

Eesti Maaülikooli põllumajandus- ja keskkonnainstituut



www.emu.ee
Eesti Maaülikool
Estonian University of Life Sciences
Põllumajandus- ja keskkonnainstituut
Institute of Agricultural and Environmental Sciences



Koorküla Valgjärve, Udsu ja Kadastiku järve Natura 2000 vee-elupaikade määratlusele vastavuse kontrollimine ja hindamine

Udsu järv 10. aug. 12



prof. Ingmar Ott

Projekti vastutav täitja

TARTU

2012

SISUKORD

SISSEJUHATUS	3
1. MATERJAL JA MEETODID	4
1.1. Hüdrokeemia ja -füüsika	4
1.2. Fütoplankton	6
1.3. Suurtaimede uurimise meetodid	10
1.4. Suurselgrootute uurimise meetodid	12
2. TULEMUSED	17
2.1. Koorküla Valgjärv	17
2.1.1. Koorküla Valgjärve tüüp, hüdrokeemia ja –füüsika	17
2.1.2. Koorküla Valgjärve fütoplankton	18
2.1.3. Koorküla Valgjärve suurtaimed	21
2.1.4. Koorküla Valgjärve kalastik	25
2.2. Udsu järv	27
2.2.1. Udsu järve tüüp, hüdrokeemia ja –füüsika	27
2.2.2. Udsu järve fütoplankton	28
2.2.3. Udsu järve suurtaimed	29
2.2.4. Udsu järve kalastik	32
2.3. Kadastiku järv	34
2.3.1. Järve tüüp, hüdrokeemia ja –füüsika	34
2.3.2. Kadastiku järve fütoplankton	36
2.3.3. Kadastiku järve suurtaimed	37
2.4. Koorküla Valgjärve, Udsu ja Kadastiku makroselgrootud	41
3. JÄRVEDE ELUPAIKADE HINNANG LOODUSDIREKTIIVI JÄRGI KASUTATUD KIRJANDUS	49
LISAD	51
1 Suurtaimede liikide nimestik	
2 Suurtaimede klassifikatsioon	
3 Koorküla Valgjärve hinnang „Natura 2000“ järgi 2002. ja 2012. a.	
4 Udsu järve hinnang „Natura 2000“ järgi 2002. ja 2012. a.	
5 Kadastiku järve hinnang „Natura 2000“ järgi 2002. ja 2012. a.	

SISSEJUHATUS

Uurimus viidi läbi SA Eestimaa Looduse Fondi ja Eesti Maaülikooli Põllumajandus- ja Keskkonnainstituudi vahelise lepingu alusel. Töö täitjaks on Limnoloogiakeskus (LK). Kasutatud on andmebaase ja 2012. a. välitööde materjale. Ülesandeks oli Koorküla looduskaitsealal asuvate Valgjärve, Udsu järve ja Kadastiku järve Natura 2000 vee-elupaikade määratlusele vastavuse kontrollimine ja hindamine „Loodusdirektiivi järve-elupaigatüüpide inventeerimise juhiste” alusel.

Kuna Natura elupaigatüübid on tihedasti seotud EL Veepoliitika Raamdirektiivi tüüpidega, siis hinnati olukorda ka neid nõudeid arvestades. Järvede tingimusi ja seisundit püüti iseloomustada ka laiemalt, arvestades limnoloogiliste teadmiste pagasit. Uuringust võtsid osa järgmised EMÜ PKI LK töötajad: prof. Ingmar Ott (üldkorraldus, välitööd, aruande koostamine), PhD. Henn Timm (suurselgrootud, välitööd, aruande koostamine, PhD. Tõnu Feldmann (suurtaimed, aruande koostamine), MSc. Kairi Maileht (vetikad, välitööd, aruande koostamine), MSc. Katrit Karus (suurtaimed, välitööd, aruande koostamine), MSc. Teet Krause (kalad, välitööd, aruande koostamine), MSc. Anu Palm (kalad, välitööd, aruande koostamine), MSc. Katrin Saar (välitööd), PhD. Aini Lindpere (hüdrokeemia), Henno Starast (hüdrokeemia), Katrin Ott (hüdrokeemia).

1. MATERJAL JA MEETODID

1.1. Hüdrokeemia ja -füüsika

Uuriti veesamba kolme kihti järvede sügavaimast piirkonnast 10. aug. 2012. Määrati järgmised parameetrid: vee värvus, Secchi ketta nähtavus ehk vee läbipaistvus (SD), temperatuur (T), vees lahustunud hapnik (O_2), vee pH, aluselisis (HCO_3^-), elektrijuhtivus (E) ja lahustunud ainete sisaldus (TDS). Laboris määrati orgaanilise aine üldsisaldus dikromaatse oksüdeeritavusena (COD_{Cr}), üldfosfori (üld-P), üldlämmastiku (üld-N), fosfaat- (PO_4^{3-}), ammonium- (NH_4^+), nitraatiooni (NO_3^-) ja kollase aine (Y) sisaldus. Vee läbipaistvus mõõdeti valge, 30 cm läbimõõduga Secchi kettaga ja väljendati täpsusega 0,1 m. Vee temperatuur, vees lahustunud hapniku sisaldus, küllastusprotsent ($O_2\%$), lahustunud ainete üldsisaldus, vee elektrijuhtivus ja pH määrati multisensoriga YSI – 6600. Üldaluselisis (HCO_3^-) määrati tiitrimisel soolhappega (Unifitsirovannye..., 1977). Määramise absoluutne viga oli 0,03 mg-ekv/l.

Vee orgaanilise aine hindamisel juhinduti H. Simmi (1975) poolt Eesti pinnavete vee keemilise koostise võrdlevaks iseloomustamiseks esitatud piirväärtustest. Vee värvuse, samuti kollase aine sisalduse järgi saab kaudselt hinnata orgaanilise aine päritolu.

Teatavasti on vee roheline värvus tingitud fütoplanktonist (autohtoonne orgaaniline aine), kollakas, pruunikas ja punakas toon peamiselt huumusainetest (allohtoonne orgaaniline aine). Vee pH hindamiseks kasutati Czerny (1960) skaalat. Vee karedust hinnati P.

Nõges ja I. Ott (2003) järgi (tabel 1). Eesti järved on jaotatud vee aluselisisuse ja elektrijuhtivuse põhjal kolmeks.

Tabel 1. Eesti järvede jaotus vee aluselise (HCO_3^-) ja elektrijuhtivuse (E) põhjal

	HCO_3^- mg-ekv/l	HCO_3^- mg/l	E $\mu\text{S/cm}$
Kare vesi	> 3,9	> 240	> 400
Keskmiselt kare	1,3-3,9	80-240	165-400
Pehme vesi	< 1,3	< 80	< 165

Järve tüüp ja seisund hinnati tabeli 2 kohaselt. Iga järve kohta koostati ökoloogiline seisundiklass füüsikalise-keemiliste näitajate (üld-N, üld-P, SD ja pH) väärtuste põhjal, arvestades EL Veepoliitika Raamdirektiivi (VRD) nõudeid (Veepoliitika..., 2002) ja keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määruse nr. 44 lisa 5 (Pinnaveekogumite ..., 2009).

Tabel 2. Maismaa seisuveekogude pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside piirid füüsikalise-keemiliste seisundinäitajate väärtuste järgi (Nõges, Ott, 2003, Pinnaveekogumite..., 2009)

Seisundinäitaja	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
Tüüp I – kalgiveeline järv (andmete aritm. keskmine)						
pH		7-8,5	7-8,5	<7 või >8,5	<7 või >8,5	<7 või >8,5
Üldfosfor	$\mu\text{g/l}$	<10	10-20	>20-30	>30-50	>50
Üldlämmastik	$\mu\text{g/l}$	<1500	1500-2500	>2500-3500	>3500-4500	>4500
Secchi ketta nähtavus	m	>6	4-6	3-<4	2-<3	<2
Tüüp II – keskmise karedusega madal järv (aritmeetiline keskmine)						
pH		7-8	>8-8,3	>8,3-8,8	>8,8-9 või 6-<7	<6 või >9
Üldfosfor	$\mu\text{g/l}$	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100
Üldlämmastik	$\mu\text{g/l}$	<500	500-1000	>1000-1500	>1500-2000	>2000
Secchi ketta nähtavus	m	>3	2-3	1-<2	<1	<1
Tüüp III – keskmise karedusega sügav järv (aritmeetiline keskmine)						
pH		7-8	>8-8,3	>8,3-8,8	>8,8-9 või 6-<7	<6 või >9
Üldfosfor	$\mu\text{g/l}$	<30	30-60	>60-80	>80-100	>100

Seisundinäitaja	Ühik	Väga hea klass	Hea klass	Kesine klass	Halb klass	Väga halb klass
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 meta- limnion algab sügavamal kui 8 m	>3,5-5 või meta-limnion algab vahetult enne veekogu põhja	>2,5-3,5	2-2,5	<2
Tüüp IV – pehme veega tumedaveeline järv (<i>aritmeetiline keskmine</i>)						
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
Tüüp V – pehme veega heledaveeline järv (<i>aritmeetiline keskmine</i>)						
pH		5,5-7	<7-7,5	>7,5-8	>8-8,5	>8,5
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 (<i>aritmeetiline keskmine</i>)						
Üldfosfor		<15	15-30	<30-45	<45	>45
Orgaanilise aine rikka sette paksus avavee osas	cm	<15	<15	15	15	15
Domineeriv sete		Mineraalne	Mineraalne	Muda, mineraalne	Muda	Muda

1.2. Fütoplankton

Kvantitatiivsed proovid võeti järve keskosast ning fikseeriti Lugoli lahusega (joodi ja kaaliumjodiidi lahus). Igast proovist sadestati 3 või 25 ml loenduskambris ja loendati rakud invertmikroskoobi abil, sõltuvalt nende suuruselt suurendustel 10 x 40, 10 x 20 ja/või 10 x 10. Biomass arvutati vetikate ruumalade mõõtmise kaudu, erikaaluks võeti 1. Pigmentide: klorofüll (Chl a, Chl b, Chl c), feopigmentide (Pheo) ja karotinoidide (Car)

sisaldused määrati spektrofotomeetriliselt 96% etanooli ekstraktis (kaks paralleelproovi) ja arvutati Jeffrey & Humphrey (1975), Lorenzeni (1967) ja Stricklandi ning Parsons (1972) võrrandite järgi. Algandmed säilitatakse limnoloogiakeskuse andmebaasis, aruandes kasutati chl a andmeid.

Tabelis 3 on esitatud fütoplanktoni näitajate klassifikatsioon vastavalt Veepoliitika Raamdirektiivile (Veepoliitika..., 2002). Enamikus järvetüüpides kasutati Chl a sisaldust (Chl a), fütoplanktoni koondindeksit (FKI), ühetaolisuse indeksit (J) ja koosluse kirjeldust. Halotroofsete järvede puhul arvestati eelnimetatutest seisundi indikaatorina ainult Chl a (**tabel 3**). Chl a ja liikide arvu, halotroofsete järvede puhul lisaks veel ka FKI hindamisel kasutati troofsusklassifikatsiooni V. Kõvaski ja A. Miliuse (1982) kriteeriumide järgi, kuid veidi muudetud kujul, arvestades hilisemaid uurimistulemusi Eesti väikejärvedel (**tabel 4**). Järve ökoloogilise seisundi hindamisel fütoplanktoni alusel kasutatakse veel ka ekspertarvamust (n. indikaatorliike, dominantliikide vaheldumist kasvuperioodi jooksul jne.).

Fütoplanktoni kogubiomassiga koos esitatakse tähtsamate vetikahõimkondade (sini-, räni-, rohe-, ikkes-, kold-, neel-, vaguvibur- ja silmviburvetikate ning rafidofüütide ja eriviburvetikate) biomassid.

Nygaardi fütoplanktoni koondindeks esitati siin modifitseeritud kujul (Ott & Laugaste, 1996), kohandatuna Eesti oludele. Fütoplanktoni koondindeks (FKI) arvutati järgmise valemi järgi:

$$FKI = \frac{Cy. + Chloroc. + Centr. + Eugl. + Cryp. + 1}{Desm. + Chr + 1},$$

kus

- Cy. – sinivetikate liikide arv,
- Chloroc. – algrohevetikate liikide arv,
- Centr. – ketasränivetikate liikide arv,
- Eugl. – silmviburvetikate liikide arv,
- Cryp. – neelvetikate liikide arv,
- Desm. – ikkesvetikate liikide arv,

Chr. – koldvetikate liikide arv.

Ühetaolisus J (Pielou, 1975) arvutati Shannoni liigierisusindeksi kaudu järgmiselt:

$$J = H' / H'_{\max}$$

kus

H' – Shannoni liigierisus,

H'_{\max} – teoreetiline liigierisus (biomass, mis jaguneks ühtlaselt proovis leitud liikide vahel).

J väärtused jäävad vahemikku 0-1. Skaala on jaotatud võrdselt igas järvetüübis viide klassi ning seisundikriteeriumid on kõigis järvetüüpides samasugused (tabel 3).

J on ökoloogilise seisundiga võrdeline – mida suurem J väärtus, seda parem ökoloogiline seisund.

Tabel 3. Fütoplanktoni näitajate kriteeriumid. A - liigilise koosseisu arvukuses, pole võimalik eristada kindlaid dominante; B - arvukuses domineerib 3-5 liiki (>80%); C - domineerib üks liik (>80%); D - domineerivad tsüanobakterite perekondade *Microcystis*, *Woronichinia*, *Anabaena*, *Radiocystis*, *Plankothrix*, *Limnothrix*, *Aphanizomenon* esindajad või rohevetikad *Chlorococcales* ning Chl *a* sisaldus on >20 mg/m³

Tüübi nr.	Kvaliteedi- klass	Chl <i>a</i> , µg/l	Fütoplanktoni kooslus*	Fütoplanktoni koondindeks (FKI)	Ühetaolisus (J)
1	väga hea	<1	ei kasutata	<2	0,81-1
1	hea	1-2	ei kasutata	2-4	0,61-0,80
1	kesine	2-3	ei kasutata	>4-7	0,41-0,60
1	halb	3-5	ei kasutata	>7	0,21-0,40
1	väga halb	>5	ei kasutata	>7	0-0,20
2	väga hea	<10	A	<3,5	0,81-1

2	hea	10-20	A	3,5-6	0,61-0,80
2	kesine	20-30	B	>6-9	0,41-0,60
2	halb	30-50	C	>9	0,21-0,40
2	väga halb	>50	D	>9	0-0,20
3	väga hea	<10	A	<4	0,81-1
3	hea	10-20	A	4-6,5	0,61-0,80
3	kesine	20-40	B	>6,5-10	0,41-0,60
3	halb	40-50	C	>10	0,21-0,40
3	väga halb	>50	D	>10	0-0,20
4	väga hea	<10	A	<2	0,81-1
4	hea	10-20	A	>2-4	0,61-0,80
4	kesine	20-30	B	>4-7	0,41-0,60
4	halb	>30	C	>7	0,21-0,40
4	väga halb	>30	D	>7	0-0,20
5	väga hea	<10	A	<2	0,81-1
5	hea	10-20	A	2-4	0,61-0,80
5	kesine	20-30	B	>4-7	0,41-0,60
5	halb	>30	C	>7	0,21-0,40
5	väga halb	>30	D	>7	0-0,20
8	väga hea	<5	ei kasutada	ei kasutada	ei kasutada
8	hea	5-15	ei kasutada	ei kasutada	ei kasutada
8	kesine	15-25	ei kasutada	ei kasutada	ei kasutada
8	halb	>25	ei kasutada	ei kasutada	ei kasutada
8	väga halb	>25	ei kasutada	ei kasutada	ei kasutada

Tabel 4. Fütoplanktoni näitajate hindamise kriteeriumid. * - liikide arv on hüpertroofsetes järvedes sageli madal

Parameeter	Ühik	Madal, oligotroofne	Keskmine, mesotroofne	Kõrge, eutroofne	Ülikõrge, hüpertroofne
Biomass	g/m ³	< 3	3-15	15-30	> 30
Liikide arv loendusproovis		< 20	21-40	41-60	> 61 *
Fütoplanktoni koondindeks (FKI)		< 2	2-5	5-7	> 7

1.3. Suurtaimede uurimise meetodid

Uuritavatel järvedel läbiti paadiga kogu kaldajoon ning sõltuvalt järve suurusest tehti iga ~ 150-200 meetri tagant profiile selgitamiseks veetaimestiku võõndilisust ja sügavuslevi.

Töövahendina kasutatakse mõõtudega nõõri otsas taimekonksu. Lisaks koostati aluskaartidele taimestiku ligikaudsed levikuskeemid, mis varasematega võrreldes peegeldavad liigilise koosseisu ja liikide asukoha muutusi. Veetaimestiku iseloomustamiseks määratakse nende koosseis ja ohtrus, viimase hinnangud on antud skaalas 1-5. See skaala on sarnane Braun-Blanquet (1964) omaga ning omab järgmisi väärtusi:

- 1 – kohati üksikud taimed või väikesed kogumikud;
- 2 – siin-seal mõõdukal hulgal;
- 3 – sageli kohatav, keskmisel hulgal;
- 4 – palju, dominant või subdominant;
- 5 – massiliselt esinev dominant.

Hindamisparameetrid

Tähtsamate taksonite all peetakse silmas olulisemaid veetaimerühmi (veesisesed taimed, ujulehtedega taimed ja ujutaimed), mis järjestatakse osatähtsuse alusel. Võrdusmärgid

viitavad taksonite võrdsele ohtrusele, komaga eraldatud taksonid on eelnevaist väiksema ohtrusega. Tabelites 7, 8, 11, 12, 15, 16 (ptk. 2 - tulemused) on kasutusel järgmised lühendid:

Veesisesed taimed: Bry – sammaltaimed (*Bryophyta*); Char – mändvetiktaimed (*Charophyta*); Cer – kardhein (*Ceratophyllum*); Elo – vesikatk (*Elodea*); Iso – järvalahnarohi (*Isoetes lacustris* L.); Lob – vesilobeelia (*Lobelia dortmanna* L.); Myr – vesikuused (*Myriophyllum*); Pot – penikeeled (*Potamogeton*); Ran – särjesilmad (*Ranunculus*); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*); Str – vesikarikas (*Stratiotes*); Utr – vesiherned (*Utricularia*).

Ujulehtedega taimed: Nu – vesikupud (*Nuphar*); Nym – vesiroosid (*Nymphaea*); Pot(nat) – ujuv penikeel (*Potamogeton natans* L.); Poly – vesi-kirburohi (*Polygonum amphibium* L.); Spar – jõgitakjad (*Sparganium*).

Ujutaimed: Hydr – konnakilbukas (*Hydrocharis*); Lem – lemled (*Lemna*); Spir – vesilääts (*Spirodela*).

Liikide ohtruse hinnangud antakse veetaimede ökoloogilistele rühmade – kaldavee-, ujulehtedega ja ujutaimede ning veesiseste taimede jaoks eraldi. Kõik registreeritud liigid tuuakse nimestikena lisas 1. Kui klassipiiridena kasutatakse võrdväärsete indikaatorliikide ohtrusi, siis rohkem kui ühe indikaatorliigi samaaegsel esinemisel järves antakse suurema ohtrusega liigi väärtus. Eraldi hinnatakse ka niitrohevetikate rohkust, sest nad võivad katta nii järve põhja kui ka veesiseseid taimi. Rõhutatakse peamiselt neid ohtruste muutusi, kus kahe uurimiskorra erinevus on enam kui üks pall, sest väiksemad erinevused võivad olla tingitud erinevate uurijate isikupärast tingitud veast.

Hinnangud antakse järvede kaupa eraldi. Tabelites (1,3,5) on toodud araabia numbriga vastava liigi ohtruse hinnang (1-5 palli, seletus eespool) ja selle järel rooma numbriga igale kvaliteedinäitajale vastav ökoloogiline seisundiklass: I – väga hea, II – hea, III – kesine, IV – halb, V – väga halb. Sõltuvalt järve tüübist kasutatakse erinevaid kvaliteedinäitajaid.

Järvede ökoloogilise seisundi hindamise kriteeriumid on toodud lisas 2. Koondhinnangu andmisel lähtutakse ka varasemate uurimisaastate andmetest. Järve suurtaimestiku koondhinnang määratakse veetaimede erinevate kvaliteedinäitajate alusel.

Koondhinnangu määramisel arvestatakse kõiki näitajaid, seejuures kuni 1/3 neist võib näidata koondhinnangust madalamat kvaliteeti.

Kui varasematel uurimisaastatel määndvetikaid enamasti liigini ei määratud ja liiginimestikes kajastus vaid *Chara* spp. ohtrus, siis nüüd üritatakse anda kõigile määndvetikaliikidele eraldi ohtrused. Andmete võrdlemise eesmärgil, antakse siiski ohtruse hinnang ka *Chara* spp.-le üldiselt. Sammalde määramisel oli abiks Mare Leis.

EL Loodusdirektiivi järve-elupaigatüübi inventeerimisel ja hindamisel oli aluseks H. Mäemetsa poolt koostatud materjalid (Loodusdirektiivi järve-elupaigatüüpide..., 2010). Olgugi, et antud töö peaesmärgiks oli hinnata järvede seisundit lähtuvalt Loodusdirektiivi hindamissüsteemist, hinnati järve seisundit ka VRD-I (Veepoliitika Raamdirektiiv) põhineva hindamissüsteemi alusel, et võrrelda saadud tulemusi omavahel.

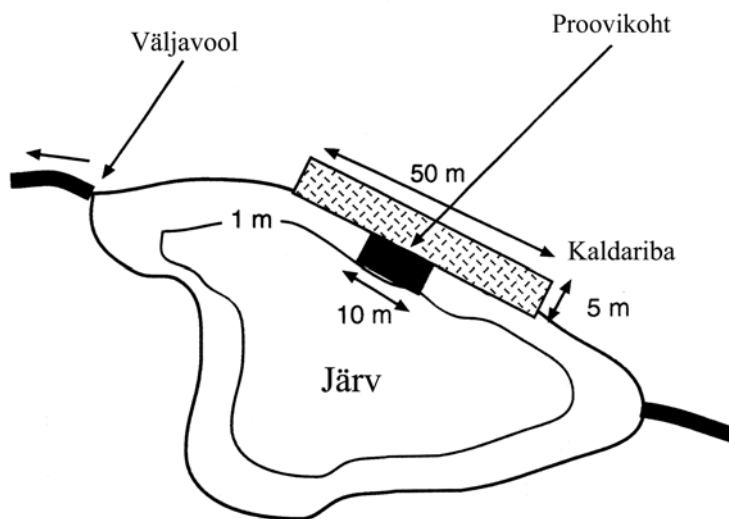
1.4. Suurselgrootute uurimise meetodid

Proovid

Järvede madalaveelistes osades (litoraalis) püüti suurselgrootuid nelinurkse standardkahvaga (raami serva pikkus 25 cm, sõelaava läbimõõt 0,5 mm, varre pikkus 1 m) (European..., 1994). Iga proov võeti ühelaadilise põhjaga kaldalõigu (prooviala) keskmisest osast (proovikohast), mis oli ca 10 m pikk (joonis 1). Igast järvest võeti üks liitproov, mis koosnes 5 juhuslikult paigutatud jala- või (pehmel põhjal) tõmbeproovist ning kvalitatiivsest proovist (Johnson, 1999, Medin jt., 2001). Kvalitatiivne proov üritati igas järves võtta võimalikult mitmekesine kõigist erinevatest elupaikadest (peale vedela muda), mis kompenseeriks substraatide võimalikke erinevusi järvede vahel.

Jalaproov seisneb põhja jalaga segamises vertikaalselt asetatud kahva ees ning järgnevas järsus kahvatõmbes madalal segatud ala kohal. Seda kasutati peamiselt kivise põhjaga kohtades. Soiste kallastega järvedes, kus jalaproove võtta ei saanud, asendati jalaproovid vertikaalsete kahvatõmmetega õõtsikserval, püüdes katta samasugust pindala nagu jalaproovide puhulgi. Proovi sügavuseks loeti sellistel juhtudel 0,33 m ja üksikproov koosnes 3 tõmbest. Iga üksikproov kattis seega 1 m pikkuse osa (0,25 m²) järvepõhjast või -servast. Liivasel põhjal kasutati jalaproovide asemel 1 m pikkusi tõmbeid piki põhja.

Kvalitatiivne proov hõlmas kõigil kolmel juhul nii prooviala tüüpilisi kui ülejäänud elupaiku (kui neid oli). Selleks kasutati vajaduse järgi nii jalaproove, kahvatõmbeid kui käsitsi noppimist (näiteks taimedelt, suurtelt okstelt või kividelt). Püütud materjal fikseeriti kohapeal 96% piirituses; loomad loendati ja määrati laboris. Kahvaprove loomad määrati stereomikroskoobi all (suurendus 7-40 korda) võimalust mööda enamasti liigini, välja arvatud surusääsklased, väheharjasussid ja vesilestad, kelle määramine nõuab suuremat suurendust.



Joonis 1. Litoraali suurselgrootute proovikoha näidis järves

Seisund

Seisundi iseloomustamiseks hinnati taksonite üldarv koos kvalitatiivse prooviga (taksonirikkus), Shannoni erisusindeks H' (Johnson 1999), ASPT indeks (Armitage jt. 1983), EPT indeks ehk *Ephemeroptera*, *Plecoptera* ja *Trichoptera* (ühepäevikuliste, kevikuliste ja ehmeistiivaliste) taksonite arv proovis (Lenat 1988) ning Rootsi happelisuusindeks (Johnson 1999). Taksonirikkus, H' , ASPT ja EPT on seisundiga võrdelised, happelisuusindeks aga happelisuustasemega pöördvõrdeline. Peale selle hinnati alati ka keskmine isendite arv ruutmeetril (arvukus). Arvukust ning taksonierisust hinnati viie jala- või tõmbeproovi alusel, muude keskkonnaindeksite ning taksonirikkuse puhul arvestati ka kvalitatiivset proovi.

Happelisusindeksi algseks ülesandeks oli hinnata happevihmade mõju veekogudele. Et Eestis happevihmadel olulist mõju ei ole, looduslikult aga leidub väga erineva happelisustasemega veekogusid, ei näita happelisusindeksi headusvahemikud mõnikord mitte inimese põhjustatud nihet kvaliteedis, vaid tüübisisest varieerumist. Et pehmeveelistel järvedel on eutrofeerumise käigus kalduvus karedaveelisemaks muutuda, jäeti happelisusindeks siiski üheks kvaliteeti kirjeldavaks indeksiks.

Taimedeta liivane või mudane põhi sisaldab sageli vähem nii isendeid kui taksoneid kui kivine põhi. Tabelis 5 esitatakse bioloogilise seisundi esialgsed määratlused suurselgrootute järgi viiele vaadeldud tunnusele 2000.-2006. a. andmete põhjal Eesti järvedest (Pinnaveekogumite... 2009).

Taksonirikkuse, taksonierisuse, EPT ja ASPT puhul eeldavad kvaliteedipiirid, et seisund (bioloogiline kvaliteet) on nimetatud tunnustega võrdeline. Niisugune eeldus ei pruugi alati tõele vastata (näiteks toiteainetevaeste järvede korral, kus biogeenide lisandumine võib põhjustada taksonite arvu ning seega ka näiteks erisuse või happelisusindeksi tõusu). Happelisusindeksi korral arvestatakse, et pehmeveelistes järvedes on see looduslikult madalam kui karedaveelistes. On tõenäoline, et vooluvetel välja töötatud happelisusindeks ei pruugi adekvaatset vastust anda eriti ekstreemsetes (näiteks soola- või lubjatoitelistes) järvedes, kuid seda kasutati praeguses töös siiski kommenteeritud kujul, kuni järvede tüübispetsiifilised võrdlustingimused pole piisavalt hästi kirjeldatud. Erinevus etalonist ei pruugi peegeldada ainult inimõju ulatust, vaid ka konkreetse järve sobivust vastava tüübiga.

Seisundi koondhinnang (korraga mitme indeksi põhjal) anti järgmiselt. Iga indeksile omistati saadud kvaliteediväärtusele vastav punktide arv: 5 (väga hea), 4 (hea), 2 (kesine) ja 0 (halb või väga halb). Halb ja väga halb seisund üksiku indeksi tasemel võrdsustati, sest nende eristamiseks polnud piisavalt andmeid. Seejärel iga proovikoha viie indeksi punktid

Tabel 5. Litoraali suurselgrootute etalontingimused ja klassipiirid Eesti järvedele. Järvede pindala on alla 100 km², kui seda pole eraldi näidatud. R - etalontase, H - väga hea (sinine), G - hea (roheline), M - kesine (kollane), P - halb (oranž) ja B - väga halb (punane) seisund. n - proovide arv. * - pole arvestatud olukorda, kui liiga paljude taksonite (märgatavalt üle R taseme) esinemine näitab järve ülemäärast eutrofeerumist

Tunnus	Tüüp/elupaik	R	H	G	M	P	või	B
Taksonirikkus	väga kare	28	>25	22-25	17-21	<17		
Taksonirikkus	keskmise karedusega, taimed	35	>32	28-32	21-27	<21		
Taksonirikkus	keskmise karedusega, liiv ja/või kivid	27	>24	22-24	16-21	<16		
Taksonirikkus	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	16,5	>15	13-15	10-12	<10		
Taksonirikkus*	pehme, pruun	16	>14	13-14	10-12	<10		
Taksonirikkus*	pehme, hele	22	>20	18-20	13-17	<13		
Taksonirikkus	rannajärv	23	>21	18-21	14-17	<14		
EPT	väga kare	5	>5	4-5	3	<3		
EPT	keskmise karedusega, liiv ja kivid	9	>8	7-8	5-6	<5		
EPT	keskmise karedusega, taimed	6	>5	5	4	<4		
EPT	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	6,5	>6	5-6	4	4		
EPT	pehme, pruun	4,5	>4	4	3	<3		
EPT	pehme, hele	7	>6	6	4-5	<4		
EPT	rannajärv	4	>4	3-4	2	<2		
Shannoni erisus	väga kare	2,8	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,7	<1,7		
Shannoni erisus	keskmise karedusega, taimed	3,1	>2,8	2,4-2,8	<2,4-1,8	<1,8		
Shannoni erisus	keskmise karedusega, liiv	1,9	>1,7	1,5-1,7	<1,5-1,1	<1,1		
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid	2,6	>2,4	2,1-2,4	<2,1-1,6	<1,6		
Shannoni erisus	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	1,7	>1,5	1,4-1,5	<1,4-1	<1		
Shannoni erisus	rannajärv	2,5	>2,2	2-2,1	<2-1,5	<1,5		
Shannoni erisus	pehme, pruun	2,3	>2	1,8-2	<1,8-1,4	<1,4		
Shannoni erisus	pehme, hele	2,7	>2,5	2,2-2,5	<2,2-1,6	<1,6		
ASPT	väga kare	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5		
ASPT	keskmise karedusega, liiv ja taimed	5,7	>5,1	4,5-5,1	<4,5-3,4	<3,4		
ASPT	keskmise karedusega, kivid	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8		
ASPT	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	5,6	>5	4,5-5	<4,5-3,4	<3,4		

ASPT	pehme, pruun	6,7	>6	5,3-6	<5,3-4	<4
ASPT	pehme, hele	6,3	>5,7	5,1-5,7	<5,1-3,8	<3,8
ASPT	rannajärv	5,8	>5,3	4,7-5,3	<4,7-3,5	<3,5
A	väga kare	7	>6	6	4-5	<4
A	keskmise karedusega, liiv ja taimed	7	>6	6	4-5	<4
A	keskmise karedusega, kivid	8	>7	6	5	<5
A	keskmise karedusega, kivid, >100 km ²	9	>8	7-8	5-6	<5
A	rannajärv	7	>6	6	4-5	<4
A	pehme, pruun	1	0-1	2-3	4-5	>5
A	pehme, hele	5	5	4 või 6	3 või 7	<3 või >7

summeeriti. Summa 23-25 tähistas kokkuvõttes väga head, 18-22 head, 10-17 keskpärast, 6-9 halba ja 0-5 väga halba seisundit.

Kui kasutada sai ainult nelja indeksit (juhul, kui näiteks happelisusindeks ilmselt "valetab"), siis on vastavad vahemikud 18-20 (väga hea), 14-17 (hea), 8-13 (kesine), 6-7 (halb) ja <6 (väga halb). Protsentides väljendatav Environmental Quality Ratio ehk EQR on viie indeksi põhjal saadud seisundi suhe vastavasse etalonväärtusse (25 või 20). Proovivõtu ja seisundi hindamise täpsem kirjeldus on vastavas juhendis (Timm & Vilbaste 2010).

2. TULEMUSED

2.1. Koorküla Valgjärv

2.1.1. Koorküla Valgjärve tüüp, hüdrokeemia ja –füüsika.

Järve pindala on 44,1 ha (Tamre, 2006), maksimaalne sügavus 26,8, keskmine sügavus 8,6 m (Mäemets, 1977), veevahetus väga nõrk. EL Veepoliitika Raamdirektiivi järgi (2001) on tegemist nn. V tüüpi järvega (pehme, heleda veega järved). Loodusdirektiivi Natura 2000 tüpologia alusel kuulub tüüpi 3110 (Liivatasandike mineraalidevaesed vähetoitelised veekogud). Eesti limnoloogilise tüpologia järgi (Mäemets, 1977; Ott, Kõiv, 1999) on tegemist vähetoitelise järvega. Üheks oluliseks tüüpi eristavaks näitajaks on vee karedus, mida hinnatakse ka üldaluselisuse kaudu ja mille piiriks on 80 mg HCO_3/l pehme ja kareda vee vahel (Nõges ja Ott, 2003). Koorküla Valgjärvel on selle näitaja väärtus tavalisest suurem ja üsna piirilähedane (Tabel 6). See avaldub ka kogu ökosüsteemi iseloomulikes näitajates, mille väärtused on sageli tüüpide vahepealsed. Tabelis 6 toodud näitajate alusel saame teha üldistuse järve abiootiliste tingimuste kohta. Vee värvus on üsna iseloomulik seda tüüpi järvedele. Vee läbipaistvus on keskmine, hapniku küllastus pinnal normaalne ja hapnikku jätkub kogu veesambasse. Vee pH on meie järvede keskmisele lähedane. Lahustunud orgaanilise aine sisaldus on alla Eesti keskmise ja see on tüübiomane väärtus. Toitesoolade kogused on heal tasemel, suuremad väärtused põhjakihtides on iseloomulikud sügavatele järvedele ja need ei pääse kihistuse tõttu mõjule. Inimmõju näitavad sulfaatide ja kloriidide sisaldused on madalal tasemel.

Tabel 6. Koorküla Valgjärve abiootiliste näitajate väärtused 10. aug. 2012. a.

Näitaja/proovi sügavus, m	0,3	5,5	19,5
Värvus	kollakasroheline		
Läbipaistvus (m)	3,6		
Temperatuur (°C)	20,17	15,9	3,78
O ₂ %	100,9	79,4	12,2
pH	8,3	8,11	6
Elektrijuhtivus, (mS/cm)	165	159	128
Lahustunud ainete sisaldus	118	125	140

(mg/l)			
Üldaluselikus, HCO ₃ mg/l	67,1	67,1	73,2
Keemiline hapnikutarve, COD _{Cr} (mgO/l)	21	17,6	17,6
Keemiline hapnikutarve, COD _{Mn} (mgO/l)	6,6	6,1	5,7
Kollane aine, mg/l	2,1	1,9	2,8
tot-N (mg/l)	0,85	0,806	2,452
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,016	0,009	2,161
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,002	0,002	0,012
NO ₂ ⁻ (mg/l)	<0,001	<0,001	0,006
tot-P (mg/l)	0,011	0,025	0,069
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,001	0,001	0,041
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	<2	<2	<2
Cl ⁻ (mg/l)	2,4	2,3	2,6

2.1.2. Koorküla Valgjärve fütoplankton.

Esimesed andmed Koorküla Valgjärve fütoplanktoni kohta pärinevad 1955. aastast. Liikide arv oli siis 26 (8 sini-, 4 räni-, 3 kold- ja 11 rohevetika liiki). Esines taimedele kinnituv makroskoopilisi kolooniaid tekitav sinivetikas perekonnast *Nostoc*. Aasta hiljem ja 1969. a. oli liigiline koosseis praktiliselt sama, kuid *Nostoc* sp. kolooniaid ei olnud, selle asemel leiti 1969. a. kaldaäärses vees vabalt hõljuvaid kolooniaid tekitav sinivetikas *Tolypotrix tenuis f. lanata*. Põhjalikumad andmed Koorküla Valgjärve fütoplanktoni kohta pärinevad 1974. a., kui biomass oli pinnal madal (1,35 g/m³), hüppekihis (5 m) keskmine (3,25 g/m³) ja põhjas (16 m) taas madal (0,96 g/m³). 1981. a. oli liikide arv mai kuus erinevates veekihtides 12 kuni 19, juunis 24, juulis pinnal 42. Viimased andmed Koorküla Valgjärve kohta pärinevad 1996. a. Biomass oli 1996. a. madal, domineerisid rohe- ja sinivetikad.

2012. a. oli liikide arv kvalitatiivses proovis kõrge – 53. Sinivetikaid oli 20, rohevetikaid 13, ränivetikaid 4, neelvetikaid 2, vaguviburvetikaid 3, koldvetikaid 4 ja ikkesvetikaid 7. Sinivetikatest olid esindatud mitmed eutroofse nõudlusega niitjad liigid perekonnast *Anabaena*, *Planktothrix agardhii* jt. Oligotroofse nõudlusega liikidest olid esindatud mitmed kold- ja ikkesvetikad (Tabel 7). Fütoplanktoni koondindeks oli 2,25 ja selle alusel järve seisund EL veepoliitika raamdirektiivi (2002) nõuetest lähtuvalt hea.

Klorofüll-a kontsentratsioon erinevates veekihtides oli madal (keskmine 5,89 µg/l) ning selle alusel järve seisund väga hea.

10.08.12. leiti Koorküla Valgjärvest makroskoopilisi taimedele kinnitunud kolooniaid. Kolooniad koosnesid peamiselt tsiliaadist *Ophrydium versatile* ja mitmetest mikrovetikatest (peamiselt ränivetikad perekonnast *Nitzschia* ja *Navicula*). *Ophrydium versatile* on küll loom protistide seast, kuid rakk on täidetud üherakuliste vetikatega *Chlorella*, mis võimaldavad fotosünteesida. Seepärast on ökoloogilises mõttes neid parem käsitleda vetikatena.

Tabel 7. Fütoplanktoni liigid Koorküla Valgjärves 10.aug. 2012.

Sinivetikad	1	1	<i>Anabaena curva</i>
	2	2	<i>Anabaena danica</i>
	3	3	<i>Anabaena</i> sp.
	4	4	<i>Anabaena</i> sp.
	5	5	<i>Anabaena spiroides</i>
	6	6	<i>Aphanocapsa conferta</i>
	7	7	<i>Aphanocapsa</i> sp.
	8	8	<i>Aphanothece minutissima</i>
	9	9	<i>Aphanothece</i> sp.
	10	10	<i>Chroococcus distans</i>
	11	11	<i>Chroococcus limneticus</i>
	12	12	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>
	13	13	<i>Phormidium</i> sp.
	14	14	<i>Planktolyngbya limnetica</i>
	15	15	<i>Planktothrix agardhii</i>
	16	16	<i>Pseudanabaena limnetica</i>
	17	17	<i>Radiocystis geminata</i>
	18	18	<i>Scenedesmus</i> sp.
	19	19	<i>Woronichinia naegeliana</i>
Rohevetikad	20	1	<i>Botryococcus braunii</i>
	21	2	<i>Crucigenia tetrapedia</i>
	22	3	<i>Crucigenia rectangularis</i>

	23	4	<i>Elakatothrix gelatinosa</i>
	24	5	<i>Eudorina elegans</i>
	25	6	<i>Oocystis</i> sp.
	26	7	<i>Oocystis</i> sp.
	27	8	<i>Oocystis</i> sp.
	28	9	<i>Oocystis</i> sp.
	29	10	<i>Pandorina charkowiensis</i>
	30	11	<i>Pediastrum boryanum</i>
	31	12	<i>Quadrigula korsikovii</i>
	32	13	Rohevetika koloonia
	33	14	<i>Tetraedron minimum</i>
Ränivetikad	34	1	<i>Asterionella formosa</i>
	35	2	<i>Nitzschia</i> sp.
	36	3	<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>
	37	4	<i>Tabellaria fenestrata</i>
Neelvetikad	38	1	<i>Cryptomonas</i> sp.
	39	2	<i>Rhodomonas</i> sp.
Vaguviburvetikad	40	1	<i>Ceratium hirundinella</i>
	41	2	<i>Peridinium palatinum</i>
	42	3	<i>Peridinium</i> sp.
Koldvetikad	43	1	<i>Dinobryon bavaricum</i>
	44	2	<i>Dinobryon divergens</i>
	45	3	<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>americanum</i>
	46	4	<i>Mallomonas</i> sp.
Ikkesvetikad	47	1	<i>Cosmarium</i> sp.
	48	2	<i>Spondylosium planum</i>
	49	3	<i>Staurastrum lunatum</i>
	50	4	<i>Staurastrum</i> sp.
	51	5	<i>Staurastrum</i> sp.
	52	6	<i>Staurastrum</i> sp.
	53	7	<i>Staurodesmus</i> sp.

2.1.3. Koorküla Valgjärve suurtaimed

Pehme veega heledaveeline järv, mis vastab EL Loodusdirektiivi elupaigatüübile 3110 (liiva-alade vähetoitelised järved). Koorküla Valgjärve taimestikku on varem uuritud aastatel 1952, 1955, 1973, 1974, 1981, 1986 ja 2002. Valgjärves registreeriti 2012. aastal 54 liiki veetaimi – 36 kaldavee-, 4 ujulehtedega ja 14 veesisest taime (lisa 1). Kaldaveetaimestik oli liigirohke, selles võõndis esines võrdse ohtrusega (3 palli väärtuses) harilikku pilliroogu ning jõgi-kõõluslehte (*Sagittaria sagittifolia* L.). Ohtruselt järgnesid neile madalakasvulised kaldaveetaimed – ussilill, nõelalss (*Eleocharis acicularis* (L.) Roem. et Schult), tarnad (peamiselt pudeltarn (*Carex rostrata* L.)), konnaosi, mürkputk ja harilik kalmus (*Acorus calamus* L.). Kõrgemakasvuliste kaldaveetaimede (harilik pilliroog) võõnd oli lünklik ning ümbritses kaldajoont vaid kitsa ning hõreda võõndina. Ujulehtedega taimestik esines lünkliku võõndina. Selles võõndis domineeris vesi-kirburohi (*Polygonum amphibium* L.), ohtruselt järgnes ujuv penikeel. Järve loodeosast leiti ka valge vesiroosi (*Nymphaea alba* L.) üksikuid kogumikke. Jõgitakjatest esines vähesel ohtrusel vaid liht-jõgitakjat. Ujulehtedega taimed levisid nii kaldaveetaimede võõndis kui omaette kogumikena kaldaveetaimede võõndi servas. Ujutaimi roovõõndist ei leitud, mis on hea näitaja. Veesisene taimestik oli äärmiselt liigirohke (13 liiki). Selles võõndis levisid nii eutroofsetele järvedele kui oligotroofsetele järvedele iseloomulikud liigid praktiliselt kõrvuti. Järve osades, kus esines järvelahnarohtu (*Isoëtes lacustris* L.; LK II kategooria), esines ka sõõr-särjesilma (*Ranunculus circinatus* Sibth.), ogateravat penikeelt (*Potamogeton friesii* Rupr.), vesikatku, kaeluspenikeelt (*Potamogeton perfoliatus* L.) ning tähk-vesikuuske (*Myriophyllum spicatum* L.). Veesiseses taimestikus domineerisid eutroofsetele järvedele iseloomulikud liigid (kanada vesikatku, sõõr-särjesilm, tähk-vesikuusk, kõiki 4 palli väärtuses), oligotroofsetele järvedele iseloomulike liikide (järvelahnarohtu, harilik vesisammal) ohtrus oli 2 palli võrra väiksem. Järvelahnarohtu levis tihti järveosades, kus kõrgemakasvulised kaldaveetaimed puudusid või levisid hõredalt. Peamiselt leidis teda järve lõuna-, ida-, põhja- ja lääneosas. Selle liigi minimaalseks levikusügavuseks registreeriti 0,6 m ning maksimaalseks 3,0 m. Haruldastest liikidest leiti peale lahnarohtu veel punakat penikeelt (*Potamogeton rutilus* Wolfg.). Kuna järve vesi oli võrreldes tavaliste eutroofsete

järvedega väga läbipaistev, siis oli veesiseste taimede levikusügavus üpris suur. Penikeelte ja mändvetikate (*Chara* spp.) maksimaalseks levikusügavuseks mõõdeti 3,5 m, sammaldel, vesikuuskedel ja räni-kardheinal (*Ceratophyllum demersum* L.) 5,5 m. Lisaks leiti ka vesikarika tihedaid kogumikke 2,5-3 m sügavusel, kusjuures taimed esinesid veekogu põhja kinnitununa (järve lääne- ja edelaosas), ehkki see liik eelistab kasvupaigana väga madalaid ning mudastunud järvesoppe. Kohati kattis veesiseseid taimi epifüütsete vetikate kiht. Lisaks esines 1 palli väärtuses niitjaid vetikaid. Järve põhjaosas paiknev sopistus, mille kaldad olid järsud ning vahetus läheduses paiknesid põllumaad, eristus muust järvest kinnikasvavate, soostunud järvekallaste ning väga toiteainelembese taimestiku poolest (harilik kalmus, räni-kardhein, sõõr-särjesilm, tähk-vesikuusk), ehkki ka sealsete toiteainelembeste liikide kõrval leidus nii samblaid, mändvetikaid kui ka järvelahnarohtu. Järve idaosas paikneva ujumiskoha lähedal esines nii sõõr-särjesilma, tähk-vesikuuske, mändvetikaid, pikk-penikeelt (*Potamogeton praelongus* Wulfen) kui järvelahnarohtu. Järve lääneosas (Mäe- ja Ala-Valgjärve piirkonnas), kus vahetult järve kallastel paiknes 12 hoonet ning 4 veesilma (mõnel ühendus järvega), levis samuti toiteainete lembesem taimestik (ogaterav penikeel, räni-kardhein, vesikarikas). Järve uurimise ajal oli suvitajate arv paarikümne inimese ringis ning hinnates kaldapiirkonna järgi on järvele suur rekreatiivne koormus. Võrreldes varasemaga pole kaldavee- ja ujulehtedega taimestiku koosseis ning ohtrused oluliselt muutunud. Ka veesisese taimestiku koosseis oli endine, kuid suurenenud on eutroofsetele järvedele iseloomulike liikide (kanada vesikatk, sõõr-särjesilm, vesikarikas, räni-kardhein) ohtrused. M. Mäemets väidab oma diplomitöös, et oligotroofsete järvede, nagu näiteks Koorküla Valgjärv, järk-järgulisel eutrofeerumisel ilmuvad taimestiku koosseisu just vesikatk, tähk-vesikuusk, penikeeled ja särjesilmad, mis suudavad paremini asustada halvemate valgustingimustega ja paremate toitumistingimustega keskkondi (Mäemets, 1983). Hinnates järve ökoloogilist seisundit VRD-I põhineva hindamissüsteemi alusel oli Valgjärve seisund 1986. aastal hea ja kesise piiril, 2002. aastal hea ja 2012. aastal pigem **kesine** kui hea (tabel 7). Lähtuvalt EL Loodusdirektiivi hindamissüsteemist oli Koorküla Valgjärv **kõrge looduskaitse väärtusega** – vastavalt VRD-le hea (tabel 8).

Tabel 7. Koorküla Valgjärve seisundi hinnang V tüüpi järvede taimestiku näitajate alusel

Näitaja/aasta	1986	2002*	2012
Sammalde sügavuspiir (järvedes keskmise sügavusega >3m)	8,0:I	-	5,0:II
Tähtsamad hüdrofüütide taksonid ohtruse järjekorras	Elo=Myr =Ran:III	Iso=Myr: II	Elo=Ran=Myr ,Pot:III
Lahnarohtude või vesilobeelia ohtrus	2:III	3:II	2:III
Vesikatku või ujulehtedeta penikeelte ohtrus	3:III	3:III	4:IV
Suurte niitvetikate rohkus	?	?	0:I
Koondhinnang	II/III:hea/kesine	II:hea	III:kesine

2002*- osaline vaatlus

Tabel 8. Koorküla Valgjärve seisundi hinnang EL Loodusdirektiivi hindamissüsteemi alusel

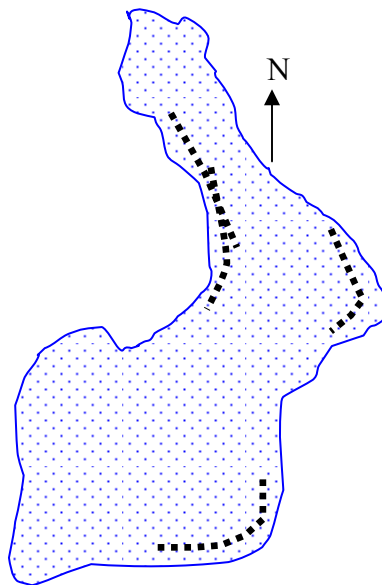
Näitaja	2012
Esinduslikkus (A,B,C,D)	B
Struktuuri säilimine (I, II, III, IV)	II
Funktsioneerimine (I, II, III, IV)	III
Taastamise võimalused (I, II, III, IV)	III

Üldine looduskaitse väärtus
(A,B,C,D)

B (hea)

2.1.4. Koorküla Valgjärve kalastik

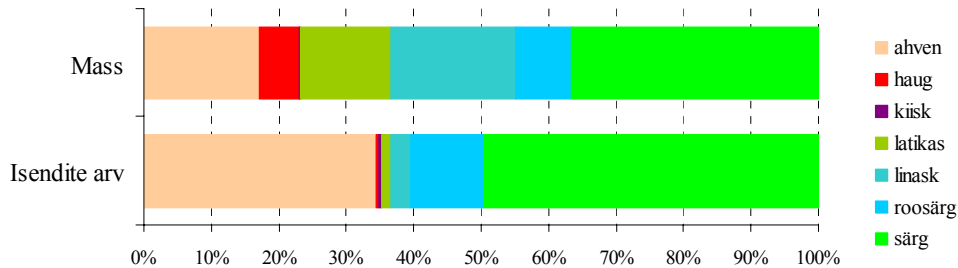
2005. a. püüti kalu Koorküla Valgjärve erinevates osades peamiselt kitsas litoraalis augustis ja novembris. Võrguliinide paiknemine on esitatud allpool esitatud **joonisel 2**. Suvel oli järves püügil 7 ja sügisesel korduspüügil 2 'Nordic' tüüpi sektsioonvõrku. Lisaks olid püügile asetatud 30-m pikkused tavalised nakkevõrgud, kus silmasuurused olid vahemikus 17-70 mm.



Joonis 2. Võrguliinide paigutus Koorküla Valgjärve katsepüükidel.

Saagis fikseeriti 7 liiki kalu (**joonis 3**): röövkaladest oli esindatud haug ja ahven; ahvenlastest peale ahvena veel kiisk. Karpkalalastest esinesid saagis latikas, linask, roosärg ja särg. Kõik püütud liigid esinesid saagis mõlemal püügikorral nii suvel kui ka

sügisel. Varasemate püükidega võrreldes esines saagis esmakordselt kiisk, puudus aga viidikas, keda tabasime 1999. a. katsepüügil. Kui augustikuises püügis tabasime kalu nii järve pinnakihist kui ka kiiresti süveneavast kaldalähedasest põhjakihist, siis novembripüükides kalad vee pinnakihis



Joonis 3. Liikide osakaal 2005.a. Koorküla Valgjärve katsepüügis.

(<1.5m) ei liikunud. Ujuvates võrkudes oli kalu silmasuurustes \varnothing 6.25 – 29 mm; uppuvates suvel \varnothing 6.25 – 43 mm sügisel \varnothing 6.25 – 24 mm. 1999. a., mil püük toimus septembris, püüdis ka \varnothing 5 mm võrgusilma osa, peamiselt samasuvist särge. Suuremasilmalised nakkevõrgud (60 mm \varnothing) püüdsid ahvena (1996. a. SL 29,6 cm, 736 g, ♀), kuni 670 g raskuseid latikaid ja linaskeid (suurima pikkus SL = 36,4 cm, keha mass TW = 1154 g). Keskmise seksioonvõrgu saak (WPUE) oli suvel 1398.9 g (lähedane Eesti väikejärvede pikaajalisele keskmisele) ja sügisel 435.4 g. Suvine kõrge kalastiku biomassi väärtus 223.8 kg ha⁻¹, jäi 1996. a. tulemusest 321.8 kg ha⁻¹ väiksemaks, seda eelkõige särje madalama biomassi arvelt. Sama aasta maakonna ametlik püügistatistika näitas, et Koorküla Valgjärve kalasaagi moodustas eelkõige kolme liigi – haug, linask ja latikas, samas oli ahvena ja särje väljapüük oli minimaalne.

Veepoliitika Raamdirektiivi kohaselt oli 2005. a. Koorküla Valgjärve vee kvaliteet hindamiseks valitud kalastikku iseloomustavate kriteeriumite alusel: hea ja elupaiga kvaliteet hea.

NATURA 2000 kriteeriumid (inventeerimisjuhendi alusel): 1. Esinduslikkus – loetelus esitatud liikidest puudub koger ja esineb tüübile mitteomane latikas – B, 2. Looduskaitseline seisund: 2.1. – III (liiga liigirikas), 2.2. – II (kui jätkub mõõdukas kalapüük), 2.3. – II ; 2.4. D (kalastikus pole esindatud ühtki kaitsealust liiki).

2.2. Udsu järv

2.2.1. Udsu järve tüüp, hüdrokeemia ja –füüsika

Järve pindala on 6,5 ha (Tamre, 2006), maksimaalne sügavus 30,2, m (**sügavuselt Eesti kolmas järv**, Mäemets, 1977), veevahetus nõrk. EL Veepoliitika Raamdirektiivi järgi (2001) on tegemist nn. V tüüpi järvega (pehme, heleda veega järved). Loodusdirektiivi Natura 2000 tüpoloogias alusel kuulub tüüpi 3110 (Liivatasandike mineraalidevaesed vähetoitelised veekogud). Eesti limnoloogilise tüpologia järgi (Mäemets, 1977; Ott ja Kõiv, 1999) on tegemist vähetoitelise järvega. Üheks oluliseks tüüpi eristavaks näitajaks on vee karedus, mida hinnatakse ka üldaluselisuse kaudu ja mille piiriks on 80 mg HCO₃/l pehme ja kareda vee vahel (Nõges ja Ott, 2003). Udsu järv pole väga pehme veega (**Tabel 9**). See avaldub ka kogu ökosüsteemi iseloomulikes näitajates, mille väärtused on sageli tüüpide vahepealsed.

Tabelis 9 toodud näitajate alusel saame teha üldistuse järve abiootiliste tingimuste kohta. Vee värvus on üsna iseloomulik seda tüüpi järvedele. Vee läbipaistvus on Eesti keskmisele lähedane, kuid seda tüüpi järve kohta väike, hapniku küllastus pinnal kõrgenenud ja seda ei jätku kogu veesambasse. Vee pH on üsna kõrge ja viitab intensiivsele fotosünteesile. Lahustunud orgaanilise aine sisaldus on Eesti keskmisele üsna lähedane ja selle on tüüpi kohta suur väärtus. Toitesoolade kogused on heal tasemel, suuremad väärtused põhjakihtides on iseloomulikud sügavatele järvedele ja need ei pääse kihistuse tõttu mõjule. Inimmõju näitavad sulfaatide ja kloriidide sisaldused on madalal tasemel.

Tabel 9. Udsu järve abiootiliste näitajate väärtused 10. aug. 2012. a.

Näitaja/proovi sügavus, m	0,3	4	28
Värvus	kollane		
Läbipaistvus (m)	1,9		
Temperatuur (°C)	19,9	13,6	3,9
O ₂ %	114,8	106,8	0,8
pH	9,18	9	6,2

Elektrijuhtivus, (mS/cm)	147	139	204
Lahustunud ainete sisaldus (mg/l)	106	116	222
Üldaluselisus, HCO ₃ mg/l	53,68	54,9	85
Keemiline hapnikutarve, COD _{Cr} (mgO/l)	33	32	27
Keemiline hapnikutarve, COD _{Mn} (mgO/l)	9,7	9,8	12
Kollane aine, mg/l	4,8	4,2	14,5
tot-N (mg/l)	0,476	0,538	1
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,008	0,009	0,1
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,001	0,002	0,1
NO ₂ ⁻ (mg/l)	<0,001	<0,001	0
tot-P (mg/l)	0,016	0,011	0,725
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0	0	0,450
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	<2	<2	<2
Cl ⁻ (mg/l)	2,5	2,7	3,3

2.2.2. Udsu järve fütoplankton

Esimesed andmed Udsu järve fütoplanktoni kohta pärinevad 1975. a. Biomass oli siis madal, maksimaalselt 1,43 g/m³. Domineerisid põhiliselt rohe- ja sinivetikad, esindatud olid ka mõned koldvetikad. 1976. a. domineerisid koldvetikad, lisaks ka rohe- ja sinivetikad, biomass oli madal (max. 1,31 g/m³). 1981. a. fütoplankton oli sarnane 1975. ja 1976. a. omaga. Liikide arv oli kuni 31.

2012. a. Udsu proovis oli liikide arv 23 (tabel 10). Domineerisid sini- ja rohevetikad. Fütoplanktoni koondindeks oli 3,25 ja EL Veepoliitika Raamdirektiivi (2002) nõuetest lähtuvalt veekogu seisund hea. Klorofüll-a kontsentratsioon oli pinnal 14,54, hüppekiihis 18,31, põhjas 3,04 µg/l. Keskmistatud klorofüll-a väärtuse (11,97 µg/l) alusel oli Udsu seisund hea.

Tabel 10. Fütoplanktoni liigid Udsu järves 10. aug. 2012. a.

Sinivetikad	1	1	<i>Anabaena danica</i>
	2	2	<i>Anabaena fusca</i>
	3	3	<i>Anabaena lemmermanni</i>
	4	4	<i>Anabaena</i> sp.
	5	5	<i>Aphanizomenon gracile</i>
	6	6	<i>Aphanocapsa</i> sp.
	7	7	<i>Aphanocapsa</i> sp.
	8	8	<i>Coelosphaerium kuetzingianum</i>
	9	9	<i>Planktothrix agardhii</i>
	10	10	<i>Woronichinia naegeliana</i>
Rohevetikad	11	1	<i>Elakatothrix genevensis</i>
	12	2	<i>Eudorina elegans</i>
	13	3	<i>Pandorina charkowiensis</i>
	14	4	<i>Quadrigula</i> sp.
	15	5	Rohevetika koloonia
	16	6	<i>Scenedesmus</i> sp.
Ränivetikad	17	1	<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>
Neelvetikad	18	1	<i>Cryptomonas</i> sp.
Vaguviburvetikad	19	1	<i>Ceratium hirundinella</i>
Silmviburvetikad	20	1	<i>Trachelomonas</i> sp.
Ikkesvetikad	21	1	<i>Staurastrum</i> sp.
	22	2	<i>Staurastrum</i> sp.
Koldvetikad	23	1	<i>Uroglena</i> sp.

2.2.3. Udsu järve suurtaimed

Pehme veega heledaveeline järv, mis vastab EL Loodusdirektiivi elupaigatüübile 3110 (liiva-alade vähetoitelised järved). Udsu järve taimestikku on varem uuritud aastatel 1957, 1973, 1975, 1976 ja 2002. Järves registreeriti 2012. aastal 42 liiki veetaimi – 29 kaldavee-, 4 ujulehtedega ja 9 veesisest taime (lisa 1).

Sarnaselt Kadastiku järvele domineerisid ka Udsu järve kaldaveetaimestikus madalakasvulised kaldaveetaimed. Võrdsel ohtrusel levisid nii tarnad, soovõhk (*Calla palustris* L.), ussilill, ubaleht (*Menyanthes trifoliata* L.), soopihl, harilik parkhein, harilik parthein (*Glyceria fluitans* (L.) R. Br.) kui ka harilik soosõnajalg. Kuna järve kaldad on järsud ning metsased oli kaldaveetaimede vöönd lünklik. Selle vööndi maksimaalseks laiuks mõõdeti ~ 10-15 m (valdavalt õõtsiku näol) ning kaldaveetaimede maksimaalseks levikusügavuseks 1,4 m. Võrreldes varasemaga (1973) on kaldaveetaimede liikide arv suurenenud 6-lt liigilt 28 liigile, ehkki dominandid on jäänud aastate lõikes enamasti samaks. Varemalt esines ka ohtramalt laialehist hundinuia, mida nüüdsel korral esines vaid järve lääne- ja loodeosas üksikute kogumikena. Ujulehtedega taimestik moodustas hõreda, kuid pideva vööndi. Selles vööndis esines võrdselt 2 palli väärtuses nii kollast vesikuppu, valget vesiroosi, liht-jõgitakjat kui ujuvat penikeelt. Liht-jõgitakjat leiti käesoleval aastal esmakordselt ning ujuva penikeele ohtrus on võrreldes varasemaga vähesel määral suurenenud. Ujulehtedega taimede maksimaalseks levikusügavuseks registreeriti 2,5 m. Veesisene taimestik oli üpris liigirohke. Selles vööndis domineerisid samblad (peamiselt kallas-nokksammal (*Rhynchosyrium riparioides* (Hedw.) Card.)), ohtruselt järgnesid lapik-penikeel (*Potamogeton compressus* L.), tähk-vesikuusk, kaelus-penikeel, kanada vesikatki ja sõõr-särjesilm. Haruldastest taimeliikidest leiti Udsu järvest punakat ja tõmbilehist penikeelt (*Potamogeton obtusifolius* Mert. et W.D.J. Koch). Veesiseste taimede maksimaalseks levikusügavuseks mõõdeti sammaldel 10 m, vesikuuskedel, penikeeltel ja kardheinal 3,5 m. Võrreldes varasemate uurimisaastatega on veesisese taimestiku ohtrused oluliselt muutunud. Kui varem domineerisid järves veesamblad koos mändvetiktaimedega ning penikeelte, särjesilmade ja vesikuuskede ohtrus oli väike, siis 2000ndatel aastatel mändvetiktaimi ei leitud, samuti on oluliselt suurenenud nii lapiku penikeele, kanada vesikatki, sõõr-särjesilma, tähk-vesikuuse kui kaelus-penikeele ohtrus. Sammalde ohtrus on võrreldes varasemaga suurenenud ning nende maksimaalne levikusügavus isegi 1 m võrra suurem kui 1957. aastal ning võrdne 1975. aasta maksimaalse levikusügavusega. Hinnates järve ökoloogilist seisundit VRD-I põhineva hindamissüsteemi alusel tuleks Udsu järve seisund 1975/76. aastatel hea ning 2002 ja 2012. aastal kesine (tabel 11). Järve seisund oleks 2000ndatel aastatel kesine eelkõige lahnarohu ja vesilobeelia (*Lobelia dortmanna* L.)

puudumise ning ujulehtedeta penikeelte massilise esinemise tõttu, ehkki sammalde levik oli ohter ning nende maksimaalne levikusügavus suur. Kiiresti sügavneva järve puhul nagu Udsu järv, polegi lahnarohu ega vesilobeelia esinemine kasvualade puudumise tõttu võimalik (H. Mäemetsa suusõnalised andmed). Selle, vaid 6 ha suuruse järve suurim sügavus on 30,5 m, mis tähendab, et järvenõgu on väga järsuseinaline. Seetõttu tuleks seisundit ja looduskaitse väärtust hinnata rohke, liigirikka ja Eestis praegu teadaolevalt kõige sügavamale ulatuva samblavaiba järgi, kus kasvab muu hulgas ka väga haruldane allika-vesitiivik *Octodicerus fontanum* (B. Pyl.) Lindb. (LK II kategooria). Udsu järv on oma taimeestiku sügavuselt praegu Eestis ainus omataoline – varem on sammalkate enam kui 10 m sügavusele ulatunud vaid Nohipalu Valgjärves. Mitmetes sügavamates V tüüpi (Loodusdirektiivi 3110) järvedes on sammalkate sügavamal juba aastakümneid hävinud, näiteks Kurtna Valgejärves. EL Loodusdirektiivi hindamissüsteemi koostanud H. Mäemetsa hinnangul on Udsu järv **väga kõrge looduskaitse väärtusega** (tabel 12). Kõiki nimetatud asjaolusid arvesse võttes hinnati järve seisund 2012. aastal ka VRD-I põhineva hindamissüsteemi järgi **heaks**.

Tabel 11. Udsu järve seisundi hinnang V tüüpi järvede taimeestiku näitajate alusel

Näitaja/aasta	1975/76	2002	2012
Sammalde sügavuspiir (järvedes keskmise sügavusega >3m)	10,0:I	6,0:II	10,0:I Bry,Pot ,
Tähtsamad hüdrofüütide taksonid ohtruse järjekorras	Bry,Char, Nu:II	Bry,Char =Pot=Ran =Nu:II	Elo=Myr, Ran=Nym= Nu=Pot(nat) =Spar:II
Lahnarohtude või vesilobeelia ohtrus	0:IV	0:IV	0:IV
Vesikatku või ujulehtedeta penikeelte ohtrus	1:II	2:III	4:IV

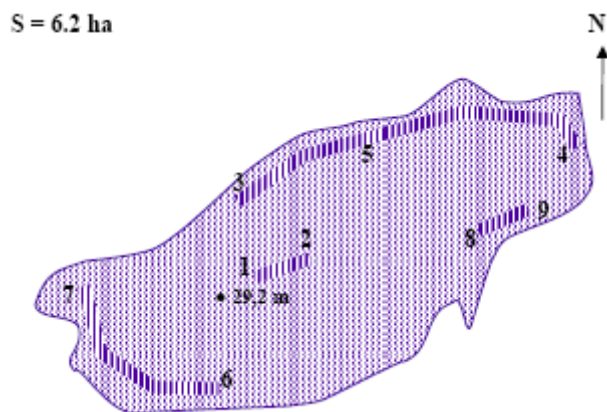
Suurte niitvetikate rohkus	?	?	2:II
Koondhinnang	II:/hea	III:kesin e	II:hea

Tabel 12. Udsu järve seisundi hinnang EL Loodusdirektiivi hindamissüsteemi alusel

Näitaja	2012
Esinduslikkus (A,B,C,D)	A
Struktuuri säilimine (I, II, III, IV)	I
Funktsioneerimine (I, II, III, IV)	II
Taastamise võimalused (I, II, III, IV)	II
Üldine looduskaitseväärus (A,B,C,D)	A (väga hea)

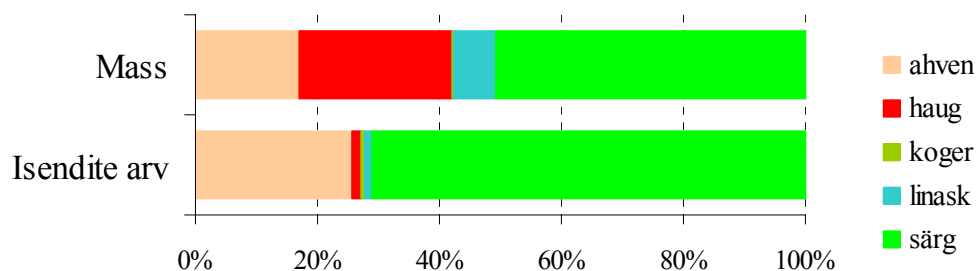
2.2.4. Udsu järve kalastik

2004. a. toimusid katsepüügid Udsu järvel augustis (püüti 4 'Nordic' tüüpi sektsioonvõrguga) ja oktoobris (2 'Nordic' tüüpi sektsioonvõrguga). Lisaks olid järves püügil ühesuguse silmasuurusega 30-m pikkused nakkevõrgud, mille silmasuurused vahemikus \varnothing 17 – 48 mm (joonis 4). Võrgusaagis oli viis kalaliiki: röövkaladest ahven ja haug; lepiskaladest koger,



Joonis 4. Võrkude paigutus Udsu järves 2004. a. katsepüügil.

linask ja särg (**joonis 5**). Neist ainult koger ja haug esinesid saagis nii suvel kui sügisel. Järve pelagiaalis püüdsime vaid suvel vee pinnakihis (< 1.5 m), saagiks oli seejuures ahven



Joonis 5. Liikide jaotus Udsu järve 2004. a. katsepüügis.

(TL 11 – 15 cm) ja särg (TL 9 – 20 cm) suhtarvus 1:13, silmasuurused \emptyset 10 – 25 mm. 'Nordic' tüüpi võrgu saak (WPUE) oli augustis 648,6 g – järve keskosas 100 g võrra enam kui kaldaosas. Koger, linask ja haug olid püütavad vaid järve kaldaosas.

Vee Raamdirektiivi kohaselt oli 2004. a. Udsu vee kvaliteet hindamiseks valitud kalastikku iseloomustavate kriteeriumite alusel: väga hea ja elupaiga kvaliteet hea.

NATURA 2000 kriteeriumid (inventeerimisjuhendi alusel): 1. Esinduslikkus – väikese pindalaga järve kohta oli katsepüügi alusel Udsus liialt palju kalaliike: inventeerimisjuhise järgi peaksid olema siin esindatud vaid ahven ja haug, kuid esinevad veel koger, linask ja särg – D (liike on rohkem kui elupaiku) 2. Looduskaitseline seisund: 2.1. – III (umbjärve kohta liiga liigirikas), 2.2. – IV (kalastik on tasakaalust väljas), 2.3. – II . 2.4. D (kalastikus pole esindatud ühtki kaitsealust liiki).

2.3. Kadastiku järv

2.3.1. Järve tüüp, hüdrokeemia ja –füüsika

Järve pindala on 6,8 ha (Tamre, 2006), maksimaalne sügavus 13,6 m, keskmine sügavus 6,4 m (Mäemets, 1977), veevahetus nõrk. EL Veepoliitika Raamdirektiivi järgi (2001) on tegemist nn. III tüüpi järvega (keskmise vee karedusega, kihistunud järv).

Loodusdirektiivi Natura 2000 tüpologia alusel kuulub tüüpi 3140 (Bentiliste mändvetikakooslustega, Chara spp., kalgiveelised vähe- kuni kesktoitelised veekogud). Eesti limnoloogilise tüpologia järgi (Mäemets, 1977; Ott, Kõiv, 1999) on tegemist kalgiveelise segatoitelise järvega. Kadastiku järve eripäraks on väga tume vesi, mis samal ajal on ka kare (Tabel 13). See avaldub ka kogu ökosüsteemi iseloomulikes näitajates, mille väärtused on sageli tüüpide vahepealsed.

Tabelis 13 toodud näitajate alusel saame teha üldistuse järve abiootiliste tingimuste kohta. Vee värvus on erakordselt tume ja tavaliselt on selline vesi vaid pehmeveelistes järvedes, millest voolab läbi rabavesi. Vee läbipaistvus on väga väike tumeda vee tõttu, hapniku küllastus on madal ilmselt rohke orgaanilise aine pärast. Vee pH on alla keskmise, mis on tingitud ka rohkest orgaanilisest ainest ja intensiivse fotosünteesi puudumisest. Lahustunud orgaanilise aine sisaldus on väga suur ja paikneb pingereas ehk viie Eesti suurima huumusainete sisaldusega järve hulgas. Toitesoolade kogustest on fosfor keskmisel ja lämmastik kõrgel tasemel, suuremad väärtused põhjakihtides on iseloomulikud sügavatele järvedele ja need ei pääse kihistuse tõttu mõjule. Inimmõju näitav kloriidide sisaldus on madalal tasemel.

Tabel 13. Kadastiku järve abiootiliste näitajate väärtused 10. aug. 2012. a.

Näitaja/proovi sügavus, m	0,3	1,5	10
Värvus	pruunikaspunane		
Läbipaistvus (m)	0,45		
Temperatuur (°C)	18,94	16,2	3,3
O ₂ %	66	13	2
pH	7,72	7,45	6,05
Elektrijuhtivus, (mS/cm)	149	142	140
Lahustunud ainete sisaldus (mg/l)	110	111	156
Üldaluselisisus, HCO ₃ mg/l	57,95	59,78	68,32
Keemiline hapnikutarve, COD _{Cr} (mgO/l)	102	101	117
Keemiline hapnikutarve, COD _{Mn} (mgO/l)	57,7	59	72
Kollane aine, mg/l	66,8	66,8	88,4
tot-N (mg/l)	1,143	1,191	1,78
NH ₄ ⁺ (mg/l)	0,056	0,059	0,713
NO ₃ ⁻ (mg/l)	0,012	0,013	0,025

NO ₂ ⁻ (mg/l)	0,004	0,004	0,012
tot-P (mg/l)	0,050	0,059	0,555
PO ₄ ³⁻ (mg/l)	0,012	0,021	0,455
Cl ⁻ (mg/l)	3,6	3,5	4,1

2.3.2. Kadastiku järve fütoplankton

Varasemad andmed Kadastiku järve fütoplanktoni kohta puuduvad.

2012. a. kvalitatiivses proovis oli liikide arv 27, nendest 6 sini-, 7 rohe-, 4 räni-, 1 vaguvibur-, 1 silmvibur-, 2 kold- ja 6 ikkesvetika liiki (tabel 14). Oligotroofse nõudlusega liikide arv on suhteliselt suur, seda väljendab ka fütoplanktoni koondindeks, mis oli 1,44, ja selle alusel järve seisund EL Veepoliitika Raamdirektiivi (2002) nõuetest lähtuvalt väga hea. Klorofüll-a kontsentratsioon oli kõikides veekihtides madal (keskmine 5,68 µg/l) ja selle alusel veekogu seisund väga hea.

Tabel 14. Fütoplanktoni liigid Kadastiku järves 10. aug. 2012. a.

Sinivetikad	1	1	<i>Anabaena curva</i>
	2	2	<i>Anabaena fusca</i>
	3	3	<i>Anabaena planctonica</i>
	4	4	<i>Anabaena</i> sp.
	5	5	<i>Snowella litoralis</i>
	6	6	<i>Woronichinia naegeliana</i>
Rohevetikad	7	1	<i>Botryococcus braunii</i>
	8	2	<i>Coelastrum alternans</i>
	9	3	<i>Eutetramorus fottii</i>
	10	4	<i>Keratococcus suecicus</i>
	11	5	<i>Pediastrum boryanum</i>
	12	6	<i>Pediastrum duplex</i>
	13	7	Rohevetika koloonia
Ränivetikad	14	1	<i>Asterionella formosa</i>

	15	2	<i>Cyclotella</i> sp.
	16	3	<i>Rhizosolenia longiseta</i>
	17	4	<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>
Vaguviburvetikad	18	1	<i>Ceratium hirundinella</i>
Silmviburvetikad	19	1	<i>Trachelomonas</i> sp.
Koldvetikad	20	1	<i>Dinobryon divergens</i>
	21	2	<i>Mallomonas</i> sp.
Ikkesvetikad	22	1	<i>Closterium acutum</i>
	23	2	<i>Cosmarium</i> sp.
	24	3	<i>Spondylosium planum</i>
	25	4	<i>Staurastrum</i> sp.
	26	5	<i>Staurastrum</i> sp.
	27	6	<i>Staurastrum</i> sp.

2.3.3. Kadastiku järve suurtaimed

Keskmise karedusega sügav järv, mis vastaks 2012. a. andmete alusel EL Loodusdirektiivi elupaigatüübile 3150 (penikeele- ja kilbukakooslustega looduslikult rohketoitelised järved). Varem määrati Natura tüübiks 3140. Tüübi muutus on tingitud sellest, et mändvetiktaiami järvest enam ei leitud. Kadastiku järve taimeistiku on varem põgusalt uuritud 1961. aastal. Järves registreeriti 2012. aastal 38 liiki veetaimi – 31 kaldavee-, 3 ujulehtedega, 3 uju- ja 3 veesisest taime (lisa 1). Varasemal aastal (1961) registreeriti 19 liiki veetaimi.

Kaldaveetaimestik oli liigirohke, selles võõndis domineerisid madalakasvulised kaldaveetaimed. Järve kaldad olid kohati õõtsikulised, kus levisid peamiselt tarnad (*Carex* spp.), soopihl (*Comarum palustre* L.), harilik soosõnajalg (*Thelypteris palustris* Schott), parkhein (*Lycopus europaeus* L.), maavits (*Solanum dulcamara* L.), suur tulikas (*Ranunculus lingua* L.) ja mürkputk (*Cicuta virosa* L.). Madalas kaldavees levisid lünkliku võõndina ka harilik pilliroog (*Phragmites australis* (Cavan.) Trin ex Steud.), ussilill (*Lysimachia thyrsoflora* L.), konnaosi (*Equisetum fluviatile* L. em Ehrh.) ning

mitmed tarnaliigid. Kaldaveetaimede koosseis oli sarnane 1961. aasta liigilise koosseisuga. Küll ei leitud nüüd järve lääneosas varemalt levinud järvkaislat (*Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla). Ka iseloomustab käesolevat uuringut mõnevõrra ohtram laialehise hundinuia (*Typha latifolia* L.) levik. Kaldaveetaimede levikusügavuseks registreeriti käesoleval korral 1 m. Ujulehtedega taimestiku vöönd oli pidev ning taimed levisid maksimaalselt 1,9 m sügavusele. Sarnaselt varasemale aastale domineeris ka nüüd ujulehtedega taimestikus kollane vesikupp (*Nuphar lutea* (L.) Smith), ohtruselt järgnesid ujuv penikeel (*Potamogeton natans* L.) ja liht-jõgitakjas (*Sparganium emersum* Rehm.). Kaitsealust väikest vesiroosi (*Nymphaea candida* C. Presl.; LK III kategooria) leiti vaid üksikute kogumikena järve põhjaosast. Ujutaimedest leiti 3 palli väärtuses nii konnakilbukat (*Hydrocharis morsus-ranae* L.) kui 1 palli väärtuses vesiläätse (*Spirodela polyrrhiza* (L.) Schleid.) ja väikest lemmelt (*Lemna minor* L.), mis on halb näitaja, kuna need liigid viitavad vabade toiteainete olemasolule vees. Veesisene taimestik oli liigivaene ning väheohter, kuna järve vesi on väga tume ning seega vähese läbipaistvusega. Veesisestest taimedest leiti 1 palli väärtuses vaid vesikarikat (*Stratiotes aloides* L.) ning veesamblaid. Vesikarikas ääristas järve läänekallast, tema maksimaalseks levikusügavuseks mõõdeti 0,5 m. Samast piirkonnast leiti ka harilikku veesammalt (*Fontinalis antipyretica* Hedw.) ning ujuvat riktsiat (*Riccia fluitans* L.), mis levis maksimaalselt 1 m sügavusele vette. Lisaks suurtaimestikule (vesikarikas, veesamblad) leiti ka 2 palli väärtuses niitjaid vetikaid, mis on halb näitaja. Järve idaossa suubub mitmeid kuivenduskraave ning seal lähedal levisid toiteainete lembesed liigid – laialehine hundinui ja konnakilbukas. Ka järve lääneosa on muust järvest erinev, kuna seal levib eutroofsetele veekogudele iseloomulik liik – vesikarikas. Varemalt esines järves palju kanada vesikatku (*Eloдея canadensis* Michx.) (Mäemets, 1977), mida käesoleval aastal siiski ei leitud. Sarnaselt varasematele aastatele levisid ka nüüd veesamblad just järve lääneosas.

Hinnates Kadastiku järve ökoloogilist seisundit III tüüpi järvedele iseloomulike taimestiku näitajate alusel, tuleks järve seisund 2012. aastal hinnata kesiseks (tabel 15). Seisund tuleks kesine eelkõige seetõttu, et järves ei esinenud selliseid liike, mille alusel seda tüüpi järvede seisundit hinnatakse. Kuna Kadastiku järv on suhteliselt sügav, samas aga tumedaveeline ei ole tegemist tüüpilise III tüüpi järvega. Eeldatavasti puuduvad

sellele järvetüübile iseloomulikud liigid just vee vähese läbipaistvuse tõttu. Seega oleks väär hinnata järve seisund kesiseks vaid seetõttu, et tegemist on väga omanäolise järvega, mis ei paigutu hästi ühegi tüübi alla.

Tabelis 15 olevaid taimestiku näitajaid ja koondhinnangut mitte arvestades hinnatakse järve üldseisund 2012. aastal **heaks**. Kuna varasemad taimestiku andmed (1961) on puudulikud ei saa järve seisundit varasemal perioodil hinnata. Vastavalt EL Loodusdirektiivi hindamissüsteemile oli Kadastiku järv **kõrge looduskaitse** **väärtusega** (**tabel 16**) – vastavalt VRD-le hea.

Tabel 15. Kadastiku järve seisundi hinnang III tüüpi järvede taimestiku näitajate alusel

Näitaja/aasta	1961*	2012
Veesisese taimestiku maksimaalne sügavuspiir (m)	?	1,0:IV
Tähtsamad hüdrofüütide taksonid ohtruse järjekorras	Nu, Elo=Bry=Pot(nat): II-III	Nu=Hydr, Str=Spir=Spar=Lem =Bry:III
Kaelus-penikeele või läik-penikeele ohtrus	?	0:IV
Mändvetiktaimede või sammalde liikide ohtrus	?	1:III
Kardheina või ujutaimede ohtrus	?	3:III
Suurte niitrohevetikate rohkus	?	2:III
Koondhinnang	?	III:kesine

1961* - osaline vaatlus

Tabel 16. Kadastiku järve seisundi hinnang EL Loodusdirektiivi hindamissüsteemi alusel

Näitaja	2012
Esinduslikkus (A,B,C,D)	C
Struktuuri säilimine (I, II, III, IV)	III
Funktsioneerimine (I, II, III, IV)	I
Taastamise võimalused (I, II, III, IV)	II
Üldine looduskaitseväärus (A,B,C,D)	B (hea)

2.4. Koorküla Valgjärve, Udsu ja Kadastiku makroselgrootud

Proovid võeti ja seisundit hinnati Pinnaveekogumite... (2009) järgi eeldusel, et Koorküla Valgjärv ja Udsu kuuluvad heleda- ning pehmeveelisse tüüpi, Kadastiku järv aga keskmise karedusega järvede hulka. Põhi oli Koorküla Valgjärves ja Udsu järves liivane rohke detriidiga, Kadastiku järves oli kallas õõtsikuline.

Seisund suurselgrootute standardproovi järgi oli väga hea (Udsu ja Kadastiku järvedes) ning hea (Koorküla Valgjärves). Nagu näha tabelist 17, oli vee karedustaset iseloomustav happelisusindeks ainus tunnus, mis jäi kõigis järvedes alla väga hea seisundi. See oli natuke "liiga madal" keskmise karedusega Kadastiku järves, natuke "liiga kõrge" pehmeveelises Udsu järves ja eeldatavast oluliselt kõrgem pehmeveelises Koorküla Valgjärves. Seetõttu osutus viimase järve seisund viie indeksi kokkuvõttes mitte väga heaks, vaid heaks. Võimalik, et see järv ongi veidi karedama veega kui tüüpilised pehmeveelised järved.

Tabel 17. Koorküla Valgjärve, Udsu ja Kadastiku hinnang suurselgrootute alusel.

T - taksonite üldarv proovis, H' - Shannoni erisus, ASPT - taksoni keskmine tundlikkus, EPT tundlike taksonite arv, A - happelisusindeks.

	Koorküla Valgjärv	Udsu	Kadastiku
T	30	27	36
H'	3,33	2,94	3,54
ASPT	5,9	5,9	5,15
EPT	11	11	9
A	9	6	6
Kokku	hea	väga hea	väga hea

Kõiki järvi asustasid peamiselt neile tüüpilised tavalised loomaliigid, kelle hulgas pole kaitsealuseid ega Natura liike (tabel 18).

Tabel 18. Koorküla Valgjärve, Udsu ja Kadastiku makroselgrootute liigid.

Järv: Koorküla Valgjärv

Koht: SW kallas

Aeg: 4.09.2012

Det.: H. Timm

Takson	Isendite arv proovides					Summa	Keskmine	%	Leidumine kvalit. proovis
	1	2	3	4	5				
CNIDARIA									
Hydra sp.				1		1	0,2	0,3	
TURBELLARIA									
Dendrocoelum lacteum			1			1	0,2	0,3	
OLIGOCHAETA Gen. sp.	12	15	23	6	13	69	13,8	21,6	*
HIRUDINEA									
Erpobdella sp.					1	1	0,2	0,3	
BIVALVIA									
Pisidium sp.	8	3	11	33		55	11,0	17,2	*
Sphaerium corneum									*
GASTROPODA									
Lymnaea stagnalis									*
Radix balthica	1	1			1	3	0,6	0,9	*
Stagnicola palustris									*
Viviparus contectus									*
CRUSTACEA									
Asellus aquaticus		1	1	3	1	6	1,2	1,9	
Gammarus lacustris				1		1	0,2	0,3	*

ARACHNIDA

Hydrachnidia Gen. sp.	11	8	9	10	3	41	8,2	12,8	*
-----------------------	----	---	---	----	---	----	-----	------	---

EPHEMEROPTERA

Caenis horaria/sp.	2	1	3	1	1	8	1,6	2,5	
Cloeon dipterum	3					3	0,6	0,9	*
Ephemera vulgata			1	1		2	0,4	0,6	

ODONATA

Cordulia aenea				1		1	0,2	0,3	*
Erythromma najas	2		3	1		6	1,2	1,9	*
Ischnura elegans	4					4	0,8	1,3	*

COLEOPTERA

Ilybius sp.					1	1	0,2	0,3	
-------------	--	--	--	--	---	---	-----	-----	--

TRICHOPTERA

Cyrnus flavidus/sp.		1	2	1	1	5	1,0	1,6	
Limnephilus sp.	2	1	4	1		8	1,6	2,5	*
Lype phaeopa									*
Molanna angustata	2	1	1		1	5	1,0	1,6	*
Mystacides sp.	3	2	4	4	2	15	3,0	4,7	*
Nemotaulius punctatolineatus		1	1			2	0,4	0,6	*
Phryganea bipunctata				1		1	0,2	0,3	
Phryganea grandis	6			1		7	1,4	2,2	*

DIPTERA

Ceratopogonidae Gen. sp.			4			4	0,8	1,3	
Chironomidae Gen. sp.	13	17	18	13	9	70	14,0	21,9	*

100,0

Isendite arv proovis	69	52	86	79	34	320	64,0		
Taksonite arv proovis	13	12	15	16	11	67	13,4		

Keskmine isendite arv ruutmeetril 256

Taksonite koguarv (koos kvalitatiivse prooviga) 30

Shannoni erisusindeks	3,33
ASPT indeks	5,9
EPT indeks	11
Happelisusindeks	9

Järv: Udsu

Koht: SE kallas

Aeg: 4.09.2012

Det.: H. Timm

Takson	Isendite arv proovides					Summa	Keskmine	%	Leidumine kvalit. proovis
	1	2	3	4	5				
OLIGOCHAETA Gen. sp.	1	14	2	9	1	27	5,4	5,4	
HIRUDINEA									
Erpobdella sp.									*
BIVALVIA									
Pisidium sp.	3	11	2	5	50	71	14,2	14,3	
GASTROPODA									
Lymnaea stagnalis									*
Viviparus contectus	1		2			3	0,6	0,6	
CRUSTACEA									
Asellus aquaticus				3		3	0,6	0,6	
ARACHNIDA									
Hydrachnidia Gen. sp.	15	9	11	8	2	45	9,0	9,1	*
EPHEMEROPTERA									
Caenis horaria/sp.	50	10	3	27	42	132	26,4	26,6	*

Cloeon dipterum	1	2	1	5	9	1,8	1,8	*		
Leptophlebia sp.				2	2	0,4	0,4			
Procloeon sp.		2			2	0,4	0,4			
ODONATA										
Aeshna cyanea/sp.				1	1	0,2	0,2	*		
Aeshna grandis								*		
Libellula fulva		1			1	0,2	0,2			
MEGALOPTERA										
Sialis lutaria				1	1	0,2	0,2			
HETEROPTERA										
Gerris sp.								*		
COLEOPTERA										
Ilybius fenestratus		1		1	1	3	0,6	0,6	*	
Noterus crassicornis								*		
TRICHOPTERA										
Cyrnus flavidus/sp.	4	7	3	16	1	31	6,2	6,2	*	
Limnephilus sp.				1		1	0,2	0,2		
Lype phaeopa			2			2	0,4	0,4		
Molanna angustata	2	2	2	1	5	12	2,4	2,4		
Mystacides sp.	3	6	1	3	2	15	3,0	3,0	*	
Phryganea bipunctata				1		1	0,2	0,2		
Phryganea grandis								*		
DIPTERA										
Ceratopogonidae Gen. sp.		1				1	0,2	0,2		
Chironomidae Gen. sp.	9	27	50	6	42	134	26,8	27,0	*	
								100,0		
Isendite arv proovis	89	93	79	90	146	497	99,4			
Taksonite arv proovis	10	13	11	16	9	59	11,8			
Keskmine isendite arv ruutmeetril				398						
Taksonite koguarv (koos kvalitatiivse prooviga)				27						

Shannoni erisusindeks	2,94
ASPT indeks	5,9
EPT indeks	11
Happelisusindeks	6

Järv: Kadastiku

Koht: SW kallas

Aeg: 4.09.2012

Det.: H. Timm

Takson	Isendite arv proovides					Summa	Keskmine	%	Leidumine kvalit. proovis
	1	2	3	4	5				
PORIFERA									
Spongilla lacustris			1			1	0,2	0,3	
TURBELLARIA									
Dendrocoelum lacteum	2					2	0,4	0,5	
OLIGOCHAETA Gen. sp.	2	1	1	1	3	8	1,6	2,2	*
HIRUDINEA									
Erpobdella sp.	1		1			2	0,4	0,5	
Glossiphonia sp.			1			1	0,2	0,3	
BIVALVIA									
Sphaerium corneum	2	1	6	15	10	34	6,8	9,1	
GASTROPODA									
Acroloxus lacustris					2	2	0,4	0,5	
Bithynia tentaculata			1	2	1	4	0,8	1,1	
Gyraulus albus				1		1	0,2	0,3	
Lymnaea stagnalis			1		2	3	0,6	0,8	*
Physa fontinalis			1		1	2	0,4	0,5	

Planorbis sp.					1	1	0,2	0,3	
Viviparus contectus		1				1	0,2	0,3	
CRUSTACEA									
Asellus aquaticus	11	4	15	8	2	40	8,0	10,8	*
ARACHNIDA									
Argyroneta aquatica	2		2			4	0,8	1,1	*
Hydrachnidia Gen. sp.	16	4	5	10	13	48	9,6	12,9	*
EPHEMEROPTERA									
Caenis horaria/sp.	1	2		3		6	1,2	1,6	*
Cloeon dipterum	35	17	32	26	12	122	24,4	32,8	*
ODONATA									
Coenagrion puella/pulchellum	2		10	2	5	19	3,8	5,1	
Cordulia aenea		1	4	3	1	9	1,8	2,4	
Erythromma najas	2		1			3	0,6	0,8	*
Libellula fulva				1		1	0,2	0,3	
NEUROPTERA									
Sisyra sp.			1			1	0,2	0,3	
HETEROPTERA									
Gerris sp.	1	1				2	0,4	0,5	
Ranatra linearis									*
COLEOPTERA									
Ilybius sp.	4					4	0,8	1,1	
Noterus crassicornis	1		2			3	0,6	0,8	
TRICHOPTERA									
Cyrnus flavidus/sp.	14	4	1	2	1	22	4,4	5,9	*
Ecnomus tenellus		1		2	1	4	0,8	1,1	
Limnephilus sp.			2			2	0,4	0,5	
Lype phaeopa				1	1	2	0,4	0,5	
Mystacides sp.	3				2	5	1,0	1,3	
Nemotaulius punctatolineatus				1		1	0,2	0,3	*

Phryganea sp.									*
LEPIDOPTERA									
Pyralidae Gen. sp.									*
DIPTERA									
Chironomidae Gen. sp.	4	1		4	3	12	2,4	3,2	*
								100,0	
Isendite arv proovis	103	38	88	82	61	372	74,4		
Taksonite arv proovis	17	12	19	16	17	81	16,2		
Keskmine isendite arv ruutmeetril									
				298					
Taksonite koguarv (koos kvalitatiivse prooviga)									
				36					
Shannoni erisusindeks									
				3,54					
ASPT indeks									
				5,15					
EPT indeks									
				9					
Happelisusindeks									
				6					

3. JÄRVEDE ELUPAIKADE HINNANG

LOODUSDIREKTIIVI JÄRGI

EMÜ PKI LK 2002. a. koostatud ettepanekute järgi kuulus Koorküla Valgjärv ja Udsu Natura 2000 tüüpi 3110 ja Kadastiku järv tüüpi 3140 (Lisad 3, 4, 5). Praeguse uuringu alusel soovitavad hüdrobotaanikud paigutada Kadastiku järve tüüpi 3150. Tüübi muutus on tingitud sellest, et mändvetiktaimi järvest enam ei leitud. Kõik uuritud Koorküla järved on üsna erilised. Koorküla Valgjärve ja Udsu on vähetoiteliste veekogude kohta suurenenud vee karedusega, mistõttu esinevad neis ka teistele tüüpidele iseloomulikud kooslused. Lisaks on nii suure keskmise sügavusega järvi Eestis vaid mõni. Kadastiku järv pole sugugi vähem eriline, sest nii tumeda veega on meil Eestis neid vaid umbes viis. Peale selle on Kadastiku järv ka kareda veega. Sellise kombinatsiooniga järvi Eestis rohkem ei teagi. Kuna tegemist on eripäraste veekogudega, siis nende ökoloogilise seisundi hindamine pole tavapärane. EL Veepoliitika Raamdirektiivi järgi on järvede koondhinnangud järgmised: Koorküla Valgjärv hea, Udsu kesine ja Kadastiku järv kesine. Peab nimetama, et nende kõikide järvede koondhinnangu väärtused paiknevad hea ja kesise piiril.

Natura 2000 nõudeid arvestades peetakse silmas eelkõige soontaimede elupaiku ja kaitstavaid liike. See on mõnevõrra teine lähenemine Veepoliitika Raamdirektiivist, mis käsitleb ökosüsteemi võimalikult komplekselt. Loodusdirektiivi alusel tehtud hinnangud on koondatud tabelisse 19. Hinnangud püüavad arvestada meie uuringute tulemusi igakülgset. Koorküla uuritud järvede suur eripära kajastub tabelis eelkõige esinduslikkuse ja üldise looduskaitse väärtuse hinnangutes. Võrreldes varasemate Natura 2000 hinnangutega 2002. a. on muutunud eriti Kadastiku järve hinnang. Varasem oli tehtud väga vähese materjali alusel ja oli pealiskaudsem.

Tabel 19. Koorküla järvede hinnangud Loodusdirektiivi nõudeid.

Näitaja	Koorküla Valgjärv	Udsu	Kadastiku
Esinduslikkus (A,B,C,D)	B	A	A
Struktuuri säilimine (I, II, III, IV)	III	II	III
Funktsioneerimine (I, II, III, IV)	II	II	II
Taastamise võimalused (I, II, III, IV)	I		II
Üldine looduskaitseväärus (A,B,C,D)	A	A	B

KASUTATUD KIRJANDUS

Armitage, P.D., Moss, D., Wright, J.F., Furse, M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. - *Water Res.* 17: 333-347.

Braun-Blanquet, J. 1964. *Pflanzensoziologie*. Springer. Wien. New York.

European Committee for Standardization, 1994. Water quality – Methods for biological sampling – Guidance on handnet sampling of aquatic benthic macro-invertebrates. EN 27828. European Committee for Standardization, Brussels, Belgium.

Jeffrey, S.W. & Humphrey, G.F., 1975. New spectrophotometric equations for determining chlorophylls a, b, c1 and c2 in higher plants, algae and natural phytoplankton. - *Biochemie und physiologie der Pflanzen* 167: 191-194

Johnson, R.K., 1999. Benthic macroinvertebrates. In: *Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar* (Ed. by Torgny Wiederholm). Naturvårdsverket Förlag, 85-166.

Kõvask, V. & Milius, A., 1982. Lõuna-Eesti järvede fütoplankton. - *Eesti NSV järvede nüüdisseisund*. Tartu, 75-85

Lenat, D.R., 1988. Water quality assessment of streams using a qualitative collection method for benthic macroinvertebrates. - *J. North Amer. Benthol. Soc.* 7, 3: 222-233.

Lorenzen, C.J., 1967. Determination of chlorophyll and pheopigments: Spectrophotometric equations. - *Limnol. Oceanogr.* 12: 343-346

Medin, M., Ericsson, U., Nilsson, C., Sundberg, I., Nilsson, P.-A., 2001. Bedömningsgrunder för bottenfaunaundersökningar. Medins Sjö- och Åbiologi AB. Mölnlycke, 12 pp.

Mäemets, M. 1983. Suurtaimestiku muutustest Eesti NSV eutrofeeruvates pehmevelistes järvedes. Diplomitöö. Tartu Riiklik Ülikool. Käsikiri Limnoloogiakeskuses.

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

Mäemets, M. 1983. Suurtaimestiku muutustest Eesti NSV eutrofeeruvates pehmevelistes järvedes. Diplomitöö. Tartu Riiklik Ülikool. Käsikiri Limnoloogiakeskuses.

Mäemets, H. 2010. Loodusdirektiivi järve-elupaigatüüpide inventeerimise juhised. Lepingulise töö aruanne Keskkonnaministeriumile. Käsikiri Limnoloogiakeskuses.

Nõges, P. & Ott, I. 2003. Eesti järveteadus Euroopa tõmbetuultes. Kaasaegse ökoloogia probleemid. Eesti globaliseerivas maailmas. Eesti IX Ökoloogiakonverentsi lühiartiklid, 159-172.

Ott, I. ja T. Kõiv, 1999. Eesti väikejärvede eripära ja muutused. Tallinn, 128 lk.

Ott, I., Laugaste, R., 1996. Fütoplanktoni koondindeks (FKI). Üldistus Eesti väikejärvede kohta. - Eesti Keskkonnaministeriumi Infoleht nr. 3

Pielou, E. C., 1975. Ecological diversity. New York.

Pinnaveekogumite moodustamise kord ja nende pinnaveekogumite nimestik, mille seisundiklass tuleb määrata, pinnaveekogumite seisundiklassid ja seisundiklassidele vastavad kvaliteedinäitajate väärtused ning seisundiklasside määramise kord, 2009.

Keskkonnaministri 28. juuli 2009. a. määrus nr 44 (RTL, 06.08.2009, 64, 941)
(<https://www.riigiteataja.ee/ert/act.jsp?id=13210253&replstring=33>).

Strickland, J.D.H. & Parsons, T.R., (1972). A practical handbook of seawater analysis. -
Bull. Fish. Res. Board. Can. 167: 1-310

Tamre, R. 2006. (Koostaja). Eesti järvede nimestik, 2006. Keskkonnaministeeriumi Info-
ja Tehnokeskus, Tallinn.

Timm H. & Vilbaste S., 2010. Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamise meetodika
bioloogiliste kvaliteedielementide alusel. Bentiliste ränivetikate kooslus jões.
Suurselgrootute põhjaloomade kooslus jões ja järves. Aruanne EV
keskkonnaministeeriumile.

Veepoliitika raamdirektiiv, 2002. Euroopa Parlamendi ja Euroopa Liidu Nõukogu
direktiiv 2000/60/EÜ. Keskkonnaministeerium, 63 lk.