KIK projekti nr RES.4.10.24-0058

Vooluveekogude hüdrobioloogilise seire kvaliteedielemendi ’ränivetikad ja suurtaimed’ metoodika analüüs ja ajakohastamine

aruanne

Sihtfinantseerija: SA Keskkonnainvesteeringute Keskus

Teostaja: Peeter Pall

Tartu 2025

Sisukord

Kasutatud lühendid 3
Taust ja eesmärgid 4
Kvaliteedielemendi ’fütobentos ja suurtaimestik’ iseloomustus 5
Ränivetikad 5
Suurtaimed 6
Metoodika 9
Ülevaade andmestikust 9
Statistiline analüüs 9
Tulemused 10
Arutelu ja järeldused 15
Kokkuvõte ja soovitused 17
Kasutatud materjalid 18

Kasutatud lühendid

ÖKS – ökoloogiline suhtarv; arvutatakse, et erinevad indeksid oleksid võrreldavas skaalas.
Ränivetikaindeksid:
IPS – Indice Polluosensitivité Spécifique (spetsiifiline reostustundlikkuse indeks)
WAT – Watanabe indeks
TDI – Trophic Diatom Index (ränivetikate troofsusindeks)
Taimestikuindeksid:
MIREE – Eesti jõgede suurtaimestiku indeks
ITEM – Index of Trophy for European Macrophytes (üle-euroopalisel andmestikul põhinev suurtaimestiku troofsusindeks.

Taust ja eesmärgid

Kuni 2020. aastani käsitleti vooluveekogude hüdrobioloogilisel seirel bentilisi ränivetikaid ja vee suurtaimestikku eraldi kvaliteedielementidena (Pinnaveekogumite moodustamise…, 2009). Alates 2020. aastast (seoses uue määruse kehtima hakkamisega) kvaliteedielemendid liideti üheks.
2021. a seire tulemustel tekkis tugev kahtlus, et selliselt saame vooluveekogumi seisundi kohta eksitavat infot, kuna nende kvaliteedielementide seisundihinnangute erinevuse korral nad 'varjutavad' üksteist. Nende elementide survetegurid ja ekspositsiooniaeg erinevad märkimisväärselt ning nad iseloomustavad jõe seisundit erinevatest aspektidest.
Ränivetikaindeksid peegeldavad seisundit 3-5 nädalat enne proovivõttu ning peamiseks surveteguriks on vee kvaliteet. Suurtaimed peegeldavad seisundit mõne aasta jooksul enne vaatlust ning survetegureid on rohkem (näiteks ka hüdromorfoloogilised häiringud). Kui üks nendest elementidest peegeldab häiringuid ja teine mitte, siis nende ühtsena käsitlemine võib 'peita' häiringu.

Töö eesmärk on analüüsida, kas ja kui palju nende kvaliteedielementide koos või eraldi arvestamise puhul informatsiooni kaduma läheb ja missugune on oma olemuselt kaduma minev info. Töö selgitab kuidas oleks kõige informatiivsem kasutada nimetatud elustikuelementide andmeid vooluveekogude seisundi hindamisel, seisundi muutuste jälgimisel ning nende teadmiste edasisel kasutamisel (veemajanduskavade koostamisel).

Kvaliteedielemendi ’fütobentos ja suurtaimestik’ iseloomustus

Definitsiooni järgi on fütobentos ehk põhjataimestik veekogu põhjas kasvavate veetaimede kogum. Seega kuuluvad fütobentose hulka nii mikrofütobentost esindavad ränivetikad kui ka enamik suurtaimestikust – kaldaveetaimed, ujulehtedega taimed, veesiseste lehtedega taimed, samblad, makrovetikad. Vaid ujutaimed ei ole rangelt võttes fütobentos, kuna nad ei ole kinnitunud veekogu põhja. Seega oleks täpsem nimetus vaadeldavale elustikurümale ’mikrofütobentos ja suurtaimed’ (all-elemendid mikrofütobentos (sisuliselt bentilised ränivetikad) ja suurtaimed (soontaimed, samblad ja makrovetikad).
Kehtiv määrus ütleb: ’Vooluveekogumi ökoloogilise seisundiklassi määramisel antakse kvaliteedielemendi fütobentose ja suurtaimestiku koondmäärang käesoleva määruse lisa 4 järgi kvaliteedi all-elementide fütobentose ja suurtaimestiku määrangute alusel, kasutades fütobentose ja suurtaimestiku määrangute ökoloogiliste kvaliteedisuhete aritmeetilise keskmise väärtust’ (Pinnaveekogumite nimekiri…, 2020).

Ränivetikad

Epiliitsed ränivetikad on jõe tüpoloogia suhtes indiferentsed. Nad reageerivad eutrofeerumisele kui stressi allikale ja nende abil on võimalik hinnata vooluveekogu ökoloogilist kvaliteeti, sõltumata jõe suurusest või hüdromorfoloogilisest seisundist. Ränivetikaindeksid ei peegelda vooluvete veetaseme kõikumisi, ega jõesängi õgvendamisi, süvendamisi või paisude olemasolu või puudumist.
Ränivetikatel on lühike elutsükkel ja nad reageerivad kiiresti ja tundlikult paljude füüsikaliste, keemiliste ja bioloogiliste tegurite muutustele ümbritsevas vees. Soodsates tingimustes poolduvad ränivetikad iga 4-48 tunni järel. Suurtes jõgedes on ränivetikad esindatud ka planktonis, kuid keskmistes ja väikestes jõgedes/ojades omavad tähtsust bentilised ränivetikad (Piirsoo etal., 2007). Kõige paremini sobib vooluvete bioloogiliseks seireks epiliitne (kivisid asustav) ränivetikakooslus. Sama tulemus saadi ka Eestis läbiviidud uuringutega. Kui analüüsiti epifüütset (makrofüütidel), epipeelset (mudal) ja epiliitset (kividel) ränivetikakooslust, siis epiliiton reageeris kõige otsesemalt lämmastiku- ja fosforiühendite sisalduse muutustele vees (Vilbaste, 2001).
Seisundihinnangute andmisel kasutatakse Eestis kolme indeksit:
IPS – Indice Polluosensitivité Spécifique (spetsiifiline reostustundlikkuse indeks) (Coste in CEMAGREF 1982)
WAT – Watanabe indeks (Watanabe et al., 1990)
TDI – Trophic Diatom Index (ränivetikate troofsusindeks) (Kelly & Whitton, 1995)

V1A, V1A-KaVo V2A, V1B, V1B-KaVo ja V2B veekogutüübiga vooluveekogumite seisundi hindamisel kasutatakse ränivetikate spetsiifilise reostustundlikkuse indeksi (IPS), kasutades fütobentose määrangut täiendava infona ränivetikate troofsusindeksit (TDI) ja ränivetikate

Watanabe indeksit (WAT). V3A, V3B ja V4B veekogutüübiga vooluveekogumitel, tugevasti muudetud veekogumitel ja tehisveekogumitel kasutatakse kolme kvaliteedinäitaja (TDI, IPS ja WAT) ökoloogilise kvaliteedisuhte (ÖKS) aritmeetilist keskmist väärtust (Pinnaveekogumite nimekiri…, 2020). Varasemalt kasutati kõigi veekogutüüpide puhul kolme indeksi seisundihinnangute keskmisi.

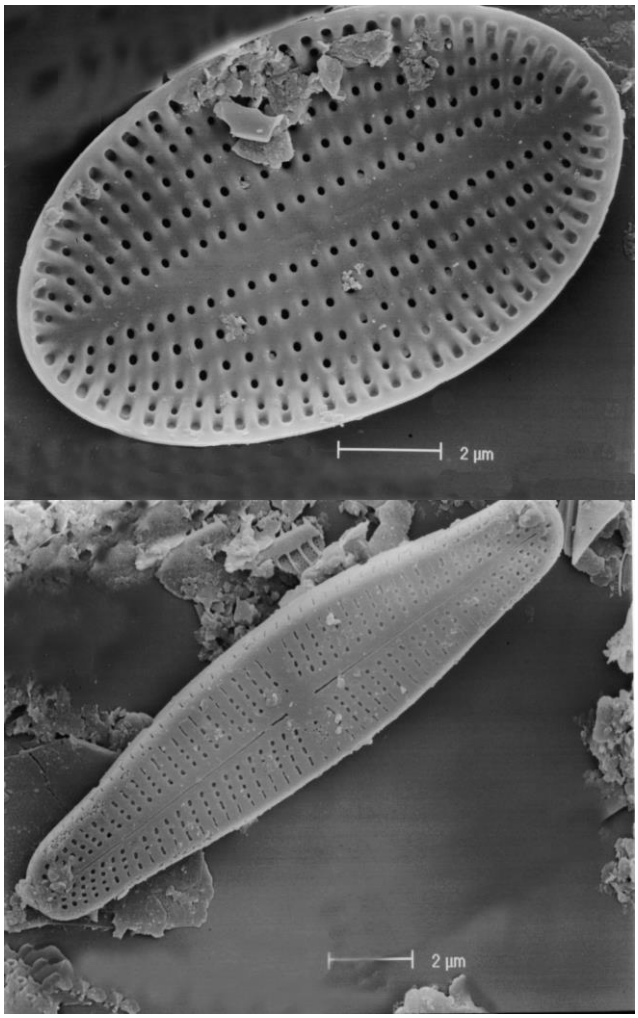


Foto 1. Ränivetikad on üks osa mikrofütobentosest.

Suurtaimed

Veekogude suurtaimestiku kooslusi mõjutab mitu survetegurit samaaegselt (Baattrup-Pedersen et al., 2016;). Taimestikukoosluste reageerimine sõltub mitmetest surveteguritest samaaegselt (Barendregt and Bio, 2003) ning võib olla erinev võrreldes isegi lähedaste elustikukomponentidega (Schneider et al., 2012). Euroopa veekogude andmestikus analüüsis (Birk et al, 2012) on välja toodud järgmised liikmesriikide poolt esitatud vooluvete taimestikku mõjutavad survetegurid: eutrofeerumine, üldine degradeerumine , hüdromorfoloogiline degradeerumine, orgaaniline reostus, elupaikade hävitamine, kalda-elupaikade muutmine, voolurežiimi muutmine, hapestumine, maakasutus valgalal, võõrliikide

mõju, muutused soolsuses, raskmetallid. Statistilise seosega parameetrid on vähem: toiteained üldiselt, üldine muutumine, maakasutus, voolu kiirus, eutrofeerumisgradient, kallaste kindlustatus, mineraalne fosfor, oksüdeeritav lämmastik, ammooniumlämmastik. Eesti andmestikul põhinev suurtaimede ja keskkonnategurite seoste analüüs on leitav allikatest Kõrs jt., 2012; Pall, 2017/18 ja Pall, Vilbaste 2021.

Foto 2. Suurtaimestik hakkab jõgedes kindlasti silma.

Kuna suurtaimede hulgas on ka mitmeaastasi taimi on nende ekspositsiooniaeg keskkonnateguritele võrreldes ränivetikatega üsna pikk, ulatudes üle aasta. Elustikurühm hõlmab taksonoomiliselt nii makrovetikaid, samblaid kui ka seemnetaimi. Esindatud on nii rangelt võetud fütobentos (veekogu põhja kinnitunud taimed) kui ka ujutaimed. Osa elustikurühma esindajatest (kaldaveetaimed) saavad suurema osa toiteaineid setetest. Ujutaimed ning samblad ja makrovetikad saavad aga toiteained kindlasti veest. Veesiseste lehtedega taimede puhul võib setete ja vee osakaal toiteainete allikana varieeruda.

Eestis kehtiv seisundi hindamise metoodika on kohandatud Poola metoodika (Szoszkiewicz et al., 2010) eeskujul. Seda alustas Aive Kõrs (2012) ning viis lõpule Peeter Pall (2017/18). Metoodikas kasutatav MIREE indeks on ka edukalt interkalibreeritud (Pall, 2018). Suuremad indeksi väärtused viitavad paremale seisundile. Teine Eestis kasutatav indeks on ITEM, ehk üle-euroopalisel andmestikul põhinevat suurtaimestiku troofsusindeks (Index of Trophy for European Macrophytes) (Birk jt., 2007); (Birk & Willby, 2010). Selle indeksi puhul viitavad paremale seisundile väiksemad indeksi väärtused. Lõplik seisundihinnang leitakse nende

ökoloogilise kvaliteedisuhte (ÖKS-ide) keskmise järgi. Kuna ÖKS-ide arvutamisel arvestatakse lisaks referentsväärtustele ka halvimat võimalikku väärtust, siis ÖKS-de puhul näitab kõrgem väärtus alati paremat seisundit ja madalam väärtus halvemat seisundit.

Tabelis 1 on kokkuvõtlikult esitatud ränivetikate ja suurtaimestiku sarnasused ja erinevused.

Tabel 1. Ränivetikate ja suurtaimede sarnasused ja erinevused vooluveelises ökosüsteemis.

	ränivetikad	suurtaimed
vee kvaliteet	mõjutab	mõjutab
eutrofeerumine	mõjutab	mõjutab
orgaaniline reostus	mõjutab	mõjutab
hüdromorfoloogia	ei mõjuta	mõjutab
jõe tüpoloogia	ei mõjuta	mõjutab
voolurežiimi muutused	ei mõjuta	mõjutab
ekspositsiooni aeg	3-4 nädalat	üle aasta
tundlikkus kiiretele muutustele	tugev	nõrk
tundlikkus lühiajalistele muutustele	tundlik	vähetundlik
tundlikkus pikaajalistele muutustele	tundlik	vähetundlik

Metoodika

Ülevaade andmestikust

Töös Kasutati riikliku ülevaateseire käigus kogutud andmeid alates aastast 2011. Varasemad andmed jäeti kõrvale, kuna nende puhul ei olnud taimestiku andmestikus piisavalt arvestatud sammalde esinemisega. Välja jäeti ka need seirekohad, kus esines alla viie taimestiku indikaatortaksoni, kuna see ei ole piisav indeksite usaldusväärseks leidmiseks. Kasutati ainult neid seirekohti, mille kohta olid olemas samaaegsed andmed nii ränivetikatest kui ka suurtaimedest. Andmestikku lisati mõnede muude Eesti Maaülikooli poolt tehtud projektide tulemused, kus samad eksperdid kasutasid sama metoodikat. Varasemate andmete puhul arvutati kvaliteedielemendi ’fütobentos ja suurtaimestik’ koondmäärangu ÖKSid, kuna enne 2020.aasta määruse kehtivuse algust neid ei arvutatud. Samuti arvutati suurtaimestiku puhul varasemate andmete ITEM indeksi ÖKSid, kuna enne suurtaimestiku metoodika Eesti jaoks kohendamist (2018 valmis lõplik versioon) need arvutused puudusid.

Statistiline analüüs

Kogutud andmestikust võrreldi ränivetikaindeksite alusel antud seisundihinnanguid, taimestikuindeksite alusel antud seisundihinnanguid ning kehtiva metoodika alusel antud kvaliteedielemendi ’ränivetikad ja suurtaimed’ koondmääranguid. Seoste olemasolu või puudumise illustreerimiseks ja seoste olulisuse hindamiseks kasutati mitteparameetrilist Spearman’i korrelatsioonanalüüsi ja Wilcoxon’i testi ’pairwise’ varianti. Mitteparameetrilised meetodid valiti, et pääseda mööda normaaljaotuse nõudest. Statistiliseks analüüsiks kasutati programmi ’Statistica’. Statistiline analüüs tehti vastavate ÖKSide väärtustega kuna need on võrreldavas skaalas. Eraldi analüüsiti kogu andmestikku, neid seirekohti, kus ränivetika ja suurtaimestiku indeksid andsid erineva seisundihinnangu ning neid seirekohti, kus vähemalt üks all-elementidest oli kesise või halvema seisundihinnanguga.

Tulemused

Kasutatud andmestikus oli 539 vaatlust. Neist vähem kui pooltel juhtudel (229 korral) saadi nii ränivetikaindeksite kui ka taimestikuindeksite kasutamisel sama seisundihinnang.
Erinevate seisundihinnangute korral anti ’halvem’ hinnang 136 juhul taimestiku indeksite järgi ning 40 juhul ränivetikaindeksite järgi.
Juhul kui seisundihinnangud olid erinevad, andis kehtiv metoodika lõpptulemuse 135 korral ränivetikaindeksitega sama tulemuse ning 144 juhul taimestikuindeksitega sama tulemuse. 31 korral oli lõpptulemuseks ’keskmine’, mis tähendab, et seisundihinnangud erinesid rohkem kui üks kvaliteediklass.
Alljärgnevas tabelis 2 on toodud kesise või halvema seisundihinnanguga seirekohtade arv nii koondhinnangu järgi kui ka ränivetikaindeksite ja suurtaimestikuindeksite järgi eraldivõetuna.

Tabel 2. Kesise või halvema seisundihinnanguga seirekohad arv.

(all)element	n
ränivetikad	33
suurtaimed	78
koondhinnang	36

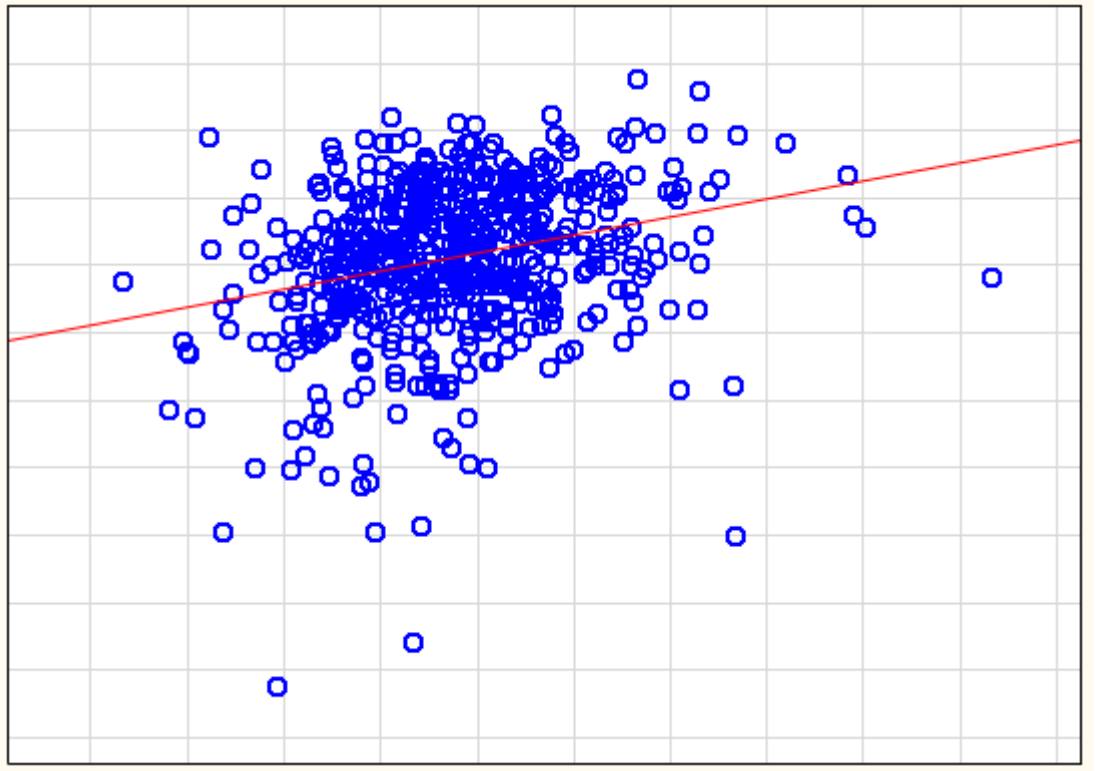
Seirekohtade hulgas, mis hinnati koondhinnanguga kesiseks või halvemaks (kokku 36), olid vaid 12 juhul kesise või halvama seisundihinnanguga mõlemad all-elemendid. Küll oli nende hulgas 8 seirekohta, mis hinnati suurtaimede järgi parmaks kui kesine ja 16 seirekohta, mis hinnati ränivetikate järgi paremaks kui kesine.
Seirekohtade hulgas, mis hinnati koondhinnangu järgi heaks või väga heaks (kokku 503), oli lausa 50 seirekohta, kus suurtaimede seisund hinnati kesiseks või halvemaks ja 13 seirekohta, kus ränivetikad andsid kesise või halvema seisundihinnangu.

Kogu andmestiku ja selle osadega tehtud statistilise analüüsi tulemused on toodud tabelites 3 ja 4. Spearmani korrelatsioonikordaja oli kogu andmestiku korral ja kesiste ning halvemate korral statistiliselt oluline. Erineva seisundihinnanguga kohtade puhul aga mitteoluline.

Tabel 3. Spearman’i korrelatsioonikordajad ja p-väärtused kogu andmestiku ja andmestiku osade korral.

	n	Spearmani korrelatsioon	p väärtus
kogu andmestik	539	0,266264	p<0,0001
erineva hinnanguga kohad	310	0,005781	p>0,05
'kesised' ja halvemad	99	-0,293421	p<0,005

Joonistel 1, 2 ja 3 on toodud korrelatsioone illustreerivad hajuvusdiagrammid kogu andmestiku, erineva seisundihinnanguga juhtudel ja kesise või halvema seisundihinnanguga juhtudel.



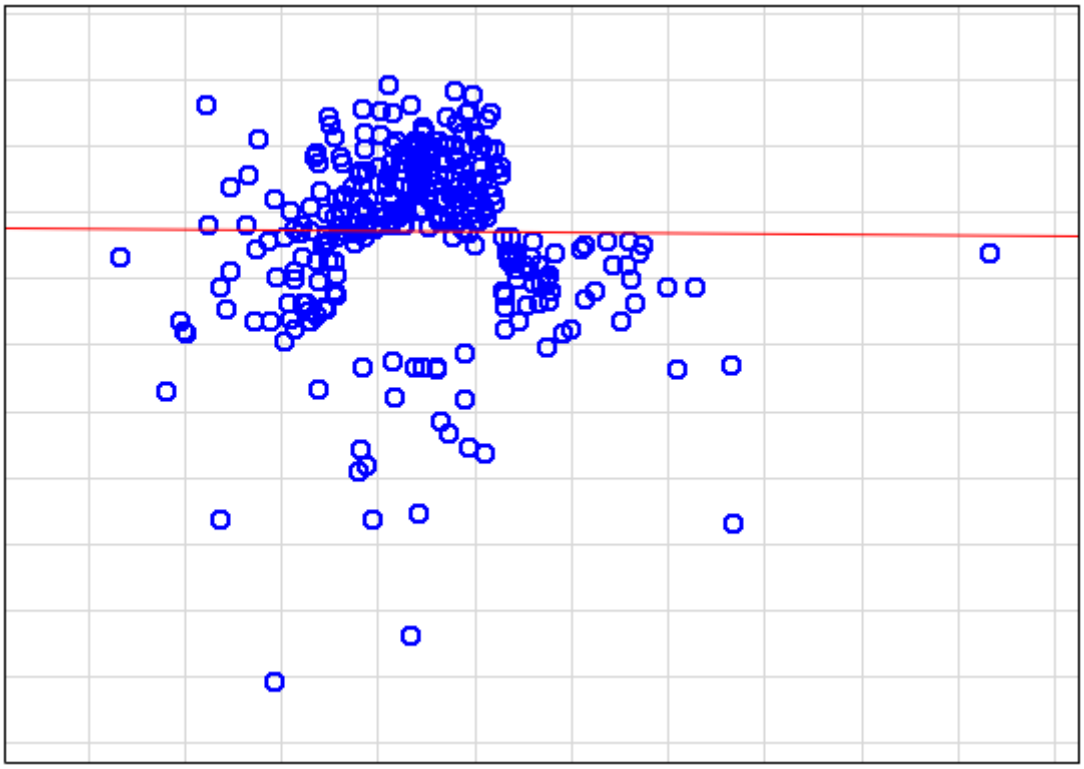
Joonis 1. Ränivetikate seisundi ÖKS-ide ja taimestiku seisundi ÖKS-ide hajuvusdiagramm kogu analüüsitud andmestiku alusel (n=539).

Wilcoxoni test lükkas kõigil analüüsitud juhtudel null-hüpoteesi (erinevust ei ole) ümber. Seega on testitud indeksite vahel statistiliselt oluline erinevus (tabel 4).

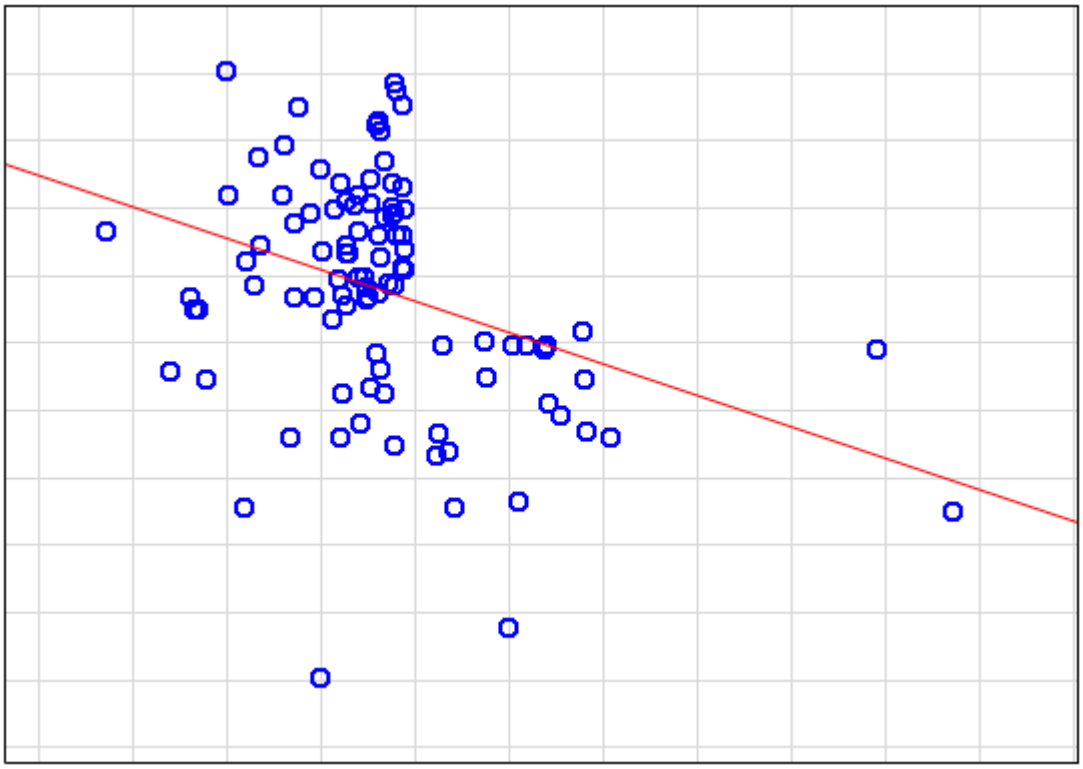
Tabel 4. Wilcoxoni testi karakteristikud kogu andmestiku ja andmestiku osade korral.

	n	T	Z	p-väärtus
kogu andmestik	539	36588	10	p<0,000001
erineva hinnanguga kohad	310	8910	9,62	p<0,000001
'kesised' ja halvemad	99	1008	5,12	p<0,000001

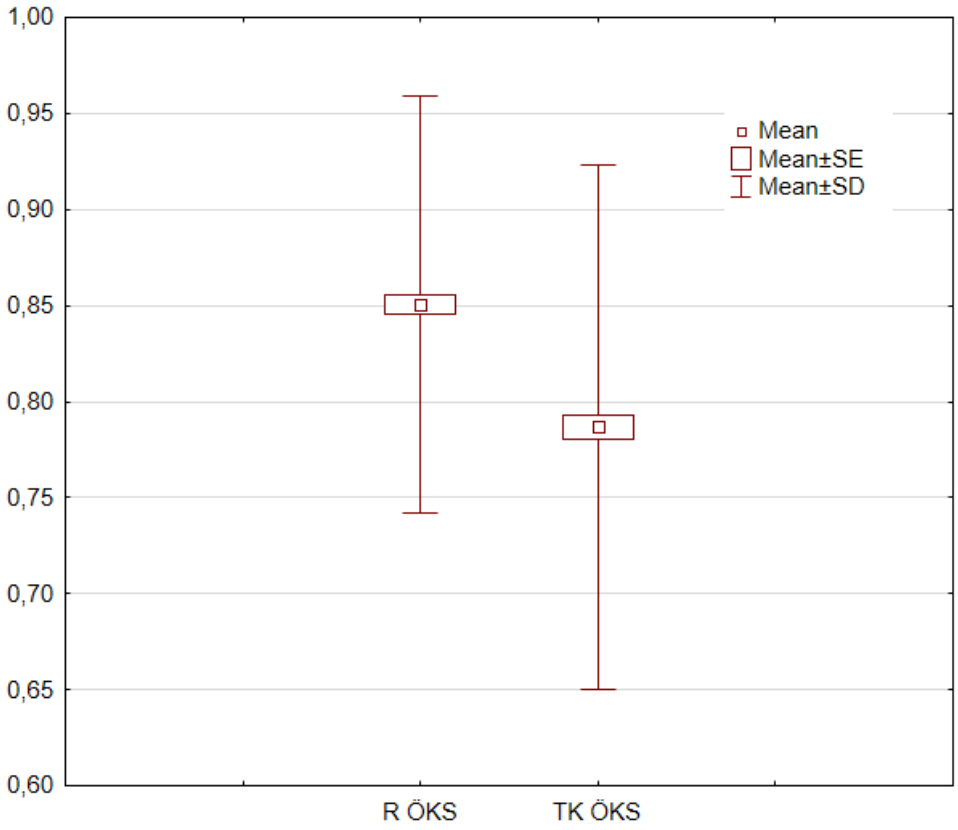
Joonistel 4, 5 ja 6 on toodud Wilcoxoni testi illustreerivad ’karp ja vuntsid’ diagrammid andmestiku, erineva seisundihinnanguga juhtudel ja kesise või halvema seisundihinnanguga juhtudel.



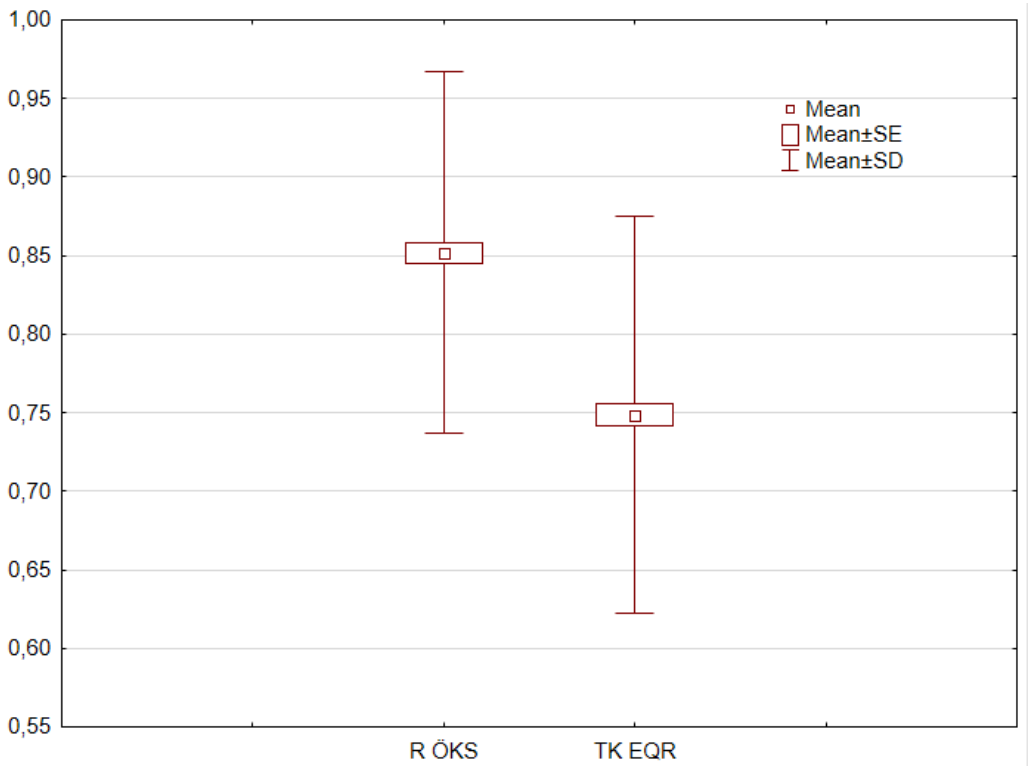
Joonis 2. Ränivetikate seisundi ÖKS-ide ja taimestiku seisundi ÖKS-ide hajuvusdiagramm erineva seisundihinnanguga juhtudel (n=310).



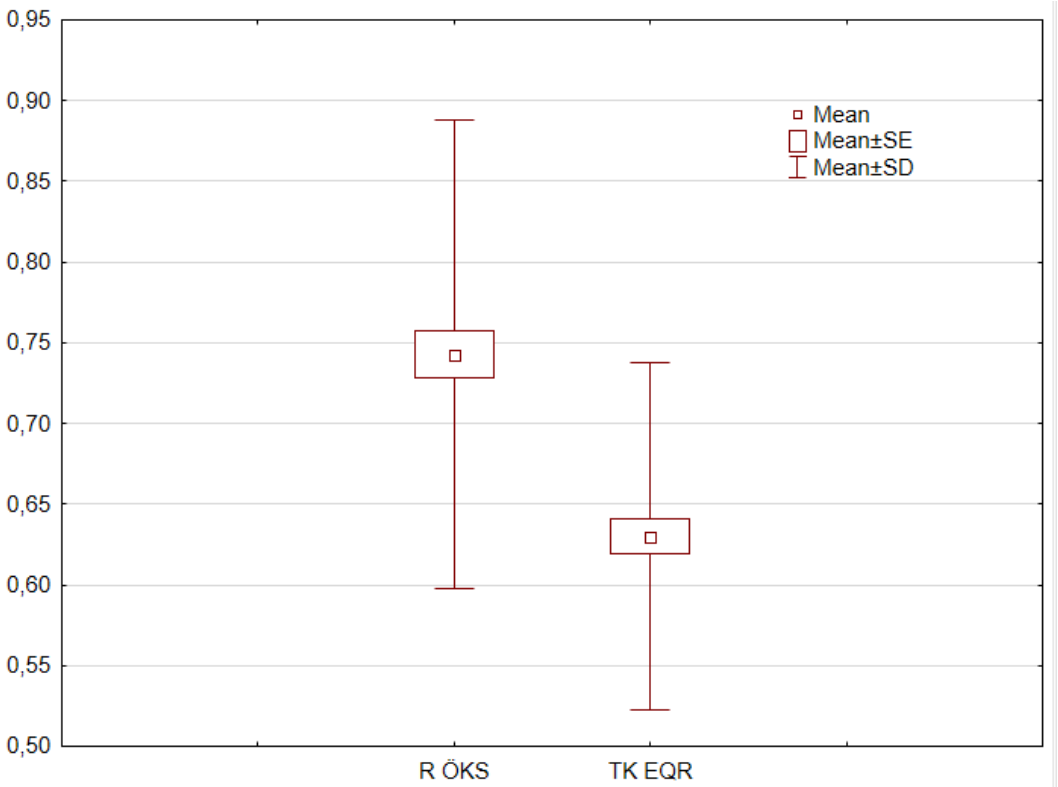
Joonis 3. Ränivetikate seisundi ÖKS-ide ja taimestiku seisundi ÖKS-ide hajuvusdiagramm juhtudel, kui vähemalt üks vaadeldud muutujatest vastas seisundiklassile ’kesine’ või halvem (n=99).



Joonis 4. Ränivetikate seisundi ÖKS-ide (R ÖKS) ja taimestiku seisundi ÖKS-ide (TK ÖKS) 'karp ja vuntsid' diagramm kogu analüüsitud andmestiku alusel (n=539).



Joonis 5. Ränivetikate seisundi ÖKS-ide (R ÖKS) ja taimestiku seisundi ÖKS-ide (TK ÖKS) 'karp ja vuntsid' diagramm erineva seisundihinnanguga juhtudel (n=310).



Joonis 6. Ränivetikate seisundi ÖKS-ide (R ÖKS) ja taimestiku seisundi ÖKS-ide (TK ÖKS) ’karp ja vuntsid’ diagramm juhtudel, kui vähemalt üks vaadeldud muutujatest vastas seisundiklassile ’kesine’ või halvem (n=99).

Arutelu ja järeldused

Ränivetikaindeksite, suurtaimestiku indeksite ja koondhinnangu võrdlus näitas, et ainult koondhinnangut kasutades hindame üle 10% seirekohtadest heaks või väga heaks, mis tegelikult oleksid kesised või halvemad. Seega, kasutades järelduste tegemisel ainult koondhinnangut, hindame vähemalt 1 juhul kümnest seisundi paremaks, kui see tegelikult on.

Kogu andmestiku puhul andis Spearmani korrelatsioonanalüüs ränivetikaindeksite ÖKSide ja taimestikuindeksite ÖKSide vahel mitte küll tugeva, kuid statistiliselt olulise positiivse seose. See on ka igati oodatud tulemus, kuna mõlemad ÖKSid peksid olema survetegurite olemasolu korral madalamad ja nende puudumise korral kõrgemad. Seos ei ole tugev, kuna elustikurühmad on erinevatele surveteguritele erineva tundlikkusega. Kui analüüsiti ainult erineva seisundihinnanguga seirekohti, ei olnud seos enam statistiliselt oluline. Ka see on mõneti oodatav, surveteguriteta juhud on välja jäätud ning erinev reageering eri surveteguritele tuleb tugevamini esile. Ootamatu on aga kolmanda valimi tulemus. Juhul kui vaatluse all olid seirekohad, kus vähemalt üks all-element andis kesise- või halvema seisundihinnangu, oli Spearmani korrelatsioon uuesti statistiliselt oluline kuid negatiivne. See tähendab, et indeksid reageerisid võimalikele surveteguritele pigem vastassuunaliselt. Kuna ränivetikaindeksid sobivad kiirete muutuste ja reostuse jälgimiseks, samas kui suurtaimestikuindeksid pakuvad paremat teavet pikaajaliste trendide kohta, nagu elupaikade kvaliteet ja voolurežiimi muutused, siis ilmselt viimati kirjeldatud seos tulenebki piisavast hulgast juhtudest, kus veekvaliteet on ränivetikatele sobiv, kuid muud tingimused suurtaimestikule enam mitte. Sama statistilise tulemuse annavad ka juhud, kui muutus on kiire ja ajutine millele suurtaimestik ei jõua reageerida, kuid ränivetikad reageerivad.
Wilcoxoni testi illustreerivad ’karp ja vuntsid’ diagrammid näitasid, et ränivetikate ÖKS id on läbivalt suuremad (parem seisund) ja seega annavad parema seisundihinnangu. Seega juhud, kui meil on tegemist kiire ja ajutise muutusega, on harvemad, kuid juhud, kus veekvaliteet ei ole esmane survetegur aga sagedased.
Veepoliitika raamdirektiivi eesmärk on saavutada veekogude hea seisund (Veepoliitika raamdirektiiv, 2002). Põhimõtet ’one out all out’ kasutatakse seetõttu, et elustikurühmad reageerivad erinevatele survetaguritele ning seisundiga saame rahul olla alles siis, kui kõik survetegurid on minimeeritud. Hetkel kehtiv määrus aga hoopis varjab mittehead seisundit. Arvestades mõlemat all-elementi eraldi saame esialgu võibolla ebamugavalt ’halvemat’ infot, kuid kui seda infot mitte märgata, von pikemaajaliselt ilmnevad probleemid veel tõsisemad.

Lisaks testiti ühe võimaliku lahendusena muudatust, mis arvestaks ränivetikate puhul alati kõigi kolme kasutuses oleva indeksi ÖKSi keskmisega (kehtva määruse järgi piisab 1A, 1B, 2A ja 2B tüüpide puhul ainult IPS indeksist).

Selleks arvutati nimetatud tüüpide puhul ränivetikaindeksite kolme ÖKSi keskmised. Neid ÖKSe kasutati koos taimestikuindeksite ÖKSidega elustikukomponendi keskmise ÖKSi leidmisel ning saadud seisundihinnanguid võrreldi hinnangutega, mis oli saadud juhindudes määrusest.

Paraku toimis muudatus üsna juhuslikul moel: osad seisundihinnangud paranesid, osad halvenesid (tabel 5). Hinnangumuutused ei olnud paremini kooskõlas taimestikuindeksite seisundi klassidega, st võisid olla nii 'lähemad' kui ka 'kaugemad' taimestikuindeksite seisundiklassidest. Seega, selline muudatus lahendust ei too.

Tabel 5. Koondhinnangute muutus, kui kasutada ka väiksematel vooluveekogumitel (1A; 1B; 2A; 2B) kõiki kolme ränivetikaindeksit.

Koondseisundi ÖKS	seirekohtade arv
tõusis paremasse seisundiklassi	32
langes halvemasse seisundiklassi	29
lähenes suurtaimede ÖKSile	21
kaugenes suurtaimede ÖKSist	40

Kokkuvõte ja soovitused

Töö oodatavate tulemuste juures oli ühe võimaliku tulemusena välja toodud võimalus jätkata nimetatud kvaliteedielementide kooskäsitlemist (juhul kui tulemustes ei ole vahet kas vaatleme all-elemente koos või eraldi). Töö tulemused näitavad, et see variant tuleb kõrvale jätta – seisundihinnangud erinevad märkimisväärselt.

Teiseks võimaluseks pakuti muuta nimetatud kvaliteedielementide omavahelisi proportsioone ühtse kvaliteedielemendi koosseisus. Kuna seisundihinnangud olid ’kaldu’ ränivetikaindeksite tulemuste suunas, tuleks suurtaimede hinnangutele anda suurem kaal. See tekitaks aga olukorra, kus tähelepanuta jääksid kiired ja ajutised muutused, millele ränivetikaindeksid reageerivad paremini kui suurtaimestikuindeksid.

Töö käigus kontrollitud lisalahendusena kontrollitud ränivetikaindeksite puhul kõigi kolme kasutuses oleva indeksi ÖKSi keskmisega rehkendamine ei andnud samuti soovitud tulemust.

Seega jääbki üle kolmas võimalus lüüa elemendid lahku nagu tehti enne 2020 aastat (tulemustes ’varjutab’ ühe elemendi parem seisund selgelt tegelikku seisundit). Töö teostaja soovitab pinnaveekogude seire määruse võimalikul tulevased parandamisel seda arvestada. Veemajanduskavades ning jõgede seisundit käsitlevates töödes saab soovitust juba kohe arvestada.

Kui seisundihinnangute põhjal on saadud suurtaimestiku järgi mittehea seisund ja ränivetikate järgi vähemalt hea seisund, on põhjust kahtlustada hüdromorfoloogilisi või muid pikaajalisi probleeme. Kui mittehea seisund on saadud ränivetikate järgi ning suurtaimed annavad vähemalt hea seisundi, on loota, et häiring oli/on lühiajaline. Seda on suhteliselt lihtne kontrollida kordusproovide võtmisega.

Kasutatud materjalid

Baattrup-Pedersen, A., Göthe, E., Riis, T., Andersen, D.K., Larsen, S.E., 2016. A new paradigm for biomonitoring: an example building on the Danish Stream Plant Index. Methods Ecol. Evol. n/a-n/a. https://doi.org/10.1111/2041-210X.12676

Barendregt, A., Bio, A.M.F., 2003. Relevant variables to predict macrophyte communities in running waters. Ecol. Model., Modelling the structure of acquatic communities: concepts, methods and problems. 160, 205–217. https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00254-5

Birk, S., Bonne, W., Borja, A., Brucet, S., Courrat, A., Poikane, S., Solimini, A., van de Bund, W., Zampoukas, N. & Hering, D., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. Ecological Indicators 18, 31-41. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009

Birk, S., Willby, N., 2010. Towards harmonization of ecological quality classification: establishing common grounds in European macrophyte assessment for rivers. Hydrobiologia 652, 149–163. https://doi.org/10.1007/s10750-010-0327-3

Birk, S., N. Willby, C. Chauvin, H. C. Coops, L. Denys, D. Galoux, A. Kolada, K. Pall, I. Pardo, R. Pot & D. Stelzer, 2007. Report on the Central Baltic River GIG Macrophyte Intercalibration Exercise, June 2007. University of Duisburg-Essen, Essen: 82 pp.

Coste in CEMAGREF, 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon A.F. Bassin Rhône-Méditérannée-Corse, 218 p.

Kelly M. G. & Whitton B. A., 1995. A new diatom index for monitoring eutrophication in rivers. Journal of Applyed Phycology, 7: 433-444.

Kõrs A. 2012. Jõgede ökoloogilise seisundi hindamine kaldataimestiku järgi: proovide võtmise ja analüüsi metoodilise juhendi koostamine, klassipiiride täpsustamine. Lepingu 4-1.1/43 aruanne EV keskkonnaministeeriumile.

Kõrs, A., Vilbaste, S., Käiro, K., Pall, P., Piirsoo, K., Truu, J., Viik, M, 2012. Temporal changes in the macrophyte communities and environmental factors governing the distribution of aquatic plants in an unregulated lowland river (Emajõgi, Estonia). Boreal Envir. Res. 17: 460-472.

Pall, P. 2017/18. Eesti jõgede vee- ja kaldataimestiku esialgse indikaatori klassipiiride täpsustamine ja võrreldavuse tõendamine. Tartu. 27 lk.

Pall, P. 2018. Report on fitting Estonian Assessment System for rivers using macrophytes to the results of the Central Baltic Geographical Intercalibration Group. Tartu. 16 pp.

Pall, P. & Vilbaste, S. 2021. Jõgede suurtaimestiku seire. Põllumajandus ja keskkond. Toimetised. Tartu. Lk. 118-123.

Piirsoo, K., Vilbaste, S., Truu, J., Pall, P., Trei, T., Tuvikene, A., Viik, M. 2007. Origin of phytoplankton and the environmental factors governing the structure of microalgal communities in lowand streams. Aquatic Ecology. 41, 183-194.

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).

Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused, 2020. Keskkonnaministri 24. aprill 2020. a. määrus nr 19 (RT I, 21.04.2020, 61).

Schneider, S.C., Lawniczak, A.E., Picińska-Faltynowicz, J., Szoszkiewicz, K., 2012. Do macrophytes, diatoms and non-diatom benthic algae give redundant information? Results from a case study in Poland. Limnol. - Ecol. Manag. Inland Waters 42, 204–211. https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.12.001

Szoszkiewicz K., Zbierska J., Jusik S., Zgoła, T. 2010. Makrofitowa Metoda Oceny Rzek: Podręcznik metodyczny do oceny i klasyfikacji stanu ekologicznego wód płynących w oparciu o rośliny wodne. Poznań: Bogucki Wydawnictwo Naukowe, s. 60-68.

Timm, H. & Vilbaste S. 2010. Pinnavee ökoloogilise seisundi hindamise metoodika bioloogiliste kvaliteedielementide alusel. Bentiliste ränivetikate kooslus jões. Suurselgrootute põhjaloomade kooslus jões ja järves. Lepingu 4 – 1.1/166 aruanne. Eesti Vabariigi Keskkonnaministeerium.

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

Vilbaste, S. 2001. Benthic diatom communities in Estonian rivers. Boreal Environment Research, 191-203.

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.