

EESTI MAAÜLIKOOL  
PÕLLUMAJANDUS- JA KESKKONNAINSTITUUT  
LIMNOLOOGIAKESKUS

## VEREVI JÄRV

Meetmekava

Koostajad:  
Merit Kreitsberg, Randel Kreitsberg, Lea Tuvikene

TARTU 2016



## Sisukord

1. Sissejuhatus .....	4
2. INTERREG IVC projekti LakeAdmin kirjeldus ja eesmärgid .....	6
3. Verevi järv – üldiseloostus.....	8
Verevi järv on osa Elva-Peedu metsapargist, s.o. uuendamata kaitsekorraga kaitsealast (Keskkonnaregistri kood KLO1200271).....	10
3.1. Verevi järve eripärad .....	10
3.2. Valgla .....	12
4. Verevi järve seisundi kirjeldus .....	14
4.1 Seire ülevaade .....	15
4.1.1. Hüdrokeemia .....	15
4.1.2. Fütoplankton.....	21
4.1.3. Zooplankton .....	22
4.1.4. Suurtaimed .....	23
4.1.5. Suurselgrootud .....	26
4.1.6. Kalastik.....	26
4.2. Verevi järve setted.....	28
4.3 Sademete seire ülevaade.....	29
4.4 Ökosüsteemiteenused ja huvigrupid.....	34
4.5 Külastuskoormus ja rekreatsiooniline taluvus.....	36
4.5.1 Verevi supelrand ja selle külastuskoormus .....	36
4.5.2. Verevi rekreatsiooniline taluvus.....	37
5. Kliimamuutuste mõju järvede tervendamise kontekstis.....	38
6. Järvele mõjuvad survetegurid ja koormused .....	40
6.1. Ülevaade vesikonda mõjutavast koormusest, mida inimtegevus avaldab pinna- ja põhjaveele.....	40
6.2 Verevi järve survetegurid ja ohud .....	43
6.2.1 Liigne väliskoormus .....	43
6.2.2 Liigne sisekoormus .....	44
7. Meetmed.....	46
7.1. Väliskoormuste vähendamisega seotud meetmed.....	47
7.1.1 Valgala hüdroloogiline analüüs.....	47
7.1.2 Sademete ümbersuunamine ja puhastamine .....	48
7.1.3 Reoveetöötusjaama ja vetevõrgustiku regulaarne seire lekete vältimiseks.....	48
7.2 Uuringud sisekoormuse mõju vähendamise meetmete leidmiseks .....	49
7.3 Võimalikud sisekoormuse vähendamise meetmed .....	49
7.3.1 Kemomanipulatsioon koos ajutise õhustamisega.....	49
7.3.2 Setete eemaldamine .....	51

7.3.3	Kombineeritud tervendamine .....	52
7.3.4	Bio-manipulatsioon röövkalade asustamise kaudu.....	52
7.3.5	Pilliroo lõikamine.....	53
7.3.6	Meetmete rakendamise aegne ja järgne seire.....	53
7.3.7.	Meetmete ajakava ja eeldatav maksumus .....	54
8.	Meetmekava tegevuste kokkupuutepind LakeAdmin rahvusvaheliste „heade praktikatega“ ( <i>Good Practices</i> ) .....	56
9.	Kokkuvõte .....	59
	Kasutatud kirjandus:.....	60

## 1. Sissejuhatus

Puhas vesi, mitmekesised maastikud, liigiline mitmekesisus nii kalade, veetaimede kui selgrootute tasandil ning inimene osana sellest looduskeskkonnast – kes meist ei sooviks sellist idüllilähedast olukorda Eesti järvemaastikele. Kahjuks on ühel või teisel põhjusel mitmed järved oma järvetüübi siseselt kehvast seisundis – olgu selle tunnuseks siis hooajati kõrgele kerkiv pH, nihkes röövkalade-lepiskalade suhe või sinivetikate õitsengud. Ning kuna pahatihti on eelnev toimunud inimõhu tulemusena, oleks vale jääda käed rüpes ootama, millal loodus ise meie tekitatud kahjustused likvideerida jõuab. Iga järve saatuseks on ühel hetkel saada nii vanaks, et järve eksistentsi lõpetab kinnikasvamine. Kaasaegne järveteadus on arenenud tasemeni, mis võimaldab järvede toitelisust vähendada ja kinnikasvamise protsesse pidurdada või neid isegi noorendada või taastada.

### *Mis on järve tervendamine?*

*Järve tervendamine on protsess, kus füüsikalise-keemiliste ja/või bioloogiliste meetodite abil vähendatakse järve toitelisust ning parandatakse järve ökoloogilist seisundit. Kasvab ka järve virgestuslik ning majanduslik väärtus. Tervendamisel püütakse saavutada järve võimalikult looduslähedane tasakaaluline seisund, kus oleks tagatud ökoloogiline terviklikkus.*

*Tervendamine on reeglina põhjendatud juhul, kui veeökosüsteemi looduslik paranemine on võimatu või liiga aeglane selleks, et tagada väärtusliku elustiku säilimist.*

Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiiv seadis eesmärgiks saavutada kõigi Euroopa pinnavete hea ökoloogiline ja keemiline seisund aastaks 2015. Eesmärgi saavutamiseks on koostatud vesikondade veemajanduskavad, mida ajakohastatakse iga kuue aasta järel.

Veekogude puhul, kus 2015. aastaks püstitatud eesmärki ei olnud võimalik täita, kehtib nn pikendatud eesmärk, st meetmed nende seisundi parandamiseks on planeeritud järgmise veemajanduskavade perioodi.

Eesti on jagatud kolmeks vesikonnaks: Ida-Eesti vesikond, Lääne-Eesti vesikond ja Koiva vesikond. Hetkel kehtivad veemajanduskavad on koostatud perioodiks 2015-2021.

Veemajanduskavade rakendamiseks koostatakse pinna- ja põhjavee ning kaitset vajavate alade keskkonnanäesmärkide saavutamiseks meetmeprogramm, kus esitatakse vee kasutamise ja kaitse meetmed, mida tuleb arvestada kohaliku omavalitsusüksuse üld- ja detailplaneeringute ning ühisveevärgi ja -kanalisatsiooni arendamise kava koostamisel, uuesti läbivaatamisel ja muutmisel. Meetmeprogrammi raames koostatakse tervendamise meetmekavad veemajanduskavades nimetud kesises või halvas ökoloogilises seisus olevate

järvede seisundi parandamiseks. Euroopa Liidu territoriaalse koostöö programmi INTERREG IVC projekti LakeAdmin ([lakeadmin.savonia.fi](http://lakeadmin.savonia.fi) ja <http://pk.emu.ee/struktuur/limnoloogiakeskus/teadustoo/projektid/lakeadmin/>) toel valminud Harku järve, Verevi järve, Veisjärve ja Viitna Pikkjärve meetmekavad on osaks uue perioodi (2015-2021) veemajanduskavadest. Igaühel neist järvedest on oma probleemid ja erisused. Kavade koostamisel ei piirdu koostajad vaid iseendi teadmiste ja tehtud töödega, hädavajalik oli arvestada võimalikult kõigi asjassepuutuvate huvigruppidega, nii omavalitsustega, keskkonnakaitseorganisatsioonidega kui ka kohalike huvigruppidega.

Verevi järve meetmekava koostamisele on kaasa aidanud kas aruteludes osalemise kaudu, info jagajana või versioonide kommenteerimise kaudu: Keskkonnaministeerium (Peep Siim, projektide büroo nõunik; Irja Truumaa, veeosakonna peaspetsialist), Keskkonnaameti Jõgeva-Tartu regioon (Kaili Viilma, looduskaitse juhtivspetsialist; Aimar Rakko, vee-elustiku spetsialist), Elva Linnavalitsus (Priit Värnomasing, linnamajanduse osakonna juhataja), AS Emajõe Veevärk (Andres Aruhein, juhataja), Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja keskkonnainstituudi Limnoloogiakeskus (Prof. Ingmar Ott; MSc Toomas Kõiv; PhD Helle Mäemets, doktorandid Margot Sepp, Katrin Saar, Ronald Laarma).

Ka info ja kogemuste vahetamine teiste LakeAdmin projekti partneritega annab värskaid ideid ja tuge, millest võib meie järvede haldamisel palju kasu olla.

## **2. INTERREG IVC projekti LakeAdmin kirjeldus ja eesmärgid**

Euroopa Liidu territoriaalse koostöö programmi INTERREG IVC projekt LakeAdmin (2012-2014) oli INTERREG IIIC projekti Lakepromo (2004-2007) sisuline jätk. Kui Lakepromo andis ülevaate järvede tervendamise kogemustest projektis osalevatel maadel ja propageeris järvede tervendamist üldiselt, siis LakeAdmin eesmärgiks oli tõsta järvede tervendamise kvaliteeti, sh administratiivset võimekust kõikjal Euroopas. Üheksa projektis osalevat Euroopa riiki ühendasid senitehtud tervendustööde kogemused ning koostasid ja andsid avalikuks kasutamiseks järvede tervendamise praktilised juhised.

Eesti keskkonnapoliitika seisukohast oli projekti olulisim ülesanne koostada tervendamise meetmekavad Eesti vesikondade veemajanduskavades nimetatud kesises või halvas seisundis olevatest järvedest neljale: Harku järvele, Verevi järvele, Veisjärvele ja Viitna Pikkjärvele. Meetmekavad valmisid Eesti Maaülikooli ja Keskkonnaministeeriumi Veesakonna koostöös, projekti rahastajateks olid Euroopa Regionaalarengu Fond (146 191,50 €) ja Keskkonnainvesteeringute Keskus (23 218,70 €). LakeAdmin projekti kogueelarve oli 1 862 333 €.

LakeAdmin rahvusvahelisse konsortsiumi kuulusid lisaks Eesti Maaülikoolile veel 9 partnerorganisatsiooni: Soome Keskkonnainstituut (juhtpartner) ja Põhja-Savo Tehnikaülikool Soomest, Lõuna-Böömimaa Ülikool České Budějovice'st Tšehhi Vabariigis, Allerød Kommuun Taanist, Pelioni Arenguettevõtte Kreekast, Balatoni Järve Arengu Koordineerimise Agentuur Ungarist, Lääne Piirkonna Omavalitsus Iirimaalt, Rieti maakond Itaaliast ja Temi Zammit'i Fond Maltalt.

LakeAdmin projekti üldeesmärgid:

- Parandada järvede tervendamise kvaliteeti piirkondades, kus väärtustatakse veekogude rolli majandusliku arengu ühe osana
- Tõsta piirkondliku poliitika efektiivsust vee, eriti järvede ja paisjärvede tervendamisel ja majandamisel

Kümme projektis osalevat partnerorganisatsiooni:

- jagasid omavahel ja levitasid laiemalt teadmisi ja oskusi vee hea majandamise alal

- töötasid välja tegevuskavasid nende teadmiste ja oskuste rakendamiseks piirkondlike programmide raames
- koostasid ja andsid avalikku kasutusse Euroopa järvede tervendamise andmebaasi ja juhendmaterjalid
- laiendasid projekti missiooni partnerriikidest väljapoole, et anda võimalikult laiapõhjaline panus Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivis püstitatud veekogude majandamise ja tervendamisega seotud eesmärkide täitmiseks

**Lisainfot leiab:**

LakeAdmin koduleht: <https://lakeadmin.savonia.fi/>

Eestis: <http://pk.emu.ee/struktuur/limnoloogiakeskus/teadustoo/projektid/lakeadmin/>

### 3. Verevi järv – üldiseloostus

Verevi järv on Tartumaal Elva linnas asuv, osalt Konguta vallaga piirnev, 11,7 hektari suurune hüpertroofne ehk liigtoiteline järv, keskmise sügavusega 3,6 meetrit (maksimaalne sügavus 11 meetrit). Järv kuulub Ida-Eesti vesikonda, Peipsi alamvesikonda. Verevi järv asub kunagise mandrijää-panga sulamislohus<sup>(5)</sup>. Verevi järv on põhja-lõuna suunas välja venitatud piklik saarteta järv, olles põhjaotsast kordades kitsam kui lõunaotsas (järve pikkus on 950 meetrit, järve laius 320 meetrit, kaldajoone pikkus 2 759 meetrit. Lõunaosa on laiem ja vähem kinni kasvanud, põhja poole ulatub umbes 500 meetri pikkune ja umbes 50 meetri laiune kitsas pikk riba. Kaldajoon on vähe liigendatud. Järv on avalikult kasutatav ja piirkonnas populaarseim puhkemajandusliku tähtsusega järv. Järve linnapoolsel küljel (lõunaotsas) asub heakorrastatud suplerand. Kallas on ujula juures liivane, läänes turbane ja mujal mudane. Järve suubub Käo oja ja sellest saab alguse Kavilda jõgi. Põhja katab kuni 11 m paksune mudakiht. Järve läbivool on nõrk – veevahetus toimub 0,63-1 korda aastas.<sup>(1,2)</sup>

Verevi näol on tegemist keskmise karedusega kihistunud veega tüüpi järvega (VRD 3). Järve kvaliteedi hindamisel lähtutaksegi konkreetse järve tüübiomadustest tunnustest ning sellest kui palju järv oma tüübile omastest tunnustest hälbib (vt Tabel 1). Veepoliitika Raamdirektiivi (2002) nõuete täitmiseks on Eesti järved jagatud tüüpidesse järgmiselt:

- Tüüp I - kalgiveelised järved (üldaluselisus  $>240 \text{ HCO}_3 \text{ mg/l}$ , elektrijuhtivus  $>400 \text{ } \mu\text{S/cm}$ );
- Tüüp II - madalad, keskmise karedusega järved (kihistumata,  $80\text{-}240 \text{ HCO}_3 \text{ mg/l}$ ,  $165\text{-}400 \text{ } \mu\text{S/cm}$ );
- Tüüp III - sügavad, keskmise karedusega järved (kihistunud,  $80\text{-}240 \text{ HCO}_3 \text{ mg/l}$ ,  $165\text{-}400 \text{ } \mu\text{S/cm}$ );
- Tüüp IV - pehme- ja tumedaveelised järved ( $<80 \text{ HCO}_3 \text{ mg/l}$ ,  $<165 \text{ } \mu\text{S/cm}$ , kollast ainet  $\geq 7 \text{ mg/l}$ );
- Tüüp V - pehme- ja heledaveelised järved ( $<80 \text{ HCO}_3 \text{ mg/l}$ ,  $<165 \text{ } \mu\text{S/cm}$ , kollast ainet  $< 7 \text{ mg/l}$ );
- Tüüp VI - Võrtsjärv (madal, keskmine karedusega, kihistumata, heledaveeline, kollast ainet  $< 7 \text{ mg/l}$ );
- Tüüp VII - Peipsi - Pihkva järv (madal, keskmine karedusega, kihistumata, heledaveeline, kollast ainet  $< 7 \text{ mg/l}$ );



- Tüüp VIII - rannajärved (kaugus merest < 5 km, keskmine sügavus ≤ 1 m, heledaveelised, kollast ainet <8 mg/l, kloriide >25 mg/l).<sup>(3)</sup>

**Tabel 1.**

*Maismaa seisuveekogude pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste seisundinäitajate väärtuste järgi<sup>(3)</sup>*

Seisundinäitaja	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
<b>Tüüp I – kalgiveeline järv (andmete aritm. keskmine)</b>						
PH		7-8,5	7-8,5	<7 või >8,5	<7 või >8,5	<7 või >8,5
Üldfosfor	µg/l	<10	10-20	>20-30	>30-50	>50
Üldlämmastik	µg/l	<1500	1500-2500	>2500-3500	>3500-4500	>4500
Secchi ketta nähtavus	M	>6	4-6	3-<4	2-<3	<2
<b>Tüüp II – keskmise karedusega madal järv (andmete aritm. keskmine)</b>						
PH		7-8	>8-8,3	>8,3-8,8	>8,8-9 või 6-<7	<6 või >9
Üldfosfor	µg/l	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
Üldlämmastik	µg/l	<500	500-1000	>1000-1500	>1500-2000	>2000
Secchi ketta nähtavus	M	>3	2-3	1-<2	<1	<1
<b>Tüüp III – keskmise karedusega sügav järv (andmete aritm. keskmine)</b>						
PH		7-8	>8-8,3	>8,3-8,8	>8,8-9 või 6-<7	<6 või >9
Üldfosfor	µg/l	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
Üldlämmastik	µg/l	<500	500-1000	>1000-1500	>1500-2000	>2000
Secchi ketta nähtavus	M	>3	2-3	1-<2	<1	<1
Metalimnioni paksus või alussügavus suvisel stagnatsiooniperioodil (juulis-augustis)	M	>5 või metalimnion algab sügavamal kui 8 m	>3,5-5 või metalimnion algab vahetult enne veekogu põhja	>2,5-3,5	2-2,5	<2
<b>Tüüp IV – pehme veega tumedaveeline järv (andmete aritm. keskmine)</b>						
PH		3-7,7	3-7,7	>7,7	>7,7	>7,7
Üldfosfor	µg/l	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
Üldlämmastik	µg/l	<600	600-900	>900-1200	>1200-1500	>1500
<b>Tüüp V – pehme veega heledaveeline järv (andmete aritm. keskmine)</b>						
PH		5,5-7	<7-7,5	>7,5-8	>8-8,5	>8,5

Seisundinäitaja	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
Üldfosfor	µg/l	<10	10-20	>20-40	>40-60	>60
Üldlämmastik	µg/l	<200	200-500	>500-800	>800-1100	>1100
Secchi ketta nähtavus	M	>5	3-5	2-<3	1-<2	<1

**Tüüp VIII - rannajärved** (andmete aritm. keskmine)

Üldfosfor		<15	15-30	<30-45	<45	>45
Orgaanilise aine rikka sette paksus avavee osas	Cm	<15	<15	15	15	15
Domineeriv sete		Mine- raalne	Mine- raalne	Muda, mineraalne	Muda	Muda

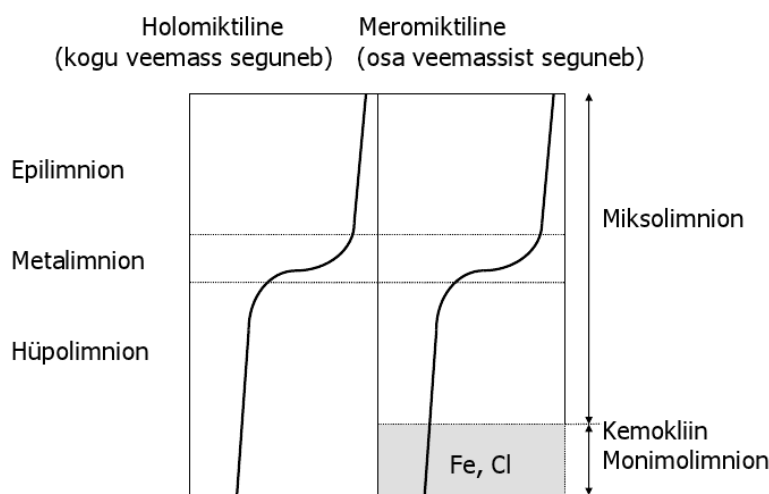
Verevi järv on osa Elva-Peedu metsapargist, s.o. uuendamata kaitsekorraga kaitsealast (Keskkonnaregistri kood KLO1200271).

### 3.1. Verevi järve eripärad

Verevi järve puhul on tegemist kihistunud järvega. Järvede stratifikatsioon tuleneb temperatuurist. Suvel moodustub järvedes sooja ülemise ühtlaselt läbisegatud kihi (epilimnion) all suure temperatuurimuutusega hüppekiht (termokliin ehk metalimnion), kus vertikaalne segunemine on tiheduse suure vertikaalse gradiendi tõttu takistatud ja soojusjuhtivus alumistesse kihtidesse on vähem intensiivne. Seetõttu võib suvel alumine seisev põhjakiht – hüpolimnion – olla väga jahe (vt joonis 1).<sup>(27)</sup>

Kihistumise tüübi aluselt jaotatakse järved mitmetesse klaasidesse. Enamik maailma järvi on holomiktilised - segunevad täielikult vähemalt ühel korral aastas ning veeringlus ühtlustab hapniku- ja toiteainete hulga veesambas. Need jagunevad omakorda alamtüüpidesse sõltuvalt täieliku segunemise sagedusest. Enamus Eesti kihistuvad holomiktilised järved on dimiktilised. Dimiktilistes järvedes vahelduvad kevadine ja sügisene segunemine päripidise kihistumisega suvel ja pöördkihistumisega talvel. Verevi järve peeti kaua aega dimiktiliseks järveks, kuid 2000ndate alguses läbi viidud põhjaliku uurimus-projekti raames avastati selle osaliselt meromiktiline iseloom. Meromiktilised järved ei segune kunagi täielikult suurte tihedusgradientide tõttu. Samas ei segune ka paljud väiksemad järved tsirkulatsiooniperioodil

täielikult, sest tuulte mõju ja konvektsioon jäävad liiga nõrgaks. Selliseid järvi nimetatakse meromiktilisteks ning püsiva kihistumise põhjuseks võib olla varjatus tuulte eest, morfoloogilised ja hüdroloogilised iseärasused ning teravad tihedusgradiendid. Meromiktilistes järvedes toimub tsirkulatsioon vaid pindmises, suhteliselt madala mineraalsusega veekihi, mida kutsutakse miksolimnioniks. Kõige sügavamal, põhjalähedases kihis paikneb segunemisest väljajääv monimolimnion. Nende vahel paikneb suurte kontsentratsioonigradiientidega kemokliin (vaata joonis 1).<sup>(28)</sup>



**Joonis 1.** Holomiktilise ja meromiktilise järve võrdlus.<sup>(28)</sup>

Kihistunud järvedes võivad kujuneda küllaltki suured keemilised gradiendid, mis on holomiktilistes järvedes ajutised ja meromiktilistes püsivad. Stratifikatsiooni ajal on hüpolimnion ülejäänud veemassist ja atmosfäärast eraldatud. Selline suhteliselt suur ja isoleeritud staatiline veemass võimaldab erinevate lahustunud ainete akumulatsioonist. Hüpolimnion ei osale gaasivahetuses atmosfääriga ning difuusne ja turbulentne ainevoog läbi metalimnioni on järsu tihedusemuutuse tõttu takistatud. Seepärast jäävad lahustunud ained segunemise puudumisel veekogu põhja lõksu. Tänu teravale kihistumisele kujuneb sügavate järvede põhjakihis sageli anoksia. Anaeroobses keskkonnas väheneb setete fosfori ja ammoniumi kinnipidamisvõime, mis võib omakorda suurendada nende kontsentratsioone hüpolimnionis. Holomiktilistes järvedes jaotuvad ained pärast täielikku segunemist veesambas ühtlaselt, meromiktsetes järvedes seda ei toimu.<sup>(28)</sup> Pikema stagnatsiooniperioodi ja kevade varasema saabumise tagajärjel muutub epilimnion toiteainetevaeseks keskkonnaks,

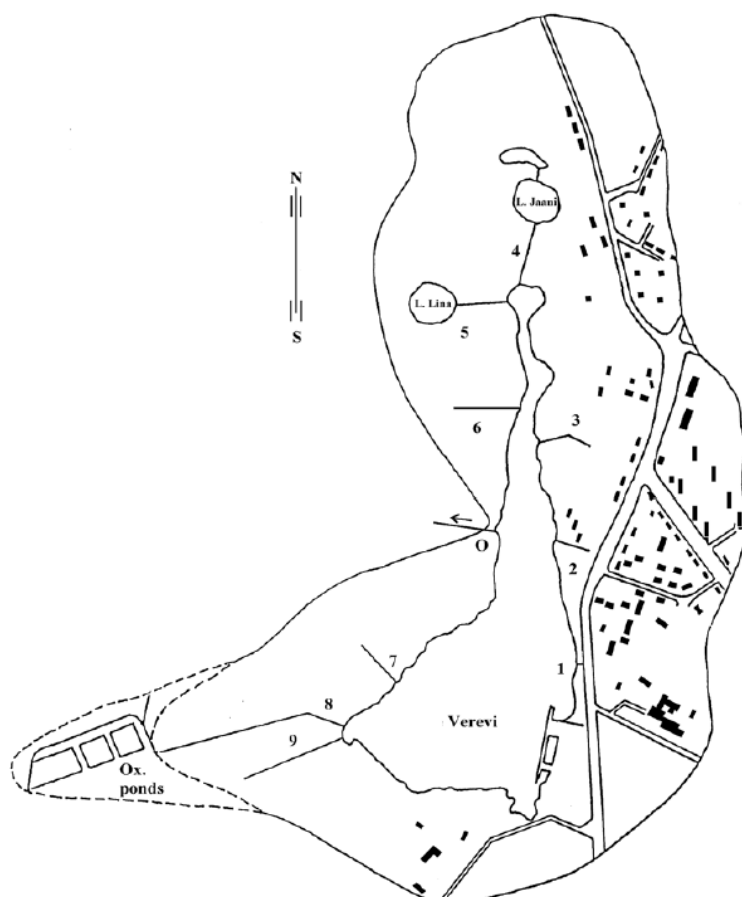
kus on vähe fütoplanktonit ja suur vee läbipaistvus, ning järve seisund tundub selle põhjal olevat hea.<sup>(29)</sup> Meromiktiliste järvede monimolimnionis on füüsikalise-keemilised tingimused epilimnioniga võrreldes hoopis erinevad, mis soodustavad lisaks üldisele isoleeritusele ka mitmesuguste ainete akumulereerumist sinna.<sup>(28)</sup> Kihistuse kadumisel pääseksid lahustunud mineraalsed toiteained eufotilisse veekihti ja tulemuseks oleks massiline planktonvetikate vohamine.<sup>(29)</sup> Biogeense või endogeense meromiksiapuhul suureneb mineraalainete (karbonaadid ja toiteained) kontsentratsioon hüpolimnionis orgaanilise aine lagunemise tõttu. Reeglina ei kasva mineraalainete hulk stagnatsiooniperioodil nii kiiresti, et see takistaks sügisest või kevadist segunemist, kuid väga sügavates ja väikese pindalaga ning tuulte eest varjatud järvedes võib segunemine ära jääda. Selle protsessi kordumisel on elektrolüütide kontsentratsioon juba nii kõrge, et järv muutub püsivalt meromiktseks.<sup>(28)</sup>

Esimest korda uuriti Verevi järve põhjalikumalt H. Riikoja poolt 1929. aastal. Sellel ajal oli järv looduslikult heas seisus ja hea ökoloogilise kvaliteediga. Sama seis oli ka 1950ndatel läbi viidud uuringu kohaselt. Murettekitavad muutused järves leidsid aset 1970ndatel. Toimus kiire eutrofeerumine, mille käigus registreerisid teadlased Verevis fütoplanktoni rekordilise biomassi hulga ( $724 \text{ g/m}^3$ ). 1980ndatel täheldati iga aasta hüpertroofse järve tunnuseid. Pärast seda perioodi muutus järv väga ebastabiilseks – vaheldusid domineerivad liigid ja ökoloogiline seisund oli ebapüsiv. Need leiud viisid vajaduseni viia läbi kõikehõlmav ökosüsteemi uuring, mis viidigi läbi aastatel 2000-2001 ja kaasas 25 teadlast. Selle käigus avastati järve osaliselt meromiktiline seisund. Leiti et järv kihistus järv kohe pärast jää sulamist ega segunenud lõplikult läbi ka pärast lühikest homotermilist perioodi.<sup>(6)</sup>

### 3.2. Valgla

Verevi järve valgla suurus on  $1,1 \text{ km}^2$ .<sup>(1,2,4)</sup> Valgla koosneb hüdrooloogiliselt mitmekesisest maastikust. Lõunas ja kagus haarab valgla endaga järvega piirneva luigestunud mõhnastiku, mis on kaetud männimetsaga. Põhja poolt jääb valgla piiridesse järve ümbritseva sooriba ning kaugemal asuvad moreense või liivase koostisega põllustatud nõlvad. Läänes moodustab valgla soine ala. Ida poolt haarab valgla endaga osa tihedalt asustatud järve suunas kaldu oleva Elva linna territooriumi.<sup>(5,6)</sup> Seal asub väikelastekodu, haigla, üheksa 18-korterilist elamut ja üks 6-korteriline elamu, lisaks ligi 50 väiksemat eramut ja nende juurde kuuluvat aiamaad. Valgalal elavate inimeste arv võib hinnanguliselt olla kuni 1300-1400 inimest.<sup>(5)</sup>

Veevahetus toimub 0,63-1 korda aastas<sup>(4,6)</sup>. Järve lubjarikkus näitab, et järve toitumises on olulisel kohal põhjaallikad, mida leidub ilmselt rohkelt põhjasopis. Nähtavasti on põhjaallikad aidanud hoida põhjasoppi ka kinnikasvamise eest<sup>(5)</sup>. Verevi järve suubub kokku kuni 10 väiksemat kraavikest, millest küll vaid kolmes on veevool enamvähem pidev -kraavid 1, 4 ja 5 (joonis 2). Enamus nendest on suurema osa aastast kuivad ja nendes voolab vesi ainult suurvee või vihmade ajal. Pidevalt voolab vett allikatoitelistest Jaani ja Linajärvest tulevatest kraavidest (4 ja 5). Suurem osa sissevoolust tuleb ebaregulaarselt kraavist nr 8, mis on aga alates 2002 aastast täielikult suletud. Lisaks neile kindlalt piiritletud sissevooludele tuleb lume sulamise ja sadude ajal rohkesti vett erosiooninirede kaudu Tartu-Valga maanteelt ja Järve tänavalt.<sup>(5,6)</sup> Järve ainuke väljavool asub järve läänekalda keskosas (joonist nr 2 O) magistraalkraavi kaudu, mis on Kavilda (Soova) jõe ja kogu Kavilda (Soova) ürgoru alguseks. Kuivadel aastatel võib veevool selles peatuda.<sup>(6)</sup>



**Joonis 2.** Verevi järve valgala ning sisse- ja väljavoolude skeem (1-9 sissevoolud, O-väljavool, Ox.ponds – settetiigid)<sup>(7)</sup>.

#### 4. Verevi järve seisundi kirjeldus

Esimene põhjalik uuring Verevi järvel viidi läbi 1929. aastal professor H. Riikoja poolt. See näitas, et järv oli looduslikult heas seisundis ja hea ökoloogilise kvaliteediga. Sama seis oli ka 1950-ndatel läbi viidud uuringute tulemusel. Murettekitavad muutused järves ilmsid alates 1970-ndatest. Toimus kiire järve eutrofeerumine. 80-ndatel ja 90-ndatel oli Verevi ökosüsteem nii abiootiliste näitajate kui ka planktoni iseloomu poolest tasakaalust väljas. Järve seisund muutus ebastabiilseks – aastate lõikes vaheldusid liigilised koosseisud ja järve ökoloogiline seisund. Järve veesammas omandas mosaiikse iseloomu koosnedes paljudest ruumiliselt kitsastest mikroelupaikadest.<sup>(8)</sup>

Elva linna heitveed on andnud olulise panuse järve seisundi muutustele. 1978. aastal ehitati järvest läände heitvete settetiigid – vahetult ühe sissevoolu lähedusse (joonis nr 2, kraav 8). Kuna tegu on soise alaga siis kevadiste suurvete ajal võis settetiikidest toiteainerikas vesi liikuda järve. Uus veepuhastusjaam ehitati 1986. aastal, kuid tööle hakkas see alles 1988. aasta aprillis. Vanad settetiigid isoleeriti tammiga alles 2002. aastal. Seega 24 aasta jooksul toimus ebaregulaarne reostus settetiikidest suurvee ajal. Lisaks settetiikidele on järve reostanud pinnavesi ja ümbritsevatelt aladelt pinnasesse imbunud heitveed.<sup>(6)</sup>

Verevi on väga põhjalikult ja pikaajalselt uuritud järv (1929, 1957, 1984, 1986, 1988, 1989, 1991 ja kõik aastad ajavahemikul 1993-2001, peale seda iga 3 aasta järel). 2000. ja 2001. aastal viidi läbi kõikehõlmav ökosüsteemi uuring, mis kaasa 25 teadlast. Uuringu ühe tulemusena avastati Verevi järve osaliselt meromiktiline seisund.<sup>(8)</sup>

## 4.1 Seire ülevaade

### 4.1.1. Hüdrokeemia

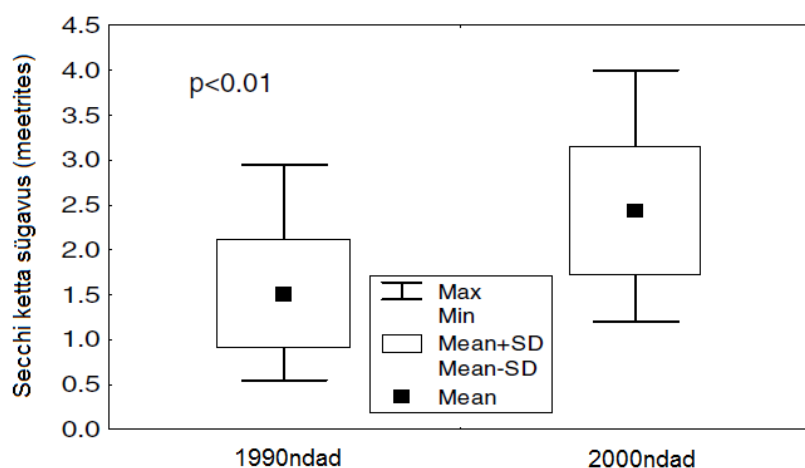
Järve vett on analüüsitud 1929, 1957, 1978-79, 1981, 1983-1989 ja 1984-1989 aastatel. Lisaks aastatel 2005, 2006 ja 2012<sup>(9)</sup>.

#### Värvus

1991. aastal koostatud raamatu “Verevi järve seisnud” järgi on Verevi järve vesi tavaliselt rohekaskollane ja kollakasroheline, harvem ereroheline, rohekaspruun või määrdunud kollane<sup>(5)</sup>. 2006. aasta seireandmete järgi oli mais vesi tumekollane, juulis erkroheline ja augustis kollakasroheline<sup>(9)</sup>. 2012. aastal oli aga vee värvuseks kollane<sup>(10)</sup>.

#### Läbipaistvus

Vee läbipaistvus võib varieeruda suhteliselt suures vahemikus sõltuvalt aastast ja kuust. Ajavahemikus 1985-1989 aasta mõõdetud andmed näitavad, et vee keskmine läbipaistvus on 1,5 meetri ümber (mõõdetud Secchi kettaga, näidud eri aegadel vahemikus 0,7-4,3 meetrit) Läbipaistvus on olnud alla 1,5 meetri reeglina aprillis ja septembris-oktoobris, vahel ka detsembris.<sup>(5)</sup> Verevi vee läbipaistvus 2000-ndatel aastatel on oluliselt muutunud võrreldes 1990-ndatega – keskmine läbipaistvus on kasvanud 1,5 meetri pealt 2,5 meetrini (joonis 3)<sup>(11)</sup>. 2006. aasta seireandmete järgi oli Verevi vee läbipaistvus keskmine ehk vahemikus 2,2-2,5 (vastates eutroofsele tasemele). 2005. aastal olid näitajad järgmised 1,8-2,6 meetrit.<sup>(9)</sup> 2012. aastal varieerus Verevi vee läbipaistvus vahemikus 1,75-2,8 m. Suurim oli läbipaistvus mais, väiksem augustis<sup>(10)</sup>. Keskmise läbipaistvuse suurenemine Verevis on teadlaste arvates tõenäoliselt põhjustatud järve muutunud kihistumise režiimist. Eeldatakse, et 90-ndate alguses oli järve veerežiim dimiktiline – järved, mis segunevad täielikult läbi kaks korda aastas (kevad ja sügisel). 2000-2001 aastal läbi viidud uurimuste käigus avastati aga Verevi järve osaliselt meromiktiline seisund, mis võib olla põhjustatud soojadest varasematest kevadetest. Nii 2000. kui ka 2001. aastal ei segunenud järv täielikult läbi ja oluline osa toitainetest jäi hüpolimnionisse lõksu. Seega suurenenud vee läbipaistvus ja samuti paranenud veekvaliteet epilimnionis 2000-ndatel aastatel võrreldes 1990-ndatega, võib olla veesamba ebatäieliku segunemise tulemus ja ei pruugi peegeldada järve seisundi paranemist.<sup>(11)</sup> Toitaineterikas vesi jääb järve põhja hüpolimnionisse lõksu ja kõik toitained ei ole seega kättesaadavad primaarproduksiooniks epilimnionis.



**Joonis 3.** Muutused Verevi järve keskmises läbipaistvuses mõõdetuna Secchi kettaga (meetrites) <sup>(11)</sup>

### Orgaanilise aine sisaldus

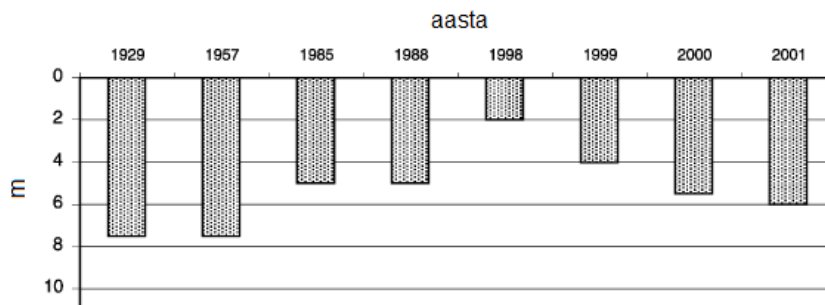
2006. aasta seire andmete kohaselt oli kollase aine sisaldus järves keskmine ja tugevasti stratifitseerunud (vahemikus 3,9-6,3 mg/l). 2005. a. oli kollast ainet 7,6-8,9 mg/l. Orgaanilise aine sisaldus oli keskmine mais, kõrge suvel. COD<sub>Cr</sub> varieerus vahemikus 30-43 mg O/l, kusjuures maksimum oli alati hüppekihis. 2005. a. oli COD<sub>Cr</sub> 27-36 mgO/l. COD<sub>Mn</sub> varieerus 10-21 mg O/l (2005. a. 12-18 mg O/l).<sup>(9)</sup> 2012. aasta seire andmetel oli olukord järgmine: kollast ainet oli ülemistes veekihtides 5,7-8,3 mg/l, põhjakihis 8,1-20 mg/l. Pindmises veekihis oli orgaaniliste ainete sisaldus keskmine kuni kõrge; COD<sub>Cr</sub> 29-38 mg O/l.<sup>(10)</sup>

### Hapniku hulk ja pH

Esimesed andmed järve hapnikuolude kohta pärinevad juba 1929. aastast. Hapnik kadus siis veemassist alles 7-8 meetri sügavusel. Hapnikuta oli siis 0,7 % veemahust ja 4,2% järvepõhjast. Umbes samasugune oli olukord ka 1957. aastal läbi viidud uuringu kohaselt.<sup>(5)</sup> Pärast seda on vee kihistus Verevi järves hapniku osas oluliselt suurenenud. 90-ndate alguses oli järves kontrastne veekihistumus hapniku osas, mis kujunes välja mai lõpuks ja kestis kuni septembrini. Suvel puudus hapnik alates 5 meetri sügavusest (13,6 % järve veemahust ja 29% järve põhjapindalast oli ilma hapnikuta). Pärast vee oktoobrikuist täielikku segunemist hakkas hapniku hulk põhjast ülespoole jälle kiirelt vähenema ning mõnel lumerikkal talvel võis hapnik kaduda terve veesambast (eriti kui sügisel oli vette sademetega sattunud palju orgaanilist ainet). Selline olukord leidis aset näiteks 1985. ja 1986. aasta varakevadel.<sup>(5)</sup>



Hapnikurežiim on Verevi järves väga ebasoodne nii suvel kui talvel. Suvel on ülemine 0-4 meetrit veekiht tavaliselt liiga hapnikurikas. Süvakihid on sel ajal ilma hapnikuta ja rikkad väävelvesinikust. Pinnakihtide üleküllastunus tuleneb peamiselt fütoplanktonist, vähem suurtaimede, tegevusest. Hapnikupuudus tekib aga järve põhja settinud planktoni, suurtaimede ja sissekantud orgaanilise aine lagundamise tulemusel.<sup>(5)</sup> Aastate jooksul toimunud muutusi Verevi aeroobse veekihi paksuses näitab joonis nr 4.



**Joonis 4.** Pikaajalised muutused Verevi järve aeroobse veekihi paksuses.<sup>(6)</sup>

2006. aasta seireandmete kohaselt olid hapnikuolud järves halvad. Vesi oli kihistunud nii kevadel kui ka suvel. Epi- ja metalimnion olid hapnikuga kõrgelt üleküllastunud. Mais oli epilimnionis O<sub>2</sub> 134% (2005. a. 197%), metalimnionis 158%. Juulis oli üleküllastus metalimnionis veelgi kõrgem, kuni 193%. Hüpolimnionis oli nii mais kui ka juulis suur hapniku defitsiit, augustis oli põhi anaeroobne.<sup>(9)</sup> 2012. aasta seire ajal oli epilimnion hapnikuga üleküllastunud maist juuni lõpuni (O<sub>2</sub> 106-132 %), hiljem hapnikuga alaküllastunud (81-92 %). Metalimnion (3 m) oli hapnikurikas vaid mais, küllastusprotsent oli suurim (155). Sügise suunas hapnikusisaldus vähenes, kuid septembris termilise stratifikatsiooni lõppedes oli hüppekiht (4 m) hapnikuga rikastuda jõudnud (O<sub>2</sub> 56%). Kogu vaatlusperioodi vältel oli hüpolimnionis hapnikku äärmiselt vähe, mais veel 5 %, hiljem alla 1 %. Augustis oli põhi anaeroobne.<sup>(10)</sup>

### Üldaluselisus ja pH

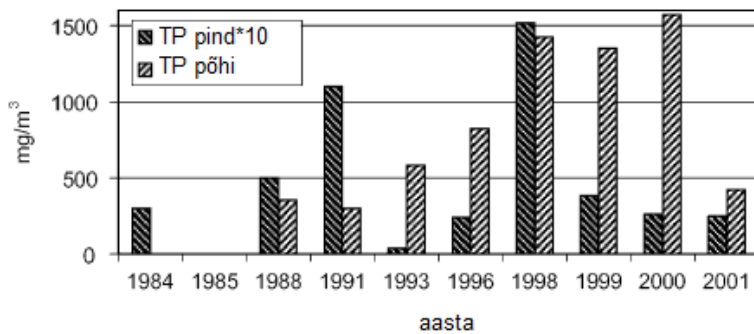
Verevi järv on kalgiveeline, suhteliselt kõrge üldaluselisusega ja stabiilse pH-ga. See on põhjustatud arvatavasti lubjarikka veega põhjaallikate suure osatähtsuse poolt järve veebilansis. 80-ndate lõpus mõõdeti Verevi HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> kontsentratsiooniks pinnavees 97-260 mg/l, põhjalähedases vees 232-408 mg/l. Samal ajal mõõdetud pH näitajad olid järgmised:

pinnavees 7,2-8,7, põhja ligidal 6,8-7,6.<sup>(5)</sup> 2006. aasta seireandmete järgi oli mineraalainete kontsentratsioon vees kõrge ja põhjalähedases vees oluliselt kõrgem kui pindmises. Pindmise veekihi  $\text{HCO}_3^-$  varieerus 3,8-4,1 mg-ekv/l (2005. a. 4,70-5,54 mg-ekv/l; 1957. a. 2,90 mg-ekv/l), põhja lähedal 7,6-7,8 mg-ekv/l (2005. a. 7,1-7,4 mg-ekv/l; 1957. a. 4,43 mg-ekv/l). Vesi oli siis nõrgalt aluseline. pH oli kõrgeim metalimnionis mais, 8,19. 2005. a. oli pinnavee pH mais veelgi kõrgem, 8,76.<sup>(9)</sup> 2012. aasta seire andis aga järgmise tulemuse:  $\text{HCO}_3^-$  oli 4,45-7,47 mg-ekv/l, kusjuures põhjas palju suurem kui pinnas. Pindmine veekiht oli nõrgalt aluseline, pH 8,28-8,5. Põhjakihi oli vesi nõrgalt happeline, pH 6,4-6,8.<sup>(10)</sup>

### **Fosfori ja lämmastiku hulk vees**

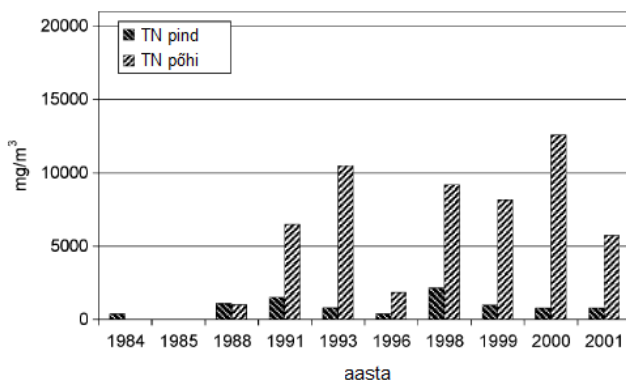
Otsustavalt mõjuvad järve hüdrokeemilisele seisundile fosfor ja lämmastik. Neist limiteerivam on fosfor, mis pole tavaliselt nii liikuv kui lämmastik ja on seega tihtipeale defitsiitsem. Verevi järve põhjakihtidesse koguneb suvel ja talvel anaeroobsetes tingimustes rohkesti fosforit. See fosfor on tuleneb põhjamudast ja vabaneb sealt anaeroobsete protsesside tulemusel. Ilma hapnikuta veekihi leidub alati ka rohkesti vee-elustikule väga mürgist väävelvesinikku, mis soodustab põhjasetetes akumulunud fosfori tagasitulekut vette. See vette tagasipöörduv fosfor on peamine järve ebastabiilsuse tekitaja, mis vee segunemisel tekitab ülemistes kihtides fütoplanktoni vohamist.<sup>(5)</sup>

Verevi järve pinnavee fosfori sisaldus oli 80-ndate lõpus 20-176 mg/m<sup>3</sup>, põhja lähedal 64-450 mg/m<sup>3</sup>.<sup>(5)</sup> Fosfori hulga suurusi ja muutusi Verevi järve pinna- ja põhjavees ajavahemikus 1984-2001 iseloomustab joonis 5.<sup>(6)</sup> 2006. aasta seireandmete kohaselt oli üldfosfori sisaldus järve pindmises veekihi keskmine (eutroofne tase), mais 40 mg P/m<sup>3</sup>, kuid intensiivse tarbimise tõttu madalam juulis, 20 mg P/m<sup>3</sup> (2005. a. vastavalt 60 mg P/m<sup>3</sup> ja 40 mg P/m<sup>3</sup>). Hüppekihis oli fosfori tase kõrgem (70 mg P/m<sup>3</sup>). Nagu oodata oli fosfori sisaldus väga suur põhja lähedal, 460-630 mg P/m<sup>3</sup>. Põhja lähedal valdab fosfaatne fosfor ja ta moodustab enamuse (420-560 mg P/m<sup>3</sup>) fosforist. Ülemistes veekihtides leidis fosfaatset fosforit kuni 0,5 mg P/m<sup>3</sup>.<sup>(9)</sup> Ka 2012 aasta seireandmete järgi oli üld-P osas järve kihistunud. Epilimnionis oli üld-P 22-32 mg P/m<sup>3</sup>. Hüpolimnionis oli sisaldus suur, üld-P 300-560 mg P/m<sup>3</sup>.<sup>(10)</sup>



**Joonis 5.** Üldfosfori hulk pinna- ja põhjakihis.<sup>(6)</sup>

Lämmastiku kui järve teise tähtsa seisundit mõjutava elemendi sisaldus Verevis on varieeruv. 80-ndate lõpus leiti pinnavees üldlämmastikku 30-1596 mg N/m<sup>3</sup>, põhjalähedases vees aga 895-2900 mg N/m<sup>3</sup>.<sup>(5)</sup> Ajavahemikul 1984-2001 Verevis valitsenud üldlämmastiku tasemed põhja- ja pinnakihi on esitatud joonisel 6.<sup>(6)</sup> 2006. aasta seireandmete järgi oli üld-N kontsentratsioon keskmine (eutroofne tase) ning tugevasti kihistunud. Sisaldus pinnast põhjani muutus mais vahemikus 920-3940 mg N/m<sup>3</sup>, juulis 840-7590 mg N/m<sup>3</sup>. 2005. a. mais oli pinnakihi 1800 mg N/m<sup>3</sup>, juulis poole vähem, 950 mg N/m<sup>3</sup>. Ka siis oli põhjas N sisaldus erakordselt kõrge, 3100-5600 mg N/m<sup>3</sup>. NH<sub>4</sub> leiti pinnas vaid 7-34 mg N/m<sup>3</sup> (2005. a. 5-23 mg N/m<sup>3</sup>), kuid põhja lähedal moodustas ta enamuse üld-N-st. NO<sub>3</sub> oli pinnakihi 62 mg N/m<sup>3</sup>, sügavuse suunas sisaldus vähenes.<sup>(9)</sup> 2012. aasta seireandmete järgi oli olukord järves järgmine: üld-N diapason oli ülemistes veekihtides väga suur, 340-2400 mg N/m<sup>3</sup>. Sisaldus oli suurim mais ja vähenes sügise suunas. Mais oli NO<sub>3</sub><sup>-</sup> 1700 mg mg N/m<sup>3</sup>. Üld-N oli erakordselt kõrge hüpolimnionis, 3300-5600 mg N/m<sup>3</sup>. Epilimnionis leiti NH<sub>4</sub><sup>+</sup> 42 mg mg N/m<sup>3</sup>.<sup>(10)</sup>



**Joonis 6.** Üldlämmastiku hulk Verevi järve pinna- ja põhjakihis.<sup>(6)</sup>

## Muud näitajad

Verevi hüdrokeemiliste uuringute käigus on jälgitud ka sulfaatide ( $\text{SO}_4^-$ ) ja kloriidide ( $\text{Cl}^-$ ) hulka vees, kuna need ioonid peegeldavad järve antropogeense reostuse taset. 80-ndate lõpus mõõdeti Verevi sulfaatiooni kontsentratsiooniks pinnavees 5-42 mg/l, põhja ligidal 5-125 mg/l. Kloriidi sisaldused olid vastavalt pinnavees 7-51 mg/l ja põhja ligidal 16-46 mg/l. 2006. Aasta seire andmetel oli  $\text{Cl}^-$ -ioon samuti stratifitseerunud. Epi- ja metalimnionis oli  $\text{Cl}^-$  19-20 mg/l, hüpolimnionis 36-38 mg/l (2005. a. oli  $\text{Cl}^-$  13-25 mg/l; 1957. a. 7,1 mg/l).  $\text{SO}_4$  sisaldus oli suhteliselt kõrge, 23-35 mg/l (2005. a. 19-28 mg/l; 1957. a. 7,2-8,2 mg/l).

Riikliku väikejärvede seireprogrammi raames on mõõdetud ka järve vee elektrijuhtivust ja lahustunud ainete sisaldusi. 2006. aasta seireandmete järgi oli lahustunud ainete sisaldus Verevi pinnal 306-317 mg/l (2005. a. 350-405 mg/l) ja põhjas 556-584 mg/l (2005. a. 525-566 mg/l).<sup>(9)</sup> 2012. aasta seirel oli lahustunud aineid vahemikus 322-597 mg/l, kõige rohkem põhjakihis.<sup>(10)</sup> Vee elektrijuhtivus oli 2006. aastal kõrge, vahemikus 401-524  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (2005. a. 456-523  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), 2012. aastal vastavalt üle 400  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .<sup>(9,10)</sup>

Kui võrrelda 1980-ndate aastate hüdrokeemilisi näitajaid varasemate andmetega (1929 ja 1957) pH, üldaluselisuse, hapniku, orgaaniliste ainete sisalduse, sulfaatide ja kloriidide osas, siis võib öelda, et hapnikuolud on aastatega halvenenud, üldaluselisus, orgaaniliste ainete sisaldus ja pH on enamvähem endisel tasemel. Kolm korda on aga suurenenud sulfaatide ja kloriidide kontsentratsioon. Kahjuks puuduvad varasemad võrreldavad andmed biogeensete elementide kohta. On teada, et 1957. aastal mõõdeti Verevi pinnavees nitraate 800  $\text{mg}/\text{m}^3$ , põhja ligidal aga nitraate 400  $\text{mg}/\text{m}^3$  ja mineraalset fosforit 16  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Need arvud pole küll suured, kuid vihjavad, et juba siis kogunes fosfor põhjalähedasse hapnikuvaesesse veekihti. 2006. aasta seireandmed näitavad, et võrreldes 1957. aastaga on vees oluliselt suurenenud nii orgaanilise aine kui ka  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  ja  $\text{SO}_4$  sisaldus. Võrdlus 2005. aasta andmetega näitab vähenemistendentsi kõigis mineraalainetes. Siis hinnati Verevi järve vee kvaliteet halvaks. Põhjuseks on suur üld-N ja ammooniumlämmastiku kontsentratsioon (7590 mg N/l) ja hapnikuvaene hüpolimnion. Läbipaistvuse ja pH poolest oli vee kvaliteet hea, nagu ka 2005. aastal. 2012 aasta hüdrokeemiliste näitajate seire võeti kokku järgnevalt: veeseisund oli pH (7,6) järgi väga hea, SD (2,25 m) järgi hea, üld-N (2260  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) ja üld-P (150  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) järgi väga halb.

#### 4.1.2. Fütoplankton

Varasemate fütoplanktoni andmete põhjal (1928., 1929., 1945., 1956. ja 1957. aasta) oli Verevi järv mõõdukalt eutroofne. Domineerisid räni- ja koldvetikad ning teised heas seisundis eutroofsele järvele iseloomulikud liigid.<sup>(5,6)</sup> Verevi fütoplanktoni liigiline koosseis oli 1957. aastal stabiilne. Fütoplankton koosnes mesotroofsetele ja keskmiselt eutroofsetele järvedele iseloomulikest liikides.<sup>(6)</sup> 1980. aastate fütoplankton oli aga juba selgelt iseloomulik hüpertroofsele järvele. Sinivetikate osakaal fütoplanktonis suurenes. Hüpertroofsele järvele iseloomulikult toimusid kiired kõikumised liigilises koosseisus ja rohkuses.<sup>(6)</sup> Kiirenenud eutrofeerumine muudab fütoplanktoni biomassi ja sesoonsed muutused etteennustamatuteks.<sup>(12)</sup> Märkimisväärsed on sesoonsed muutused, ja liigiline koosseis varieerub olulisel määral ka veesamba piirides. Kihistunud hüpertroofsete järvede fütoplanktonit iseloomustab ebaühtlane vertikaalne jaotus.<sup>(6)</sup> Teravad valguse ja toiteainete gradiendid tekitavad veesambasse hulgaliselt vertikaalselt eraldatud nišše. See viib spetsialiseerumisele ja elustiku kihistumisele, mis eeldatavasti leevendab konkurentsi.<sup>(12)</sup> EL veepoliitika raamdirektiivi (2002) nõuetest lähtuvalt oli järve seisundi viimane hinnang fütoplanktoni keskmistatud näitajate osas järgmine: Chla- hea; FKI- kesine; fütoplanktoni kooslus (FPK)- hea, ühetaolisuse indeks (J)- hea. Järve üldhinnang fütoplanktoni näitajate alusel oli kesine.<sup>(10)</sup>

Viimasel fütoplanktoni seirel 2012. aastal oli liikide arv loendusproovides madal kuni kõrge (min-max 10-47, keskm. 34), biomass ( $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ ) madal kuni keskmine (min-max 0.40-4.64, keskm. 2.06, mediaan 1.98), Chla sisaldus ( $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ ) oli madal kuni kõrge (min-max 9.2-38.0 keskm. 17.5 mediaan 15.5). Fütoplanktoni koondindeks (FKI) oli madal kuni ülikõrge (min-max 1.3-27.0, keskm. 8.5). Vaatlusperioodil (mai-september) esines kõrgeim biomassi väärtus mais hüppekihis, madalaim augustis põhjakihis. Liikidest domineerisid mais pinnal koldvetikas *Dinobryon divergens* ja neelvetikas *Cryptomonas* sp., hüppekihis ränivetikad *Synedra acus* ja *Synedra ulna* var. *danica*, põhjas sinivetikas *Limnothrix lauterbornii*; juulis pinnal vaguviburvetikas *Peridinium cinctum*, hüppekihis ränivetikas *Cyclotella* sp. ning põhjas sinivetikad *Limnothrix lauterbornii* ja *Limnothrix planctonica*; augustis pinnal ja hüppekihis sinivetikas *Merismopedia tenuissima*, vaguviburvetikas *Ceratium hirundinella* ja koldvetikas *Mallomonas caudata*, põhjas *L. lauterbornii*; septembris pinnal ränivetikas *Synedra acus* var. *angustissima*, hüppekihis vaguviburvetikas *Ceratium furcoides* ja sinivetikas *L. lauterbornii* ning põhjas *L. lauterbornii*.<sup>(10)</sup>

Järve fütoplankton on nii hulgaliselt kui arvukuselt keskmisel, eutroofsusel tasemel. Viimati uuriti järve fütoplanktoni näitajaid 2012. aastal. Biomass oli madal kuni keskmine, domineerisid sini- ja ränivetikad.<sup>(10)</sup> Liikide arv loendusproovis oli mais ja augustis pinnal ning hüppekihis keskmine, põhjas madal, juulis aga pinnal keskmine ning hüppekihis ja põhjas madal. Arvukuse osas domineerisid mais pinnal koldvetikad (perek *Uroglena*), teistes veekihtides aga neelvetikad (perek *Cryptomonas*) ja ränivetikad (perek *Asterionella*, *Cyclotella*), juulis lisaks kevadistele räni- ja koldvetikatele sinivetikad (*Aphanocapsa*, *Aphanothece*), augustis koldvetikad (perek *Dinobryon*) ja ränivetikad (perek *Synedra*). Biomassi osas ülekaalus dominant (>80 % kogu FPL) puudus. Kõrgeima biomassi väärtusega esinesid neelvetikad ja ränivetikad.<sup>(9)</sup> 1990. aastate tüüpliigid - *Limnothrix redekei* ja *Planktothrix agardhii* esinesid väga madala arvukusega või puudusid mõnes prooviks üldse. Nende kahe indikaatorliigi taandumine on selge märk järve seisundi paranemisest. Stabiilselt on vähenenud ka biomass ning *Chla* hulk. Välisreostuse koormuse kõrgeastatel settesse ladestunud toiteainete ringlusse sattumine on osutunud kardetust väiksemaks ning seetõttu pole täheldatud ka veeõitsenguid, seda isegi mitte hüppekihis.<sup>(10)</sup>

#### 4.1.3. Zooplankton

Esimesed andmed Verevi järve zooplanktoni kohta pärinevad aastatest 1928-1929. Järgmised põhjalikud uurimused on läbi viidud aastatel 1985, 1988-1989, 1991, 1993 ja 1999-2001. Sellele on järgnenud riikliku väikejärvede seire andmed. Selle perioodi vältel on Verevist leitud rohkem kui 50 zooplanktoni liiki, sealhulgas 26 liiki keriloomi (*Rotatoria*), 15 liiki vesikirbulisi (*Cladocera*) ja 9 liiki aerjalalisi (*Copepoda*). Verevi järves leiduvad zooplanktoni liigid on tüüpilised hüpertroofsele järvele. Troofsuse kõrgel tasemel toimub tavaliselt ökosüsteemi vaesustumine. Seega on ka Verevile iseloomulik dominantsete liikide väike arv ja keriloomade suur osakaal zooplanktoni arvukuses. Samuti valdava osa biomassist epi- ja hüpolimnionis on moodustatud keriloomade poolt. Hüpertroofsetes veekogudes on domineerivate liikide elutsükkel lühike ja juveniilsed isendid on ülekaalus samas kui täiskasvanud isendid hävitatakse kalade poolt. Seetõttu domineerivad Verevis aerjalaliste hulgas just juveniilsed isendid.<sup>(13)</sup>

Viimasel zooplanktoni seirel leiti Verevi järve veeproovidest 21 zooplanktoni taksonit, sh. seitse liiki koorikloomi. Nii juunis kui septembris oli zooplanktoni arvukus kõrge ja biomass keskmine (juunis vastavalt  $1289 \cdot 10^3$  is./m<sup>3</sup> ja 2,26 g/m<sup>3</sup> ning septembris vastavalt  $1075 \cdot 10^3$

is./m<sup>3</sup> ja 1,22 g/m<sup>3</sup>).<sup>(10)</sup> 2006. aasta seirel oli zooplanktoni arvukus suur (8. mail 615\*10<sup>3</sup>) ja biomass oli keskmine (mais 1,2 g/m<sup>3</sup>).<sup>(9)</sup> Arvukuselt domineerisid 2012. aastal nii juunis kui septembris keriloomad (vastavalt 73% ja 75% kogu zooplanktoni arvukusest). Keriloomade hulgas domineeris nii juunis kui septembris liik *Keratella cochlearis* (vastavalt 41% ja 63% rühma arvukusest). Aerjalgsete fauna (juunis 11% ja septembris 21% zooplanktoni arvukusest) oli esindatud kolme Eesti väikejärvedes sagedasti esineva liigiga - *Mesocyclops leuckarti*, *M. oithonoides* ja *Eudiaptomus graciloides*. Aerjalgsete arvukuses oli nii juunis kui septembris suurim osa vähikvastsetel (vastavalt 52% ja 47% rühma arvukusest).

Vesikirbuliste faunas leiti juunis kolm liiki: *Bosmina longirostris*, *Daphnia cucullata* ja *Diaphanosoma brachyurum*. Septembris lisandus *Ceriodaphnia pulchella*. Arvukamalt esines juunis liik *Bosmina longirostris* ja septembris liik *Daphnia cucullata* (arvukus rühmas vastavalt 60% ja 56%). Biomassilt domineerisid juunis vesikirbulised ja septembris aerjalgsed (vastavalt 61% ja 76% zooplanktoni biomassist). Vesikirbuliste hulgas domineeris juunis *Daphnia cucullata* ja aerjalgsete hulgas septembris *Eudiaptomus graciloides* (vastavalt 91% ja 48% rühma biomassist). Zooplanktoni liikide ja koosluste olukord järves oli kokkuvõttes 2012. aastal hea. Veekogu zooplankton oli suhteliselt mitmekesine.<sup>(10)</sup>

#### 4.1.4. Suurtaimed

Verevi järve taimestikku on varem uuritud aastatel 1929, 1940, 1957, 1984, 1985, 1988, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2005 ja 2006.<sup>(10)</sup> Vähemalt viimase sajandi vältel on Verevi järv olnud rikas makrofüütide poolest. Domineerivad kaldaveetaimed ja veesisesed taimed. Samas on sagedased ka ujulehtedega taimed ja ujutaimed. Ohtralt esineb ka suuri niitjaid vetikaid. Makrofüüdid on erinevatel aastatel hõivanud 35-50% järve pindalast.<sup>(14)</sup> Näiteks 80ndate lõpus hõivas Verevi järve suurtaimestik üle 1/3 veekogu pindalast, samas 1957. aastal 1/2 pindalast. 80-ndate lõpus oli kõige ulatuslikumalt arenenud veesisesete taimede võõnd, mis hõivas tervenisti kitsa ja madala põhjapoolse järve osa ja mujal ulatus piki kaldajoont kuni 3 meetri sügavusele alale (1957. aastal keskmiselt 3,5 meetri sügavusele). Ujulehtedega taimed ääristasid kitsa ja katkendliku võõndina osa kaldast, välja arvatud supleranna piirkond (sügavuspiir keskmiselt 2,2 meetrit, maksimaalselt 2,5 meetrit). Kaldaveetaimestikku leidis samuti peaaegu kogu kaldajoone ulatuses kitsa ribana, va suplerand. Kohati esines vähesel hulgal ujutaimi.<sup>(5)</sup> 2012. aastal läbi viidud seireandmete kohaselt oli Verevi kaldaveetaimede võõnd lünklik puududes järve kagu- (ujumiskoht) ja kohati ka lõunaosas.<sup>(10)</sup>

Aastate jooksul on kokku leitud üle 50 makrofüüdi liigi, mille hulgast 30 on hüdrofüüdid (tõelised veetaimed ehk ujulehtedega taimed, ujutaimed või veesisesed taimed). Litoraali mitmekesine põhi tagab mitmekesise vegetatsiooni. Kare vesi aga soodustab suurvetikate kõrget produktsiooni.<sup>(14)</sup> 80-ndate lõpus oli suurtaimestik Verevis liigiliselt rikas (30 liiki + kümnekond liiki soo- ja kaldataimi, 1957. aastal oli neid kokku 28 liiki). Veesiseseid taimi oli 14, ujulehtedega 5, kaldaveetaimi 8 ja ujutaimi 3 liiki. Taimestiku üldilmet kujundasid seejuures 7-8 domineerivat liiki. Kaldavee taimestikus oli esikohal pilliroog (*Phragmites australis*) ja ahtalehine hundinui (*Typha angustifolia*). Ujulehtedega taimedest domineerisid vesikupp (*Nuphar lutea*), millele kohati lisandus ujuv penikeel (*Potamogeton natans*). Veesiseses taimestikus oli 3 dominanti: kardhein (*Ceratophyllum demersum*), mändvetikalised (*Charophyta*) ja vesikatk (*Elodea canadensis*).<sup>(5)</sup> 2012. aastal registreeriti järves 43 liiki makrofüüte: 27 kaldavee-, 4 ujulehtedega, 1 ujutaim ja 11 veesisest taime. Kaldaveetaimestikus domineeris ahtalehine hundinui, ohtruselt järgnesid harilik pilliroog, mürkputk, tarnad, harilik soosõnajalg ja soopihl. Kaitsealustest kaldataimedest leiti õõtsikul soo-neiuvaipa (LK III kategooria). Ujulehtedega taimestik levis enamasti pideva vööndina, puududes vaid järve kaguosast. Selles vööndis domineeris valge vesiroos, ohtruselt järgnes kollane vesikupp. Leiti ka väikest vesiroosi (LK III kategooria). Ujutaimedest leiti konnakilbukat, mis levis suhteliselt ohtralt. Veesiseses taimestikus levisid võrdsel ohtrusel nii männas-vesikuusk kui harilik vesisammal, ohtruselt järgnesid neile mändvetikad, räni-kardhein ja sõõr-särjesilm. Järve kitsamas põhjaosas levisid mändvetikad koos hariliku vesiherne, kamm-penikeele ning männas-vesikuusega. Järve suuremas osas levisid peamiselt vaid sõõr-särjesilm, harilik vesisammal, räni-kardhein ning männas-vesikuusk.<sup>(10)</sup>

70ndatel ja 80ndatel toimunud kiire eutrofeerumise tulemusena muutus ajavahemikus 1984-1988 aasta Verevi järv vesikuuse (*Myriophyllum*)- penikeele (*Potamogeton*)- mändvetika (*Charophyta*) järvest kardheina (*Ceratophyllum*)- ristlemle (*Lemna trisulca*)- järveks. Juurdunud veealuste taimede asendumine ujuvate taimedega võis olla seotud setete tiheduse vähenemisega. See mõjutab kogu litoraali taimestikku. Samas säilis liigiline mitmekesisus tänu elupaikade rohkusele.<sup>(14)</sup> 2006. aasta väikejärvede seire aruandes antakse hinnang, et taimede järgi oleks õigem Verevi liigitada tugevasti modifitseeritud järvede hulka. Veetaseme reguleerimisele (1998. aastal) lisaks viidi 2005. ja 2006. aasta suvel järve laiemas osas taimestiku niitmist ja nendest mõjuteguritest tulenevalt olid näitajad ja klassifitseerimisel saadavad tulemused eri aastail väga muutlikud.<sup>(9)</sup> 1998. aastal langetati Verevi veetasel ajutiselt, tööde teostamise ajaks, 0,7 meetri võrra supelranna piirkonna põhja puhastamiseks ja



makrofüütide kasvu takistamiseks. Veetaseme langetamine soodustas setete mineralisatsiooni, mis põhjustas sõõr-särjesilma (*Ranunculus circinatus*) massilist kasvu ja teiste toitainete-nõudlike liikide ajutist arvukuse ja biomassi kasvu järgnevatel aastatel.<sup>(14)</sup> 2005. aastal viidi Verevi järvel läbi biomassi niitmist terve veepeegli ulatuses ja kaldajoone puhastamist roost ja võsastikust 70% ulatuses<sup>(15)</sup>. 2006. aastal toimus taimse biomassi niitmine Verevi järve idapiirkonnas 1 hektari ulatuses<sup>(16)</sup>. Järve üldseisund makrofüütide osas on aastatel 2002-2006 kõikunud hea ja kesise vahel<sup>(9)</sup>. Verevi järve seisund oli III järvetüübile iseloomulike taimestiku näitajate alusel 2006. aastal kesine ja 2012. aastal hea (tabel 2).

**Tabel 2.** Verevi järve seisundi hinnang suurtaimede alusel aastatel 2006 ja 2012.

Näitaja/näitaja EQR väärtus/aasta	2006	2012
Veesisese taimestiku maksimaalne sügavuspiir (m)	4,0:II (0,7)	4,5:I (1)
Tähtsamad taksonid ohtruse järjekorras/(EQR)	Nu=Nym=Cer= Pot=Bry:II/III (0,7/0,5)	Myr=Bry=Ny m:II (0,7)
Kaelus-penikeele või läik-penikeele ohtrus/(EQR)	1:III (0,5)	1:III (0,5)
Mändvetiktaimede või sammalde liikide ohtrus/(EQR)	3:I (1)	3:I (1)
Kardheina või ujutaimede ohtrus/(EQR)	3:III (0,5)	2:II (0,7)
Suurte niitrohevetikate rohkus/(EQR)	4:IV (0,3)	3:IV (0,3)
Koondhinnang	III:kesine	II:hea
EQR koondhinnang	0,62/0,58	0,7

#### 4.1.5. Suurselgrootud

Verevi järve makrozoobentost on teadaolevatel andmetel uuritud järgnevatel aastatel: 1957, 1984, 1988, 1991, 1996, 1998, 1998-2001<sup>(17)</sup>. Hiljem on läbi viidud riikliku seire töid.

Makrozoobentose muutujate järgi on Verevi tüüpiline termaalselt kihistunud järv. Suurem osa zoobentosest koondub madalama (0-3 meetrit) veekihi alla ja kuulub taimelibleliste ja laia ökoloogilise taluvusega liikide hulka. Hapnikuta profundaalis elab suvel põhjaloomadest peamiselt ainult klaasiksääsk (*Chaoborus flavicians*).<sup>(5)</sup> Suurselgrootute liikide arv kahanes järk-järgult epilimnionist hüpolimnioni suunas. Samas ülemine litoraali osa oli vägagi rikas makrozoobentose liikide osas. Seda ilmselt tänu suhteliselt heale vee läbipaistvusele, aluselisele ja toiteainete sisaldusele, lisaks rohkele vegetatsioonile ja pealiskasvule pea kogu kaldajoone ulatuses. Võrreldes teiste sama limnoloogilise tüübiga järvedega on Verevi järve suurselgrootute biomass ja arvukus oluliselt madalam, mis võib olla tingitud järve kihistumisest. Verevist on leitud kokku 105 liiki suurselgrootuid.<sup>(17)</sup>

Viimastel seiretel on saadud järgmisi andmeid: 2006. aastal võeti proov kirdekaldalt vanade hõbepajude kohalt. Substraadiks oli liiv ja hõre pilliroog. Arvukus (167 is./m<sup>2</sup>) oli madal, domineeris vesikakand (*Asellus aquaticus*) (50%). Taksonite koguarv (28) ja Shannoni erisus (2,67) olid väga kõrged, ASPT (4,67) kõrge, kuid EPT ainult keskpärane (6).

Happelisusindeks oli iseloomulik seda tüüpi järvedele. Kokkuvõttes oli hinnang järvele 5 indeksi põhjal hea (hea oli seisund ka 2005. aastal).<sup>(9, 10)</sup> 2012. aasta seirel võeti proov idakaldalt, proovikohas oli põhjas peamiselt liiv ja detriit. Suurselgrootute üldarvukusest moodustas 59% tiigipäevik (*Cloeon dipterum*). Tundlikke liike oli kesisel tasemel, kuid muud indeksid olid väga heal ja heal tasemel. Kokku oli 2012. aastal makrozoobentos heas seisundis.<sup>(10)</sup>

#### 4.1.6. Kalastik

Vastavalt kirjanduse andmetele on Verevi järvest püütud 12 liiki kalasid. Kõige arvukamalt on esindatud särg (*Rutilus rutilus*) ja ahven (*Perca fluviatilis*), kusjuures arvuliselt on särg ahvenast veidi eespool, massi poolest aga selgelt üle. Nendele järgnevad arvukuselt võrdselt haug (*Esox lucius*), roosärg (*Scardinius erythrophthalmus*), linask (*Tinca tinca*) ja kuldkoger (*Carassius carassius*). 1950ndate ja 1980ndate vahel Verevis tavalised olnud bentofaagsed liigid latikas (*Abramis brama*) ja kiisk (*Gymnocephalus cernuus*) on tänaseks järvest

kadunud.<sup>(18)</sup> Verevist on veel leitud mudamaimu (*Leucaspius delineatus*), rünti (*Gobio gobio*), vingerjat (*Misgurnus fossilis*) ja angerjat (*Anguilla anguilla*). Kalastiku praegune koosseis on tüüpiline tugevasti eutrofeerunud järvele. Kalade koelmud Verevi järves on tagasihoidlikud. Haugi ja ahvena jaoks sobivat ülejutatavat luhta on kallastel väga vähe. Ilmselt piirabki sobivate koelmualade nappus nende kahe kalaliigi arvukust. Särge koeb veelaste taimede vahele ja temal sobiva koelmuala leidmisega probleeme ei teki.<sup>(5)</sup>

Kalade elu Verevi järves häirib eelkõige halb hapnikurežiim. Kuna hapnik puudub suvel järve avaveelises osas põhjalähedastes veekihtides alates 5 meetri sügavusest, pole kalade elu seal võimalik.<sup>(5)</sup> 2001-2002 aastal läbi viidud uurimus leidis, et Verevi kalade biomass on võrdselt jagunenud litoraalse ja pelaagilise piirkonna vahel. Sealjuures pealmise osa arvele epilimnioni kihis läheb 80-85% kalade biomassist, jättes 10-15 % vaid alumisele epilimnioni kihi osale. Termokliinist allpool kalade liikumist ei täheldatud. Üldiselt teravad hapniku, toidu kättesaadavuse ja temperatuuri gradiendid metalimnionis ilmselt määravad kalade vertikaalse jaotuse Verevi järves.<sup>(18)</sup> Talviste ummuksilejäämistest tõttu on aegajalt toimunud ka kalade massilisi hukkumisi (nt aastatel 1984/85 ja 1987/88).<sup>(5)</sup>

Võrreldes Verevi järve teiste sarnaste Eesti järvedega, näeme et püükide suurused on oluliselt väiksemad. Domineerivate liikide arvukus ja biomass on aastatega kahanenud. Roosärg on ainuke liik, kelle arvukus on kasvanud. Püükide suurused järves on järjest kahanenud: 20 kg ha<sup>-1</sup> aastal 1956, 18 kg ha<sup>-1</sup> aastal 1989 ja 14 kg ha<sup>-1</sup> aastatel 2001-2002.<sup>(6)</sup>

Viimane järve kalastiku hindamine viidi läbi 9.-10. oktoobril 2012. aastal. Katsepüügi saagis oli neli kalaliiki kolmest sugukonnast: karpkalalastest roosärg ja särge, ahvenlastest ahven ning hauglastest haug. Saagis ületas ahvenlaste mass veidi karpkalalaste oma ( $TW_A: TW_K = 1,1$ ) ( $TW_A: TW_K$  on ahvenlaste ja karpkalalaste kogukaalu suhe Nordic- sektsioonvõrkudes). Suurim särge kaalus 304 g, roosärg 107 g suurim ahven 397 g. Nordic-tüüpi seirevõrgus oli keskmiselt vaid 10,4 karpkalalasest isendit liigi kohta. Kahest karpkalalaste liigist oli särge arvukam roosärje ees. Nordic-tüüpi võrgu keskmine saak NPUE (isendite arv võrgus) oli 30,5 isendit kogukaaluga WPUE (saagi kogukaal sektsioonvõrgus) = 1432 g (Eesti väikejärvede keskmisele sarnanev väärtus). Röövtoiduliste ahvenlaste osa saagis (RAI) oli 0,29, mis on Eesti väikejärvede keskmisest veidi kõrgem. Lepisakalade osa saagis oli 0,5, mis näitas, et röövtoidulised liigid määravad kalastiku arvukuse. Liigirikkest peegeldav indeks Simpsoni  $D_n$  ja  $D_w$  olid keskmise väärtusega (vastavalt 2,1 ja 2,7). Koelmuala vajaduste seisukohalt

vaadatuna: litofiilseid liike saagis ei olnud, litofütofiilseid liike oli üks. Mediaankala mass oli 19,1 g, (keskmise kaal oli 46,9 g). Veekvaliteedi/elukoha hinnangud: LaFiEstA väga hea, ahvenlaste osakaalu arvestav LAFIEE hea, karpkalalste osa arvestav KIL hea.

## 4.2. Verevi järve setted

Järve põhjapoolse osa settelasundi maksimaalne paksus on ligi 11 meetrit (sellest pehmet muda 8-9 meetrit). Selle ülemiseks kihiks on pehme hallikasroheline lubjasapropeel (kuni 1,5 m) mis kohati sisaldab ohtralt limuste kodade kilde. Sellest allpool leidub enamasti pruuni vähema lubjasusega sapropeeli, mille paksus on üsna erinev. Allikate rohkusest ja järvenõo iseloomust tingituna on settelasundi kõige alumisem osa Verevi järves üsna varieeruv, kihid vahelduvad tihedalt. Põhjaosa setete allosas on rohkelt lupja. Põhjaosa alumistes setetes esineb tihti kollakat liiva vaheldumisi orgaanikarikaste kihtidega, seda eriti kaldavööndis. Järve põhjaosas on setete paksus juba kaldapiiril väga suur.<sup>(5)</sup>

Järve lõunaosa südamikus on pehme mudakihi paksus enamasti 3-5 meetrit. Pehme muda all asub 1-3 meetri paksune tihke muda kiht. Järve lõunaosas tekkis kõige ülemine 30-50 cm paksune mudakiht ilmselt hapnikuvaeses keskkonnas - see on rohekasmustjas vedel haisev sapropeel.<sup>(5)</sup> See kiht on rikas väävelvesiniku ( $H_2S$ ) poolest.<sup>(19)</sup> Järgneb pruun paks allapoole tihenev sapropeelikiht – selle paksus on enamasti 4-5 meetrit. Selle all asuvad lubjasema rohekaspruuni sapropeeli ja liivaorgaanika kihid mille paksus kokku on 0,5-3 meetrit. Lupja on järve lõunaosa setetes mõnevõrra vähem. Pealmine musta muda kiht on väga suure fosfori sisaldusega (rohkem kui 1g/kg), millest 62% moodustab mineraalne fosfor.<sup>(5)</sup>

Üldine fosfori sisaldus Verevi järve setetes on suhteliselt madal võrreldes mõnede teiste kihistunud ja eutroofsete järvedega Eestis (nagu näiteks Arbi järv 4,04 mg g<sup>-1</sup> DW (sette ülemised 35 cm), Ruusamäe järv 5,2 mg g<sup>-1</sup> DW). Üld-fosfori sisaldus oli Verevi setete pealmises kihis (5-10cm) 1,5 mg g<sup>-1</sup> DW ja kahanes rohkem kui 1,5 korda settesügavusel 40 cm, mis on rohkem omane madalatele eutroofsetele järvedele (Võrtsjärv (sette ülemised 50 cm) 0,78 mg g<sup>-1</sup> DW).<sup>(19)</sup> 80ndate lõpus läbi viidud uurimuses leiti, et muda pindmise kihi üldfosfori sisaldus oli kuivaines suurim järve lõunaosa keskel (üle 1 mg g<sup>-1</sup> DW), väga madal aga järve põhjasopis (alla 0,4 mg g<sup>-1</sup> DW).<sup>(5)</sup> Samas üld-fosfori sisaldus setetes ei korreleeru hästi setetest vabaneva fosfori koguhulgaga.<sup>(19)</sup>

Aastal 2001 läbi viidud uurimuses hinnati hüpertroofse Verevi järve settefosfori potentsiaalset mobiilsust fosforifraktsioonide abil. Hinnati 4 erineva fosforifraktsiooni esinemist järve setetes:

- 1.)  $\text{NH}_4\text{Cl-RP}$  (RP= reaktiivne fosfor, on labiilne; kergelt seotud või absorbeerunud; sisaldab endas sette pooriveses lahustunud fosforit, mis vabaneb sealt difusiooni teel) osutus kõige vähem esindatud fraktsiooniks
- 2.)  $\text{NaOH-RP}$  (esindab fosfaate, mis on seotud metallioksiididega ja teiste pindadega; jaguneb  $\text{NaOH-RPks}$ , mis on seotud alumiiniumiga ja  $\text{BD-RPks}$ , mis on seotud rauaga) moodustas väikseima osa ülemises 7cm paksuses settekihis, kuid ületas  $\text{NH}_4\text{Cl-RP}$ d
- 3.)  $\text{NaOH-NRP}$  (NRP= mittereaktiivne fosfor, arvatakse esindavat suuremat osa orgaanilisest fosforist) moodustas suurema osa pealmisest settest
- 4.)  $\text{HCl-RP}$  (karbonaatidega soetud fosfor, oksiidide lahustumisel vabanev P) oli dominantne veidi sügavamates settekihtides (>7 cm)

$\text{NH}_4\text{Cl-RP}$ ,  $\text{NaOH-NRP}$  ja  $\text{BD-RP}$  on fosfori fraktsioonid, mis Verevi järves võib lugeda potentsiaalseteks fosfori tagasilekkimise allikateks. Vaatamata sette mõõdukale üldfosfori sisaldusele viitas labiilse fosfori kõrge kontsentratsioon hüpertroofses kihistunud Verevi järves sette küllastumisele fosforiga ning fosfori vabanemisele anaeroobsest järvepõhja piirkonnast. Hüpolimneetilise sette (40% järvepõhja pindalast) 10 cm paksuse pinnakihi potentsiaalselt mobiilsetes fosforifraktsioonides ( $\text{BD-RP}$ ) sisaldus on 300 kg P.<sup>(19)</sup>

Nagu juba varem mainitud, korreleerub eutroofsete järvede põhjasetete raua ja fosfori suhe hästi fosfori võimaliku sisekoormusega ning raua ja fosfori suhte puhul <15 on võimalik fosfori kandumine setetest vette.<sup>(21)</sup> Verevi puhul on leitud, et Fe/P suhe väi enamjaolt alla 15.<sup>(19)</sup>

### 4.3 Sademete seire ülevaade

Sademete seire programmi raames mõõdetakse järgmisi parameetreid: sademete hulk, pH, elektrijuhtivus, leelisus,  $\text{SO}_4\text{-S}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , Cl, Ca, Mg, Na, K, Cd, Cu, Pb ja Zn.

Saastetasemete analüüs näitab, et sademed on happelisemad Lõuna-Eestis ja aluselised Põhja-Eestis. Lokaalsed allikad domineerivad Kirde-Eestis ja Tallinna ümbruses. Niisuguseid seirejaamasid, kus riikliku seireprogrammi raames ühtset metoodikat kasutades uuritakse

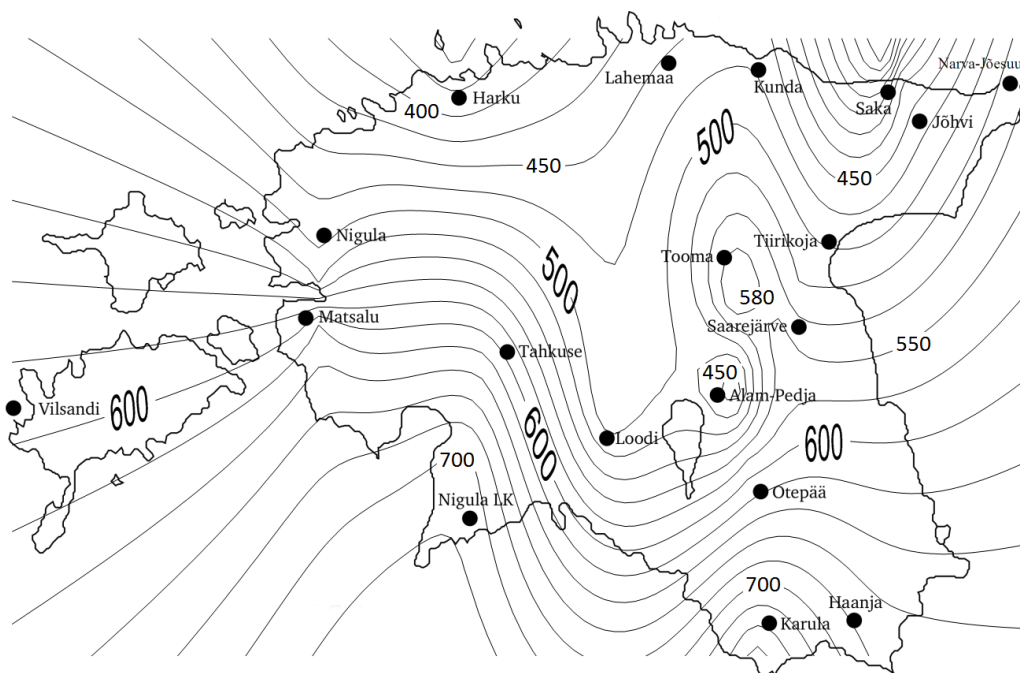
sademetes keemilist koostist, on Eestis 19 (joonis 7). Rahvusvaheliste koostööprogrammide raames saab eristada veel mitmeid seirejaamu: EMEP - õhusaaste kaugkande mõõtmise ja hindamine Euroopas, kompleksseire (ICP IM), metsade seire (ICP Forests) ja kohaliku tähtsusega seirejaamasid. Kuid olenemata seireprogrammi nimetusest on sademetes seire eesmärgiks koguda informatsiooni erinevatele Eesti piirkondadele langeva saastekoormuse kohta. Saadud tulemuste alusel on võimalik hinnata taimede saagikust, mullaviljakuse muutusi ja ka otseselt inimtegevusest puutumata ökosüsteemides aset leidvaid muutusi. Sademetes seire tulemused annavad olulise panuse inimõjude hindamiseks nii loodusele kui meie tehiskeskkonnas kasutatavatele materjalidele, võimaldades seega prognoosida nii loodus- kui tehiskeskkonnas aset leidvaid muutusi.<sup>(22)</sup>

Verevi järv asub Lõuna-Eestis, piirkonnas, kus muuhulgas on täheldatud suurt saasteainete kontsentratsiooni sademetes. Seega on oluline teada täpselt sademetest lähtuvat reostuskoormust ja prognoosida selle mõju järve ökoloogilisele seisundile. Verevi järvele lähim seirejaam asub umbes 25 kilomeetri kaugusel Otepääl (58°00'36"; 26°24'46").<sup>(22)</sup>

Sadevees sisalduvate ionide koguhulka iseloomustab kõige üldisemalt lahuse elektrijuhtivus. Mida väiksem on kuu jooksul sadanud sademetes (vihm, lumi jne) hulk, seda suurem on selles lahustunud lisainete kontsentratsioon (sademetes hulk 2013 aastal vt joonis 8). 2013. aastal mõõdeti sademetes seirejaamade andmete põhjal suurim keskmine elektrijuhtivus märtsis (47,4  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Keskmist tulemust suurendas mitmetes jaamades väga vähesel hulgal esinenud sademed. 2013. aasta andmete põhjal mõõdeti aasta kaalutud keskmiseks elektrijuhtivuseks (elektrijuhtivus, mis on sademetes kogusega kuude kaupa läbi arvutatud) 25,7  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , mis on suurem eelmise, 2012. aasta tulemusest 20,6  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Elektrijuhtivuse põhjal saab öelda, et enim saastunud sademed 2013. aastal esinesid Kirde-Eestis. Kuidas mõõdeti aasta kaalutud keskmiseks elektrijuhtivuseks (42,1  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Sakas (35,5  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Loodis (51,6  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Kõige vähem mõõdeti lisandioonide sisaldusi Lahemaa (8,1  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), Tiirikoja (10,1  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) ja Matsalu (13,0  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) jaamade sadevee proovidest.<sup>(22)</sup>



**Joonis 7.** Sademete keemia ning kompleksseire jaamad Eestis 2013. aastal.<sup>(22)</sup>



**Joonis 8.** Sademete hulgad Eestis 2013. a.<sup>(22)</sup>

Hapestavateks komponentideks loetakse sademetes sulfaatset väävlit, nitraatset lämmastikku ja kloriide. 2013. aastal jäid kõigi kuude väävli kontsentratsioonid alla 1 mgS/l Vilsandil, Lahemaal, Saarejärvel, Alam-Pedjal, Karulas, Nigulas, Otepääl, Tahkusel ja Matsalus. Aasta keskmiseks SO<sub>4</sub>-S kontsentratsiooniks kõikide sademete jaamade andmete põhjal saadi 0,76

mgS/l. Sisaldused olid suuremad märtsis ja aprillis (vastavalt 1,43 mg/l ja 1,87 mg/l). Novembris oli kõikide jaamade keskmine sulfaatses väävli kontsentratsioon 0,41 mg/l. Saka jaamas sadenes aasta jooksul sademete veega 7,41 kgS/ha, Toomal 3,27 kgS/ha, Loodis 3,27 kgS/ha, Kundas 5,34 kg/ha ja Narva-Jõesuus 4,17 kg/ha. Madalaimad väävli depositsiooni hulgad mõõdeti 2013. aastal Lahemaa (1,13 kgS/ha), Haanja (1,28 kg/ha), Tiirikoja (1,56 kg/ha) ja Harku (1,87 kg/ha) jaamade ümbrusest. (vt tabel 3).<sup>(22)</sup>

Kloriidiooni aasta kaalutud keskmine kontsentratsioon oli 2013. aastal suurim Narva-Jõesuus (3,02 mgCl/l), järgnesid Loodi (1,93 mg/l), Kunda (1,87 mg/l) ja Vilsandi (1,40 mg/l). Kõige vähem mõõdeti möödunud aasta jooksul kloriidi Lahemaa, Haanja, Lääne-Nigula ja Matsalu jaamade sademetest (vastavalt 0,35 mg/l, 0,59 mg/l, 0,83 mg/l ja 0,94 mg/l) (vt tabel 3). Lähtudes lihtsustatud eeldusest, et kogu sademetes sisalduv naatrium on merelise päritoluga, saab hinnata antropogeense kloriidi emissiooni tagajärjel sadenevat kloriidi. Vastavate arvutuste tulemusena saame kloriidioonide sisalduse liia Otepää, Karula, Alam-Pedja ja Saarejärve sademetes.<sup>(22)</sup>

2013. aastal mõõdeti aasta kaalutud keskmiseks nitraatlämmastiku kontsentratsiooniks 1,02 mgN/l Narva-Jõesuu jaamas. Rohkesti sisaldasid nitraatlämmastikku ka Alam-Pedja (0,82 mg/l), Kunda (0,72 mg/l) ja Loodi sademed (0,60 mg/l). NO<sub>3</sub>-N madalaimad aasta kaalutud keskmised kontsentratsioonid saadi Tiirikoja jaamast (0,24 mg/l) ja Lahemaalt (0,26 mg/l). Kõikide jaamade tulemuste põhjal arvutati 2013. aasta kaalutud keskmiseks nitraatlämmastiku sisalduseks 0,46 mgN/l (vt tabel 3).<sup>(22)</sup>

Ammooniumlämmastikku deponeerus kõige suuremal hulgal Loodil (19,24 kgN/ha), samuti ka Karulas (4,85 kg/ha) ja Lääne-Nigulas (3,72 kg/ha). Väikseimad sadenenud kogused saadi Kunda (0,30 kg/ha), Harku (0,95 kg/ha) ja Lahemaa (0,96 kg/ha) andmete põhjal. Eeldusel, et kogu sadenenud ja omastamata NH<sub>x</sub> oksüdeeritakse, võib ka ammooniumiooni käsitleda kui potentsiaalset keskkonna hapestajat. Keskkonda hapestava mõju kõrval on lämmastiku kui limiteeriva toitelemendi liigse depositsiooni tagajärjeks ka eutrofeerumine. Suurimad mineraalse lämmastiku (NH<sub>4</sub>-N+NO<sub>3</sub>-N) depositsioonihulgad mõõdeti Loodi jaamas (22,14 kgN/ha). Järgnesid Karula (8,33 kg/ha) ja Alam-Pedja (6,16 kg/ha). Keskmiselt sadenes 2013. aasta jooksul sademete seirejaamade mõõtmistulemuste põhjal mineraalset lämmastikku 5,39 kg/ha (2012. aastal 5,37 kg/ha). Kõige väiksemates kogustes deponeerus mineraalset



lämmastikku sademetega Lahemaa, Harku ja Tiirikoja jaamade ümbruses (vastavalt 2,12 kg/ha, 2,28 kg/ha ja 2,28 kg/ha) (vt tabel 3).<sup>(22)</sup>

**Tabel 3. Saasteainete kontsentratsioonid Otepää sademete seirejaamas 2013.a.**<sup>(22)</sup>

<b>OTEPÄÄ</b>	<b>Hulk mm</b>	<b>pH</b>	<b>NH4-N mg/l</b>	<b>NO3-N mg/l</b>	<b>Cl mg/l</b>	<b>SO4-S mg/l</b>
<b>2013</b>	<b>588,0</b>	<b>5,00</b>	<b>0,45</b>	<b>0,45</b>	<b>0,81</b>	<b>0,32</b>

Looduslike sademete happesuse hindamisel võetakse kriteeriumiks, et normaalse happesusega sademetel on pH=5,6-6,1. 2013. aasta kaalutud keskmiseks sademete happesuseks mõõdeti pH 5,63. Sademed olid happelisemad talvekuudel (jaanuaris pH 5,15, novembris pH 5,27, detsembris pH 5,34) ja normaalse happesusega suvekuudel (aprillis pH 5,97, juunis pH 5,92, juulis pH 5,86). Kõige suuremad pH erinevused aasta jooksul mõõdeti Haanjas (3,90 – 7,60), Otepääl (3,80 – 7,20), Loodil (4,70 – 8,00) ja Tiirikojal (4,67 – 7,25).<sup>(22)</sup>

Sademete seirel määratakse kõikide jaamade sademete proovidest Cd, Cu, Pb ja Zn sisaldust. Harkus, Kundas, Jõhvis, Narva-Jõesuus, Lahemaal, Alam-Pedjal, Haanjas, Karulas, Loodil, Nigulas, Otepääl ja Tahkusel määratakse lisaks ka Hg kontsentratsioone. (vt tabel 4)

**Tabel 4. Kaadmiumi, vase, plii ja tsingi ja elavhõbeda 2013.aasta kaalutud keskmised kontsentratsioonid (µg/l).**<sup>(22)</sup>

<b>Jaam</b>	<b>Cd</b>	<b>Cu</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>	<b>Hg</b>
<b>Otepää</b>	<b>0,03</b>	<b>1,52</b>	<b>0,60</b>	<b>11,98</b>	<b>&lt;0,015</b>

Sademete seire andmetest võib järeldada, et saastekoormused Eestis on vähenenud. Kuna emissioonide oluline piiramine Euroopas algas 80-ndatel ja suuremad majanduslikud muutused Eestis leidsid aset 90-ndate alguses, siis on trendid selgemini eristatavad pikema andmeregaga seirejaamades, s.t. valdavalt Põhja- ja Kirde-Eestis. Samas kahandab paremate puhastusseadmete kasutuselevõtt tahkete osakeste emissioone, mistõttu on märgata nt. Kunda, Jõhvi, Lahemaa, Matsalu aga ka Tiirikoja, Harku ja Karula sademete muutumist happelisemateks. Enamike saasteainete kontsentratsioonid on suuremal hulgal vähenenud seire alguse aastast (1994) kuni 1990-ndate lõpuni, olles peale 2000. aastat mitmeid kordi

madalamal tasemel. Kõige paremini ilmnevad muutused pikema aegreaga jaamades, näiteks Kundas aga ka Jõhvis, Toomal ja Harkus.<sup>(22)</sup>

#### **4.4 Ökosüsteemiteenused ja huvigrupid**

Inimene on looduse hüvedest osa saanud kogu inimajaloo vältel. Puhas õhk ja vesi, taimi tolmeldavad putukad, söödavad viljad, kalad, ulukid, puit, maavarad ja nõnda edasi: kõik need on inimese eluks vajalikud hüved, mida märgatakse alles siis, kui neid enam pole või nende kvaliteet on halvenenud. Ökosüsteemiteenused ongi hiljuti loodud termin, mis võtab kokku looduse hüved, mida inimene tarbib. Aastatel 2001–2005, mil üle 1300 teadlase osales milleeniumi ökosüsteemide hindamise aruande (Millennium Ecosystem Assessment) koostamisel, kirjeldati ökosüsteemide seisundit ning nende poolt osutatavaid teenuseid. Aruande koostamise käigus loodi teaduslik alus ökosüsteemi teenuste klassifitseerimiseks ja seeläbi nende tõhusamaks kaitseks. Milleeniumi ökosüsteemide hindamise aruande kohaselt on ökosüsteemiteenused väga mitmesugused keskkonnakaitselised, sotsiaalsed ja majanduslikud hüved, mida ökosüsteemid inimkonnale pakuvad.<sup>(23)</sup>

Kuigi ökosüsteemiteenuste mõistet defineerivad teadlased mitmeti, on kontseptsioonile iseloomulik inimkeskne maailmavaade ning ökosüsteemiteenustest räägitakse ainult seoses inimeste vajadustega, väärtushinnangutega ja heaoluga. Ökosüsteemiteenusteks on näiteks toit, joogivesi, tolmeldamine, geneetiline ressurss, haigustekitajate ohjamine ning looduse esteetiline väärtus, aga ka mõnevõrra vähem teadvustatud hüved nagu mullateke, kahjuritõrje osutamine paljude erinevate loomarühmade poolt, veekogude isepuhastusvõime, kliima reguleerimine taimede ja ookeanide poolt ja toiteainete ringlus, regulatsioonimehhanismid, mille abil loodus ise reguleerib loomade, putukate ja muude organismide populatsioone jpm. Need kõik teenused on kas asendamatud tehislake alternatiivide poolt või osutuvad tehislake alternatiivid äärmiselt kulukaks. Ökosüsteemiteenuste majanduslikku väärtust hoomatakse tihti alles siis, kui loodus lõpetab tasuta teenuse osutamise ning inimene peab selle töö üle võtma.<sup>(23)</sup>

Kuna inimese heaolu ei sõltu ainult materiaalistest asjadest, vaid ka tervisest ja puhtast elukeskkonnast, headest sotsiaalsetest suhetest, turvatundest, samuti vabadusest iseseisvalt valikuid teha ja tegutseda, jagunevad ökosüsteemiteenused väga mitmeteks hüvedeks, mis

toetavad inimkonna heaolu. Milleeniumi ökosüsteemide hindamise aruanne <sup>(24)</sup> jagab ökosüsteemiteenused nelja rühma:

1. Abiootilised (*supporting services*) – teenused nagu aineringe, mullateke, fotosüntees, elupaigad;
2. Reguleerivad ja säilitavad teenused (*regulating services*) – teenused, mis mõjutavad kliimat, vee-, õhu- ja mullakvaliteeti, veevarusid, ülejutusi, samuti tolmeldamine;
3. Varustavad teenused (*provisioning services*) – teenused, mida inimene saab ökosüsteemilt näiteks toidu, vee, puidu jm materjalidena;
4. Kultuurilised teenused (*cultural services*) – teenused, millega loodus pakub esteetilist ja vaimset naudingut, on lõõgastumise kohaks ja uute teaduslike teadmiste allikaks.

### **Verevi järve ökosüsteemiteenuseid tarbivad huvigrupid**

Verevi järvega on läbi biosfääri ning lokaalsete ökosüsteemide seotud väga suur hulk mitmesuguseid ökosüsteemi teenuseid, kuid tasub eraldi grupina vaadata neid, mis on otseselt seotud Verevi järve survetegurite ning järve seisundit parandavate meetmetega. Selle järvega seotud ökosüsteemi teenuseid tarbivad mitmesugused huvigrupid:

- Kalamehed saavad aastaringselt püüda järvest kalu;
- Kohalikud elanikud ja mujalt saabunud puhkajad saavad kasutada võimalust vee ääres puhata, sportida ja vaba aega veeta;
- Vahetult järve läheduses elavad inimesed hindavad esteetilist looduslikku vaadet;
- Järv on lähipiirkonna kontekstis tuletõrje veevõtukohaks;
- Verevi järvega-rannaga-huvitegevusega on seotud mitmed töökohad, mis sõltuvad keskkonna kvaliteedist (vee puhtus, liigiline mitmekesisus jm).
- Järv on oluline rekreatsiooniliselt ka talvisel perioodil, kui järve jääl saab uisutada.
- Potentsiaalne hüdrotermaalenergia
- Elupaikade säilimine
- Vee loodusliku oleku tagatus
- Settevaru potentsiaalse põllumajandusressursina
- Õppetegevuse ja teadustöö võimalused
- Inspiratsiooniallikas

Kõigi nende teenuste kvaliteet kannatab, kui meetmete abil ei leevendata järve seisundit kahjustavate survetegurite negatiivset mõju. Lähtuvalt ökosüsteemiteenuste kontseptsioonist on see inimese kui tarbija poolne huvi, et vastavad teenused säiliks, kuna reeglina on tegemist asendamatute või raskesti asendatavate hüvedega, millede väärtus sõltub veekogu morfomeetriast, öko- ja keemilisest seisundist.

## **4.5 Külastuskoormus ja rekreatsiooniline taluvus**

### **4.5.1 Verevi supelrand ja selle külastuskoormus**

Verevi järv on populaarne suvitus ja puhkekoht Elva ja Elva ümbruse inimestele. Seda kasutavad suvisel ajal suplejad ja kalapüügihuvilised. Järve külastavad nii kohalikud elanikud kui ka puhkajad. Verevi rand asub järve kagukaldal. Rand on liivane. Pea iga aasta kaetakse rand ja ujula uue liivaga. Ranna-alal kasvab vähesel määral puid, seal asub laste mänguväljak, WC, rannavalve hoone ja kohvik. Rannas on eraldatud laste ujumisala ning ekstreemsust nautivate inimeste jaoks on paigaldatud hüppetorn. (vt Foto 1 ja 2)



*Foto 1. Verevi rand (foto Martin Raju)*



*Foto 2. Verevi järve hüppetorn (foto internetist)*

Verevi järve külastuskoormust on lähemalt uuritud aastal 2006 Elva puhkepiirkonna külastatavusuuringu raames. Suurem osa Verevi järve ääres puhkajaid külastavad seda sagedasti – ligi 2/3 vähemalt korra kuus ning üle 1/3 vähemalt korra nädalas. Enamus külastajatest on pärit Elva linnast ja lähivaldadest ning Tartust. Suurema osa (80%) Verevi järve külastajate eesmärk on rannas ja mujal ümbruses aktiivselt puhata. Ranna külastajad on rannaga üldiselt rahul. Enim ollakse rahul ujumis- ja päevitamisvõimalustega. Mõningast rahulolematust avaldatakse järvekallaste heakorra, parkimisvõimaluste ja lisateenuste vähesuse suhtes.<sup>(34)</sup> Kuigi aastase 20 000 külastaja hulgas on umbes 10% inimesi, kes järve reostavad, hinnatakse ujujate mõju järvevee kvaliteedile tühiseks: umbes 1,5% sissevoolude kaudu saabuvast fosfori koormusest ja 0,6% N koormusest.<sup>(6)</sup> Meetmekavasse planeeritud uuringud tervendamismeetmete selgitamiseks peaksid andma vastuse ka küsimusele, kui suur on rannale veetava liiva mõju järve vee kvaliteedile ja millised on soovitusel võimaliku negatiivse mõju leevendamiseks.

#### **4.5.2. Verevi rekreatsiooniline taluvus**

Hinnanguliselt külastab kuumal suvepäeval Verevi randa 2000-3000 inimest. Suplejad toovad higi ja päevituskreemidega järve vette fosfori- ja lämmastikuühendeid, mida jõuab vette ka uriini ja ekskrementidega. Samuti suurendab fosfori ja lämmastiku hulka vees ka jalgadega

ülesliigutatud vesi.<sup>(5)</sup> Eeldades, et Verevi järve külastab aastas kokku 20 000 inimest (võttes suplemishooaja pikkuseks 100 päeva ja keskmiseks külastajate arvuks 200 inimest päevas) ja eeldades, et vähemalt 10% nendest suplejatest võib vette urineerida, saame suplejate poolt tekitatud reostuskoormuseks 205 g (ehk  $1,6 \text{ mg P m}^{-2}$ ) fosforit ja 4,65 kg ( $3,7 \text{ mg N m}^{-2}$ ) lämmastikku. Need kogused moodustavad vastavalt umbes 1,5 % ja 0,6% nendest kogustest, mis tulevad järve sissevoolude kaudu. Kuna atmosfääri kaudu sademetega järve lisanduv fosfori hulk on sellest 6 korda suurem ja lämmastiku hulk 25 korda suurem, on leitud, et suplejate mõju järvele on tühine.<sup>(6)</sup>

Mõningal määral lisandub sellele veel suplejate jalgadega üleskeerutatud mudast vabanevad toiteained. Samas, arvestades, et suurem hulk toiteaineid vabaneb setetest anaeroobses hüpolimnionis, kus kontsentratsioonid on kordades suuremad kui epilimnionis, võib arvata et see kogus pole märkimisväärne.

## **5. Kliimamuutuste mõju järvede tervendamise kontekstis**

Viimastel aastatel on ühe rohkem kerkinud päevakorrale võimalus, et globaalne kliimasoojenemine võib võimendada ranniku ning mageveekogude eutrofeerumisega seotud probleeme. Kliimasoojenemine intensiivistab eutrofeerumist mageveekogudes ja võimalik, et viimane omakorda soodustab esimest, kuigi sellele on vähem selgeid tõendeid. Sellest seosest tulenevalt peame me tulevikus vee kvaliteedi hetketaseme säilimiseks ja parandamiseks intensiivistama kontrolli toiteainete sissevoolu üle. Kliimasoojenemisega kaasnevad muutused - tugevamad tormid, sademete hulga muutused ja pinnase soojenemine – suurendavad difuusset toiteainete sissevoolu. Suurenenud toiteainete sissevool ja kõrgemad temperatuurid suurendavad eutrofeerumise mõju.<sup>(25)</sup>

Eutrofeerumist iseloomustavad protsessid nagu tsüanobakterite domineerimine, ujuvate taimede ülekaal ja võimalik, et kogu veealuse taimestiku kadumine, toimuvad kõrgenenud temperatuuride juures madalamal toiteainete sisalduse tasemel. Suvised kaladele eluohtlikud hapnikupuuduse perioodid pikenevad veelgi kui nii temperatuur kui toiteainete sissevool suurenevad. Kõrgema temperatuuri juures suureneb valgala pinnase mineralisatsioon, mis omakorda suurendab toiteainete sissevoolu veekogusse. Samuti põhjustab kõrgem

temperatuur järve setete pinnal hapnikupuudust, mille tulemusel vabaneb rohkem toiteained.<sup>(25)</sup>

Lisaks seostatakse kliimasoojenemise ja kõrgemate temperatuuridega globaalset sademete vähenemist (Eesti aladel vastupidiselt sademete hulga suurenemist), põuda ning lühikesi kuid tugevaid torme, mis suurendavad pinnase erosiooni ja sellega ka toiteainete sissevoolu. Sellest tulenevalt toimub järvede veetaseme langedes toiteainete kontsentratsiooni suurenemine; paljastuvatest setetest vabaneb lisaks toiteained ja tekivad soodsamad tingimused sinivetikate vohamiseks.

Kliimasoojenemist kui keskkonnafaktorit ei arvestatud veemajanduskavade eelneval perioodil, seda ei ole arvesse võetud ka Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivis. Uuel veemajanduskavade perioodil on see juba liikmesriikidele kohustuslik käsitleda. Olukorras, kus vee kvaliteedi parandamine on seotud kindlaksmääratud Euroopa Liidu standarditega (kvaliteedikriteeriumid, mille alusel määratakse järvede seisundit), võib temperatuur koostöös toiteainete sissevooluga muuta selle eesmärgi raskesti saavutatavaks või hoopiski vääraks. Me kas ei suuda kliimasoojenemise tõttu eesmäärke (heas seisukorras veekogusid) saavutada, või kui suudamegi veekogude kvaliteedi nõutud näitajateni viia, siis ei pruugi kliimasoojenemise mõjul olla see tegelikult hea tase.

Lisainformatsiooni käesoleva teema kohta leiab Keskkonnaministeeriumi tellitud kirjanduse ülevaate aruandest: Nõges, P., *et al.*, 2012, „Kliimamuutuse mõju veeökosüsteemidele ning põhjaveele Eestis ja sellest tulenevad veeseireprogrammi võimalikud arengusuunad“; saadaval veebipõhiselt:

[http://www.envir.ee/sites/default/files/kliimamuutustemojuveele\\_eestis.pdf](http://www.envir.ee/sites/default/files/kliimamuutustemojuveele_eestis.pdf)

## 6. Järvele mõjuvad survetegurid ja koormused

### 6.1. Ülevaade vesikonda mõjutavast koormusest, mida inimtegevus avaldab pinna- ja põhjaveele

Koormuste kindlakstegemisel ning nende mõju hindamisel lähtutakse Euroopa Komisjoni juhendis esitatud soovituslikust loetelust koormuste kohta. Loetelu koormustest, mille avaldumist iga veekogumi puhul uuritakse, on esitatud järgneval Keskkonnaministeeriumi veebiaadressil: [http://www.envir.ee/sites/default/files/koormuste\\_loetelu.pdf](http://www.envir.ee/sites/default/files/koormuste_loetelu.pdf). Loetelu koostamise aluseks on Euroopa Komisjoni algatusel koostatud veepoliitika raamdirektiivi rakendamise juhendis esitatud näidisnimekiri potentsiaalsetest koormusallikatest.

Inimene mõjutab järvesid nii pinnavee kui põhjavee kaudu ja seda nii punktkoormuse kui hajukoormuse vahendusel. Lisanduvad vee ja veekogude kasutusest ja muutmisest tulenevad koormusallikad. Inimtegevuse tulemusena järvedele avalduvate tähtsaimate koormuste loetelu, mis on olulised tervendamiskava saavate järvede kontekstis, on:

#### 1. Punktkoormus pinnaveele tuleneb:

- 1) reoveepuhastist;
- 2) sademevee ülevoolust;
- 3) keskkonna kompleksloa alusel tegutsevast käitisest;
- 4) muust käitisest, välja arvatud keskkonnakompleksloa alusel tegutsevast käitisest;
- 5) muust punktkoormusest, näiteks väikeasulast või väikeselt reoveekogumisalalt, mis võib põhjustada olulist mõju pinnavee seisundile.

#### 2. Punktkoormus põhjaveele tuleneb:

- 1) lekkest reostunud pinnasega alalt;
- 2) lekkest jäätmekäitlusega seotud kohast, näiteks prügilast või põllumajandusjätmete ladestuskohast;
- 3) lekkest naftatoodete tootmisega seotud infrastruktuurist;
- 4) kaevandusest ärajuhitud veest;
- 5) reovee juhtimisest pinnasesse imbkaevu kaudu;
- 6) muust punktkoormusest.



### 3. Hajukoormus pinnaveele tuleneb:

- 1) sademevee ülevoolust, juhul kui koormust ei ole võimalik täpsemate andmete puudumise tõttu punktkoormusena arvestada, või teedelt ja tänavatelt äravoolavast sademeveest;
- 2) põllumajandustegevuse tõttu tekkivast koormusest, sealhulgas leostumisest, erosioonist, liigveest, kuivendussüsteemide kaudu juhitud veest;
- 3) transpordivahenditest ning transpordivahenditega seotud infrastruktuuridest pärinevast koormusest, sealhulgas laevadelt, rongidelt, autodelt, lennukitelt ning nendega seotud, kuid linnapiirkonnast väljaspool asuvatest infrastruktuuridest lähtuvast koormusest;
- 4) mittekasutatavast endisest mahajäetud tööstusalast;
- 5) heidetest olmereovee kogumise või töötlemisega seotud rajatistest piirkondades, kus puudub reoveekogumissüsteem, näiteks tekivad lekked septikutest jms;
- 6) muust hajukoormusest.

### 4. Hajukoormus põhjaveele tuleneb:

- 1) põllumajandusliku tegevuse tõttu tekkivast koormusest, näiteks väetiste ja taimekaitsevahendite kasutamisest, loomakasvatusest jms;
- 2) reoveekogumissüsteemidega ühendamata elanikkonnalt;
- 3) maakasutusest linnapiirkondades.

### 5. Veevõtust tingitud koormus pinnaveele tuleneb veevõtust:

- 1) niisutuse tarbeks põllumajanduses;
- 2) ühisveevärgi veevarustuse tarbeks;
- 3) tootmise tarbeks;
- 4) elektritootmise tarbeks, sealhulgas jahutusveeks;
- 5) kalakasvatuste tarbeks;
- 6) hüdroenergia tootmise tarbeks, kuid mitte jahutusveeks;
- 7) maapealsete kaevanduste tarbeks;
- 8) navigatsiooni tarbeks, näiteks laevatatavate veekogude jaoks;
- 9) vee edasikandmiseks eri otstarbel;
- 10) muuks tarbeks.

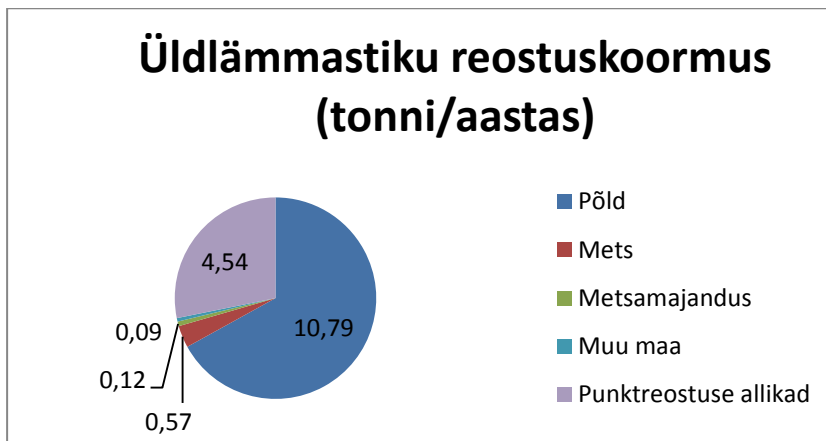
### 6. Veevõtust tingitud koormus põhjaveele tuleneb veevõtust:

- 1) põllumajanduse tarbeks;
- 2) ühisveevärgi veevarustuse tarbeks;

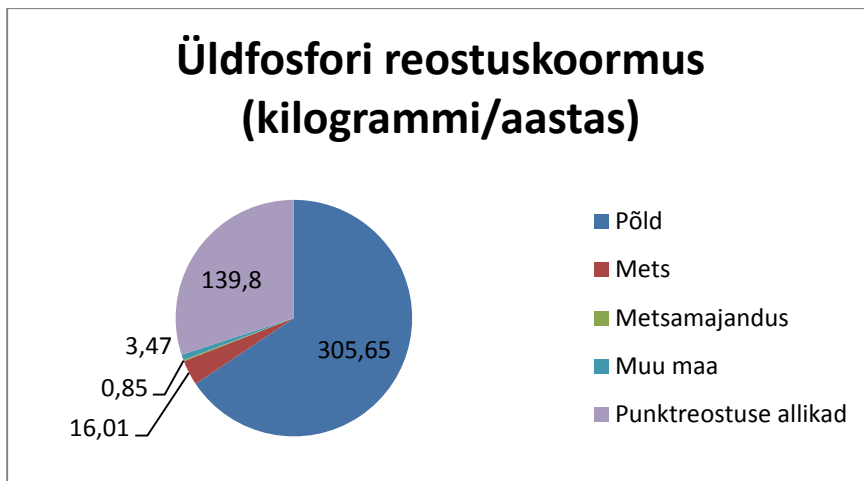
- 3) tööstuse tarbeks kütistele, sealhulgas keskkonnakompleksloa alusel tegutsevatele kütistele ja muudele kütistele;
- 4) maapealsete kaevanduste tarbeks;
- 5) muuks tarbeks.<sup>(26)</sup>

Paljuski oma asukohast tulenevalt (järv asub tiheda asustusega alal, väikelinna piirides) on Verevi järv mõjutatud nii punkt- kui ka hajureostusest nii pinna- kui põhjaveele. Veevõtust tingitud koormused Verevi järvele olulist mõju ei avalda.

Keskkonnaagentuuril on käsil kogu Eesti kohta lämmastiku ja fosfori valgalt ärakande arvutamise mudeli Estmodel7 arendamine. Katsetuste käigus arvestati välja ka Viitna Pikkjärve aastane hinnanguline üld-lämmastiku ja üld-fosfori sissekanne. Aluseks võeti CORINE andmebaasi andmed ning arvutused tehti valglopõhiselt. Mudeli järgi saadi hinnanguliseks üldlämmastiku koormuseks 16,11 tonni/aastas (joonis 9) ja üldfosfori koormuseks 465,78 kilogrammi/aastas (joonis 10). Kuna sisendandmetes võis olla ebatäpsusi, on nende usaldusväärsus madal, näiteks paistab jooniselt, nagu peaks suurim osa koormustest pärinema põldudelt, samas aga Verevi valglat põldusid ei leidu. Täpsemad tulemused peaksid olema võimalikud 2017. aastal.



**Joonis 9.** Verevi järve üldlämmastiku reostuskoormus reostusallikate kaupa (Estmodel7, katseversiooni avaldamata andmed, 2015).



*Joonis 10. Verevi järve üldfosfori reostuskoormus reostusallikate kaupa (Estmodel7, katseversiooni avaldamata andmed, 2015).*

## 6.2 Verevi järve survetegurid ja ohud

### 6.2.1 Liigne väliskoormus

Verevi järv on olnud varem tugeva reostuskoormuse all. 1978. aastal ehitati järvest läände reovete settetiigid – vahetult ühe sissevoolu lähedusse (joonis nr 2, kraav 8). Kuna tegu on madala soise alaga, voolasid suurvee ajal tiigid üle ja reostasid Verevi järve. 1988. aastal hakkas tööle uus reovee puhastusjaam.<sup>(6)</sup> Elva linna reoveepuhastist väljavoolav heitvesi juhiti reoveepuhastit edelast piirava lodu kaudu Käo-Kingsepa ojja. Verevi järve sattus reoveepuhastist väljuva heitveega reoaineid suurvee ning valingvihmade ajal või kopratammide tõttu paisutatud Käo-Kingsepa ojust vanadest biotiikidest ning biotiike piiravatest tiikidest kohati madalama loduniidu ning lodumetsa kaudu.<sup>(30)</sup> Vanad settetiigid isoleeriti tammiga alles 2002. aastal. Lisaks vanade tiikide eraldamisele peatati ka sealne sissevool järve – sellega, et kaevati kraav sissevoolu nr 8 ja järve väljavoolu, Kavilda jõe, vahele.<sup>(6)</sup> Vanad biotiigid pole enam aastaid kasutusel ja kuna ette rajati ka kaitsevall, siis ilmselt järve enam toiteaineid sealt juurde ei kandu.

Reoveepuhastit opereerib 2010. aastast AS Emajõe Veevärk. 2012. aastal valmis suur Elva linna ühisveevärgi ja kanalisatsiooni projekt: 99% linna tarbijatest kasutavad ühisvee ja – kanalisatsioonitorustikke. Sellega seoses on ka tõusnud reoveekogumisalal reostuskoormus – aastal 2011 oli kinnitatud reostuskoormus 6020 inimekvivalenti, kuid ressursi jätkub: Elva

linna reoveepuhasti teenindab reoveekogumisala, mille reostuskoormuseks on keskkonnaministri käskkirjaga määratud 10 000 ie.

Lisaks neile kindlalt piiritletud sissevooludele tuleb lume sulamise ja sadude ajal rohkesti vett erosiooninirede kaudu Tartu-Valga maanteelt ja Järve tänavalt.<sup>(5,6)</sup> Seal asuvate elamute aedadest ning maanteelt satub järve sademevett ning biogeenseid toiteaineid, kuna maapind on seal tugevalt kaldu järve suunas. Koos nende vetega jõuab järve potentsiaalselt kaalium- ja naatriumkloriidi, seatina, besapüreeni, väävliühendeid jmt. Tartu-Valga maantee on olemas sadevete kogumisesüsteem: 5 kaevu on Arbimäe bussipeatuse lähedal, 3 kaevu Ujula bussipeatuse lähedal. Kuid kokkukogutavad sademeveed ei lähe ühiskanalisatsiooni vaid on suunatud järve.

Eesti Maaülikooli teadlased arvasid Verevi järve sissekanduva fosfori koormust 1991. ja 1993. aastal aprillist oktoobrini. Leiti, et üldfosfori koormus oli vahemikus 6-12 kg sõltuvalt erinevast pinnavee sissevoolu hulgast. Iga-aastane koormus võiks seega olla 0,05-0,17 g P m<sup>-2</sup>, eeldusel et 20-80% sissevoolust jõuab järve aprilli ja oktoobri vahel. Teadlaste hinnangul ei ületa sissevooludest järve sisenev fosforikoormus Verevi järve taluvuspiiri.<sup>(6)</sup>

Lisaks konkreetsetele sissevooludele võib Verevi järve ümbritsevatelt aladelt imbuda reoaineid. Pärast 2012. aastal valminud ühisveevärgi ja kanalisatsiooni projekti on enamus Verevi valglal ja Elva linnas asuvatest majapidamistest ühisvee- ja kanalisatsioonitorustikuga liitunud. Elva Linnavalitsuse andmetel ei ole 2014. aasta lõpu seisuga liitunud veel 10 majapidamist. Nende majapidamiste settekaevude seisukord on teadmata ja seega säilib mõningane oht hajureostuseks.

### **6.2.2 Liigne sisekoormus**

Fosfor on peamine primaarproduktiooni limiteeriv tegur järvedes. Fosforivarud setetes on tunduvalt suuremad kui järvevees. Fosfori varu suurus vees sõltub järve väliskoormusest ja selle setete kalduvusest hoida või vabastada fosforit. Vee segunemise osatähtsus ja kihistumine mängivad selles protsessis samuti olulist rolli. Fosforiringlus setete ja vee vahel on mõjutatud fosfori erinevate esinemisvormide tõttu setetes ning lisaks mõjutavad fosforiringlust mitmesugused bioloogilised ja füüsikalised tegurid. Keskkonnafaktorid, mis

reguleerivad lahustunud fosfori (põhiliselt fosfaatidena) vabanemise määra setetest, on temperatuur, lahustunud hapniku kontsentratsioon, pH ja redokspotentsiaal.<sup>(19)</sup> Setete O<sup>2</sup> varu ammendumine vähendab setete toiteainete kinnihoidmise võimet, mis tekitab positiivse tagasiside ja eutrofeerumine hoogustub. Ilma hapnikuta veekihi leidub alati rohkesti vee-elustikule väga mürgist väävelvesinikku, mis soodustab põhjasetesse akumulunud fosfori tagasitulekut vette. Mõnedel andmetel võib anaeroobsetes tingimustes fosfori regenereerimine vette ulatuda kuni 47 mg/m<sup>3</sup> ööpäevas. Lisaks on leitud, et see protsess intensiivistub juba hapnikusisalduse 1,5 mg/l juures. Eriti intensiivselt kulgeb protsess väävelvesiniku olemasolu korral.<sup>(5)</sup> pH mõjutab samuti fosfori sidumisvõimet: pH >6.5 väheneb tunduvalt P sidumise võime. Peamised P sidujad on Fe (III) oksiidid.<sup>(20)</sup> Põhjasetete rauasisaldusel on oluline osa vee ja sette piiril toimuvatele protsessidele. Sõltuvalt setete redokspotentsiaalst ja pH-st on rauaühendite rikkad järvesetted võimelised endaga siduma suurtes kogustes fosforit. Madalate eutroofsete järvede põhjasetete raua ja fosfori suhe korreleerub hästi fosfori võimaliku sisekoormusega ning raua ja fosfori suhte puhul <15 on võimalik fosfori kandumine setetest vette.<sup>(21)</sup> Verevi puhul on leitud, et Fe/P suhe jäi enamjaolt alla 15.<sup>(19)</sup>

Stagnatsiooniperioodidel tõuseb hüpolimnionis oluliselt fosfori kontsentratsioon. See näitab, et selle toiteaine suur hulk järves on tõenäoliselt põhjustatud järve setetest vabanevast fosforist.<sup>(19)</sup> See anaeroobsetes tingimustes tekkinud vette tagasipöörduv fosfor ongi peamine järve elustiku ebastabiilsuse tegur. Vee segunemise ajal põhjustab see ülemistes veekihtides fütoplanktoni massilist arengut.<sup>(5)</sup> 2012. aasta seireandmete järgi oli üld-P osas järv kihistunud: epilimnionis oli üld-P 22-32 mg P/m<sup>3</sup>, hüpolimnionis 300-560 mg P/m<sup>3</sup>.<sup>(10)</sup> Eesti Maaülikooli teadlased leidsid Verevi järve toiteainete liikumise uurimuse raames, et näiteks 1991. aastal, vahemikus juuni kuni november, ületas fosfori setetest vabanemine fosfori sadenemist 205 kilogrammiga (1993. aastal oli see näitaja 79 kg).<sup>(7)</sup> Seega on selgelt näha, et peamine survetegur Verevi järvele on selle sisekoormus, mille käigus vabaneb keemiliste protsesside tulemusel rohkem fosforit kui sadeneb. Varasematel perioodidel järve sadenenud fosfor liigub nüüd tagasi aineringsse ja aeglustab sellega järve taastumist.

## 7. Meetmed

Verevi järve ökoloogilise seisundi koondhinnang oli 2009. a riikliku seire põhjal kesine ja 2012. aastal hea. Senised uuringud on näidanud Verevi järve ökoloogilise seisundi näitajate suurt muutlikkust. Järve eripäraks on osaline meromiktus (järv kihistub järv kohe pärast jää sulamist ega segune lõplikult läbi ka pärast lühikest homotermilist perioodi). Seetõttu on Verevi järve põhjasetetesse talletunud toiteained vegetatsiooniperioodil üldjuhul sinna „lukustatud“ ega osale aktiivselt ainerings ja järve ökoloogilise seisundi näitajad võivad kokkuvõttes anda isegi hea seisundihinnangu nagu aasta 2012 seires. Samas, teatud halbade asjaolude kokkusattumisel, võib mõnel kevadel segunemine toimuda, põhjustades põhjakihtidest pärineva rohke toiteainete juurdevoolu kaudu järgneva(te) vegetatsiooniperioodi(de) ökoloogilise seisundi järsku halvenemist. Et sellist olukorda vältida, on väliskoormuse jätkuv vähendamine ja siseskoormuse vähendamise meetmed Verevi järve seisundi säilitamise ja parandamise eesmärgil kindlasti vajalikud.

Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivist tulenevate eesmärkide täitmiseks, survetegurite mõju leevendamiseks, ökosüsteemi teenuste säilimiseks ja järve seisundi halvenemisega kaasnevate ohtude vältimiseks on Verevi järvel ja valglal vaja rakendada teatud hulk meetmeid. Lisaks on vaja hoida spetsiifiliste ja prioriteetsete saasteainete koormusi allpool Keskkonnaministri määrusega nr 49 §1 ja 2 kehtestatud piirmäärasid<sup>(31)</sup>; ning soovitatav on vältida tegevusi, mille puhul lähtuvalt Veeseaduse §8 kohaselt on nõutav vee erikasutusloa taotlemine:

1. võetakse vett pinnaveekogust, sealhulgas ka jää võtmise korral enam kui 30 m<sup>3</sup>/ööpäevas;
2. võetakse põhjavett rohkem kui 5 m<sup>3</sup> ööpäevas;
3. võetakse mineraalvett;
4. juhatakse heitvett või saasteaineid suublasse, sealhulgas põhjavette;
5. toimub veekogu paisutamine või hüdroenergia kasutamine;
6. toimub veekogu, mille veepeegli pindala on üks hektar või suurem, rajamine, likvideerimine, süvendamine või sellise veekogu põhja pinnase paigaldamine;
7. uputatakse või heidetakse tahkeid aineid veekogusse;
8. toimub põhjavee täiendamine, allalaskmine, ümberjuhtimine või tagasi juhtimine;
9. vee kasutamisel muudetakse vee füüsikalisi või keemilisi või veekogu bioloogilisi omadusi;

10. toimub laeva regulaarne ohtlike ainetega seotud teenindamine või remont ja laeva regulaarne ohtlike ainetega või tuulega lenduvate puistekaupadega lastimine või lossimine;
11. veekogu korrashoiuks kasutatakse kemikaale;
12. kasvatatakse kalu aastase juurdekasvuga rohkem kui üks tonn või kalakasvandusest juhitakse vett suublasse;
13. juhitakse vett suublasse maavara kaevandamise eesmärgil.<sup>(32)</sup>

Verevi järve puhul on eriti oluline vältida kõiki neid tegevusi, mis võiksid potentsiaalselt suurendada järve toiteainete reostuskoormust. Tuleb vältida nii punkt- kui hajukoormuse allikate lisandumist nii pinna- kui põhjaveele, et järve olukord ei halveneks.

2015-2021 perioodi veemajanduskava meetmeprogramm seab Verevi järve puhul eesmärgiks tema hea seisundi. Vee kasutamist tuleb piirata või vee edasist kasutamist vältida, kuid eesmärgi täitmist ei hinnata ohustatuks koormustest. Samas on meetme eesmärk „uutest ja olemasolevatest koormusallikatest tuleneva veekogumi ohustatuse vältimine“. Meede on: **täiendav veekogumiga seotud keskkonnajärelevalve, s.h keskkonnalubade ülevaatus vastavalt vajadusele ja veekogumiga seotud kooskõlastused nii toitainete koormuse, ohtlike ainete koormuse, kui hüdro-morfoloogiliste muutuste osas veekogumis**. Meetme rakendamise kohustus on Keskkonnaagentuuril ja kohalikul omavalitsusel.<sup>(36)</sup>

## **7.1. Väliskoormuste vähendamise seotud meetmed**

Väliskoormuse maksimaalne vähendamine on järvede ökoloogilise seisundi parandamisel alati prioriteetne tegevus. Alles seejärel tulevad kõne alla sisekoormuse vähendamise meetmed, mis on enamasti ja ennekõike suunatud setetest tuleneva toiteainete koormuse radikaalsele vähendamisele ja/või toiduahela reguleerimisele.

### **7.1.1 Valgala hüdroloogiline analüüs**

Verevi järve väliskoormuse võimalikult täpseks hindamiseks on vaja teha uus vee- ja ainebilanss, mis arvestaks sissevoolu ümbersuunamisega seonduva ning põhjavee mõju.

### **7.1.2 Sademevee ümbersuunamine ja puhastamine**

Sademevee kaudu siseneb veekogudesse lisaks sademetega kantavatele toiteainetele jt ühenditele (vaata peatükk 4.3 Sademete seire ülevaade) ka tänavasillutiselt kantavaid aineid, sealhulgas keskkonnale toksilisi õlisid ja kütuseid (sisaldavad muuhulgas polütsükliisi aromaatsed süsivesinikke). 2015. aasta seisuga jõuavad Tartu-Valga maantee sadevete kogumissüsteemi veed puhastamata kujul Verevi järve – kokku 5 kaevu Arbimäe bussipeatuse lähedal ning 3 kaevu Ujula bussipeatuse lähedal. Sademevee eest Elva linna haldusterritooriumil vastutab Elva linnavalitsus. Käesoleva meetmekava puhul on sademevee teemal konsulteeritud Aktsiaseltsiga Emajõe Veevärk ja Elva linnavalitsusega.

AS Emajõe Veevärk hinnangul ei ole sademevee juhtimine ühiskanalisatsiooni kindlasti võimalik, sest see pärsiks oluliselt puhastusprotsesse. AS Emajõe Veevärk saab vajadusel uurida võimalusi olmekanaliseerimisega ühendatud restkaevude lahtiühendamiseks ning alternatiivseid lahendusi sademevee puhastamiseks. Arvestades Elva linna pinnavorme on odava investeeringu ja kuluefektiivse hooldamise lahenduse leidmine keeruline (info: Andres Aruhein, AS Emajõe Veevärk juhataja; 7.03.2016). Juhul kui Elva linnavalitsus otsustab anda sademeveega tegelemise AS Emajõe Veevärk kanda ja sõlmib ka vastava seaduses nõutava halduslepingu, siis on AS Emajõe Veevärk nõus kaaluma uuringute kulude katmist. Torustiku rajamisel võib 2016. aasta alguse seisuga arvestada keskmiselt 80-100 eurot meeter (sõltuvalt tingimustest); liiva-õlipüümisel sõltub vooluhulgast ja sellest, kui palju tuleb liiva või õli hinnanguliselt, kas on lubatud möödavool kui vooluhulk kasvab jne. Hinnanguliselt võib kuni 150 liitrit/sekundis sademevett läbilaskev liiva-õlipüümisel maksta 35000-45000 eurot ning maastikku arvestades on tõenäoliselt vaja paigaldada 2 möödavooluga liivapüümit (info: Andres Aruhein, AS Emajõe Veevärk juhataja; 10.03.2016 ja 18.03.2016).

Vastavalt sellele informatsioonile on käesolevasse meetmekavasse planeeritud sadevee kogumise ja puhastamise võimaluste analüüs ning sadevee puhastussüsteemi eelprojekti ja eelarve koostamine – need tööd oleks mõistlik teha ühe projektina. Alles nende tööde teostamise järel on võimalik hinnata sadevee puhastussüsteemi väljaehitamise maksumust.

### **7.1.3 Reoveetöötusjaama ja vetevõrgustiku regulaarne seire lekete vältimiseks**

Reoveetöötusjaama potentsiaalsed mõjud Verevi järvele on kõrvalvoolu ning tammi abil praeguseks küll kõrvaldatud, kuid kogu ala asub soises lodupiirkonnas ning reoveetöötusjaam peab hakkama saama üha suureneva reoveekoormusega (seoses Elva ÜVK



arendamisega). Seega on oluline regulaarselt seirata olemasolevate süsteemide funktsioneerimist ning seeläbi vältida lekke võimaluse ohtu. Tegevus on tagatud reoveetöötlusjaama haldaja ning Elva linnavalitsuse ühistegevuse tulemusena.

## **7.2 Uuringud sisekoormuse mõju vähendamise meetmete leidmiseks**

Viimased põhjalikud uuringud Verevi järvel, mille põhjal anti ka soovitusi järve ökoloogilise seisundi parandamiseks, tehti aastail 2000-2001. Vahepealse aja jooksul on tammidega isoleeritud vanad biotiigid ning märkimisväärselt paranenud Elva linna ühisvee ja –kanalisatsioonitorustike olukord. Suurem ranna korrastamine, kui rannale veeti ka hulgaliselt uut liiva, toimus 1998. aastal. Sadeveed satuvad aga endiselt järve ja ka mõningane hajureostuse oht on säilinud. Endiselt on suurimaks ohuks järvele setetest tulenev reostuskoormus. Rohkem kui 10 aasta tagused uuringud ei ole enam piisavaks aluseks, et hinnata võimalike tervendamismeetmete kasutamise eeliseid ja kasutegurit; samuti on kättesaadav suurem informatsioon järvede tervendamise alastest teadmistest ja kogemustest. Seetõttu on vaja teha Verevi järvel uued põhjalikud uuringud, mis hõlmavad nii välis- kui sisekoormust ja elustiku seisundit ning nende alusel pakkuda välja sobivaimad tervendamise meetmed, millest käesoleva informatsiooni põhjal võiksid kõne alla tulla järgmistes lõikudes käsitletavat.

## **7.3 Võimalikud sisekoormuse vähendamise meetmed**

### **7.3.1 Kemomanipulatsioon koos ajutise õhustamisega**

Kemomanipulatsiooni näol on tegemist vee ja/või setete keemilise töötlemisega, mille käigus setitatakse välja toiteained, fikseerides need põhjasetetes siduvate ainetega. Eesmärgiks on toiteainete väljaviimine veesambast ja nende setitamine kujul, kus need pole enam fütoplanktonile ja suurtaimedele kättesaadavad. Toiteainete keemiline setitamine seisneb mõne koagulandi (raua- või alumiiniumisoolad, kustutatud lubi vms) pihustamises järve. Kemomanipulatsiooni käigus püütakse siduda ja setitada peamiselt fosforiühendeid, kuna enamasti on just see element limiteerivaks toiteaineks siseveekogudes. Lämmastikuvoogude kontrollimine ja setitamine on palju keerukam ning tihti hoopis võimatu. <sup>(33)</sup> Verevi järve puhul oleks otstarbekas fosforiühendite setitamine ning seeläbi settebarjääri ja puhvri loomine

rauasoolade abil – seda sügavates hooajaliselt anaeroobsetes hüpolimnioni piirkondades (sügavusel üle 4 meetri, ~30 % järve pindalast). Kõige sagedamini on sellistel töötlustel rauaallikana kasutusel raud(III)kloriid ( $\text{FeCl}_3$ ). Rauasoolade vetteviimisel toimub hüdroolüüs ja moodustuvad geeli meenutavad raud(III)hüdrosiidi helbed, mis omakorda muutuvad edasi raudoksiidi ja –hüdrosiidi seguks. Fosfor seotakse rauaga kas otse raudfosfaadiks või toimub fosfaatide adsorbeerumine raudhüdrosiidi helvestel. Rauaühendeid manustatakse enamasti vedelal kujul ning lahus toimetatakse kohale paakautodes või valmistatakse kontsentratsioonist kohapeal, kasutades lahustamiseks järvevett. Ühtlase jaotumise saavutamiseks on mõnel juhul kasutatud ka äkketaolist pihustussüsteemi, mida veetakse paadi või laeva järel.<sup>(33)</sup>

Uuemad andmed näitavad, et kuigi  $\text{FeCl}_3$  vedelal kujul on esialgu väga efektiivne fosfori siduja, kaotab ta aja möödudes, olenevalt tingimustest hüpolimnionis, oma sidumisvõime ning fosfor hakkab uuesti vabanema. Praeguseks on juba välja töötatud erinevaid  $\text{FeCl}_3$  ühendeid, mida saab manustada graanulitena (näiteks erinevad Kemira tooted). Nende esialgne sidumisvõime on võrreldes värskelt lahustatud  $\text{FeCl}_3$  ühenditega väiksem, kuid pikema aja jooksul säilitavad nad oma sidumisvõime paremini ning suudavad hoida rohkem fosforit kinni ka anoksia tingimustes ning pH suurte muutuste korral. EMÜ doktorant Katrin Saare katsetes jätkas üks nendest graanulisortidest sidumist ka pärast 3 kuud anoksiat ning kange HCl lahuse mõjul õnnestus lahustada selle küljest tagasi üksnes osa varasemalt seotud fosforist. Verevi järve setete puhul tuleks inkubatsioonikatsete käigus katsetada ka muid kemikaale nagu värske  $\text{FeCl}_3$  lahus,  $\text{FeSO}_4$  graanulid ja  $\text{FeCl}_3$  graanulid, et selgitada välja parim meetod selle järve setetes sisalduva fosfori sidumiseks.

Veekogu põhjasetete raua sisaldusel on oluline osa vee ja sette piiril toimuvatele protsessidele. Sõltuvalt setete redokspotentsiaalst ja pH-st on rauaühendite rikkad järvesetted võimelised endaga siduma suurtes kogustes fosforit. Madalate eutroofsete järvede põhjasetete raua ja fosfori suhe korreleerub hästi fosfori võimaliku sisekoormusega ning raua ja fosfori suhte puhul  $<15$  on võimalik fosfori kandumine setetest vette.<sup>(21)</sup> Verevi puhul on leitud, et Fe/P suhe oli enamjaolt väiksem kui 15, kuid 16 aasta tagused andmed (aastast 2000) ei ole enam piisavad tänaste otsuste tegemiseks, seega tuleb uuesti määrata täpne raua ja fosfori molekulaarne suhe Verevi järve pindmises 10-15 cm settekihis.

Raua kasutamist sette töötlemisel soodustab ka järve sügavus ja kihistumine ning hüpolimnioni nõrgalt happeline pH (pH 6,4-6,8). Raudhüdrosiid seob fosfaate kõige

tõhusamalt vahemikus 5–7. Kõrgema pH juures efektiivsus langeb, kuid pH > 8 juures on rauaühendid siiski tunduvalt efektiivsemad fosforisetitajad kui alumiinium.<sup>(33)</sup>

Samas raua kasutamise miinuseks on anaeroobne keskkond. Sellegipoolest, seireandmed näitavad maikuu hapnikusisalduseks põhjalähedastes kihtides isegi 5%, mis oleks sobilikum aeg töötluks. Varakevad on eelistatud ka seetõttu, et fosfor pole siis veel seotud vegetatsiooniperioodi protsessidega. Kihistunud järvedes, kus hüpolimnion on anaeroobne, jäävad rauaühendid töötluksle vaatamata redutseeritud kujule ega ole võimelised fosforit siduma. Sellistel puhkudel tuleks kasutada mõnda kombineeritud meetodit (näiteks RIPLOX) või samaaegselt töötlemisega hüpolimnioni õhustada. Hüpolimnioni õhustamist on soovitatav teha isegi veel 2-3 aastat pärast kemomanipulatsiooni, et säilitada rauaühendite fosforit siduv võime.

Kemomanipulatsiooni läbiviimiseks on vajalikud eelnevad veekeemia uuringud raua kasutamiseks sobilike tingimuste kontrollimiseks (nt sulfiidide kogus) ning fraktsioneerimine ja inkubatsioonikatse. Doseeritavate rauakoguste arvutamisel tuleb arvestada, et lisaks fosfori sidumisele võib osa rauast kaotsi minna tänu sulfiididega reageerimisele. Vajalike kemikaalide koguste arvutamisel tuleks lähtuda ka sellest, et peale töötlust võiks kogufosfori kontsentratsioon vees jääda alla 30–40 g l<sup>-1</sup>. Õige kontsentratsioon selgub eeltööde käigus lähtuvalt järves valitsevatest tingimustest. Et vältida hilisemat fosfori taasvabanemist setetest, peab Fe:P molaarsuhe settes töötlusjärgselt olema suurem kui 8.<sup>(33)</sup>

Sarnaseid järvede keemilisi töötluks on mujal Euroopas juba läbi viidud ja nende tulemused on olnud positiivsed. Näiteks on kasutatud RIPLOX meetodi baasil Poolas välja töötatud ja patenteeritud PROTE-fos meetodit mitme Poola järve tervendamisel, kus spetsiaalse ujua aluse ja londiga töödeldakse setteid (<http://gniezno.eu/strona32wqf435ge/images/stories/newsy/luty2012/V/3.pdf>).

### **7.3.2 Setete eemaldamine**

See meetod oleks sügava Verevi järve puhul mõeldav vaid järve kaelaosas, kuid võimaldaks siiski eemaldada päris suure osa toiteaineterikkast põhjasettest. Võimaliku piirkonna suurus tuleb välja selgitada uuringute käigus, mis sisaldavad muuhulgas fraktsioneerimist ja

inkubatsioonikatsed, sest hüdroloogiline režiim on muutunud ja setete struktuur ja koostis võib olla muutunud võrreldes viimaste, 16 aasta taguste andmetega.

### 7.3.3 Kombineeritud tervendamine

Kahe eelpoolnimetatud meetodi koosrakendamine

### 7.3.4 Biomanipulatsioon röövkalade asustamise kaudu

Kui setetest lähtuva suure fosforikoormuse vähendamine ei peaks andma Verevi järvel piisavalt head tulemust (selgub seire käigus), võiks toetava meetmena biomanipulatsiooni rakendada. Meetodist on abi, kui toiduahela erinevate lülide vaheline seos on muutunud ebatõhusaks või katkenud. Meetodi peamine eesmärk on vähendada fütoplanktoni arvukust. Selle saavutamiseks võib mõjutada toiduahelat kas ülalt alla (*top-down control*), suurendades fütoplanktonit toiduks tarvitava taimtoidulise zooplanktoni hulka või alt üles (*bottom-up control*), vähendades sisekoormusest tulenevat fütoplanktonile kättesaadavat toiteainete, eelkõige fosfori, hulka.

Verevi järve fütoplanktoni biomassid olid seireaastatel (2005, 2006 ja 2012) pigem madalad või keskmised ning 1990ndate massilisi sinivetikate vohamisi 2000ndatel enam tuvastatud ei ole. Seega, praeguste andmete valguses fütoplanktoni arvukuse reguleerimine aktuaalne ei ole. Ka nähtub kalastiku seireandmetest (2012. a) röövtoiduliste ahvenate keskmisest kõrgem osakaal seirepüükides ja röövkalade juhtiv roll Verevi järve kalastiku arvukuse kujunemisel. Seega, biomanipulatsioon kalade asustamise näol on Verevi järve puhul suure tõenäosusega mittevajalik ja seda võiks kasutada vaid toetava meetmena sisekoormuse vähendamise meetmete rakendamise järgseks järve kiiremaks taastumiseks. Röövkalade (haug, ahven) osakaal järves peaks olema 25-30%. Üldjuhul soovitatakse asustada ettekasvatatud samasuviseid kalu, kelle ellujäämise tõenäosus on vastkoorunud liigikaaslastest märkimisväärselt suurem. Soovituslik asustamise kogus on üks 0+ kala (pikkus 10 cm) iga 5-10 meetri kaldajoone kohta. <sup>(35)</sup> Verevi järve übermõõtu, 2759 meetrit, arvestades on soovitatav asustamiskogus ca 250-500 samasuvist ettekasvatatud haugi aastas. Just röövkalade puhul on piiravaks teguriks Verevi järves kudealade nappus – osaliselt on selle põhjuseks ka inimtegevus: järve kallaste aktiivne kasutamine ning veerežiimiga manipuleerimine.

### **7.3.5 Pilliroo lõikamine**

Verevi kaldavöötmes on pilliroo eemaldamist praktiseeritud erinevatel aastatel varemgi. Pilliroo lõikamine ja eemaldamine teenib kahte eesmärki – hoiab haugi (kui vajaliku röövkala) kudealasad ligipääsetavatena ning eemaldab veekogust vegetatsiooniperioodi jooksul seotud anorgaanilist süsinikku. Verevi ökosüsteemi jaoks on see meede tõenäoliselt siiski väikese kasuteguriga. Nii väljaviidavate toiteainete hulk on tühine, võrreldes setetes salvestunuga. Niitmise planeerimine peab käima koostöös ornitoloogidega, kes selgitavad välja lindude pesitsemiseks sobivad ja seetõttu säilitamist vajavad piirkonnad.

Kui jätkata regulaarse pilliroo niitmise ja eemaldamisega, on sel pigem korrastuslik efekt, kuid taimedesse kogunenud toiteainete eemaldamise efekti saab suurendada järgneval moel. Pilliroo lõikamine ja koristamine peab toimuma viisil, mis hoiab taimed elujõulisena, nii et nad saaksid jätkuvalt toiteaineid siduda ja need pealiskasvu suunata – st et pilliroo risoom püsiks elujõulisena. Selleks tuleb suve teises pooles maksimumkasvu saavutanud taimed lõigata ning taimejäänused koristada. Linn on juba ladustanud Arbi järvest väljakaevatud setteid krundile aadressil Betooni 4, samasse võiks ladustada ka niidetud pilliroog, kui konkreetse tegevuse planeerimise ajaks paremat lahendust ei ole leitud. Taimede lõikamine peab aga toimuma üle-aasta, selleks, et mitte risoomi üle kurnata ja taimi tappa. Taimestiku niitmine peaks toimuma pikema aja vältel (miinimum 5 aastat). Niitmise piirkondadeks on sobilikumad alad, mis on olulised haugi kudemise piirkonnad – st elustiku uuringud peavad andma ka ihtüoloogilise hinnangu parimate alade eelvaliku tegemiseks.

### **7.3.6 Meetmete rakendamise aegne ja järgne seire**

Rakendatavate meetmete toime jälgimiseks, vajadusel tehtud tööplaanides muudatuste tegemiseks või lisameetmete rakendamiseks on vaja teostada ökoloogilise seisundi seiret nii meetmete rakendamise ajal kui järgselt. Järve tuleb seirata vastavalt Keskkonnaministri määrusele nr. 44, 2009 (1)

### 7.3.7. Meetmete ajakava ja eeldatav maksumus

Meetmete rakendamise kiirus oleneb eelkõige asjaajamisest ja rahalistest võimalustest. Kui planeeritud meetme jaoks taotletakse rahalisi võimalusi Eesti või Euroopa Liidu fondidest, siis on vaja teada selle teostamise prioriteetsust võrreldes teiste meetmetega, samuti seda, kas mingeid meetmeid on võimalik rakendada samaaegselt.

Tabelis 5 on kõik tegevused, mis on võimalik teostada üheaegselt, paigutatud samale aastale, kuid nad ei ole pandud pingeritta, st samale aastale paigutatud esimesel real asetsev tegevus ei ole prioriteetsem kui teisele või viimasele reale paigutatud tegevus vaid nad on kõik võrdselt olulised eeldused selleks, et asuda järgmisele aastale planeeritud tegevuste juurde. Kui kõiki samale aastale planeeritud tegevusi ei ole võimalik üheaegselt teostada, siis nihkub kogu graafik vastava aastate arvu võrra paremale edasi. Seega, esimesele aastale paigutatud tegevused on prioriteetsed teisele aastale paigutatute ees jne. Heledama tooniga on märgitud

1) tegevused, millele võib kuluda rohkem aega kui 1 aasta – see selgub hinnapakumiste kaudu (näiteks uuringud tervendamismeetmete selgitamiseks),

2) tegevused, mis võivad uuringute ja/või keskkonnamõju hindamise põhjal osutada mittevajalikuks (näiteks hüpolimnioni õhustamine, biomanipulatsioon, pilliroo niitmine).

**Tabel 5. Rakendatavate meetmete eeldatavad kulud, käibemaksuta (\* eeldatavad maksumused on saadud mitteametlike hinnapakkumiste või hinnanguliste kalkulatsioonide alusel).**

Heledamal taustal on meetmed, mis võivad uuringute või töödeaeegse seire tulemuste põhjal osutada mittevajalikuks.

Tegevus	Aasta							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Valgala hüdroloogiline analüüs	5 000							
Sadevee kogumise ja puhastamise võimaluste analüüs	3 000							
Sadevee puhastussüsteemi eelprojekti ja eelarve koostamine	8 000							
Sadevee puhastussüsteemi väljaehitamine		Oleneb projektist						
Uuringud tervendamismeetmete selgitamiseks	70 000							
Meetmete rakendamise tasuvusanalüüs		5 000						
Keskkonnamõju hindamine			20 000					
Setete eemaldamine sissevoolu ümbruses - vajadus selgub				80 000				
Kemomanipulatsioon rauasoolade abil sügavates hooajaliselt anaeroobsetes hüpolimnioni piirkondades (sügavusel üle 4 meetri, ~30 % järve pindalast)				350 000				
Hüpolimnioni ajutine õhustamine					60 000	60 000		
Biomanipulatsioon röövkalade asustamise teel (250-500 samasuvist haugi aastas) - vajadus vähetöenäoline						2 000	2000	2000
Pilliroo niitmine pikema perioodi vältel 1-1,5 hektaril - vajadus selgub uuringute käigus				700		700		700
Meetmete rakendamise aegne ja järgne seisundi seire				4 500	4 500	4 500	4 500	4 500

## 8. Meetmekava tegevuste kokkupuutepind LakeAdmin rahvusvaheliste „heade praktikatega“ (*Good Practices*)

INTERREG IVC projekt LakeAdmin on toonud kokku 9 Euroopa riigi kogemused veekogude haldamise ning majandamise osas. Väga paljudel projekti partneritel on olemas ka praktiline kogemus halvas seisus veekogumite (järvede) tervendamise ehk noorendamisega – nt kuivendatud Karla järve taastamine Kreekas või Vesijärvi vete puhastamine biomanipulatsiooni meetoditega Soomes. Sellise teadmiste ja kogemuste pagasi kasutamine aitab ka Eesti järvede meetmekavadesse leida kasulikke lahendusi järvede seisundi parandamiseks ja hoidmiseks.

Ühiselt on LakeAdmin projekti raames läbi töötatud ja reastatud valik rahvuslikke „häid praktikaid“ – ehk siis mitmesuguseid tegevusi, meetmeid või praktilisi kogemusi, mille ülekandmine võib naaberriikide järvede haldamise ja majandamisele kasuks tulla. Nii on ka käesolevas meetmekavas järve seisundi parandamiseks pakutud meetmete puhul arvesse võetud rahvusvahelisi järvede tervendamise kogemusi.

„Head praktikad“, mida LakeAdmin projekti tulemusena on käesoleva meetmekava koostamisel arvesse võetud (vt ka: <https://lakeadmin.savonia.fi/good-practices>):

1. Bioloogiline seire ehk biomonitoring kui planeerimisvahend (*Monitoring for investigation and surveillance of lake restoration cases* – Soome, Eesti).

<https://lakeadmin.savonia.fi/good-practices/surveillance-of-needs-initiatives-and-operations-of-lake-restoration>

Järve tervendamisel eduka tulemuse saavutamiseks on otsustava tähtsusega selle järve seire enne ja pärast tervendamist ning selle ajal. Biomonitoring aitab kindlaks teha järve täpse probleemi ning aitab valida selle järve jaoks sobivaima parandusmeetme. See aitab otsustada valitud meetme rakendamise ulatuse ning järve taastamise käigus hinnata selle meetme toimimist – ehk kas vee kvaliteet meetme tulemusel on hakanud paranema. Lähtuvalt sellest saab muuta rakendatava meetme ulatust või vajadusel otsustada uue meetme kasuks. Kui valitud meede ei ole aidanud saavutada soovitud tulemust, aitab biomonitoring analüüsida



selle võimalikke põhjuseid. Näiteks Soome järvedest on tervendamine olnud edukas seal, kus seire on olnud piisav või mis on kuulunud riikliku seire järvede hulka.

2. Huvigruppide osalus ja tagasiside (*Stakeholder participation and feedback – Soome*)  
<https://lakeadmin.savonia.fi/good-practices/preparation-planning-and-procedures-of-restoration-of-lakes>

Soome järvede majandamisel on juba pikka aega traditsiooniks kaasata töörühmad, mis koosnevad kohalikust omavalitsusest ja huvigruppidest (järvede omanikud, kalastusklubid, järvede vabaühendused, kohalikud põllumehed ja looduskaitstjad). Ühised töögrupid on aktiivselt kaasatud järvede majandamisega seotud tegevustesse, näiteks aktiivsete kaasalööjatena biomanipulatsiooni kalapüükides, ja otsuste langetamisse.

3. Biomanipulatsiooni meetod (*Restoration of eutrophic temperate lakes by biomanipulation – Soome, Taani*).  
<https://lakeadmin.savonia.fi/good-practices/restoration-for-wide-response-in-ecological-quality-and-for-complex-needs-of-use>

Biomanipulatsiooni abil on võimalik kõrvaldada või vähendada ökoloogilisi, majanduslikke või tervislikke probleeme, mis on veekogus põhjustatud näiteks sinivetikate vohamise tulemusena. Mitmetes Euroopa riikides (Taanis, Soomes, Tšehhi Vabariigis, Hollandis ning ka Eestis) on lepiskalade massilist väljapüüki ning röövkalade asustamist kasutatud toiduahela, ja seeläbi just fütoplanktoni arvukuse mõjutamiseks. Suurenenud zooplankterite arvukus ning vähenenud fütoplanktoni hulk, viib veekogude vee kvaliteedi tõusuni, millest võivad kõik järve kasutavad huvigrupid. Oluline asjaolu on biomanipulatsiooni meetodite pikaajalisem kasutamine – ühekordne manipulatsioon reeglina tulemust ei anna (või annab ajutise tulemuse). Biomanipulatsiooni on edukalt kasutatud isegi kuni 100 km<sup>2</sup> suuruste järvede tervendamisel (Soome).

Projekti LakeAdmin raames tunnustatud „heade praktikate“ hulgas on veel hulgaliselt selliseid, mida pole käesoleva projekti raames pole otseselt rakendatud, kuid millest Eesti järvede tervendamise puhul abi võib olla, näiteks:

1. Järvede tervendamise emakeelsed juhendmaterjalid (Eesti)
2. Paindlik haridusmudel veekogude majandamise alal huvigruppidele (Soome)

3. Järvede tervendamise prioriteetsuse hindamine paljude kriteeriumide hulgivõrdluse kaudu (Soome)
4. Eutrofeerumise survetegurite visualiseerimine kaardilahenduste kaudu (Soome).
5. Meetod fosfori hajukoormuse vähenemise hindamiseks (Soome)
6. Regionaalne *online* seiresüsteem keskkonnainfo-, liiklus- ja külastajakoormuse hindamiseks (Ungari)
7. Kormoranide põhjustatud kalavarude kao hindamise meetodika (Tšehhi)
8. Reostuse hindamine passiivkogujate ja noorkalade analüüsi kaudu (Tšehhi)

## 9. Kokkuvõte

Verevi järv on Tartumaal Elva linnas asuv 11,7 hektari suurune hüpertroofne ehk liigtoiteline järv (keskmise sügavus 3,6 meetrit, maksimaalne 11 meetrit, valgla 1,1 km<sup>2</sup>, veevahetus 0,63 korda aastas). Verevi on aktiivselt kasutatav ja piirkonna populaarseim puhkemajandusliku tähtsusega järv. Esimene põhjalik uuring Verevi järve kohta viidi läbi 1929. aastal, mis näitas, et järv oli looduslikult heas seisundis ja hea ökoloogilise kvaliteediga. Murettekitavad muutused järves leidsid aset 1970ndatel. Aset leidis kiire eutrofeerumine, mis tulenes tugevast reostuskoormusest seoses järve lähedusse ehitatud reovete settetiikide suurveeaegse ülevoolamisega (tänapäeval on need järvest isoleeritud). 1980ndatel täheldati iga aasta hüpertroofse järve tunnuseid. Pärast seda perioodi muutus järv väga ebastabiilseks – vaheldusid domineerivad liigid ja ökoloogiline seisund oli muutlik. 2000.-2001. aastal läbi viidud kõikehõlmava ökosüsteemi-uuringu käigus avastati Verevi järve osaliselt meromiktiline seisund. Leiti, et enamustel aastatel kihistus järv kohe pärast jää sulamist ja ei segunenud lõplikult läbi ka pärast lühikest homotermilist perioodi. Hetkel on Verevi peamiseks surveteguriks selle sisekoormus, mille käigus vabaneb järve iseärasustest tulenevalt (anaeroobne hüpolimnion, suur sügavus, H<sub>2</sub>S olemasolu põhjakihtides) keemiliste protsesside tulemusel rohkem fosforit kui sadeneb. See anaeroobsetes tingimustes tekkinud vette tagasipöörduv fosfor ongi peamine järve elustiku ebastabiilsuse tegur. Vee segunemise ajal põhjustab see ülemistes veekihtides fütoplanktoni massilist arengut. Varasematel perioodidel järve sadenenud fosfor liigub nüüd tagasi aineringsse ja aeglustab sellega järve taastumist. On vaja meeles pidada, et kuigi 2012. a riikliku seire tulemused näitasid Verevi järve head ökoloogilist seisundit, on tegemist üsna ebastabiilse järvega, mille sisekoormuse potentsiaal on teadaolevalt väga suur ja selle vabanemiseks piisab vaid järve ühekordsest kevadisest segunemisest. Seetõttu on järve seisundi parandamiseks ning järvega seotud ökosüsteemiteenuste säilimiseks vaja läbi viia mitmetest meetmetest koosnev kava, mis kätkeb endas ennekõike võimalikult maksimaalset väliskoormuse vähendamist (sadevee suunamine ühiskanalisatsiooni, reoveetöötlusjaama ja vetevõrgustiku regulaarne seire lekete suhtes) ja sisekoormuse vähendamist, millest tõhusaim meetod on kemomanipulatsioon. Sisekoormuse vähendamise meetmed eeldavad kindlasti põhjalikke uuringuid, sest viimastest uuringutest on möödunud juba 15 aastat ja vahepealsed tegevused ja protsessid on olukorda muutnud.

## Kasutatud kirjandus:

1. <http://loodus.keskkonnainfo.ee/eelis>
2. <http://register.keskkonnainfo.ee>
3. Keskkonnaministri 28.09.2009 määrus nr 44 „Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord“
4. Loopmann, A. Suuremate Eesti järvede morfomeetrilised andmed ja veevahetus. Tallinn 1984.
5. Timm, H., Verevi järve seisnud. Monograafia, Eesti Teaduste Akadeemia, Zoologia ja Botaanika Instituut, Tartu 1991.
6. Ott, I., Kõiv, T., Nõges, P., Kisand, A., Järvalt, A. ja Kirt, E., General description of partly meromictic hypertrophic Lake Verevi, its ecological status, hanges during the past eight Deades, and restoration problems. *Hydrobiologia*, 2005, 547:1-20.
7. Nõges, P., Water and nutrient mass balance of the partly meromictic temperate Lake Verevi. *Hydrobiologia*, 2005, 547:21-31
8. Ott, I. & Kõiv, T.,(toim.) Lake Verevi, Estonia – A Highly Stratified Hypertrophic Lake. *Hydrobiologia*, 2005, 547:vii
9. Ott, I. Eesti väikejärvede seire 2006. Tartu 2006.
10. Ott, I. Eesti väikejärvede seire 2012. Tartu 2013.
11. Nõges, T. & Kangro, K., Primary production of phytoplankton in a strongly stratified temperate lake. *Hydrobiologia*, 2005, 547:105-122
12. Kangro, K., Laugaste, R., Nõges, P. ja Ott, I. Long-term hanges and seasonal development oh phytoplankton in a strongly stratified, hypertrophic lake. *Hydrobiologia*, 2005, 547:91-103
13. Kübar, K., Agasild, H., Virro, T. ja Ott, I. Vertical distribution on zooplankton in a strongly stratified hypertrophic lake. *Hydrobiologia*, 2005, 547:151-162
14. Mäemets, H. & Freiberg, L. Long- and short-term changes of the macrophyte vegetation in strongly stratified hypertrophic Lake Verevi. *Hydrobiologia*, 2005, 547:175-184
15. Salle, R., Projekti „Elva linnas Arbi ja Verevi järve puhastamine“ aruanne, aruandlusperiood 17.06.2005-24.08.2005

16. Uprus, M. Projekti „Elva linnas Arbi ja Verevi järve puhastamine“ aruanne, aruandlusperiood 16.06.2006- 01.12.2006
17. Timm, H. & Möls, T. Macrozoobenthos of Lake Verevi. *Hydrobiologia*, 2005, 547:185-195
18. Järvalt, A., Krause, T. & Palm, A. Diel migration and spatial distribution of fish in a small stratified lake. *Hydrobiologia*, 2005, 547:197-203
19. Kisand, A. Distribution of sediment phosphorus fractions in hypertrophic strongly stratified Lake Verevi. *Hydrobiologia*, 2005, 547:197-203
20. <http://www.tlu.ee/geo2/ained/mlg6024k/Fosfor%20loengKapanen.pdf>
21. Heinsalu, A., Vassiljev, J. Ja Veski, S. Kääriku järve lõunapoolse osa setete lasund ja omadused. Tallinna Tehnikaülikool Geoloogia Instituut, 2003, Tallinn
22. Eesti Keskkonnauuringute Keskuse Kesklabor (Koostaja: Naima Kabral). Sademete seire 2013. Tallinn 2014.
23. Sall, M., Uustal, M., Peterson, K. Ökosüsteemiteenused. Ülevaade looduse pakutavatest hüvedest ja nende rahalisest väärtusest. Säätva Eesti Instituudi väljaanne nr 18, 2012, Tallinn, lk. 62.
24. MEA - Millennium Ecosystem Assessment. *Ecosystems and Human Wellbeing: Synthesis*. Island Press. 2005, Washington, DC.
25. Bryan Moss et al. 2011. Allied attack: climate change and eutrophication, *Inland Waters* 1, pp. 101-105.
26. [http://www.envir.ee/sites/default/files/koormuste\\_loetelu.pdf](http://www.envir.ee/sites/default/files/koormuste_loetelu.pdf)
27. [http://msi.ttu.ee/~elken/OceanLim\\_Notes\\_Lakes.pdf](http://msi.ttu.ee/~elken/OceanLim_Notes_Lakes.pdf)
28. <http://meromicticlakes.weebly.com/index.html>
29. Sepp, M., Kihistunud järved ning ainete akumulatsioon nende hüpolimnionis, Eesti Maaülikool, Põllumajandus- ja keskkonnainstituud, bakalaureusetöö, 2012, Tartu
30. OÜ Enno Projekt, Verevi järve veevahetuse parandamine ja reostuskoormuse vähendamine. Lähteülesanne ja keskkonnamõju hinnang, Kooskõlastusmaterjal, 2001, Elva
31. Keskkonnaministri määrus nr 49 „Pinnavee keskkonna kvaliteedi piirväärtused ja nende kohaldamise meetodid ning keskkonna kvaliteedi piirväärtused vee-elustikus“, vastu võetud 09.09.2010
32. Vabariigi Valitsuse seadus „Veeseadus“ Vastu võetud 11.05.1994
33. Järvede tervendamine. Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituudi limnoloogiakeskus, 2011.

<http://pk.emu.ee/struktuur/limnoloogiakeskus/teadustoo/publikatsioonid/jarvede-tervendamine-kogumik/>

34. Sepp, V. & Noorkõiv, R. Elva puhkepiirkonna külastatavusuuring, 2006, Tartu.
35. Kalakasvatuse taastootmise programm. Programm „Riiklikku kaitset vajavate ja ohustatud kalaliikide kaitse ja kalavarude taastootmine (2002-2010)“. Koostanud T. Paaver, Tartu 2002.
36. Meetmeprogramm. Kehtivad veemajanduskavad (perioodiks 2015-2021) Kinnitatud Vabariigi Valitsuse progokollilise otsusega 07.01.2016. Lisa 1.  
<http://www.envir.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/veemajanduskavad/veemajanduskavad-2015-2021>