

Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium

Eesti Maaülikool

Lepingu nr 4-1.1/13/140 aruanne

**INFO KOGUMINE EESTI JÄRVEDE BENTILISTE RÄNIVETIKATE
KOOSLUSTE KOHTA JA ESIALGNE ANALÜÜS BENTILISTE
RÄNIVETIKATE KASUTAMISE KOHTA JÄRVE ÖKOLOOGILISE
SEISUNDI INDIKAATORINA**

Täitjad:

EMÜ PKI limnoloogiakeskuse vanemteadur Sirje Vilbaste

Vee ja maismaa ökosüsteemide rakendusbioloogia magistrand Maili Lehtpuu



Ermistu järv. Foto: Kairi Maileht

Tartu 2013

Sisukord

Sissejuhatus	
1. Ülevaade bentiliste ränivetikate kasutamisest järvede ökoloogilise seisundi määramisel	
2. Materjal ja Metoodika.....	
3. Ränivetikakooslused:	
3.1. Endla järv (tüüp II)	
3.2. Uljaste järv (tüüp V)	
3.3. Kurtna Valgejärv (tüüp V)	
3.4. Viitna Pikkjärv (tüüp V)	
3.5. Pühajärv (tüüp III)	
3.6. Ähijärv, (tüüp III)	
3.7. Äntu Sinijärv (tüüp I)	
3.8. Nohipalo Valgjärv (tüüp)	
3.9. Nohipalo Mustjärv (tüüp IV)	
3.10. Võrtsjärv (tüüp VI)	
3.11. Konsu järv koos Peenjärvega (tüüp III)	
3.12. Viljandi järv (tüüp III)	
3.13. Öisu järv (tüüp II)	
3.14. Kahala järv (tüüp II)	
4. Eksperdiarvamus, milline ränivetikaindeks võiks olla asjakohane loetletud järvetüüpide seisundi määramisel ja milline võiks olla selle indeksi referentsväärtus, väga hea - hea seisundi piir ja hea - kesise seisundi piir	
5. Eksperdiarvamus, kuidas ja kui palju tuleks Eesti järvede ränivetikakoosluste, samuti survetegurite kohta infot koguda, et Eestis oleks võimalik välja arendada Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi 2000/60/EÜ nõuetele vastav järvede ränivetikaindeks	
6. Kokkuvõte	
7. Kirjanduse loetelu	
Lisa	

Sissejuhatus

Euroopas kasutatakse järvedes benthilisi ränivetikaid veekogu ökoloogilise seisundi määramisel palju vähem, kui neid rakendatakse sel eesmärgil vooluves. Aruandes antakse ülevaade benthiliste ränivetikate kasutamisest järvede ökoloogilise seisundi määramisel kaheksas Euroopa riigis. Võttes aluseks need ränivetikaindeksid, mida kasutatakse meil vooluves ökoloogilise seisundi määramisel (Timm & Vilbaste, 2010), analüüsitakse samade indeksite kasutamise võimalusi Eesti järvede ökoloogilise seisundi määramisel. Lisaks analüüsitakse veel 14 indeksi seost surveteguritega ning nende rakendamise võimalusi järvede ökoloogilise seisundi määramisel. Kujundatakse eksperthinnang milline ränivetikaindeks võiks olla asjakohane meie järvetüüpide seisundi määramisel ja milline võiks olla selle indeksi referentsväärtus, väga hea - hea seisundi piir ja hea - kesise seisundi piir. Samuti antakse ekspertarvamus kuidas ja kui palju tuleks Eesti järvede ränivetikakoosluste, samuti survetegurite kohta infot koguda, et Eestis oleks võimalik välja arendada Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi 2000/60/EÜ nõuetele vastav järvede ränivetikaindeks.

1. Ülevaade bentiliste ränivetikate kasutamisest järvede ökoloogilise seisundi määramisel

Bentiliste ränivetikate järvedest kogumiseks on juhendeid välja töötatud kaheksas Euroopa riigis (Saksamaa, Belgia, Ungari, Poola, Hispaania, Sloveenia, Suurbritannia ja Soomes), kuid uuringud sobivate meetodikate väljatöötamiseks kestavad ning olemasolevaid ei saa veel lõplikkeks lugeda.

Olemasolevates meetodikates on toodud erinevad juhised bentiliste ränivetikate järvedest kogumiseks (kui tihti, millistelt substraatidelt, mis vahenditega jne), saadud proovide töötlemiseks, loendamiseks ning saadud andmete analüüsimiseks (erinevate ränivetikaindeksite ja statistiliste seoste leidmine).

Proovipunktid ja proovivõtukoht

Proovi kogumisel on järve kohta soovitatud võtta 6-10 proovipunkti, Belgias sõltuvalt järve tüübist ja Hispaanias ning Poolas järve suuruselt. On ka seisukohti, et kui koguda üks proov järvetüübile iseloomulikult substraadilt (nt pehmete põhjadega järvedes veesisestelt taimedelt), peaks see peegeldama kogu järve bentiliste ränivetikate kooslust, sõltumata proovipunktide arvust (Potapova & Charles, 2005). Proovivõtukoht peaks paiknema 0,3-0,5 meetri sügavusel, piirkonna, kus lainetuse mõju on väike või puudub. (Sampling littoral diatoms...).

Substraadi valik ja proovi kogumine

Substraatideks soovitatakse valida järves enim levinud substraadid (Potapova & Charles, 2005), kuid on ka riike, kus on kindlalt määratletud, et proove tuleb koguda kividelt (Saksamaa, Suurbritannia, Soome), pilliroolt (Hispaania, Ungari) või veesisestelt suurtaimedelt (Poola). (WISER) Kividelt kogumisel kasutatakse proovi kogumiseks lusika/noaga kraapimist või hambaharjaga hõõrumist. (Gonzalo & Fernñndez, 2012) Proovide kogumiseks pilliroolt on kasutusel kaks meetodikat. Neist esimeses kasutatakse spetsiaalset kogumistoru, mis lükatakse pilliroovarre veealuse (kuni 0,3 m sügavusel paikneva) osa ümber, sobiv tükk lõigatakse vee alt ja veepiirist kõrgemalt lahti, toru otsad suletakse ning torru suletud pilliroovart ühes kogunenud veega raputatakse 2 minutit, et saada kätte kogu

pealiskasv. (Kornijów & Kairesalo, 1994; Cejudo-Figueiras et. al, 2010) Teise meetodika järgi kogutakse pilliroovarred esimesega sarnaselt, kuid raputamise asemel hõõrutakse pealiskasv hambaharjaga proovivõtunõusse. Pilliroovartelt kogutava pealiskasvu kogus võib olla normeeritud cm^2 järve kohta (Belgias on see 10 cm^2 , Ungaris 150 cm^2). (WISER)

Veesisestelt taimedelt kogutakse proov sarnaselt pillirooga taimi spetsiaalsesse torusse sulgedes ning seejärel raputades või tugevamate taimede puhul ka pealiskasvu hambaharjaga maha hõõrudes. (Kovács, 2007)

Pehme põhjaga järvede puhul leitakse, et mudalt kogutud kooslused ei anna järve seisundist adekvaatset ülevaadet ning seetõttu soovitatakse proovi kogumisel eelistada veesiseseid taimi, pilliroogu või kunstsubstraatide sisseviimist. (Kovács, 2007; Cejudo-Figueiras et. al, 2010) Samas on uuringud näidanud, et ka kunstsubstraatidel, mida kogu aasta järves hoiti, ei kujunenud ränivetikakooslusi, mis iseloomustaksid järves leiduvaid bentiilisi ränivetikaid nii hästi, kui seda teevad looduslikelt substraatidelt kogutud ränivetikad. (Sampling littoral diatoms...) Seetõttu ollakse seisukohal, et kunstsubstraate tuleks kasutada ainult äärmisel juhul ning hoida neid enne pealiskasvu kogumist järves vähemalt aasta. (Sampling littoral diatoms...)

Proovi edasine töötlus, loendamine ja loendamistulemuste statistiline analüüs

Proovi fikseerimiseks kasutatakse enamasti 96%-list etanooli, üksnes Suurbritannias on kasutusel Lugoli lahus. (WISER) Fikseeritud proov töödeldakse vesinikülihapendiga ning vajadusel (kui eelproovis on näha palju mineraalseid osiseid või taimerakke), töödeldakse proovi veel täiendavalt tugeva happega (nt väävelhape). (Sampling littoral diatoms...)

Proov loendatakse 1000x kordse suurenduse all, loendatakse minimaalselt 300 (Poola) ja maksimaalselt 500 (Poola, Saksamaa, Sloveenia) panstrit, kuid üldlevinud on 400 pantseri loendamine. (WISER)

Loendustulemusi analüüsitakse OMNIDIA või DILSTORE tarkvara abil ning leitakse järgnevad ränivetikaindeksid: IAD, ISD, LTDI, GR, TI ja InDia. Lisaks leitakse paljudes riikides statistilise analüüsi abil ka suhted järves leiduvate ränivetikaliikide ning järve üldfosfori, pH, Chl a, raskmetallide sisalduse ja orgaaniliste ühenditega reostumise vahel. Kasutades ränivetikaliikide ökoloogilisi tolerantsuspiire leitakse järve eutrofeerumisaste,

veekogu degradeerumisaste ja valgala maakasutuse mõju järvele. (WISER)

Soomes kogutakse proovid kividelt ning uuritava järve epiliitset ränivetikakooslust võrreldakse referentsjärvest võetud proovi epiliitse ränivetikakooslusega (Eloranta et al., 2007; Aroviita et al., 2012) . Võttes arvesse iga taksoni suhtelist arvukust võrreldakse kokkulangevust referents kooslusega. Kui see on suurem kui 0,447 on tegemist väga hea seisundiga. Väga hea ja hea piiriks on 0,361, hea ja kesise piiriks 0,271.

2. Materjal ja Metoodika

Uuritud järvede seisundit hinnati kolme ränivetikaindeksi järgi, mida kasutatakse Eesti vooluvete ökoloogilise seisundi hindamisel:

1. IPS – Indice Polluosensitivité Spécifique (Specific Polluosensitivity Index) (Coste in CEMAGREF 1982)
2. WAT – Watanabe indeks (Watanabe jt 1990)
3. TDI – Trophic Diatom Index (Kelly & Whitton 1995)

Kasutatud metoodika on kooskõlas Euroopa Liidu standarditega fütobentose kasutamise kohta vooluvete seisundi hindamisel:

CEN (2003). Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers. EN 13946: 2003. Comité European de Normalisation, Geneva.

CEN (2004). Water quality - Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters. EN 14407:2004. Comité European de Normalisation, Geneva.

Bentiliste ränivetikate proovid koguti 2013.a. juulis ja augustis. Eelistatud substraadiks olid väikesed kivid ca 0,5 m sügavuselt veest. Üks proov koosnes (vähemalt) 5-lt erinevalt veest korjatud kivilt kogutud ränivetikatest. Kividelt eemaldati ränivetikad tugevalt hambaharjaga hõõrudes. Paraku puudusid enamikus järvedes kivid ning siis koguti materjal suurtaimedelt või suurvetikatelt. Seda tehti nii hambaharjaga pestes, kui käte vahel pigistades. Uuritud järvede tüübid, uurimisaeg ja substraat, millelt bentilised ränivetikad koguti, on esitatud tabelis 1.

Saadud heljum fikseeriti etanooli lahusega (ca 70%). Laboratooriumis töödeldi proove H₂O₂-ga (30%-line), et eemaldada orgaaniline aine. Seejärel lisati HCl, et vabaneda kaltsiumkarbonaatidest ning seejärel pesti proove korduvalt destilleeritud veega, proove vahepeal tsentrifuugides, kuni vabaneti vesinikperoksiidi jääkidest.

Saadud suspensioonist, mis sisaldas puhtaid vetikate ränipantsereid valmistati püsipreparaadid. Selleks kasutati spetsiaalset vaiku “Naphrax”. Igast proovist määrati ja loendati vähemalt 400 ränivetika raku süstemaatiline kuuluvus. Kasutatud määrajate loetelu

asub viidatud kirjanduse nimestiku lõpus. Dominandiks loeti takson, mille suhteline arvukus on >25%, subdominandiks (arvukaks) on takson, mille suhteline arvukus on >10% (Timm & Vilbaste 2010).

Tabel 1. Uuritud järvede tüübid, uurimisaeg ja substraat, millelt koguti bentilised ränivetikaid

Järv	Tüüp	Aasta	Substraat
Äntu Sinijärv	I	2013	makrofüüdid
Endla	II	2013	makrofüüdid
Õisu	II	2013	makrofüüdid
Kahala	II	2013	kivid
Ruhi	II	2013	makrofüüdid
Mäeküla	II	2013	makrofüüdid
Ermistu	II	2013	makrofüüdid
Tõhela	II	2013	makrofüüdid
Pühajärv	III	2013	makrofüüdid
Ähijärv	III	2013	makrofüüdid
Konsu koos Peenjärvega	III	2013	kivid
Viljandi	III	2013	makrofüüdid
Kariste	III	2013	makrofüüdid
Tünder	III	2013	makrofüüdid
Nohipalo Mustjärv	IV	2012	makrofüüdid
Nohipalo Mustjärv	IV	2012	makrofüüdid
Meelva	IV	2013	makrofüüdid
Uljaste	V	2013	kivid
Kurtna Valgejärv	V	2013	makrofüüdid
Viitna Pikkjärv	V	2013	makrofüüdid
Nohipalo Valgjärv	V	2012	makrofüüdid ja kivid
Nohipalo Valgjärv	V	2013	makrofüüdid
Jõuga Linajärv	V	2013	makrofüüdid
Jõuga Liivjärv	V	2013	makrofüüdid
Jõuga Pesujärv	V	2013	makrofüüdid
Võrtsjärv Valma	VI	2012	kivid
Võrtsjärv Sapi	VI	2012	kivid
Võrtsjärv Arali	VI	2012	kivid
Võrtsjärv Tarvastu	VI	2012	kivid

Indeksite arvutamiseks kasutati tarkvara OMNIDIA (Lecointe jt., 1993) uusimat versiooni, mis arvestab ränivetikate liigilist koosseisu ja liikide suhtelist arvukust ning erinevate liikide tundlikkust reostuse suhtes. IPS ja WAT indeksid arvutatakse programmi poolt skaalasse 1-20 ja TDI indeks skaalasse 1-100. Kuna erinevalt kahest esimesest indeksist, mis on positiivses korrelatsioonis seisundiga (mida kõrgem indeksi väärtus, seda parem on proovikoha ökoloogiline kvaliteet), näitab TDI olukorra paranemist indeksi väärtuse kahanedes, on viimati mainitud indeks ümber arvutatud suuruseks (100-TDI).

Hinnangu andmisel seirepunkti ökoloogilisele seisundile lähtuti kehtivatest piirväärtustest, mis on toodud tabelis 2.

Tabel 2. Looduslike jõetüüpide ökoloogilise seisundi (ÖKS) klassifikatsioon vastavalt fütobentose seisundi näitajale (Timm & Vilbaste 2010).

Indeks	Vahemik	Väga hea	Hea	Kesine	Halb	Väga halb
IPS	18,2-0	>15,5	15,5->12,0	12,0->9,5	9,5-6,9	<6,9
IPS ÖKS = IPS /18,2	1-0	>0,85	0,85->0,65	0,65->0,52	0,52-0,34	<0,34
WAT	18,7-0	>15,9	15,9->12,4	12,4->9,7	9,7-7,1	<7,1
WAT ÖKS = WAT / 18,7	1-0	>0,85	0,85 - >0,66	0,66->0,52	0,52- 0,38	<0,38
TDI	35-100	<48	48-<61	61-<75	75-<87	87-100
100 - TDI	65-0	>52	52->39	39->25	25-13	<13
TDI ÖKS = (100-TDI)/65	1-0	>0,8	0,8->0,6	0,6->0,4	0,4-0,2	<0,2

Lõplik hinnang seirepunkti ökoloogilisele kvaliteedile antakse fütobentose puhul kolme indeksi hinnangu keskmise arvutamise teel.

Survetegurite analüüsil kasutasime ka 2012.a. Nohipalo Valgjärvest (2 proovi), Nohipalo Mustjärvest (2) ja Võrtsjärvest (4) kogutud proove ning 2013.a. kogutud materjali Ruhi, Mäeküla, Meelva, Kariste, Ermistu, Tõhela, Tündre järvest ning kolmest Jõuga järvest (Linajärv, Liivjärv, Pesujärv) (tabel 1).

3. Ränivetikakooslused

Hinnangud järvede ökoloogilisele seisundile vastavalt looduslike jõetüüpide ökoloogilise seisundi (ÖKS) klassifikatsioonile (Timm & Vilbaste 2010) on esitatud lisas 1.

3.1 Endla järv (tüüp II, keskmise karedusega, kihistumata veega järv)

Bentiliste ränivetikate proov koguti Endla järvest 8.08. makrofüütidelt. Ränivetikakooslus oli isendirikas kuid liigivaene – määrati ainult 12 liiki. Domineeris *Achnanthydium minutissimum* ning *Eunotia pectinalis* esines subdomionandina, arvukalt oli veel esindatud *Cocconeis placentula*. Ülejäänud liigid olid esindatud ainult ühe või kahe isendina. Kõik kolm indeksit näitasid Endla järve väga head ökoloogilist seisundit.

3.2 Uljaste järv (tüüp V pehmeveeline, heledaveeline, kihistumata veega järv, püsivaatlusjärv)

Uljaste järve uuriti 15.07.2013. Bentiliste ränivetikate proov õnnestus koguda kividelt. Ränivetikakooslus oli arvukas. Määrati 25 liiki, domineeris *Achnanthydium minutissimum*, arvukalt olid esindatud 4 liiki: *Encyonema minutum*, *Psammothidium oblongellum*, *Eolimna minima* ja *Psammothidium abundans*. IPS näitas järve väga head ökoloogilist seisundit, WAT ja TDI indeksi väärtus viitas heale seisundile. Kõikide indeksite järgi otsustades oli Uljaste järve seisund hea.

3.3 Kurtna Valgejärv (tüüp V pehmeveeline, heledaveeline, kihistumata)

Kurtna Valgejärvest koguti bentiliste ränivetikate proov 28.08.2013 makrofüütidelt. Ränivetikakooslus oli arvukas. Määrati 28 liiki. Domineeris *Eunotia minor* ning *Achnanthydium minutissimum* esines subdomionandina, arvukalt oli veel esindatud *Encyonopsis microcepaha*. IPS ja TDI indeksid näitasid järve väga head ökoloogilist seisundit, WAT väärtus viitas heale seisundile. Kõikide indeksite järgi otsustades oli Kurtna Valgejärve seisund väga hea.

3.4 Viitna Pikkjärv (tüüp V pehmeveeline, heledaveeline, kihistumata), püsivaatlusjärv

Bentiliste ränivetikate proov koguti Viitna Pikkjärve makrofüütidelt 15.07.2013.

Ränivetikakooslus oli nii isend- kui liigivaene – määrati ainult 8 liiki. Dominant ei eristunud ning indekseid polnud võimalik arvutada loendusmaterjali vähesuse tõttu.

3.5. **Pühajärv** (tüüp III, keskmise karedusega, kihistunud veega), püsivaatlusjärv
Pühajärve uuriti 15.07.2013. Bentiliste ränivetikate proov koguti makrofüütidelt.
Ränivetikakooslus oli arvukas. Määrati 25 liiki, domineeris *Achnanthydium minutissimum*.,
mis moodustas 79,5 % loendatud rakkudest. Teisi arvukaid liike ei esinenud. Kõik kolm
ränivetikaindeksit näitasid, et Pühajärve ökoloogiline seisund on *väga hea*.

3.6. **Ähijärv** (tüüp III, keskmise karedusega, kihistunud veega), püsivaatlusjärv
Bentiliste ränivetikate proov koguti Ähijärve makrofüütidelt 3.07.2013. Ränivetikakooslus oli
nii isendi- kui liigirikas – määrati 48 taksonit. Dominant puudus, kuid kolm liiki
(*Achnanthydium minutissimum*, *Staurosirella pinnata* ja *Saurosira construens*) esinesid
arvukalt. IPS ja TDI indeksid näitasid järve väga head ökoloogilist seisundit, WAT väärtus
viitas kesisele seisundile. Kõikide indeksite järgi otsustades oli Ähijärve seisund *hea*.

3.7. **Äntu Sinijärv** (tüüp I kalgiveeline, kihistumata veega), kalgiveelise järve referentsjärv
Bentiliste ränivetikate proov koguti Äntu Sinijärve makrofüütidelt 10.08.2013.
Ränivetikakooslus oli arvukas. Määrati 25 liiki. Domineeris *Achnanthydium minutissimum*,
arvukalt esinesid *Encyonopsis microcephala* ja *Encyonema neogracile*. IPS ja TDI indeksid
näitasid järve väga head ökoloogilist seisundit, WAT väärtus viitas heale seisundile. Kõikide
indeksite järgi otsustades oli Äntu Sinijärve seisund *väga hea*.

3.8. **Nohipalo Valgjärv** (tüüp V pehmeveeline, heledaveeline, kihistumata), uuritud riikliku
seire käigus 2012; täiendav seire 2013, püsivaatlusjärv
Nohipalu Valgjärvest koguti bentiliste ränivetikate proovid 02.08.2012 (makrofüütidelt) ja
02.09.2012 (järve viidud kividelt). Kuid saadud ja töödeldud proovid ei sisaldanud piisaval
arvul ränivetikaid. Nende andmete põhjal ei olnud Valgjärve ökoloogilist seisundit võimalik
määrata.

Käesoleval aastal korrati Nohipalo Valgjärve uurimist 2.07.2013. Ränivetikate proov koguti
makrofüütidelt. Ja taas katse ebaõnnestus. Ränivetikakooslus oli nii isend- kui liigivaene –
määrati ainult 5 liiki ning indekseid polnud võimalik arvutada loendusmaterjali vähesuse
tõttu.

3.9 **Nohipalo Mustjärv** (tüüp IV pehmeveeline, tumedadaveeline, kihistumata) uuritud

riikliku seire käigus 2012, püsivaatlusjärv.

2012.a. uuriti Nohipalo Mustjärves milline substraat on sobiv bentiliste ränivetikaproovide kogumiseks, et hinnata järve ökoloogilist seisundit. Selleks koguti proove nii makrofüütidelt, kui järve viidud kividelt. Selgus, et kividel ei kujune mikrofüütobentose kooslus välja nii kiirest, et seda oleks võimalik kasutada. Makrofüüdid olid sobivam substraat. Bentiliste ränivetikate kooslusi analüüsiti 2.08. ja 2.09. kogutud proovidest. Mõlemast proovist määrati ainult viis taksonit bentilisi ränivetikaid. Augustis domineeris *Eunotia naegeli* ja *Frustula saxonica* esines subdominandina ning septembrikuu proovis oli vastupidi – domineeris *Frustula saxonica* ja *Eunotia naegeli* esines subdominandina. Arvukalt esines mõlemas proovis veel *Pinnularia subcapitata*. Kõik viis liiki (eelmistele lisaks veel *Eunotia exigua* ja *E. bilunaris*) näitavad väga head seisundit. Kuid leitud liikide arv osutus liialt väikeseks, et ülalnimetatud indekseid kasutada. Leitud liikide põhjal oli ränivetikaindeksitest võimalik välja arvutada üksnes IPS indeks, mille järgi oli Nohipalo Mustjärve seisund 2012.a. väga hea (indeksi väärtus 20,0).

3.10. Võrtsjärv (tüüp VI keskmise karedusega, heledaveeline, kihistumata) uuritud riikliku seire käigus 2012, 4 seirepunkti

2012.a. koguti Võrtsjärve neljast seirepunktist bentiliste ränivetikate proovid kividelt. Epiliitsete ränivetikate liigiline koosseis oli rikas ja võrdlemisi ühtlane kogu järve ulatuses. 7.08.2012 määrati Võrtsjärve Valma seirepunktis 44, Sapi seirepunktis 53, Arali seirepunktis 38 ja Tarvastu seirepunktis 40 taksonit bentilisi ränivetikaid. Kogu järves osutus dominantliigiks *Achnanthydium minutissimum*. Võrtsjärve seisund Valma, Arali ja Tarvastu seirepunktis oli väga hea ning Sapi seierpunktis hea.

3.11. Konsu järv koos Peenjärvega (tüüp III, keskmise karedusega, kihistunud veega) väikejärvede seire lepingus 2013

Konsu järve uuriti 28.08.2013. Bentiliste ränivetikate koguti kividelt. Ränivetikakooslus oli arvukas ja liigirikas. Määrati 43 liiki, arvukalt esinesid *Staurosirella pinnata*, *Achnanthydium minutissimum* ja *Saurosira construens*. IPS ja TDI indeksid näitasid järve väga head ökoloogilist seisundit, WAT väärtus viitas heale seisundile. Kõikide indeksite järgi otsustades oli Konsu järve seisund väga hea.

3.12. Viljandi järv (tüüp III, keskmise karedusega, kihistunud veega) väikejärvede seire lepingus 2013

Bentiliste ränivetikate proov koguti Viljandi järvest makrofüütidelt 10.07.2013.

Ränivetikakooslus oli isendirikas kuid liigivaene – määrati ainult 13 liiki. Domineeris *Achnanthydium minutissimum*, mis moodustas 89,4 % loendatud rakkudest. Üheksa liiki olid esindatud ainult ühe või kahe isendiga. Kõik kolm indeksit näitasid Viljandi järve väga head ökoloogilist seisundit.

3.13. **Õisu järv** (tüüp II, keskmise karedusega, kihistumata veega) väikejärvede seire lepingus 2013

Bentiliste ränivetikate proov koguti Õisu järvest makrofüütidelt 3.07.2013. Ränivetikakooslus oli isendirikas kuid liigivaene – määrati ainult 11 liiki. Domineeris *Achnanthydium minutissimum*, moodustades 78,2 % loendatud rakkudest. Kuus liiki olid esindatud ainult ühe või kahe isendiga. Kõik kolm indeksit näitasid Õisu järve väga head ökoloogilist seisundit.

3.14. **Kahala järv** (tüüp II, keskmise karedusega, kihistumata veega) väikejärvede seire lepingus 2013 ainult bentilised ränivetikad, hüdrokeemiat ei ole

Bentiliste ränivetikate proov koguti Kahala järvest kividelt 15.07.2013. Ränivetikakooslus oli nii isendi- kui ka liigirikas – määrati 36 taksonit. Dominant puudus, kuid kaks liiki (*Staurosirella pinnata* ja *Achnanthydium minutissimum*) esinesid arvukalt. IPS ja TDI indeksid näitasid järve head ökoloogilist seisundit, kuid WAT väärtus viitas kesisele seisundile. Kõikide indeksite järgi otsustades oli Kahala järve seisund hea.

4. Eksperdiarvamus, milline ränivetikaindeks võiks olla asjakohane lähteülesandes loetletud järvetüüpide seisundi määramisel ja milline võiks olla selle indeksi referentsväärtus, väga hea – hea seisundi piir ja hea – kesise seisundi piir.

Analüüsitud 29 proovi jagunesid kuue järvetüübi vahel järgnevalt: I tüüp 1 järv ja 1 proov; II tüüp 7 järve ja 7 proovi; III tüüp 6 järve ja 6 proovi; IV tüüp 2 järve ja 3 proovi; V tüüp 7 järve ja 8 proovi; VI tüüp Võrtsjärv 4 proovi (vt tabel 1).

Survetegurite analüüsis kasutasime kõikide järvetüüpide tulemusi ühes andmebaasis, st ei teinud vahet erinevate järvetüüpide vahel. Põhjuseks on väike proovide arv. Tahtsime kontrollida, millised ränivetikaindeksid on tundlikud meil kasutada olevate survetegurite suhtes. Surveteguritest analüüsisime järgmisi näitajaid: P-üld, N-üld, kollane aine, pH ja vee elektrijuhtivus. Selleks, et otsida järvedele sobivaid ränivetikaindeksid, võtsime analüüsi kõik 17 indeksit, mida on võimalik OMNIDIA tarkvara abil arvutada. Spearmani mitteparameetiline korrelatsioonanalüüs survetegurite ja 17 ränivetikaindeksi vahel näitas, et üld-N ning elektrijuhtivus ei andnud ühegi indeksiga statistiliselt olulist korrelatsiooni. Kollane aine mõjutas IBD indeksit positiivselt. pH olid negatiivses korrelatsioonis SID indeksiga ning positiivses korrelatsioonis LOBO indeksiga (tabel 3). Üld-P korreleerus kolme indeksiga: negatiivselt DESCY ja SID-ga ning positiivselt LOBO-ga. Viimane tähendab, et mida kõrgem fosforikontsentratsioon, seda kõrgem indeksi väärtus. Kuid siin on tegemist selge arterfaktiga, sest ka see indeks on välja töötatud nii, et mida kõrgem väärtus, seda parem ökoloogiline seisund, kuid meie andmete puhul tuli vastupidine tulemus. Põhjus võib olla selles, et see indeks on väljatöötatud palju suuremate fosforisisaldustega vete kohta.

Lähteülesandes püstitatud küsimusele *milline ränivetikaindeks võiks olla asjakohane järvede seisundi määramisel* saab vastata et **DESCY** ja **SID**. Kuna andmeid on praeguse seisuga liiga vähe, tuleks edaspidi siiski jätkata analüüsi ka teiste indeksitega.

Järve seisundi määramisel ja indeksitele referentsväärtuse ning seisundiklasside piirväärtuste leidmisel tuleb lähtuda igast järvetüübist (tabel 4).

Tüüp I on ainult üks proov referents järvest. DESCY indeks 18,2 ja SID 18,5 võiksid olla vastavad referentsväärtused. Kuid seisundiklassi piirid vajavad täpsemat analüüsi suurema arvu järvede peal.

Tabel 3. Korrelatsioonanalüüsi tulemused survetegurite ja ränivetikaindeksite vahel

Indeks	Kollane aine	Üld-N	Üld-P	pH	El. juhtivus
IPS					
SLA					
DESCY			-0,57		

Endla	II	17,2	17,8	15	0,70	0,035	8,81	2833
Õisu	II	15,7	14,8	11	0,50	0,030	8,74	2689
Kahala	II	16,8	15,7					
Ruhi	II	15,4	15,9	21	0,34	0,031	8,04	4133
Mäeküla	II	16,6	15,5	8,4	0,42	0,030	8,62	3087
Ermistu	II	15,6	16,6	6,6	0,69	0,021	8,55	4795
Tõhela	II	16,1	13,9	9,8	0,07	0,024	9,43	6950
Pühajärv	III	15,5	15,7	3,8	0,50	0,022	8,79	3523
Ähijärv	III	17,6	17,1	3,1	0,27	0,018	8,75	3978
Konsu	III	17,5	16,8	11	0,75	0,019	8,50	2355
Viljandi	III	15,2	14,8	5,4	1,10	0,130	8,68	2191
Kariste	III	15,7	15,7	5,2	0,37	0,039	8,68	2235
Tündre	III	18,7	18,4	15	0,65	0,019	8,08	7313
Nohipalo Mustjärv	IV			66	1,0	0,027		23256
Nohipalo Mustjärv	IV			66	1,0	0,027		23256
Meelva	IV			57	0,75	0,063	5,69	32962
Uljaste	V	16,1	17,3	6,7	0,58	0,027	7,66	36387
Kurtna Valgejärv	V	17,9	17,4	16	0,47	0,017	6,39	36435
Viitna Pikkjärv	V			1,8	0,34	0,018	7,60	92400
Nohipalo Valgjärv	V			6,4	0,54	0,014		83333
Nohipalo Valgjärv	V			3,4	<0,2	0,015	6,19	92558
Jõuga Linajärv	V			2,6	0,68	0,037	7,10	86968
Jõuga Liivjärv	V			2,1	0,79	0,020	7,33	69062
Jõuga Pesujärv	V			1,9	0,58	0,034	7,90	55785
Võrtsjärv Valma	VI	16,3	16,9		0,91	0,040	8,40	
Võrtsjärv Sapi	VI	16,4	16,1		0,91	0,039	8,40	
Võrtsjärv Arali	VI	15,9	16,1		0,91	0,054	8,10	
Võrtsjärv Tarvastu	VI	15,8	16,5		1,20	0,040	8,40	

Tüüp IV. Nohipalo Mustjärve uuriti 2012. a. kahel korral ja Meelva järve 2013. a. ühel korral. Kõikides proovides oli liikide arv liiga väike, et saaks indekseid arvutada. IV tüüpi järvedes (pehmeveeline ja tumedaveeline, kihistumata) järvedes ei sobi bentalised ränivetikad järve ökoloogilise seisundi määramiseks.

Tüüp V. Seitsmest selle tüüpi järvest oli meil kasutada 8 proovi, Nohipalo Valgjärve uuriti kahel aastal. Kuues proovis oli liikide ja ka isendite arv selleks liiga väike, et indekseid arvutada. Ainult Kurtna Valgejärvest ja Uljaste järvest võetud proovist õnnestus määrata piisav arv ränivetikaid. Praeguse seisuga ei sobi bentalised ränivetikad V tüüpi pehme- ja heledaveeliste kihistumata järvede ökoloogilise seisundi määramiseks.

Tüüp VI. Võrtsjärv. Võrtsjärv oli ainuke järv, kus kõik neli proovi sai võtta kividelt. Võib olla sellest asjaolust tulenevalt näib siin sobivat vooluvete meetod. Kui edaspidi koguneb rohkem proove saaks ka seisundi klassipiirid täpsemalt paika panna. Praeguste teadmiste järgi võiks referentsväärtused olla 18,2, 18,7 ja 65 vastavalt IPS, WAT ja 100-TDI indeksile. Väga hea ja hea piir võiks olla vastavalt 15,5, 15,9 ja 52 ning hea ja kesise piir 12,0, 12,4 ja 61 (tabel 2).

5. Eksperdiarvamus, kuidas ja kui palju tuleks Eesti järvede ränivetikakoosluste, samuti survetegurite kohta infot koguda, et Eestis oleks võimalik välja arendada Euroopa Liidu veepoliitika raamdirektiivi 2000/60/EÜ nõuetele vastav järvede ränivetikaindeks.

Eesmärgiks ei saa võtta omaenda indeksi väljatöötamist, kuna Eesti territoorium on liialt väike, et õnnestuks leida indeks, mida oleks võimalik interkalibreerida EL teiste riikidega. Tuleks analüüsida juba teistes riikides väljatöötatud indekseid ja võrrelda neid suurema hulga meie järvedest kogutud andmetega. Ka EL jõgede fütobentose ränivetikaindeksi IPS interkalibreerimisel tuli see probleem teravalt esile. Meie esitatud andmebaas oli toona tugevalt kaldu hea ja väga hea seisundiga vooluvete poole. Kuigi see peegelas meie veekogude reaalsel seisundit, osutus siiski vajalikuks otsida juurde andmeid kesise ja halva seisundiga jõelõikudest.

Pehmeveelistes järvedes (IV ja V tüüp) ei saa bentiliste ränivetikate järgi järve ökoloogilist seisundit määrata. IV tüübis esineb liialt vähe ränivetikaid ja V tüübist on seni õnnestunud neid piisaval arvul leida ainult kahest järvest (Kurtna Valgejärv ja Uljaste).

Järvedest proovide kogumisel on peamiseks probleemiks substraat, millelt koguda bentiliste ränivetikate proove. Kõige ideaalsem on kivil kasvav ränivetikakooslus, kuid kive pole kõigis järvedes. Makrofüütidega puhul on aga probleemiks, et erinevatel makrofüütide liikidel võib esineda erinev ränivetikakooslus ja ka ühe ning sama liigi erinevatel isenditel võib see kooslus olla erinev. Kuna makrofüütide liigiline koosseis on eri järvedes erinev, siis tuleb pealiskasvu koguda maksimaalselt erinevatelt makrofüüdiliikidelt, segades saadud alaproovid kokku üheks prooviks.

Sobivaim aeg bentiliste ränivetikate proovide kogumiseks on suve teine pool ja varasügis. Selleks ajaks on järves tingimused ühtlustunud ning ränivetikakooslus väljakujunenud.

Surveteguritest mõjutab ränivetikaid kõige enam järvevee toiteainete-, eriti fosforisisaldus. Et välja töötada järvede ränivetikaindeks on vaja võtta proove võimalikult erineva fosforisisaldusega järvedest, nii et vee fosforigradient oleks maksimaalne.

Pehmeveelistes järvedes (IV ja V tüüp) ei saa bentiliste ränivetikate järgi järve ökoloogilist seisundit määrata. IV tüübist esineb liialt vähe ränivetikaid ja V tüübist on seni õnnestunud neid piisaval arvul leida ainult kahest järvest (Kurtna Valgejärv ja Uljaste).

I tüüpi järvedest on ainult olemas andmed referetsjärvest. Juurde on vaja koguda proove maksimaalselt erineva üld-P sisaldusega järvedest (4-5 järve).

II ja III tüüpi järvedest on vaja võtta proovid foonijärvedest ning järvedest, kus üld-P sisaldus on $> 0,1$ mg/l, kummastki tüübist 3-4 järve foonijärvele lisaks.

Võrtsjärvest ning Peipsi järvest on võimalik leida piisavalt sobivaid kive ning siin ei ole substraat probleemiks. Nii võib Võrtsjärve kividelt kogutud bentiliste ränivetika andmete järgi otsustades öelda, et meie jõgedes ökoloogilise seisundi hindamise meetodika (Timm & Vilbaste, 2010) sobib ka antud järvede seisundi hindamiseks. Et selles lõplikult veenduda, peaks koguma Peipsi- ja Lämmijärvest 4-6 proovi. Samuti peaks kordama Võrtsjärve seiramist 4 kohas.

Kuid suure tõenäosusega ei saa kõikide järvetüüpide kohta välja töötada ühte universaalset ränivetikaindeksit.

6. Kokkuvõte

EL-s ei ole ühtset meetodikat, milles kasutatakse järvede ökoloogilise seisundi määramisel bentilisi ränivetikaid. Uuritud 23-st järvest seitsmele järvele (kaks järve IV tüübist ja viis järve V tüübist) ei olnud võimalik anda hinnangut ökoloogilisele seisundile, sest bentiliste ränivetikate kooslused ei olnud välja kujunenud. Kas liikide või isendite arv või mõlemad olid liiga väikesed, et indekseid arvutada. Kasutades vooluvete ökoloogilise seisundi määramise meetodikat (Timm & Vilbaste, 2010) selgus, et Kahala, Ähijärv, Konsu, Uljaste ning Võrtsjärve seisund kahes lõigus (Valma ja Sapi) oli hea. Ülejäänud järvede seisund oli väga hea (lisa 1). 17 uuritud ränivetikaindeksist andsid statistiliselt olulise seose järvevee üldfosforisisaldusega ainult kaks indeksit: DESCY ja SID. Kuid kuna andmeid on praeguse seisuga veel liiga vähe, tuleks edaspidi siiski jätkata analüüsi ka teiste indeksitega. Survetegurite muutuste ulatus peaks olema tunduvalt laiem, et saada paika seisundiklasside piirväärtused. Selleks tuleks juurde koguda andmeid I, II, ja III tüüpi järvedest. IV ja V tüüpi järvedes ei sobi bentilised ränivetikad järve ökoloogilise seisundi määramiseks. Selleks, et olla kindel et ülalnimetatud vooluvetemetoodika sobib Võrtsjärve ning Peipsi järve seisundi hindamiseks tuleks korrata uurimist Võrtsjärves ja koguda ning analüüsida Peipsi järvest sama meetoodika järgi 4-6 proovi.

7. Kasutatud kirjandus:

- Aroviita, J et al. (2012). Ohje pintavesien ekoloogisen ja kemiallisen tilan luokitteluun vuosille 2012–2013 – päivitetyt arviointiperusteet ja niiden soveltaminen. Ympäristöhallinnon ohjeita 7: 144 pp.
- CEMAGREF (1982). Etude des methodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualite des eaux. Rapport Q.E.Lyon-A.F.Bassin Rhone-Mediterranee-Corse. 218 p.
- Eloranta, P., Karjalainen S.M. ja Vuori, K-M. (2007). Piilevâyhteisöt jokivesien ekoloogisen tilan luokitte-lussa ja seurannassa – menetelmäohjeet. Ympäristöopas, Pohjois-Pohjanmaan ympäristökeskus, Oulu, 58 pp.
- Kelly M. G. & Whitton B. A. (1995). A new diatom index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology*, 7: 433-444.
- Lecointe C., Coste M. & Prygel J. (1993). "Omnidia" software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269/270: 509-513.
- Timm, H. & Vilbaste, S. (2010). Pinnavete ökoloogilise seisundi hindamise meetodika bioloogiliste kvaliteedielementide alusel. Bentiliste ränivetikate kooslus jões. Suurselgrootute põhjaloomade kooslus jões ja järves. *Lepingu* 4 – 1.1/166 aruanne. 113 lk.
- Watanabe, T., Asai, K., Houki, A., (1990). Numerical simulation of organic pollution in flowing waters. In: Cheremisinoff P. N. (ed) *Encyclopedia of Environmental Control Technology*, 4. Hazardous Waste Containment and Treatment, Gulf Publishing Company, Houston, 251-284.
- Kornijów, R. & T. Kairesalo. (1994). A simple apparatus for sampling epiphytic communities associated with emergent macrophytes. *Hydrobiologia* 294. 141-143
- Kovács, C. S. (2007). Application of diatoms in ecological classification of surface waters in Hungary. University of Pannonia. PhD thesis
- Hajnal, É., Stenger-Kovács, C., Ács, E. & J. Padisák. (2009). DILSTORE software for ecological status assessment of lakes based on benthic diatoms. *Fottea* 9(2). 351-354
- Gonzalo, M. & M. de los Reyes Fernández. (2012). Diatoms as Indicators of Water Quality and Ecological Status: Sampling, Analysis and Some Ecological Remarks. *Ecological Water Quality – Water Treatment and Reuse*. Chapter 9
- Potapova, M. & D.F. Charles. (2005). Choice of substrate in algae-based water-quality assesment. *Journal of the North American Benthological Society*. 24(2). 415-427
- Sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments: a literature review. Science Report SC030103/SR1 SCHO0505BJEC-E-P. Environment Agency of UK
- WISER - Water Bodies in Europe: Interactive System to assess Ecological status and Recovery. <http://www.wiser.eu> [Viimati külastatud 08.10.2013]

Määrarjad:

- Hustedt, F. (1985) *The Pennate Diatoms* (a translation of Hustedt's "Die Kieselalgen, 2. Teil" with supplement by Jensen, N.G. Koeltz Scientific Books, Koenigstein. 918 pp.
- Krammer, K. (1997) *Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 1. Allgemeines und Encyonema part.* Bibliotheca Diatomologica Band 36. J. Cramer, Stuttgart. 382 pp.
- Krammer, K. (1997) *Die cymbelloiden Diatomeen. Eine Monographie der weltweit bekannten Taxa. Teil 2. Encyonema part., Encyonopsis und Cymbellopsis.* Bibliotheca Diatomologica Band 37. J. Cramer, Stuttgart. 469 pp.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. (1986-1991). *Bacillariophyceae. Teil 1-4. Süßwasserflora von Mitteleuropa.* 2/1, 876 pp., 2/2, 596 pp., 2/3, 576 pp., 2/4, 437 pp. VEB Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, New York.

- Lange-Bertalot, H. (2001) Diatoms of Europe. Diatoms of the European Inland Waters and Comparable Habitats. Vol. 2. Navicula sensu stricto. 10 Genera Separated from Navicula sensu lato. Frustulia. A.R.G. Gantner Verlag K.G, Ruggell. 526 pp.
- Lange-Bertalot, H., Bak, M. & Witkowski, A. (2011) Diatoms of Europe. Vol.6. Eunotia and some related genera. A.R.G. Gantner Verlag K.G, Ruggell. 747 pp.

Hinnangud järvede ökoloogilisele seisundile vastavalt looduslike jõetüüpide ökoloogilise seisundi (ÖKS) klassifikatsioonile (Timm & Vilbaste 2010). Kvaliteedi hinnangud on vastavalt väga hea (H), hea (G) ja kesine

Järv	Tüüp	Aasta	Liikide arv	IPS	WAT	100-TDI	Üldhinnang
Äntu Sinijärv	I	2013	25	17,8	15,2	77,6	H
Endla	II	2013	12	18,1	17,6	78,5	H
Õisu	II	2013	11	17,3	19,3	69,2	H
Kahala	II	2013	36	15,4	11,5	43,9	G
Ruhi	II	2013	14	18,2	19,1	74,7	H
Mäeküla	II	2013	25	17,5	17,9	75,1	H
Ermistu	II	2013	18	17,7	18,9	77,1	H
Töhela	II	2013	27	16,6	15,9	59,2	H
Pühajärv	III	2013	25	17,5	18,4	68,4	H
Ähijärv	III	2013	48	15,9	11,6	58,7	G
Konsu koos Peenjärvega	III	2013	43	16,0	11,9	56,9	G
Viljandi	III	2013	13	17,3	19,6	71,8	H
Kariste	III	2013	26	17,4	19,2	70,7	H
Tündre	III	2013	32	18,4	16,0	70,5	H
Nohipalo Mustjärv	IV	2012	5	20	***	***	
Nohipalo Mustjärv	IV	2012	5	20	***	***	
Meelva	IV	2013	4	20	***	74,5	
Uljaste	V	2013	25	17,6	14,3	56,4	G
Kurtna Valgejärv	V	2013	28	17,5	15,1	87,3	H
Viitna Pikkjärv	V	2013	8	***	***	***	
Nohipalo Valgjärv	V	2012	4	***	***	***	
Nohipalo Valgjärv	V	2013	5	***	***	***	
Jõuga Linajärv	V	2013	11	***	***	***	
Jõuga Liivjärv	V	2013	7	***	***	***	
Jõuga Pesujärv	V	2013	7	***	***	***	
Võrtsjärv Valma	VI	2012	44	15,7	12,4	65,2	G
Võrtsjärv Sapi	VI	2012	53	14,3	11,4	53,7	G
Võrtsjärv Arali	VI	2012	38	16,6	14,1	64,6	H
Võrtsjärv Tarvastu	VI	2012	40	16,3	14,8	67,3	H

*** ei olnud võimalik arvutada