



KESKKONNAMINISTEERIUM



LIFE IP CleanEST projekti tegevus C10.1 veeuuringud 2019-2022 a. seiretulemuste kokkuvõte

Tallinn 2022

Põhjaveeuuring:

Joonas Pärn, Marlen Hunt, Madis Osjamets, Oliver Koit

Eesti Geoloogiateenistus, Hüdrogeoloogia ja keskkonnageoloogia osakond

Pinnaveeuuring:

Arvo Iital, Vallo Kõrgmaa, Karin Pachel, Kati Roosalu, Jaak Jaaku, Ülle Leisk

Tallinna Tehnikaülikool, Eesti Keskkonnauuringute Keskus

Aruanne on valminud LIFE IP CleanEST projekti raames, mida rahastavad Euroopa Komisjoni LIFE programm ja SA Keskkonnainvesteeringute Keskus. LIFE programmi rahastusleping nr LIFE17 IPE/EE/000007. Aruanne kajastab autorite seisukohti ja Euroopa Komisjon ei vastuta sisu kasutamise eest.

Sisukord

Kokkuvõte	4
Summary	8
Резюме	12
1. Sissejuhatus	16
2. Valglate üldiseloostus	17
2.1 Uuringualade kirjeldus	17
2.1.1 Põhja- ja pinnavee vastastikmõju ja veeringe	18
2.1.2 Lämmastikuringe maapõues	20
2.1.3 Fosforiringe maapõues	21
2.1.4 Valglate geoloogiline ja hüdrogeoloogiline iseloostus	25
2.1.5 Valglate maakate, maakasutus ja mullastik	40
2.2 Põhjavee- ja pinnaveekogumite seisund uuringualal	52
3. Seire metoodika ja andmed	55
3.1. Seirevõrk	55
3.2 Baasäravoolu hindamine	62
4. Tulemused ja arutelu	66
4.1 Põhjavesi uuringualadel	66
4.1.1 Põhjavee keemiline koostis	66
4.1.2 Põhjavee isotoopkoostis	72
4.1.3 Toitainete sisaldus põhjavees ja selle seosed teiste põhjavees lahustunud ionidega	75
4.2 Pinnavesi uuringualadel	85
4.2.1. Lämmastiku sisaldus seirejõgedes	85
4.2.2. Fosfori sisaldus seirejõgedes	89
4.2.3 Sulfaadi ja kloriidi sisaldus seirejõgedes	93
4.2.4 Muud kvaliteedinäitajad	97
4.3 Põhjavee osakaal seirejõgede äravoolus ja pinna-põhjavee dünaamiline vastastikmõju	98
4.4 Põhja- ja pinnavee vastastikmõju keemiliste kvaliteedinäitajate järgi	103
4.4.1 Väikevalglad	103
4.4.2 Suurte jõgede valglad	109
4.4.3 N _{üld} ja P _{üld} sisalduste määramisest põhja- ja pinnavees	115

4.5 Toitainete ärakanne valglatest	118
4.6 Pestitsiidijääd põhja- ja pinnavees	122
4.7 Ravimijääd põhja- ja pinnavees	127
5. Järeldused ja soovitus	135
6. Kasutatud kirjandus	141
Lisad	148
Lisa 1. Põhjavee seireandmed	
Lisa 2. Pinnavee seireandmed	
Lisa 3. Taimekaitsevahendite analüüsimeetodid ja määramispiirid	
Lisa 4. Põhjavee taimekaitsevahendite ja ravimijääkide seire andmed	
Lisa 5. Pinnavee taimekaitsevahendite seire andmed	
Lisa 6. Ravimijääd pinnavees	
Lisa 7. Leitud pestitsiidide toimeliik, keskkonnaohtlikkus, omadused, turulelubatavus	
Lisa 8. Selja jõe valgla netoinfiltratsioon	

Kokkuvõte

Life IP CleanEST projekti tegevuse C10.1 käigus uuriti põllumajanduse reostuskoormust pinna- ja põhjaveele kuuel valitud pilootalal Lääne-Viru maakonnas, Viru alamvesikonnas. Projekti viisid läbi TTÜ Vee- ja keskkonnatehnika uurimisrühm (pinnaveeseire, laboratoorsed analüüsid pinnaveest), Eesti Geoloogiateenistus (põhjaveeseire) ja Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ (EKUK, laboratoorsed analüüsid põhjaveest). Põhjavee isotoopkoostise analüüsid tehti Läti ülikooli geoloogiliste protsesside uurimis- ja modelleerimise keskuses. Seire kestis 2019. aasta II kvartalist kuni 2022. aasta II kvartalini.

Pinna- ja põhjavee veekvaliteedi formeerumine on keeruline protsess. Koormusallikaid võib olla palju ning põllumajanduspraktikate mõju veekvaliteedi formeerumisel ei tarvitse üheselt avalduda. Seetõttu on nii Eestis kui mujal üldiselt lähtutud põhimõttest, et põllumajandusmõju avaldumist veekvaliteedis saab täpsemini selgitada väiksemates valglates ($F < 30 \text{ km}^2$), kus põllumajandusmaa osakaal on enam kui 50% valgla pindalast ning vooluveekogusse ei suunata suuremaid heitvee sisselaske. Samas on erinevate mullatüüpide ja põllumajanduspraktikate parema katvuse huvides vaja hinnata põllumajandustootmise mõju veekvaliteedile ka eelpool toodud kriteeriumidele täielikult mittevastavatest suuremates valglates.

Koormusallikate olulisuse hindamine vajab kompleksuuringut, kus põhja- kui pinnavett käsitletakse ühtse veesüsteemina. Sellest lähtuvalt koostati ka uurimisprogramm Viru alamvesikonna pinna- ja põhjaveekogumitele, et saavutada nende seisundi paranemist.

Uuringu spetsiifilised eesmärgid olid järgmised:

1. Hinnata pinna- ja põhjavee kvaliteeti uuritud valglates ja selle muutusi seireperioodil toitainete, ohtlike ainete ja veterinaarravimijääkide sisalduse alusel;
2. selgitada põhjavee kvaliteedi mõju uuritavate valglate pinnavee kvaliteedile;
3. hinnata pinna- ja põhjavees levivate lämmastiku ja fosfori ühendite päritolu ja levikut põhjaveetoite olulisuse seisukohalt;
4. selgitada põhjavee üldkeemilist koostist ja põhjavee isotoopkoostist ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) ning nende seoseid toitainete sisaldusega;
5. hinnata toitainete ärakannet valglates.

Uurimisalal seiratud kuue jõe valglad (samatähenduslik mõistega „valgala“) paiknevad Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala põhjaosas ja sellega piirneval Viru lavamaal. Piirkonnale on iseloomulik õhuke pinnakate (keskmiselt 2-5 m) ning Pandivere kõrgustik toimib kui regionaalne põhjavee toiteala. Seetõttu on põhjavee kvaliteedi halvenemise risk suur, mis mõjutab ka pinnaveekogumite seisundit.

Pinnavee kvaliteedi igakuist seiret teostati kuues valglas alates 2019. a. aprillist. Vohnja oja (VEE1078600) ja Kihlevere peakraav (VEE1078500) Loobu jõe vesikonnas, Põdruse pkr. (Visuoja) (VEE1075700) ja Visuoru pkr. ning Sõmeru j. (VEE1075600) Selja j. vesikonnas, Kunda (VEE1072900) ja Pada (VEE1071900) jõgi. Taimekaitsevahendite ja veterinaaravimijääkide sisalduse seiret tehti samade valglate suudmepoolsetes lävendites vastavalt neli ja kaks korda aastas.

Põhjavee seireks koguti kord kvartalis alates septembrist 2019 kuni maini 2022 veeproove kokku 33 allikast ja puurkaevust. Kaks korda koguti 2021. a. põhjavee proove taimekaitsevahendite ja ravimijääkide sisalduse analüüsiks. Baasäravoolu hindamiseks Loobu, Selja ja Kunda jões, kus on olemas päevase äravoolu andmed, kasutati kolme erinevat hüdrooloogilist mudelit, mis võimaldas erinevate meetodite abil saadud hinnanguid omavahel võrrelda.

Seire tulemused näitavad, et lämmastiku keskmine sisaldus ületab vooluveekogudele kehtestatud mitte-hea seisundi piiri suuremas osas seirejaamades, olles ootuspäraselt kõrgem väiksemates, suurema põllumajandusmaa osakaaluga (>50%) valglates. Sellest tingituna on ka üldlämmastiku äraanne valgla pindalaühiku kohta suur, ulatudes Vohnja ojas kolme aasta keskmisena 50,3 kg/ha/a, Kihlevere peakraavis 12,7kg/ha/a ja Põdruse peakraavis 9,2 kg/ha/a. Lämmastiku oluliselt suurem äraanne Vohnja ojas on seletatav oluliselt kõrgema äravooluga, kus äravoolumoodul ületas Kihlevere pkr. oma 4-6 korda. Fosfori sisaldus ja äraanne oli sealjuures kõikides valglates ühtviisi madal.

Põhjaveeuuringu tulemused näitavad, et hinnatud põhjavee osakaal seirejõgede äravoolus on suur jäädes vahemikku 63-77% ja seega võib põhjavee kvaliteedil olla oluline mõju piirkonna pinnavee kvaliteedile. Väiksemad väärtused on iseloomulikud Loobu jõe ja suuremad Kunda jõe. Toitainetest olid oma sisalduselt põhjavees kõige olulisemad $N_{\text{üld}}$ ja NO_3-N , mis levisid peamiselt allikates ja kuni 30 meetri sügavustes puurkaevudes, kus valitsesid oksilised tingimused. Maapinnalähedase põhjavee ja pinnavee $N_{\text{üld}}$ sisalduste võrdlus valglates näitas, et põhjavesi võib olla oluliseks pinnavette jõudvate toitainete allikaks. Vastavad seosed olid kõige selgemad suure põllumajandusmaa osakaaluga (>50%) Vohnja ja

Sõmeru valglates. Suuremate $N_{\text{üld}}$ ja $NO_3\text{-N}$ sisaldustega kaasnes kohati ka teiste ionide nagu Na^+ , Cl^- ja SO_4^{2-} suurenenud sisaldus maapinnalähedases põhjavees.

Nii $N_{\text{üld}}$ kui $NO_3\text{-N}$ sisaldused pinna- ja põhjavees on suuremad suurveeperioodil. $P_{\text{üld}}$ and $PO_4\text{-P}$ sisaldus põhjavees suureneb aga suvisel/hilistalvisel madalveeperioodil. Sarnane muster on iseloomulik ka pinnaveele, kus aga maksimumsisaldused kerkivad sel perioodil üksjagu kõrgemale. See viitab fosfori pindmise ärakande võimalusele, sest kohati langeb Pandivere kõrgustiku nõlval ka põhjavee tase maapinnas sel perioodil nii sügavale, et see ei saa toita allikaid ega jõgede ülemjookse.

Uuritud põhjavee tüübid, redokstsoonide levik ja isotoopkoostis viitavad sellele, et uuritud valglates Pandivere kõrgustiku põhjanõlval ja Viru lavamaal ei ulatu aktiivse veevahetuse vöönd sügavamale kui 50-75 m. Sellest vahemikust sügavamal võib põhjavees esineda vanemat glatsiaalse päritoluga komponenti, mida iseloomustab tänapäevasest põhjaveest erinev isotoopkoostis. Maapinnalähedastes veekihtides (sügavusel 15-30 m) muutuvad põhjavee redokstingimused oksilisest anoksiliseks ja $NO_3\text{-N}$ sisaldused langevad alla määramispiiri. Seega on suured $NO_3\text{-N}$ sisaldused koondunud põhjaveekogumite maapinnalähedastesse osadesse, mis aga osalevad kõige tugevamalt vastastikmõjus pinnaveega. Uuringu tulemused kinnitavad varasemate geofüüsikaliste ja geokeemiliste uuringute tulemusi veekihtide veejuhtivuse ja veekvaliteedi jaotumisest Pandivere kõrgustiku Siluri-Ordoviistiumi põhjaveekompleksis.

Põhjavees analüüsiti 144 pestitsiidijäägi sisaldusi ja üle määramispiiri oli 26 aine jäägi sisaldus kokku 29 põhjavee seirepunktis. Samuti uuriti põhjavees kokku 49 ravimijäägi esinemist. Üle määramispiiri oli kuue ravimijäägi sisaldus kokku üheksas seirepunktis. Põhjavee pestitsiidi- ja ravimijääkide analüüs näitas, et neid leidub põhjavees nii madalvee- kui kõrgveeperioodil. Kohati esines pestitsiidi- ja ravimijääke ka sügavamates kaevudes, kus valitsesid anoksilised tingimused. Seega jõuavad pestitsiidijäägid kohati veekompleksi sügavamatesse osadesse, kus toitained nagu NO_3^- on juba lagunenud. Samuti näitavad uuringu tulemused, et põhjavees võib esineda ka pestitsiidijääke, mille kasutamine ei ole enam lubatud. See võib olla seotud kaugkande ainetega, mille leiud viitavad pigem sellele, et põhjavee puhastumine ohtlikest ainetest võib võtta märkimisväärse aja (kümneid aastaid). Samas tuleb toonitada, et just viimastel aastatel on mitmetest riikliku keskkonnaseire raames võetud pinnavee proovidest leitud 6–20 sellist pestitsiidijääki, mille kasutus on aastaid keelustatud ning mida pole teadaolevalt Eestis aastaid kasutatud.

Pinnavees analüüsi 141 pestitsiidijäägi sisaldusi ning üle määramispiiri leiti 48 ainet, sh jääke pestitsiididest, mille kasutamine on keelustatud ning mida pole teadaolevalt Eestis aastaid ka kasutatud. Pinnaveest leiti kokku 31 ravimi jääke, mille puhul oli ületatud labori määramispiir. Valdavalt leiti määramispiiri ületavaid koguseid vaid ühes vooluveekogus ühel seiresesoonil. Kõikidest uuritud vooluveekogudest leiti seireperioodil vaid kahte ravimijääki - kofeiin ja telmisartaan.

Summary

In the course of Life CleanEST project sub-activity C10.1, the pollution load of agriculture on surface water and groundwater was investigated in six selected pilot areas in Lääne-Viru county, Viru sub-basin. The project was carried out by TalTech Water and Environmental Engineering research group (surface water monitoring, laboratory analyzes of surface water), Geological Survey of Estonia (groundwater monitoring) and Estonian Environmental Center OÜ (EKUK, laboratory analyzes of groundwater). The monitoring lasted from the II quarter of 2019 to the II quarter of 2022.

The formation of water quality in rivers and groundwater is a complex process. There can be many sources of pollution, and the impact of agricultural practices on the formation of water quality does not have to be clearly manifested. Therefore, both in Estonia and elsewhere, studies are generally based on the principle that the impact of agriculture on water quality can be more accurately assessed in relatively small watersheds ($F < 30 \text{ km}^2$), where the share of agricultural land is more than 50% of the watershed's surface area, and no major wastewater inputs are directed into the watercourse. At the same time, for the sake of better coverage of different soil types and agricultural practices, it is necessary to assess the impact of agricultural production on water quality in larger watersheds that do not fully meet the above criteria. The assessment of the significance of the sources of pollution load requires a complex study, where ground- and surface water are treated as a single water system. Based on this, a research program was prepared for the surface and groundwater bodies of the Viru sub-basin in order to collect data that can serve as a basis for future improvement in their status.

The specific objectives of the study were as follows:

1. To assess the water quality and its changes in studied surface water and groundwater bodies during the monitoring period based on the content of general chemical constituents, nutrients, hazardous substances and residues of veterinary pharmaceuticals;
2. to explain the impact of groundwater quality on the quality of surface water in the studied watersheds;
3. to assess the origin and distribution of nitrogen and phosphorus compounds in surface and groundwater;

4. the describe lateral and vertical variability in nutrient concentrations in aquifers together with the processes affecting their concentrations using chemical and isotopic composition ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) of groundwater;

5. to assess the transport of nutrients in watersheds.

Six studied watersheds were located in the slope of the Pandivere carbonate plateau. Typical for the area is a relatively thin Quaternary cover (2-5 m on average) and the plateau acts as a regional groundwater recharge area. Thus, the potential for water quality deterioration and extensive groundwater-surface water interaction is high in the area.

Monthly monitoring of surface water quality was carried out in six watersheds starting from April 2019: Vohnja stream (VEE1078600) and Kihlevere main ditch (VEE1078500) in the Loobu river basin, Põdruse main ditch (Visuoja) (VEE1075700) and Visuoru main ditch and the river Sõmeru (VEE1075600) in the Selja river basin, Kunda (VEE1072900) and Pada (VEE1071900) rivers. The content of pesticides and agricultural pharmaceuticals in the most downstream stations of the streams were monitored four and two times per year, respectively.

In total, groundwater from 33 sampling points (springs, private wells, observation wells) was sampled in quarterly intervals from September 2019 to May 2022. Twice during the study period in 2021, samples were taken for analysis of pesticides and pharmaceuticals in groundwater. In addition, hydrological models were constructed to quantify baseflow contribution to 3 major rivers in the study area (Loobu, Selja and Kunda).

The results of the hydrological modelling show that the average baseflow contribution to the major rivers in the area is significant, varying from 63 to 77%. In shallow groundwater (depths > 30 m) high concentrations of nutrients were observed in many locations, which is manifested by high total-N and $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations and other smaller changes in its chemical composition (e.g., increase in Cl^- , Na^+ , and SO_4^{2-} concentrations). Comparison between shallow groundwater and surface water quality shows that particularly in watersheds with the largest share of agricultural land (e.g. Vohnja, Sõmeru), shallow groundwater quality is likely to have an important influence on surface water quality.

The average nitrogen content exceeds the limit of non-good status established for surface water bodies in most of the monitoring stations, being, as expected, higher in smaller watersheds with a larger share

of agricultural land. Due to this, the transport of total nitrogen per hectare of the watershed area is also high, and the three year mean varied from 50.3 kg/ha/y in the Vohnja stream to 12.7 kg/ha/y in the Kihlevere main ditch and 9.2 kg/ha/y in the Põdruse main ditch. The considerably higher area-specific load of nitrogen in the Vohnja stream can be explained by the significantly higher specific runoff (q). The specific runoff (q) in the Vohnja stream exceeded the runoff in the Kihlevere main ditch by 4-6 times. At the same time, phosphorus content and riverine load of P were low in all watersheds.

The concentrations of total-N and $\text{NO}_3\text{-N}$ in both groundwater and surface water were highest during the start of the spring snowmelt and during the maximum of the high-water period. In contrast, the concentrations of total-P and $\text{PO}_4\text{-P}$ were generally low in groundwater, increasing only during the low-water period in summer and early autumn. Same general patterns are evident from surface water chemistry, but considerably higher peaks in the time-series of P-species concentrations not present in the groundwater record, suggests that important fraction of total-P could be carried to the streams by surface runoff.

The contents of 141 pesticide residues were analyzed in surface water, and 48 substances were found above the limit of detection, including residues of pesticides, the use of which is prohibited, and which are known not to have been officially used in Estonia for years. A total of 31 pharmaceutical residues were found in surface water, where the laboratory determination limit was exceeded. Mostly, amounts exceeding the determination limit were found in only one water body during one monitoring season. Only two pharmaceutical residues - caffeine and telmisartan - were found in all studied watercourses during the monitoring period.

The contents of 144 pesticide residues were analyzed in groundwater, and 26 substances were found above the limit of detection. In addition, a total of 6 pharmaceutical residues were found. The data on pesticide and pharmaceutical concentrations in groundwater point to the fact that occasionally these substances can be found in deeper groundwater where $\text{NO}_3\text{-N}$ has already been removed by denitrification. Thus, some of these substances are stable enough to travel to deeper parts of the aquifers compared to nutrients leaching from the agricultural land.

Isotopic composition of groundwater together with the redox zonation delineated based on chemical data suggest, that the active water exchange zone directly influenced by modern land-use practices and potential contamination does not extend deeper than 50-75 meters in the studied watersheds. Below

those depths, important fraction of older groundwater is present as evidenced by its isotopic composition. Furthermore, a depth range of about 15-30 meters marks the interval where conditions in shallow aquifers change from oxic to anoxic in the studied watersheds, and where $\text{NO}_3\text{-N}$ concentrations fall below the detection limit due to denitrification. Thus, high concentration of nutrients is confined to shallow depths in the studied groundwater systems. However, shallow groundwater is the most important contributor to baseflow of the streams and rivers, which means that groundwater-surface water interaction must be taken into account when managing the groundwater and surface water bodies in the area.

Резюме

В рамках деятельности C10.1 проекта Life CleanEST исследовали нагрузку загрязнения поверхностных и подземных вод от сельскохозяйственной деятельности на шести выбранных пилотных участках в Ляэне-Вирумаа, Вируского подбассейна. Проект выполнен исследовательской группой Таллиннского Технического университета (TalTech) по воде и технологии охраны окружающей природной среды (мониторинг поверхностных вод, лабораторные анализы поверхностных вод), Геологической службой Эстонии (мониторинг подземных вод) и Эстонским центром исследования окружающей среды (EKUK, лабораторные анализы подземных вод). Мониторинг длился со II квартала 2019 года по II квартал 2022 года.

Формирование качества воды рек и подземных вод представляет собой сложный процесс. Источников загрязнения может быть много, и влияние сельскохозяйственных практик на формирование качества воды не обязательно должно быть ярко выражено. Поэтому как в Эстонии, так и в других странах, исследования, как правило, основаны на том принципе, что влияние сельского хозяйства на качество воды можно более точно оценить на относительно небольших водосборах ($F < 30 \text{ км}^2$), где доля сельскохозяйственных угодий составляет более 50% от площади поверхности водосбора, и в водоток не направляются сточные воды в больших объемах. В то же время для изучения различных типов почв и сельскохозяйственных практик необходимо оценивать влияние сельскохозяйственного производства на качество воды в более крупных водосборах, не отвечающих в полной мере вышеуказанным критериям. Оценка значимости источников загрязнения требует комплексного исследования, когда подземные и поверхностные воды рассматриваются как единая водная система. На основании этого была подготовлена программа исследований поверхностных и подземных вод Вируского подбассейна с целью сбора данных, которые послужат основой для улучшения состояния воды в исследуемом подбассейне.

Конкретные цели исследования заключались в следующем:

1. Оценить состояние воды и его изменения в изучаемых поверхностных и подземных водных объектах за период мониторинга по содержанию основных химических компонентов, биогенных веществ, вредных веществ и остатков ветеринарных препаратов;
2. объяснить влияние качества подземных вод на качество поверхностных вод в исследуемых водосборах;

3. оценить происхождение и распределение соединений азота и фосфора в поверхностных и подземных водах;
4. описать латеральную и вертикальную протяженность повышенных концентраций биогенных элементов в водоносных горизонтах вместе с процессами, влияющими на их концентрацию, используя химический и изотопный состав ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) подземных вод;
5. оценить транспорт питательных веществ в водосборных бассейнах.

Шесть исследованных водосборов располагались на склоне карбонатного плато Пандивере. Характерной чертой для данного района является относительно тонкий слой покрывающей породы (в среднем 2-5 м), а плато выступает в качестве региональной зоны питания подземных вод. Таким образом, вероятность ухудшения качества воды и экстенсивного взаимодействия подземных вод с поверхностными водами в этом районе высока.

Ежемесячный мониторинг качества поверхностных вод проводился в шести водосборных бассейнах, начиная с апреля 2019 года: в ручье Вохня (VEE1078600), канаве Кихлевере (VEE1078500), в бассейне реки Лообу, канавах Пыдрусе (Висуоя) (VEE1075700) и Висуору, реке Сымеру (VEE1075600), в бассейне реки Селья, реках Кунда (VEE1072900) и Пада (VEE1071900). Содержание пестицидов и остатков ветеринарных препаратов измеряли в устьях одних и тех же водосборов 4 и 2 раза в год соответственно.

Всего в период с сентября 2019 г. по май 2022 г. ежеквартально были отобраны пробы подземных вод из 33 пунктов (родники, частные колодцы, наблюдательные колодцы). Для оценки базового стока рек Лообу, Селья и Кунда, по которым имеются суточные данные стока, использовалась подходящая гидрологическая модель.

Результаты исследования подземных вод показывают, что доля подземных вод в стоке моделируемых мониторинговых рек высока и находится в пределах 63-77%. Меньшие значения более характерны для стока реки Лообу, а большие – для реки Кунда. Среди биогенных элементов наиболее важными по содержанию в подземных водах оказались общий азот (N_{tot}) и $\text{NO}_3\text{-N}$, обнаруженные в основных источниках и скважинах глубиной до 30 метров, где преобладали аэробные условия. Сравнение содержания общего азота в подземных водах, расположенных близко к поверхности и поверхностных водах в исследуемых водосборах, показало, что подземные воды могут быть важным источником питательных веществ, присутствующих в поверхностных водах. Наиболее четкая связь была обнаружена в водосборах рек Вохня и Сымеру с большой долей

сельскохозяйственных угодий. При более высоких содержаниях общего азота и азотных соединений ($\text{NO}_3\text{-N}$) местами наблюдалось увеличение содержания других ионов, таких как Na^+ , K^+ , Cl^- и SO_4^{2-} , в подземных водах расположенных близко к поверхности.

Среднее содержание общего азота в поверхностных водах превышает уровень «хорошего состояния» на большинстве мониторинговых станций, будучи выше в небольших водосборных бассейнах с большей долей сельскохозяйственных угодий. Из-за этого вынос азота на единицу поверхности водосбора довольно высок, достигая 50,3 кг/га/год в ручье Вохня, 12,7 кг/га/год в канаве Кихлевере и 9,2 кг/га/год в канаве Пыдрусе. Значительно более высокую удельную нагрузку азота в ручье Вохня можно объяснить значительно более высоким стоком, где удельный сток (q) превышает удельный сток в канаве Кихлевере в 4-6 раз. Содержание фосфора на всех исследованных водосборах достаточно низкое, как и его нагрузка.

Содержание как общего, так и нитратного азота в поверхностных и подземных водах выше в период половодья. Однако содержание общего фосфора и фосфатных соединений (P_{tot} и $\text{PO}_4\text{-P}$) в подземных водах увеличивается в период летней/ранневесенней межени. Аналогичная картина характерна и для поверхностных вод, где, однако, максимальные концентрации в этот период несколько выше, что, дает предположить, что значительная часть общего фосфора переносится в реки поверхностным стоком.

В поверхностных водах проанализировали содержание 141 остатка пестицидных веществ, 48 из них были выше предела обнаружения, в том числе обнаружили остатки пестицидов, использование которых запрещено и которые, как известно, не использовались в Эстонии в течение многих лет.

Всего в поверхностных водах был обнаружен 31 остаток лекарственных препаратов, превышающих лабораторный предел определения. В основном препараты, превышающие предел определения, были обнаружены только на одном водном объекте в течении одного сезона мониторинга. Во всех исследованных водотоках за период мониторинга были обнаружены только два лекарственных препарата - кофеин и телмисартан;

Анализ остатков пестицидов и лекарственных препаратов в подземных водах показал, что они присутствуют в подземных водах как в маловодные, так и в многоводные периоды. Характерно, что содержание веществ ниже в меженный период. Иногда остатки пестицидов и лекарственных препаратов также присутствовали в более глубоких буровых колодцах, где преобладали анаэробные условия. Таким образом, эти вещества могут перемещаться в подземных водах дальше от зоны инфильтрации и глубже в водоносный слой, чем основные питательные вещества,

преобладающие в подземных водах (например, $\text{NO}_3\text{-N}$), поскольку они также находятся в анаэробных водоносных слоях. Результаты этого исследования также показывают, что в грунтовых водах могут быть остатки пестицидов, использование которых больше не разрешено. В связи с этим очистка подземных вод от опасных веществ может занять довольно значительное время (десяtkи лет).

Таким образом, изученные виды подземных вод, распределение окислительно-восстановительных зон и изотопный состав свидетельствуют о том, что зона активного водообмена не простирается глубже 50-75 м в исследованных водоразделах на северном склоне возвышенности Пандивере и плато Виру, что подтверждает результаты ранее проведенных геофизических и геохимических исследований по распределению водопроницаемости водоносных слоев в силурийско-ордовикском комплексе подземных вод Пандивере.

1. Sissejuhatus

LIFE IP CleanEST on veemajanduse integreeritud projekt, mis keskendub Ida- ja Lääne-Virumaa veekogumite seisundi parandamisele. Projekti tegevuse C10 („Põllumajandusettevõtete (põllumajandustootjate) kaasamine põllumajandusliku keskkonnavalase nõustamise meetmete rakendamiseks veemajanduskavades“) esimeseks alamtegevuseks (C10.1) on „Põllumajandusettevõtete uuring“. Selle tegevuse käigus uuriti põllumajanduse reostuskoormust pinna- ja põhjaveele kuuel valitud pilootalal Lääne-Viru maakonnas, Viru alamvesikonnas. Projekti viisid läbi TTÜ Vee- ja keskkonnatehnika uurimisrühm (pinnaveeseire, laboratoorsed analüüsid pinnaveest), Eesti Geoloogiateenistus (põhjaveeseire) ja Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ (EKUK, laboratoorsed analüüsid põhjaveest). Seire kestis 2019. aasta II kvartalist kuni 2022. aasta II kvartalini.

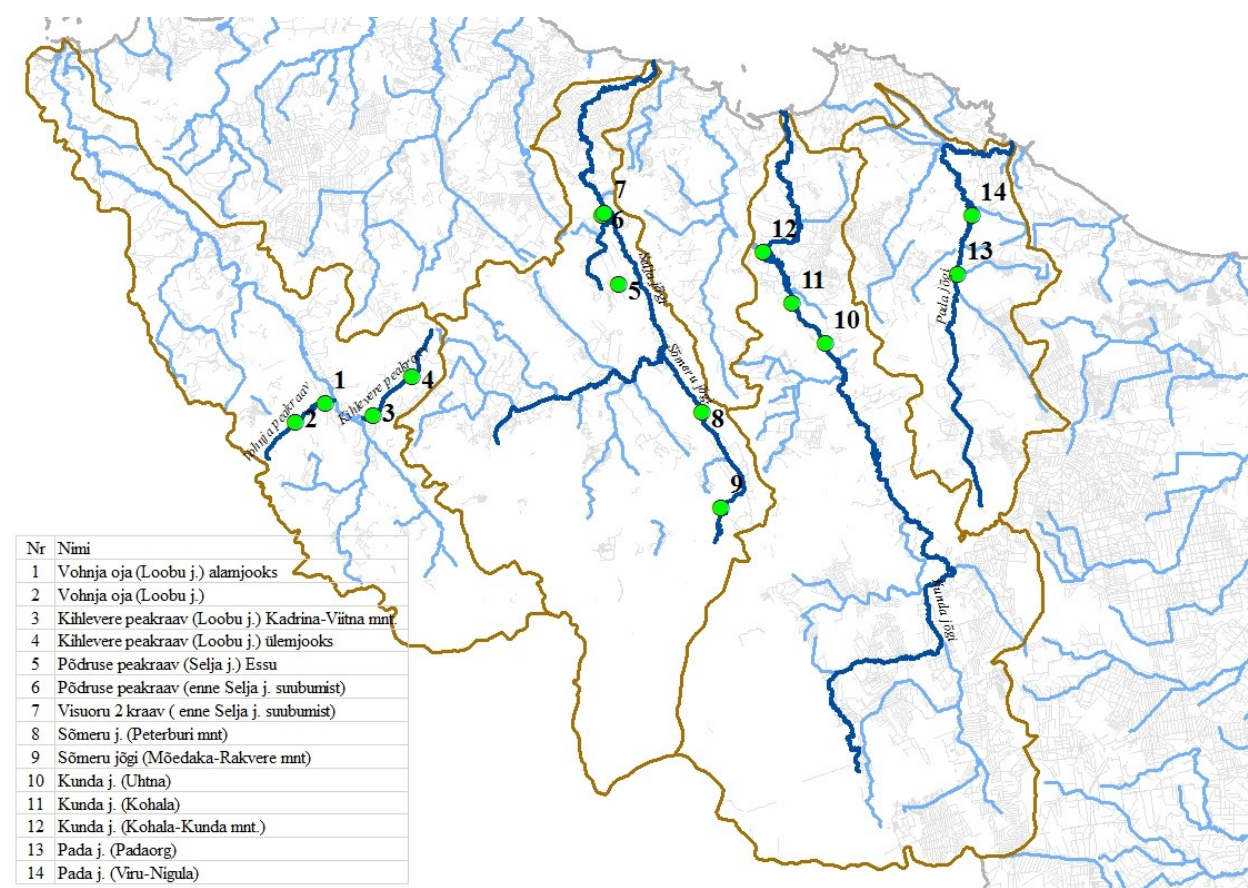
Uuringu spetsiifilised eesmärgid olid järgmised:

1. hinnata pinna- ja põhjaveekogumite seisundit ja muutusi seireperioodil toitainete, ohtlike ainete ja veterinaarravimi jääkide sisalduse alusel;
2. selgitada põhjavee kvaliteedi mõju uuritavate valgate pinnavee kvaliteedile;
3. hinnata pinna- ja põhjavees levivate lämmastiku ja fosfori ühendite päritolu ja levikut põhjaveetoite olulisuse seisukohalt;
4. selgitada põhjavee üldkeemilist koostist ja põhjavee isotoopkoostist ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) ning nende seoseid toitainete sisaldusega;
5. hinnata toitainete ärakannet valglates.

2. Valgate üldiseloostus

2.1 Uuringualade kirjeldus

Uurimisala ja seiratavad valglad paiknevad Viru alamvesikonnas Pandivere ja Adavere-Põltsamaa nitraaditundliku ala põhjaosas ja sellega piirnevatel aladel Viru lavamaal (joonis 2.1) hõlmates kuue jõe valglat: (Vohnja oja (VEE1078600) ja Kihlevere peakraav (VEE1078500) Loobu jõe vesikonnas, Põdruse pkr. (Visuoja) (VEE1075700) ja Visuoru pkr. ning Sõmeru j. (VEE1075600) Selja j. vesikonnas, Kunda (VEE1072900) ja Pada (VEE1071900) jõge. Nende vooluveekogumite valglates leiti sobivad lävendid pinnaveeseireks ning puurkaevud ja allikad põhjavee seireks. Valim sisaldab nii väiksemaid vooluveekogusid valglaga < 30 km² (Vohnja oja, Kihlevere peakraav, Põdruse peakraav) kui ka suuremaid jõgesid valglaga > 80 km² (Sõmeru jõgi, Kunda jõgi, Pada jõgi).



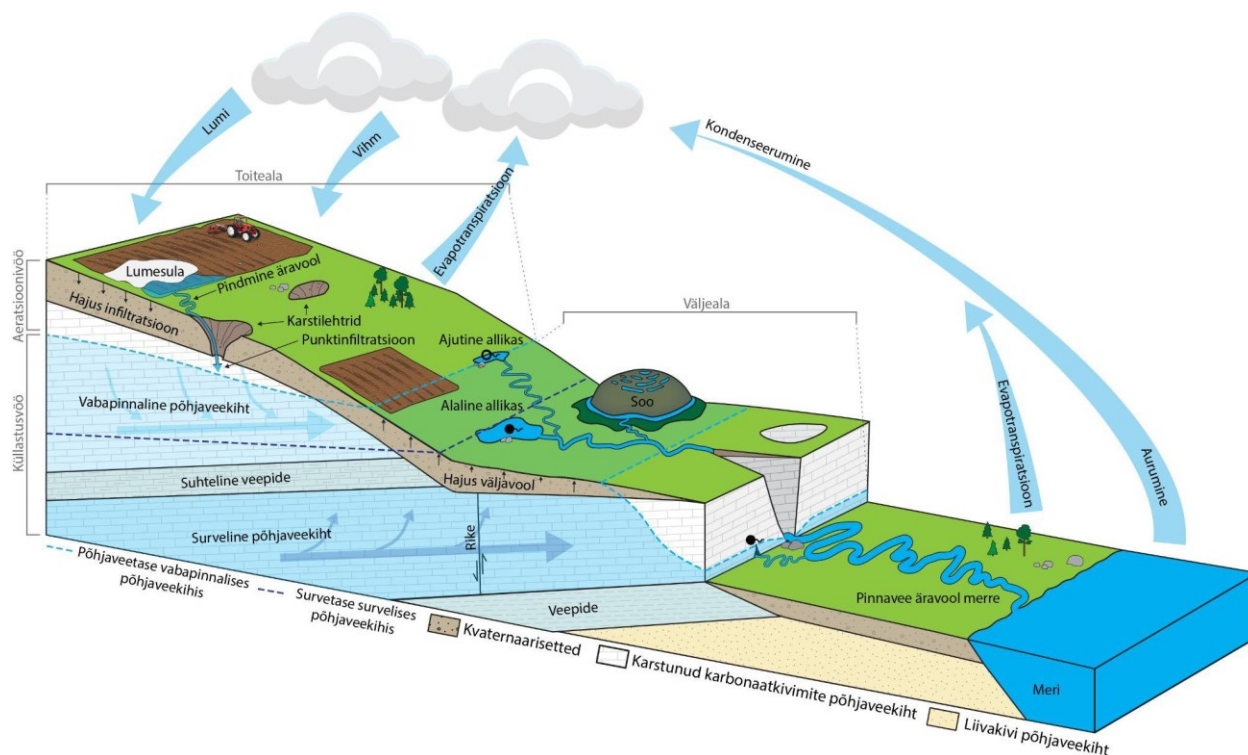
Joonis 2.1. Uuritavad valglad ja pinnavee seire lävendid Viru alamvesikonnas

2.1.1 Põhja- ja pinnavee vastastikmõju ja veeringe

Veeringe ehk hüdroloogiline tsükkel hõlmab pidevalt ringlevat vett atmosfääris, maapinnal ja maapõues. Pinnavesi kätkeb veevaru seisu- ja vooluveekogudes, märgalades, meredes ja ookeanides ning sealjuures võib pinnavesi ajuti esineda ka tahkel kujul - lume ja jääna. Vesi maapinnast allpool esineb mullavee ja põhjaveena. Mageveevarude peamiseks allikaks on sademed, mille ajalis-ruumiline jaotus on globaalselt äärmiselt heterogeenne.

Kui vee üldist liikumist maapinnal ja atmosfääris on lihtne visualiseerida, siis põhjavee liikumise seaduspärad on sageli keerulisemad. Põhjaveevaru kujunemine sõltub lisaks meteoroloogilistele ja hüdrooloogilistele (nt aurustumine) teguritele ka pinnase infiltratsioonivõimest ja poorsusest. Üldjoontes voolab põhjavesi põhjaveekihtides mööda erineva pikkusega vooluteid kõrgemal asuvatelt toitealadelt madalamal asuvate väljealade suunas (joonis 2.2). Põhjavee väljavool võib toimuda näiteks allikate kaudu, aga ka hajusa väljavooluna pinnaveekogudesse ja märgaladesse (joonis 2.2). Seda osa pinnaveekogude äravoolust, mis kujuneb põhjavee arvelt, nimetatakse baasäravooluks.

Kui maapinnalähedane põhjavesi võib maa all voolata mõnest päevast kuni mõne aastani, siis sügavamates veekihtides võib põhjavee resideerumise aeg ulatuda tuhandete aastateni. Sügava põhjavee puhul võib pikk reaktsiooniaeg ümbritsevate kivimite ja mineraalidega tingida ka suure mineraalsuse ning soovimatute komponentide leostumise. Maapinnalähedane põhjavesi on väiksema mineralisatsiooni tõttu tarbimiseks sobilikum, samal ajal on see inimtegevusest tulenevate koormuste suhtes haavatavam. Tingituna lühemast resideerumisajast, ja üldiselt suuremast voolukiirusest, on ka reostuse levik maapinnalähedases põhjavees kiirem, mistõttu on oluline pöörata erilist tähelepanu selle dünaamikale, kvaliteedile ja vastastikmõjudele pinnaveega.



Joonis 2.2. Veeringe kontseptuaalne mudel uuringualal.

Maa all esineb vesi kahes olulisemas vöös: aeratsioonivöös ja küllastusvöös (joonis 2.2). Aeratsioonivöös sisaldavad setete ja kivimite poorid nii õhku kui vett. Osa aeratsioonivöö veest esineb seal kapillaarpooridesse seotuna, ning on väheliikuv. Vastavalt hüdroloogilistele oludele filtreerub osa vabast veest allapoole küllastusvöösse, ning täiendab põhjaveevaru, või aurustub (evapotranspiratsioon) tagasi atmosfääri. Küllastusvöös on kõik setete ja kivimite poorid täielikult põhjaveega täidetud, ning see voolab aegamööda väljeala suunas.

Põhjavee väljealadel paiknevate pinnaveekogude veest võib olulise osa moodustada põhjavesi. Samal ajal võivad põhjavee toitealal pinnaveekogusid toita ka aeratsioonivöö kohal voolavad ajutise või alalise režiimiga pinnaveed (pindmine äravool). Veevahetuse pinnaveekogu ja põhjaveekihi vahel määravad sellistel juhtudel pinnase filtratsiooniomadused ja põhjaveetaseme kõrgus maapinna suhtes. Kui põhjavee survetase ulatub maapinnast kõrgemale, on eeldus põhjavee väljavooluks (joonis 2.2). Vastupidisel juhul, saab võimalikuks pinnavee järkjärguline infiltreerumine põhjaveekihti (joonis 2.2).

2.1.2 Lämmastikuringe maapõues

Lämmastik on toitainena hädavajalik taimede (sh põllukultuuride) elutegevuseks ja kasvamiseks, kuuludes nii DNA, RNA kui ka valkude koostisesse. Lämmastik on mitmetes veeökosüsteemides peamiseks primaarproduktiooni limiteerivaks elemendiks (Seitzinger & Saunders, 1996). Lämmastikuühendite suur sisaldus põhjustab aga mitmeid keskkonnaprobleeme. Viimasel sajandil on looduslikku lämmastikuringet oluliselt mõjutanud mineraalväetiste tootmine (nn Haberi-Boschi protsess), mille tulemusena on lämmastikuringesse toodud suur kogus varem inertset lämmastikku.

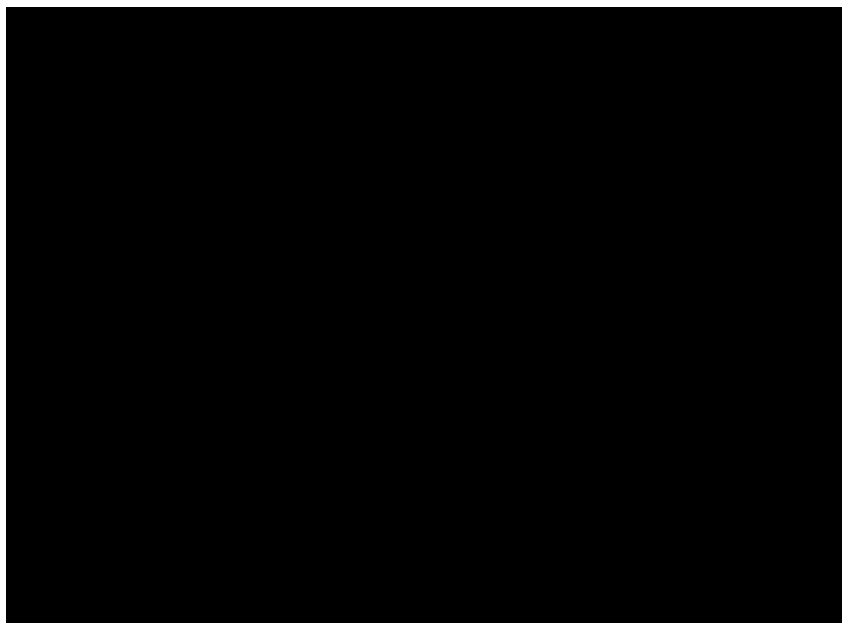
Intensiivne looma- ja teraviljakasvatus ja väetiste laialdane kasutamine on põhjustanud lämmastiku ülejäägi põllumajandusmaadel (*nitrogen surplus*) (Eurostat, 2013). Lisaks põllumajandusele võib üheks lämmastiku allikaks veekeskkonnale olla heitvesi. Oma osa on ka looduslikest allikatest (nt metsad, sood) pärineval lämmastiku koormusel (Loigu jt., 2008), millele on kaasa aidanud kuivendussüsteemide rajamine (Vassiljev & Blinova, 2012; Vassiljev jt., 2018).

Taimede poolt kasutamata lämmastik leostub mullast põhjavette ja kandub pinnavette, kus see on üheks veekogude toitainetega rikastumise ehk eutrofeerumise põhjustest. Samuti on suur nitraadi (NO_3^-) sisaldus ($>50 \text{ mg/L}$) joogivees ohtlik inimese tervisele, põhjustades methemoglobineemiat ehk imikute sinitõbe. Lämmastikuühendite loodusliku lagunemise ehk denitrifikatsiooni üheks kõrvalsaaduseks on dilämmastikoksiid (N_2O), mis on oluline kasvuhoonegaas ja stratosfääri osooni lagundaja. Sealjuures on põldude ja rohumaade puhul N_2O teke soodustatud madala mulla pH, sügava põhjaveetaseme ja suurte lämmastikväetiste koguste korral (Leppelt jt., 2014).

Lämmastik võib mullas esineda nii orgaanilisel kui ka anorgaanilisel kujul (joonis 2.3). Valdavalt lagundatakse mullas esinev orgaaniline lämmastik seente ja bakterite elutegevuse käigus ammoniaagiks [NH_3], millest osa lahustub mullavees ammooniumina (NH_4^+ ; Eurostat, 2013). $\text{NH}_4\text{-N}$ on juba taimede poolt kergesti omastatav ja saab osaleda edasistes keemilistes reaktsioonides, millest levinuim on nitrifikatsioon ehk ammoonium oksüdeerumine nitraadiks (NO_3^-). Enamik taimi omastabki neile vajalikku lämmastikku $\text{NO}_3\text{-N}$ või $\text{NH}_4\text{-N}$ kujul (Eurostat, 2013). Oksilistes tingimustes on $\text{NO}_3\text{-N}$ nii pinna- kui põhjavees stabiilne ja võib mullast leostuda, kandudes suurte vahemaade taha (Appelo & Postma, 2005). Samal ajal ei ole $\text{NH}_4\text{-N}$ mullast nii kergesti leostuv, adsorbeerudes positiivse laengu tõttu kergesti saviosakeste pinnale (Eurostat, 2013; joonis 2.3).

Lämmastikku sisaldavate orgaanilistes ühendite lagunemisel lenduv ammoniaak võib põhjustada atmosfääri hapestumist ja happelihmu ning atmosfääri peenosakestega reostumist. Sõnniku laotusviiside puhul, kus väetised viiakse otse mulda ja väetisehoidlad kaetakse, väheneb küll atmosfääri lenduva NH_3 -e hulk, aga suureneb lämmastiku leostumine nitraadina ning N_2O lendumine (Eurostat, 2013).

$\text{NO}_3\text{-N}$ laguneb anoksilistes tingimustes läbi mitme vaheetapi [$(\text{NO}_3 \rightarrow \text{NO}_2 \rightarrow \text{NO} \rightarrow \text{N}_2\text{O}(\text{gaas})) \rightarrow \text{N}_2(\text{gaas})$] gaasiliseks lämmastikuks (N_2) ja vähemal määral dilämmastikoksiidiks (N_2O ; Appelo & Postma, 2005). Seda protsessi tuntakse denitrifikatsioonina ja see võib aset leida juba mullas. Maapõues võivad nitraati redutseerivateks protsessideks olla nii orgaanilise aine kui ka püriidi (FeS_2) oksüdatsioon. Viimane on laialt levinud mineraal ka antud uuringualadel esinevates karbonaatkivimites.



Joonis 2.3. Lihtne lämmastikuringe skeem (allikas: Stuart jt., 2011)

2.1.3 Fosforiringe maapõues

Erinevalt lämmastikust ei toimu loodusliku fosfori aktiivset ümberjaotumist erinevate sfääride vahel. Suur osa fosforist on seotud kas kivimitesse või on erosiooni tagajärjel akumulunud ookeanisetetes. Kuna fosfori jõudmine kivimitest ja setetest maapinnale võib võtta aega miljoneid aastaid, saab fosforit pidada taastumatuks loodusvaraks (Eurostat, 2013). Sarnaselt lämmastikule on fosfor elusorganismide jaoks hädavajalik element, kuuludes nii DNA, RNA kui ka makroergiliste ühendite nagu ATP koostisesse. Fosfor

on enamasti peamine taimekasvu limiteeriv element, sest taimede poolt omastatava fosfori kogused on nii mullas kui vees tihti väga väikesed (Eurostat, 2013).

Mullas olev fosfor jaguneb **lahustunud**, **aktiivseks** ja **seotud fosforiks** (*solution pool, active pool, fixed pool*; Eurostat, 2013). **Lahustunud fosfori** osakaal mullas olevast fosforist on kõige väiksem koosnedes ortofosfaadist ($\text{PO}_4\text{-P}$) ja vähemal määral ka orgaanilistest fosforiühenditest. Taimedele on fosfor omastatav vaid ortofosfaadi vormis (Eurostat, 2013). Orgaaniline fosfor ei ole üldjuhul taimede poolt omastatav, sest on seotud mullaosakeste külge. Taimed kasutavad üldjuhul kiiresti ära mullas olevad fosforivarud ja fosfori defitsiidi vältimiseks tuleb mulda fosforit juurde anda (Eurostat, 2013). **Aktiivse fosfori** moodustab see kivimitesse ja setetesse seotud osa, mis on suhteliselt kergesti lahustuv. Kui taimed kasutavad ära mullavees lahustunud fosfaadi, saab sobiva allika olemasolul selle defitsiiti kompenseerida aktiivse fosfori reservuaari kaudu (Eurostat, 2013). Aktiivse fosfori reservuaari moodustavad mullaosakestele adsorbeerunud ortofosfaat; fosfor, mis on moodustanud teiste elementidega (nt kaltsium ja alumiinium) teatud määral lahustuvaid ühendeid; ja mineraliseeruv orgaaniline fosfor (*Ibid.*; joonis 2.4). Mullaosakesed võivad seega sõltuvalt tingimustest käituda nii fosfori allika kui ka sidujana (*Ibid.*). Mullas oleva **seotud fosfori** moodustavad anorgaanilised fosforiühendid, mis on väga vähe lahustuvad ja orgaanilised fosforiühendid, mis olulisel määral ei mineraliseeru (*Ibid.*). Seotud fosfori hulka kuuluvad ühendid võivad mullas püsida aastaid, omamata olulist mõju mullaviljakusele.

Fosfaatide mobiilsust mõjutavad kahte tüüpi reaktsioonid, mida võib liigitada primaarseteks ja sekundaarseteks (Eurostat, 2013; Lewandowski jt., 2015). Primaarsed ja kõige kiiremad reaktsioonid hõlmavad endas fosfaatide sorptsiooni ehk nn ionvahetust (asendusneeldumine) metalli oksiidide ja hüdroksiidide (nt. Al-, Mn(IV)-, Fe(III)-oksiidid ja -hüdroksiidid), savimineraalide (komplekseerumine Ca, Al ja Fe-ga) ja orgaanilise aine pinnale (joonis 2.4). Sekundaarsed reaktsioonid on seotud fosfaatide sadenemisega lahusest erinevate mineraalidena (Ca-, Fe-, Mn- ja Al-fosfaadid), kui vesilahus nende suhtes üleküllastub. Sekundaarsed protsessid on küll primaarsetest protsessidest aeglasemad, aga nende tõttu toimub fosfaatide kindlam sidumine, samal ajal kui sorptsiooniprotsessid on oma olemuselt pöörduvad ja seega võib sorptsioonil seotud $\text{PO}_4\text{-P}$ keskkonnatingimuste muutuses (nt. pH ja Eh langus) uuesti lahusesse jõuda (Shaheen jt., 2021).

Vastupidiselt lämmastikule võib muld endas hoida märkimisväärsed fosforivarusid (Eurostat, 2013) ja põhjus, miks põhjavees on fosfori sisaldused üldiselt väikesed, peitub mulla suures sorptsioonivõimes (Lewandowski jt., 2015). Samas ei suuda muld siduda fosfaate ilma, et kasvaks lahusesse jõudva $\text{PO}_4\text{-P}$

hulk. Seega on sarnaselt lämmastikuringele võimalik, et suurte fosforikoguste väetistega mulda viimisel võib üleliigne fosfor mullast leostuda ja jõuda nii põhja- kui pinnavette, põhjustades pinnaveekogude eutrofeerumist. Mulla sorptsioonivõime on väiksem neis muldades, mida iseloomustavad väikesed Ca ja teiste metallide kontsentratsioonid ning vähene savikus (Lewandowski, 2015). Kuigi valdav osa fosfaate siduvatest protsessidest leiavad aset aeratsioonivöös, toimub osa fosfaatidega seotud reaktsioonidest ka küllastusvöös. Neist olulisim on fosfaatide sidumisvõime vähenemine redutseeruvates tingimustes peamiselt Fe-(oksü)hüdroksiidide lahustumise tõttu, mille tulemusel vabaneb Fe- ja teiste redokstundlike metallidega seotud fosfor. Mujal maailmas läbiviidud uuringud on näidanud, et põhjavesi võib olla oluline pinnaveekogudesse jõudva fosfori allikas ja seda eriti suvistel madalveeperioodidel (Holman jt., 2008). Pinnaveekogude seisundile võivad halvasti mõjuda juba väga väikesed $\text{PO}_4\text{-P}$ kontsentratsioonid (sõltuvalt veekogude toitelisusest isegi $\leq 0,05 \text{ mgP/L}$), mis on oluliselt väiksemad kohati Euroopa Liidus joogiveele kehtestatud piirsaldusest $2,2 \text{ mgP/L}$ (Lewandowski jt., 2015). Denver jt. (2010) uurisid erineva maakasutusega valglaid USA idaosas ja leidsid, et suurimad fosfori kontsentratsioonid esinesid karbonaatkivimite avamustel. Samal ajal pidasid nad peamiseks fosfori allikaks neis valglais pinnaveekogu ennast või veekogude lähedal paiknevaid lokaalseid põhjavee voolusüsteeme.

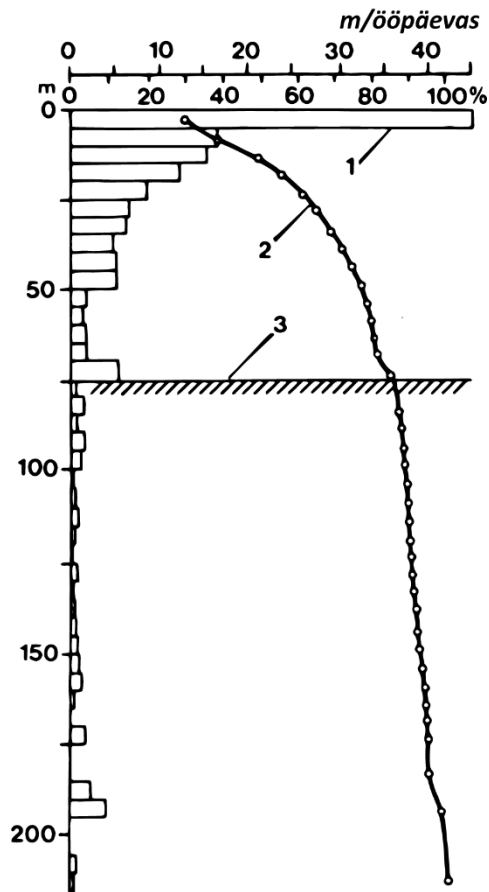
Kuigi osa fosfori allikad põhja- ja pinnavees on seotud inimtegevusega (väetised ja reovesi), on põhjavees lahustunud fosforil ka mitmed looduslikud allikad: fosfori leostumine mulla orgaanilisest ainest; leostumine veekihis endas esinevatest orgaanilisest setest; vabanemine Fe-oksiidide lagunemisel anoksilistes tingimustes ja veekihis leiduvate fosforit sisaldavate mineraalide (nt. apatiit) lahustumine (Carlyle & Hill, 2001; Griffioen, 2006; joonis 2.4). Olulist rolli fosfori jõudmisel pinnaveekogudesse mängivad protsessid, mis toimuvad põhjaveekihi ja pinnaveekogu piiril (nn hü poreiline vöönd). See piirikiht võib toimida nii fosfori allika kui ka sidujana sõltuvalt seal valitsevatest redokstingimustest ja nende muutumise dünaamikast (Lewandowski jt., 2015). Redutseeruvates tingimustes (nt. kõrge veetaseme korral) võib piirikihti akumulunud fosfor veekogusse liikuda, samal ajal kui oksüdeerivates tingimustes ja Fe-mineraalide olemasolul võib toimuda hoopis põhjavees lahustunud fosfori sidumine enne veekogusse jõudmist (Carlyle & Hill, 2001; Lewandowski jt., 2015).



Joonis 2.4. Lihtne fosforiringe skeem (Warken, 2017 põhjal)

2.1.4 Valgate geoloogiline ja hüdrogeoloogiline iseloomustus

Pandivere kõrgustik on oluline põhjavee toiteala Põhja-Eestis, millele on iseloomulik suur netoinfiltratsioon ja kõrgustikult lähtuvate jõgede suur põhjavee osakaal. Kõrgustikul levib valdavalt õhuke pinnakate, mistõttu on selle all lasuvad aluspõhjalised põhjaveekihi Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekompleksis maapinnalt lähtuva koormuse eest nõrgalt kaitstud või sootuks kaitsmata.

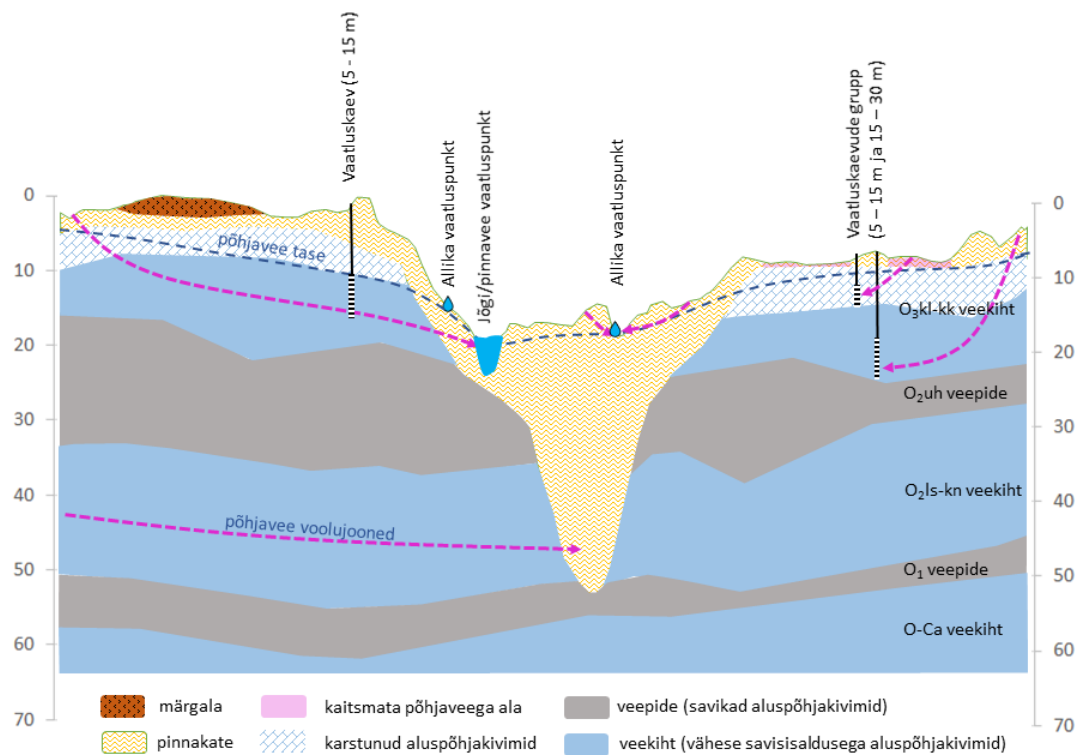


Joonis 2.5. Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekompleksi veejuhtivuse sõltuvus kivimite lasuvussügavusest. 1 – filtratsioonikoefitsient, m/ööpäevas; summaarse veejuhtivuse graafik, %, 3 – kompleksi veerikka osa sügavus. (allikas: Perens & Vallner, 1997)

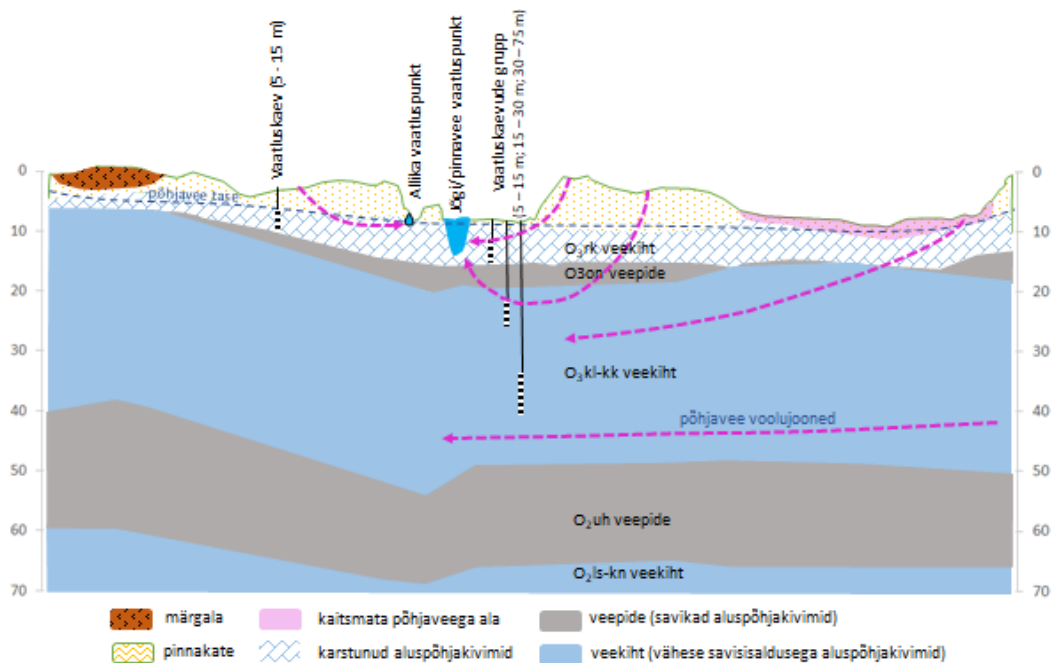
Hüdrogeoloogilise kaardistamise käigus teostatud geofüüsikalised uuringud 1970datel ja 1980datel aastatel (nt. Perens jt., 1977, 1978; Jõgar & Perens, 1987) näitasid, et aluspõhjaliste veekihtide paiknemine Pandivere kõrgustikul ei ole otseselt seotud mitte kivimite litoloogiliste omadustega (massiivne vs savikas lubjakivi), vaid kivimite veeandvus suureneb kivimikihtide vahelistes lõhedes (Perens, 1989). Enamasti on tegemist õhukeste (2-3 mm, harvem kuni 30 mm laiuste) tsoonidega, mis paiknevad läbilõikes keskmiselt 1-1,5 m järel (Perens, 1989; Perens & Vallner, 1997). Lateraalselt ei levi sellised vettjuhtivad tsoonid kuigi

laialt ning see pole pindalaliselt hästi jälgitav (Perens, 1989). Kohati on neil lõhedel ka karstumise tunnused. Kuna karstinähtuste ja lõhede esinemise sagedus väheneb geoloogilises läbilõikes sügavuse suunas, on Pandivere piirkonna Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekompleksile iseloomulik kivimite veejuhtivuse oluline vähenemine sügavamal kui 20 m (joonis 2.5). Kui intervallis 0-20 m on kivimite filtratsioonikoefitsendi keskmine väärtus 20-50 m/ööpäevas (maksimumväärtused küünivad kohati >1000 m/ööpäevas; Perens jt., 1978), siis vahemikus 20-50 m on vastav väärtus 5-8 m/ööpäevas ja sügavamal kui 50 m väheneb see kuni 1 m/ööpäevas. Seega on umbes pool veekompleksi põhjaveearust koondunud ülemisse 15 meetrisse (Perens, 1989) ja sügavamal kivimite veejuhtivuse kasv aeglustub (joonis 2.5, kõver nr. 2). Sügavust 75 m võib aga pidada Siluri-Ordoviitsiumi veekompleksi veerikka osa alumiseks piiriks (Perens, 1989). Kokkuvõtvalt valitseb Pandivere kõrgustiku hüdrogeoloogilises süsteemis olukord, kus ühelt poolt on kivimite veejuhtivus suurim maapinna lähedal, mille tõttu juhitakse suurem osa värskest infiltreerunud ja kohati halva kvaliteediga põhjaveest kiiresti veekihtide väljavoolualade suunas (jõed, allikad). Teiselt poolt moodustab see sama maapinnalähedane põhjavesi olulise osa kõrgustikult algavate jõgede äravoolust, mõjutades nii vooluveekogude kui ka nende suudmeks oleva Läänemere keemilist seisundit.

Uuringus seiratud väikevalglatele ja suurte jõgede valglatele koostati üldistatud põhjavee seirevõrku ja hüdrogeoloogilist ehitust kujutavad kontseptuaalsed läbilõikeskeemid. Valglate läbilõiked on ida-lääne suunalised ja risti uuringualuse vooluveekoguga. Uuringualuste suurte jõgede valglaid paiknevad reeglina mitmeid veekihte ja veepidemeid läbistavates mattunud ürgorgudes (joonis 2.6). Väikevalglatele on iseloomulik laugem pinnamood ning mattunud orgude vähesem esinemine (joonis 2.7). Põhjaveevalglate piirid uuringualadel ei pruugi täpselt kattuda pinnaveevalgla piiridega. Valglaid iseloomustavad põhjavee vaatluspunktid on valitud selliselt, et nad jääksid antud pinnaveevalgla piiridesse ja paikneksid kas vahetult seiratud vooluveekogu lähedal või jääksid sellega seotud põhjavee oletatavale liikumissuunale (vt ka peatükk 3.1).



Joonis 2.6. Suurte jõgede valga kontseptuaalne hüdrogeoloogiline läbilõikeskeem.



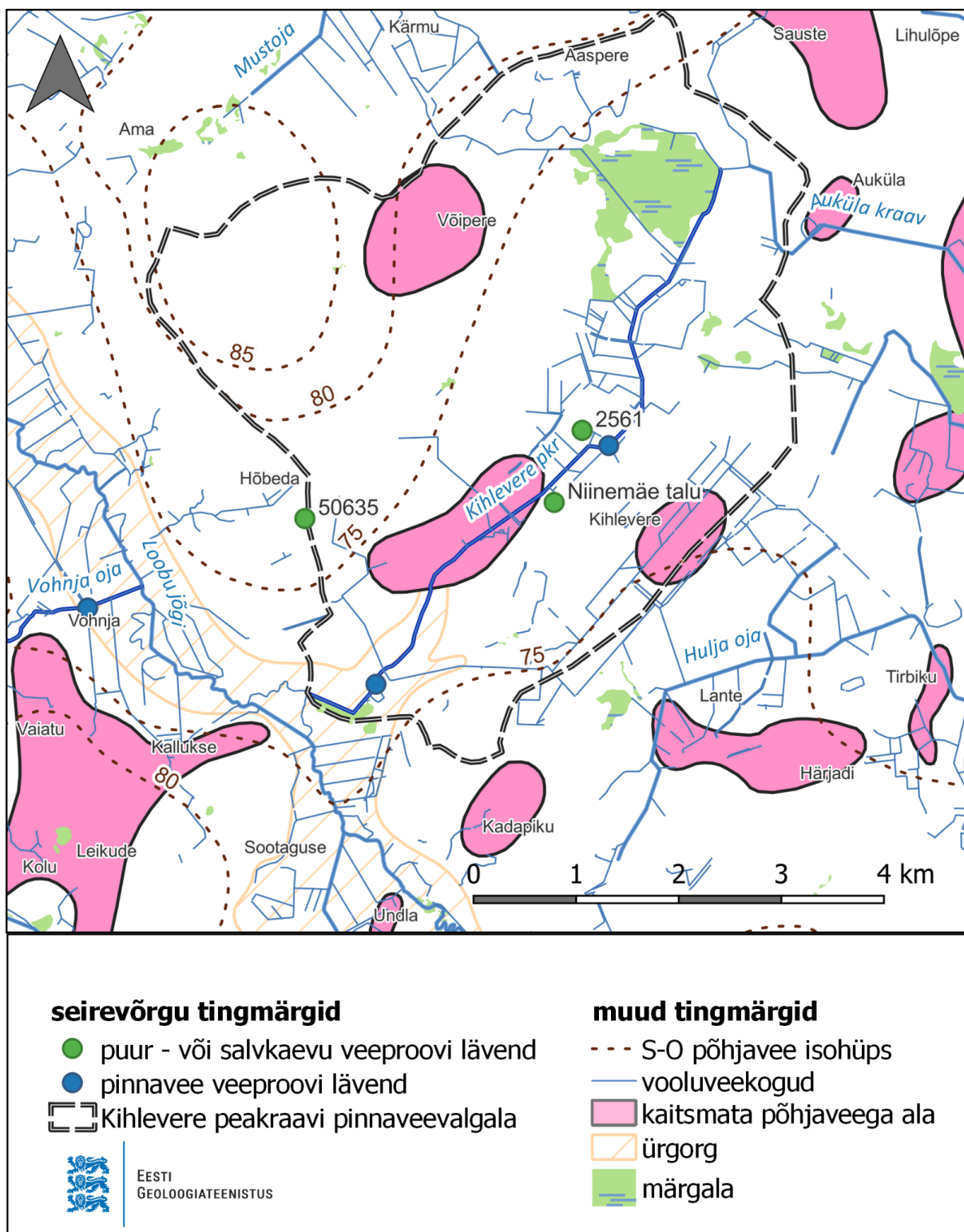
Joonis 2.7. Väikevalga kontseptuaalne hüdrogeoloogiline läbilõikeskeem

Kihlevere (Ojaveski oja)

Kihlevere peakraav saab alguse Aaspere soost. Kraavi ülemjooksu iseloomustab tihe kuivenduskraavide võrk ja tasane pinnamood (joonis 2.8). Alamjooksul on kraavisäng reljeefis selgemalt eristuv, maapind langeb 500 meetriga kraavi suunas ligikaudu 10 m.

Geoloogiliselt paikneb ala Ordoviitsiumi karbonaatkivimite avamusel. Geomorfoloogiliselt levib piirkonnas lainjas moreentasandik, milles esineb kohati põikmoreene (Suuroja jt., 2005). Pinnakatte paksus on reeglina alla 10 m, kuid kaitsmata põhjaveega alasid on valgla piires pigem vähe (Maa-amet 2022; joonis 2.8).

Valdavalt avaneb valgla õhukese Kvaternaari setete kihi all Ülem-Ordoviitsiumi Keila lademe (Kahula kihistu) savikas lubjakivi, milles esineb puhta või nõrgalt savika mikrokristalse lubjakivi vahekihte (Suuroja jt., 2005; Maa-amet 2022). Valgla lääne- ja idaosas avanevad kõrgematel pinnavormidel ka Oandu lademe Hirmuse kihistu merglid ja Rakvere lademe Rägavere kihistu nõrgalt savikad lubjakivid (*Ibid.*). Regionaalne põhjaveetase maapinnalt esimeses aluspõhjalises põhjaveekihis langeb loodest ja kagust valgla keskel paikneva Kihlevere peakraavi suunas (joonis 2.8).



Joonis 2.8. Kihlevere peakraavi valgla pinna- ja põhjavee seirevõrku ning hüdrogeoloogilisi tingimusi kirjeldav kaart. Hüdroisohüpsid pärinevad geoloogiliselt baaskaardilt (Maa-amet 2022) ja kirjeldavad põhjaveetaset maapinnalt esimeses aluspõhjalises põhjaveekihi.

Vohnja oja

Vohnja oja lätteks on Kolu allikate rühm valgla edelaosas. Geoloogiliselt paikneb valgla Ordoviitsiumi karbonaatkivimite avamusel. Oja ülemjooksul levib lainjas moreentasandik, valgla loodeosas ka künklik moreenreljeef, milles esineb väiksemaid põikmoreene (Suuroja jt., 2005). Kvaternaarisetete paksus on õhuke, jäädes enamikul valglast alla 10 m, kuid siiski on kaitsmata põhjaveega alade osakaal Maa-ameti geoloogilise baaskaardi alusel väike (Maa-amet 2022; joonis 2.9). Loodes piirab valglat Udriku raba ning valgla põhjapiiril levib Kõrveküla kurisude võond.

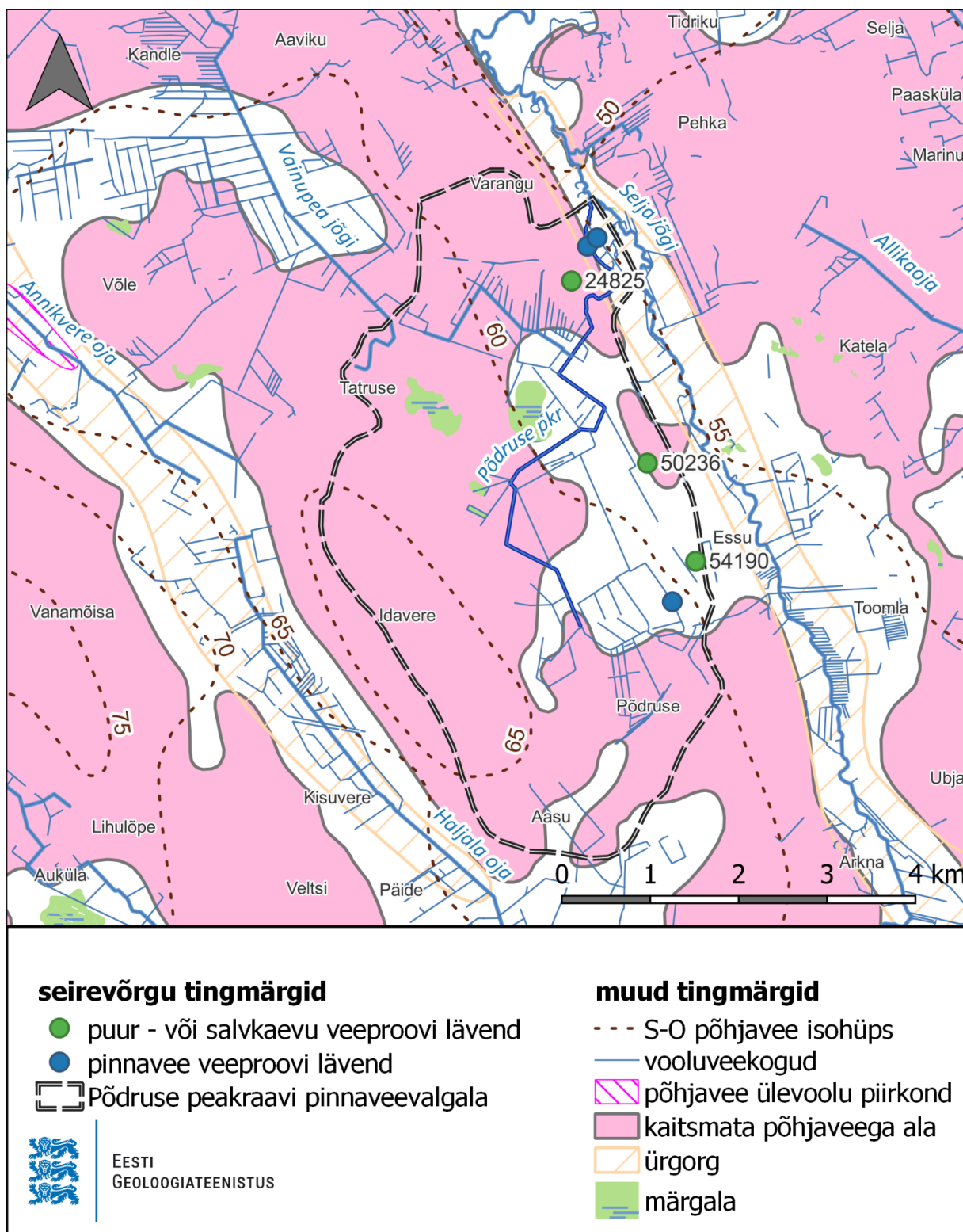
Pinnakatte all avanevad alal edela-kirde suunas Ülem-Ordoviitsiumi Rakvere lademe (Rägavere kihistu) nõrgalt savikas lubjakivi, Oandu lademe Hirmuse kihistu merglid ja valgla ülemjooksul Keila lademe Kahula kihistu savikas lubjakivi (Suuroja jt., 2005; Maa-amet 2022).

Regionaalne põhjaveetase maapinnalt esimeses aluspõhjalises põhjaveekihis on kõrgem valgla lääneosas, ja langeb valgla keskel paikneva Vohnja oja suunas (joonis 2.9). Vohnja oja saab olulise osa oma veest Kolu allikate grupist, mis paikneb oja ülemjooksul Kolu mõisa juures. Valdavalt on tegemist tõusuallikatega, mille summaarseks vooluhulgaks on mõõdetud 50 l/s (AS Maves, 2002). Ürglooduse raamatu järgi saavad allikad oma vee u 1,5 km loode- ja põhjasuunas paiknevatest Kõrveküla kurisudest (EELIS 2022; joonis 2.9). Allikatest läänepoolseim ja suurim on Kolu silmaallikas vooluhulgaga kuni 10 l/s (EELIS 2022).

Põdruse peakraav (Visuoja)

Geoloogiliselt paikneb valgla Ordoviitsiumi karbonaatkivimite avamusel. Valgla lääne- ja kaguservas paiknevad paekõvikud, kus pinnakatte paksus on väga väike (<2 m; Suuroja jt., 2006). Kvaternaarisetete paksus on õhuke ka ülejäänud alal, jäädes valdavalt vahemikku 1-10 m (Suuroja jt., 2006). Väikese pinnakatte paksuse tõttu on valdav osa valglast kaitsmata põhjaveega ala (Maa-amet 2022; joonis 2.10).

Pinnakatte all avanevad alal edela-kirde suunas Ülem-Ordoviitsiumi Haljala, Kukruse ning Kesk-Ordoviitsiumi Uhaku lademe lubjakivid (Suuroja jt., 2006; Maa-amet 2022). Haljala lademe Kahula kihistu on esindatud nõrgalt kuni keskmiselt savika lubjakiviga (Suuroja jt., 2006). See avaneb peamiselt paekõvikute lagedel. Kukruse lademe Viivikonna kihistus esinevad vahelduvad lubjakivid ja merglid kukersiidi vahekihtidega ning Uhaku lademe Kõrgekalda kihistu on esindatud savika lubjakiviga, milles esineb savika kukersiidi vahekihte (Suuroja jt., 2006). Regionaalne põhjaveetase maapinnalt esimeses aluspõhjalises põhjaveekihi langes valglast läänest itta Selja jõe suunas (joonis 2.10).



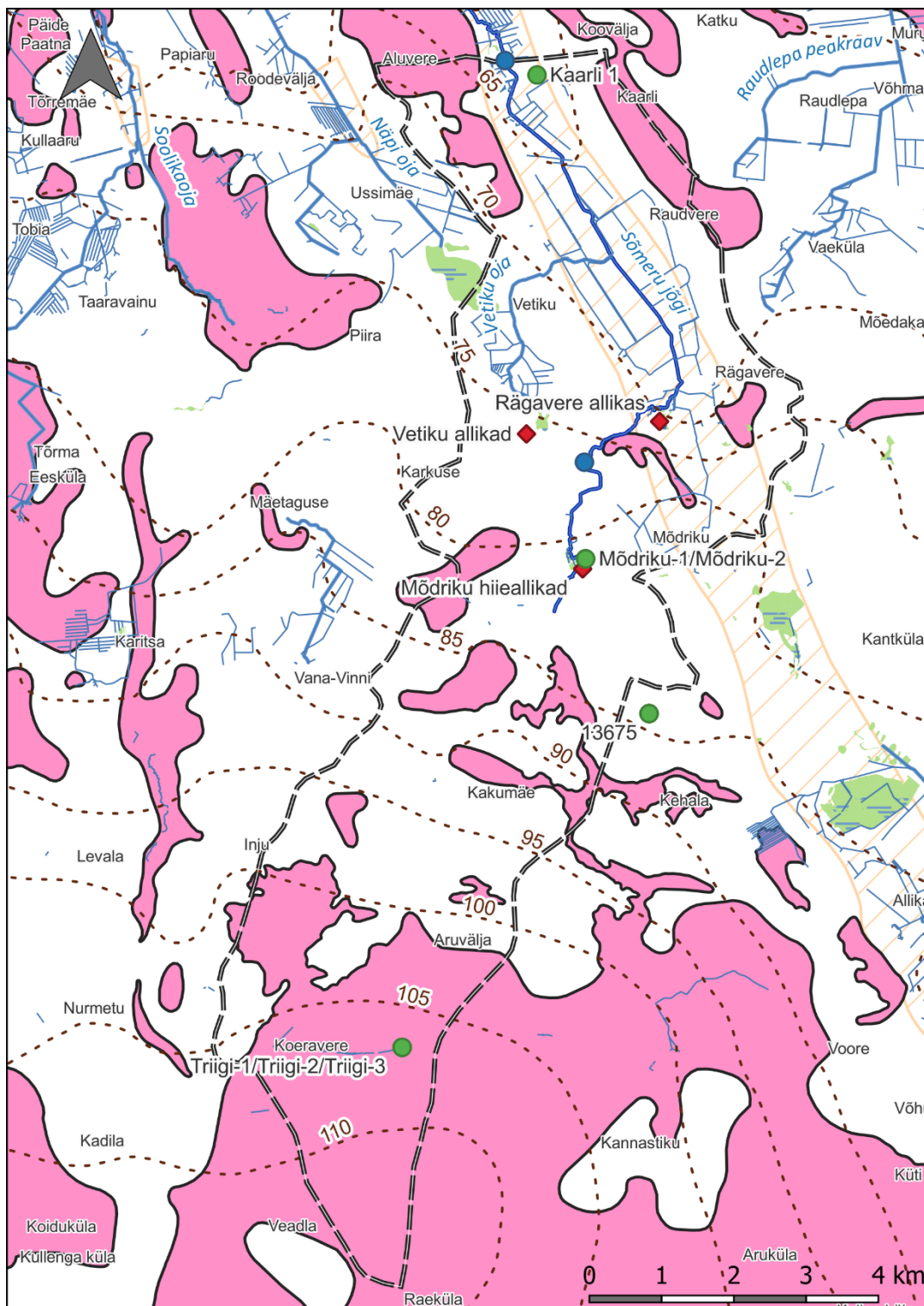
Joonis 2.10. Põdruse peakraavi valgla pinna- ja põhjavee seirevõrku ning hüdrogeoloogilisi tingimusi kirjeldav kaart. Hüdroisohüpsid pärinevad geoloogiliselt baaskaardilt (Maa-amet 2022) ja kirjeldavad põhjaveetaset maapinnalt esimeses aluspõhjalises põhjaveekihi.

Sõmeru jõgi

Sõmeru jõe valgla paikneb Pandivere kõrgustiku põhjanõlval, mida läbib Selja ürgorg (joonis 2.11). Kvaternaari setete paksus kasvab Selja ürgorus kuni 20 m, ülejäänud alal on pinnakate õhuke (1-10 m, Suuroja jt., 2006, 2015). Õhukese pinnakatte tõttu leidub valgla rohkesti kaitsmata põhjaveega alasid (Suuroja jt., 2006, 2015; joonis 2.11). Üheks olulisemaks kaitsmata põhjaveega alaks uuringualal on selle lõunapiiril paiknev Kannastiku kõvik (joonisel 2.11 Kannastiku ja Koeravere külade piirkonnas), mida on peetud Sõmeru jõe põhjaveevalgla veelahkmealaks (Vainu jt., 2019). Ala keskosas levib lainjas moreentasandik, mida kohati läbivad põikmoreenid (Suuroja jt., 2006, 2015). Ala idaosas paiknevad Selja ürgoru peal ka mitu glatsiofluviaalset mõhnastikku (*Ibid.*). Uuringuala piiridesse jäävad ka Koeravere–Rakvere–Pahnimäe ja Paasvere–Mõdriku radiaalsed oosisüsteemid (Suuroja jt., 2006).

Sõmeru jõe valgla avanevad lõunast põhja suunas Pandivere kõrgustiku põhjanõlval üksteise järel Ülem-Ordoviitsiumi Pirgu, Vormsi, Nabala, Rakvere, Oandu, Keila, Haljala ja Kukruse lademe karbonaatkivimid (Suuroja jt., 2006, 2015; Maa-amet 2022). Viimased moodustavad ka aluspõhja avamuse ürgoru lõunaosas, kuid Raudvere külast ülesvoolu avanevad ürgoru põhjas Kesk-Ordoviitsiumi Uhaku lademe lubjakivid (*Ibid.*). Ala geoloogilises läbilõikes vahelduvad nõrgalt savikad lubjakivid (Pirgu, Nabala, Rakvere) savikamate lubjakivide (Vormsi, Keila, Haljala ja Uhaku) ning merglitega (Oandu lade; Suuroja jt., 2006, 2015). Sealjuures on varasemad uuringualal läbiviidud hüdrogeoloogilised tööd lugenud kukersiidi vahekihtidega Kukruse lademe lubjakivi samuti vettandvaks kihiks (Perens jt., 1978). Seega on alal esindatud kolm peamist veekihti – Pirgu-Vormsi, Nabala-Rakvere ja Keila-Kukruse.

Regionaalne põhjaveetase maapinnalt esimeses aluspõhjalises põhjaveekihis langeb Pandivere kõrgustiku laelt Selja ürgoru suunas (joonis 2.11). Sõmeru jõe pinnaveekogum hõlmab tõenäoliselt suurema ala kui jõega seotud pinnavee- ja põhjaveevalglad (Vainu jt., 2019).



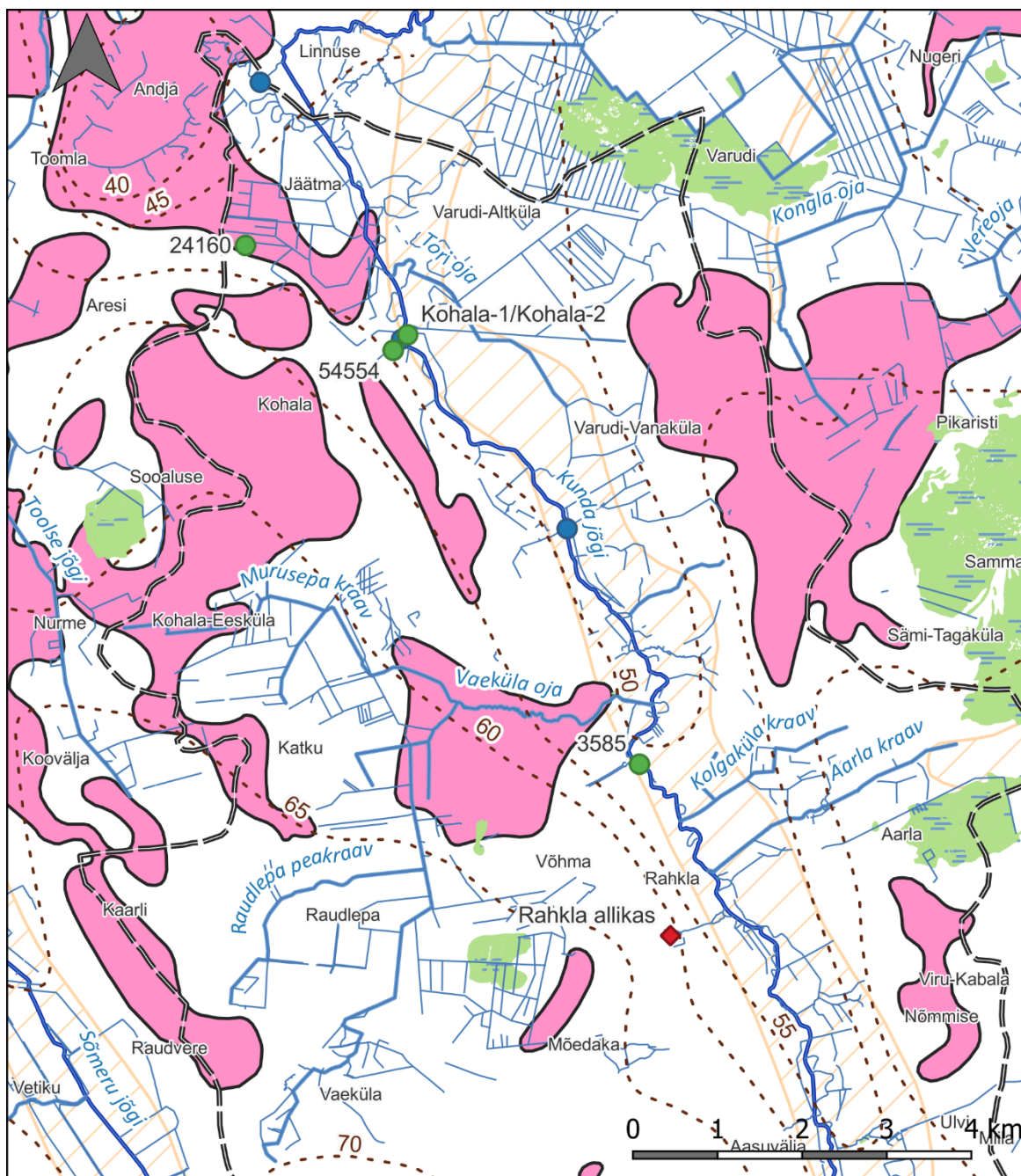
Joonis 2.11. Sõmeru jõe uuringuala pinna- ja põhjavee seirevõrku ning hüdrogeoloogilisi tingimusi kirjeldav kaart. Hüdroisohüpsid pärinevad geoloogiliselt baaskaardilt (Maa-amet 2022) ja kirjeldavad põhjaveetaset maapinnalt esimeses põhjaveekihis. Kaardil esitatud tingmärgid on lahti seletatud joonisel 2.8.

Kunda jõgi

Valgla paikneb Kunda ürgoru mõlemal kaldal, kus avanevad valdavalt Ordoviitsiumi karbonaatkivimid. Uuringuala põhjapiiril Kohala külast ülesvoolu avanevad Kvaternaari setete all ka Kambriumi Kallavare ja Tiskre kihistu liivakivid (Suuroja jt., 2006). Kvaternaari setete paksus uuritaval jõelõigul kasvab ürgorus kuni 40 m, jäädes oru nõlvadel valdavalt vahemikku 5-20 m (Suuroja jt., 2006). Hoolimata pinnakatte suhteliselt suurest paksusest leidub valgla läänepoolisel Pandivere kõrgustikuga seotud küljel ka kaitsmata põhjaveega alasid (Suuroja jt., 2006; joonis 2.12). Need on eelkõige seotud pinnaveevalglat piiritlevate kõvikute asukohtadega.

Kunda ürgoru nõlvadel avanevad lõunast põhja suunas Ülem-Ordoviitsiumi Keila, Haljala, Kukruse ning Kesk-Ordoviitsiumi Uhaku lademe karbonaatkivimid (Suuroja jt., 2006; Maa-amet 2022). Ürgoru põhjas avanevad valdavalt Kesk-Ordoviitsiumi Lasnamäe ja Aseri lademe lubjakivid ja dolomiidistunud lubjakivid. Keila lade on uuringualal esindatud Kahula kihistu savikate lubjakividega, Haljala lademesse kuuluv Kahula kihistu osa aga nõrgalt kuni keskmiselt savika lubjakiviga (Suuroja jt., 2006). Kukruse lademe Viivikonna kihistus esinevad vahelduvad lubjakivid ja merglid kukersiidi vahekihtidega ja Uhaku lademe Kõrgekalda kihistu on esindatud savika lubjakiviga, milles esineb savika kukersiidi vahekihte (Suuroja jt., 2006).

Regionaalne põhjaveetase maapinnalt esimeses aluspõhjalises põhjaveekihis langeb valgla edelast (Pandivere kõrgustiku poolt) ja kagust Kunda jõe suunas (joonis 2.12). Kunda jõe põhjaveevalgla on tõenäoliselt palju suurema pindalaga kui käsitletav pinnaveevalgla (Vainu jt., 2019), kuid ala iseloomustavad põhjavee vaatluspunktid on valitud Kunda jõe vahetusse lähedusse, et saadud tulemused võimaldaksid kõige otsesemalt hinnata põhja- ja pinnavee vastastikmõju.



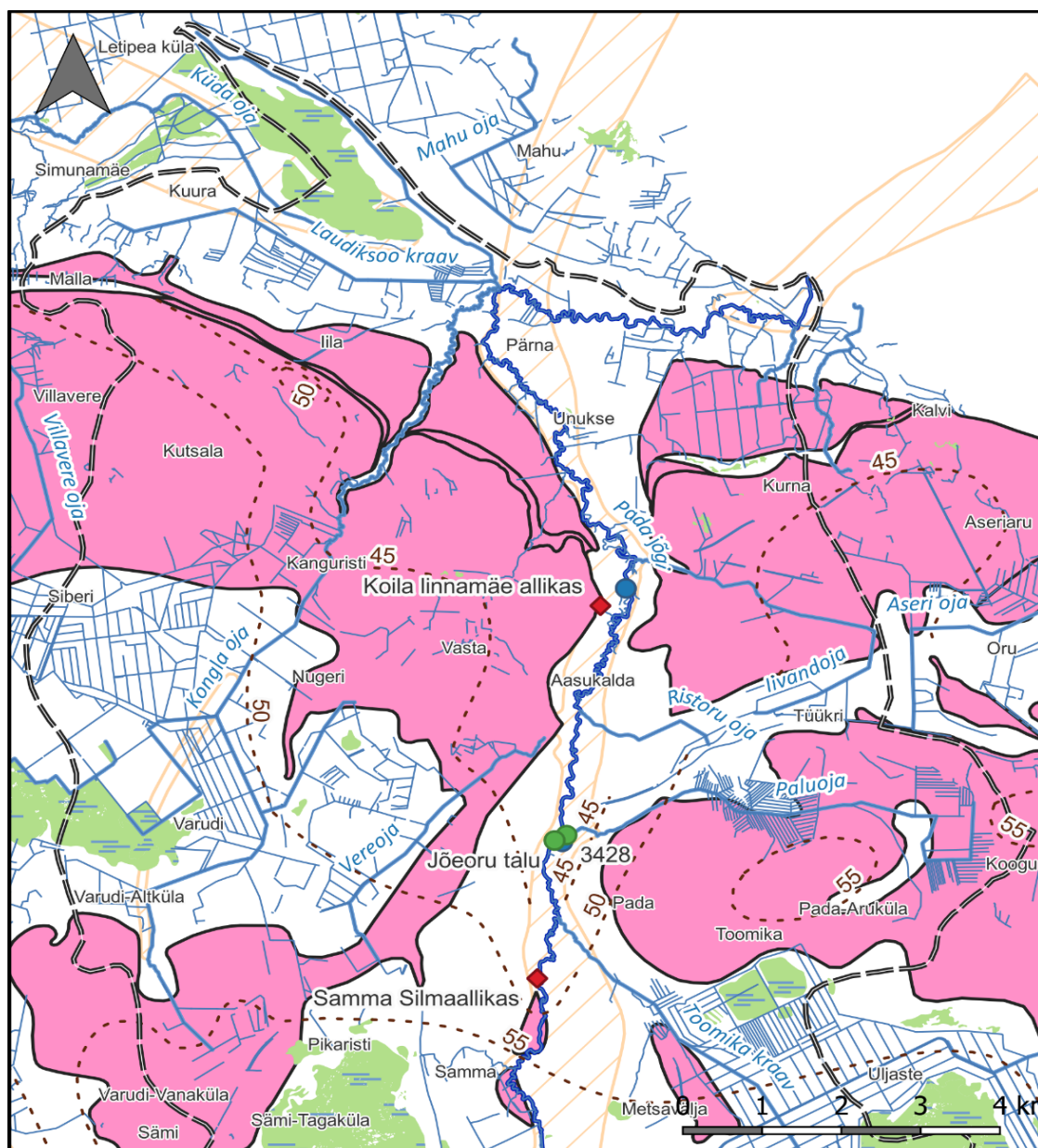
Joonis 2.12. Kunda jõe uuringuala pinna- ja põhjavee seirevõrku ning hüdrogeoloogilisi tingimusi kirjeldav kaart. Hüdroisohüpsid pärinevad geoloogiliselt baaskaardilt (Maa-amet 2022) ja kirjeldavad põhjaveetaset maapinnalt esimeses põhjaveekihis. Kaardil esitatud tingimärgid on lahti seletatud joonisel 2.8.

Pada jõgi

Pada jõe valgla paikneb pinnaveekogumi Pada jõgi Tüükri kraavini (Pada_1) põhjaosas Viru-Nigula vallas Viru-Nigula aleviku ja Samma, Pada, Aasukalda, Tüükri ja Koila külade territooriumil (joonis 2.13). Geoloogiliselt paikneb valgla Pada ürgoru mõlemal kaldal, kus avanevad valdavalt Ordoviitsiumi ladestu karbonaatkivimid ja ürgoru põhjas Kambriumi ladestu Kallavare ja Tiskre kihistu liivakivid (Maa-amet 2020). Kvaternaari setete paksus uuritaval jõelõigul kasvab ürgorus kuni 40 m, jäädes oru nõlvadel valdavalt vahemikku 5-15 m ning kahanedes ürgorust eemaldudes (Suuroja jt., 2007). Ürgorust eemal esineb suure ulatusega kaitsmata põhjaveega alasid (Suuroja jt., 2007; joonis 2.13).

Pada ürgoru nõlvadel avanevad ürgoru suunas Kesk-Ordoviitsiumi Uhaku, Lasnamäe, Aseri, Kunda ja Toila lademe karbonaatkivimid (Suuroja jt., 2007; Maa-amet 2022). Ürgoru sügavamas osas lamavad pinnakatte all Alam-Ordoviitsiumi Leetse, Pakri ning Kambriumi Kallavere ja Tiskre kihistu terrigeensed sette kivimid ning Alam-Kambriumi Lontova kihistu savid (Suuroja jt., 2007; Maa-amet 2022). Uhaku lade on uuringualal esindatud Kõrgekalda kihistu savikate lubjakividega, milles esineb savika kukersiidi vahekihte. Lasnamäe lademe Väo kihistus esinevad keskmise-kuni paksukihilised kohati dolomiidistunud lubjakivid. Aseri ja Kunda lademesse kuuluvad kohati raudoiide sisaldavad lubjakivid.

Regionaalne põhjaveetase maapinnalt esimeses aluspõhjalises põhjaveekihi langeb valgla edela- ja kagu poolt Pada ürgoru suunas (joonis 2.13). Pada jõe põhjaveevalglapiirid ei kattu tõenäoliselt pinnaveevalglapiiridega ja seda eriti sügavamate Ordoviitsiumi-Kambriumi põhjaveekihtide puhul. Ala iseloomustavad põhjavee vaatluspunktid paiknevad vahetult Pada jõe kallastel ja on valitud nii, et saadud tulemused võimaldaksid kõige otsesemalt hinnata põhja- ja pinnavee vastastikmõju.



Joonis 2.13. Pada jõe uuringuala pinna- ja põhjavee seirevõrku ning hüdrogeoloogilisi tingimusi kirjeldav kaart. Hüdroisohüpsid pärinevad geoloogiliselt baaskaardilt (Maa-amet 2022) ja kirjeldavad põhjaveetaset maapinnalt esimeses aluspõhjalises põhjaveekihi. Kaardil esitatud tingimärgid on lahti seletatud joonisel 2.8.

2.1.5 Valglate maakate, maakasutus ja mullastik

Seiratud valglad erinevad üksteisest põllumajandusmaa osakaalu poolest (tabel 2.1), mis moodustab >50% Vohnja, Kihlevere, Põdruse ja Sõmeru valglates ja on <50% Kunda ja Pada jõe valglates. Uuritavaid valglaid iseloomustavad peamised näitajad on esitatud tabelis 2.1. Põllumajandusmaa osakaalud valglates ei ole otseselt võrreldavad, kuna on defineeritud mõnevõrra erinevalt ning iseloomustavad erineva suurusega territooriumi.

Tabel 2.1. Uuritavate valglate üldiseloomustus. Põllumajandusmaa osakaal on arvatud PRIA (2020) järgi valgla suudmesse ning CORINE alusel vooluveekogu suudme poolse seirelävendi tagusele valglale.

Valgla nr.	Valgla	KKR kood	Pindala (km ²)		Põllumajandusmaa osakaal (%)		Seotud põhjaveekogum	Seotud pinnaveekogum
			Suudmes	Seirelävendis	PRIA*	CORINE**		
1	Vohnja	VEE1078600	14,1	12,8	68	91	kogum nr. 13	Loobu_2
2	Kihlevere	VEE1078500	27,5	27,5	52	62,3	kogum nr. 13	Loobu_2
3	Põdruse	VEE1075700	22,9	22,9	57	68	kogum nr. 13	Selja_4
(Visuoja)								
4	Sõmeru	VEE1075600	85,7	56,8	58	71,2	kogum nr. 15	Sõmeru
5	Kunda	VEE1072900	535,9	493,5	34	35,9	kogum nr. 13, 15	Kunda_2
6	Pada	VEE1071900	191,1	115,2	30	34,5	kogum nr. 13	Pada_1

* PRIA toetusõigusliku põllumajandusmaana käsitletakse kasutuses olevat põllumajanduskultuuride ning püsirohumaa või püskikultuuride all olevat maad.

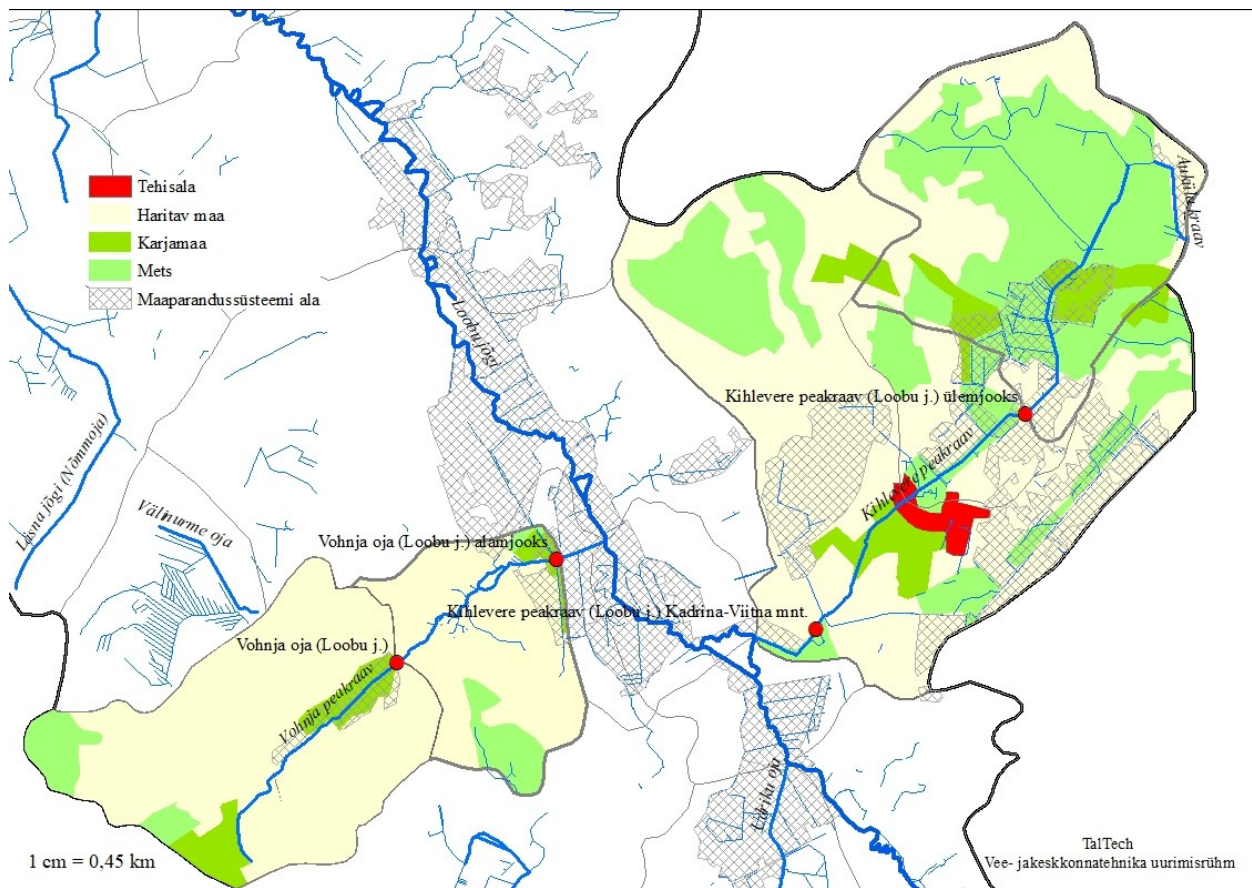
** CORINE põllumajandusmaa sisaldab haritavat maad (põllumaa, mitmeaastased istandikud, kultuurmaad, parandatud heina- ja karjamaad) ning looduslikku rohumaad.

Vohnja oja (VEE1078600)

Vohnja oja valgla pindala alamjooksu seirelävendis on 12,8 km² ning kahe seirelävendi vaheline valgla pindala vaid 4,3 km². 91 % valgla maakattest moodustab põllumajandusmaa ning metsa osakaal on vaid 9%. CORINE alusel arvatud põllumajandusmaa osakaal valglas on oluliselt suurem võrreldes PRIA 2020 kasutuses oleva põllumajandusmaa andemetega (tabel 2.2), mis võib osaliselt olla tingitud ka sellest, et oja alamjooksu seirelävend ei paikne vooluveekogu suudmes. Vohnja oja valglast on maaparandussüsteemiga kaetud vaid väike osa (joonis 2.14).

Tabel 2.2. Vohnja oja seirelävendite taguse valgla CORINE maakate .

CORINE maakate	Vohnja oja (seirepunkt 2)		Vohnja oja (seirepunkt 1)	
	% valgla		% valgla	
	Pindala, km ²	pindalast	Pindala, km ²	pindalast
Haritav maa	7,2	84,0	10,7	83,5
Karjamaa	0,8	9,0	0,9	7,4
Mets	0,6	6,9	1,2	9,1
Kokku	8,5	100	12,8	100



Joonis 2.14. Vohnja oja ja Kihlevere peakraavi CORINE maakate ja kuivendussüsteemid.

Kihlevere peakraav (VEE1078500)

Kihlevere peakraav ja Vohnja oja on Loobu harujõed (joonis 2.14). Kihlevere peakraavi valgla pindala suudme lähedases seirelävendis nr. 3 on 27,5 km². Sellest 62,3% moodustab põllumajandusmaa. CORINE alusel arvatud põllumajandusmaa osakaal valglas on mõnevõrra suurem, kui PRIA 2020 andmetel (tabel 2.3) näitavad. Metsamaana on CORINE alusel defineeritud 36,3% valgla pindalast (tabel 2.3). Peakraavi ülemjooksul paikneva seirelävendi nr. 4 ja alamjooksu lävendi nr. 3 vaheline valgla pindala on 17,7 km². Suur osa põllumajandusmaast kahe seirelävendi vahelisest valglast on kuivendatud.

Tabel 2.3 Kihlevere peakraavi seirelävendite taguse valgla CORINE maakate .

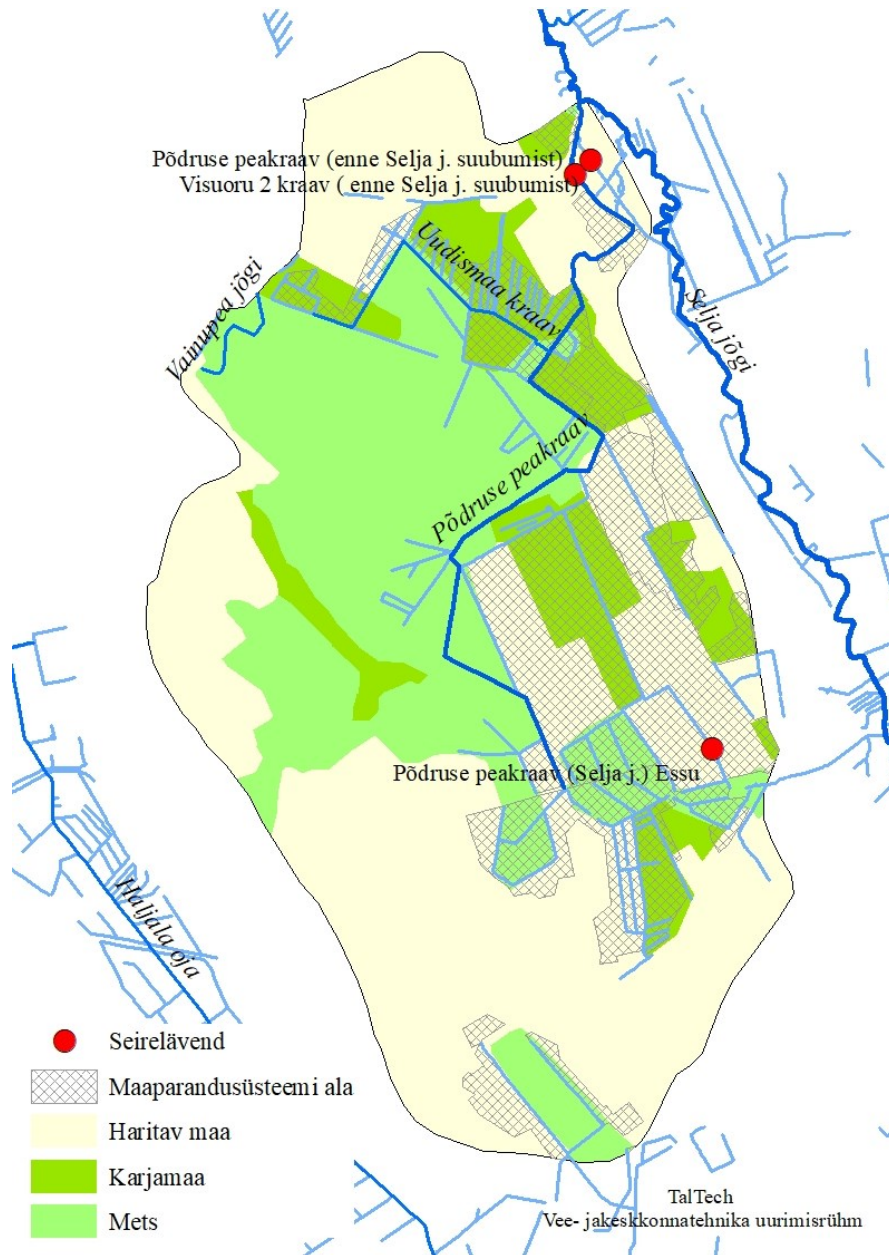
CORINE maakate	Kihlevere (seirepunkt 4)		Kihlevere (seirepunkt 3)	
	Pindala, km ²	% valgla pindalast	Pindala, km ²	% valgla pindalast
Tehisala	-	-	0,4	1,3
Karjamaa	0,9	9,1	1,9	6,8
Haritav maa	3,4	34,5	15,3	55,5
Mets	5,5	56,4	10,0	36,3
Kokku	9.8	100	27.5	100

Põdruse peakraav (Visuoja) (VEE1075700)

Põdruse peakraavi (Visuoja) valgla pindala suudme seirelävendis on 22,9 km², millest põllumajandusmaa all on CORINE alusel 15,6 km² (68%). Ülejäänud osa valglast on metsamaa, mis domineerib Põdruse valgla ülemjooksul (tabel 2.4). Valdav osa põllumajandusmaast peakraavi lähises valgla osas on kuivendatud (joonis 2.15). Pinnaveeseiret tehakse ka Põdruse peakraavi suubuva Visuoru2 kraavi seirelävendis nr. 7 (joonis 2.15). Visuoru2 valgla piiri ei ole õnnestunud piisava usaldusväärsusega täpsustada ja see vajab täiendavat välitööd. Seetõttu ei ole võimalik esitada ka teavet maakatte/maakasutuse kohta selles valglas.

Tabel 2.4 Põdruse peakraavi (Visuoja) valgla CORINE maakate

CORINE maakate	Põdruse pkr. (Visuoja) (seirepunkt 6)	
	Pindala, km ²	% valgla pindalast
Haritav maa	12,3	53,8
Karjamaa	3,3	14,2
Mets	7,3	32,0
Kokku	22,9	100



Joonis 2.15. Põdruse peakraavi (Visuoja) CORINE maakate ja kuivendussüsteemid

Põdruse (Visuoja) peakraavi ülemjooksu seirelävend nr. 5 iseloomustab Essu peakraavi veekvaliteeti (joonis 2.16). Valgla pindala on 0,7 km², millest 77,1% on CORINE alusel põllumajandusmaa (tabel 2.5). Ülejäänud ala on defineeritud metsamaana. Maaparandussüsteemid paiknevad valgla alamjooksu poolses osas. Valgla hõlmab ka tiike Essu mõisas, millest Essu kraav lähtub.



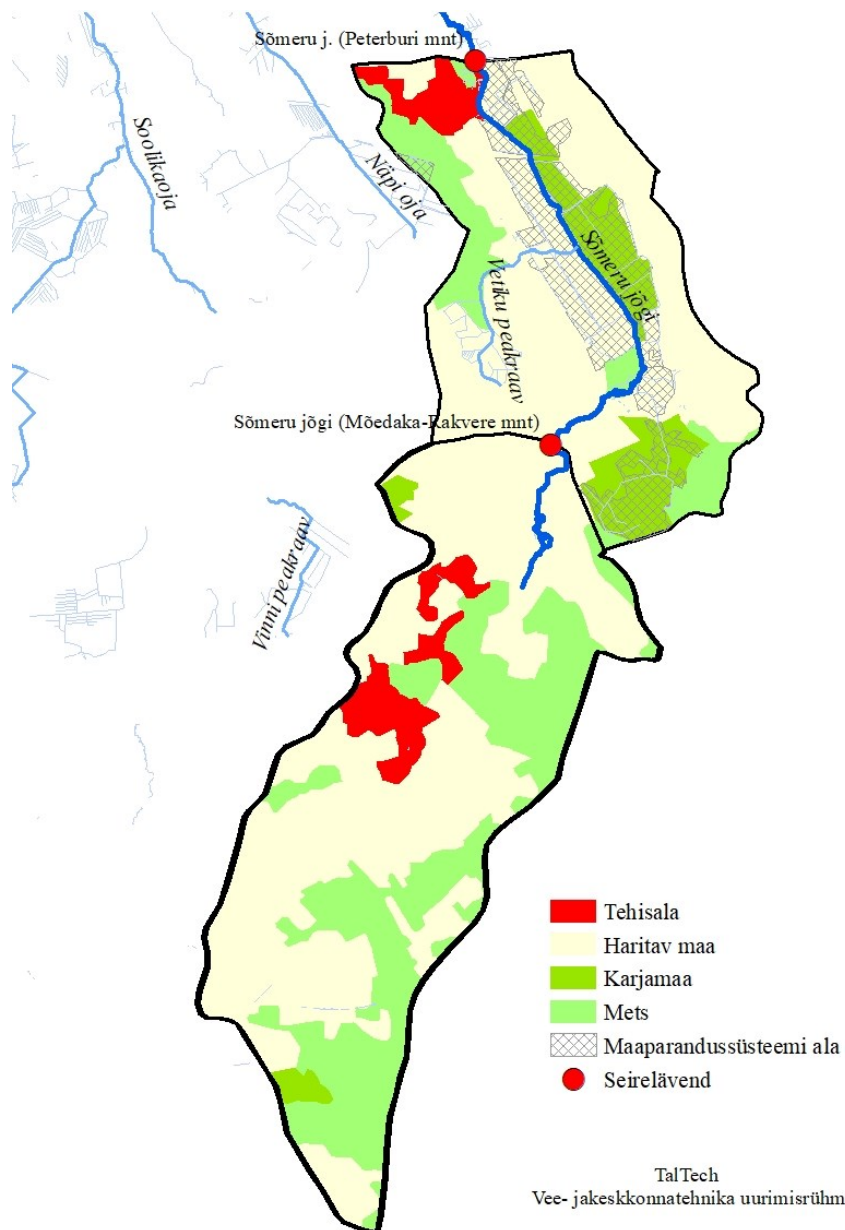
Joonis 2.16. Essu kraavi valgla CORINE maakate ja kuivendussüsteemid

Tabel 2.5. Essu kraavi valgla CORINE maakate

CORINE maakate	Põdruse-Essu pkr. (seirepunkt 5)	
	Pindala, km ²	% valgla pindalast
Haritav maa	0,5	69,5
Karjamaa	0,1	7,3
Mets	0,2	23,2
Kokku	0,7	100

Sõmeru jõgi (VEE1075600)

Sõmeru jõe valgla pindala suudmes on 85,7 km² (tabel 2.1) ning Peterburi mnt. seirelävendi nr. 8 taguse valgla pindala 56,8 km² (joonis 2.17). Viimases on põllumajandusmaa osakaal valgla pindalast 71,2%, mis on oluliselt kõrgem võrreldes põllumajandusmaa osakaaluga kogu Sõmeru jõe valgla, mis on PRIA 2020 alusel 58% (tabelid 2.1 ja 2.6). Sõmeru j. Peterburi mnt. lävendis on tähelepanuväärselt kõrge (5,1%) tehisalade osakaal valgla maakattes.



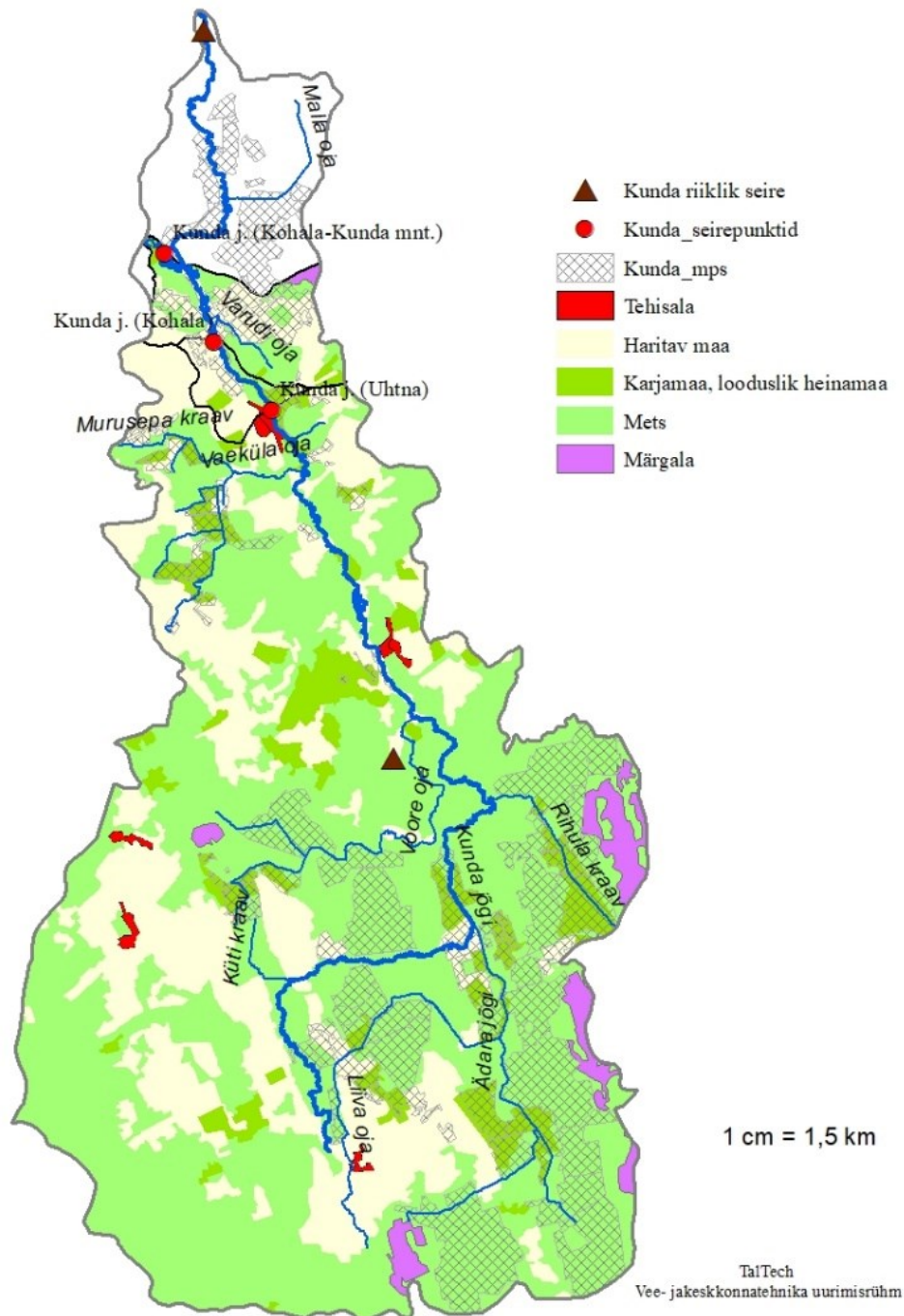
Joonis 2.17. Sõmeru jõe valgla CORINE maakate ja kuivendussüsteemid

Tabel 2.6. Sõmeru jõe valgla CORINE maakate

CORINE maakate	Sõmeru-Mõedaka-Rakvere mnt (seirepunkt 9)		Sõmeru-Peterburi mnt (seirepunkt 8)	
	Pindala, km ²	% valgla pindalast	Pindala, km ²	% valgla pindalast
Tehisala	1,9	5,7	2,9	5,1
Karjamaa	0,5	1,6	4,4	7,8
Haritav maa	20,5	61,1	36,0	63,4
Mets	10,6	31,6	13,5	23,7
Kokku	33,5	100	56,8	100

Kunda jõgi (VEE1072900)

Kunda jõe Uhtna (nr. 10), Kohala (nr. 11) ja Kohala-Kunda mnt. (nr. 12) seirelävendite tagune pindala on vastavalt 468,7, 475,3 ja 493,5 km². Seireala suurus on seega 24,8 km², mis moodustab kogu Kunda valglast Kohala-Kunda mnt. seirelävendis 5 %. Põllumajandusmaa on valdavalt koondunud jõe ülemjooksule, aga ka kolme seirelävendi vahelisele alale (joonis 2.18). Suurem osa Kunda j. valgla ülemjooksu maaparandussüsteemidest paikneb metsamaal, uuritava alal siiski ka põllumajandusmaal.



Joonis 2.18. Kunda jõe CORINE maakate ja maaparandussüsteemide paiknemine.

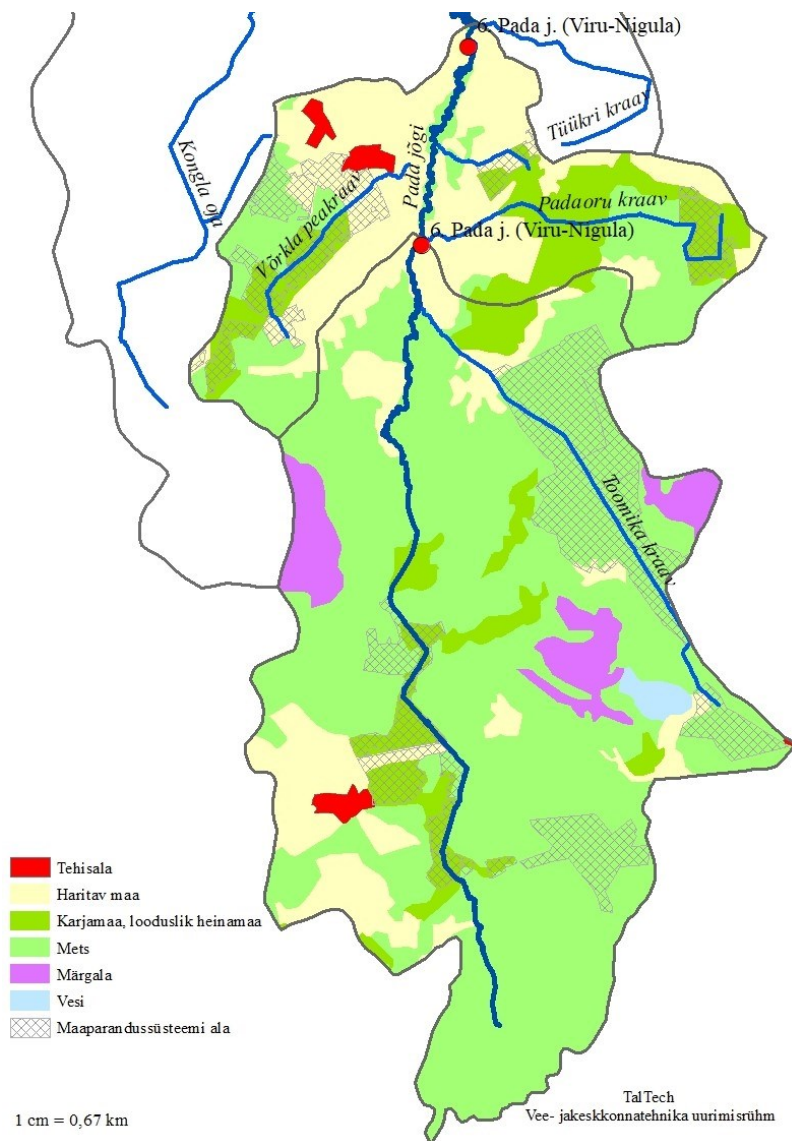
Haritava maa osakaal allavoolu paiknevate seirelävendite valglates mõnevõrra kasvab, moodustades 27,7% valgla pindalast (tabel 2.7). Muude maakattetüüpide osakaalus suuremaid muutusi aset ei leia. Märgalade osakaal valgla pindalast on väga väike (2,2%).

Tabel 2.7. Kunda seirelävendite taguse valgla CORINE maakate

CORINE maakate	Kunda-Uhtna		Kunda-Kohala		Kohala-Kunda mnt	
	Pindala, km ²	% valgla pindalast	Pindala, km ²	% valgla pindalast	Pindala, km ²	% valgla pindalast
Tehisala	2,4	0,5	2,6	0,5	2,6	0,5
Karjamaa ja looduslik rohumaa	38,1	8,1	39,6	8,3	40,7	8,2
Haritav maa	123,2	26,3	127,5	26,8	136,9	27,7
Mets	294,5	62,8	295,2	62,1	302,4	61,3
Märgala	10,5	2,2	10,5	2,2	10,9	2,2
Kokku	468,7	100	475,3	100	493,5	100

Pada jõgi (VEE1071900)

Pada jõe Padaoru (seirepunkt nr. 14) ja Viru-Nigula (nr. 15) lävendite tagune pindala on vastavalt 83,8 ja 115,2 km². Seireala suurus on seega 31,3 km², mis moodustab kogu Pada valglast Viru-Nigula seirelävendis 37,4%. Põllumajandusmaa on valdavalt koondunud jõe ülemjooksule ning kahe seirelävendi vahelisele alale (joonis 2.19). Suurem osa Pada j. valgla maaparandussüsteemidest paikneb metsamaal.



Joonis 2.19. Pada jõe CORINE maakate ja maaparandussüsteemide paiknemine.

Põllumajandusmaa (haritav maa+looduslik rohumaa) pindala seirealal on 22,3 km² (tabel 2.8), mis moodustab 56 % kogu Pada jõe valgla pindalast ning 71% uuritava valgla pindalast. Metsamaa osakaal Pada j. valgla langeb 72,3 protsendilt Padaoru lävendis 60 protsendini Viru-Nigula lävendis.

Tabel 2.8. Pada jõe seirelävendite taguse valgla CORINE maakate

CORINE maakate	Padaoru (seirepunkt 14)		Viru-Nigula (seirepunkt 15)	
	Pindala, km ²	% valgla pindalast	Pindala, km ²	% valgla pindalast
Tehisala	0,4	0,5	1,0	0,9
Karjamaa ja looduslik rohumaa	6,4	7,7	14,0	12,2
Haritav maa	11,0	13,1	25,7	22,3
Mets	60,6	72,3	69,1	60,0
Märgala	4,7	5,6	4,7	4,0
Vesi	0,7	0,8	0,7	0,6
Kokku	83,8	100	115,2	100

Muldade jaotuse leidmiseks valglates ja nendega seotud pinnaveekogumites kasutati Maa-ameti mullakaardi edasiarendust (Kmooh jt., 2021), mille kirjed klassifitseeriti mulla tüübi alusel kolme rühma (savirikkad mullad, liivarikkad mullad ja turvasmullad; joonis 2.20). Selle põhjal esinevad Sõmeru, Kihlevere ja Vohnja valglates valdavalt savirikkad mullad (66–82% valgla pindalast; tabel 2.9) ning turvasmulade osakaal on 9–18% ja liivarikastel muldadel 0,2–18% valgla pindalast. Mõnevõrra vähesemal määral esineb savirikkaid muldi Põdruse valglas (44%). Pada valgas esineb liivarikkaid muldi (41%), savirikkaid muldi (31%) ja turvasmuldi (28%) pindalaliselt ligikaudu võrdselt. Kunda valglas domineerivad liivmullad (48%) ning turvas- ja savirikaste muldade osakaal on vastavalt 23% ja 28%.

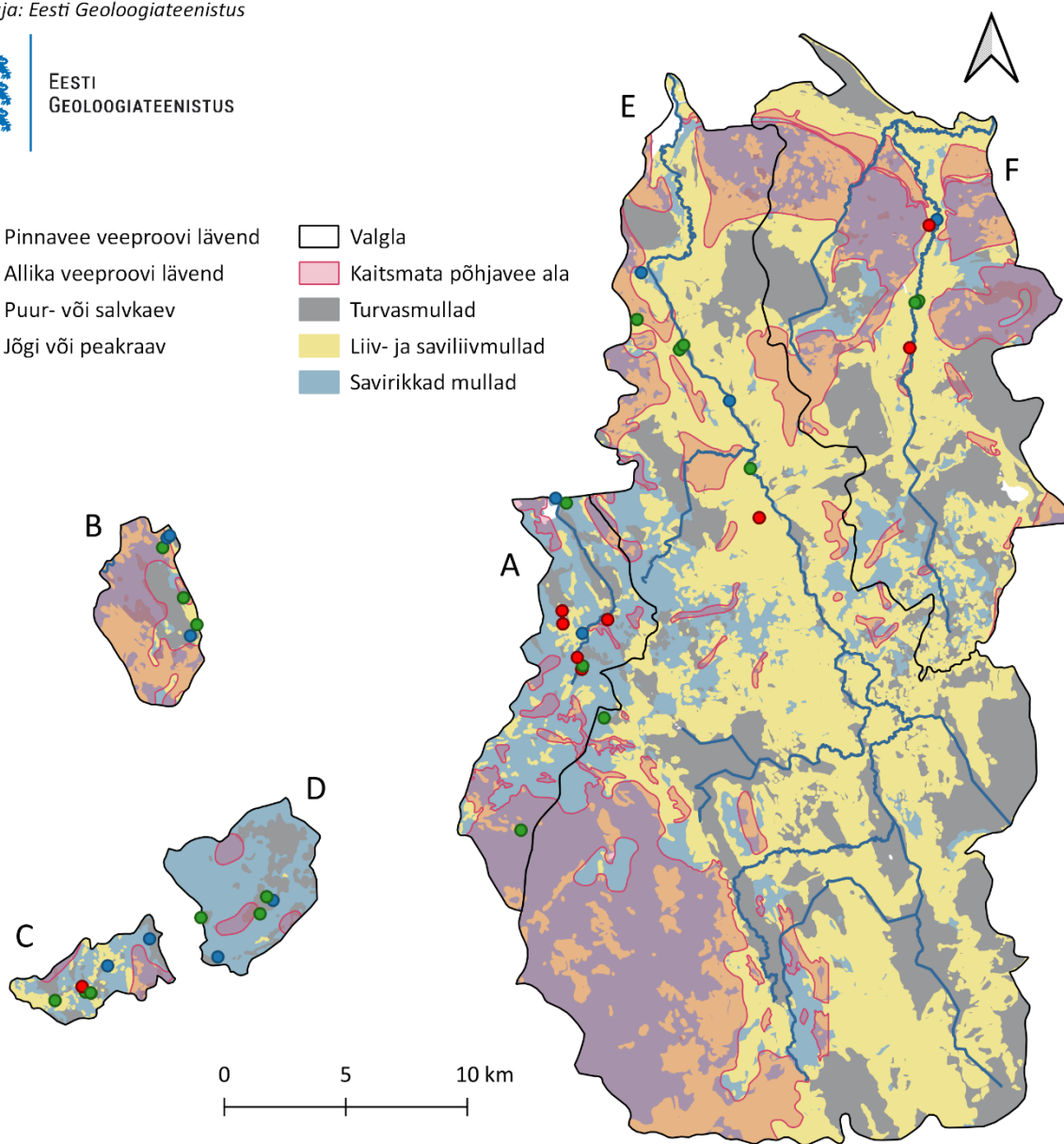
Tabel 2.9. Muldade ja kaitsmata põhjavee alade protsentuaalne jaotumine valglates ja nendega seotud pinnaveekogumites

Valgla	Turvasmullad		Savirikkad mullad		Liivmullad		Kaitsmata põhjaveega ala	
	Pindala, km ²	% valgla pindalast	Pindala, km ²	% valgla pindalast	Pindala, km ²	% valgla pindalast	Pindala, km ²	% valgla pindalast
Kihlevere	4,9	17,9	22,5	81,8	0,1	0,2	2,7	9,8
Kunda	123,8	23,2	149,7	28,1	255,5	47,9	145,4	27,3
Pada	53,0	27,5	60,3	31,2	78,5	40,6	60,6	31,3
Põdruse	4,7	20,5	10,1	44,4	7,4	32,5	16,9	73,9
Sõmeru	4,8	8,3	45,3	78,7	6,6	11,5	16,7	29,0
Vohnja	2,2	15,4	9,4	66,4	2,5	17,9	2,4	16,7



EESTI
GEOLOOGIATEENISTUS

- Pinnavee veeproovi lävend
- Allika veeproovi lävend
- Puur- või salvkaev
- Jõgi või peakraav
- Valgla
- Kaitsmata põhjavee ala
- Turvasmullad
- Liiv- ja saviliivmullad
- Savirikkad mullad



Joonis 2.20. Mullarühmade jaotumine seiratud valglates ja nendega seotud pinnaveekogumites - Sõmeru (A), Põdruse (B), Vohnja (C), Kihlevere (D), Kunda (E) ja Pada (F)

2.2 Põhjavee- ja pinnaveekogumite seisund uuringualal

Tegevuse C10 veeuuringutega on seotud järgmised vooluveekogumid:

1. Loobu jõgi Udriku ojust suudmeni (Loobu_2; 1077900_2);
2. Selja jõgi Varangu mnt sillast suudmeni (Selja_4; 1074600_4);
3. Sõmeru jõgi (Sõmeru; 1075600_1);
6. Kunda Anguse jõest Kunda Jaama tn sillani (Kunda_2; 1072900_2);
7. Pada lähtest livandojani (Pada_1; 1071900_1).

Kõigi viie uuringualaga seotud vooluveekogumi seisund oli 2020. aasta koondhinnangu põhjal kas kesine või halb (tabel 2.10).

Tabel 2.10. Uuringualaga seotud vooluveekogude seisund (KAUR 2021)

Pinnaveekogum	ÖSE 2020	Halvema kui hea seisundi elemendid ÖSE 2020	Halvema kui hea seisundi näitajad ÖSE 2020	KESE 2020	Halvema kui hea seisundi näitajad KESE 2020	Koond-seisund 2020
Loobu_2	kesine	KALA	paisud	hea		kesine
Selja_4	kesine	FYKE	N-üld*	halb	Hg kalas	halb
Sõmeru	kesine	FYKE, KALA	N-üld, JKI**	hindamata		kesine
Kunda_2	halb	KALA	paisud	hindamata		halb
Pada_1	kesine	KALA	paisud	hindamata		kesine

* Selja_4 kogumis on probleemide põhjustajatenä välja toodud allavoolu kanduv põllumajanduse hajureostus, Rakvere linna heitvee reostus ning jääkreostus

** Sõmeru kogumis on probleemide põhjustajatenä välja toodud reostunud põhjavesi, põllumajanduse hajureostus, jõesärgi muutmine ning Rägavere kalapääsu ebaselge efektiivsus

Lühendid:

ÖSE – Pinnaveekogumi ökoloogiline seisundi hinnang 2010–2019 seire ja uuringute tulemuste põhjal. Kajastab elustiku, hüdro-morfoloogia, füüsikalise-keemiliste elementide ja vesikonnaspetsiifiliste saasteainete olukorda veekogus

KESE – Pinnaveekogumi keemilise seisundi vahehindang 2010–2019 seire ja uuringute tulemuste põhjal, kajastab keskkonnaministri 24.07.2019 määruses nr 28 §2 toodud ohtlike ainete sisaldust pinnavees, settes ja/või elustikus

JKI – jõgede kalastiku indeks, mis arvutatakse tüübiomaduste liikide ja indikaatorliikide järgi

FYKE - füüsikalise- keemilised kvaliteedinäitajad

KALA - kalastik

Nüld – üldläämmastik

Põhjaveest sõltuvate vooluveekogumite ökoloogilise seisundi kvaliteedielementidest saab otseselt põhjavee keemilise kvaliteediga siduda füüsikalisi-keemilisi kvaliteedielemente (toitained, peamiselt P_{üld} ja N_{üld}) ja vesikonna spetsiifilisi saasteained (ohtlikud ained). Vaatlusalustest vooluveekogumitest on veekvaliteedi tõttu mitteheas seisundis Selja_4 ja Sõmeru kogumid, kus mitte head seisundit põhjustab N_{üld}. Mõlema veekogumi puhul on lämmastiku allikana nimetatud põllumajanduse hajureostust, Selja jões ka heitvee koormust ja Sõmerus reostunud põhjavett.

Mittehead ökoloogilist seisundit põhjustab uuringuala vooluveekogumites ka kalastiku element (KALA). Kalastiku element on uuringualal peamiselt seotud kalade rände takistustega (paisud). Keemilist seisundit (KESE) on uuringualal hinnatud vaid Loobu_2 ja Selja_4 vooluveekogumites. Nendest Selja_4 on halvas seisundis, halva seisundi näitajana on välja toodud elavhõbeda leiud kaladelt võetud proovides.

Uuritud pinnaveekogumite seisund on viimase seitsme aasta jooksul pigem halvenenud, näiteks Selja_4 kogumis on KESE seisund muutunud kesisest halvaks. Vooluveekogumite puhul võib seisundi halvenemine olla näiline ja seotud ajas kasvava uurituse tasemega. Kogumite suure arvu tõttu on seniajani paljude kogumite keemiline seisund hindamata. Kunda_2 kogumi puhul on seisundi halvenemine tingitud probleemidest kalade rändetakistustega.

Põhjaveekogumitest on uuritavad valglad seotud kahe kogumiga:

1. Siluri–Ordoviitsiumi põhjaveekogum Ida-Eesti vesikonnas (põhjaveekogum nr. 13);
2. Siluri-Ordoviitsiumi Pandivere põhjaveekogum Ida-Eesti vesikonnas (põhjaveekogum nr. 15).

Põhjaveekogumi nr. 13 keemiline seisund on 2020. aasta seisuga hinnatud heaks; põhjaveekogum nr. 15 on aga halvas keemilises seisundis (Marandi jt., 2020).

Põhjaveekogumi nr. 15 halb keemiline seisund tuleneb asjaolust, et põhjaveekogumiga seotud pinnaveekogumite Selja_3 ja Põltsamaa_1 mitte head seisundit põhjustavad kõrged toitainete sisaldused võivad pärineda põhjaveest. Nendele vooluveekogumitele põhjaveekogumite seires kõige lähemal paiknevates seirekaevudes on nitraatide sisaldus piisavalt suur, et põhjavee väljavool võib põhjustada pinnavee mittehead seisundit. Uuringualaga otseselt seotud Selja_4 vooluveekogumile lähimas põhjaveeseire puurkaevus katastri numbriga 3693 on NO₃ sisaldus olnud väiksem (Marandi jt., 2020). Sõmeru vooluveekogumi kesise seisundi põhjusena ei olnud põhjaveekogumite hindamise ajal toiteainete sisaldust välja toodud ja nende pärinemist põhjaveest ei analüüsitud.

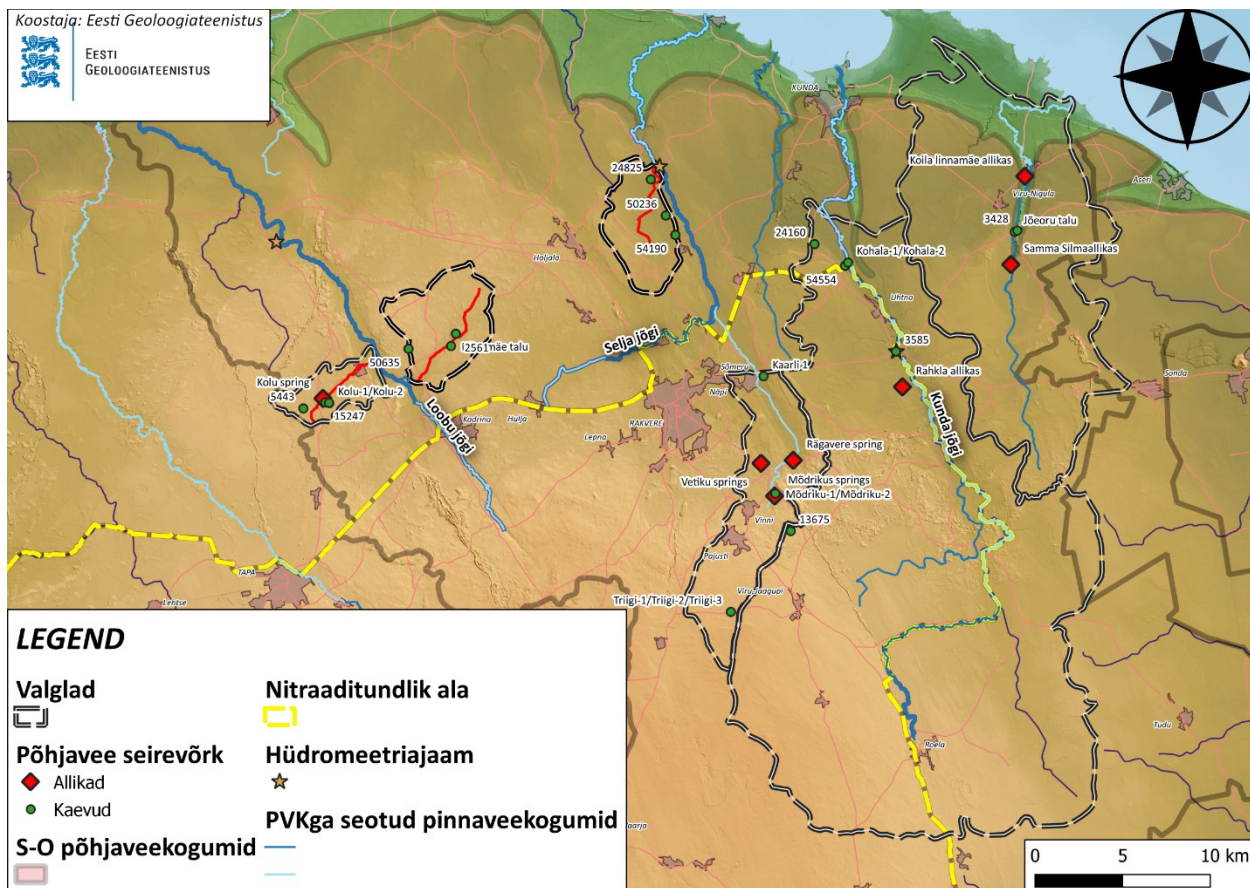
Kokkuvõtvalt näitavad uuringuala vooluvee- ja põhjaveekogumite seisundihinnangud, et suured toitainete koormused on olulisteks Selja_4 ning Sõmeru vooluveekogumite mittehead seisundit mõjutavateks teguriteks. Allpool on vaadeldud pilootalade seireandmeid ning analüüsist selgub et, suured toitainete sisaldused iseloomustavad ka nende valgate pinna- ja põhjavett, mis kuuluvad kogumite koosseisu, kus toitainete sisaldused pole praeguse kogumite seire tulemuste järgi mittehea seisundi põhjustajaks (tabel 2.10).

3. Seire metoodika ja andmed

3.1. Seirevõrk

Valglate põhjavee seirevõrk koosneb 33 proovipunktist (tarbekaevud, uuringukaevud ja allikad; tabel 3.1). Proovipunktide paiknemine on esitatud joonisel 3.1. Võimalusel on valgla seirevõrk üles ehitatud nii, et proovipunktid paikneksid võimalikest põllumajanduslikest koormusallikatest (põllumaa, loomapidamishooned) nii üles- kui allavoolu. Samuti on põhjavee seirepunktide asukoha valikul arvestatud pinnavee seirelävendite paiknemise ning pinnaveevalglate piiridega (vt ka peatükk 2.1.4). Antud kriteeriumite ja sissejuhatuses kirjeldatud uuringu eesmärkide täitmiseks rajati 2020. aastal 10 uut uuringukaevu Vohnja, Sõmeru ja Kunda valglatesse (tabel 3.1).

Põhjavee proovivõtt toimus neli korda aastas. Veeproovid võeti põhjavee keemilise koostise üldanalüüsiks (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^- , K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , $\text{Fe}_{\text{üld}}$, pH, PHT_{Mn} , SiO_2 , vaba CO_2 , PO_4^{3-} , üldkaredus, kuivjääk, värvus, läbipaistvus, Fe^{2+} , F^- , Mn^{2+} , $\text{N}_{\text{üld}}$, $\text{P}_{\text{üld}}$, hägusus, lõhn) ja neid analüüsiti Eesti Keskkonnauuringute Keskuse OÜ (EKUK) laboris. Põhjavee väliparameetrid (pH, temperatuur, lahustunud hapnik, elektrijuhtivus) määrati proovivõtul WTW Multi 3630 ja YSI Pro Plus nr 19L101721 multimeetritega. Vee isotoopkoostise analüüsid ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) viidi läbi Läti Ülikooli Geoloogiliste protsesside uurimis- ja modelleerimise keskuses kasutades laser-spektroskoopia meetodit (Picarro L2130-i). Kaks korda seireperioodi jooksul (kõrgveeperioodil 2021. aasta aprillis ja madalveeperioodil 2021. aasta septembris) võeti veeproovid põhjavee pestitsiidijääkide ja ravimijääkide analüüsiks EKUKi laboris (tabel 3.1). Lisaks võeti neljast põhjavee seirepunktist (Mõdriku hiieallikad ja Rägavere allikas Sõmeru valglas; Rahkla allikas Kunda valglas ja Koila Linnamäe allikas Pada valglas; tabel 3.1) veeproove koos pinnaveeseirega 12 korda aastas järgmiste näitajate analüüsiks TTÜ Veekeemia laboris - $\text{N}_{\text{üld}}$, $\text{P}_{\text{üld}}$, $\text{PO}_4\text{-P}$, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$, SO_4 , Cl, BHT, KHT, pH, temperatuur, elektrijuhtivus ja lahustunud hapnik.



Joonis 3.1. Põhjaveeseire proovipunktid Viru alamvesikonnas. Proovipunkti nimetusele vastav muu info on esitatud tabelis 3.1. S-O põhjaveekogumid – Siluri-Ordoviitsiumi põhjaveekogumid; PVKga seotud pinnaveekogumid – põhjaveekogumitest sõltuvad vooluveeökosüsteemid (TLÜ ökoloogia instituut, 2015).

Tabel 3.1 Põhjaveeseire proovipunkte kirjeldav info. * - taimekaitsevahendite ja ravimijääkide analüüside proovipunktid 2021. aastal; ** - proovipunktid, mida seirati sagedusega 12 korda aastas. Numbrivahemik kaevu tüübi järel kirjeldab selle liigitust sügavuse järgi.

Nr	Kood	Nimetus	X	Y	Valgla	Tüüp
1	SJA4579000 */**	Rahkla allikas (veeproovi lävend)	647750	6582757	Kunda	Allika veeproovi lävend
2	PRK005455 4*	Kohala küla	643874	6589404	Kunda	Tarbepuurkaev (15-30)

Nr	Kood	Nimetus	X	Y	Valgla	Tüüp
3	PRK002416 0*	Jäätma küla, Türkeli maaüksus	642127	6590642	Kunda	Tarbepuurkaev (15-30)
4	PRK006225 7*	Kohala-1	644044	6589586	Kunda	uus puurkaev (5-15)
5	PRK006224 1*	Kohala-2	644044	6589588	Kunda	uus puurkaev (15-30)
6	PRK000358 5*	Sämi küla	646785	6584516	Kunda	Uuringupuurkaev (5-15)
7	SJB1034000 *	Kolu allikad	614049	6581831	Loobu	Allikas
8	PRK005063 5*	Hõbeda küla, Valgejõe	618938	6584666	Loobu	Tarbepuurkaev (15-30)
9	PRK000544 3*	Ohpalu k., Sarapiku 4- krt. elamu	612931	6581259	Loobu	Tarbepuurkaev (15-30)
10	SJB3734000 *	Niinemäe talud	621368	6584823	Loobu	Tarbepuurkaev (15-30)
11	PRK000256 1*	Kihlevere k., Mäeotsa talud	621657	6585527	Loobu	Tarbepuurkaev (15-30)
12	PRK001524 7*	Vaiatu k., Heinrichsho- fi kinnistu	614186	6581607	Loobu	Tarbepuurkaev (5-15)
13	PRK006225 5*	Kolu-1	614400	6581500	Loobu	uus puurkaev (15-30)
14	PRK006224 8*	Kolu-2	614396	6581498	Loobu	uus puurkaev (30-75)
15	1646174140 *	Samma Silmaallikas	653344	6589476	Pada	Allika veeproovi ja vooluhulga lävend

Nr	Kood	Nimetus	X	Y	Valgla	Tüüp
16	SJA8182000 */**	Koila linnamäe allikas	654142	6594514	Pada	Allika veeproovi ja vooluhulga lävend
17	SJB3731000 *	Jõeoru talu	653563	6591341	Pada	salvkaev
18	PRK000342 8	Pada oru põhjas, Oru maaüksus	653722	6591464	Pada	salvkaev
19	PRK005023 6*	Essu küla, Lepa maaüksus	633634	6592275	Selja	Tarbepuurkaev (15-30)
20	PRK002482 5*	Varangu küla, Seltsimaja maaüksus	632777	6594337	Selja	Tarbepuurkaev (5-15)
21	PRK005419 0*	Essu küla, Tammispea tee 11b	634182	6591164	Selja	Tarbepuurkaev (15-30)
22	PRK001367 5*	Vinni vald, Mõdriku küla	640769	6574260	Sõmeru	Tarbepuurkaev (15-30)
23	SJA7412000 **	Mõdriku hiieallikate vooluhulga lävend	639668	6576781	Sõmeru	Allika vooluhulga lävend
24	SJB3732000 *	Mõdriku hiieallikad (veeproovi lävend)	639850	6576262	Sõmeru	Allika veeproovi lävend
25	SJA8045000 */**	Rägavere allikas (veeproovi lävend)	641030	6578523	Sõmeru	Allika veeproovi lävend

Nr	Kood	Nimetus	X	Y	Valgla	Tüüp
26	SJB3733000	Vetiku Söeoru allikad (vooluhulga lävend)	639044	6578662	Sõmeru	Allika vooluhulga lävend
27	SJA8179000 *	Vetiku Söeoru allikad (veeproovi lävend)	639158	6578361	Sõmeru	Allika veeproovi lävend
28	PRK006224 2*	Kaarli-1	639218	6583093	Sõmeru	uus puurkaev (5-15)
29	PRK006223 8*	Mõdriku-1	639888	6576400	Sõmeru	uus puurkaev (15-30)
30	PRK006224 9*	Mõdriku-2	639891	6576400	Sõmeru	uus puurkaev (30-75)
31	PRK006225 3*	Triigi-1	637351	6569641	Sõmeru	uus puurkaev (5-15)
32	PRK006225 0*	Triigi-2	637349	6569643	Sõmeru	uus puurkaev (15-30)
33	PRK006224 3*	Triigi-3	637352	6569643	Sõmeru	uus puurkaev (30-75)

Vooluveekogude füüsikalise-keemiliste näitajate seirega alustati 2019. aasta aprillis ja seda tehati kuue jõe (Vohnja oja (VEE1078600) ja Kihlevere peakraav (VEE1078500) Loobu jõe vesikonnas, Põdruse pkr. (Visuoja) (VEE1075700) ja Visuoru pkr. ning Sõmeru j. (VEE1075600) Selja j. vesikonnas, Kunda (VEE1072900) ja Pada (VEE1071900) 14 lävendis põllumajanduslikest koormusallikatest üles- ja allavoolu (joonis 2.1; tabel 3.2). Punkti SJB3498000 Kihlevere peakraav: ülemjooks lävendi asukohta muudeti kopra paisutuse tõttu, alates 2021. aasta märtsist võetakse proove uuest punktist 301680232 Kihlevere peakraav: Kihlevere küla.

Pinnavee seire sagedus oli 12 korda aastas. Valitud lävendites koguti veeproovid füüsikalise-keemiliste põhinäitajate (Nüld, Püld, PO₄, ammoonium, nitraadid, BHT, KHT, pH, temperatuur, elektrijuhtivus ja

hapnik) analüüsiks TTÜ Veekeemia laboris. Kuues seirelävendis (tabelis 3.2 märgitud tärniga) koguti 4 korda aastas veeproove taimekaitsevahendite sisalduse selgitamiseks EKUK laboris. Kaks korda aastas, koguti kuues lävendis (tabelis 3.2 märgitud tärniga) veeproove ravimijääkide sisalduse analüüsiks, mis tehakse Soome Keskkonnainstituudi (SYKE) laboris.

Vooluhulka mõõdeti 2019. aasta kevadest alates proovivõtu päevadel kolmes lävendis (Vohnja oja alamjooks (SJB3510000), Kihlevere pkr - Kadrina-Viitna mnt (SJB3496000) ning Põdruse pkr –Varangu (SJB3502000)). 2021. a. märtsis alustati ka igakuiste vooluhulga mõõtmistega Sõmeru j. Sõmeru lävendis (XY: 6582303.68, 639157.28) ning Pada jõe Unukse lävendis (XY: 6596303.70, 653794.16).

Projekti käigus kogutud põhja- ja pinnavee seire andmed on esitatud lisades 1 ja 2. Lisa 3 käsitleb taimekaitsevahendite analüüsimeetodeid ja määramispiire EKUKi laboris. Taimekaitsevahendite ja ravimijääkide seire andmed põhjavees on esitatud lisas 4. Pinnavee vastavad andmed on esitatud lisades 5 ja 6. Lisas 7 on kirjeldatud Leitud taimekaitsevahendite toimeliiki, keskkonnaohtlikkust, omadusi ja turulelubatavust.

Tabel 3.2. Pinnaveeuuringu seirekohad. Tärniga tähistatud seirejaamade koordinaadid erinevad mõnevõrra seirelävendi koordinaatidest. Neid jaamu on kasutatud andmete Keskkonnaseire Infosüsteemi kandmiseks ning seejuures on andmete külge lisatud täpsed seirelävendi koordinaadid.

Seirejaam	Seirelävend ja seirejaama kood	Veekogum	X	Y	Ohtlikud ained	Ravimijäägid	Vooluhulga mõõtmine
2	Vohnja oja ülemjooks (SJA2287000*)	1077900_2	6 582 687,980	615100,84			
1	Vohnja oja alamjooks (SJB3510000)	1077900_2	6 583 798,320	616 818,077	*	*	*
4	Kihlevere peakraav - ülemjooks (SJB3498000)	1077900_2	6 585 374,810	621 897,338			
3	Kihlevere peakraav – Kadrina-Viitna mnt (SJB3496000)	1077900_2	6 583 049,939	619 628,655	*	*	*
	Kihlevere peakraav: Kihlevere küla (301680232)	1077900_2	6 584 427,97	620 563,14			
5	Põdruse peakraav ülemjooks (SJB3501000)	1074600_4	6 590 705,806	633 916,750			
6	Põdruse pkr - Varangu (SJB3502000)	1074600_4	6 594 730,834	632 953,981	*	*	*
7	Visuoru 2 kraav - Varangu (SJB3509000)	1074600_4	6 594 832,189	633 063,856			*
8	Sõmeru jõgi - Peterburi mnt (SJA9092000)	1075600_1	6 583 286,488	638 783,083			
9	Sõmeru jõgi - Mõedaka-Rakvere mnt (SJA4081000)	1075600_1	6 577 735,705	639 875,365	*	*	
10	Kunda jõgi Uhtna (SJA1210000)	1072900_2	6 587 305,489	645 927,139			
11	Kunda jõgi Kohala (SJA2095000*)	1072900_2	6 589 602,288	643 982,518			
12	Kunda jõgi - Kohala-Kunda mnt (SJA9031000)	1072900_2	6 592 571,302	642 304,785	*	*	
13	Pada jõgi Padaorg (SJA2140000*)	1071900_1	6 591 320,305	653 659,876			
14	Pada jõgi - Viru-Nigula-Aseri mnt (SJA5147000)	1071900_1	6 594 748,668	654 462,804	*	*	

3.2 Baasäravoolu hindamine

Baasäravool on see osa jõe koguäravoolust, mis kujuneb peamiselt põhjavee äravoolu, aga ka teiste pika viibeaja ja puhvervusvõimega vooluteede (nt sood ja järved) arvelt. Baasäravoolu suhteline osakaal on suurem perioodidel kui pikka aega ei saja vihma ega sula lund. Ülejäänud osa koguäravoolust nimetatakse otseäravooluks, mis moodustub peamiselt sademesündmuste ja lumesula põhjustatud pindmise ja vaheäravoolu arvelt.

Baasäravoolu hindamine viidi läbi Loobu, Selja ja Kunda jõel paiknevate hüdromeetriaamade andmete põhjal, kus on olemas pikad päevase äravoolu andmete aegread. Selleks kasutati kolme erinevat hüdrooloogilist mudelit, mis lubab erinevate meetodite abil saadud hinnanguid omavahel võrrelda.

Baasäravoolu eraldamine ja baasäravooluindeksi (BFI) arvutamine viidi esmalt läbi Ladson jt. (2013) järgi kasutades Lyne ja Hollick (1979) rekursiivse filtri meetodit (valem nr. 1 ja 2) ja XLKarst tarkvara (BRGM, 2022).

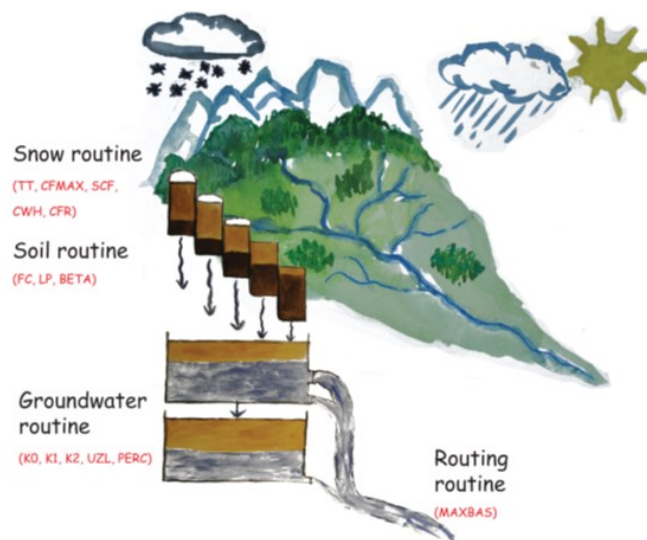
$$q_f(i) = \begin{cases} \alpha q_f(i-1) + \frac{1+\alpha}{2}[q(i) - q(i-1)] & \text{kui } q_f(i) > 0 \\ 0 & \text{kui } q_f < 0 \end{cases} \quad (1)$$

$$q_b(i) = q(i) - q_f(i) \quad (2)$$

kus $q_f(i)$ on otseäravool ööpäevas i ; $q_b(i)$ on baasäravool ööpäevas i ; $q(i)$ on koguäravool ööpäevas i ; ja α on filtri parameeter (Ladson jt. järgi 0.91).

Filtermeetodi puuduseks on selle nõrk seotus tegelike füüsikaliste protsessidega. Teisalt, muudab analüüsi kiirus ja lihtsus selle efektiivseks tööriistaks regionaalse hüdroloogia iseloomustamisel ning valglade vaheliste erinevuste iseloomustamiseks. Filtrit jooksutatakse ööpäevaste andmete puhul kolm korda: edasi, tagasi ja edasi. Baasäravooluindeks (BFI) on baasäravoolu mahu (arvutatud q_b -st) ja koguäravoolu mahu (q) suhe määratud perioodi (nt. hüdrooloogilise aasta) jooksul.

Teine baasäravoolu hindamiseks kasutatud mudel HBV-Light on oma olemuselt kontseptuaalne hüdrooloogiline mudel, mis kasutab koondparameetrist (*lumped parameter*) lähenemist vooluveekogu äravoolu analüüsimiseks (Siebert & Vis, 2012). See mudel on kaasajastatud ning mõnevõrra lihtsustatud versioon Rootsi hüdroloogia ja meteoroloogia instituudis (SMHI) väljatöötatud mudelist HBV (Bergström, 1992). HBV-Light on oma olemuselt poolhajus mudel (*semi-distributed model*), mis lubab uuritava valga jagada erinevateks taimkatte ja kõrgustsoonideks nende osakaalu järgi valgla kogupindalasse. Mudel arvutab vooluveekogu päevast äravoolu kasutades nelja peamist moodulit: lumeprotsesside moodul (*snow routine*), mullaprotsesside moodul (*soil routine*), põhjavee/väljavoolu protsesside moodul (*response routine*) ja viimaks funktsiooni (*triangular weighing function*) äravoolukõvera kuju optimeerimiseks (*routing routine*; joonis 3.2).



Joonis 3.2. HBV-Light mudelit kirjeldav skemaatiline joonis. Punase värviga on esitatud iga mooduli modelleerimiseks kasutatud koondparameetrid. (allikas: Siebert & Vis, 2012)

Erinevate taimkatte tsoonide kasutamisel lisanduvad täiendavad lumeprotsesside ja mullaprotsesside parameetrid iga tsooni jaoks. Mudeli sisendparameetriteks on valglat iseloomustavad päevased õhutemperatuuri, sademete, vooluveekogu vooluhulga ja evapotranspiratsiooni andmed. Viimased arvutati teoreetiliselt kasutades FAO kalkulaatorit (Raes, 2009) ja Penham-Montheith'i võrrandit. Saadud väärtus ET_0 on referentspinna suhtes arvatud evapotranspiratsioon. Ülemaailmselt tunnustatud referentspinnaks on suur mullapinda kattev ja piisavalt niisutatud lutserni rohuma. Mudeli väljundiks on muuhulgas äravoolukõvera jaotamine kolme komponendiks (Q_0 , Q_1 ja Q_2), mis iseloomustavad väljavoolu kolmest lineaarsest veereservuaarist. Parameetrit Q_2 ehk väljavool alumisest põhjavee reservuaarist saab lugeda võrdväärseks baasäravooluga (Weatherl et al., 2021).

Äravoolu modelleerimiseks HBV-Light mudeliga jagati kõik uuritud valglad kaheks taimkattetsooniks, võttes arvesse kõige põhilisemaid erinevusi nende maakattes. Nendeks valiti põllumajandusmaa ja lage ala osakaal (tsoon 1) võrrelduna puittaimestikuga kaetud ala osakaalule (tsoon 2). Eelduslikult iseloomustab puittaimestikuga kaetud alasid aeglasem lume sulamine ning samuti suurem väliveemahutavuse (FC-parameeter) väärtus, sest lisaks mullale kirjeldab see parameeter mudelis ka taimestikus kinnipeetavate sademete hulka (*interception*). Kolme uuritud valgla jaotus taimkattetsoonidesse on esitatud tabelis 3.3.

Tabel 3.3 Modelleeritud valglate jaotus taimkattetsoonideks HBV-Light mudelis.

Valgla	Tsoon 1 (põllumajandusmaa, %)	Tsoon 2 (puittaimestik, %)
Selja	70	30
Kunda	30	70
Loobu	50	50

Mudelit saab kalibreerida nii käsitsi, kui kasutades automaatseid protseduure (nt Monte-Carlo meetod). Antud aruandes esitatakse kolme valgla äravoolu mudeli käsitsi kalibreeritud versioonid, sest nende tulemused olid Nash-Sutcliffe'i efektiivsuse alusel paremad, kui automaatselt kalibreeritud lahendid. Samuti lubas käsitsi kalibreerimine silmas pidada olemuslikku vahet kahe valitud taimkatte tsooni parameetrite vahel.

Kolmanda meetodina kasutati Selja jõe baasäravoolu leidmiseks sademe-äravoolu mudelit PRMS (*The Precipitation-Runoff Modeling System*), mis on hajus (*distributed*), deterministlik, osatulestistega diferentsiaalvõrrandite integreeritud lahenditele tuginev matemaatiliste mudelite süsteem. Selle abil saab kvantitatiivselt hinnata hüdroloogiliste protsesside tulemusi mitmesuguste kliimatingimuste ja maakasutuse puhul (Markstrom jt., 2015). PRMS on jaotatud mooduliteks, mis võimaldab neid koos juurdekuuluvate parameetritega kasutada vastavalt mudeldamisvajadustele. PRMS-i mudeliala jaotatakse hüdroloogilisteks arvutusüksusteks (*Hydrologic Response Units* – HRU, põhjavee korral *Groundwater Reservoir* – GWR), mis toimivad veereservuaaride võrgustikuna. Iga HRU omadused defineeritakse PRMS parameetritega, mis kirjeldavad HRU-de füüsikalisi omadusi ja PRMSi mudeli arvutamiseks kasutatavaid koefitsiente. Parameetritena kirjeldatakse näiteks maapinna kõrgust, kallakusnurka, kallakussuunda, mullastiku, pinnakatte, taimkatte, evaporatsiooni ja lumikatte omadusi ning vooluvõrku.

Põhjaveet kujutatakse PRMS mudelis kui lineaarset veereservuaari ja eeldatakse, et kogu baasäravool pärineb põhjaveest. Algne veekogus igas põhjavee reservuaaris määratakse parameetriga enne mudeli käivitamist. Summaarne sissevool $gwres_in$ igasse GWR-i arvutatakse lähtudes liigsest pinnases asetsevast veest $soil_to_gw$, põhjavette imuvast veest, sissevoolust kõrval asetsevatest GWR-dest ja maapinna nõgudesse koguneva vee $dprst_seep_hru$ infiltratsioonist (valemid nr. 3, 4 ja 5). Väljavool põhjavee reservuaarist toimub kõrval asuvasse GWR-i või baasäravooluna vooluveekogusse (Markstrom et al., 2015).

$$gwres_in_{GWR} = soil_to_gw_{GWR} + ssr_to_gw_{GWR} + gw_upslope_{GWR} + gw_dprst_seep_{GWR} \quad (3)$$

$$soil_to_gw_{HRU} = MIN(cap_excess_{HRU}, soil2gw_max_{HRU}) \quad (4)$$

$$\begin{aligned} dprst_seep_hru &= \\ &= \frac{dprst_vol_open_{HRU} \times dprst_seep_rate_open_{HRU}}{hru_area_{HRU}} \\ &+ \frac{dprst_vol_clos_{HRU} \times dprst_seep_rate_clos_{HRU}}{hru_area_{HRU}} \end{aligned} \quad (5)$$

gwres_in – summaarne vee maht, mis liigub gravitatsiooni- ja kapillaarvee reservuaarist GWR-i, toll (in);

soil_to_gw – vee hulk, mis liigub kapillaarvee reservuaarist GWR-i, in;

ssr_to_gw – vee hulk, mis liigub gravitatsioonivee reservuaarist GWR-i, in;

gw_upslope – põhjavee juurdevool kõrgematelt aladelt, in;

gw_dprst_seep – vee hulk, mis liigub pinnanõost GWR-i, in;

cap_excess – liigne juurdevool kapillaarvee reservuaari, in

soil2gw_max – maksimaalne vee hulk, mis suunatakse otse kapillaarvee reservuaarist GWR-i, in;

dprst_seep_hru – vee hulk, mis koguneb pinnanõkku, in;

dprst_vol_open – veemahutavus avatud pinnanõos, in;

dprst_seep_rate_open – avatud pinnanõo koefitsient;

dprst_vol_clos – veemahutavus suletud pinnanõos, in;

dprst_seep_rate_clos – suletud pinnanõo koefitsient;

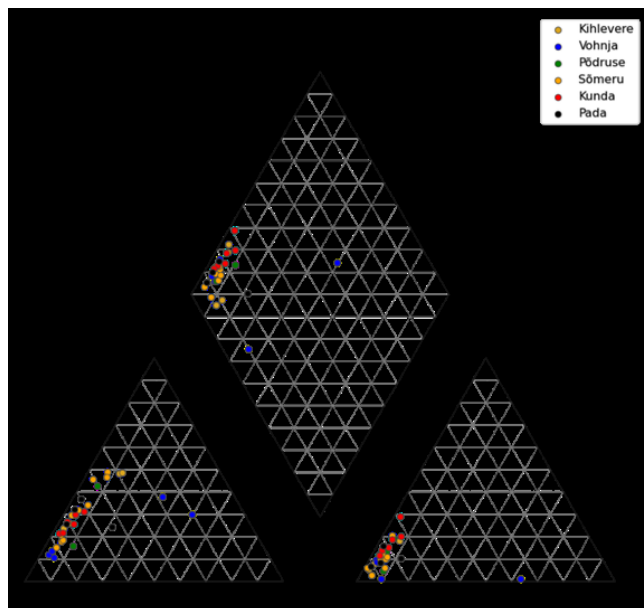
hru_area – HRU pindala, aaker (ac).

4. Tulemused ja arutelu

4.1 Põhjavesi uuringualadel

4.1.1 Põhjavee keemiline koostis

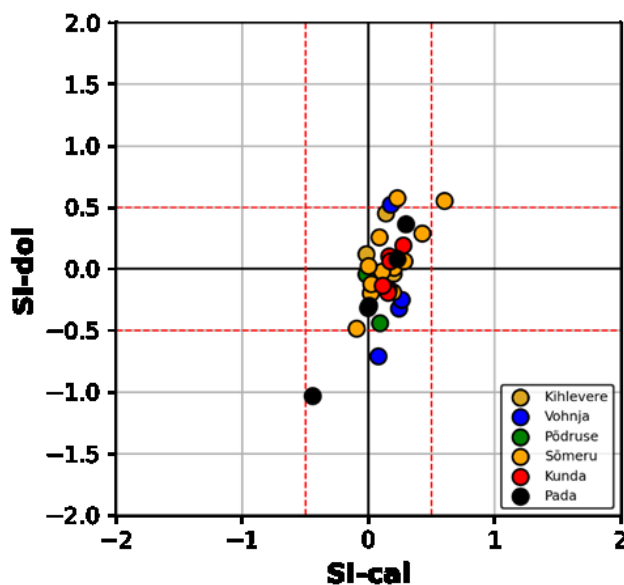
Uuritud valgate maapinnalähedane põhjavesi (kuni sügavuseni 30 m) on enamasti Ca-HCO_3 või CaMg-HCO_3 -tüüpi elektrijuhtivusega 446–908 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (tabel 4.1). Valdavad põhjavee tüübid uuritud valglates on esitatud joonisel 4.1. Põhjavee tüüp muutub valdavas osas seirepunktides aasta lõikes vähe. Põhjuseks on põhjavee põhikomponentide (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-}) omavaheliste proportsioonide stabiilsus läbi seireperioodi. Kõik põhjavee keemilist koostist kirjeldavad näitajad on esitatud lisas 1. Tabelis 4.1 on antud mõnede olulisemate tekstis viidatud näitajate üldistatud sisaldused seireperioodil.



Joonis 4.1 Põhjavee keemiline tüüp uuritud valglates esitatuna Piper'i diagrammil kasutades põhjavee proovipunktide keemilisi koostise keskmisi väärtusi perioodist 2019-2022.

Koos sügavusega suureneb vee Mg^{2+} sisaldus ja kaevudes sügavusega >30 m on valdav MgCa-HCO_3 -tüüpi vesi. Veetüübilt eristuvad teistest proovidest selgesti Vohnja valglas olevad uuringukaevud Kolu-1 (PRK0062255) ja Kolu-2 (PRK0062248), mille vesi on vastavalt MgCaNa-HCO_3 ja MgCa-Cl -tüüpi (joonis 4.1; tabel 4.1). Kolu-2 veeproovi puhul on eriline ka selle isotoopkoostis, millest tuleb juttu järgmises peatükis (peatükk 4.1.2). Suuremate SO_4^{2-} sisaldustega paistavad silma põhjapoolseimad seirepunktid nr. 24160 (Kunda) ja nr. 54190 (Põdruse; tabel 4.1), millest esimese puhul võib rolli mängida Aru-Lõuna paekarjääri paiknemine kaevust 1 km loodes, kus on soodustatud püriidi oksüdatsiooniks vajaliku O_2 ligipääs kivimile. Karbonaatkivimites paiknevatele veekihtidele iseloomulikult on valdav osa valgate põhjaveest tasakaalus kaltsiidi suhtes ($\text{SI}_{\text{kaltsiit}} -0.4$ kuni $+0.3$) ning tasakaalus või alaküllastunud dolomiidi suhtes ($\text{SI}_{\text{dolomiit}} -1.0$

kuni +0.6; joonis 4.2). Suuremad dolomiidi küllastusindeksid esinevad valdavalt sügavamas MgCa-HCO₃ tüüpi vees, mis viitab sealse põhjavee pikemale viibeajale.



Joonis 4.2 Kaltsiidi (SI-cal) ja dolomiidi (SI-dol) küllastusindeksite keskmised väärtused põhjavees perioodil 2019-2022. Lähtudes pH mõõtmistäpsusest ± 0.1 ühikut, näitavad tasakaalu antud mineraali suhtes küllastusindeksi väärtused 0 ± 0.5 .

Joogivee kvaliteedinõuete seisukohast suhtes esineb uuritud põhjavee seirepunktides üld-raua (Fe-üld), mangaani (Mn²⁺) ja nitraadi (NO₃⁻) piirsalduste ületusi (tabel 4.1; Keskkonnaministri 1. oktoober 2019. a määrus nr. 48). Piirsaldustest suuremad Fe_{üld} sisaldused esinevad valdavalt puurkaevudes sügavusega 15-30 m, kuigi üksikuid suuremaid sisaldusi esineb ka madalates (5-15 m) kaevudes. Suuremad Mn²⁺ sisaldused on seotud enamasti suurte Fe_{üld} sisaldustega. Seevastu NO₃⁻ piirsalduste ületusi esineb nii madalates (5-15 m) ja keskmise sügavusega puurkaevudes (15-30 m) ning allikates.

Varasemate käsitletuste (Pandivere riiklik veekaitseala, 1993) järgi saab NO₃⁻ sisaldust 20 mg/L lugeda Pandivere piirkonna maapinnalähedases põhjaveekihi normaalseks ja vahemikku 20-50 mg/L jäävad sisaldused viitavad põllumajandustegevusest lähtuvale koormusele. Sisaldusi >50 mg/L loeti juba otseselt seotuks punktkoormusallikatega või põldude väga intensiivse väetamisega. Võttes arvesse seireperioodi keskmisi sisaldusi, jäävad maapinnalähedast põhjaveekihti kirjeldavast 28 proovipunkti (allikad ja puurkaevud sügavusega kuni 40 m) selle jaotuse esimesse rühma NO₃⁻ sisaldusega <20 mg/L 20 proovipunkti, teise rühma NO₃⁻ sisaldusega 20-50 mg/L viis proovipunkti ja kolmandasse rühma NO₃⁻ sisaldusega >50 mg/L kolm proovipunkti (tabel 4.1). Nagu aga nähtub NO₃⁻ sisalduse suhteliselt suurest

standardhälbest teatud proovides (tabel 4.1), võib ka kuues seireperioodi keskmise NO_3^- sisaldusega <20 mg/L proovipunktis esineda teatud aastaagadel sellest piirist suuremaid sisaldusi.

Nii NO_3^- ja teiste ülalnimetatud ionide, kui ka allpool käsitletud toitainete ($\text{N}_{\text{üld}}$ ja $\text{P}_{\text{üld}}$; peatükk 4.1.3) esinemise mustreid aitab paremini mõista nende käsitlemine koos põhjavee tüüpide ja põhjavees valitsevate redokstingimustega (tabel 4.1).

Tabel 4.1 Olulisemate aruande tekstis käsitletud ionide keskmised sisaldused ja parameetrite keskmised väärtused uuritud valglates aastatel 2019-2022. Punasega on tähistatud piirväärtusi ja läviväärtusi ületavad sisaldused (Keskkonnaministri 1. oktoober 2019. a määrus nr. 48). +/- tähistab antud parameetri standardhälvet proovipunkti keskmise suhtes. Redokstingimusi iseloomustavate indeksite leidmise metoodika põhineb Stuyfzand (1993) ja Coetsiers & Walraevens (2006) uuringutele ning on täpsemalt lahti seletatud tabeli all ja tekstis. Kui esitatud on ühe proovipunkti kohta rohkem kui kaks redokstsooni, siis tähistab järjekorras esimene seireperioodil enamesinenud tingimusi.

Nimi	Kood	Valgla	EC (µS/cm)	EC +/-	Fe-üld (mg/L)	Fe-üld +/-	Mn ²⁺ (mg/L)	Mn ²⁺ +/-	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ +/-	NO ₃ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ +/-	N-üld (mgN/L)	N-üld +/-	P-üld (mgP/L)	P-üld +/-	PO ₄ ³⁻ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ +/-	δ ¹⁸ O (‰)	δ ¹⁸ O +/-	Veetüüp	Redoks- tingimus ed
2561	PRK0002561	Kihlevere	542	49	0.79	0.70	0.008	0.008	16	3	0.2		0.3	0.1	0.018	0.005	0.012	0.006	-11.93	0.13	MgCa- HCO ₃	Fe(III)/N O ₃
50635	PRK0050635	Kihlevere	699	87	0.08	0.08	0.007	0.011	60	9	52.3	16.1	13.0	2.4	0.014	0.006	0.012	0.008	-11.36	0.25	Ca-HCO ₃	O ₂ /Sub- O ₂
Niinemäe tal	SJB3734000	Kihlevere	580	42	0.19	0.28	0.007	0.007	25	3	0.2	0.1	0.3	0.0	0.015	0.005	0.010	0.008	-12.14	0.13	MgCa- HCO ₃	NO ₃
3585	PRK0003585	Kunda	586	51	0.52	0.59	0.065	0.111	64	9	0.9	0.8	0.4	0.2	0.106	0.128	0.029	0.016	-12.07	0.12	CaMg- HCO ₃	NO ₃ /Fe(III)
24160	PRK0024610	Kunda	670	93	1.13	0.09	0.111	0.010	110	9	0.1	!	0.6	0.5	0.014	0.004	0.007	0.003	-11.90	0.14	Ca-HCO ₃	Fe(III)
54554	PRK0054554	Kunda	728	54	1.27	2.70	0.184	0.310	56	3	1.0	1.0	0.5	0.2	0.012	0.005	0.004	0.002	-12.00	0.20	Ca-HCO ₃	NO ₃ /Mn (IV)
Kohala-1	PRK0062257	Kunda	653	48	0.34	0.23	0.066	0.006	67	4	1.9	0.8	0.8	0.6	0.013	0.006	0.005	0.004	-12.08	0.15	CaMg- HCO ₃	NO ₃ /Fe(III)
Kohala-2	PRK0062241	Kunda	532	32	0.78	0.30	0.052	0.005	44	2	0.1		0.3	0.1	0.025	0.014	0.009	0.002	-12.23	0.10	Ca-HCO ₃	Fe(III)
Rahkla allikas	SJA4579000	Kunda	590	60	0.07	0.08	0.003	0.006	36	4	14.9	3.2	3.7	1.1	0.017	0.006	0.005	0.004	-12.06	0.08	CaMg- HCO ₃	O ₂
3428	PRK0003428	Pada	446		1.30		0.310		40				0.1		0.030		0.010		-12.31		CaMg- HCO ₃	Fe(III)
Koila allikas	SJA8182000	Pada	610	92	0.04	0.01	0.005	0.007	25	5	40.9	19.7	11.0	5.0	0.035	0.007	0.10	0.01	-11.60	0.22	CaMg- HCO ₃	O ₂
Samma allikas	1646174140	Pada	574	48	0.07	0.07	0.003	0.005	19	5	17.0	10.0	4.1	2.4	0.030	0.007	0.020	0.008	-11.87	0.09	CaMg- HCO ₃	O ₂ /Sub- O ₂
Jõeoru talu	SJB3731000	Pada	587	227	0.22	0.32	0.108	0.175	29	14	58.0	40.5	13.8	9.5	0.514	0.302	#DIV/0 !	#DIV/0 !	-12.09	0.40	Ca-HCO ₃	O ₂
24825	PRK0024825	Põdruse	670	65	0.40	0.50	0.029	0.052	46	36	14.6	11.2	3.6	2.7	0.035	0.024	0.020	0.013	-11.77	0.31	CaMg- HCO ₃	O ₂ /Fe(III)
50236	PRK0050236	Põdruse	651	122	0.33	0.26	0.014	0.006	19	5	0.2	0.2	0.3	0.1	0.017	0.006	0.007	0.003	-11.88	0.09	CaMg- HCO ₃	NO ₃ /Fe(III)
54190	PRK0054190	Põdruse	908	65	0.13	0.07	0.082	0.040	93	6	14.2	10.5	3.9	2.6	0.013	0.003	0.005	0.003	-11.80	0.09	Ca-HCO ₃	Sub- O ₂ /Mn(I V)
13675	PRK0013765	Sõmeru	586	47	0.21	0.24	0.060	0.087	41	13	16.0	10.1	3.8	2.3	0.030	0.020	0.014	0.007	-11.87	0.21	CaMg- HCO ₃	O ₂ /Sub- O ₂

Nimi	Kood	Valgla	EC (µS/cm)	EC +/-	Fe-üld (mg/L)	Fe-üld +/-	Mn ²⁺ (mg/L)	Mn ²⁺ +/-	SO ₄ ²⁻ (mg/L)	SO ₄ ²⁻ +/-	NO ₃ ⁻ (mg/L)	NO ₃ ⁻ +/-	N-üld (mgN/L)	N-üld +/-	P-üld (mgP/L)	P-üld +/-	PO ₄ ³⁻ (mg/L)	PO ₄ ³⁻ +/-	δ ¹⁸ O (‰)	δ ¹⁸ O +/-	Veetüüp	Redoks- tingimus ed
Kaarli-1	PRK0062242	Sõmeru	643	48	0.70	0.79	0.006	0.004	22	2	0.3	0.4	0.4	0.1	0.024	0.012	0.004	0.002	-11.87	0.08	MgCa- HCO ₃	NO ₃ /Fe(III)
Mõdriku allikas	SJB3732000	Sõmeru	638	52	0.09	0.04	0.005	0.007	29	4	32.9	11.7	8.0	2.4	0.071	0.067	0.027	0.018	-11.56	0.23	Ca-HCO ₃	O ₂
Mõdriku-1	PRK0062238	Sõmeru	614	36	0.09	0.05	0.008	0.007	69	3	0.3	0.0	0.2	0.1	0.013	0.007	0.012	0.011	-11.84	0.14	CaMg- HCO ₃	NO ₃
Mõdriku-2	PRK0062249	Sõmeru	573	20	0.03	0.01	0.007	0.008	36	10	9.0	10.7	2.5	2.4	0.013	0.007	0.013	0.010	-13.49	0.27	CaMg- HCO ₃	NO ₃
Rägavere allikas	SJA8045000	Sõmeru	705	48	0.03	0.01	0.010	0.014	35	2	48.2	14.8	10.8	3.3	0.030	0.021	0.022	0.012	-11.72	0.11	Ca-HCO ₃	O ₂
Triigi-1	PRK0062253	Sõmeru	536	25	1.02	0.69	0.012	0.017	35	27	15.3	14.2	3.7	3.2	0.046	0.025	0.025	0.016	-11.67	0.31	Ca-HCO ₃	O ₂ /Fe(III)
Triigi-2	PRK0062250	Sõmeru	526	24	0.32	0.03	0.009	0.011	18	1	0.2		0.5	0.2	0.021	0.001	0.014	0.008	-12.96	0.07	CaMg- HCO ₃	Fe(III)
Triigi-3	PRK0062243	Sõmeru	482	16	0.14	0.05	0.005	0.007	8	2	0.2		0.4	0.1	0.017	0.005	0.013	0.010	-15.30	0.16	MgCa- HCO ₃	SO ₄
Vetiku allikas	SJA8179000	Sõmeru	658	50	0.05	0.05	0.000		30	3	53.5	9.5	12.3	2.2	0.027	0.010	0.006	0.005	-11.41	0.17	Ca-HCO ₃	O ₂
5443	PRK0005443	Vohnja	556	53	0.06	0.04	0.006	0.008	27	5	17.7	12.1	4.4	2.9	0.017	0.008	0.010	0.006	-11.34	0.10	Ca-HCO ₃	O ₂ /Sub-O ₂
15247	PRK0015247	Vohnja	651	38	0.05	0.02	0.002	0.001	50	6	27.5	10.9	6.5	2.6	0.013	0.005	0.005	0.001	-11.15	0.17	Ca-HCO ₃	O ₂ /Sub-O ₂
Kolu allikas	SJB1034000	Vohnja	581	80	0.21	0.39	0.043	0.072	25	8	27.3	13.2	6.0	3.1	0.030	0.035	0.014	0.012	-10.95	0.72	Ca-HCO ₃	O ₂
Kolu-1	PRK0062255	Vohnja	549	23	1.01	1.52	0.021	0.023	4	3	0.5	0.6	0.4	0.2	0.094	0.065	0.022	0.024	-12.62	0.08	MgCaNa- HCO ₃	SO ₄
Kolu-2	PRK0062248	Vohnja	759	56	0.15	0.19	0.007	0.006	4	4	0.2	0.1	0.3	0.1	0.070	0.045	0.033	0.040	-16.50	0.05	MgCa-Cl	SO ₄

O₂ – oksiline tsoon; **määrav tunnus:** DO (lahustunud hapnik) ≥ 1 mg/L; kaasnevad tunnused: NO₃⁻ ≥ 2 mg/L; Mn²⁺ ≤ 0.1 mg/L; Fe²⁺ ≤ 0.2 mg/L; SO₄²⁻ – 0.9*(SO₄²⁻)₀ [90% algsest SO₄-st säilinud]

Sub-O₂ – sub-oksiline tsoon; **määrav tunnus:** DO ≤ 1 mg/L; kaasnevad tunnused: NO₃⁻ ≥ 2 mg/L; Mn²⁺ ≤ 0.1 mg/L; Fe²⁺ ≤ 0.2 mg/L; SO₄²⁻ – 0.9*(SO₄²⁻) [90% algsest SO₄-st säilinud]

NO₃ – tsoon, kus nitraadid on redutseerunud; **määrav tunnus:** NO₃⁻ ≤ 2 mg/L; kaasnevad tunnused: DO ≤ 1 mg/L; Mn²⁺ ≤ 0.1 mg/L; Fe²⁺ ≤ 0.2 mg/L; SO₄²⁻ – 0.9*(SO₄²⁻) [90% algsest SO₄-st säilinud]

Mn(IV) – tsoon, kus Mn(IV) on redutseerunud; **määrav tunnus:** Mn²⁺ ≥ 0.1 mg/L; kaasnevad tunnused: DO ≤ 1 mg/L; NO₃⁻ ≤ 2 mg/L; Fe²⁺ ≤ 0.2 mg/L; SO₄²⁻ – 0.9*(SO₄²⁻) [90% algsest SO₄-st säilinud]

Fe(III) – tsoon, kus Fe(III) on redutseerunud; **määrav tunnus:** Fe²⁺ ≥ 0.2 mg/L; kaasnevad tunnused: DO ≤ 1 mg/L; NO₃⁻ ≤ 2 mg/L; Mn²⁺ ≤ 0.1 mg/L; SO₄²⁻ – 0.9*(SO₄²⁻) [90% algsest SO₄-st säilinud];

SO₄ – tsoon, kus sulfaadid on redutseerunud; **määrav tunnus:** SO₄²⁻ ≤ 10 mg/L; kaasnevad tunnused: DO ≤ 1 mg/L; NO₃⁻ ≤ 2 mg/L; Mn²⁺ ≤ 0.1 mg/L; Fe²⁺ ≤ 0.2 mg/L

Redokstsoonide vahelised piirid lähtuvad tsiteeritud allikates esitatust ning NO₃⁻, Mn²⁺, Fe²⁺ ja SO₄²⁻ omavahelistest suhetest uuritud põhjavees

Redokstsoonide teooria lähtub eeldusest, et bakterite poolt katalüseeritud redoksreaktsioonides vastavad oksüdeerumis-reaktsioonidele (põhjaveekihtides tavaliselt püriidi ja orgaanilise aine oksüdatsioon) kindlad redutseerumis-reaktsioonid, mis esinevad veekihtides põhjavee voolusuunas (nii lateraalselt kui vertikaalselt) kindlas järjekorras (Coetsiers & Walraevens, 2006; Pärn jt., 2018). Orgaanilise ainega saastumata veekihtides on tavaline redoksreaktsioonide esinemisjärjekord põhjaveevoolu suunas järgmine: aeroobne hingamine → denitrifikatsioon → Mn(IV)-oksiidide/hüdroksiidide redutseerumine → Fe(III)-oksiidide/hüdroksiidide redutseerumine → sulfaadi redutseerumine → metanogenees. Käesolevas uuringus lähtutakse klassifikatsioonist, mida on kasutatud uuringutes Stuyfzand (1993) ja Coetsiers & Walraevens (2006):

- **Oksiline tsoon** (lahustunud $O_2 \geq 1$ mg/L): püriidi ja orgaanilise aine lagundamiseks kasutatakse vees lahustunud hapnikku. NO_3^- on stabiilne, iseloomulik O_2 sisalduse langus põhjaveevoolu suunas;
- **Sub-oksiline tsoon** (lahustunud $O_2 \leq 1$ mg/L; $NO_3^- \geq 2$ mg/L): püriidi ja orgaanilise aine lagundamiseks hakatakse kasutama NO_3^- -ioone. Toimub NO_3^- sisalduse looduslik vähenemine denitrifikatsiooni toimel ja lahustunud O_2 sisalduse vähenemine alla määramispiiri. Nitraadid muutuvad selles tsoonis ebastabiilseks;
- **Tsoon, kus nitraadid on redutseerunud** ($NO_3^- \leq 2$ mg/L): püriidi ja orgaanilise aine lagundamiseks kasutatakse NO_3^- . Toimub NO_3^- lõplik denitrifitseerumine gaasiliseks lämmastiku vormiks (N_2 või N_2O) ja selle sisalduse vähenemine alla määramispiiri;
- **Tsoon, kus Mn(IV)oksiidid/-hüdroksiidid on redutseerunud** ($Mn^{2+} \geq 0.1$ mg/L) – õhuke üleminekutsoon, kus orgaanilise aine lagundamiseks kasutatakse Mn(IV)-oksiide ja -hüdroksiide. Iseloomulik on Mn^{2+} sisalduse suurenemine ja O_2 ning NO_3^- sisaldused alla määramispiiri, aga Fe^{2+} ja $Fe_{\text{üld}}$ sisaldused on endiselt väikesed; sageli raske eristada järgmisest Fe(III)-redutseerumise tsoonist;
- **Tsoon, kus Fe(III)oksiidi/-hüdroksiidid on redutseerunud** ($Fe^{2+} \geq 0.2$ mg/L) - tsoon, kus orgaanilise aine lagundamiseks kasutatakse Fe(III)-oksiide ja -hüdroksiide. Iseloomulik on Fe^{2+} sisalduste kiire suurenemine, Mn^{2+} suure sisalduse säilimine ja O_2 ning NO_3^- sisaldused alla määramispiiri, SO_4^{2-} on selles redokstsoonis endiselt stabiilne ja selle sisaldus ei muutu;
- **Tsoon, kus sulfaadid on redutseerunud** ($SO_4^{2-} \leq 10$ mg/L) – tsoon, kus sulfaatide kontsentratsioonid järsult vähenevad; toimub $H_2S(g)$ eraldumine ja tuntav on sellele iseloomulik mädamuna lõhn; kaasneb Mn^{2+} ja Fe^{2+} sisalduste järsk vähenemine, sest vastavad ioonid moodustavad H_2S -iga reageerides vähelahustuvaid sulfiidseid mineraale. Sügavamal veekihi võivad nende ionide sisaldused taas kasvada, juhul kui põhjavesi on jõudnud metanogeneesi tsooni ja H_2S eraldumine on lõppenud.

Analüüsides tabelis 4.1 toodud põhjavee keskmist koostist koos vastavate veetüüpide ning redokstingimustega saab järeldada järgmist:

- Suuremad $N_{\text{üld}}$ ja NO_3^- sisaldused esinevad allikates ja maapinnalähedastes puurkaevudes (sügavus kuni 30 m), mis kuuluvad kas oksilisse või sub-oksilisse tsooni. Koos suuremate NO_3^-

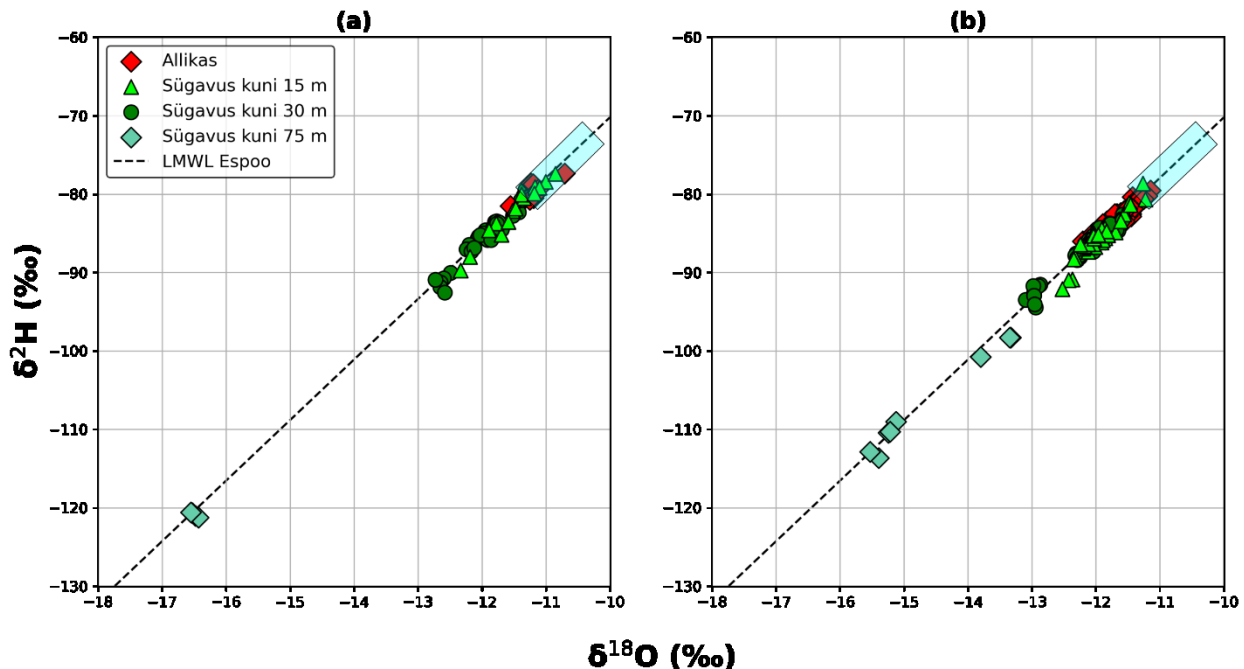
kontsentratsioonidega kaasnevad kohati piirsisaldust ületavad taimekaitsevahendite jääkide sisaldused (vt peatükk 4.6), aga valdavalt väikesed $P_{\text{üld}}$, $PO_4\text{-P}$, $Fe_{\text{üld}}$ ja Mn^{2+} sisaldused; domineerib $Ca\text{-}HCO_3$ veetüüp.

- Allikate ja kaevude vees, mis kuuluvad sub-oksilisse tsooni, on $N_{\text{üld}}$ ja NO_3^- sisaldused väiksemad, kuid muus osas sarnanevad need oksilisse tsooni kuuluva põhjaveega. Kohati võib selle tsooni kuuluvate proovide koostist seletada hoopis kaevu avatud osas toimuva segunemisega, kus kaevu toidavad nii oksilisse, kui ka anoksilistesse tsoonidesse kuuluvad veekihi. Seda näitab kohatine $Fe_{\text{üld}}$ esinemine nendes kaevudes koos NO_3^- , mis peaks teoreetiliselt olema välistatud (tabel 4.1).
- Puurkaevudes sügavusega 15–30 m muutuvad valdavaks anoksilised tingimused. Enamasti kuuluvad need kaevud $Fe(III)$ -redutseerumise tsooni. Paljudele kaevudele on iseloomulik redokstingimuste muutus aastaegade lõikes vastavalt värselt infiltreerunud vee osakaalu muutusele. Nii on tabelis 4.1 näha mitmeid kaeve, kus redokstingimused varieeruvad nitraatide redutseerumise, $Mn(IV)$ -redutseerumise ja $Fe(III)$ -redutseerumise vahel. Põhjavee proove, mis pärineksid ainult nitraatide või $Mn(IV)$ -redutseerumise tsoonist, on üksikuid. Tugevalt redutseeruvates tingimustes esinevad osades proovides kohati suuremad $P_{\text{üld}}$ ja $PO_4\text{-P}$ sisaldused. Vesi on valdavalt $CaMg\text{-}HCO_3$ tüüpi, kuigi kohati esineb juba ka $MgCa\text{-}HCO_3$ tüüpi vett. Mg -ioonide suurem osakaal koos redutseeruvate tingimustega viitab vee pikemale viibele.
- Sügavamal kui 50 m puurkaevude vesi liigitub kohati SO_4 -redutseerumise tsooni. Sellist põhjavett iseloomustavad NO_3^- sisaldused, mis jäävad alla määramispiiri, ja Fe^{2+} ja Mn^{2+} sisaldused, mis jäävad alla joogivee kvaliteedi piirsisaldust. Põhjavesi on $MgCa\text{-}HCO_3$ ja $MgCa\text{-}Cl$ -tüüpi.

Kokkuvõtvalt esineb oksiline ja sub-oksiline tsoon koos suuremate $NO_3\text{-N}$ ja $N_{\text{üld}}$ sisaldustega valglates allikate väljealal ning madalamates puurkaevudes, mille sügavus ei ületa 30 m. Tõenäoliselt on valdav osa suuremast lämmastiku koormusest pärit just lokaalsetest voolusüsteemidest, kus põhjavee tsirkulatsioon on kiire ja viibeaeg lühike. See on üldjoontes kooskõlas juba varasematest uuringutest veekvaliteedi jaotumise kohta Pandivere kõrgustiku põhjavees, kus on välja toodud, et suurenenud NO_3^- sisaldustest on valdavalt mõjutatud just kuni 30 m sügavused puurkaevud (nt Pandivere riiklik veekaitseala, 1993; Marja jt., 2017, EKUK, 2021). Valdav osa puurkaevude sügavusega 15–30 m veest paikneb anoksilistes tingimustes ja kuulub $Fe(III)$ -redutseerumise tsooni, mida iseloomustavad suuremad Fe^{2+} ja Mn^{2+} sisaldused (vt ka Pandivere riiklik veekaitseala, 1993). Sügavamal kui 50 m esinevad kohati juba tugevalt redutseerivad tingimused ja see võiks olla uuritud valglates aktiivse veevahetuse tsooni alumiseks piiriks. Kõik see on kooskõlas karbonaatkivimite veejuhtivuse üldise vähenemisega sügavuse suunas, mida on kirjeldatud peatükis 2.1.4.

4.1.2 Põhjavee isotoopkoostis

Põhjavee isotoopkoostise uurimine võimaldab selgitada põhjavee päritolu (nt sademed, lumesulavesi, merevesi, vana põhjavesi) ja pikema seireperioodi vältel kogutud andmed võimaldavad täpsustada selle infiltreerumise aega aastaegade lõikes. Samuti väljenduvad vee isotoopkoostises vee aurustumisega seotud efektid (Clark & Fritz, 1997).



Joonis 4.3. Põhjavee isotoopkoostis uuritud väikevalglates (a) ja suurte jõgede valglates (b) perioodil 2019-2022. Piirkonna sademete isotoopkoostise kirjeldamiseks on kasutatud tulemusi Espoo jaamast Lõuna-Soomes vahemikus 2000-2019 (LMWL, uuringualast u 140 km loodes; IAEA/WMO, 2022). Helesinine riskülik iseloomustab piirkonna sademete aasta kaalutud keskmise isotoopkoostise muutlikkust Vilsandi, Tartu/Tõravere ja Espoo mõõtejaamade andmetel (IAEA/WMO, 2022).

Üldiselt on uuritud põhjavee isotoopkoostis lähedane sademete isotoopkoostise pikaajalise aasta keskmisega Eestis ja Lõuna-Soomes ($\delta^{18}\text{O}$ väärtused $-10,2$ kuni $-11,4\text{‰}$; IAEA/WMO, 2022) ning langeb piirkondlikku sademete isotoopkoostist kirjeldavale joonele (*LMWL e local meteoric water line*, joonis 4.3). See tähendab, et uuringupunktide põhjavesi on tekkinud sademete infiltratsioonil ja ei ole mõjutatud aurustumisest. See osutab, et sademete infiltratsioon on toimunud perioodil, kus evapotranspiratsiooni mõju on väike (nt hilissügis, varakevad).

Põhjavee keskmised $\delta^{18}\text{O}$ väärtused varieerusid valdavalt vahemikus $-11,3$ kuni $-13,0\text{‰}$ (tabel 4.1). See on sarnane Eesti ala maapinnalähedasest põhjaveest varem mõõdetud väärtustega ($-10,7$ kuni $-12,5\text{‰}$, Raidla jt., 2016). Põhjavee isotoopkoostis muutub koos veetüübi ja redokstingimustega (tabel 4.1). Oksilisse ja sub-oksilisse tsooni kuuluvat Ca-HCO_3 ja CaMgHCO_3 -tüüpi vett iseloomustasid keskmised $\delta^{18}\text{O}$ väärtused vahemikus $-11,6$ kuni $-12,1\text{‰}$. Sellele veele on iseloomulik ka küllaltki suur $\delta^{18}\text{O}$ väärtuste standardhälve ($0,1$ kuni $0,72\text{‰}$), mis viitab värskelt infiltreeruva vee kiirele jõudmisele maapinnalt küllastusvöösse, sest neis säilib teatud ulatuses sademete isotoopkoostise sesoonne variatsioon (Clark & Fritz, 1997). Samuti näitab suur sesoonne isotoopkoostise variatsioon nende proovipunktide kuulumist maapinnalähedastesse lokaalsetesse voolusüsteemidesse, mis võivad olla rohkem mõjutatud maapinnal paiknevatest koormusallikatest. NO_3 ja Mn(IV) -oksiidide ja hüdroksiidide redutseerumise tsooni kuuluvat CaMgHCO_3 ja MgCaHCO_3 -tüüpi vett iseloomustab väiksem isotoopkoostise muutlikkus, ning nende

keskmised $\delta^{18}\text{O}$ väärtused jäävad vahemikku $-11,8$ kuni $-12,1\%$. $\delta^{18}\text{O}$ väärtuste standardhälve selles grupis on vahemikus $0,08$ kuni $0,20\%$. See näitab, et antud proovipunktid paiknevad kas sügavamal või võtab vee jõudmine sinna kauem aega, mistõttu infiltreeruva vee sesoonne $\delta^{18}\text{O}$ signaal on jõudnud ühtlustuda. Seega iseloomustab antud põhjavee $\delta^{18}\text{O}$ väärtus olulisemate infiltatsiooniiperioodide pikaajalist keskmist. Siiski ei erine need väärtused väga oluliselt oksilisse ja sub-oksilisse tsooni kuuluvate proovide omadest, mistõttu on tegemist ikkagi värskelt infiltreerunud veega. Fe(III) -oksiidide ja hüdroksiidide redokstsooni kuuluva vee keskmised $\delta^{18}\text{O}$ väärtused jäävad vahemikku $-11,9$ kuni $-13,0\%$. $\delta^{18}\text{O}$ väärtuste standardhälve neis proovides on $0,08$ kuni $0,14\%$, mis viitab sellele, et antud põhjavesi ei kuulu enam lokaalsetesse, vaid regionaalsetesse ja sügavamatesse voolusüsteemidesse, kus põhjavee viibeaeg võib olla pikem kui kahte esimesse gruppi kuuluval põhjaveel.

Tasub rõhutada, et uuringualade maapinnalähedase põhjavee isotoopkoostis on mõnevõrra negatiivsem piirkonna sademete aasta keskmise isotoopkoostisega võrreldes. Selle erinevuse põhjuseid võib olla kaks. Ühelt poolt viitab see sellele, et põhjavee infiltatsioon uuringualal ei toimu läbi aasta, vaid põhiliselt ainult kevadise lumesula või sügiseste sademete mõjul (Raidla jt., 2016; vt ka peatükk 4.3). Võrreldes põhjavee isotoopkoostist sademete kuu pikaajaliste keskmiste isotoopkoostistega (IAEA/WMO, 2022), langeb selle väärtused kokku aprilli ja oktoobri-novembri kuu pikaajalise keskmisega, mis toetab järeldust põhjavee infiltreerumisest kevadisel või sügisel kõrgveeperioodil. Kevadel võimendab negatiivset isotoopsignaali enamikel aastatel lisaks sademetele ka lumesulavesi, mille isotoopkoostis on kevadistest sademetest kergem. Teisalt võib negatiivsema isotoopkoostisega põhjavee esinemist seletada selle pikema viibeajaga (Pärn, 2018). Kuna uuringualadel levivad valdavalt karstumisest mõjutatud põhjaveekihid, siis on enamike põhjaveeproovide isotoopkoostise kujunemise seletamisel tõenäolisem esimene hüpotees.

Märkimisväärselt pikema viibeajaga on aga tõenäoliselt kahe sügavama, Triigi-3 (PRK0062243) ja Kolu-2 (PRK0062248) puurkaevu vesi, mille $\delta^{18}\text{O}$ keskmised väärtused on vastavalt $-15,3\%$ ja $-16,5\%$. Pärn (2018) on välja pakkunud, et vesi, mille $\delta^{18}\text{O}$ väärtus on $<-14\%$ ei ole tekkinud tänapäevastest sademetest, vaid sisaldab olulise komponendina ka varasemat külmematel kliimaperioodidel infiltreerunud vett. Võttes arvesse ka antud põhjavee keemilist koostist (vt peatükk 4.1.1) ja tõsiasi, et mõlemat iseloomustavad tugevalt redutseeruvad tingimused (SO_4 -redutseerumise tsoon) saab väita, et vähemalt uuritud valglates Pandivere kõrgustiku põhjanõlval ja Viru lavamaal ei ulatu aktiivse veevahetuse vöönd sügavamale kui $50\text{--}75$ m. See on kooskõlas karbonaatkivimite veejuhtivuse üldise vähenemisega sügavuse suunas (peatükk 2.1.4), mille tõttu võtab vee jõudmine maapinnalt sügavusele 75 m rikkumata karbonaatkivimite kompleksi korral aega aastakümneid kui mitte aastasadu.

Lõpeks on huvitav märkida, et maapinnalähedane põhjavesi (puurkaevud sügavusega kuni 30 m) suuremate jõgede valglates (Kunda, Pada, Sõmeru) on veidi kergema isotoopkoostisega ($\delta^{18}\text{O}$ keskmine väärtus $-11,9\pm 0,4\%$) kui põhjavesi väiksemates valglates (Vohnja, Kihlevre, Põdruse; $\delta^{18}\text{O}$ keskmised väärtused $-11,6\pm 0,5\%$; joonis 4.3). See võib tuleneda regionaalsete põhjavee voolusüsteemide (suurema viibeajaga) suuremast osakaalust antud valglates võrreldes peakraavidega seotud lokaalsete voolusüsteemidega.

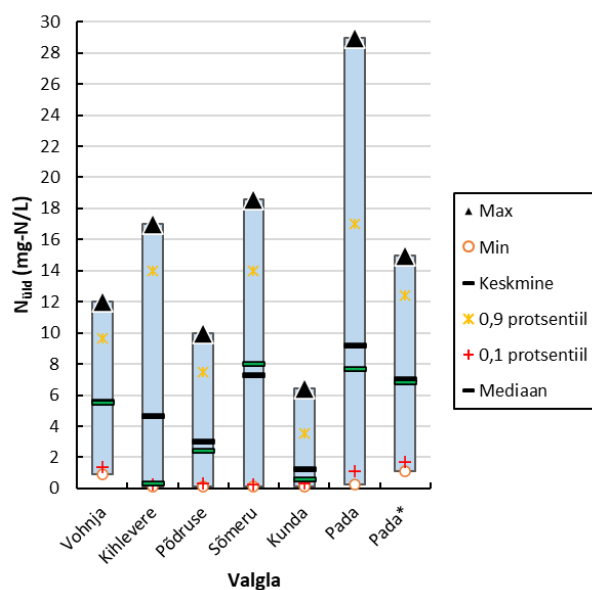
4.1.3 Toitainete sisaldus põhjavees ja selle seosed teiste põhjavees lahustunud ioonidega

$N_{\text{üld}}$ sisaldusi iseloomustavad näitajad põhjavees on esitatud tabelis 4.2 ja graafiliselt joonisel 4.4. Näitaja väärtused on esitatud maapinnalt esimese põhjaveekihi kohta (sügavus kuni 30 m), sest need omavad kõige tõenäolisemalt seost valglas esinevate vooluveekogudega. Kõige suuremad üksikväärtused (maksimum ja 0,9 protsentiil >11 mgN/L) esinesid Pada, Kihlevere, Sõmeru ja Vohnja valglates. Oluline on aga ka tõik, et aasta jooksul esineb perioode, mil $N_{\text{üld}}$ sisaldused valglates on väga väikesed (miinimum ja 0,1 protsentiil <1 mgN/L). Kuna NO_3-N on stabiilne vaid oksilistes tingimustes, siis väheneb $N_{\text{üld}}$ sisaldus sügavuse suunas (peatükk 4.1.1). See näitab seda, et juba maapinnalähedase põhjaveekihi sügavamates osades võivad esineda soodsad tingimused denitrifikatsiooniks. Oluline on rõhutada, et valgla koondtulemusi võivad mõjutada üksikute kaevude tulemused ja seda eriti valglates, kus on vähem seirepunkte (nt Kihlevere, Põdruse ja Pada valgla). Kõige selgemalt avaldub taoline olukord Pada valglas, kus Jõeoru talu (SJB3731000) vaatluspunkt annab olulise panuse mõõdetud $N_{\text{üld}}$ maksimumväärtustele. See on madal (sügavus 4 m) salvkaev, mis asub Pada jõeoru nõlval suurtest põllumassiiividest allavoolu. Antud tingimustes võivad salvkaevu vees esinevad suured toitainete sisaldused olla seotud lokaalse põllumajandustegevuse mõjuga, mis ei kirjelda valgla põhjavett üldiselt. Siiski on näha, et vaatluspunkt mõjutab peamiselt valglas registreeritud maksimumväärtusi ja vähem $N_{\text{üld}}$ keskmist ja mediaanväärtust (tabel 4.2, joonis 4.4).

Kõige olulisema osa $N_{\text{üld}}$ -ist põhjavees moodustas NO_3-N , mis moodustas $N_{\text{üld}}$ -ist 30-95% (peatükk 4.4). Teiste anorgaaniliste lämmastikuühendite sisaldused olid oluliselt väiksemad. NH_4-N seireperioodi keskmine sisaldus erinevate valglate põhjavees oli vahemikus 0,02–0,15 mgN/L. Suuremad sisaldused ($>0,3$ mgN/L) esinesid Sõmeru, Vohnja ja Põdruse valglates sügisese madalveeperioodi miinimumis ja sügisese kõrgveeperioodi alguses (september-detsember). NO_2-N sisalduste seireperioodi keskmine erinevates valglates jäi vahemikku 0,002 – 0,03 mgN/L. Suuremad sisaldused ($>0,04$ mgN/L) esinesid Pada, Sõmeru ja Põdruse valglates sarnaselt NH_4-N ile sügisese madalveeperioodi miinimumis ja sügisese kõrgveeperioodi alguses (september-detsember).

Tabel 4.2 $N_{\text{üld}}$ sisaldus (mgN/L) seireperioodil 2019–2022 maapinnalähedases põhjavees. Valgla „Pada*“ tähistab Pada jõe seiretulemusi ilma Jõeoru talu (SJB3731000) kaevu tulemusteta.

Valgla nr.	Valgla	Max	0,9 protsentiil	Keskmine	0,1 protsentiil	Min	Mediaan
1	Vohnja	12.0	9.6	5.6	1.4	0.9	5.5
2	Kihlevere	17.0	14.0	4.7	0.3	0.2	0.3
3	Põdruse	10.0	7.5	3.0	0.3	0.1	2.4
4	Sõmeru	18.6	14.0	7.3	0.3	0.2	8.0
5	Kunda	6.4	3.5	1.2	0.3	0.2	0.6
6	Pada	29.0	17.0	9.2	1.1	0.2	7.7
6*	Pada*	15.0	12.4	7.0	1.7	1.1	6.9



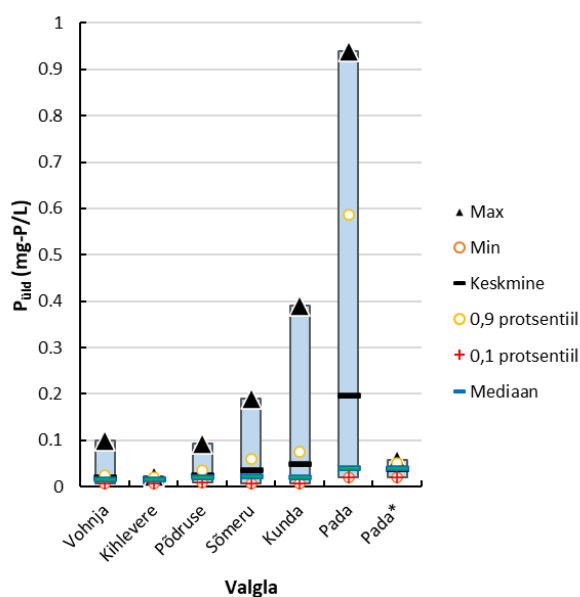
Joonis 4.4 $N_{\text{üld}}$ sisaldust iseloomustavad näitajad seireperioodil 2019–2022 maapinnalähedases põhjavees. Valgla „Pada*“ tähistab Pada jõe seiretulemusi ilma Jõeoru talu (SJB3731000) kaevu tulemusteta.

$P_{\text{üld}}$ sisaldusi iseloomustavad üldised näitajad maapinnalähedases põhjavees on esitatud tabelis 4.3 ja kujutatud graafiliselt joonisel 4.5. Kõige suuremad üksikväärtused (maksimum ja 0,9 protsentiil >0.05 mgN/L) esinesid suurte jõgede (Pada, Kunda ja Sõmeru) valglates. Samas on $P_{\text{üld}}$ keskmised sisaldused kõigi valglate vees väikesed (≤ 0.03 mgP/L) ning väikevalglates (Vohnja, Kihlevere, Põdruse) jäävad $P_{\text{üld}}$ 0,1 protsentiili väärtused $<0,01$ mgP/L. Kuna P-ühendid liiguvad lahusesse kergemini pigem anoksilistes

tingimustes, suureneb $P_{\text{üld}}$ sisaldus vastupidiselt $N_{\text{üld}}$ sisaldustele sügavuse suunas. Sarnaselt $N_{\text{üld}}$ näitajaga, võivad ka $P_{\text{üld}}$ puhul valgla koondtulemusi mõjutada üksikute kaevude tulemused. Kõige selgemalt tõuseb siinkohal esile taas Pada valgla Jõeoru talu (SJB3731000) vaatluspunkt, mis annab märgatava panuse mõõdetud keskmisele ja maksimum $P_{\text{üld}}$ väärtustele sarnastel põhjustel nagu $N_{\text{üld}}$ puhul (lokaalne põllumajandustegevuse mõju). Selle vaatluspunkti tulemusi arvestamata on Pada valgla põhjavee $P_{\text{üld}}$ väärtused oluliselt madalamad ja samas suurusjärgus teistest valglatest saadud tulemustega (Pada* tabelis 4.3 ja joonisel 4.5). $PO_4\text{-P}$ moodustab 10 – 100% põhjavee Püld sisaldusest (peatükk 4.4).

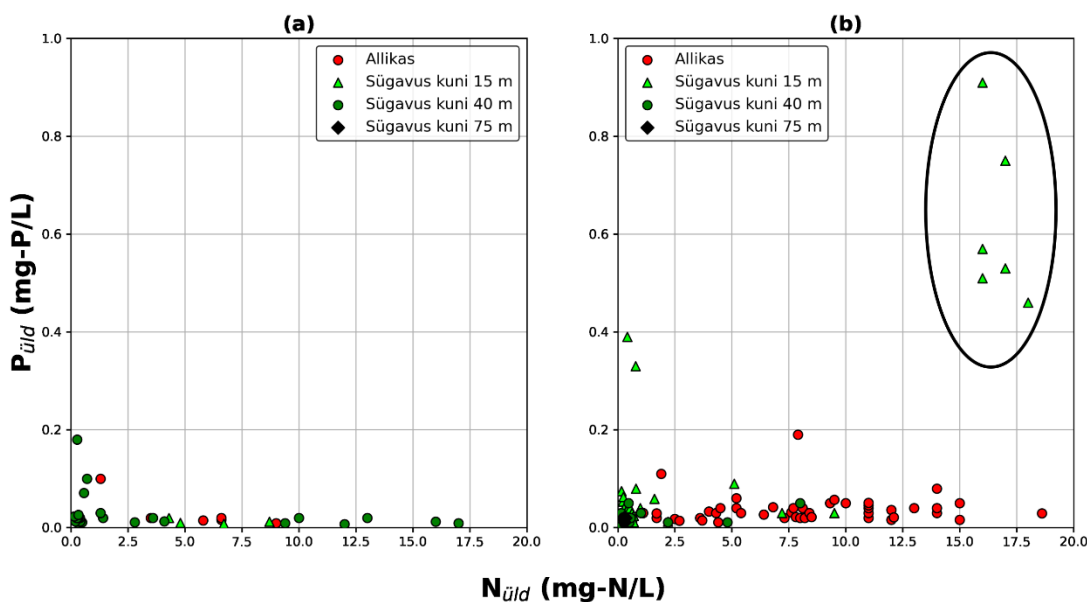
Tabel 4.3 $P_{\text{üld}}$ sisaldus (mgP/L) seireperioodil 2019–2022 maapinnalähedases põhjavees. Valgla „Pada*“ tähistab Pada jõe seiretulemusi ilma Jõeoru talu (SJB3731000) kaevu tulemusteta.

Valgla nr.	Valgla	Max	0,9 protsentiil	Keskmine	0,1 protsentiil	Min	Mediaan
1	Vohnja	0.100	0.025	0.021	0.009	0.008	0.016
2	Kihlevere	0.023	0.020	0.016	0.010	0.007	0.017
3	Põdruse	0.093	0.037	0.025	0.010	0.010	0.020
4	Sõmeru	0.190	0.060	0.035	0.011	0.007	0.022
5	Kunda	0.390	0.076	0.049	0.011	0.006	0.020
6	Pada	0.940	0.586	0.196	0.029	0.020	0.040
6*	Pada*	0.057	0.050	0.038	0.029	0.020	0.040



Joonis 4.5 $P_{\text{üld}}$ sisaldust iseloomustavad näitajad seireperioodil 2019–2022 maapinnalähedases põhjavees. Valgla „Pada*“ tähistab Pada jõe seiretulemusi ilma Jõeoru talu (SJB3731000) kaevu tulemusteta.

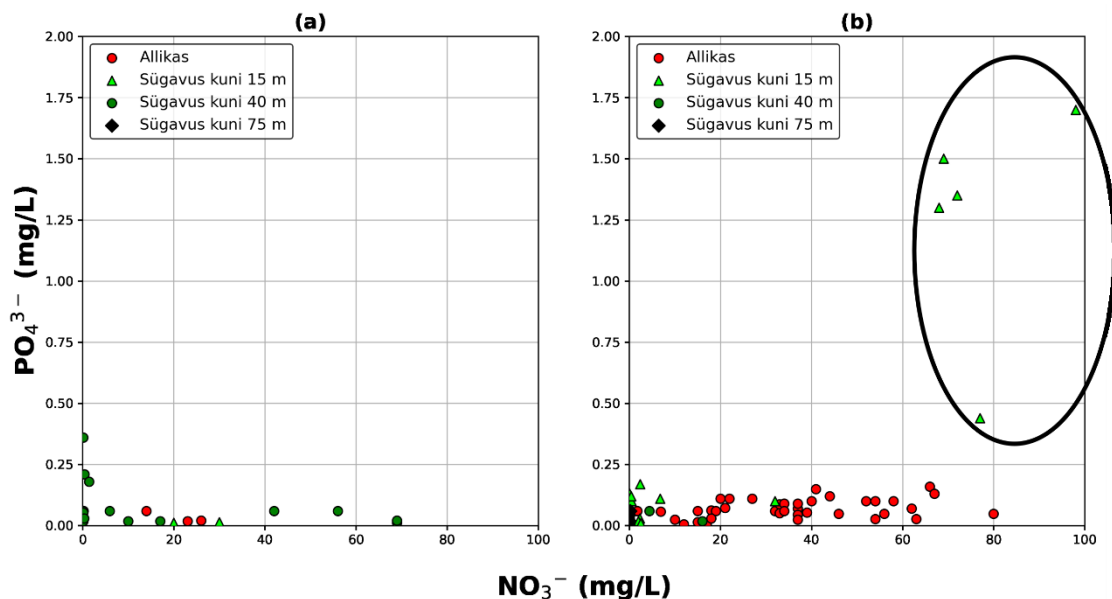
$N_{\text{üld}}$ ja $P_{\text{üld}}$ sisalduste vahel puudub selge seos (joonis 4.6). Suuremad $N_{\text{üld}}$ sisalduste korral ($>2 \text{ mgN/L}$) esinevad proovides enamasti väiksemad $P_{\text{üld}}$ sisaldused ($<0.2 \text{ mgP/L}$). Seda seletab P-ühendite üldiselt erinev keemiline käitumine (peatükk 2.1.3). Oksilistes tingimustes, mis on peamiseks eeltingimuseks suuremate $\text{NO}_3\text{-N}$ sisalduste ja suuremate $N_{\text{üld}}$ sisalduste kujunemisel, on P-ühendite leostumine piiratud ja toimub vaid juhul kui mulla adsorptsioonivõime on ületatud (Domagalski & Johnson, 2012). Sügavamal paiknevates põhjaveekihtides ja maapinnalähedases põhjavees, mis paikneb põhjaveekihi väljavoolualadel, kus esinevad redutseerivad tingimused, muutuvad P-ühendid raud(III)oksiidide ja -hüdrosiidide lagunemisel liikuvaks. Seda näitab joonisel 4.6 $P_{\text{üld}}$ sisalduse suurenemine väikese $N_{\text{üld}}$ sisalduse juures. Kui väljavool sellistest põhjaveekihtidest jõuab pinnaveekogudesse, võivad need mõjutada viimase $P_{\text{üld}}$ sisaldusi (Lewandovski jt., 2015). Kohati tuvastati suuremaid $P_{\text{üld}}$ sisaldusi ka põhjaveest, mida iseloomustasid oksilised tingimused. Näiteks esinesid üldisest foonist suuremaid ($>0,1 \text{ mgP/L}$) $P_{\text{üld}}$ sisaldused Mõdriku allikate (SJB3732000) vees 2019. ja 2020. aasta sügisel madalveeperioodil. $\text{PO}_4\text{-P}$ sisaldus nendes proovides oli väike ja valdav osa $P_{\text{üld}}$ -ist moodusas tõenäoliselt orgaaniline fosfor. Seega võib siin kahtlustada kanaliseerimata alade mõju, sest antud aastaajal on allikate vooluhulk väga väike ja puudub ümbritseva veekihi lahjendav mõju allika veele. Erandlikud on ka Jõeoru salvkaevu proovipunktist (SJB3731000) saadud tulemused, kus suured $P_{\text{üld}}$ sisaldused kattuvad suurte $N_{\text{üld}}$ sisaldustega (joonis 4.6b). Selles madalas salvkaevus võib $P_{\text{üld}}$ sarnaselt $N_{\text{üld}}$ -le leostuda lähedal asuvalt põllumajandusmaalt, sest tingimustes, kus mullast leostuva fosfori hulk ületab erinevate mineraalide (Fe(III) -oksiidid ja CaCO_3) adsorptsioonivõime, väheneb oluliselt mulla võime fosforit siduda ning osa fosforist saab liikuda edasi põhjavette (Domagalski & Johnson, 2012).



Joonis 4.6 $N_{\text{üld}}$ ja $P_{\text{üld}}$ sisalduste suhe väikevalglates (a) ja suuremate jõgede valglates (b). Musta ringjoone sisse jäävad proovid pärinevad Jõeoru salvkaevu (SJB3731000) veest Pada valglas.

Sarnased mustrid esinevad ka anorgaaniliste N- ja P-ühendite, NO_3^- ja ortofosfaadi (PO_4^{3-}), vahel (joonis 4.7). Ka siin esinevad suurte NO_3^- sisalduste korral ($<10 \text{ mg/L}$) põhjavees enamasti väikesed PO_4^{3-}

sisaldused ($<0,1$ mg/L), aga erandina paistavad selgelt silma suured NO_3^- ja PO_4^{3-} sisaldused Jõeoru (SJB3731000) salvkaevus. Kohatised suuremad PO_4^{3-} sisaldused ($>0,1$ mg/L) esinevad siiski ka madalates puurkaevudes ja allikates. Esimesel juhul on tegemist redutseerivates tingimustes olevate veekihtidega suurte jõgede orgudes, kus esines ka suuremaid $\text{P}_{\text{üld}}$ sisaldusi. Teisel juhul on tegemist allikatega, kus ka NO_3^- sisaldus on suur (nt Rägavere ja Koila allikad). Nendel juhtudel võib PO_4^{3-} suurem sisaldus samuti pärineda põllumajandusmaalt nagu Jõeoru salvkaevugi puhul.

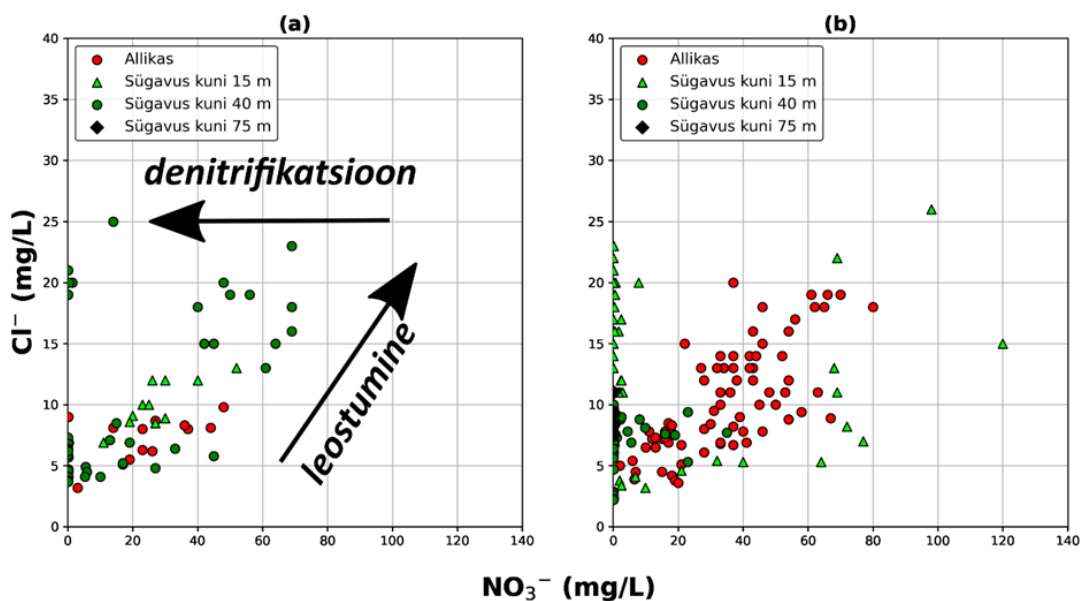


Joonis 4.7. NO_3^- ja PO_4^{3-} sisalduste suhe väikevalglates (a) ja suuremate jõgede valglates (b). Musta ringjoone sisse jäävad proovid pärinevad Jõeoru salvkaevu (SJB3731000) veest Pada valglas.

Põllumajandusmaa suur osakaal seirevalglates (tabel 2.1) mõjutab lisaks toitainetele ka teiste ionide sisaldusi maapinnalähedase põhjavees. Joonisel 4.8 on esitatud põhjavee kloriidide (Cl^-) sisalduste seos NO_3^- sisaldustega. Maapinnalähedases põhjavees (sügavus kuni 30 m) ja allikates esineb positiivne seos Cl^- ja NO_3^- sisalduste vahel. Cl^- sisaldused neid proovipunktides (5–25 mg/L) on suuremad, kui sademetes (keskmine Cl^- sisaldus Lääne-Virumaa mõõtejaamades perioodil 1994–2019 kuni 1,5 mg/L; KESE, 2021) ja enamasti ületavad kloriidide sisaldusi ka sügavamates põhjaveekihtides (sügavus 50–75 m; keskmine sisaldus 10 mg/L). Erandiks on proovipunkt Kolu-2 (sügavus 70 m), mille seireperioodi keskmine Cl^- sisaldus on 160 mg/L, aga sellest punktist mõõdetud põhjavee isotoopkoostis näitab (vt peatükk 4.1.2), et antud vesi on pika viibeaajaga, ega mõjuta maapinnalähedaste põhjaveekihtide keemilist koostist. Sademete infiltreerumisel maapinda suureneb kloriidide sisaldus mullavees evapotranspiratsiooni tõttu, kuid vastav evapokontsentratsioon parasvöötme kliimas pole tavaliselt suurem kui maksimaalselt 10 korda (Langmuir, 1997), mistõttu ei saa >10 mg/L Cl^- sisaldused põhjavees pärineda sademetest.

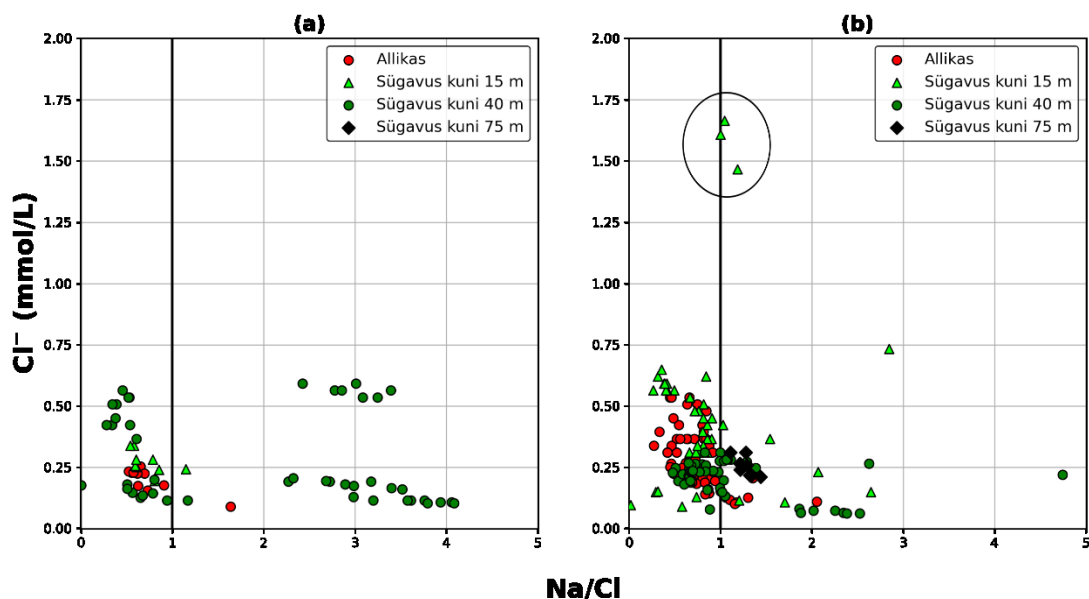
Cl^- sisaldust võib lokaalselt suurendada näiteks teede soolamine talvel, kuivsadenedamine atmosfäärist, heitvesi või vee omastamine taimede poolt metsamaadel (Appelo & Postma, 2005). Kuigi suurte linnaliste asutatusüksuste osakaaluga valglates saab Cl^- sisalduse tõusu seostada otseselt teede soolamisega (nt

Mullaney jt., 2009; Lax jt., 2017), siis on looduslikust taustatasemest suuremaid Cl^- sisaldusi tuvastatud ka suure põllumajandusmaa osakaaluga valglates (Böhlke, 2002; Panno jt., 2006; Oberhelman & Peterson, 2020). Kloor kuulub nii mineraalvæetiste (nt KCl) kui ka sõnniku koostisesse (Böhlke, 2002; Appelo & Postma, 2005, Panno jt., 2006) ja Cl^- sisalduste suurenemine koos NO_3^- sisaldustega osutab Cl^- päritolule põllumajandusmaalt. Uuritud valglates on tehisala osakaal väga väike, jäädes pinnaveekogude alamjooksu seirepunkti taguses valglas vahemikku <0,5% Vohnja oja ja Põdruse peakraavi valglas kuni 5% Sõmeru valgalas (peatükk 2.1.5). Haritava maa osakaal aga varieerub seiratud valglates CORINE maakattekaardi järgi vahemikus 22-84% (peatükk 2.1.5). Ka varasemates Eestis läbiviidud uuringutes Tuhala karstialal ning Matsi allikasoos on suurenenud Cl^- sisaldusi maapinnalähedases põhjavees seostatud põllumajanduse mõjuga (Koit jt., 2020, 2021).



Joonis 4.8. NO_3^- ja Cl^- sisalduste suhe väikevalglates (a) ja suuremate jõgede valglates (b).

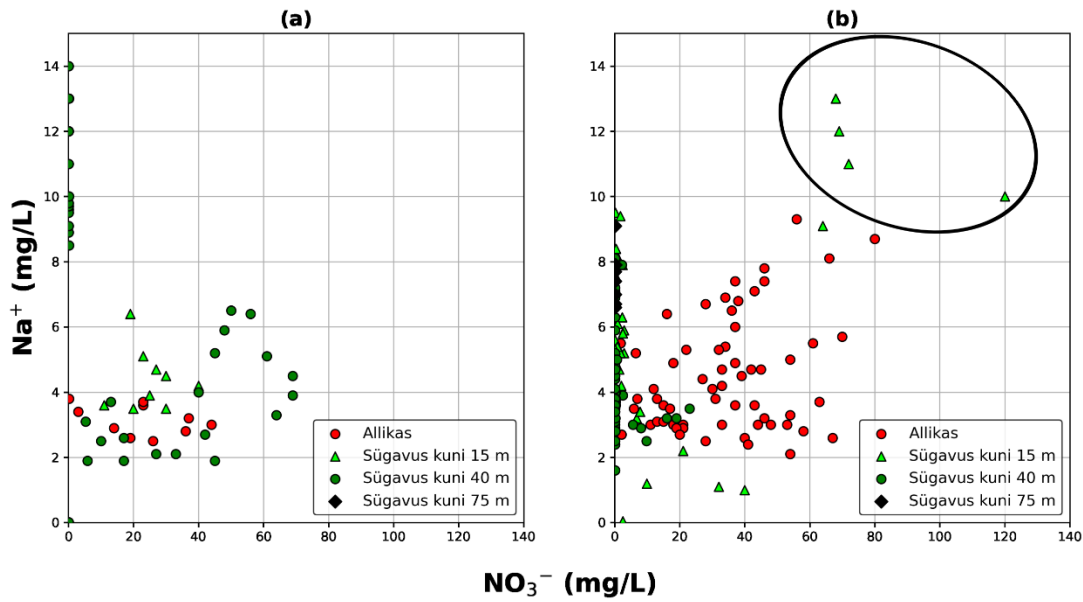
Samuti näitavad Na/Cl suhted (ühikutes mmol/l), et teede soolamisel kasutatav NaCl ei saa olla valglates põhiliseks Cl^- allikaks (joonis 4.9). Puhta NaCl lahuse puhul oleks selle Na/Cl suhe 1 (ühikutes mmol/l; Oberhelman & Peterson, 2020), aga uuritud valglates kõigub see suhe vahemikus 0,002-5,3. Sealjuures on enamikes proovides Na/Cl <1. Lisaks võiks eeldada, et juhul kui enamik Cl^- oleks seotud teede soolamisega, siis peaks Na/Cl suhte väärtus lähenema 1-le koos Cl^- sisalduse suurenemisega. Antud uuringus on aga nähtav Cl^- sisalduse suurenemine Na/Cl väärtuste juures <1. See aga ei tähenda, et teede soolamisel ei võiks olla mingit mõju põhjavee Cl^- sisaldustele. Näiteks osutavad Pada valglas Jõeoru salvkaevu (SJB3731000) vee suured Cl^- sisaldused ja Na/Cl suhe ~1 otsesemalt teede soolamise mõjule. Mullaney jt. (2009) leidsid, et suure põllumajandusmaa osakaaluga valglates pärineb Cl^- mitmest erinevast allikast, kus juures lisaks teede soolamisele ja väetistele ei saa välistada ka kanaliseerimata aladelt lähtuva heitvee mõju.



Joonis 4.9. Na/Cl suhte ja Cl^- sisalduse (mmol/L) seosed väikevalglates (a) ja suuremate jõgede valglates (b). Musta ringjoone sisse jäävad proovid pärinevad Jõeoru salvkaevu (SJB3731000) veest Pada valglas.

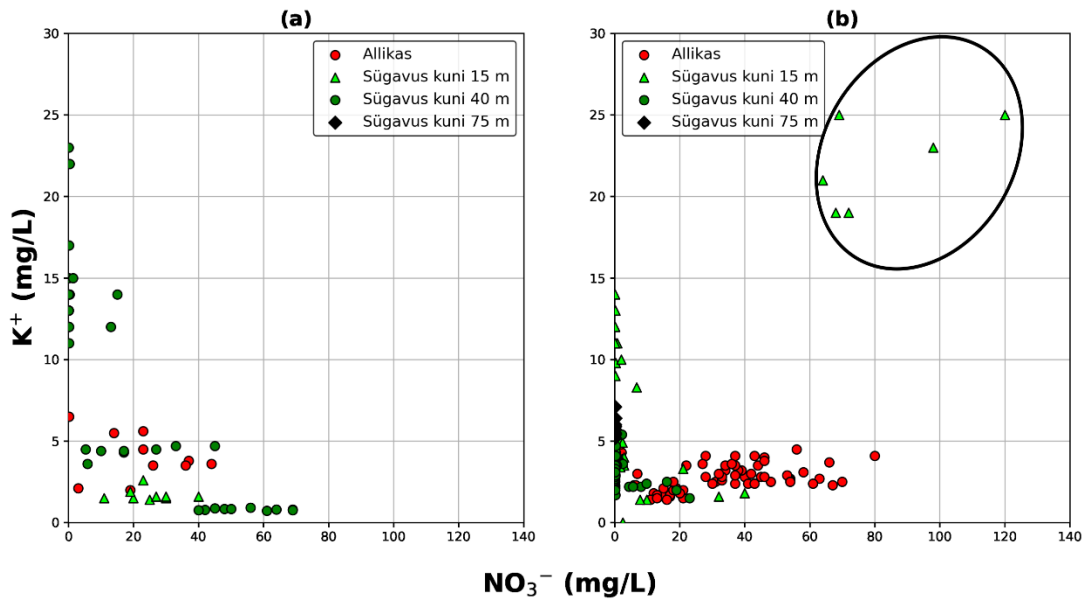
Kuna Cl^- käitub väikese mineraalsusega vesilahuses konservatiivselt (ei osale keemilistes reaktsioonides), saab selle sisalduste ja laiemalt anioonide summa suurenemist kasutada ka üldise põllumajandusliku mõju indikaatorina (Postma jt., 1991). Kui põhjavees on toimunud denitrifikatsioon, ei sisalda see enam NO_3^- , aga selle suurenenud Cl^- sisaldused säilivad. Joonisel 4.8 on näha maapinnalähedase põhjavee proove (nt uuringupuurkaevud Kaarli-1 ja Kohala-1, puurkaevud nr. 3585, nr. 50236), mille Cl^- sisaldus on >10 mg/L, aga mille NO_3^- sisaldused on <1 mg/L. Selle põhjavee keemilise koostise kujunemist võib seletada põllumajandustegevuse mõjuga, sest lisaks suurele Cl^- sisaldusele on neist proovipunktidest leitud ka pestitsiidijääke (peatükk 4.6).

Lisaks suurenenud Cl^- sisaldustele iseloomustab uuritud valgate põhjavett ka kohatine Na^+ sisalduste kasv koos suuremate NO_3^- sisaldustega (joonis 4.10). See tuleb selgemalt esile suuremate jõgede valgate allikate ja maapinnalähedase põhjavee vaatluspunktidest (joonis 4.10b). Valdav osa looduslikust Na^+ maapinnalähedases põhjavees pärineb sademetest ning selle sisaldus suureneb sarnaselt Cl^- koos evapotranspiratsiooniga. Sügavamate veekihtide põhjavees võib Na^+ sisaldus põhjavees kasvada katioonvahetuse ehk asendusneeldumise protsessis vastastikmõjus savimineraalide ja settekivimite leiduva orgaanilise ainega. Sellisel juhul asenduvad lahuses olevad Ca^{2+} ioonid mineraalide pindadele seotud Na^+ ionidega (Appelo & Postma, 2005). Põhjavee keemiline koostise analüüs uuritud valglates aga näitab, et see protsess antud juhul oluline ei ole (Stuyfzand, 1993). Na^+ jõuab põhjavette ka silikaatsete mineraalide (nt Na-päevakivi) lahustumisel, mis võib toimuda infiltreeruva vee liikumisel läbi pinnakatte. Siiski näitab Na^+ seos NO_3^- sisaldusega, et osa Na-ioonidest põhjavees võib olla seotud maakasutuse mõju ja põllumajandustegevusega. Na^+ sisaldub väikeses koguses nii erinevates orgaanilistes väetistes kui ka mineraalväetistes (Böhlke, 2002; Appelo & Postma, 2005). Kuna Na^+ liikumist mõjutavad mullas toimuvad asendusneeldumise protsessid, on selle leostumine aeglasem kui NO_3^- puhul.



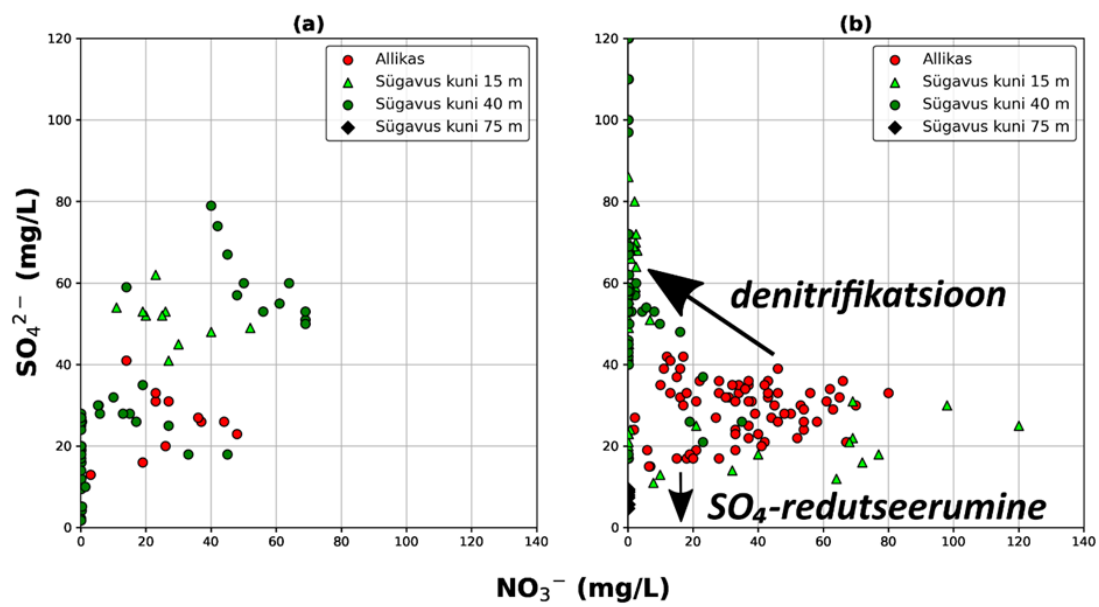
Joonis 4.10. NO_3^- ja Na^+ sisalduste suhe väikevalglates (a) ja suuremate jõgede valglates (b). Musta ringjoone sisse jäävad proovid pärinevad Jõeoru salvkaevu (SJB3731000) veest Pada valglas.

Kuna enamik väetamisega seotud Na^+ allikaid sisaldavad ka olulisel määral kaaliumi (K^+) ja seda isegi suuremas koguses (Böhlke, 2002; Appelo & Postma, 2005), siis võiks eeldada, et ka K^+ puhul esineb maapinnalähedases põhjavees positiivne seos NO_3^- sisaldustega. Sarnaselt Cl^- sisaldustele esinevad väga suured K^+ sisaldused Jõeoru salvkaevu vees, olles rohkem kui 2 korda suuremad teiste proovipunktidega võrreldes. Võttes arvesse varem esitatud seoseid NO_3^- sisalduste ja teiste ionidega selles proovipunktis, on tõenäoline selle K^+ pärinemine väetistest. Suuremate jõgede valglates on näha teatav K^+ sisalduse kasv allikates võrreldes puurkaevude veega, aga selget seost NO_3^- sisaldustega ei teki (joonis 4.11). Samas on kohati märgatav K^+ sisalduste kasv maapinnalähedases põhjavees, mille NO_3^- sisaldused on väga väikesed (nt puurkaev nr. 54190, 2561, 50236 ja Niinemäe talu puurkaev; joonis 4.11) K^+ on sarnaselt Na^+ mõjutatud mullas toimuvast asendusneeldumisest, mis aeglustab selle leostumist NO_3^- võrreldes ja nii võib see jõuda sügavamatesse põhjaveekihtidesse viibega, mil denitrifikatsiooni-protsess on juba toimunud. Samas ei seleta see täielikult nende kaheiooni erinevat käitumist uuritud põhjaveekihtides. K^+ ja Na^+ erineva käitumise põhjuseks võib olla hoopis K^+ suurem omastamine taimede poolt, aga ka Na-päevakivide parem lahustuvus K-päevakividega võrreldes, mille tulemusel mullast leostuvad Na^+ vood võivad ületada K^+ voogusid mitmekordselt (Appelo & Postma, 2005). Ka Na^+ ja K^+ suuremaid sisaldusi on ka varasemates Eestis läbiviidud põhjaveeuuringutes seostatud põllumajandustegevuse mõjuga (Koit jt., 2020, 2021).



Joonis 4.11 NO_3^- ja K^+ sisalduste suhe väikevalglates (a) ja suuremate jõgede valglates (b). Musta ringjoone sisse jäävad proovid pärinevad Jõeoru salvkaevu (SJB3731000) veest Pada valglas.

Uuritud põhjaveele on iseloomulik, et koos NO_3^- sisalduste vähenemisega suureneb põhjavees kohati sulfaadi (SO_4^{2-}) sisaldus (joonis 4.12). See on seletatav nitraadi redutseerumise (denitrifikatsiooni) protsessidega. Maapinnalähedastes puurkaevudes (sügavus kuni 15 m) ja allikates jäävad SO_4^{2-} sisaldused vahemikku 20-50 mg/L. Nende kujunemist seletab püriidi oksüdeerumine, mis toimub atmosfäärses hapniku toimel valdavalt aeratsioonivöös. Sügavamates põhjaveekihtides, kus keskkond muutub anoksiliseks, püriidi oksüdatsioon jätkub, aga pole enam seotud mitte O_2 vaid NO_3^- redutseerumisega. Kuna uuritud põhjaveekihtides ei esine olulisel määral sette kivimitesse seotud orgaanilist ainet, mis saaks olla nitraadi redutseerumisel elektronide aktseptoriks, hakkavad protsessi katalüseerivad bakterid selleks kasutama püriiti (Appelo & Postma, 2005). See toob kaasa NO_3^- sisalduse vähenemise ja SO_4^{2-} sisalduse suurenemise, mis on eriti selgelt nähtav suurte jõgede valglates (joonis 4.12b). SO_4^{2-} sisalduse suurenemine suure põllumajandusmaa osakaaluga valglates paralleelselt nitraadi redutseerumisel toimuva püriidi oksüdatsiooni tõttu on leidnud korduvalt kinnitust ka mujal maailmas (nt Postma jt., 1991; Tesoriero jt., 2000; Böhlke, 2002). Kuna protsess toimub redutseeruvates tingimustes, kaasneb sellega kohati ka Fe^{2+} sisalduste suurenemine vees. Sügavamates puurkaevudes on näha nii SO_4^{2-} ja NO_3^- sisalduste vähenemist (joonis 4.12b). See viitab tugevalt redutseerivatele tingimustele, kus toimub SO_4^{2-} redutseerumine H_2S -iks.



Joonis 4.12 NO_3^- ja SO_4^{2-} sisalduste suhe väikevalglates (a) ja suuremate jõgede valglates (b).

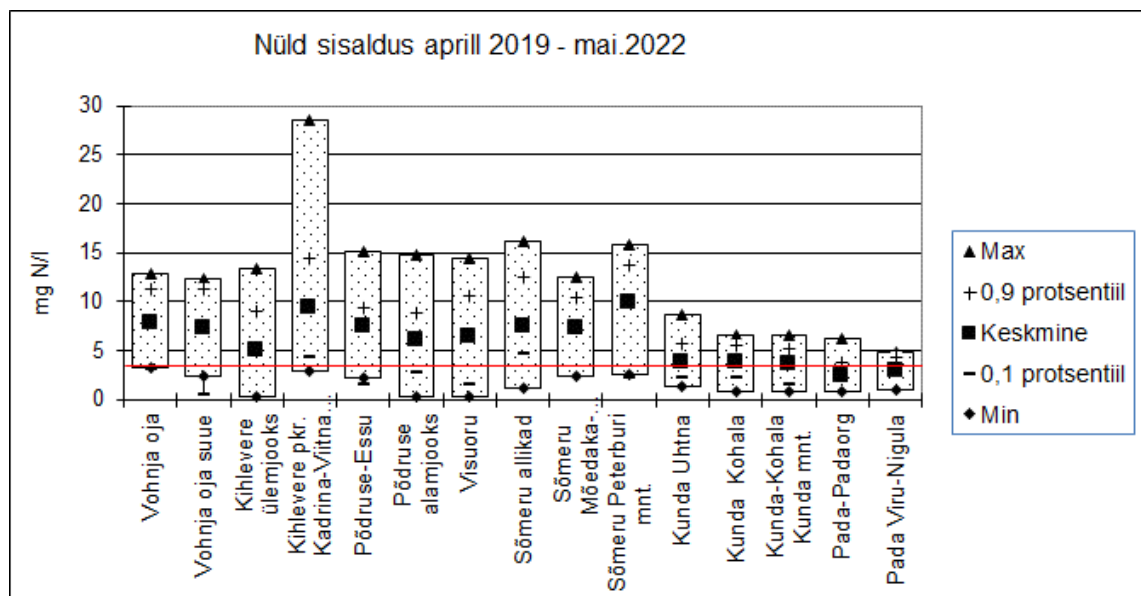
4.2 Pinnavesi uuringualadel

4.2.1. Lämmastiku sisaldus seirejõgedes

Vooluveekogude üldkeemia seireperioodi andmed on koondatud Lisas 2. N_{üld} minimaalsed, maksimaalsed, keskmised sisaldused ning 10% ja 90% tagatusega kontsentratsioonid vooluveekogude seirelävendites ja ka Sõmeru jõe ülemjooksu allikates perioodil 04.2019 – 05.2022 on toodud joonisel 4.13 ja tabelis 4.4. N_{üld} keskmine sisaldus ületab vooluveekogudele kehtestatud mittehea seisundi piiri 3 mgN/L (Keskkonnaministri määrus 16.04.2020 nr. 19) 13 lävendis uuritud 15-st. Üldjuhul on lämmastiku sisaldus kõrgem suure (>50%) põllumajandusmaa osakaaluga väiksemates valglates (Vohnja, Kihlevere, Põdruse), aga ka Sõmeru jõe kõikides seirelävendites, ulatudes Kihlevere peakraavi alamjooksul 9,4 mgN/L. Väiksem N_{üld} sisaldus analüüsiti Pada jões, mis keskmisena on lämmastiku sisalduse alusel hea seisundi piires. Heas seisundis oli ka Kihlevere pkr. ülemjooks kuni kobraste tekitatud paisutuse tõttu tuli alates märtsist 2021 muuta seirelävendi asukohta Kihlevere külast allavoolu. Sellest alates ületas N_{üld} sisaldus keskmisena hea seisundi piiri enam kui kaks korda. Lämmastiku sisalduse varieeruvus maksimaalsete ja minimaalsete kontsentratsioonide alusel on väikevalglates oluliselt suurem (tabel 4.4).

Ammooniumlämmastiku (NH₄-N) 90% tagatusega väärtus ületas Keskkonnaministri määrusega nr. 19 vooluveekogudele kehtestatud hea seisundi piiri 0,3 mgN/L vaid Sõmeru jõe Rakvere-Mõedaka mnt. seirelävendis SJA0481000 (0,33 mgN/L), kus maksimaalne NH₄-N sisaldus ulatus 0,62 mgN/L. Seda võib seostada põhjavee mõjuga, sest Mõdriku allika seirepunktidest (SJA7412000 ja SJB3732000) mõõdeti 2020. aasta sügisese madalveeperioodi miinimumis NH₄-N väärtused kuni 0,74 mgN/L (Lisa 1). Väga hea seisundi taset (≤0,10) ületatakse ka Visuoru kraavis (SJB3509000), Põdruse-Essu peakraavis (SJB3501000) ning Vohnja oja alamjooksu lävendis (SJB3510000). Valdavalt leiavad ületamised aset hilissuvel ja sügisperioodil. Kuna ka põhjavees on suurimad NH₄-N sisaldused mõõdetud sügisperioodil (peatükk 4.1.3), siis võib pinnavee ammooniumlämmastik olla mõjutatud põhjavee vastavast näitajast. See on eriti tõenäoline Vohnja ja Sõmeru valglates, kus esineb tugev seos põhja- ja pinnavee N_{üld} sisalduste vahel (vt peatükk 4.4).

Nitraatlämmastiku osakaal üldlämmastikust seirejõgedes varieerub 55% Põdruse pkr. suudmes kuni 81% Kihlevere pkr ülemjooksu ja Kunda jõe Kunda-Kohala mnt lävendites.

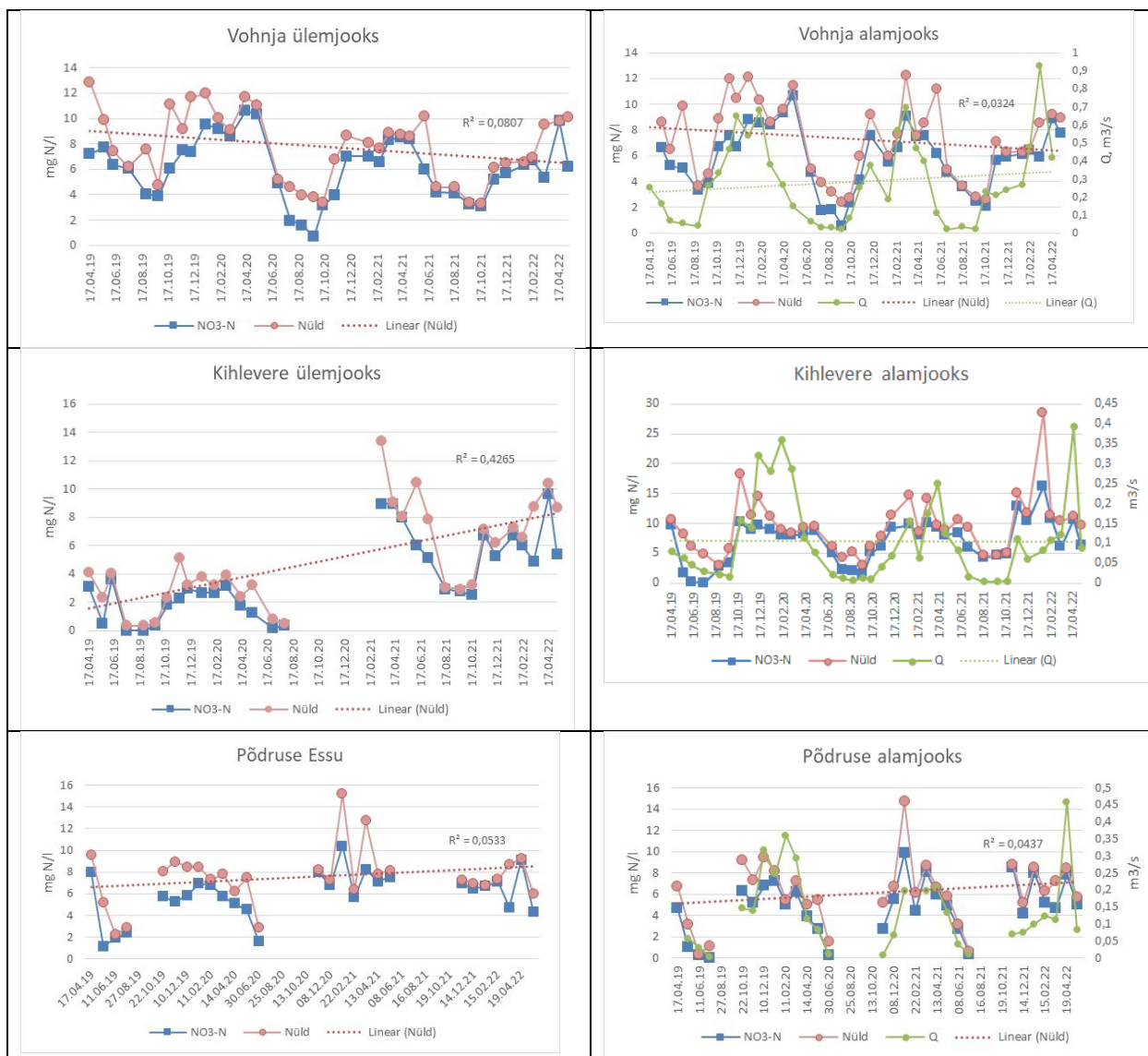


Joonis 4.13. Üldlämmastiku sisaldus seirejõgedes 04.2019-05.2022 (jõgede numeratsioon on antud tabelis 4.4). Punase joonega on tähistatud hea/kesise seisundi piir.

Tabel 4.4. Üldlämmastiku sisaldus (mgN/L) seirejõgedes perioodil 04.2019 – 05.2022.

Seire-läveni nr.	Seirelävend	Max	0,9 protsentiil	Keskmine	0,1 protsentiil	Min	Mediaan
1	Vohnja oja	12,9	11,3	7,8	3,9	3,3	7,9
2	Vohnja oja suue	12,3	11,3	7,3	3,1	2,4	7,5
3	Kihlevere ülemjooks	13,4	9	4,9	0,5	0,3	3,9
4	Kihlevere pkr. Kadrina-Viitna mnt	28,5	14,5	9,4	4,6	2,9	9,2
5	Põdruse-Essu	15,2	9,4	7,5	4,3	2,3	7,5
6	Põdruse alamjooks	14,7	8,9	6,1	1,4	0,4	6,3
7	Visuoru	14,4	10,6	6,5	2,8	0,3	6,2
8	Sõmeru allikad	16,1	12,5	7,4	1,5	1,3	7,5
9	Sõmeru Mõedaka-Rakvere mnt	12,5	10,4	7,3	4,8	2,4	7,3
10	Sõmeru Peterburi mnt.	15,8	13,7	9,9	6,8	2,5	9,5
11	Kunda Uhtna	8,7	5,6	3,9	2,2	1,4	3,1
12	Kunda Kohala	6,5	5,5	3,9	2,2	0,8	3,7
13	Kunda-Kohala Kunda mnt.	6,6	5,2	3,6	2,2	0,9	3,5
14	Pada-Padaorg	6,3	3,7	2,5	1,5	0,9	2,4
15	Pada Viru-Nigula	4,9	4,3	2,9	1,9	1,1	2,8

Üld- ja nitraatlämmastiku sisalduste käik kolmeaastasel seireperioodil on esitatud joonisel 4.14. Kõrgemad lämmastiku sisaldused analüüsiti kevadperioodil aga ka 2019/2020 ning 2020/2021 talvel, mis on seletatav seireperioodi suhteliselt soojade talvega, koos vihmasadudega ja kõrgeenenud äravooluga ja seda eriti 2019/2020 talvel (vt ka peatükk 4.3). Lämmastiku sisalduse suundumus on osades vooluveekogudes (Kihlevete, Põdruse, Sõmeru ja Kunda j. Kohala ning Kohala-Kunda mnt. lävendid) olnud kasvav, samas kui kahanevat suundumust näitas vaid Vohnja oja. Ülejäänud vooluveekogudes erilist muutust Nüld ja $\text{NO}_3\text{-N}$ sisalduses kolmeaastasel seireperioodil ei täheldata. Kasvav suundumus Kihlevere peakraavis on seletatav muutunud seirelävendi asukohaga Kihlevere külast alavoolu.



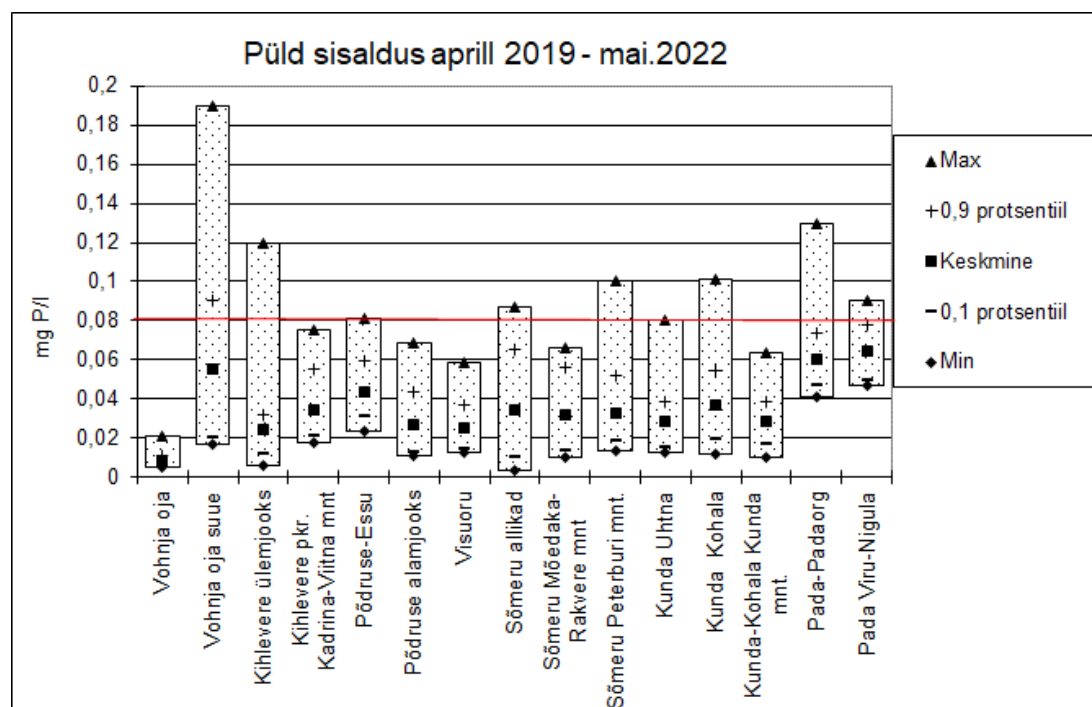


Joonis 4.14. Üld- ja nitraatlämmastiku sisaldus ja vooluhulk seirelävendites 04.2019 kuni 05.2022

4.2.2. Fosfori sisaldus seirejõgedes

Üldfosfori minimaalsed, maksimaalsed, keskmised sisaldused ning 10% ja 90% tagatusega väärtused vooluveekogude seirelävendites ja ka Sõmeru jõe ülemjookus allikates perioodil 04.2019 – 05.2022 on toodud joonisel 4.15 ja tabelis 4.5. Üldfosfori keskmine sisaldus on kõikides uuritud vooluveekogudes suhteliselt madal ning ei ületa vooluveekogudele kehtestatud mitte-hea seisundi piiri 0,08 mg P/L (Keskkonnaministri määrus nr. 19). Valdavas osas seirelävenditest jääb keskmine Püld sisaldus väga hea seisundi ($\leq 0,05$ mgP/L) klassi. Maksimaalsed väärtused ulatuvad Vohnja oja alamjooksul, Kihlevere ülemjooksu, Sõmeru jõe alamjooksu ja Kunda-Kohala ning Pada Padaoru lävendis üle 0,1 mg P/L. Vohnja oja suudmelävendis on Püld sisaldus oluliselt kõrgem võrreldes ülemjooksu seirelävendiga, kus põhjaveeline toitumine on rohkete allikate tõttu suur, ehkki täpsemad andmed põhjavee osakaalu kohta oja toitumuses puuduvad (vt ka peatükk 4.4.1). Fosfori sisaldus on kõrge eelkõige madalveeperioodil hilisüvel-sügisel (joonis 4.16).

$\text{PO}_4/\text{Püld}$ suhe jäi uuritud jõgedes vahemikku 0,51 (Sõmeru Peterburi mnt ja Põdruse suudme lävendid) kuni 0,79 (Vohnja oja suue).

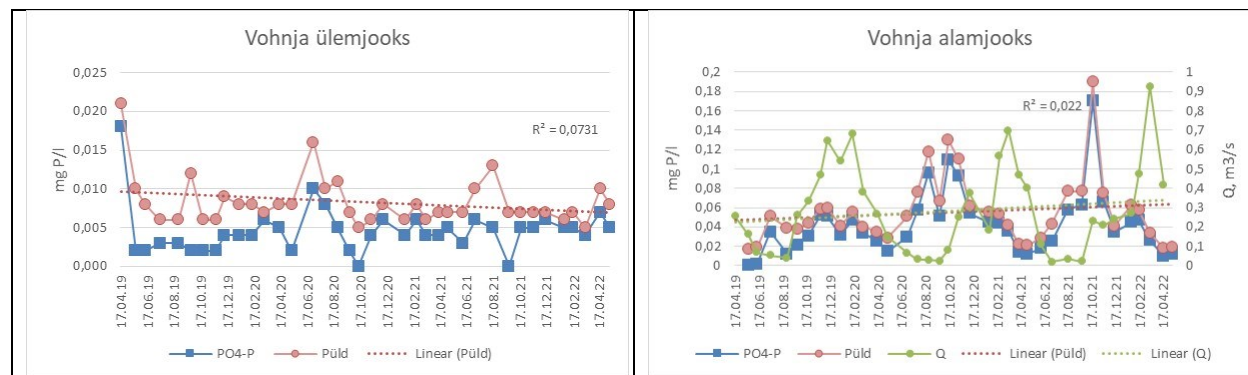


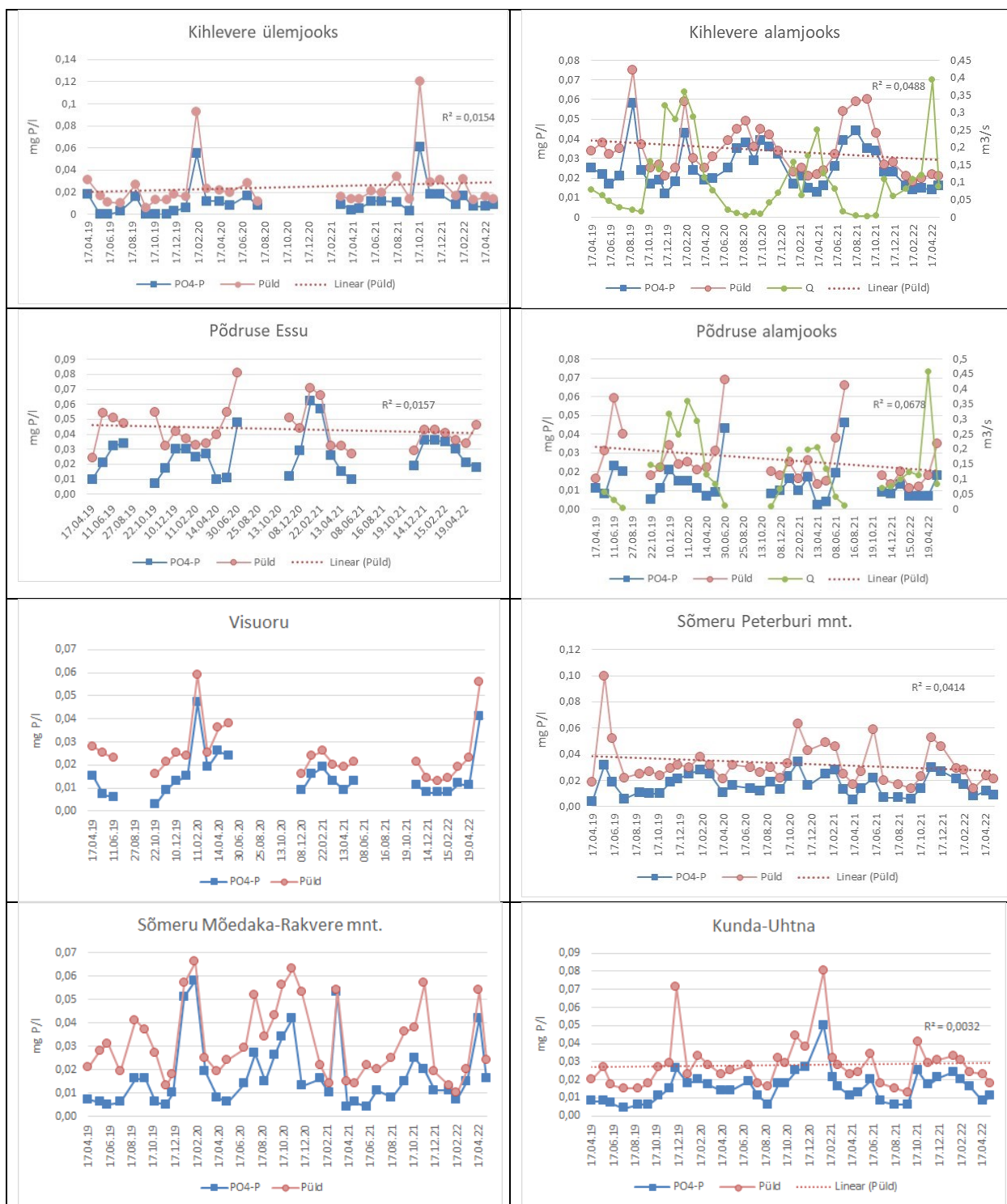
Joonis 4.15. Üldfosfori sisaldus seirejõgedes 04.2019-05.2022. Punase joonega on tähistatud hea/kesise seisundi piir.

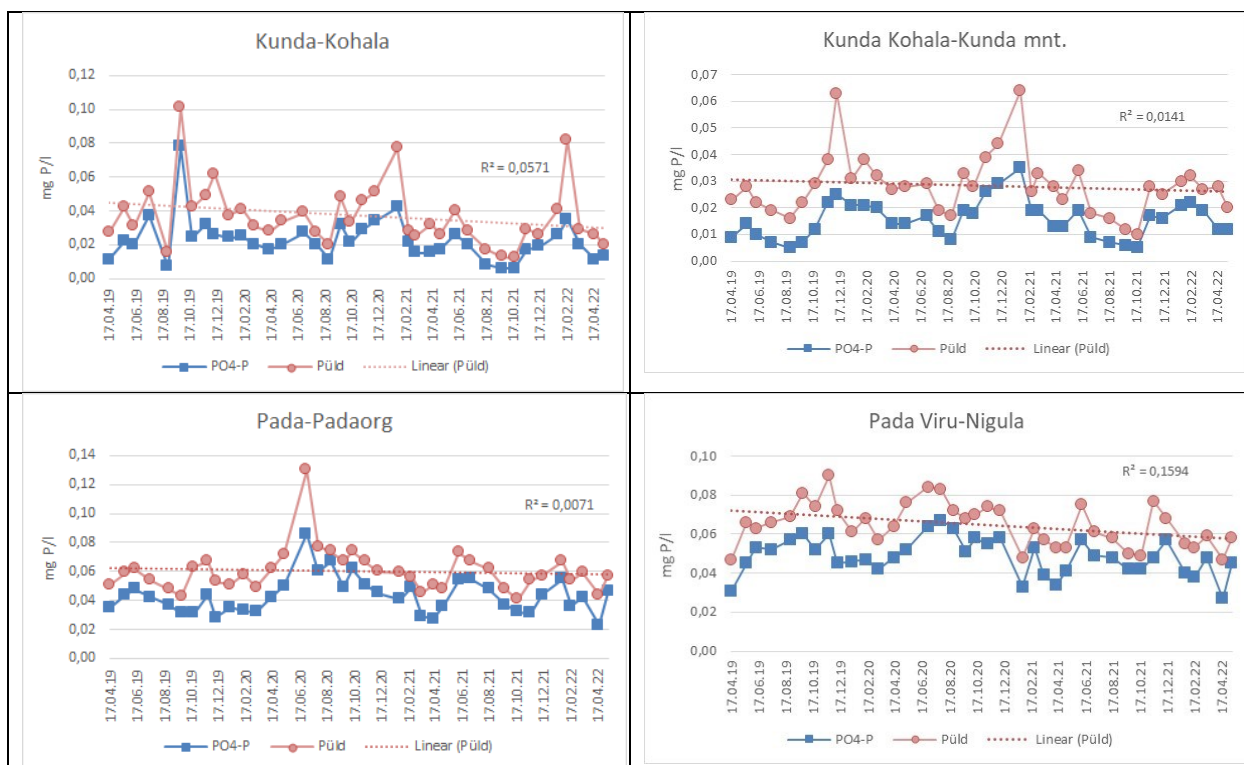
Tabel 4.5. Üldfosfori sisaldus (mgP/L) seirejõgedes perioodil 04.2019-05.2022.

Seire-lävendi nr.	Seirelävend	Max	0,9 protsentiil	Keskmine	0,1 protsentiil	Min	Mediaan
1	Vohnja oja	0,021	0,011	0,008	0,006	0,005	0,007
2	Vohnja oja suue	0,19	0,09	0,056	0,02	0,017	0,051
3	Kihlevere ülemjooks	0,12	0,032	0,025	0,012	0,006	0,017
4	Kihlevere pkr. Kadrina-Viitna mnt	0,075	0,056	0,034	0,021	0,018	0,032
5	Põdruse-Essu	0,081	0,059	0,044	0,031	0,024	0,042
6	Põdruse alamjooks	0,069	0,044	0,027	0,013	0,011	0,022
7	Visuoru	0,059	0,037	0,025	0,015	0,013	0,023
8	Sõmeru allikad	0,087	0,065	0,034	0,01	0,004	0,02
9	Sõmeru Mõedaka-Rakvere mnt	0,066	0,056	0,032	0,014	0,01	0,026
10	Sõmeru Peterburi mnt.	0,1	0,052	0,033	0,018	0,014	0,029
11	Kunda Uhtna	0,08	0,039	0,028	0,016	0,013	0,027
12	Kunda Kohala	0,101	0,054	0,037	0,019	0,012	0,032
13	Kunda-Kohala Kunda mnt.	0,064	0,039	0,028	0,017	0,01	0,028
14	Pada-Padaorg	0,13	0,078	0,06	0,047	0,041	0,059
15	Pada Viru-Nigula	0,09	0,078	0,065	0,05	0,047	0,065

Üld- ja fosfaatfosfori sisalduses olulist muutust seireperioodil ei esinenud (joonis 4.16). Vohnja ülemjooksul, Kihlevere, Põdruse ja Sõmeru alamjooksul ning Pada j. Viru-Nigula lävendis on siiski suundumus Püld sisalduse langusele, Vohnja alamjooksu lävendis aga tõusule.







Joonis 4.16. Üld- ja fosfaatfosfori sisalduse ning vooluhulga muutus seirejõgedes 04.2019-05.2022.

N/P keskmise sisalduse suhe oli kõikides seirelävendites üle 100, erandiks vaid Pada jõe mõlemad seirelävendid, kus see oli 41 ja 45. Sõmeru j. ja Kihlevere valglas ulatus N/P suhe üle 200 ja oli Vohnja oja ülemjooksul isegi 938, osutades kõrgele N sisaldusele, suurele põhjavee mõjule veekvaliteedi formeerumisel (vt ka peatükk 4.4.1) ning fosforile kui limiteerivale toiteelemendile.

Toitainete sisalduses aset leidvate suundumuste kohta ei ole kolme aasta andmete alusel võimalik põhjanevaid järeldusi teha. Kunda, Selja ja Loobu jõe riiklike seireandmete alusel on aga üldiseks trendiks perioodil 1993-2019 olnud fosfori sisalduse langus nii pikemal perioodil 1993-2019 kui ka viimasel dekaadil (tabel 4.6), mida saab seostada punktreostuskoormuse alanemisega ja tõhusama reoveekäitlusega. Lämmastiku sisalduse suundumus on olnud tõusev, ehkki viimasel dekaadil statistiliselt olulist kasvavat suundumust enam ei esine (TalTech, 2021). Selle üheks põhjuseks võib olla langev suundumus äravoolus kõigis kolmes jões aastatel 2009-2019, mis mahendas N sisalduse kasvutrendi sel perioodil. Üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduse suhe perioodil 1993-2019 näitab statistiliselt olulist kasvavat suundumust, mis iseloomustab olukorda, kus P sisaldus on vähenenud ning N sisaldus kasvanud. Perioodil 2009-2019 on Loobu jõe PO₄-P sisalduses täheldatud kasvavat trendi, ehkki see ei ole statistiliselt

oluline. Kuna äravool on sel perioodil pigem langevas suundumuses, saab fosfaatlämmastiku kasvu seletada inimõjuga, milleks tõenäoliselt on suurenev punktreostuskoormus. Sellele viitab ka suvisel madalaveeperioodil (mai-september) aset leidnud statistiliselt oluline fosfaatide ja ka ammoniumlämmastiku sisalduse kasv Loobu jões aastatel 2009-2019, viidates võimalikule heitvee mõjule.

Tabel 4.6. Toitainete sisalduse ja äravoolu ning $N_{\text{üld}}/P_{\text{üld}}$ keskvärtuste massi suhte suundumused Kunda, Selja ja Loobu jões perioodidel 1993-2019 ja 2009-2019. Rasvases kirja statistiliselt oluline ($p \leq 0,05$) trend (TalTech, 2021).

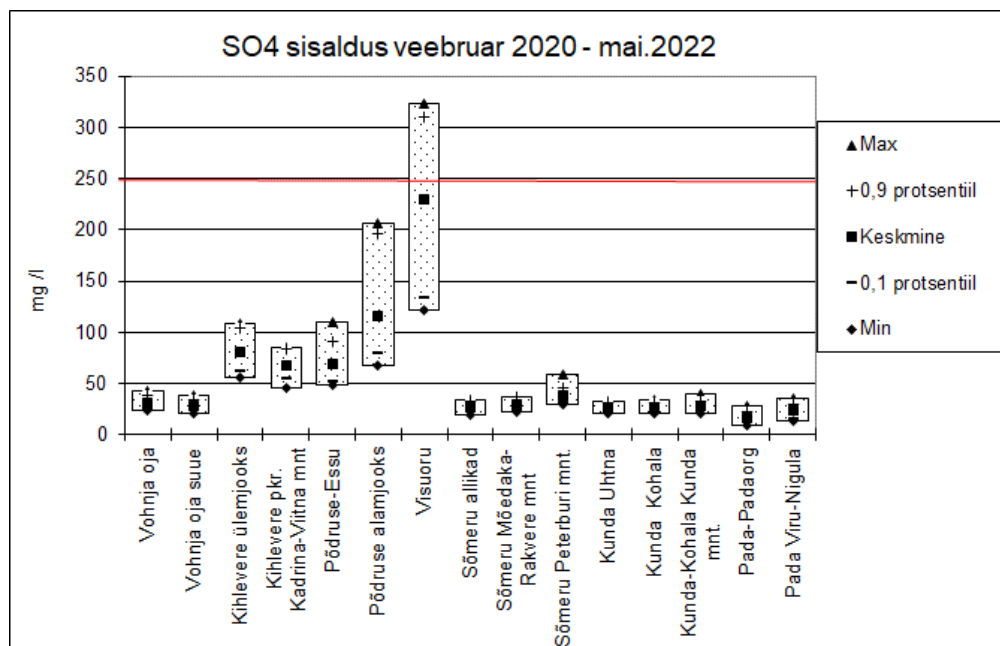
Jõgi/seirejaam/ veekogumi kood		1993-2019		2009-2019	
		MK-stat	p- väärtus	MK-stat	p- väärtus
Kunda-Kunda SJA8841000 1072900_3	NH ₄ -N	-1,73	0,042	0,08	0,468
	NO ₃ -N	2,92	0,002	1,54	0,061
	Nüld	0,19	0,425	-0,63	0,266
	PO ₄ -P	-2,88	0,002	-2,84	0,002
	Püld	-1,74	0,041	-2,02	0,022
	N/P	1,33	0,091		
	Q	0,51	0,305	-1,34	0,089
Selja SJA3956000 1074600_4	NH ₄ -N	-3,47	<0,001	-0,21	0,416
	NO ₃ -N	4,10	<0,001	1,48	0,070
	Nüld	2,97	0,001	1,15	0,125
	PO ₄ -P	-5,28	<0,001	-2,62	0,004
	Püld	-4,82	<0,001	-2,24	0,012
	N/P	4,69	<0,001		
	Q	0,25	0,401	-0,71	0,238
Loobu-Vihasoo SJA5258000 1077900_2	NH ₄ -N	0,25	0,401	0,38	0,351
	NO ₃ -N	3,45	<0,001	0,74	0,230
	Nüld	2,99	0,001	0	0,500
	PO ₄ -P	-3,55	<0,001	1,08	0,141
	Püld	-3,29	<0,001	-0,16	0,437
	N/P	4,09	<0,001		
	Q	2,10	0,018	-0,85	0,199

4.2.3 Sulfaadi ja kloriidi sisaldus seirejõgedes

Sulfaadi keskmine ja 90% tagatusega sisaldus seirejõgedes varieerus perioodil veebruar 2020 kuni mai 2022 suurtes piirides, olles üldjuhul madalam suuremates valglates (Sõmeru, Kunda, Pada) ning kõrgem

väikevalglates. Erandiks on Vohnja oja, kus SO_4^{2-} sisaldus oli võrreldav Sõmeru, Kunda ja Pada jões leituga (joonis 4.17). Keskmine SO_4^{2-} sisaldus oli kõrgem Visuoru ja Põdruse peakraavis, mille põhjuseks võib olla pinnases leiduva püriidi oksüdeerumisel tekkiv SO_4^{2-} , mis kandub vooluveekogudesse (vt ka peatükk 4.4.1). Püriidi oksüdeerumist on soodustanud maaparandus ja põhjavee taseme alanemine. 1990-ndatel aastatel jäid paljud kuivendussüsteemid hooldamata, mistõttu põhjavee tase taas tõusis ning sulfaatide sisaldus pinnavees vähenes (Loigu ja Leisk 2001; Iital et al., 2004). Sulfaadi sisaldus Põdruse kraavis on kõrgem madalveeperioodidel ja madalam kõrgveeperioodil. Kõrgveeperioodil on põhjavee tase kõrgem ning vähese hapniku tingimustes väheneb püriidi oksüdatsiooni intensiivsus ja seeläbi ka tekkivate sulfaatide hulk tuntuvalt.

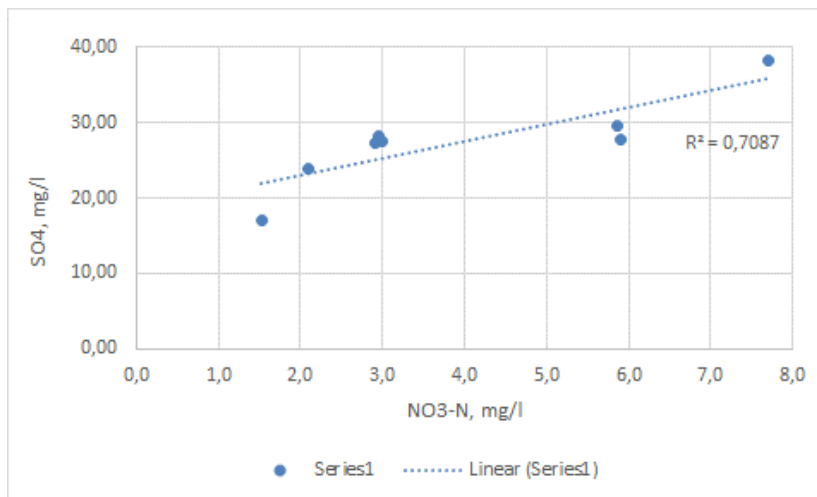
Püriidi oksüdeerumine on seotud ka denitrifikatsiooniprotsessidega nii pinna- kui põhjavees ja soodustab lämmastiku lendumist atmosfääri (Loigu et al., 2008; peatükk 4.1.3). Veekvaliteeti käsitlevad õigusaktid üldjuhul ei normeeeri pinnavee sulfaadisaldust. Sotsiaalministri määrusega 31.07.2001 nr 82 on kehtestatud vaid nõue, et joogivee tootmiseks kasutatava pinnavee sulfaadisaldus ei tohi olla kõrgem kui 250 mg/l. Seda taset ületatakse vaid Visuoru peakraavis.



Joonis 4.17. Sulfaatide sisaldus pinnavee seirelävendites perioodil 02.2020 kuni 05.2022.

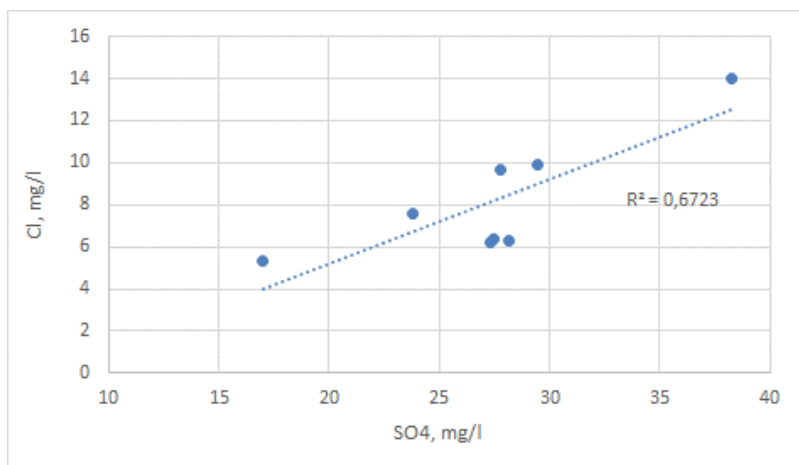
Väiksema valgla vooluveekogudes (Vohnja, Kihlevere, Põdruse, Visuoru) on seos nitraatlämmastiku ja sulfaadisalduse vahel nõrk. Samas on nii üldlämmastiku kui sulfaadi sisaldus kohati väga kõrge.

Suuremates jõgedes on aga korrelatsioon nende näitajate vahel väga hea (joonis 4.18). See langeb kokku varasemate uuringute tulemustega Eestis, kus nt. Loigu ja Leisk (2001) leidsid tugeva korrelatsiooni üldlämmastiku ja sulfaatide sisalduse vahel Peipsi järve suubuvates jõgedes. Sarnase tulemuseni jõuti ka teises töös (Iital et al., 2004), kus leiti hea seos nitraatlämmastiku ja sulfaadisalduse vahel Peipsi valgla jõgedes. Samad autorid tõid välja ka üldise trendi sulfaadisalduse alanemise suunas kõigis uuritud jõgedes perioodil 1990-2001, mille põhjusena toodi välja nii jõgedesse jõudva kaevandusvee koguse vähenemine kui ka atmosfäärist sadeneva sulfaadikoguse alanemine.



Joonis 4.18. Seos 2019-2022 a. keskmise nitraatlämmastiku ja sulfaadi sisalduse vahel suuremate jõgede (Sõmeru, Kunda, Pada) seirelävendites

Kloriidide keskmine sisaldus serejõgedes on madal ja jääb perioodil 02.2020 -05.2022 vahemikku 5,3 kuni 21,4 mg/l. Kõrgemad sisaldused on Põdruse-Essu lävendis ja Sõmeru Peterburi mnt. lävendis (14 mg/l). Kloriidide sisaldused on suhteliselt sarnased põhjaveega (vt. ptk. 4.1.3) Samas ei täheldatud väiksemate valglate pinnavees olulist seost kloriidide ja nitraatlämmastiku sisalduse vahel, nii nagu see esines maaapinnalähedases põhjavees (joonis 4.8). Suurema valglaga jõgedes (Sõmeru, Kunda, Pada) on väga hea seos sulfaatide ja kloriidide sisalduse vahel (joonis 4.19). Väiksemates valglates on see seos väga nõrk.



Joonis 4.19. Kloriidi 2020-2022 a. keskmise sisalduse seos sulfaadi sisaldusega suurema valgla jägede (Sõmeru, Kunda, Pada) seirelävendites.

4.2.4 Muud kvaliteedinäitajad

Lahustunud hapniku küllastusaste vooluveekogudes 10% tagatusega oli valdavalt väga hea seisundiklassi (> 61%) tasemel. Heas seisundis (O₂ küllastusaste 50–60%) on selle indikaatori alusel vaid Sõmeru ülemjooksu allikad, Kihlevere peakraavi ülemjooks ja Vohnja ülemjooksu lävend, mis samuti on allikalise toitumusega.

BHT₅ seireperioodi seirelävendite keskmised jäid vahemikku 1,3–2,0 mg O₂/l ning kõikide vooluveekogude seisund on selle näitaja alusel väga hea.

4.3 Põhjavee osakaal seirejõgedes äravoolus ja pinna-põhjavee dünaamiline vastastikmõju

Täpsustamaks põhjavee kvaliteedi võimaliku mõju ulatust uuringualade pinnavee keemilisele koostisele, hinnati antud uuringu käigus baasäravoolu osakaalu Varangu (Selja jõgi), Arbavere (Loobu jõgi) ja Sämi (Kunda jõgi) hüdromeetriaajas mõõdetud ööpäevaste vooluhulkade aegridade põhjal. Baasäravoolu võivad lisaks põhjaveele mõjutada ka märgalad ja suured järved. Viimased uuritud aladel puuduvad. Uuritud valglates Pandivere kõrgustikul on ka märgalade osakaal väga väike, olles Varangu hüdromeetriaamaga seotud Selja jõe valglas <1 % ja Sämi ning Arbavere hüdromeetriaamadega seotud Kunda ja Loobu jõe valglates kuni 5%. Sellest tulenevalt võib väita, et arvatud baasäravoolu osakaalud neis jõgedes iseloomustavad peamiselt põhjavee osakaalu.

Analüüsitud vooluhulkade andmerekas hõlmavad endas ajavahemikku 01.01.2011–30.04.2022 Varangu, 01.01.2007–30.04.2022 Arbavere ja 01.01.1966–30.04.2022 Sämi hüdroloogiajaama lävendi kohta (KAUR, 2022). Näitajate parema võrreldavuse tarbeks kasutati keskmiste baasäravoolude ja vooluhulkade statistikute arvutamiseks kõikide jaamade puhul perioodi 01.01.2011–30.04.2022, v.a Selja valglas HBV-Light meetodika korral, kus kogu perioodiks on 01.01.2013–30.04.2022. Samuti arvutati eraldi näitajad kolme viimase hüdroloogilise aasta kohta (01.10.2018–30.09.2019; 01.10.2019–30.09.2020; 01.10.2020–30.09.2021).

Varangu hüdroloogiajaamas mõõdetud Selja jõe aastane vooluhulk oli kogu ajavahemikus keskmiselt 3,27 m³/s. Antud perioodil mõõdeti maksimaalne ööpäevane vooluhulk 26,0 m³/s 2011. aasta aprillis ja minimaalne ööpäevane vooluhulk 0,49 m³/s 2013. aasta oktoobris. Perioodi keskmine mediaanvooluhulk Varangu hüdroloogiajaamas oli 2,6 m³/s. Loobu jõel asetseva Arbavere hüdroloogiajaamas mõõdetud keskmine ööpäevane vooluhulk oli 2,32 m³/s ja mediaanvooluhulk 1,91 m³/s. Maksimaalseks ööpäevaseks vooluhulgaks mõõdeti 2011. aasta aprillis 13,7 m³/s ja minimaalne vooluhulk vaid 0,34 m³/s 2018. aasta augustis ja septembris. Kogu perioodi Kunda jõe keskmine ööpäevane vooluhulk Sämi hüdroloogiajaamas oli 4,49 m³/s. Maksimum mõõdetud ööpäevane vooluhulk esines Kunda jõel samuti 2011. aasta aprillis (27,4 m³/s) ja miinimum vooluhulk 2018. aasta septembris (1,06 m³/s). Antud perioodi keskmine mediaanvooluhulk Sämi jaamas oli 3,60 m³/s.

Sarnaselt kogu aegrea tulemustele, on ka kolme viimase hüdroloogilise aasta mediaanvooluhulgad väiksemad kui keskmised ööpäevased vooluhulgad. Vaid aastal 2019–2020 on mediaanvooluhulgad väga

lähedased keskmistele vooluhulkadele. See on tingitud asjaolust, et antud aasta oli normist soojem ja sademerohkem (Koit, 2022). Sel aastal püsivat lumikatet sisuliselt ei tekkinud, ja põhjavee toitumine oli aasta lõikes tavapärasest ühtlasema intensiivsusega. Sarnased mustrid on varem kinnitust leidnud ka Madal-Eesti jõgede (Tuhala ja Salajõgi) puhul (*Ibid.*). Kõigi kolme jõe vooluhulkade statistikud nii kogu ajaperioodi kui eraldi kolme viimase hüdroloogilise aasta kohta on toodud tabelis 4.7.

Tabel 4.7. Varangu, Arbavere ja Sämi hüdroloogiajaamas mõõdetud vooluhulkade statistilised näitajad.

Periood	01.01.2011– 30.04.2022	01.10.2018– 30.09.2019	01.10.2019– 30.09.2020	01.10.2020– 30.09.2021
n (päeva)	4138	365	366	365
Selja				
Keskmine (m ³ /s)	3,27	2,64	3,72	3,21
Mediaan (m ³ /s)	2,60	1,56	3,56	2,39
Min (m ³ /s)	0,49	0,58	0,70	0,73
Max (m ³ /s)	26,00	12,70	9,80	11,80
Loobu				
Keskmine (m ³ /s)	2,32	1,66	2,37	2,01
Mediaan (m ³ /s)	1,91	0,85	2,25	1,69
Min (m ³ /s)	0,34	0,39	0,53	0,54
Max (m ³ /s)	13,70	8,28	5,79	7,09
Kunda				
Keskmine (m ³ /s)	4,49	3,47	4,28	4,11
Mediaan (m ³ /s)	3,60	2,16	4,27	3,40
Min (m ³ /s)	1,06	1,22	1,46	1,32
Max (m ³ /s)	27,40	16,30	9,74	15,70

Selja jõe baasäravool leiti kasutades kolme erinevat meetodit (filtrimeetod, HBV-Light, PRMS) ja Loobu ning Kunda jõe puhul kasutati baasäravoolu arvutamiseks filtrimeetodit ja HBV-Light meetodit. Mudelite kalibreerimisel korrigeeriti mudeli tundlikke parameetreid seni, kuni saavutati mõõdetud ja arvutatud vooluhulkade hüdrograafide parim ühilduvus visuaalse ning statistilise hinnangu järgi. Kalibreerimistulemusi hinnati statistiliselt Nash-Sutcliffe'i efektiivsuse (NSE) ja Kling-Gupta efektiivsuse (KGE) koefitsiendiga (Gupta jt., 1999; Nash & Sutcliffe, 1970). Kõiki kolme mudelit kalibreeriti käsitsi, PRMS mudeli puhul kasutati lisaks veel programmi LUCA (Hay jt., 2006). Kalibreerimise järgsed statistikud on välja toodud tabelis 4.8.

Kasutades filtri metoodikat jäi Selja, Kunda ja Loobu valglate mudelite NSE peale kalibreerimist kogu perioodil vahemikku 0,90–0,96, mille kohaselt on antud mudeli efektiivsus väga hea (Moriassi jt., 2007). PRMS mudeli kalibreerimise tulemusel saadi NSE efektiivsus kogu perioodil 0,76 (hea) ja KGE efektiivsuseks 0,84 (hea; Thiemiig jt., 2013). Mõlemad mudelid on statistikute põhjal piisavalt täpsed baasäravoolu arvutamiseks.

HBV-Light mudeli puhul saadi kogu perioodi Selja valgla mudeli NSE tulemuseks 0,47 (mitterahuldav) ja Loobu ning Kunda valgla mudeli puhul 0,59 (rahuldav). KGE efektiivsus antud mudelite puhul oli vastavalt 0,74 (hea; Selja) ja 0,77 (hea; Loobu ja Kunda). Samas vaadates antud mudeli kalibreerimistulemusi aastate kaupa eraldi, annavad aastad 2018–2019 ja 2019–2020 NSE efektiivsuseks Selja ja Kunda valglal 0,72–0,75 (hea) ja Loobu valglas 2018–2019 0,70 (hea) ja KGE samadel aastatel 0,61–0,83. Halvemad modelleerimise tulemused esinevad aastal 2020–2021, kus NSE jääb vahemikku 0,31–0,40 ja KGE 0,38–0,40. Sellest tulenevalt on antud mudeli tulemused baasäravoolu arvutustulemused usaldusväärsed Selja valgla mudeli puhul aastatel 2018–2020 ja Loobu ning Kunda valglate puhul lisaks kogu aegrea kohta.

Tabel 4.8. Mõõdetud ja arvutatud vooluhulkade statistiline võrdlus.

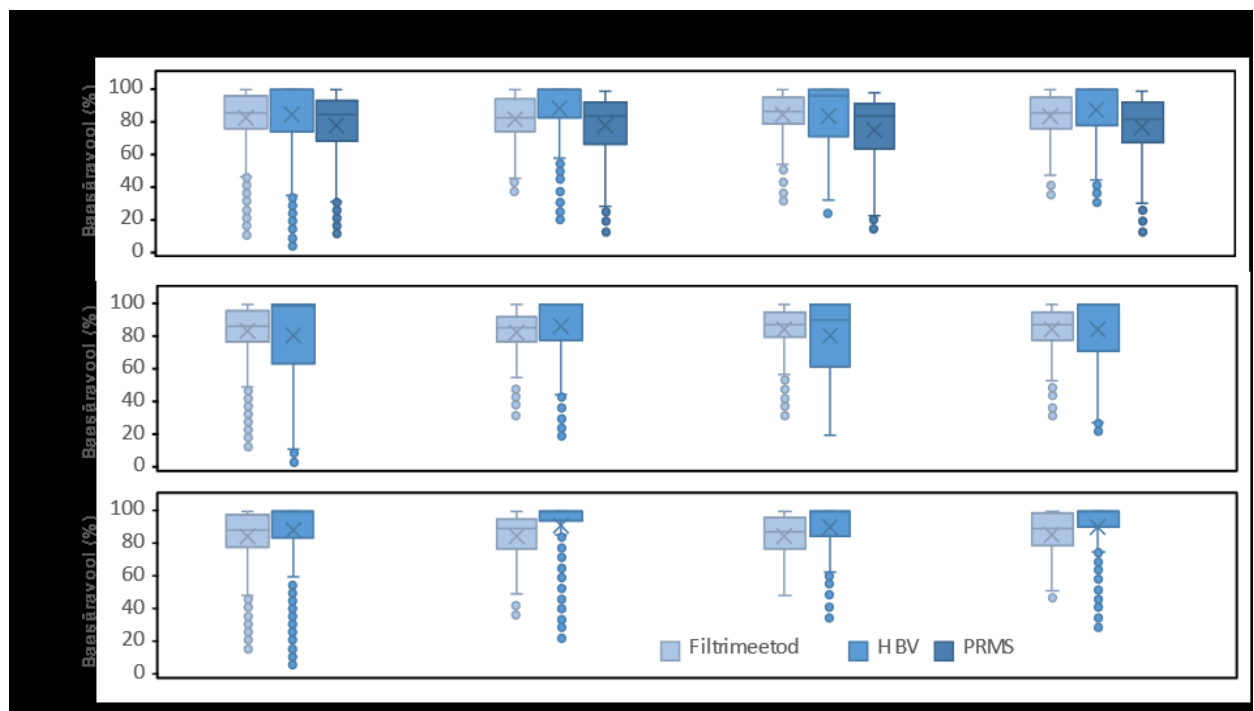
Mudel	Filtrimetod			HBV-Light			PRMS
	Selja	Loobu	Kunda	Selja	Loobu	Kunda	
Periood	2011– 2022	2011– 2022	2011– 2022	2013– 2022	2008– 2022	1968– 2022	2011– 2022
Nash-Sutcliffe koefitsient (NSE)	0.92	0.96	0.90	0.47	0.59	0.59	0.76
Kling-Gupta koefitsient (KGE)				0.74	0.77	0.77	0.84
$\alpha/K2^*$	0.012	0.011	0.008	0.015	0.014	0.014	

* α - baasäravoolu koefitsient filtrimeetodil; K2 - baasäravoolu koefitsient HBV-Light mudelis

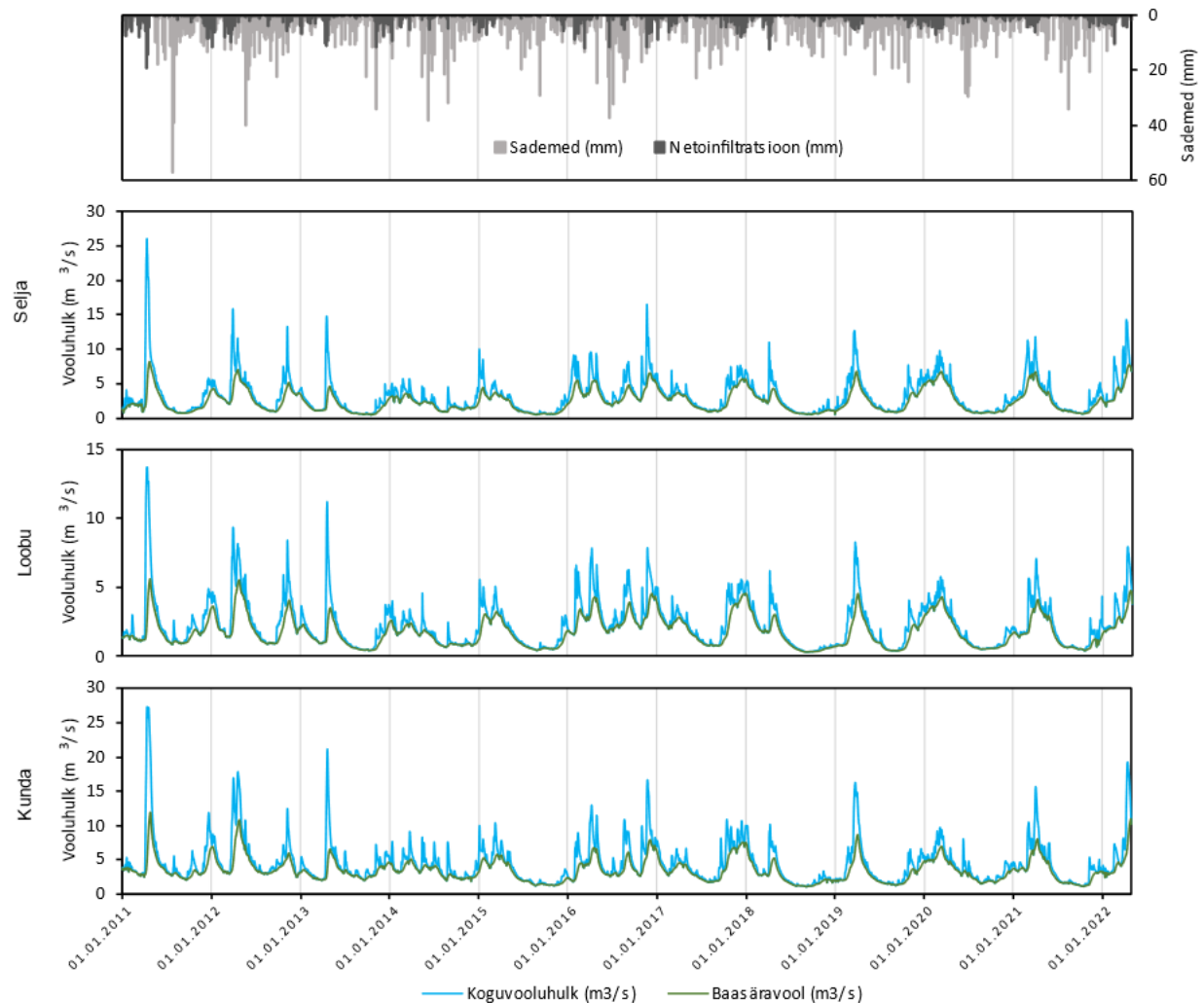
Parameetrite kalibreerimisel leiti, et filtrimeetodil kogu vooluhulga ja baasäravoolu arvutamiseks on kõige sobilikum α väärtuseks Selja valglas 0,012, Loobu valglas 0,011 ja Kunda valglas 0,015. HBV mudeli kalibreerimisel osutus kõige sobilikumaks K2 väärtusteks Selja valglas 0,015, Loobu valglas 0,014 ja Kunda valglas 0,014. PRMS mudeli puhul kalibreeriti tundlikkusanalüüsi tulemusel 16 parameetrit, millest baasäravoolu kõige enam mõjutavate parameetrite *gwflow_coef*, *gwstor_int* ja *gwstor_min* väärtusteks määrati vastavalt 0,5, 1,0 ja 0,04.

Perioodil 2011–2022 moodustab Selja jõe koguvooluhulgast keskmiselt 70–78% baasäravool, varieerudes vahemikus 3–100% ööpäevas. Käesoleva uuringu raames saadud keskmine põhjavee osakaal on oluliselt suurem kui varasem hinnang (47%) perioodi 1932–1959 andmete põhjal (Ресурсы..., 1972). Loobu jõe vooluhulgast moodustas antud perioodil baasäravool 63–77%, varieerudes 4–100% ööpäevas. Saadud keskmine on samuti mõnevõrra suurem kui varasem hinnang põhjavee osakaalule (62%) perioodil 1947–1964 (Ресурсы..., 1972). Kunda jõe vooluhulgast moodustas baasäravool keskmiselt 72–77%, varieerudes vahemikus 6–100%. Ka Kunda jõe puhul on saadud baasäravoolu osakaal suurem varasemast hinnangust põhjavee osakaalule (54%) perioodil 1942–1965 (Ресурсы..., 1972). Arvutatud baasäravoolude varieeruvused kogu aegrea ja viimase kolme hüdroloogilise aasta lõikes on välja toodud joonisel 4.20. Joonisel 4.20 on Varangu, Arbavere ja Sämi hüdroloogiajaamas mõõdetud vooluhulkade ja filtrimeetodil eraldatud baasäravoolude ööpäevased tulemused koos PRMS meetodil arvutatud netoinfiltratsiooniga.

Võrreldes Madal-Eesti jõgedega (Tuhala ja Salajõgi) samal perioodil (2018/2019 ja 2019/2020), on Pandivere kõrgustikuga seotud jõgede baasäravoolu osakaalud mõnevõrra suuremad (vastavalt 56% ja 78%; 2018/2019 ja 2019/2020 aastate keskmised), mis viitab suuremale põhjaveelise toitumuse osakaalule Pandivere jõgede koguäravoolus (Koit, 2022). Nii Pandiveres kui Madal-Eestis paistis 2019/2020 lumevaene aasta silma baasäravoolu suurema osakaaluga. Muuhulgas olid Madal-Eesti jõgede α väärtused kõrgemad (keskmiselt 0.1) kui antud uuringus analüüsitud Pandivere kõrgustiku jõgedes, mis viitab viimase mõnevõrra ühtlasema iseloomuga voolurežiimile. See võib tuleneda Pandivere jõgede baasäravoolu allikaks olevate põhjaveereservuaaride ühtlasemast ja vähema intensiivsusega karstumusest, nagu ilmnes näiteks Tuhala ja Salajõe karstisüsteemide võrdlemisel (Koit, 2022).



Joonis 4.20. Arvutatud baasäravoolude varieeruvus Varangu (Selja jõgi), Arbavere (Loobu) ja Sämi (Kunda) hüdroloogiajaamas mõõdetud vooluhulkade põhjal.



Joonis 4.21. Mõõdetud vooluhulkade ja arvutatud baasäravoolu ööpäevased tulemused Selja, Loobu ja Kunda jões. Sademetena on joonisel toodud Väike-Maarjas mõõdetud ööpäeva keskmiste sademete hulk ja PRMS mudeliga Selja jõe valgale arvutatud netoinfiltratsioon (lisa 8).

Võrreldes joonisel 4.21 esitatud baasäravoolu osakaalu muutust uuritud jõgedes sademete ning netoinfiltratsiooniga (lisa 8) ilmneb, et vooluhulkade suurenemine jõgedes on seotud pigem netoinfiltratsiooniga kui sademete hulga suurenemisega. Netoinfiltratsioon on suurem hilissügisel, talvel ja varakevadel, mil evapotranspiratsioon on väike. Suvekuudel võib sademete hulk olla kohati küll suur, aga valdav osa sellest kandub evapotranspiratsiooni kaudu tagasi atmosfääri ning põhjaveekihtide ja jõgede olulist toitumist ei toimu. Oluline on märkida ka seda, et kuigi baasäravoolu suhteline osakaal kõrgveeperioodidel väheneb, siis selle absoluutväärtus kasvab. Kui see baasäravool on rikas toitainete poolest, siis mõjutab see otseselt ka jõgede vee kvaliteeti suurvee ajal. Viimaks on arvutatud netoinfiltratsiooni väärtused ja ajaline muutlikus kooskõlas peatükis 4.1.2 kirjeldatud põhjavee isotoopkoostisega, kust ilmnes samuti, et maapinnalähedane põhjavesi tekib mitte sademete infiltratsioonil läbi aasta, vaid ainult kindlatel perioodidel (hilissügis ja kevad).

4.4 Põhja- ja pinnavee vastastikmõju keemiliste kvaliteedinäitajate järgi

Põhjavee suurt mõju Pandivere kõrgustikult lähtuvate vooluveekogude kvaliteedile, mis on väga tõenäoline arvestades peatükis 4.3 arvatud baasäravoolu osakaale jõgede äravoolus, kinnitab toitainete ($N_{\text{üld}}$, NO_3-N , $P_{\text{üld}}$, PO_4-P) ja teiste vee keemilist koostist kirjeldavate näitajate (elektrijuhtivus, Cl^- , SO_4^{2-}) sisalduste sarnasus seiratud põhja- ja pinnavee seirepunktides. Järgnevalt kirjeldatakse kahes alapeatükis pinna- ja põhjavee kvaliteedi seoseid väikevalglates ja suurte jõgede valglates.

4.4.1 Väikevalglad

Põhja- ja pinnavee $N_{\text{üld}}$ sesoonne muutlikkus väikevalglates (Vohnja, Kihlevere ja Põdruse/Visuoja) seireaastatel 2019–2022 koos NO_3-N protsentuaalse sisaldusega $N_{\text{üld}}$ -ist on esitatud joonisel 4.22. $N_{\text{üld}}$ sisaldused väikevalglate maapinnalähedases põhjavees (sügavus kuni 30 m) ja vooluveekogudes on sarnases suurusjärgus. Vohnja ojas ja Kihlevere peakraavi alamjooksul on suurema osa seireperioodist ületatud vooluveekogude (V1A-V3B) mittehea seisundi piir $N_{\text{üld}}$ suhtes (3 mgN/L; Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr. 19, Lisa 4; vt peatükk 4.2.1) ning samal ajal esineb mõlemas valglas põhjavee seirepunkte, kus NO_3-N sisaldus ületab teatud ajahetkel põhjavee kvaliteedi piirväärtust NO_3^- suhtes (50 mg/L ehk 11.3 mgN/L juhul kui kogu $N_{\text{üld}}$ esineks NO_3-N kujul; Keskkonnaministri 1. oktoober 2019. a määrus nr. 48).

Enamasti on põhjavee $N_{\text{üld}}$ -i NO_3-N osakaal suurem kui pinnavees. Erandiks on Kihlevere valgla, kus see osakaal on põhjavees väiksem. See tuleneb peamiselt oja ülemjooksul asuvate puurkaevude nr. 2561 (PRK0002561) ja Niinemäe (SJB3734000) tulemustest, kus $N_{\text{üld}}$ sisaldused on väga väikesed ja NO_3-N osakaal $N_{\text{üld}}$ -ist on <25%. Need kaevud paiknevad raud(III)oksiidide ja -hüdrokksiidide redutseerumise tsoonis (vt peatükk 4.1.1), kus NO_3-N võib olla lagunenu. NO_3-N osakaalu sesoonsest muutlikkust vaadates ilmneb (joonis 4.22), et eriti pinnavees väheneb NO_3-N osakaal $N_{\text{üld}}$ -ist oluliselt kevadise suurvee lõpus ja vooluhulkade langemise perioodil varasuvel. NO_3-N osakaal on suurim suurvee alguses ja maksimumis. See võib viidata sellele, et suurvee alguses tuleb oluline osa vooluveekogude toitest maapinnalähedasest põhjaveest, mis on oma päritolult suurvee-eelne (*pre-event water*) ja mida iseloomustab suurem NO_3-N osakaal. Suurvee maksimumi järel hakkab ka maapinnalähedase põhjavee koostist enam mõjutama vastava aasta suurvee ajal infiltreerunud vesi, mis sisaldab veel mineraliseerumata orgaanilist lämmastikku.

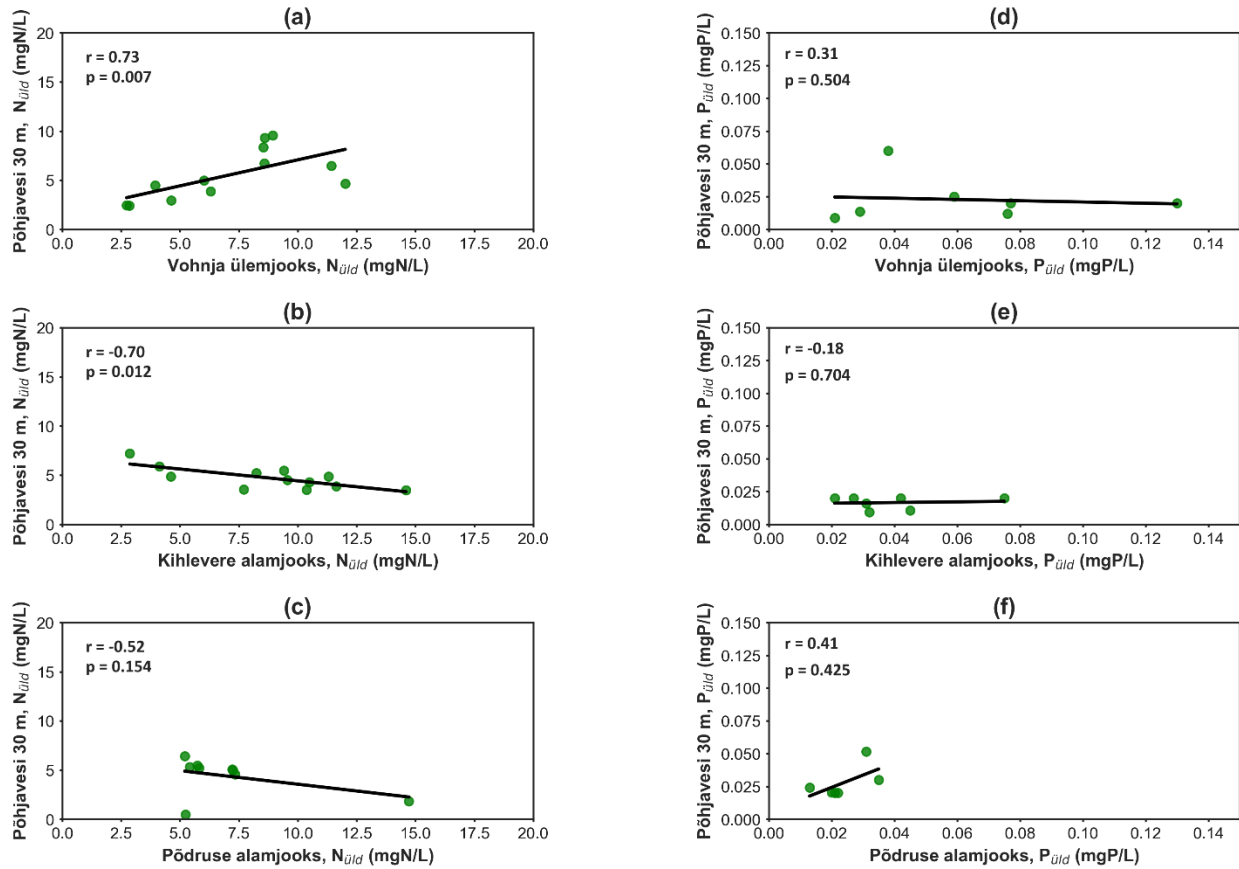
Vohnja valglas on põhjavee $N_{\text{üld}}$ sisalduse sesoonne muutlikkus väga sarnane Vohnja oja vastava näitajaga, mille suuremad sisaldused esinevad kevadisel kõrgveeperioodil. Kihlevere ja Põdruse/Visuoja valglates esinevad põhjavee $N_{\text{üld}}$ maksimumid hiljem kui vastavates vooluveekogudes vastavalt suvisel-sügisel madalveeperioodil (august-september) ja varasuvel (mai-juuni). Sama seost väljendavad ka põhja- ja pinnavee $N_{\text{üld}}$ väärtuste korrelatsioonid samas kuus võetud proovide vahel (joonised 4.23a-c). Vohnja valglas esineb statistiliselt usaldusväärne positiivne korrelatsioon maapinnalähedase põhjavee keskmise sisalduse ja Vohnja oja alamjooksu $N_{\text{üld}}$ näitaja vahel ($r=0,73$; $p=0,007$). Kihlevere valglas on vastav korrelatsioon negatiivne, kuid samuti statistiliselt usaldusväärne ($r=-0,70$; $p=0,012$). Põdruse/Visuoja

valglas on see korrelatsioon negatiivne, aga statistiliselt ebausaldusväärne ($r=-0,52$; $p=0,15$). Viimast seletab asjaolu, et selles valglas avavad osa põhjavee proovipunktidest ilmselt põhjaveekihte, mis ei ole otseselt peakraavi põhjaveetoitega seotud. Erinevad seosed Vohnja valgla ning Kihlevere ja Põdruse/Visuoja valglate vahel viitavad sellele, et Vohnja valglas kujunevad pinnavee $N_{\text{üld}}$ sisaldused otseselt põhjavee toite mõjul, samal ajal kui Kihlevere ja Põdruse/Visuoja valglas on olulisemad pindmine äravool ja/või sademete infiltreerumisel pinnakattesse kujunevad ajutised põhjaveekihiid, mida antud uuringus ei seiratud. Viimane asjaolu tingib selle, et suuremad $N_{\text{üld}}$ sisaldused jõuavad aluspõhjalistesse põhjaveekihtidesse viibega, mille pikkus väljendab aega, mis kulub vee infiltreerumiseks maapinnalt läbi pinnakatte aluspõhjalisse põhjaveekihti.

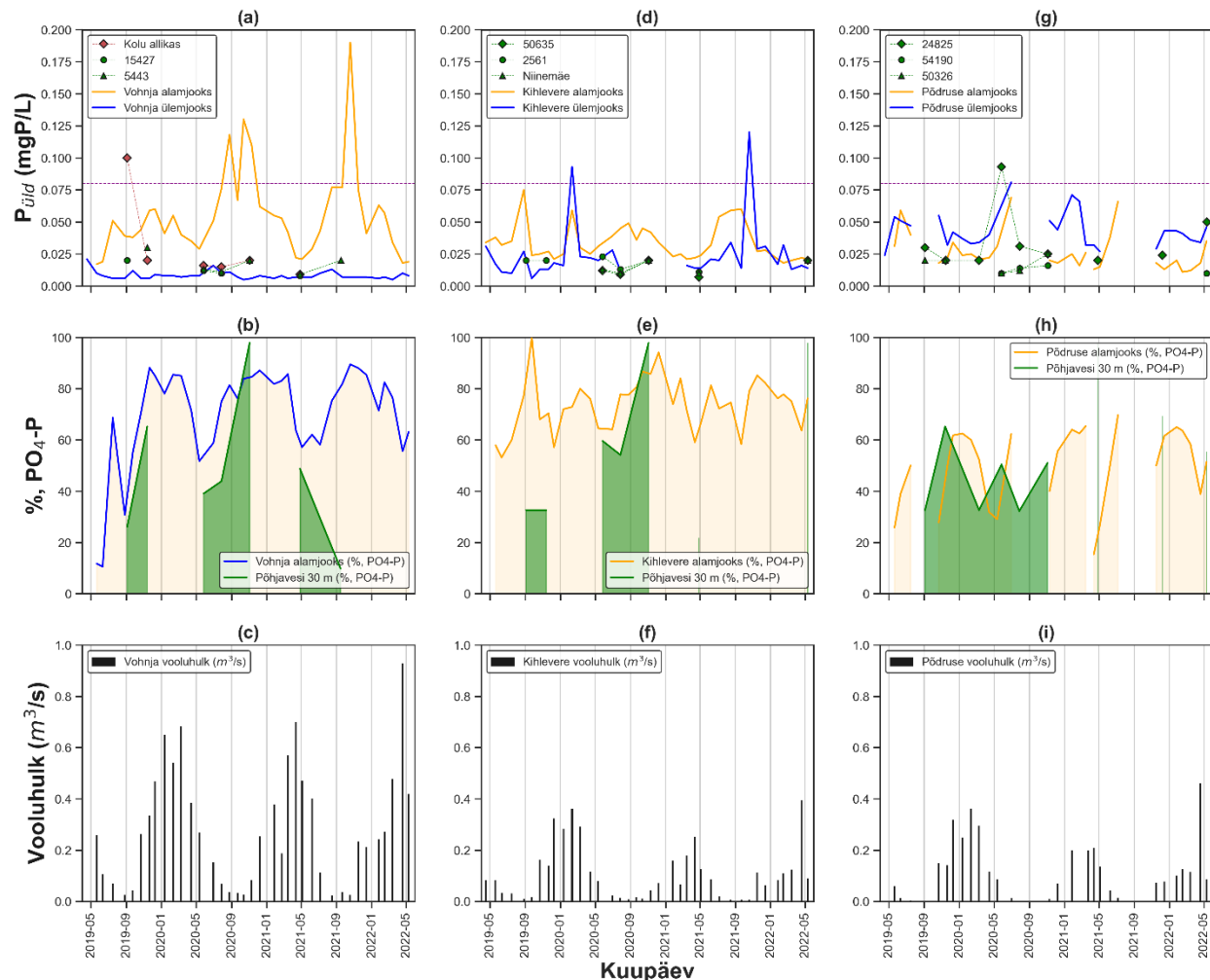
Vee $P_{\text{üld}}$ ja $PO_4\text{-P}$ osakaalu sesoonne muutlikkus väikevalglate pinna- ja põhjavees ei ole omavahel selges seoses (joonis 4.24). $PO_4\text{-P}$ osakaalud $P_{\text{üld}}$ -ist olid pinna- ja põhjavees küll valdavalt sarnased, aga põhjavees esineb väga palju proove, kus nii $P_{\text{üld}}$ ja $PO_4\text{-P}$ olid alla labori määramispiiri, mistõttu on vastav andmestik pinnaveega võrreldes napp. Seega võib väita, et seiratud väikevalglates ei ole põhjavesi enamasti oluline pinnavee $P_{\text{üld}}$ allikas. Selle põhjuseid on mitu. Esiteks on $P_{\text{üld}}$ sisaldused maapinnalähedases põhjavees väga väikesed ning muutuvad vähe. Teiseks on vooluveekogude $P_{\text{üld}}$ aegridadelt näha rida järske sisalduse suurenemisi suurvee maksimumi ajal või varasuvisel vooluhulkade vähenemise perioodil, mis põhjavees ei kajastu. Mõnel juhul (Vohnja ja Kihlevere valglates) on nende maksimumide ajal $P_{\text{üld}}$ sisaldus suurem kui vooluveekogude (V1A-V3B) mittehea seisundi piir $P_{\text{üld}}$ suhtes ($0,08 \text{ mgP/L}$; Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr. 19, Lisa 4). Kolmandaks ilmneb eriti selgelt just Vohnja valglas erinevus oja ülem- ja alamjooksu vahel. Ülemjooksu $P_{\text{üld}}$ sisaldused on väga sarnased põhjaveest mõõdetud sisaldustele, samal ajal kui alamjooksul on $P_{\text{üld}}$ sisaldused kohati kuni 10 korda suuremad. Samal ajal olid $N_{\text{üld}}$ sisaldused oja ülem- ja alamjooksul väga sarnased (joonis 4.22a). Arvestades, et just Vohnja ojas on alust oletada põhjavee toite eriti suurt osakaalu pinnaveekogu äravoolus, viitab $P_{\text{üld}}$ nii järsk suurenemine alamjooksul fosfori pärinemisele pindmisest äravoolust või pinnakattesse kujunenud ajutistest veekihtidest. Kõike eelnevat kinnitab ka korrelatsioonianalüüs pinna- ja põhjavee $P_{\text{üld}}$ väärtuste vahel. Joonistelt 4.23d-f nähtub, et seos pinna- ja põhjavee $P_{\text{üld}}$ sisalduste vahel on väga nõrk või puudub hoopis ning mitte üheski valglas ei ole see statistiliselt usaldusväärne.



Joonis 4.22. Üld-lämmastiku ($N_{\text{üld}}$) sesoonne muutlikkus, $\text{NO}_3\text{-N}$ osakaal $N_{\text{üld}}$ -ist ja vooluhulk vooluveekogu alamjooksul uuritud väikevalglates – Vohnja (a, b, c); Kihlevere (d, e, f) ja Põdruse (g, h, i). Joonistel b, e ja f on näidatud kuni 30 m sügavuste põhjavee proovipunktide keskmised väärtused (k.a allikad). Punane katkendjoon kirjeldab vooluveekogude (V1A-V3B) mittehea seisundi piiri $N_{\text{üld}}$ suhtes (3 mgN/L; Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr. 19, Lisa 4). Lilla katkendjoon kirjeldab põhjavee kvaliteedi piirväärtust NO_3^- suhtes juhul kui kogu $N_{\text{üld}}$ esineks vees $\text{NO}_3\text{-N}$ -ina (50 mg/L ehk 11.3 mgN/L; Keskkonnaministri 1. oktoober 2019. a määrus nr. 48).



Joonis 4.23. $N_{\text{üld}}$ ja $P_{\text{üld}}$ sisalduste seos samas kuus võetud proovide vahel väikevalglate vooluveekogude alamjooksul ja maapinnalähedases põhjavees (sügavus kuni 30 m). Joonisel esitatud r -väärtus on Spearman'i korrelatsioonikordaja ja p -väärtus kirjeldab korrelatsiooni usaldustõenäosust (p -väärtus $< 0,05$).



Joonis 4.24. Üld-fosfori ($P_{\text{üld}}$) sesoonne muutlikkus, $\text{PO}_4\text{-P}$ osakaal $P_{\text{üld}}$ -ist ja vooluhulk vooluveekogu alamjooksul uuritud väikevalglates – Vohnja (a, b, c); Kihlevere (d, e, f) ja Põdruse (g, h, i). Joonistel b, e ja f on näidatud kuni 30 m sügavuste põhjavee proovipunktide keskmised väärtused (k.a allikad). Punane katkendjoon kirjeldab vooluveekogude (V1A-V3B) mittehea seisundi piiri $P_{\text{üld}}$ suhtes (0,08 mgP/L; Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr. 19, Lisa 4).

Põhja- ja pinnavee seoseid väikevalglates ilmestavad ka vee üldist keemilist koostist kirjeldavate näitajate (elektrijuhtivus, Cl^- , SO_4^{2-}) sarnasus maapinnalähedase põhjavee ja pinnavee vahel (joonis 4.25). Üldiselt on kõik nimetatud komponendid nii põhja- kui pinnavees sarnaste väärtuste ning sesoonse muutlikkusega. Sarnaselt $N_{\text{üld}}$ sisaldustele esinevad pinnavees suuremad elektrijuhtivuse väärtused kevadise kõrgveeperioodi alguses ning maksimumis ning väiksemad väärtused suvise-sügisese madalveeperioodi ajal. Põhjavees on sarnane muutlikkus nähtav Vohnja valglas ning Kihlevere ja Põdruse/Visuoja valglates esinevad vastavad maksimumid kevadise suurvee lõpus ja varasuvisel vooluhulkade vähenemise perioodil.

Mõnel juhul esineb erinevusi põhja- ja pinnavee üldkeemilise koostise näitajate vahel. Nii on Kihlevere valglas puurkaevus nr. 50635 (PRK0050635) Cl^- sisaldused oluliselt suuremad kui Kihlevere peakraavis. Et Cl^- sisaldused muutuvad kaevu vees sarnaselt $\text{N}_{\text{üld}}$ sisaldustele, võib see viidata kohalikule reostusele puurkaevu ümbruses. Põdruse/Visuoja peakraavis esinevad kohati väga suured SO_4^{2-} sisaldused (kuni 200 mg/L), mis ületavad ka põhjavee SO_4^{2-} sisaldusi (kuni 125 mg/L). Selle põhjuseks võib olla väga aktiivne püriidi oksüdatsioon pinnakattes, mille mõju avaldub just eelkõige peakraavi vees. Seda oletust toetab tähelepanek, et suurimad SO_4^{2-} sisaldused esinevad suvisel madalveeperioodil, mil vabapinnalise põhjavee tase on sügavamal ning laienenud aeratsioonivöös saab küllastumata tingimustes toimuda intensiivsem püriidi oksüdatsioon atmosfäärse O_2 toimel (Appelo & Postma, 2005).



Joonis 4.25. Vee elektrijuhtivus, Cl^- ja SO_4^{2-} sisaldused ning vooluhulk vooluveekogu alamjooksul uuritud väikevalglates – Vohnja (a, b, c, d); Kihlevere (e, f, g, h) ja Põdruse (i, j, k, l).

4.4.2 Suurte jõgede valglad

Põhja- ja pinnavee $N_{\text{üld}}$ sesoonne muutlikkus suuremate jõgede valglates (Sõmeru, Kunda ja Pada) seireaastatel 2019–2022 koos $\text{NO}_3\text{-N}$ protsentuaalse sisaldusega $N_{\text{üld}}$ -ist on esitatud joonisel 4.26. Jälgides põhja- ja pinnavee sesoonset muutlikkust $N_{\text{üld}}$ sisaldustes ilmneb, et kõige sarnasem on see pinnavee ja samas valglas paiknevate allikate vahel. Suuremad sisaldused nii pinnavees kui allikates esinesid kevadise kõrgveeperioodi alguses või selle maksimumis (märts-aprill) ja väiksemad sisaldused sügisesel madalveeperioodil (oktoober-november). Hilissügisesel kõrgveeperioodil (november-detsember) toimus $N_{\text{üld}}$ sisalduste sujuv kasv kuni kevadise lumesulani ning talvekuudel $N_{\text{üld}}$ sisalduste olulist vähenemist ei toimunud. Kõigis seirejõgedes esineb perioode, mil on ületatud vooluveekogude (V1A-V3B) mittehea seisundi piir $N_{\text{üld}}$ suhtes (3 mgN/L; Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr. 19, Lisa 4). Sõmeru jões on vastav sisaldus mittehea seisundi piirist suurem peaaegu kogu seireperioodi vältel, v.a sügisene madalveeperiood 2020. aastal. Kunda ja Pada jõgedes on mittehea seisundi piir ületatud kevadise kõrgveeperioodi alguses. Kõigi seirejõgede valglates esineb põhjavee seirepunkte, kus $\text{NO}_3\text{-N}$ sisaldus ületab teatud ajahetkel põhjavee kvaliteedi piirväärtust NO_3^- suhtes (50 mg/L ehk 11.3 mgN/L juhul kui kogu $N_{\text{üld}}$ esineks $\text{NO}_3\text{-N}$ kujul; Keskkonnaministri 1. oktoober 2019. a määrus nr. 48). Valdavalt on tegu allikatega ja maapinnalähedast põhjaveekihti (sügavus kuni 30 m) avavates puurkaevudes on sisaldused enamasti väiksemad. Kõige tõenäolisemalt seletab seda sisalduse vähenemist segunemine sügavamal paikneva põhjaveega, kus on toimunud denitrifikatsioon. Vastav segunemine võib toimuda ka kaevus endas, juhul kui see avab mitut erinevat vettjuhtivat tsooni, mis erinevad üksteisest põhjavee koostise ja redokstingimuste poolest.

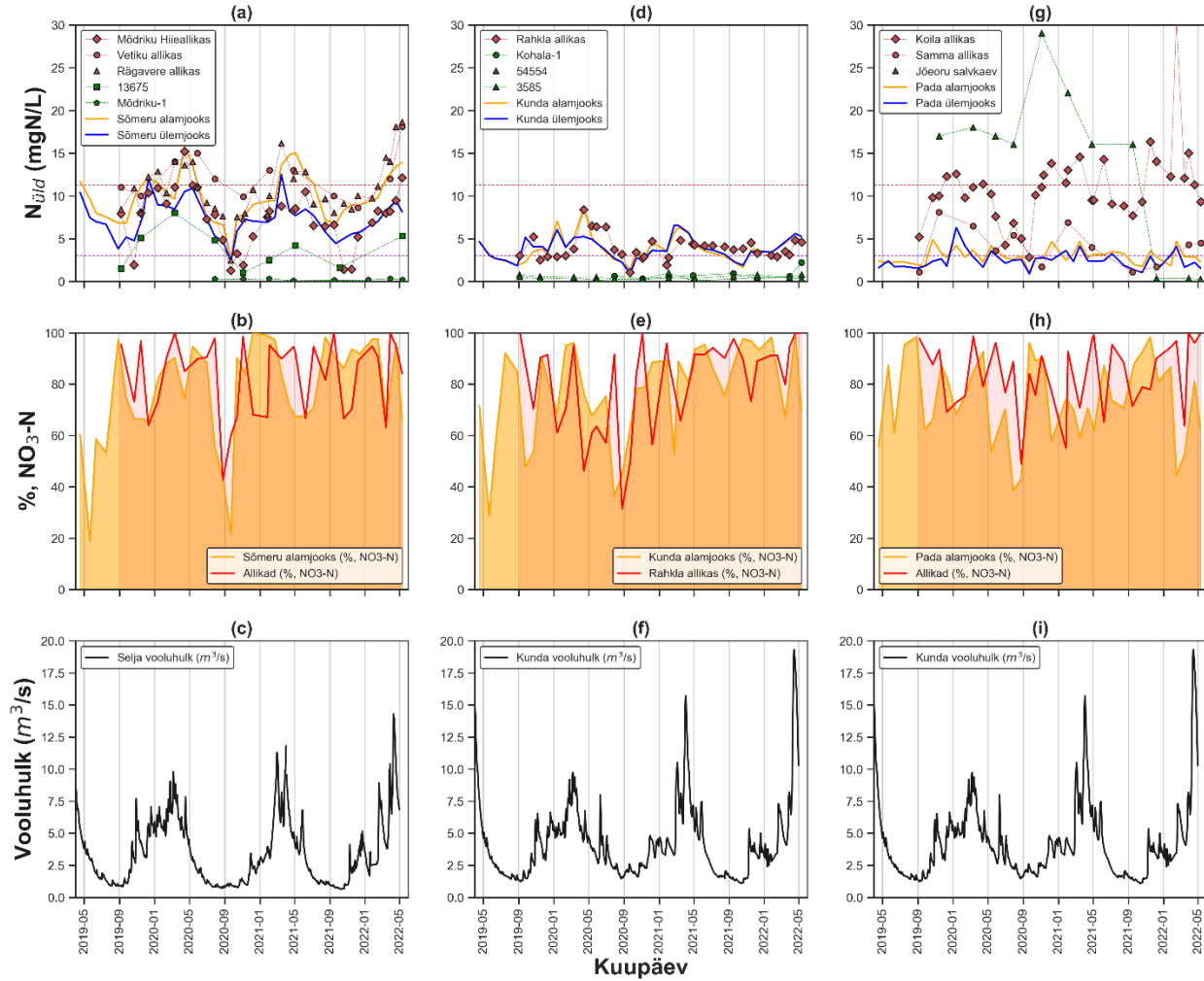
Väärrib märkimist, et allikate $\text{NO}_3\text{-N}$ osakaal $N_{\text{üld}}$ -ist on väga sarnane pinnavee omale nii oma väärtustelt kui muutlikkuselt (joonis 4.26). $\text{NO}_3\text{-N}$ osakaalu sesoonsest muutlikkust analüüsides ilmneb juba väikevalglates tuvastatud seaduspärasus, mille kohaselt väheneb pinnavees ja allikates $\text{NO}_3\text{-N}$ osakaal $N_{\text{üld}}$ -ist oluliselt kevadise suurvee lõpus ja vooluhulkade langemise perioodil varasuvel. $\text{NO}_3\text{-N}$ osakaal on suurim suurvee alguses ja maksimumis. Põhjuseks võib jälle pidada asjaolu, et suurvee alguses tuleb oluline vooluveekogude toide maapinnalähedasest põhjaveest, mis on oma päritolult suurvee-eelne (*pre-event water*) ja mida iseloomustab suurem $\text{NO}_3\text{-N}$ osakaal, samal ajal kui allikates hakkab kõrgveeperioodi hilisemas faasis järk-järgult mõju avaldama vastava aasta suurvee ajal infiltreerunud vesi, mis sisaldab veel mineraliseerumata orgaanilist lämmastikku. Teine põhjus, mis seletab puurkaevude keemilise koostise erinevust allikate omast on see, et allikad toituvad olulisel määral ka pinnakattes esinevatest ajutise iseloomuga veekihtidest, milles esinevad kohati märkimisväärsed $\text{NO}_3\text{-N}$ sisaldused ning mille mineraalsus on suurem aluspõhjaliste põhjaveekihtide omast (Perens jt., 1977, 1978). Seega täidavad need seirepunktid lünga aluspõhjaliste põhjaveekihtide ja vooluveekogude kvaliteedi vahel, millele osutas pinnakattes esinevat vett iseloomustavate seirepunktide puudumine väikevalglate põhjavee seirevõrgus (peatükk 4.4.1).

Allikate $N_{\text{üld}}$ sisalduse sesoonne muutlikkus on väga sarnane vastava valgla vooluveekogude omaga (joonis 4.27a-c). Seda kinnitab statistiliselt usaldusväärne positiivne korrelatsioon samas kuus allikatest ja jõgedest võetud proovide $N_{\text{üld}}$ sisalduste vahel nii Sõmeru ($r=0,75$; $p<0,001$) kui ka Pada valglas ($r=0,45$; $p=0,009$). Kunda jões ei ole tuvastatud positiivne korrelatsioon statistiliselt usaldusväärne ($r=0,33$;

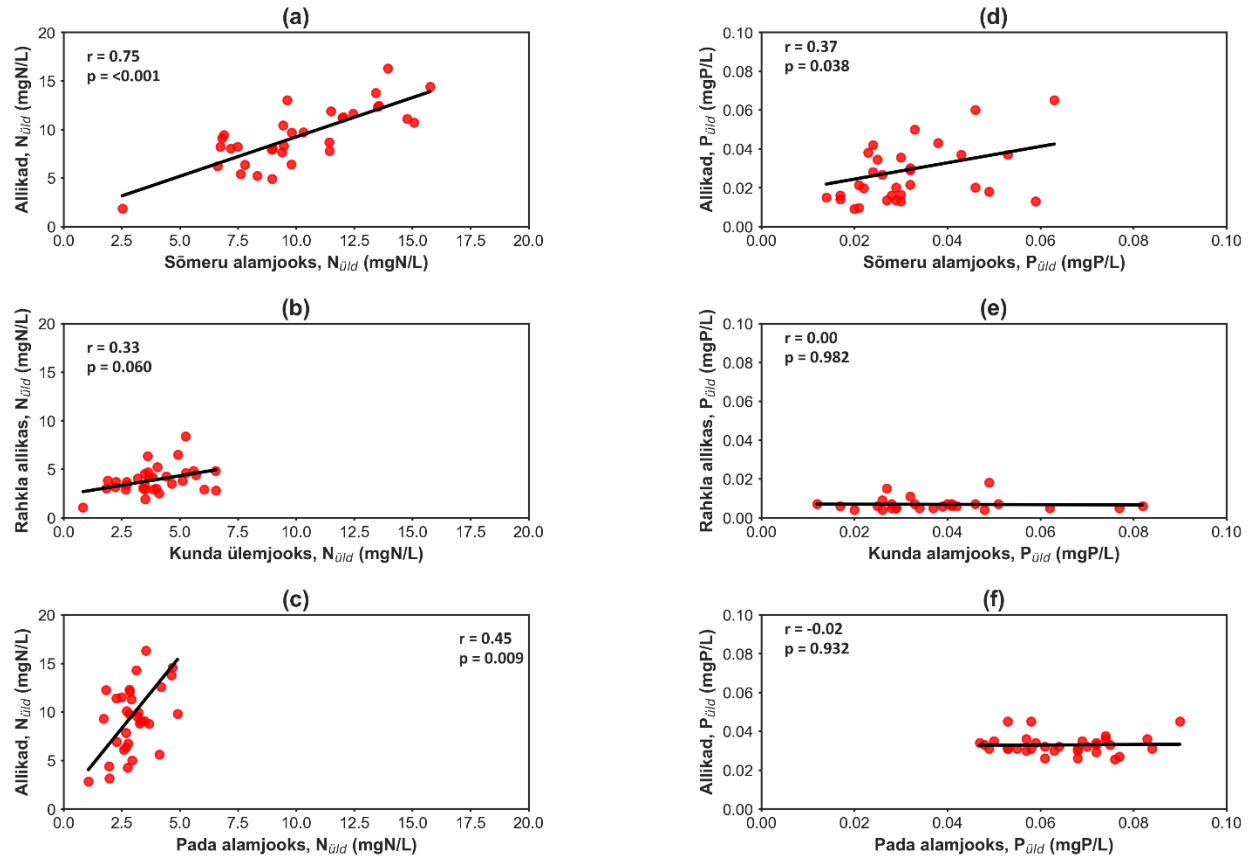
$p=0,06$). Samas torkab silma, et Kunda valgla põhjavee $N_{\text{üld}}$ sisaldustest on ainsana jõega sarnases suurusjärgus Pandivere kõrgustiku nõlvalt lähtuvast Rahkla allikast mõõdetud väärtused (joonis 4.20d), samal ajal kui maapinnalähedase põhjavee sisaldused Pandivere kõrgustikust allavoolu on palju väiksemad. See viitab sellele, et Kunda jõe orgu koonduvad paljud regionaalsed põhjavee voolujooned, mistõttu on jõeorus avanevates madalates põhjaveekihtides voolav vesi oma teekonnal juba läbi teinud denitrifikatsiooni-protsessid (vt ka peatükk 2.1.4). Samas esineb neis kohati suuri $PO_4\text{-P}$, Cl^- ja pestitsiidijääkide sisaldusi (vt ka peatükid 4.1.3 ja 4.6), mis viitab sellele, et see vesi on ikkagi olnud põllumajandustegevusest mõjutatud. Tuvastatud positiivsed seosed kinnitavad veelkord juba baasäravoolu analüüsil (peatükk 4.3) tehtud järeldusi nende jõgede olulisest põhjavee toite osakaalust.

Vee $P_{\text{üld}}$ ja $PO_4\text{-P}$ osakaalu sesoonne muutlikkus suurte jõgede pinnavee ja allikate vahel on kohati selgem kui väikevalglates (joonis 4.28). Joonisel 4.27d-f nähtub, et seos $P_{\text{üld}}$ sisalduste vahel on positiivne ja statistiliselt oluline Sõmeru valglas ($r=0,37$; $p=0,04$), olles samal ajal väga nõrk ja statistiliselt ebausaldusväärne Kunda ($r<0,001$; $p=0,982$) ja Pada ($r=-0,42$; $p=0,932$) valglates. $PO_4\text{-P}$ osakaalud $P_{\text{üld}}$ -ist on allikates suuremad kui pinnavees, kuid sarnaselt $NO_3\text{-N}$ osakaalule väheneb ka $PO_4\text{-P}$ osakaal $P_{\text{üld}}$ -ist kõrgveeperioodi lõpul, viidates suurema orgaanilise aine sisaldusega vee jõudmisele põhjaveekihtidesse. $PO_4\text{-P}$ suur osakaal allikate $P_{\text{üld}}$ sisaldustest võib viidata mullast leostunud fosfori suuremale osakaalule maapinnalähedases põhjavees. Siiski tasub toonitada, et $P_{\text{üld}}$ sisaldused allikates on enamasti väiksemad kui sama valgla vooluveekogudes.

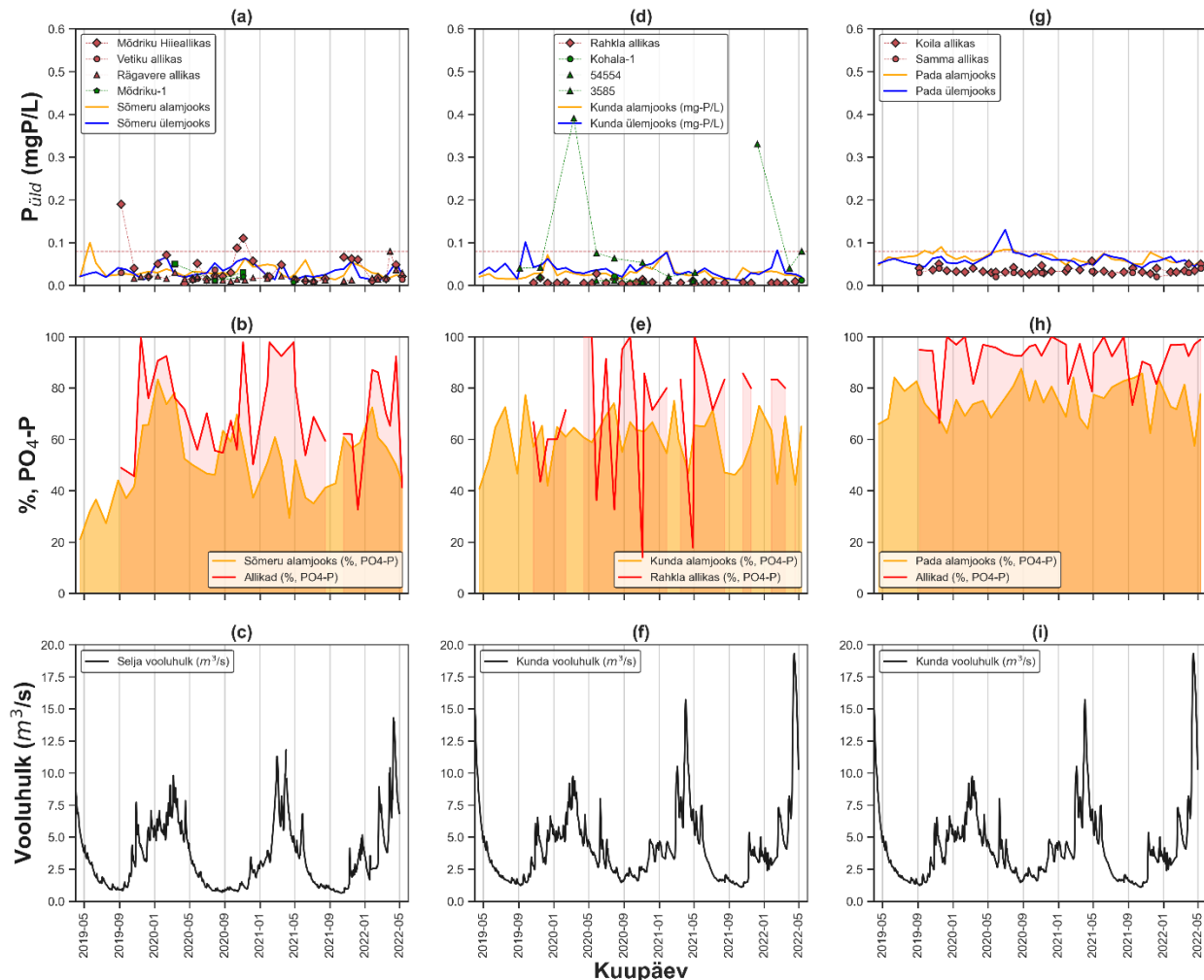
On oluline rõhutada, et põhjavee $P_{\text{üld}}$ sisaldused kipuvad olema suuremad suvisel madalveeperioodil, mille näiteks on $P_{\text{üld}}$ sisalduste suurenemine Mõdriku allikates Sõmeru valglas (SJB3732000). Selle põhjuseks võib olla $P_{\text{üld}}$ pärinemine pinnakattes esinevatest ajutistest veekihtidest. Seiratud valglad, kus domineerivad valdavalt savirikkad mullad (vt peatükk 2.1.5), võib osa pinnakattest jääda veega küllastunuks ka suvel, samal ajal kui maapinnalt esimese aluspõhjalise veekihi põhjaveetase langeb kõrgveeperioodiga võrreldes oluliselt sügavamale. Seega puudub madalveeperioodil aluspõhjalise veekihi lahjendav mõju ning lokaalsetes pinnakattes paiknevates veekihtides olev vesi saab allikate ja pinnavee kvaliteedile mõju avaldada. Et käesoleva uuringu seirevõrgus oli väga vähe seirepunkte, mis selliseid veekihte esindaksid, jääb antud seletus kontrollimata hüpoteesi tasemele. Samas on see kooskõlas varem viidatud uuringu tulemustega (Denver jt., 2010), kus jõgedes esinevate fosfori ühendite allikaks osutusid väga lokaalsed ja maapinnalähedased põhjaveekihid. Suurte jõgede valglates võivad madalveeperioodi $P_{\text{üld}}$ sisaldustele mõju avaldada ka punktkoormusallikad. Kohati esineb pinnaveega võrreldes oluliselt suuremaid $P_{\text{üld}}$ sisaldusi ka Kunda valgla madalates puurkaevudes (nt PRK0003585), kus $N_{\text{üld}}$ sisaldused on määramispiiri lähedal. Seal võib suurenenud sisalduste põhjuseks olla anoksilises põhjavees toimuv $Fe(III)$ -oksiidide ja hüdroksiidide lagunemine (vt peatükk 2.1.3). Seega võib seiratud jõgedes põhjavesi teatud tingimustel olla pinnavee $P_{\text{üld}}$ allikas. Samas on jõgedes esinevad $P_{\text{üld}}$ sisaldused palju väiksemad väikevalgate omadest ja vaid paaril korral ületasid $P_{\text{üld}}$ sisaldused Kunda ja Pada jõgede ülemjooksul vooluveekogude (V1A-V3B) mittehea seisundi piiri ($0,08\text{ mgP/L}$, Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr. 19, Lisa 4).



Joonis 4.26. Üld-lämmastiku ($N_{\text{üld}}$) sesoonne muutlikkus, $\text{NO}_3\text{-N}$ osakaal $N_{\text{üld}}$ -ist ja vooluhulk vooluveekogu alamjooksul uuritud suurte jõgede valglates – Sõmeru (a, b, c); Kunda (d, e, f) ja Pada (g, h, i). Joonistel b, e ja f on põhjavee koostise iseloomustamiseks esitatud valgla esinevate allikate keskmised väärtused. Punane katkendjoon kirjeldab vooluveekogude (V1A-V3B) mittehea seisundi piiri $N_{\text{üld}}$ suhtes (3 mgN/L; Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr. 19, Lisa 4). Lilla katkendjoon kirjeldab põhjavee kvaliteedi piirväärtust NO_3^- suhtes juhul kui kogu $N_{\text{üld}}$ esineks vees $\text{NO}_3\text{-N}$ -ina (50 mg/L ehk 11.3 mgN/L; Keskkonnaministri 1. oktoober 2019. a määrus nr. 48).



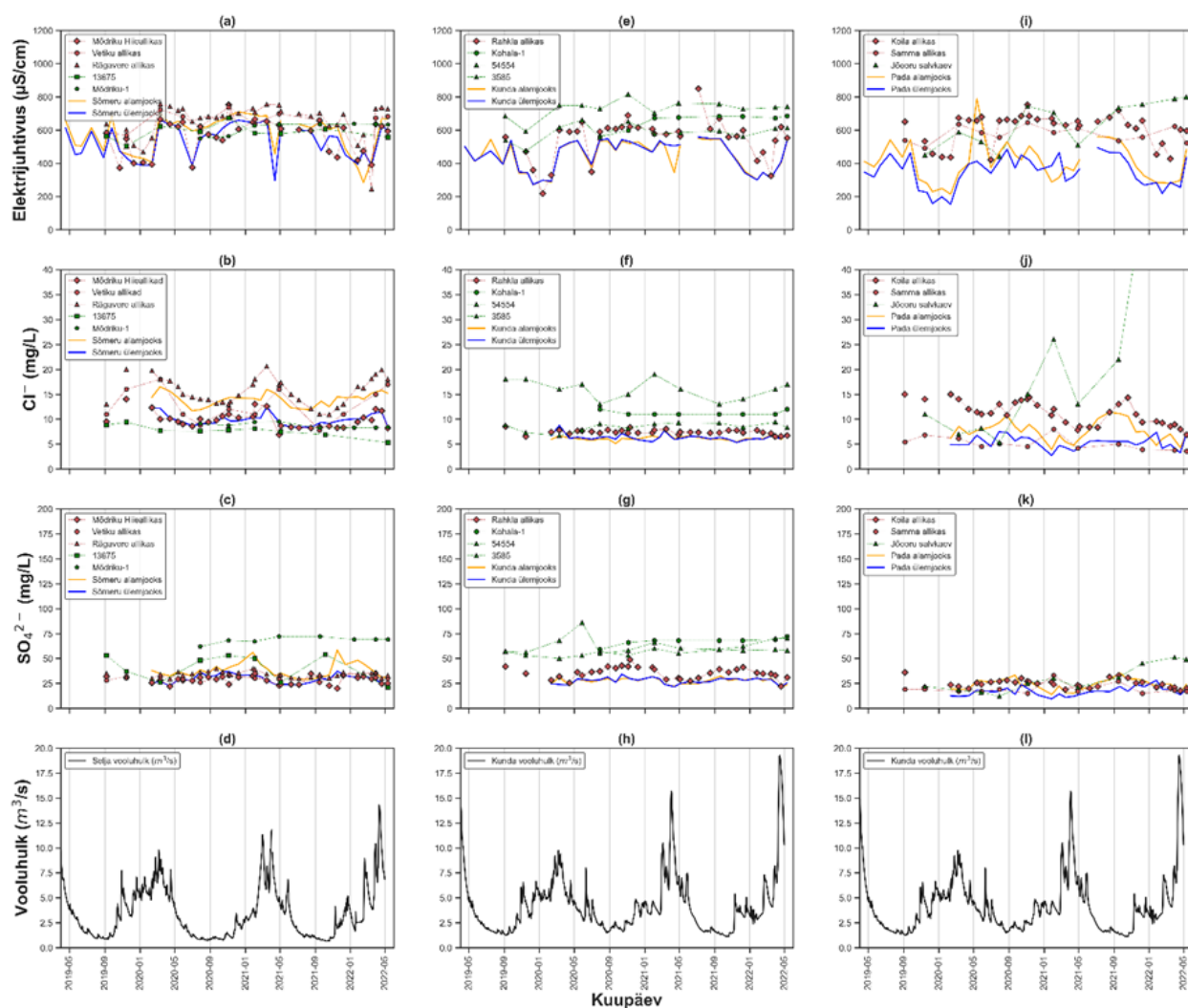
Joonis 4.27. $N_{\text{üld}}$ ja $P_{\text{üld}}$ väärtuste seos samas kuus võetud proovides suurte jõgede valgate vooluveekogude alamjooksul ja allikates. Joonisel esitatud r -väärtus on Spearman'i korrelatsioonikordaja ja p -väärtus kirjeldab korrelatsiooni usaldustõenäosust (p -väärtus $< 0,05$).



Joonis 4.28. Üld-fosfori ($P_{\text{üld}}$) sesoonne muutlikkus, $PO_4\text{-P}$ osakaal $P_{\text{üld}}$ -ist ja vooluhulk vooluveekogu alamjooksul uuritud suurte jõgede valglates – Sõmeru (a, b, c); Kunda (d, e, f) ja Pada (g, h, i). Joonistel b, e ja f on põhjavee koostise iseloomustamiseks esitatud valglas esinevate allikate keskmised väärtused. Punane katkendjoon kirjeldab vooluveekogude (V1A-V3B) mitthea seisundi piiri $P_{\text{üld}}$ suhtes (0,08 mgP/L; Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr. 19, Lisa 4).

Põhja- ja pinnavee seoseid seirejõgedes ilmestavad ka vee üldist keemilist koostist kirjeldavate näitajate (elektrijuhtivus, Cl^- , SO_4^{2-}) sarnasus maapinnalähedase põhjavee ja pinnavee vahel (joonis 4.29). Kõige selgemad on need seosed allikate ja pinnavee vahel. Sarnaselt väikevalglatele on ka suuremate jõgede valglates täheldatav vee elektrijuhtivuse ja koos sellega ka Cl^- ja SO_4^{2-} sisalduste suurenemine kõrgveeperioodil ja vähenemine madalveeperioodil. See võiks toetada varem esitatud hüpoteesi sellest, et kõrgveeperioodi alguses kantakse põhjaveekihtide kaudu jõgedesse varem põhjaveekihtides ladestunud vett, mis lumesula või kevadiste sademete infiltreerumise jätkudes asendub väiksema mineraalsusega veega. Cl^- sisaldused käituvad sarnaselt $N_{\text{üld}}$ sisaldustele, olles suuremad kõrgveeperioodi alguses ja selle maksimumis. Kohati on puurkaevudest mõõdetud Cl^- ja SO_4^{2-} sisaldused suuremad allikate ja pinnavee vastavatest sisaldustest. Selle põhjuseid on tõenäoliselt kaks. Esiteks võib

põllumajandusmaaga seotud maapinnalähedane põhjavesi olla suurema Cl^- sisaldusega, sest mineraalsed ja orgaanilised väetised võivad lisaks N- ja P-ühenditele olla ka Cl^- allikaks (vt ka peatükk 4.1.3). Kui $\text{NO}_3\text{-N}$ denitrifikatsioonil lagundatakse, jääb Cl^- kui konservatiivne ioon lahusesse. Teiseks ei esine uuritud aluspõhjalistes veekihtides olulisi orgaanilise aine allikaid, mis saaks olla denitrifikatsiooniprotsessil hädavajalikuks elektronide aktseptoriks. Hoopis tõenäolisem on denitrifikatsiooni toimumine paralleelselt püriidi oksüdatsiooniga, sest püriit on Ordoviitsiumi karbonaatkivimites oluliseks sekundaarseks mineraaliks (vt peatükk 4.1.3). Nitraadi redutseerumine koos püriidi oksüdatsiooniga põhjustab SO_4^{2-} sisalduste kasvu, mis on nähtav ka neis samades kaevudes, kus esinevad suuremad Cl^- sisaldused. Erandiks on Jõeoru salvkaev Pada valglas, kus esinevad küll suured Cl^- sisaldused, aga SO_4^{2-} sisaldused suurenenud ei ole. See viitab sellele, et antud juhul on suur kloriidide sisaldus seotud leostumisega põllumajandusmaalt, sest antud proovivõtukohas esinesid ka suured $\text{N}_{\text{üld}}$ ja $\text{NO}_3\text{-N}$ sisaldused (vt peatükk 4.1.3).



Joonis 4.29. Vee elektrijuhitus, Cl^- ja SO_4^{2-} sisaldused ning vooluhulk vooluveekogu alamjooksul uuritud suurte jõgede valglates – Sõmeru (a, b, c, d); Kunda (e, f, g, h) ja Pada (i, j, k, l).

Kokkuvõtvõlt võib öelda, et toitainetest on uuritud valglates kõige selgemad seosed pinna- ja põhjavee $N_{\text{üld}}$ ja $NO_3\text{-N}$ sisalduste vahel. Kohati saab põhjavee $N_{\text{üld}}$ sisaldusi seostada otseselt pinnavee vastavate sisaldustega (nt Vohnja, Sõmeru ja Pada valglad). Teisel juhul on põhja- ja pinnavee suuremaid sisaldusi võimalik siduda valglas üldisemalt toimuvate protsessidega, kus toitaineterikas vesi toidab nii pinnavett kui ka põhjaveekihte (nt Kihlevere ja Põdruse/Visuoja valglad). Kolmandal juhul võib põhjavesi olla üheks pinnavee $N_{\text{üld}}$ allikaks, aga lisaks sellele võib osa $N_{\text{üld}}$ pärineda ka mujalt (märgalad, metsamaa jne). See tundub kehtivat selliste suurte jõgede valglate puhul nagu Kunda ja osaliselt ka Pada. $P_{\text{üld}}$ sisaldused on üldiselt väikesed nii valglate pinna- kui ka põhjavees. Tõsiasi, et suuremad sisaldused esinevad kohati ainult pinnavees (nt Vohnja oja alamjooks) ja allikates suvisel madalvee perioodil (nt Sõmeru valgla) viitab sellele, et oluline osa $P_{\text{üld}}$ transpordist pinnavette on seotud kas pindmise äravoolu või lokaalsete pinnakattes esinevate veekihtidega.

4.4.3 $N_{\text{üld}}$ ja $P_{\text{üld}}$ sisalduste määramisest põhja- ja pinnavees

LIFE IP CleanEST tegevuse C10.1 raames katsetati metoodikat, kus nii põhja- kui pinnaveest mõõdeti samu lämmastiku ja fosfori ühendeid, et paremini hinnata põhjavee mõju vooluveekogude ökoloogilisele seisundile. Seni on pinnaveekogumite füüsikalis-keemilise kvaliteedinäitajana kasutatud $N_{\text{üld}}$ ja $P_{\text{üld}}$ näitajat (Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr. 19, Lisa 4), samal ajal kui põhjavee kvaliteedi piirväärtuseks on NO_3^- sisaldus (Keskkonnaministri 1. oktoober 2019. a määrus nr. 48).

$N_{\text{üld}}$ ja $NO_3\text{-N}$ koos teiste lämmastiku esinemisvormidega ($NH_4\text{-N}$, $NO_2\text{-N}$) on omavahel seotud järgmise üldise seosega, kus summaarse $N_{\text{üld}}$ näitaja moodustavad orgaanilised ja anorgaanilised N vormid (valem nr. 6):

$$N_{\text{üld}} = \text{org-N} + (NO_3\text{-N} + NH_4\text{-N} + NO_2\text{-N}) \quad (6)$$

Kuna ammoonium-lämmastiku ($NH_4\text{-N}$) ja nitrit-lämmastiku ($NO_2\text{-N}$) sisaldused pilootaladel on üldjuhul vähemalt suurusjärgu võrra väiksemad $NO_3\text{-N}$ ja $N_{\text{üld}}$ sisaldustest (vt peatükk 4.1.3), siis erinevad viimased üksteisest peamiselt orgaanilise lämmastiku (org-N) sisalduse poolest. Vooluveekogudes on org-N osakaal üldiselt suurem kui põhjavees (joonised 4.16 ja 4.20). Põhjavees moodustab $NO_3\text{-N}$, mida on seni kasutatud peamise põhjavee lämmastikusisalduse indikaatorina, $N_{\text{üld}}$ -ist 72-96% (joonised 4.16 ja 4.20), olles suurimad Vohnja ja Sõmeru valglates ning väikseimad Kunda ja Kihlevere valglates.

Siinkohal on õigustatud küsida, kas ja kuidas aitab $N_{\text{üld}}$ määramine põhjaveest kaasa põhja- ja pinnaveekogumite seisundi hindamisele ning mittehea seisundi põhjuste tuvastamisele. Nagu varem välja toodud (peatükk nr. 2.3), on lämmastik taimedele peamiselt omastatav $NH_4\text{-N}$ ja $NO_3\text{-N}$ vormis. Pikalt on olnud valitsevaks seisukoht, mille järgi anorgaanilised N-ühendid nagu $NO_3\text{-N}$ on valdavalt seotud inim mõjuga, samal ajal kui org-N on looduslikku päritolu ning taimede poolt raskesti omastatav (Seitzinger & Saunders, 1996; Kroeger jt., 2006). Samas on uuringud näidanud, et maismaalt pärinev org-N võib olla veetaimede poolt omastatav 10-70% ulatuses, kuigi selle mineralisatsioon on aeglane ja võib kesta päevi (Kroeger jt., 2006). Samuti leiti samas uuringus, et inimtegevusega seotud alad võivad olla oluliseks vees lahustunud org-N allikaks. Põllumajandusmaalt leostuv org-N pärineb peamiselt taimejäänustest ja mulla

orgaanilisest ainest ning on moodustunud orgaanilise aine lagunemisprotsesside käigus (van Kessel jt., 2009). Taimedele on kergemini omastatavad kergema molaarmassiga ühendid nagu aminohapped ja uurea ehk karbamiid. Need moodustavad aga ainult kuni 20% lahustunud orgaanilisest lämmastikust (Seitzinger & Saunders, 1996). Ülejäänud osa org-N-ist moodustavad raskema molaarmassiga keerulised ühendid, mida on traditsiooniliselt peetud halvasti omastatavateks ja veekeskkonnas stabiilseteks (*Ibid.*). Siiski on bakteriaalse inkubatsiooni katsed näidanud, et aja jooksul suudavad organismid teatud määral omastada ka neid N-ühendeid (*Ibid.*). Seitzinger jt. (2002) ja Kroeger jt. (2006) on leidnud, et lahustunud orgaanilise aine kogused ja selle omastatavus (*bioavailability*) on suuremad linnastunud aladel ning väiksemad põllumassiividel ja metsaaladel infiltreerunud vees. Van Kessel jt. (2009) koondasid kokku kirjanduses avaldatud andmed erinevate lämmastiku vormide leostumise kohta ja leidsid, et keskmiselt moodustab lahustunud org-N umbes neljandiku kogu põldudel leostuvast lämmastikust. Kuigi antud uuringus on hinnangulised org-N kogused valglates mõnevõrra väiksemad (4–28%), võib selle lämmastiku allikaga arvestamata jätmine näidata põhjavee kaudu pinnavette jõudvat lämmastiku koormust väiksemana, kui see tegelikult on. Kokkuvõtvalt ülehindab $N_{\text{üld}}$ näitaja tõenäoliselt taimede poolt omastatava ja seega veekogumite seisundit mõjutava lämmastiku kogust, samal ajal kui anorgaanilise lämmastiku näitaja ($\text{NO}_3\text{-N}$) alahindab seda (Seitzinger jt., 2002). Seega tundub olevat õigustatud määrata tulevikus pinnaveekogumitega seotud põhjaveekogumites lisaks anorgaanilistele N ühenditele (NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+) ka $N_{\text{üld}}$ sisaldust maapinnalähedaste põhjaveekihtide (<30 m) seirejaamadest.

Sarnaselt lämmastiku ühenditele on ka erinevates seiretes määratud pinna- ja põhjaveest erinevaid fosfori ühendeid. Kui pinnaveekogumite seisundi hindamiseks kasutatakse $P_{\text{üld}}$ näitajat, siis nitraaditundliku ala põhjaveeseires määratakse seirepunktidest anorgaanilise fosfori vormi ortofosfaadi ehk $\text{PO}_4\text{-P}$ sisaldust. $\text{PO}_4\text{-P}$ osakaal $P_{\text{üld}}$ -ist (joonised 4.24 ja 4.28) näitab, et väetistega seotud ja enim liikuv anorgaanilise fosfori vorm $\text{PO}_4\text{-P}$ moodustab kuni 80% uuritud valglate pinnavee $P_{\text{üld}}$ sisaldusest, samal ajal kui põhjavees võib see kohati olla kuni 100%. Miinimumväärtused nii pinna- kui põhjavees jäävad aga vahemikku 10-40%. Arvestades olulist orgaanilise fosfori osakaalu $P_{\text{üld}}$ -ist, võiks esimesel pilgul oletada, et suured $P_{\text{üld}}$ sisaldused ei pärine mitte põllumajandusmaalt, vaid on seotud metsade, märgalade- ja turvasmuldadega, kus fosfor esineb valdavalt orgaanilise fosfori kujul. Samal ajal tuleb selliste üldistustega olla ettevaatlik, sest uuritud väikeses valimis esinesid suurimad $P_{\text{üld}}$ sisaldused Pada valgla põhjavees, kus on tuvastatud ka suurim $\text{PO}_4\text{-P}$ osakaal (>90%). Arvesse tuleks võtta veel sedagi, et Pada valgla ühes vaatluspunktis (Jõeoru talu, SJB3731000) on kogu seireperioodi vältel esinenud $\text{PO}_4\text{-P}$ sisaldused >0,1 mgP/L. Kuna tegu on madala (sügavus 4 m) salvkaevuga, siis võib just see kaev iseloomustada lokaalseid põhjavee voolusüsteeme, mille kaudu taimedele kergesti omastatavad fosfori ühendid vooluveekogudesse jõuavad (Denver jt., 2010).

Osa orgaanilisest fosforist võib pärineda ka väetistest. McDowell jt. (2020) viisid läbi leostamiskatsed superfosfaat-väetisega ning leidsid, et soodsatel tingimustel võib mullast leostuda olulisel määral orgaanilisi fosfori ühendeid ning kohati leostuvad mõned ained (nt diestrid) kiiremini kui anorgaaniline $\text{PO}_4\text{-P}$. Sealjuures on orgaanilise fosfori leostumine soodustatud väikese savikusega mullas ja setetes (nt. kruus), kus fosfori sorptsioonivõime on väiksem. Samas uuringus viidatakse sellelegi, et paljud orgaanilised fosfori ühendid on omastatavad perifüütonile ehk veekogude pealiskasvule. Sarnaselt lämmastiku ühenditele on ka pinnaveekogudesse põhjavee kaudu jõudev fosfori koormus tõenäoliselt alahinnatud,

kui arvestatakse ainult anorgaaniliste fosfori ühenditega ($\text{PO}_4\text{-P}$). Seetõttu tundub olevat õigustatud määrata tulevikus pinnaveekogumitega seotud põhjaveekogumite ja NTA seires lisaks $\text{PO}_4\text{-P}$ -le ka $\text{P}_{\text{üld}}$ sisaldust maapinnalähedaste põhjaveekihtide (<30 m) seirejaamadest.

4.5 Toitainete äraanne valglatest

Üldlämmastiku ja üldfosfori äraanne arvutati kolme vooluveekogu (Vohnja, Kihlevere, Põdruse) kohta, kus kolme aasta vältel on igakuiselt mõõdetud vooluhulka. Tulemused on esitatud kolme seireperioodi (04. 2019 – 03. 2020, 04.2020-03.2021 ja 04.2021-03.2022) kohta tabelis 4.9 ja 4.10.

Tabel 4.9. Üldlämmastiku äraanne seireperioodidel 04. 2019 – 03. 2020, 04.2020-03.2021 ja 04.2021-03.2022.

Lävendi nr.	Seirelävend	Nüld, tonni/a 04. 2019 – 03. 2020	kg/ha/a	Nüld, tonni/a 04. 2020 – 03. 2021	kg/ha/a	Nüld, tonni/a 04.2021-03.2022	kg/ha/a
2	Vohnja oja suue	91,3	64,7	56,6	40,1	65,1	46,2
4	Kihlevere pkr. Kadrina-Viitna mnt	51,6	18,8	22,4	8,2	30,7	11,2
6	Põdruse alamjooks	31,2	13,6	16,5	7,2	15,2	6,7

Tabel 4.10. Üldfosfori äraanne seireperioodidel 04. 2019 – 03. 2020 ja 04.2020-05.2021.

Lävendi nr.	Seirelävend	Püld, tonni/a 04. 2019 – 03. 2020	kg/ha/a	Püld, tonni/a 04. 2020 – 03. 2021	kg/ha/a	Püld, tonni/a 04.2021-03.2022	kg/ha/a
2	Vohnja oja suue	0,42	0,30	0,32	0,23	0,32	0,23
4	Kihlevere pkr. Kadrina-Viitna mnt	0,16	0,06	0,05	0,02	0,06	0,022
6	Põdruse alamjooks	0,11	0,05	0,05	0,02	0,04	0,016

Arvutuslik üldlämmastiku kolme seireaasta keskmine äraanne valgla pindala hektari kohta oli kõrgem Vohnja ojas (50,3 kg/ha/a) ja on suhteliselt kõrge ka teistes väikevalglates (Kihlevere pkr. ja Põdruse pkr.). Suurem osa lämmastikust kantakse minema kevadperioodil (märts-mai), aga ka talvel (detsember-veebruar). Vohnja ojas moodustas kevadine ja talvine Nüld koormus kolme aasta keskmisena vastavalt 53% (32-68%) ja 29% (16-46%) aasta koormusest, Kihlevere peakraavis kevadel 43% (21-59%) ja talvel 40% (32-54%) ja Põdruse peakraavis 48% (25-65%) ning 43% (25-56%) aasta koormusest. Vohnja ojas oli teiste seirejõgedega võrreldes suurusjärgu võrra kõrgem ka fosfori äraanne pinnaühiku kohta. Suur toitainete äraanne selles valglas võrreldes teiste seire all olevate jõgedega on tingitud põhjavee toitelisusest ja

suuremast äravoolust. Kihlevere ja Vohnja oja valglas, nii nagu ka Sõmeru j. valglas, domineerivad savirikkad mullad (tabel 2.9), mis soodustab pindmist äravoolu kõrgvee perioodil. Iseloomuliku tunnuseks on kõigis uuritud jõgedes (Selja, Kunda ja Loobu) baasäravoolu osakaal, mis iseloomustab põhjaveelise toitumuse, aga ka soodes pärineva äravoolu osakaalu kogu äravoolust, suur (peatükk 4.3). Et märgalade osakaal uuritud valglate maakattes on väike (<5%, peatükk 2.1.5), siis iseloomustab see baasäravool just jõgede suurt põhjavee toitelisust. Selja jõe Varangu hüdromeetriaajaama 2013-2022 päevaste äravooluandmete alusel arvatuna on see keskmiselt 70-77%, Kunda-Sämi hüdromeetriaajas perioodil 2011-2022 keskmisena 72-77% ning Loobu Arbavere jaamas keskmisena 63-77% (peatükk 4.3). Vohnja oja äravoolumoodul kolmel seireaastal on 21,1, 14,5 ja 19,1 l/s/km², mis ületab nt Kihlevere vastavat näitajat (5,4, 2,3 ja 2,9 l/s/km²) 4–6 korda.

Lämmastiku ärakanne valgla pinnaühiku kohta on üsna kõrge ka uuritud väikejõgede suublateks olevates Loobu ja Selja jões (tabel 4.11). Selja veekeemia püsiseirejaamas on see 2014-2019 aasta keskmisena 21,3 kgN/ha/a ja Loobu jões 12,8 kgN/ha/a. Kunda jões on ärakanne 10 kgN/ha/a.

Arvutuslik üldfosfori ärakanne on Kihlevere ja Põdruse peakraavis isegi väiksem kui suublaks olevates suuremates jõgedes, kus see ulatub 2014-2019 keskmisena 0,18 kgP/ha/a Selja jões ja 0,15 kgP/ha/a Loobu jões (tabel 4.11), Fosfori punktkoormuse keskmine osakaal on Selja jõe valglas üsna suur ulatudes ligi 10 protsendini kogukoormusest. Loobu jões moodustab see vaid umbes 2% fosfori kogukoormusest. Vohnja oja pinna ühikkoormus on siiski ca 2 korda kõrgem, kui suublaks olevas Loobu jões.

Tabel 4.11. Vooluhulgaga keskmistatud lämmastiku ja fosfori koormus jõgede püsiseirejaamades 2014-2019.

Jõgi/seirejaam/ kogumi kood		Pinna ühikkoormus veekeemia seirelävendis kg/ha/a
Kunda	Nüld	10,0
SJA8841000 1072900_3	Püld	0,10
Selja	Nüld	21,3
SJA3956000 1074600_4	Püld	0,18
Loobu	Nüld	12,8
SJA5258000 1077900_2	Püld	0,15

Lühike andmerida ei võimalda veel hinnata toitainete ärakandes aset leidvaid suundumusi. Vohnja ja Kihlevere suublast olevas Loobu jões ning Põdruse pkr. suublas Selja jões on perioodil 2009-2019 täheldatav nii fosfori kui lämmastiku ühendite koormuse langev trend, ehkki see ei ole valdavalt statistiliselt oluline. Erandiks on fosfaatfosfori ja ammoniumlämmastiku statistiliselt oluline langev suundumus vastavalt Selja ja Loobu jões (tabel 4.12), kusjuures vegetatsiooniperioodil (mai-september) oli statistiliselt olulises langustrendis ka üldfosfori ärakanne Selja jões (tabel 4.13). Nüld ja Püld koormuse langev suundumus on seletatav langeva suundumusega äravoolus nendes vooluveekogudes. Fosfori ärakanne Kunda jões on viimasel dekaadil olnud statistiliselt olulises langevas trendis, mida samuti on osaliselt mõjutanud langev suundumus äravoolus sel perioodil, mis ei ole küll statistiliselt oluline.

Tabel 4.12. Lämmastiku- ja fosforiühendite koormuse suundumused Kunda, Selja ja Loobu jõe veekeemia seirejaamades (MK-stat) ning äravooluga korrigeeritud koormuse trend (PMK) aastatel 1993-2019. Ühepoolne test, statistiliselt oluline suundumus, kui $p < 0,05$ (rasvases kirjas).

Jõgi/seirejaama valgla/ seirejaam/ kogumi kood	2009-2019		
		MK-stat	p-väärtus
Kunda	NH4-N	-0,67	0,252
528 km²	NO3-N	-0,73	0,233
SJA8841000	Nüld	-1,35	0,089
1072900_3	PO4	-1,95	0,025
	Püld	-1,72	0,043
	Q	-1,34	0,089
Selja	NH4-N	-0,39	0,349
410 km²	NO3-N	-0,05	0,481
SJA3956000	Nüld	-0,14	0,445
1074600_4	PO4	-1,77	0,038
	Püld	-1,48	0,070
	Q	-0,71	0,238
Loobu	NH4-N	-2,03	0,021
308 km²	NO3-N	-0,16	0,454
SJA5258000	Nüld	-0,52	0,301
1077900_2	PO4	-0,10	0,159
	Püld	-0,16	0,436
	Q	-0,85	0,199

Tabel 4.13. Lämmastiku- ja fosforiühendite ning koormuse ja äravoolu suundumused veekeemia seirejaamas vegetatsiooniperioodil mai-september 2009-2019 (ühepoolne test, statistiliselt oluline kui p - väärtus <0,05).

Jõgi/seirejaam/ veekogumi kood	2009-2019		
		MK-stat	p-väärtus
Kunda	Nüld	-1,49	0,069
SJA8841000	Püld	-1,39	0,082
1072900_3	Q	-1,36	0,087
Selja	Nüld	-0,81	0,209
SJA3956000	Püld	-1,77	0,038
1074600_4	Q	-1,37	0,085
Loobu	Nüld	-1,28	0,101
SJA5258000	Püld	-1,09	0,137
1077900_2	Q	-1,57	0,058

4.6 Pestitsiidijäägid põhja- ja pinnavees

Pestitsiidijääkide leidude tulemuste analüüsimisel lähtuti keskkonnaministri 1. oktoobri 2019. a määrusest nr 48 „Põhjaveekogumite nimekiri ja nende eristamise kord, seisundiklassid ja nende määramise kord, seisundiklassidele vastavad keemilise seisundi määramiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate väärtused ja koguselise seisundi määramiseks kasutatavate näitajate tingimused, põhjavett ohustavate saasteainete nimekiri, nende sisalduse läviväärtused põhjaveekogumite kaupa ja kvaliteedi piirväärtused põhjavees ning taustataseme määramise põhimõtted“. Määrus reguleerib põhjavee seisundi hindamist ning selle eesmärgiks on tagada põhjavee seisundi kaitse inimtekkeliste mõjude eest. Määruses on üksikule pestitsiidile sätestatud põhjavee kvaliteedi piirväärtus 0,1 µg/l ning pestitsiidide summale 0,5 µg/l. Täpsustatud on, et pestitsiidideks nimetatakse taimekaitsevahendeid ja biotsiide Euroopa Parlamendi ja nõukogu (EÜ) määruse nr 1107/2009 ja Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 98/8/EÜ artiklis 2 määratletu kohaselt. Pestitsiidide summa tähendab kõigi veeproovis tuvastatud ja kvantifitseeritud pestitsiidide, sealhulgas nende metaboliitide lagunemis- ja reaktsioonisaaduste koguste summat.

Proovid pestitsiidijääkide sisalduste analüüsiks põhjavees võeti 2021. aasta kevadel aprillis ja sügisel septembris, iseloomustamaks vastavalt kõrgvee- ja madalveeaegseid tingimusi. Kokku uuriti Eesti Keskkonnauuringute Keskuse laboris 144 pestitsiidijäägi esinemist. Põhjavee pestitsiidijääkide analüüsitulemused on esitatud lisas 4. Üle määramispiiri oli 26 aine jäägi sisaldus kokku 29 põhjavee seirepunktis, lisaks 6 toimeainet jäljena (üle avastamispiiri, kuid alla määramispiiri). Pestitsiidijääkide määramispiiri ületavad sisaldused olid sagedasemad sügisel võetud veeproovides, kus pestitsiide leiti 23 seirepunkti vees. Kevadel leiti pestitsiide 15 seirepunkti vees.

Pestitsiidijääke esines valglatest kõige enam Sõmerus (9 seirepunkti), millele järgnesid Kunda (5 seirepunkti), Kihlevere ja Vohnja (3 seirepunkti), Pada (2 seirepunkti) ning Põdruse (1 seirepunkt; lisa 4).

Üksiknäitajale kehtestatud põhjavee kvaliteedi piirväärtus 0,1 µg/L vastavalt Keskkonnaministri määrusele 48/2022 oli ületatud üheksas seirepunktis. Kõigil juhtudel oli tegemist herbitsiid kloridasooni metaboliidi kloridasoon-desfenüüluga (metaboliit B). Üle 0,5 µg/L kloridasoon-desfenüüli leidis kevadel kuues proovipunktis, suurima sisaldusega oli seirepunktis PRK0050635 kloridasoon-desfenüüli sisaldus 1,2 µg/L. Sügisel esines sedavõrd suur sisaldus (>0,5 µg/L) nendest ühes (seirepunktis PRK0050635).

Kloridasoon-desfenüüli näol on tegemist Eestis põhjaveest enamleitud pestitsiidijäägiga, mida laialdaselt on esinenud ka mujal NTA seirepunktide vees (EKUK, 2018a; EKUK, 2021). Kokku leiti selle pestitsiidi toimeaine laguprodukti 20 seirekohast (16-l korral pestitsiidijäägina (üle analüütilise määramispiiri) ja 4-l korral pestitsiidijäljena (alla määramispiiri, kuid üle avastamispiiri), kusjuures kuus neist asusid Sõmeru valglas (lisa 4). Piirväärtust ületavaid kloridasoon-desfenüüli sisaldusi esines valdavalt seirepunktides, kus on läbivalt leitud suuri $\text{NO}_3\text{-N}$ sisaldusi ja mis paiknevad oksilises redokstsoonis (lisa 4; PRK0050635; SJA8179000, Vetiku allikad; SJA8045000, Rägavere allikas). Siiski on märkimisväärne, et piirväärtusi ületavaid pestitsiidijääkide sisaldusi leidis ka kaevudes, mis paiknevad anoksilises veekihis ja kus NO_3^- sisaldus on väike. Nii on NO_3^- ja Fe(III)-oksiidide ja hüdroksiidide redutseerumise tsoonis paiknevates seirepunktide nagu Niinemäe talu (SJB3734000), Kohala-1 (PRK0062257) ja Kohala-2 (PRK0062241) kevadiste veeproovide kloridasoon-desfenüüli sisaldused vastavalt 0,81 µg/l, 0,52 µg/l, 0,17 µg/l (lisa 4). Sügisestest veeproovides leiti kloridasoon-desfenüüli samadest seirepunktidest kus kevadel, kuid selle sisaldused olid eranditult madalamad. See võib viidata nende ainete lagunemisele suurvee ja madalvee vahelisel perioodil. Lisaks näitab see, et teatud pestitsiidijäägid on põhjaveekihtides NO_3^- -st stabiilsemad ja püsivad põhjaveekihtides sügavamal kui lämmastikuühendid.

Kloridasoon-desfenüül on GUS indeksi järgi tuvastatud pestitsiidijääkidest kõige suurema leostumisvõimega (Gustafson, 1989; EKUK, 2018a,b; EKUK, 2021; PPBP, 2021). GUS indeks põhineb kahele omadusele (aine poolestusaeg mullas ja selle adsorptsiooni koefitsient), mis võimaldavad üksteisest eristada mullast kergesti leostuvaid (*leachers*) ja raskesti leostuvaid (*non-leachers*) aineid (Gustafson, 1989). Samas tuleb ka mainida, et herbitsiidi kloridasoon Eestis ei ole registreeritud, müüdnud ega kasutatud.

21 aine puhul leiti rohkem kui korra järgmisi pestitsiidijääke: 1,3,5-triklorobenseen (n=13), pentaklorobenseen (n=8), tsübutriin (n=7), boskaliid (n=6), heptakloor (n=4), metasakloor (n=3), ning alfa- (n=6), delta- (n=6) ja epsilon- (n=2) heksaklorotsükloheksaan. Neist tsübutriid, boskaliid, heptakloor, metasakloor ja heksaklorotsükloheksaanid on GUS indeksi järgi väikese või keskmise leostumisvõimega (EKUK, 2018a,b; EKUK, 2021; PPBP, 2021) ning leiud pärinevad valdavalt oksilisest redokstsoonist (lisa 4). Väga väikese leostumisvõimega pestitsiidi aldrini ja fenpüroksimaati leiti vaid madalatest puurkaevudest (kuni 15 m) ja tõenäoliselt on seotud väga aeglaste ja lühikeste vooluteekondadega mullas. Enamleitud pestitsiidijääkidest ja nende metaboliitidest on Eestis taimekaitsevahendina kasutuses vaid boskaliid, metasakloor ja dimetakloor. Leitud pestitsiidide toimeviisid, omadused ja turulelubatavus on toodud tabelis lisa 7.

Kokkuvõtvalt tuleb ülalpool esitatud arutelu alusel rõhutada, et pestitsiidijäägid võivad põhjavees liikuda toitealalt kaugemale ja veekihis sügavamale kui peamised põhjavees levivad toitained (nt $\text{NO}_3\text{-N}$). Samuti näitavad meie tulemused, et põhjavees võib esineda ka pestitsiidijääke, mis on seotud Eestis ja Euroopa Liidus enam mittelubatud ainetega (nt. aldriin, endosulfaansulfaat, heptakloor, kinoksüfeen, kloridasoon, tsübutriin) või mis on keelatud juba mitukümmend aastat tagasi (nt. DDT, mille kasutamine Eestis keelati 1968. aastal, metaboliidid DDD ja DDE). Samas on tegemist kaugkande ainetega, mille leidumine siin ei pruugi olla kaugeltki seotud kohaliku kasutamisega. Pigem võib põhjavee puhastumine ohtlikest ainetest võtta märkimisväärse aja (kümneid aastaid) ja ei saa välistada, et neid jõuab pinnaveekogudesse isegi pärast nende kasutamise keelamist.

Proove pestitsiidijääkide määramiseks on pinnaveest võetud aruandeperioodil üheksal korral (27.augustist 2019.a. kuni 15. märtsini 2022.a.). Pestitsiidijääkide sisaldus pinnavees on reguleeritud keskkonnaministri (24.07.2019.a.) määrusega nr. 28 „Prioriteetsete ainete ja prioriteetsete ohtlike ainete nimekiri, prioriteetsete ainete, prioriteetsete ohtlike ainete ja teatavate muude saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused ning nende kohaldamise meetodid, vesikonnaspetsiifiliste saasteainete keskkonna kvaliteedi piirväärtused, ainete jälgimisnimekirjaga seotud tegevused“. Määruses on eraldi pinnavee kvaliteedi piirmäärad kehtestatud prioriteetsetele ja prioriteetsetele ohtlikele ainetele ning vesikonnaspetsiifilistele saasteainetele.

Kõiki keskkonda jõudvaid aineid ei ole võimalik normeerida. Keskkonnariski ja seisundi hindamise süsteem VRD alusel põhineb kemikaalide kasutuse infole ja mõõtmistulemustele. Saasteaine on mis tahes aine, mis võib põhjustada reostust. Reostus on tingitud ainetest, mille olulises ja keskkonnale ohtlikus koguses veekokku juhtimine on kindlaks tehtud (VRD V LISA punkt 1 pinnavee seisund). Töös on käsitletud pestitsiide, mille sisaldused veekogumites võivad veeelustikule mõju avaldada. Üle määramispiiri sisalduvad sünteetilised ained on juba iseenesest mõju veekogumile, aga kas sisaldused on olulise mõjuga sh akuutse mõjuga saab hinnata kasutades rahvusvahelisi väärtusi (PNEC - arvutuslik mittetoimiv sisaldus, EQS jne.)

Kui prioriteetsete ainete nimekirjas olevate pestitsiidide turule lubamine ning kasutamine on valdavalt keelatud, siis vesikonnaspetsiifiliste saasteainete valikul võetakse arvesse Eestile iseloomulikku kasutust. Seetõttu on vesikonnaspetsiifiliste saasteainete nimekirjas võetud vaatluse alla kõige enam kasutatavad toimeained.

Kokku analüüsiti käesolevas uuringus 141 pestitsiidijäägi sisaldusi 55s proovis. 34s proovis leiti pestitsiidijääke. Analüüsitud pestitsiidide nimekiri, analüüsimeetodid ja määramispiirid on toodud Lisas 3. Analüüsi tulemustest (lisa 5) lähtuvalt on aga näha, et üle määramispiiri (LOQ) on leitud 48 ainet, üle avastamispiiri 52 ainet. Leitud pestitsiidide toimeliik, keskkonnaohtlikkus, ainete omaduste, turulelubatavus on toodud Lisas 7.

- Kihlevere peakraavi (SJB3496000) proovidest on leitud kuuel juhul seitsmest tritosulfurooni (alla määramispiiri oli 27.08.2019.a. sisaldus) vahemikus 0,01-0,16 µg/l (maksimum 08.06.2021.a. proovis). Lisaks on veekogust üle määramispiiri leitud 1,3,5-triklorobenseeni (16.03.2021 – 0,008 µg/l ja 08.06.2021 – 0,007 µg/l), AMPA-t (16.03.2021 – 0,15 µg/l), boskaliidi (10.03.2020 ja 16.03.2021, mõlemast 0,002 µg/l) ning propikonasooli (16.03.2021 – 0,013 µg/l). Siiani on kõige leiduderohkem proov olnud 16.03.2021.a. proov, mil määramispiiri ületavaid väärtusi täheldati viiel ainel. **Analüüsitulemuste kohaselt tuvastati keskkonnakvaliteedi piirväärtuste ületamine Kihlevere peakraavis Kadrina-Viitna mnt. juures (SJB3496000) proovidest juunis 2021.a. AMPA osas;**
- Kunda jõe Jäätma (SJA9031000) proovidest on pestitsiidijääke leitud üle määramispiiri kõigis neljas proovis, kusjuures 25.08.2020 proovist leiti kuue erineva pestitsiidijäägi sisaldusi. Üle määramispiiri on leitud 1,3,5-triklorobenseeni (08.06.2021 – 0,011 µg/l), boskaliidi (25.08.2020 – 0,001 µg/l), heptakloori (25.08.2020 – 0,0004 µg/l), propiokonasooli (13.10.2020 – 0,0078 µg/l), tsübutriini (25.08.2020 – 0,003 µg/l) ning tsükloheksaane (25.08.2020 – α-tsükloheksaani 0,0002 µg/l ja γ-tsükloheksaani 0,0001 µg/l). **Analüüsitulemuste kohaselt tuvastati keskkonnakvaliteedi piirväärtuste 2020.a. (nii AA-EQS kui ka MAC-EQS) ületamine Kunda jõe Jäätma (SJA9031000) proovidest heptakloori osas;**
- Pada jõe seirejaamast SJA5147000 on pestitsiidijääke üle määramispiiri leitud 13. oktoobri 2020.a. (14 pestitsiidijääki) ja 15. märtsi 2022.a. (4 pestitsiidijäägi)proovist, mil tuvastati kuue pestitsiidijäägi sisaldused: bifenoksit 0,001 µg/l, heptakloor-epoksiidi 0,006 µg/l, kloropüriifossi 0,002 µg/l, pentaklorobenseeni 0,0002 µg/l ning tsükloheksaane (α-tsükloheksaani 0,0002 µg/l ja γ-tsükloheksaani 0,0007 µg/l). **Analüüsitulemuste kohaselt tuvastati keskkonnakvaliteedi piirväärtuste 2020.a. (nii AA-EQS kui ka MAC-EQS) ületamine Pada jõe seirejaama SJA5147000 proovidest heptakloori-eksoepoksiidi osas;**

- Visuoja (Põdruse peakraav) – 10. märtsi 2020.a. proovist leiti bifenoksit 0,001 µg/l ja tsübutriini 0,0001 µg/l ning delta-heksaklorotsükloheksaani 0,0001 µg/l. 16.03.2021.a. proovist leiti 0,001 µg/l boskaliidi ja 15.12.2021.a. proovist glüfosaati 0,06 µg/l;
- Vohnja oja alamjooksult (SJB3510000) leiti 10st proovist pestitsiidide jääke neljal korral – 16.03.2021.a. proovist 12 ainet (neist 8 kaugleviga, keelatud ainet), 08.06.2021.a. proovist 9 ainet, 14.12.2021 17 ainet (neist 11 kaugleviga, keelatud ainet) ja 15.03.2022 1 aine; **Analüüsitulemuste kohaselt tuvastati keskkonnakvaliteedi piirväärtuste (AA-EQS) ületamine 2021.a. Vohnja oja alamjooksul (SJB3510000) tsüpermetriini osas kolmel korral, heptakloor-epoksiidi Vohnja oja heptakloor-epoksiidi sisaldused ületasid ka MAC-EQS väärtust;**
- Sõmeru jõe (SJA9092000) 13.10.2020.a. proovist leiti 27 pestitsiidijääki (sh Stockholmi konventsiooniga reguleeritud aineid, nt, tsükloodieene, dikofooli, DDT), 8.12.2020 12 pestitsiidijääki, 21.09.2021 34 pestitsiidijääki. Sõmeru jõe analüüsitulemused on eraldi välja toodud Lisas 4. **Analüüsitulemuste kohaselt tuvastati keskkonnakvaliteedi piirväärtuste 2020-2021.a. (nii AA-EQS kui ka MAC-EQS) ületamine Sõmeru jõe (SJA9092000) proovidest heptakloori tema metaboliitide osas, 2021.a. tsübutriini ja dikofooli osas.**

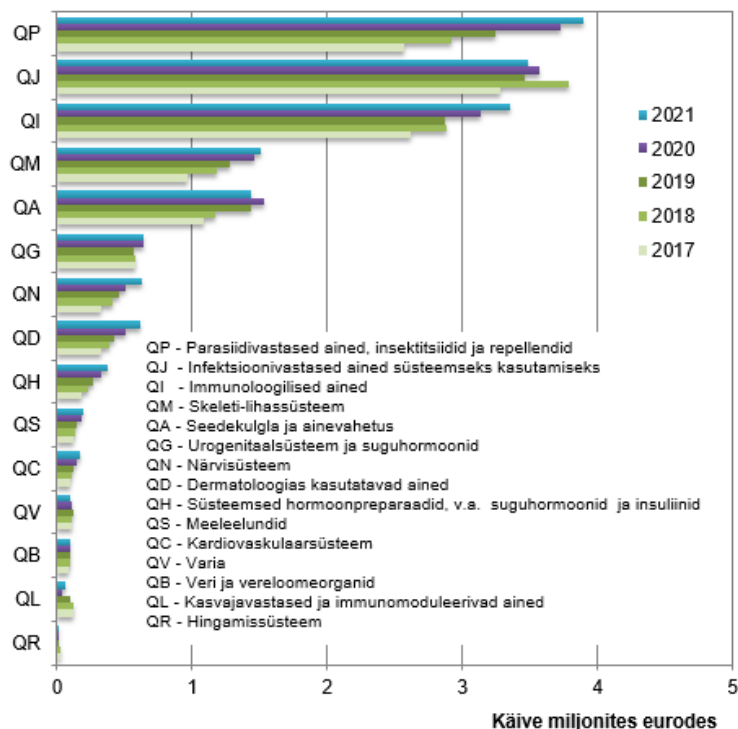
2020.-2021a. suvel on leitud mitmetest riikliku keskkonnaseire raames võetud pinnavee proovidest 6–20 erinevat pestitsiidijääki, mille kasutus on aastaid keelustatud ning mida pole teadaolevalt Eestis aastaid kasutatud, kuid mis on kaugleviga püsivad orgaanilised saasteained (POP) Stockholmi konventsiooni nimekirjas. Kõik need ained olid väga väikeste kontsentratsioonidega ja tervisele ning keskkonnale ohtu ei kujuta, kuid **ohtlikuks võib muutuda nende koosmõju, mida pole piisavalt uuritud.** Selle uuringu raames võetud proovides oli Kunda jõe Jäätma punktis 25.08.2020 võetud proovis 4 POPi, Pada jõe 13.10.2020 võetud proovid 14 POPi jäägid või jäljed, teised sellest punktist võetud proovides 2020-2021.a. pestitsiidide jääke või jälgi ei leitud. Vohnja jõest võetud proovidest leiti 17.03.2021 12 pestitsiidide jääki või jälge, neist 7 olid POPd, 08.06.2021 võetud proovist aga 9 pestitsiidi jääki või jälge, neist 8 POPid, 14.12.2021.a. proovist 17 ainet, neist 13 POPid. Sõmeru jõe proovidest leiti 13.10.2020 27 pestitsiidide jääki või jälge, neist 24 POPi, 8.12.2020 võetud proovist 12 pestitsiidi, neist 7 POPd, 21.09.2021 aga 34 ainet, 21 POPid.

Põhjavee proovidest leiti selliseid pestitsiidijääkide „kokteile“ kolmes seirepunktis: Mõdriku 1 seirepunktis (PRK0062238) septembris 20 ainet, neist 13 POPid; Vaiatu, Heinrichshofi kinnistu kaevus (PRK0015247) aprillis 17 ainet, neist 15 POPid ja septembris 15 ainet, neist 10 POPid ning Mõdriku hiieallikatest 10 ainet, neist 8 POPid.

4.7 Ravimijäägid põhja- ja pinnavees

Life IP CleanEST projekti tegevus 10.1 hõlmab ka põllumajandusloomade heaolu ja tervise tagamiseks mõeldud ravimite jääkide sisalduse seiret valitud valglates. Selleks koostati enimmüüdud ja kasutatud veterinaarravimite esialgne nimistu tuginedes Eesti Ravimiameti statistikale nende kasutamise kohta Eestis, aga ka varasemate uuringutele meie regioonis, sh. Henning et al. (2020), Aasmäe et al. (2020), Deloitte et al., (2018). Ravimijääkide nimistu, mida analüüsi sisaldab ainult veterinaarravimina kasutatavaid, aga ka nii inim- kui veterinaarravimitena kasutatavaid ning ainult inimeste raviks mõelduid. Põllumajandusministri 2005. aasta määruse nr. 21 kohaselt peab loomapidaja pidama arvestust põllumajandusloomale manustatud ravimite ja ravimsöötade kohta. Nii kogutud teave veterinaarravimite kasutamisest on oluliseks aluseks nendega seotud keskkonnamisriski hindamisel ja seire korraldamisel.

Ravimiameti andmetel olid käibe alusel perioodil 2017-2021 enim kasutatavateks veterinaarravimi rühmadeks infektsiooni- ja parasiidivastased ning immunoloogilised ained (joonis 4.30).



Joonis 4.30. Veterinaarravimite käive aastatel 2017 – 2021. (Ravimiamet, <https://www.ravimiamet.ee/veterinaarravimite-statistika>)

Antibiootikumidest on kõige enam müüdud veterinaarravimi rühmadeks viimastel aastatel olnud tetratsükliinid, penitsilliinid ja pleuromutiliinid, mis kokku moodustasid kõikidest veterinaarseks otstarbeks müüdud antibiootikumidest ligi 68%. Kõige suuremas koguses on viimastel aastatel kasutatud doksütsükliini, amoksitsilliini, tiamuliini, monensiini ja bensüülpenitsilliini (tabel 4.14).

Tabel 4.14. Veterinaarsete antibiootikumide müük toimeainete alusel 2015–2021 (kg/a) (Ravimiamet)

	<i>Toimeaine (kg)</i>	<i>2015</i>	<i>2016</i>	<i>2017</i>	<i>2018</i>	<i>2019</i>	<i>2020</i>	<i>2021</i>
1	<i>Doksütsükliin</i>	1 577	1 526	1 380	1 042	1 509	1 359	1 320
2	<i>Tiamuliin</i>	754	589	565	856	956	997	1 209
3	<i>Amoksitsilliin</i>	2 803	2 969	1 701	1 321	1 064	1 050	828
4	<i>Monensiin</i>	260	382	526	546	709	767	732
5	<i>Bensüülpenitsilliin</i>	679	612	683	742	697	571	553
6	<i>Dihüdrostreptomütsiin</i>	373	343	353	339	285	312	255
7	<i>Oksütetratsükliin</i>	386	204	178	242	245	220	241
8	<i>Sulfametoksasool</i>	0	0	205	218	393	402	217
9	<i>Sulfadiasiin</i>	64	91	90	121	118	69	112
10	<i>Kloortetratsükliin</i>	69	103	117	111	107	112	94

Väiksemates kogustes turustati antibiootikumidest trimetoprimi, spektinomütsiini, paromütsiini, marbofloksatsiini jm. Oluliselt on Ravimiameti andmetel viimastel aastatel suurenenud tiamuliini, monensiini ja sulfadiasiini müük ja vähenenud amoksitsilliini, dihydrostreptomütsiini ja oksütetratsükliini müük.

Veterinaarias kasutatakse ka inimtervishoius kasutatavaid ravimeid. Neist kõige suurema käibega oli 2021. aastal Ravimiameti andmetel meeheelundite, vere ja vereloomeorganite ning seedekulgl ja ainevahetuse ravimid (<https://ravimiamet.ee/statistika-ja-kokkuvotted/statistika/veterinaarravimite-statistika>).

Proovid ravimijääkide (ravimi toimeaine jääkide) sisalduste analüüsiks põhjavees võeti 2021. aasta kevadel aprillis ja sügisel septembris, et võrrelda kõrgvee- ja madalveeaegseid tingimusi. Põhjavee ravimijääkide analüüsid tehti Eesti Keskkonnauuringute Keskuse laboris, kus uuriti kokku 49 ravimijäägi esinemist. Ravimijääkide leiud on kokkuvõtvalt esitatud lisas 4. Üle määramispiiri oli kuue ravimijäägi sisaldus kokku üheksas põhjavee seirepunktis.

Kuus põhjavees leitud ravimijääki olid järgmised: kofeiin (n=7), 4-aminoantipüriin (n=2), jopamidool (n=1) ja karbamasepiin (n=1), venlafaksiin (n=1) ja tsiprofloksatsiin (n=1). Sarnaselt pestitsiidijääkidele esines ka kõige enam ravimijääke Sõmeru valga seirepunktides.

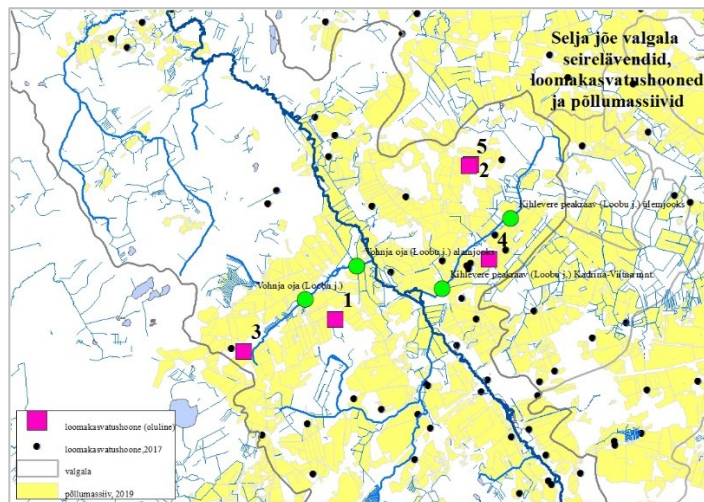
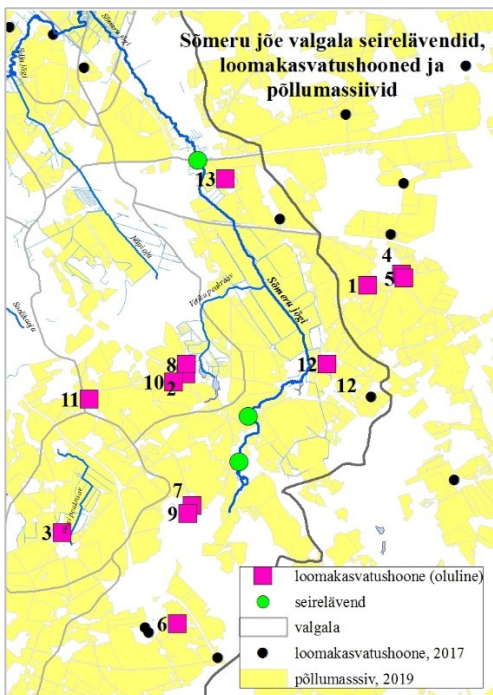
Nimetatud ravimijääkide puhul on valdavalt tegemist inimeste poolt kasutatavate ravimitega. Vaid 4-aminoantipüriin on veterinaarravimi metaboliit (leitud Põdruse valgla puurkaevus PRK0054190), mida aga ei loeta vesikeskkonnale ohtlikuks (1272/2008/EÜ). 4-aminoantipüriini leiti samast kaevust nii kevadisel kui ka sügisel võetud veeproovis. Kofeiini on põhjaveest laialdasemalt leitud ka varasemates uuringutes (EKUK, 2018b), kuid selles uuringus leitud sisaldused on varasematest leidudest märksa suuremad (0,04-0,09 µg/L). Näiteks uuringus EKUK (2018b) leiti kofeiini küll 36s põhjaveeproovis, kuid nende sisaldused olid <0.002 µg/L. Sealjuures tuleb mainida, et käesolevas uuringus leiti kofeiini ka puurkaevudest, mida iseloomustab aeglasem veevahetus ja anoksilised tingimused (vt. peatükk nr. 4.1.1), mistõttu on nende NO₃⁻ sisaldused väga väikesed või alla määramispiiri. Puurkaev PRK0062242 sisaldab oma isotoopkoostise järgi (peatükk nr. 4.1.2) olulist vana põhjavee komponenti, aga kofeiini esinemine kaevu vees näib viitavat sellele, et kaevu avatud veekihi on osaliselt mõjutatud ka tänapäevasest veeringest ja tegemist on oma olemuselt kahe erineva päritoluga vee seguga.

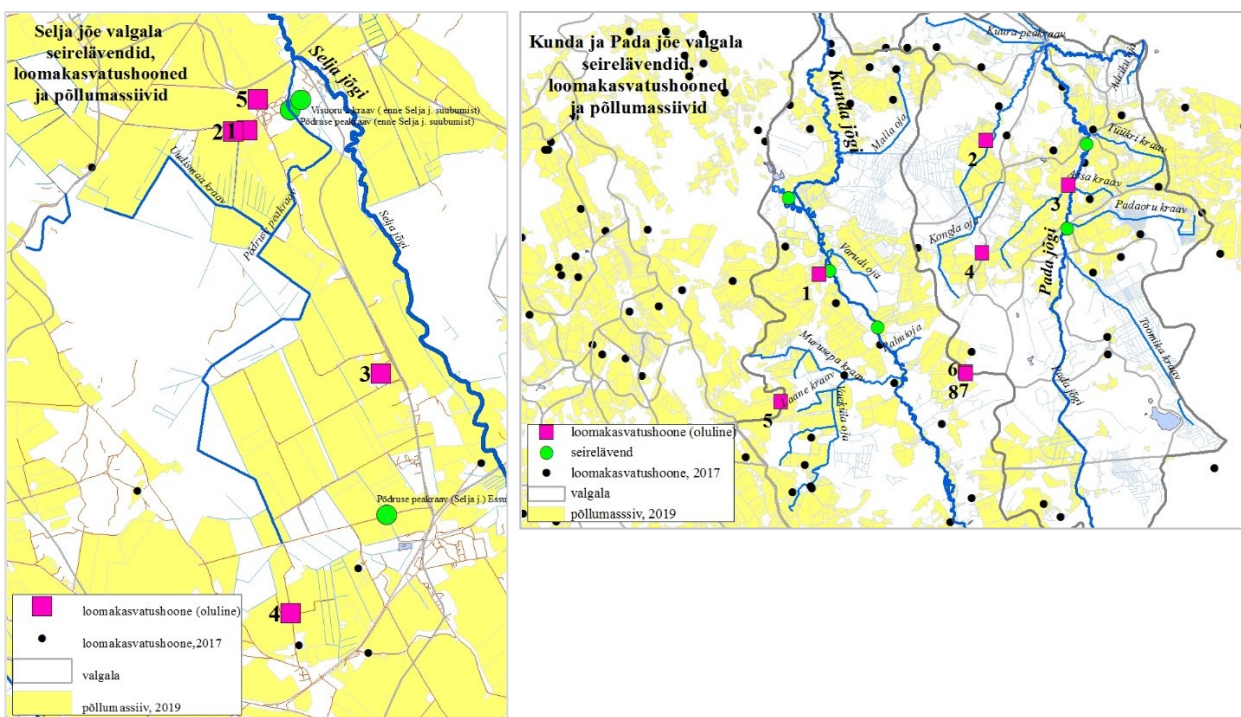
Teistest ravimijääkidest leiti Sõmeru valgla puurkaevust nr. 62253 jopamidooli, mis on kasutusel röntgenkontrastainena. Kuna tegemist on madala kaevuga (15 m), siis võib antud ravimijääk pärineda kanaliseerimata aladelt. Sõmeru valglas olevast Rägavere allikast leiti karbamasepiini, mis on kasutusel neuroloogilistes ravimites (nt epilepsia ravis). Kihlevere valgla 30 m sügavusest puurkaevust (SJB3734000) leiti antidepressandid toimeainet venlafaksiini ning Pada valgla madalast salvkaevust (SJB3731000) antibiootikumi tsiprofloksatsiini. Ka nende leidude puhul võib allikana kahtlustada heitvett. Mujal maailmas on ravimijääkide leiud põhjaveest leidnud kasutamist muuhulgas heitvee indikaatorina, mille abil on võimalik uurida põhjavee liikumise kiirust ja selle viibeaega (nt Hillebrand jt., 2011). Kõrvutades omavahel ravimijääkide leide ja proovipunktides valitsevaid redokstingimusi (lisa 4) on huvitav märkida, et ravimijääkide leide esineb ka anoksilises põhjavees (redokstsoonid NO₃ ja Fe(III)). Seega jõuavad ka ravimijäägid sarnaselt pestitsiidijääkidele kohati veekompleksi sügavamatesse osadesse, kus toitained nagu NO₃-N on juba lagunenud.

Alates 2019. aastast koguti veeproove ravimijääkide analüüsiks pinnavees kokku kuuel korral pärast sõnniku laotamisperioodi kevadel ja sügisel kokku 6 seirelävendist: Vohnja oja (VEE1078600), Kihlevere peakraav (VEE1078500), Põdruse peakraav (Visuoja) (VEE1075700, Sõmeru (VEE1075600), Kunda (VEE1072900) ja Pada (VEE1071900) jõgi, mis on joonisel 2.1 tähistatud numbritega 1, 3, 6, 8, 12 ja 14. Seirelävendid valiti allavoolu suurematest loomafarmidest ja põllumajanduskõlvikutest (joonis 4.31), iseloomustamaks valglas toimuvat põllumajandustegevust ja eelkõige sõnniku käitlemisel tekkivat võimalikku ravimijääkide koormust veekeskkonnale. Ravimijääkide seirelävendid langevad osaliselt kokku

tegevuse C10.1 üldkeemia seire lävenditega (kokku 14), mille valgla hinnatakse põllumajandustootmise keskkonnamõju.

Veeproovid säilitati tumedas plastpudelis sügavkülmas ja analüüsiti Soome Keskkonnainstituudi (SYKE) laboris kasutades kõrgefektiivset vedelikkromatograafiat ja massispektromeetrit. Seire all olevate valglate suurus ja põllumajandusmaa osakaal on toodud aruande tabelis 2.1.





Joonis 4.31. Seirelävendid, põllumassiivid ja suuremad loomakasvatushooned Sõmeru jõe (ülal vasakul), Vohnja oja ja Kihlevere peakraavi (ülal paremal), Põdruse peakraavi (all vasakul) ning Kunda ja Pada jõgede valglas (all paremal). Suuremad loomakasvatushooned valglates on märgitud ruuduga ja tingliku järjekorra numbriga.

Põdruse peakraavist 2019 ja 2020. a. septembris ning 2021. a. oktoobris veeproovi ei saadud, kuna puudus äravool. Seetõttu lisati 2019. a. analüüsiks 27. augustil kogutud veeproov Vohnja alamjooksu lävendis, kus puuduvad olulised heitvee sisselasud, mistõttu võimaldab täpsemalt määratleda põllumajandusliku hajukoormuse mõju veekvaliteedile. 2020 ja 2021. a. koguti ja analüüsiti aga vastavalt 10. ja 16. novembril Põdruse peakraavist võetud veeproovid. Tehnilise probleemi tõttu analüüse tegevas Soome Keskkonnauuringute Keskuse (SYKE) laboris jäid analüüsima 2020. a. septembris kogutud Sõmeru ja Kunda jõe veeproovid. Seetõttu koguti neist seirelävenditest 2022. a. mai kuus uued veeproovid ning analüüsiti SYKE laboris. Analüüsitulemused sisalduvad järgnevas analüüsis.

Saadud tulemusi võrreldi arvutusliku mittetoimiva sisaldusega (Predicted No Effect Concentration, PNEC) iga konkreetse ravimijäägi puhul (Ek Henning et al., 2020). Mittetoimiva kontsentratsiooni määramine tugineb uuringutele ravimijäägi mõjust vee-elustikule, mille alusel üldistatakse teadmised maksimaalsete sisalduste kohta (PNEC), mille korral kahjulik toime erinevatele liikidele veel ei avaldu. Senised teadmised arvutusliku mittetoimiva kontsentratsiooni määramiseks on piiratud ja sageli on puudu selleks vajalike uuringute tulemusi. Seetõttu on võib PNEC väärtus ajas muutuda, kui lisandub täiendavat teavet.

Ravimijääkide analüüsi tulemused on toodud aruande Lisas 6. Kokku uuriti 55 ravimijäägi võimalikku sisaldust. Ravimijääke leiti kõikidest uuritud vooluveekogudest. Kokku leiti 31 ravimi jääke (tabel 4.15), kus ületati labori määramispiiri. Leitud ravimid moodustavad 56% kõikidest uuritud ravimitest. Sageli leiti määramispiiri ületavaid koguseid vaid ühes vooluveekogus ühel seiresesoonil. Paljudes veeproovides jäi ravimijääkide sisaldus alla määramispiiri, kuid ületasid avastamispiiri. Seetõttu on määramatus nende ravimijääkide leidude osas üsna suur.

Kõige pikem nimekiri määramispiiri ületavatest ravimijääkidest (9) oli Pada jões (tabel 4.15). Veel 21 ravimijäägi sisaldus jäi seal alla määramispiiri, kuid analüüs näitas nende jälgi vees. Järgnevad Vohnja oja (8 ning 9 alla määramispiiri) ja Kihlevere peakraav (7, lisaks 22 alla määramispiiri). Sõmeru ja Kunda jõest leiti ühes kevadises proovis vastavalt viie ja kolme ravimi jääke, ning täiendavalt 11 ja 8 ravimit alla määramispiiri. 22 uuritud ravimijääke ei leitud üheski veeproovis (jäid alla avastamispiiri).

Tabel 4.15. Analüüsitud ja määramispiiri ületavad (rasvasena) ravimijäägid ravimirühmade kaupa 2019-2022.

Ravimirühm	Uuritud ravimijääk (rasvaselt leitud ravimijääk)	Leitud ravimijäägid/analüüsitud ravimijäägid
Antibiootikumid	flukonasool, linkomütsiin, ofloksatsiin, sulfadiasiin, trimetopriim, doksütsükliin+tetratsükliin (sum)	3/6
Epilepsia ravimid	karbamasepiin, gabapentiin, levetiratsetaam	2/3
Kõrgvererõhu ravimid	amlodipiin, kandesartaan, enalapriil, eprosartaan, irbesartaan, ramipriil, telmisartaan, valsartaan	4/8
Astma ja allergia ravimid	tsetirisiin, feksofenadiin, flutikasoon, mometasoon, ksülometasoliin	2/5
Hormoonravi	progesteroon, testosteroon	1/2
Mittesteroidseid põletikuvastaseid ravimid ja valuvaigistid	kodeiin, diklofenak, ketoprofeen, naprokseen, oksükodoon, tramadool	6/6
Ainevahetushaiguste ravimid	atorvastatiin, besafibraat, gemfibrosiil, metformiin*	2/4
Muud südame-veresoonkonna ravimid	atenolool, bisoprolool, dipüridamool, metoprolool, nebivolool, sotalool, varfariin	4/7
Psühhofarmatseutilised ravimid	tsitalopraam, oksatsepaam, kvetiapiin, sertraliin, temasepaam, venlafaksiin,	4/6
Veterinaarravimid	karprofeen, emamektiin, fenbendasool, ivermektiin, tiamuliin, toltrasuriil, tülosiin	2/7
Muu	kofeiin	1/1

* Ehkki metformiini jälgi leiti ka 2019-2020 aastal, on kõik määramispiiri ületamised seotud analüüsi täpsuse paranemisega 2021. aastal, kui labori määramispiir langes tasemelt 114 ng/l tasemele 0,237 ng/l.

Kõikidest uuritud vooluveekogudest leiti seireperioodil vaid kahte ravimijääki - kofeiin ja telmisartaan. 2020 a. leiti küll telmisartaani jälgi, kuid sisaldused jäid alla määramispiiri. Mõlemi ravimijäägi sisaldused jäid oluselt alla PNEC taset. Enamikus seirelävenditest leiti ka metoprolooli, gabapentiini ja metformiini, aga samuti oluliselt väiksemas kontsentratsioonis võrreldes PNEC tasemega. Metformiini määramispiir SYKE laboris alanes 2021 aastal oluliselt (varasema 114 ng/L asemel 0,237 ng/L). Osade ravimijääkide sisaldus erinevatel aastal varieerub suurtes piirides. Näiteks 2019 a. leiti kõikidest proovidest ketoprofeeni jälgi, aga järgevatel aastatel enam mitte. Nebivolooli tuvastati 2019. a. kõikides vooluveekogudes aga 2020. a. mitte üheski ning 2021. a. vaid Pada jõe ühes proovis. Valu leevendava ja põletikuvastase toimega ravimi diklofenaki jääke leiti 2019. ja 2021. aastal kõigis vooluveekogudes v.a. Põdruse pkr., aga mitte üheski proovis 2020. ja 2022. a. Diklofenaki maksimumsisaldus (50 ng/L Kunda jões 2021.a.) ületab oluliselt 2017–2018 aastal Läti linnu- ja seafarmide lähistelt kogutud pinnaveeproovidest leitud maksimaalset taset (7,7 ng/L; Henning et al., 2020), kuid selle mediaansisaldus (28,5 ng/L) moodustab kõikide uuritud vooluveekogude andmetel PNEC tasemega võrreldes 33%. Arvutusliku mittetoimiva kontsentratsiooni (PNEC) taset (20,4 ng/l) ületati vaid antibiootikumina kasutatava ofloksatsiini sisalduses septembris 2020 kogutud proovides Vohnja oja ja Kihlevere peakraavis, kus see oli vastavalt 30 ja 48 ng/L.

Ravimiameti veterinaarsete antibiootikumide müügi andmetel kõige enam kasutatavatest toimainetest leiti doksütsükliini/tetratsükliini 2020 ja/või 2021 aastal kolmes vooluveekogus (Vohnja, Sõmeru, Kihlevere) ning diamuliini jälgi (alla määramispiiri) Sõmeru j. 2019 a. ja Pada j. 2020 a (tabel 4.16) proovides.

Pikem loetelu erinevatest ravimijääkidest aastatel 2019-2022, mille sisaldused ületavad labori määramispiiri, on Sõmeru jões ja Kihlevere peakraavis aga ka Vohnja peakraavis ja Pada jões (tabel 4.16). Tulemusi mõjutab mõnevõrra erinev veeproovide arv ühel või teisel aastal, mille põhjus on esitatud eespool.

Tabel 4.16. Leitud erinevate ravimijääkide arv valitud valglates 2019-2021.

Vooluveekogu	Aasta	Leitud erinevaid ravimijääkide	Sh. üle määramispiiri	Märkused
Sõmeru	2019	26	14	
	2020	17	5	Vaid üks veeproov
	2021	-	11	Andmed sisaldustest allpool määramispiiri puuduvad
	2022	-	5	Vaid üks veeproov. Andmed sisaldustest allpool määramispiiri puuduvad
Kihlevere	2019	22	10	
	2020	18	5	
	2021	-	12	Andmed sisaldustest allpool määramispiiri puuduvad
Vohnja	2019	23	10	Kolm veeproovi
	2020	13	7	
	2021	-	7	Andmed sisaldustest allpool määramispiiri puuduvad
Pada	2019	21	9	
	2020	24	7	
	2021	-	9	Andmed sisaldustest allpool määramispiiri puuduvad

11 leitud ravimijäägi (atorvastatiin, tsetirisiin, kodeiin, enalapriil, ivermektiin, ketoprofeen, kvetiapiin, tramadool, tsitalopraam, ksülometasoliin, varfariin) maksimaalne sisaldus jäid vahemikku 1–10 ng/L ning kaheksal ravimil (karbamasepiin, diklofenak, doksütsükliin/teatratsükliin, metoprolool, ofloksatsiin, telmisartaan, tülosiin, valsartaan) vahemikku 10–100 ng/L. Vaid kofeiini ja dipüridamooli sisaldus ületas ühel korral Pada jões ja korra Sõmeru jões ning gabapentiini, metformiini ja naprokseen sisaldus Sõmeru jões taset 100 ng/L.

Ravimijääkide pinna- ja põhjavee proovid analüüsiti erinevates laborites, mille määramispiirid erinevad kõikide ravimijääkide osas ca 1000 korda, kusjuures pinnavee tulemused on esitatud ng/L ja põhjavee tulemused µg/L. Sellest tulenevalt, aga ka erinevuse tõttu analüüsitavate ravimijääkide loetelus, leiti vaid kahe ravimijäägi esinemine nii pinna- kui põhjavees: venlafaksiin Kihlevere peakraavis ja valglal paiknevas puurkaevus ning karbamasepiin Rägavere allikas ja Sõmeru jões. Tõenäoliselt on nende ravimite leiud pinnavees osaliselt seotud ka põhjavee möjuga.

5. Järeldused ja soovitused

- Üldlämmastiku keskmine sisaldus kolme seireaasta vältel ületab vooluveekogudele kehtestatud mitte-hea seisundi piiri 3 mgN/L uuritud 15 lävendist 13 seirepunktis. Üldjuhul on üldlämmastiku sisaldus kõrgem väiksema valgla suure (>50%) põllumajandusmaa osakaaluga valglates (Vohnja, Kihlevere, Põdruse) aga ka Sõmeru jões. Sõmeru jões ja Kihlevere peakraavis on Nüld keskmine sisaldus kolme aasta vältel vastavalt 9,9 ja 9,4 mgN/L;
- Ammooniumlämmastiku 90% tagatusega väärtus ületas vooluveekogudele kehtestatud hea seisundi piiri vaid Sõmeru jõe Rakvere-Mõedaka mnt. seirelävendis (SJA4081000);
- Kõrgemad üldlämmastiku sisaldused vooluveekogudes esinesid kevadperioodil, aga ka 2019/20 talvel ja 2020/21 detsembris-jaanuaris, mis on seletatav suhteliselt soojade talvedega, koos vihmasadudega ja kõrgenenud äravooluga;
- Üldfosfori keskmine sisaldus on kõikides uuritud vooluveekogudes suhteliselt madal ning ei ületa vooluveekogudele kehtestatud mitte-hea seisundi piiri 0,08 mgP/L. Maksimaalsed väärtused ulatuvad Vohnja oja alamjooksul, Kihlevere ülemjooksu, Põdruse-Essu, Mõdriku allikate ning jõe alamjooksu lävendis ja Kunda-Kohala ning mõlemis Pada jõe lävendis üle 0,1 mgP/L;
- Kõrge N ja madala P sisalduse tingimustes on N/P suhe kõikides vooluveekogudes üle 100, erandiks vaid Kunda-Kohala seirelävend (SJA2095000) kus see oli 98 ning Pada jõe lävendid, kus see oli vastavalt 42 ja 44. Väikevalglates ulatus N/P suhe enamasti üle 200, ja oli Vohnja oja ülemjooksul isegi 968, osutades suurele põhjavee mõjule veekvaliteedi formeerumisel ning fosforile kui limiteerivale toiteelemendile pinnavees;
- Arvutuslik üldlämmastiku ärakanne valgla pindala hektari kohta oli Vohnja ojas kolmel uuritud perioodil vastavalt 64,7, 40,1 ja 46,2 kg aastas ja oli kõrge ka Kihlevere peakraavis (8,2-18,8 kg/ha/a) ning Põdruse peakraavis (6,7-13,6 kg/ha/a). Vohnja ojas oli teiste seirejõgedega võrreldes kõrgem ka fosfori ärakanne pinnaühiku kohta. Kõrgem toitainete koormus Vohnja ojas on seletatav oluliselt suurema äravoolumooduliga, mis ületas nt. Kihlevere pkr. äravoolumoodulit 4-6 korda;
- Arvutuslik üldfosfori ärakanne valgla pindala hektari kohta oli Vohnja ojas kahel uuritud perioodil vastavalt 64,7 ja 58,1 kg aastas ja on kõrge ka teistes väikevalglates (Kihlevere pkr. ja Põdruse pkr.). Vohnja ojas oli teiste seirejõgedega võrreldes kõrgem ka fosfori ärakanne pinnaühiku kohta varieerudes 0,23 ja 0,3 kg/ha/a vahel. Kõrgem toitainete koormus Vohnja ojas on seletatav oluliselt suurema äravoolumooduliga, mis ületas nt. Kihlevere pkr. äravoolumoodulit 4-6 korda;

- Põhjavee osakaal uuringupiirkonna seirejõgede äravoolus (Loobu, Selja ja Kunda jõed) on suur. Kolme erineva mudeliga tuvastatud baasäravoolu osakaalud on sarnased ja näitavad, et põhjavee osakaal neis jõgedes on keskmiselt 63–77%, olles mõnevõrra väiksemad Loobu jões ning suuremad Selja ja Kunda jões. Sealhulgas on oluline märkida, et lumevaesel aastal 2019/2020, kus sademete infiltratsioon sai toimuda läbi talve, oli põhjavee osakaal suurem kui püsiva lumekattega aastatel;
- Ka vee keemiline koostis näitab, et kõigis uuritud valglates võib just maapinnalähedase põhjavee (sügavus kuni 30 m) kvaliteet olla oluliseks pinnavee kvaliteeti ja toitainete sisaldust mõjutavaks teguriks. Kõige otsesemad seosed esinesid toitainete üldlämmastiku ja üldfosfori sisalduste vahel Vohnja ja Sõmeru valglates. Oma üldkeemiliselt koostiselt (vee elektrijuhtivus; Cl^- ja SO_4^{2-} sisaldus) on kõigi uuritud vooluveekogude vesi maapinnalähedase põhjaveega sarnane;
- Põhjaveega transporditavate toitainetest (lämmastiku- ja fosforiühenditest) on olulisim $\text{NO}_3\text{-N}$. Kohati esinevad põhjavees ka suuremad orgaanilise lämmastiku sisaldused. Teatud tingimustel esineb põhjavees suurenenud üldfosfori sisaldusi, mis on seotud madalveeperioodidega, kuid üldiselt on need üldlämmastiku sisaldustega võrreldes oluliselt väiksemad;
- 30 kuni 90% analüüsitud üldfosforist moodustab orgaaniline fosfor ning selle osakaal on suurem pinnavees. Suuremad üldfosfori ja $\text{PO}_4\text{-P}$ väärtused nii vooluveekogudes kui ka põhjavees esinevad pigem suvisel ja sügisesel madalveeperioodil (juulist novembrini);
- Kõigis uuritud valglates on näha põllumajandustegevuse mõju maapinnalähedase põhjavee (sügavus kuni 30 m) kvaliteedile. See avaldub nii suurenenud toitainete (üldlämmastik, $\text{NO}_3\text{-N}$, kohati ka üldfosfor) kui ka makrokomponentide nagu Cl^- , Na^+ , K^+ ja kohati ka SO_4^{2-} suurenenud sisaldustes;
- Joogivee kvaliteedi seisukohast esineb uuritud põhjavee seirepunktides üld-raua ($\text{Fe}_{\text{üld}}$), mangaani (Mn^{2+}), nitraadi (NO_3^-) ja pestitsiidijääkide kvaliteedi piirväärtuste ületusi. Suuremad NO_3^- sisaldused esinevad maapinna lähedal, kus valitsevad oksilised tingimused. Suuremad $\text{Fe}_{\text{üld}}$ sisaldused esinevad sügavusvahemikus 15-30 m, kus muutuvad valitsevaks anoksilised tingimused. Kohati esinevad neis tingimustes ka suuremad üldfosfori sisaldusi ja pestitsiidijääkide leide;
- Põhjavee tüübid, redokstsoonide levik ja isotoopkoostis koos viitavad sellele, et uuritud valglates Pandivere kõrgustiku põhjanõlval ja Viru lavamaal ei ulatu aktiivse veevahetuse võõnd sügavamale kui 50-75 m, mis kinnitab varasemate geofüüsikaliste uuringute tulemusi veekihtide veejuhtivuse jaotumisest Siluri-Ordoviistiumi põhjaveekompleksis;

- Põhjavees analüüsiti 144 pestitsiidijäägi sisaldusi ja üle määramispiiri oli 26 aine jäägi sisaldus kokku 29 põhjavee seirepunktis. Pestitsiidijäägid võivad kohati liikuda põhjaveekihtide sügavamatesse anoksilistesse osadesse, kus toitained (nt NO_3^-) on juba lagunenud. Samuti näitavad uuringu tulemused, et põhjavees võib esineda ka pestitsiidjääke, mille kasutamine ei ole enam lubatud. See on aga pigem seotud kaugkande ainetega, mille leiud viitavad pigem sellele, et põhjavee puhastumine ohtlikest ainetest võtta märkimisväärse aja (kümneid aastaid);
- Pinnavees analüüsiti 141 pestitsiidijäägi sisaldusi ning üle määramispiiri leiti 48 ainet, sh väga palju pestitsiidijääke, mille kasutus on keelustatud ning mida pole teadaolevalt Eestis aastaid ka kasutatud. Ehkki nende kontsentratsioon on väga väike, on erinevate pestitsiidide koosmõju kohta vähe teada.
- Pinnaveest leiti kokku 31 ravimi jääke, kus ületati labori määramispiiri. Leitud ravimid moodustavad 56% kõikidest uuritud ravimitest. Sageli leiti määramispiiri ületavaid koguseid vaid ühes vooluveekogus ühel seiresesoonil. Kahte ravimijääki - kofeiin ja telmisartaan leiti seireperioodil kõikidest uuritud vooluveekogudest. PNEC taset ületati vaid antibiootikumina kasutatava ofloksatsiini sisalduses 2020. a. septembris Vohnja ojust ja Kihlevere peakraavist kogutud veeproovides;
- Põhjaveest leiti üle määramispiiri vaid kuue ravimi jääke kokku üheksas seirepunktis. Ravimijääkide pinna- ja põhjavee proovid analüüsiti erinevates laborites, mille määramispiirid erinevad kõikide ravimijääkide osas ca 1000 korda, kusjuures pinnavee tulemused on esitatud ng/L ja põhjavee tulemused µg/L. Sellest tulenevalt, aga ka erinevuse tõttu analüüsitavate ravimijääkide loetelus, leiti vaid kahe ravimijäägi esinemine nii pinna- kui põhjavees: venlafaksiin Kihlevere peakraavis ja valglal paiknevas puurkaevus ning karbamasepiin Rägavere allikas ja Sõmeru jões. Tõenäoliselt on nende ravimite leiud pinnavees osaliselt seotud ka põhjavee mõjuga.

Antud järeldustest lähtuvalt saab edasiste uuringute planeerimiseks ja riiklike seireprogrammide täiendamiseks anda järgnevaid soovitusi:

- Kuigi üldlämmastiku ja üldfosfori näitajad ülehindavad tõenäoliselt taimede poolt omastatava ja seega veekogumite seisundit mõjutava lämmastiku ja fosfori koguseid, alahindab ainult anorgaanilise lämmastiku ($\text{NO}_3\text{-N}$) või fosforiga ($\text{PO}_4\text{-P}$) arvestamine seda kogust. Seega tundub olevat õigustatud määrata tulevikus pinnaveekogumitega seotud põhjaveekogumites lisaks anorgaanilistele lämmastiku ja fosfori ühenditele ka üldlämmastiku ja üldfosfori sisaldust maapinnalähedaste põhjaveekihtide (<30m) seirejaamades. See võimaldab otsesemalt

võrrelda pinna- ja põhjavee toitainete sisaldusi, mis praeguste seireandmete puhul on raskendatud, sest pinna- ja põhjaveekogumitest määratakse seirete käigus erinevaid näitajaid. Määratavate näitajate ühtlustamine suurendaks oluliselt ka veekogumite seisundihinnangute usaldusväärsust;

- Pandivere kõrgustiku geoloogiline ehitus ning põhjaveekihtide veevahetuse aeglustumine sügavuse suunas tingivad selle, et kuigi kõrgustikuga seotud vooluveekogusid iseloomustab suur põhjavee osakaal, mõjutab nende veekvaliteeti just maapinnalähedane põhjavesi (sügavus kuni 30 m). Põhjaveekogumite seisundi hindamisel on põhja- ja pinnavee vastastikmõju testi usaldusväärsuse tõstmiseks oluline, et hinnatavates kogumites oleks esindatud maapinnalähedase põhjavee seirepunktid (madalad puurkaevud ja allikad), mille vee kvaliteeti saaks otseselt seostada pinnavee kvaliteediga. Selle saavutamiseks võiks kaaluda nitraaditundlikul alal toimuva põhjaveeseire täiendamise peale, et selle käigus mõõdetaks ja raporteeritaks rohkem parameetreid (nt täiskeemiline analüüs, veetasemed), mida saaks hiljem kasutada ka põhjaveekogumite seisundi hindamisel;
- Antud uuring viidi läbi valglate põhiselt, kus samas hüdrooloogilises üksuses seirati paralleelselt nii põhja- kui ka pinnavee kvaliteeti. See võimaldas otseselt võrrelda erinevate veeringe osade vastastikmõju, võttes samal ajal arvesse ka valglate maakasutust ja mullastikku. Tulevikus on soovitatav sarnaste küsimuste uurimisel samuti kasutada valglapõhist lähenemist. Kuigi põhjaveekihtide valglad ei kattu kindlasti täpselt pinnaveevalglatega, on pinnaveevalgla hea lähtekoht uuringuala piiritlemiseks olukorras, kus põhjaveevalglate piirid ei ole täpselt teada ja nende täpsustamine on võrreldes pinnaveevalglatega väga aja- ja ressursimahukas;
- Toitainete hajukoormuse täpsemaks hindamiseks valglates, kus domineerib põllumajanduslik maakasutus, on vaja täpsemalt hinnata äravoolu. Igakuised vooluhulga mõõtmised samaaegselt veeproovide kogumisega ei anna selleks piisavalt head alust, kuna suure tõenäosusega ei kirjeldata nii kõiki hüdrooloogilisi perioode (sh madalvee-kõrgvee perioodid). Seetõttu on paremaks lahenduseks hajureostuse mõju hindamisel vooluhulga (veetaseme) pidev (automaatne) mõõtmine ning vooluhulgaga või ajas keskmistatud veeproovide kogumine. Osade kvaliteedielementide (nt nitraat) seireks on ka pinnavees võimalik kasutada sensortehnoloogiat. Ka allikate seirel võib täpsemaid tulemusi anda vooluhulkade ja nitraatide automaatseire;
- Taimekaitsevahendid ja veterinaarravimid on Euroopa Liidus läbinud põhjaliku riskihindamise ning lühi- ja pikaajalises perspektiivis ei tohiks need ei inimestele ega teistele organismidele kahjulikud olla. Siiski võivad keskkonda jõudvad pestitsiidid ja ravimid olla potentsiaalseks

riskiteguriks, kui neid ei kasutata asjakohaselt. Taimekaitsevahendite ja ravimijääkide seirega kogutavad andmed on riskihaldajatele täiendavaks kinnituseks, et võimalik risk nende liig kõrge sisalduse näol ei ole/või on realiseerunud. Ka on kogutav teave vajalik ülduse informeerimiseks ja potentsiaalsete hirmude maandamiseks. Samas on tegelike (tipu) sisalduste mõõtmine, eelkõige vooluveekogudes, suureks väljakutseks nii taimekaitsevahendite kui ka ravimijääkide seire korraldamisel. Suure tõenäosusega ei ole võimalik kirjeldada kogu varieeruvust nende sisaldustes ning tabada maksimaalseid sisaldusi, kui seire sageduseks on vaid 4 korda (või 2 korda ravimijääkidel) aastas. Seetõttu on keeruline ka taimekaitsevahendite ja ravimijääkide koormuse arvutamine vooluveekogumite suublale. Heaks lahenduseks ei ole ka ajas või vooluhulgaga keskmistatud veeproovide kogumine, kuna suhteliselt pika säilitusaja (nt 14 päeva) jooksul võib nii taimekaitsevahendite kui ravimijääkide tegelik sisaldus mikrobioloogiliste ja füüsikaliskemiliste protsesside tulemusena oluliselt langeda ning nii kõrgemad kui madalamad sisaldused jäävad määramata. Seeõttu tuleks veeproove taimekaitsevahendite mõju selgitamiseks koguda eelkõige vegetatsiooniperioodil (aprill-oktoober), mil seda saab korraldada suurema tihedusega, kusjuures proovivõtt leiaks aset taimekaitsevahendite tegeliku kasutamise järgselt kohe peale suuremat sadu. Sama kehtib ka ravimijääkide puhul, kus veeproovid tuleks koguda sõnniku laotamise järgselt peale suuremaid sademeid. Selline seire korraldus eeldab operatiivset proovivõttu ja laborite valmisolekut analüüsimiseks. Põhjavee puhul, mille viibeag on pinnavee omast pikem, võib täpsemate andmete saamiseks piisata seiresagedusest 2-4 korda aastas, aga seda oletust tuleks eelnevalt kontrollida mõne pilootuuringuga, kus seiresagedus oleks tihedam (nt 12 korda aastas);

- Antud uuring võimaldas põhjalikumaid järeldusi põhja- ja pinnavee kvaliteedi seostest teha vaid nendes valglates, kus põhjaveeseiret allikatest viidi läbi sarnaselt pinnaveeseirega 12 korda aastas. Neli korda aastas toimuvat proovivõttu ei ole võimalik ajastada täpselt nii, et kaetud saaks nii kõrgvee maksimumid ja madalvee miinimumid kui ka olulised muutused nende ekstreemumite vahel (nt sügisese suurvee algus). Et rakenduslike uuringute raames toimuvat seiret ei ole alati võimalik ajastada nii, et välitööd toimuksid kohe peale olulisemaid sademete sündmusi või lumesula, on 12 korda aastas toimuv proovivõtt hea kompromiss, mis lubab suurema tõenäosusega tabada hüdrooloogilise aasta olulisi sündmusi ja muutusi.

6. Kasutatud kirjandus

Appelo, C.A.J. & Postma, D., 2005. Geochemistry, Groundwater and Pollution, 2nd Edition. Balkema, Leiden.

AS Maves, 2002. Karst ja allikad Pandiveres. AS Maves, Tallinn.

Bergström, S., 1992. The HBV Model: Its Structure and Applications. Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Hydrology, Norrköping.

Böhlke, J.-K., 2002. Groundwater recharge and agricultural contamination. Hydrogeology Journal 10, 153–179.

Carlyle, G.C., Hill, A.R., 2001. Groundwater phosphate dynamics in a river riparian zone: effects of hydrologic flowpaths, lithology and redox chemistry. Journal of Hydrology 247, 151–168.

Clark, I.D., Fritz P., 1997. Environmental Isotopes in Hydrogeology. CRC Press, New York.

Coetsiers, M., Walraevens, K., 2006. Chemical characterization of the Neogene Aquifer, Belgium. Hydrogeology Journal 14, 1556–1568.

Denver, J.M., Cravotta, C.A., Ator, S.W., Lindsay, B.D., 2010. Contributions of phosphorus from groundwater to streams in the Piedmont, Blue Ridge, and Valley and Ridge Physiographic Provinces, Eastern United States. U.S. Geological Survey, Scientific Investigations Report 2010–5176, 38 p.

Domagalski, J.L., Johnson, H., 2012, Phosphorus and Groundwater: Establishing Links Between Agricultural Use and Transport to Streams: U.S. Geological Survey Fact Sheet 2012-3004, 4 p.

EELIS 2022. Ürglooduse objektid (10.01.2010).

<https://infoleht.keskkonnainfo.ee/default.aspx?id=334349141&state=1;-164545161;est;eelisand;;>.

Viimati vaadatud 28.06.2022.

Ek Henning, H., Putna Nimane, I., Kalinowski, R., Perkola, N., Bogusz, A., Kublina, A., Haiba, E., Barda, I., Karkovska, I., Schütz, J., Mehtonen, J., Siimes, K., Nyhlén, K., Dzintare, L., Äystö, L., Sinics, L., Laht, M., Lehtonen, M., Stapf, M., Stridh, P., Poikāne, R., Hoppe, S., Lehtinen, T., Kõrgma, V., Junttila, V., Leisk, Ü. 2020. Pharmaceuticals in the Baltic Sea Region – emissions, consumption and environmental risks. Report no. 2020:28, Länsstyrelsen Östergötland, Linköping.

[https://www.researchgate.net/publication/348235264 Pharmaceuticals in the Baltic Sea Region - emissions consumption and environmental risks](https://www.researchgate.net/publication/348235264_Pharmaceuticals_in_the_Baltic_Sea_Region_-_emissions_consumption_and_environmental_risks)

EKUK, 2018a. Taimekaitsevahendite jääkide sisalduse ja dünaamika uuring pinna- ja põhjavees. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ, Tallinn

EKUK 2018b. Kvaternaari põhjaveekihtidest moodustatud põhjaveekogumites ja maapinnalt esimestest aluspõhjalistest põhjaveekihtidest moodustatud põhjaveekogumites ohtlike ainete sisalduse uuring. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ, Tallinn

EKUK 2021. Nitraaditundliku ala põhjavee seire 2020. Lõpparuanne. Eesti Keskkonnauuringute Keskus OÜ, Tallinn

Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiivi 98/8/EÜ Euroopa Parlamendi ja nõukogu direktiiv 98/8/EÜ, 16. veebruar 1998, mis käsitleb biotsiidide turuleviimist artikkel 2

Euroopa Parlamendi ja Nõukogu määrus (EÜ) nr 1107/2009, 21. oktoober 2009, taimekaitsevahendite turulelaskmise ja nõukogu direktiivide 79/117/EMÜ ja 91/414/EMÜ kehtetuks tunnistamise kohta

Euroopa Parlamendi ja nõukogu määrus (EÜ) nr 1272/2008, 16. detsember 2008, mis käsitleb ainete ja segude klassifitseerimist, märgistamist ja pakendamist ning millega muudetakse direktiive 67/548/EMÜ ja 1999/45/EÜ ja tunnistatakse need kehtetuks ning muudetakse määrust (EÜ) nr 1907/2006

Eurostat 2013. Nutrient Budgets – Methodology and Handbook. Version 1.02. Eurostat and OECD, Luxembourg

Griffoen, J., 2006. Extent of immobilisation of phosphate during aeration of nutrient-rich, anoxic groundwater. *Journal of Hydrology* 320, 359–369.

Gupta, H.V., Sorooshian, S., Yapo, P.O., 1999. Status of Automatic Calibration for Hydrologic Models: Comparison with Multilevel Expert Calibration. *Journal of Hydrologic Engineering* 4, 135–143. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135))

Gustafson, D.I., 1989. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. *Environmental Toxicology and Chemistry* 8, 339–357.

Hay, L.E., Leavesley, G.H., Clark, M.P., Markstrom, S.L., Viger, R.J., Umemoto, M., 2006. Step wise, multiple objective calibration of a hydrologic model for a snowmelt dominated basin. U.S. Geological Survey, Virginia. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2006.tb04501.x>

Hillebrand, O., Nödler, K., Licha, T., Sauter, M., Geyer, T., 2011. Caffeine as an indicator for the quantification of untreated wastewater in karst systems. *Water Research* 46, 395-402. 10.1016/j.watres.2011.11.003.

Holman, I., Whelan, M., Howden, N., Bellamy, P., Willby, N., Rivas-Casado, M., McConvey, P., 2008. Phosphorus in Groundwater—An Overlooked Contributor to Eutrophication? *Hydrological Processes*, 22, 5121–5127.

IAEA/WMO 2022. WISER – Water Isotope System for data analysis, visualization and electronic retrieval. <https://nucleus.iaea.org/wiser/index.aspx>. Viimati vaadatud 26.08.2022.

Iital, A.; Deelstra, J.; Stalnacke, P.; Loigu, E.; Pihlak, M., 2004. Retention of nitrate in groundwater. The case of Lake Peipsi basin, Estonia. NHP Report; 48, Tartu University Press, 169–179.

Jõgar, P., Perens, R., 1987. Pandivere kõrgustiku karbonaatse aluspõhja hüdrogeoloogilise läbilõike ja veejuhtivusparameetrite täpsustus uute kaardistamispuuraukude alusel. Eesti NSV Teaduste Akadeemia Toimetised. Geoloogia / Известия Академии Наук Эстонской ССР. Геология, 36, 79–89.

KAUR 2021. Pinnaveekogumite seisundiinfo. Veekogumite koondseisund (04.11.2020). <https://www.keskkonnaagentuur.ee/et/eesmargid-tegevused/vesi/pinnavesi/veekogumite-seisundiinfo> Viimati vaadatud 14.06.2021.

KAUR, 2022. Keskkonnaagentuur [e-andmebaas], <https://www.ilmateenistus.ee/siseveed/ajaloolised> - vaatlusandmed/vooluhulgad/ Viimati vaadatud 07.06.2022.

KESE 2021. Keskkonnaseire infosüsteem. <https://kese.envir.ee>. Viimati vaadatud 17.06.2021.

Keskkonnaministri 1. oktoobri 2019. a määrus nr 48 „Põhjaveekogumite nimekiri ja nende eristamise kord, seisundiklassid ja nende määramise kord, seisundiklassidele vastavad keemilise seisundi määramiseks kasutatavate kvaliteedinäitajate väärtused ja koguselise seisundi määramiseks kasutatavate näitajate tingimused, põhjavett ohustavate saasteainete nimekiri, nende sisalduse läviväärtused põhjaveekogumite kaupa ja kvaliteedi piirväärtused põhjavees ning taustataseme määramise põhimõtted“

Keskkonnaministri 16. aprilli 2020. a määrus nr 19 „Pinnaveekogumite nimekiri, pinnaveekogumite ja territoriaalmere seisundiklasside määramise kord, pinnaveekogumite ökoloogiliste seisundiklasside kvaliteedinäitajate väärtused ja pinnaveekogumiga hõlmamata veekogude kvaliteedinäitajate väärtused“

Kmoch, A., Kanal, A., Astover, A., Kull, A., Virro, H., Helm, A., Pärtel, M., Ostonen, I., and Uemaa, E., 2021. EstSoil-EH: a high-resolution eco-hydrological modelling parameters dataset for Estonia, *Earth Syst. Sci. Data*, 13, 83–97, <https://doi.org/10.5194/essd-13-83-2021>.

Koit, O., Barberá, J.A., Marandi, A., Terasmaa, J., Kiivit, I.-K., Martma, T., 2020. Spatiotemporal assessment of humic substance-rich stream and shallow karst aquifer interactions in a boreal catchment of northern Estonia. *Journal of Hydrology*, 580, 124238. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2019.124238.

Koit, O., Tarros, S., Pärn, J., Küttim, M., Abreldaal, P., Sisask, K., Vainu, M., Terasmaa, J., Retike, I., Polikarpus, M., 2021. Contribution of local factors to the status of a groundwater dependent terrestrial

ecosystem in the transboundary Gauja-Koiva River basin, North-Eastern Europe. *Journal of Hydrology*, 600, 126656. DOI: 10.1016/j.jhydrol.2021.126656.

Koit, O. 2022. Surface water and groundwater interaction in shallow karst aquifers of Lower Estonia (Doktoritöö, Tallinna Ülikool). Tallinna Ülikool, Tallinn. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.13634.86726>

Kroeger, K., Cole, M.L., Valiela, I., 2006. Groundwater-transported dissolved organic nitrogen exports from coastal watersheds. *Limnology and Oceanography* 51, 2248–2261. 10.4319/lo.2006.51.5.2248.

Ladson, A. R., Brown, R., Neal, B., Nathan, R., 2013. A standard approach to baseflow separation using the Lyne and Hollick filter. *Australian Journal of Water Resources* 17, 25-34. <http://dx.doi.org/10.7158/W12-028.2013.17.1>.

Langmuir, D., 1997. *Aqueous Environmental Geochemistry*. Prentice Hall, New Jersey.

Lax, S., Peterson, E., Hoven, S. 2017. Stream chloride concentrations as a function of land use: a comparison of an agricultural watershed to an urban agricultural watershed. *Environmental Earth Sciences*. 76. 10.1007/s12665-017-7059-x.

Leppelt, T., Dechow, R., Gebbert, S., Freibauer, A., Lohila, A., Augustin, J., Drösler, M., Fiedler, S., Glatzel, S., Höper, H., Järveoja, J., Lærke, P.E., Maljanen, M., Mander, Ü., Mäkiranta, P., Minkkinen, K., Ojanen, P., Regina, K., Strömberg, M., 2014. Nitrous oxide emission budgets and land-use-driven hotspots for organic soils in Europe. *Biogeosciences*, 11, 6595–6612.

Lewandowski, J., Meinikmann, K., Nützmann, G., Rosenberry, D., 2014. Groundwater - the disregarded component in lake water and nutrient budgets. Part 2: Effects of groundwater on nutrients. *Hydrological Processes*, 29, 10.1002/hyp.10384.

Loigu, E. and Leisk, Ü., 2001. Ionic composition. Water quality and pollution load of the rivers of the L. Peipsi basin. In: *Lake Peipsi. Meteorology, Hydrology, Hydrochemistry*, 73-75.

Loigu, E., Leisk, Ü., Orru, M., Lode, E., Pensa, M., 2008. Soode hüdrokeemilised ja hüdrogeoloogilised uuringud puhvertsoonide piiritlemiseks ja kaitsemeetmete välja töötamiseks. TTÜ keskkonnatehnika instituut, Eesti Geoloogiakeskus, Tallinna ülikooli ökoloogia keskus, Tallinn.

Lyne, V., Hollick, M. 1979. Stochastic time-variable rainfall-runoff modelling. *Australia National Conference Publication* 79, 89–92.

Maa-amet 2022. Ruumiandmed. Geoloogiline baaskaart 1:50 000. <https://geoportaal.maaamet.ee/est/Ruumiandmed/Geoloogilised-andmed-p115.html>. Viimati vaadatud 28.06.2022.

Marandi, A., Karro, E., Osjamets, M., Polikarpus, M., Hunt, M. 2020. Eesti põhjaveekogumite seisund perioodil 2014-2019. EGF 9416. Eesti Geoloogiateenistus, Rakvere. <https://fond.egt.ee/fond/egf/9416>

Marja, R., Seevri, K., Elken, R., Klasen, H., 2017. Nitraatiooni ja taimekaitsevahendite võimalikud allikad nitraaditundliku ala põhja- ja pinnavees. Keskkonnaagentuur, Tartu.

Markstrom, S.L., Regan, R.S., Hay, L.E., Viger, R.J., Webb, R.M.T., Payn, R.A., LaFontaine, J.H., 2015. PRMS, the Precipitation-Runoff Modeling System, Version 4 (Techniques and Methods No. Book 6). U.S. Geological Survey, Virginia.

McDowell, R., Worth, W., Carrick, S. 2020. Evidence for the leaching of dissolved organic phosphorus to depth. The Science of the Total Environment. 755. 142392. 10.1016/j.scitotenv.2020.142392.

Moriasi, D.N., Moriasi, D.N., Arnold, J.G., Liew, M.W.V., Bingner, R.L., Harmel, R.D., Veith, T.L., 2007. Model Evaluation Guidelines for Systematic Quantification of Accuracy in Watershed Simulations. Transactions of the ASABE 50, 885–900.

Mullaney, J.R., Lorenz, D.L., Arntson, A.D., 2009. Chloride in Groundwater and Surface Water in Areas Underlain by the Glacial Aquifer System, Northern United States. U.S. Geological Survey, Scientific Investigations Report 2009-5086.

Nash, J.E., Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I — A discussion of principles. Journal of Hydrology 10, 282–290. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(70\)90255-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(70)90255-6)

Oberhelman, A., Peterson, E., 2020. Chloride source delineation in an urban-agricultural watershed: Deicing agents versus agricultural contributions. Hydrological Processes 34. 10.1002/hyp.13861.

Pandivere riiklik veekaitseala, 1993. Pandivere riiklik veekaitseala. (Maastik, A., Oraspõld, A. & Raukas, A., toim.) Jyväskylä, 69 lk.

Panno, S., Hackley, K., Hwang, H.-H., Greenberg, S., Krapac, I.G., Landsberger, S., O'Kelly, D., 2006. Characterization and Identification of Na-Cl Sources in Ground Water. Ground water 44, 176–187. 10.1111/j.1745-6584.2005.00127.x.

Perens, R., 1989. Pandivere veerikkus hüdrogeoloogi pilguga. Eesti Loodus 8, 482–487.

Perens, R., Eltermann, G., Lang, T., Laas, L., Noppel, M., Norman, A., Solovjova, S., 1977. Aruanne hüdrogeoloogilisest ja ehitusgeoloogilisest kaardistamisest mõõtkavas 1:50 000 maaparanduse eesmärgil (Väike-Maarja objekt). Geoloogia Valitsus, Tallinn. EGF 3464

Perens, R., Kajak, K., Kajak, K., Lang, T., Laas, L., Norman, A., Solovjova, S., Mardla, A., 1978. Aruanne hüdrogeoloogilisest ja ehitusgeoloogilisest kaardistamisest mõõtkavas 1:50 000 maaparanduse eesmärgil 1976.-1978.a (Tapa-Viru-Roela objekt). Geoloogia Valitsus, Tallinn. EGF 3508

Perens, R., Vallner, L., 1997. Water-bearing formation. Kogumikus: Geology and Mineral Resources of Estonia (toimetajad) Raukas, A., Teedumäe, A. Estonian Academy Publishers, Tallinn, 137–145.

Postma, D. J., Boesen, C., Kristiansen, H., Larsen, F., 1991. Nitrate reduction in an unconfined sandy aquifer: Water chemistry, reduction processes, and geochemical modeling. *Water Resources Research* 27, 2027–2045.

PPBP 2021. Pesticide Properties DataBase. <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>. Viimati vaadatud 29.06.2021.

Prantsuse Geoloogiateenistus (BRGM). 2022. <https://www.brgm.fr/fr> Viimati vaadatud 21.06.2022.

Pärn, J., 2018. Origin and Geochemical Evolution of Palaeogroundwater in the Northern Part of the Baltic Artesian Basin. (Dokoritöö, Tallinna Tehnikaülikool). TTÜ Kirjastus, Tallinn.

Pärn, J., Affolter, S., Ivask, J., Johnson, S., Kirsimäe, K., Leuenberger, M., Martma, T., Raidla, V., Schloemer, S., Sepp, H., Vaikmäe, R., Walraevens, K., 2018. Redox zonation and organic matter oxidation in palaeogroundwater of glacial origin from the Baltic Artesian Basin. *Chemical Geology* 488, 149–161.

Raes, D., 2009. ETo Calculator v3.1. Land and Water Digital Media Series No. 36, Food and Agriculture Organization of United Nations, Rooma.

Raidla, V., Kern, Z., Pärn, J., Babre, A., Erg, K., Ivask, J., Kalvāns, A., Kohán, B., Lelgus, M., Martma, T., Mokrik, R., Popovs, K., Vaikmäe, R., 2016. A $\delta^{18}\text{O}$ isoscape for the shallow groundwater in the Baltic Artesian Basin. *Journal of Hydrology* 542: 254–267.

Ресурсы поверхностных вод СССР. Том 4 Прибалтийский район. Впуск 1 Эстония. 1972. (Protasjeva, M. S. & Eipre, T., toim), Gidrometeoizdat, Leningrad.

Seitzinger, S., Saunders, R. W., 1996. Contribution of dissolved organic nitrogen from rivers to estuarine eutrophication. *Marine Ecology Progress Series* 159, 1–12.

Seitzinger, S., Saunders, R.W., Styles, R., 2002. Bioavailability of DON from natural and anthropogenic sources to estuarine plankton. *Limnology and Oceanography* 47, 353–366.

Siebert, J., Vis, M. J. P., 2012. Teaching hydrological modeling with a user-friendly catchment-runoff-model software package. *Hydrology and Earth System Sciences* 16, 3315–3325.

Shaheen, S., Wang, J., Baumann, K., Wang, S.-L., Leinweber, P., Rinklebe, J., 2021. Redox-induced mobilization of phosphorus in groundwater affected arable soil profiles. *Chemosphere* 275, 129928. 10.1016/j.chemosphere.2021.129928.

Stuart, M. E., Gooddy, D.C., Bloomfield, J.P., Williams, A.T., 2011. A review of the impact of climate change on future nitrate concentrations in groundwater of the UK. *Science of The Total Environment*, 419, 2859–2873.

Stuyfzand, P.J., 1993. Hydrochemistry and hydrology of the coastal dune area of the western Netherlands. PhD Thesis. Free University Amsterdam, Netherlands.

Suuroja, K., All, T., Mardim, T., Morgen, E., Otsmaa, M., Ploom, K., Vahtra, T., Veski, A., 2005. Eesti geoloogilise baaskaardi Kadrina (6433) leht. Seletuskiri. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.

Suuroja, K., Kaljuläte, K., Mardim, T., Morgen, E., Ploom, K., Shtokalenko, M., Vahtra, T., 2015. Eesti geoloogilise baaskaardi Väike-Maarja (6432) leht. Seletuskiri. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.

Suuroja, K., Mardim, T., Morgen, E., All, T., Kõiv, M., Otsmaa, M., Niin, M., 2007. Eesti geoloogilise baaskaardi Kiviõli (6443) leht. Seletuskiri. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.

Suuroja, K., Ploom, K., Mardim, T., All, T., Otsmaa, M., Vahtra, T., Veski, A., 2006. Eesti geoloogilise baaskaardi Rakvere (6434) leht. Seletuskiri. Eesti Geoloogiakeskus, Tallinn.

TalTech, 2021. Siseveekogude ja mere veenormide vahelised seosed ja võrreldavus. Lõpparuanne, 190 lk.

TLÜ Ökoloogia Instituut, 2015. Põhjaveekogumi veest sõltuvad ökosüsteemid, nende seisundi hindamise kriteeriumid ja seirevõrk. TLÜ Ökoloogia Instituut, Tallinn.

Tesoriero, A.J., Liebsche, H., Cox, S.E., 2000. Mechanism and rate of denitrification in an agricultural watershed: Electron and mass balance along groundwater flow paths. *Water Resources Research* 36, 1545-1559.

Thiemig, V., Rojas, R., Zambrano-Bigiarini, M., Roo, A., 2013. Hydrological evaluation of satellite-based rainfall estimates over the Volta and Baro-Akobo Basin. *Journal of Hydrology* 499, 324–338. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.012>

Vainu, M., Koit, O., Lode, E., Ploompuu, T., Terasmaa, J., Ravis, R., 2019. Põhjaveekogumite seosed maismaaökosüsteemide ja pinnaveekogudega, hüdrogeoloogilised mudelid ning seirevõrgu kujundamine. Tallinna Ülikooli Ökoloogia keskus, Tallinn.

van Kessel, C., Clough, T., van Groenigen, J.M., 2009. Dissolved Organic Nitrogen: An Overlooked Pathway of Nitrogen Loss from Agricultural Systems? *J. Environ. Qual.* 38, 393–401.

Vassiljev, A., Blinova, I. 2012. The influence of drained peat soils on diffuse nitrogen pollution of surface water. *Hydrology Research* 43, 352–358.

Vassiljev, A., Kaur, K., Annus, I., 2018. Modelling of nitrogen leaching from watersheds with large drained peat areas. *Advances in Engineering Software* 125, 94–100. 10.1016/j.advengsoft.2018.03.007.

Warken, S. F., 2017. Potentials and limitations of multi-proxy records in speleothem research-Case studies in complex climate systems. PhD Thesis. Ruperto-Carola University of Heidelberg, Germany.

Weatherl, R. K., Henao Salgado, M. J., Ramgraber, M., Moeck, C., Schirmer, M., 2021. Estimating surface runoff and groundwater recharge in an urban catchment using a water balance approach. *Hydrogeology Journal* 29. 10.1007/s10040-021-02385-1.

Lisad

Lisa 1. Põhjavee seireandmed

Lisa 2. Pinnavee seireandmed

Lisa 3. Taimekaitsevahendite analüüsimeetodid ja määramispiirid

Lisa 4. Põhjavee taimekaitsevahendite ja ravimijääkide seire andmed

Lisa 5. Pinnavee taimekaitsevahendite seire andmed

Lisa 6. Ravimijäägid pinnavees

Lisa 7. Leitud taimekaitsevahendite toimeliik, keskkonnaohtlikkus, omadused, turulelubatavus

Lisa 8. Selja jõe valgla netoinfiltratsioon