

TARTU ÜLIKOOL
ZOOLOOGIA JA HÜDROBIOLOOGIA INSTITUUT

Meeli Galuzo

**Setete osatähtsus Neitsijärve ökosüsteemis ning
võimalused järve noorendamiseks**

Lõputöö

Substraatid kaitsmisele

Peeter Nõges

Juhendajad: Ingmar Ott
Peeter Nõges

Tartu 2000

SISUKORD

SISSEJUHATUS	4
1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE	6
1.1. Setete fosfor	6
1.2. Poorivee fosfor	7
1.3. Fosfori vabanemine setetest	8
1.4. Järvede taastamine	9
1.5. Raskemetallid	10
2. NEITSIJÄRVE JA TEMA SETETE ÜLDISELOOMUSTUS	12
2.1. Järve ökosüsteem	12
2.2. Järvesetted	17
2.2.1. Setete hulk ja stratigraafia.	17
2.2.2. Setete elementaarkoostis	20
3. MATERJAL JA METOODIKA	22
3.1. Materjali kogumine	22
3.2. Meetodid	24
3.2.1. Sette kuivaine ja orgaanilise aine määramine	24
3.2.2. Järvesetete fosfori fraktsioneerimine	24
3.2.3. Poorivee fosfori kontsentratsiooni ja vabanemiskiiruse mõõtmine	26
3.2.4. Katse settefosfori inaktiveerimiseks	27
4. TULEMUSED	28
4.1. Kuivaine ja orgaaniline aine	28
4.1.1. Pindmised setted	28
4.1.2. Sügavamad setted	30
4.2. Settefosfori fraktsioonid	34
4.2.1. Pindmised setted	34
4.2.2. Sügavamad setted	37
4.3. Settefosfori liikuvus	42
4.3.1. Poorivee fosfor ja selle vabanemine vette	42
4.3.2. Settefosfori inaktiveerimine	44

5. ARUTELU	46
5.1. Settefosfori mõju järve ökosüsteemile	46
5.2. Neitsijärve setete kasutamisevõimalused	48
5.3. Soovitused Neitsijärve noorendamiseks	51
KOKKUVÕTE	53
TÄNUAVALDUSED	55
SUMMARY	56
KASUTATUD KIRJANDUS	57
LISAD	61

SISSEJUHATUS

Fosfor (P) on peamine primaarproduktiooni limiteeriv faktor paljudes järvedes. Seetõttu on viimastel aastakümnetel suurenenud fosforikoormus avaldanud tugevat mõju eutrofikatsiooniprotsessidele. Suur osa fosfori väliskoormusest pärineb asulate ja tööstuse heitvetest, kultiveeritavate maadelt ning vähemal määral ka sadeneb atmosfäärist. Suur osa järve sisenevast fosforist kaasatakse aineringsse ja seejärel settib. Järvesetted mängivad olulist rolli järvede fosforiringes. Setete olulisus selles protsessis sõltub sellest, kas nad seovad või vabastavad fosforit. Oligotroofsetes järvedes peamine osa aasta jooksul järve sattunud fosforist lülitatakse setete koosseisu. Koos järve troofsusastme tõusuga muutub setete roll fosforiringes komplekssemaks. Fosfor võidakse vabastada setetest ja transportida vette, kus ta põhjustab primaarproduktiooni kasvu. Põhjasetetest vabaneva fosfori hulka nimetatakse järve fosfori sisekoormuseks. Pikka aega inimtegevusest mõjustatud järvede põhjasetetes on akumulunud suurtes kogustes fosforit ning fosfori sisekoormuse tõttu ei pruugi järve seisund paraneda ka juhul, kui kõrvaldada välisreostus (Marsden, 1989).

Neitsijärv on Otepää linna külje all paiknev, Pühajärvest 150 m kaugusel olev järv, mis antropogeense eutrofeerumise tagajärjel on jõudnud oma arengu lõppjärku. Neitsijärve olemasolu pikendamiseks tuleks kasutusele võtta järve tervendamise meetodid. Et järvede tervendamise strateegia on enamasti üles ehitatud fosfori sisekoormuse likvideerimisele, on oluline eelnevalt kindlaks teha setete osatähtsus järve ökosüsteemis.

Esimesed limnoloogilised andmed Neitsijärve kohta pärinevad 1918. aastast (Bekker & Audowa, 1923), mil uuriti järve füto- ja zooplanktonit. Hiljem on läbi viidud nii kompleksuuringuid (Mäemets, 1977) kui ka keskendunud konkreetsetele valdkondadele (nt. hüdrokeemia - Karukäpp jt., 1996). Korduvalt on uurimisobjektiks olnud ka Neitsijärve setted (Veber, 1970; Ramst, 1992; Saarse, 1994).

1998. aastal algatati Otepää linnavalitsuses PHARE-projektina uuring Neitsijärve ja teiste Otepää linnasiseste veekogude seisundi ning saneerimisvõimaluste hindamiseks. Neitsijärve taastamisele eelneva limnoloogilise uuringu eesmärgid olid:

1. limnoloogiline kompleksuuring selgitamaks järve seisundit,

2. settelasundi tuseduse ja leviku selgitamine,
3. järve potentsiaalse enesereostuse uurimine,
4. sette kvaliteedi hindamine.

Käesoleva lõputöö eesmärgiks selles uuringute kompleksis oli:

1. kindlaks teha sedimendi üldine iseloom, fosfori fraktsioonid ning fosforit siduvate ühendite kogused,
2. uurida järve võimalikku enesereostuse ohtu,
3. uurida Neitsijärve noorendamise võimalusi,
4. leida Neitsijärve setetele sobiv kasutusviis.

Käesolev lõputöö kuulub rakenduslimnoloogia valdkonda.

1. KIRJANDUSE ÜLEVAADE

1.1. SETETE FOSFOR

Fosfor kuhjub setetesse mineraalses või orgaanilises vormis. Fosfor on fosfaadi kujul setete tahkete osakestega seotud füüsikalise sorptsiooni või erinevate keemiliste sidemete kaudu. Enamasti on setetes anorgaanilise fosfori sisaldus tunduvalt suurem kui orgaanilise fosfori sisaldus.

Anorgaanilise fosfori võib jagada apatiitseks fosforiks $[Ca_{10}(PO_4)_6(OH)_2]$ ja mitteapatiitseks fosforiks. Sette pinnakihi anorgaaniline fosfor koosneb peamiselt mitteapatiitsest fosforist. Vanemates setetes muutub üha domineerivamaks apatiit. Mitteapatiitse fosfori moodustavad peamiselt Fe ja Al-ga seotud fosfaadid.

Järvesetetes olevat orgaanilist fosforit tavaliselt defineeritakse kui vahet kogu setete fosfori ja anorgaanilise fosfori vahel. Olemasolevad meetodid orgaanilise fosfori uurimiseks kunagi ei kaasa labiilset orgaanilist fosforit. See komponent analüüsitakse enamasti mitteapatiitse fosfori fraktsioonis. Orgaaniline fosfor on resistentne settekeskkonnas toimuvatele muutustele ja vaevalt kunagi on allikaks sellele fosforile, mida transporditakse setetest vette. 50-80% orgaanilisest fosforist sisaldub kõrgmolekulaarsetes humiin-fulvo kompleksides ning 10% inositol- ja heksafosfaatides (Boström et al., 1982).

Setete fosfori sidumisvõime, küllastusastme ja potentsiaalse vabanemise uurimiseks on kasutusele võetud fosfori fraktsioneerimismeetodid. Fraktsioneerimise käigus ekstraheeritakse setteid aluste ja hapetega, lahustades järk-järgult erinevate ühenditega seotud fosforit. Sette fosforikomponente iseloomustav analüütiline meetod peaks andma infot uuritud materjali stöhhiomeetria ja struktuuri kohta. Ühes fraktsioonis sisalduvad sarnase käitumise ja reaktiivsusega P komponendid. Kasutatavad solvendid peaksid olema spetsiifilised ja ekstraheerima selektiivselt kindlaid fosforiühendeid. Kuid paraku see nii pole ja tihti ei määrata fraktsiooni koosseisus kõiki või määratakse lisaks ka teisi ühendeid kui algselt eeldati. Seetõttu on saadud fraktsioone õigem defineerida kasutatava solvendi kui selles eeldatavalt lahustuvate fosforiühendite kaudu.

JääkP fraktsioon koosneb peamiselt orgaanilisest fosforist ning üldiselt peetakse seda fosfori settest vabanemise seisukohalt inertseks fraktsiooniks (Boström et al., 1982).

NH₄Cl-P sisaldus ei ole põhjasetetes tavaliselt suurem kui 1-2% üldfosforist, kuid seejuures võtab ta aktiivselt osa ainevahetusest vee ja setete piiril (Heinsalu, 1993).

NaOH-P esindab fosfaati, mis on adsorbeerunud metallioksiididele ja mis vabaneb vahetusreaktsioonis OH^- -ga. Põhilised fosforit siduvad metallid on Fe ja Al, mõningal määral ka Mg.

HCl-P fraktsioon esindab fosforit, mis on seotud karbonaatidega, apatiitset fosforit ja fosforit, mis on vabanenud oksiidide lagunemisel, kuid pole adsorbeerunud nende pinnale. See võib sisaldada ka hüdrolüüsunud fosfori jälgi (Psenner et al., 1988). HCl vabastab kogu apatiitse fosfori, v.a. selle, mis sisaldub resistentsetes mineraalides, nagu päevakivi ja ilmeniit (Boström et al., 1982).

Setete poorivee ja rauaühenditega seotud fosfori fraktsioonid on väga mobiilsed ja võivad kergesti vette tagasi pöörduda (Boström & Pettersson, 1982). Ca-ga seotud ja inertne fosfori fraktsioon on põhjasetetega püsivalt seotud (Pettersson et al., 1988).

1.2. POORIVEE FOSFOR

Settes saab eristada kahte faasi:

- 1) tahked osakesed,
- 2) poorivesi.

Poorivees olev fosfor moodustab tavaliselt väga väikese osa (alla 1 %) kogu setete fosforist (Boström et al., 1982). Ometi on poorivee fosfor väga oluline, sest ta on kõrge keemilise liikuvusega ning otseses vahetuses järveveega. Poorivees on fosfori kontsentratsioon 5-20 korda kõrgem kui järvevees (Boström et al., 1982). Selline kontsentratsioonide gradient on oluline fosfori difusioonil setetest vette.

Erinevalt setete üldfosfori sisaldusest peegeldab poorivee fosfori kontsentratsioon järve troofsusastet (Boström et al., 1982).

Poorivee fosfori kontsentratsioon varieerub suures ulatuses, sõltuvalt keskkonnatingimustest. Eriti suur on aastane varieeruvus madalamate alade setetes. Fosfori kontsentratsiooni miinimumid on leitud tsirkulatsiooniperioodil, mil setted on varustatud hapnikuga. Suurimad sisaldused on aga saadud perioodidel, kui temperatuur on kõrge ning suure hapnikuvajaduse tõttu toimub Fe (III) redutseerimine (Boström et al., 1982).

1.3. FOSFORI VABANEMINE SETETEST

Fosfori transport setetest vette sõltub lahustunud fosfori fraktsioonist setetes. Fosfor pääseb vette vaid siis, kui ta on eelnevalt pooriveses lahustunud; tahkete osakestega seotud P vette ei pääse. Fosfori vabanemine setetest sõltub ka transpordiprotsessidest, mis kannavad P pooriveest järvevette.

Fosfori vabanemise mehhanismid setetest:

- Temperatuuri tõus põhjustab bakterite elutegevuse aktiivsuse järsu suurenemise ja setetesse kuhjunud orgaanilise aine mineraliseerumise kuni fosfoestrite hüdrolyüsümiseni. Mikroobide elutegevusega kaasneb intensiivne hapniku tarbimine ja redokspotentsiaali alanemine. Peale setetes leiduva hapniku kulutamist on mikroobid sunnitud tarbima alternatiivseid elektroni aktseptoreid, algul nitraate, seejärel aga kolmevalentse raua hüdroksüülioone. Redokspotentsiaali langedes alla 200 mV raud redutseerub kahevalentseks ja läheb lahusesse koos temaga seotud fosforiga. Redokspotentsiaali langusega kaasnevad muutused tsüanobakterite ja mikroobide ainevahetuses. Selle tagajärjel eraldub bakterite rakkudesse varutud P, sest O₂-vabas keskkonnas langeb paljude mikroobide elutegevuse intensiivsus. Bakterite autolüüsil eraldub orgaanilisi happeid, mis asendavad ligandivahetusreaktsioonis metalliga seotud P. Fosfor läheb ortofosfaatse fosforina üle poorivette (Boström et al., 1982).

- Kõrge pH juures väheneb setete Fe- ja Al-ühendite võime adsorbeerida fosforit. Hüdroksüüliooneid vahetavad metallide sidemetes kohad ortofosfaatiooniga (Boström et al., 1982).

- Ka lainetus võib põhjustada põhjasetete pindmise paari cm paksuse kihi ümbersettimist, mille tagajärjel leiab aset poorivee ja järvevee mehhaaniline segunemine. Ümbersettimisel võib fosfor vabaneda järvevette ka otse, sette tahkete osakeste pinnalt (Boström et al., 1982).

- Põhjaorganismide ja bentostoiduliste kalade elutegevusega kaasneb setete mehhaaniline segamine ja keemiliste barjääride lõhkumine vee ning sette piiril. Kalade seedetraktis põhjasetted mineraliseeruvad ja fekaalidega eritub fosfor järvevette (Boström et al., 1982).

- Bakterite intensiivne elutegevus põhjustab madalate eutroofsete järvede setetes denitrifitseerumist, CO₂ ja NH₄ moodustumist. Gaasimullide eraldumisel tekkivad konvektsioonivoolud põhjustavad P-rikka poorivee ja järvevee segunemise (Boström et al., 1982).

- Kõrgemate veetaimede lagunemine hilissügisel ja talvel toob kaasa nende kudedesse talletunud fosfori vabanemise vette (Boström et al., 1982).

1.4. JÄRVEDE TAASTAMINE

Järvede eutrofeerumine on üldiselt põhjustatud suurenenud biogeenide ja/või lahustunud orgaanilise aine sissevoolust. Kui see protsess on pikaajaline, mõjutab ta järve ainevahetust, setete struktuuri ja funktsiooni. Suureneb primaarproduktioon, mis sageli pole kompenseeritud lagunemisprotsesside poolt. Setted akumulatsioon, mis sageli pole kompenseeritud lagunemisprotsesside poolt. Setted akumulatsioon, mis sageli pole kompenseeritud lagunemisprotsesside poolt. Setted akumulatsioon, mis sageli pole kompenseeritud lagunemisprotsesside poolt. Nii säilitavad setted kõrge potentsiaalse reaktiivsuse ka siis, kui väline reostuskoormus väheneb. Seega ei pruugi peale välisreostuse lõppemist veel järve seisund paraneda, kuna esineb setetest vabaneva fosfori sisekoormus (Marsden, 1989). Et vältida järve seisundi edasist halvenemist, tuleks kasutusele võtta järve tervendamise meetodid.

Veekogu taastamise meetoditest on kõige efektiivsem **sette eemaldamine**. Sellega viiakse ringlusest välja suur hulk biogeenseid aineid ning ühtlasi suurendatakse järve sügavust. Samas on see meetod väga töömahukas ja kallis ning tehnoloogia asjatundmatu valik võib kaasa tuua täieliku ebaõnnestumise. Pärast ülemise settekihi eemaldamist tuleks setteid, mis moodustavad uue järvepõhja, töödelda, et vältida fosfori edasist vabanemist setteist.

Ühe võimaliku variandina võib kasutada nn. **RIPLOX-meetodit** (Ripl, 1994). Selle meetodi puhul kasutatakse setete aereerimist koos kemikaalide lisamisega. Esmakordselt kasutati seda meetodit 1975. aastal Rootsisis Lillesjöni järve puhul ning senini pole järve seisund oluliselt enam muutunud.

RIPLOX-meetod põhineb orgaanilise aine rikka põhjasette oksüdeerimisel, kus bakterid kasutavad oma elutegevuse aktiveerimiseks alternatiivse elektroni aktseptorina setetes suruõhu abil juhitavat nitraatide lahust (CaNO_3). Nitraadid denitriifitseeritakse ning gaasiline lämmastik eraldub järvest:



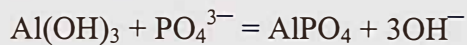
Enamasti on enne nitraatide settesse juhtimist vajalik raua lisamine, et oleks ühendeid, mis seoks fosfori. Raua lisamine FeCl_3 kujul alandab pH-d.



Happelised tingimused vähendavad denitriifikatsiooni efektiivsust. Kui pH langeb alla 6, siis võivad esineda toksilised efektid kaladele ja põhjaloomadele.

Sellisel juhul on vajalik ka CaCO_3 lisamine enne CaNO_3 . Kui aga järves on fosfori sidumiseks piisavas koguses rauda, pole FeCl_3 lisamine vajalik ning piisab CaNO_3 -st.

FeCl_3 asemel võiks põhimõtteliselt kasutada ka $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, mis erinevalt raudkloriidist ei alanda järvevee pH-d. Alumiinium moodustab raskesti lahustuvaid ühendeid ja sadeneb setete pinnale, sidudes endaga ka põhjasettes leiduva fosfori (Wolter, 1994).



1.5. RASKEMETALLID

Keskkonnareostuse seisukohalt võib metallid klassifitseerida kolme gruppi:

- 1) mittekriitilised – Na, K, Mg, Ca, Fe, Al,
- 2) toksilised, kuid mittelahustuvad või väga haruldased – Ti, Ga, Os, Ba, W, Ta, Ru, Ir, Ra,
- 3) väga toksilised ja suhteliselt kättesaadavad – Co, Ni, Cu, Zn, Sn, Cd, Ag, Hg, Au, Pb, As (Wood, 1974).

Arseen esineb veekeskkonnas peamiselt As^{3+} ja As^{5+} kujul. Vees toimub toksilise As^{3+} abiootiline oksüdeerimine suhteliselt mittetoksiliseks As^{5+} -ks. Anaeroobses settekeskkonnas toodetakse $\text{As}(3+)$ 10 korda kõrgemas kontsentratsioonis kui aeroobses keskkonnas (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Kaadmium on vees hästi lahustuv ning väga liikuv element. Cd sorptsioon setetes kasvab koos pH-ga ($\text{pH} > 7$). Cd vabanemine settest sõltub sette karakteristikutest ja vee kvaliteedi parameetritest, sh. teistest raskemetallidest ja mineraalsusest (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Vask moodustab komplekse karbonaatide, nitraatide, sulfaatide, kloriidide, ammoniaagi ning hüdroksiididega. Magevetes on 90% kogu Cu-st seotud humiinainetega. Vase setetes sidumise tase sõltub pH-st, ligandide olemasolust, teistest katioonidest ja Fe/Mn oksiididest. Desorptsiooni mõjutavad pH, mineraalsus, looduslike või sünteetiliste kelaativate reagentide olemasolu. Vask on enamusele elusorganismidele väga toksiline, kusjuures toksilisus on suurem magevees kui meres (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Plii sorptsioon setetes korreleerub orgaanilise aine sisalduse ning osakeste suurusega. Pb sorptsioon toimub pH vahemikus 6,0-6,5. Kui pH on üle 6,5, siis

moodustuvad lahustuvad plii-humiinaine kompleksid. Pb pole organismidele enamasti nii toksiline kui Cu, Cd või Zn (Moore & Ramamoorthy, 1984).

Setete rikastumine nikliga näitab veekogu antropogeenset reostumist. Ni moodustab mittelahustuvaid Ni-fulvohappe komplekse pH vahemikus 8-9 (Moore & Ramamoorthy, 1984).

2. NEITSIJÄRVE JA TEMA SETETE ÜLDISELOOMUSTUS

2.1. JÄRVE ÖKOSÜSTEEM

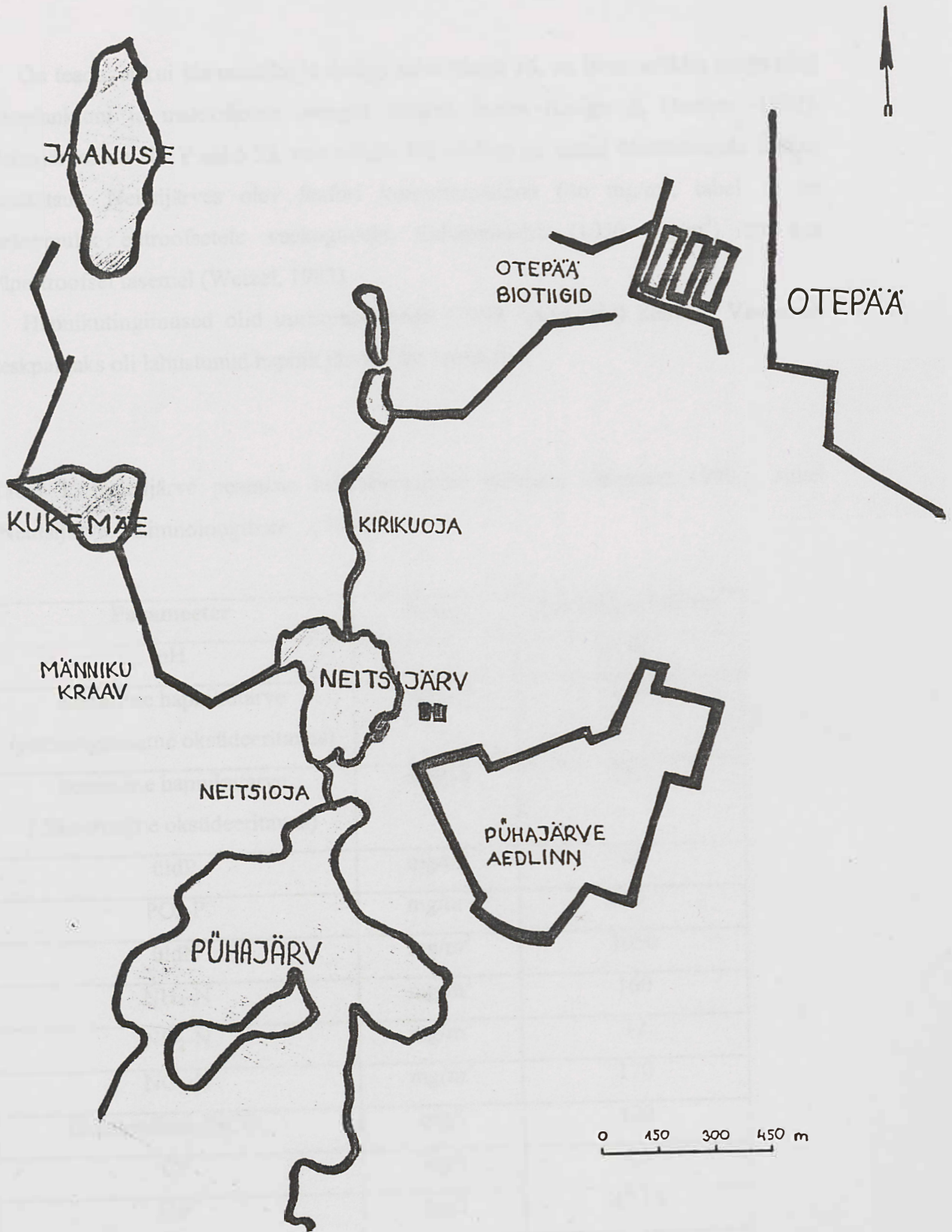
Neitsijärv kuulub Kõrg-Eesti eutroofsete järvede valdkonda, mis haarab Sakala kõrgustiku, Väikese Emajõe orundi, Vortsjärve nõo, Otepää kõrgustiku, Kagu-Eesti lavamaa põhja- ja lääneosa ning Vooremaa maastikulise valdkonna. Selles limnoloogilises valdkonnas paiknevad järved valdavalt kultuurmaastikus, on üsna suure läbivooluga ning sageli eutrofeerunud (67,4% järvedest). Küllalt palju on ka düseutroofseid järvi (27,9%). Nimetatud valdkonna järved on heade kala- ja vähimajanduslike eeldustega ning sobivad sageli ka puhkamiseks (Mäemets & Saarse, 1995).

Neitsijärv on Pühajärvest 150 m põhja pool olev 7,5 ha suurune kaduv järv (joonis 1). Tema limnoloogiline sügavus (mõõdetakse 2,5 kg raskuse 7 cm-se diameetriga tinaloodiga ning haarab veekihi koos mudamassi ülemise kihiga) on ligi 2,5 m, sellest vett vaid 1,2 m (nn. hüdroloogiline sügavus, mis haarab vaid puhta vee kihi) (Mäemets, 1974). Neitsijärve suurim pikkus on 0,34 km, suurim laius 0,26 km, kaldajoone pikkus 1,2 km (Mölder, 1994). Järve piirab soostunud niit, veepeegli ümbritseb õõtsik. Põhja katab pruun turbamuda ning selle all lasuv sapropeel. Mudakihi paksus ulatub läänekalda juures 12 m-ni (Neitsijärve...Lõpparuanne, 1999).

Neitsijärve kevadine maksimaalne veetase on 115,9 m abs. Suvine-talvine minimaalne veetase on 115,0 m abs. Järve keskmine veetase on 115,3 m abs. Turbamuda taseme praegune keskmine kõrgus on 114 m abs., sapropeeli taseme praegune keskmine kõrgus on 112 m abs. (Neitsijärve...Lõpparuanne, 1999).

Neitsijärv on läbivoolujärv, kuhu voolab sisse Kurnakese järvest algav, Jaanuse ja Kukemäe järve läbiv Männiku kraav ning Pühajärve aedlinna biotiikidest lähtuv kraav. Kirikuoja kaudu käesoleval ajal Neitsijärve vett ei sisene. Lõunakaldalt algav Neitsioja viib vee Pühajärve. Neitsijärve valgla suurus on 6,99 km², mis omakorda moodustab 15% Pühajärve valglast. Neitsijärve valglast 38% on põllumajanduslik maa, 11% rohumaa, 9% võsastik ning 9% soostunud ala (Mölder, 1994).

Vesi on kollakaspruun, hästi segunev ja soojenev ning rikas nii mineraal- kui orgaanilistest ainetest. Vesi on mudani läbipaistev. Veevahetus toimub 5-10 korda aastas (Neitsijärve...Limnoloogiliste..., 1999). Neitsijärv kuulub kihistumata kalgiveeliste segatoiteliste järvede hulka, seega on ta jõudnud oma arengu lõppjärku. Neitsijärv talitleb tänu oma madalusele ja taimestikurohkusele kui biotiik, mis on Pühajärve seisukohast väga soodne.



Joonis 1. Neitsijärve ümbruse skeem.

On teada, et kui lämmastiku ja fosfori suhe ületab 16, on lämmastikku liiaga ning fütoplanktoni ja makrofloora arengut määrab fosfor (Loigu & Hannus, 1982). Neitsijärves on N : P suhe 23, mis näitab, kui oluline on antud ökosüsteemis fosfori osatähtsus. Neitsijärves olev fosfori kontsentratsioon (46 mg/m^3 , tabel 1) on iseloomulik eutroofsetele veekogudele, üldlämmastik (1050 mg/m^3) on aga hüpertroofsel tasemel (Wetzel, 1983).

Hapnikutingimused olid uurimisperioodil (1999. aasta talv) kehvad. Veebruari keskpaigaks oli lahustunud hapnik järvest ära kasutatud.

Tabel 1. Neitsijärve peamiste hüdrokeemiliste näitajate väärtused 1999.a. suvel (Neitsijärve...Limnoloogiliste..., 1999)

Parameeter	Ühik	Keskmine väärtus
pH		6,95
keemiline hapnikutarve (permanganaatne oksüdeeritavus)	mg O/l	11,9
keemiline hapnikutarve (dikromaatne oksüdeeritavus)	mg O/l	27,3
üldP	mg/m^3	46
PO ₄ -P	mg/m^3	20
üldN	mg/m^3	1050
NH ₄ -N	mg/m^3	160
NO ₂ -N	mg/m^3	12
NO ₃ -N	mg/m^3	170
üldaluselisus (HCO ₃ ⁻)	mg/l	180
Cl ⁻	mg/l	4,8
Ca ²⁺	mg/l	47,15
Mg ²⁺	mg/l	6,3
elektrijuhtivus	$\mu\text{S/cm}$	303
mineraalsus	mg/l	202
kollane aine	mg/l	12,6
lahustunud Fe	mg/l	0,45

1986.-91. aasta seire andmeil (Karukäpp jt., 1996) oli Neitsijärvel suurim kogureostuskoormus Pühajärve valgjal (tabel 2). Seoses uue puhastusseadme valmimisega 1993. aastal on käesoleval ajal reostuskoormus vähenenud. 1986.-1991. aasta seire käigus kogutud andmed vee keskmise keemilise koostise kohta Neitsijärve sisse- ja väljavoolus on toodud tabelis 3.

Tabel 2. Looduslike tingimuste vastavus tehiskoormusele Pühajärve valgjas (1986-1991) (Karukäpp jt., 1996 järgi)

Valgla	Pind- ala	Hajareostus		Punktreostus			Pinnavesi			
		Haritav maa	N väetised	Põllu- majandus	Puhke- majandus	Kokku	Vooluhulk		N ärakanne	
							min.	maks.	min.	maks.
		ha	%	kg/ha	i.e./ha*	i.e./ha	i.e./ha	l/s		kg/d
Neitsioja	699	22	126,5	11,5	0,8	12,3	10,4	133,4	0,18	11,0
Kotkaoja	311	25	67,8	6	1,2	7,3	1,2	155,1	0,03	14
Sulaoja	1360	7	127,5	0,2	0,2	0,5	6	316,2	0,05	28,4
Nüpli oja	1035	12	75	0,1	0,1	1,1	2,1	392,1	0,02	28,2
Mülkeoja	668	3	21				0,1	320,9	0	17

* i.e. – inimekvivalent, ühe inimese poolt tekitatud keskmine ööpäevane reostus.

Tabel 3. Vee keskmine keemiline koostis (mg/l) Neitsijärve sisse- ja väljavoolus 1986.- 1991. a. seire andmetel (Karukäpp jt., 1996 järgi)

Vaatlus- punkt	pH	NH ₄	Na+K	Ca	Mg	Fe	NO ₃	NO ₂	Cl	SO ₄	HCO ₃	BHT ₇
sissevool	7,6	0,38	4,5	55,29	2,7	0,34	0,82	0,02	8,39	6,95	224	2,35
väljavool	7,59	0,34	4,91	58,2	6,81	0,26	0,5	0,035	9,04	12,51	219	3,01

Üldfosfori ja fosfaatide kontsentratsiooni uuriti 1999. aastal 289 päeva jooksul. 1999. aasta kevad oli väga veerikas ning suvi vastupidiselt väga veevaene. Seetõttu ei pruugi see aasta olla kõige sobivam kaugeleulatuvate järelduste tegemiseks. Üldfosfori sisaldus sisse- ja väljavoolus oli väga kõikumad. Fosfori koormust atmosfäärist ei uuritud. 19 päeva jooksul kevadel sai Neitsijärv 49% oma aastasest fosfori koormusest. Teine koormuse tõus oli sügisesel tsirkulatsiooniperioodil, kuid see oli tunduvalt tagasihoidlikum kevadisest. Arvutatud fosfori koormus järvele oli $0,9 \text{ g/m}^2$. See on Neitsijärve jaoks liiga suur, järve isepuhastus pole piisavalt efektiivne (Neitsijärve...Limnoloogiliste..., 1999).

Neitsijärve elustiku iseloomustamisel on peamiselt toetutud PHARE projekti limnoloogilistele uuringutele (Neitsijärve...Limnoloogiliste..., 1999).

Kõrgemad veetaimed. Neitsijärv on veetaimi täis kasvanud. 1997. aastal oli juba enamus järvepinnast kaetud ujulehtedega taimede poolt (peamiselt kollane vesikupp – *Nyphar lutea*). Väike lemmel (*Lemna minor*) ja ristlemmel (*L. trisulca*), mis esinesid Neitsijärves juba 30-ndatel, olid 1997. aastal massilised. 1920-ndatel aastatel (Bekker & Audowa, 1923) ja ka veel 70-ndatel järve põhja matina katnud määndvetikad (Mäemets, 1977) on nüüdseks kadunud. 1998. aastal oli umbes 5/6 Neitsijärvest kaetud taimedega. Kokku loendati 24 erinevat taksonit. Prevaleerivateks liikideks olid ujuv penikeel (*Potamogeton natans*) ja kollane vesikupp. Vesikarikas (*Stratiotes aloides*) on olnud üsna tavaline kogu sajandi vältel (Mäemets, 1977), kuid aja jooksul on ta muutnud oma asukohta. Praegu kasvab ta väikesel neemel idakaldal ning samuti sissevoolu läheduses.

Vetikad. Neitsijärvele on omased mõningad makrofüüdjärvedele iseloomulikud tunnused – väike planktiliste liikide arv suvel ning krüptofüütide rikkus. Samas erineb ta tüüpilisest makrofüüdjärvest suhteliselt kõrge fütoplanktoni biomassi poolest. Domineerivad fütoplanktoni liigid on *Pandorina morum*, *Oscillatoria limnetica*, *Synedra acus*, *Aulacoseira granulata* var. *angustissima*, mis on ühtlasi eutroofsuse või hüpertroofsuse indikaatorliigid. Neitsijärve fütoplanktoni liigiline koosseis ja biomassi hulk näitavad jätkuvat biogeensete ainete (peamiselt lämmastik ja fosfor) või kergesti lagundatava orgaanilise aine sissevoolu järve. Neitsijärve biogeenide sisaldus on piisavalt suur, et võimaldada nii fütoplanktoni kui makrofüütide intensiivset kasvu.

Veetaimede vahel leidis 1918. aastal ohtrasti niitvetikat *Spirogyra*, mis näitab, et juba tollal oli järv reostatud (Bekker & Audowa, 1923).

Bakterplankton. Bakterite üldarvukus Neitsijärves oli madal kogu uurimisperioodi jooksul ($1,5-2,3 \cdot 10^6$ rakku/ml). Saproobbakterite arvukus oli keskmisel tasemel (505-725 rakku/ml).

Põhjaloostik. Põhjaloostidest leiti 1998-1999 Neitsijärvest 99 taksonit. Enamus leitud liikidest on tüüpilised taimestikurikastele eutroofsetele järvedele (nt. *Asellus aquaticus*, ühepäevikuline *Cloeon dipterum*). Mõned põhjaloomade liigid kuuluvad Eesti Punase Raamatu (1998) kolmanda kategooria liikide hulka – kiil *Libellula fulva*, mardikas *Graphoderus bilineatus*.

Kalastik. Kaladest on Neitsijärves kõige arvukam särg (*Rutilus rutilus*), talle järgnevad ahven (*Perca fluviatilis*), roosärg (*Scardinius erythrophthalmus*) ja haug (*Esox lucius*). Vähemarvukad on linask (*Tinca tinca*), latikas (*Abramis brama*) ning koger (*Carassius carassius*). Kalade liigiline koosseis ja arvukus varieeruvad suuresti vegetatsiooniperioodi jooksul. See on tingitud migratsioonist Neitsijärve ja Pühajärve vahel. Neitsijärv on tänu oma madalusele ja rikkalikule taimestikule kalade jaoks ideaalne kudemispaik. Talveks rändab enamus kalu, v.a. linask ja latikas, Pühajärve või sureb hapnikupuudusesse. Oletatavasti suuremad põgenevad maimud surevad.

Neitsijärv on kalgiveeline, keskmise veevahetusega, rikka elustikuga veekogu. Neitsijärve ökosüsteemis on looduslikud tingimused biogeenide koormustaluvuseks head.

2.2. JÄRVESETTED

2.2.1. SETETE HULK JA STRATIGRAAFIA

Neitsijärv paikneb Otepää kõrgustikul kvaternaarse tetetega täitunud põhjalõunasuunalise aluspõhjavigumuse piirkonnas. Esialgu oli järve tekkeperioodil veetase kuni 16 m kõrgemal tänapäevasest ning Pühajärve järvistu kõik järved moodustasid ühe veekogu. Hilisemal perioodil toimus vete läbimurre Pühajärve lõunaosas Väike-Emajõe orgu ning veetase alanes. Sel perioodil tekkis Neitsijärv ja järvistu ülejäänud järved (Neitsijärve...Lõpparuanne, 1999).

Veberi (1970) andmetel oli Neitsijärve muda keskmine paksus 7 m, maksimaalne 12 m (läänekalda juures). Sette varud ulatusid 500 000-600 000 m³-ni.

Neitsijärves leidub vahelduva ilmega setteid. Nii näiteks on järve läänekaldalt kirjeldatud alljärgnev profiil (Veber, 1970):

0-1,25 m - turvas,

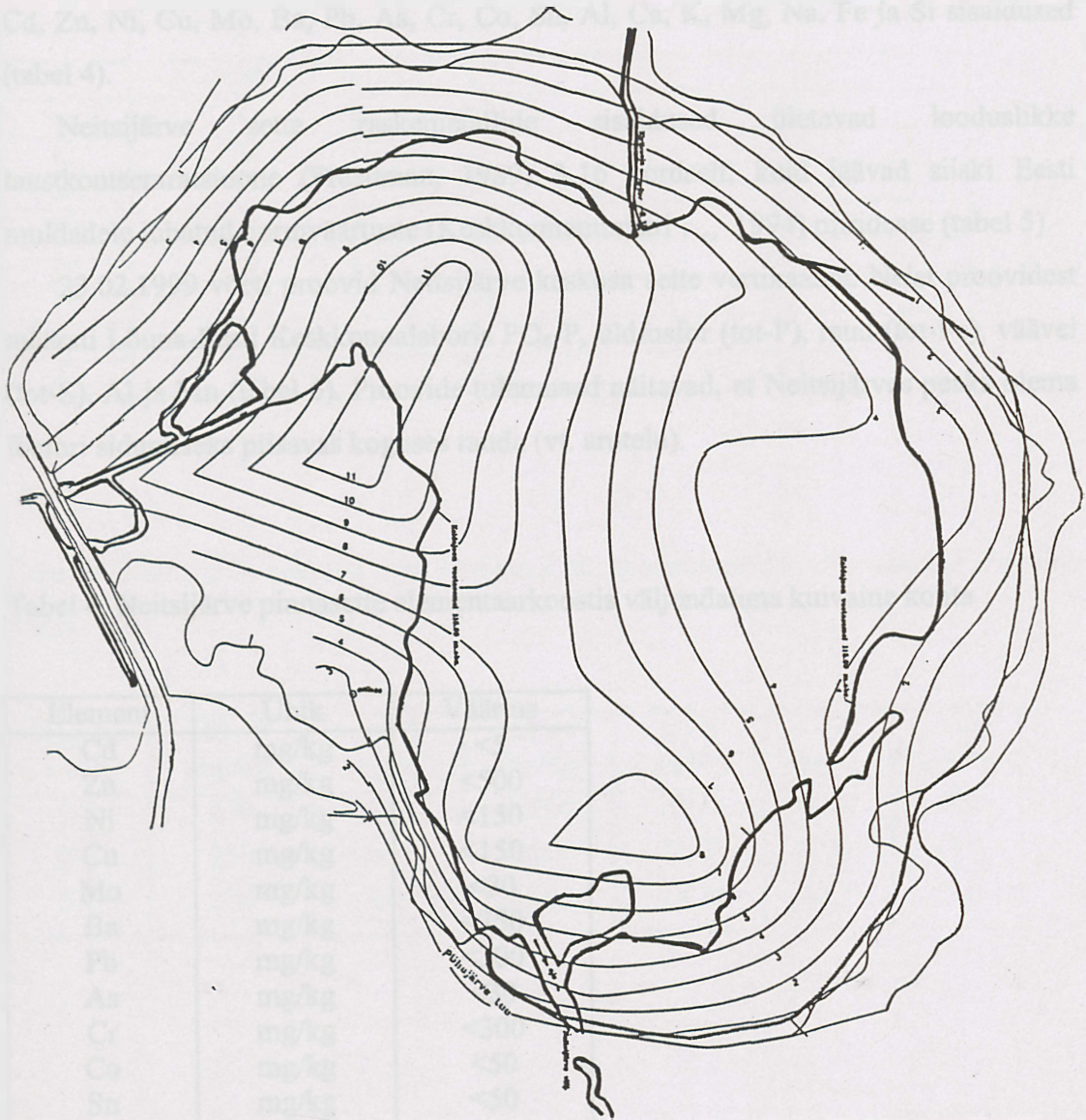
- 1,25-2,4 m - tumehall jämedetriitne sapropeel,
- 2,4-2,75 m - subfossiilsete limuste kodasid sisaldav jämedetriitne kihiline sapropeel,
- 2,75-3,75 m - tume, rohekashall peendetriitne sapropeel,
- 3,75-4,25 m - rohekashall peendetriitne sapropeel,
- 4,25-4,26 m - lagunemata lehtsamblaturvas,
- 4,26-5 m - tumehall peendetriitne sapropeel,
- 5-6 m - pruunikas peendetriitne sapropeel,
- 6-7 m - heledam peendetriitne sapropeel,
- 7-12 m - tumehall peendetriitne sapropeel.

Neitsijärve muda ladestus mitmesugustes settimistingimustes. Mõne tuhande aasta eest alanen veetase ajutiselt sel määral, et endisel järvepõhjal võisid hakata kasvama samblad. Sellest kõneleb lehtsamblaturba kiht 4,25 m sügavusel. Järgnes uus veetaseme tõus ja järvemuda settimine (Veber, 1970).

Ramsti (1992) andmetel on Neitsijärve mudalasundi pindala 6,9 ha, lasundi keskmine paksus 5,5 m, suurim paksus 8,1 m, settelasundi maht on 381 000 m³.

Käesoleva projekti raames toimunud geoloogiliste uuringutega määrati Neitsijärve orgaaniliste setete maksimaalseks paksuseks 12 m (joonis 2) ning settes eristati järgmised kihid (Neitsijärve...Lõpparuanne, 1999):

1. Turbamuda – lamab kõikjal järve põhjas 1,25-3,35 m paksuselt. Muda on tumepruun, sisaldab taimejäänuseid ja organismide lubikodasid. Pinnas on kohev ja ülemises osas hõljuv. Turbamuda veesisaldus on väga suur.
2. Sapropeel – turbakihi all 0,7-9,7 m paksuselt. Piir lasuva turbamudaga on ebaterav. Sapropeel on võrreldes turbamudaga veidi tihedam homogeenne pinnas, milles visuaalselt taimeosakesed ei ole enam jälgitavad. Sapropeeli värvus on pruunist mustani, sisaldab lubikodade tükke.
3. Järvelubi – lamab kohati sapropeeli all õhukese kihina. Mustjashalli värvusega.
4. Saviliiv – levib järvenõo lõunaosas, värvuselt hallikaspruun, pehme- ja voolavplastne.
5. Liivsavi – on turba lamamiks järvenõo põhjapiiril. Pehmeplastne.
6. Tolm- ja peenliiv – sapropeeli all järve lõunaosas. Kesktihe.
7. Kesk- kuni kruusliiv – järve keskosas.
8. Saviliivmoreen – üksnes maa-ala põhjapiiril. Hall, sitkeplastne.



Joonis 2. Neitsijärve plaan orgaaniliste setete samasügavusjoontega (Neitsijärve...
Lõpparuanne, 1999 järgi).

2.2.2. SETETE ELEMENTAARKOOSTIS

Raskmetallid. Kui Neitsijärve tervendamiseks rakendada põhjasetete ärastamist, on väga oluline teada, kui suures koguses nad sisaldavad toksilisi raskmetalle. See võimaldab leida neile optimaalset kasutusviisi.

Pinnasettest 03.02.1999 võetud proovidest määrati Lõuna-Eesti Keskkonnalaboris Cd, Zn, Ni, Cu, Mo, Ba, Pb, As, Cr, Co, Sn, Al, Ca, K, Mg, Na, Fe ja Si sisaldused (tabel 4).

Neitsijärve sette raskemetallide sisaldused ületavad looduslikke taustkontsentratsioone (Freedman, 1989) 3-16 kordselt, kuid jäävad siiski Eesti muldadele lubatud normväärtuste (Keskkonnaministri ..., 1994) piiridesse (tabel 5).

23.02.1999 võeti proovid Neitsijärve keskosa sette vertikaalist. Neist proovidest määrati Lõuna-Eesti Keskkonnalaboris PO₄-P, üldfosfor (tot-P), raud (tot-Fe), väävel (tot-S), Al ja Mn (tabel 6). Proovide tulemused näitavad, et Neitsijärves peaks olema fosfori sidumiseks piisavas koguses rauda (vt. arutelu).

Tabel 4. Neitsijärve pinnasette elementaarkoostis väljendatuna kuivaine kohta

Element	Ühik	Väärtus
Cd	mg/kg	<5
Zn	mg/kg	<500
Ni	mg/kg	<150
Cu	mg/kg	<150
Mo	mg/kg	<20
Ba	mg/kg	<750
Pb	mg/kg	<300
As	mg/kg	<30
Cr	mg/kg	<300
Co	mg/kg	<50
Sn	mg/kg	<50
Al	g/kg	~4
Ca	g/kg	>10
K	g/kg	~2
Mg	g/kg	~2
Na	g/kg	<1
Fe	g/kg	>50
Si	g/kg	~1

Tabel 5. Raskmetallide looduslikud taustkontsentratsioonid (Freedman, 1989), sisaldused Neitsijärve settes ning Eestis muldadele lubatud normväärtused (Keskkonnaministri ..., 1994) (mg/kg kuivaines)

Element	Taust-kontsentratsioon	Kontsentratsioon Neitsijärve settes	Lubatud piirkontsentratsioon muldades
As	6	30	
Cd	0,35	5	15
Co	8	50	160
Cr	70	300	1200
Cu	30	150	800
Mo	1,2	20	50
Ni	50	150	400
Pb	35	300	900
Sn	4	50	
Zn	90	500	2900

Tabel 6. Neitsijärve keskosa sette vertikaali elementaarkoostis väljendatuna kuivaine kohta

Sügavus m	PO ₄ -P mg/kg	tot-P mg/kg	tot-Fe mg/kg	tot-S mg/kg	Al mg/kg	Mn mg/kg
1-2	630	890	46000	3500	6000	300
2-3	250	660	45000	7100	11000	290
3-4	290	440	20000	2400	4000	310

3. MATERJAL JA METOODIKA

3.1. MATERJALI KOGUMINE

Neitsijärve setteproovid koguti 15. ja 23. veebruaril 1999 järve kolmest erinevast piirkonnast (joonis 3).

Järve keskosa pinnasettest võeti 2 umbes 25 cm pikkust puursüdamikku (nr. 1 ja 2), mis jaotati omakorda osaproovideks 5 cm kaupa (kokku 15 osaproovi). Lisaks võeti 3 puursüdamikku järve erinevate osade sügavamatest setetest:

- Puursüdamik nr. 3 – sissevoolu lähedalt (sügavusest 2-7 m)
- Puursüdamik nr. 4 – järve keskosast (sügavusest 2-5 m)
- Puursüdamik nr. 5 – väljavoolu lähedalt (sügavusest 1-5,5 m).

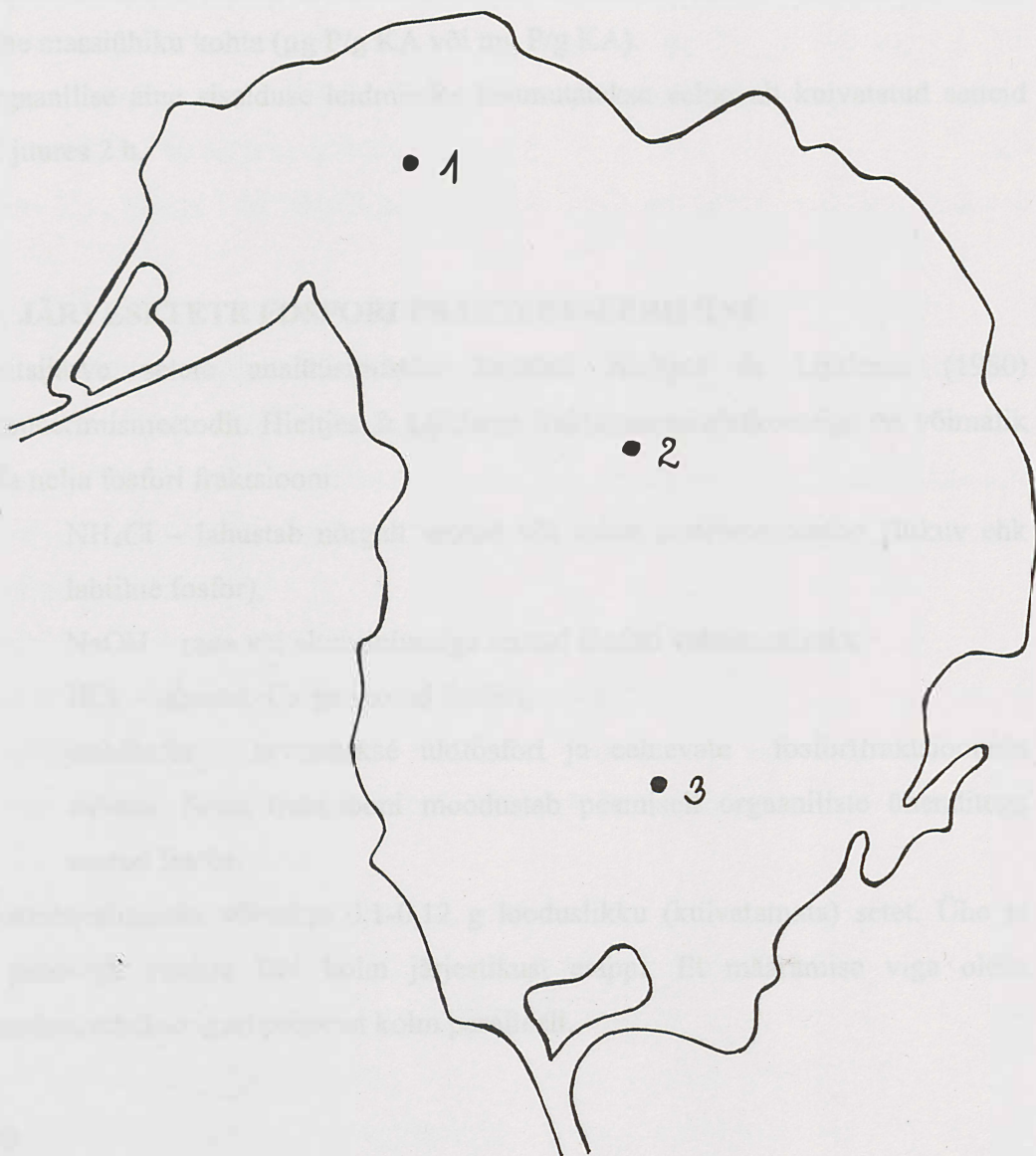
Need kolm puursüdamikku jaotati osaproovideks 25 cm kaupa (kokku 46 osaproovi). Analüüsimiseks kõik osaproovid homogeniseeriti. Kõigi viie puursüdamiku proovidest määrati järgmised parameetrid:

- 1) fosfori fraktsioonid,
- 2) üldfosfor,
- 3) kuivainesisaldus,
- 4) orgaanilise aine sisaldus.

Proove säilitati temperatuuril +4°C.

Kuna Männiku kraav on Neitsijärve peamine sissevool (madalveeperioodidel ainus sissevool); siis oli sissevoolu lähedane proovipunkt just selles järve piirkonnas.

Sissevoolu lähedalt ja järve keskosast võeti proovid alates 2 m sügavuselt, kuna seal oli ülemine settekiht eraldamiseks liiga vedel. Puursüdamiku pikkuse (alumise piiri) määras järve antud piirkonna orgaaniliste setete tusedus.



Joonis 3. Neitsijärve setete proovivõtukohtad. 1 – sissevoolu lähedalt, 2 – järve keskosast, 3 – väljavoolu lähedalt.

3.2. MEETODID

3.2.1. SETTE KUIVAINE JA ORGAANILISE AINE SISALDUSE MÄÄRAMINE

Kuivainesisalduse määramiseks kuivatati setteid 24 h 105°C juures.

Setetes sisalduva fosfori kontsentratsioonid antakse tavaliselt massiühikutes sette kuivaine massiühiku kohta ($\mu\text{g P/g KA}$ või mg P/g KA).

Orgaanilise aine sisalduse leidmiseks kuumutatakse eelnevalt kuivatatud setteid 550°C juures 2 h.

3.2.2. JÄRVESETETE FOSFORI FRAKTSIONEERIMINE

Neitsijärve setete analüüsimiseks kasutati Hieltjes & Lijklema (1980) fraktsioneerimismeetodit. Hieltjes & Lijklema fraktsioneerimisskeemiga on võimalik eristada nelja fosfori fraktsiooni:

1. NH_4Cl – lahustab nõrgalt seotud või setete poorivee fosfori (liikuv ehk labiilne fosfor),
2. NaOH – raua või alumiiniumiga seotud fosfori vabastamiseks,
3. HCl – lahustab Ca-ga seotud fosfori,
4. jääkfosfor – arvutatakse üldfosfori ja eelnevate fosforifraktsioonide vahena. Selle fraktsiooni moodustab peamiselt orgaaniliste ühenditega seotud fosfor.

Ekstraheerimiseks võetakse 0,1-0,12 g looduslikku (kuivatamata) setet. Ühe ja sama prooviga viiakse läbi kolm järjestikust etappi. Et määramise viga oleks minimaalne, tehakse igast proovist kolm paralleeli.

I etapp

Setteid ekstraheeritakse 1 M NH_4Cl -ga pH=7 juures. Lahuse neutraliseerimiseks lisatakse 0,1 M NaOH lahust.

Igale setteproovile (0,1-0,12 g) lisatakse 10 ml NH_4Cl lahust ja jäetakse kaheks tunniks seisma, aeg-ajalt loksutades. Seejärel tsentrifuugitakse 10 min. 3000 pööret/min. juures. Sette pealt eemaldatud ekstrakti kasutatakse fosfori määramiseks. Selleks lisatakse 10 ml-le ekstraktile 2 ml MRP (molübdootreaktiivne fosfor) reaktiivi, lastakse seista 10 min., et tekiks värvusreaktsioon, ja seejärel määratakse valguse absorptsioon ekstraktis spektrofotomeetriga 882 nm juures. Null-punktiks ehk

lahuseks, mille suhtes absorptsiooni mõõdetakse, võetakse destilleeritud vesi, millele on lisatud MRP-reaktiivi (10 ml dest. vett + 2 ml MRP-reaktiivi). Lisaks null-punktile on iga etapi puhul vaja määrata ka pimeproovi ja kahe standardlahuse absorptsioon. Pimeproov on nagu määratav proov, kuid ekstrakti asemel on puhas lahusti (vastavalt NH_4Cl , NaOH või HCl). Fosfori standardlahused, mis on vajalikud absorptsiooni järgi fosfori kontsentratsiooni arvutamiseks, sisaldavad 20 $\mu\text{g P/l}$ ja 500 $\mu\text{g P/l}$. Nii pimeproovidele kui standardlahustele lisatakse enne spektrofotomeetriga määramist 2 ml MRP-reaktiivi 10 ml lahuse kohta.

Sama protseduuri 1 M NH_4Cl -ga korratakse veelkord, et lahustada kogu labiilne fosfor.

II etapp

Setteid ekstraheeritakse 10 ml 0,1 M NaOH lahusega 16 h. Saadud ekstraktist 2 ml kasutatakse Fe- ja Al-ühenditega seotud fosfori määramiseks.

2 ml NaOH -ekstrakti + 0,4 ml 0,5 M HCl + 7,6 ml dest.vett. Saadud lahusele lisatakse 2 ml MRP-reaktiivi, lastakse 10 min. seista ja mõõdetakse spektrofotomeetril.

III etapp

Setteid ekstraheeritakse 10 ml 0,5 M HCl lahusega 24 h.

2 ml HCl -ekstrakti + 0,5 ml 2 M NaOH + 7,5 ml dest.vett. Lõpuks lisatakse 2 ml MRP-reaktiivi ning määratakse absorptsioon spektrofotomeetriga.

MRP-reaktiiv koosneb neljast komponendist:

1. 2,5 M H_2SO_4 ,
2. 4% ammoniummolübdiaat – $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$,
3. 0,1 M askorbiinhape,
4. kaaliumantimontarraat (1 mg Sb/ml).

H_2SO_4 , ammoniummolübdiaadi ja kaaliumantimontarraadi lahused segatakse kokku vahekorras 10 : 3 : 1. Vahetult enne analüüsimist lisatakse saadud segule askorbiinhappelahust vahekorras 7 : 3. 10 ml lahuse analüüsimiseks kulub 2 ml reaktiivi.

Üldfosfori ehk kogu setetes sisalduva fosfori määramisel lisatakse 0,1-0,12 g looduslikule settele 9 ml oksüdatsioonisegu ning keedetakse gaasipõletil Kjeldali kolbides kuni vedeliku rõngas jõuab kolvi kaelani. Seejärel peale jahtumist

lahjendatakse lahust destilleeritud veega 250 ml-ni ja jäetakse seisma, kuni lahuses olevad tahked osakesed sadenevad. Üldfosfori määramiseks kulub saadud lahust 8 ml. Sellele lisatakse 2,7 ml 2,5 M H₂SO₄ ning värvusreaktsiooni tekkeks:

0,8 ml ammooniummolübdiaati,

2 ml askorbiinhapet (5%),

0,4 ml kaaliumantimontartraati.

Lõpuks lahjendatakse proovid 20 ml-ni, st. lisatakse neile 6,1 ml dest.vett.

Lahuste absorptsiooni mõõdetakse spektrofotomeetril 882 nm juures. Ka üldfosfori leidmisel on vajalik pimeproovi ja standardlahuste absorptsiooni määramine.

Oksüdatsioonisegu sisaldab kontsentreeritud happeid: 1) 250 ml conc. H₂SO₄

2) 200 ml conc. HNO₃

3) 50 ml HClO₄.

Hapete segu lahjendatakse 1000 ml-ni.

Fosfori kontsentratsiooni proovis arvutatakse valemi abil:

$$\mathbf{P \text{ konts.} = \text{sette mass (mg)} * \text{stand.lahuse abs.} / \text{kuivaine \%} * (\text{proovi abs.} - \text{pimeproovi abs.}) * \text{stand.lahuse P konts.} (\mu\text{g/l}) * x,}$$

kus x on NH₄Cl-P arvutamisel 1000 ja NaOH-P ning HCl-P puhul 200.

3.2.3. POORIVEE FOSFORI KONTSESTRATSIOONI JA VABANEMISKIIRUSE MÕÕTMINE

Setete poorivee fosforisisalduse uurimiseks kasutati poolläbilaskva kilega (dialüüsikilega) kaetud, kambriteks jaotatud (a' 3 cm) torusid, mis asetati Neitsijärve keskosast võetud puursüdamikesse nii, et üks ots oli settes, teine aga ulatus järvevette. Kokkuvõttes mõõdeti fosforisisaldust 0-30 cm sügavusel settes ning selle peal asetsevas 30 cm paksuses veekihis. Kolme ööpäeva jooksul toimus fosforikontsentratsioonide ühtlustumine setete poorivees ja kambrites. Kambritest eemaldatud vee fosforisisaldust mõõdeti spektrofotomeetriga, nagu kirjeldatud fraktsioneerimise I etapi juures.

Et uurida fosfori võimalikku vabanemist settest vette, viidi läbi vastav mõõtmine. 03.02.1999 pinnasettest võetud puursüdamikku (maht 1,76 l) hoiti 10

päeva pimedas, temperatuuril 1-4°C. Selle aja jooksul mõõdeti iga päev elektrijuhtivust (E), hapnikusisaldust, pH-d ning mõõtmisperioodi alguses ja lõpus ka fosfori ning raua kontsentratsiooni.

3.2.4. KATSE SETTEFOSFORI INAKTIVEERIMISEKS

Laborikatsetes Neitsijärve setetega püüti kindlaks teha sette töötlemiseks vajalike kemikaalide koguseid. Esmalt lisati FeCl_3 , et settes oleks fosforit siduvaid ühendeid. FeCl_3 lisamine toimus kolmes erinevas koguses – 0,5 g, 2,5 g ning 5 g. Et FeCl_3 alandab pH-d (Ripl, 1994), on järgnevalt vajalik lahuse neutraliseerimine. Antud katses kasutati neutraliseerimiseks klinkrit, mis sisaldab suures koguses CaCO_3 . Denitrifikatsiooni stimuleerimiseks lisati CaNO_3 kolmes erinevas koguses (1,7 g, 3,7 g ja 5,7 g). Katse käigus mõõdeti pidevalt pH-d ning fosfori kontsentratsiooni sette kohal olevas vees. Lisaks mõõdeti katse alguses ning pärast FeCl_3 lisamist ka lahuse mineraalsust (TDS), elektrijuhtivust (E) ja redokspotentsiaali (mV). Enne ja pärast fosfori inaktiveerimise katset leiti ka kuivaine ja orgaanilise aine sisaldused settes.

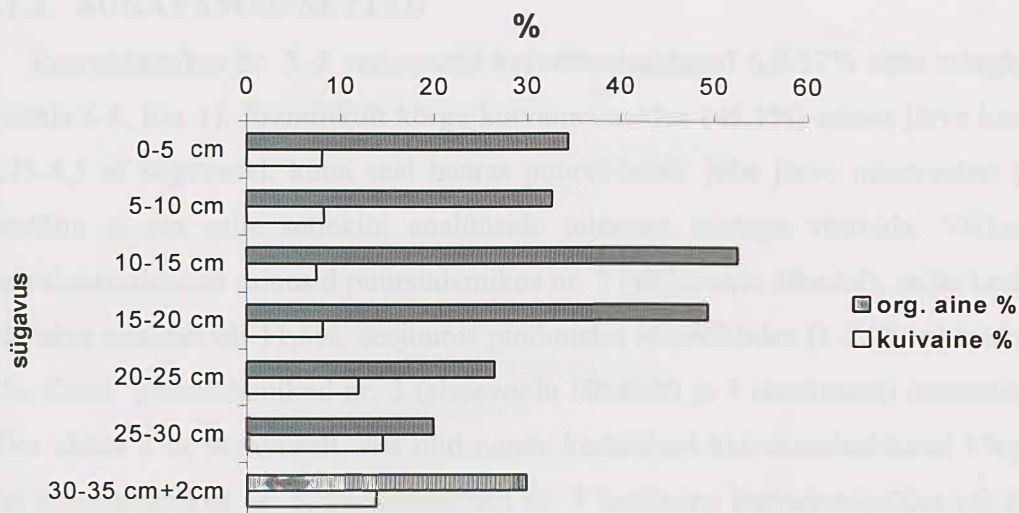
4. TULEMUSED

4.1. KUIVAINE JA ORGAANILINE AINE

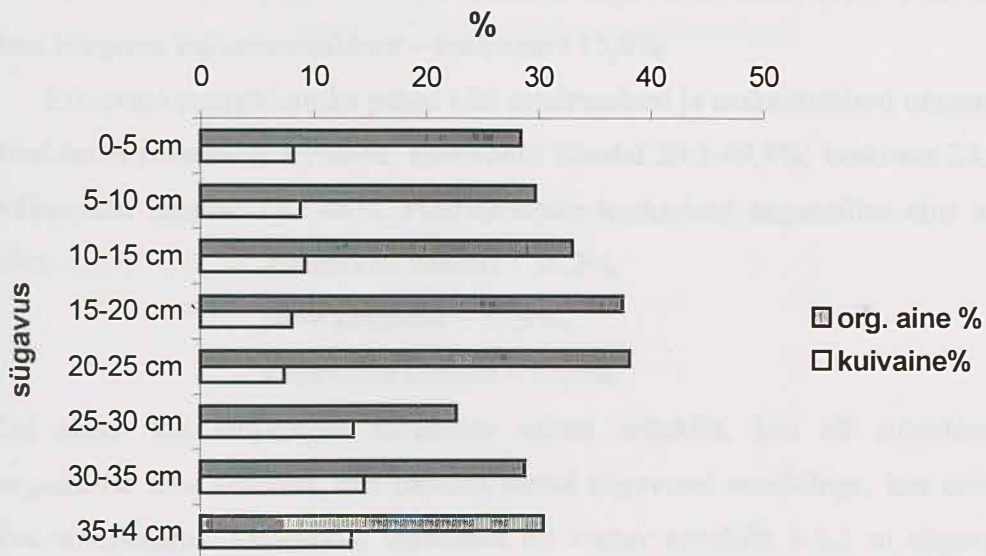
4.1.1. PINDMISED SETTED

Puursüdamikes nr. 1 ja 2 (järve keskosa pinnasettest võetud proovid) olid setete keskmised kuivainesisaldused peaaegu võrdsed – vastavalt 10,3% ja 10,4% sette märgkaalust. Ka kuivainesisalduse sügavuseline jaotus oli mõlemas ühesugune (joonis 4 ja 5, lisa 1). Puursüdamikus nr. 1 oli vahemikus 0-20 cm keskmine kuivainesisaldus 7,9%. Alates 20 cm-st kuivainesisaldus pisut tõusis ning 20-35 cm keskmine oli 13,4%. Puursüdamikus nr. 2 oli sügavusel 0-25 cm keskmine kuivainesisaldus 8,3% ja sügavusel 25-39 cm 13,8%. Puursüdamikus nr. 2 oli kuivainesisalduse tõus seega 25 cm sügavusel. Selline väike sügavuste nihe võib olla tingitud asjaolust, et sette pindmine kiht koosneb nn. lendmudast, mida ühte puursüdamikku võis proovide võtmisel jääda rohkem kui teise.

Puursüdamike nr. 1 ja 2 keskmised orgaanilise aine sisaldused olid 35% ning 31,1% kuivainest. Mõlemas puursüdamikus jäid minimaalsed orgaanilise aine sisaldused sügavusele 25-30 cm, kus need olid vastavalt 19,9% ja 22,7% kuivainest.



Joonis 4. Puursüdamiku nr. 1 kuivaine ja orgaanilise aine sisaldused.



Joonis 5. Puursüdamiku nr. 2 kuivaine ja orgaanilise aine sisaldused.

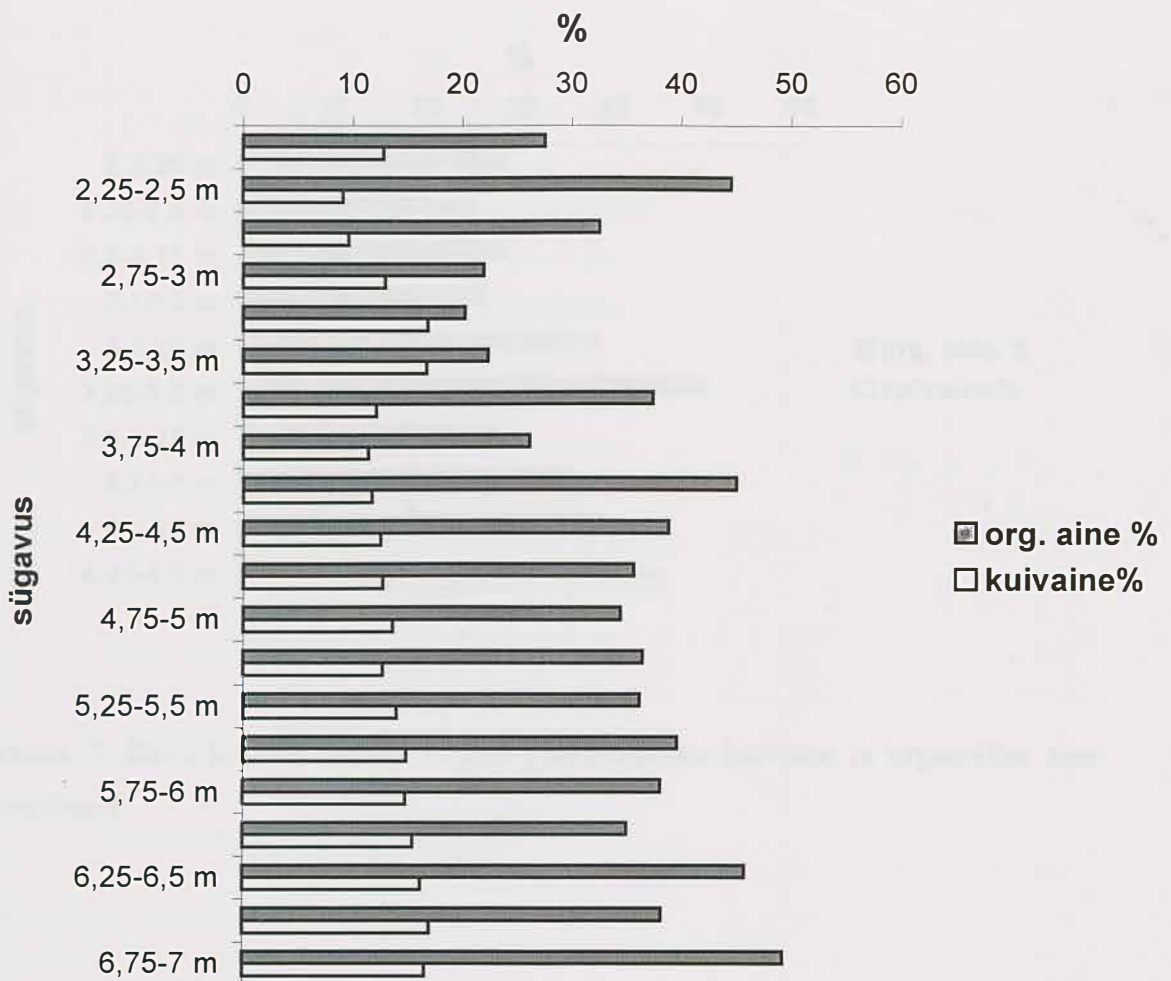
4.1.2. SÜGAVAMAD SETTED

Puursüdamikes nr. 3–5 varieerusid kuivainesisaldused 6,0-17% sette märgkaalust (joonis 6-8, lisa 1). Erandlikult kõrge kuivainesisaldus (45,1%) esines järve keskosas 4,25-4,5 m sügavusel, kuna seal haaras puursüdamik juba järve mineraalset põhja. Seetõttu ei saa selle settekihi analüüside tulemusi teistega võrrelda. Väikseimad kuivainesisaldused esinesid puursüdamikus nr. 5 (väljavoolu lähedal), mille keskmine kuivaine sisaldus oli 11,5%, seejuures pindmistes settekihtides (1-2,25 m) keskmiselt 7%. Kuna puursüdamikud nr. 3 (sissevoolu lähedalt) ja 4 (keskosast) õnnestus võtta alles alates 2 m sügavuselt, siis olid nende keskmised kuivainesisaldused kõrgemad kui puursüdamikus nr. 5. Puursüdamiku nr. 3 keskmine kuivainesisaldus oli 13,7%, varieerudes 9,1-17%. Puursüdamikus nr. 4 oli keskmine kuivainesisaldus 12,2% (10,7-15,4%). Kui puursüdamikus nr. 4 oli kuivainesisalduse sügavusprofiil suhteliselt ühtlane, siis ülejäänud kahes puursüdamikus esines selgelt väljendunud ligikaudu 0,5 m paksune kuivainerikkam (tihedam) settekiht. Sissevoolu lähedal paiknes see tihedam kiht sügavusel 3-3,5 m (keskmine kuivainesisaldus 16,8%) ja väljavoolu lähedal 2,25-2,75 m sügavusel (keskmine kuivainesisaldus 16%). Sissevoolulähedase puursüdamiku viimased sügavamad kihid (5,25-7 m) saavutasid taas kõrgema kuivainesisalduse – keskmiselt 15,6%.

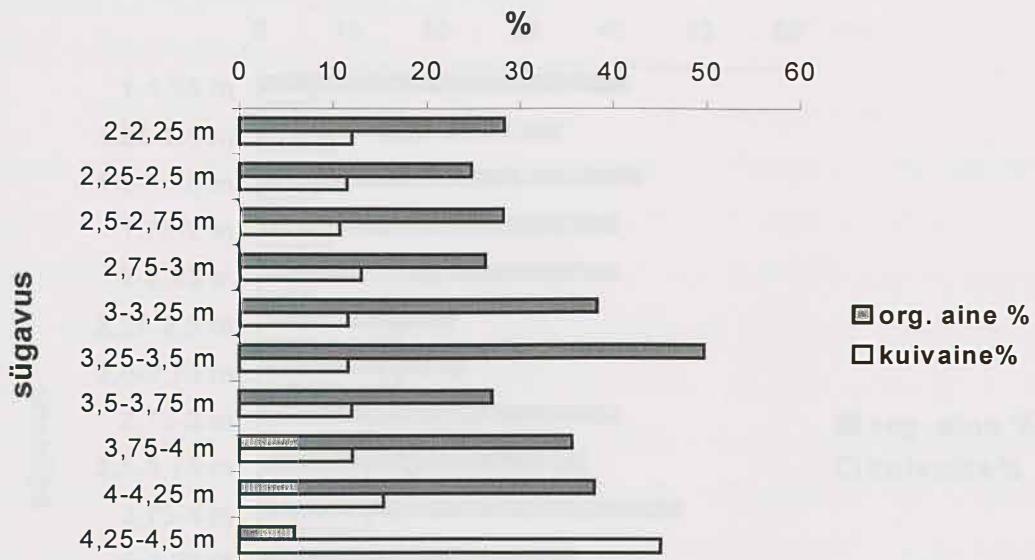
Erinevate puursüdamike puhul olid minimaalsed ja maksimaalsed orgaanilise aine sisaldused suhteliselt sarnased: sissevoolu lähedal 20,2-49,3%; keskosas 24,8-49,7%; väljavoolu lähedal 22,2-48%. Puursüdamike keskmised orgaanilise aine sisaldused olid:

- sissevoolu lähedal – 35,2%,
- järve keskosas – 32,9%,
- väljavoolu lähedal – 37,4%.

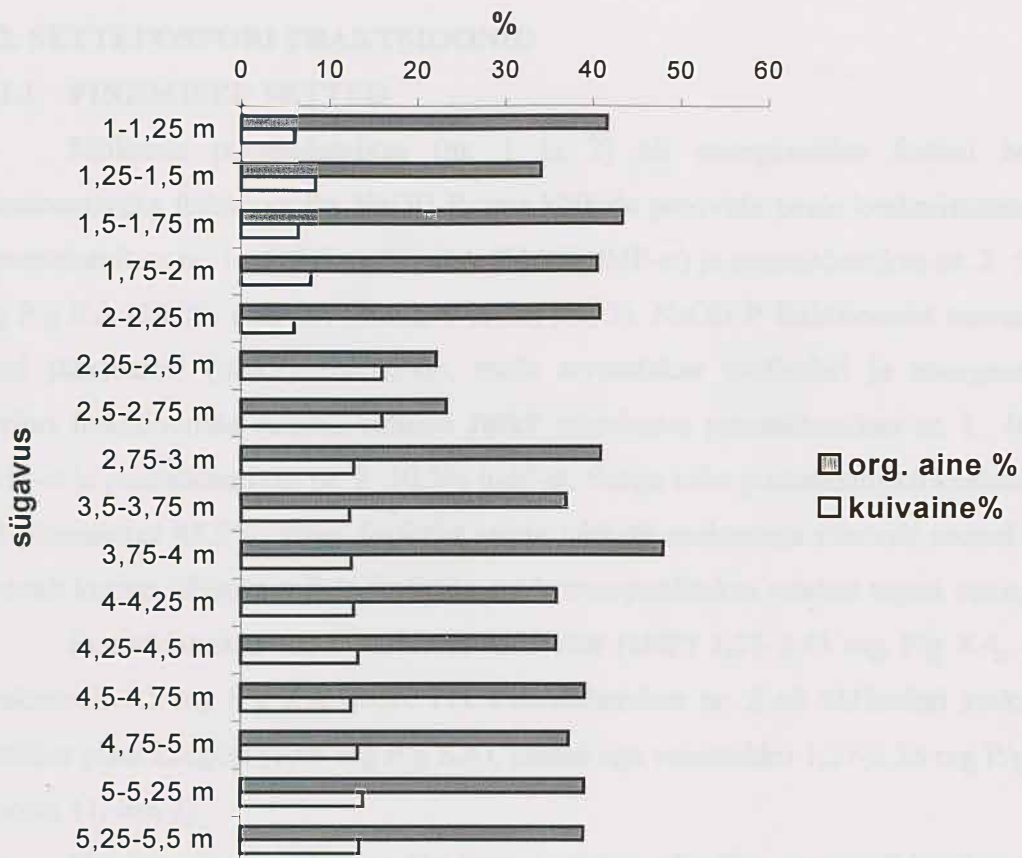
Nii sisse- kui väljavoolu läheduses esines settekiht, kus oli suhteliselt madal orgaanilise aine sisaldus, mis paiknes samal sügavusel settekihiga, kus esines kõrge kuivainesisaldus. Sissevoolu läheduses oli vastav settekiht 3-3,5 m sügavusel ning sisaldas keskmiselt 21,5% orgaanilist ainet. Väljavoolu lähedal 2,25-2,75 m sügavuses oli orgaanilise aine sisaldus 22,7%. Järve keskosas selliseid erinevusi orgaanilise aine sisalduses ei esinenud.



Joonis 6. Sissevoolu lähedasest settest võetud puursüdamiku kuivaine ja orgaanilise aine sisaldused.



Joonis 7. Järve keskosa settest võetud puursüdamiku kuivaine ja orgaanilise aine sisaldused.



Joonis 8. Väljavoolu lähedasest settest võetud puursüdamiku kuivaine ja orgaanilise aine sisaldused.

4.2. SETTEFOSFORI FRAKTSIOONID

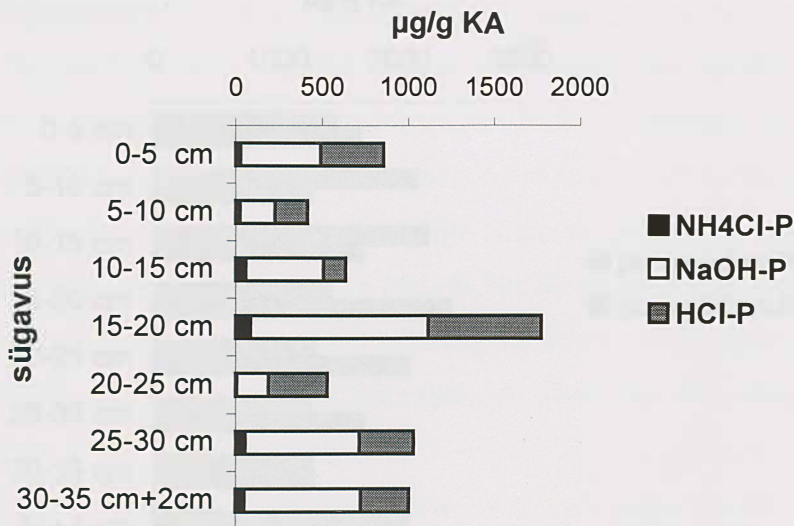
4.2.1. PINDMISED SETTED

Mõlemas puursüdamikus (nr. 1 ja 2) oli anorgaanilise fosfori hulgas domineerivaks fraktsiooniks NaOH-P, mis kõikide proovide peale keskmistatuna oli puursüdamikus nr. 1 522,3 µg P/g KA (34,9% üldP-st) ja puursüdamikus nr. 2 500,7 µg P/g KA (30,3% üldP-st) (joonis 9 ja 10, lisa 2). NaOH-P fraktsioonist suurem oli vaid jääkfosfori (jääkP) fraktsioon, mida arvutatakse üldfosfori ja anorgaanilise fosfori fraktsioonide summa vahena. JääkP moodustas puursüdamikus nr. 1 40,5% üldP-st ja puursüdamikus nr. 2 50,5% üldP-st. Seega kahe puursüdamiku keskmisena oli pinnasettes 45,5% kogu fosforist setete tahkete osakestega püsivalt seotud ning vaevalt kunagi allikaks sellele fosforile, mida transporditakse setetest tagasi vette.

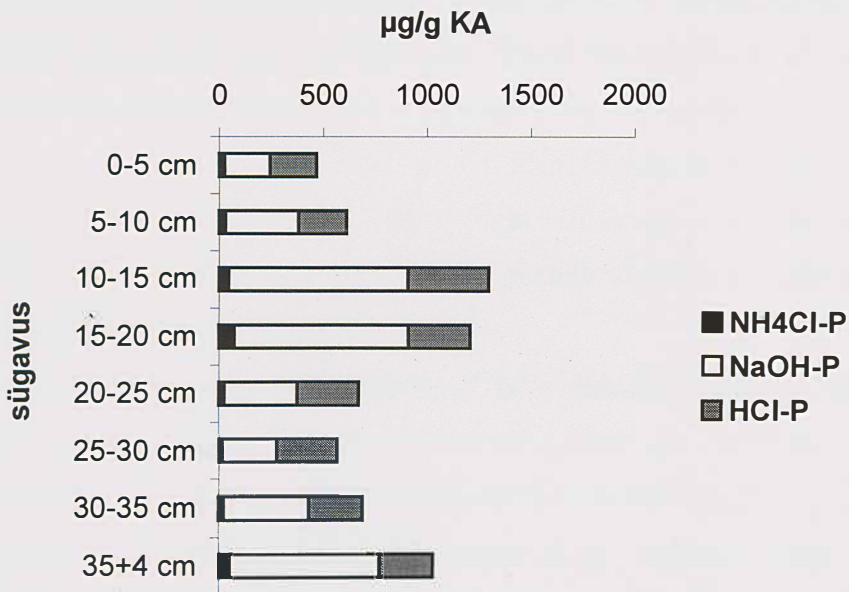
Puursüdamikus nr. 1 varieerus üldfosfor (üldP) 1,28-2,43 mg P/g KA, olles keskmiselt 1,5 mg P/g KA (joon. 11). Puursüdamikus nr. 2 oli üldfosfori keskmine sisaldus pisut kõrgem (1,66 mg P/g KA), jäädes aga vahemikku 1,27-2,23 mg P/g KA (joonis 11, lisa 2).

Vaadates fosfori sügavuselist jaotust setetes, oli näha, et puursüdamikus nr. 1 jäävad iga fraktsiooni suurimad fosfori väärtused sügavusele 15-20 cm allpool settepinda. Sama kehtis ka üldfosfori kohta. Sellel sügavusel moodustas anorgaaniline fosfor 73% üldP-st.

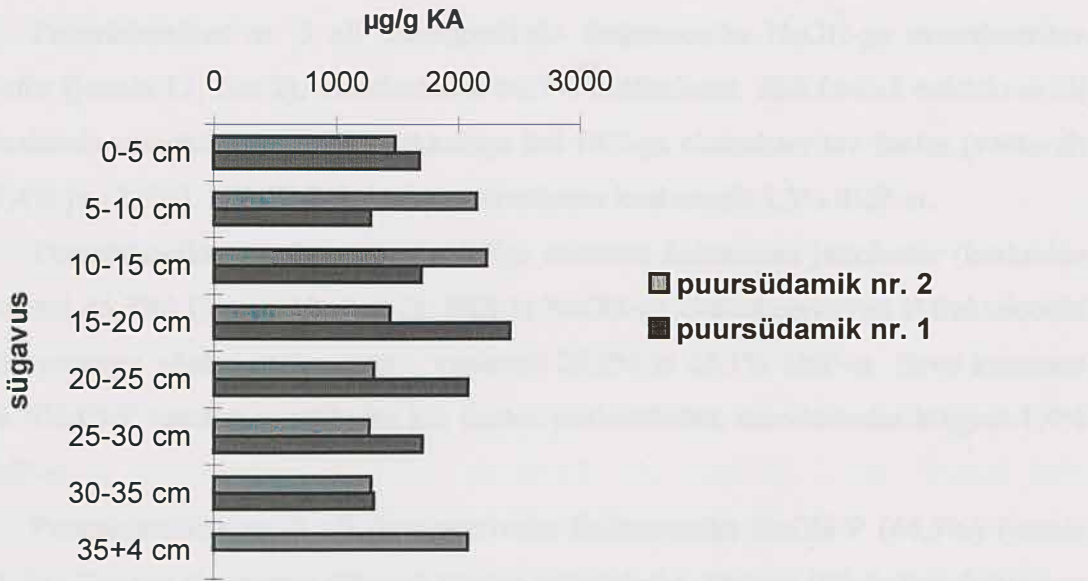
Puursüdamikus nr. 2 olid fraktsioonide NaOH-P ja HCl-P suurimad väärtused aga sügavusel 10-15 cm ning vaid NH₄Cl-P oli suurim sügavusel 15-20 cm. Puursüdamikus nr. 2 oli ka üldP maksimaalne 10-15 cm sügavusel. Erinevalt puursüdamikust nr. 1 polnud aga puursüdamikus nr. 2 neil sügavustel anorgaanilise fosfori osakaal nii suur. Sügavusel 10-15 cm moodustas anorgaaniline fosfor 58% üldP-st ning sügavusel 15-20 cm 54% üldP-st. Need mõlemad väärtused ületasid küll keskmise anorgaanilise fosfori sisalduse selles puursüdamikus (49,5%), kuid mitte väga oluliselt.



Joonis 9. Puursüdamiku nr.1 fosfori fraktsioonid.



Joonis 10. Puursüdamiku nr. 2 fosfori fraktsioonid.



Joonis 11. Puursüdamike nr. 1 ja 2 üldfosfori sisaldused.

4.2.2. SÜGAVAMAD SETTED

Puursüdamikus nr. 3 oli domineerivaks fraktsiooniks NaOH-ga ekstraheeritav fosfor (joonis 12, lisa 2), moodustades 66,7% üldfosforist. Jääkfosfori fraktsioon oli omakorda esindatud suurema osakaaluga kui HCl-ga ekstraheeritav fosfor (vastavalt 17,4% ja 12,6%). NH₄Cl-P fraktsioon moodustas keskmiselt 3,3% üldP-st.

Puursüdamikus nr. 4 moodustas kõige suurema fraktsiooni jääkfosfor (keskmine osakaal 45,3%) (joonis 13, lisa 2). HCl ja NaOH-ga ekstraheeritavad P-fraktsioonid olid peaaegu võrdse osakaaluga – vastavalt 28,2% ja 25,1% üldP-st. Järve keskosas oli NH₄Cl-P osatähtsus väiksem kui teistes piirkondades, moodustades kõigest 1,4% üldP-st.

Puursüdamikus nr. 5 oli domineerivaks fraktsiooniks NaOH-P (44,5%) (joonis 14, lisa 2) nagu sissevoolu lähedalt võetud proovideski. Järgnes jääkfosfori fraktsioon (37,6%) ning HCl-ga ekstraheeritud fosfor (14,4%). Väljavoolu lähedal oli NH₄Cl-P osakaal 3,5% üldfosforist.

Võrreldes erinevates puursüdamikes sisalduva fosfori absoluutväärtusi, võib täheldada järgmist:

- Puursüdamikes nr. 3, 4 ja 5 oli NH₄Cl-P protsentuaalne osatähtsus vastavalt 3,3%, 1,4% ja 3,5%, seega sisse- ja väljavoolu lähedal üle kahe korra kõrgem kui järve keskosas. Absoluutväärtustes olid erinevused palju suuremad:

puursüdamik nr. 3 – 143,7 µg P/g KA,

puursüdamik nr. 4 – 18,1 µg P/g KA,

puursüdamik nr. 5 – 78,0 µg P/g KA,

absoluutväärtuste suhe seega 7,9 : 1 : 4,3.

- Sarnaselt kergesti vabanevale fosforile (NH₄Cl-ekstrakti P) olid ka NaOH-P puhul suhted sarnased. Osakaalude (% üldP-st) suhe erinevate puursüdamike vahel oli vastavalt 2,7 : 1 : 1,8, absoluutväärtuste (µg P/g KA) suhe aga 9 : 1 : 3,1.
- Sette kuivaine massiühiku kohta arvestatuna oli HCl-ekstrakti fosfor ja jääkfosfor ligikaudu samas suurusjärgus erinevate puursüdamike võrdluses:

HCl-P absoluutväärtuste suhe 1,7 : 1,1 : 1,

jääkP absoluutväärtuste suhe 1,3 : 1 : 1,5.

Järve erinevate osade sette üldfosfori sisaldus oli väga varieeruv. Suurimad üldP väärtused leiti sissevoolu lähedalt, kus see varieerus piirides 1,64-7,07 mg P/g KA (keskmiselt 4,34 mg P/g KA) (joonis 15, lisa 2).

Järve keskosas oli üldP sisaldus suhteliselt madal – 0,49-2,43 mg P/g KA. Keskmise üldP sisaldus puursüdamikus nr. 4 oli 1,28 mg P/g KA (joonis 15, lisa 2).

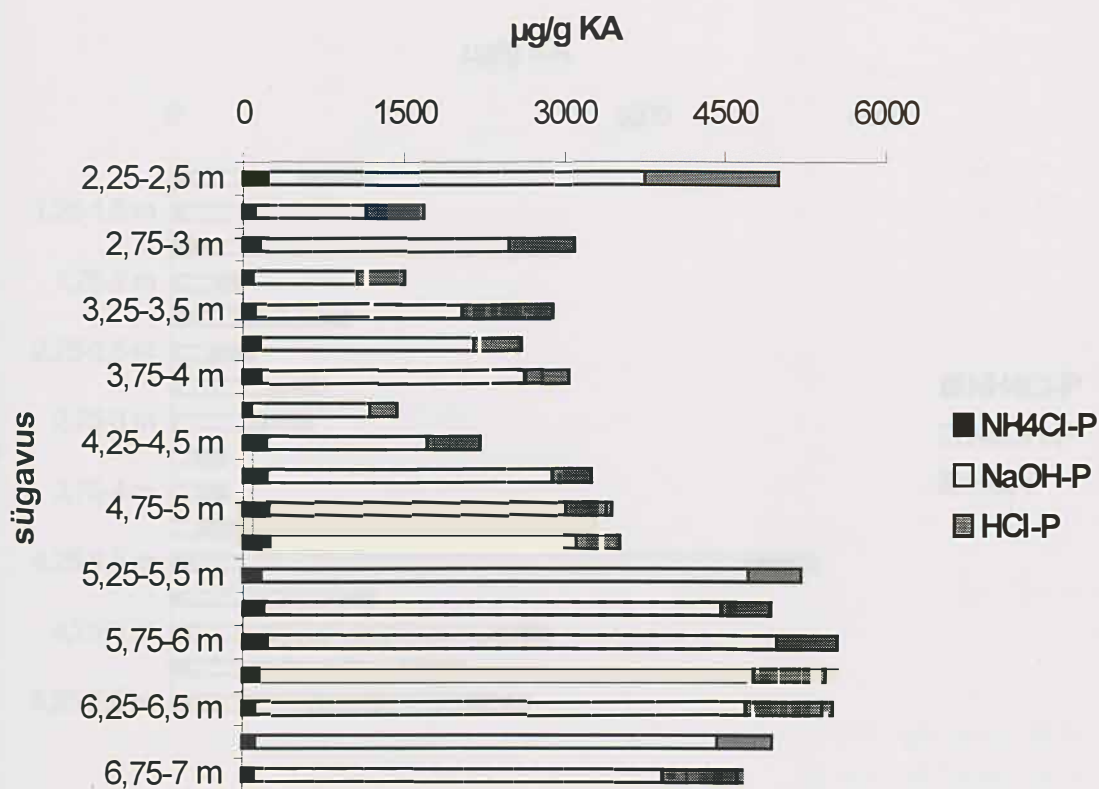
Väljavoolu lähedal oli üldfosfori kontsentratsioon küll kõrgem kui järve keskosas, kuid tunduvalt madalam võrreldes sissevoolulähedaste setetega. Puursüdamikus nr. 5 varieerus üldfosfor 0,97-4,3 mg P/g KA (keskmise 2,25 mg P/g KA) (joonis 15, lisa 2).

Sissevoolu lähedalt võetud puursüdamikus oli väga kõrge üldfosfori sisaldus sügavusel 2,25-2,5 m. Sellel sügavusel oli ka erinevate fraktsioonide fosforikontsentratsioonid ligikaudu kaks korda kõrgemad kui teistes lähedastes proovides. Sügavusel 2,25-2,5 m moodustas anorgaaniline fosfor koguni 96% üldfosforist. Suhteliselt madalad fosforisisaldused jäid selles puursüdamikus sügavusele 3-3,25 m. Sügavuse edasisel suurenemisel kasvas ka setete fosforisisaldus.

Puursüdamikus nr. 4 olid maksimaalsed fosforisisaldused enam-vähem samal sügavusel kui puursüdamikus nr. 3 – 2,5-2,75 m juures, kuigi need olid mitu korda madalamad kui puursüdamiku nr. 3 maksimaalsed näitajad. Suhteliselt kõrged fosfori kontsentratsioonid olid järve keskosas ka 2-2,25 m sügavusel settes. 2,5-2,75 m juures moodustas anorgaaniline fosfor 78% üldfosforist. Sügavamal kui 2,75 m setete fosforisisaldus vähenes, jõudes miinimumini 4,25-4,5 m sügavusel, kus anorgaaniline fosfor moodustas 46% üldP-st.

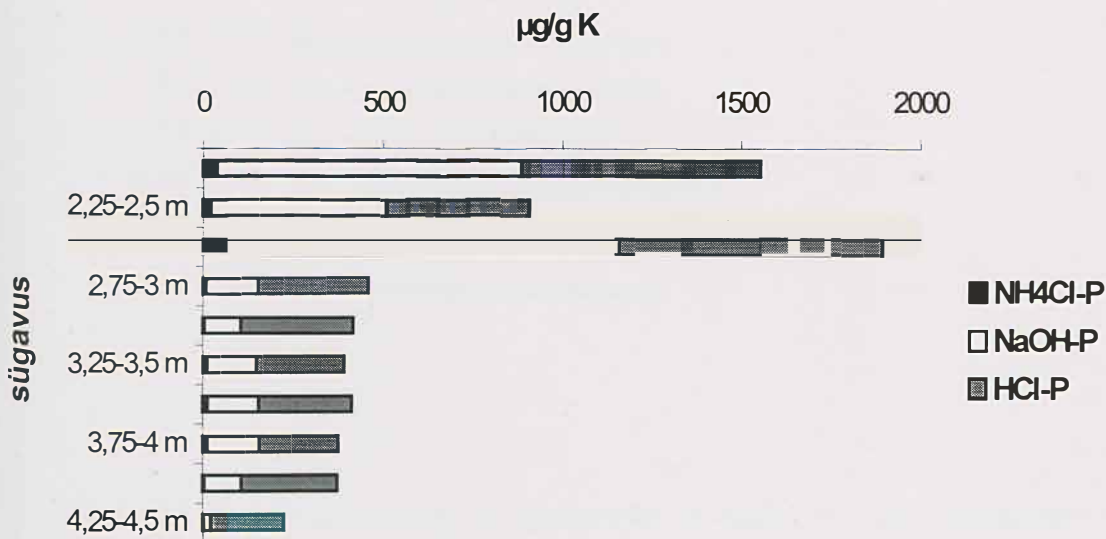
Puursüdamikus nr. 5 jäi maksimaalne üldP sisaldus sügavusele 1,5-1,75 m. Kõrged fosforisisaldused olid ka sügavustes 1,5-1,75 m ja 4,25-5,5 m. Madalad kontsentratsioonid esinesid aga vahemikus 3-3,75 m. Erinevalt eelmistest puursüdamikest ei vastanud puursüdamikus nr. 5 maksimaalsele üldP sisaldusele maksimaalne anorgaanilise fosfori sisaldus. 1,5-1,75 m peal moodustas anorgaaniline fosfor 59% üldP-st (keskmise anorgaanilise fosfori osatähtsus oli 62,4%)

Puursüdamike nr. 3 ja 5 fraktsioneerimisel saadi jääkfosfori fraktsioonis ka negatiivseid tulemusi, st. fosfori fraktsioonide summa ületas üldfosfori kontsentratsiooni. Puursüdamikus nr. 3 esinesid jääkfosfori negatiivsed väärtused sügavustel 3,25-4 m ning 4,25-4,5 m. Puursüdamikus nr. 5 olid jääkfosfori negatiivsed väärtused sügavustel 1-1,25 m ja 4,25-4,5 m (lisa 2).

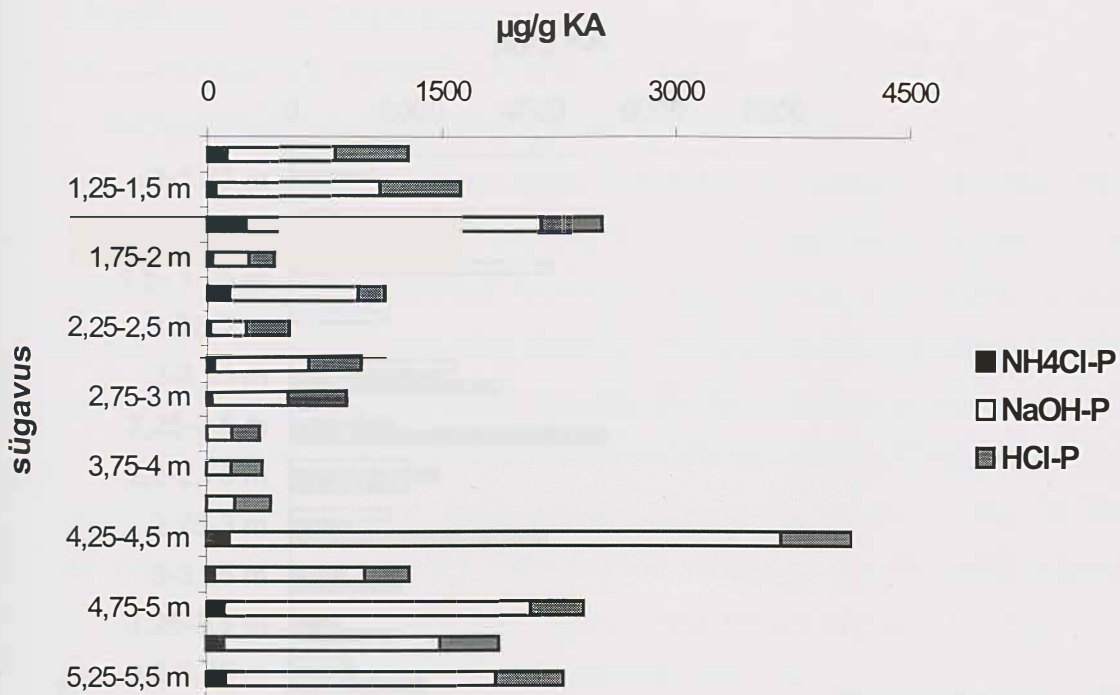


Joonis 14. Võru järve keskosas võetud puursüdamiku fosfori fraktsioonid.

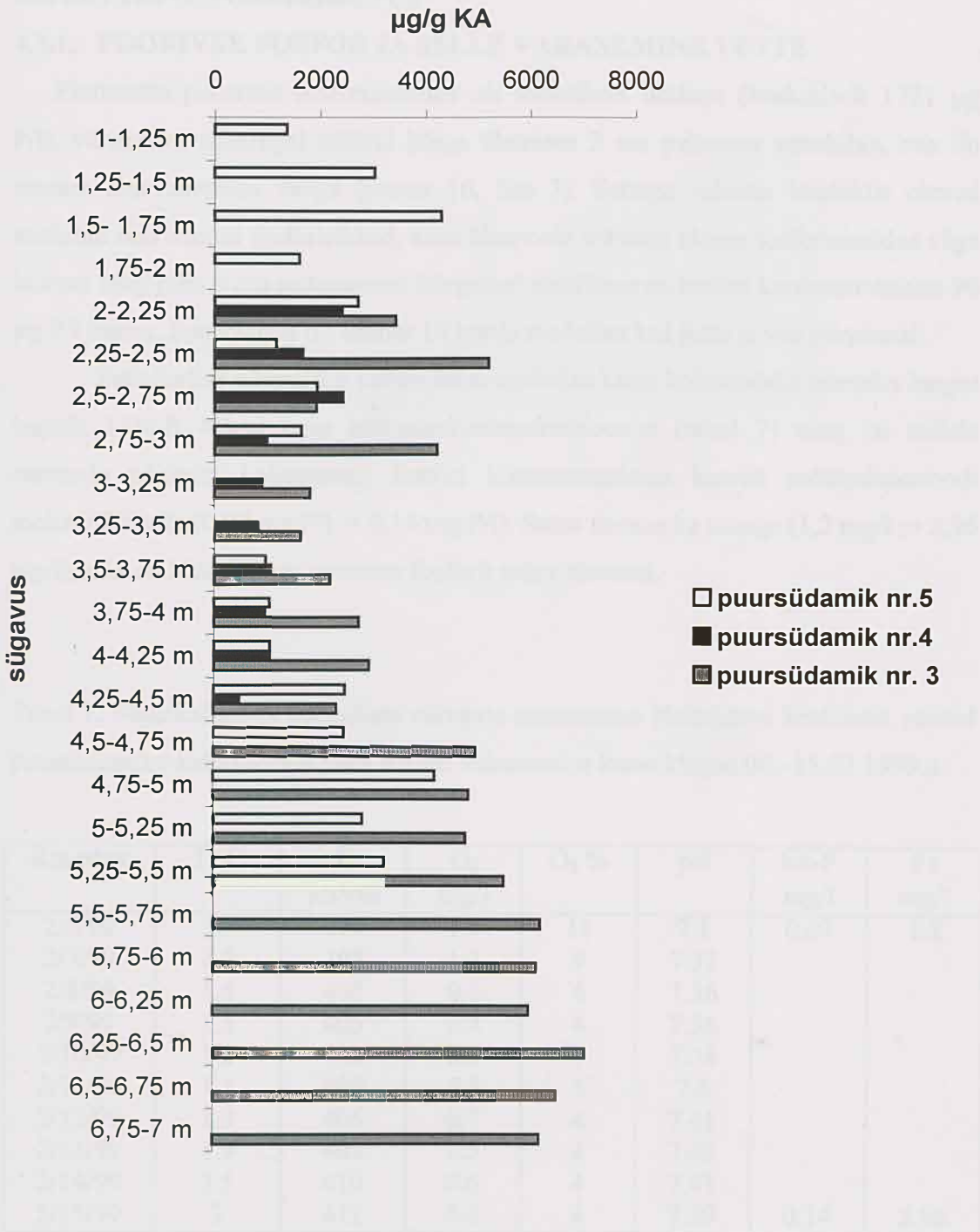
Joonis 12. Sissevoolu lähedalt settest võetud puursüdamiku fosfori fraktsioonid.



Joonis 13. Järve keskosas settest võetud puursüdamiku fosfori fraktsioonid.



Joonis 14. Väljavoolu lähedalt settest võetud puursüdamiku fosfori fraktsioonid.



Joonis 15. Puursüdamike nr. 3 (sissevoolu lähedalt), 4 (järve keskosast) ja 5 (väljavoolu lähedalt) üldfosfori sisaldused.

4.3. SETTEFOSFORI LIIKUVUS

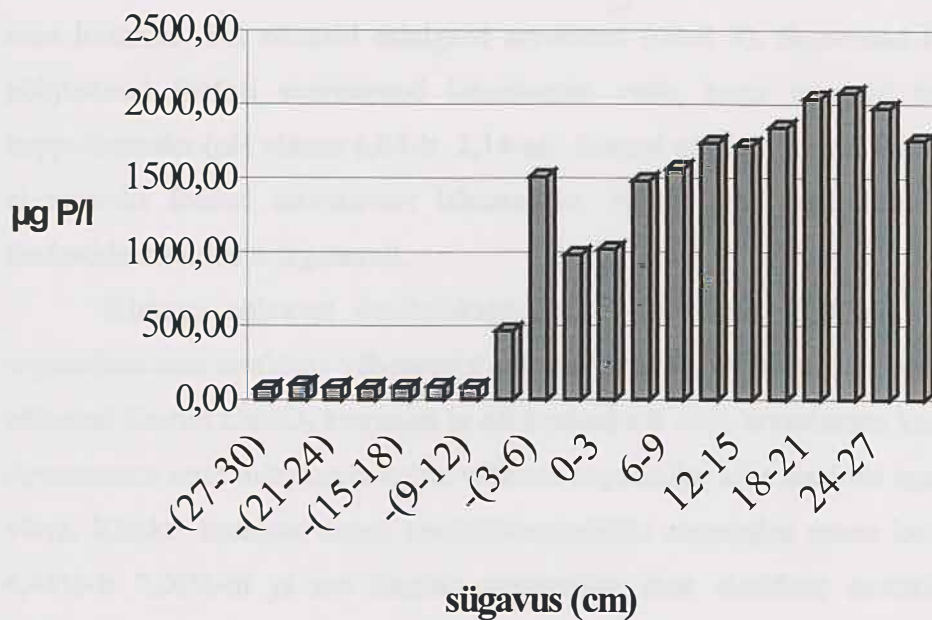
4.3.1. POORIVEE FOSFOR JA SELLE VABANEMINE VETTE

Pinnasette poorivee fosforisisaldus oli suhteliselt ühtlane (keskmiselt 1721 µg P/l), vähenedes mõningal määral kõige ülemises 3 cm paksuses settekihis, mis on otseses ainevahetuses veega (joonis 16, lisa 3). Settega vahetus kontaktis olevad veekihid olid samuti fosforirikkad, kuid ülespoole liikudes alanes fosforisisaldus väga kiiresti ning juba 9 cm settepinnast kõrgemal stabiliseerus fosfori kontsentratsioon 90 µg P/l juures. See väärtus oli umbes 10 korda madalam kui sette ja vee piirpinnal.

Settefosfori võimaliku vabanemise uurimise katse kolmandaks päevaks langes hapnik 11%-lt 4%-ni oma küllastuskontsentratsioonist (tabel 7) ning jäi sellele tasemele püsima. Lahustunud fosfori kontsentratsioon kasvas mõõtmisperioodi jooksul 2 korda (0,07 mg P/l → 0,14 mg P/l). Sama toimus ka rauaga (1,2 mg/l → 2,96 mg/l), mis on Neitsijärves peamine fosforit siduv element.

Tabel 7. Füüsikaliste ja keemiliste näitajate muutumine Neitsijärve keskosast võetud puursüdamiku kohal olevas vees fosfori vabanemise katse käigus 06.–15.02.1999.a.

Kuupäev	T °C	E µS/cm	O ₂ mg/l	O ₂ %	pH	tot-P mg/l	Fe mg/l
2/6/99	3.7	394	1.4	11	7.1	0.07	1.2
2/7/99	2.2	395	1.2	9	7.32		
2/8/99	1.6	405	0.6	4	7.36		
2/9/99	1.5	405	0.4	4	7.36		
2/10/99	1.2	402	0.5	3	7.38		
2/11/99	1.1	400	0.5	4	7.4		
2/12/99	1.3	405	0.7	4	7.41		
2/13/99	1.9	402	0.5	4	7.42		
2/14/99	2.5	410	0.6	4	7.41		
2/15/99	3	412	0.4	4	7.39	0.14	2.96



Joonis 16. Poorivee fosfori kontsentratsioon vee ja sette piirpinnal.

Proov	Proovipunkt	Koostis	pH	temperatuur (°C)	Si (µg/l)	Al (µg/l)	Fe (µg/l)	PO ₄ -P (µg/l)
1	1		4,59	12,2	121	14	0,28	
2	1		4,64	14,6	113	15	0,28	
3	1		4,34	20,7	115	21	0,29	
12	1	+0,1 g CuSO ₄	4,27	18,4	101	6	0	
13	1	+0,1 g CuSO ₄	4,17	19,1	110	10	0,1	
14	1	+0,1 g CuSO ₄	4,14	19,6	120	10	0,14	
15	1		4,45	19,8	120	10	0,15	
16	1		4,06	19,0	120	10	0,19	
17	1	+0,1 g CuSO ₄	4,1				0,02	
18	1	+0,1 g CuSO ₄	4,26				0,02	
19	1	+0,1 g CuSO ₄	4,17				0	
20	1	+0,1 g CuSO ₄	4,25				0	
21	1	+0,1 g CuSO ₄	4,27				0	

4.3.2. SETTEFOSFORI INAKTIVEERIMINE

Tänu looduslikult suurele rauasisaldusele settes on vajalik väiksema koguse raua lisamine, kui näitasid esialgsed arvutused (tabel 8). Suuremad FeCl₃ kogused põhjustasid fosfori suurenenud lahustumist vette, kuna muutsid tugevasti pH-d happelisemaks (pH alanes 6,64-lt 2,14-ni). Katsed näitasid, et pH tuleks hoida >4, et ei toimuks fosfori intensiivset lahustumist. Pärast sette neutraliseerimist vähenes fosfaatide sisaldus märgatavalt.

Silmaga nähtavat denitrifikatsiooni ei toimunud, küll aga võis täheldada orgaanilise aine sisalduse vähenemist setetes (tabel 9). Orgaanilise aine vähenemine ei sõltunud lisatud CaNO₃ kogusest ja oli keskmiselt 40% arvestatuna kuivkaalu kohta. Arvestatuna sette märgkaalu kohta vähenes orgaanilise aine sisaldus aga kõigest 3,5% võrra. Klinkri lisamine setete neutraliseerimiseks suurendas setete kuivainesisaldust 4,48%-lt 7,06%-ni ja see tingiski orgaanilise aine sisalduse muutused, kui seda mõõdeti kuivaine massiühikus. Küll aga aitas CaNO₃ lisamine setteid oksüdeerida ja tänu sellele seoti fosfor ära ning edasist vabanemist enam ei toimunud. Katsete käigus mõõdeti sette kohal olevas vees pH-d, mineraalsust (TDS), elektrijuhtivust (E), redokspotentsiaali (mV) ja fosfaatide sisaldust (PO₄-P) (tabel 8).

Tabel 8. Katsete tulemused, leidmaks fosfori inaktiveerimiseks vajalike kemikaalide koguseid

aeg (h)	proovi nr.	kemikaal	pH	TDS (mg/l)	E (μ S/cm)	mV	PO ₄ -P(mg/l)
0	1		6.67	212	321	-18	0.05
0	2		6.66	206	313	-22	0.05
0	3		6.64	207	315	-21	0.05
3.5	1	+0,5 g FeCl ₃	5.57	364	494	62	0
3.5	2	+2,5 g FeCl ₃	2.37	1911	2810	232	0.2
3.5	3	+5 g FeCl ₃	2.14	3540	5420	243	0.54
27.5	2		2.45	1918	2820	248	0.25
27.5	3		2.05	3700	5670	250	0.42
51,5	2	+12 g klinkrit	6.6				0.036
51,5	3	+12 g klinkrit	6.26				0.025
72	1	+1,7 g CaNO ₃	6,77				0
72	2	+3,7 g CaNO ₃	6,35				0
72	3	+5,7 g CaNO ₃	6,87				0

Tabel 9. Kuivaine ja orgaanilise aine sisaldused setetes enne ja pärast RIPLOX-meetodi kasutamist

Enne RIPLOX-t				
paralleel	kuivkaal %	keskm. kuivkaal %	org.a. %	keskm.org.a. %
1	4.47	4.48	36.27	38.43
2	4.49		38.81	
3	4.47		40.20	
Pärast RIPLOX-t				
paralleel	kuivkaal %	keskm. kuivkaal %	org.a. %	keskm.org.a. %
1	5.61	7.06	20.02	23.53
2	7.58		25.33	
3	7.98		25.24	

5. ARUTELU

5.1. SETETE FOSFORI MÕJU JÄRVE ÖKOSÜSTEEMILE

Fosfori fraktsioneerimise tulemustest järeldub, et ülemises 10 cm paksuses settekihis, mis osaleb aktiivselt järve ainevahetuses (Boström et al., 1982), on 20,4% üldfosforist (poorivee ja rauaühenditega seotud fosfori fraktsioonid) võimeline uuesti ringlusesse minema. Arvestades settelasundi pindalaks 6,9 ha (Ramst, 1992) ja ülemise 10 cm paksuse kihi keskmiseks fosforisisalduseks 1,65 mg P/g ka, siis on pidevas ringluses ligi 0,2 t fosforit.

Neitsijärves oli $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ osakaal keskmiselt 2,7%, seejuures sisse- ja väljavoolu lähedal pisut kõrgem (3,3-3,5%). Kõrge $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ kontsentratsioon näitab, et setted on fosforiga küllastunud (Boström & Pettersson, 1982).

NaOH-P esindab fosfaati, mis on adsorbeerunud metallioksiididele ja mis vabaneb vahetusreaktsioonis OH^- -ga. Põhilised fosforit siduvad metallid on Fe ja Al, mõningal määral ka Mg. Kõiki neid metalle on Neitsijärves arvestataval hulgal (tabel 6).

Puursüdamikes nr. 3 ja 5 esinenud jääkfosfori negatiivsed väärtused võivad olla tingitud orgaanilise fosfori alahindamisest üldfosfori määramise käigus. Orgaanilise fosfori alahindamine võib olla põhjustatud P_2O_5 lendumisest või happes mittelahustuvate fosfori ühendite moodustumisest Al-, Fe- ja Si-mineraalidega kuumutamise käigus (Svendsen et al., 1993). Samas võivad jääkfosfori negatiivsed väärtused olla tingitud orgaanilise fosfori alahindamisest mittetäieliku oksüdeerimise tõttu (Condrón et al., 1990). Oluline faktor negatiivsete jääkfosfori väärtuste kujunemisel võib olla ka kõrge raua kontsentratsioon setetes (Svendsen et al., 1993). Kahes Taani jões (Gjerni ja Gelbæki jõgi) analüüsi aastatel 1987-1988 setete koostist. Leiti, et Gjerni jões olid 10% ning Gelbæki jões 5% orgaanilise fosfori väärtustest negatiivsed. Samas oli Gjerni jõe pinnasettes raua kontsentratsioon üle kahe korra kõrgem kui Gelbæki jões (vastavalt 78,6 ja 31,0 g/kg KA) (Svendsen et al., 1993). Neitsijärve setete raua kontsentratsioon on samuti kõrge (20-46 g/kg KA) ning võib mõjutada fosfori analüüsi tulemusi.

Settefosfori inaktiveerimise katse käigus toimus pärast FeCl_3 lisamist pH alanemine, millega kaasnes ka lahuse fosfori kontsentratsiooni tõus. pH alanemisel setetest vabanenud fosfor võib olla pärit Ca-ühenditest. Happeline pH põhjustab kaltsiumi lahustumist ning sellega seoses läheb lahusesse ka temaga seotud raud (Boström et al., 1982).

Madalate eutroofsete järvede põhjasetete **raua ja fosfori suhe** korreleerub hästi fosfori sisekoormusega. Kui raua ja fosfori suhe on <15 , siis on võimalik fosfori kandumine setetest vette (Jensen et al., 1992). Neitsijärves on see suhe 1-2 m sügavusel settes 52, 2-3 m sügavusel 68 ja 3-4 m sügavusel 45 (tabel 6). Kõik need arvud näitavad, et setetes peaks olema fosfori sidumiseks piisavas koguses rauda. Kuid raud seob fosfori setetesse vaid sel juhul, kui ta on kolmevalentne. Redokspotentsiaali langemisel alla 200 mV redutseerub Fe(III) Fe(II)-ks ja nii raud kui fosfor lähevad tagasi lahusesse, s.t. järvevette (Marsden, 1989). Sellega on seletatav ka fosfori ja raua vabanemine settest vastavas katses (tabel 7). Katse käigus vähenes lahuse hapnikusisaldus ning see alandas redokspotentsiaali, mis omakorda põhjustas nii raua kui ka fosfori lahustumise. Võrtsjärve pinnasettes on raua ja fosfori suhe vahemikus 26-30, kuid seal aitab rauda lahustumatuna hoida pinnasetete aereerimine (Nõges & Kisand, 1999). Neitsijärves on aga põhjalähedased veekihid anaeroobsed.

Kui settes valitsevad äärmiselt redutseeritud tingimused (hapnikuvaba keskkond, ära tarbitud ka nt. nitraadid), siis redutseerub ka settes sisalduv väävel (tabel 10) ning moodustab raskesti lahustuva ühendi rauaga (FeS). Seejuures on reageeriva raua ja väävli kaaluline suhe 1,5 : 1. Neitsijärve andmetest (tabel 6) nähtub aga, et rauda on järve keskosas 1-4 m sügavuses kaaluliselt 6,3-13,1 korda rohkem kui väävlit. Isegi kui kogu settes leiduv väävel reageeriks rauaga ja moodustuks FeS, siis nende andmete järgi oleks järelejääv raua hulk siiski piisav fosfori sidumiseks.

Puursüdamikud, kust mõõdeti **poorivee fosforisisaldust**, võeti talvel, mil Neitsijärv oli kaetud jääga ning lainetus ei saanud vett ja setteid segada. Sellistes tingimustes peamiseks mehhanismiks, millega poorivee fosfor transporditakse järvevette, on difusioon. Difusiooni käivitavaks teguriks on kontsentratsiooni gradient setete ja vee vahel. Kuna difusioon on väga aeglane protsess, siis sellest olid tingitud nii suured fosfori kontsentratsiooni erinevused Neitsijärve poorivee ja järvevee vahel (sette kohal olevas vees keskmiselt 359 $\mu\text{g/l}$ ning poorivees keskmiselt 1721 $\mu\text{g/l}$). Võrdluseks võib tuua Võrtsjärve, kus maksimaalne fosfori kontsentratsioon poorivees oli 384 $\mu\text{g/l}$ (Nõges & Kisand, 1999).

Tänu oma väikesele sügavusele on Neitsijärv tugevasti mõjutatud tuulte poolt. Lainetus võib põhjustada põhjasetete pindmise paari cm paksuse kihi ümbersettimist, mille tagajärjel leiab aset poorivee ja järvevee mehhaaniline segunemine.

Ümbersettimeisel võib fosfor vabaneda järvevette ka otse, sette tahkete osakeste pinnalt.

Neitsijärv on väga taimestikurikas ning suvisel perioodil võivad seal tänu fotosünteesi kõrgele intensiivsusele esineda suured ööpäevased pH kõikumised. Päeval kasutatakse CO₂ taimede poolt ära ning pH tõuseb, mis omakorda vähendab setete Fe- ja Al-ühendite võimet adsorbeerida fosforit. Hüdroksüülionid vahetavad metallide sidemetes kohad ortofosfaatiooniga (Boström et al., 1982). Öösel vabaneb organismide hingamise käigus CO₂ ning pH alaneb. Happeline pH viib setetes sisalduva kaltsiumi lahustumiseni ja koos Ca-ga läheb lahusesse ka temaga seotud fosfor. Samas toimub Fe- ja Al-ühendite settimine (Boström et al., 1982).

Tabel 10. Mõnede ühendite redutseerumisreaktsioonid ja nende toimumiseks vajalikud tingimused (Golterman, 1975)

Redutseerumisreaktsioon	Redokspotentsiaal (mV)	O ₂ kontsentratsioon (mg/l)
NO ₃ → NO ₂	450-400	4
NO ₂ → NH ₄	400-350	0,4
Fe ³⁺ → Fe ²⁺	300-200	0,1
SO ₄ ²⁻ → S ²⁻	100-60	0

Saarse (1994) poolt tehtud sette koostise uuringud näitasid teistsugust orgaanilise aine jaotust Neitsijärve settes kui käesoleva analüüsi andmed. Saarse andmete kohaselt oli setetes orgaanilise aine jaotus palju ebahühtlasem, vähenedes sügavuse kasvades. Esinesid kaks kõrge orgaanilise aine sisaldusega kihti 3-4 m vahel ning 7 m sügavusel, kus orgaaniline aine moodustas üle 80% sette kuivainest.

5.2. NEITSIJÄRVE SETTE KASUTAMISVÕIMALUSED

Üheks võimalikuks variandiks oleks kasutada Neitsijärve setteid **ravimudana**. Tänapäeval mudaravilates kasutatav muda peab vastama kehtestatud nõuetele. Selle järgi on füüsikalise-keemiliste omaduste kõrval olulised ka sanitaar-bakterioloogilised näitajad, mis intensiivse inimtegevusega piirkondade järvedes (nagu ka Neitsijärv on) võivad normist tunduvalt erineda.

Raviomadustega järvemudad jagatakse väikese (<50%) ja suure tuhasusega (>50%) mudadeks. See on seotud asjaoluga, et tuhasusest sõltub rida füüsikalise-keemilisi omadusi, nagu mahukaal, niiskus, soojusmahtuvus, nihketugevus, silikaatide, karbonaatide jt. Mineraalide sisaldus jne. ning seega ka põhilised raviomadused (Kask jt., 1991). Neitsijärve setete keskmine tuhasus on 49,5% (Ramst, 1992).

Ravimuda termilised omadused on seotud nende koostisega, eriti niiskuse ja orgaanilise aine sisaldusega. Termilistest näitajatest levinum on soojusmahtuvus, mis suureneb veesisalduse suurenedes settes. Neitsijärve setete looduslik niiskus on 87% (Ramst, 1992), mis teeb tema soojusmahtuvuseks ligikaudu 0,93 cal/g*kraad. Merelistes ravimudades on soojusmahtuvus 0,7-0,8 cal/g*kraad (Kask jt., 1991), millega võrreldes on Neitsijärve soojusmahtuvus parem.

Raviprotseduurides kasutatavas järvemudas ei tohi olla üle 0,25 mm terajämedusega osakesi rohkem kui 2%, sest liigne hulk ärritaks nahka ja muudaks muda teisi omadusi (Kask jt., 1991).

Mudalahuse mineralisatsioonil on oluline osa raviprotseduurides adsorbendina. Eesti merelise ravimuda mudalahuse üldmineralisatsioon on 6-7 g/l, järvemudadel aga tunduvalt väiksem (Kask jt., 1991). Selles seisnebki üks olulisi mage- ja soolaseveeliste veekogude ravimuda erinevusi.

Nihketugevus lasundite pinnakihi settes on tavaliselt väiksem kehtestatud normatiivväärtusest (sapropeelide jaoks on see 1000-2000 dyn/cm²). Setete alumistes kihtides, kus veesisaldus väheneb, ületab nihketugevus normatiivse kohati mitmekordselt. Seega leiaks ravimudana kasutamist vaid lasundite pealmine, veerikas ja püdel osa (Kask jt., 1991).

Neitsijärve setete sobivust ravimudaks pole uuritud, kuid ilmselt poleks see perspektiivikas ka siis, kui setted oma koostiselt otstarbeks sobiksid, kuna antud järve settevarud on liiga tagasihoidlikud.

Teine võimalus oleks kasutada Neitsijärve setteid ümberkaudsetel põldudel **orgaanilise väetisena**. Neitsijärve valglast 38% moodustab põllumajanduslik maa (Mölder, 1994). Setete kasutamisel väetisena viidaks põldudelt järve kantav lämmastik ja fosfor tagasi ringlusesse.

Väetiseks sobivate kõrvaltoodete raskmetallide sisaldus on normeeritud (Põllumajandusministri..., 1998; Keskkonnaministri..., 1999) ning lubatud

piirkontsentratsioonid on toodud tabelis 11 koos vastavate väärtustega Neitsijärve setetes. Neitsijärve setetes ületavad Pb, Cd ja Ni sisaldused 1998. a. määrusega lubatud piirkontsentratsioone, seega ei saa neid järvest otse põldudele vedada, eelnevalt vajavad nad stabiliseerimist. Üheks setete stabiliseerimisvõtteks on komposteerimine nt. turbaga, mis suurendab ühtlasi ka orgaanilise aine sisaldust. 1999. a. määruse alusel aga võib Neitsijärve setteid kohe väetisena kasutada, ilma eelnevalt komposteerimata.

Eesti Maaviljeluse Instituudi poolt 1997-1998 a. tehtud väetuskatsed näitasid, et reoveesetetest valmistatud kompost on väärtuslik orgaaniline väetis, millega väetamisel suureneb väetatavate kultuuride saak, kuid ei reostu muld ega halvene taimesaaduste kvaliteet (Kevvai jt., 1999).

Neitsijärve setetest valmistatud komposti võiks samuti edukalt kasutada orgaanilise väetisena põldudel või haljastuses.

Tabel 11. Neitsijärve setete sobivus orgaaniliseks väetiseks

Raskmetall	Piinorm väetistes (mg/kg)		Sisaldus Neitsijärve setetes (mg/kg)
	1998 a. määrus	1999 a. määrus	
Pb	150	900	<300
Cd	3	15	<5
Cu	600	800	<150
Zn	1500	2900	<500
Ni	100	400	<150
Cr	300	1200	<300

Järvemuda, mida kasutatakse **loomade söödalisandi tootmiseks**, peab vastama kindlatele kvaliteedinõuetele. Muuhulgas on normeeritud järvemuda tuhasus, tuha keemiline koostis, mikroelementide sisaldus ning patogeenne mikrofloora (Keskkonnaministri..., 1995). Neitsijärve muda sobivust loomade söödalisandi tootmiseks pole konkreetselt uuritud, kuid olemasolevad andmed näitavad, et vastavat kasutust need setted ei leia, kuna nende raskmetallide sisaldus on liiga kõrge (tabel 12).

Tabel 12. Neitsijärve setete sobivus loomade söödalisandi tootmiseks

Raskmetall	Piinnorm loomade söödalisandis (mg/kg ka)	Sisaldus Neitsijärve settes (mg/kg ka)
Sn	0	<50
Pb	40	<300
Mn	300	300
Cu	30	<150
Cr	30	<300
Cd	5	<5

5.3. SOOVITUSED NEITSIJÄRVE NOORENDAMISEKS

Neitsijärve noorendamisel tuleb silmas pidada tema järgmisi omadusi – väike sügavus, suur valgala, kalgiveelisuus, suur raua sisaldus, väga paks biogeenidega küllastunud settekiht.

Neitsijärve taastamine on väga komplitseeritud, sest siin ei piisa vaid setete eemaldamisest, kuna allpool olevad settekihid on veelgi rohkem reostunud. Lisaks setete väljapumpamisele tuleks kasutusele võtta meetodid, et takistada fosfori edasist vabanemist setetest.

Neitsijärve tervendamiseks on paratamatult seotud ka Kukemäe järve saneerimine, kuna mõlemad on sama saatusel, ökoloogiliselt seotud ning reostus kandub Kukemäe järvest Neitsijärve ja sealt edasi Pühajärve. Neitsijärve olukorra parandamiseks tuleks kõrvaldada sealt kaudu tulev reostus.

Et Neitsijärves saaks areneda avaveekooslus, peaks seal sügavus olema vähemalt 3 m, s.t. eemaldada tuleks vähemalt 2 m paksune settekiht. Ulatusliku pelagiaaliga veekogus tekib kõige stabiilsem ökosüsteem, mis peab vastu võimalikele eutrofeerivatele tingimustele. Suur veemass ja selle liikumine aereerib veekihte; produktsioon ja lagunemisprotsessid on tasakaalus. Sügavas järves võivad küll ka avaosas areneda suurtaimed, kuid need ei kata järvepinda ning maastumisprotsessid ei võta niipea võimust.

Sette eemaldamisel vältima peab vee sogastamist, mis Neitsijärve puhul on suhteliselt keeruline, kuna pindmine settekiht läheb kergesti hõljumisse. Vee ja sette mehhaaniline segamine võib vabastada settest suured kogused fosforit, mis annab

soovitule vastupidise efekti. 2 m paksuse settekihi ärastamine 7,5 ha suuruselt alalt eemaldaks Neitsijärvest üle 3 t fosforit.

Järvest eemaldatud setteid on võimalik edukalt kasutada põllumajanduslikel eesmärkidel. Kui aga see kõne alla ei tule, võivad tekkida probleemid muda ladustamisega. Süvendamisel 2 m võrra, oleks mudast ja taimestikust moodustuva pulbi maht umbes $165\ 000\ \text{m}^3$, millest suure osa moodustab vesi. Ilma vastava töötluseta pole võimalik seda vett kiiresti sette tahkest fraktsioonist eraldada. Vee eraldamiseks parim moodus on setete külmutamine, kuid selleks peavad setted asetsema õhukese kihina. Kui kihi paksus oleks 30 cm, siis võtaks $165\ 000\ \text{m}^3$ setet enda alla 55 ha suuruse ala. Neitsijärvest eemaldatav sete pumbataks eeldatavalt Neitsijärve kitsale lodule või Kukemäe järve laialdasele lodule. Kukemäe järve loduala pindala on umbes 25-28 ha, lisaks leidub Neitsijärve piiraval alal kuni Kukemäe järveni muda-sette laotamiseks sobivat ala umbes 8 ha, seega kokku 33 ha (Neitsijärve...Lõpparuanne, 1999).

Järgmine probleem seisneb setetest välja voolava vee kvaliteedis. Järvemudast vabanenud toitaineterikas vesi tuleks mehhaaniliselt ja keemiliselt puhastada, enne kui see tagasi järve juhitakse.

Järve jäänud setete töötlemiseks on kõige sobivam eespool kirjeldatud RIPLOX-meetod, mille puhul setetesse lisatakse FeCl_3 , CaCO_3 ja CaNO_3 (Ripl, 1994). FeCl_3 asemel võiks kasutada ka $\text{Al}(\text{SO}_4)_3$. Samas võib alumiiniumi kasutamisega kaasneda mõningaid probleeme. Al on mitmetele organismidele toksiline, seda eriti pehmeelistes järvedes, kus pole piisavalt CaCO_3 (Wolter, 1994). Neitsijärves sellist probleemi ei tohiks olla, kuna seal on CaCO_3 sisaldus 180 mg/l (tabel 1), mida loetakse kõrgeks. Küll aga ei saa seda soovitada, sest tuultele avatud järvedes toimub järve põhja sadestunud Al-ühenditest katte ümbersettimine.

KOKKUVÕTE

Esimesed limnoloogilised andmed Neitsijärve kohta pärinevad 1918. aastast. Need näitasid juba veekogu tugevat eutrofeerumist. Praeguseks hetkeks on Neitsijärve jõudnud oma arengu lõppjärku. Ta on veetaimi täis kasvanud, kõrge fütoplanktoni biomassiga. Neitsijärve biogeenide sisaldus on piisavalt suur, et võimaldada nii fütoplanktoni kui makrofüütide intensiivset kasvu.

Neitsijärve setted on biogeenide rikkad ja neis esinevad nii horisontaalsed kui ka vertikaalsed erinevused. Maksimaalset fosforisisaldust võib leida sissevoolu lähedalt 2,25-2,5 m sügavuselt settest. Madalaimad fosfori kontsentratsioonid on järve keskosa settes, vahepealsed aga väljavoolu lähedases settes. Samasugused erinevused on ka orgaanilise aine jaotuses.

Neitsijärves esineb reaalne enesereostuse oht järvemudast. Fosfor vabaneb setetest vette keemiliste, füüsikaliste ja bioloogiliste protsesside koosmõjul. Põhjasetete $\text{NH}_4\text{Cl-P}$ ja NaOH-P fraktsiooni tahke faasi fosfor mobiliseerub ligandi vahetusreaktsioonide, bakterite elutegevuse, orgaanilise aine mineraliseerumise ja desorptsiooni tagajärjel setete poorivette, kusjuures neid protsesse kontrollivad temperatuur, redokspotentsiaal ja pH.

Fosfori fraktsioneerimise tulemused näitavad, et ülemises 10 cm paksuses settekihis, mis võtab aktiivselt osa järve ainevahetusest, on 20,4% kogu setetes sisalduvast fosforist võimeline tagasi järvevette minema. Seega on pidevas ringluses ligi 0,2 t fosforit.

Sette poorivee analüüsid kinnitasid, et Neitsijärve settes on kõrges kontsentratsioonis lahustunud fosforit (0-30 cm tuseduses settekihis keskmiselt 1,7 mg/l). See kontsentratsioon sõltub suures osas keemilisest tasakaalust sette tahke ja vedela faasi vahel. Kontsentratsiooni gradient sette poorivee ning järvevee vahel tingib poorivee fosfori difusiooni järvevette.

Fosfori peamiseks sidujaks settesse on raud, mida Neitsijärve settes leidub väga kõrgetes kontsentratsioonides. Raud seob fosfori settesse aga vaid siis, kui ta on kolmevalentne. Redokspotentsiaali langemisel alla 200 mV redutseerub raud kahevalentseks ning pöördub tahkest olekust lahusesse. Seejuures lahustub ka temaga seotud fosfor. Seega on Neitsijärve sekundaarreostuse vältimiseks oluline, et setetes püsiks võimalikult kõrge redokspotentsiaal.

Neitsijärve tervendamiseks on esmalt oluline piirata välisreostuskoormust. Valglalt järve kanduvate toitainete koguse vähendamine ei pruugi aga kohe parandada järve seisundit, kuna eksisteerib põhjasetetest vabaneva fosfori sisekoormus.

Neitsijärve taastamisel tuleks kasutada nii setete eemaldamist kui ka fosfori inaktiveerimist setetes *in situ*, et takistada fosfori edasist vabanemist.

Et Neitsijärves saaks areneda avaveekooslus, peaks seal sügavus olema vähemalt 3 m, st, eemaldada tuleks vähemalt 2 m paksune settekiht. Kahe meetri paksuse settekihi ärastamine 7,5 ha suuruselt alalt eemaldaks järvest üle 3 t fosforit.

Järvest eemaldatud sete sobib kasutamiseks põllumajanduses ning haljastuses
Järve jäänud setete fosfori inaktiveerimiseks on sobivaim RIPLOX-meetod.

TÄNUAVALDUSED

Neitsijärvel toimus käesoleva töö materjali kogumine Zooloogia ja Botaanika Instituudi lepingulise töö “Neitsijärve ja teiste Otepää linnasiseste veekogude seisundi ja saneerimisvõimaluste hindamine” käigus, mille täitmisest töö autor osa võttis. Nimetatud uurimistöö oli finantseeritud Euroopa Liidu ja Otepää linnavalitsuse poolt.

Avaldan tänu töö juhendajatele Peeter Nõgesele ja Ingmar Otile ning Võrtsjärve Limnoloogiajaama töötajatele, kes aitasid tööle kaasa. Ühtlasi tänan Tartu Ülikooli magistranti Anu Kisandit, kes oli abiks proovide määramisel.

THE IMPORTANCE OF SEDIMENTS IN LAKE NEITSIJÄRV ECOSYSTEM AND OPPORTUNITIES FOR RESTORATION OF LAKE.

SUMMARY

Lake Neitsijärv is located directly to north from Lake Pühajärv and forms the last link of the lake cascade of Kurnakese-Jaanuse-Kukemäe-Neitsijärv. As Lake Neitsijärv is the last lake of the cascade, it has deposited great amount of organic sediments during the long period. Lake Neitsijärv has been overgrowing fast already at the beginning of the 20th century. The lake is generally eutrophic.

The aim of this study was to observe the phosphorus content in the sediments of Lake Neitsijärv and find out, is there any danger of the secondary pollution as well as find opportunities for restoration of lake.

Phosphorus is the main limiting factor of primary production in most lakes. Lake sediments play an important role in the overall phosphorus metabolism in lakes. Sediments can retain or release phosphorus.

The sediment phosphorus was measured by Hieltjes and Lijklema (1980) fractionation method. The sediments of Lake Neitsijärv are oversaturated by nutrients. Phosphorus content is heterogeneous in the sediments of different parts of the lake. Extremely high concentration of total phosphorus was observed near the inflow. The lowest concentrations of phosphorus were in the middle part of lake. The similar differences were found also in the distribution of organic matter.

The results of phosphorus fractionation from Lake Neitsijärv sediments show a danger of secondary pollution. 20.4% of total phosphorus in the upper 10 cm thick layer, which takes part in the whole lake metabolism, can be released from sediments.

Sediment pore water analyses expressed high dissolved phosphorus concentration in the 0-30 cm layer (avg. for the whole layer 1.7 mg/l). This concentration depends mainly on the chemical balance between solid and liquid phase of the sediment. Concentration gradient between sediment pore water and lake water causes the diffusion of the pore water into the lake water.

For restoration of Lake Neitsijärv, the sediments should be remove and at the same time it is important to treat the sediments for binding the phosphorus. During restoration, the profundal depth of at least 3 m should be achieved, then the plancton lake type with sparse macrovegetation will be formed. The removed sapropel of Lake Neitsijärv is suitable for manufacturing of fertilizers. The removing of 2 m thick sediment layer, will remove over 3 t phosphorus from the ecosystem. The best method to treat the sediments for phosphorus binding is the RIPLOX-method.

KASUTATUD KIRJANDUS

Bekker, H., Audowa, A., 1923. Andmed Pühajärve uurimisest IV 1918 – III 1919. II osa: Pühajärve plankton. Tartu, 80 lk.

Boström, B., Jansson, M., Forsberg, C., 1982. Phosphorus release from lake sediments. Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol. 18: 5-59.

Boström, B., Pettersson, K., 1982. Different pattern of phosphorus release from sediments in laboratory experiments. Hydrobiologia 92: 415-429.

Condron, L. M., Moir, J. O., Thiessen, H., Steward, J. W. R., 1990. Critical evaluation of methods for determining total organic phosphorus in tropical soils. Soil Sci. Am. J. 54: 1261-1266.

Eesti Punane Raamat., 1998. Ohustatud seened, taimed ja loomad. Eesti Teaduste Akadeemia Looduskaitse Komisjon. Tartu, 150 lk.

Freedman, B., 1989. Environmental ecology: the impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function. 424 pp.

Golterman, H. L., 1975. Physical limnology. Elsevier, Amsterdam, 490 pp.

Heinsalu, A., 1993. Harku järve eutrofeerumise kujunemine, põhjasetete reostus, fosfori sisekoormus ja järve tervendamise võimalused. Magistritöö. Tallinn, 84 lk. Käsikiri ZBI Limnoloogiajaamas.

Hieltjes, A. H. M., Lijklema, L., 1980. Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. J. Environment Qual. 9: 405-407.

Jensen, H. S., Kristensen, P., Jeppesen, E., Skytthe, A., 1992. Iron: phosphorus ratio in surface sediments as an indicator of phosphate release from aerobic sediments in shallow lakes. Hydrobiologia 235/236: 731-734.

Karukäpp, R., Kink, H., Metslang, T., 1996. Otepää maastikukaitseala (kuhjekõrgustik). Rmt. H. Kink (koost.) Eesti kaitsealad – geoloogia ja vesi. 65-83.

Kask, J., Heinsalu, A., Ramst, R., 1991. Järvesetete kasutamise võimalikkusest ravimudana. Rmt. Inimene ja geograafiline keskkond. Tallinn, 48-53.

Keskkonnaministri 04. juuli 1994. a. määrus nr. 23. RTL, 1994, 35: 1205.

Keskkonnaministri 22. juuni 1995. a. määrus nr. 29, lisa 8. “Maavara uuringu korra rakendamise juhend järve- ja meremudale.” RTL, 1995, 51.

Keskkonnaministri 11. novembri 1999.a. määrus nr.93. “Reoveesette põllumajanduses, haljastuses ja rekultiveerimisel kasutamise eeskiri.” RTL, 1999, 156: 2189.

Kevvai, L., Kärblane, H., Kangur, J., 1999. Reoveesettekompst orgaanilise väetisena. Rmt. Teaduselt põllule ja aeda. 46-53.

Loigu, M., Hannus, M., 1982. Ülemiste järve antropogeenne eutrofeerumine. Rmt. Eesti järvede nüüdisseisund. Tartu, 40-45.

Marsden, M. W., 1989. Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus loading. *Freshwater Biology* 21: 139-162.

Moore, J. W., Ramamoorthy, S., 1984. Heavy Metals in Natural Waters. Applied Monitoring and Impact Assessment. 270 pp.

Mäemets, A., 1974. Mis on järve sügavus? *Eesti Loodus* 4: 245-247.

Mäemets, A., 1977. Eesti NSV järved ja nende kaitse. Tallinn, 263 lk.

Mäemets, A., Saarse, L., 1995. Väikejärved. Rmt. A. Raukas (koost.) Eesti. Loodus. Eesti Entsüklopeediakirjastus, Tallinn, 274-292.

Mölder, K., 1994. Pühajärve vesikonna reostuskoormus ja selle seos maakasutusega. Lõputöö. Tartu, 48 lk. Käsikiri ZBI Limnoloogiajaamas.

Neitsijärve ja teiste Otepää linnasiseste veekogude seisundi ja saneerimisvõimaluste hindamine. Limnoloogiliste uuringute aruanne, 1999. Vastutav täitja I. Ott. Käsikiri ZBI Limnoloogiajaamas.

Neitsijärve ja teiste Otepää linnasiseste veekogude seisundi ja saneerimisvõimaluste hindamine. Lõpparuanne, 1999. Koost. E. Kirt. Käsikiri Otepää linnavalitsuses.

Nöges, P., Kisand, A., 1999. Forms and Mobility of Sediment Phosphorus in Shallow Eutrophic Lake Võrtsjärv (Estonia). *Internat. Rev. Hydrobiol.* 84: 255-270.

Pettersson, K., Boström, B., Jacobsen, O.-S., 1988. Phosphorus in sediments - speciation and analysis. *Hydrobiologia* 170: 91-101.

Psenner, R., Boström, B., Dinka, M., Pettersson, K., Pucsko, R., Sager, M., 1988. Fractionation of phosphorus in suspended matter and sediment. *Ergebn. Limnol. Advances in Limnology. Beiheft 30*: 98-103.

Põllumajandusministri 8. juuni 1998. a. määrus nr. 20. "Väetiseseaduses sätestatud õigusaktide kinnitamine." RTL, 1998, 202/203.

Ramst, R., 1992. Eesti järvemudavarud. RE Eesti Geoloogiakeskus. Tallinn, 24 lk.

Ripl, W., 1994. Restoration methods and techniques. Sediment treatment. In *Restoration of Lake Ecosystems. IWRB Publication 32*: 75-81.

Saarse, L., 1994. Bottom deposits of small Estonian lakes. Tallinn, 230 pp.

Svendsen, L. M., Rebsdorf, A., Nørnberg, P., 1993. Comparison of methods for analysis of organic and inorganic phosphorus in river sediment. *Wat. Res. Vol. 27, 1*: 77-83.

Veber, K., 1970. Järvemuda Eestis. Eesti Loodus 2: 111-113.

Wetzel, R. G., 1983. Limnology. USA, Saunders College Publishing, 767 pp.

Wolter, K.-D., 1994. Phosphorus precipitation. In Restoration of Lake Ecosystems. IWRB Publication 32: 63-68.

Wood, J. M., 1974. Biological cycles for toxic elements in the environment. Science 183: 1049-1053.

Das ist eine halbe Seite lang (abhängig von der Schriftgröße)

Zeile	Spalte 1	Spalte 2	Spalte 3	Spalte 4
1				
2				
3				
4				
5				
6				
7				
8				
9				
10				
11				
12				
13				
14				
15				
16				
17				
18				
19				
20				
21				
22				
23				
24				
25				
26				
27				
28				
29				
30				
31				
32				
33				
34				
35				
36				
37				
38				
39				
40				
41				
42				
43				
44				
45				
46				
47				
48				
49				
50				

LISAD

Lisa 1. Sette kuivaine ning orgaanilise aine sisaldused

puursüdamiku nr.	sette kiht	kuivaine %	org. aine %
1	0-5 cm	8,0	34,3
1	5-10 cm	8,2	32,6
1	10-15 cm	7,4	52,5
1	15-20 cm	8,1	49,3
1	20-25 cm	11,9	26,4
1	25-30 cm	14,5	19,9
1	30-35 cm+2cm	13,8	29,9
2	0-5 cm	8,2	28,4
2	5-10 cm	8,8	29,7
2	10-15 cm	9,2	33
2	15-20 cm	8,1	37,5
2	20-25 cm	7,4	38,1
2	25-30 cm	13,6	22,7
2	30-35 cm	14,5	28,8
2	35+4 cm	13,4	30,5

Lisa 1 (jätk)

puursüdamiku nr.	sette kiht	kuivaine%	org. aine %
3	2-2,25 m	12,8	27,5
3	2,25-2,5 m	9,1	44,5
3	2,5-2,75 m	9,6	32,5
3	2,75-3 m	12,9	21,9
3	3-3,25 m	16,8	20,2
3	3,25-3,5 m	16,7	22,3
3	3,5-3,75 m	12,1	37,4
3	3,75-4 m	11,4	26,1
3	4-4,25 m	11,7	45,0
3	4,25-4,5 m	12,5	38,8
3	4,5-4,75 m	12,7	35,6
3	4,75-5 m	13,6	34,4
3	5-5,25 m	12,7	36,4
3	5,25-5,5 m	14,0	36,2
3	5,5-5,75 m	14,9	39,6
3	5,75-6 m	14,8	38,1
3	6-6,25 m	15,5	35,0
3	6,25-6,5 m	16,2	45,8
3	6,5-6,75 m	17,0	38,2
3	6,75-7 m	16,6	49,3
4	2-2,25 m	12,0	28,3
4	2,25-2,5 m	11,5	24,8
4	2,5-2,75 m	10,7	28,2
4	2,75-3 m	13,0	26,3
4	3-3,25 m	11,6	38,3
4	3,25-3,5 m	11,6	49,7
4	3,5-3,75 m	12,0	27,0
4	3,75-4 m	12,1	35,6
4	4-4,25 m	15,4	38,0
4	4,25-4,5 m	45,1	5,9
5	1-1,25 m	6,0	41,6
5	1,25-1,5 m	8,4	34,1
5	1,5-1,75 m	6,5	43,4
5	1,75-2 m	7,9	40,5
5	2-2,25 m	6,0	40,8
5	2,25-2,5 m	16,0	22,2
5	2,5-2,75 m	16,0	23,3
5	2,75-3 m	12,8	40,9
5	3,5-3,75 m	12,3	37,0
5	3,75-4 m	12,5	48,0
5	4-4,25 m	12,8	35,9
5	4,25-4,5 m	13,3	35,8
5	4,5-4,75 m	12,5	39,1
5	4,75-5 m	13,3	37,3
5	5-5,25 m	13,9	39,1
5	5,25-5,5 m	13,5	39,0

Lisa 2. Setete fosfori fraktsioneerimise tulemused

Puur- südamiku nr.	sette kiht	NH ₄ Cl-P μg P/g KA	NaOH-P μg P/g KA	HCl-P μg P/g KA	frac summa μg P/g KA	org-P μg P/g KA	üldP μg P/g KA
1	0-5 cm	29,6	462	364	982	698	1681
1	5-10 cm	26,9	200	188	642	637	1279
1	10-15 cm	59,1	449	128	782	911	1693
1	15-20 cm	87,9	1028	657	1871	555	2426
1	20-25 cm	7,1	183	340	595	1482	2077
1	25-30 cm	56,3	660	315	1080	628	1708
1	30-35 cm+2cm	51,2	675	278	1131	178	1309
2	0-5 cm	26,6	217	223	573	908	1482
2	5-10 cm	31,5	349	232	744	1405	2149
2	10-15 cm	46,7	861	388	1450	781	2231
2	15-20 cm	73,2	837	299	1291	149	1440
2	20-25 cm	25,6	350	296	802	505	1306
2	25-30 cm	17,1	260	292	598	672	1270
2	30-35 cm	24,5	410	259	751	533	1284
2	35+4 cm	51,6	722	257	1093	987	2080

Lisa 2 (jätk)

Puur-südamiku nr.	sette kiht	NH ₄ Cl-P µg P/g KA	NaOH-P µg P/g KA	HCl-P µg P/g KA	frac summa µg P/g KA	org-P µg P/g KA	üldP µg P/g Ka
3	2-2,25 m	130	1539	679	2134	1300	3435
3	2,25-2,5 m	232	3526	1238	4517	6901	5208
3	2,5-2,75 m	110	1034	536	1618	305	1923
3	2,75-3 m	155	2325	611	2880	1344	4224
3	3-3,25 m	93.7	966	387	1445	362	1807
3	3,25-3,5 m	110	1932	816	2768	-1129	1639
3	3,5-3,75 m	157	1989	450	2959	-767	2193
3	3,75-4 m	165	2461	413	3049	-303	2745
3	4-4,25 m	80.6	1095	251	1533	1411	2944
3	4,25-4,5 m	129	1583	495	2342	-16	2325
3	4,5-4,75 m	132	2748	370	3348	1629	4977
3	4,75-5 m	147	2861	382	3511	1340	4851
3	5-5,25 m	162	2943	411	3619	1176	4795
3	5,25-5,5 m	167	4553	489	5278	247	5526
3	5,5-5,75 m	192	4277	457	5087	1129	6216
3	5,75-6 m	224	4761	566	5426	716	6143
3	6-6,25 m	150	4581	534	5089	908	5997
3	6,25-6,5 m	116	4583	634	5244	1829	7073
3	6,5-6,75 m	118	4317	513	5028	1498	6526
3	6,75-7 m	105	3818	702	4775	1435	6210
4	2-2,25 m	38,6	847	669	1476	942	2418
4	2,25-2,5 m	21,8	487	398	886	784	1670
4	2,5-2,75 m	64,5	1095	734	1817	617	2434
4	2,75-3 m	7,8	145	306	476	514	990
4	3-3,25 m	4,3	101	312	432	471	903
4	3,25-3,5 m	11,4	137	244	407	420	826
4	3,5-3,75 m	13,3	142	258	464	606	1070
4	3,75-4 m	12,8	144	219	406	554	961
4	4-4,25 m	4,8	102	266	372	682	1054
4	4,25-4,5 m	1,4	20	204	217	272	489
5	1-1,25 m	125	691	465	1436	-73	1363
5	1,25-1,5 m	55.8	1046	517	1823	1210	3033
5	1,5-1,75 m	248	1886	393	2731	1568	4299
5	1,75-2 m	34.7	231	162	590	1009	1599
5	2-2,25 m	141	818	174	1282	1434	2716
5	2,25-2,5 m	18,7	227	277	589	574	1163
5	2,5-2,75 m	46.5	600	336	1036	905	1941
5	2,75-3 m	31	486	372	987	655	1642
5	3,5-3,75 m	0	158	176	478	493	971
5	3,75-4 m	0	157	196	476	568	1044
5	4-4,25 m	0	179	228	540	512	1052
5	4,25-4,5 m	146	3527	452	4361	-1874	2487
5	4,5-4,75 m	52.6	956	285	1420	1047	2467
5	4,75-5 m	113	1958	342	2523	1683	4206
5	5-5,25 m	112	1379	377	1992	838	2830
5	5,25-5,5 m	123	1725	438	2349	895	3244

Lisa 3. Lahustunud fosfori kontsentratsioonid vee ja sette piirpinnal

sügavus (cm)	keskkond	P kontsentratsioon ($\mu\text{g/l}$)
-(27-30)	vesi	82.4
-(24-27)	vesi	108.1
-(21-24)	vesi	92.7
-(18-21)	vesi	85.8
-(15-18)	vesi	85.8
-(12-15)	vesi	91
-(9-12)	vesi	85.8
-(6-9)	vesi	467
-(3-6)	vesi	1509
-(0-3)	vesi	982
0-3	sete	1018
3-6	sete	1483
6-9	sete	1564
9-12	sete	1737
12-15	sete	1720
15-18	sete	1843
18-21	sete	2042
21-24	sete	2077
24-27	sete	1974
27-30	sete	1754