AS, c).

Tabel 4. Põlevkivi ja lubjakivi kihid A-st kuni F₁-ni Estonia kaevanduses. (Estonia kaevanduse kvaliteedikäsiraamat, 2013)

Geol. indeks	Litoloogiline läbilõige	Kihi paksus, m	Kõrgus "A" kihist	Kivimite lühike iseloomustus
F1		0,45	2,74	Põlevkivi, sisaldab kuni 35% paekongretsioone
E		0,55	2,29	Kollakaspruun põlevkivi, sisaldab kuni 20% paekongretsioone
D/E		0,06	1,74	Lubjakivi kerogeenilisandiga
D		0,08	1,68	Nõrgalt savikas põlevkivi
C/D		0,28	1,6	Lubjakivi
C		0,31	1,32	Põlevkivi, sisaldab paekongretsioone kuni 15%
B/C		0,15	1,01	Lubjakivi
B		0,44	0,86	Puhas kerge põlevkivi
A1/B		0,2	0,42	Lubjakivi
A1		0,06	0,22	Mergiline põlevkivi
A/A1		0,03	0,16	Lubjakivi kerogeenilisandiga
A		0,13	0,13	Erepruun kerge ja puhas põlevkivi

Estonia kaevandusest väljapumbatav vesi koosneb pinnaveest, surveisest põhjaveest, lähedal asuvatest suletud ja üleujutatud kaevandustest tulenevast juurdevoolust ning kanalitest tagasi infiltreeruvast vesist (mille eest on makstud vee erikasutustasu). Joonisel 4nr on esitatud protsentides Estonia kaevanduse aasta keskmine juurdevool (Savitski, 2005).



Joonis 4. Estonia kaevandusvee päritolu (Savitski, 2005)

Estonia kaevanduse piirkonnas on Ordoviitsiumi veekompleksi Nabala-Rakvere põhjaveekihi 0,5–1,5 km ja Keila-Kukruse põhjaveekihi alandusleetri raadius 5–6 km. Lasnamäe-Kunda veekihi alanduslehter, mille kese asub Estonia kaevanduse alal, ulatub lõunas Peipsi järveni ja idas Narva jõeni ning ühineb seal Leningradi maardla kaevanduste

alanduslehtritega (Erg *et.al*, 2002). Allmaa kaevanduskäikude kohal ja lähipiirkonnas tekitatud põhjavee alanduslehtri tagajärjel alaneb veetase kaevandustööde kohal ja naabruses olevates puur- kui ka salvkaevudes, osad kaevud võivad kuivaks jääda. Kaevandamise mõjupiirkondadesse on rajatud joogiveetrassid ja sügavamad puurkaevud kambrium-vendi veekompleksi, küladesse on väljaehitatud kaasaegne joogiveevarustus (Roose, 1991; Maa ja Vesi, 2005). Viimase kümnekonna aastaga on rajatud ühisveevärgid rohkem kui 600 talusse, mis asuvad järgmistes külades nagu näiteks: Jõetaguse, Pagari, Tarakuse, Ereda, Aruküla, Väike-Pungerja-Uhe, Mäetaguse alevik, Mäetaguse küla, Kiikla, Pajualuse, Pauliku ja Ratva (Eesti Energia Kaevandused AS, d).

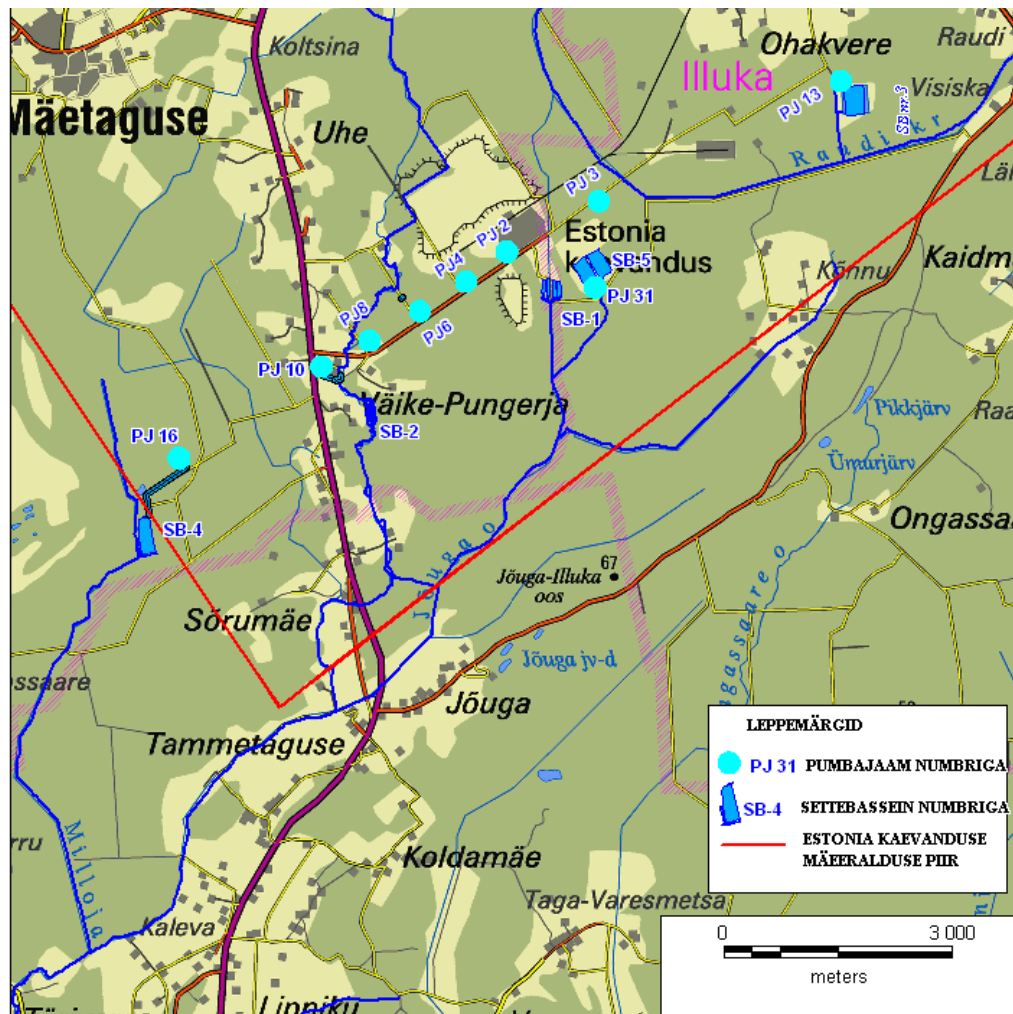
Kaevandusvee kogumiseks ja ümberjuhtimiseks on kaevanduskäikude põrandasse soonitud veekõrvaldussooned laiusega $\sim 0,1$ m ja veekraavid (laius ~ 1 m), mille kaudu juhitakse vesi kamberplokkidest, läbindus- ja teistest kaeveõõntest allmaa veekoguritesse (joonis 5). Allmaapumplate juurde rajatud veekoguritest pumbatakse vesi maapinnale ja juhitakse settebasseinidesse, kus suur osa heljumist settib (Eesti Energia Kaevandused AS, e).



Joonis 5. Estonia kaevanduse veekõrvaldussooned (Foto: Eesti Energia Kaevandused AS, 2010)

Estonia kaevanduse veekõrvalduse moodustab viis settebasseini (SB) ja üheksa pumbajaama (PJ) (joonis 6. Lisa 1, joonised 1 ja 2), millest (Scada, 2014):

- 5 pumbajaama koosneb neljast pumbast (PJ 2, PJ 3, PJ 4, PJ 6, PJ 8),
- 1 pumbajaam kolmest pumbast (PJ 10),
- 1 pumbajaam kaheksast pumbast (PJ 13),
- 2 pumbajaama kuuest pumbast (PJ 16, PJ 31).



Joonis 6. Estonia kaevanduse pumbajaamade ja settebasseinide asendiplaan (Raadla, 2009)

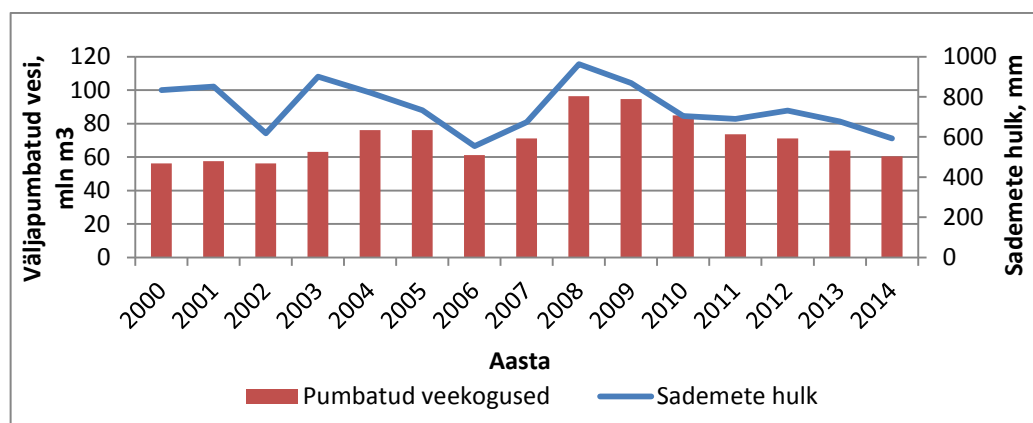
Settebassein nr 1 ja nr 2 (SB-1 ja SB-2) veekõrvalduse moodustab 3 pumbajaama (PJ nr 2, 3 ja 4), settebassein nr 3, 4 ja 5 aga üks pumbajaam (SB-3 PJ 13, SB-4 PJ 16, SB-5 PJ 31). Pumplate tööaega ja pumbatud veemahtu mõõdetakse tundides ja sisestatakse automatiseeritud juhtimis- ja arvestussüsteemi nimega Scada. Pumbad töötavad jõudlusega ~300-1900 m³ tunnis (Scada, 2014). Iga pumbajaama kohta peetakse arvestust eraldi, fikseerides pumpade tööaja, tootlikkuse ja väljapumbatud kaevandusvee kogused (Settebasseinide passid, 2010).

Keskkonnaamet on väljastanud Eesti Energia Kaevandused AS Estonia kaevandusele vee erikasutusloa (nr L.VV/320501, kehtivusega 01.07.2011-30.06.2016), mille alusel on lubatud Ordoviitsiumi põhjaveekompleksist võtta kaevandusvett maksimaalselt 153 mln m³ aastas (tabel 5) (Vee erikasutusluba, 2014).

Tabel 5. Maksimaalsed lubatud väljapumbatavad veekogused Estonia kaevanduses (Vee erikasutusluba, 2014)

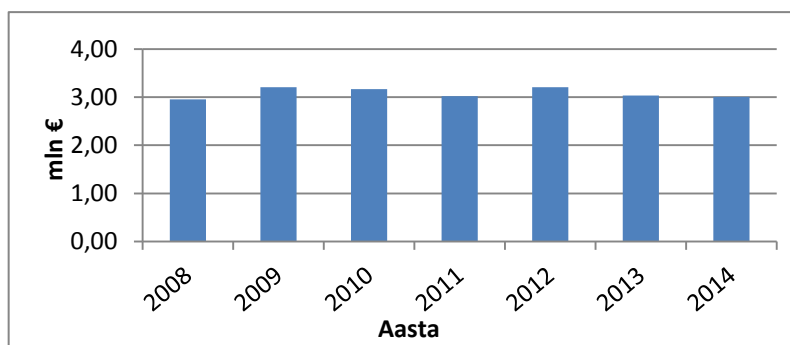
Jrk nr	Pumbajaama nr	Põhjavee-kompleks	Lubatud veevõtt aastas, mln m ³
1.	2	Ordoviitsium	4,7
2.	3	Ordoviitsium	7,3
3.	4	Ordoviitsium	11
4.	6	Ordoviitsium	16,8
5.	8	Ordoviitsium	8,2
6.	10	Ordoviitsium	3
7.	13	Ordoviitsium	32
8.	16	Ordoviitsium	38
9.	31	Ordoviitsium	32
Kokku			153

Estonia kaevandusest pumbatakse keskmiselt välja 70 mln m³ vett aastas, kõige enam pumbati 2008 (96,4 mln m³) sademeterohkeimal aastal (962 mm), kõige vähem pumbati (56,1 mln m³) 2002. aastal, kui esines oluliselt vähem sademeid (joonis 7) (Scada, 2014; EMHI). Osa väljapumbatavast veest (800 tuhat m³/a) kasutatakse tehniliste vajaduste katmiseks nagu näiteks rikastusvabrikus põlevkivi rikastusprotsessis veekadude kompenseerimiseks ja tolmutõrjeks nii rikastusvabrikus kui ka autoteedel (Valgma *et al.*, 2010; Estonia kaevanduse kvaliteedikäsiraamat, 2013).



Joonis 7. Estonia kaevandusest väljapumbatud vee kogused ja Jõhvi meteojaama aastased sademete hulgad 2000-2014 (Scada, 2014; EMHI)

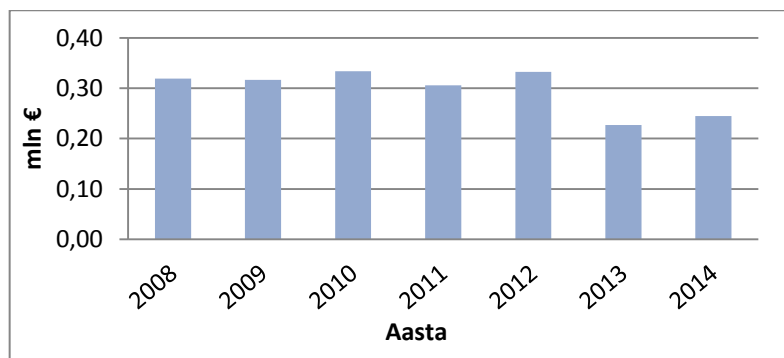
Vastavalt Vee erikasutusloale ja Keskkonnatasude seadusele, tuleb kaevandusest väljapumbatava vee eest tasuda ressursi tasu. Estonia kaevandusest vee väljapumpamise eest on makstud perioodil 2008-2014 vee erikasutustasu 2,9 kuni 3,21 mln €/a (joonis 8) (Estonia Eesti Energia Kaevandused AS, f).



Joonis 8. Estonia kaevanduses makstud vee erikasutustasud 2008-2014 (Eesti Energia Kaevandused AS, f)

Vesi liigub settebasseinide setitamise järel mööda maapealseid veekraave suublatesse, milleks on looduslikud veekogud (Eesti Energia Kaevandused AS, e.). Estonia kaevandus suunab osa väljapumbatava kaevandusveest Rannapungerja jõe ja Milloja kaudu Rannapungerja jõkke (Rannapungerja valgala) ning sealt edasi Peipsi järve (joonis 3, lisas 2). Teine osa kaevandusveest suunatakse Raudi kanalisse, mis rajati 1967-1969 kaevandusvee ärajuhtimiseks. Raudi kanalist liigub vesi Nõmme järve, sealt Konsu järve, osa vett voolab Kirjakjärve-Konsu regulaatori kaudu läbi Kirjakjärvede Mustajõkke. Konsu järvest liigub vesi mööda Konsu kanalit Mustajõkke, kust omakorda Narva jõkke (joonis 4, lisas 2) (Tamm ja Kitsing, 2013).

Vee erikasutusloa nõudel tuleb teostada ettevõttel omaseiret. Seirata tuleb settebasseinidesse suunduva vee heljumi sisaldust ja settebasseinidest väljuvas vees ning suublates lisaks heljumile veel näitajaid nagu pH, BHT₇, KHT, üldlämmastik, üldfosfor, kloriidid, üldkaredus, kaltsium, magneesium, üldleelisus, kuivjääk, naftasaadused ning ühe- ja kahealuselised fenoolid (Vee erikasutusluba, 2014). „Saasteainete koguse määramiseks tuleb omavahel korrutada saasteainete sisaldus vees ja väljapumbatava vee kogus“ (Reinsalu, 1998). Saastetasude arvutamisel võetakse sõltuvalt suublast koefitsient, mis on üldjuhul 2. Suurimad lubatud saasteainete kogused on vee erikasutusloaga määratud settebasseinidest väljuvas vees ainult järgmistele näitajatele (Vee erikasutusluba 2014): heljum, pH, BHT₇, KHT, üldfosfor, naftasaadused ning ühe- ja kahealuselised fenoolid. Suublasse juhitavatele saasteainetele piirkoguseid ei ole määratud. Vastavalt saasteainete juhtimise eest veekogudesse on Estonia kaevandus maksnud veesaaste tasusid perioodil 2008-2014 0,23-0,33 mln €/aastas (joonis 9) (Eesti Energia Kaevandused AS, f).



Joonis 9. Estonia kaevanduses makstud veesaastetasud 2008-2014 (Eesti Energia Kaevandused AS, f)

2.1. Estonia kaevanduse settebasseinid

Settebasseinide põhjad koosnevad vett suhteliselt mitteläbilaskvast kihist, savikast põhjast. Settebasseinidesse lastava vee liikumiskiirus aeglustub ja toimub vee puhastamine – heljum settib põhja. Puhastatud veekogus arvutatakse arvestusliku meetodi alusel (pumpade tööaeg korrutatakse pumpade tootlikkusega). Kord kuus leiab aset settebasseinide korrasoleku visuaalne seire, puhastamise vajadus selgitatakse välja pikemaajalise heljumi sisalduse tõusmise tulemusena settebasseinidest väljuvas vees. (Settebasseinide passid, 2010)

Estonia kaevanduse settebassein nr 1 ehitati 1975. aastal ja koosneb neljast eraldi töötavast kaardist, mis ühinevad väljalasus (Tabel 6. Joonis 5. Lisa 3). Puhastatud vesi liigub pinnapealsesse äravoolu kanalisse, suublaks on Jõuga peakraav. Settebassein nr 1 puhastati 2003. aastal (Settebasseini nr 1 pass, 2010).

Estonia kaevanduse settebassein nr 2 ehitati 1978. aastal ja koosneb kolmest eraldi töötavast kaardist, mis ühinevad väljalasus (Tabel 6. Joonis 6. Lisa 3). Puhastatud vesi liigub äravoolukanalisse ja suubub Rannapungerja jõkke. 2007-2008 puhastati sissevoolu ja väljalasus voolusäng ning 2013. aastal puhastati settebassein setetest (Settebasseini 2 pass, 2010).

Settebassein nr 3 ja nr 4 on suured settebasseinid. Settebassein nr 3 ehitati 1986 ja lasti käiku 1988. aastal ning suubub Raudi kanalisse. 2014. aastal rekonstrueeriti settebasseini nr 3 ülevool (Tabel 6. Joonis 7, 8. Lisa 3). Settebassein nr 4 ehitati 1995 ja lasti käiku 1997 ning suubub Millojasse. (Settebasseinide nr 3 ja 4 passid, 2010).

Estonia kaevanduse settebassein nr 5 ehitati ja lasti käiku 1998. aastal ning suubub Jõuga peakraavi (Tabel 6. Joonis 9. Lisa 3. Estonia kaevanduse settebassein nr 3). Settebassein nr 5 koosneb kahest eraldi töötavast kaardist, mis ühinevad väljalasus (Settebasseini 5 pass, 2010).

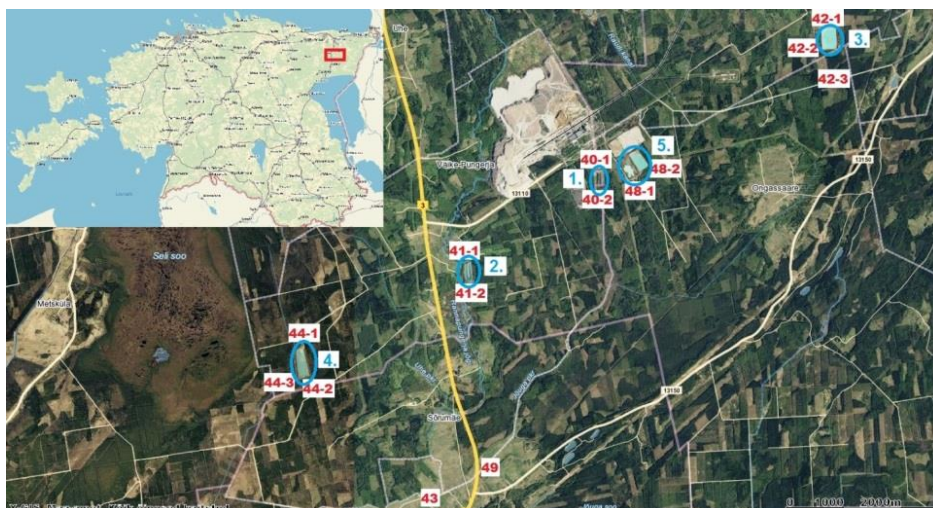
Tabel 6. Settebasseinide andmed (Settebasseinide passid, 2010)

Settebassein	Koordinaadid	Ehitusaasta	Pindala, m ²	Sügavus, m	Keskmine voolukiirus, m/s	Vee settimise aeg, h	Suubla
SB-1	X: 6566541 Y: 694287	1975	25 200	2,9	0,005	9,9	Jõuga kanal
SB-2	X: 6564946 Y: 692021	1978	24 825	2,7	0,005	11,8	Rannapungerja jõgi
SB-3	X: 6568998 Y: 698077	1986	92 500	6,6	0,004	21,3	Raudi kanal
SB-4	X: 6563271 Y: 689117	1995	75 360	3,8	0,004	27,5	Milloja
SB-5	X: 6566812 Y: 695025	1998	74 134	6,4	0,004	21,1	Jõuga peakraav

3. Materjal ja meetodika

3.1. Proovivõtukohtade iseloomustus

Käesolevas magistritöös on kasutatud Eesti Energia Kaevandused AS-i Estonia kaevanduse vee erikasutusloa alusel teostatud veeseire tulemusi alates 2008.a kuni 2014.a. Estonia kaevanduse vee erikasutusloa alusel tuleb seirata üks kord kvartalis, ehk kokku neli korda aastas viit settebasseini (enne ja pärast settebasseini) ning suublaid, kuhu kaevandusvesi juhitakse ja seguneb loodusliku veega. Jõuga peakraavist (enne Rannapungerja jõge) võeti kaks korda aastas veeproove, kuni 2011.a III kvartalini. Rannapungerja jõest võeti veeproove kord aastas (II kvartalis) 2008-2011, alates 2011.a II kvartalist võeti veeproove kord kvartalis. Fenoolide seiret teostati kaks korda aastas. Joonisel 10 on settebasseinid nummerdatud ja märgistatud siniselt ja proovivõtukohtad nummerdatud punaselt.



Joonis 10. Seirepunktide ja settebasseinide asukohad (Maa-amet, 2014)

Proovivõtukohtad on nummerdatud vee erikasutusloaga järgmiselt:

1. SB-1 – enne settebasseini 40-1 ja pärast settebasseini 40-2,
2. SB-2 – enne settebasseini 41-1 ja pärast settebasseini 41-2,
3. SB-3 – enne settebasseini 42-1 ja pärast settebasseini 42-2,
4. SB-4 – enne settebasseini 44-1 ja pärast settebasseini 44-2,
5. SB-5 – enne settebasseini 48-1 ja pärast settebasseini 48-2.

Suublate proovivõtukohtad on nummerdatud järgmiselt:

1. Raudi kanal 42-3 (SB-3 suubla),
2. Milloja 44-3 (SB-4 suubla),
3. Jõuga peakraav 49 (pärast SB-1, SB-2 ja SB-3, enne Rannapungerja jõge),
4. Rannapungerja jõgi nr 43.

3.2. Veeproovide võtmine

Veeproove võtsid veeproovivõtja koolituskursuse läbinud ja atesteeritud AS Eesti Energia Keskkonnateenistuse töötaja(d). Käesoleva töö autor on atesteeritud veeproovivõtja ning võttis veeproove 2012. aasta II kvartalist kuni 2013. aasta lõpuni ja 2014. a IV kvartalis (joonis 11). Veeproovide võtmisel lähtutakse Keskkonnaministri määrusest nr 30 (RTL 2002, 56, 833) Proovivõtumeetodid. Veeproovide võtmisel kasutati selleks ettenähtud vahendeid – pudeleid ja veeproovivõtuanumat, nn koppa (joonis 10, lisa 4). Üldainete proovivõtmisel tuli nõuetekohaselt eelnevalt kaheliitrine plastikust pudel võetava veega loputada kolm korda ja täita $\frac{3}{4}$ pudelist. Ühe- ja kahealuseliste fenoolide (1-alus.fenoolide ja 2-alus.fenoolide) ning naftasaaduste määramiseks tuli veeproovid võtta eraldi liitristesse klaaspudelitesse, mida eelnevalt ei loputata. Fenoolide proovivõtmisel tuli võtta vett kuni pudeli korgini, sest tegemist on kergesti lenduvate ainetega. Naftasaaduste puhul võis proovivõtupudeli ja korgi vahele jääda õhuvähe. Estonia kaevanduse Vee erikasutusloa alusel tuleb võtta heljumi sisalduse määramiseks veeproovid enne settebasseine, kus teisi aineid ei määrata. Veeproovivõtjad vormistasid iga proovivõtu kohta protokollid, kuhu märgiti lisaks kellaaeg, veeproovivõtu sügavus ja ilmastikutingimused (temperatuur, sademed, pilvisus).



Joonis 11. Veeproovivõtt Rannapungerja jõest 2014.aasta IV kvartalis (Foto: töö autor, 14.10.2014)

Veeproovivõtjad transportisid pudelid akrediteeritud laboritesse, kus teostati veeproovide analüüsid (tabel 7). Eesti Energia Kaevandused AS Kesklaboris analüüsiti üldnäitajaid nagu pH, heljum, BHT₇, KHT, üldlämmastik, üldfosfor, kloriidid, üldkaredus, kaltsium, magneesium, üldleelisus, kuivjääk (joonis 11, lisa 4). Naftasaaduste ning ühe- ja kahealuseliste fenoolide määramiseks transporditi veeproovid OÜ Eesti Keskkonnauuringute Keskuse Virumaa Filiaali Jõhvi laborisse, kust saadeti omakorda edasi naftasaaduste analüüsimiseks Tallinna laborisse ja fenoolide määramiseks Tartu filiaali laborisse.

Tabel 7. Laborite analüüsimeetodid (Protokollid)

Keemiline näitaja	Mõõtühik	Meetod	Keemiline näitaja	Mõõtühik	Meetod
pH		ISO 10523	Üldkaredus	mg-ekv/l	ISO 6059
Heljum	mg/l	ISO 11923	Kaltsium	mg-ekv/l	ISO 6058
BHT ₇	mgO ₂ /l	ISO 5815-2	Magneesium	mg-ekv/l	arvutuslik
KHT	mgO ₂ /l	ISO 6060	Üldleelisus	mg-ekv/l	ISO 9963
Üldlämmastik	mg/l	FT AN 5202	Kuivjääk	mg/l	SFS 3008
Üldfosfor	mg/l	FT AN 5241	Naftasaadused	mg/l	ISO 9377-2
Kloriidid	mg/l	SFS 3006	1-alus.fenoolid	mg/l	STJ nr U12D
Sulfaadid	mg/l	TJ nr.V15	2-alus.fenoolid	mg/l	STJ nr U12D

3.3. Andmete analüüs

Käesoleva uurimustöö raames koondati veeproovide analüüsitulemused kokku labori protokollidest programmidesse Microsoft Excel 2010, Statistica 10 ja CANOCO 4.52. Statistiline andmeanalüüs, sh korrelatsioonarvutused (mitteparameetriline Spearmani korrelatsioon ja Pearsoni korrelatsioon) teostati seoste leidmiseks erinevate kaevandusvee saasteainete vahel, et välja selgitada kaevandusvee pikemaajalisem koostis, mis võimaldab analüüsida kaevandusvee tegelikku mõju ning vaadelda erinevaid võimalusi kaevandusvee puhastamiseks. Saasteainete kontsentratsioone võrreldi Vee erikasutusloas toodud maksimaalsete ja minimaalsete lubatud kogustega. Settebasseinide puhastamisefektiivsus ehk puhastusaste saadi settebasseini juhitava ja settebasseinist väljuva vee heljumi kontsentratsioonide vahest ja väljendatud protsentides.

Veeanalüüsi protokollides märgitud oli osade näitajate tulemuste ette < märk. Laborite seadmetel ja analüüsimeetoditel on teatud määramispiirid, (vastavalt standardites (ptk 3.2 tabelis 7 toodule), alla mille ei ole võimalik ühendite kontsentratsioone täpsemalt määrata ja tulemused jäävad alla labori määramispiiri, mistõttu märgitakse analüüsi tulemuste ette <. Märk (<) ei võimaldanud teostada programmides statistilist analüüsi, mistõttu andmeanalüüsi hõlbustamiseks jagati toodud märgiga väärtused kahega (tabelis 8). Tulemusi ei võrdsustatud märgile järgneva tulemusega, sest tegemist oli väiksema väärtusega. Märk esines näitajate puhul nagu üldlämmastik, fosfor, heljum, fenoolid, naftasaadused, üldfosfor, BHT₇ ja KHT.

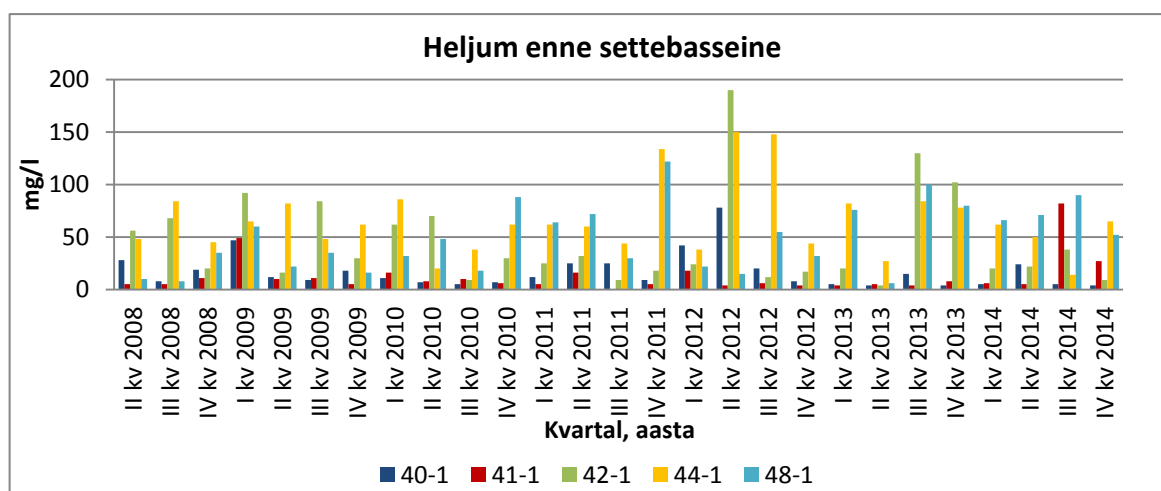
Tabel 8. Laborianalüüsi protokollis esinenud veesaasteainete teisendatud väärtused

Keemiline näitaja	Protokollis	Kohandatud
Heljum	<4	2
KHT	<40	20
BHT ₇	<1,5	0,75
Üldlämmastik	<0,26	0,13
Üldfosfor	<0,04	0,02
Fenoolid	<0,004	0,002
Naftasaadused	<0,015	0,0075
Naftasaadused	<0,020	0,01

4. Tulemused

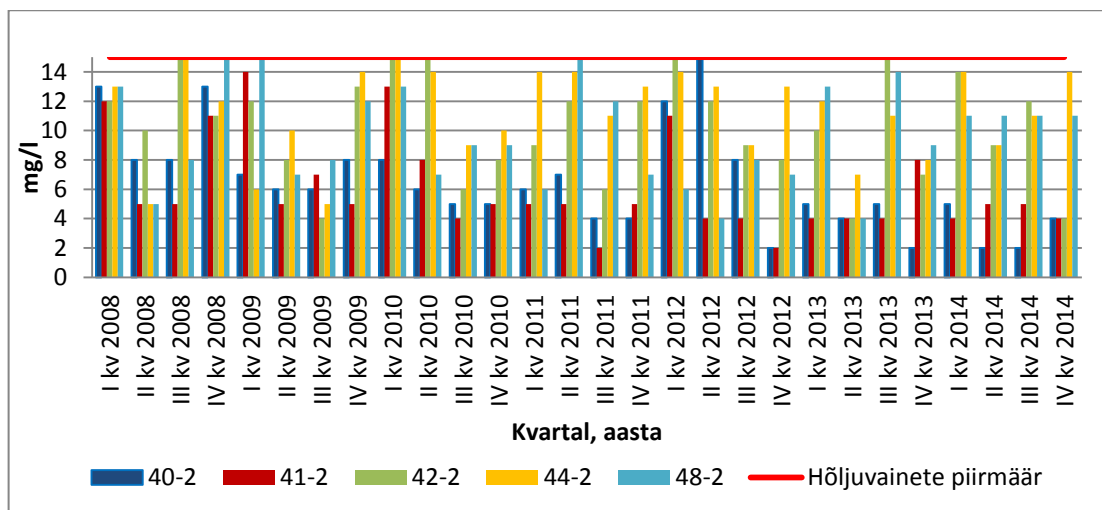
4.1. Settebasseinide puhastusefektiivsus

Perioodil 2008-2014 enne settebasseine ja settebasseinidest väljuvas vees heljumi kontsentratsioonide võrdlemisel ilmnemad märgatavad heljumi kontsentratsioonide vahed. Settebasseinidest väljuvates vetes oli oluliselt heljumi kontsentratsioonid langenud. Enne settebasseini varieerusid kaevandusvee heljumi kontsentratsioonid 4...190 mg/l. Kõrgemaid sisaldusi esines 2011.a IV kvartalis proovivõtukohtades 44-1 (134 mg/l) ja 48-1 (122 mg/l) ehk vastavalt enne SB-4 ja SB-5 ning 2012.a II kvartalis taas kõrgeimaid kontsentratsioone proovivõtukohtades 44-1 (150 mg/l), kui ka 42-1 (enne SB-3, 190 mg/l). 2013.aastal esines kahes eelnevas proovivõtukohtades jällegi kõrgemaid heljumi sisaldusi, aga lisandus ka 48-1. Madalamaid heljumi kontsentratsioone esines proovivõtukohtades 40-1 ja 41-1 (enne SB-1 ja SB-2), välja arvatud üksik piik 2014.a III kvartalis, kus 41-1 oli heljumi sisaldus 180 mg/l (joonis 12).



Joonis 12. Heljumi kontsentratsioonid settebasseinidesse sisenevas vees

Settebasseinidest väljuvas vees on heljumi kontsentratsioonid olnud perioodi vältel ebastabiilsed, kõikunud väärtuste 2...15 mg/l vahel (joonis 13). Otsest trendi mõõtetulemustes ei esinenud, kuigi on märgatav heljumi sisalduse mõningat vähenemist 2014. aastal proovivõtukohtades nr 40-2 (pärast SB-1). Vee erikasutusloa alusel on maksimaalne lubatud heljumi kontsentratsioon 15 mg/l (joonisel 13 toodud punase joondiagrammina). Settebasseinidest väljuvas vees ei ületatud heljumi piirmäära, küll aga esines korduvalt piiripealseid kontsentratsioone proovivõtukohtades 42-2, 44-2, 48-2, ehk siis vastavalt SB-3, SB-4 ja SB-5 väljuvas vees, üksikul korral ka 40-2 (II kv 2012).



Joonis 13. Heljumi kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

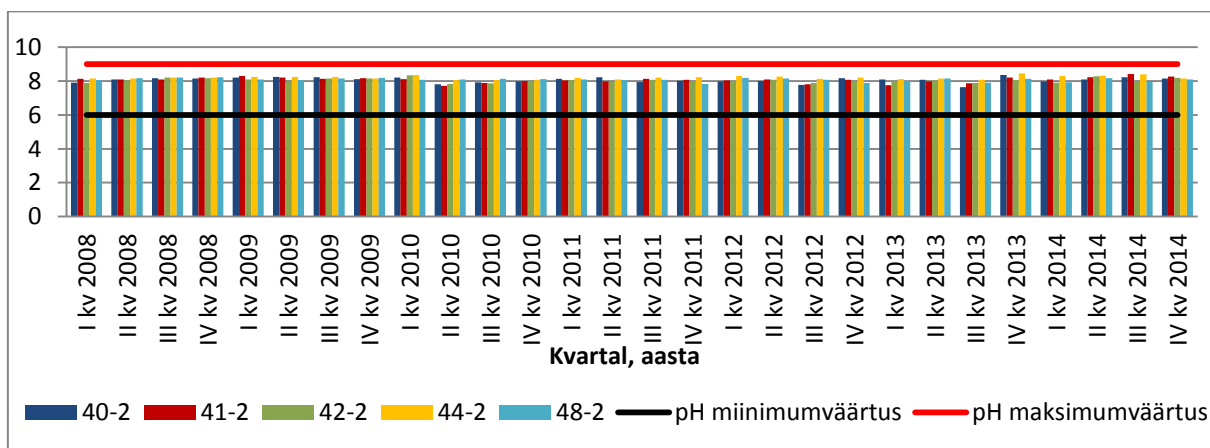
Settebasseinide puhastamiseefektiivsus on protsent, mis saadi heljumi kontsentratsioonide vahest pärast ja enne settebasseini võetud veeproovi analüüsitulemustest. Settebasseinide puhastusefektiivsus on toodud tabelis 1, lisa 5 ja keskmised väärtused tabelis 9. Kõige efektiivsemalt puhastas perioodil 2008-2014 kaevandusveest heljumit SB-4, mille puhastusefektide keskmine tulemus oli 77,7%. Madalaim keskmine puhastusefektiivsus oli SB-2, kõigest 25,07%. Maksimaalseim puhastusefekt esines settebasseinidel nr 3 ja nr 5 (95,5%). Puhastusefektiivsus 0% esines sageli, kui settebasseinidesse lastaval ja settebasseinidest väljuvas vees olid sama madalad heljumi kontsentratsioonid.

Tabel 9. Settebasseinide keskmine puhastusefekt heljumi setitamisel

Settebassein	Puhastusefektiivuste vahemik, %	Keskmine puhastusefektiivsus, %
SB-1	0-85,1	40,8
SB-2	0-93,9	25,0
SB-3	0-95,2	58,9
SB-4	0-93,9	77,7
SB-5	0-95,5	69,4

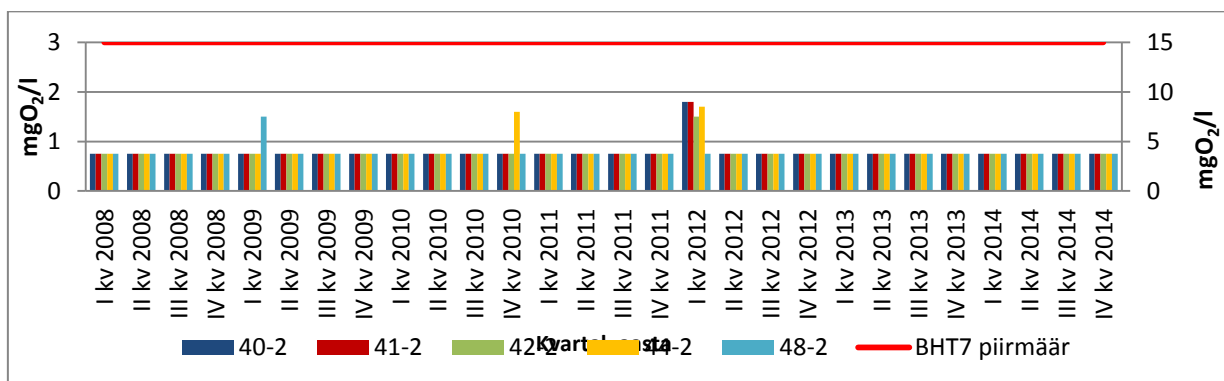
4.2. Saasteainete kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

2008-2014 varieerusid settebasseinidest väljuva vee pH väärtused 7,65...8,45, olles võrdlemisi stabiilsed kogu perioodi vältel. Vee erikasutusloas toodud minimaalne lubatud kogus on 6,0 ja maksimaalne 9,0, (joonisel 14 toodud vastavalt musta ja punase joondiagrammina). Perioodi jooksul ei rikutud Vee erikasutusloa nõudeid ega ületatud settebasseinidest väljuvale veele seatud pH-le lubatud maksimaalset kogust ja kaevandusvesi ei sisaldanud kordagi pH väärtuse alla 6.



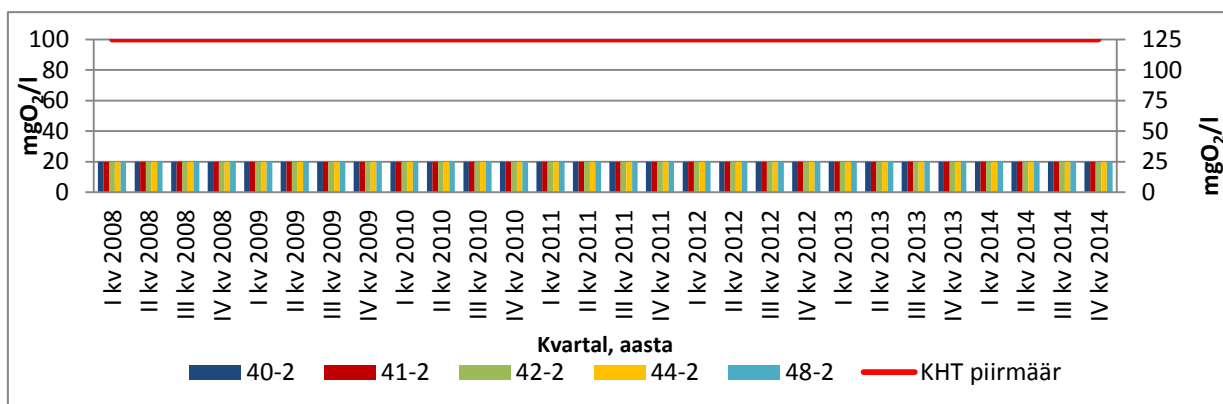
Joonis 14. Settebasseinidest väljuva vee pH sisaldused

BHT₇ esines protokollides tulemuste väärtuste ees väiksem kui märk (<1,5 mgO₂/l), ehk allapoole labori määramispiiri, mistõttu jagati need väärtused kahega (0,75 mgO₂/l). BHT₇ sisaldused settebasseinidest väljuvas vees olid vahemikus 0,75...1,80 mgO₂/l. 2012.a I kvartalis esines neljas proovivõtukoahas kõrgemad BHT₇ väärtused 40-2 (1,80 mgO₂/l), 41-2 (1,80 mgO₂/l), 42-2 (1,50 mgO₂/l) ja 44-2 (1,70 mgO₂/l), ehk pärast settebasseini nr 1 kuni nr 4, ainult pärast settebasseini nr 5 ei esinenud. Üksikuid kõrgemaid väärtuseid esines 2010.a IV kvartalis 44-2 (1,60 mgO₂/l) ja 2009.a I kvartalis 48-2 (1,50 mgO₂/l). Vee erikasutusloaga sätestatud maksimaalset lubatud kogust (15 mgO₂/l) ei ületatud perioodil 2008-2014 kordagi (joonisel 15, paremal teljel suurim lubatud kogus).



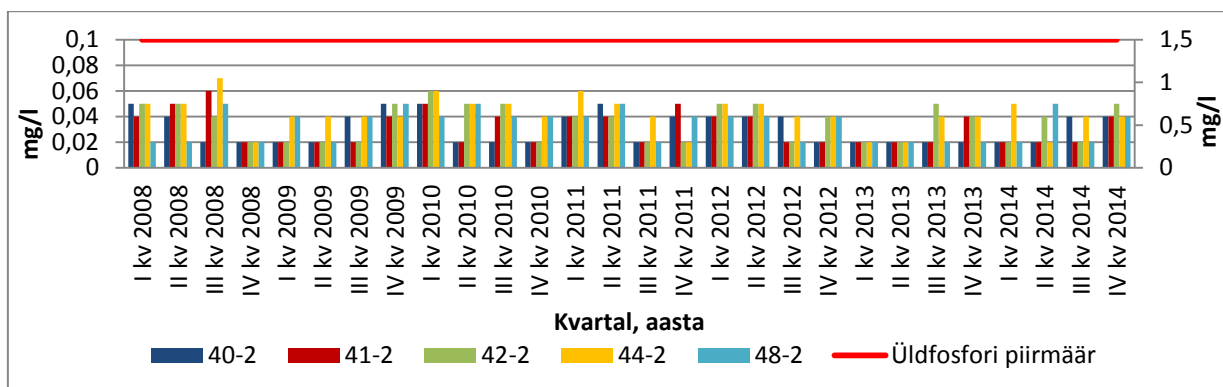
Joonis 15. BHT₇ kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

KHT puhul jäid kõik analüüsitulemused allapoole labori määramispiiri (<40 mgO₂/l), mistõttu jagati arvud kahega nagu BHT₇ puhulgi. Sellest tingituna on KHT sisaldused ühtlaselt kõikides proovivõtukohtades, 20 mgO₂/l (joonis 16), jäädes allapoole Vee erikasutusloas sätestatud piirnormi (125 mgO₂/l).



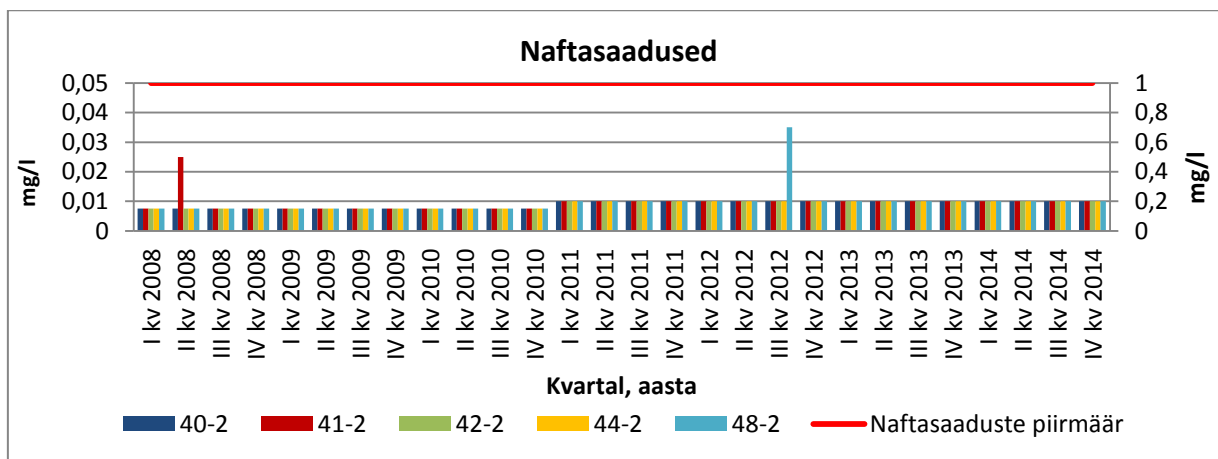
Joonis 16. KHT kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

Üldfosfori mõningad väärtused teisendati samuti (<0,04 mg/l = 0,02 mg/l) analoogselt eelnevate näitajatega. Üldfosfori kontsentratsioonid olid madalad, varieerudes vahemikus 0,02...0,07 mg/l. Kõrgeim üldfosfori kontsentratsioon esines 2008.a III kvartalis proovivõtukohas nr 44-2 (0,07 mg/l) (joonis 17). Vee erikasutusloaga määratud lubatud maksimaalset kogust (1,5 mg/l) ei ületatud kordagi.



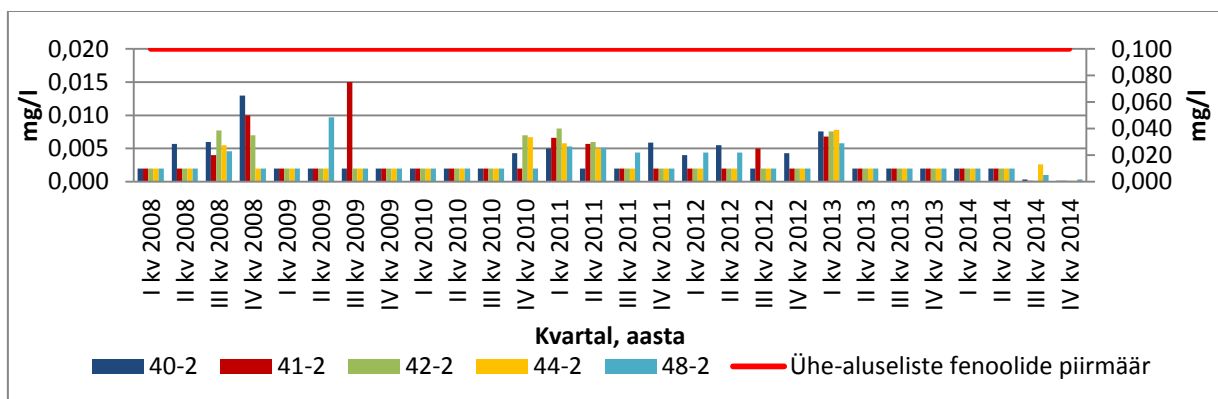
Joonis 17. Üldfosfori kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

Naftasaaduste analüüsitulemuste väärtused alla <0,015 mg/l ja <0,020 mg/l, mis teisendati käesolevas töös ümber vastavalt 0,0075 mg/l ja 0,01 mg/l. Naftasaaduste kontsentratsioonid varieerusid vahemikus 0,0075...0,035 mg/l. Vee erikasutusloaga määratud maksimaalset lubatud kogust (1 mg/l) ei ületatud kordagi, kuid esines kaks piiki: 2008.a II kvartalis proovivõtukohas nr 41-2 (0,025 mg/l) ja 2012.a III kvartalis nr 48-2 (0,035 mg/l) (joonis 18).



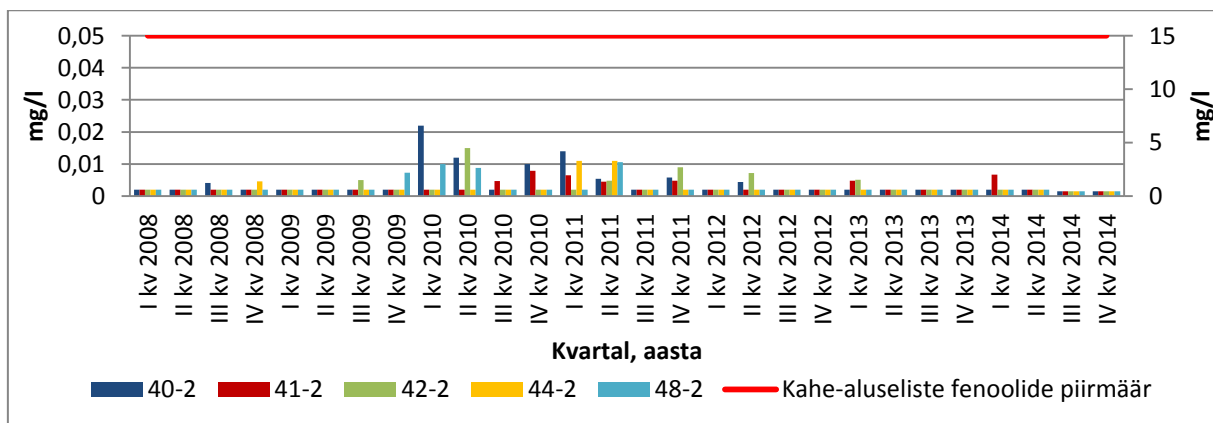
Joonis 18. Naftasaaduste kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

Fenoolide puhul teisedati protokollides olevad väärtused $<0,004$ mg/l ümber väärtusteks 0,002 mg/l. Ühealuseliste fenoolide sisaldused kõikusid vahemikus 0,00015...0,015 mg/l. Kõrgeim kontsentratsioon esines 2009.a III kvartalis proovivõtukohtas nr 41-2, kus mõõdeti fenoolide sisalduseks 0,015 mg/l (joonis 19). Keskmisest kõrgemaid kontsentratsioone esines 2008.a II-IV kv proovivõtukohtades 40-2 (0,013 mg/l) ja 41-2 (0,01 mg/l) 42-2 (0,077 mg/l), 2009.a II kvartalis 48-2 (0,0097 mg/l). Kohati kõrgemaid sisaldusi on esinenud ka aastatel 2010-2013. Vee erikasutusloaga sätestatud maksimaalset lubatud kogust (0,1 mg/l) ei ületatud kordagi mitte üheski proovivõtukohtas.



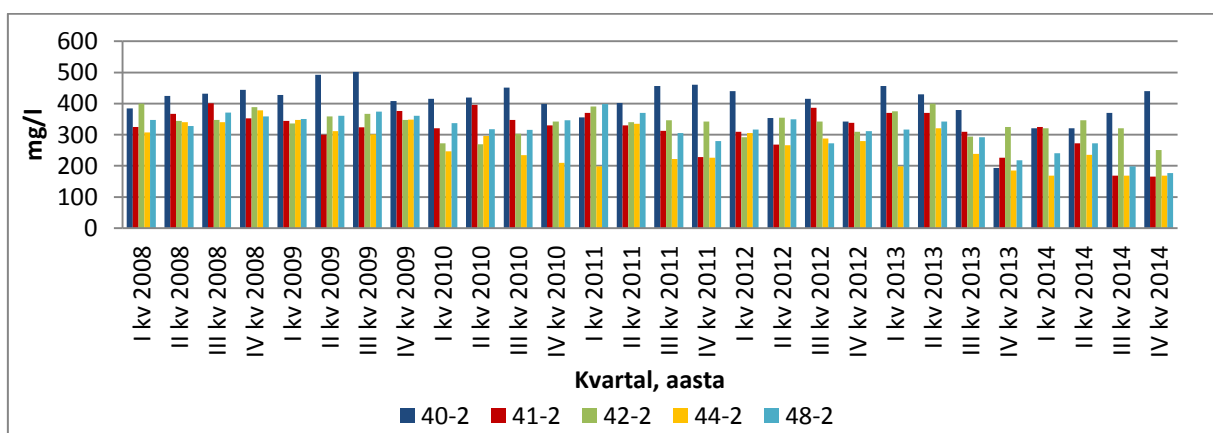
Joonis 19. Ühealuseliste fenoolide kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

Kahealuseliste fenoolide kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees varieerusid 0,0015...0,022 mg/l, viimane esines 2010.a I kvartalis proovivõtukohtas nr 40-2. Kahealuseliseid fenoolideid leidis enam aastatel 2010 ja 2011. Mõni üksik kõrgem kontsentratsioon esines, kuid on märgata vähenemistrendi. Vee erikasutusloaga määratud maksimaalset lubatud kogust, 15 mg/l, ei ületatud ühelgi korral (joonis 20).



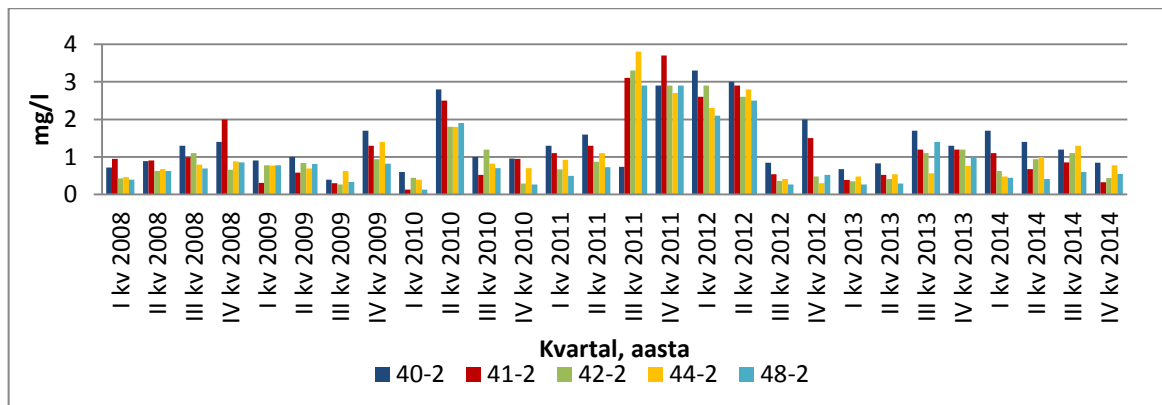
Joonis 20. Kahealuseliste fenoolide kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

Sulfaatide sisaldused kaevandusvees oli vaadeldava perioodi jooksul küllaltki kõikumine (165...502 mg/l). Kõrgemad kontsentratsioonid esinesid proovivõtukohas 40-2 (502 mg/l 18.08.2009.a) ja madalamad sisaldused 41-2 (165 mg/l 2014.a IV kvartalis). 2014. aastal on märgatav sulfaatide sisalduse vähenemine võrreldes 2008. aastaga, välja arvatud proovivõtukohas 40-2 (joonis 21). Eesti seadusandluses ega ka Estonia kaevanduse vee erikasutusloas ei ole määratud kaevandusveele sulfaatide maksimaalseid või minimaalseid lubatud koguseid.



Joonis 21. Sulfaatide kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

Üldlämmastiku mõningad väärtused, mis olid protokollis <0,26 mg/l, teisendati ümber 0,13 mg/l. Üldlämmastiku sisaldused kaevandusvees varieerusid vahemikus 0,12...3,8 mg/l. 2011.a lõpus ja 2012.a alguses esinesid märgatavad üldlämmastiku kontsentratsioonide tõus kaevandusvees. 2011. aasta III kvartalis (20.09.2011) esines proovivõtukohas nr 44-2 kõige kõrgeim kontsentratsioon (3,80 mg/l), millest alates on märgatav mõnevõrra üldlämmastiku kontsentratsioonide vähenemist (joonis 22). Estonia kaevanduse vee erikasutusloaga ei ole määratud ka üldlämmastikule maksimaalseid või minimaalseid lubatud koguseid.



Joonis 22. Üldläämastiku kontsentratsioon settebasseinidest väljuvas vees

Kloriidide sisaldus veeproovides jäi enamasti alla 15 mg/l (3,4...13 mg/l), välja arvatud 2008.a I kvartal, kui esines üksik piik, kus kloriidide sisaldus oli 30 mg/l proovivõtukohas 40-2, tegemist võib olla anomaaliaga. Teine kõrgem sisaldus (18 mg/l) esines 2014.a IV kvartalis proovivõtukohas 40-2. Kõrgemaid kloriidide sisaldusi leidis sageli proovivõtukohtades 40-2 ja 41-2 (joonis 12, lisa 6).

Kaltsiumi sisaldused veeproovides olid samuti küllaltki ebahütlased, kõikides vahemikus 4,50...10,30 mg-ekv/l. Kõrgemad kontsentratsioonid esinesid proovivõtukohtades nr. 40-2 (10,30 mg-ekv/l IV kv 2014) ja 42-2 (9,5 mg-ekv/l, I kv 2008) (joonis 13, lisa 6).

Magneesiumi kontsentratsioonid varieerusid 3...6,50 mg-ekv/l. Suurim magneesiumi sisaldus (6,5 mg-ekv/l) mõõdeti proovivõtukohas 42-2 (IV kv 2008) ja madalaim (3,0 mg-ekv/l) kohas 44-2 mõnevõrra väiksemad kui II ja III kvartalites võetud proovides (joonis 14, lisa 6).

Settebasseinidest väljuva kaevandusvee üldkaredus varieerus 7,09...14,80 mg-ekv/l (joonis 15, lisa 6). Üldkaredus oli küllaltki ebahütlane kogu mõõteperioodi vältel. Kõrgemad väärtused esinesid proovivõtukohas 40-2 (14,8 mg-ekv/l 2014 IV kv) ja madalamad 41-2 (~9 mg-ekv/l) ja kohas 44-2 (7,9 mg-ekv/l).

Üldleelisus oli mõõteperioodi vältel suhteliselt stabiilne mõningase kõikumisega (joonis 16, lisa 6). Üldleelisuse maksimaalne kontsentratsioon proovivõtuvees oli kohas 44-2 (6,6 mg-ekv/l) 2012 II kvartalis ja minimaalne 2010.a III kvartalis (4,3 mg-ekv/l) kohas 41-2.

Kuivjäägi sisaldus proovides oli samuti ebastabiilne, 2014.aastal on märgatav mõningane vähenemine. Enim esines proovivõtukohas 41-2 (suurim maksimaalne väärtus oli 1010 mg/l 2009.a II kvartal) ja minimaalseim esines kohas 41-2 (540 mg/l 2014.a III kvartalis) (joonis 17, lisa 6).

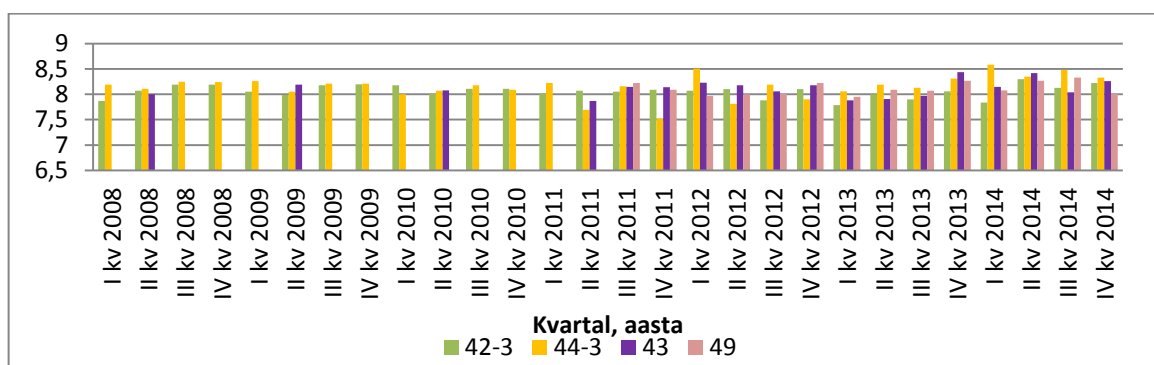
Estonia kaevandusvee settebasseinidest väljuvas vees ei ületatud kordagi piirväärtuseid Vee erikasutusloas sätestatud näitajatele. Estonia kaevanduse saasteainetest on enamik

stabiilsete kontsentratsioonidega, nt KHT ja pH, kuid esines ka üsnagi kõikuva iseloomuga saasteaineid (heljum, üldlämmastik, fenoolid).

4.3. Saasteainete kontsentratsioonid kaevandusvee suublates

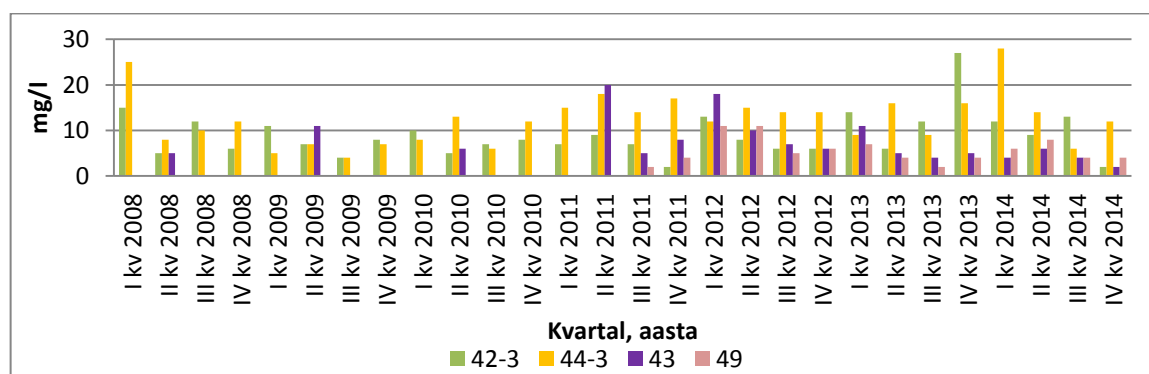
Settebasseinide nr 3 ja nr 4 suublatest, vastavalt proovivõtukohtadest 42-3 (Raudi kanalist) ja 44-3 (Millojast) võeti veeproove iga kvartal 2008-2014. Proovivõtukohtast nr 49, ehk Jõuga peakraavist (enne Rannapungerja jõge) kohta võeti kaks korda aastas veeproove kuni 2011.a III kvartalini. Proovivõtukohtast nr 43 ehk Rannapungerja jõest võeti veeproove kord aastas (teises kvartalis) 2008-2011, alates 2011.a II kvartalist võeti veeproove kord kvartalis. Vee erikasutusloaga ei ole määratud suublatele minimaalseid või maksimaalseid lubatud koguseid.

Perioodil 2008-2014 varieerus vee pH proovivõtukohas 42-3 7,79...8,3. Proovivõtukohas 43 oli pH 7,87...8,44 ja 44-3 vastavalt 7,52...8,58 ning 49 oli pH 7,95...8,33 (joonis 23). Kõrgeim (8,58 2014.a I kv) ja madalaim (7,52 2011 IV kv) pH sisaldus esines Millojas.



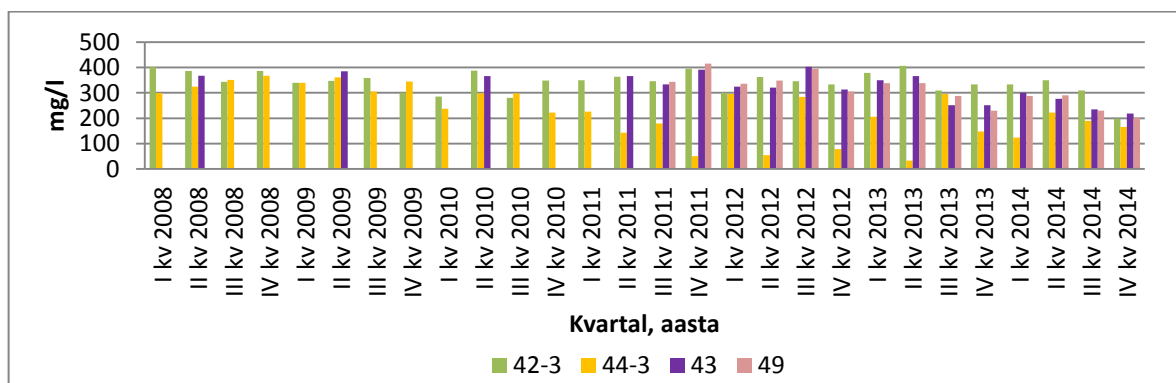
Joonis 23. Suublate pH sisaldused

Heljumi kontsentratsioonide puhul esines mõningaid piike proovivõtukohas 44-3 (25 mg/l 2008.a I kvartalis, 28 mg 2013.a IV kvartalis) ning 42-3 (27 mg/l 2014.a I kvartalis). Perioodil 2008-2014 vähenes heljumi kontsentratsioonid (joonis 24) proovivõtukohas 43, kõikus oluliselt kohtades 42-3 (2...27 mg/l), 44-3 (4...28 mg/l) ja 43 (2...20 mg/l). Proovivõtukohas 49 oli suhteliselt madalamad kontsentratsioonid (2-11 mg/l).



Joonis 24. Heljumi kontsentratsioonid settebasseinide suublates

Sulfaatide kontsentratsioonid varieerusid proovivõtukohas 42-2 (198...407mg/l), 44-3 (32...367 mg/l), 43 vastavalt 218...403 mg/l ja proovivõtukohas 49 oli sulfaatide kontsentratsioonid 202-416 mg/l. 2013. aastal olid mõnevõrra kõrgemad sulfaatide kontsentratsioonid ja 2014. aasta lõpus langenud. Proovivõtukohas 44-3 esinesid alates 2011. aastast kõrgemad kontsentratsioonid I ja III kvartalis ning madalamad II ja IV kvartalis (joonis 25).



Joonis 25. Sulfaatide kontsentratsioonid settebasseinide suublates

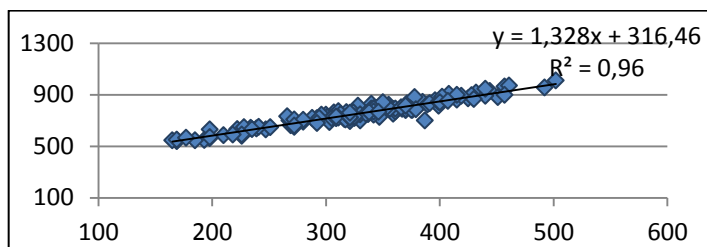
Ülejäänud kaevandusvee suublates seiratavate näitajate väärtused on toodud tabelis 10 (ja lisa 7, joonised 18-30).

Tabel 10. Suubla seire minimaalsed ja maksimaalsed tulemused 2008-2014

Proovivõtukoha nr		42-3		44-3		43		49	
Näitaja	Ühik	Min väärtus	Max väärtus	Min väärtus	Max väärtus	Min väärtus	Max väärtus	Min väärtus	Max väärtus
pH		7,79	8,3	7,52	8,58	7,87	8,44	7,95	8,33
Hõljuvained	mg/l	2,0	27	4,0	28	2,0	20	2,0	11
BHT ₇	mgO ₂ /l	0,75	1,80	0,75	2,80	0,75	2,0	0,75	1,70
KHT	mgO ₂ /l	20	20	20	69	20	20	20	20
Üldlämmastik	mg/l	0,25	3,30	0,38	3,80	0,26	3,40	0,25	3,60
Üldfosfor	mg/l	0,02	0,07	0,02	0,08	0,02	0,06	0,02	0,06
Kloriidid	mg/l	4,10	7,80	2,80	8,70	5,10	10	6,0	12
Sulfaadid	mg/l	198	407	32	367	218	403	202	416
Üldkaredus	mg-ekv/l	9,0	13,9	1,4	11,9	9,0	13,5	9,2	12,8
Kaltsium	mg-ekv/l	4,9	9,1	1,0	7,3	5,2	8,6	5,1	8,2
Magneesium	mg-ekv/l	3,6	6,3	0,4	6,0	3,7	5,6	3,8	5,4
Üldleelisus	mg-ekv/l	5,0	6,3	1,9	6,4	4,9	6,0	4,9	5,9
Kuivjääk	mg/l	600	878	182	860	614	880	590	886
Naftasaadused	mg/l	0,001	0,010	0,001	0,250	0,001	0,026	0,001	0,010
1-alus.fenoolid	mg/l	0,00015	0,00830	0,00015	0,00970	0,00015	0,00200	0,00015	0,00200
2-alus.fenoolid	mg/l	0,0015	0,0220	0,0015	0,0160	0,0015	0,0100	0,0015	0,0020

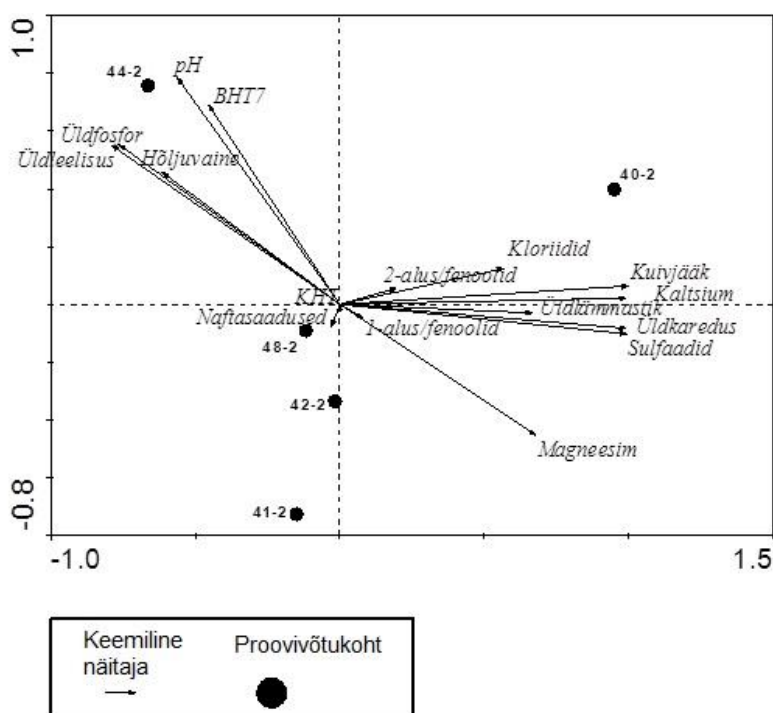
4.4. Korrelatsioonarvutuste tulemused

Seirataivate näitajate vaheliste seoste leidmiseks teostati käesoleva uurimustöö raames kaht erinevat korrelatsioonarvutust, nii Spearmani kui ka Pearsoni meetodit. Pearsoni korrelatsioonmaatriksi (lisa 8, tabel 2) alusel esineb sulfaatidel tugevad positiivsed korrelatiivsed kuivjäädga (0,96) (joonis 26), üldkaredusega (0,89), kaltsiumiga (0,78) ja magneesiumiga (0,53). Negatiivne nõrk korrelatsioon, esines kaltsiumi ja pH vahel, sulfaatide ja pH ning kaltsiumi ja pH vahel. Korrelatiivseid seoseid ei esinenud üldlämmastiku ja sulfaatide vahel ning BHT₇ ja naftasaaduste vahel.



Joonis 26. Sulfaatide ja kuivjäädgi vaheline korrelatsioon Pearsoni meetodiga

Võrrelduna perioodi 2008-2014 aastate proovivõtukohtade kõikide näitajate keskmiste tulemuste, eristusid kanoonilise vastavusanalüüsi peakomponendi alusel (PCA ehk principal component analysis) tunduvalt proovivõtukohtad 40-2 ja 44-2, ehk vastavalt SB-1 ja SB-4 väljuva vee tulemused, mis ei korreleerunud mitte ühegi teise proovivõtukohtaga (joonis 27).



Joonis 27. Kanooniline vastavusanalüüs peakomponendi alusel. I ja II telg kaetud vastavalt 99,3% ja 0,7%.

Spearmani korrelatsioonimaatriksi (lisa 9, tabeli 3) alusel esines täielik korrelatsioon ($R=1,000$) üldfosfori ja üldleelise vahel, üldkareduse ja kuivjäägi, kuivjäägi ja kahealuseliste fenoolide ning üldkareduse ja kahealuseliste fenoolide vahel. Tugevad positiivsed seosed ($p<0,05$) olid heljumil üldfosfori ($R=0,900$) ja üldleelisusega ($R=0,900$). Sulfaatidel olid märkimisväärsed seosed üldkareduse ($R=0,900$), magneesiumi ($R=0,900$), kuivjäägi ($R=0,900$) ja fenoolidega ($R=0,900$). Kaltsiumil esines tugev positiivne korrelatsioon kahealuseliste fenoolide ($R=0,900$), üldkareduse ($R=0,900$) ja kuivjäägi ($R=0,900$) vahel. Omavahel korrelatiivses seoses olid veel kloriidid ja üldfosfor ($R=0,900$), üldleelisus ja ühealuselised fenoolid ($R=0,900$). Kaevandusvee pH-l esines tugev negatiivne seos ($R=-0,900$) magneesiumiga, ehk mida väiksem on pH näitaja, seda kõrgem on magneesiumisisaldus. Tugev negatiivne korrelatsioon esines üldfosfori ja kloriidide vahel ($R=0,900$) ning üldfosfori ja ühealuseliste fenoolide vahel ($R=0,900$). Kloriidid on omakorda tugevas negatiivses seoses üldleelisusega ($R=-0,900$). Üldleelise ja ühealuseliste fenoolide vahel esines tugev negatiivne korrelatsioon ($R=-0,900$). Korrelatiivsed seosed puudusid täielikult kloriidide ja magneesiumi vahel ($R=0,000$). KHT väärtused olid perioodil identsed allapoole labori mõõtemääramatust, mistõttu ei võimaldanud korrelatsioonarvutusi teostada.

5. Arutelu

5.1. Settebasseinide puhastusefektiivsus

Estonia kaevandusel on kaevandusvee puhastamiseks viis settebasseini, kus heljum settib põhja ja puhastatud vesi juhitakse suublatesse. Perioodil 2008-2014 varieerusid Estonia kaevanduse settebasseinidesse siseneva kaevandusvee heljumi kontsentratsioonid 4...190 mg/l ja settebasseinidest väljuvas vees olid sisaldused oluliselt madalamad, varieerudes 0-15mg/l. Heljumi kontsentratsioonide vahe enne ja pärast settebasseini võimaldas leida settebasseinide puhastusefektiivsuse, st puhastusastme. Analüüsi tulemusel selgus, et kõrgeim puhastusefekt esines settebasseinil nr 5 (95,5%), ja settebasseinil nr 3 (95,2%), millele järgnesid settebasseinid nr 2 (93,9 %) ja nr 4 (93,9 %) ning settebassein nr 1 (85,1%). Puhastusefektiivsuste keskmiste alusel puhastas kõige paremini kaevandusveest heljunit settebassein nr 4, keskmine tulemus oli 77,7%. Madalaim keskmine puhastusefektiivsus oli settebasseinil nr 2, kõigest 25%. Vahetevahel esines puhastusefektiivsust 0%, kui settebasseinidesse siseneval ja settebasseinidest väljuvas vees olid sama madalad heljumi kontsentratsioonid, (nt 8 mg/l). Settebasseinide puhastusefektiivsus on suurim eelkõige heljumi kõrgemate kontsentratsioonide korral, kui heljum settib settebasseini põhja ja settebasseinist väljub puhtam vesi, mille heljumi sisaldus on oluliselt kahanenud. Heljumi kontsentratsioonid sõltuvad kaevanduse mäetööde kaugusest pumbajaamadest, mida lähemal on mäetööd, seda kõrgemaid heljumi kontsentratsioone võib kaevandusvesi sisaldada. Mäetööde kaugenemisel pumplatest jõuab heljum eelnevalt settida ja kaevandustest maapeale pumbatakse välja puhtam vesi, mis suunatakse edasi settebasseinidesse. Eelnevast võib järeldada, et settebasseinid töötavad efektiivselt kaevandusvee puhastamisel heljumist, kuigi esines Vee erikasutuslooga määratud maksimaalselt lubatud kogusele (15 mg/l) piiripealseid kontsentratsioone, kuid ei ületatud mitte ühelgi korral. 2014.aastal puhastati settebassein nr 2 setetest, misjärel settebasseini puhastusefektiivsus tõusis märgatavalt (joonis 13). 2015.a lõpus peaks rakenduma Estonia kaevanduses maa-alune settebassein, kus kaevandusvesi pumbatakse maa-all olevasse kamberplokki, kus heljum settib oluliselt ja enne vee maapeale pumpamist on heljumi sisaldused väiksemad (Nurklik, 2014).

5.2. Saasteainete kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

Estonia kaevanduses seiratavata saasteainete ja keemiliste näitajate proovide tulemused varieerusid perioodil 2008-2014 küllaltki erinevalt, esines kontsentratsioonide kõikumist, sh vähenemist, nt sulfaatide puhul, kui ka stabiilsust, nt pH. Estonia kaevandusvee pH oli suhteliselt ühtlane (7,65...8,45), mis muutis vee keskkonda neutraalsest kergelt aluseliseks, kuid ei rikkunud Vee erikasutusloa nõudeid (miinimum 6, maksimaalne 9). BHT₇ esines

kogustes, mis oli sageli allapoole labori määramispiiri ($<1,5 \text{ mgO}_2/\text{l}$), kuid ei ületanud maksimaalset lubatud kogust ($15 \text{ mgO}_2/\text{l}$). KHT väärtused olid samuti väga madalad ($<40 \text{ mgO}_2/\text{l}$) ja suuresti alla vee erikasutusloaga sätestatud maksimaalset lubatud kogust ($125 \text{ mgO}_2/\text{l}$). Üldfosfori kontsentratsioonid olid suhteliselt stabiilsed ($0,02 \dots 0,07 \text{ mg/l}$) ega ületanud Vee erikasutusloaga määratud lubatud maksimaalset kogust ($1,5 \text{ mg/l}$).

Naftasaaduste kontsentratsioonid varieerusid $0,0075 \dots 0,035 \text{ mg/l}$. Vee erikasutusloaga määratud maksimaalset lubatud kogust (1 mg/l) ei ületatud kordagi. Esines küll kaks piiki, mis võisid olla tingitud kas reostusest või anomaaliaga. Arvestades, et piikide puhul on tegemist üsnagi madalate naftasaaduste kontsentratsioonidega, siis on kaheldav, et tegemist võis olla reostusega, pigem siiski anomaalia.

Ühealuseliste fenoolide sisaldused kõikusid vahemikus $0,00015 \dots 0,015 \text{ mg/l}$, maksimaalset lubatud kogust ($0,1 \text{ mg/l}$) ei ületatud kordagi mitte üheski proovivõtukohas. Kahealuseliste fenoolide kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees varieerusid $0,0015 \dots 0,022 \text{ mg/l}$, maksimaalset lubatud kogust 15 mg/l ei ületatud ühelgi korral. Estonia kaevanduse seire tulemuste põhjal ei ole võimalik kinnitada varasemalt käsitletud kirjanduse allika põhjal välja toodud fakti, et fenoolide esineb rohkem kevadperioodil.

Saasteained, millele on Vee erikasutusloaga määratud lubatud maksimaalsed kogused, ei ületatud kaevandusvees kordagi ettenähtud piirväärtuseid. Saasteainete kontsentratsioonid jäid kohati oluliselt allapoole piirväärtust, nt fenoolid (joonised 19 ja 20).

Teistele seiratavatele näitajatele (nagu sulfaadid, üldlämmastik, kloriidid, kaltsium, magneesium, üldkaredus ja üldleelisus) ei ole kehtestatud maksimaalseid lubatud piirkontsentratsioone vees. Sulfaatide sisaldused oli vaadeldava perioodi jooksul küllaltki kõikumad ($165 \dots 502 \text{ mg/l}$). Kõrgemad kontsentratsioonid esinesid settebasseinist nr 1 väljuvas vees. Estonia kaevandusvesi on väga kare, üldkaredus on veeproovide alusel $7,09 \text{--} 14,80 \text{ mg/l}$. Karedust põhjustavad lisaks sulfaatidele ka kaltsiumi ($4,5 \dots 10,30 \text{ mg/ekv}$) ja magneesiumi ($3 \text{--} 6,5 \text{ mg/ekv}$) sisaldused kaevandusvees. Üldlämmastiku kontsentratsioonid varieerusid vahemikus $0,12 \dots 3,8 \text{ mg/l}$. 2011.a lõpus ja 2012.a alguses esinesid märgatavad üldlämmastiku sisalduse tõus kaevandusvees, mis võis olla tingitud põllumajandusest tulenevast reostusest, kui ka kaevanduses kasutusel olnud lõhkeainest.

Estonia kaevanduse settebasseinidest väljuvas vees ei ületatud kordagi piirväärtuseid Vee erikasutusloas sätestatud näitajatele. Kaevandusvee saasteainetest olid enamikud stabiilsete kontsentratsioonidega, nt KHT ja pH, kuid esines ka üsnagi kõikuva iseloomuga saasteaineid (heljum, üldlämmastik ja fenoolid).

5.3. Saasteainete kontsentratsioonid suublates seireandmed

Estonia kaevandus juhib settebasseinidest väljuvat vett Millojasse, Raudi kanalisse, Jõuga peakraavi ja Rannapungerja jõkke. Eelnimetatud jõgede seire tulemuste põhjal võib väita, et suublates esineb kohati ligi kaks korda kõrgemaid heljumi kontsentratsioone (2...28 mg/l), kui settebasseinidest väljuvas vees (15 mg/l). Suublate pH erineb kaevandusvete pH-st (7,65...8,45), olles mõnevõrra madalam ja kõrgem (7,52...8,58). BHT₇ on kohati suublates kõrgem (0,75...2,8 mgO₂/l) kui kaevandusvees (0,75...1,8 mgO₂/l) ja KHT on looduslikes vetes oluliselt kõrgem (20...69 mgO₂/l), kui kaevandusvees (20 mgO₂/l). Üldlämmastiku ja üldfosfori kontsentratsioonide kõikumine suublates ühtib settebasseinide seire tulemustega, seega ei ole looduslikesse sattunud täiendavat reostust. Kaevandusvee kloriidide sisaldus on oluliselt kõrgem (3,4...30 mg/l), kui suublates (2,8...12 mg/l), mis tähendab, et jõgedevesi lahjendab kaevandusvee kloriidide sisaldust. Analoogselt kloriididele on ka sulfaatide kontsentratsioonid suuremad kaevandusvees (165...502 mg/l), kui suublates (32...416 mg/l). Kusjuures Millojas (proovivõtukohas 44-3) esineb alates 2011-2013 kõrgemaid sulfaatide kontsentratsioone I ja III kvartalis ning madalamaid II ja IV kvartalis. Kaevandusvesi sisaldab suuremas kogustes võrreldes jõeveega, kaltsiumi, magneesiumi, mistõttu muutub ka vee üldkaredus, üldleelisus ja kuivjääk. Suublates on kõrgemad naftasaaduste sisaldused (kuni 0,25 mg/l) võrreldes settebasseinidest väljuvate vete naftasaaduste sisaldustega (kuni 0,035 mg/l). Fenoolide suurusjärgud suublate ja kaevandusvete vahel on sarnased, kohati ühealuseliste fenoolide sisaldused (0,015) olid mõnevõrra kõrgemad looduslikust veest (kuni 0,0097 mg/l). Raudi kanalisse on 2013-2014.a jooksul vähenenud täiendav kaevandusvee sissevool Viru kaevanduse arvelt, kust varasemalt juhiti osa kaevandusvett Raudi kanalisse, aga pärast sulgemist, enam ei juhita vett.

Eelnevast järeldub, et settebasseinidest juhitakse looduslikesse veekogudesse kaevandusvett, mille koostis on erinev ja kohati saasteainete poolest kõrgem. Suublates seguneb kaevandusvesi loodusliku veega, muutes karedamaks eelkõige sulfaatide sisalduse tõttu. Lisaks kannab settebasseine läbinud vesi edasi mõningal määral heljumit, mis võib settida veekogude põhja. Vee erikasutuslooga ei ole määratud suublasse juhitavate saasteainetele minimaalseid või maksimaalseid lubatud koguseid. Tegemist on suubla seisundi jälgimisega. Suubla seiret teostati perioodi algaastatel kaks korda aastas, hiljem, alates 2011.a II kvartalist muutus seire sagedus kvartaalseks. Eeldatavasti muutis Keskkonnaamet seire sagedust tihedamaks.

Kaevandusvee tegeliku mõju ja saasteainete kontsentratsiooni väljaselgitamiseks, tuleks jälgida ka suublate kontsentratsiooni ka enne kaevandusvee sisselaset, mitte ainult pärast. See võimaldaks kindlaks teha loodusliku fooni ja tegeliku suublasse lisanduva kaevandusvee

saasteainete kontsentratsioonide vahe ning selle arvestuse kohaselt võimaldaks vähendada ka Estonia kaevanduse poolt makstavate saastetasude summasid, sest siis ei tuleks suubla loodusliku fooni eest täiendavalt tasuda.

Estonia kaevandusvee eesvooludeks olevad Kurtna järvestiku järved, milledest kaevandusvesi läbib esmalt Nõmmejärve, seejärel Konsu järve ja Kirjakjärve, ei erine oma põhjaloomastikku iseloomustavate kvaliteedinäitajate suhtes olulisel määral ning koondseisundi hea järgi on heljumi (ja karbonaatse sette) mõju põhjaloomastikule pigem ebaoluline. Põhjaloomastiku hea seisundi tagamisele on kaasa aidanud järvede intensiivne veevahetus ja aeratsioon (Kobras, 2011). 2010-2013 siseriikliku pinnaveeseire ja uuringute tulemuste põhjal hinnati Eesti pinnaveekogumite koondseisundid, mille alusel Estonia kaevandusvee suublaks oleva Rannapungerja jõe koondseisund kuni Millojani oli *hea*, Millojast Tudulinna paisuni kuulus seisundiklassi *kesine*. Rannapungerja jõe seisund Tudulinna paisust suudmeni oli 2010-2012.a. *hea*, kuid 2013. aastal *halb* (Keskkonnaagentuur, 2013). Eelnevast võib järeldada, et Rannapungerja jõe vee kvaliteet muutub oluliselt lättest suudmeni ja Estonia kaevandusvesi ei ole halvendanud oma suublate ehk Milloja, ega ka Rannapungerja jõe koondseisundit, pigem lisanduvad täiendavad jõevee kvaliteedi mõjurid Tudulinnast alates kuni jõe suudmeni. Konsu järve koondseisundit on hinnatud *heaks* ja Mustajõgi oli 2010.a Veemajanduskava alusel *kesine*, kuid 2012.a ja 2013.a koondseisundi alusel kuulub *heasse* seisundiklassi (Keskkonnaagentuur, 2013). EL ja Eesti poolt püstitatud eesmärgi täitmine 2015. aasta lõpuks saavutada kõigi Eesti veekogude *hea* seisund, on optimistlik, võttes arvesse, et osad veekogud kuulusid lähiaastatel seisundiklassi *kesine* ja *halb*.

5.4. Ühendite omavahelised seosed

Vee põhikomponentide nagu naatrium, kaalium, kaltsium, magneesium, sulfaadid ja kloriidide aastakeskmised näitajad on omavahel väga heas korrelatiivses sõltuvuses (Rätsep ja Liblik, 1998). Seda kinnitasid ka käesoleva uurimustöö raames teostatud korrelatsioonarvutused (lisad ja ptk 4.4). Käesolevas uurimustöös kasutati korrelatiivsete suhete tuvastamiseks kaht meetodit – Spearmani ja Pearsoni, kontrollimaks mõlema meetodi tulemusi. Pearsoni korrelatsioonarvutused andsid täpsemaid numbrilisi tulemusi, kuid Spearmani meetod tuvastas rohkeim seoseid erinevate kaevandusvees seirataavate näitajate vahel. Positiivsed korrelatsioonid tõestasid, et sulfaadid, kaltsium ja magneesium on omavahelistes seoses ning põhjustavad vee karedust ja suurendavad kuivjäägi sisaldust. Kaltsium korreleerus omakorda üldkareduse, kuivjäägi ja kahealuseliste fenoolidega. Heljumil esines tugevaid positiivseid korrelatsioone üldfosfori ja üldleelisega. Arvestades, et

üldjuhul kaevandusvesi ei sisalda kõrgetes kontsentratsioonides fenoole, leidus positiivseid seoseid sulfaatidega ja kaltsiumiga ning negatiivseid korrelatsioone üldfosforiga ja üldleelisega. Tugevaid seoseid ei esinenud teiste kaevandusvee keemilise näitajatega üldlämmastikul ega naftasaadustel.

Kanoonilise vastavusanalüüsi tulemusel eristusid settebasseinidest nr 1 ja nr 4. Antud küsimus nõuaks täiendavat tähelepanu ja uuringuid, milles seisnevad erinevused nimetatud ja ülejäänud settebasseinide vahel.

Korrelatsioonarvutuste tulemused võimaldavad kaevandusvee puhastamisel hõlbustada teadmisi, kuidas vähendada teatud saasteaineid. Kui esineb korrelatiivne suhe saasteainete vahel, siis on võimalik vähendada mõlemaid näitajaid või siis ühe aine vähenedes võib kasvada teise saasteaine kogus.

5.5. Kaevandusvee puhastamine

Kaevandusvee koostis on erinev sõltuvalt kaevandatavast maavarast. Maailmas on välja töötatud mitmeid happeliste kaevandusvete puhastamise meetodeid. Eestis kaevandatava põlevkivi ja paekivi koostis ei avalda väljapumbatavale veele toksilist mõju. Lubjakivis sisalduv CaCO_3 puhverdab püriidist tingitud reaktsioonid ja kaevandusest väljub sulfaatiderikas kare vesi. Eestis on iseloomulik kaevandusvee kõrge sulfaatide kontsentratsioon, mis muudab vee karedaks. Eestis ei ole teadaolevalt sulfaate täiendavalt kaevandusveest eraldatud, ega ole uuritud eriti sulfaatide mõju, seega ei oleks korrektne maailmas koostatud artiklite ja uuringute tulemusi üle kanda Eesti tingimustele, sest kaevandusveed on erinevad.

Tavapäraselt on Eestis olnud kasutusel kaevandusvete puhastamisel settebasseinid, kus heljum settib. Settebasseini jõudluse vähenemisel puhastatakse setetest. Kaevandusvett teistest saasteainetest settebasseinid ei puhasta. Kaevandusvee täiendavaks puhastamiseks paigaldada iga pumbajaama taha ei oleks otstarbekas, arvestades suuri veekoguseid (kuni $1900 \text{ m}^3/\text{h}$). Estonia kaevanduses on kokku 5 settebasseini ja 9 pumbajaama, mistõttu oleks lihtsam vett puhastada settebasseinide sees või settebasseinidest väljumisel. Kuigi settebasseinidest väljub vesi ülevooluna, mistõttu on keeruline vett uuesti kokku koguda. Arvestades eeltoodut, võiks paigaldada settebasseini lõppu, ülevoolu asukohale, pinnase peale membraan või pindaktiivne materjal või kate, mis seaks või reageeriks kaevandusvee sees olevate sulfaatidega ja vähendaks saasteainete kontsentratsioone settebasseinist väljuvas vees. Aegajalt tuleks vahetada või puhastada materjali, tõstmaks puhastusastet.

Heljumi eraldamiseks filtrite kasutamine on samuti üks potentsiaalne meetod. Selleks tuleb välja selgitada minimaalne settiva osakese suurus ja vastavalt valida sobiv filtritüüp ning

hinnata kasutamise võimalikkust ja tasuvust. Lisaks tuleb arvestada filtrite vahetamise või puhastamise võimalusega. Näiteks vastassuunalise survega veega filtrite läbi pesemine eeldab mitmest kaardist koosneva settebasseini olemasolu, mis võimaldaks kaardi sulgemist filtrite vahetamiseks (Steiger, 2014). Estonia kaevanduses sobiks filtrite kasutamiseks ainult settebasseinid nr 1 ja nr 2.

Settebasseinisiseselt oleks üheks saasteainete sidumise võimaluseks märgalade kasutusele võtmine, sh näiteks pilliroogadega ujuvaid saari ja kasvatada nn energiavõsa. Paigaldamine ja kasutamine on küllaltki lihtne ja odav, kuid Eesti kliimas, külmade ja lumerohkete talvede korral ei omaks piisavat efekti, kuna seda saab rakendada ainult vegetatsiooniperioodil, ehk siis umbes viis kuni kuus kuud aastas. Seega ei ole ujuvad saarekesed pikemas perspektiivis jätkusuutlikud, kuid odava hinna ja rakendatavuse hõlpsuse tõttu võivad täiendada olemasolevat veepuhastussüsteemi.

Kemikaalide kasutamist settebasseinides eeldab täiendavate uuringute läbi viimist. Enne koagulantide ja flokulantide kasutusele võtmist tuleb katsetööde käigus välja selgitada soovitud tulemuse saavutamiseks vajalikud kogused, sobivuse kaevandusvees kasutamiseks ja mõju keskkonnale ning täpsemad reaktsioonid sulfaatide eemaldamiseks. Vajalik on teostada Eesti kliimas ja põlevkivi kaevandusveel põhinevaid analüüse, sh testida ka põlevkivi tuhaga, kas tuhk seob kaevandusvees väävliühendeid ega moodusta tuha leostumisel täiendavaid saasteained. Lisaks võiks veel uurida, kas bakterid ja mikroorganismid (*Thiobacillus thiooxidans*, *Sulpholobus acidocaldarius*,) on vastupidavad Eesti kliimale ja puhastaksid kaevandusvett sulfaatidest.

Filtrite ja koagulantide kombineerimisel tuleb arvestada omavahelist sobivust ja protsesside järjekorda, sest koagulantide lisamine enne filtersüsteemi võib vähendada filtrite läbilaskevõimet. Veepuhastusseadmed suurenevad vee töötlemise kulutusi, sh ka sette käitlemisele (transpordile, ladustamisele) (Steiger, 2014). Kulukate veepuhastusseadmetesse investeerimine ja pidevad hoolduskulud, tõstavad põlevkivi omahinda (Aarna, 1989).

Kaevandusvee puhastamiseks on olemas meetodeid, kuid tuleb arvestada piiratud eelarvega, seoses naftahinna langusega, sest põlevkiviõli hind on maailmaturul seotud nafta hinnaga. Estonia kaevanduse puhul tekib küsimus investeringute otstarbekuses, sest varu jagub, sõltuvalt kaevandamise intensiivsusest, umbes 20.aastaks, mis on kaevandamise eluea mõttes suhteliselt lühike aeg. Raskemaks on muutunud ka maaomanikelt maakasutuse ja kohalikelt omavalitsustelt nõusoleku saamine (Raudsepp, 2014). Seega suurte settebasseinide rajamine on tulevikus raskendatud ja tuleb kaaluda alternatiivsete puhastusvõimaluste peale. Uute kaevanduste rajamisel tuleks koheselt rakendada erinevaid kaevandusvete puhastamise meetmeid.

Eestile sarnaste tingimustele olevaid põlevkivikaevandusi, sh kaevandusvee koostist leidub maailma mastaabis vähe, seega ei oleks kohane võrdsustada erinevate parameetritega kaevandusvee puhastamist, mis tekib söe kaevandamisel ja põlevkivi kaevandamisel. Põlevkivienergeetika keskkonnaohtlikkus, eelkõige veereostamise osa, on tendentslikult ülevõimendatud (Raukas, 2006), seda kinnitavad ka viimase kuue aasta veeseire tulemused. Üheselt ei ole võimalik käesoleval hetkel soovitada kõige õigemal kaevandusvee puhastamise meetodit, sest eelnevalt on vajalik välja selgitada täpsemad asjaolud, nt heljumi osakeste suurus.

5.6. Keskkonnatasud

Eestis on oluliselt kõrgemad vee erikasutustasud ja saastetasud võrreldes Baltimaadega ja teiste Euroopa riikide nagu nt Saksamaa ja Poolaga on Eestis kohati kuus korda kõrgemad. Kõrgemad keskkonnatasud ei pruugi vähendada keskkonnale avaldatavat mõju, vaid vähendavad ettevõtete investeerimisvõimekust keskkonnamõju vähendamisele (MinPol Engineering Agency, 2014). Keskkonnatasud mõjutavad ettevõtete, aga ka majandusharude konkurentsivõimet. Keskkonnatasu peaks olema lähedane tegelikule keskkonnaefektile. Majanduslikud mõjurid peavad ergutama keskkonnasõbralikumal tootmist, millega seoses pakkuda saastajatele finantsabi (maksusoodustusi, laenu, tagastamatut abi) keskkonnaval tegevuse tõhustamiseks (Kiili, 2000). Tuleks välja selgitada tegelik kaevanduse mõju keskkonnale, sest üldiselt käsitletakse siiani põlevkivi tööstuse pärandmõju (reostuseid).

Estonia kaevandusvees sisalduvate saasteainete suublasse heitmise eest tasutakse aastas keskmiselt 0,3 miljonit eurot. Tegemist arvestatava summaga ja keskkonda juhivad saasteained ei ole toksilised ja sisalduvad ka looduslikult, kuigi mõnevõrra väiksemate kontsentratsioonidena. Arvestades, et Eestis on keskkonnatasud tõusnud sõltuvalt saasteainest aasta-aastalt 1-30% ja kasvutrend jätkub. Kui keskkonnanõuded veelgi karmistuvad, siis võiks lähitulevikus kaaluda kaevandusvee puhastamiseks rakendada täiendavaid meetmeid. Kaevandusvee puhastamisel oleks võimalik vähendada vees sisalduvaid saasteaineid ja sellega seonduvalt ka makstavaid vee saastetasusid. Keskkonnatasude seaduse alusel on võimalus saastetasu asendamine, juhul kui rakendatakse meetmeid, mis vähendavad saastet püsivalt 15% ulatuses.

5.7. Soovitused

1. Teostada suubla seiret enne kaevandusvee juhtimist suublasse, selgitamaks välja loodusliku fooni ja kaevandusveest lisanduva saasteainete koguste vahe. Ettepanek Keskkonnaametil arvestada maha keskkonnatasude deklareerimisel ja saasteainete arvutamisel kaevandusvee juhtimisel suublasse, suublate looduslikult esinev saasteainete koostis.
2. Heljumi kontsentratsioonide tõusmisel settebasseinide puhastusefektiivsuse langemise korral, puhastada settebasseine setetest.
3. Katsetada kaevandusvee täiendavaks puhastamiseks kevad-suvisel perioodil märgaladel põhinevaid lahendusi, nt ujuvaid saari. Paigaldada settebasseinidesse veevoolu aeglustamiseks vaheseinu või filtersüsteeme. Settebasseinide ülevoolule paigaldada membraane.
4. Katsetada filtersüsteeme Estonia kaevanduse settebasseinidel nr 1 ja/või nr 2.
5. Teostada täiendavaid uuringuid välja selgitamaks põlevkivituha kasutamise võimalust eelkõige kaevandusveest väävli ja sulfaatide eemaldamiseks.
6. Teostada keskkonnamõju hindamise uuringuid selgitamaks välja erinevate koagulantide ja flokulantide jt kemikaalide ning erinevate bakterite ja organismide kasutamise mõju kaevandusvee koostisele ja keskkonnale.

Kokkuvõte

Käesolevas magistritöös uuriti Estonia kaevandusest väljapumbatava vee ehk kaevandusvee keemiat, mille raames selgitati välja settebasseinide puhastamiseefektiivsus. 2008-2014 seire tulemuste põhjal, võrreldes enne settebasseine ja settebasseinidest väljuva vee sisaldusi, vähenevad heljumi kontsentratsioonid oluliselt. Vee erikasutusloaga lubatud maksimaalset kogust, 15 mg/l, ei ületatud perioodil kordagi, kuid esines piiripealsed kontsentratsioonid. Settebasseinide puhastamiseefektiivsus varieerus oluliselt, sõltuvalt settebasseinist, maksimaalne oli 95,5%.

Uurimustöö teine eesmärk oli teha kindlaks, kas settebasseinidest väljuvas vees on ületatud Vee erikasutusloaga määratud saasteainetele maksimaalseid kontsentratsioonid. Saasteained, millele on Vee erikasutusloaga määratud lubatud maksimaalsed kogused, ei ületanud settebasseinidest väljuvas vees kordagi ettenähtud piirväärtuseid. Saasteainete kontsentratsioonid jäid kohati oluliselt allapoole lubatud maksimaalseid koguseid, nt fenoolid ja KHT. Teistele seiratavatele näitajatele (nagu sulfaadid, üldlämmastik, kloriidid, kaltsium, magneesium, üldkaredus ja üldleelisus) ei ole kehtestatud maksimaalseid lubatud piirkontsentratsioonid kaevandusvees.

Kaevandusvesi sisaldab suuremas koguses, võrreldes jõeveega, sulfaate, kaltsiumi ja magneesiumi, mistõttu muutub vee üldkaredus, üldleelisus ja kuivjääk, seda kinnitasid ka korrelatsioonarvutuste tulemused. Suublates esineb kohati ligi kaks korda kõrgemaid heljumi kontsentratsioonid (28 mg/l), kui settebasseinidest väljuvas vees (15 mg/l) ja kohati on naftasaaduste sisaldused kõrgemad (kuni 0,25 mg/l) võrreldes settebasseinidest väljuvate vete naftasaaduste sisaldustega (kuni 0,035 mg/l). Settebasseinidest juhitakse looduslikesse veekogudesse kaevandusvett, mille koostis on erinev ja kohati saasteainete poolest kõrgem. Suublates seguneb kaevandusvesi loodusliku veega, lisaks kannab settebasseine läbinud vesi edasi mõningal määral heljunit, mis võib settida veekogude põhja, kuid kokkuvõttes ei mõjuta üldist jõevee koondhinnangut. Vee erikasutusloaga ei ole määratud suublatesse juhitavate saasteainetele minimaalseid või maksimaalseid lubatud koguseid.

Korrelatsioonarvutuste tulemused võimaldavad kaevandusvee puhastamist hõlbustada. Korrelatiivne seoste esinemise korral saasteainete vahel, võimaldab vähendada kas mõlemaid saasteaineid või siis ühe aine vähenedes võib kasvada teise saasteaine kogus. Kaevandusvee puhastamiseks on maailmas loodud erinevaid süsteeme, kuid Eesti kliimas ja põlevkivi kaevandamisel tekkiva kaevandusvee puhastamisel tuleks vähendada eelkõige sulfaatide sisaldusi. Sobivaima puhastusmeetodi kasutamise leidmiseks tuleb eelnevalt teostada analüüse ja uuringuid. Potentsiaalseks aastaringseks kasutatavaks heljumi sisalduse täiendavaks meetodiks olekivad filtrid, kuid eeldaksid eelnevalt parameetrite välja selgitamist

ja tasuvusarvutusi. Eesti tingimustes sobivaima kaevandusvee puhastusmeetodi rakendamisel oleks võimalik vähendada vees sisalduvaid saasteaineid ja seeläbi makstavaid vee saastetasusid.

Summary

In this master thesis aim is to research the treatment efficiency of sedimentary pools of mine Estonia. Estonia mine is oil shale mining company and for keeping underground work surface dry, it is necessary to pump out excess water, groundwater. With reference to pumping water out from mine with pumps and pump stations, water needs some treatment, before discharging into natural water bodies. Mining water contains higher level of suspended solids, therefore mine of Estonia have 5 sedimentary pools for mining water treatment. Suspended solids settles to the bottom of sedimentary pools and cleaned water is directed to natural water bodies such as streams and rivers.

Mining water consist of different chemical compounds, such as nitrogen, phosphor, and sulfates, last ingredient comes from the oxidation of pyrite. Estonian oil shale mining water does not consist any hazardous compounds like acid drainage or heavy metals. Estonia mine's water permit requires quarterly surface water monitoring, before and after sedimentary pools and in streams and rivers, where mining water is discharged.

In current master thesis were carried out statistical analysis of the surface water laboratory analysis results from 2008-2014. During this period, there were no exceeding limit value what water permit has given. Only the concentration of suspended solids was often near to permits maximum value (15 mg/l), but other's compounds' concentrations were very low, comparing to permit values.

Correlation calculations revealed, that sulfates, magnesium and calcium has strong positive correlation, what makes mining water hard. Correlation calculations can assist finding additional cleaning systems for mining water. There is plenty systems for hazardous mining waters, but in Estonia is different conditions and needs sulfate removal from water.

In conclusion, the sedimentary pools in oil shale mine of Estonia are efficient for suspended solids treatment, but need occasionally cleaned out from sediments to improve pool's cleaning efficiency. For advanced cleaning system there are many solutions, but in Estonian climate and conditions, it requires researches and evaluations of the impact to environment. Additional mining water cleaning systems can reduce pollutants and therefor is possibility to reduce environmental taxes too.

Tänuõnad

Olen tänulik Eesti Energia Kaevandused AS-ile, kes on ühtlasi ka minu tööandja, võimaldades mul teostada pinnaveeseiret ja kasutada käesolevas magistritöös materjale ning statistilise analüüsi tarbeks varasemaid seireandmeid.

Soovin tänu avaldada ka oma juhendajatele, kelleks on Annely Kuu ja Egge Haiba, kes innustasid ja hoidsid mind mu magistritöö kirjutamisel õigel kursil.

Kasutatud kirjandus

- **Aarna, A.** 1989. Põlevkivi. Kirjastus „Valgus“. Tallinn. 144 lk.
- **Bell, F.C., Kerr, A.** 1993. Coal mining and water quality with illustrations from Britain. In: Chaudhary, S., Kumar, B. (eds). Env.Management, Geo Water and Engineering Aspects. Balkema. Rotterdam. p. 607-614.
- **Bell, F.G., Donnelly, J.L.** 2006. Mining and its impact on the environment. Taylor & Francis. P.547
- **Boldõreva, N., Perens, R., Savitski, L.** 2005. Põhjavee tugivõrgu seire. Aruanne riikliku keskkonnaseire allprogrammi „Põhjavee tugivõrgu seire“ täitmisest 2003. aastal. Rmt: Kukk, M. (toim). Eesti geoloogiakeskuse aastaraamat 2004. Eesti Geoloogiakeskus. Tallinn. 131 lk.
- **Boldõreva, N., Truu, M., Perens, R., Jaštšuk, S., Lelgus, M.** 2011. Eesti riikliku keskkonnaseire põhjaveekogumite seire allprogrammi 2011.a. aastaaruanne.
- **Burley, J.B.** 2001. Environmental design for reclaiming surface mines. The Edwin Mellen Press. 480 lk.
- **Erg, K., Hansen, R.** 2006. Põhjavee keemiline koostis – plussid ja miinused. Rmt: Valgma. I. (toim). Eesti Mäekonverentsi 2006 kogumikust 90 aastat põlevkivi kaevandamist Eestis. Tallinn. 169 lk.
- **Erg, K., Ilomets, M.** 1989. Mäetööde mõju Kurtna järvede veetasemele – seisund ja prognoos. Kogumikust: Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng, II. Kirjastus „Valgus“. Tallinn. lk 47-54.
- **Erg, K., Raukas, A., Kink, H.** 2002. Põhjavee seisund põlevkivipiirkonnas. TTÜ Geoloogia Instituut.
- **Hermet, I.** 2014. Keskkonnaülevaade 2013. Keskkonnaagentuur. Tallinn. 196 lk
- **Kaar, E., Kiviste, K.** 2010. Maavarade kaevandamine ja puistangute rekultiveerimine Eestis. Tartu. Eesti Maaülikool. 444 lk.
- **Karu, V. AASTA!** Kaevandussvee mahud põlevkivimaardla keskosas. Kaevandamine ja keskkond Tallinn: TTÜ Mäeinstituut, lk 119-124.
- **Kattai, V.** 2003. Põlevkivi – õlikivi. Eesti Geoloogiakeskus. Tallinn. 162 lk.
- **Kattai, V., Saadre, T., Savitski, L.** 2000. Eesti põlevkivi: geoloogia, ressurss, kaevandamistingimused. Eesti Geoloogiakeskus. Tallinn. 226 lk.
- **Kattai, V., Saadre, T., Savitski, L.** 2000. Eesti põlevkivi: geoloogia, ressurss, kaevandamistingimused. Vingisaar, P. (toim). Eesti Geoloogiakeskus. Tallinn. 226 lk.

- **Keskkonnaministeerium**, 2003. Ohtlikud ained Eesti keskkonnas. Tartu Ülikool, Eesti Keskkonnauuringute Keskus. Roose, A., Otsa, E., Roots, O. (toim). Tartu Ülikooli Kirjastus. 112 lk.
- **Kiili, J.** 2000. Sissejuhatus keskkonnapoliitikasse. Õpperaamat üliõpilastele. Tallinna Tehnikaülikooli trükikoda. Tallinn. 215 lk.
- **Kobras, AS.** 2011. Estonia Kaevanduse veeheite keskkonnamõjude täiendavate uuringute teostamine. Eesvooluks olevate looduslike veekogude elustiku uuring.
- **Koorits, A., Nei, L.** 1998. Sissejuhatus keskkonnakeemiasse. Tartu. 133 lk.
- **Liblik, V. Punning, J-M.** 2005. Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. Liblik, V., Punning J-M. (toim). Publikatsioonid 9/2005. Tallinna Ülikool Ökoloogia Instituut. Tallinn. 226 lk.
- **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. 226 lk.
- **Maa ja Vesi AS Projekteerimisbüroo**, AS Eesti Veevärk Konsultatsioon, AS Eesti Veevärk Konsultatsioon, AS Maves, OÜ Geoloogiakeskus, PIC Eesti AS. 2005. Ida-Virumaa piirkonna liigvete projekt II etapp. Lõpparuanne. 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. p. 54-69.
- **McLemore, V.T.** 2008. Basics of metal mining influenced water. Management Technologies for Metal mining influenced water. Volume 1.103 lk.
- **MinPol Engineering Agency.** 2014. Comparative Environmental Tax Study in selected Countries. Focus on environmental taxes. Strasshof, Austria. 64 lk.
- **Mäemets, A.** 1987. Kurtna järvede unikaalsusest, tüpoloogias, muutumisest ja kaitsest. Kogumikus: Kurtna järvestiku looduslik seisund ja selle areng. Kirjastus „Valgus“. Tallinn. lk 165-171.
- **Perens, R., Punning, J.-M., Reinsalu, E.** 2006. Water problems connected with oil shale mining in North-East Estonia. In: Oil Shale. 3/23. Estonian Academy Publishers. p. 228–235.
- **Perens, R., Savitski, L., Savva, V., Truu, M., Häelm, M., Jaštšuk, S.** 2010. Eesti põlevkivimaardla põhjaveevarule hinnangu andmine. Eesti Geoloogiakeskus. Hüdroloogia osakond. Tallinn.

- **Punning, J.-M.** 1994. The influence of natural and anthropogenic factors on the development of landscapes. The results of a comprehensive study in NE Estonia. Institute of Ecology. Publications 2/1994. Tallinn. p.227.
- **Punning, J.-M., Boyle, J. F., Alliksaar, T., Tann, R., Varvas, M.** 1997. Human impact on the history of Lake Nõmmejärv, NE Estonia: a geochemical and palaeobotanical study. In: The Holocene. 1/7. p. 91–99.
- **Puura, I.** 2006. Põlevkivimaa perspektiive. Kogumikust: Puura, I., Pihu, S. (toim). XXIX Eesti looduseuurijate päev. Põlevkivimaa loodus. Eesti loodusuurijate selts, Eesti Teaduste Akadeemia juures. Tartu. 120 lk.
- **Puura, V.** 2006. Ida-Virumaa maapõu ja maavarad. Kogumikust: Puura, I., Pihu, S. (toim). XXIX Eesti looduseuurijate päev. Põlevkivimaa loodus. Eesti loodusuurijate selts, Eesti Teaduste Akadeemia juures. Tartu. 120 lk.
- **Puura, V., Puura, E.** 2007. Origins, compositions, and technological and environmental problems of utilization of oil shales Estonian Journal of Earth Sciences, Teaduste Akadeemia Kirjastus.
- **Raadik, E., Raadik, M., Petrov, N., Popova, N.,** 1991. Põhjaveeressursside kaitse ja taastootmise meetodite uurimise aruanne Kirde-Eesti tööstuspiirkonnas 1987-1991.a. Rmt: Perens, R. (toim). Eesti geoloogiakeskuse aastaraamat 1991. Eesti Geoloogiakeskus. Kohtla-Järve Geoloogiatoökond. Tallinn. 663 lk, 164 lk
- **Raadla, K.** 2009. Estonia kaevanduse veejuhtmete läbilaskevõime eksperthinnang. Eesti Energia Kaevandused AS-i tellimusel. 22 lk.
- **Radik, E.** 1989. Kokkuvõtte majandus-joogivee seisundi uuringust likvideeritud Kiviõli kaevanduse territooriumil. Eesti Geoloogia Fond. Rmt: Roose, A. (toim). Põlevkivist ehitatud Eesti. Virumaa Fondi Toimetised. 1991. Tartu-Jõhvi. 76 lk.
- **Rannamäe, R.** 1978. Saastumatu veekogu sanitaarseisundi hindamine. Nõukogude Eesti Tervishoid 5. Lk 408-411.
- **Rannamäe, R., Veldre, I.** 2001. Water quality in the Pirita River, a row water source for Tallinn. In: Proceedings of Estonian Academy of Sciences: Biology, Ecology. 50/4. p.269-278.
- **Ranville, J.F., Schmiermund, R.I.** 1999. General aspects of aquatic colloids in environmental geochemistry. In: The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Process, Techniques, and Health Issues. Edited by Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. reviews in Economic Geology, Vol.6A. Littleton, CO: Society of Economic Geologists. p. 183-199.

- **Raudsepp, R.** 2014. Maavaradest Eestis ja Euroopa Liidus. XXII aprillikonverentsi Geoloogialt ühiskonnale. Teesid. Eesti Geoloogiakeskus. Tallinn. lk 4-6.
- **Raukas, A.** 2006. Kas põlevkivienergeetikale on Eestis lähiaastatel alternatiive? Kogumikust: Puura, I., Pihu, S. (toim). XXIX Eesti looduseuurijate päev. Põlevkivimaa loodus. Eesti loodusuurijate selts, Eesti Teaduste Akadeemia juures. 1-2.07. Tartu. lk 12-20
- **Reinsalu, E.** 1998. Mäemajandus. Tallinna Tehnikaülikooli Mäeinstituut. Tallinn. 159 lk.
- **Ripley, E.A., Redmann, E.R., Crowder A.A.** 1996. Environmental effects of mining. St Lucie Press. Florida. P 356.
- **Roose, A.** 1991. Põlevkivist ehitatud Eesti. Virumaa Fondi Toimetised. Tartu-Jõhvi. 76 lk.
- **Rätsep, A.** 2005. Kaevanduste sulgemise mõju mõnede Kirde-Eesti jõgede hüdrooloogilisele režiimile. Rmt: Liblik, V., Punning, J-M (toim). Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. Tallinna Ülikool Ökoloogia Instituut. 9/2005. Tallinn. 226 lk.
- **Rätsep, A., Liblik, V.** 2001. Keskkond ja põlevkivi kaevandamine Kirde-Eestis. Liblik, V., Punning, J-M (toim). Tallinna Ülikool Ökoloogia Instituut. 9/2005. Tallinn. 226 lk.
- **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. 226 lk.
- **Saava, A., Intermitte, E.** 2005. Kas meie joogivesi võib tervist ohustada. Eesti Loodus 4.
- **Savitski, L.** 2003. Suletud ja suletavate kaevanduste mõju põhjaveele. Eesti Geoloogiakeskus. Hüdrogeoloogia osakond.
- **Savitski, L.** 2005. Kaevandustest ja karjäärdest väljapumbatava vee päritolu. Eesti Geoloogiakeskuse Hüdrogeoloogia osakond. 30 lk.
- **Savitski, L., Savva, V.** 2001. Hüdrogeoloogiliste muutuste prognoos Eesti põlevkivimaardla kaevandustööde piirkonnas. 3 etapp: Ahtme kaevanduse sulgemine. Eesti Geoloogiakeskus hüdroloogia osakond. Tallinn. 62 lk.
- **Savitski, L., Savva, V.** 2011. Viru kaevanduse sulgemisest tulenevate hüdrogeoloogiliste muutuste prognoosimine. Eesti Geoloogiakeskus hüdroloogia osakond. Tallinn. 52 lk.
- **Steiger, OÜ Inseneribüroo.** 2012. Konsu puhastuslodu rajamise efektiivsuse hinnang

- **Steiger, OÜ Inseneribüroo.** 2014. Uus-Kiviõli kaevanduse täiendavad hüdrogeoloogilised uuringud. Uus-Kiviõli kaevandusvee poolt põhjustatud jõe veekvaliteedi muutuste minimeerimise võimalused. Osa 2. Alapunkt 2.1.3. Tallinn. 17 lk.
- **Tamm, I., Kitsing, R.** 2013. Estonia kaevanduse idatiiva kaevandusvee ärajuhtimise võimaluste ja nende mõju uuring. Töö nr: 12077. 21 lk.
- **Tamre, R.** 2006. Ülevaade Virumaa veekogudest. Kogumikust: Puura, I., Pihu, S. (toim). XXIX Eesti looduseuurijate päev. Põlevkivimaa loodus. Eesti loodusuurijate selts, Eesti Teaduste Akadeemia juures. Tartu. 120 lk.
- **Tiwary, R.K., Dhar, B.B.** 1994. Environmental pollution from coal mining activities in Damodar river basin, India. In: Mine Water and the Environment. Vol.13. p. 1-10.
- **Vaht, R.** 2009. Põlevkivi kaevandamisest tingitud hüdrooloogilised muutused Purtse lisajõgede valgalades. Mander, Ü., Uuemaa, E., Pae, T. (toim). Uurimusi eestikeelse geograafia 90.aastapäeval. Tartu Ülikooli Kirjastus. Tartu. Lk 415 – 428.
- **Vaht, R.** 2014. The impact of oil shale mine water on hydrological pathways and regime in northeast Estonia. University of Tartu Press. p. 110.
- **Valgma, I., Lind, H.** 2006. Põlevkivi potentsiaalsed kaeveväljad ja kaevandamise mõju põhjavee tasemele aastani 2025. lk20-30. Rmt: 90 aastat põlevkivi kaevandamist Eestis. Eesti Mäekonverents 2006 kogumik. Tallinna Tehnikaülikooli Mäeinstituut. Tallinn. 169 lk.
- **Valgma, I., Robam, K., Pukk, E., Vesiloo, P., Reinsalu, E., Anepaio, A.** 2010. Estonia kaevanduse ja Narva karjääri veekõrvalduse optimeerimine. Tallinna Tehnikaülikooli Mäeinstituut. Lep10080. 211 lk.
- Younger, L.,P., Banwart, A., S., Hedin, S., R. 2002. Mine water. Hydrology, pollution, remediation. Kluwer Academic Publishers. London. p. 442.

Kasutatud normatiivaktid:

- **Joogivee kvaliteedi- ja kontrollinõuded ning analüüsimeetodid.** Sotsiaalministri määrus. RT I, 2001, 100, 1369.
- **Keskkonnatasude seadus.** Riigikogu seadus. 07.12.2005. RT I, 67, 512.
- **Pinnavee keskkonna kvaliteedi piirväärtused ja nende kohaldamise meetodid ning keskkonna kvaliteedi piirväärtused vee-elustikus.** Keskkonnaministri määrus. 09.09.2010. RT I, 04.08.2011, 2.
- **Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele**

vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord. Keskkonnaministri määrus. 28.07.2009. RTL 2009, 64, 941.

- **Vee Direktiiv.** Euroopa Parlamendi ja Nõukogu direktiiv. 2000/60/EÜ. EÜT L 327, 22.12.2000
- **Vee erikasutusõiguse tasumäärad veevõtu eest veekogust või põhjaveekihist.** Vabariigi Valitsuse määrus. 12.11.2009. RT I, 2009, 54, 365.
- **Veekeskkonnale ohtlike ainete ja ainerühmade nimistud 1 ja 2 ning prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja nende ainete rühmade nimekirjad.** Keskkonnaministri määrus. 21.07.2010. RT I 2010, 51, 318.
- **Veeseadus.** Riigikogu seadus. RT I, 1994, 40, 655.

Elektroonsed allikad:

- **Eesti Keele Instituut.** Eesti keele seletav sõnaraamat. <http://www.eki.ee/dict/ekss/index.cgi?Q=tehnogeenne&F=M> (25.05.2015)
- **Isakar, M.** 2003. Püriit. Tartu Ülikool. <http://www.ut.ee/BGGM/miner/pyriit.html> (02.05.2015)
- **Keskkonnaagentuur.** 2013. Veekogumite ökoloogiline seisund 2013.aastal. Siseriiklik ülevaade. http://www.keskkonnaagentuur.ee/sites/default/files/veekogumite_seisund_2013_seisuga_1.xls (15.05.2015)
- **Keskkonnainfo.** 2015. Veevõtt: kaevandusvesi. <http://www.keskkonnainfo.ee/main/index.php/et/component/content/article/482?tmpl=component> (02.05.2015)
- **Maa-amet.** 2014. Maa-ameti kaardirakendus. <http://xgis.maaamet.ee/xGIS/XGIS> (02.05.2015)
- **Puura, E. a.** 2006. Ettekanne. Kaevandamise tagajärjel tekkinud veereostusprobleemidest Euroopa riikides. http://www.gi.ee/seminar/2006-01-20/geoseminar_2006-01-20_puura.pdf (02.05.2015)
- **Puura, E. b.** 2010. Mineraalvesi Estonia kaevandusest. <https://erikpuura.wordpress.com/2010/09/13/mineraalvesi-estonia-kaevandusest/> (02.05.2015)
- **Robam, K.** 2011. Mäendusõpik. Kaevandusvesi. <http://maeopik.blogspot.com/2011/04/kaevandusvesi.html> (02.05.2015)
- **Valgma, I.** 2008. Mäendusõpik. Rikastamine. <http://maeopik.blogspot.com/2008/11/rikastamine.html> (25.05.2015)

- **Västriku, A.** 2010 Mäendusõpik. Maardla.
<http://maeopik.blogspot.com/2010/02/maardla.html> (25.05.2015)

Kasutatud Eesti Energia Kaevandused AS-i sisedokumendid:

- Eesti Energia Kaevandused AS, a. Põlevkivimaardla veekompleksid ja -kihid, joonis.
- Eesti Energia Kaevandused AS, b. Eesti põlevkivimaardla skeem, joonis.
- Eesti Energia Kaevandused AS, c. Tootmisaruanded.
- Eesti Energia Kaevandused AS, d. Majandusaasta aruanded.
- Eesti Energia Kaevandused AS, e. Eesti Energia Kaevandused AS-i Integreeritud Juhtimissüsteemi aruanne.
- Eesti Energia Kaevandused AS, f. Kvartaliaruanded 2008-2014.
- Eesti Energia Kaevandused AS Estonia kaevandus. 2010. Settebasseini pass nr 1,
- Eesti Energia Kaevandused AS Estonia kaevandus. 2010. Settebasseini pass nr 2,
- Eesti Energia Kaevandused AS Estonia kaevandus. 2010. Settebasseini pass nr 3,
- Eesti Energia Kaevandused AS Estonia kaevandus. 2010. Settebasseini pass nr 4,
- Eesti Energia Kaevandused AS Estonia kaevandus. 2010. Settebasseini pass nr 5,
- Eesti Energia Kaevandused AS kvaliteedikäsiraamat. 2013. Aherainekillustiku tootmise kvaliteedikäsiraamat. Kinnitatud Eesti Energia Kaevandused AS-i 10.10.2013 juhatuse otsusega nr 3765. EEK Estonia kaevandus.
- EMHI. Eesti Meteoloogia ja Hüdroloogia Instituudi ja Eesti Energia Kaevandused AS-i vaheline leping.
- Kaevandusvee katsetuste protokollid 2008-2014. Eesti Energia Kaevanduste Kesklabor.
- Nurklik, T. 2014. Estonia kaevanduse pumpla nr 383 äravoolu Jõuga peakraavi eksploatatsioon. Dokument: B2.1-12.KR. 55 lk.
- Scada – Eesti Energia Kaevandused AS-i elektrooniline statistiline andmebaas
- Vee erikasutusluba nr L.VV/320501. Välja antud 30.06.2011, Keskkonnaamet. Muudetud 26.08.2014. Eesti Energia Kaevandused AS. 25 lk.

Näited Estonia kaevanduse pumplatest

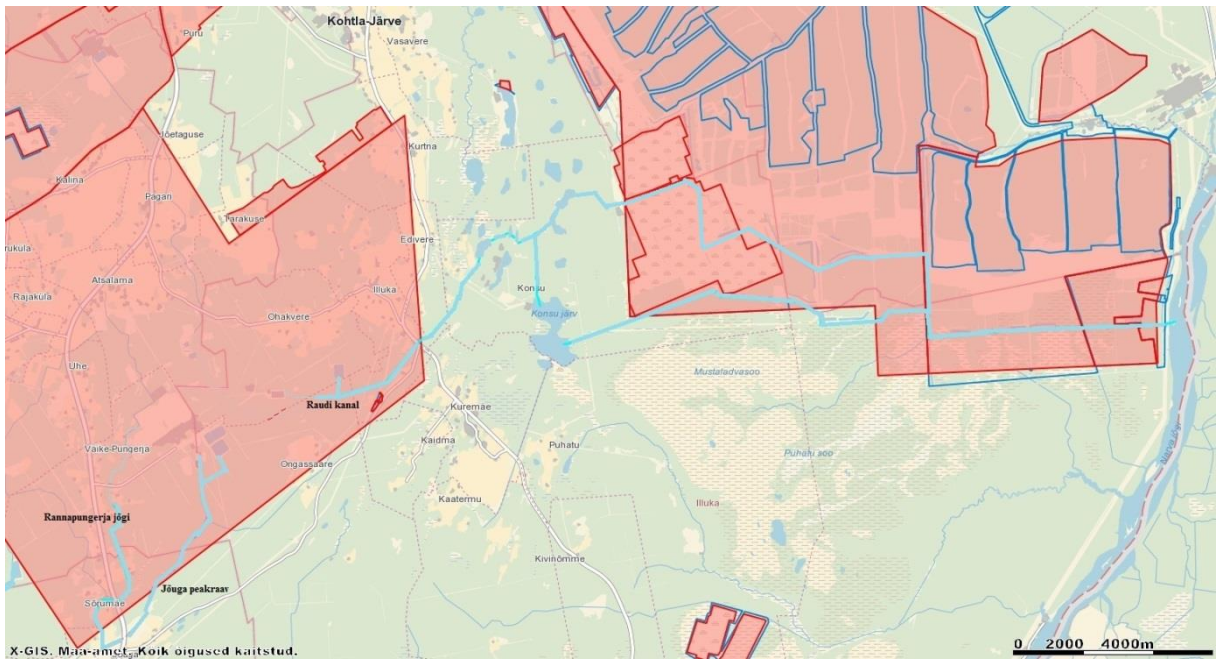


Joonis 1. Settebassein nr 4 pumbad (Foto: töö autor, 14.10.2014)

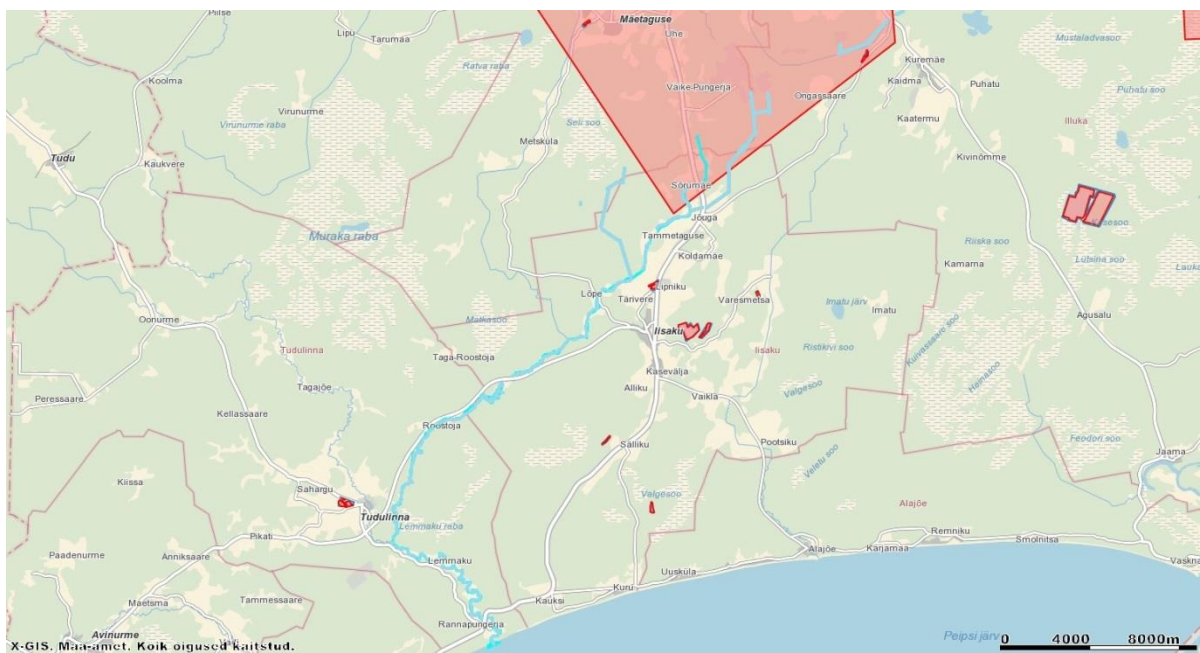


Joonis 2. Settebassein nr 5 pumbajaam (Foto: töö autor, 14.10.2014)

Estonia kaevanduse veekõrvalduskeemid



Joonis 3. Veekõrvaldus Raudi kanalist läbi Kurtna järvede Mustajõkke (Maa-amet, 2015)



Joonis 4. Veekõrvaldus läbi Jõuga peakraavi ja Rannapungerja jõe Peipsi järve (Maa-amet, 2015)

Estonia kaevanduse settebasseinid



Joonis 5. Settebassein nr 1 (Maa-amet, 2014)



Joonis 6. Settebassein nr 2 (Maa-amet, 2014)



Joonis 7. Settebassein nr 3 (Maa-amet, 2014)



Joonis 8. Settebassein nr 4 (Maa-amet, 2014)



Joonis 9. Settebassein nr 5 (Maa-amet, 2014)

Veeproovivõtu vahendid ja Eesti Energia Kaevandused AS Kesklabor



Joonis 10. Proovivõtuvahendid (Foto: töö autor, 14.10.2014)



Joonis 11. Üldainete proovid Eesti Energia Kaevandused AS Kesklaboris (Foto: töö autor, 14.10.2014)

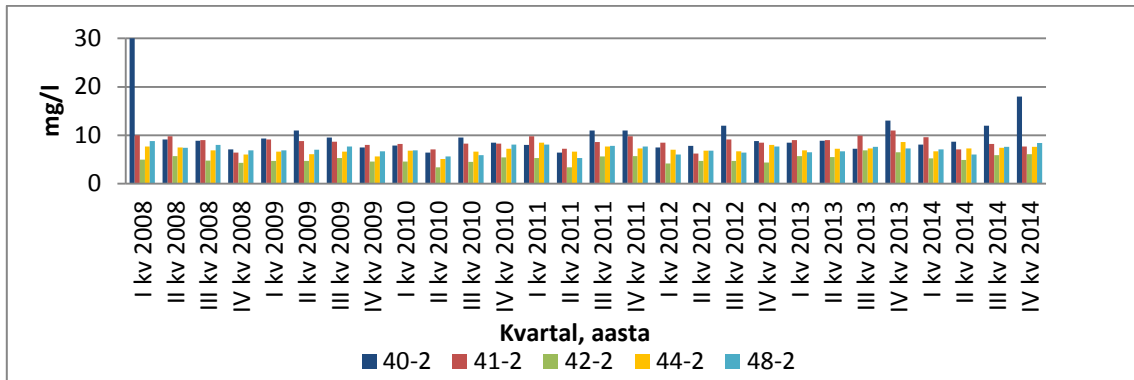
Settebasseinide puhastusefektiivsus

Tabel 1. Settebasseinide puhastusefektiivsus

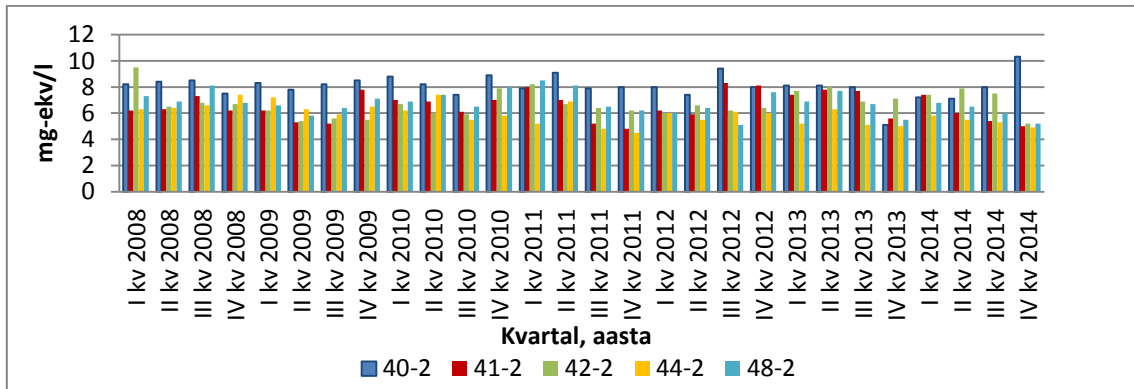
Kvartal	Proovide võtmise kohtade numbrid	Hõljuvainete sisaldus, mg/l		Puhastusefektiivsus, %	Kvartal	Proovide võtmise kohtade numbrid	Hõljuvainete sisaldus, mg/l		Puhastusefektiivsus, %
		Enne settebasseini	Pärast settebasseini				Enne settebasseini	Pärast settebasseini	
II kv 2008	40	28	8	71,4	II kv 2010	40	7	6	14,3
	41	5	5	0		41	8	8	0
	42	56	10	82,1		42	70	15	78,6
	44	48	5	89,6		44	20	14	30
	48	10	8	20		48	48	7	85,4
III kv 2008	40	8	8	0	III kv 2010	40	5	5	0
	41	5	5	0		41	10	4	60
	42	68	15	77,9		42	9	6	33,3
	44	84	15	82,1		44	38	9	76,3
	48	8	8	0		48	18	9	50
IV kv 2008	40	19	13	31,6	IV kv 2010	40	7	5	28,6
	41	11	11	0		41	6	5	16,7
	42	20	11	45		42	30	8	73,3
	44	45	12	73,3		44	62	10	83,9
	48	35	15	57,1		48	88	9	89,8
I kv 2009	40	47	7	85,1	I kv 2011	40	12	6	50
	41	49	14	71,4		41	5	5	0
	42	92	12	87		42	25	9	64
	44	65	6	90,8		44	62	14	77,4
	48	60	15	75		48	64	6	90,6
II kv 2009	40	12	6	50	II kv 2011	40	25	7	72
	41	10	5	50		41	16	5	68,8
	42	16	8	50		42	32	12	62,5
	44	82	10	87,8		44	60	14	76,7
	48	22	7	68,2		48	72	15	79,2
III kv 2009	40	9	6	33,3	III kv 2011	40	25	4	84
	41	11	7	36,4		41	<4	<4	-
	42	84	4	95,2		42	9	6	33,3
	44	48	5	89,6		44	44	11	75
	48	35	8	77,1		48	30	12	60
IV kv 2009	40	18	8	55,6	IV kv 2011	40	9	4	55,6
	41	5	5	0		41	5	5	0
	42	30	13	46,7		42	18	12	33,3
	44	62	14	77,4		44	134	13	90,3
	48	16	12	25		48	122	7	94,3
I kv 2010	40	11	8	27,3	I kv 2012	40	42	12	71,4
	41	16	13	18,8		41	18	11	38,9
	42	62	15	75,8		42	24	15	37,5
	44	86	15	82,6		44	38	14	63,2
	48	32	13	59,4		48	22	6	72,7

Kvartal	Proovide võtmise kohtade numbrid	Hõljuvainete sisaldus, mg/l		Puhastus-efektiivsus, %	Kvartal	Proovide võtmise kohtade numbrid	Hõljuvainete sisaldus, mg/l		Puhastus-efektiivsus, %
		Enne sette-basseini	Pärast sette-basseini				Enne sette-basseini	Pärast sette-basseini	
II kv 2012	40	78	15	80,8	IV kv 2013	40	4	<4	-
	41	4	4	0		41	8	8	0
	42	190	12	93,7		42	102	7	93,1
	44	150	13	91,3		44	78	8	89,7
	48	15	4	73,3		48	80	9	88,8
III kv 2012	40	20	8	60	I kv 2014	40	5	5	0
	41	6	4	33,3		41	6	4	33,3
	42	12	9	25		42	20	14	30
	44	148	9	93,9		44	62	14	77,4
	48	55	8	95,5		48	66	11	83,3
IV kv 2012	40	8	4	-	II kv 2014	40	24	<4	-
	41	4	4	-		41	5	5	0
	42	17	8	52,9		42	22	9	59,1
	44	44	13	70,5		44	50	9	82
	48	32	7	78,1		48	71	11	84,5
I kv 2013	40	5	5	0	III kv 2014	40	5	<4	-
	41	4	4	0		41	82	5	93,9
	42	20	10	50		42	38	12	68,4
	44	82	12	85,4		44	14	11	21,4
	48	76	13	82,9		48	90	11	87,8
II kv 2013	40	4	4	0	IV kv 2014	40	4	4	0
	41	5	4	20		41	27	4	85,2
	42	4	4	0		42	9	4	55,6
	44	27	7	74,1		44	65	14	78,5
	48	6	4	33,3		48	52	11	78,8
III kv 2013	40	15	5	66,7					
	41	4	4	0					
	42	130	15	88,5					
	44	84	9	89,3					
	48	100	14	86					

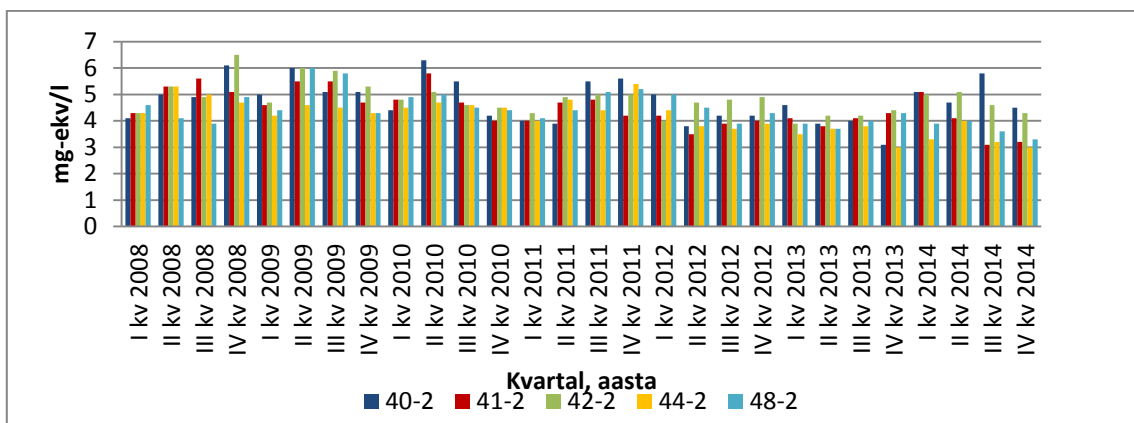
Veeproovide tulemused settebasseinidest väljuvas vees



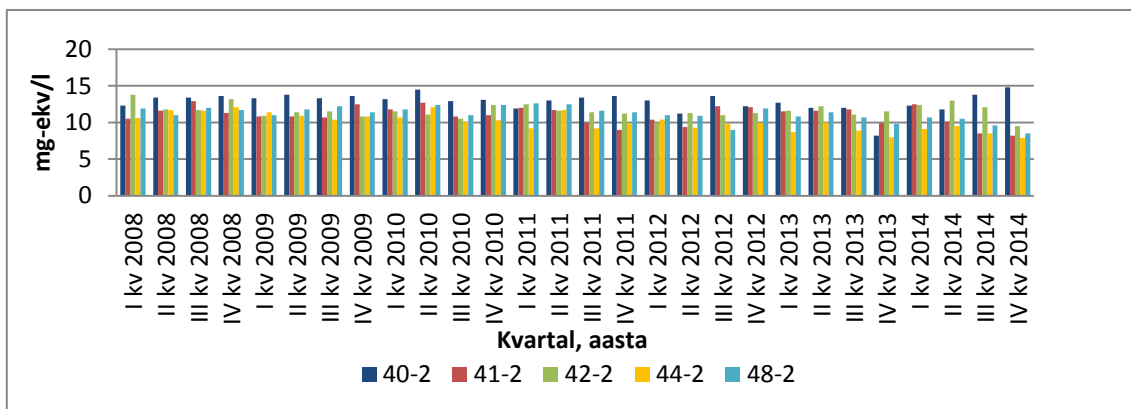
Joonis 12. Kloriidide kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



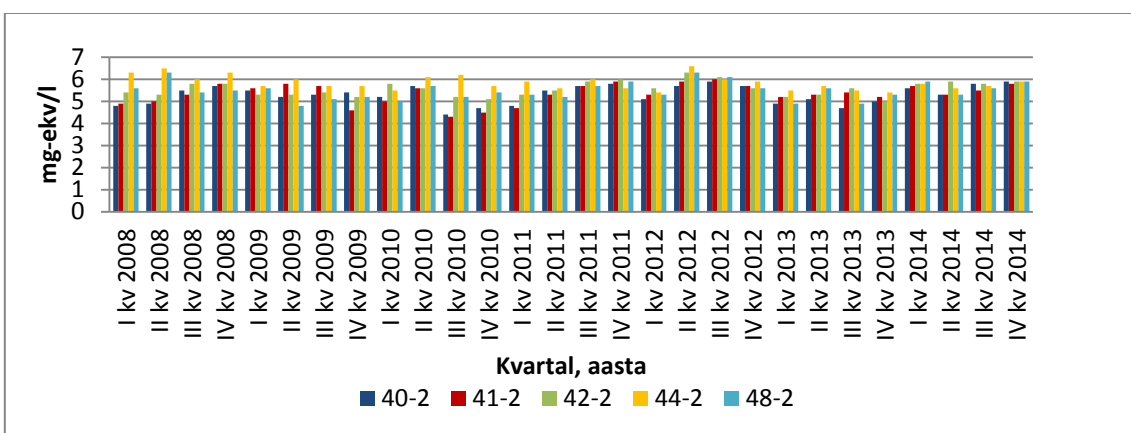
Joonis 13. Kaltsiumi kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



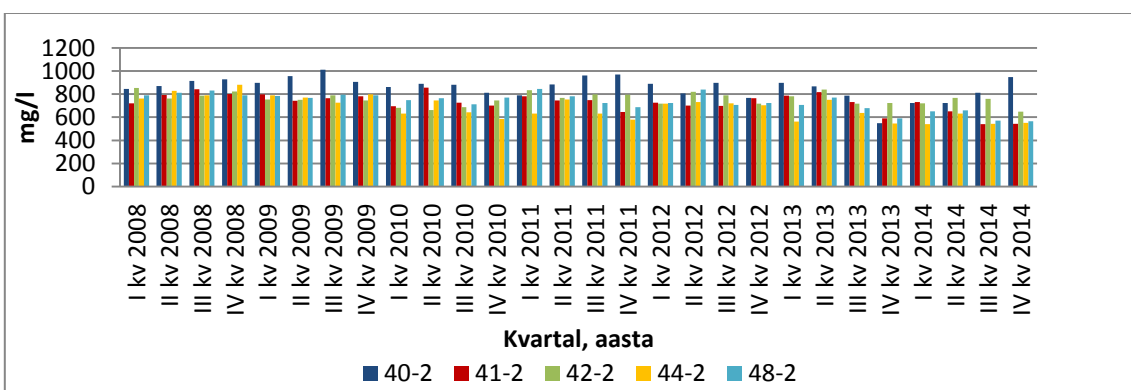
Joonis 14. Magneesiumi kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



Joonis 15. Üldkaredus settebasseinidest väljuvas vees

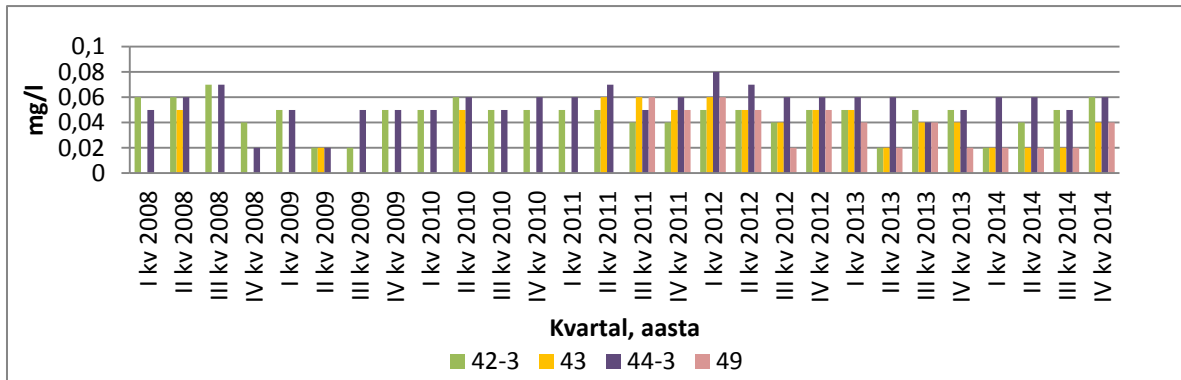


Joonis 16. Üldleelisus settebasseinidest väljuvas vees

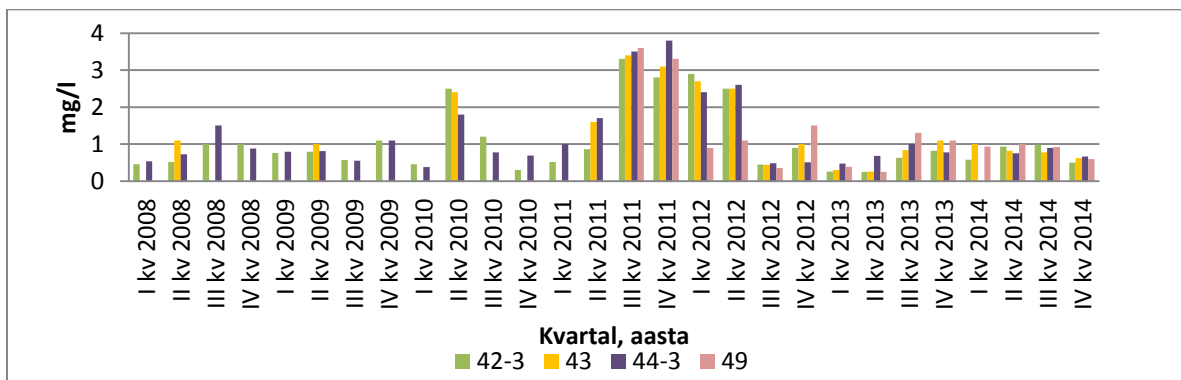


Joonis 17. Kuivjääk settebasseinidest väljuvas vees

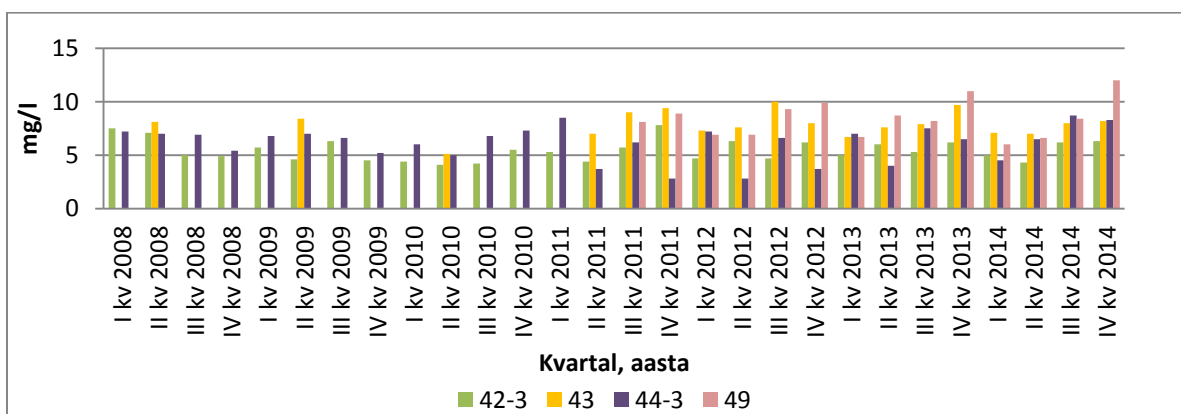
Veeproovide tulemused suublates



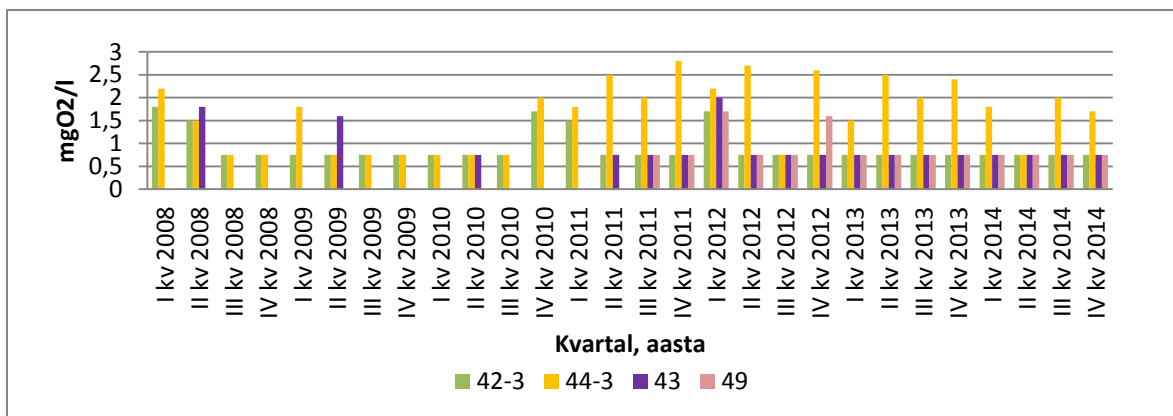
Joonis 18. Üldfosfori kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



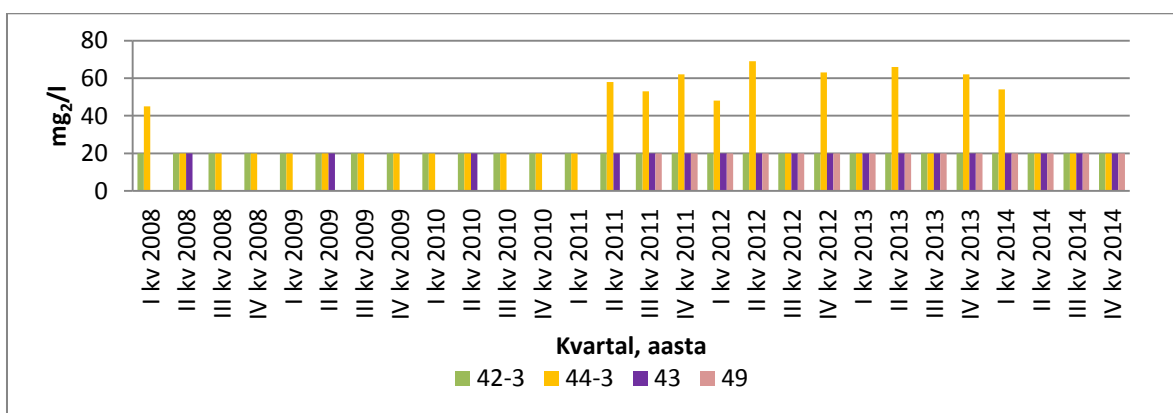
Joonis 19. Üldlämmastiku kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



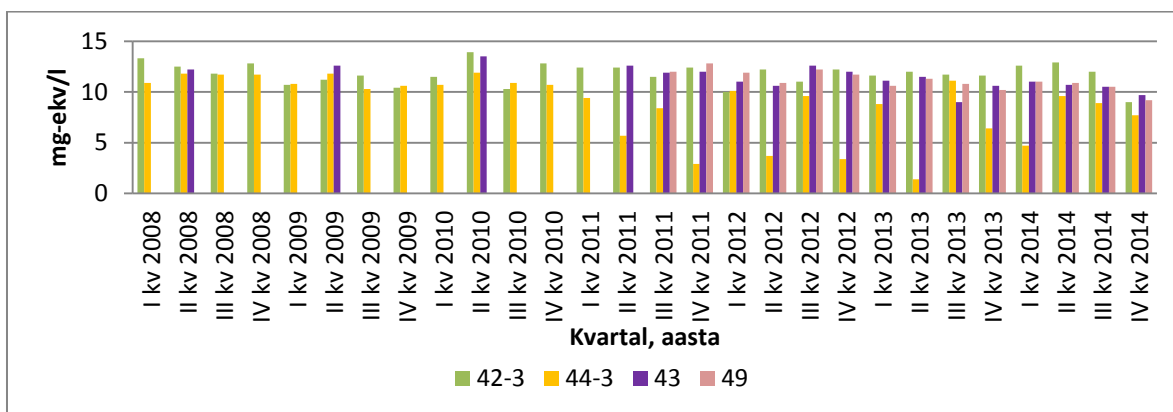
Joonis 20. Kloriidide kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



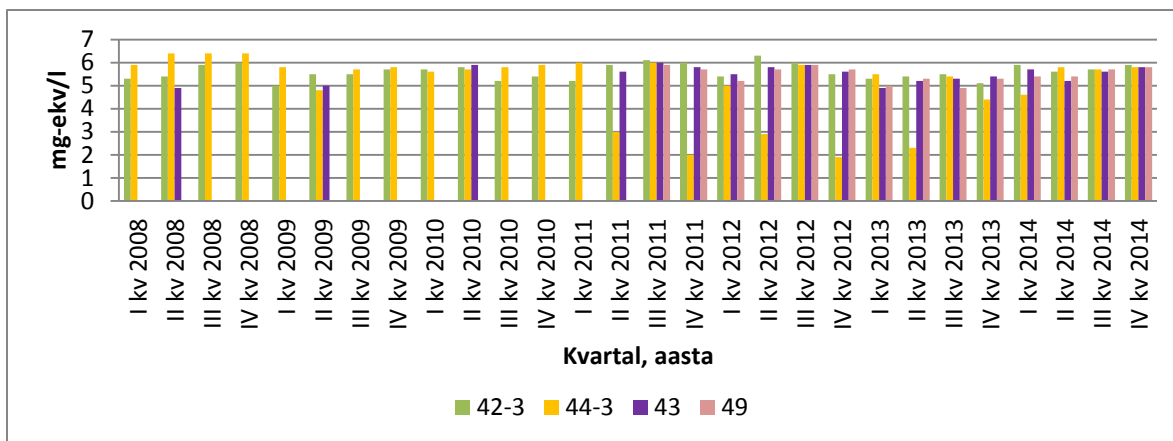
Joonis 21. BHT₇ settebasseinidest väljuvas vees



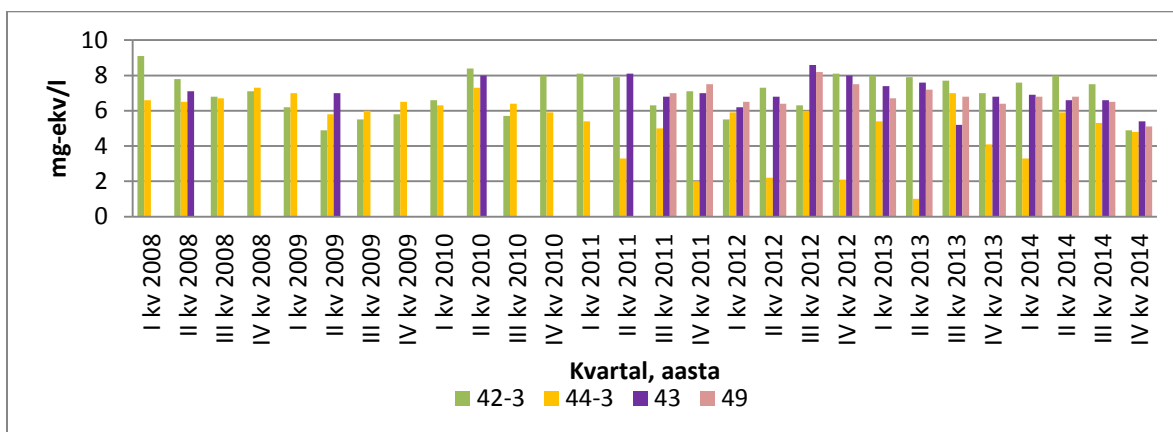
Joonis 22. KHT settebasseinidest väljuvas vees



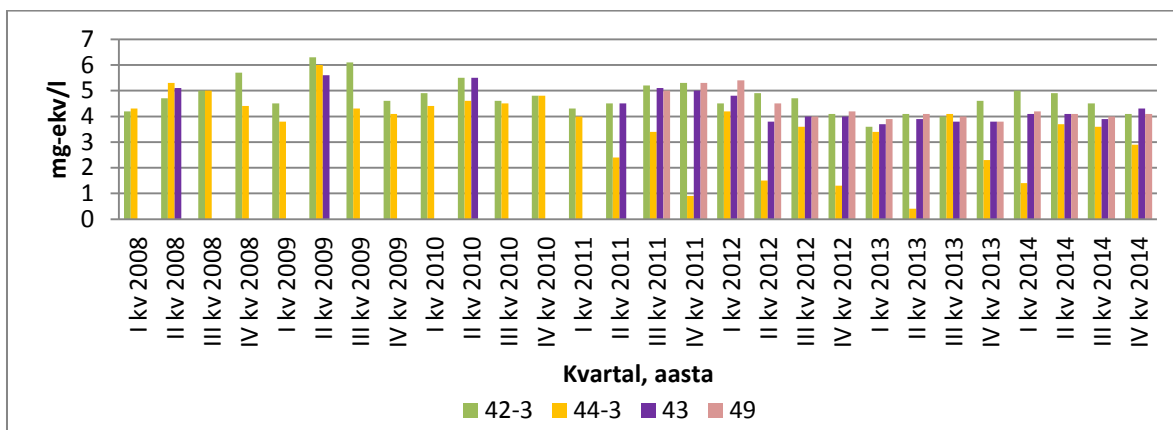
Joonis 23. Üldkaredus settebasseinidest väljuvas vees



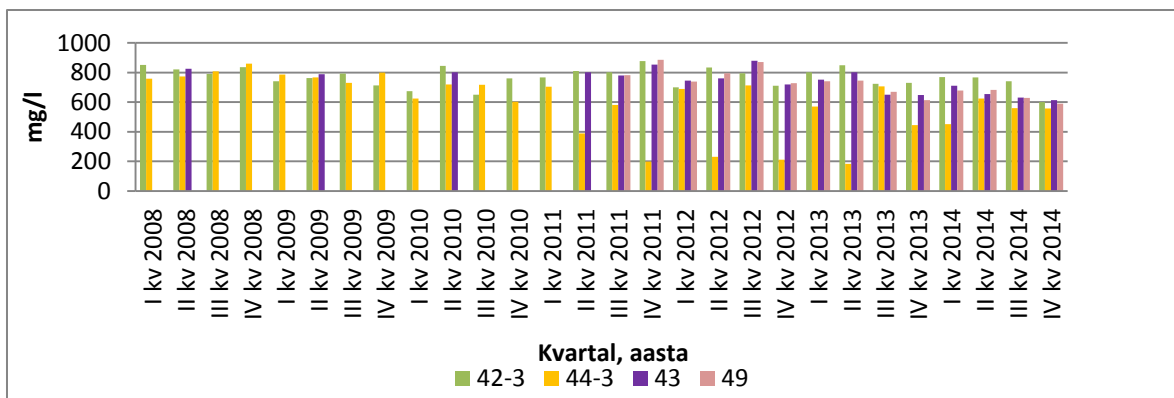
Joonis 24. Üldleelisus settebasseinidest väljuvas vees



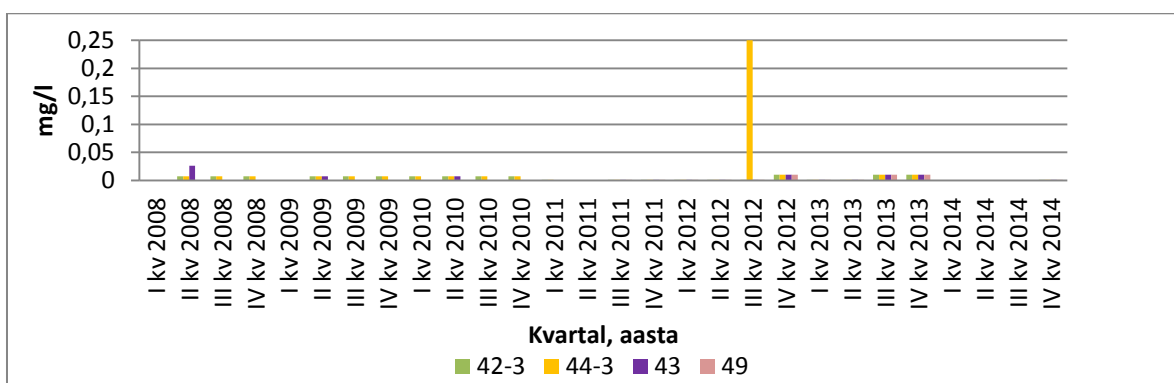
Joonis 25. Kaltsiumi kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



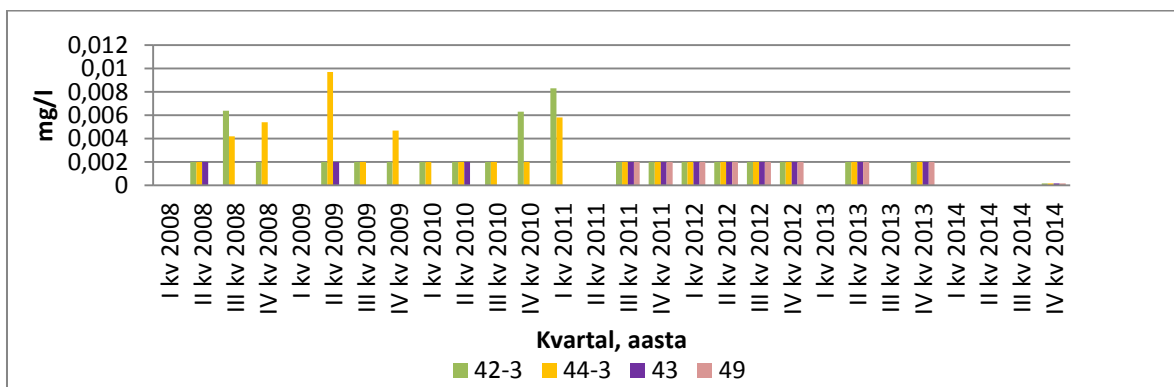
Joonis 26. Magneesiumi kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



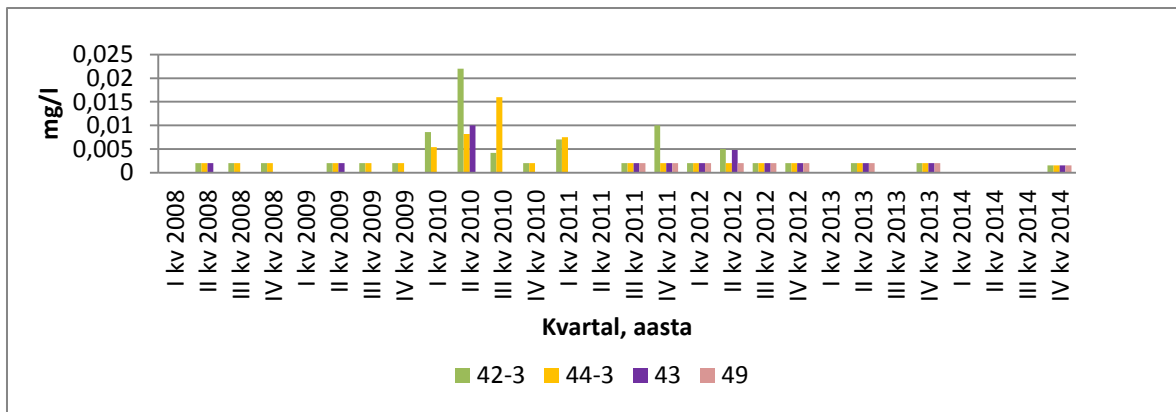
Joonis 27. Kuivjääk settebasseinidest väljuvas vees



Joonis 28. Naftasaaduste kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



Joonis 29. Ühealuseliste fenoolide kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees



Joonis 30. Kahealuseliste fenoolide kontsentratsioonid settebasseinidest väljuvas vees

Pearsoni korrelatsioonmaatriks

Tabel 2. Pearsoni korrelatsioonmaatriks

Näitaja	pH	Heljum	BHT ₇	KHT	Üld- lämmastik	Üld- fosfor	Kloriidid	Sulfaadid	Üld- karedus	Kaltsium	Mag- neesium	Üld- leelisus	Kuiv- jääk	Nafta- saadused	1-alus. fenoolid	2-alus. fenoolid
pH	1	0,10	-0,01		-0,09	0,21	-0,01	-0,31	-0,33	-0,32	-0,14	0,20	-0,23	-0,05	-0,05	-0,12
Heljum	0,10	1	0,21		-0,02	0,33	-0,25	-0,24	-0,19	-0,21	-0,05	0,18	-0,20	-0,12	0,07	0,06
BHT7	-0,01	0,21	1		0,26	0,14	-0,04	-0,02	-0,07	-0,06	-0,03	-0,04	-0,03	0,00	0,01	-0,08
KHT				1												
Üldlämmastik	-0,09	-0,02	0,26		1	0,03	-0,03	0,00	-0,01	-0,11	0,18	0,21	0,06	0,04	-0,02	0,10
Üldfosfor	0,21	0,33	0,14		0,03	1	-0,03	-0,15	-0,09	-0,05	-0,09	0,12	-0,09	-0,08	-0,13	0,16
Kloriidid	-0,01	-0,25	-0,04		-0,03	-0,03	1	0,16	0,15	0,25	-0,08	-0,20	0,17	0,02	-0,08	-0,09
Sulfaadid	-0,31	-0,24	-0,02		0,00	-0,15	0,16	1	0,89	0,78	0,53	-0,28	0,96	-0,16	0,24	0,14
Üldkaredus	-0,33	-0,19	-0,07		-0,01	-0,09	0,15	0,89	1	0,87	0,58	-0,21	0,85	-0,23	0,19	0,19
Kaltsium	-0,32	-0,21	-0,06		-0,11	-0,05	0,25	0,78	0,87	1	0,13	-0,25	0,74	-0,15	0,10	0,19
Magneesium	-0,14	-0,05	-0,03		0,18	-0,09	-0,08	0,53	0,58	0,13	1	-0,01	0,52	-0,22	0,23	0,07
Üldleelisus	0,20	0,18	-0,04		0,21	0,12	-0,20	-0,28	-0,21	-0,25	-0,01	1	-0,09	0,10	-0,12	-0,14
Kuivjääk	-0,23	-0,20	-0,03		0,06	-0,09	0,17	0,96	0,85	0,74	0,52	-0,09	1	-0,14	0,21	0,13
Naftasaadused	-0,05	-0,12	0,00		0,04	-0,08	0,02	-0,16	-0,23	-0,15	-0,22	0,10	-0,14	1	-0,09	-0,07
1-alus.fenoolid	-0,05	0,07	0,01		-0,02	-0,13	-0,08	0,24	0,19	0,10	0,23	-0,12	0,21	-0,09	1	0,08
2-alus.fenoolid	-0,12	0,06	-0,08		0,10	0,16	-0,09	0,14	0,19	0,19	0,07	-0,14	0,13	-0,07	0,08	1

Spearmani korrelatsioonmaatriks

Tabel 3. Spearmani korrelatsioonmaatriks

Näitaja	pH	Heljum	BHT ₇	KHT	Üld- lämmastik	Üld- fosfor	Kloriidid	Sulfaadid	Üld- karedus	Kaltsium	Mag- neesium	Üld- leelisus	Kuiv- jääk	Nafta- saadused	1-alus. fenoolid	2-alus. fenoolid
pH	1	0,40	0,52		-0,10	0,30	0,1	-0,70	-0,50	-0,20	-1,00	0,30	-0,50	0,11	-0,60	-0,50
Heljum	0,40	1	0,10		-0,50	0,90	-0,80	-0,50	-0,30	-0,40	-0,30	0,90	-0,30	-0,44	-0,80	-0,30
BHT ₇	0,52	0,21	1		0,63	0,10	0,26	-0,31	-0,52	-0,52	-0,52	0,10	-0,52	-0,41	-0,10	-0,52
KHT				1												
Üldlämmastik	-0,10	-0,50	0,63		1	-0,60	0,70	0,50	0,20	0,10	0,20	-0,60	0,20	-0,44	0,70	0,20
Üldfosfor	0,30	0,90	0,10		-0,60	1	0,90	-0,70	-0,60	-0,70	-0,40	1	-0,60	-0,22	0,90	-0,60
Kloriidid	0,10	0,80	0,26		0,70	-0,90	1	0,40	0,30	0,50	0,00	-0,90	0,30	0,22	0,70	0,30
Sulfaadid	-0,70	-0,50	-0,31		0,50	0,70	0,40	1	0,90	0,70	0,90	-0,70	0,90	-0,33	0,90	0,90
Üldkaredus	-0,50	-0,30	-0,52		0,20	-0,60	0,30	0,90	1	0,90	0,8	-0,60	1	-0,22	0,70	1,00
Kaltsium	-0,20	-0,40	-0,52		0,10	-0,70	0,50	0,70	0,90	1	0,50	-0,70	0,90	0,11	0,60	0,90
Magneesium	-0,90	-0,30	-0,52		0,20	-0,40	0,00	0,90	0,80	0,50	1	-0,40	0,80	-0,33	0,70	0,80
Üldleelisus	0,30	0,90	0,10		-0,60	1,00	-0,90	-0,70	-0,60	-0,70	-0,40	1	-0,60	-0,22	-0,90	-0,60
Kuivjääk	-0,50	-0,30	-0,52		0,20	-0,60	0,30	0,90	1,00	0,90	0,80	-0,60	1	-0,22	-0,70	1,00
Naftasaadused	0,11	-0,44	-0,41		-0,44	-0,22	0,22	-0,33	-0,22	0,11	-0,33	-0,22	-0,22	1	-0,11	-0,22
1-alus.fenoolid	-0,60	-0,80	-0,10		0,70	-0,90	0,70	0,90	0,70	0,60	0,70	-0,90	0,70	-0,11	1	0,70
2-alus.fenoolid	-0,50	-0,30	-0,50		0,20	-0,60	0,30	0,90	1	0,90	0,80	-0,60	1,00	-0,22	0,70	1