

RĪGAS TEHNISKĀ UNIVERSITĀTE

Būvniecības inženierzinātņu fakultāte
Siltuma, gāzes un ūdens tehnoloģijas institūts

Sandis Dejus

Doktora studiju programmas „Siltuma, gāzes un ūdens tehnoloģija” doktorants

DZERAMĀ ŪDENS KVALITĀTES TIEŠSAISTES MONITORINGS

Promocijas darbs

Zinātniskais vadītājs
asoc. profesors *Dr. sc. ing.*
JĀNIS RUBULIS

Zinātniskais konsultants
profesors *Dr. sc. ing.*
TĀLIS JUHNA

Rīga 2018

ANOTĀCIJA

Promocijas darba „Dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitorings” ietvaros ir veikta dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa prasību un sistēmu analīze un izstrādāts jauns dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitoringa risinājums.

Esošās dzeramā ūdens kvalitātes monitorings un tā veikšanas programmas balstās uz paraugu ņemšanas un to analīzes metodēm, kas ne vienmēr spēj detektēt ūdensapgādes sistēmu piesārņojuma gadījumus, tādēļ pasaulē tiek izstrādātas tiešsaistes dzeramā ūdens monitoringa iekārtas ar agrīnā brīdinājuma sistēmām, kas spēj automātiski izziņot trauksmi dzeramā ūdens kvalitātes pasliktināšanās gadījumā. Līdz šim izveidoto un komerciāli pieejamo agrīnā brīdinājuma sistēmu un piesārņojuma detektēšanas algoritmu precizitāte ir salīdzinoši zema, turklāt to darbības efektivitāte ne vienmēr ir tikusi vērtēta eksperimentāli un šajās sistēmās tiek izmantoti tikai fizikāli – ķīmisko parametru mērījumi. Līdz ar to faktiskā mikrobioloģisko parametru atbilstība nekaitīguma prasībām un to izmaiņu dinamika netiek vērtēta. Promocijas darba ietvaros ir izstrādāts tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes sistēmas risinājums ar tajā iekļautiem fizikāli – ķīmisko un mikrobioloģisko parametru mērījumiem. Piedāvātajā risinājumā ir iekļauta automātiskā piesārņojuma detektēšanas un klasifikācijas funkcija, kas tiek nodrošināta, izmantojot pielāgotu Mahalanobisa attālumu algoritmu.

Darbā izstrādātais risinājums ir eksperimentāli pārbaudīts pilota mēroga ūdensapgādes sistēmā, simulējot dažādus piesārņojuma gadījumus. Simulāciju laikā ir veikts dzeramā ūdens kvalitātes monitorings, noskaidroti kvalitātes parametri un to kombinācijas, kas nodrošina piesārņojuma detektēšanu ar visaugstāko precizitāti. Darba izstrādes laikā relatīvi visaugstāko piesārņojuma detektēšanas precizitāti uzrādīja adenozintrifosfāta, duļķainības un kopējā organiskā oglekļa mērījumu kombinācija. Eksperimentu laikā tika konstatēts, ka, veicot dzeramā ūdens kvalitātes monitoringu atbilstīgi pasaulē esošajai likumdošanai, simulētie piesārņojuma gadījumi netiktu detektēti. Tas nozīmē, ka patērētājiem reālas ūdensapgādes sistēmas apstākļos var tikt piegādāts dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām neatbilstīgs ūdens.

Darba izstrādes laikā iegūtie teorētiskie un eksperimentālie rezultāti liecina par nepieciešamību agrīnā brīdinājuma sistēmās iekļaut mikrobioloģisko parametru tiešsaistes monitoringu. Piedāvātais risinājums ietver potenciāli automatizējamās dzeramā ūdens mikrobioloģisko parametru izmeklējumu metodes, kas var būtiski uzlabot piesārņojuma detektēšanas precizitāti. Tāpat dzeramā ūdens mikrobioloģiskās kvalitātes atbilstības vērtējumam dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām vajadzīgais laiks tiktu samazināts no šobrīd nepieciešamajām 18 līdz 24 stundām līdz 5 minūtēm.

Promocijas darbs ir uzrakstīts latviešu valodā un satur 120 lappuses, 18 attēlus, 11 tabulas un 9 pielikumus. Darbā izmantoti 186 literatūras avoti.

ANNOTATION

In the framework of the thesis “Online Monitoring for Drinking Water Quality,” analysis of existing drinking water quality monitoring requirements and systems has been carried out, and a new online monitoring solution for drinking water quality have been developed.

Existing water quality monitoring programmes are be based on “grab” sampling and analysis methods. They are not always capable of detecting pollution of water systems. Therefore, there are online drinking water monitoring systems with early warning function developing all over the world. Those systems automatically detect contamination events and triggers alarms in the event of deterioration of the quality of drinking water. However the contamination event detection precision by commercial early warning systems is rather low. Also there are only physically-chemical drinking water quality parameters analysed by those systems. It means that the microbiological compliance to safe water limits and the dynamics of quality is not evaluated. In this work, a solution for the online drinking water quality system is proposed. The proposed system includes measurements of physical-chemical and microbiological parameters and an automatic pollution detection and classification function that is provided with a custom Mahalanobis distance algorithm.

The solution developed in the framework of the work has been experimentally tested in the pilot-wide water supply system, simulating various contamination event scenarios. During simulations, water quality monitoring of drinking water has been carried out and the water quality parameters and combinations of them that ensures the highest contamination event detection accuracy where selected. The best contamination event detection accuracy is ensured by the combination of adenosine triphosphate, turbidity, and total organic carbon measurements. During experiments, it was found that, by the implementation of drinking water quality monitoring principles in accordance with the existing legislation, simulated contamination events would not be detected. In real conditions, it would lead to consumption of unsafe drinking water.

Theoretical and experimental results obtained within the work show the need to include online monitoring of microbiological parameters in early warning systems. The proposed solution includes potentially automated methods of testing of microbiological parameters for drinking water, which can significantly improve the accuracy of pollution detection. The time required for the assessment of the biological quality of drinking water for drinking water safety requirements would be reduced from the currently required 18 to 24 hours, to 5 minutes.

The promotion work is written in Latvian and contains 120 pages, 18 images, 11 tables, 9 attachments and 186 literature sources were used to develop this work.

SATURS

ANOTĀCIJA	2
ANNOTATION	3
SATURS.....	4
IEVADS	6
1. DZERAMĀ ŪDENS KVALITĀTES MONITORINGS	9
1.1. Dzeramā ūdens piesārņojums ūdensapgādes sistēmās	10
1.1.1. Neapzinātu traucējumu dzeramā ūdens sagatavošanas procesā izraisīti piesārņojuma gadījumi	13
1.1.2. Cauruļvadu bojājumu izraisīti dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumi	16
1.1.3. Piesārņojuma gadījumu izraisīto seku samazināšanas risinājumi	17
1.2. Dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa parametri	18
1.2.1. Vispārējie dzeramā ūdens kvalitātes parametri	18
1.2.2. Mikrobioloģiskie parametri	21
1.3. Dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitorings	26
1.3.1. Netiešie sensori	27
1.3.2. Tiešie sensori	31
1.3.3. Daudzsološās alternatīvās mikrobioloģiskās metodes	34
1.3.4. Likumdošana par dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitoringu	38
2. AGRĪNĀ BRĪDINĀJUMA SISTĒMAS	40
2.1. Agrīnā brīdinājuma sistēmu uzbūve	42
2.2. Agrīnā brīdinājuma sistēmās iekļautie dzeramā ūdens kvalitātes parametri	43
2.3. Piesārņojuma detektēšanas algoritmi	45
2.3.1. Piesārņojuma detektēšanas algoritmu darbības novērtēšana	45
2.3.2. Dzeramā ūdens piesārņojuma detektēšanai izmantotie algoritmi	47
3. DZERAMĀ ŪDENS KVALITĀTES MONITORINGS UN PIESĀRŅOJUMA DETEKTĒŠANA PILOTA MĒROGA ŪDENSAPGĀDES SISTĒMĀ	56
3.1. Dzeramā ūdens piesārņojuma noteikšanas eksperimenti pilota mēroga ūdensapgādes sistēmā	57
3.1.1. Pilota mēroga ūdensapgādes sistēma	57
3.1.2. Dzeramā ūdens piesārņošanas eksperimenti un scenāriji	58

3.1.3. Dzeramā ūdens kvalitātes parametru mērīšanas iekārtas un metodes	60
3.1.4. Dzeramā ūdens parametru izmaiņu novērtēšanas metodes	61
3.2. Piesārņojuma detektēšanas algoritms.....	62
4. REZULTĀTI UN TO APSPRIEŠANA	64
4.1. Piesārņojuma detektēšanas algoritmu salīdzinājums	64
4.2. Dzeramā ūdens piesārņojumu raksturojošie mērījumi	68
4.3. Dzeramā ūdens kvalitātes parametru izmaiņas piesārņojuma gadījumā.....	70
4.4. Piesārņojuma tipu klašu definēšana	77
4.5. Atsevišķu parametru mērījumu piesārņojuma detektēšanas precizitāte.....	78
4.6. Mērījumu precizitāte, izmantojot piesārņojuma detektēšanā dažādu parametru kombinācijas.....	83
4.7. Piesārņojuma detektēšanas precizitāte un agrīnās brīdināšanas sistēmas darbība	87
5. SECINĀJUMI	90
6. REKOMENDĀCIJAS UN NĀKOTNES PĒTĪJUMI.....	91
PATEICĪBA	93
PUBLIKĀCIJU SARAKSTS.....	94
LITERATŪRAS SARAKSTS	96
PIELIKUMI	109

IEVADS

Pilsētu iedzīvotājiem dzeramais ūdens tiek nodrošināts, izmantojot centralizētas ūdensapgādes sistēmas. Šobrīd pilsētās dzīvo aptuveni puse no pasaules iedzīvotājiem, bet prognozētais cilvēku skaita pieaugums pilsētās liecina, ka 2050. gadā pilsētās dzīvos divas trešdaļas pasaules iedzīvotāju [1]. Iedzīvotāju skaita pieaugums pilsētās palielina arī riskus, kas centralizētajās ūdensapgādes sistēmās saistīti ar dzeramā ūdens piegādes drošumu, piegādātā ūdens apjoma palielināšanos un kvalitātes nodrošināšanu [2].

Lai panāktu, ka dzeramais ūdens ir droši lietojams, tā kvalitāte rūpīgi jāmonitorē visos ūdensapgādes sistēmas posmos. Pasaules attīstītajās valstīs, arī Latvijā, dzeramais ūdens sagatavošanas iekārtās atbilst visām dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām, tomēr tā kvalitāte var mainīties uzglabāšanas un sadales laikā [3]. Statistika liecina, ka no 30 % līdz 60 % nekvalitatīva ūdens piegādes gadījumu saistīti ar sadales tīklu [4]. Dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņu cēloņi var būt netīšs dzeramā ūdens piesārņojums, piemēram, problēmas dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtās, nepiemērota vai bojāta ūdens sagatavošanas tehnoloģija, skalošanas ūdeņu nonākšana sadales tīklā, cauruļvadu novecošana, korozija un plīsumi, kā arī gruntsūdeņu intrūzija, cauruļvadu remontdarbi, mikroorganismu augšana sadales tīklā, ūdensapgādes tīkla savienojums ar notekūdeņu novadīšanas sistēmu. Dzeramā ūdens kvalitāte var tikt pasliktināta arī apzināti, piemēram, veicot ļaunprātīgu uzbrukumu tā apgādes sistēmai [5–9]. Pasliktināta ūdens kvalitāte var sabiedrībā radīt veselības, sociālas, psiholoģiskas, ekonomiskas un uzticamības problēmas [5, 10]. Diemžēl pasaulē vēl aizvien nepastāv ideālas ūdensapgādes sistēmas bez iespējamajiem riskiem tās lietotājiem, tādēļ ūdensapgādes uzņēmumu mērķis, izmantojot dzeramā ūdens kvalitātes monitoringu, ir minimizēt šos riskus un pasargāt patērētājus no nekvalitatīva dzeramā ūdens [11]. Ievērojamākie no pēdējās desmitgadēs notikušajiem nekvalitatīvas dzeramā ūdens piegādes gadījumiem ir notikuši 2014. gadā Flintā [12] un Rietumvirdžīnijā [13], 1993. gadā Milvokos [14] (visi trīs gadījumi notikuši Amerikas Savienotajās Valstīs), 2007. gadā Nokiā (Somijā) [15] un 2000. gadā Valkertonā (Kanādā) [16].

Neskatoties uz riskiem, lielākajā daļā pasaules dzeramā ūdens kvalitātes monitorings tiek veikts, izmantojot standarta metodes paraugu ņemšanai un analīzei laboratorijas apstākļos, tāpēc faktiskos dzeramā ūdens kvalitātes noteikšanas rezultātus var uzzināt tikai ar relatīvi lielu laika nobīdi [7, 17], kas potenciāli var apdraudēt patērētājus. Piemēram, patogēnisko mikroorganismu skaita noteikšana dzeramajā ūdenī, izmantojot standarta kultivēšanas metodi, var prasīt vairākas dienas. Līdz ar to palielinās risks, ka piesārņotu dzeramo ūdeni iedzīvotāji varētu lietot uzturā [18–20]. Izmantojot standarta metodes, dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņu dinamika, tātad arī atbilstība nekaitīguma prasībām, nedēļu, diennakšu un stundu griezumā nav precīzi izzināta, tāpēc ir neskaidra [7]. Turklāt pētījumu rezultāti pierāda, ka, izmantojot pašreiz esošās monitoringa programmas, mikrobioloģiskā piesārņojuma klātbūtni var konstatēt ar varbūtību, kas ir mazāka par 5 % [21]. Pētījumu rezultāti ļauj secināt, ka, lai konstatētu un izmeklētu vienu gadījumu, kad dzeramā ūdens mikrobioloģiskā kvalitāte neatbilst nekaitīguma prasībām, vajadzīgs kvalificēts darbspēks no 0,37 līdz 3,58 pilna laika ekvivalenta slodzes apjomā [22].

Lai veiktu precīzāku un regulārāku dzeramā ūdens kvalitātes monitoringu, arvien biežāk tiek izmantotas tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa un agrīnā brīdinājuma sistēmas. Šo sistēmu lietošanas mērķis ir identificēt piesārņojuma gadījumus, kas ir reti iespējami, bet kam var būt nopietnas sekas [20]. Diemžēl šādu sistēmu uzstādīšana un lietošana ir salīdzinoši dārga [4]. Lai samazinātu izmaksas, sistēmās visbiežāk tiek iekļauti lēti, robusti, droši un vienkārši nosakāmu ķīmisko ūdens kvalitātes parametru sensori, nosakot, piemēram, temperatūru, pH līmeni, oksidēšanās – reducēšanās potenciālu, elektrovadītspēju, kopējā organiskā oglekļa koncentrāciju, duļķainību, kopējā un brīvā hlora koncentrāciju [23–25]. Šo sensoru mērījumu rezultātus apstrādā ar matemātiskiem algoritmiem, kas ļauj noteikt, vai dzeramā ūdens kvalitāte monitoringa veikšanas punktā atbilst dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām. Neatbilstības gadījumā tiek izziņota trauksme ūdensapgādes sistēmas operatoram, lai savlaicīgi tiktu veiktas atbilstīgas darbības risku mazināšanai [20]. Šāda veida sistēmas ļauj samazināt dzeramā ūdens piesārņojuma detektēšanas laiku līdz minūtei [20, 26]. Tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa sistēmas ar automātisku piesārņojuma detektēšanas funkciju sauc par agrīnā brīdinājuma sistēmām.

Kopš 21. gadsimta sākuma agrīnā brīdinājuma sistēmas, to priekšrocības un trūkumi ir plaši pētīti [20, 27], turklāt tiek rekomendēts tās izmantot ikdienas dzeramā ūdens kvalitātes monitoringam [27, 28]. Tās ir uzstādītas tādās pilsētās kā Ņujorka, Dalasa (ASV) [20], Vitena (Nīderlande) [7], Lille (Francija) [29], Londona (Lielbritānija) un Singapūra [30]. Balstoties uz pieejamo informāciju un ūdensapgādes sistēmu attīstības tendencēm, var apgalvot, ka tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa sistēmas ir neatņemama nākotnes gudro pilsētu daļa [31, 32].

Lai gan pēdējo gadu laikā ir veikti būtiski agrīnā brīdinājuma sistēmu uzlabojumi, to piesārņojuma detektēšanas jeb klasifikācijas precizitāte ir ļoti atkarīga no piesārņojuma tipa un izmantotā matemātiskā detektēšanas algoritma. Lai šos algoritmus pilnveidotu, jāveic eksperimentāli pētījumi ar piesārņojuma ievadīšanu eksperimentālās ūdensapgādes sistēmās un monitoringa datu automātisku apstrādi, pētot to darbības stabilitāti [26, 33–35]. Reālu un komerciāli pieejamu agrīno brīdināšanas sistēmu, kurās iekļauti tikai fizikāli – ķīmisko parametru mērījumi un to kombinācijas, pārbaūžu rezultāti uzrāda piesārņojuma detektēšanu 82 % gadījumu, kas liecina par vajadzību pilnveidot minētās sistēmas [36]. Zinātniskajā literatūrā atrodami uzlaboti piesārņojuma detektēšanas un klasificēšanas algoritmi, ar kuriem var konstatēt līdz pat 100 % piesārņojuma gadījumu. Tomēr to pārbaudes ir veiktas tikai ķīmiskā piesārņojuma gadījumu un matemātisku piesārņojuma imitāciju rezultātiem [26, 37, 38]. Turklāt nevienā no komerciāli pieejamajām sistēmām vai zinātniskajā literatūrā aprakstītajiem pētījumiem nav iekļauts mikrobioloģisko parametru tiešsaistes monitorings, tātad vairumā gadījumu dzeramā ūdens mikrobioloģiskā kvalitāte paliek nezināma. Tomēr tieši neatbilstoša dzeramā ūdens mikrobioloģiskā kvalitāte visbiežāk ir dažādu slimību cēlonis [17, 39, 40]. Tas ir saistīts ar to, ka šobrīd lietotās mikrobioloģisko parametru noteikšanas metodes ir laikietilpīgas (no 24 līdz 48 h) un darbietilpīgas, bet jaunas un salīdzinoši ātrākas metodes tiek aprobētas relatīvi lēni [17, 23, 30, 39–41]. Jaunu un ātrāku mikrobioloģisko metožu iekļaušana agrīnā brīdinājuma sistēmās varētu uzlabot piesārņojuma gadījumu detektēšanas precizitāti, īpaši mikrobioloģiska apdraudējuma gadījumā [17, 42–44].

Promocijas darba mērķis ir izveidot tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa sistēmas risinājumu, iekļaujot tajā fizikāli – ķīmisko un mikrobioloģisko parametru mērījumus, un pārbaudīt tā precizitāti, detektējot dažādu piesārņojumu gadījumus.

Darba uzdevumi:

- identificēt tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa sistēmā teorētiski iekļaujamos fizikāli – ķīmiskos un mikrobioloģiskos parametrus;
- izstrādāt, adaptēt un pārbaudīt tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa sistēmas piesārņojuma detektēšanas algoritmu;
- pilota mēroga ūdensapgādes sistēmā eksperimentāli identificēt precīzāko dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa parametru kombināciju dažāda piesārņojuma detektēšanai.

Darba 1. nodaļā ir izvērsti pieejamās zinātniskās literatūras apskats par dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumiem un to radītajām sekām, kā arī analizēti dzeramā ūdens kvalitātes noteikšanai izmantotie fizikāli – ķīmiskie un mikrobioloģiskie parametri un to mērīšanas metodes. Identificēti gan izmantoto metožu, gan likumdošanas trūkumi un nepieciešamie uzlabojumi. 2. nodaļā sniegts literatūras apskats par agrīnā brīdinājuma sistēmām, to uzbūvi, tajās iekļaujamajiem dzeramā ūdens kvalitātes parametriem un piesārņojuma detektēšanas algoritmiem. 3. nodaļā aprakstīta metodika, kas ir izmantota, lai aprakstītu piesārņojumu detektēšanas algoritmu izvēli, pilota mēroga eksperimentus un piesārņojuma detektēšanas algoritma uzbūvi un pārbaudes. 4. nodaļā analizēti pētījuma rezultāti un vērtēta to nozīmība, salīdzinot ar līdz šim veikto pētījumu rezultātiem. 5. nodaļā un 6. nodaļā ir iekļauti pētījuma gaitā izdarītie secinājumi un izteikti priekšlikumi par ūdensapgādes sistēmu piesārņojuma gadījumu detektēšanas sistēmām un to darbību.

1. DZERAMĀ ŪDENS KVALITĀTES MONITORINGS

Dzeramais ūdens ir nepieciešams, lai nodrošinātu pilnvērtīgu un kvalitatīvu cilvēka dzīvi, turklāt atbilstīgi Pasaules Veselības organizācijas (PVO) vadlīnijām drošam un kvalitatīvam dzeramajam ūdenim ir jābūt pieejamam ikvienam planētas iedzīvotājam. Dzeramajam ūdenim ir jābūt drošam, t.i., tā lietošana uzturā nedrīkst radīt būtisku apdraudējumu patērētāju veselībai, ņemot vērā, ka attiecīgais ūdens tiek lietots visu dzīvi un potenciāls apdraudējums var rasties, ilgtermiņā akumulējot negatīvos faktorus [45]. Mūsdienās vismaz pusei no planētas iedzīvotājiem, kuri dzīvo pilsētās, ir pieejams dzeramais ūdens, kā piegādi nodrošina, izmantojot centralizētas ūdensapgādes sistēmas [1, 2]. Tātad dzeramā ūdens kvalitātes uzturēšana visā ūdensapgādes tīklā ir būtisks ūdensapgādes uzņēmumu uzdevums. Dzeramā ūdens kvalitāti un drošumu raksturojošos parametrus var iedalīt četrās daļās:

- organoleptiskie – izskats, garša, smarža;
- fizikāli – ķīmiskie – ķīmiskie elementi, to savienojumi, fizikālie parametri;
- mikrobioloģiskie – baktērijas, vīrusi un parazīti;
- radioaktīvie – radioaktīvie elementi un to savienojumi [45–47].

Organoleptiskie parametri raksturo ūdens kvalitāti, ko var noteikt, balstoties uz cilvēka maņām, t.i., redzi, ožu, garšu. Šie parametri var būt lietderīgi indikatori, kas liecina par ūdens kvalitātes pasliktināšanos, bet tie ne vienmēr sniedz pierādījumus par tiešu bīstamību patērētāja veselībai. Līdzīgas īpašības piemīt arī fizikālajiem parametriem. Tie nav tieši saistīti ar bīstamību patērētāja veselībai, bet ietekmē ūdens estētisko un vizuālo izskatu un garšu, kā arī var norādīt uz potenciālu cita tipa, visbiežāk ķīmisku, piesārņojumu [45, 46]. Ķīmiskie elementi un to savienojumi parasti rada risku patērētāju veselībai, ja viņi tiek pakļauti to ilglaicīgai iedarbībai. Ierasti šādos gadījumos ķīmisko elementu un to savienojumu koncentrācija ir salīdzinoši zema. Dzeramā ūdensapgādes sistēmās pastāv arī risks saskarties ar īslaicīgu un augstu ķīmiskā piesārņojuma koncentrāciju, piemēram, gadījumos, kad dzeramā ūdens sagatavošanā tiek izmantoti ķīmiski savienojumi un notiek traucējumi iekārtu darbībā. Šāda veida gadījumi var būt saistīti arī ar piesārņotu gruntsūdeņu intrūziju ūdensapgādes tīklā. Šajā grupā ietilpst atsevišķi ķīmiskie elementi, organiskie un neorganiskie savienojumi. Vairumā gadījumu šie ķīmiskie elementi pie noteiktā koncentrācijā ir toksiski cilvēka organismam, tāpēc ķīmisko elementu un to savienojumu koncentrācija dzeramajā ūdenī jāreglamentē īpaši precīzi, jo to ietekme uz cilvēka veselību var būt bīstama vai pat nāvējoša [45, 46]. Ķīmisko parametru izmaiņas bieži vien ir saistītas arī ar fizikālo parametru izmaiņām, līdz ar to patērētājs, vizuāli novērtējot ūdeni, var pieņemt lēmumu to nelietot uzturā un tā pasargāt sevi [45].

Radioaktīvie elementi dzeramajā ūdenī ir sastopami daudz retāk un ar tiem saistītie riski ir daudz mazāki, izņemot piesārņojuma nonākšanu dzeramā ūdensapgādes sistēmā nedabiskā (apzināti) ceļā. Cilvēkam ilgāku laiku saskaroties ar radioaktīvām vielām, var paaugstināties vēža, ģenētisku traucējumu un iespējamu mutāciju risks. Augstas radiācijas devas ūdensapgādes sistēmās mūsdienās tiek uzskatītas par neiespējamām [45–47], jo ierasti tiek izvēlēti ūdens avoti, kuros netiek novērota radioaktīvu ķīmisko elementu klātbūtne.

Vislielāko risku patērētāju veselībai var radīt dzeramā ūdens mikrobioloģiskās kvalitātes pasliktināšanās. Mikrobioloģiskā piesārņojuma gadījumi var būt īslaicīgi, bet ievērojami

ietekmēt cilvēka veselību. Dzeramajā ūdenī var būt sastopami cilvēka veselībai nekaitīgi mikroorganismi, kas pat lielā koncentrācijā nerada draudus cilvēka veselībai, bet tur var atrasties arī patogēniski mikroorganismi, kas jau nelielā koncentrācijā apdraud cilvēka veselību un dzīvību. Tā kā visus ūdenī sastopamos mikroorganismus praktiski nav iespējams identificēt un reglamentēt to skaita un dažādības dēļ, mikrobioloģiskās kvalitātes noteikšanai dzeramajā ūdenī visbiežāk tiek izmantoti indikatororganismi. To klātbūtne dzeramajā ūdenī var norādīt uz mikrobioloģisko piesārņojumu, kas dzeramā ūdens patērētāju vidū varētu izraisīt dažāda veida slimības [11, 45, 46]. Tikai atsevišķos gadījumos mikrobioloģiskās dzeramā ūdens kvalitātes pasliktināšanos ir iespējams novērot kā ūdens fizikālo vai organoleptisko īpašību izmaiņas, tātad patērētājs pats nespēj noteikt lietotā dzeramā ūdens mikrobioloģisko kvalitāti un drošumu.

Lai gan dzeramā ūdens kvalitāte pēc tā sagatavošanas un attīrīšanas dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtās lielākoties atbilst dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām, tā kvalitāte piegādes laikā caur ūdensapgādes tīklu var tikt būtiski ietekmēta, radot potenciālus draudus patērētāju veselībai un dzīvībai [48]. Tādēļ pasaulē ir izstrādātas relatīvi daudzas un dažādas normas, kas reglamentē dzeramā ūdens kvalitāti un nekaitīgumu. Lielākā daļa šo normu balstās uz PVO vadlīnijām, kurās šobrīd ir uzskaitīti 78 ķīmiskie savienojumi, kas var radīt draudus cilvēku veselībai. Šajās vadlīnijās arī detalizēti aprakstīti iespējamie cēloņi, kas rada minēto ķīmisko savienojumu nokļūšanu dzeramā ūdensapgādes sistēmā, kā arī rekomendēta šo ķīmisko savienojumu maksimāli pieļaujamā koncentrācija dzeramajā ūdenī. Vadlīnijās uzskaitīti septiņi indikatororganismi, kas var norādīt uz bioloģisku piesārņojumu un radīt draudus cilvēku veselībai [45].

Viens no galvenajiem ne tikai PVO vadlīniju, bet arī pārējo dzeramā ūdens nekaitīguma kvalitātes standartu izveides mērķiem ir sabiedrības veselības aizsardzība. Šajos standartos visbiežāk ir iekļauti visi attiecīgajos apstākļos (hidroģeoloģiskajos, klimatiskajos) ūdenī sastopamie bīstamie savienojumi un indikatororganismi. Tas nozīmē, ka katrā pasaules valstī, balstoties uz vietējiem apstākļiem, standarti un rekomendācijas var atšķirties [49]. Piemēram, Kanādas Dzeramā ūdens kvalitātes vadlīnijās ir minēti 94 fizikāli – ķīmiski parametri un pieci indikatororganismi [47]. Savukārt attiecīgajās Austrālijas Dzeramā ūdens kvalitātes vadlīnijās ir 238 fizikāli – ķīmiskie parametri un viens indikatororganisms [46]. Turpretī ASV Primārajos dzeramā ūdens noteikumos ir minēti 66 fizikāli – ķīmiskie parametri un septiņi indikatororganismi [50]. Eiropas Savienības (ES) Eiropas Komisijas Direktīva 2015/1787/EK par dzeramā ūdens kvalitāti, kas transponēta arī Latvijas Ministru kabineta noteikumos Nr. 671. „Dzeramā ūdens obligātās nekaitīguma un kvalitātes prasības, monitoringa un kontroles kārtība”, nosaka 34 fizikāli – ķīmiskos parametrus un sešus indikatororganismus [51].

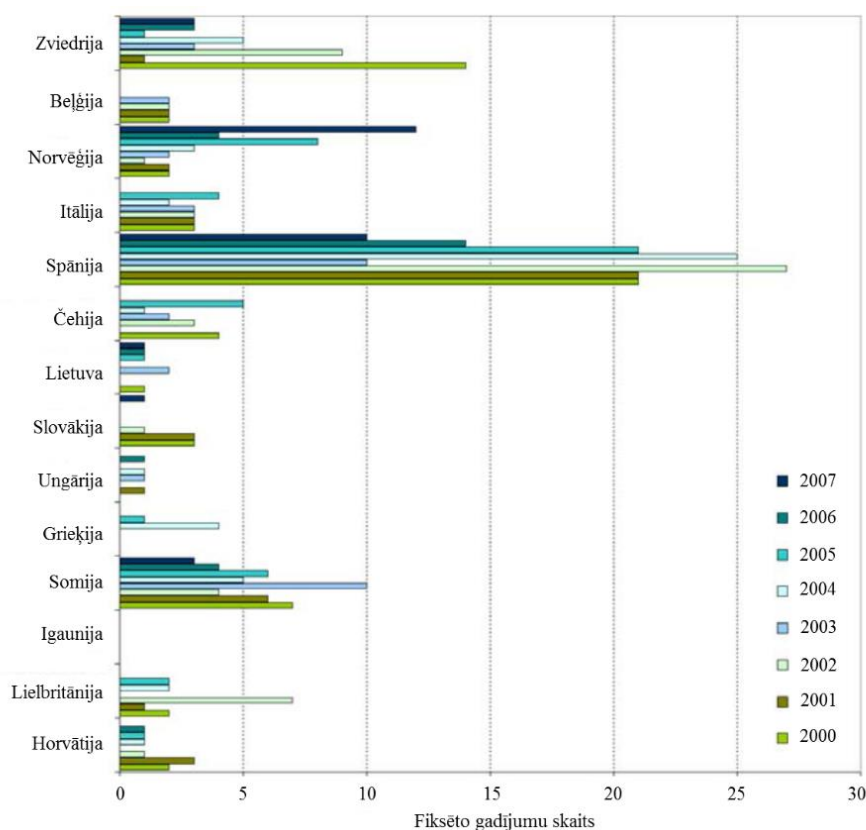
1.1. Dzeramā ūdens piesārņojums ūdensapgādes sistēmās

Dzeramā ūdens kvalitātes problēmas ūdensapgādes sistēmās var iedalīt divās daļās. Pirmkārt, tas ir piesārņojums ūdens avotā, neatbilstīgs dzeramā ūdens sagatavošanas process vai dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtu operatora kļūda, kas var pasliktināt dzeramā ūdens kvalitāti. Šāda veida problēmas ierasti ir ilglaicīgas un tiek atklātas, veicot ikdienas vai kārtējo monitoringu. Visbiežāk tās tiek novērstas dzeramā ūdens sagatavošanas procesa laikā. Otrkārt,

tie ir neregulāri vai vienreizēji notikumi, kas izraisa dzeramā ūdens piesārņojumu. Šādi gadījumi lielākoties ir īslaicīgi, tāpēc, izmantojot paraugu ņemšanas un analīzes metodi, šādas problēmas nav iespējams noteikt, tā radot potenciāli bīstamu ietekmi uz patērētāju veselību [23].

Dzeramā ūdens kvalitātes uzturēšana un nodrošināšana visā ūdensapgādes sistēmā, kopš sāкта centralizētu ūdensapgādes sistēmu būvniecība un ekspluatācija, ir bijis liels izaicinājums ūdensapgādes uzņēmumiem. Pirmie iedzīvotāju saslimšanas gadījumi, kas oficiāli tikuši skaidroti ar kļūmēm dzeramā ūdens apgādes sistēmās, konstatēti 19. gadsimta sākumā, kad Lielbritānijā un ASV notika vairākas holēras epidēmijas, izraisot vairāk nekā 60 000 cilvēku nāvi [52]. Lai gan kopš tā laika ir pagājuši vairāk nekā 150 gadi un ūdensapgādes sistēmas ir piedzīvojušas neskaitāmus uzlabojumus (piemēram, vairāku līmeņu ūdens sagatavošanas procesu un ūdens dezinfekcijas ieviešana, cauruļvadu hermētiskuma uzlabošana), vēl aizvien ir sastopami saslimšanas gadījumi, ko ir izraisījuši neprecīza ūdens apgādes sistēmas darbība [11, 15]. Faktiskais piesārņojuma un saslimšanas gadījumu skaits pasaulē tiek fiksēts dažādās datubāzēs. Piemēram, Globālajā internetā bāzētajā infekciju slimību apzināšanas un menedžmenta (GIDEON) datubāzē laika posmā no 2000. līdz 2013. gadam ir uzskaitīti 1039 (53 Eiropas, Centrālāzijas un Kaukāza valstīs) ar nekvalitatīva dzeramā ūdens lietošanu saistīti saslimšanas gadījumi, kas visbiežāk saistīti ar dzeramā ūdens mikrobioloģiskās kvalitātes pasliktināšanos un tās izraisītajām slimībām. Piemēram, 24 gadījumos tas ir bijis kuņģa un tievās zarnas iekaisums jeb gastroenterīts, savukārt 18 gadījumos A hepatīts [53]. Ķīnas Tautas Republikā ik gadu tiek konstatēti vidēji 1906 gadījumi [35]. ASV laika posmā no 1971. līdz 2006. gadam ir fiksēti 780 gadījumi, kad dzeramā ūdens mikrobioloģiskā kvalitāte ir ietekmējusi patērētāju veselību [14, 41]. Ik gadu ASV tiek iztērēti vidēji 19 miljoni EUR, lai cīnītos ar šo gadījumu sekām.

Dzeramā ūdens piesārņojuma un kvalitātes pasliktināšanās gadījumi, kas var ietekmēt patērētāju veselību, tiek fiksēti arī ES valstīs. Piemēram, laika posmā no 2000. līdz 2007. gadam ir fiksēti 354 gadījumi (1.1. att.), kas kopā izraisījuši vairāk nekā 47 600 saslimšanas gadījumus. Saslimšanas cēloņu izmeklēšanas rezultāti rāda, ka lielāko daļu jeb 92,3 % no visiem saslimšanas gadījumiem ir izraisījuši mikroorganismi (piemēram, *Campylobacter*, *Aeromonas spp.*, *Shigella sonnei*, *Protozoa*), 7,1 % neidentificēti mikroorganismi, bet tikai 0,2 % gadījumi saistīti ar dzeramā ūdens ķīmiskā sastāva neatbilstībām [54]. Starptautiskās un nacionālās datubāzēs dati par Latvijā konstatētajiem saslimšanas gadījumiem, kas saistīti ar neatbilstīgas kvalitātes dzeramā ūdens lietošanu no centralizētām ūdensapgādes sistēmām, nav pieejami. Tomēr Latvijā veikto pētījumu rezultāti liecina par iespējamu ar mikroorganismu klātesamību ūdensapgādes sistēmās un ar to saistītu slimību izplatīšanās risku. Piemēram, 53 % Rīgas daudzdzīvokļu mājāsaimniecībās ir konstatēti *Legionella pneumophila* mikroorganismi, kas, nonākot cilvēku elpošanas sistēmā, var izraisīt saslimšanu ar legionelozi [55]. Tomēr pētījumi ir veikti karstā ūdensapgādes sistēmās, tāpēc nav tieši saistīti ar dzeramā ūdens mikrobioloģisko kvalitāti.



1.1. att. Fiksētie dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumi, kas izraisījuši iedzīvotāju saslimšanu, Eiropas valstīs laikā no 2000. līdz 2007. gadam [54].

Ūdensapgādes sistēmu piesārņojumu un tā izraisīto saslimšanas gadījumu un slimību uzliesmojumu uzskaitē un monitorings dažādās valstīs atšķiras. Ļoti iespējams, ka statistiskie rezultāti norāda uz mazāku gadījumu skaitu nekā patiesībā, jo saslimuši cilvēki ne vienmēr meklē medicīnisko palīdzību, turklāt vairums saslimšanas gadījumu primāri netiek saistīti ar dzeramā ūdens kvalitāti un dzeramā ūdens atbilstību nekaitīguma prasībām. Kā arī ne vienmēr tiek izmeklēti saslimšanas cēloņi, kas tajā skaitā var būt saistīti ar dzeramā ūdens kvalitāti un ūdensapgādes sistēmām [15, 54, 56]. Piemēram, Somijā 1997. gadā tika sākta intensīva konstatēto saslimšanas gadījumu cēloņu izmeklēšana un rezultātu centralizēta apkopošana, veicot arī pastiprinātu dzeramā ūdens kvalitātes monitoringu mazajās ūdensapgādes sistēmās, jo mazajās ūdensapgādes sistēmās pasaulē visbiežāk tiek fiksēta dzeramā ūdens kvalitātes pasliktināšanās, izraisot patērētāju saslimšanu [57]. Tādējādi laika posmā no 1998. līdz 2009. gadam tika fiksēti 67 dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumi, saslimstot 27 000 patērētājiem [58]. Informācija par līdzīgiem piesārņojuma gadījumiem tiek apkopota arī citās Skandināvijas valstīs, piemēram, Norvēģijā laika posmā no 1984. līdz 2007. gadam ir fiksēti 102 dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumi, kas izraisījuši 17 243 patērētāju saslimšanu [59]. Zviedrijā pēdējo divu 20. gadsimta desmitgažu laikā ir fiksēti 116 piesārņojuma gadījumi, kas bijuši par cēloni 57 000 saslimšanas un diviem nāves gadījumiem [60]. Somijas, Norvēģijas un Zviedrijas saslimšanas gadījumu statistika, salīdzinot ar citu valstu statistiku, ir sliktāka, bet tās precizitāte un ticamība ir augstāka, patiesāk aprakstot situāciju ūdensapgādes sistēmās [15, 59]. Piemēram, Igaunijā, kuras ūdensapgādes sistēmas ir salīdzināmas ar Skandināvijas valstu

ūdensapgādes sistēmām (pēc pieslēgto patērētāju un izmantoto ūdens avotu veida), septiņu gadu laikā konstatēto incidentu skaits ir 0, lai gan šo faktu var apšaubīt, pieņemot, ka saslimšanas gadījumu izmeklēšana un datu apkopošana nenotiek pietiekami augstā līmenī. Latvijā situācija ar dzeramā ūdens izraisītu saslimšanas gadījumu izmeklēšanu un datu apkopošanu ir līdzīga kā Igaunijā, t.i., Latvijā nav apkopota statistika par dzeramā ūdens izraisītiem patērētāju saslimšanas gadījumiem, bet ir atrodami tikai atsevišķi ziņojumi. Vienīgais padziļināti izmeklētais dzeramā ūdens piesārņojuma gadījums ir fiksēts Vecumnieku ciematā. Šajā gadījumā fekālais piesārņojums caur plīsušu urbuma apvalkcauruli nokļuva pazemes dzeramā ūdens ņemšanas avotā; tālāk piesārņotais ūdens nonāca sadales tīklā un pie patērētājiem. Kopumā Vecumniekos tika fiksēti 30 patērētāju saslimšanas gadījumi [61].

Ar ūdensapgādes sistēmām un dzeramā ūdens kvalitāti visbiežāk saistītie incidenti ir ūdens fizikāli – ķīmiskās vai mikrobioloģiskās kvalitātes pasliktināšanās, radot sekas patērētāju veselībai. Lai arī lielākā daļa fiksēto gadījumu patērētāju veselību tieši neietekmē, tomēr īslaicīgi ūdens piegādes pārtraukumi var atstāt ievērojamu medicīnisku un psiholoģisku ietekmi, kā arī radīt nelabvēlīgu ekonomisko iedarbību un sabojāt ūdensapgādes uzņēmumu reputāciju [7, 8], tādēļ uzņēmumiem ir jāveic pēc iespējas aktīvāka ūdensapgādes tīkla darbības un dzeramā ūdens kvalitātes uzraudzība un preventīvi jānovērš nekvalitatīva ūdens piegāde patērētājiem [59]. Visbīstamākie ir neprognozēti un liela mēroga dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumi. Tie lielākoties notiek neapzinātu operatoru kļūdu rezultātā, kas var tieši ietekmēt dzeramā ūdens kvalitāti vai attīrīšanas procesu efektivitāti. Tādējādi piesārņots vai nepilnīgi attīrīts dzeramais ūdens nonāk līdz patērētājiem [11, 19, 62]. Plaši izplatīts dzeramā ūdens piesārņojums, kas nav saistīts ar cilvēku līdzdalību, var notikt cauruļvadu bojājumu dēļ. Šādos gadījumos nelabvēlīgu sakritību rezultātā ūdensapgādes sistēmā var rasties negatīvs spiediens (vakuums), kas noved pie piesārņotu gruntsūdeņu „iesūkšanas” tīklā. Tādējādi patērētājiem var tikt piegādāts neatbilstīgas kvalitātes dzeramais ūdens [63, 64].

1.1.1. Neapzinātu traucējumu dzeramā ūdens sagatavošanas procesā izraisīti piesārņojuma gadījumi

Neapzināti izraisīti dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumi bieži saistīti ar cilvēku radītām kļūdām un nepilnībām dzeramā ūdens sagatavošanas procesā. Ierasti šādi gadījumi ietekmē lielāko daļu ūdensapgādes sistēmas padotā ūdens kvalitāti un patērētājus. Piemēram, ASV 87 % no visiem ar dzeramā ūdens kvalitātes problēmām saistītajiem gadījumiem ir radušies dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtās [14], turklāt 78 līdz 88 % no visiem gadījumiem ir saistīti ar cilvēku izraisītām kļūdām un problēmām [11, 19, 62]. Plaši zināmi gadījumi, kad cilvēku neapzinātas darbības rezultātā piesārņota dzeramā ūdensapgādes sistēma, fiksēti Kamelfordā (Lielbritānija), kur kļūdaina lēmuma dēļ tīrais dzeramais ūdens tika piesārņots ar alumīnija sulfātu [65]; Nokiā (Somija), kur notekūdeņu attīrīšanas iekārtu operatoru neuzmanības rezultātā dzeramais ūdens tika ilglaicīgi piesārņots ar attīrītiem notekūdeņiem [15]. Dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtu darbības traucējumu gadījumi fiksēti arī Telavivā (Izraēla), kur ūdenslīmeņa noteikšanas sensoru darbības traucējumu dēļ ūdens tika piesārņots ar amoniju [66], un Valkertonā (Kanāda), kur traucēta dzeramā ūdens dezinfekcijas procesa rezultātā ūdensapgādes sistēmā nonāca *Escherichia coli* (*E. coli*) O157:H7 patogēnais celms [11].

Savukārt Rietumvirdžīnijas štatā (ASV) fiksētas problēmas, kas radušās, jo ievērojami pasliktinājusies dzeramā ūdens kvalitāte ūdens avotā un tai sekojusi neatbilstīga dzeramā ūdens sagatavošana un padošana ūdensapgādes tīklā. Šajā ASV štatā pēc ķīmikāliju noplūdes upē, kas bija ūdens avots vairākām ūdensapgādes sistēmām, dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtas nevarēja atdalīt no ūdens attiecīgo ķīmisko piesārņojumu un tas ar dzeramo ūdeni nonāca pie patērētājiem [67]. Turpretī Milvokos (ASV) un Estersundā (Zviedrija) virszemes ūdens avotos bija pieaudzis *Cryptosporidium* mikroorganismu skaits, ko dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtās esošās dezinfekcijas sistēmas nespēja likvidēt, un tie nonāca ūdensapgādes tīklā, radot draudus cilvēku veselībai [14, 68].

Turpmākajos apakšparagrāfos ir apkopota informācija par katru no šiem piesārņojuma gadījumiem, to izraisītajām sekām un radītajiem ekonomiskajiem zaudējumiem.

Ar fizikāli - ķīmisku piesārņojumu saistīti gadījumi

1988. gadā Kamelfordā, Lielbritānijā dzeramā ūdens sagatavošanas stacijā, kas apgādā apmēram 20 000 iedzīvotāju, notika netīšs dzeramā ūdens piesārņojuma gadījums. Apmēram 20 tonnas koagulācijai paredzētā alumīnija sulfāta, sajaucot rezervuāru lūkas, tika ieliets attīrītā ūdens rezervuārā, padodot ūdensapgādes tīklā piesārņotu dzeramo ūdeni, kur alumīnija koncentrācija sasniedza 620 mg/l, kas ir 620 reizes augstāka par PVO rekomendēto. Šajā gadījumā sabiedrība netika brīdināta par dzeramā ūdens kvalitātes pasliktināšanos un iedzīvotāji šo ūdeni uzturā lietoja 2–3 diennaktis [8], radot paliekošas veselības problēmas līdz šim nenoteiktam iedzīvotāju skaitam, jo simptomus (cerebrālo funkciju traucējumi, kaulu struktūras izmaiņas), kas rodas šādi piesārņota ūdens lietošanas gadījumā, var konstatēt tikai pēc vairākiem gadiem [65, 69].

2001. gadā Telavivā (Izraēla) tika izsludināta vispārēja trauksme un izdota pavēle visiem 1,5 miljoniem iedzīvotāju lietot tikai fasētu dzeramo ūdeni. Dzeramā ūdens sagatavošanas stacijā, veicot regulārus dzeramā ūdens kvalitātes mērījumus, tika konstatēts, ka duļķainība pieaugusi desmit reizes, bet amonija koncentrācija – divdesmit līdz četrdesmit reizes, kas liecināja par ūdens neatbilstību prasībām un traucējumiem stacijas darbībā. Sākotnēji minētais piesārņojuma pieaugums tika uzskatīts par kļūdainu mērījumu rezultātu, un tie līdz trauksmes izziņošanai tika vairākkārt atkārtoti. Dzeramā ūdens sagatavošanas stacijā amoniju izmantoja, gatavojot dezinfektantu hloramīnu. Amonija piegādes laikā tas tika pildīts rezervuārā, kurā nenotradāja maksimālā līmeņa noteikšanas sensors, un amonijs caur ventilācijas atverēm nonāca rezervuārā, kas ir savienots ar maģistrālajiem cauruļvadiem, tāpēc ūdensapgādes sistēmā tika ievadīts liels daudzums amonija, kas potenciāli varēja apdraudēt patērētāju veselību. Pateicoties regulāram dzeramā ūdens monitoringam, trauksme tika izsludināta apmēram desmit stundas pēc negadījuma. Ja uzticība mēraparātiem būtu bijusi lielāka, tad uz negadījumu varētu reaģēt agrāk. Pēc situācijas analīzes tika secināts, ka šīs krīzes laikā dzeramais ūdens nebija toksisks un neapdraudēja cilvēku veselību [8, 66].

2014. gada janvārī Rietumvirdžīnijas štatā (ASV) notika ķīmikāliju noplūde Elkas upē, kas ir dzeramā ūdens avots 15 % Virdžīnijas štata iedzīvotāju. No ķīmikāliju uzglabāšanas rezervuāra upē izplūda gandrīz 38 000 litri 4-metilciklohekāna-metanola un propilēnglikola fenilētera, ko izmanto ogļu apstrādē [13, 70]. Attiecīgi piesārņotais ūdens nonāca ūdens

sagatavošanas iekārtās, kur augstās piesārņojuma koncentrācijas dēļ ātri piesātināja aktivētās ogles filtrus, pārtraucot ķīmikāliju izdalīšanu no ūdens un pieļaujot to nonākšanu ūdensapgādes sistēmā, kas nodrošina dzeramā ūdens piegādi 300 000 patērētāju [13, 67]. Konstatējot piesārņojumu, iedzīvotājiem tika izdots rīkojums nelietot dzeramo ūdeni, izņemot tualetes skalošanai un ugunsdzēsībai. Brīdinājums bija spēkā deviņas dienas, tātad iedzīvotāji tika laicīgi brīdināti un pasargāti no potenciālām veselības problēmām. Faktiskā piesārņojuma ietekme uz iedzīvotājiem nav skaidra, jo specifiskas diagnozes nav noteiktas biežāk nekā parasti. Kopējās ar incidentu saistītās izmaksas, kas radušās tā novēršanas laikā, un zaudējumi, kas radušies iedzīvotājiem, aplēsti apmēram 61 miliona ASV dolāru apmērā [13].

Ar mikrobioloģisku piesārņojumu saistīti gadījumi

1993. gadā Mičiganas ezerā Milvokos (ASV), kas bija ūdens ņemšanas avots, palielinājās *Cryptosporidium* mikroorganismu skaits. Dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtas, kurās ar koagulācijas un filtrēšanas metodi tika attīrīts Mičiganas ezera ūdens, nebija paredzētas šo mikroorganismu izdalīšanai, tāpēc ilglaicīgi cilvēku veselību ietekmējošie parazīti *Cryptosporidium* nonāca ūdensapgādes sistēmā. Tā rezultātā tika konstatēti vairāk nekā 400 000 gadījumi (lielākais skaits gadījumu, kas saistīts ar *Cryptosporidium* oocistu klātbūtni dzeramajā ūdenī), kad iedzīvotāji sūdzējās par akūtām vēdersāpēm un diareju. Šajā gadījumā bojā gāja apmēram 50 cilvēki [14, 71]. Kopējās izmaksas, kas saistītas ar šajā epidēmijā saslimušo ārstēšanu un atlabšanu, bija 96,2 miljoni ASV dolāru [72].

2000. gadā Valkertonā (Kanāda) tika reģistrēts dzeramā ūdens piesārņojuma gadījums, kas ietekmēja apmēram 50 % ūdensapgādes sistēmas klientu. Dzeramā ūdens avotā esošā ūdens kvalitātes pasliktināšanās, kas saistīta ar lietusegāzēm, un traucējumi dzeramā ūdens sagatavošanas un dezinfekcijas iekārtu darbībā noveda pie patogēnu mikroorganismu *E. coli* O157:H7 un *Campylobacter jejuni* nonākšanas ūdensapgādes sistēmā. Kopumā ar gastroenterītu saslima vairāk nekā 2 300 cilvēku, no kuriem 65 tika hospitalizēti, bet septiņi no viņiem nomira. [11, 16, 41, 73].

2007. gadā Nokiā (Somija) neveiksmīgas apstākļu sakritības dēļ notekūdeņu attīrīšanas iekārtās izveidojās attīrītu notekūdeņu sistēmas un dzeramā ūdensapgādes sistēmas starpsavienojums, kura dēļ divu diennakšu laikā dzeramā ūdensapgādes sistēmas daļā, kas nodrošināja ūdensapgādi apmēram 9500 iedzīvotājiem, nonāca apmēram 450 m³ attīrītu notekūdeņu. Dzeramā ūdens apgādes sistēmā tika konstatēti sešu veidu patogēni organismi, no kuriem nopietnāko apdraudējumu iedzīvotāju veselībai radīja *Campylobacter*, norovīruss un *Giardia*. Tā rezultātā tika fiksēti 1222 gastroenterīta gadījumi, kuru ārstēšanas kopīgās izmaksas ir 354 496 EUR [15, 74, 75].

2010. gadā Estersundā tika konstatēts otrs lielākais ar *Cryptosporidium* mikroorganismu nonākšanu ūdensapgādes sistēmās saistīto slimību uzliesmojums. Pilsētas dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtās uzstādītās mikrobioloģiskās barjeras (ozonēšana un hloramīnēšana) nebija pietiekamas, lai nodrošinātu Storsjona ezera ūdens attīrīšanu no *Cryptosporidium* veidotā oocistu piesārņojuma. Līdz ar to pilsētas ūdensapgādes sistēmā nonākušās parazīta veidotās oocistas izraisīja vairāk nekā 27 000 iedzīvotāju saslimšanu [68, 75].

Fizikāli – ķīmisku faktoru izraisītu dzeramā ūdens kvalitātes incidentu rezultātā faktiski saslimušo un ietekmēto skaits ir ļoti neskaidrs, jo simptomi lielākoties parādās ilgtermiņā. Tomēr skaidri zināmi nāves gadījumi, kas saistīti ar fizikāli – ķīmisku dzeramā ūdens piesārņojumu, pēdējās desmitgadēs nav konstatēti [8, 66, 67, 69], jo piesārņojums ticis laikus konstatēts, attiecīgo parametru regulāram monitoringam izmantojot salīdzinoši ātras metodes. Lai arī tās ir relatīvi vienkāršas un izmantotie sensori robusti, bieži tiek uzskatīts, ka pirmajos mērījumos, konstatējot piesārņojumu, sensors darbojas kļūdaini, piesārņojumu, tāpēc tiek veikti atkārtoti mērījumi un pagarināts piesārņojuma detektēšanai veltītais laiks, kad piesārņotais ūdens tiek padots ūdensapgādes sistēmā [8].

Savukārt mikrobioloģiskā piesārņojuma gadījumā Milvoku incidentā tika konstatēti piecdesmit [71], bet Valkertonas incidentā – septiņi nāves gadījumi [73] un daudz saslimušo [15, 68]. Atsevišķos gadījumos piesārņojuma radītās sekas varētu būt mazākas, ja piesārņojums tiktu laicīgi detektēts, izmantojot ātrākas mikrobioloģisko parametru testēšanas metodes. Ierasti mikrobioloģiskā piesārņojuma detektēšanai tiek izmantota klasiskā kultivēšanas metode, kam nepieciešamas vismaz 18 stundas, lai uzzinātu faktisko dzeramā ūdens kvalitāti, tātad mikrobioloģiskie ūdensapgādes sistēmu piesārņojuma gadījumi, salīdzinot ar citiem, ir potenciāli daudz bīstamāki un sarežģītāk detektējami [75].

1.1.2. Cauruļvadu bojājumu izraisīti dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumi

Ūdensapgādes sistēmas piesārņojuma avots var būt saistīts arī ar novecojušām un bojātām caurulēm. Cauruļvadu plūsuma, augsta gruntsūdens līmeņa, kā arī īslaicīgu un lielu spiediena svārstību rezultātā, kad cauruļvados rodas pazemināts spiediens un retinājums, sistēmā var tikt „iesūkts” gruntsūdens. Šo procesu sauc par gruntsūdeņu intrūziju [63, 64]. Attīstītajās pasaules valstīs šāda veida ūdens piesārņojuma gadījumi kļūst arvien aktuālāki, jo vidējais cauruļvadu vecums pieaug un tuvojas to prognozētajam mūža ilgumam, tāpēc cauruļvadu plūsumu skaits palielinās [5, 76, 77]. Mūsdienās šādas situācijas lielākoties tiek saistītas ar ūdensapgādes sistēmas sūkņu darbības izmaiņām un to strauju apturēšanu vai remontdarbiem, tā radot netipiskus hidrauliskos apstākļus, kas var izraisīt intrūziju. Tai piemēroti apstākļi var ilgt no pāris sekundēm līdz vairākām minūtēm. Novēroti arī gadījumi, kad šis laiks ir ilgāks par desmit minūtēm [78, 79]. Gruntsūdeņu intrūzijas apjomu teorētiski var aprēķināt, izmantojot vienādojumu (1.1). Eksperimentāli pierādīts, ka intrūzijas plūsma spiediena izmaiņu gadījumā var sasniegt 227 ml/s caur 6 mm lielu atvērumu un 1,6 l/s caur 50,8 mm lielu atvērumu [63, 80]. Intrūzijas rezultātā dzeramais ūdens var tikt piesārņots ar dažāda veida patogēniem, kas ierasti ir sastopami augsnē un gruntsūdeņos, kā arī fekālo piesārņojumu, ja augsnē tiek infiltrēti notekūdeņi vai bojāti notekūdeņu kolektori [63, 64]. Šādi gadījumi galvenokārt tiek saistīti ar mikroorganismu *Cryptosporidium*, *enterococci*, *Giardia*, *Norovirus*, *E. coli*, *Campylobacter jejuni* nokļūšanu ūdensapgādes sistēmā [63, 64]. Piemēram, augsnē esošo fekālo koliformu koncentrācija var sasniegt 2 000 koloniju veidojošo vienību (KKV)/ml [80]. Lai varētu nodrošināties pret šo mikroorganismu ļaundabīgo ietekmi uz cilvēku veselību, PVO rekomendē ūdensapgādes tīklā uzturēt 0,2–0,5 mg/l augstu paliekošā hlora koncentrāciju [45, 64]. Tomēr ne visās ūdensapgādes sistēmās tiek uzturēta šāda koncentrācija, turklāt zinātnieku un inženieru

aprinās notiek plašas diskusijas par šāda hlora koncentrācijas spēju dezinficēt ūdeni reālas intrūzijas gadījumā [64, 81].

$$Q_{intrūzijai} = C_D \times A \times \sqrt{2 \times g \times \Delta H}, \quad (1.1)$$

kur $Q_{intrūzijai}$ – intrūzijas plūsma [m^3/s];

C_D – emisijas koeficients apaļiem atvērumiem – 0,62;

A – cauruļvada plūsuma lielums [m^2];

g – gravitācijas paātrinājums [m/s^2];

ΔH – ārējā un caurulē esošā spiediena starpība [m].

Intrūzijas gadījumi ir salīdzinoši daudz sarežģītāk konstatējami, turklāt to cēloņu un piesārņojuma vietas noskaidrošanai ir nepieciešami padziļināti pētījumi par ūdensapgādes tīkla uzbūvi, plūsmas virzieniem, ātrumiem, un citiem apstākļiem ūdensapgādes sistēmās. Arī dzan šo gadījumu ietekme uz iedzīvotāju veselību ir grūti konstatējama un identificējama, tādēļ nav pieejamas informācijas par plaši zināmiem slimības uzliesmojumiem, kas saistīti ar intrūziju [63]. Tomēr pētījumu rezultāti norāda uz skaidru kopsakarību starp spiediena izmaiņām, kas iespējami izraisījušas intrūziju, un saslimšanas gadījumiem, ko izraisījuši *Cryptosporidium* mikroorganismi. Anglijā veikto pētījumu rezultāti ir pierādījuši, ka apmēram 15 % slimību, kas izpaužas ar kuņģa un zarnu trakta darbības traucējumiem, var sastīt ar intrūzijas gadījumiem [82]. Savukārt Norvēģijā veiktā pētījuma rezultāti pierādīja, ka pēc 88 ūdensapgādes sistēmā notikušiem zema spiediena gadījumiem 12,7 % no patērētājiem ir sūdzējušies par kuņģa un zarnu trakta darbības traucējumiem. Ja salīdzina to ar ierasto sūdzību skaitu, kas konstatēts 8 % iedzīvotāju, tad sūdzību pieaugums pēc ūdensapgādes sistēmas darbības traucējumiem ir 4,7 % [83].

1.1.3. Piesārņojuma gadījumu izraisīto seku samazināšanas risinājumi

Plašas izplatības piesārņojuma cēloņi parasti ir kļūdas dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtu operatoru darbībā, kas novedušas pie nekvalitatīva dzeramā ūdens piegādes patērētājiem [11, 19], tādēļ, lai samazinātu potenciālo risku, ir ļoti vajadzīga atbilstīga operatoru apmācība. Nelielus piesārņojuma gadījumus, kas saistīti ar intrūziju, ierasti konstatē tikai patērētāji, bieži vien tad, kad jau ir radušās veselības problēmas [82]. Tāpēc, lai novērstu salīdzinoši mazas, bet potenciāli bīstamas piesārņojuma ietekmes radītus gadījumus, būtiski jāuzlabo dzeramā ūdens kvalitātes monitorings. Ar ikdienas monitoringu šādus gadījumus nav iespējams konstatēt, jo tie ir relatīvi īsi, turklāt var notikt jebkurā ūdensapgādes tīkla punktā. Viens no risinājumiem ir ūdens hlorēšana un patstāvīgas paliekošā hlora koncentrācijas uzturēšana visā ūdensapgādes tīklā [80], tomēr šāda rīcība var radīt dezinfekcijas blakusproduktus. Piemēram, trihalogēnmetānus, kas ir kancerogēni un toksiski cilvēku organismam [84], tādēļ ir svarīgi izmantot alternatīvus risinājumus.

Viens no daudzsološākajiem un vieglāk lietojamajiem risinājumiem ir tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitorings un agrīnā brīdinājuma sistēmu izmantošana [11]. Šādas sistēmas ir ieteicams uzstādīt dzeramā ūdens ņemšanas vietās, dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtās un ūdensapgādes tīklos. Papildus minētajiem pasākumiem jāveido ūdens drošuma plāns, veicot

savlaicīgu risku analīzi un preventīvus to novēršanas pasākumus. Piemēram, atbilstīgu filtru nobriešanas laiku ievērošana vai potenciāli vājāko ūdensapgādes tīkla vietu noteikšana. Šīs darbības var samazināt dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumu skaitu un to ietekmi uz patērētāju veselību [11, 45, 85].

1.2. Dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa parametri

Lai aizsargātu cilvēku veselību no jebkādas kaitīgas dzeramā ūdens piesārņojuma ietekmes, centralizētās ūdensapgādes sistēmās jāveic regulārs dzeramā ūdens kvalitātes monitorings [51]. Labā prakse un PVO rekomendācijas liek ūdensapgādes uzņēmumiem veikt regulāras dzeramā ūdens analīzes ūdens patērēšanas vietā, lai noteiktu tā atbilstību dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām. Diemžēl dzeramā ūdens kvalitāte var būtiski mainīties ēku iekšējos ūdensapgādes tīklos, kas parasti ir privātīpašums. Tādējādi ūdensapgādes uzņēmumiem jānodrošina dzeramā ūdens kvalitāte ārpus to īpašumā esošajiem tīkliem un apkalpošanas zonas. Šis juridiskais un inženiertehniskais kāzuss pastāv lielākajā daļā pasaules attīstīto valstu. Atkarībā no valstī vai apdzīvotā vietā pastāvošās likumdošanas monitoringā iekļaujamie dzeramā ūdens kvalitāti raksturojošie parametri un paraugu ņemšanas biežums var atšķirties.

1.2.1. Vispārējie dzeramā ūdens kvalitātes parametri

Eiropas Savienībā dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa parametrus reglamentē Eiropas Padomes Direktīva 98/83/EK par dzeramā ūdens kvalitāti ar grozījumiem 2015/1787/EK. Šajā direktīvā iekļauti 48 parametri, no kuriem pieci ir mikrobioloģiskie, 41 fizikāli – ķīmiskais un divi radioaktivitātes parametri. Direktīvā iekļauta arī minēto parametru pieļaujamā koncentrācija dzeramā ūdens patēriņa vietā, kā arī minimālais paraugu ņemšanas biežums [51, 86]. Parametri un to robežvērtības noteiktas, balstoties ne tikai uz iespējamo dzeramā ūdens ietekmi uz patērētāju veselību, bet arī uz ūdensapgādes sistēmas ilgtspējīgai darbībai labvēlīgu apstākļu radīšanu. Latvijā transponētajā ES likumdošanā (Ministru kabineta noteikumi nr. 671) ir pievienots papildu radioaktivitātes parametrs – radons [87]. Maksimāli pieļaujamā dzeramā ūdens kvalitātes parametru koncentrācijas salīdzinājums dažādās pasaules valstīs ar ES direktīvu apkopots 1. pielikumā. Pielikumā un turpmākajos salīdzinājumos ir iekļautas valstis, par kurās esošo likumdošanu ir pieejama informācija un kas uzskatāmas par labās prakses piemēriem ūdensapgādes sistēmu pilnveidošanā un attīstībā. Tās ir ASV, Kanāda, Austrālija, ES dalībvalstis.

Nepārtrauktai dzeramā ūdens kvalitātes nodrošināšanai Latvijā un ES tiek veikts trīs līmeņu monitorings: ikdienas jeb paškontroles monitorings, kārtējais monitorings, auditmonitorings. Ikdienas un kārtējo monitoringu veic ūdensapgādes uzņēmums, savukārt auditmonitoringu – neatkarīga, valsts deleģēta institūcija. Latvijā tā ir Veselības inspekcija [45, 51, 87]. Arī ASV, Kanādā un Austrālijā, balstoties uz PVO rekomendācijām, tiek veikts vairāku līmeņu monitorings, bet ne vienmēr tiek reglamentēts veikt auditmonitoringu [46, 47, 50].

Ikdienas monitoringa mērķis ir pārliecināties, vai visi ūdensapgādes sistēmas elementi darbojas atbilstīgi un nerada apdraudējumu patērētāju veselībai. Ikdienas monitoringā laikus tiek detektēta dzeramā ūdens kvalitātes pasliktināšanās, ļaujot veikt korektīvas darbības, lai

netiktu ietekmēti dzeramā ūdens patērētāji [45, 46, 88]. Ikdienu monitoringā analizējamais dzeramā ūdens kvalitātes parametrus, paraugu ņemšanas biežumu un vietu likumdošana nereglamentē. Tie tiek izvēlēti, balstoties uz sistēmā izmantotajiem dzeramā ūdens avotiem un ūdens kvalitāti tajos, dzeramā ūdens sagatavošanas tehnoloģijas un ūdensapgādes tīkla īpatnībām un stāvokļa novērtējumu. Ikdienu monitoringa parametri un to analīzes biežums tiek iekļauts ikdienu monitoringa programmās, kas ir daļa no ūdensapgādes iekšējās kvalitātes kontroles sistēmas. Tie ierasti ir ātri un vienkārši analizējami dzeramā ūdens kvalitātes parametri, piemēram, duļķainība, reducēšanās – oksidēšanās potenciāls, paliekošā hlora koncentrācija, pH līmenis, temperatūra [45, 46]. ES un Latvijas likumdošanā rekomendēti 18 kontrolrādītāji, tajā skaitā patogēnais mikroorganisms *Clostridium perfringens*, kopējais mikroorganismu skaits un koliformu baktēriju koloniju veidojošo vienību skaits. Tomēr prakse rāda, ka ne vienmēr visi mikrobioloģiskie parametri ikdienā tiek monitorēti, jo to izmeklējumu izmaksas ir augstākas nekā fizikāli – ķīmisko parametru mērījumu izmaksas [87, 89]. Ikdienu monitoringam iesaka izmantot tiešsaistes tehnoloģijas, kas atvieglo ūdensapgādes sistēmas operatoru darbu, jo nav jāņem paraugi un dzeramā ūdens kvalitāti var novērtēt attālināti [45, 46, 85, 88]. Visbiežāk tieši ikdienu jeb paškontroles monitoringa rezultātā tiek atklātas nepilnības ūdensapgādes sistēmas darbībā, tādēļ tam jābūt pēc iespējas precīzākam un tā rezultātiem uzticamiem. Latvijā ikdienu dzeramā ūdens kvalitātes monitorings, tā veikšanas regularitāte un analizējamo parametru saraksts ir ūdensapgādes uzņēmumu atbildība un par to nav centralizētas statistikas.

Kārtējā monitoringa mērķis ir pārliecināties, vai patērētājam piegādātā dzeramā ūdens kvalitāte atbilst visām dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām. Kārtējā monitoringā parasti tiek iekļauti vairāki un specifiskāki parametri nekā ikdienu monitoringā, piemēram, mikroorganismu skaits, turklāt to var izmantot, lai detektētu tās problēmas ūdensapgādes sistēmā, kas nav fiksētas, veicot ikdienu monitoringu [45, 46]. Kārtējo monitoringu nedrīkst izmantot par ikdienu monitoringu, jo tas netiek veikts pietiekami regulāri, lai ikdienā nodrošinātu kvalitatīvu un drošu dzeramā ūdens piegādi. Diemžēl bieži kārtējais monitorings tiek uzskatīts par ikdienu monitoringu, tādējādi radot risku dzeramā ūdens patērētājam [46]. ES un Latvijā spēkā esošajā likumdošanā ir noteikti 16 dzeramā ūdens kvalitātes parametri (1. pielikums), kas ir jāpārbauda kārtējā monitoringa laikā. Kārtējais monitorings jāveic atbilstīgi 1.1. tabulā parādītajam paraugu ņemšanas biežumam, kas ir atkarīgs no ūdensapgādes sistēmas lieluma un svārstās robežās no viena parauga gadā līdz apmēram vienam paraugam mēnesī [87, 89]. Informācija par kārtējā monitoringā iekļautajiem parametriem un paraugu ņemšanas biežumu ir jāapkopo kārtējā monitoringa programmā, ko attiecīgi saskaņo ar neatkarīgu, valsts deleģētu institūciju [87–89]. Latvijā 2016. gadā ir saskaņota 1271 monitoringa programma [90]. Austrālijā vispārējās kārtējā monitoringa prasībās ir minēti 46 fizikāli – ķīmiskie un viens mikrobioloģiskais parametrs. Analīžu biežums ir atkarīgs no katra parametra. Tas var būt nedēļa, mēnesis, ceturksnis vai gads [46]. Latvijā 2016. gadā kārtējā monitoringa ietvaros ir veikti 2298 dzeramā ūdens paraugu izmeklējumi. Neatbilstība dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām pēc ķīmiskajiem rādītājiem ir konstatēta 376 paraugos (16,4 % no visiem paraugiem), bet pēc mikrobioloģiskajiem rādītājiem – 59 paraugos (2,6 %) [90]. Latvijas lielajās pilsētās, kur piegādātā dzeramā ūdens daudzums ir lielāks par

1000 m³/diennaktī, šīs neatbilstības ir konstatētas retāk, attiecīgi 3,6 % un 2,0 % ķīmisko un mikrobioloģisko neatbilstību. Tas liecina par nepietiekamu mazo ūdensapgādes sistēmu monitoringu un uzraudzību [91]. Latvijā konstatētā situācija sakrīt ar PVO vadlīnijām un vairākās attīstītajās pasaules valstīs, piemēram, Somijā, Zviedrijā un Kanādā, novēroto mazo ūdensapgādes sistēmu nepietiekamu apkalpošanas un ekspluatācijas kvalitāti [15, 85, 92].

1.1. tabula

Minimālais dzeramā ūdens paraugu ņemšanas un analīžu biežums Eiropas Savienībā [89]

Gada vidējais diennakts piegādātā ūdens daudzums piegādes zonā (m ³)	Kārtējā monitoringa paraugu skaits gadā	Auditmonitoringa paraugu skaits gadā	Radioaktīvo vielu monitoringa paraugu skaits gadā
mazāk par 10	1	1	-
10 – 100	1	1	1
101 – 1 000	4	1	1
1001 - 10 000	4 + 3 no katriem 1000 m ³ /d proporcionāli to daļai kopējā tilpumā	1 + 1 no katriem 4500 m ³ /d proporcionāli to daļai kopējā tilpumā	1 + 1 no katriem 3300 m ³ /d proporcionāli to daļai kopējā tilpumā
10 001 - 100 000		3 + 1 no katriem 10 000 m ³ /d proporcionāli to daļai kopējā tilpumā	3 + 1 no katriem 10 000 m ³ /d proporcionāli to daļai kopējā tilpumā
vairāk par 100 000		12 + 1 no katriem 25 000 m ³ /d proporcionāli to daļai kopējā tilpumā	10 + 1 no katriem 25 000 m ³ /d proporcionāli to daļai kopējā tilpumā

Auditmonitorings tiek veikts, lai pārbaudītu dzeramā ūdens kvalitātes atbilstību visiem attiecīgajiem parametriem, to veic retāk un ne tik regulāri, bet tas ir apjomīgāks. ES noteikti 48 parametri (visi parametri atrodami 1. pielikumā), kas tiek pārbaudīti intervālos, kas norādīti 1.1. tabulā. Latvijā, ņemot vērā ūdensapgādes sistēmu specifiku, kurās tiek izmantoti galvenokārt pazemes ūdens resursi, tiek pārbaudīti 37 līdz 40 parametri. Piemēram, 2016. gadā tika kontrolētas 154 ūdensapgādes sistēmas, kas aptver 85 % no visiem centralizēto ūdensapgādes sistēmu patērētājiem. Vismaz viena ķīmiskā parametra neatbilstība konstatēta 19,5 %, bet mikrobioloģiskā parametra neatbilstība 5 % no visiem paraugiem [90]. Auditmonitorings tiek veikts, lai atkārtoti un neatkarīgi pārbaudītu dzeramā ūdens kvalitāti, bet, lai auditmonitoringa rezultāti būtu objektīvi, šo monitoringu veic valsts deleģēta institūcija [45, 87, 89]. Auditmonitoringa laikā var vērtēt arī ūdens drošuma plānus, ja tādi pastāv [45].

Monitoringā iekļauto parametru skaits un veids dažādās pasaules valstīs atšķiras. Piemēram, ASV noteikumu par dzeramā ūdens kvalitāti primārajā un sekundārajā parametru sarakstā noteikts 81 fizikāli – ķīmiskais un septiņi mikrobioloģiskie parametri. ASV un ES noteiktie parametri ir obligāti un jāievēro visiem ūdensapgādes uzņēmumiem [50, 51]. Kanādas Dzeramā ūdens kvalitātes vadlīnijās ir minēti 94 fizikāli – ķīmiskie parametri un pieci indikatororganismi (tiem piecās provincēs ir tikai rekomendējošs raksturs), jo katrs ūdensapgādes uzņēmums, pašvaldība un provinču pārvalde ir uzņēmusies atbildību par kvalitatīva dzeramā ūdens piegādi. Astoņās provincēs šīs normas ir obligātas [47, 92]. Turklāt provinču pārvalde var noteikt

papildu parametrus, tādējādi Kanādā tiek izmantoti 127 dzeramā ūdens kvalitātes parametri, bet tikai 16 no tiem tiek izmantoti visās provincēs [92].

Kārtējā monitoringa un auditmonitoringa rezultāti, kas liecina, ka regulāri tiek pārsniegtas parametru vērtības, ļauj secināt, ka obligātās monitoringa prasības nav pietiekamas, lai motivētu lielu daļu ūdensapgādes uzņēmumu nodrošināt dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām atbilstīga ūdens piegādi patērētājiem. Tātad jāpadara stingrākas dzeramā ūdens kvalitātes uzraudzības un monitoringa prasības, palielinot mērījumu regularitāti, centralizēti nosakot minimālās ikdienas monitoringa prasības un rekomendējot izmantot tiešsaistes monitoringa sistēmas, tādējādi varētu laikus koriģēt ūdensapgādes sistēmu darbību, lai novērstu nekvalitatīva dzeramā ūdens piegādi.

1.2.2. Mikrobioloģiskie parametri

Ideālā situācijā, izmantojot nevainojamas mikrobioloģisko parametru analīzes metodes, ikdienā varētu analizēt pilnīgi visu dzeramajā ūdenī esošo patogēnos mikroorganismus, nosakot to klātbūtni un skaitu dzeramajā ūdenī, diemžēl bieži vien tos ir sarežģīti detektēt un kvantificēt, tādēļ ir svarīgi pilnveidot šobrīd izmantotās attiecīgās mikrobioloģiskās metodes mikroorganismu noteikšanai dzeramajā ūdenī [41, 93]. Pasaulē spēkā esošās dzeramā ūdens nekaitīguma prasības nosaka, ka dzeramajā ūdenī nedrīkst būt patogēni mikroorganismi [45, 93]. Lai ar esošajām mikrobioloģiskajām metodēm pēc iespējas ātrāk un precīzāk varētu noteikt dzeramā ūdens mikrobioloģisko kvalitāti un konstatēt iespējamu patogēnu klātbūtni, tiek izmantoti indikatororganismi [41, 46, 47, 50, 51, 93–95]. Tādējādi ar netiešiem mikrobioloģiskajiem parametriem tiek prognozēta patogēnu mikroorganismu klātbūtne dzeramajā ūdenī. Indikatororganismiem ir jāatbilst šādiem kritērijiem:

- tiem vienmēr jābūt dzeramajā ūdenī, kur atrodami patogēni;
- tie nedrīkst radīt apdraudējumu cilvēku veselībai;
- tiem ir dabiski jāatrodas cilvēka gremošanas sistēmā;
- to skaitam ir jābūt lielākam par patogēno mikroorganismu skaitu;
- tiem jābūt izturīgākiem pret dezinfekciju nekā patogēnajiem mikroorganismiem;
- to skaits dabiskā ūdens vidē nedrīkst pieaugt;
- tiem jāpiemīt patogēnajiem mikroorganismiem līdzīgām izdzīvošanas spējām;
- tiem jābūt vienmērīgi izkliedētiem visā dzeramā ūdens parauga tilpumā;
- tiem jābūt lēti, vienkārši un precīzi nosakāmiem [93, 95, 96].

Indikatororganismi tiek izmantoti dažādu ar ūdensapgādes sistēmu saistītu procesu uzraudzībai. Tos izmanto, lai sateces baseinā kontrolētu sanitāro pārbaužu rezultātus, raksturotu ūdens kvalitāti ūdens avotā un pazemes ūdeņu sastāvu, kā arī parādītu dzeramā ūdens sagatavošanas un dezinfekcijas efektivitāti, attīrītā ūdens kvalitāti, ūdensapgādes tīkla hermētiskumu, mikroorganismu skaita pieaugumu ūdensapgādes tīklā un piesārņojuma uzliesmojumu konstatēšanas un analīzes efektivitāti [96, 97]. Ar ūdensapgādes tīkliem visbiežāk saistītās problēmas ir to hermētiskuma pārtraukums jeb cauruļvadu plīsumi, mikroorganismu augšana un piesārņojuma uzliesmojumi.

Ūdensapgādes tīkla hermētiskums raksturo tā vispārējo noslēgtību un dzeramā ūdens pasargāšanu no ārēju faktoru ietekmes, piemēram, gruntsūdeņu intrūzijas [45, 96]. Mikroorganismu augšana un skaita pieaugums ūdensapgādes tīklā var notikt, pateicoties labvēlīgiem apstākļiem, piemēram, ūdens temperatūra pārsniedz 20 °C un/vai dzeramajā ūdenī ir augsta barības vielu koncentrācija. Tādējādi ūdens kvalitāte ceļā no dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtām līdz patēriņa vietai var būtiski pasliktināties, turklāt uz cauruļvadu iekšējām virsmām var veidoties bioplēve [94, 95]. Piesārņojuma uzliesmojumi ir radījuši daudzus saslimšanas gadījumus. To cēloņi var būt saistīti gan ar ūdens sagatavošanu, gan transportēšanu [79, 96].

Visplašāk izmantotie un pasaulē reglamentētie indikatororganismi un to mērījumu pielietojums apkopots 1.2. tabulā. Latvijā pastāvošie tiesību akti atbilst ES prasībām. Tabulā redzams, ka indikatororganismus var lietot dažādi. Lai varētu precīzi interpretēt iegūtos rezultātus, jāsaprot, kāds ir analīžu izdarīšanas mērķis [96]. *E. coli* ir pasaulē visplašāk un vissenāk lietotais indikatororganisms [41, 45, 88].

1.2. tabula

Tiesību aktos iekļautie indikatororganismi un to pielietojums dažādās pasaules valstīs [45–47, 50, 89, 96, 97]

Indikatororganisms	Valstis un organizācijas					Pielietojums ūdensapgādes tīklos		
	ES	ASV	AUS	KAN	PVO	Hermētiskums	Mikroorganismu augšana	Piesārņojuma uzliesmojumi
<i>Clostridium perfringens</i> (arī sporas)	x				x	NP	NP	P
<i>Escherichia coli</i>	x	x	x	x	x	P	NP	P
Enterokoki	x					NP	NP	P
Kopējās koliformas	x	x		x	x	PA	P	P
Mikroorganismu koloniju veidojošo vienību (KVV) skaits 22°C	x	x			x	P	P	P
<i>Cryptosporidium</i>		x		x		NP	NP	P
<i>Giardia lamblia</i>		x		x		NP	NP	P
Enterovīrusi		x		x	x	NP	NP	P

ES – Eiropas Savienība, ASV – Amerikas Savienotās valstis, AUS – Austrālija, KAN – Kanāda, PVO – Pasaules Veselības organizācija, x – indikatororganisms tiek izmantots attiecīgajā valstī, P – piemērots, PA – piemērota alternatīva, NP – nav piemērots

Rekomendētā fekālo indikatororganismu izmeklējumu regularitāte ir atkarīga no ūdensapgādes sistēmas lieluma un valsts, kur tā atrodas. ES noteiktā regularitāte atbilst kārtējā un auditmonitoringa prasībām, kas parādītas 1.1 tabulā [89]. PVO rekomendācijās noteikts, ka sistēmās, kas apkalpo mazāk par 5000 patērētājiem, mēnesī jāņem vismaz viens paraugs. Ja sistēmas apkalpo 5 000–100 000 patērētāju, tad par katriem 5000 patērētājiem ir jāņem ikmēneša paraugi; ja sistēmas ir lielākas par 100 000 patērētājiem, tad par katriem 10 000

patērētājiem ir jāņem ikmēneša paraugi, kā arī 120 papildu paraugi gadā [45, 85]. Piemēram, Austrālijā, salīdzinot ar citām valstīm, tiek rekomendēts fekālo indikatororganismu paraugus ņemt ļoti regulāri. Sistēmās, kas apkalpo mazāk par 5 000 patērētājiem, ir jāņem viens paraugs nedēļā; 5 000 līdz 100 000 patērētājiem ir jāņem viens paraugs nedēļā un viens paraugs no katras apkalpošanas zonas (hidrauliski atdalīta sistēma) mēnesī; ja sistēma apkalpo vairāk par 100 000 patērētājiem, ik nedēļu jāņem seši paraugi katrā apkalpošanas zonā un viens papildu ikmēneša paraugs uz katriem 10 000 patērētājiem virs 100 000 patērētāju robežas [46]. Lai arī cik regulārs būtu rekomendētais paraugu ņemšanas biežums, nosakot fekālo indikatororganismu klātbūtni, nevienā rekomendācijā vai prasībās tas nav lielāks par reizi dienā, līdz ar to saglabājas ļoti daudz nezināmas informācijas par dzeramā ūdens patieso mikrobioloģisko kvalitāti.

Tomēr, veicot jebkura indikatororganisma regulāru un atbilstīgu monitoringu, var konstatēt attiecīgā piesārņojuma uzliesmojumu. Lai identificētu mikroorganismu augšanas ātrumu, vispiemērotākā ir kopējo koliformu un mikroorganismu koloniju veidojošo vienību skaita noteikšana, jo tā var novērot mikroorganismu skaita izmaiņu dinamiku ilgtermiņā, turklāt tās nav tieši saistītas ar draudiem patērētāju veselībai [97]. Lai novērtētu ūdensapgādes sistēmas hermētiskumu, vispiemērotākās ir *E. coli* klātbūtnes noteikšanas un mikroorganismu koloniju veidojošo vienību skaita noteikšanas metodes. *E. coli* klātbūtne liecina par problēmām dzeramā ūdens sagatavošanas procesā vai cauruļvadu hermētiskuma pārtraukumu. Ja *E. coli* netiek detektēts pēc dzeramā ūdens sagatavošanas, bet ūdensapgādes tīklā ir konstatēta tā klātbūtne, ir skaidrs, ka tīklā ir bojāti cauruļvadi [96, 97]. Arī netipiski liels mikroorganismu koloniju veidojošo vienību (KVV) skaits 22 °C temperatūrā un tā straujš pieaugums lielākoties ir saistīts ar cauruļvadu bojājumiem un piesārņojuma nonākšanu ūdensapgādes sistēmā. Kopējos koliformu izmeklējumus arīdzan var izmantot par ūdensapgādes tīkla hermētiskuma indikatoriem, tomēr tiek uzskatīts, ka *E. coli* un KVV mērījumi ļauj pilnvērtīgāk novērtēt šādas situācijas [97]. Visi cilvēka veselībai potenciālu risku radošie indikatororganismi (*Clostridium*, *Cryptosporidium*, *Giardia lamblia* un enterovīrusi) lielākoties tiek izmantoti tikai piesārņojuma uzliesmojuma gadījumu identificēšanai, jo to klātbūtne galvenokārt ir saistīta ar būtiskiem traucējumiem dzeramā ūdens sagatavošanas vai piegādes procesos, turklāt to klātesamības gadījumā ūdensapgādes uzņēmumiem ir strauji jāpieņem lēmumi, lai pasargātu patērētāju veselību.

Vairumā gadījumu indikatororganismu klātbūtnes un skaita noteikšanai dzeramajā ūdenī tiek izmantota klasiskā kultivēšanas metode, kuras pamatā ir dzeramajā ūdenī esošie mikroorganismi, kas tiek filtrēti un novietoti uz agarizētas barotnes, radot labvēlīgus augšanas apstākļus. Pēc inkubēšanas tiek noteikts kolonijas veidojošo mikroorganismu skaits, diemžēl to skaita noteikšanai vajag vismaz no 24 līdz 48 stundām [30, 41, 45], tātad vismaz 24 stundas patērētājiem var piegādāt nekaitīguma prasībām neatbilstīgu dzeramo ūdeni [45, 84, 88]. Turklāt pētījumu rezultāti pierāda, ka, izmantojot pašreiz esošās monitoringa programmas, mikrobioloģisko piesārņojumu var konstatēt ar varbūtību, kas ir mazāka par 5 % [21]. Mūsdienās tiek piedāvātas alternatīvas dzeramā ūdens mikrobioloģisko izmeklējumu metodes, kas ir ātrākas un precīzākas, piemēram, plūsmas citometrija vai polimerāzes ķēdes reakcija [17,

98, 99]. Turpmākajos apakšparagrāfos ir apkopota informācija par likumdošanā iekļautajiem mikrobioloģiskajiem izmeklējumiem un to nozīmību.

Kopējās koliformas

Kopējo koliformu skaita noteikšanai dzeramajā ūdenī visbiežāk tiek izmantoti tādi mikroorganismi kā *Escherichia*, *Enterobacter*, *Klebsiella*, *Citrobacter*, *Kluyvera*, *Leclercia* ģints baktērijas [41, 93, 95]. Šajā ģintī esošie mikroorganismi tiek klasificēti kā fekālie indikatororganismi, kas liecina par fekālo piesārņojumu dzeramajā ūdenī [41, 100]. To relatīvi lēnā augšana un skaita pieaugums ūdenī un bioplēvē, esamība nelielās koncentrācijās gruntsūdeņos un augsnē, grūti konstatējama korelācija ar patogēnu mikroorganismu skaitu ūdenī ir trūkumi, kas pēdējos gados ir likuši novērtēt un pārskatīt kopējā koliformu skaita izmantošanu fekālā piesārņojuma konstatēšanai [41, 93, 96, 101]. Šobrīd kopējais koliformu skaits biežāk tiek izmantots un interpretēts, pilnveidojot un monitorējot ūdensapgādes tīkla atbilstīgu un hermētisku darbību, nosakot dzeramā ūdens sagatavošanas procesu darbības efektivitāti un pārbaudot mikroorganismu skaita pieaugumu ūdensapgādes tīklā [41, 88, 95, 96]. Turklāt, vērtējot hermētiskumu, tas tiek uzskatīts par alternatīvu risinājumu, jo, piemēram, izmantojot kopējo mikroorganismu koloniju skaitu, var saņemt precīzāku un plašāku ūdens kvalitātes vērtējumu [88]. Koliformu koloniju skaita palielināšanās dzeramajā ūdenī nerada draudus patērētāju veselībai. Parasti koliformu skaita noteikšanai tiek izmantotas relatīvi vienkāršas un lētas klasiskās kultivēšanas metodes, kur inkubēšanai nepieciešamais laiks ir vismaz 24 stundas (atkarībā no mikroorganisma veida) [88].

Escherichia coli

E. coli ir gramnegatīva, fakultatīvi aeroba, nūjiņveida baktērija. Šo indikatororganismu vispārīgai ūdensapgādes sistēmas darbības izvērtēšanai izmanto jau kopš 19. gadsimta beigām, un tas tiek uzskatīts par pirmo un līdz šim uzticamāko indikatororganismu [88, 95]. Mūsdienās *E. coli* ir viens no visplašāk izmantotajiem fekālajiem indikatororganismiem un lielākoties ar augstu precizitāti var norādīt uz piesārņotu dzeramo ūdeni [17, 41, 45, 97]. *E. coli* dabiskā vide ir cilvēku un siltasiņu dzīvnieku zarnu trakts, tāpēc šis mikroorganisms atrodams arī fekālijās. *E. coli* noteikšana dzeramajā ūdenī var liecināt par piesārņotu gruntsūdeņu vai notekūdeņu intrūziju, neefektīvu dzeramā ūdens sagatavošanu vai dezinfekciju [41, 97]. Ja sistēmā tiek konstatēts *E. coli*, tad ir jāveic papildu analīzes un pārbaudes, lai noskaidrotu tā rašanās cēloņus. Parasti *E. coli* nav patogēns cilvēkiem, tomēr sarežģītākos dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumos var būt jāveic padziļināti un īpaši precīzi patogēno mikroorganismu papildu izmeklējumi [88]. Tikai atsevišķi to celmi, piemēram, *E. coli* O157:H7, var radīt draudus cilvēku veselībai. Viens no iemesliem, kādēļ *E. coli* izmanto visā pasaulē, ir to paraugu analīzes zemās izmaksas. Piemēram, salīdzinot ar citiem indikatororganismiem, *E. coli* parauga analīze izmaksā apmēram 15 EUR par paraugu [22, 93, 102]. Tomēr standarta klasisko kultivēšanas metožu rezultātu iegūšanai nepieciešamas vismaz 18 stundas [88].

Enterokoki

Zarnu enterokoki ir daļa no fekālo streptokoku grupas. Enterokoki tiek analizēti atsevišķi, jo tiek uzskatīts, ka tie ir salīdzinoši specifiski fekālajam piesārņojumam un retāk sastopami ārpus tā [45, 88, 96]. To dabiskā vide ir cilvēku un siltasiņu dzīvnieku gremošanas sistēma, līdz ar to enterokoku skaits notekūdeņos var būt ļoti liels [41, 88, 93]. Enterokoku klātesamība dzeramajā ūdenī liecina par nesenu fekālā piesārņojuma nonākšanu sistēmā cauruļvadu plūsuma vai nepilnvērtīga dzeramā ūdens sagatavošanas procesa laikā. Enterokoku klātesamības gadījumā jāveic papildu izmeklējumi, lai noteiktu piesārņojuma avotu [88, 97]. Enterokoku kā indikatororganismu priekšrocība, salīdzinot ar *E. coli*, ir lielāka izturība pret dezinfektantiem un labākas izdzīvošanas spējas ūdenī [45]. Enterokoku izmeklējumiem tiek izmantotas relatīvi vienkāršas un lētas klasiskās kultivēšanas metodes. Inkubēšanai nepieciešamais laiks ir vismaz 48 stundas, kas ir trūkums, salīdzinot ar *E. coli* izmeklējumiem nepieciešamo kultivēšanas laiku – 18 stundām [88]. Izmeklējumu izmaksas ir tādas pašas kā *E. coli* (apmēram 15 EUR par paraugu) [97, 102].

Mikroorganismu koloniju veidojošo vienību (KVV) skaits 22 °C

Kopējo mikroorganismu koloniju veidojošo vienību skaitu veido aerobi un fakultatīvi aerobi mikroorganismi, ieskaitot baktērijas un sēnes. Tie spēj izmantot oglekli un enerģijas avotus no agarizētajām mikroorganismu barotnēm un vairoties. Dzeramā ūdens izmeklējumus izdara 22 °C grādu temperatūrā, kurā mikroorganismi tiek inkubēti no 24 h līdz vairākām dienām [45, 47, 88]. KVV dabā atrodami gan dzeramā ūdens avotos pirms tā sagatavošanas, gan iespējamajos piesārņojuma avotos (gruntsūdeņos, notekūdeņos) [45, 46]. Kopējais KVV skaits dzeramajā ūdenī raksturo dzeramā ūdens mikrobioloģisko kvalitāti, kur atsevišķi netiek izdalīti vai identificēti patogēnie mikroorganismi [96]. To izmanto, lai novērotu mikroorganismu skaita izmaiņu īstermiņa un ilgtermiņa dinamiku, uzraudzītu dzeramā ūdens sagatavošanas un dezinfekcijas procesu efektivitāti. Turklāt kopējo mikroorganismu KVV skaitu var izmantot, lai novērotu ūdensapgādes tīkla hermētiskumu un vispārējo tīrību. Piemēram, straujš kopējais mikroorganismu KVV skaita pieaugums var liecināt par problēmām, kas saistītas ar gruntsūdeņu vai notekūdeņu intrūziju [45, 97]. Lai gan KVV satur arī patogēnos organismus, tie nerada draudus patērētāju veselībai, jo to skaits ir pārāk mazs [103]. Kopējā mikroorganismu KVV skaita noteikšanas metode ar klasiskās kultivēšanas metodi ir relatīvi lēta, bet ļoti vispārīga kvalitātes novērtēšanas metode [46]. Turklāt, mikroorganismu koloniju veidojošo vienību skaita noteikšanā pielietojot klasiskās kultivēšanas metodes, ir iespējams kultivēt tikai nelielu daļu no ūdenī esošajiem mikroorganismiem, iegūstot tikai ļoti aptuvenu priekšstatu par dzeramā ūdens mikrobioloģisko sastāvu un tajā esošo mikroorganismu aktivitāti, tādēļ tās lietošanas lietderību dzeramā ūdens kvalitātes monitoringā var apšaubīt [104, 105].

***Clostridium perfringens* (arī sporas)**

C. perfringens ir sporas veidojošas nūjiņveida baktērijas, kas dzīvo augsnē, bet sastopamas arī cilvēku un siltasiņu dzīvnieku gremošanas sistēmā un fekālijās, tātad arī notekūdeņos [93, 96]. *C. perfringens* nonākšana cilvēka organismā var izraisīt kuņģa un zarnu trakta darbības

traucējumus. To sporas ir ļoti izturīgas pret tādām plaši izmantotām dezinfekcijas metodēm kā hlорēšana un ultravioletā dezinfekcija. *C. perfringens* ūdens vidē nevairojas, līdz ar to *C. perfringens* un to sporu esamība ūdenī liecina tikai par fekālo piesārņojumu [41, 45, 93]. *C. perfringens* netiek rekomendēts kā ikdienas monitoringa parametrs, jo to sporu izdzīvošanas ilgums var būt ļoti garš. Līdz ar to *C. perfringens* klātbūtne var tikt detektēta ilgi pēc piesārņojuma gadījuma un tālu no piesārņojuma vietas [97]. *C. perfringens* izmeklējumiem tiek izmantota anaerobā klasiskās kultivēšanas metode, tā ir sarežģītāka un dārgāka (jānodrošina bezskābekļa vide mikroorganismu augšanai). Šī mikroorganisma noteikšana izmaksā apmēram 35 EUR par paraugu [102].

Cryptosporidium* un *Giardia lamblia

Cryptosporidium un *Giardia* ir patogēni viensūņu parazīti, kas var izraisīt ar kuņģa un zarnu traktu saistītas slimības [45, 93, 97]. *Cryptosporidium* un *Giardia lamblia* esamība ūdenī lielākoties saistīta ar virszemes ūdens izmantošanu dzeramā ūdens apgādes sistēmās. Šo viensūņu klātesamība var liecināt par fekālo piesārņojumu virszemes ūdeņos. Šiem viensūņiem ir daudz sarežģītāks dzīves cikls nekā baktērijām, piemēram, oocistu veidošanās, tāpēc tie ir daudz izturīgi pret dezinfekciju [46, 88, 97]. *Cryptosporidium* un *Giardia* netiek rekomendēti kā ikdienas monitoringa parametri, jo to izdzīvošanas ilgums var būt relatīvi garš (līdzīgi kā *C. perfringens*). Tādējādi šo viensūņu klātbūtne var tikt detektēta ilgi pēc piesārņojuma gadījuma un tālu no piesārņojuma vietas [46, 97]. Ar standarta kultivēšanas metodēm, kas tiek izmantotas dzeramā ūdens kvalitātes izvērtēšanai, nav iespējams identificēt šos mikroorganismus, jo viensūņi neveido kolonijas. Izmeklējumiem izmanto mikroskopēšanas metodes [93]. Lai tos veiktu, ir nepieciešamas labi aprīkotas laboratorijas, kas atbilst attiecīgām biodrošības prasībām, tāpēc izmeklējumi ir salīdzinoši dārgāki, nekā identificējot baktērijas [97].

Enterovīrusi

Šajā mikroorganismu grupā ir iekļauti vīrusi, kuru dabiskā dzīvesvieta ir cilvēka kuņģa un zarnu trakts. Visbiežāk cilvēku inficēšanās gadījumā to izraisītie simptomi tiek saistīti ar kuņģa un zarnu trakta darbības traucējumiem, kritiskākos gadījumos dzeramā ūdens lietotājs var saslimt ar meningītu. Visplašāk zināmie ir rotavīruss, norovīruss un A hepatīts [41, 45, 47]. Vīrusu klātesamība ūdenī liecina par fekālo piesārņojumu un problēmām dzeramā ūdens sagatavošanas procesā un dezinfekcijā [45, 97]. Tomēr vīrusu klātesamība dzeramajā ūdenī nenorāda uz nesenām problēmām, jo vīrusi ūdenī spēj izdzīvot pietiekami ilgi [46]. Izmeklējumus var veikt ar salīdzinoši vienkāršām kultivēšanas metodēm, bet tam ir vajadzīgas 3 līdz 12 dienas [45, 97].

1.3. Dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitorings

Primārais dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa mērķis ir novērst patogēnu mikroorganismu un bīstamu ķīmisku savienojumu nonākšanu līdz dzeramā ūdens patēriņiem [42]. Neskatoties uz daudzajiem riskiem un dzeramā ūdens kvalitātes apdraudējumiem, pasaulē

praktizētais un tiesību aktos iekļautais dzeramā ūdens monitoringa ūdensapgādes tīklos balstās uz paraugu ņemšanu un analīzi. Tas ir laikā ļoti saraustīts un norāda uz dzeramā ūdens kvalitāti tikai konkrētajā brīdī [7, 89], tāpēc dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņu dinamika nedēļu, diennakšu un stundu griezumā saglabājas neizzināta un neskaidra [7]. Tādēļ, lai pilnveidotu dzeramā ūdens kvalitātes monitoringu un izprastu kvalitātes izmaiņu dinamiku, ūdensapgādes uzņēmumi pasaulē arvien biežāk uzstāda tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa sistēmas [20, 42, 45, 88].

Tiešsaistes monitoringa veikšanai ūdensapgādes sistēmā gan dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtu kompleksā, gan ūdensapgādes tīklā tiek uzstādīti sensori, kas veic nepārtrauktu dzeramā ūdens kvalitātes monitoringu un pārsūta datus operatoram [17, 20]. Mūsdienās dzeramā ūdens tiešsaistes monitoringu arvien biežāk uzskata par daļu no lietu interneta (*Internet of Things*), kas ir neatņemams nākotnes gudro pilsētu elements [31, 106]. Tiešsaistes monitoringa sistēmās var veikt specifisku parametru uzraudzību, t. sk., mikrobioloģisku, ko sauc par tiešajiem mērījumiem, kas tiek veikti ar specifiskiem un konkrēta piesārņojuma uzraudzībai veidotiem sensoriem. Tas var būt, piemēram, nepārtraukts *E. coli* vai arsēna koncentrācijas monitoringa. Monitoringa laikā var veikt arī netiešos mērījumus, kur, nosakot vispārīgas un kvantificējamās fizikāli – ķīmisko vai mikrobioloģisko parametru izmaiņas, tiek identificēti plaša spektra, visbiežāk mikrobioloģiska, piesārņojuma gadījumi [97]. Piemēram, straujas paliekošā hlora koncentrācijas izmaiņas liecina par ūdenī esošo mikroorganismu skaita palielināšanos. Netiešajam monitoringam tiek izmantoti vienkārši, lēti un uzticami sensori [20, 46, 107, 108].

1.3.1. Netiešie sensori

Lai uzlabotu dzeramā ūdens ikdienas monitoringu, pātrinātu iespēju reaģēt uz dažāda veida izmaiņām dzeramā ūdens sagatavošanas procesā un piesārņojuma gadījumu detektēšanu, tiek lietoti netiešie mērījumi. Visbiežāk netiešie mērījumi tiek izmantoti, lai, izmantojot vienkāršus fizikāli – ķīmiskos rādītājus, identificētu plaša spektra mikrobioloģisko un fizikāli – ķīmisko parametru izmaiņas [20, 46, 109–111]. Netiešie mērījumi balstās uz iepriekš izpētītu fizikāli – ķīmisko un mikrobioloģisko parametru izmaiņu korelāciju. Ar netiešajiem mērījumiem nevar konstatēt vai noteikt precīzu dzeramā ūdens kvalitāti atbilstīgi nekaitīguma prasībām, bet var indicēt anomālijas un problēmas sistēmas darbībā un norādīt uz papildu kvalitātes izmeklējumu nepieciešamību [42, 111]. Izmantojot šo metodi, var veikt tiešsaistes mērījumus un ar to palīdzību nodrošināt ātru un laicīgu mikrobioloģiskā piesārņojuma detektēšanu. Salīdzinot ar tiešajiem mikrobioloģiskajiem sensoriem, netiešo sensoru priekšrocības ir vienkārša un lēta uzturēšana, neizmantojot papildu reaģentus, zemas izmaksas, uzticamība, nepārtrauktu mērījumu veikšanas iespēja [112]. Lai noteiktu katra mērījuma iespējamo saistību ar kādu piesārņojuma gadījumu, jāveic eksperimentālas pārbaudes. Eksperimentu laikā tiek pārbaudītas parametru mērījumu izmaiņas konkrēta piesārņojuma gadījumā ar konkrētām noteikta piesārņojuma koncentrācijām un hidrauliskajiem apstākļiem. Tātad nav iespējams pilnīgi precīzi noteikt katra mērījuma potenciālās izmaiņas visos piesārņojuma gadījumos, bet var iezīmēt attiecīgās tendences [110]. Vislielākie netiešo mērījumu izmantošanas trūkumi ir to jutība un nespēja identificēt mikrobioloģiskā piesārņojuma veidu. Netiešie mērījumi dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitoringā tiek izmantoti ASV, Nīderlandē, Beļģijā, Lielbritānijā

un Austrālijā. Šajās valstīs visbiežāk izmantotie sensori iekļauti 1.3. tabulā, parādot populārākos netiešo mērījumu veidus un aprēķinot to procentuālo sastopamību aptaujātajos ūdensapgādes uzņēmumos [30].

1.3. tabula

Dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitoringā visbiežāk izmantotie netiešie mērījumi [30]

ASV, n*=52		Beļģija, Nīderlande, n=10		Anglija, n=7		Austrālija, n=6	
Parametrs	%	Parametrs	%	Parametrs	%	Parametrs	%
Duļķainība	89	Duļķainība	100	Duļķainība	100	Duļķainība	100
pH	79	pH	90	pH	100	pH	100
Temperatūra	77	Izšķīdušais skābeklis	90	Kopējais hlors	100	Temperatūra	100
Elektrovadītspēja	39	Temperatūra	80	Temperatūra	86	Brīvais hlors	100
Daļiņu skaits	37	Elektrovadītspēja	60	Elektrovadītspēja	72	Elektrovadītspēja	83
Fluorīds	21	Ca/Mg/cietība	50	Dzelzs	72	Fluorīds	83
Izšķīdušais skābeklis	17	Daļiņu skaits	30	Ogļūdeņraži	57	Daļiņu skaits	83
Kopējais hlors	14	Spektra absorbcija	30	Nitrāti	57	Kopējais hlors	50
TOC	14						

* aptaujāto ūdensapgādes uzņēmumu skaits

Tabulā uzskatāmi redzams, ka visbiežāk izmantotais netiešais mērījums ir duļķainība, kas tiek izmantots 89–100 % no visiem aptaujātajiem ūdensapgādes uzņēmumiem. Otrs visplašāk izmantotais netiešo mērījumu parametrs ir pH jeb ūdeņraža jonu koncentrācija, kas tiek izmantots 79–100 % gadījumu. Plaši tiek lietoti arī temperatūras, elektrovadītspējas, kopējā vai brīvā hlora un izšķīdušā skābekļa noteikšanas sensori. Parametru lietošanas biežumu pasaulē var pamatot ar PVO rekomendācijām, kurās ieteikts regulāri uzraudzīt tieši brīvā hlora, oksidēšanas – reducēšanas potenciāla (ORP), temperatūras, pH, elektrovadītspējas (EVS), izšķīdušā skābekļa un duļķainības parametrus [45]. Jaunākie zinātniskie pētījumi liecina par kopējā organiskā oglekļa (TOC) mērījumu korelāciju ar dažāda veida piesārņojumu [23, 48, 110, 111]. Kopumā eksperimentāli pierādīts, ka, detektējot dažāda veida piesārņojuma gadījumus, visjutīgākie ir pH, EVS, kopējā un brīvā hlora un TOC mērījumi [111].

Duļķainība

Duļķainības palielināšanās var liecināt par hidraulisko apstākļu maiņu ūdensapgādes sistēmā, kas radusies, piemēram, ugunsgrēka dzēšanas laikā, kā arī par ķīmisku vai mikrobioloģisku piesārņojumu ūdenī [46, 110, 113]. Duļķainības mērījumi neuzrāda precīzu piesārņojuma līmeni, bet indicē iespējamus piesārņojuma gadījumus [45]. To nav ieteicams izmantot par primāro monitoringa parametru [23, 111]. Tiek uzskatīts, ka, palielinoties ūdens duļķainībai, pieaug iespējamība, ka ūdenī ir patogēni mikroorganismi [46, 47]. Eksperimentāli ir pierādīts, ka tiešsaistes mērījumu laikā ūdens duļķainība kļūst lielāka attīrītu notekūdeņu, dažādu pesticīdu, herbicīdu, neorganisko ķīmisko savienojumu, *E. coli* ar barotni klātbūtnē [48, 110, 114]. Nevienmērīga duļķainība (pieaugums par 52,5–71,8 %) nepiesārņota dzeramā ūdens

apstākļos var būt par pamatu zema piesārņojuma līmeņa detektēšanas problēmām [44, 111]. Tomēr izteikta piesārņojuma gadījumā duļķainība var palielināties par vairāk nekā 1000 %, attiecīgi 1003 % 0,4 mg/l glifosfāta, 1200 % 0,4 mg/l nikotīna piesārņojuma gadījumos [48]. Arī mikrobioloģiska piesārņojuma gadījumā duļķainības izmaiņas var būt mazākas par izmaiņām sistēmas normālas darbības laikā, attiecīgi 0–60 % lielas izmaiņas mikroorganismu barotņu klātbūtnes laikā, tomēr gadījumā, kad ūdens ir piesārņots ar *E. coli* ar barotni, duļķainības izmaiņas ir 170–297 %, kas ir attiecīgi uzskatāmas par atkāpi no normas [48]. Duļķainības mērījumiem ir nepieciešami salīdzinoši dārgāki un sarežģītāki sensori [23]. To komerciāli pieejamo versiju cena ir apmēram 5 000 EUR.

pH

Ūdeņraža jonu koncentrāciju ūdenī jeb ūdens sārmainumu vai skābumu raksturo pH vērtība. Tam nav tiešas un kaitīgas ietekmes uz patērētāju veselību [45, 46], tomēr to mēdz reglamentēt, jo tas ir viens no svarīgākajiem ikdienas monitoringa parametriem, kas liecina par pareizu sistēmas darbību [45], piemēram, dezinfekcijas procesu norisi [45, 48, 113]. Lai nodrošinātu ūdensapgādes tīkla ilgmūžību un uzturētu korozijai mazāk labvēlīgus apstākļus, pH vērtība atkarībā no lokāliem apstākļiem un ūdens sastāva, tiek reglamentēta katras valsts normatīvajos aktos. Piemēram, ES pH ir jābūt 6,5–9,5 robežās [89], Kanādā 7–10,5 robežās [47], bet PVO, ASV un Austrālijā reglamentētās robežas ir 6,5–8,5 [45, 46, 50]. Apstākļos, kad pH vērtības neatbilst noteiktajām, var tikt veicināta cauruļvadu korozija, kas potenciāli var novest pie cauruļvadu plīsumiem un sistēmas piesārņojuma, kā arī korozijas blakusproduktu nonākšanu dzeramā ūdens patēriņa vietās [23]. pH izmaiņas var liecināt par bāzisku vai skābu funkcionālo grupu nonākšanu ūdensapgādes sistēmā [113]. Straujas pH izmaiņas, kas ir lielākas par 0,5 vienībām, norāda uz potenciālām problēmām ūdensapgādes sistēmā [48], var liecināt par problēmām dezinfekcijas procesos, līdz ar to pieļaujot, ka sistēmā var būt paaugstināta mikroorganismu koncentrācija, bet šādu sakarību nedrīkst uztvert par vienīgo piesārņojuma indikatoru [23, 46]. Eksperimentāli pierādīts, ka relatīvās pH izmaiņas dažāda piesārņojuma gadījumā ir minimālas [110]. Ja radies pesticīdu, herbicīdu, neorganisko savienojumu un mikrobioloģiskais piesārņojums ar koncentrāciju 0,2–4,0 mg/l, tās nav lielākas par 5 % jeb aptuveni 0,3 pH vienībām [48]. Tiek izmantoti salīdzinoši lēti un vienkārši sensori [23].

Temperatūra

Dzeramā ūdens temperatūrai (T) nav tiešas ietekmes uz cilvēku veselību, tomēr no tās ir atkarīga ķīmisko un bioloģisko procesu norises kinētika [48, 113], tādēļ temperatūras mērījumi ir nepieciešami, lai precīzi monitorētu tādus no temperatūras atkarīgus parametrus kā elektrovadītspēja, izšķīdušais skābeklis un pH [23]. Ir pieņemts uzskatīt, ka vēss ūdens ir garšīgāks, mazāk labvēlīgs mikroorganismu augšanai un korozijas procesiem ūdensapgādes sistēmā [45–47]. Rekomendētā dzeramā ūdens temperatūra ES ir 12–25 °C [89], bet Kanādā zemāka par 15 °C [47]. Paaugstināta mikroorganismu koncentrācija var ietekmēt dzeramā ūdens garšu, smaržu un krāsu [45, 46]. Temperatūru var izmantot dzeramā ūdens no dažādiem ūdens avotiem izsekošanai [113]. Eksperimentu laikā nav konstatētas uzskatāmas temperatūras izmaiņas piesārņojuma gadījumos, tomēr reālos apstākļos tās var liecināt par liela apjoma

intrūziju un piesārņojumu, kad sistēmā ir nonācis ūdens ar atšķirīgu temperatūru, piemēram, gruntsūdens [48, 111, 113]. Tiek izmantoti salīdzinoši lēti un vienkārši sensori [23].

Elektrovadītspēja

Elektrovadītspēja (EVS) raksturo ūdens spēju vadīt elektrību [23, 50, 113], balstoties uz izšķīdušo sāļu saturu tajā. EVS nav tiešas ietekmes uz patērētāju veselību, tomēr tā raksturo tajā izšķīdušo sāļu, piemēram, hlorīdu, sulfātu, fosfātu, dzelzs, alumīnija un nātrija daudzumu [23, 45]. EVS mērījumi tieši korelē ar kopējo izšķīdušo neorganisko sāļu koncentrāciju (TDS), tādējādi EVS tiek izmantots kā netiešais TDS mērījums [48, 113]. Straujas mērījumu izmaiņas var liecināt par fizikāli – ķīmisku vai mikrobioloģisku, ja mikroorganismi ir kopā ar barotnēm, piesārņojumu [45, 111]. Eksperimentāli pierādīts, ka EVS ir ļoti stabils ūdens kvalitātes parametrs, kas ļauj detektēt arī zemas koncentrācijas piesārņojumu, jo normālos darbības apstākļos relatīvās parametra izmaiņas nav lielākas par 3 %, bet piesārņojuma gadījumā var sasniegt 10–25 % pieaugumu [48, 110, 111]. Tiek izmantoti salīdzinoši lēti un vienkārši sensori [23, 110].

Kopējais un brīvais paliekošais hlors

Paliekošā hlora koncentrāciju var izteikt kā kopējā vai brīvā hlora koncentrāciju ūdenī [113]. Šos parametrus var izmantot tikai ūdensapgādes sistēmās, kur pirms ievades tīklā dzeramais ūdens tiek pastāvīgi hlorēts [48]. Paliekošais hlors ir zema hlora koncentrācija ūdenī, kas saglabājas pēc dezinfekcijas procesu veikšanas dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtās vai tiek speciāli pievienota, lai ūdensapgādes sadales tīklā uzturētu mikroorganismu augšanai nelabvēlīgus apstākļus. Rekomendētā paliekošā hlora koncentrācija ir 0,2–0,5 mg/l [45, 46]. Brīvā hlora koncentrācija ir ūdenī esošā un dezinfekcijas procesiem brīvi pieejamā hlora koncentrācija. Savukārt kopējā hlora koncentrācija ir brīvā hlora un neorganiskajos vai organiskajos savienojumos iekļautā hlora koncentrāciju summa. Dezinfekcijas procesos brīvais hlors ir efektīvāks. Paliekošā hlora koncentrācijas samazināšanās liecina par mikrobioloģisko procesu aktivitātes un iespējamu mikroorganismu skaita pieaugumu [111]. Paliekošā hlora daudzuma samazināšanos var izraisīt arī specifisku ķīmisku savienojumu klātbūtne ūdenī [50, 113]. Eksperimentāli pierādīts, ka, veicot brīvā un kopējā hlora mērījumus, pesticīdu, neorganisko ķīmisko savienojumu, notekūdeņu intrūzijas un mikrobioloģiskā piesārņojuma gadījumā hlora koncentrācija samazinās par 10–100 %, skaidri norādot uz piesārņojumu [48, 110, 111]. Tiek izmantoti salīdzinoši lēti un vienkārši sensori [23, 110].

Izšķīdušais skābeklis

Dzeramajā ūdenī normālos apstākļos ir sastopams izšķīdušais skābeklis (DO). Tā saturam dzeramajā ūdenī nav būtiskas ietekmes uz patērētāju veselību, bet tā koncentrācijas izmaiņas raksturo dažādus fizikāli – ķīmiskus vai mikrobioloģiskus procesus [23, 45, 46]. DO koncentrācijas samazināšanās var liecināt par mikrobioloģisku un ķīmisku procesu aktivitātes pieaugumu un piesārņojumu [48]. Turklāt zemas DO koncentrācijas gadījumā rodas labvēlīgi apstākļi anaerobo mikroorganismu augšanai, kas var būtiski pasliktināt ūdens vizuālo stāvokli un paātrināt cauruļvadu korozijas procesus. Piemēram, sulfātus reducējošo baktēriju augšanas

rezultātā var rasties „puvušu olu” smaka, bet mangānu reducējošās baktērijas augot var radīt melnas nogulsnes [46]. Eksperimentos ar dažāda veida 0,1–4,0 mg/l piesārņojumu ir konstatētas nelielas DO koncentrācijas izmaiņas (< 3 %) piesārņojuma gadījumos, tāpēc šis parametrs netiek uzskatīts par pietiekami precīzu to detektēšanai [50]. Tiek izmantoti salīdzinoši dārgāki un sarežģītāki sensori [23].

Oksidēšanās - reducēšanās potenciāls

Oksidēšanas – reducēšanās potenciāls (ORP) apraksta potenciālu elektronu plūsmu starp reducētājiem un oksidētājiem, tādējādi raksturojot ūdens vai šķidruma oksidēšanas vai reducēšanas potenciālu [113]. ORP neietekmē cilvēku veselību, tādēļ netiek reglamentēts nevienā apskatītajā tiesību aktā. Pozitīvas ORP vērtības liecina par oksidējošu, bet negatīvas – par reducējošu vidi. ORP mērījumi ir tieši saistīti ar paliekošā hlora koncentrācijas izmaiņām ūdenī, jo mikrobioloģiskā piesārņojuma un hlora reakcija ir oksidēšanās – reducēšanās reakcija [111], tos var aizstāt vienu ar otru [114]. Eksperimentāli ir pierādīts, ka piesārņojuma gadījumā ORP mērījumi būtiski mainās. Atkarībā no piesārņojuma tipa tie var pieaugt vai samazināties [48, 110, 111]. Vislielākās ORP izmaiņas ir novērojamas 0,1–4,0 mg/l pesticīdu, neorganisko savienojumu un mikrobioloģiskā piesārņojuma gadījumā, kur tās var attiecīgi sasniegt 6 % un 8 % no tīra dzeramā ūdens mērījumu vērtības [48], attīrītu notekūdeņu piesārņojuma gadījumā izmaiņas var sasniegt 50 % [111]. ORP mērījumi ir jutīgi dažāda piesārņojuma gadījumā, bet to reakcijas laiks ir salīdzinoši ilgāks un var sasniegt 15 minūtes [48, 110]. Tiek izmantoti salīdzinoši lēti un vienkārši sensori [110, 114].

Kopējais izšķīdušais ogleklis

Dzeramajā ūdenī ir kopējais izšķīdušais ogleklis (TOC), kas normālos ūdensapgādes sistēmas darbības apstākļos ir 0,5–25 mg/l [48]. TOC raksturo kopējo organiskā oglekļa koncentrāciju dzeramajā ūdenī, kas ietver gan izšķīdušo, gan suspendēto oglekli. TOC nav tiešas ietekmes uz patērētāju veselību, bet tā koncentrācijas palielināšanās var liecināt par fizikāli – ķīmisku vai mikrobioloģisku piesārņojumu dzeramajā ūdenī [110, 113]. Asimilējamā TOC daļa var stimulēt mikroorganismu augšanas procesus [113]. Eksperimentāli pierādīts, ka TOC koncentrācijas izmaiņas organiska piesārņojuma gadījumā ir ļoti uzskatāmas. Attiecīgi, ja dzeramajā ūdenī atrodas pesticīdi, TOC koncentrācija var sasniegt 963 % no to ikdienas koncentrācijas, bet notekūdeņu intrūzijas gadījumā – 15 %. Neorganisko (nātrija arsenīda un arsēna trioksīda) savienojumu detektēšana var būt limitēta, jo izmaiņas šādos gadījumos nepārsniedz 2 % [48, 110]. Aktuālākajos zinātniskajos pētījumos TOC mērījumi tiek rekomendēti dzeramā ūdens kvalitātes monitoringam, jo normālos sistēmas darbības apstākļos mērījumu vērtības ir ļoti stabilas (< 2 % svārstības), bet piesārņojuma gadījumā vērojamas būtiskas izmaiņas [50, 110, 111, 113]. TOC sensoru uzbūve ir sarežģīta, un tie ir relatīvi dārgāki [110].

1.3.2. Tiešie sensori

Mūsdienās mikrobioloģiskie izmeklējumi relatīvi bieži balstās uz klasiskās kultivēšanas metodi, kuras rezultātu iegūšanai vajag vismaz 18 stundas, tādēļ vēl aizvien aktuāli ir izstrādāt

jaunus tehnoloģiskos risinājumus, lai ātri (vismaz 1 h) un precīzi tiešsaistē vai tuvu reālā laika monitoringam noteiktu dzeramā ūdens mikrobioloģisko kvalitāti [39, 42, 44]. Tiešo jeb mikrobioloģisko mērījumu laikā ar dažādām metodēm tiek analizēta visbiežāk izmantoto indikatororganismu klātbūtne un noteikts to skaits dzeramajā ūdenī. Šīs darbības ļauj novērtēt ūdens atbilstību dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām [17, 23, 42]. Esošās automatizētās tehnoloģijas tiek salīdzinoši veiksmīgi izmantotas piesārņojuma gadījumu konstatēšanai. Piemēram, zinot kvalitātes parametrus noteiktai dzeramā ūdens piegādes sistēmai normālas darbības laikā (normālos apstākļos dzeramajā ūdenī esošais mikroorganismu skaits ir 10^4 – 10^6 šūnas/ml), ar monitoringa mērījumiem var veiksmīgi identificēt anomālijas jeb novirzes no kopējo mikroorganismu skaita un to pieaugumu. Lai gan bieži vien mikroorganismu skaits dzeramajā ūdenī ir niecīgs ($<10^4$ šūnas/ml), šie mērījumi ļauj detektēt arī relatīvi zemu indikatororganismu koncentrāciju [17, 42]. Jaunākās tehnoloģijas un iekārtas piesārņojumu spēj detektēt ar relatīvi augstu precizitāti, tomēr vēl aizvien ir svarīgi veikt papildu pārbaudes, testus, tās pilnveidot un samazināt analīzēm vajadzīgo laiku [17, 42]. Šo tehnoloģiju pārbaudes pārbažu rezultāti bieži netiek atspoguļoti zinātniskajā literatūrā un publikācijās, turklāt par tiem pieejamā informācija produkta tirdzniecības un reklāmas nolūkos ir neprecīza (piemēram, tiek uzrādīta zemāka mikroorganismu noteikšanas koncentrācija un īsāks laiks, nekā izmantojot konkrētās sistēmas, iespējams veikt šo uzdevumu) [42]. Šobrīd komerciāli pieejamas ir vismaz 12 tiešo mērījumu iekārtas. Šīs iekārtas pēc tajās pielietotajām tehnoloģijām var iedalīt trīs grupās: specifisku indikatororganismu identificēšana, izmantojot enzīmu aktivitātes mērījumus; kopējo mikroorganismu skaita izmaiņu noteikšana un indikatororganismu identificēšana, izmantojot mikroskopijas paņēmienus; alternatīvas un daudzsološas metodes (piemēram, gaismas izkliede, ATF mērījumi) [42].

Šobrīd tiešo mērījumu metodes un tehnoloģijas nepietiekamo zināšanu un pārbažu dēļ nav pietiekami uzticamas, tādēļ tās nav iekļautas PVO rekomendācijās [85] un tuvākajos gados paredzams, ka ar tām nevarēs pilnībā aizstāt relatīvi uzticamākos standarta laboratoriskos izmeklējumus, piemēram, klasiskās kultivēšanas metodi [115]. Turpmākajos apakšparagrāfos tiks apskatītas visbiežāk izmantotās iekārtas no katras grupas un to darbības principi.

BACTcontrol (Coliguard)

BACTcontrol ir Austrijas uzņēmuma *Mb Online GmbH* izstrādāta un Nīderlandes uzņēmuma *MicroLan* uzlabota tehnoloģija *E. coli* detektēšanai dzeramajā ūdenī [30, 116]. Tehnoloģijas pamatā ir enzīmu aktivitātes fluorescences mērījumi, kas tiek saistīti ar *E. coli* skaitu dzeramā ūdens paraugos [17, 115]. Metodes pamatprincips balstās uz indikatororganismu spēju vielmaiņas procesos izmantot specifiskus enzīmus, ļaujot precīzi identificēt attiecīgos mikroorganismus [42]. Šobrīd iekārta ir pilnīgi automatizēta. Viena parauga apstrādei vajag no 2 līdz 4 stundām, kas ir relatīvi ātrāk, salīdzinot ar klasiskās kultivēšanas metodi. Turklāt šī sistēma ļauj noteikt 3 KVV/100 ml *E. coli* dzeramā ūdens paraugā [30]. Parauga apstrādei nepieciešamais laiks ir vairākas stundas un to nav iespējams samazināt, jo dzeramā ūdenī esošo indikatororganismu koncentrācija vairumā gadījumu ir relatīvi zema un, lai sensori spētu detektēt konkrētos mikroorganismus, ir nepieciešama to inkubācija [42]. Jaunāko ilgtermiņa pētījumu rezultāti liecina, ka metodes rezultātu korelācija

ar *E. coli* skaitu ūdenī ir relatīvi vāja. Tomēr metodē izmantotā enzīmu aktivitāte ir būtisks mērījums, kas spēj raksturot dzeramā ūdens kvalitāti un norādīt uz indikatororganismu klātbūtni paraugā [42, 115, 116]. Pašlaik tirgū ir pieejamas vismaz sešas iekārtas, kas strādā, izmantojot līdzīgu darbības principu. *BACTcontrol* cena ir apmēram 50 000 EUR [30]. Tās apkalpošana ir salīdzinoši dārga un sarežģīta, kas apgrūtina šo sistēmu (esošajā attīstības stadijā) plašāku lietošanu dzeramā ūdens kvalitātes monitoringā [42].

FlowCAM

FlowCAM monitoringa sistēmu ir izstrādājis ASV uzņēmums *Fluid Imaging Technologies Ltd*. Šīs tehnoloģijas pamatā ir augstas izšķirtspējas tiešsaistes attēlu uzņemšana un plūsmas citometrija [48]. Ūdens paraugam tekot cauri stikla šūnai, tiek uzņemts tā fotoattēls, kura palielinājums var būt līdz 200 reizēm, kas ļauj fiksēt no 3 μm līdz 1 mm lielas daļiņas. Šos fotoattēlus var uzņemt ar nepārtrauktu frekvenci līdz 20 attēliem/minūtē, kā arī automātiski reaģējot uz fluorescences pieaugumu paraugā [117]. Fotoattēlos fiksēto mikroorganismu skaits, lielums, garums, forma, sfēriskums, caurspīdība, krāsa, tilpums, kompakums tiek salīdzināts ar izveidotu datubāzi, kurā iekļauti visplašāk izmantotie mikroorganismi, un attiecīgi noteikta to piederība iepriekš definētām kategorijām un klasēm [48, 117]. Rezultātus, kas liecina par ūdens kvalitāti, var iegūt sešu minūšu laikā [117]. Šī tehnoloģija tiek plaši pārbaudīta, testēta un pilnveidota citās ar dzeramo ūdeni nesaistītās jomās, piemēram, attiecībā uz balasta un virszemes ūdeņiem, kur tiek analizēts mikroaļģu, biomasas un suspendēto daļiņu daudzums ūdens paraugos [117]. Metodes trūkums ir sistēmas nespēja atšķirt suspendētās daļiņas no indikatororganismiem, piemēram, *E. coli*, to mazā izmēra dēļ (*E. coli* lielums ir no 0,5 līdz 2,0 μm, un tas ir mazāks par iekārtas izšķirtspēju) [48]. Iekārtas cena – aptuveni 100 000 EUR, kas ir salīdzinoši augsta, šobrīd ir šķērslis tās plašākai izmantošanai ūdensapgādes sistēmās.

BioSentry

BioSentry ir ASV uzņēmuma *JMAR Technologies Ltd*. izstrādāta dzeramā ūdens mikrobioloģiskās kvalitātes tiešsaistes monitoringa tehnoloģija un komerciāli pieejama iekārta. *BioSentry* mūsdienās ir visplašāk analizētā un testētā tiešo mērījumu iekārta [20, 44, 48, 118]. Tehnoloģijas pamatā ir gaismas izkliedes mērījumi vairākos leņķos. Parauga analizēšanas laikā caur ūdens paraugu tiek virzīts lāzera stars, ūdenī esošajām suspendētajām daļiņām (mikroorganismiem, kompleksiem ķīmiskiem savienojumiem) šķērsojot šo gaismas staru, rodas unikāla gaismas izkliede. Katrai suspendētajai daļiņai veidojas unikāls gaismas izkliedes „pirkstu nospiedums” [17, 48]. Attiecīgi mērījumā iegūtā gaismas izkliede tiek salīdzināta ar informāciju datubāzē, kurā apkopoti dažādu patogēnu un indikatororganismu „pirkstu nospiedumi” [44, 48]. Parasti datubāzē ir iekļautas četras piesārņojuma klases: sporas, viensūņņi, *E. coli*, nezināmas suspendētas daļiņas [44, 118]. Rezultātu par ūdens kvalitāti var iegūt reālā laikā jeb tiešsaistes režīmā [17]. Eksperimentāli ir noskaidrots, ka *BioSentry* sensors spēj identificēt *E. coli* un noteikt ar 10^4 – 10^5 KVV/ml skaitu ūdenī, turklāt apstākļos, kad duļķainība ir 0,3 NTU [118]. Tomēr ūdenī ar zemāku piesārņojuma koncentrāciju sensors bieži var uzrādīt neprecīzus rezultātus. Šīs sistēmas minimālā *E. coli* detektēšanas robeža ir 10^3 KVV/ml [48, 119], kas ir krietni augstāka nekā noteikts dzeramā ūdens nekaitīguma prasībās [45]. *BioSentry*

sistēmā minimālā sporu koncentrācijas noteikšanas robeža ir 10^2 sporas/ml [44]. Kā sistēmas būtisku nepilnību var minēt faktu, ka reālos apstākļos dzeramā ūdens duļķainība bieži ir lielāka par 0,3 NTU, līdz ar to sensora iespējas noteikt un identificēt piesārņojumu ir limitētas [44, 107, 118]. Pēc jaunākajiem sistēmas pilnveidošanas testiem ir secināts, ka sensora jutība nav pietiekama, lai nodrošinātu drošu un kvalitatīvu ūdens piegādi patērētājiem, un tehnoloģija nav piemērota turpmākai izmantošanai [118]. *BioSentry* cena ir apmēram 40 000 EUR [17], bet šobrīd tehnoloģiju izstrādājušais uzņēmums ir slēgts un sistēma netiek pilnveidota [42].

1.3.3. Daudzsoļās alternatīvās mikrobioloģiskās metodes

Dzeramā ūdens mikrobioloģiskās kvalitātes izmeklējumiem plaši tiek izmantotas arī standarta laboratoriskās metodes. Līdz šim visizplatītākā ir indikatororganismu un heterotrofisko kultūru klasiskā kultivēšana, kas ir relatīvi laikietilpīga (vismaz 18 h) un darbietilpīga. Tā kā rezultātu iegūšanai vajadzīga vismaz viena diena, šādu metožu izmantošana palielina risku patērētāju veselībai [17, 41, 120]. Turklāt, izmantojot standarta klasiskās kultivēšanas metodes, ir iespējams kultivēt tikai mazu daļu no visiem ūdenī esošajiem mikroorganismiem ($< 1\%$ no kopējā mikroorganismu skaita paraugā), tāpēc rezultāti ir vairāk indikatīvi nekā daudzpusīgi un precīzi [98, 104, 105, 121]. Tādēļ, lai samazinātu mikrobioloģiskā piesārņojuma detektēšanas laiku līdz minimumam un palielinātu rezultātu precizitāti, jāpilnveido esošās un jāizstrādā jaunas, inovatīvas mikrobioloģisko izmeklējumu metodes un tehnoloģijas.

Alternatīvas metodes ar attiecīgām detektēšanas robežām un laiku, kas vajadzīgs rezultātu analīzei, apkopotas 1.4. tabulā. Tajā ir iekļautas tikai potenciāli automatizējamas metodes. Pilnīga vai daļēja metožu un tehnoloģiju automatizācija ir nepieciešama, lai šos risinājumus varētu iekļaut agrīnā brīdinājuma sistēmās [17]. Apkopojot 1.4. tabulā sniegto informāciju, var secināt, ka, izmantojot gaismas izkliedes un adenozintrifosfāta (ATF) luminiscences tehnoloģijas, salīdzinājumā ar citām attiecīgajām metodēm nepieciešams vismazākais analīzes laiks attiecīgi no 0 līdz 60 minūtēm gaismas izkliedes un 5 minūtes ATF luminiscences gadījumā. Tas nozīmē, ka to automatizācija ir salīdzinoši vienkārša un iespējama, turklāt daļēji automatizētas iekārtas prototipu veidā ir pieejamas tirgū [42, 43, 122], un šo metožu detektēšanas robežas ir salīdzinoši augstākas nekā citām salīdzinātajām tehnoloģijām, piemēram, enzīmu fluorescencei.

Lai lietotu vairumu minēto metožu, piemēram, enzīmu fluorescences, adenozintrifosfāta mērījumu un plūsmas citometrijas metodes, apstrādājot paraugu, jāpievieno reaģenti, tāpēc automatizācijas gadījumā iekārtas ir jāaprīko ar speciāliem reaģentu dozēšanas mezgliem, kas reālos apstākļos var būt problemātiski un sarežģīt metodes automatizāciju [42]. Optisko metožu priekšrocības ir tādas, ka nav nepieciešami speciāli reaģenti un rezultātu iegūšanai ir vajadzīgs relatīvi īss laiks. Tomēr šīm metodēm ir zema mikroorganismu izšķirtspēja un augsta viltus trauksmes izziņošanas varbūtība.

Imunoloģisko izmeklējumu vājā vieta slēpjas apstākļi, ka pirms mērījumiem vajadzīga relatīvi augsta mikroorganismu koncentrācija paraugā. Pētījumu rezultāti rāda, ka fluorescentās metodes ir visprecīzākās, tomēr arī laikietilpīgākās. Polimerāzes ķēdes reakcijas metode ir vissarežģītāk automatizējamā, tomēr ar to var noskaidrot precīzu kopējo un specifisko

mikroorganismu skaitu analizētajā paraugā ar relatīvi zemu mikroorganismu koncentrāciju [17].

1.4. tabula

Alternatīvas detektēšanas metodes dzeramajā ūdenī esošā mikrobioloģiskā piesārņojuma noteikšanai [17]

Metode	Analizētie parametri	Detektēšanas robeža	Analīzes laiks	Atsauce
Gaismas izkliede (plūsmas citometrija)	<i>Cryptosporidium</i>	1 oocistas/ml	60 min	[118, 123]
	<i>E. coli</i>	1000 KVV/ml	Tiešsaistē	
ATF luminiscence	Kopējais mikroorganismu skaits	200 KVV/ml	5 min	[124]
Imunoloģiskie izmeklējumi	<i>Bacillus anthracis</i>	100 000 KVV/ml	15 min	[27, 125]
	<i>Legionella pneumophila</i>	800 KVV/ml	180 min	
Reālā laika polimerāzes ķēdes reakcija (PĶR)	<i>E.coli, Enterococci</i>	15 KVV/100 ml	3 h	[126, 127]
	<i>Legionella pneumophila</i>	100 genomu kopiju skaits/ml	3 h	
Enzīmu fluorescence	<i>E. coli</i> , kopējās koliformas	50 KVV/ml	1 h	[128, 129]
Fluorescentā <i>in-situ</i> hibridizācija (FISH)	<i>E. coli</i>	100 KVV/ml	2 h	[130]
		10 KVV/100 ml	10 h	
Molekulāri imprintētie polimēri (MIPs)	<i>Bacillus</i>	nav specificēts	1 diena	[131]
Elektroķīmiskā luminiscence (EĶL)	<i>E. coli, Salmonella</i>	1000 šūnas/ml	1 h	[132]
Ramana spektroskopija	<i>E. coli</i>	1000 šūnas/ml		[133]
Krāsu saturoša mikrosfēra	<i>E. coli</i>	1000 šūnas/ml	1 h	[134]

Gaismas izkliedes metodes plaši tiek izmantotas plūsmas citometrijas iekārtās. Plūsmas citometra darbības pamatā ir lāzers, kura stars taisnā leņķī tiek raidīts cauri paraugam un, kad lāzera staru šķērso mazizmēra suspendētās daļiņas, analizēta tā gaismas izkliede [17]. Šī procesa laikā tiek uzskaitītas cauri paraugam plūstošās daļiņas. Šī metode dzeramā ūdens mikrobioloģisko paraugu analizēšanai zinātniskām vajadzībām tiek izmantota jau vairākus gadus [120, 135]. Papildinot gaismas izkliedes mērījumus ar dažādām paraugu fluorescentās krāsošanas tehnikām, ir iespējams iegūt ne tikai kvantitatīvu dzeramā ūdens parauga novērtējumu, bet arī identificēt dzeramajā ūdenī esošos mikroorganismus un noteikt to skaitu. Atšķirībā no klasiskajām kultivēšanas metodēm un imunoloģiskajiem izmeklējumiem ar gaismas izkliedes un fluorescences metodi var noteikt un kvantificēt arī dzīvotspējīgos, nekultivējamus un bojātos jeb mirušos mikroorganismus [136, 137]. Šī metode strauji attīstās, un ir radīti eksperimentālie otrās paaudzes (gaismas izkliedes un fluorescentās krāsošanas)

roboti, kas spēj veikt ilgtermiņa mikrobioloģiskos mērījumus tiešsaistes režīmā ar 15 minūšu intervālu. Būtiskākā šīs metodes priekšrocība ir tehnoloģijas spēja ātri reaģēt uz mikroorganismu skaita izmaiņām paraugā un detektēt anomālas izmaiņas [42], tādēļ jau šobrīd minētā metode ir iekļauta Šveices tiesību un normatīvajos aktos kopējā mikroorganismu šūnu skaita noteikšanai [86]. Ir veikti arī sekmīgi pētījumi par metodes pielietošanu dzeramā ūdens mikrobioloģiskās kvalitātes noteikšanai un dezinfekcijas efektivitātes novērtēšanai pēc cauruļvadu remonta un sekojošas dezinfekcijas. Pētījumā, aizstājot klasiskās kultivēšanas metodi ar plūsmas citometrijas metodi, cauruļvadu remonta un dzeramā ūdens nekaitīguma prasību vērtēšanas laiks un piegādes pārtraukuma ilgums ir samazināts par 24 stundām [138]. Tehnoloģijas trūkums ir salīdzinoši augstā minimālā detektēšanas robeža (vismaz 1 000 KVV/ml) [42]. Pašlaik pilnīgi automatizētu eksperimentālo iekārtu cena sasniedz 50 000 EUR, bet tuvākajos gados šādu iekārtu izmaksas varētu būtiski samazināties un kļūt plašāk pieejamas plašākai auditorijai [122].

Adenozīntrifosfāts (ATF) ir nukleotīds, kas atrodams jebkurā dzīvā šūnā. Tam ir būtiska nozīme dzīvo organismu vielmaiņā un šūnā notiekošajos metaboliskajos procesos [107]. ATF tiek saukts arī par šūnas „enerģijas valūtu” [139]. ATF luminiscences metodes pamatā ir ATF un leceriferāzes kompleksu reakcija, kuras laikā tiek emitēta un ar luminometru mērīta gaisma. Emitētās gaismas daudzums raksturo ATF daudzumu paraugā [140]. Būtiskas gaismas daudzuma izmaiņas paraugā var norādīt uz mikrobioloģisko parametru izmaiņām. ATF raksturo aptuveno biomasas daudzumu analizējamajā paraugā [17]. Tiek prognozēts plašs ATF mērījumu lietojums dzeramā ūdens pārbaudēs, jo šī metode ir relatīvi ātri un vienkārši lietojama [107]. Metodes trūkums ir nespēja atšķirt dažāda veida mikroorganismus, turklāt ārpus šūnām esošais ATF var sniegt nepatiesus rezultātus [17, 107]. Tomēr pēdējos gados dažāda veida pētījumos šīs metodes izmantošana ir palīdzējusi sasniegt precīzus un uzticamus rezultātus mērījumos, kas izdarīti dzeramā ūdens ūdensapgādes sistēmās [43, 141, 142]. Pašlaik ir komerciāli pieejamas pusautomātiskas ATF analizēšanas sistēmas, ar kurām paraugu var izanalizēt laikā no 5 līdz 30 minūtēm. Lai gan, lietojot šo metodi, paraugi iepriekš jā sagatavo, pēdējie uzlabojumi ļauj cerēt, ka tuvākajos gados tā tiks automatizēta [17, 43]. Pašlaik viens no komerciāli veiksmīgākajiem risinājumiem ir EZ-ATP® iekārta, kas paraugu spēj izanalizēt desmit minūtēs [42]. Diemžēl tā izmaksas bez specifiskas informācijas par iekārtas uzstādīšanas vietu nav iespējams uzzināt.

Imunoloģisko izmeklējumu metodes pamatā ir antigēnu – antivielu reakcija. Mikroorganismu nosaka, kad paraugā esošais specifiskais antigēna proteīns savienojas ar atbilstīgu antivielu [17]. Lielākā daļa indikatororganismu satur atbilstīgas antivielas, kas ļauj izmantot imunoloģiskās metodes šo mikroorganismu identificēšanai dzeramā ūdens paraugos [42]. Piemēram, eksperimentāli pierādīts, ka iespējams 60 minūtēs noteikt 10^1 – 10^8 KKV/ml *E. coli* klātbūtni dzeramajā ūdenī [17]. Diemžēl, ja indikatororganismu skaits ir neliels, metodes izmantošanai ir nepieciešama mikroorganismu koncentrēšana līdz minimālai detektēšanas robežai, tātad pilnvērtīga monitoringa laikā paraugi pastāvīgi jākoncentrē, kas var būt darbietilpīgs process un paildzināt mikroorganismu noteikšanu [42].

Reālā laika polimerāzes ķēdes reakcija (PĶR) ir molekulāra metode, kuru lietojot tiek amplificēts noteikts DNS vai RNS fragments, ļaujot detektēt un kvantificēt izvēlēto

mērķorganismu dzeramā ūdens paraugā [17, 143]. Salīdzinot ar ATF un plūsmas citometrijas metodi, reālā laika PQR ir specifisku mikroorganismu noteikšanas metode un to nevar lietot visu dzeramajā ūdenī atrodamo baktēriju un mikroorganismu populāciju kvantificēšanai [107]. Dažāda veida specifisku PQR praimeru izmantošana ļauj dzeramā ūdens paraugā precīzi identificēt un kvantificēt tādu indikatororganismus kā *E. coli*, *Enterococci* un kopējās koliformas [42, 144], kā arī patogēnus no *Cryptosporidium* un *Helicobacter* ģints [42, 107, 145]. Dzeramā ūdens piesārņojumu, izmantojot PQR metodi, atkarībā no piesārņojuma veida var konstatēt 30 minūšu līdz 7 stundu laikā [107, 146]. Kaut gan uz PQR balstītās metodes ir dārgas, laikietilpīgas un sarežģītas, tās var daļēji automatizēt. Pirmā šāda tiešsaistes monitoringa iekārta *Rheonix* jau ir komerciāli pieejama. Tomēr par tās darbības precizitāti nav sniegta plašāka informācija [42]. Kopumā PQR lietošanas potenciāls tiešsaistes monitoringā ir ļoti augsts, bet, lai metodi automatizētu, nepieciešami turpmāki pētījumi un pilnveidojumi [39, 42, 107].

Fluorescentās *in-situ* hibridizācijas (FISH) metode apvieno šūnu identifikāciju un vizualizāciju to dabiskajā vidē. FISH metodes pamatā ir fluorescenti marķētas nukleīnskābju zondes piesaistīšanās gan ar specifiskām, gan universālām šūnu DNS vai RNS sekvencēm [17, 147], tāpēc ar FISH metodi var noteikt gan kopējo mikroorganismu skaitu, gan identificēt konkrētas ģintis vai sugas. FISH metode apvienojumā ar plūsmas citometriju jau šobrīd ir iekļauta pusautomātiskā iekārtā, kas spēj detektēt tādu indikatororganismus kā *E. coli* un *C. perfringens*. Lielākais metodes trūkums ir relatīvi augstās noteikšanas robežas mikroorganismu detektēšanai, līdz ar to nepieciešamā parauga koncentrēšana pirms tā apstrādes [17, 42].

Ramana spektrometrija un tās paveidi balstās uz monohromatiskas gaismas stara virzīšanu cauri ūdens paraugam un tā radītās neelastīgās gaismas izkliedes mērījumiem [17, 42]. Nukleīnskābes, proteīnus, lipīdus un ogļhidrātus saturošas molekulas rada specifisku Ramana spektru, kas ļauj uzzināt informāciju par šūnas struktūru un bioķīmiju. Ar šo ļoti jutīgo metodi var gan identificēt, gan kvantificēt specifiskus mikroorganismus [20, 39, 42] un atšķirt dzīvos mikroorganismus no nedzīvajiem [39]. Metodes priekšrocība – lai to lietotu nevajag dārgus reaģentus [42], bet pirms mērījumiem jāizdara mikroorganismu pirmsapstrāde un imobilizācija [42]. Metode ļauj ātri noteikt dzeramā ūdens mikrobioloģisko sastāvu, turklāt nepieciešams relatīvi ļoti mazs parauga tilpums (< 1 ml) [17, 42, 148]. Atsevišķi metodes paveidi ļauj analizēt arī dzeramā ūdens ķīmisko sastāvu un noteikt, piemēram, farmaceitisko savienojumu klātbūtni paraugā. Tomēr minimālais ķīmisko savienojumu detektēšanas līmenis, ko var sasniegt, izmantojot minēto metodi, ir augstāks par atļauto koncentrāciju dzeramajā ūdenī, līdz ar to šajā attīstības stadijā metode neatbilst šādu izmeklējumu veikšanai [149]. Diemžēl līdz šim neviens no Ramana spektrometrijas veidiem un tehnoloģiskajiem risinājumiem nav bijis pilnīgi automatizēts, turklāt, lai tos varētu uzstādīt ūdensapgādes sistēmās, ir būtiski jāsamazina iekārtas, ko izmanto metodes īstenošanai [39, 149]. Līdz šim iekārtu, kurās izmantotas Ramana spektrometrijas metodes, izmaksas ir ļoti augstas [39, 148].

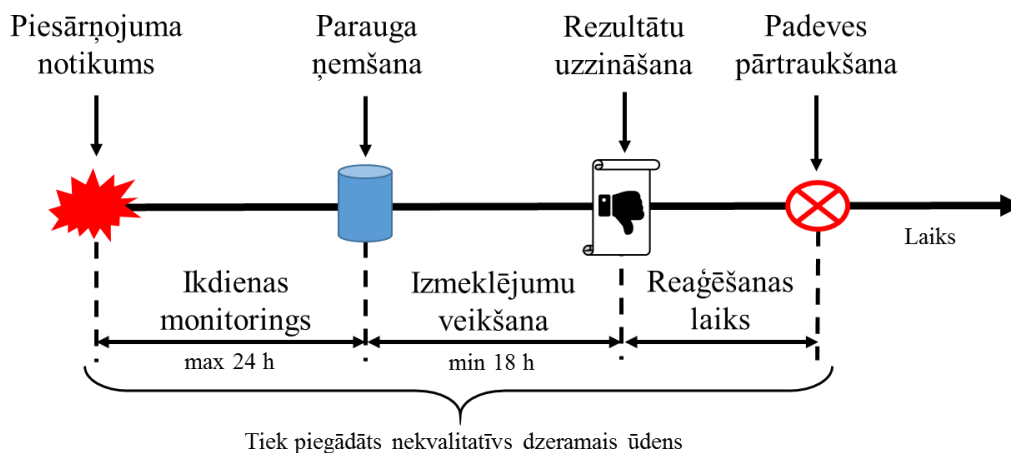
Noslēgumā jāatzīmē, ka, lai arī cik attīstītas nebūtu mikrobioloģiskās un molekulārās metodes mikroorganismu identificēšanai dzeramā ūdens paraugos, reālos apstākļos tās nenodrošina pilnīgi uzticamus rezultātus un bieži vien nespēj pilnvērtīgi darboties reālās automatizētajās dzeramā ūdens monitoringa sistēmās. Piemēram, paaugstināta duļķainība

dzeramajā ūdenī rada problēmas optisko metožu izmantošanā un paraugu precīzā analizēšanā. Apskatītās alternatīvās metodes to lielā potenciāla un sniegto priekšrocību dēļ jāturpina testēt un pilnveidot reālos apstākļos dzeramā ūdens ūdensapgādes sistēmās [17, 20, 42], neraugoties uz to, ka šādas metožu un sensoru pārbaudes var ilgt vairākus gadus vai pat gadu desmitus [42].

1.3.4. Likumdošana par dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitoringu

Tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitorings kā obligāts kvalitātes uzturēšanas un pārbaudes mehānisms nav iekļauts tiesību aktos, bet ir ietverts vairāku valstu un institūciju rekomendācijās par dzeramā ūdens kvalitāti. Piemēram, ikdienas monitoringam Austrālijā ir ieteikts tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitorings, īpaši ūdensapgādes sistēmu kritiskajos punktos (ļoti piesārņotās vietās un vietās, kur ir liels piesārņojuma risks). Parametri, kas jāuzrauga tiešsaistes režīmā, ir atkarīgi no konkrētās ūdensapgādes sistēmas. Lielākoties tie ir netiešie mērījumi, kas ir vienkārši un nodrošina iespēju ātri reaģēt. Tiešsaistes monitoringa sistēmas ir ieteicams aprīkot ar trauksmes izziņošanas funkciju jeb pilnveidot tās kā agrīnā brīdinājuma sistēmas [46]. Līdzīga veida rekomendācijas par tiešsaistes mērījumiem ikdienas monitoringa uzlabošanai ir iekļautas PVO vadlīnijās [45, 85] un vadlīnijās Kanādas provincēm [150]. ES dzeramā ūdens tiešsaistes monitoringu pakārtoti iesaka izmantot, ieviešot ūdens drošuma plānu īstenošanas mehānismus [89]. Tomēr diskusijas pēc tiesību aktu maiņas ES virzās uz to, ka nākamajā direktīvā par ūdens kvalitāti tiks iekļautas rekomendācijas par tiešsaistes sensoru un sistēmu izmantošanu ikdienas monitoringā [88]. Šobrīd tiešsaistes monitoringu brīvprātīgi plaši izmanto attīstītākajās ES valstīs, lai nodrošinātu ikdienas monitoringu un nepārtrauktu dzeramā ūdens kvalitātes uzraudzību [42]. Visplašāk izmantotie tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes netiešo mērījumu parametri ir elektrovadītspēja, pH, ORP, TOC, duļķainība un temperatūra [20, 23, 30, 111, 151]. Pašlaik tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitorings tiek uzskatīts par pārāk dārgu risinājumu, lai to kā obligātu iekļautu dzeramā ūdens nekaitīguma prasībās.

Dzeramā ūdensapgādes sistēmas piesārņojuma gadījuma piemērs un tā atklāšanai nepieciešamais laiks (1.2. att.), kas balstīts ES un Latvijā pastāvošajos tiesību aktos, nenodrošina laicīgu piesārņojuma konstatēšanu un potenciālā apdraudējuma novēršanu. Piemērā (1.2. att.) ņemts vērā, ka attiecīgajā ūdensapgādes uzņēmumā ir iekšējās kvalitātes monitoringa sistēma, kas paredz dzeramā ūdens paraugu ņemšanu vienreiz dienā, līdz ar to laiks no piesārņojuma brīža līdz parauga ņemšanai ir robežās no 0 līdz 24 stundām. Izmeklējuma veikšanai nepieciešamais laiks atbilst laikam, kas tiesību aktos paredzēts mikrobioloģisko indikatororganismu noteikšanai izmantoto metožu laikam. Savukārt reaģēšanas un dzeramā ūdens padeves pārtraukšanas laiks ir ļoti atkarīgs no ūdensapgādes uzņēmuma iespējām un konkrētā piesārņojuma gadījuma.



1.2. att. Dzeramā ūdens piesārņojuma gadījuma notikuma attīstības piemērs.

Veiksmīgas sakritības rezultātā dzeramā ūdens paraugs var tikt paņemts tieši pēc piesārņojuma notikuma, tādējādi netiek patērēts laiks no piesārņojuma notikuma līdz parauga ņemšanai jeb tas ir 0 stundas. Pilnvērtīgu dzeramā ūdens fizikāli – ķīmiskās un mikrobioloģiskās kvalitātes izvērtējumu var iegūt ne ātrāk par 18 (*E. coli* noteikšanai) vai 24 stundām (mikroorganismu koloniju veidojošo vienību vai kopējo koliformu noteikšanai) pēc paraugu analīžu sākuma [88], tāpēc, lietojot tiesību aktos paredzētās dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa metodes, piesārņojuma notikuma gadījumā patērētājiem vismaz 18 stundas var piegādāt nekaitīguma prasībām neatbilstīgu dzeramo ūdeni. Piemērs veidots salīdzinoši regulāram dzeramā ūdens kvalitātes monitoringam un piesārņojuma gadījuma epizodei. Praksē biežāk sastopami gadījumi, kad dzeramā ūdens kvalitāte tiek pārbaudīta daudz retāk nekā vienreiz dienā.

Minētais piemērs norāda uz mūsdienās tiesību aktos iekļautā dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa ūdensapgādes sistēmās trūkumiem, kā arī vajadzību pārskatīt tiesību aktus pasaules attīstītajās valstīs un uzlabot prasības dzeramā ūdens kvalitātes uzraudzībai un monitoringam. Viena no tajās iekļaujamajām prasībām būtu obligāts ikdienas dzeramā ūdens kvalitātes monitorings, kā arī rekomendācijas izmantot tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa sistēmas.

Alternatīvu mikrobioloģisko metožu, piemēram, plūsmas citometrijas, ATF luminiscences vai enzīmu fluorescences, iekļaušana tiesību aktos ļautu būtiski samazināt dzeramā ūdens mikrobioloģiskās kvalitātes vērtējumam vajadzīgo laiku, līdz ar to samazināt laiku, kad patērētājiem tiek piegādāts nekvalitatīvs dzeramais ūdens [41–43]. Vienīgā valsts, kur kāda no alternatīvās mikroorganismu detektēšanas metodēm – plūsmas citometrija – ir iekļauta oficiāli pielietojamo metožu sarakstā, ir Šveice [86], kas var kalpot par labu piemēru, lai arī citās pasaules valstīs veiktu attiecīgas izmaiņas tiesību aktos.

2. AGRĪNĀ BRĪDINĀJUMA SISTĒMAS

Agrīnā brīdinājuma sistēmu (ABS) uzdevums ir tiešsaistē vai maksimāli bieži veikt automātiskus dzeramā ūdens kvalitātes mērījumus un ziņot par ūdens kvalitātes problēmām ūdensapgādes sistēmā. ABS apstrādā iegūtos rezultātus un nosaka, vai ūdens kvalitāte atbilst dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām un ir droša tā lietošanai uzturā. Gadījumos, kad ūdens kvalitāte neatbilst prasībām, sistēmas uzdevums ir izziņot trauksmi ūdensapgādes sistēmas uzturētājam un īpašniekam, lai tie veiktu atbilstošas darbības dzeramā ūdens kvalitātes uzlabošanai un brīdinātu patērētājus [30, 35, 38, 109, 152–155]. Ja ABS ir detektējusi piesārņojuma gadījumu, dzeramā ūdens kvalitāte tiek atkārtoti pārbaudīta, manuāli paņemot paraugus un veicot to analīzi. Kritiskākajās situācijās, balstoties uz ABS trauksmi un datiem, tiek pārtraukta ūdens padeve patērētājiem [30].

Kopš 2005. gada ABS gūst arvien plašāku popularitāti, jo ASV Dabas aizsardzības aģentūra (EPA) ABS noteica kā integrētas dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa, datu analīzes un interpretācijas sistēmas. Šādu sistēmu izmantošana paredzēta, lai aizsargātu sabiedrības veselību un mazinātu nevajadzīgu satraukumu [27]. Savukārt 2015. gadā Starptautiskā Standartizācijas organizācija (ISO) ABS principus iekļāva standartā ISO 24518:2015 [28], kas nosaka procedūras un aktivitātes, lai samazinātu risku ūdensapgādes uzņēmumos. Līdz ar to ASV, Singapūra, Austrālija, Izraēla un Eiropas valstis ir investējušas ievērojamus finanšu līdzekļus, lai izstrādātu krīzes situācijām piemērotas ABS. Piemēram, laika posmā no 2007. līdz 2013. gadam ES ir investējusi apmēram 180 miljonus eiro, lai izpētītu ABS spēju detektēt ķīmisku, bioloģisku un radioaktīvu piesārņojumu [30].

ABS izmantotos algoritmus un ūdens kvalitātes sensorus ļoti jūtami ietekmē katra konkrētā situācija, ūdensapgādes tīkla veids, sarežģītība, ūdens avota un dzeramā ūdens sagatavošanas kvalitāte [156]. Izstrādājot ABS, pirmais posms ir ļoti teorētisks [27], tāpēc katras ABS izveide un pielāgošana attiecīgajai ūdensapgādes sistēmai ir ļoti laikietilpīga un sarežģīta [27]. Faktori, kas jāņem vērā, izstrādājot ABS ir:

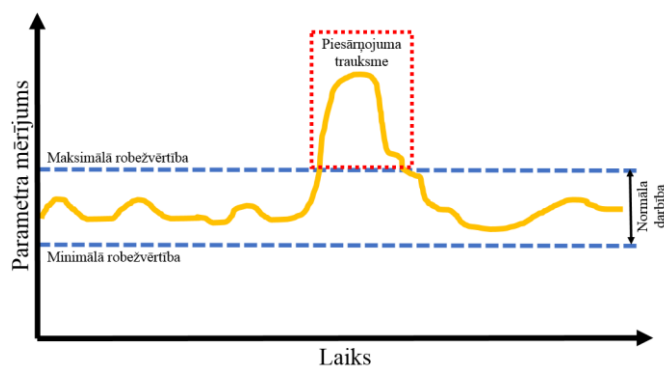
- dzeramā ūdens avots un ar to saistītais iespējamais piesārņojums;
- dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtu tehnoloģija un ar to saistītais iespējamais piesārņojums;
- ūdensapgādes tīkla sarežģītība – tīkla tips un sazarojumi;
- hidrauliskie apstākļi ūdensapgādes sistēmā – ieteicams hidrauliskais modelis;
- dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa vietu skaits un izvietojums ūdensapgādes tīklā;
- konkrētajā ūdensapgādes sistēmā iepriekš konstatēto piesārņojuma gadījumu un sūdzību analīze;
- potenciālā piesārņojuma veidu noteikšana un atbilstīgu sensoru noteikšana;
- piesārņojuma detektēšanas algoritma izvēle;
- operatīvās reaģēšanas plāna izstrāde piesārņojuma konstatēšanas un trauksmes gadījumā [27].

Izveidot unikālu un multifunkcionālu ABS, kas spētu darboties dažādās ūdensapgādes sistēmās, iztiekot bez sarežģītas pielāgošanas, ir liels izaicinājums [27], kura pamatā ir zinātniski pētījumi [20, 156]. Ideālai ABS ir jānodrošina šāda funkcijas un kvalitātes:

- īss piesārņojuma konstatācijas laiks;
- pietiekami plašs potenciāli konstatējamā piesārņojuma spektrs;
- pilnībā automatizēti ūdens kvalitātes mērījumi un analīzes;
- nelielas ekspluatācijas izmaksas;
- sistēmas apkalpošanai nav nepieciešamas ļoti specifiskas prasmes un zināšanas;
- integrēts piesārņojuma avota noteikšanas algoritms;
- augsta piesārņojuma detektēšanas jutība un nelielu piesārņojuma koncentrāciju detektēšana;
- minimāls viltus trauksmju skaits;
- attālinātas vadības iespēja;
- darbības nepārtrauktība [7, 27, 30, 154].

Tipiskākās ABS darbības problēmas, kas neļauj tām strādāt ideāli, ir saistītas ar katra ūdensapgādes tīkla unikalitāti. Ir ļoti sarežģīti noteikt atbilstīgāko sensoru uzstādīšanas vietu ūdensapgādes tīklā [157]. Turklāt ABS, ko izmanto piesārņojuma detektēšanai, ir augsta jutība, kas jāpielāgo katrai ūdensapgādes sistēmai, kā arī ABS jāapstrādā milzīgs un neviendabīgs datu apjoms. Svarīgs ir ABS izvietojums apdzīvotā vietā un ar to saistītā datu pārraides signālu kvalitāte un šifrēšanas nepieciešamība. ABS uzstādīšanu sarežģī arī tas, ka darbinieki jāapmāca izmantot piesārņojuma detektēšanas algoritmu un katrai ūdensapgādes sistēmai jāsagatavo datubāzes [156].

Tirgū ir virkne ABS, kas ir komercializētas un tiek uzstādītas dzeramā ūdens apgādes sistēmās. Tajās iekļautie piesārņojuma detektēšanas algoritmi lielākoties balstās uz viena sensora mērījumu novirzi, kas ir lielāka par iepriekš noteikto robežvērtību, ievērojot „normas” principu (2.1. att.). Tādējādi tiek radīti daudzi viltus trauksmju ziņojumi. Šis visbiežāk izmantotais piesārņojuma detektēšanas princips ietver minimālās un maksimālās parametra robežvērtības iestatīšanu, kas atbilst dzeramā ūdens kvalitātei parastos sistēmas darbības apstākļos. Nepārtrauktu mērījumu laikā katrs mērījums tiek salīdzināts ar šīm iepriekš iestatītajām robežvērtībām. Ja izmērītās parametru vērtības ir lielākas vai mazākas par iestatītajām robežvērtībām, tiek izziņota trauksme [48, 113, 155].

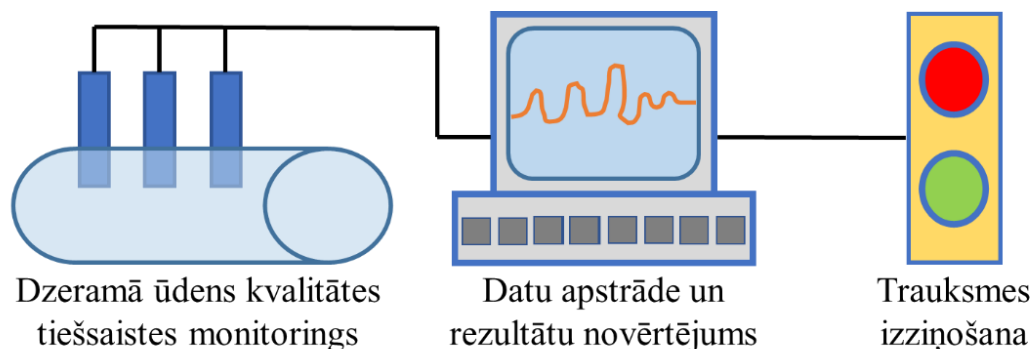


2.1. att. Trauksmes izziņošanas princips.

Pētījumi, kuros analizēta piecu plaši izplatītu un komerciāli pieejamu ABS (*Sandia National Laboratories „CANARY”, OptiWater Ltd. „OptiEDS”, s::can messtechnik GmbH „ana::tool”, Whitewater Security Ltd. „BlueBox”, un Hach Lange Ltd. „Event Monitor”*) piesārņojuma klasifikācijas precizitāte, simulējot 96 piesārņojuma gadījumus, norāda, ka piesārņojumu detektēšanas jutīgums ir 0,82. Tas atbilst varbūtībai, ka 82 % piesārņojuma gadījumu tiks detektēti. Eksperimentos iegūtās dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņas rezultējušās vidēji 0,01–0,76 viltus trauksmes ziņojumos diennaktī [36, 151], kas satrauc ūdensapgādes operatoru, jo regulāri jānoskaidro to cēlonis, turklāt mazinās ABS uzticamību [119, 151]. Ideālas, tehniski izstrādātas un praktiski lietojamas sistēmas vēl aizvien neeksistē, tāpēc jāveic pētījumi, lai izveidotu sistēmas, kas ir maksimāli tuvu ideālām un ar augstu precizitāti detektētu dzeramā ūdens sistēmu piesārņojumu [27, 30, 48].

2.1. Agrīnā brīdinājuma sistēmu uzbūve

Efektīvas agrīnā brīdinājuma sistēmas pamatā ir precīza un uzticama dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitoringa tehnoloģija (sensori, datu pārraide, noturīga kalibrācija, vienkārša apkope un uzturēšana), ātrs un salīdzinoši nelielu skaitļošanas resursu ietilpīgs datu apstrādes algoritms, datu interpretācijas modulis un trauksmes izziņošanas modulis (2.2. att.) [154, 158]. Agrīnā brīdinājuma sistēmas tiek izmantotas ne tikai ūdensapgādes sistēmās, bet arī, lai prognozētu cunami, viesuļvētras, zemestrīces un brīdinātu iedzīvotājus, kā arī uzlabotu satiksmes drošību, prognozētu mehānisku ražošanas mezglu darbības traucējumus un bojājumus un brīdinātu par tiem [155, 156].



2.2. att. Agrīnās brīdinājuma sistēmas uzbūve un darbības pamatprincips.

Visi trīs ABS pamatelementi ir vienlīdz svarīgi. Lai identificētu parametrus, ko nepieciešams tiešsaistē monitorēt, jāanalizē potenciālie piesārņojuma cēloņi un veidi, kā arī jāveic eksperimentālas pārbaudes to detektēšanai. Dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitoringa sensorus var izvietot dažādās tiem speciāli paredzētās ūdensapgādes tīkla vietās ar tiešu pieslēgumu cauruļvadam vai speciāli izveidotām plūsmas šūnām. Turklāt, lai nodrošinātu maksimāli ilgu darbību bez apkopes, tie var būt aprīkoti ar paškalibrēšanas un pašattīrīšanas mehānismiem. [113].

Tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa laikā rodas relatīvi liels datu apjoms [20, 113], kas var sasniegt pat vienu vai vairākus terabaitus [156], kas savukārt, lai interpretētu datus

un noteiktu ūdens kvalitāti, jāapstrādā ar īpašiem datu apstrādes un rezultātu novērtējuma algoritmiem. Datu apstrādi un novērtējumu ir ieteicams veikt automātiski, lai izslēgtu cilvēciskas kļūdas un emocionālus lēmumus. Lielais datu apjoms ir izaicinājums ABS, tādēļ tiek meklēti maksimāli vienkārši, bet precīzi piesārņojuma detektēšanas algoritmi, kam nav nepieciešami lieli skaitļošanas resursi [7, 23, 155, 156, 159]. Balstoties uz datu apstrādes un rezultātu novērtējumu, pārbaudītā ūdens kvalitāte tiek klasificēta, kā „tīrs” vai „piesārņots” dzeramais ūdens. Ūdens klasifikācijas “tīrs” rezultātā ūdensapgādes sistēmā tiek nodrošināts dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām atbilstīgs ūdens, līdz ar to visi ūdensapgādes sistēmas elementi darbojas pareizi. Turpretī, ja ūdens klasificēts kā „piesārņots”, ūdensapgādes sistēmā esošā ūdens sastāvs neatbilst nekaitīguma prasībām. Šādā gadījumā ūdensapgādes sistēmas operatoram tiek izziņota trauksme, kas norāda uz problēmām viena vai vairāku ūdensapgādes sistēmas elementu darbībā.

2.2. Agrīnā brīdinājuma sistēmās iekļautie dzeramā ūdens kvalitātes parametri

ABS tiek izmantotas vairāku parametru dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitoringa sistēmas, kurās tiek uzstādīti vispārīgu dzeramā ūdens kvalitāti raksturojošu parametru sensori [27], visbiežāk tie ir fizikāli – ķīmiskie parametri, kas netieši raksturo dzeramā ūdens kvalitātes atkāpes no nekaitīguma prasībām.

Komerciāli pieejamajās ABS iekļautie dzeramā ūdens parametri apkopoti 2.1. tabulā. Visbiežāk sastopamie un izmantotie pamata parametri ir hlora koncentrācija, pH, elektrovadītspēja un temperatūra [113]. Papildus šiem parametriem sistēmu komplektācijā tiek iekļauti oksidēšanās – reducēšanās potenciāla, duļķainības, kopējā organiskā oglekļa un izšķīdušā skābekļa parametri [27]. Par dzeramā ūdens piesārņojuma detektēšanai piemērotākajiem parametriem tiek uzskatīti paliekošais hlors, ORP, pH, EVS, temperatūra, TOC un ultravioletā absorbcija (UV – 254) [23, 113].

Katra monitorētā parametra mērījumu izmaiņas var liecināt par piesārņojumu vai tā veidu. Piemēram, paliekošā hlora koncentrācijas samazināšanās norāda uz ķīmisku vai mikrobioloģisku piesārņojumu. Ķīmiska piesārņojuma gadījumā var tikt ietekmēta ūdens pH vērtība; tās izmaiņu amplitūda ir atkarīga no ūdens bufera kapacitātes. Elektrovadītspējas palielināšanās var liecināt par ķīmisku vai bioloģisku piesārņojumu, tomēr ievērojamas tās izmaiņas var konstatēt tikai relatīvi liela piesārņojuma gadījumā. Straujas temperatūras izmaiņas var norādīt uz gruntsūdeņu intrūziju vai starpsavienojumiem ar citām inženierkomunikācijām. UV-254 izmaiņas liecina par organisko savienojumu koncentrācijas izmaiņām ūdenī, kas norāda uz iespējamo organisko vielu intrūziju sistēmā. Kopējā organiskā oglekļa koncentrācijas palielināšanās dzeramajā ūdenī var norādīt gan uz ķīmisku, gan bioloģisku piesārņojumu, bet paaugstināta kopējā organiskā oglekļa koncentrācija ūdenī var radīt mikroorganismu augšanai labvēlīgu vidi [113]. Līdz šim veikto pētījumu rezultāti liecina, ka visdažādākās izcelsmes un tipa piesārņojumu visveiksmīgāk var konstatēt ar elektrovadītspējas, kopējā organiskā oglekļa, brīvā hlora, hlorīdu jonu un oksidācijas – redukcijas potenciāla sensoriem [110].

2.1. tabula

Agrīnā brīdinājuma sistēmās iekļautie ūdens kvalitātes parametri [23, 27, 30, 107, 111]

Sistēmas ražotājs	Sistēmas nosaukums	Sistēmā iekļautie dzeramā ūdens kvalitātes parametri													
		pH	EVS	T	ORP	Cl-kop.	Cl-pal.	Cl-brīv.	NTU	TOC	krāsainība	KSV	DO	ḲSP	UV-254 joni
<i>DKK-TOA Corporation</i> (Japāna)	DKK-TOA, MWB4-70	x	x	x			x		x		x				
<i>ENDETEC™ Global Water Sensor Platform of Veolia Water Technologies</i> (Kanāda)	KAPTA™ 3000-AC4		x	x		x									
<i>TPS ltd.</i> (Austrālija)	TPS, 90FL-T	x	x	x	x				x			x	x		
<i>Libelium Comunicaciones Distribuidas S.L</i> (Spānija)	Wasp Mote Smart water	x	x	x	x				x				x		x
<i>Hach Company</i> (ASV)	Guardian Blue	x	x	x		x			x	x					
<i>S:can Messtechnik GmbH</i> (Austrija)	micro::station	x	x	x	x	x					x	x		x	x
<i>Analytical Technology Inc.</i> (ASV)	Q45WQ	x	x	x	x			x	x			x	x		
<i>Zaps Technologies</i> (ASV)	<i>LiquID</i>			x		x			x	x		x		x	x

EVS – elektrovadītspēja, T – temperatūra, ORP – oksidēšanās – reducēšanas potenciāls, Cl-kop. – kopējā hlora koncentrācija, Cl-pal. – paliekošā hlora koncentrācija, Cl-brīv. – brīvā hlora koncentrācija, NTU – duļķainība, TOC – kopējais organiskais ogleklis, KSV – kopējo suspendēto vielu koncentrācija, DO – izšķīdušā skābekļa koncentrācija, ḲSP – ķīmiskais skābekļa patēriņš, UV-254 – ultravioletā absorbcija, joni – dažādu ķīmisko elementu jonu koncentrācija, piemēram, dzelzs vai alumīnijs.

Šī gadsimta sākumā piecas ASV pašvaldības (Sinsinati, Sanfrancisko, Ņujorka, Filadelfija un Dalasa), kas iesaistījušās ASV Ūdens Drošības iniciatīvā, savās ūdensapgādes sistēmās ir uzstādījušas ABS. Tajās ir iekļauti pH, duļķainības, temperatūras, elektrovadītspējas, TOC un hlora noteikšanas sensori. Šie parametri tika izvēlēti, balstoties uz attiecīgo sensoru ilgtspējīgu darbību [20]. Šis projekts tiek uzskatīts par ABS ieviešanas pilotprojektu ASV, līdz ar to tajā iekļautie ūdens kvalitātes parametri ir rūpīgi atlasīti un ir būtiski pilnvērtīgas ABS darbības nodrošināšanai.

Dzeramā ūdens kvalitātes tiešsaistes monitoringa sistēmās un ABS tiešie dzeramā ūdens kvalitātes parametru sensori tiek iekļauti reti, jo tiem ir nepieciešama regulārāka un rūpīgāka apkope un kalibrācija. Tomēr tiešo un bioloģisko sensoru iekļaušana var uzlabot piesārņojuma detektēšanas un klasifikācijas precizitāti, tādēļ ir svarīgi veikt zinātniskus un eksperimentālus pētījumus ABS piesārņojuma detektēšanas algoritmu uzlabošanai un tiešo dzeramā ūdens kvalitātes parametru sensoru pilnveidošanai un iekļaušanai ABS. Šāda veida uzlabojumi ļautu samazināt gan neatbilstīgas kvalitātes dzeramā ūdens piegādes risku, gan arī iespējamos draudus patērētāju veselībai.

2.3. Piesārņojuma detektēšanas algoritmi

Lai automātiski apstrādātu mērījumu rezultātus un novērtētu dzeramā ūdens kvalitāti, jālieto matemātiski algoritmi [155]. Parasti tie satur matemātiskas funkcijas, kas apvieno visu attiecīgajā ABS izmantoto netiešo sensoru mērījumus. Plaši tiek izmantotas piecu līdz astoņu sensoru kombinācijas [26], kuru mērījumu rezultātus nepieciešams apvienot un interpretēt. Agrīnās brīdināšanas sistēmas piesārņojuma klasifikācijas precizitāte ir atkarīga no tajā iestrādātā piesārņojuma detektēšanas algoritma, kas var būt balstīts gan uz varbūtības teoriju, gan statistisko analīzi, gan mākslīgo intelektu [10, 35, 156, 160, 161]. Lai gan ir veikti relatīvi daudzi pētījumi par piesārņojuma detektēšanas algoritmiem un to precizitāti [35, 156, 160], daudzi no tiem joprojām nav pilnīgi un tiem ir vairāki trūkumi. Visbiežāk sastopamie algoritmu trūkumi:

- liels viltus pozitīvo un viltus negatīvo trauksmju īpatsvars, veicot mērījumus reālos apstākļos;
- lai iegūtu tiešsaistes rezultātus, vajadzīgi lieli skaitļošanas resursi, kas nav praktiski;
- lai „apmācītu algoritmu” nepieciešams liels dzeramā ūdens kvalitāti raksturojošu datu apjoms;
- sarežģītos apstākļos tie nespēj iegūt vienotu un visaptverošu rezultātu jeb viennozīmīgu dzeramā ūdens kvalitātes novērtējumu [38].

Jaunākajos pētījumos tiek iekļauti ne tikai piesārņojuma detektēšanas, bet arī piesārņojuma tipa klasificēšanas algoritmi. Izmantojot šādus uzlabotus algoritmus, ir iespējams ne tikai detektēt piesārņojuma gadījumu, bet arī identificēt iespējamo piesārņojuma tipu un avotu [25, 37, 161].

Turpmākajās apakšnodaļās ir īsi aprakstītas piesārņojuma detektēšanas metodes un to darbības pamatprincipi, kā arī salīdzināta to darbības precizitāte un piesārņojuma detektēšanas varbūtība. Salīdzinājums ir veikts, pamatojoties uz citu zinātnieku iepriekš veikto un publiskoto pētījumu rezultātiem.

2.3.1. Piesārņojuma detektēšanas algoritmu darbības novērtēšana

Piesārņojuma detektēšanas algoritmu precizitāte norāda uz tā spēju identificēt jeb automātiski klasificēt „tīru” un „piesārņotu” ūdeni [162]. Matemātiski to precizitāte tiek pārbaudīta, izmantojot ROC (*receiver operating characteristic*) līkņu metodi un vērtējot patiesi pozitīvo rezultātu (ja ūdenī ir piesārņojums un tas tiek detektēts), patiesi negatīvo rezultātu (ja ūdenī nav piesārņojuma un algoritma rezultāts ir „tīrs ūdens”), viltus pozitīvo rezultātu (ja ūdenī nav piesārņojuma, bet algoritma izmantošanas rezultāts ir „piesārņots ūdens”) un viltus negatīvo rezultātu (ja ūdenī ir piesārņojums, bet algoritma rezultāts ir „tīrs ūdens”) attiecību [25, 35, 38, 163] (2.3. att.).

		Faktiskā ūdens kvalitāte	
		Tīrs ūdens	Piesārņots ūdens
Algoritma noteiktā ūdens kvalitāte	Tīrs ūdens	Patiesi negatīvs rezultāts (TN)	Viltus negatīvs rezultāts (FN)
	Piesārņots ūdens	Viltus pozitīvs rezultāts (FP)	Patiesi pozitīvs rezultāts (TP)

2.3. att. Piesārņojuma detektēšanas algoritma izmantošanas rezultātu iespējamā atbilstība faktiskajai dzeramā ūdens kvalitātei.

Šī metode tiek izmantota, lai vērtētu dažādu diagnostikas testu un statistisko modeļu precizitāti [164]. Piesārņojuma detektēšanas algoritma piesārņojuma detektēšanas varbūtību jeb piesārņojuma detektēšanas jutīgumu aprēķina, izmantojot vienādojumu (2.1). Šis rezultāts pēc būtības norāda uz to, cik liela ir iespēja noteikt dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumu [35]. Rezultāts nenorāda uz kopējo algoritma darbības precizitāti, bet raksturo tā piesārņojuma detektēšanas spēju. Piesārņojuma detektēšanas jutīgums ir robežās no 0 līdz 1. Ja tā vērtība 1, tad algoritms ir maksimāli jutīgs, un piesārņojums tiek detektēts visos gadījumos. Savukārt, ja vērtība ir 0, tad piesārņojuma gadījums netiek detektēts [26, 164].

$$PD = \frac{TP}{TP + FN}, \quad (2.1)$$

kur PD – piesārņojuma detektēšanas jutīgums;

TP – patiesi pozitīvo rezultātu skaits;

FN – viltus negatīvo rezultātu skaits.

Viltus trauksmes līmeņa, kas norāda uz nepatiesu algoritma rezultātu varbūtību, aprēķināšanai tiek izmantots vienādojums (2.2) (jo līmenis ir tuvāks nullei, jo algoritms darbojas precīzāk) [26].

$$FAR = \frac{FP}{FP + TN}, \quad (2.2)$$

kur FAR – viltus trauksmes līmenis;

FP – viltus pozitīvo rezultātu skaits;

TN – patiesi negatīvo rezultātu skaits.

Piesārņojuma klasificēšanas precizitāti aprēķina atbilstīgi vienādojumam (2.3) [165], kas norāda uz algoritma spēju pareizi klasificēt veiktos mērījumus, nosakot „tīru” vai „piesārņotu” ūdeni sistēmā. Šis rezultāts raksturo algoritma kopējo darbības precizitāti (jo klasificēšanas precizitāte ir tuvāk vērtībai 1, jo algoritms darbojas precīzāk).

$$P = \frac{(TN + TP)}{(TN + TP + FN + FP)}, \quad (2.3)$$

kur P – klasificēšanas precizitāte;

TP – patiesi pozitīvo rezultātu skaits;

FN – viltus negatīvo rezultātu skaits;

FP – viltus pozitīvo rezultātu skaits;

TN – patiesi negatīvo rezultātu skaits.

2.3.2. Dzeramā ūdens piesārņojuma detektēšanai izmantotie algoritmi

Zinātniskajās publikācijās ir aprakstīti piesārņojuma detektēšanas algoritmi, kas balstīti uz dažādiem matemātiskiem pieņēmumiem un aprēķiniem. Turpmāk šajā apakšnodaļā apskatīti un analizēti līdz šim visbiežāk un padziļināti pētītie un pielietotie piesārņojuma detektēšanas algoritmi. Dzeramā ūdens piesārņojuma gadījuma detektēšanas un klasifikācijas metožu salīdzinājumā iekļauti Eiklīda attāluma, lineāro prognožu filtru, Pīrsona korelācijas Eiklīda attālumu, kanonisko korelāciju analīzes, minimālo elipsoīdu klasifikācijas, mākslīgo neironu tīklu vairāku mainīgo laika rindu, mākslīgo neironu tīklu dinamisko robežvērtību shēmas, CANARY agrīnās brīdināšanas sistēmas, atbalsta vektoru mašīnu, Mahalanobisa attāluma un paplašinātās Dempstera-Šafera metodes algoritmi. Apskatīto piesārņojuma detektēšanas algoritmu darbības precizitātes rezultātu salīdzinājums ir veikts šī darba 4.1. apakšnodaļā.

Vairāku mainīgo Eiklīda attālumu algoritms (VEA)

Lietojot šo metodi, tiek apskatītas dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņas, salīdzinot divus sekojošus attālumus vairāku mainīgo telpā, ko nosaka signāli no kvalitātes monitoringa sensoriem [35]. Piemēram, četru dimensiju telpa var tikt definēta ar standartizētām (2.4) (tīra ūdens) parametru vērtībām atbilstīgi pH, hlora, EVS un ORP koncentrācijai. Datu standartizācija ir nepieciešama, lai ar dažādiem sensoriem, dažādās mērvienībās un dažādās skalās veiktos mērījumus būtu iespējams salīdzināt. Vidējās un standartnovirzes vērtības tiek noteiktas, ņemot vērā iepriekšējos mērījumus laika periodā ar ilgumu T_Z . Brīdī, kad tiek veikti jauni mērījumi, laika periods pārvietojas par vienu soli uz priekšu. Lai atšķirtu „tīra” un „piesārņota” ūdens gadījumus, tiek noteikts Eiklīda attālums starp standartizētu vairāku mainīgo vērtību konkrētajā nolasījuma brīdī un vidējām standartizētajām parametru vērtībām iepriekšējos laika soļos T_Z (2.5). To daudzums ir atkarīgs no skaitļošanas iespējām un ūdens kvalitātes izmaiņām. Laika soļu skaits vidējo parametru vērtību atrašanai visbiežāk ir robežās 15–150 [35, 166].

$$Z(t) = \frac{X(t) - \mu}{\sigma}, \quad (2.4)$$

kur $Z(t)$ – standartizēta nolasījuma vērtība;

$X(t)$ – parametra nolasījuma vērtība;

μ – vidējā parametra nolasījuma vērtība;

σ – nolasījumu vērtību standartnovirze.

Algoritms detektē ūdens piesārņojumu, ja Eiklīda attālums δ ir lielāks par pieļaujamo un algoritmā ievadīto robežvērtību δ_c . Algoritmā netiek apskatīts katrs mērījums, bet gan mērījumu kopa konkrētajā mērījumu veikšanas laika solī, kur visi parametri ir apvienoti vienā nolasījumā, tātad tiek aprēķināts viens klasifikācijas rezultāts [162, 166].

$$\delta = \sqrt{\sum_{j=1}^n [Z(t)_j - Z(m)_j]^2} - \sqrt{\sum_{j=1}^n [Z(t-1)_j - Z(m)_j]^2}, \quad (2.5)$$

kur δ – Eiklīda attālums;

$Z(t)_j$ – j-tā ūdens parametra vērtība konkrētajā laika solī;

$Z(m)_j$ – vidējā j-tā ūdens parametra vērtība iepriekšējos laika soļos.

Lineāro prognožu filtru algoritms (LPF)

Lineārās prognozes tiek aprēķinātas (2.6), pamatojoties uz iepriekšējos laika soļos veiktajiem mērījumiem un prognozējot parametra vērtību kā lineāru iepriekšējo mērījumu turpinājumu. Lai pielietotu šo metodi, ir nepieciešams veikt mērījumu standartizāciju standartizācija atbilstīgi vienādojumam (2.4) [35, 162, 166].

$$Z^*(t) = -\sum_{i=1}^{P_{LPF}} a_i \times Z(P_{LPF} - i), \quad (2.6)$$

kur $Z^*(t)$ – prognozētā ūdens kvalitātes parametra vērtība;

$Z(P_{LPF}-i)$ – iepriekšējos laika soļos izmērītās ūdens kvalitātes parametru vērtības;

P_{LPF} – prognozēšanas filtra polinoma kārtā;

a_i – prognozēšanas koeficients.

Lai detektētu piesārņojumu, tiek salīdzināta prognozētā ūdens kvalitātes parametra vērtība ar izmērīto vērtību (2.7). Katram ūdens kvalitātes parametram tiek aprēķināta starpība δ_{LPF} , pēc tam tiek aprēķināta vidējā nolasījuma laika soļa starpība δ_{LPF} , kas tiek salīdzināta ar robežvērtību δ^*_{LPF} . Ja nolasījumā iegūtā vidējā starpība ir lielāka par iestatīto robežvērtību, tad tiek izziņota trauksme [35, 162].

$$\delta_{LPF}(t) = Z^*(t) - Z(t), \quad (2.7)$$

kur δ_{LPF} – starpība starp prognozēto un faktisko dzeramā ūdens kvalitātes parametra vērtību;

$Z^*(t)$ – prognozētā dzeramā ūdens kvalitātes parametra vērtība;

$Z(t)$ – parametra nolasījuma vērtība.

Pīrsona korelācijas Eiklīda attāluma algoritms (PE)

Algoritma pamatā ir trīs soļi: Pīrsona korelācijas koeficientu, korelācijas indikatoru un Eiklīda attāluma aprēķins. Pirmais solis ir atrast Pīrsona korelācijas koeficientus katrai no iespējamajām parametru pāru kombinācijām (2.8).

$$r_{XY} = \frac{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{X})(y_i - \bar{Y})}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (x_i - \bar{X})^2} \times \sqrt{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{Y})^2}}, \quad (2.8)$$

kur r_{XY} – Pīrsona korelācijas koeficients;
 x_i – konkrētā parametra x nolasījuma vērtība;
 y_i – konkrētā parametra y nolasījuma vērtība;
 $\bar{Y}$ – matemātiskā cerība;
 n – izmantoto laika soļu T_z skaits;

Izmantojamo laika soļu T_z skaits ir atkarīgs no iepriekšējo datu apjoma un skaitļošanas iespējām. Metodē tiek izmantots dinamisks laika logs, veicot jaunu nolasījumu laika logā esošās vecākās vērtības pirms T_z laika soļiem, tiek izņemtas no aprēķiniem, savukārt tajā tiek ievietota pēdējā nomērītā vērtība [26, 35, 109, 163].

Otrais solis ir korelācijas indikatoru aprēķins, kas pamatojas uz to, ka r_{XY} vērtība ir robežās no -1 līdz 1. Ja šī vērtība tuvojas nullei, tad tiek uzskatīts, ka korelācija starp attiecīgajiem parametriem ir vāja. Korelācijas indikators C_{XY} tiek izmantots, lai noteiktu vai divi vektori ir radniecīgi. C_{XY} vērtība ir 0 vai 1, kas tiek atrasta atbilstīgi sakarībai (2.9). C^* ir iepriekš izvēlēta korelācijas koeficienta robežvērtība [26, 35, 109, 163].

$$\begin{cases} C_{XY} = 0 & \text{ja } |r_{XY}| < C^* \text{ vai } X = Y \\ C_{XY} = 1 & \text{ja } C^* \leq |r_{XY}| \leq 1 \end{cases}, \quad (2.9)$$

Trešais solis ir Eiklīda attālumu aprēķināšana, kas tiek aprēķināta starp korelācijas indikatoru vektoru un to sākumpunktiem (2.10).

$$D_{PE} = \sqrt{\sum_{k=1}^m [V_k - O]^2}, \quad (2.10)$$

kur D_{PE} – Eiklīda distance;
 V_k – korelācijas indikatoru vektors;
 O – sākumpunkts;
 m – parametru skaits korelācijas indikatoru vektorā.

Korelācijas indikatoru vektors tiek konstruēts, balstoties uz to, ka S sensoru skaita gadījumā ir iespējams izveidot $S \times S$ matricu, kas satur korelācijas indikatorus, no korelācijas indikatoriem, kas atrodas virs diagonāles tiek konstruēts korelācijas indikatoru vektors V . Trauksme tiek izziņota, ja aprēķinātais Eiklīda attālums D_{PE} ir lielāks par iepriekš iestatīto robežvērtību D_{PE}^* [26, 35, 109].

Kanoniskās korelācijas analīzes algoritms (KKA)

Kanoniskās korelācijas analīzes algoritms ir standarta rīks, lai veiktu vairāku parametru statistisko analīzi, atrodot un kvantificējot korelāciju starp divām datu kopām [167, 168]. Algoritma pamatā ir divu datu kopu iespējamā radniecīguma maksimizēšana, izmantojot mazdimensiju projekcijas un pieņemot, ka $X(X \in R^p)$ un $Y(Y \in R^q)$ ir divas nejaušu mainīgo datu kopas. KKA ir balstīta uz nejaušu mainīgo $a^T X$ un $b^T Y$ lineārām kombinācijām. Algoritms meklē vektorus a un b tā, lai attiecība starp diviem indeksiem $a^T X$ un $b^T Y$ būtu kvantificējama interpretējamā veidā. Precīzāk, tiek meklētas a un b projekcijas, kas maksimizē korelāciju $p(a,$

$b) = \rho a^T X b^T Y$ starp diviem indeksiem [161]. Lai padziļināti izpētītu korelāciju $\rho(a, b)$, starp divām projekcijām, tiek pieņemts, ka izpildās vienādojums (2.11) un līdz ar to vienādojums (2.12).

$$\begin{bmatrix} X \\ Y \end{bmatrix} \square \left(\begin{bmatrix} \mu \\ v \end{bmatrix}, \begin{bmatrix} \Sigma_{XX} & \Sigma_{XY} \\ \Sigma_{YX} & \Sigma_{YY} \end{bmatrix} \right), \quad (2.11)$$

$$\rho(a, b) = \frac{a^T \times \sum_{XY} b}{\left(a^T \times \sum_{XX} a \right)^{1/2} \times \left(b^T \times \sum_{YY} b \right)^{1/2}}, \quad (2.12)$$

Tādēļ $\rho(ca, b) = \rho(a, b)$ visos $c \in R^+$. Tādējādi $\rho(a, b)$ maksimums ir atrodams ar vienādojumu (2.13).

$$\max_{a, b} = a^T \times \sum_{YY} b, \quad (2.13)$$

Ievērojot, ka mainīgo a un b datu kopu summas ir vienādas ar 1, mainīgo K var definēt ar vienādojumu (2.14).

$$\max_{a, b} = a^T \times \sum_{YY} b, \quad (2.14)$$

$N_1 = KK^T$ un $N_2 = K^T K$ ir viena īpašvērtība. $\lambda_1 \geq \lambda_2 \geq \dots \lambda_k (i=1, 2, \dots, k)$ ir nenulles N_1 un N_2 īpašvērtības. Vērtības $\rho_i = \lambda_i^{1/2}$ tiek sauktas par kanoniskās korelācijas koeficientiem, tās ir robežās no -1 līdz 1. Ja ρ_1 ir tuvu nullei, tad korelācija starp X un Y tiek uzskatīta par vāju. Algoritms izziņo trauksmi, ja šis korelācijas koeficients ir mazāks par iepriekš uzstādīto robežvērtību [161, 167]. Izmantojot algoritmu dzeramā ūdens kvalitātes monitoringam, ir iespējams grupēt sensoru kopas dažādās datu kopās, lai atrastu precīzāko piesārņojuma detektēšanas veidu, piemēram, astoņu sensoru datus ir iespējams grupēt divās grupās un veidot divas datu kopas, kurām pēc nolasījumu veikšanas katrā laika solī tiek veikta KKA un noteikts, vai ūdens ir „tīrs” vai „piesārņots” [161]. Tātad, ja fiksēti netipiskas dzeramā ūdens kvalitātes raksturlielumi, tiek ziņots par potenciāli piesārņota ūdens klātbūtni ūdensapgādes sistēmā.

Minimālā tilpuma elipsoīdu klasifikācijas algoritms (MEK)

Metode ietver divus modulāros elementus. Pirmais elements ir minimālā tilpuma elipsoīdu klasifikators, kas mērījumus apvieno vektoros un iekļauj elipsoīdā. Otrs elements ir sekvenču analīze, kas apstrādā iepriekš no minimālā tilpuma elipsoīdu klasifikatora iegūtos bināros rezultātus, lai detektētu piesārņojuma gadījumus [37, 169, 170]. Ar minimālā tilpuma elipsoīdu metodi iespējams atrast minimālo slēgtas virsmas tilpumu, kas ietver vektoru grupas jeb mērījumu rezultātus. Ja tiek veikti nepārtraukti mērījumi, tad datu apjoms nemitīgi pieaug un palielinās vektoru skaits elipsoīdā [37, 170].

Elipsoīds tiek konstruēts atbilstīgi vienādojumam (2.15), savukārt minimālā elipsoīda problēma var tikt izteikta ar vienādojumu (2.16), kas atbilst vienkāršotai izliektu virsmu optimizēšanas problēmai [171]. Minimālā tilpuma elipsoīds ietver 95 % no datu kopā esošajiem

vektoriem, tādējādi tiek samazināts elipsoīda tilpums un paaugstināta algoritma jutība [37, 170].

$$(x - c)^T \times A \times (x - c) = 1, \quad (2.15)$$

kur x – ūdens parametru nolasījumu vektors;

c – elipsoīda centra koordināšu vektors;

A – elipses vienādojumu koeficientu matrica.

$$(P_i - c)^T \times A \times (P_i - c) \leq 1 \quad \forall i, \quad (2.16)$$

kur P_i – mērījumu vektors, kuram ir jābūt ietvertam elipsoīdā;

c – elipsoīda centra koordināšu vektors;

A – elipses vienādojumu koeficientu matrica.

Mērījumi, kas tiek klasificēti elipsoīda iekšpusē, tiek novērtēti kā normāli mērījumi un apzīmēti ar 0, savukārt tie, kas atrodas ārpus elipsoīda, tiek klasificēti kā novirzes un apzīmēti ar 1. Tādējādi tiek iegūti bināri dati, kas apraksta ūdens kvalitāti. Lai izziņotu trauksmi, šie dati tiek apstrādāti ar sekvenču analīzes algoritmu, kur katra sekvenču tiek veidota no sešos sekojošos laika soļos veiktiem mērījumiem un to binārajiem rezultātiem. Sekvenču analīze tiek balstīta uz noviržu proporcijas lielumu sekvenču ar 75 % svara koeficientu un noviržu sekojošu atkārtotamību ar 25 % svara koeficientu summu. Ja šī summa ir lielāka par iestatīto robežvērtību, tiek izziņota trauksme [37, 170].

Mākslīgo neironu tīklu vairāku mainīgo laika rindu algoritms (MNTVM)

Mākslīgo neironu tīklu vairāku mainīgo laika rindu algoritms ir balstīts uz vairāku neatkarīgi mainīgo datiem, kas tiek iegūti dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa laikā. Pirmkārt, dati tiek izmantoti, lai „trenētu” mākslīgo neironu tīklu. Otrkārt, dati tiek izmantoti, lai pārbaudītu šī tīkla spēju detektēt piesārņojumu dzeramā ūdens sistēmā.

Sākotnēji algoritmā tiek izveidots mākslīgo neironu tīkls, kas tiek „trenēts”, lai apstrādātu dzeramā ūdens kvalitātes mērījumu datus un modelētu to savstarpējās attiecības un saistības. Tīkla uzbūvei tiek lietota daudzslāņu preceptronu arhitektūra, izmantojot atpakaļ soļa algoritmu, lai mazinātu tīkla prognozēto parametru kļūdu [160, 172]. Matemātiskais mākslīgo neironu tīklu modelis ir aprakstīts vienādojumā (2.17).

$$f_k(x; w) = \varphi_0 \left[w_0 + \sum_j w_{jk} \varphi(w_{0j} + \sum_i w_{ij} x_i) \right], \quad (2.17)$$

kur φ_0 – aktivitātes funkcija;

w_0 – sliekšņa koeficients

w_{0j} – sliekšņa koeficients;

w_{jk} – svaru koeficients;

w_{ij} – svaru koeficients;

φ – aktivitātes funkcija;

$f_k(x; w)$ – funkcija, lai noskaidrotu mērķa vērtību y .

Mākslīgo neironu tīkla modelis ir konstruēts katram ūdens kvalitātes parametram ar ievades vektoru, kas satur laika sēriju mērījumu datus un mērķa parametru atbilstīgi vienādojumam (2.18) [160].

$$\hat{x}_i(t) = f(x_1(t), \dots, x_{i-1}(t), x_i(t-1), x_{i+1}(t), \dots, x_n(t)), \quad (2.18)$$

kur $x_i(t)$ – izmērītie dzeramā ūdens kvalitātes parametri laika solī t ;

$\hat{x}_i(t)$ – prognozētie dzeramā ūdens kvalitātes parametri laika solī t ;

$f(\bullet)$ – mākslīgā neironu tīkla definētā funkcija.

Šajā algoritmā secīgi tiek atrasta starpība starp prognozētajām ūdens kvalitātes parametru vērtībām $\hat{x}_i(t)$ un faktiski nomērītajām ūdens kvalitātes parametru vērtībām $x_i(t)$. Ja starpība ir lielāka par ievadīto robežvērtību, tad attiecīgais nolasījums tiek definēts kā novirze. Lai izziņotu trauksmi, tiek aprēķina potenciālā piesārņojuma gadījuma iestāšanās varbūtība. Tās aprēķins tiek balstīts uz Bajesa likumu un visu sistēmā iekļauto parametru mērījumiem. Ja sinhronizētā vairāku sensoru varbūtība ir lielāka par iestatīto robežvērtību, tad tiek izziņota trauksme [160, 163].

Mākslīgo neironu tīklu dinamisko robežvērtību shēmas algoritms (MNTDR)

Mākslīgo neironu tīklu dinamisko robežvērtību shēmas algoritms tiek balstīts uz mākslīgo neironu tīklu arhitektūru, kas aprakstīta vienādojumos (2.17. un 2.18). Atšķirībā no MNTVM algoritma šajā algoritmā izmanto dinamisko robežvērtību modeli ūdens kvalitātes parametru mērījumu un prognožu noviržu noteikšanai. Dinamiskās robežvērtības ir atkarīgas no pieciem parametriem: slīdošā laika rāmja izmēra, pozitīvās un negatīvās robežvērtības, pozitīvā un negatīvā filtra. Dinamiskās robežvērtības noteikšanai tiek izmantota ģenētiskā algoritma optimizēšana [163]. Tāpat kā ar MNTVM algoritmu, arī ar šo algoritms aprēķina potenciālā piesārņojuma iestāšanās varbūtību, izmantojot Bajesa likumu. Secīgi sinhronizējot vairāku sensoru mērījumu datu apstrādes rezultātus un piesārņojuma iestāšanās varbūtības, tiek izziņota trauksme.

CANARY agrinās brīdināšanas sistēmas algoritms

Pasaulē ir izstrādātas vairākas dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa un piesārņojuma detektēšanas programmatūras, bet *Sandia* Nacionālās laboratorijas (ASV) un EPA izstrādātā programmatūra *CANARY* ir visplašāk pazīstama [155, 159, 160]. Vairāki zinātnieki ir salīdzinājuši savu piesārņojuma detektēšanas algoritmu precizitāti tieši ar *CANARY* [10, 37, 160, 170]. Programmatūrā ir iekļauts lineāro prognožu filtra (LPF) algoritms, kas aprakstīts ar vienādojumiem (2.6 un 2.7), kas izdara prognozi par katra parametra turpmāko vērtību un salīdzina ar faktiski izmērīto parametra vērtību. Pirms datu apstrādes ir nepieciešama mērījumu standartizācija atbilstīgi vienādojumam (2.4) [159]. Ja prognozētā un izmērītā parametra starpība ir lielāka par iestatīto robežvērtību, nolasījums tiek uzskatīts par novirzi un tiek veikta piesārņojuma gadījuma iestāšanās varbūtības noteikšana. Varbūtība tiek noteikta ar binomu gadījumu diskriminatora funkciju. Ar šo funkciju analizē nolasījumu rezultātus iepriekšējos laika soļos, konstatējot piesārņojuma varbūtību. Ja varbūtība ir augstāka par iestatīto varbūtības robežvērtību, tiek izziņota trauksme [10, 155, 159].

Atbalsta vektoru mašīnu algoritms (AVM)

Atbalsta vektoru mašīnu algoritmi tiek izmantoti dažāda veida un lietojuma klasifikācijas problēmu risināšanai. To klasiskajā formā tiek izmantota klasifikācija divās klasēs – binārā klasifikācija [10, 173]. Līdz ar to šīs mašīnas var izmantot, lai noteiktu dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumus un atšķirtu „tīra” un „piesārņota” ūdens gadījumus [10]. Algoritmu veido divi elementi. AVM izmanto, lai klasificētu novirzes no normāliem rezultātiem un veiktu binārās sekvenču analīzi, ar kuru dažādus parametrus apvieno viena laika nolasījuma rezultātā. Ja binārās sekvenču analīzes rezultāts ir lielāks nekā iepriekš uzstādītā robežvērtība, tad tiek izziņota trauksme. Šajā algoritmā tiek pieņemts, ka piesārņojuma gadījumi var radīt novirzes gan pozitīvā, gan negatīvā virzienā. Lai matemātiski aprakstītu un konstatētu abu veidu novirzes, par kodola funkciju (*kernel functions*) tiek izmantota Gausa radiālā bāzes funkcija (2.19) [10, 173].

$$K(X_i, X_j) = \text{Exp} \left(\frac{\|X_i - X_j\|^2}{2} \right), \quad (2.19)$$

kur x_i – klasificētais vektors;

x_j – atbalsta vektors.

Lai līdzsvarotu datu kopu, atbalsta vektoriem tiek piešķirts svara koeficients, kas ietver datu kopas nevienādabību un laika aizturi, tādējādi tiek formulēta ar AVM risināmā problēma (2.20) [10].

$$\underset{W, b, S_i \geq 0}{\text{Minimizēt}} \left[\frac{1}{2} \|W\|^2 + C \sum_{i=1}^n M_i S_i \right], \quad (2.20)$$

kur W – vektors pret hiperplakni;

C – klasifikatora parametrs;

S_i – mainīgie parametri;

M_i – atbalsta vektoram piešķirtais svars;

n – vektoru skaits.

Trauksmi izziņo, pamatojoties uz noviržu skaitu, atkārtotāmību un proporciju attiecīgajā laika solī. Trauksme tiek izziņota, kad attiecīgajā laika solī aprēķinātā sekvenču varbūtības pakāpe ir lielāka par tās iestatīto robežvērtību [10].

Mahalanobisa attāluma algoritms (MA)

Mahalanobisa attāluma algoritms tiek balstīts uz klasteru analīzi. Tā pēc savas būtības ir datu kopa, balstoties uz tās līdzību ar citām datu kopām, notiek grupēšana vairākās klasēs. Datu kopu līdzību var raksturot dažādi, bet visbiežāk tā tiek raksturota ar attālumu starp tām. Šajā algoritmā, lai noteiktu šo datu kopu līdzību, tiek izmantots Mahalanobisa attālums, kas ir bezdimensiju lielums, kas ir relatīva vērtība un apraksta objektu attālumu līdz kādam kopējam punktam telpā (2.21) [174, 175]. No Eiklīda attāluma tas atšķiras ar to, ka tiek ņemta vērā arī datu korelācija. Ūdens kvalitātes mērījumi, kas tiek veikti katrā laika solī, tiek apvienoti vienā

tos raksturojošā parametrā. Tos definē kā objektu, vairākus līdzīgus objektus var definēt kā klasi, piemēram „tīra” ūdens klase un „piesārņota” ūdens klase (2.3. att.) [25].

Izmantojot Mahalanobisa attāluma metodi, šis objektu raksturojošais parametrs ir vektors n -dimensiju telpā, ja n ir ūdens kvalitātes mērījumu parametru skaits.

$$D_M(p, q) = \sqrt{(p - q)^T \times S^{-1} \times (p - q)}, \quad (2.21)$$

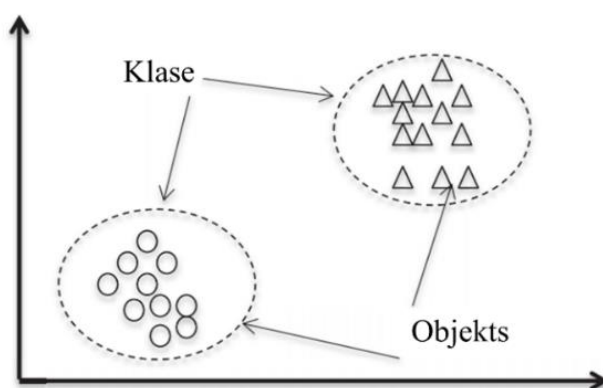
kur $D_M(p, q)$ – Mahalanobisa attālums starp diviem vektoriem;

p – vektors n -dimensiju telpā;

q – vektors n -dimensiju telpā;

S – kovariāciju matrica vektoram y ;

T – transponēšanas funkcija.



2.3. att. Shematiskais klasteru analīzes attēlojums [25].

Lai konstruētu piesārņojuma detektēšanas algoritmu, balstoties uz iepriekš veiktiem dzeramā ūdens kvalitātes mērījumiem, ir nepieciešams veidot klases „tīram” un „piesārņotam” ūdenim. Metode balstās uz klasteru veidošanas teoriju, ko var izmantot ne tikai divu, bet arī vairāku klašu veidošanai un identificēšanai [176]. Tādējādi vienādojumu (2.21) ir iespējams pielāgot piesārņojuma detektēšanai atbilstīgi vienādojumam (2.22), iekļaujot tajā dažādas klases raksturojošos vektorus. Attiecīgi tiek salīdzinātas iegūtās Mahalanobisa distances līdz katrai no klasēm, un mērījums tiek identificēts kā „tīra” ūdens vai piesārņojuma gadījums. Ūdens kvalitātes parametru nolasījumiem ir dažādu kārtu skaitliskās vērtības un mērvienības, kas rada to neviennozīmīgu ietekmi uz Mahalanobisa attālumu, tādēļ pirms vektoru sastādīšanas jāveic mērījumu rezultātu normalizācija. To veic salīdzinot, mērījumu nolasījumu ar katra parametra bāzes vērtībām atbilstīgi vienādojumam (2.23). Ja tiek identificēts piesārņojums, tad tiek izziņota trauksme [25].

$$D_M(p, c) = \sqrt{(p - \mu_c)^T \times S^{-1} \times (p - \mu_c)}, \quad (2.22)$$

kur $D_M(p, c)$ – Mahalanobisa attālums starp mērījuma vektoru un definēto klasi;

p – mērījumu vektors n -dimensiju telpā;

μ_c – definētas klases vidējo parametru vērtību vektors n -dimensiju telpā;

S – kovariāciju matrica vektoram y ;

T – transponēšanas funkcija.

$$RB = \frac{R_x}{B_x}, \quad (2.23)$$

kur RB – vektora konstruēšanā izmantojamā mērījuma vērtība;
 R_x – dzeramā ūdens kvalitātes parametra mērījuma nolasījums;
 B_x – dzeramā ūdens kvalitātes parametra bāzes vērtība, vidējā klases “tīrs ūdens” attiecīgā parametra vērtība.

Balstoties uz to, ka dažādiem dzeramā ūdens piesārņojuma veidiem var izveidot tos raksturojošos klašu vektorus, šo algoritmu var izmantot ne tikai piesārņojuma gadījuma konstatēšanai, bet arī tā izraisītā piesārņojuma veida klasificēšanai un potenciālo piesārņojuma avotu identifikācijai [25].

Paplašinātā Dempstera - Šafera metode (DSM)

Šī metode tiek saukta arī par liecības teoriju. Tā ir alternatīva tradicionālajai varbūtības teorijai, lai reprezentētu matemātisko nenoteiktību. Šīs teorijas ietvaros tiek apskatītas nejaušas datu kopas, kurās, definējot zināšanas, var modelēt arī „nezināšanu” [177, 178]. Tādējādi, zinot to, ka dzeramā ūdens kvalitāte atbilst nekaitīguma prasībām, var modelēt piesārņota ūdens kvalitāti [38]. DSM metodes pamatā ir pamata varbūtības noteikšanas, pārliecības un ticamības funkcijas [177]. Lai DSM metodi izmantotu piesārņojuma detektēšanas algoritmā, tā tiek paplašināta ar vairākiem soļiem: ūdens kvalitātes mērījumu nolasīšana, kvalitātes mērījumu datu apstrāde, iespējamo ūdens kvalitātes parametru prognozēšana, būtiskāko ūdens kvalitātes parametru atrašana, DSM liecības trauksmes izvērtēšana, trauksmes izziņošana [38].

3. DZERAMĀ ŪDENS KVALITĀTES MONITORINGS UN PIESĀRŅOJUMA DETEKTĒŠANA PILOTA MĒROGA ŪDENSAPGĀDES SISTĒMĀ

Lai izvērtētu dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņas dažādu piesārņojuma scenāriju gadījumā, kā arī noteiktu automātiskā piesārņojuma detektēšanas algoritma spēju konstatēt piesārņojumu dzeramajā ūdenī, tika veiktas eksperimentu sērijas pilota mēroga ūdensapgādes sistēmā. Eksperimentu sēriju mērķis ir:

- principiāli pārbaudīt dzeramā ūdens kvalitātes parametru izmaiņas dažādos piesārņojuma gadījumos un noteikt atbilstīgākos parametrus piesārņojuma gadījumu detektēšanai;
- eksperimentāli pārbaudīt izvēlēto alternatīvo mikrobioloģisko metožu pielietojumu, detektējot piesārņojumu, un noteikt to ietekmi uz detektēšanas precizitāti;
- pārbaudīt piesārņojuma detektēšanas algoritma spēju automātiski detektēt piesārņojuma gadījumus.

Pārbaudot fizikāli – ķīmisko parametru izmaiņu un alternatīvo mikrobioloģisko metožu lietojumu, eksperimentu laikā ir izmantota paraugu ņemšanas un analīzes metode. Lai izslēgtu iespējamās problēmas, kas saistītas ar fizikāli – ķīmisko tiešsaistes sensoru darbību un datu pārraidi, piemēram, signālu traucējumiem un „trokšņiem”, tiešsaistes mērījumi netiek izmantoti, turklāt paraugi jāņem tāpēc, lai varētu izmantot mikrobioloģiskās metodes, jo šobrīd to automatizācijas līmenis un precizitāte nav atbilstoša tiešsaistes mērījumu veikšanai.

Izmantojot paraugu ņemšanu un analīzi, samazinās ar dzeramo ūdens kvalitāti tieši nesaistītas mērījumu kļūdas un uzlabots piesārņojuma detektēšanas algoritma teorētiskās darbības novērtējums [35, 109]. Turpmākajos pētījumos, izmantojot tiešsaistes sensorus un mērījumus, būtu nepieciešams izvērtēt attiecīgā algoritma darbību.

Balstoties uz iepriekš veikto literatūras analīzi un algoritmu novērtēšanas metodiku (2.3.1. apakšnodaļā), ir izvēlēts Mahalanobisa attāluma piesārņojuma detektēšanas algoritms (piesārņojuma detektēšanas algoritmi salīdzināti 4.1. apakšnodaļā). To izmantojot, no visiem analizētajiem algoritmiem ir iegūti labākie piesārņojuma detektēšanas rezultāti, turklāt to ir iespējams papildināt, lai atšķirtu dažādus piesārņojuma tipus. Kā potenciāli automatizējamas un daudzsoļīgākas alternatīvās mikrobioloģiskās izmeklējumu metodes ir izvēlētas plūsmas citometrija un ATF luminiscences mērījumi (metodes salīdzinātas un vērtētas 1.3.3. un 1.3.4. apakšnodaļā). Fizikāli – ķīmisko dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņu novērojumiem izvēlēti temperatūras, elektrovadītspējas, oksidēšanās – reducēšanās potenciāla, pH, duļķainības un kopējā organiskā oglekļa parametri (parametri salīdzināti un vērtēti 1.3.1. un 1.3.4. apakšnodaļā). Šo parametru mērījumiem var izmantot relatīvi vienkāršus un lētus sensorus, turklāt mērījumu rezultāti var salīdzinoši precīzi liecināt par dažādas izcelsmes netipiskiem apstākļiem ūdensapgādes sistēmās.

Eksperimentāli simulēti četri piesārņojuma gadījumu scenāriji (3.1. tabula): traucējumi dzeramā ūdens sagatavošanas iekārtu darbībā ar tiem sekojošu neattīrīta upes ūdens nokļūšanu sistēmā, cauruļvadu bojājumi ar tiem sekojošu gruntsūdeņu, notekūdeņu piesārņojuma intrūziju vai inženierkomunikāciju starpsavienojumu, patogēno baktēriju modeļa šķīduma ievadīšana

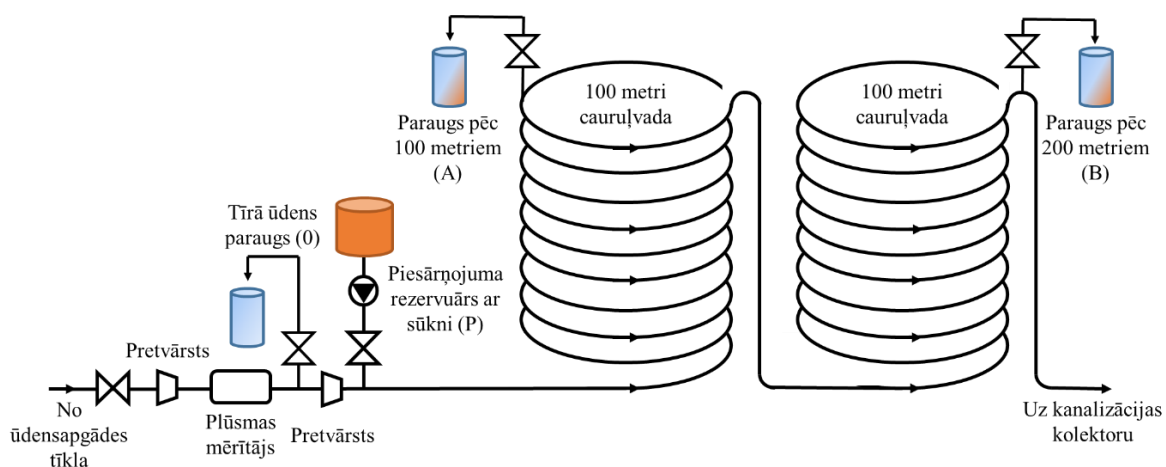
ūdensapgādes sistēmā. Patogēnā baktēriju modeļa piesārņojuma scenāriju var interpretēt arī kā apzinātu dzeramā ūdens apgādes piesārņojuma gadījumu. Scenāriji izvēlēti atbilstoši biežāk sastopamajām problēmām ūdensapgādes sistēmās, kas lielākoties var radīt mikrobioloģiska rakstura draudus patērētāju veselībai. Visos scenārijos pasliktinās dzeramā ūdens mikrobioloģiskā kvalitāte un iespējama patogēnu mikroorganismu klātbūtne.

3.1. Dzeramā ūdens piesārņojuma noteikšanas eksperimenti pilota mēroga ūdensapgādes sistēmā

Lai neapdraudētu patērētāju veselību un eksperimentus būtu iespējams veikt pēc iespējas kontrolētos, tomēr reālai ūdensapgādes sistēmai pietuvinātos apstākļos, piesārņojuma scenāriji tika simulēti pilota mēroga ūdensapgādes sistēmā. Līdzīga veida sistēmas ir izmantotas citu zinātnieku iepriekš veiktajos ūdensapgādes sistēmu piesārņojuma detektēšanas eksperimentos ASV, Lielbritānijā, Šveicē un citās valstīs [9, 24, 111].

3.1.1. Pilota mēroga ūdensapgādes sistēma

Lai īstenotu dažādus piesārņojuma simulācijas scenārijus, Rīgas Tehniskās universitātes Ūdens pētniecības laboratorijas telpās tika izveidota pilota mēroga ūdensapgādes sistēma (3.1. att.). Eksperimentiem ūdens tiek ņemts no Rīgas ūdensapgādes sistēmas, izmantojot tiešu pieslēgumu un pretvārstu, lai piesārņojums nenokļūtu centralizētajā ūdensapgādes sistēmā. Attiecīgajā centralizētās ūdensapgādes sistēmas punktā dzeramā ūdens piegādi nodrošina no apmēram 12 kilometru cauruļvada attālumā esošās virszemes ūdens sagatavošanas stacijas „Daugava”, ūdens uzturēšanas laiks cauruļvadā ir aptuveni 15 stundas [179]. Lai varētu novērot un uzturēt vienmērīgu ūdens plūsmu sistēmā, ir uzstādīts lodveida krāns un ultraskaņas plūsmas mērītājs (*FLOW 38, DN10, COMAC CAL s.r.o.*). Pilota mēroga ūdensapgādes sistēma konstruēta, izmantojot polivinilhlorīda (PVC) pārtikas klases cauruļvadu ar iekšējo diametru 25 mm un kopējo garumu 200 metri. Pārtikas klases cauruļvada materiāls izmantots tāpēc, lai nodrošinātu minimālu cauruļvada materiāla ietekmi uz eksperimenta rezultātiem. Kopējais sistēmas tilpums ir 98,2 litri.



3.1. att. Pilota mēroga ūdensapgādes sistēmas principiālā shēma.

Pilota mēroga ūdensapgādes sistēma ir aprīkota ar trīs paraugu ņemšanas vietām. Tīrā ūdens parauga ņemšanas vieta (0) ir izvietota pirms ūdens piesārņojuma ievadišanas punkta un paredzēta nepiesārņota Rīgas ūdensapgādes sistēmā esoša ūdens kvalitātes izmaiņu novērošanai. Tīrā ūdens parauga ņemšanas vieta no piesārņojuma ietekmes aizsargāta ar vienvirziena vārstu jeb pretvārstu. Sistēmā ir divas potenciāli piesārņota ūdens paraugu ņemšanas vietas pēc 100 metriem cauruļvada (A) un 200 metriem cauruļvada (B), kur tiek novērotas dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņas dažāda piesārņojuma gadījumā.

Lai sistēmā varētu simulēt piesārņojuma gadījumus, tā ir aprīkota ar piesārņojuma rezervuāru un piesārņojuma dozēšanas sūkni (P). Piesārņojuma dozēšanai tiek izmantots peristaltiskais sūknis ar regulējamu dozēšanas plūsmu *LongerPump BT-600-2 J*. Lai nodrošinātu dozēšanas sūkņa vienmērīgu darbību, sistēmā ir uzstādīts spiediena reduktors un tiek uzturēts 1 bar spiediens.

Eksperimentos piesārņotais dzeramais ūdens netiek uzskatīts par bīstamu, tāpēc pēc eksperimentu tas tiek novadīts Rīgas kanalizācijas kolektorā.

3.1.2. Dzeramā ūdens piesārņošanas eksperimenti un scenāriji

Dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumu simulēšanai tika izstrādāti četri scenāriji (3.1. tabula), kas saistīti ar netīšu vai tīšu dzeramā ūdens kvalitātes pasliktināšanos. Scenāriji tika izvēlēti, balstoties uz reālas ūdensapgādes sistēmas darbību un biežāk sastopamajām problēmām un darbības traucējumiem.

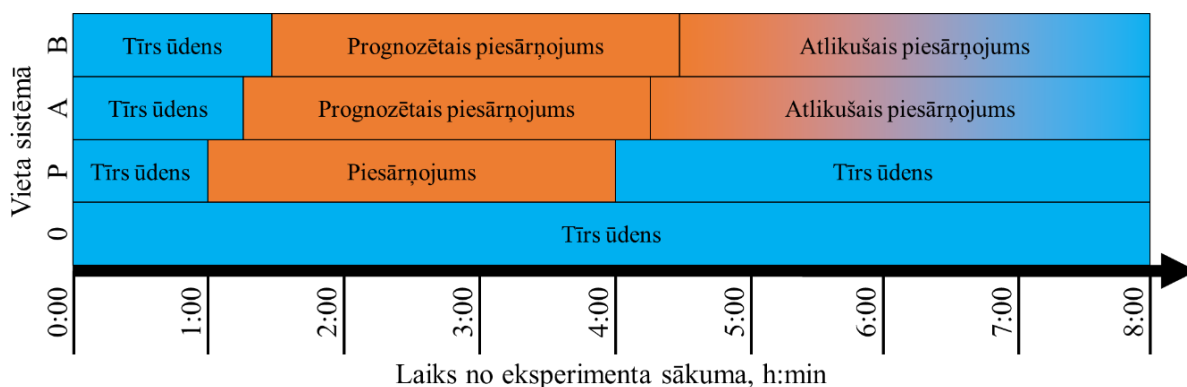
3.1. tabula

Dzeramā ūdens simulētie piesārņojuma gadījumu scenāriji

Nosaukums	Situācijas apraksts	Piesārņojuma parauga izcelsme	Parauga veids
Virszemes ūdens	Dzeramā ūdens sagatavošanas stacijā ir radušies darbības traucējumi, un neattīrīts ūdens no virszemes ūdens avota nonāk ūdensapgādes sistēmā.	Daugava, Balasta dambis 70, Rīga	Vides paraugs
Gruntsūdeņi	Noticis ūdensapgādes cauruļvada, kas ieguldīts 1 metru zem gruntsūdeņu līmeņa, plīsums ar atvēruma diametru 1,5 mm. Ūdensapgādes tīklā ir izveidojies vakuums un notiek gruntsūdeņu intrūzija.	Gruntsūdeņi no gruntsūdeņu pazemināšanas iekārtas, Ausekļa iela 1, Rīga	Vides paraugs
Notekūdeņi	Noticis ūdensapgādes cauruļvada, kas ieguldīts 1 metru zem gruntsūdeņu līmeņa, plīsums tiešā kanalizācijas kolektora tuvumā ar atvēruma diametru 1,5 mm. Ūdensapgādes tīklā ir izveidojies vakuums un notiek ar notekūdeņiem piesārņotu gruntsūdeņu intrūzija.	Neattīrīti notekūdeņi, notekūdeņu pārsūkņēšanas stacija, Daugavgrīvas iela 101, Rīga	Vides paraugs
Patogēno baktēriju modelis	Noticis apzināts dzeramā ūdens piesārņojuma gadījums, sistēmā ievadot <i>E. coli</i> mikroorganismus ar barotni.	Mākslīgi veidots piesārņojums ar <i>E. coli</i> skaitu aptuveni 1×10^6 ml	Mākslīgs paraugs

Visos piesārņojuma gadījumos ir simulēts potenciālais risks konstatēt fizikāli-ķīmisku un mikrobioloģisku neatbilstību dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām. Cauruļvadu plūsumu izmēri un iespējamās intrūzijas plūsmas aprēķinātas atbilstīgi vienādojumam (1.1), pieņemot, ka cauruļvadu ieguldīšanas dziļums ir 1,8 metri, bet gruntsūdens līmenis 0,8 metri no zemes virsmas. Lai simulācijas maksimāli pietuvinātu dabā reāli iespējamiem gadījumiem, virszemes ūdens, gruntsūdeņu un notekūdeņu piesārņošanas scenārijos ir izmantoti vides paraugi. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijs balstīts uz apzinātu piesārņojuma risku palielināšanos un simulēts ar *E. coli* (tiek izmatots mikroorganismu celms, kas nav bīstams cilvēku veselībai) mikroorganismu ar barotni ievadīšanu dzeramajā ūdenī. Lēmums simulācijai izmantot *E. coli* mikroorganismus pieņemts, lai imitētu patogēnu baktēriju izplatību, bet neapdraudētu eksperimenta veicēju veselību.

Piesārņojuma plūsma visos eksperimentos tiek simulēta kā 10 % no kopējās plūsmas sistēmā un ir vienāda ar 0,02 m³/h (0,005 l/s jeb 5 ml/s). Simulētā plūsma atbilst piesārņojuma gadījumam intrūzijas scenārijos. Katrā no piesārņojuma scenārijiem sistēmā tika ievadīti 50 litri piesārņojuma. Lai rezultāti būtu salīdzināmi, virszemes ūdeņu un patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijos ir pieņemtas intrūzijas scenārijiem identiskas piesārņojuma plūsmas. Reālos apstākļos dzeramā ūdens sagatavošanas stacijas darbības traucējumu rezultātā piesārņojuma plūsma varētu būt pat 100 % no stacijas sagatavotā ūdens apjoma, tātad tiek simulēts relatīvi mazāks iespējamais piesārņojums. Tas nozīmē, ka simulācijas tiek veiktas grūtāk nosakāmam piesārņojuma gadījumam. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma apjoms reālos apstākļos nav prognozējams, jo ir atkarīgs no tā ievadītāja nodomiem un situācijas, tādēļ tas ir pieņemts citos scenārijos izmantotajam.



3.2. att. Piesārņojuma gadījumu eksperimentālo simulāciju laika plāns.

Piesārņojuma gadījums tika simulēts un paraugi ņemti atbilstīgi eksperimenta laika plānam (3.2. att.). Pirms piesārņojuma ievadīšanas sistēmā (3.2. attēlā laika periods „tīrs ūdens”) visās paraugu ņemšanas vietās (0 – tīrā ūdens paraugs, A – paraugs pēc 100 metriem cauruļvada, B – paraugs pēc 200 metriem cauruļvada, P – piesārņojuma dozēšanas vieta) un visa eksperimenta laikā paraugu ņemšanas vietā 0 paraugi tika ņemti ar 15 minūšu intervālu. Parauga tilpums ir 100 ml, pirms parauga ņemšanas notecina 50 ml ūdens. Tīrā ūdens paraugi ņemti, lai iegūtu datus par nepiesārņota ūdens kvalitātes parametriem un to izmaiņām eksperimentu laikā. Piesārņojuma dozēšanas sūkņa (P) darbība nodrošināja vienmērīgu piesārņojuma dozēšanu trīs stundu laikā. Potenciālā prognozētā piesārņojuma iestāšanās laikā (3.2. attēlā laika periods

„prognozētais piesārņojums”) paraugu ņemšanas vietās A un B paraugi tika ņemti ar desmit minūšu intervālu atbilstīgi sistēmā nodrošinātajam plūsmas ātrumam un ūdens uzturēšanās laikam caurulēs. Paraugu ņemšanas intensitāte tika palielināta, lai iegūtu pēc iespējas vairāk datu par ūdens kvalitātes parametru izmaiņām piesārņojuma gadījumu laikā. Teorētiski pēc tam, kad prognozētais piesārņojuma gadījums ir beidzies, ir pieņemts, ka sistēmā varētu būt saglabāties atlikušais piesārņojums (3.2. attēlā laika periods „atlikušais piesārņojums”). Tā ietekme uz dzeramā ūdens kvalitāti tika pārbaudīta, ņemot ūdens paraugus A un B ar laika intervālu 15 minūtes laika posmā no prognozētā piesārņojuma beigām līdz sešām stundām no eksperimenta sākuma un stundu ilgu laika intervālu sešas līdz astoņas stundas no eksperimenta sākuma. Atlikušā piesārņojuma monitoringa laikā tiek izvērtēta arī sistēmas spēja pašattīrīties pēc piesārņojuma gadījumiem. Kopumā viena eksperimenta laikā tika paņemti 93 ūdens paraugi, analizējot sešus fizikāli – ķīmiskos parametrus un divus mikrobioloģiskos parametrus. Fizikāli – ķīmisko parametru analizēšanai tika izmantots 50 ml paraugs, pārējie 50 ml – mikrobioloģiskiem izmeklējumiem.

Katrs piesārņojuma scenārijs tika atkārtots trīs reizes, lai nodrošinātu rezultātu ticamību un iegūtu lielāku datu apjomu dzeramā ūdens piesārņojuma detektēšanas algoritmu „apmācībai” un pārbaudei. Visi atkārtojumi tika veikti darbdienās, eksperimentus sākot plkst. 6.00 no rīta, lai mazinātu centralizētās ūdensapgādes sistēmas iespējamo ietekmi uz dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņām un iespējamām tās atšķirībām starp eksperimentiem.

3.1.3. Dzeramā ūdens kvalitātes parametru mērīšanas iekārtas un metodes

Eksperimentu laikā, izmantojot paraugu ņemšanas un analīzes metodi, tika veikti dzeramā ūdens kvalitātes mērījumi. Fizikāli – ķīmisko parametru mērījumiem izmantotās iekārtas un to specifiskie dati ir apkopoti 3.2. tabulā. Lai nodrošinātu mērījumu precizitāti, mēriekārtas pirms katras eksperimentu sērijas tika tīrītas, pārbaudītas un nepieciešamības gadījumā kalibrētas atbilstīgi lietošanas instrukcijām.

Ūdens paraugu mikrobioloģiskā kvalitāte tika novērtēta, izmantojot gaismas izkliedes un plūsmas citometrijas metodi un ATF luminiscences metodi.

Plūsmas citometrijas mērījumi tika veikti, izmantojot literatūrā aprakstīto metodiku [94, 99, 179]. Lai novērtētu dzeramā ūdens kvalitāti, tika mērīts kopējais šūnu skaits (FCM) paraugā. Kopējā šūnu skaita fluorescentai iekrāsošanai tika izmantots simtkārtīgs SYBR® *Green I* šķīduma atšķaidījums. Iegūtais atšķaidījums tika pievienots ūdens paraugam proporcijā 10 µl šķīduma uz 1 ml parauga, izveidojot apstrādājamo paraugu. Apstrādājamais paraugs desmit minūtes tiek inkubēts 35 °C temperatūrā. Pēc inkubācijas apstrādājamais ūdens paraugs tiek desmitkārt atšķaidīts ar 0,22 µm filtrētu komerciāli pieejamu ūdeni (*Evian*, Francija). Apstrādātais paraugs analizēts ar plūsmas citometrijas mēriekārtu *CyFlow® SL* (*Partec GmbH*). Mēriekārta aprīkota ar zilu 25 mW stacionāru gaismu emitējošo lāzeru ar nemainīgu 488 nm viļņa garumu. Zaļās krāsas fluorescence tika nolasīta pie 520 ±10 nm viļņa garuma, sarkanā fluorescence pie viļņa garuma, kas ir lielāks par 630 nm. Plaša leņķa izkliede nolasīta pie 488 nm viļņa garuma. Robežvērtība tika iestatīta zaļās fluorescences kanālam, bet iegūtie rezultāti tika fiksēti divu parametru blīvuma sadalījuma grafikos. Visi iegūtie dati tika apstrādāti ar

iekārtai piesaistīto programmatūru, kas nodrošināja automātisku šūnu uzskaitīšanu paraugā, atšķirot tās no fona „trokšņiem” un citiem gaismas signālu traucējošiem faktoriem ūdenī.

3.2. tabula

Fizikāli - ķīmisko parametru mēriekārtas un to raksturojums

Parametrs	Mēraparāta nosaukums	Ražotājs	Mērījumu diapazons	Precizitāte
Elektrovadītspēja (EVS)	<i>Multi 9420 IDS + Tetracon® 925</i>	<i>WTW Xylem Analytics Germany Sales GmbH & Co</i>	1 µS/cm...2 S/cm	± 0,5 %
Temperatūra (T)			-5...70 °C	± 0,1 °C
Oksidēšanās-reducēšanās potenciāls (ORP)	<i>Multi 9420 IDS + Sentix® ORP-900</i>		- 1250...1250 mV	± 0,2 mV
pH	<i>Multi 9420 IDS + Sentix pH 940</i>		0...14	± 0,004
Duļķainība (NTU)	2100P ISO	<i>Hach Company Ltd.</i>	0...1000 NTU	± 2,0 %
Kopējais organiskais ogleklis (TOC)	<i>FormacsHT TOC Analyser</i>	<i>Skalar Analytical B.V.</i>	0...25 000 mg/l	± 2,0 %

ATF luminiscences mērījumos tika izmantoti kopējā ATF mērījumi ūdenī. Mērījumi tika veikti, lietojot iepriekš aprakstīto metodiku [94, 99, 179]. Pilota mēroga ūdensapgādes sistēmā paņemtais ūdens paraugs tika sajaukts ar ATF reaģentu *BacTiter-Glo™* (*Promega Corporation* Ltd.) un 1 M magnija hlorīda ($MgCl_2$) šķīdumu proporcijā 750 µl ūdens parauga, 50 µl reaģenta, 8 µl magnija hlorīda. Iegūtais šķīdums Ependorfa stobriņos tiek uzsildīts līdz 38 °C temperatūrai. Pēc 20 sekunžu reakcijas, izmantojot luminometru (*Hygiene™*), 38 °C temperatūrā tika mērīta luminiscence. Mērījumos tika iegūti rezultāti, kas izteikti relatīvajās gaismas vienībās (RLU).

3.1.4. Dzeramā ūdens parametru izmaiņu novērtēšanas metodes

Lai novērtētu dzeramā ūdens kvalitātes parametru izmaiņas, īstenojot dažādus dzeramā ūdens piesārņojuma scenārijus, tiek veikta datu apstrāde, vērtējot katra parametra absolūtās un vispārējās izmaiņas piesārņojuma gadījumā. Absolūto izmaiņu un vērtību mērījumi ļauj spriest par ūdens atbilstību dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām un iespēju konstatēt piesārņojuma gadījumu, izmantojot ikdienas vai kārtējā monitoringā iekļautos parametrus un to reglamentētās vērtības. Salīdzinājumam un vērtējumam tiek izmantotas dzeramā ūdens pieļaujamās vērtības, kas iekļautas 1. pielikumā. Relatīvo izmaiņu novērtējums ļauj spriest par katra parametra iespējamo izmantošanu piesārņojuma detektēšanai, lietojot tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa un agrīnā brīdinājuma sistēmas. Parametrs var būt lietderīgs piesārņojuma konstatēšanai, ja relatīvās izmaiņas piesārņojuma gadījumā ir vismaz par 10 % lielākas nekā ikdienas svārstības [111].

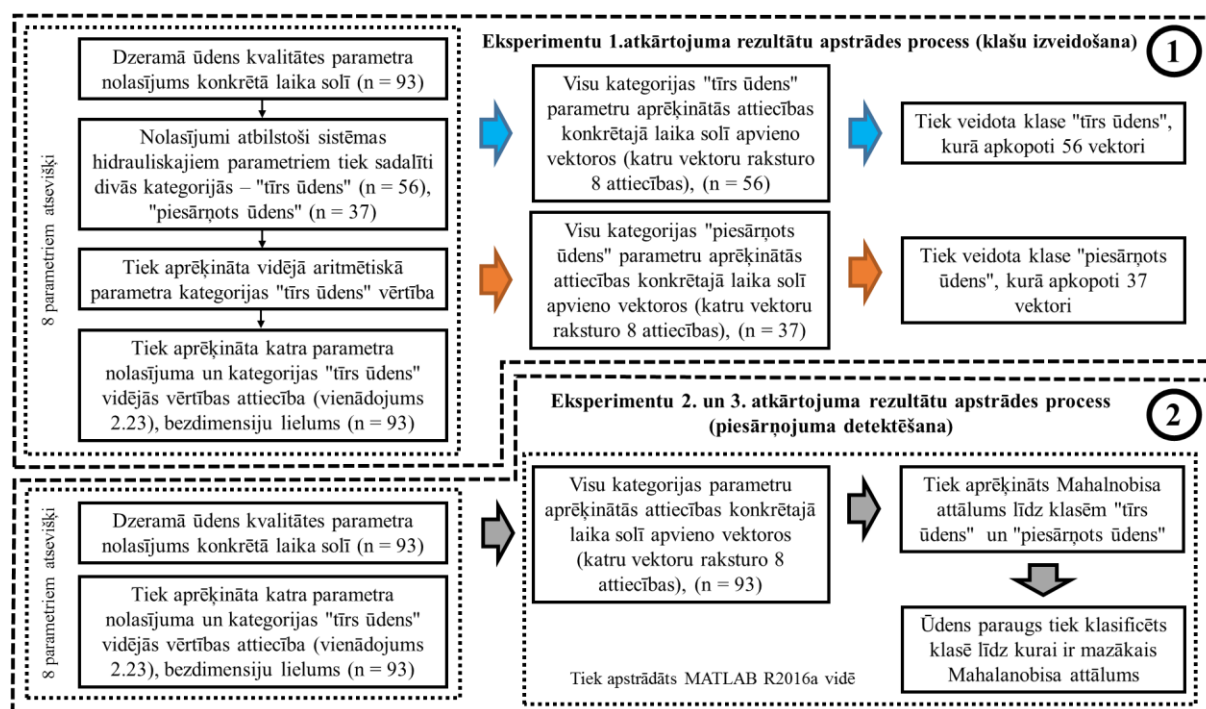
Tīra ūdens vidējās aritmētiskās, standartnoviržu un relatīvo svārstību vērtības aprēķinātas no visu piesārņojuma scenāriju eksperimentu pirmā atkārtojuma laikā iegūtajiem mērījumu rezultātiem ($n = 224$), kas, balstoties uz teorētiskiem hidrauliskiem aprēķiniem, atbilst tīram jeb nepiesārņotam ūdenim. Ūdens kvalitātes parametru vidējās aritmētiskās un standartnoviržu

vērtības piesārņotam ūdenim aprēķinātas no mērījumu rezultātiem, kas iegūti, ņemot paraugus A un B paraugu ņemšanas vietās, teorētiskā piesārņojuma pirmā atkārtojuma laikā ($n = 37$ (katram piesārņojuma scenārijam)). Piesārņojuma gadījumā konstatēto ūdens kvalitātes parametru relatīvās izmaiņas aprēķinātas pret vidējo aritmētisko tīrā ūdens kvalitātes parametra vērtību.

Standartnoviržu aprēķiniem tiek izmantota *Microsoft Excel 2013* iebūvētā funkcija STDEV.

3.2. Piesārņojuma detektēšanas algoritms

Salīdzinot zinātniskajā literatūrā aprakstītos ūdens piesārņojuma gadījumiem izmantotos detektēšanas algoritmus (4.1. apakšnodaļā), piesārņojuma gadījumu automatiskai detektēšanai tika izvēlēts Mahalanobisa attāluma algoritms. Eksperimentāli iegūto dzeramā ūdens kvalitātes mērījumu apstrādes principiālā shēma apraksta datu apstrādes procesu (3.3. att.). Datu apstrādi piesārņojuma detektēšanai ir iespējams sadalīt divos posmos.



3.3. att. Dzeramā ūdens kvalitātes datu apstrādes principiālā shēma.

Pirmajā posmā tiek apstrādāti attiecīgā piesārņojuma scenārija pirmajā atkārtojumā veikto mērījumu rezultāti. Katra dzeramā ūdens kvalitātes parametra mērījumi, balstoties uz hidrauliskajiem aprēķiniem, ūdens uzturēšanās laiku sistēmā un teorētisko piesārņojuma konstatēšanas periodu, katrā no ūdens paraugu ņemšanas vietām tiek apvienoti divās grupās. Grupā „tīrs ūdens” tiek iekļauti visi nolasījumi, kas veikti paraugu ņemšanas vietā 0, kā arī teorētiski nepiesārņotam ūdenim atbilstīgi nolasījumi paraugu ņemšanas vietās A un B. Savukārt grupā „piesārņots ūdens” tiek iekļauti teorētiski piesārņotam ūdenim atbilstīgi nolasījumi paraugu ņemšanas vietās A un B. Grupā „tīrs ūdens” tiek iekļauti 56 nolasījumi, bet grupā „piesārņots ūdens” 37 nolasījumi. Grupā „tīrs ūdens” iekļautajiem parametriem tiek

aprēķināta vidējā aritmētiskā vērtība, kas pēc būtības vispārīgi raksturo nepiesārņotu ūdeni. Lai rezultātus neietekmētu katra atsevišķa ūdens kvalitātes parametra mērvienību skala un mērījumu amplitūda, tiek aprēķināta katra nolasījuma un vidējās aritmētiskās parametra vērtības attiecība RB atbilstīgi vienādojumam (2.23). Katrā laika solī veikto nolasījumu aprēķinātās parametru attiecības RB (astoņiem parametriem) tiek apvienotas katru laiku soli raksturojošā vektorā, ko raksturo astoņi neatkarīgi skaitļi. Iegūtie vektori atbilstīgi iepriekš veiktajam grupējumam „tīrs ūdens” un „piesārņots ūdens” tiek apkopoti klasēs, kas turpmāk tiek izmantotas dzeramā ūdens piesārņojuma detektēšanai.

Otrajā posmā, tāpat kā pirmajā, tiek atrasta katrā laika solī konkrētajam parametram atbilstīgā attiecība RB . Katrā laika solī iegūtā nolasījumu attiecība tiek apvienota vektorā. Lai noteiktu katram laika solim sastādītā vektora atbilstību kādai no iepriekš izveidotajām klasēm, atbilstīgi vienādojumam (2.22) tiek aprēķināts Mahalanobisa attālums līdz katrai no klasēm. Laika solī veiktais mērījums tiek pieskaitīts klasei, līdz kurai ir mazākais Mahalanobisa attālums.

Datu apstrādes shēmā ir iekļauta astoņu dzeramā ūdens kvalitātes parametru datu apstrādes principiālā shēma. Datu apstrādes algoritms tiek izmantots arī piesārņojuma detektēšanai, lietojot atsevišķus dzeramā ūdens kvalitātes parametrus vai to kombinācijas, tādējādi algoritma lietošanas laikā mainās tikai atsevišķi apstrādājamo parametru skaits.

Daļa datu apstrādes procesa ir automatizēta un izstrādāta, izmantojot matemātisko aprēķinu programmatūras *MATLAB R2016a* rīkus. *MATLAB* vidē izstrādātais datu apstrādes algoritma kods virszemes ūdens scenārija rezultātu apstrādei atrodams 2., 3. un 4. pielikumā, tas paredzēts, lai apstrādātu iepriekš sagatavotus failus par ūdens kvalitātes klasēm un dzeramā ūdens kvalitātes nolasījumiem. Datu pirmapstrāde un atbilstīgo failu sagatavošana tiek veikta, izmantojot *Microsoft Excel 2013* programmatūru.

Izstrādāto algoritmu ir iespējams modificēt, iekļaujot tajā vairākas klases atbilstīgi katram piesārņojuma tipam un nosakot katrā laika solī sastādītā vektora Mahalanobisa attālumu līdz katrai no klasēm. Tādējādi iespējams algoritmu izmantot ne tikai piesārņojuma detektēšanai, bet arī piesārņojuma tipa identificēšanai un provizorisks piesārņojuma avota izcelsmes noteikšanai.

Piesārņojuma detektēšanas algoritma darbības izvērtējums tiek veikts, izmantojot sakarības un metodiku, kas aprakstīta 2.3.1. apakšnodaļā. Lai izvērtētu piesārņojuma detektēšanas algoritma precizitāti, katrā laika solī automātiski iegūtajam rezultātam par dzeramā ūdens kvalitāti un atbilstību vai neatbilstību piesārņojuma gadījumam tiek noteikta tā atbilstība patiesi negatīva (TN), patiesi pozitīva (TP), viltus negatīva (FN) un viltus pozitīva (FP) nolasījuma statusam. Vērtējums veikts, balstoties uz teorētisko piesārņojuma detektēšanas laiku, kas atkarīgs no plūsmas ātruma cauruļvadā. Noteiktais nolasījuma statuss tiek izmantots, lai aprēķinātu piesārņojuma detektēšanas jutīgumu (PD) (vienādojums 2.1.), viltus trauksmes līmeni (FAR) (vienādojums 2.2.) un detektēšanas precizitāti (P) (vienādojums 2.3.).

4. REZULTĀTI UN TO APSPRIEŠANA

Lai veiktu precīzāku un regulārāku dzeramā kvalitātes monitoringu, arvien biežāk tiek izmantotas tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa un agrīnā brīdinājuma sistēmas [20]. Lai gan pēdējo gadu laikā ir veikti agrīnā brīdinājuma sistēmu uzlabojumi, to piesārņojuma detektēšanas jeb klasifikācijas precizitāte ir ļoti atkarīga no piesārņojuma tipa un izmantotā matemātiskā detektēšanas algoritma. Lai pilnveidotu šos algoritmus, ir nepieciešams veikt eksperimentālus pētījumus ar reālu piesārņojumu ievadīšanu eksperimentālās sistēmās, kā arī jāpēta to darbības stabilitāte [26, 33–35]. Šajā nodaļā iegūtie rezultāti un to apspriešana tiek balstīta uz teorētisku pētījumu par piesārņojumu detektēšanas un klasifikācijas algoritmiem, kā arī eksperimentālajām ūdensapgādes sistēmas piesārņojuma gadījumu simulācijām. Eksperimentāli iegūtie rezultāti ir apstrādāti ar teorētiski identificēto labāko piesārņojuma gadījuma detektēšanas un klasifikācijas algoritmu. Diskusijā iegūtie rezultāti ir analizēti un salīdzināti ar līdz šim literatūrā aprakstīto pētījumu rezultātiem par agrīnās brīdināšanas sistēmām un to darbības pārbaudēm.

4.1. Piesārņojuma detektēšanas algoritmu salīdzinājums

Šī darba 2.3.2 apakšnodaļā, apkopojot pieejamo zinātnisko literatūru, ir apskatīti 11 dažādi dzeramā ūdens piesārņojuma detektēšanas algoritmi. Lai salīdzinātu šos algoritmus un to darbību, tiem ir noteikts piesārņojuma detektēšanas jutīgums *PD* un viltus trauksmes līmenis *FAR*. Algoritmus raksturojošie parametri apkopoti 4.1. tabulā, kurā katram piesārņojuma algoritmam ir uzrādīta datu pirmsapstrādes (normalizācijas) nepieciešamība, *PD* un *FAR* vērtības, detektētā piesārņojuma datu kopu izcelsme, detektējamā piesārņojuma veids, detektēšanai izmantotie ūdens kvalitātes parametri. Atkarībā no izmantotā algoritma trauksmi var izziņot, balstoties uz viena kvalitātes parametra izmaiņām, to kombināciju izmaiņām vai viena kopēja parametra izmaiņām [163].

Vairāki piesārņojuma detektēšanas algoritmi (piemēram, *MEK*, *MNTVM*, *MNTDR*, *AVM*, *CANARY*, *DSM*) nav veiktas pārbaudes ar reāliem ūdens piesārņojuma un ūdens kvalitāti raksturojošiem datiem [37, 38, 160], tāpēc to patieso piesārņojuma detektēšanas spēju novērtējums nevar tikt uzskatīts par pilnvērtīgu. Šajos gadījumos piesārņojuma koncentrācija un “pīķi” ir radīti mākslīgi, veidojot mākslīgas datu kopas, tādēļ nepastāv sasaiste ar reāliem ūdens kvalitātes parametru mērījumiem, iespējamiem piesārņojuma gadījumiem un to parametru savstarpējām atkarībām reāla piesārņojuma gadījumā [37, 163, 166]. Šādā veidā ir teorētiski iespējams pārbaudīt algoritma darbību, bet tā saikne ar reāliem apstākļiem ir ļoti vispārīga [37]. Mākslīgi radītajās datu kopās piesārņojumu lielākoties simulē ar savstarpēji korelējošu parametru izmaiņām piesārņojuma brīžos. Tas saglabājas salīdzinoši ilgu laiku, tāpēc algoritmi to spēj konstatēt. Šāda veida datu kopu izmantošana un piesārņojuma detektēšanas precizitāte var būt maldinoša un būtiski pasliktināties, lietojot algoritmu reālu datu apstrādē [180]. Lai pilnvērtīgi pārbaudītu algoritma spēju reaģēt uz reāliem piesārņojuma gadījumiem, ir nepieciešams veikt pilota mēroga eksperimenti un jānovēro ūdens kvalitātes izmaiņas, kas ne vienmēr korelē savā starpā, tāpēc par labāko algoritmu darbības pārbaudes

metodi uzskata piesārņojuma ievadīšanu pilota mēroga sistēmās, tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringu un datu apstrādi ar trauksmes izziņošanas algoritmiem [155].

Piesārņojuma detektēšanas algoritmi VEA un LPF labākos piesārņojuma detektēšanas rezultātus uzrāda, apstrādājot mākslīgi radītas datu kopas, kur attiecīgi PD vērtība VEA algoritmam ir 0,84–0,89, bet LPF algoritmam 0,90–0,92. Apstrādājot eksperimentāli un reālos mērījumos iegūtos datus, var secināt, ka VEA algoritmam PD vērtība ir 0,52, bet LPF algoritmam attiecīgi – 0,38–0,68. Rezultāti liecina, ka reālos mērījumos šie divi algoritmi darbojas ar mazāku piesārņojuma detektēšanas varbūtību. [180]. Līdzīga šo algoritmu rezultātu sakarība ir novērojama arī ar viltus trauksmes FAR rezultātiem. FAR mākslīgām datu kopām ir 0,24–0,61, bet eksperimentālām datu kopām – 0,22–0,94. Salīdzinot ar LPF un VEA algoritmiem, PE algoritms uzrāda augstākas PD vērtības, apstrādājot eksperimentālu datu kopas (t.i., PD ir 0,76–1,00, bet FAR ir 0,00–0,33), savukārt, apstrādājot mākslīgi radītas datu kopas, PD vērtība ir 0,69–0,74, bet FAR ir 0,78–0,87. Salīdzinot šos trīs algoritmus, var secināt, ka PE, detektējot reālu piesārņojumu, uzrāda relatīvi labākas PD un FAR vērtības nekā VEA un LPF algoritmi [162, 180].

Algoritmu, kas pārbaudīti ar mākslīgām datu kopām MEK, MNTVM, MNTDR, AVM, CANARY un DSM, lietošanas rezultāti, lai konstatētu piesārņojumu, var sasniegt $PD=1,00$ un $FAR=0,001$. Tomēr šie rezultāti faktiski nav salīdzināmi ar rezultātiem, kas iegūti no eksperimentālu rezultātu datu kopām. Ar augstu ticamību var apgalvot, ka, pielietojot eksperimentālas un reālu mērījumu datu kopas, rezultāti pasliktināsies [180].

Izmantoto sensoru un iekārtu kvalitāte, kas var radīt nepatiesus parametru nolasījumus un mērījumu neatbilstību pārraidītajiem datiem, var būtiski ietekmēt piesārņojuma gadījumu detektēšanas un klasifikācijas precizitāti. Lai paaugstinātu algoritmu darbības precizitāti, ir nepieciešams novērst „trokšņi”, ko rada kļūmes sensoru darbībā un signālu pārraidē [26, 161, 180]. Šādas problēmas sensoru darbībā vai signālu pārraidē var būt 1–20 % no parametra nolasījuma vērtības [161].

Ļoti būtiska piesārņojuma detektēšanas algoritmu daļa ir robežvērtības, kas, balstoties uz iepriekšējo pieredzi un izpratni par dzeramā ūdens kvalitātes izmaiņām, jāiestata algoritma lietotājam. Līdz ar to šīs vērtības ir subjektīvas un var ievērojami atšķirties. Atbilstīga šo robežvērtību iestatīšana ir algoritma darbības pamatā, tā var ietekmēt darbības precizitāti un piesārņojuma detektēšanas varbūtību [26, 37, 155, 161, 162].

Lietojot PE un MA algoritmus, fiksēti vislabākie piesārņojuma detektēšanas rezultāti eksperimentālu datu apstrādē, kur atsevišķos gadījumos PD sasniedz vērtību 1,00. Tas nozīmē, ka pilnīgi visi piesārņojuma gadījumi tiek konstatēti. Minētie algoritmi šādos apstākļos uzrāda FAR vērtību 0,00. Tas savukārt nozīmē, ka netiek izziņota neviena viltus trauksme. Ja, apstrādājot datu kopas, vērtības $PD=1,00$, bet $FAR=0,00$, var secināt, ka algoritms ūdens kvalitātes mērījumus klasificējis ar 100 % precizitāti.

Atbilstoši dzeramā ūdens ABS sistēmu pilnveidošanas un uzlabošanas tendencēm, vienīgais no apskatītajiem algoritmiem, kuru lietojot var ne tikai detektēt piesārņojumu ar augstu precizitāti ($PD=1,00$), bet arī klasificēt dažāda veida piesārņojumu, ir Mahalanobisa attāluma algoritms. Šajā algoritmā netiek izmantotas robežvērtības, kas, salīdzinot ar citiem algoritmiem, ir priekšrocība, jo izslēdz subjektīva lēmuma pieņemšanas iespēju [25]. Algoritma trūkums ir

nepieciešamība definēt klases. Lai izmantotu šo algoritmu, jāveic ilglaicīgi un atkārtoti eksperimenti pilota mēroga sistēmās, aprakstot dažādu piesārņojumu, tādēļ līdz šim tas nav plaši izmantots dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumu un klasifikācijas problēmu risināšanā. Tomēr šis algoritms ir salīdzinoši vienkāršs un tā lietošanai nav vajadzīgi apjomīgi skaitļošanas resursi.

Atsaucoties uz pieejamo literatūru un analizēto algoritmu izstrādātājiem, jāsecina, ka neviens no šiem piesārņojuma detektēšanas algoritmiem nav pilnīgs un komercializējams. Nepieciešama to tālāka izpēte un darbības precizitātes novērtējums gan ar dažādām eksperimentālām, gan reālām datu kopām [25, 35, 37, 38, 109, 161, 163].

Mūsdienās zinātniekos pētījumu ūdensapgādes sistēmās iespējami sastopama piesārņojuma konstatēšanai piesārņojuma detektēšanas algoritmi tiek pārbaudīti pilota vai reāla mēroga sistēmās. Šajos pētījumos algoritmi visbiežāk tiek testēti, ievadot ūdenī specifiskus ķīmiskus savienojumus [25, 26, 35, 38, 161, 180]. Tomēr līdz šim nav konstatēts neviens zinātnisks pētījums, kurā tiktu apskatīta un eksperimentāli pārbaudīta bioloģiskā piesārņojuma detektēšanas iespējamība, kā arī mikrobioloģisko ūdens kvalitātes parametru iekļaušana detektēšanas algoritmos.

Apkopojot un analizējot visu pieejamo informāciju zinātniskajā literatūrā par piesārņojuma gadījumu detektēšanas un klasificēšanas algoritmiem, Mahalanobisa attāluma algoritms tika izvēlēts par atbilstīgāko dažādu piesārņojuma gadījumu detektēšanai. Literatūrā atrodamajos pētījumos tas ir uzrādījis salīdzinoši augstas PD un FAR vērtības, kā arī potenciāli pieļauj dažādu piesārņojuma veidu klasifikāciju. Mahalanobisa algoritms tiks izmantots šī promocijas darba izstrādes laikā īstenoto piesārņojuma scenāriju detektēšanā.

4.1. tabula

Piesārņojuma detektēšanas algoritmu salīdzinājums

Algoritms	Datu apstrāde	PD	FAR	Datu avots	Piesārņojuma veids	Ūdens kvalitātes parametri	Atsauce
VEA	Jā	0,52	0,22	E	Kadmija nitrāts	T, pH, NTU, EVS, ORP, UV-254, nitrāti, fosfāti	[35]
		0,52	0,88	R	Fenols	pH, DO, ŪSP, fosfāti, nitrāti, TOC, EVS, NTU, T, fluorīdi	[180]
		0,84	0,61	M	Nenoteikts		
		0,89	0,41				
LPF	Jā	0,38	0,94	E	Kadmija nitrāts	T, pH, NTU, EVS, ORP, UV-254, nitrāti, fosfāti	[35]
		0,68	0,82	R	Fenols	pH, DO, ŪSP, fosfāti, nitrāti, TOC, EVS, NTU, T, fluorīdi	[180]
		0,92	0,24	M	Nenoteikts		
		0,90	0,25				
PE	Jā	0,97	0,025	E	Kadmija nitrāts	T, pH, NTU, EVS, ORP, UV-254, nitrāti, fosfāti	[35]
		0,83	0,33	R	Fenols	pH, DO, ŪSP, fosfāti, nitrāti, TOC, EVS, NTU, T, fluorīdi	[180]
		0,74	0,78	M			
		0,69	0,87				
		0,10	0,80	E	Glifosāts	T, pH, NTU, EVS, ORP, UV-254, nitrāti, fosfāti	[26]
		1,00	0,00		Kadmijs		
		1,00	0,00		Atrazīns		
		0,76	0,00		Niķelis		
		0,79	0,00		Hroms		
KKA	Nē	0,97	0,00	E	Akrilamīds		[161]
MEK		0,44-1,00	-	M		T, pH, NTU, EVS, TOC, kopējais hlors	[37]
MNTVM		0,08-0,59	0,001-0,093				[160]
MNTDR		0,38-0,99	0,04-0,15				[163]
		0,30-0,99	-				[10]
AVM		0,58-0,98	-				[10]
CANARY		0,82	0,14				[37]
		0,89	-			[10]	
		0,68-0,96	0,01-0,50			pH, EVS, TOC, kopējais hlors	[159]
MA	Jā	0,33-1,00*	-	E	Glifosāts	T, pH, NTU, EVS, ORP, UV-254, nitrāti, fosfāti	[25]
		0,20-0,95*	-		Nātrijs fluorīds		
		0,94-0,95*	-		Kadmija nitrāts		
DSM	Nē	0,21-1,00	0,032-0,385	M	Dzelzs amonija sulfāts	pH, EVS, amonijs	[38]
		0,52-1,0	0,006-0,386		Kālija heksacianoferāts		

Skaidrojumi: M – mākslīgi veidota piesārņojuma datu kopa, R – piesārņojuma datu kopa ir reāla mēroga ūdens kvalitātes mērījumi, E – piesārņojuma datu kopa ir eksperimentāli ūdens kvalitātes mērījumi.

*klasifikācijas rezultāts, detektēšanas rezultāts PD visiem piesārņojuma gadījumiem ir 1,00.

4.2. Dzeramā ūdens piesārņojumu raksturojošie mērījumi

Lai simulētu dažādus piesārņojuma gadījumus, tika paņemti (vides paraugi) vai sagatavoti (mākslīgi paraugi) piesārņojuma šķīdumi, kas tika dozēti pilota mēroga ūdensapgādes sistēmā. Pirms katra dzeramā ūdens piesārņojuma eksperimenta visiem piesārņojuma šķīdumiem ir mērīti ūdens kvalitātes parametri, mērījumu rezultāti ir apkopoti 4.2. tabulā. EVS, duļķainība un pH parametri tiek reglamentēti Latvijā pastāvošajās dzeramā ūdens nekaitīguma prasībās [87]. Citu monitorēto dzeramā ūdens kvalitātes fizikāli – ķīmisko un mikrobioloģisko parametru pieļaujamās vērtības nav reglamentētas, tātad TOC, ORP, T, ATF un FCM mērījumu rezultātus nav iespējams salīdzināt ar nekaitīguma prasībām.

Visiem piesārņojuma šķīdumiem pH vērtības atbilst dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām, t.i., mērījumi ir no 6,5 līdz 9,5 robežās. Tās atbilst arī starptautiski reglamentētajām vērtībām, piemēram, Kanādā tās ir no 7,0 līdz 10,5 [47], bet ASV no 6,5 līdz 8,5 [50]. Virszemes ūdens, notekūdeņu un patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijos EVS vērtība atbilst dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām un ir mazāka par 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Gruntsūdeņu piesārņošanas scenārijs ir vienīgais, kurā izmantotā piesārņojuma šķīduma EVS vērtība pārsniedz pieļaujamo vērtību, t.i., 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$ un ir $3505,6 \pm 35,9$ $\mu\text{S}/\text{cm}$ [87]. ASV un Kanādā netiek reglamentēta EVS maksimāli pieļaujamā vērtība.

Duļķainības mērījumu rezultāti norāda uz gruntsūdeņu un notekūdeņu piesārņošanas scenārijos izmantoto šķīdumu neatbilstību dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām. Šajos scenārijos izmērītā duļķainība ir lielāka par 3 NTU, kas ir reglamentēta Latvijā esošajā likumdošanā [87]. Virszemes un patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijos duļķainība atbilst Latvijā spēkā esošajām dzeramā ūdens prasībām [87], tomēr neatbilst Kanādā noteiktajai maksimāli pieļaujamajai vērtībai, t.i., 1 NTU [50].

4.2. tabula

Piesārņojuma scenāriju simulācijās izmantoto piesārņojuma šķīdumu parametri

Parametrs	Mērvienības	Virszemes ūdens	Gruntsūdeņi	Notekūdeņi	Patogēno baktēriju modelis
EVS	$\mu\text{S}/\text{cm}$	$538,5 \pm 94,3$	$3505,6 \pm 35,9^*$	$1330 \pm 18,7$	$407,8 \pm 45,8$
TOC	mg/l	$17,29 \pm 0,27$	$24,38 \pm 0,32$	$56,69 \pm 1,59$	$19,26 \pm 1,22$
pH		$7,68 \pm 0,35$	$7,54 \pm 0,26$	$7,91 \pm 0,63$	$7,17 \pm 0,48$
T	$^{\circ}\text{C}$	$19,2 \pm 0,7$	$19,3 \pm 1,2$	$20,2 \pm 0,4$	$19,0 \pm 1,2$
ORP	mV	276 ± 37	289 ± 28	-197 ± 24	279 ± 33
Duļķainība	NTU	$2,46 \pm 0,22$	$25,39 \pm 5,64$	$171,3 \pm 118,77$	$1,84 \pm 1,1$
Kopējais šūnu skaits (FCM)	šūnas/ml	$6,62 \times 10^6 \pm 1,66 \times 10^6$	$2,86 \times 10^6 \pm 4,20 \times 10^5$	$1,28 \times 10^8 \pm 8,13 \times 10^7$	$4,78 \times 10^6 \pm 2,86 \times 10^5$
Kopējais ATF	RLU	$7,32 \times 10^5 \pm 2,32 \times 10^5$	$5,25 \times 10^5 \pm 2,35 \times 10^5$	$2,52 \times 10^6 \pm 1,60 \times 10^5$	$4,38 \times 10^6 \pm 7,26 \times 10^5$

* ar brūnu krāsu apzīmētas vērtības, kas pārsniedz Latvijā pastāvošo dzeramā ūdens nekaitīguma prasību noteiktās vērtības.

Salīdzinoši zema dažādu piesārņojuma šķīdumu temperatūras starpība ($19,2 \pm 0,7$, $19,3 \pm 1,2$, $20,4 \pm 0,4$ un $19,0 \pm 1,2$) var būt saistīta ar eksperimentu veikšanas laiku un īpatnībām. Piemēram, visi eksperimenti tika veikti vasarā, kad virszemes ūdens un notekūdeņu temperatūra ir apmēram $20\text{ }^{\circ}\text{C}$. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija simulācijai tiek izmantots maisījums, kas sastāv no krāna dzeramā ūdens un koncentrēta mikroorganismu šķīduma, kura pamata temperatūra ir ļoti atkarīga no izmantotā ūdens temperatūras. Gruntsūdeņu piesārņojuma scenārijā izmantotajam paraugam ir salīdzinoši augsta temperatūra, jo paraugs tiek ņemts no gruntsūdeņu pazemināšanas iekārtas, kurā ūdens temperatūra var būt paaugstinājusies. Kā arī notekūdeņu temperatūra vasarā ir līdzīga dzeramā ūdens temperatūrai ūdensapgādes sistēmā. Ja eksperimenti tiktu veikti ziemā vai citos klimatiskos apstākļos, temperatūras starpība starp izmantotajiem piesārņojuma šķīdumiem varētu būt lielāka.

Iegūtie mērījumu rezultāti par piesārņojuma scenāriju simulācijās izmantotajiem piesārņojumu šķīdumiem ļauj secināt, ka, izmantojot ikdienas dzeramā ūdens kvalitātes monitoringā iekļautos fizikāli – ķīmiskos parametrus, piesārņojuma gadījumus teorētiski varētu detektēt tikai gruntsūdeņu un notekūdeņu piesārņošanas scenārijos. Šajos scenārijos piesārņojuma šķīdumu duļķainības un elektrovadītspējas parametri pārsniedz dzeramā ūdens nekaitīguma prasībās iekļautās robežvērtības, turklāt šādus gadījumus varētu detektēt tikai tad, kad dzeramā ūdensapgādes sistēmā būtu nonācis relatīvi liels piesārņojuma šķīduma tilpums, kas būtiski mainītu ūdens kvalitāti.

Mikrobioloģisko izmeklējumu mērījumu rezultāti FCM un ATF parametriem liecina, ka piesārņojuma šķīdumā sastopams relatīvi lielāks skaits mikroorganismu nekā tas ir sastopams tīrā dzeramajā ūdenī (1×10^6 šūnas/ml) [42]. Tas var liecināt par augstāku patogēnu klātbūtnes varbūtību [45, 97]. Jāņem vērā, ka nevienam no piesārņojuma šķīdumiem nav veikta pirmsapstrāde vai dezinfekcija, tātad tajos ir sastopama reāliem apstākļiem raksturīga un neprognozējama mikrobioloģiskā kvalitāte. Lai konstatētu dzeramā ūdens atbilstību dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām, visbiežāk tiek izmantota klasiskā kultivēšanas metode. Tomēr šai metodei ikdienas monitoringa veikšanas laikā būtu nepieciešamas vismaz 18 stundas [88]. Tādējādi potenciāli piesārņots un dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām neatbilstīgs ūdens patērētājiem tiktu piegādāts visos piesārņojuma scenāriju gadījumos, tādēļ FCM un ATF parametri var būt laba alternatīva, lai relatīvi ātri un viegli noteiktu mikrobioloģisko piesārņojumu.

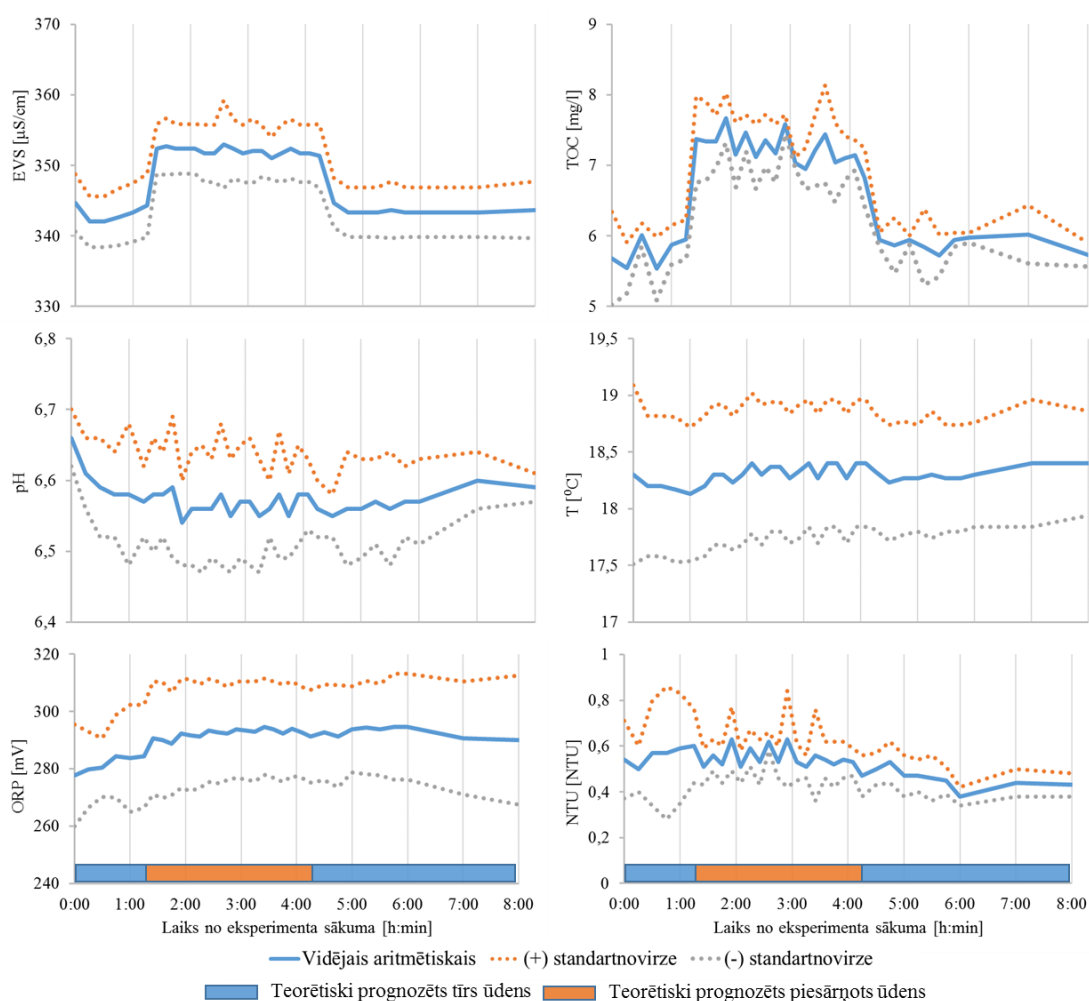
Temperatūrai, TOC un ORP parametriem dzeramā ūdens nekaitīguma prasībās nav iekļautas konkrētas robežvērtības. Tomēr Latvijā un ES pastāvošajos tiesību aktos ir noteikts, ka TOC parametram dzeramajā ūdenī jābūt vienmērīgam un bez būtiskām izmaiņām ilgtermiņā [87, 89]. Veicot atsevišķus paraugu mērījumus, nav iespējams spriest par tā izmaiņām, tāpēc analizētajos piesārņojuma šķīduma paraugos nav iespējams izvērtēt šī parametra mērījumu atbilstību nekaitīguma prasībām.

Izmantojot vides paraugus virszemes ūdens, notekūdeņu un gruntsūdeņu piesārņošanas scenārijos, to parametru relatīvās izmaiņas ir lielākas, kas piesārņojuma simulāciju laikā var ietekmēt ūdens kvalitātes parametrus paraugu ņemšanas vietās, tātad arī piesārņojuma detektēšanas precizitāti. Tādējādi eksperimentos, kuros piesārņojuma gadījumu simulācijām izmanto vides paraugus, tiek sarežģīts piesārņojuma detektēšanas uzdevums [48, 180]. Mākslīgi

veidotā piesārņojuma gadījumā patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija simulēšanai piesārņojuma šķīduma relatīvās izmaiņas, atkārtotot eksperimentu, ir bijušas mazākas. Mākslīgais piesārņojuma šķīdums ir pagatavots kontrolētos apstākļos, izmantojot vienotu metodiku, tā nodrošinot tā kvalitātes atkārtojamību.

4.3. Dzeramā ūdens kvalitātes parametru izmaiņas piesārņojuma gadījumā

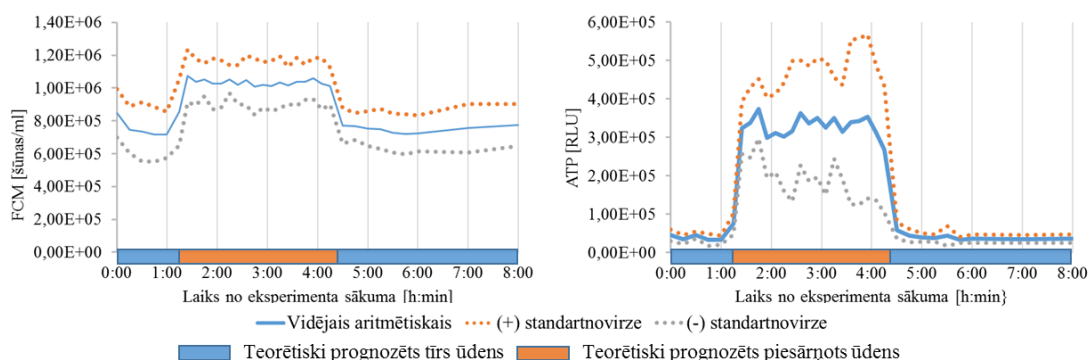
Ūdensapgādes sistēmas piesārņojuma simulācijas gadījumos tika fiksētas dzeramā ūdens kvalitātes parametru absolūtās un relatīvās izmaiņas, kas var norādīt uz piesārņojuma gadījumu detektēšanas varbūtību vai neatbilstību dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām. Dzeramā ūdens kvalitātes mērījumi tika veikti ar laika intervāliem atbilstīgi metodikai, kas aprakstīta 3.1.2. apakšnodaļā. Visu eksperimentu laikā tika novērotas ūdensapgādes sistēmā esošās plūsmas izmaiņas. Tās bija robežās no 0,196 m³/h līdz 0,199 m³/h, tādējādi tika nodrošināts relatīvi nemainīgs un vienmērīgs 0,1 m/s plūsmas ātrums un saglabāts teorētiski aprēķinātais piesārņojuma laiks (16 minūtes un 40 sekundes paraugu ņemšanas vietā A un 33 minūtes un 20 sekundes paraugu ņemšanas vietā B).



4.1. att. Dzeramā ūdens kvalitātes fizikāli - ķīmisko parametru izmaiņas patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijam paraugu ņemšanas vietā pēc 100 metriem (A).

Lai ilustrētu mērījumos iegūtos rezultātus (4.1. un 4.2. att.), ir aprēķināta trīs atkārtojumos iegūtā vidējā parametra vērtība attiecīgajā laika solī un mērījumu standartnovirzes. Attēlā ir parādīti patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija īstenošanas rezultāti paraugu ņemšanas vietā A. Lai parādītu neapstrādātu datu piemēru, izvēlēts patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijs, jo, salīdzinot ar citos scenārijos veiktajiem mērījumiem, tajā ir vismazākās vizuālās parametru izmaiņas. Līdz ar to patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijs no piesārņojuma detektēšanas viedokļa ir viskomplicētākais simulētais piesārņojuma scenārijs, parādot piesārņojuma detektēšanas sarežģītību patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija gadījumam. Ja tiek izmantoti citi scenāriji, teorētiska piesārņojuma laikā kvalitātes parametru izmaiņas ir relatīvi lielākas. Tās tiek analizētas turpmākajās apakšnodaļās.

Salīdzinoši vislielākās vizuālās mērījumu izmaiņas, kas var liecināt par netipiskiem apstākļiem un iespējamu piesārņojumu, ir konstatētas EVS un TOC parametriem. Šādi novērojumi sasaucas ar iepriekš veiktajiem pētījumiem un dažādu piesārņojuma veidu simulāciju eksperimentiem, kad TOC koncentrācija dažādu mikrobioloģiskā piesārņojuma gadījumā pieauga pat par 2,71 mg/l, bet EVS par 18,13 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Šajos pētījumos simulētajos, ķīmiska piesārņojuma gadījumu scenārijos EVS un TOC izmaiņas bija krietni mazākas ($< 5\%$ no vidējās vērtības) [48, 111]. Arī mikrobioloģisko parametru FCM un ATF izmaiņas teorētiskā piesārņojuma laikā (4.2. att.) provizoriski norāda uz sistēmas piesārņojuma gadījumu. Savukārt pH, ORP, T un NTU parametru izmaiņas teorētiski noteiktajā piesārņojuma laikā ir relatīvi mazākas un nenorāda uz skaitliski būtiskām mērījumu rezultātu izmaiņām.



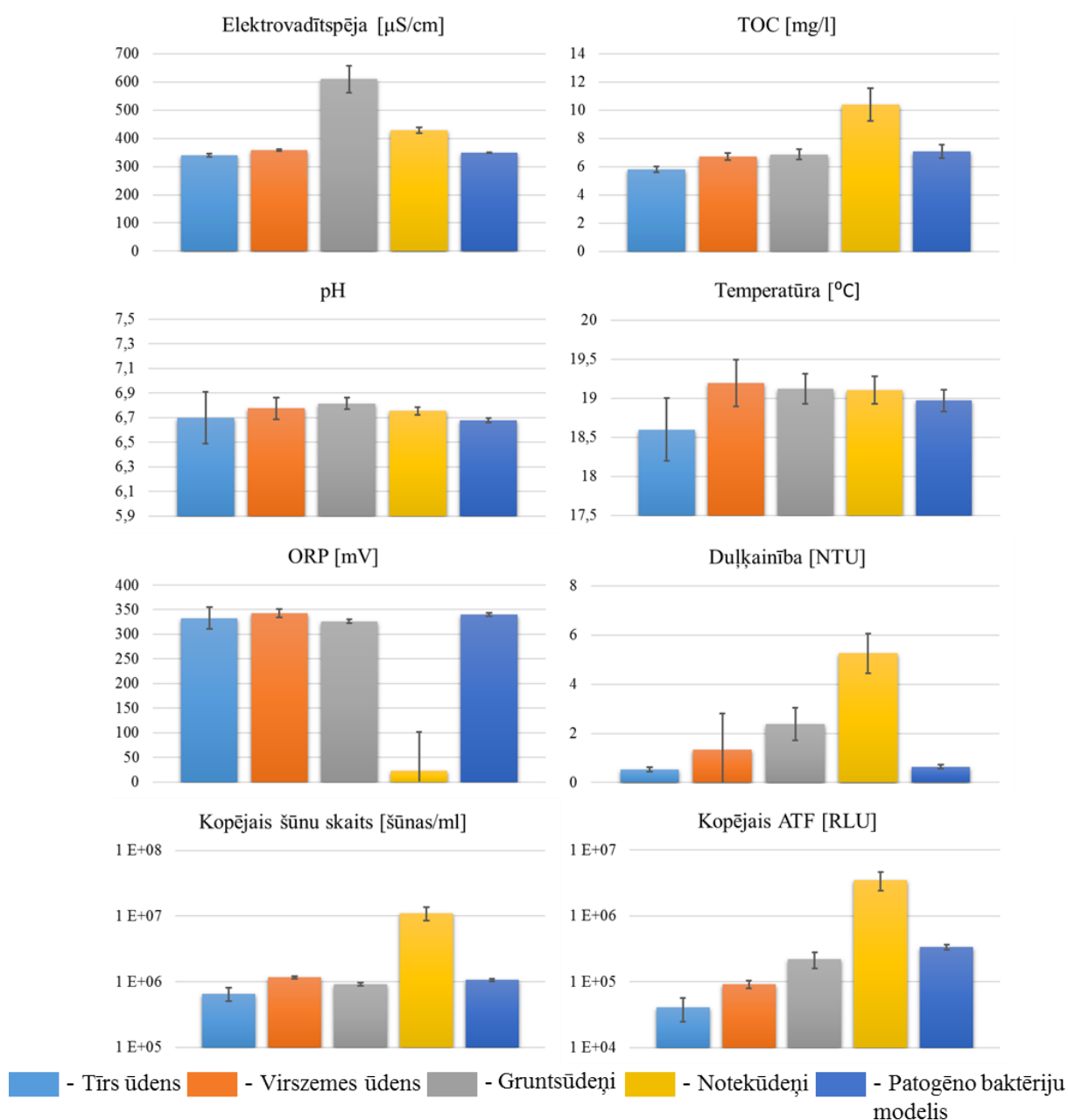
4.2. att. Dzeramā ūdens kvalitātes mikrobioloģisko parametru izmaiņas patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijam paraugu ņemšanas vietā pēc 100 metriem (A).

Konstatētās parametru mērījumu rezultātu izmaiņas saskan ar teorētiski prognozēto piesārņotā ūdens uzturēšanās laiku attiecīgajā paraugu ņemšanas vietā. Turklāt mērījumu rezultāti katrā paraugu ņemšanas vietā liecina, ka piesārņojums tur nav identificējams jau nākamajā paraugā pēc teorētiskā piesārņojuma laika beigām. Tas nozīmē, ka dzeramā ūdens kvalitātes parametru mērījumu rezultāti atgriežas tādu pašu mērījumu rezultātu robežās, kādi tika novēroti pirms piesārņojuma gadījuma simulācijas. Līdz ar to var secināt, ka sistēmā nav novērojama difūzija un nekontrolēti tīra un piesārņota ūdens sajaukšanās gadījumi, kas varētu novest pie ļoti ilga atlikušā piesārņojuma konstatēšanas perioda, turklāt sistēma spēj

pašattīrīties. Tas nozīmē, ka teorētiskā piesārņojuma laika aprēķina metodiku var izmantot turpmākā tīra ūdens un piesārņojuma klašu veidošanā.

Piesārņojuma gadījumā konstatētās ūdens parametru izmaiņas

Dzeramā ūdens kvalitātes parametru mērījumu vidējie rezultāti tīra un piesārņota ūdens paraugiem (4.3. att. un 5. pielikums) ļauj spriest par kvalitātes parametru atbilstību dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām, kā arī par to svārstībām un nevienmērīgumu piesārņojuma scenāriju simulāciju laikā. Parametri EVS, pH un duļķainība, tiek salīdzināti ar likumdošanā iekļautajām rekomendējošajām vai pieļaujamajām vērtībām [87, 89].



4.3. att. Dzeramā ūdens kvalitātes parametri tīram ūdenim un piesārņotam ūdenim dažādu piesārņojuma scenāriju gadījumos.

Lielākas EVS parametra izmaiņas ir konstatētas gruntsūdeņu piesārņošanas scenārija īstenošanas laikā, kad parametra vidējā vērtība tīram ūdenim pieaug no 339,9 $\mu\text{S}/\text{cm}$ līdz 609 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Salīdzinoši mazāks pieaugums ir konstatēts notekūdeņu piesārņojuma scenārija gadījumā, kur EVS vērtība sasniedza 428 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Salīdzinoši minimālas EVS parametra izmaiņas konstatētas virszemes ūdens un patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumos, kad tā attiecīgi sasniedza 358 $\mu\text{S}/\text{cm}$ un 349 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Lielākās parametra svārstības jeb standartnovirze piesārņojuma laikā konstatēta virszemes ūdens piesārņošanas scenārija laikā, kad tā sasniedza 48,8 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Tas var būt izskaidrojams ar salīdzinoši augstu piesārņojuma šķīdumā konstatēto EVS standartnovirzi 94,3 $\mu\text{S}/\text{cm}$ pie vidējās aritmētiskās EVS vērtības 538,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Izmērītās EVS izmaiņas ir proporcionālas ūdensapgādes sistēmā esošā dzeramā ūdens un piesārņojuma šķīdumā esošajām EVS vērtībām (piesārņojums ir 10 % no kopējās plūsmas). EVS izmaiņu amplitūda ir tieši atkarīga no piesārņojuma šķīduma EVS vērtībām.

Savukārt lielākais parametra TOC kāpums konstatēts notekūdeņu piesārņojuma scenārija īstenošanas laikā, kad tas pieauga no 5,8 mg/l tīra ūdens gadījumā līdz 10,39 mg/l piesārņojuma laikā. Pārējos scenārijos TOC pieaugums ir salīdzinoši mazāks un sasniedz 6,71 mg/l (virszemes ūdens piesārņojuma scenārijs), 6,86 mg/l (gruntsūdeņu piesārņojuma scenārijs) un 7,07 mg/l (patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijs). Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā TOC izmaiņas ir tieši saistītas ar barotnes klātbūtni izmantotajā piesārņojuma šķīdumā [48]. Izmērītās TOC izmaiņas ir proporcionālas ūdensapgādes sistēmā esošā dzeramajā ūdenī un piesārņojuma šķīdumā esošajām TOC vērtībām.

Parametra pH absolūtās izmaiņas visos piesārņojuma gadījumos nepārsniedz 0,11 vienību novirzi no tīra ūdens parametra vērtības 6,7, turklāt pH absolūtās izmaiņas ir mazākas par tīra ūdens paraugos iegūto standartnovirzi (0,21) jeb ikdienas svārstībām. Nav novērojama to izmaiņu likumsakarība starp piesārņojuma šķīdumā un ūdensapgādes sistēmā esošo pH vērtībām un piesārņojuma proporciju.

Temperatūras izmaiņas visu piesārņojuma scenāriju laikā ir salīdzinoši mazas. Tās sasniedz 0,6 °C pieaugumu virszemes ūdens, 0,5 °C gruntsūdeņu un notekūdeņu, 0,4 °C patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenāriju gadījumā. Minimālās temperatūras izmaiņas var būt saistītas ar eksperimentos izmantoto piesārņojuma šķīdumu īpatnībām, jo visu šķīdumu temperatūra bija robežās no 19,2 °C līdz 20,2 °C. Līdz ar to arī paraugu ņemšanas vietās temperatūras izmaiņas ir relatīvi nelielas.

Vislielākās ORP parametra izmaiņas ir konstatētas notekūdeņu piesārņojuma laikā, kad ORP vērtība no 333 mV samazinājās līdz 23 mV. Šajā scenārijā izmaiņas ir bijušas vislielākās, jo tajā izmantotajā piesārņojuma šķīdumā ir bijusi ļoti atšķirīga -197 ± 24 mV ORP vērtība, kas būtiski pazeminājusi piesārņojuma laikā konstatēto ORP vērtību. Citu piesārņojuma scenāriju īstenošanas laikā izmaiņas bija salīdzinoši mazākas un izmērītās parametra vērtības bija 343 mV, 326 mV un 340 mV attiecīgi virszemes ūdens, gruntsūdeņu un patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā.

Konstatētais duļķainības pieaugums no 0,53 NTU tīrā ūdenī līdz 5,26 NTU notekūdeņu piesārņojuma scenārija laikā ir vislielākais. Mazāks duļķainības pieaugums ir konstatēts gruntsūdeņu un virszemes ūdeņu piesārņojuma laikā, kad tas attiecīgi sasniedza 2,37 NTU un 1,34 NTU vērtības. Salīdzinoši minimāls duļķainības kāpums konstatēts patogēno baktēriju

modeļa piesārņojuma gadījumā, kad tas sasniedza 0,64 NTU. Nav novērojama tieši proporcionālas sakarība starp NTU izmaiņām un izmantoto piesārņojuma šķīdumu. Tomēr notekūdeņu un gruntsūdeņu piesārņojuma scenārijos, kuros tika izmantoti piesārņojuma šķīdumi ar augstāku duļķainību, piesārņojuma laikā konstatētās izmaiņas ir bijušas vislielākās.

Izmantojot FCM parametra mērījumus, tīra ūdens paraugā esošais kopējais šūnu skaits $6,59 \times 10^5$ šūnas/ml atbilst literatūrā aprakstītajam šūnu skaitam, kur tas ir uzrādīts robežās no 10^4 līdz 10^6 šūnas/ml [17]. Vislielākais šūnu skaita pieaugums konstatēts notekūdeņu piesārņojuma scenārija īstenošanas laikā, kad tas sasniedza $1,11 \times 10^7$ šūnas/ml. Citu scenāriju laikā šūnu skaits pieauga līdz $1,16 \times 10^6$ (virszemes ūdens), $9,19 \times 10^5$ (gruntsūdeņi) un $1,06 \times 10^6$ (patogēno baktēriju modeļa piesārņojums).

Konstatētais kopējā ATF pieaugums no $4,08 \times 10^4$ RLU tīrā ūdenī līdz $3,51 \times 10^6$ RLU notekūdeņu piesārņojuma scenārija īstenošanas laikā ir vislielākais. Mazāks kopējā ATF pieaugums ir konstatēts gruntsūdeņu, virszemes ūdeņu un patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma laikā, kad mērījumi sasniedza attiecīgi $2,19 \times 10^5$ RLU, $9,22 \times 10^4$ RLU, $3,37 \times 10^5$ RLU vērtības. Konstatētie FCM un ATF pieaugumi dažādos scenārijos ir atbilstoši to vērtībām izmantotajos piesārņojuma šķīdumos.

Vizuāli un skaitliski ir novērojamas dzeramā ūdens kvalitātes parametru izmaiņas. Tomēr dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumos konstatētie mērījumu rezultāti norāda, ka, izmantojot fizikāli – ķīmiskās metodes un izvērtējot to atbilstību dzeramā ūdens kvalitātes nekaitīguma prasībām, nav iespējams detektēt lielāko daļu piesārņojuma gadījumu. Vienīgais scenārijs, kur kāda no fizikāli – ķīmisko parametru vērtībām pārsniedza Latvijā un ES reglamentēto, ir notekūdeņu piesārņojums, kad eksperimentu laikā nomērītā duļķainības parametra vērtība 5,26 NTU pārsniedza reglamentēto 3 NTU vērtību [87]. Savukārt atbilstīgi rekomendācijām Kanādā, kur pieļaujamā duļķainība ir 1 NTU [47], tā tiktu konstatēta, arī īstenojot virszemes un gruntsūdeņu piesārņojuma scenārijus. Šie rezultāti ikdienas vai kārtējā monitoringa veikšanas laikā ļautu konstatēt atkāpes no normas. Visu pārējo reglamentēto parametru vērtības visu piesārņojuma scenāriju īstenošanas laikā ir dzeramā ūdens nekaitīguma prasību robežās. Iegūtie pH parametra rezultāti (6,70) uzrāda tā neatbilstību Kanādā rekomendētajām pH vērtības robežām no 7,0 līdz 10,5 [47] pat tīrā ūdenī, tātad atkāpes arī piesārņojuma gadījumā (6,68–6,81) netiktu konstatētas.

Mikrobioloģisko parametru izmaiņas ir salīdzinoši lielas un labi raksturo piesārņojuma gadījumus, diemžēl to detektēšanai izmantotie ATF un FCM parametri nav reglamentēti un ikdienas monitoringa laikā netiktu izmantoti, līdz ar to īstermiņā nekonstatējot piesārņojumu. Atkāpes no normas, visticamāk, tiktu konstatētas, veicot mikrobioloģiskos izmeklējumus ar klasiskajām kultivēšanas metodēm.

Konstatētās ūdens parametru izmaiņas norāda uz potenciālu EVS, duļķainības, TOC, ATF un FCM parametru izmantošanu piesārņojumu gadījumu detektēšanā, kā arī uz ORP, T un pH parametru nelielajām izmaiņām dažāda piesārņojuma gadījumos, izņemot notekūdeņu piesārņojuma gadījumu, kad ORP parametram konstatētas ievērojamas izmaiņas. Temperatūras parametrs varētu uzrādīt precīzākus rezultātus citos klimatiskos apstākļos vai gadalaikā, jo simulētajos scenārijos visu piesārņojuma šķīdumu temperatūra bija salīdzinoši līdzīga [27]. Temperatūras izmaiņas varētu izmantot sistēmās, kur ir augsts virszemes ūdeņu intrūzijas risks,

jo virszemes ūdeņos temperatūras izmaiņas var sasniegt no 5 līdz 30 °C, tādējādi iespējams radīt ievērojamas temperatūras svārstības ūdensapgādes tīklā, kas norādītu uz problēmām ūdensapgādes sistēmā [181].

Piesārņojuma gadījuma laikā konstatētās relatīvās ūdens parametru izmaiņas

Ūdensapgādes sistēmas piesārņojuma simulācijas gadījumos tika konstatētas dzeramā ūdens kvalitātes parametru vidējās relatīvās izmaiņas, kas apkopotas 4.3. tabulā. Relatīvās izmaiņas normālas sistēmas darbības laikā EVS ir $\pm 1,7\%$, TOC ir $\pm 3,4\%$, pH ir $\pm 3,1\%$, temperatūrai ir $\pm 2,2\%$, ORP ir $\pm 6,6\%$, NTU $\pm 15,1\%$, kopējam šūnu skaitam ir $\pm 23,1\%$ un kopējam ATF ir $\pm 39,6\%$ no katra parametra vidējās aritmētiskās vērtības. Eksperimentos iegūtās ikdienas relatīvās parametru izmaiņas visiem fizikāli – ķīmiskajiem parametriem, salīdzinot ar literatūrā aprakstītajām 20–30 % [166] ikdienas parametru svārstībām, ir zemas. Visos piesārņojuma gadījumos tika konstatētas vismaz piecu ūdens kvalitātes parametru izmaiņas, kas ir lielākas par attiecīgo parametru izmaiņām sistēmas normālas darbības un nepiesārņota ūdens apstākļos (tabulā atzīmētas ar brūnu iekrāsojumu).

4.3. tabula

Vidējās tīrā ūdens kvalitātes parametru vērtības un to relatīvās izmaiņas tīrā ūdens un piesārņojuma scenāriju gadījumā

Parametrs	Mērv.	Tīrs ūdens*	Virszemes ūdens	Gruntsūdeņi	Notekūdeņi	Patogēno baktēriju modelis
EVS	μS/cm	339,9 ± 5,8	5,3 %	79,3 %	26,0 %	2,5 %
TOC	mg/l	5,8 ± 0,2	15,7 %	18,3 %	79,2 %	22,0 %
pH		6,7 ± 0,21	1,1 %	1,7 %	0,8 %	- 0,3 %
T	°C	18,6 ± 0,4	3,2 %	2,8 %	2,7 %	2,0 %
ORP	mV	333 ± 22	3,0 %	- 2,1 %	- 93,1 %	2,2 %
Duļķainība	NTU	0,53 ± 0,08	153,4 %	347,6 %	892,1 %	21,1 %
Kopējais šūnu skaits (FCM)	šūnas/ml	6,59 x 10 ⁵ ± 1,52 x 10 ⁵	76,0 %	39,4 %	1580,6 %	60,9 %
Kopējais ATF	RLU	4,08 x 10 ⁴ ± 1,61 x 10 ⁴	126,2 %	438,3 %	8521,0 %	726,6 %

* tīrā ūdens rezultāti norādīti, izmantojot atbilstīgās mērvienības

** ar brūnu krāsu apzīmētas relatīvās vērtības, kas pārsniedz nepiesārņota dzeramā ūdens parametru ikdienas izmaiņas (standartnovirzi nepiesārņota ūdens kvalitātes mērījumos).

Konstatētās parametra pH relatīvās izmaiņas nevienā no piesārņojuma scenārijiem nepārsniedza parametra svārstības tīrā ūdenī ikdienā. Tās bija robežās no 0,3 % līdz 1,7 %, salīdzinot ar 3,1 % svārstībām ikdienā. Konstatētās parametra ORP relatīvās izmaiņas tikai notekūdeņu piesārņojuma scenārijā (-93,1 %) pārsniedza tīrā ūdens ikdienas svārstības $\pm 6,6\%$. Pārējo trīs piesārņojuma scenāriju gadījumā ORP relatīvās izmaiņas saglabājās mazākas par svārstībām tīrā ūdenī ikdienā, attiecīgi -2,1 % gruntsūdeņu, 2,2 % patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma un 3,0 % virszemes ūdens piesārņojuma scenārijos. Konstatētās temperatūras

parametra svārstības tikai patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija gadījumā nepārsniedza ikdienas svārstību robežu $\pm 2,2 \%$ un bija $2,0 \%$, pārējos scenārijos konstatētās relatīvās izmaiņas bija lielākas par ikdienas svārstību robežu, attiecīgi $2,7 \%$ notekūdeņu, $2,8 \%$ gruntsūdeņu un $3,2 \%$ virszemes ūdeņu scenārijos. Parametru EVS, TOC, duļķainība, FCM un ATF konstatētās relatīvās izmaiņas pārsniedza ikdienas svārstības visos īstenotajos piesārņojuma scenārijos. Vislielākās relatīvās izmaiņas fiksētas mikrobioloģiskajiem parametriem ATF un FCM, kas attiecīgi svārstās robežās no $39,4 \%$ līdz $1580,6 \%$ FCM parametram un no $126,3 \%$ līdz $8521,0 \%$ ATF parametram. Duļķainības relatīvās izmaiņas ir robežās no $21,1 \%$ līdz $892,1 \%$, kas ir lielākās fizikāli – ķīmisko parametru vidū.

Salīdzinoši vismazākās relatīvās parametru izmaiņas no $1,1 \%$ (pH) līdz $153,4 \%$ (NTU) fiksētas virszemes ūdens piesārņojuma scenārijā. Vislielākās relatīvās parametru izmaiņas fiksētas notekūdeņu piesārņojuma scenārijā, kad tās bija robežās no $0,8 \%$ (T) līdz $8521,0 \%$ (ATF). Vismazāk parametru svārstību, kas pārsniegušas ikdienas svārstību līmeni, ir fiksētas patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija gadījumā. Savukārt notekūdeņu piesārņojuma scenārija gadījumā tikai temperatūras parametra relatīvās izmaiņas nav pārsniegušas ikdienas svārstību līmeni.

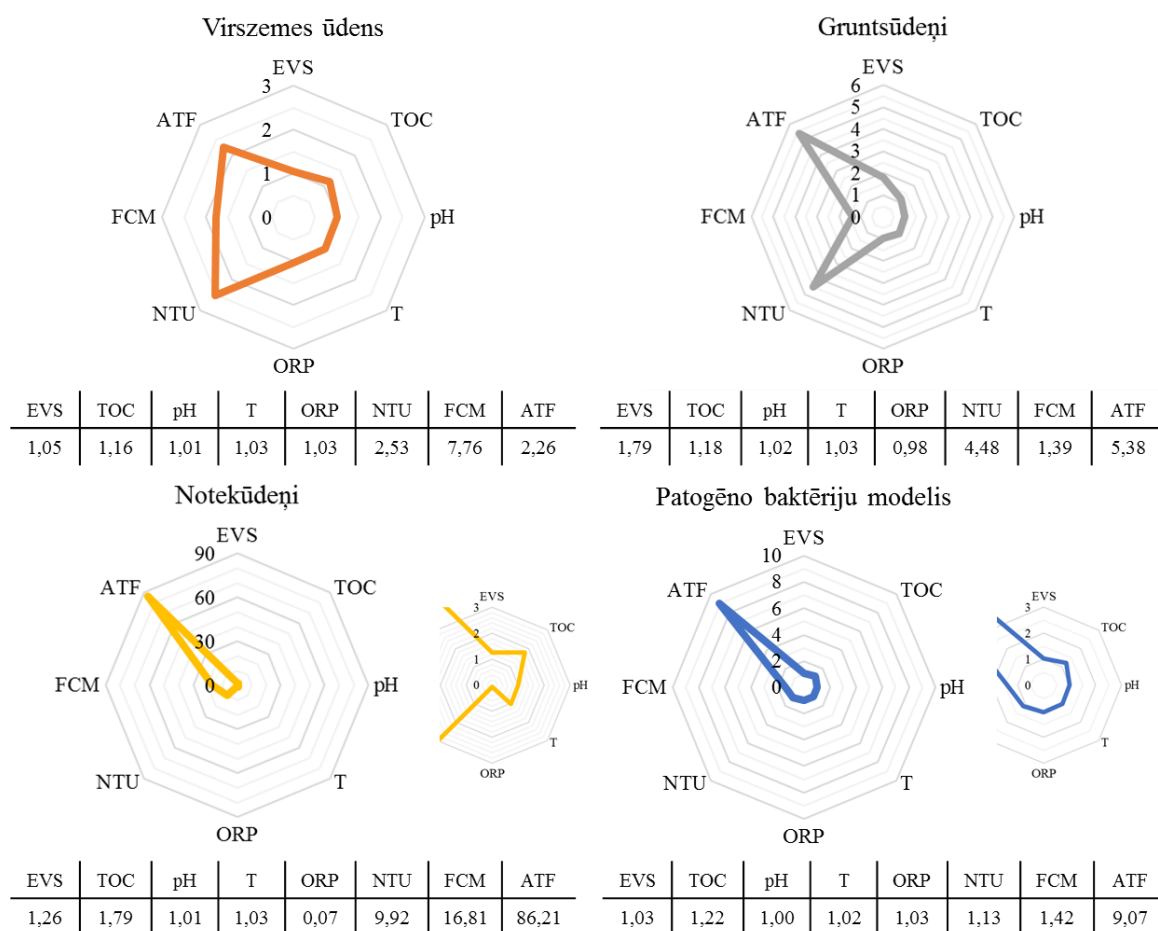
Iegūtie rezultāti par dzeramā ūdens kvalitātes parametru relatīvajām izmaiņām dažādu piesārņojuma scenāriju gadījumā ļauj secināt, ka vislielākās relatīvās izmaiņas, līdz ar to lielākā teorētiskā varbūtība detektēt piesārņojuma gadījumu ir fiksēta notekūdeņu piesārņojuma scenārijā. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijs varētu būt visgrūtāk detektējams, jo relatīvās parametru izmaiņas ikdienas svārstību līmeni ir pārsniegušas tikai pieciem parametriem. Turklāt fizikāli – ķīmisko parametru EVS un duļķainības relatīvās izmaiņas ir salīdzinoši nedaudz lielākas par ikdienas svārstībām, attiecīgi $2,5 \%$ pie $\pm 1,7 \%$ ikdienas svārstībām EVS un $21,1 \%$ pie $\pm 15,1 \%$ ikdienas svārstībām duļķainībai. Vienīgais fizikāli – ķīmiskais parametrs, kura relatīvās izmaiņas patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā ir salīdzinoši lielas ir TOC ($22,0 \%$ pie $\pm 3,4 \%$ ikdienas svārstībām). Tās ir salīdzināmas ar līdzīgos eksperimentos (ar $2,5 \times 10^6$ šūnas/ml *E. coli* ievadīšanu ūdensapgādes sistēmās) konstatēto 15% – 36% TOC pieaugumu [119]. Citu scenāriju gadījumā EVS, TOC un duļķainības relatīvās izmaiņas, salīdzinot ar ikdienas svārstībām, ir lielas.

Parametra pH izmaiņas ir vismazākās, nevienā no četriem scenārijiem tās nepārsniedz ikdienas relatīvās parametru izmaiņas. Temperatūras relatīvās izmaiņas piesārņojuma gadījumā ir salīdzinoši mazas un nevienā no gadījumiem nav par 10% lielākas nekā ikdienas svārstību līmenis [48], turklāt pH izmaiņas nevienā no piesārņojuma gadījumiem nepārsniedz $0,5$, kas tiek uzskatītas par piesārņojumu indicējošām [48]. Līdz ar to pH un temperatūras mērījumi piesārņojuma gadījumu detektēšanai var būt mazāk lietderīgi [111]. ORP parametra relatīvās izmaiņas piesārņojuma scenāriju gadījumos un citu autoru eksperimentos, kur tās lielākoties nepārsniedz 10% robežu [110, 111], ļauj secināt, ka parametru varētu veiksmīgi izmantot specifisku piesārņojuma gadījumu detektēšanai. Piemēram, notekūdeņu piesārņojuma scenārijā esošā piesārņojuma detektēšanai, bet citu scenāriju gadījumā šī parametra mērījumi var būt mazāk lietderīgi. Duļķainības, EVS un TOC parametru relatīvās izmaiņas visu piesārņošanas scenāriju gadījumā pārsniedz ikdienas parametru svārstību līmeni, līdz ar to šie parametri var būt lietderīgi dažādu piesārņojuma gadījumu detektēšanai. Līdzīgu secinājumu pēc

eksperimentiem ar dažādiem piesārņojuma veidiem ir izdarījusi zinātnieku grupa, kas konstatējusi vislielākās TOC, duļķainības izmaiņas [119]. Kopējā šūnu skaita un kopējā ATF parametru relatīvās izmaiņas visu piesārņojuma gadījumu scenāriju simulācijās ļauj secināt, ka šo parametru mērījumi var būt ļoti lietderīgi dažādu piesārņojuma gadījumu detektēšanā.

4.4. Piesārņojuma tipu klašu definēšana

Lai varētu automātiski detektēt dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumu, izmantojot Mahalanobisa attāluma metodi atbilstīgi algoritma metodikai (3.3. att.) (1. posmam), ir nepieciešams definēt klases tīra un piesārņota ūdens gadījumiem. Katras piesārņojuma klases *RB* (attiecīgā parametra piesārņota un tīra ūdens attiecība) vidējās vērtības, kas aprēķinātas, izmantojot 2.23 vienādojumu un attēlojot tās *spider* tipa diagrammā, veido attiecīgā piesārņojuma tipa „pirkstu nospiedumus” (4.4. att.). Virszemes piesārņojumam aprēķinātās *RB* vērtības ir vienmērīgākas ar izteiktākiem NTU (2,53), FCM (7,76) un ATF (2,26) parametriem. Gruntsūdeņu piesārņojuma gadījumā „pirkstu nospiedumā” tiek iegūtas to raksturojošas EVS (1,79), ATF (5,38) un NTU (4,48) veidotās novirzes no tīra ūdens parametriem. Notekūdeņiem veidojas raksturīgas ATF (86,21) un FCM (16,81) izteikti pozitīvas novirzes un ORP (0,07) novirze, kas tiecas diagrammas centra virzienā. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā veidojas tām raksturīgas ATF (2,26) un FCM (7,76) novirzes.



4.4. att. Dažādu piesārņojuma tipu klasifikācijai aprēķinātās *RB* vērtības.

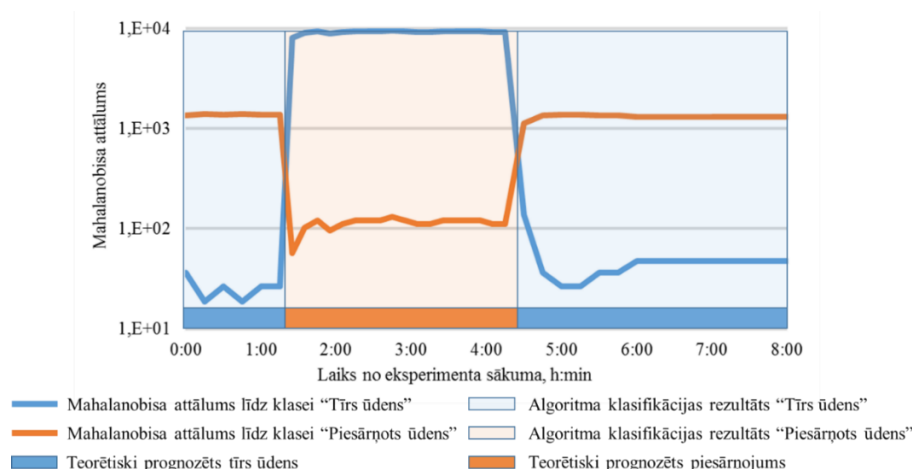
Dažādus dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumus raksturojošie parametri ir: NTU, FCM un ATF kombinācija piesārņojumam virszemes scenārija gadījumā, EVS, ATF un NTU kombinācija piesārņojumam gruntsūdeņu scenārija gadījumā, ORP, ATF un FCM kombinācija piesārņojumam notekūdeņu scenārija gadījumā, ATF un FCM kombinācija patogēnu baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija gadījumā.

Iegūtās *RB* skaitliskās vērtības tiek apvienotas vektoros, kas sastāv no attiecīga skaita mainīgo elementu skaitļu kopā. Ja algoritmā tiek iekļauti visi astoņi parametri, tad arī vektors sastāv no astoņu skaitļu kopas. Piemēram, virszemes ūdeņu piesārņojums scenārija gadījumā piesārņojuma vidējo *RB* vērtību vektors $p(V) = (1,05, 1,16, 1,01, 1,03, 1,03, 2,53, 7,76, 2,26)$.

4.5. Atsevišķu parametru mērījumu piesārņojuma detektēšanas precizitāte

Lai identificētu parametrus, ar kuru mērījumiem būtu iespējams detektēt piesārņojuma gadījumu ar visaugstāko precizitāti, tika noteikts piesārņojuma detektēšanas jutīgums un nolasījumu klasifikācijas precizitāte katram no mērītajiem dzeramā ūdens kvalitātes parametriem. Automātiska piesārņojuma detektēšana tika veikta, izmantojot iepriekš aprakstīto piesārņojuma detektēšanas Mahalanobisa attāluma algoritmu (3.3. att.). Šajā gadījumā katrs parametrs tika izvērtēts atsevišķi, tāpēc piesārņojuma klases un mērījumus raksturo vektori, kas sastāv no viena skaitļa skaitļu kopā. Piemēram, piesārņojuma vidējo vērtību vektors parametram pH virszemes ūdeņu piesārņojumam $p(\text{pH}) = (1,01)$.

Katra piesārņojuma scenārija eksperimentālās īstenošanas laikā tika veikti ūdens kvalitātes parametru nolasījumi 93 laika soļos. Piesārņojuma detektēšanai tiek izmantots katra piesārņojuma scenārija otrais un trešais atkārtojums, tātad katru piesārņojuma scenāriju raksturo 186 nolasījumi. To *RB* vērtību izmaiņas eksperimenta laikā apkopotas 6. pielikumā. Katrā laika solī veikto Mahalanobisa attāluma līdz iepriekš definētām klasēm (4.4. att.) (tīra vai piesārņota ūdens) aprēķinu rezultātu, automātiskā piesārņojuma klasifikācijas algoritma izmantošanas rezultātu un teorētisko piesārņojumu periodu piemērs redzams 4.5. attēlā. Piemērā attēlota notekūdeņu scenārija EVS otrā atkārtojuma mērījumu rezultātu apstrāde, kur piesārņojuma klasifikācijas precizitāte P ir 1,00.



4.5. att. Mahalanobisa attālumu aprēķina un klasifikācijas rezultātu piemērs. EVS parametra notekūdeņu scenārija otrā piesārņojuma atkārtojuma datu apstrāde.

Visu parametru nolasījumu atbilstība piesārņojuma gadījumam (*TN*, *FN*, *FP*, *TP*), piesārņojuma detektēšanas jutīgums (*PD*), viltus trauksmes līmenis (*FAR*) un piesārņojuma klasificēšanas precizitāte (*P*) apkopota 7. pielikumā. Atsevišķu parametru sensoru klasifikācijas precizitātes (*P*) salīdzinājums apkopots 4.4. tabulā un 4.6. attēlā.

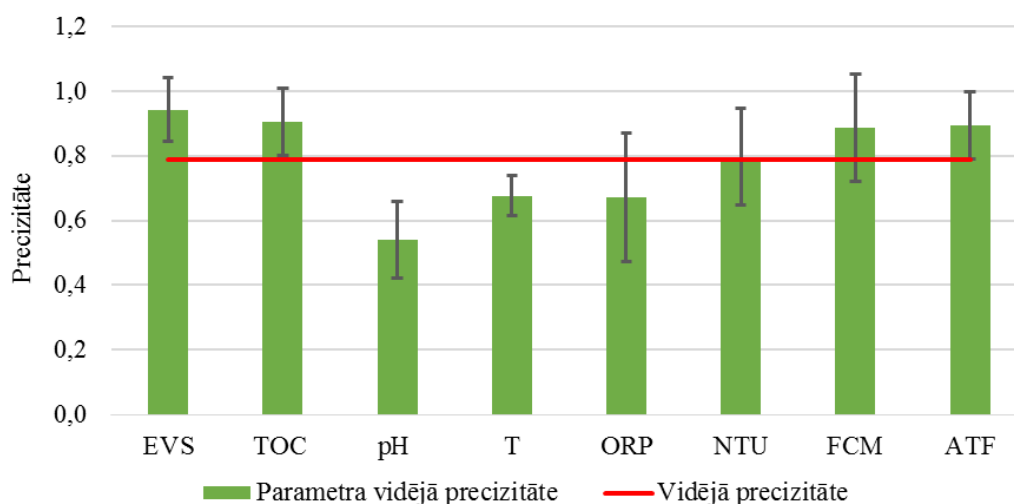
4.4. tabula

Atsevišķu dzeramā ūdens kvalitātes parametru piesārņojuma klasifikācijas precizitāte

Parametrs	Virszemes ūdens	Gruntsūdeņi	Notekūdeņi	Patogēnā piesārņojuma modelis	Parametra vidējā precizitāte	Standartnovirze
EVS	0,99*	0,98	1,00	0,80	0,94	0,10
TOC	0,88	0,77	1,00	0,97	0,90	0,10
pH	0,56	0,37	0,63	0,60	0,54	0,12
T	0,65	0,75	0,70	0,61	0,68	0,06
ORP	0,52	0,60	0,96	0,61	0,67	0,20
NTU	0,78	0,78	0,99	0,63	0,80	0,15
FCM	0,97	0,94	1,00	0,64	0,89	0,17
ATF	0,87	0,98	0,76	0,97	0,90	0,10
Scenārija vidējā precizitāte	0,78	0,77	0,88	0,73	0,79	
Standartnovirze	0,17	0,20	0,15	0,15	0,14	

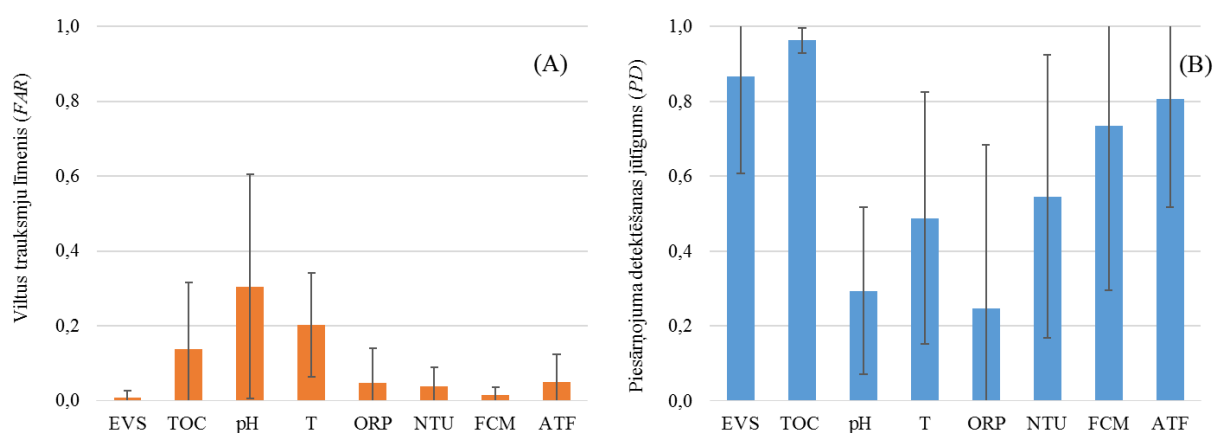
* ar zaļu krāsu apzīmēta piesārņojuma klasifikācijas precizitātes parametrs, kas ir lielāks par vidējo scenārija vērtību.

Maksimāli iespējamais klasificēšanas precizitātes parametrs ir 1,00, kas atbilst 100 % precīzai tīra un piesārņota ūdens automātiskai klasifikācijai un piesārņojuma detektēšanas algoritma nekļūdīgai darbībai. Viltus trauksmes līmenis un piesārņojuma detektēšanas jutības rezultāti (4.7. att. un 8. pielikums) uzrāda dažādu parametru spēju atšķirt piesārņojuma gadījumus no tīra ūdens sistēmā.



4.6. att. Atsevišķu parametru piesārņojuma detektēšanas precizitāte.

Parametra vidējā precizitāte apraksta katra dzeramā ūdens kvalitātes mērījumu parametra spēju precīzi klasificēt piesārņojuma gadījumu. Scenārija vidējā precizitāte ir lielums, kas apraksta vidējo precizitāti, klasificējot attiecīgā scenārija piesārņojuma gadījumus. Kopumā dzeramā ūdens piesārņojuma vidējā klasifikācijas precizitāte, mērot atsevišķus dzeramā ūdens parametrus, ir 0,79, kas atbilst 79 % precīziem tīra un piesārņota ūdens klasifikācijas gadījumiem. Iegūtais rezultāts ir tuvs rezultātam, kas tika iegūts iepriekš veiktajos agrīno brīdinājuma sistēmu piesārņojuma detektēšanas precizitātes izvērtējumu eksperimentos, kur precīzi tika klasificēti 82 % nolasījumu [36]. Ar visaugstāko vidējo klasifikācijas precizitāti tika klasificēts piesārņojuma gadījums notekūdeņu piesārņošanas scenārijā ($0,88 \pm 0,15$), salīdzinoši zemāka klasifikācijas precizitāte bijusi, nosakot piesārņojumu virszemes ($0,78 \pm 0,17$), gruntsūdeņu ($0,77 \pm 0,20$) un patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma ($0,73 \pm 0,15$) scenāriju gadījumā. Visaugstākā vidējā piesārņojuma detektēšanas vidējā jutība noteikta notekūdeņu scenārijā ($0,80 \pm 0,27$). Zemāka piesārņojuma detektēšanas vidējā jutība konstatēta gruntsūdeņu ($0,70 \pm 0,34$) un virszemes ūdeņu ($0,66 \pm 0,36$) scenārijos. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā ir viszemākā vidējā piesārņojuma detektēšanas vidējā jutība ($0,31 \pm 0,41$) un zemākais vidējais viltus trauksmes līmenis ($0,00 \pm 0,01$). Tas liecina par lielu parametru mērījumu līdzību piesārņojuma gadījumā un tīrā ūdenī. Visaugstākais vidējais viltus trauksmes līmenis $0,18 \pm 0,26$ noteikts gruntsūdeņu piesārņojuma scenārijā. Salīdzinoši zemāks vidējais viltus trauksmes līmenis konstatēts virszemes ūdens ($0,15 \pm 0,09$) un notekūdeņu ($0,07 \pm 0,13$) piesārņojuma scenārijos.



4.7.att. Atsevišķu parametru piesārņojuma viltus trauksmes vidējais līmenis (A) un vidējais piesārņojuma detektēšanas jutīgums (B).

Visaugstāko klasifikācijas precizitāti, nosakot piesārņojuma gadījumu, uzrādījis EVS parametrs, ar kura mērījumiem piesārņota un tīra ūdens klasifikācija ir veikta ar vidējo precizitāti $0,94 \pm 0,10$, kas atbilst 94 %. Turklāt notekūdeņu piesārņošanas scenārija gadījumā tika sasniegta klasifikācijas precizitātes vērtība 1,00. Arī virszemes un gruntsūdeņu scenārijos EVS klasifikācijas precizitātes vērtības bija ļoti augstas, attiecīgi 0,99 un 0,98. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā EVS uzrādīja salīdzinoši sliktāku klasifikācijas precizitāti 0,80, tomēr tā ir augstāka nekā vidējā patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija klasifikācijas precizitāte, kas ir 0,73. EVS piesārņojuma detektēšanas mērījumu

rezultāti uzrādījuši viszemāko vidējo viltus trauksmes līmeni ($0,01$) un augstu piesārņojuma detektēšanas jutību ($0,87 \pm 0,26$). Trīs scenāriju gadījumā EVS saglabāja $0,00$ viltus trauksmes līmeni tikai gruntsūdeņu piesārņojuma scenārija gadījumā, viltus trauksmes līmenim sasniedzot $0,04$. Gruntsūdeņu un notekūdeņu piesārņojuma scenāriju gadījumā piesārņojuma detektēšanas jutība ir $1,00$, virszemes ūdens scenārijā – $0,99$. Salīdzinoši zemāka piesārņojuma detektēšanas jutība reģistrēta patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā ($0,48$), ko varētu izskaidrot ar piesārņojuma reaģenta EVS vērtību ($407,8$), kas bija salīdzinoši tuvāka tīrā ūdenī izmērītajai ($339,9$). Teorētiski šajā scenārijā bija paredzēts novērot lielākas EVS izmaiņas, jo piesārņojumā tika iekļauta arī barotne [45, 111], tomēr tās kopējais tilpums ir bijis par mazu, lai iespaidotu kopējo EVS vērtību. EVS salīdzinoši augsto piesārņojuma detektēšanas varbūtību var skaidrot ar relatīvi zemajām ikdienas parametra svārstībām $\pm 1,7 \%$, kas ir salīdzinoši mazākas nekā līdz šim literatūrā aprakstītās $\pm 3 \%$ ikdienas svārstības [48, 110, 111]. Tādējādi jebkuras novirzes no normas ir vieglāk detektējamas.

Salīdzinoši augstu vidējo piesārņojuma klasifikācijas precizitāti uzrādījuši arī TOC ($0,90 \pm 0,10$), FCM ($0,89 \pm 0,17$) un ATF ($0,90 \pm 0,10$) parametri, turklāt TOC un FCM parametri notekūdeņu piesārņošanas scenārija gadījumā uzrādījuši klasifikācijas precizitāti $1,00$. TOC parametrs visos scenārijos piesārņojumu ir noteicis ar augstāku klasifikācijas precizitāti nekā scenārija vidējā precizitāte, attiecīgi $0,88$, ja scenārija vidējā precizitāte ir $0,78$ virszemes ūdeņu scenārijā, $0,77$, ja $0,77$ gruntsūdeņu scenārijā, $1,00$, ja $0,88$ notekūdeņu scenārijā, un $0,97$, ja $0,73$ patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā. FCM uzrādījis salīdzinoši augstu klasifikācijas precizitāti $0,97$ un $0,94$ virszemes un gruntsūdeņu scenārijos, bet patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā klasifikācijas precizitāte ir tikai $0,64$. TOC piesārņojumu ir detektējis ar vidēji augstāku piesārņojuma detektēšanas jutību ($0,96 \pm 0,03$), kas ir arī visaugstākā vidējā piesārņojuma detektēšanas jutība no visiem parametriem, nekā FCM ($0,73 \pm 0,44$). Tomēr TOC mērījumi ir radījuši augstāku vidējo viltus trauksmes līmeni ($0,14 \pm 0,18$) nekā FCM ($0,02 \pm 0,02$). TOC uzrādījis salīdzinoši ļoti augstu patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma detektēšanas jutību $0,92$. FCM patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā uzrādījis tikai $0,08$ piesārņojuma detektēšanas jutību.

Savukārt ATF ar augstu klasifikācijas precizitāti piesārņojuma gadījumus detektējis patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma ($0,97$) un gruntsūdeņu ($0,98$) scenārijos. Zemāka klasifikācijas precizitāte ir bijusi virszemes ūdeņu scenārijā, nosakot piesārņojumu ($0,87$). Vissliktāk ATF ir klasificējis piesārņojuma gadījumu notekūdeņu piesārņošanas scenārijā ($0,76$). ATF vidējā piesārņojuma detektēšanas jutība $0,81 \pm 0,29$ ir salīdzinoši augsta, bet vidējais viltus trauksmes līmenis $0,05 \pm 0,08$ –salīdzinoši zems. ATF zemāko piesārņojuma detektēšanas jutību ($0,38$) uzrādījis notekūdeņu scenārijā. Salīdzinoši augsta jutība saglabājusies arī citu piesārņojuma scenāriju īstenošanas laikā, attiecīgi $0,92$ virszemes ūdeņu un $1,00$ gruntsūdeņu piesārņojuma scenārija gadījumā. ATF ar visaugstāko jutību $0,93$ no visiem parametriem ir detektējis piesārņojumu patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā.

NTU parametra mērījumi ir ļāvuši klasificēt piesārņojumu ar $0,80$ precizitāti, kas ir nedaudz augstāka par scenārija vidējo piesārņojuma klasifikācijas precizitāti $0,79$. Visaugstākā klasifikācijas precizitāte NTU parametram bijusi notekūdeņu piesārņojuma scenārijā ($0,99$).

Salīdzinoši zemāka, tomēr virs scenārija vidējās piesārņojuma klasifikācijas precizitātes NTU precizitāte ($0,78$) ir bijusi virszemes ūdeņu un gruntsūdeņu piesārņojuma scenārijos. Viszemāko klasifikācijas precizitāti ($0,63$) NTU uzrādījis patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija gadījumā. Dulķainības vidējais piesārņojuma detektēšanas jutīgums ir $0,55 \pm 0,38$ ar visaugstāko jutību $1,00$ notekūdeņu un viszemāko jutību $0,08$ patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijos. NTU vidējais viltus trauksmes līmenis ir salīdzinoši zems ($0,04 \pm 0,05$). Iespējams, ka NTU precizitāte ir salīdzinoši augsta, jo attiecīgajos eksperimentos konstatētās parametra ikdienas svārstības $\pm 15,1 \%$, ir zemākas nekā literatūrā aprakstītās tipiska NTU parametra ikdienas nevienmērība ($\pm 52,5-71,8 \%$) [44, 111], tādējādi piesārņojuma gadījumi vai atkāpes no normas ir vieglāk detektējamas.

Vissliktākie piesārņojuma klasificēšanas rezultāti konstatēti pH parametram, kura mērījumi ļāvuši fiksēt piesārņojumu ar vidēju $0,54 \pm 0,12$ precizitāti. Arī T un ORP parametru vidējā precizitāte ir zemāka par vidējo piesārņojuma klasifikācijas precizitāti $0,79$, attiecīgi $0,68$ un $0,67$. Turklāt T un pH parametru mērījumi visos scenārijos piesārņojumu ir klasificējuši mazāk precīzi nekā scenārija vidējā klasifikācijas precizitāte. Izmantojot ORP parametru, ar augstu precizitāti ($0,96$) noteikts piesārņojums notekūdeņu piesārņojuma scenārija gadījumā. Tomēr citu scenāriju gadījumā klasificēšanas precizitāte ir bijusi zem scenārija vidējās precizitātes attiecīgi $0,52$, pie $0,78$ virszemes ūdeņu, $0,60$ pie $0,77$ gruntsūdeņu un $0,61$ pie $0,73$ patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā. Šo trīs parametru vidējais viltus trauksmes izziņošanas līmenis ir bijis visaugstākais, attiecīgi ORP $0,05 \pm 0,09$, pH $0,31 \pm 0,30$, T $0,20 \pm 0,14$, turklāt vidējais piesārņojuma detektēšanas jutīgums ir bijis viszemākais, attiecīgi ORP $0,25 \pm 0,44$, pH $0,29 \pm 0,22$ un T $0,49 \pm 0,34$. ORP salīdzinoši zemās piesārņojuma detektēšanas pamatā varētu būt tā mērīšanai izmantoto sensoru īpatnības, kas faktisko ORP vērtību nosaka ar apmēram 10 līdz 15 minūšu aizturi [48, 110, 119].

Vislabākos piesārņojuma klasifikācijas un detektēšanas rezultātus uzrādījuši EVS un TOC parametri, kas visu scenāriju gadījumā piesārņojumu ir konstatējuši ar augstāku precizitāti nekā katra piesārņojuma scenārija vidējā precizitāte. EVS un TOC parametru efektivitāte, detektējot piesārņojuma gadījumus, ir eksperimentāli pārbaudīta citu zinātnieku iepriekš veiktajos pētījumos, kur, izmantojot minētos parametrus, detektēti dažādi ķīmiskā piesārņojuma gadījumi [111, 119]. Parametri NTU, FCM un ATF šādu precizitāti uzrādījuši trīs no četriem scenārijiem. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā ATF atšķirībā no lielākās daļas citu parametru ir bijusi salīdzinoši augsta klasifikācijas precizitāte, tātad tiek pamatota tā pielietojamība specifiska piesārņojuma gadījumā.

Piesārņojuma klasificēšanas rezultāti nav tieši saistīti ar katra parametra svārstībām normālas ūdensapgādes sistēmas darbības laikā, jo parametri ATF, FCM un NTU, kam ikdienas svārstības bija attiecīgi $\pm 39,6 \%$, $\pm 23,1 \%$ un $\pm 15,1 \%$, uzrādīja salīdzinoši augstus piesārņojuma klasificēšanas rezultātus. Savukārt parametri T ($\pm 2,2 \%$), pH ($\pm 3,1 \%$) un ORP ($\pm 6,6 \%$), kam relatīvās ikdienas svārstības bija salīdzinoši zemas, uzrādīja salīdzinoši zemāku precizitāti. Tātad arī salīdzinoši lielas ūdens parametru svārstības normālas sistēmas darbības laikā var atšķirt no piesārņojuma gadījumiem.

Iegūtie rezultāti apliecina iepriekš izteiktos pieņēmumus par pH un T parametru mērījumu lietderību piesārņojuma gadījumu klasifikācijā un detektēšanā. Arī ORP parametram ir

salīdzinoši augsta precizitāte, detektējot piesārņojumu tikai notekūdeņu scenārija gadījumā. Šāds rezultāts sakrīt ar iepriekš veiktu eksperimentu rezultātiem un ORP parametra veiksmīgu izmantošanu attīrītu notekūdeņu intrūzijas gadījuma detektēšanai [111]. Parametru pH (0,54), T (0,68) un ORP (0,67) vidējā piesārņojuma klasificēšanas precizitāte ir zemāka par kopējo vidējo piesārņojuma klasificēšanas precizitāti 0,79, turklāt minētā attiecīgo parametru piesārņojuma klasificēšanas precizitāte ir zemāka nekā jau esošo agrīnā brīdinājuma sistēmu precizitāte, kas ir 82 % [36]. Konstatētais piesārņojuma detektēšanas jutīgums pH (0,29), T (0,49) un ORP (0,25) ir mazāks par visiem iepriekš literatūrā aprakstītajiem piesārņojuma detektēšanas jutīguma parametriem (4.1. tabula) [10, 35, 161, 163, 180].

Eksperimentāli konstatētie rezultāti sakrīt arī ar citu autoru secinājumiem. Piemēram, ka pH un ORP parametru mērījumus var izmantot piesārņojuma gadījumu detektēšanai, bet tos nevajadzētu lietot par primārajiem parametriem. Šos parametrus ieteikts lietot piesārņojuma gadījumu apstiprināšanai [119]. Turpretī citā pētījumā, kurā veikti eksperimenti, injicējot *E. coli* pilota mēroga ūdensapgādes sistēmā, pH un temperatūras parametru izmantošana tiek uzskatīta par lietderīgu piesārņojuma detektēšanā. Tomēr autori arī atzīst, ka šo parametru mērījumu nevienmērīgums nepiesārņota ūdens apstākļos ir ļoti augsts apgrūtinot piesārņojuma gadījumu detektēšanu [182]. Tādēļ ir pieņemts lēmums turpmākajos piesārņojuma detektēšanas un datu apstrādes procesos T, ORP un pH parametrus neiekļaut. Līdzīgs lēmums ir pieņemts pēc dažādu piesārņojuma gadījumu simulāciju eksperimentiem un *CANARY* piesārņojuma detektēšanas algoritma pārbaudēm [151]. Temperatūras mērījumi tiek saglabāti, lai precīzi monitorētu EVS parametru [23], bet monitoringa rezultāti netiek apstrādāti ar piesārņojuma detektēšanas algoritmu.

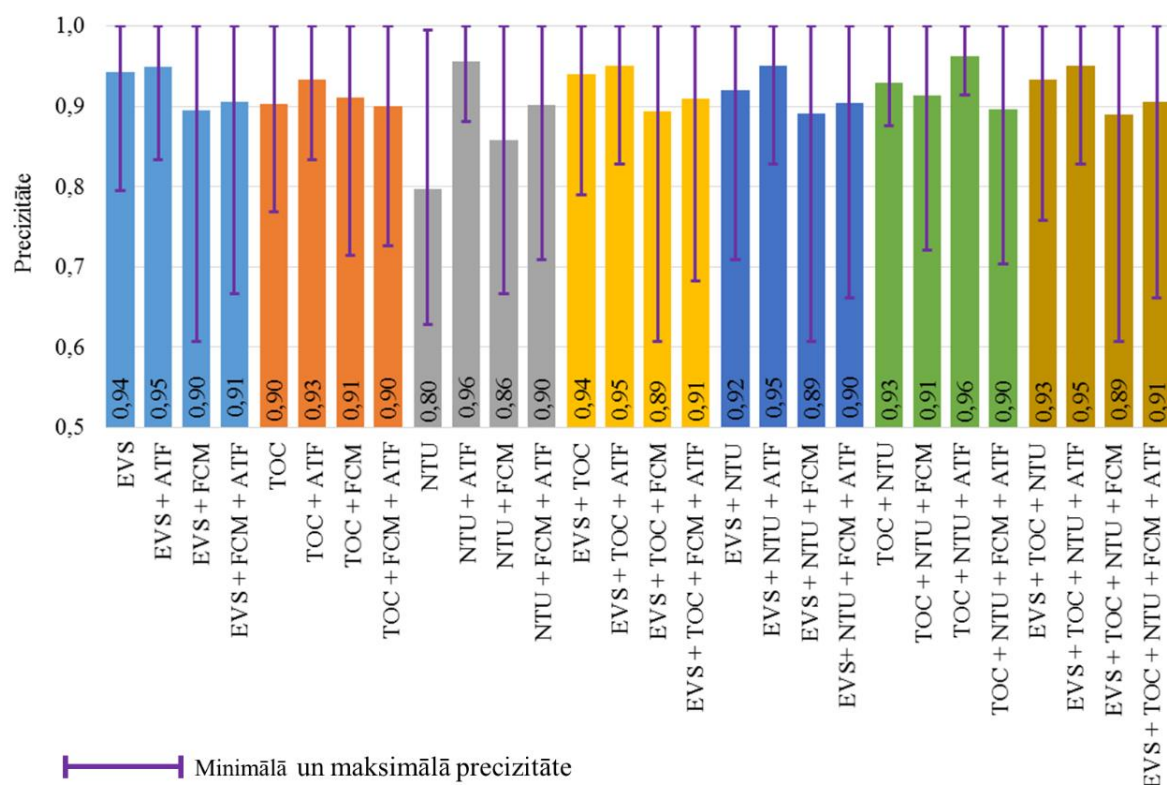
Turpmākajos datu apstrādes un piesārņojuma detektēšanas mēģinājumos tiek izmantoti EVS, TOC, NTU, FCM un ATF parametri.

4.6. Mērījumu precizitāte, izmantojot piesārņojuma detektēšanā dažādu parametru kombinācijas

Balstoties uz iegūtajiem rezultātiem par atsevišķu dzeramā ūdens kvalitātes parametru mērījumiem un iespējamo piesārņojuma gadījumu klasifikācijas precizitāti, izvēlēti trīs fizikāli – ķīmiskie (EVS, TOC un NTU) parametri un divi mikrobioloģiskie (FCM un ATF) parametri. Minētie pieci parametri apvienoti 25 iespējamās parametru kombinācijās, kas veidotas, lai novērtētu piesārņojuma klasifikācijas precizitātes uzlabošanos, izmantojot vairāku parametru mērījumus, kā arī piesārņojuma klasifikācijas precizitātes uzlabošanos, iekļaujot mikrobioloģisko parametru mērījumus tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa sistēmās.

Dzeramā ūdens kvalitātes parametru mērījumi tiek apstrādāti ar iepriekš aprakstīto automātisko piesārņojuma gadījuma detektēšanas un klasifikācijas algoritmu. Atkarībā no parametru skaita kombinācijā klašu un mērījumu vektori sastāv no skaitļu kopām ar diviem līdz pieciem skaitļiem. Piemēram, piesārņojuma vidējo vērtību vektors parametru EVS un ATF kombinācijai virszemes ūdens piesārņojumam $p(\text{EVS}, \text{ATF}) = (1,05, 2,26)$.

Iegūtie piesārņojuma klasifikācijas precizitātes rezultāti apkopoti 9. pielikumā un 4.8. attēlā. Lai varētu labāk izprast piesārņojuma klasifikācijas precizitātes uzlabojumus, izmantojot dzeramā ūdens kvalitātes parametru kombinācijas, 4.8. attēlā standartnoviržu vietā tiek attēlotas maksimālās un minimālās piesārņojuma klasifikācijas precizitātes. Tādējādi iespējams analizēt ne tikai vidējās piesārņojuma klasifikācijas uzlabošanas, bet arī uzlabojumus dažādu kritisku vai mazāk kritisku scenāriju gadījumā.



4.8. att. Parametru kombināciju piesārņojuma klasifikācijas precizitāte.

Vidējā dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumu klasifikācijas precizitāte, izmantojot dažādas sensoru kombinācijas, ir 0,91, kas ir augstāka, salīdzinot ar atsevišķu parametru vidējo klasifikācijas precizitāti 0,79. Tātad, izmantojot vairāku dzeramā ūdens kvalitātes parametru mērījumus, piesārņojumu ir iespējams detektēt un klasificēt ar augstāku precizitāti, nekā izdarot atsevišķu parametru mērījumus. Visu piesārņojuma scenāriju īstenošanas gadījumā, izmantojot parametru kombinācijas, ir uzlabojusies vidējā scenārija klasifikācijas precizitāte. Notekūdeņu piesārņojuma scenārijā tā ir uzlabojusies no $0,88 \pm 0,15$ līdz $1,00 \pm 0,00$, virszemes ūdens piesārņojuma scenārijā no $0,78 \pm 0,17$ līdz $0,95 \pm 0,06$, gruntsūdeņu piesārņojuma scenārijā no $0,77 \pm 0,20$ līdz $0,95 \pm 0,07$, bet patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā no $0,73 \pm 0,15$ līdz $0,76 \pm 0,12$.

Notekūdeņu piesārņojuma scenārija gadījumā visas parametru kombinācijas piesārņojumu klasificē ar nekļūdīgu precizitāti, kas nodrošina 100 % piesārņojuma detektēšanu un klasifikāciju. Virszemes ūdens scenārijā augstākā piesārņojuma klasifikācijas precizitāte 0,98–0,99 tiek sasniegta, kombinācijās iekļaujot EVS parametru. Savukārt viszemākā precizitāte – 0,88 – tika saniegta, izmantojot NTU un TOC vai ATF kombināciju. Gruntsūdeņu

piesārņošanas scenārija gadījumā visaugstākā precizitāte – 0,99 – tika sasniegta, izmantojot NTU un ATF, NTU, ATF un FCM, un NTU, ATF, FCM un TOC kombinācijas. Viszemāko precizitāti – 0,80 – uzrādīja NTU un FCM kombinācija. Kopumā viszemākā precizitāte konstatēta patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā, kur atsevišķas parametru kombinācijas sasniedza tikai 0,61 klasifikācijas precizitāti. Augstākā precizitāte, kas sasniegta patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija gadījumā, ir 0,99, izmantojot TOC un ATF mērījumus. Atsevišķu ATF un TOC parametru mērījumu gadījumā piesārņojuma klasifikācijas precizitāte patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā bija 0,97.

Visaugstāko klasifikācijas precizitāti piesārņojuma gadījuma noteikšanā sasniegušas NTU un ATF un NTU, ATF un TOC parametru kombinācijas. Attiecīgi šo parametru kombināciju mērījumi un mērījumu rezultātu apstrāde ar piesārņojuma detektēšanas un klasifikācijas algoritmu ļauj klasificēt piesārņojuma gadījumus ar precizitāti $0,96 \pm 0,04$. NTU un ATF parametra kombinācija notekūdeņu scenārija gadījumā uzrādīja precizitāti 1,00, gruntsūdeņu scenārijā 0,99, patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā 0,95 un virszemes ūdeņu piesārņojuma scenārijā – 0,88. Savukārt NTU, ATF un TOC parametru kombinācijas uzrādītā precizitāte notekūdeņu piesārņojuma scenārijā ir 1,00, gruntsūdeņu un patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijos 0,97, bet virszemes ūdeņu scenārijā 0,91. Lai gan abu parametru kombināciju rezultāti ir ļoti līdzīgi, par labāko tiek atzīta NTU, ATF un TOC parametru kombinācija, jo tās minimālā klasifikācijas precizitāte ir augstāka. Minimālā precizitāte ir ļoti svarīga, jo tā pēc savas būtības ataino sliktākās dzeramā ūdens piesārņojuma gadījuma situācijas konstatēšanas un potenciālā neatbilstošas kvalitātes ūdens piegādes patērētājam novēršanas iespējamību.

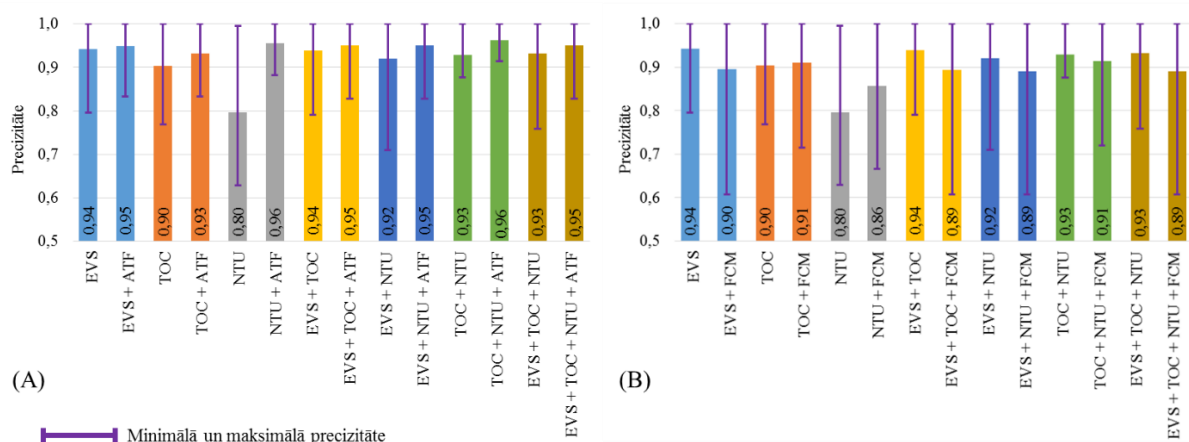
Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija gadījumā ir jāņem vērā, ka piesārņojuma simulācijā tika izmantots *E. coli* paraugs ar barotni. Ja barotne netiktu izmantota, tad fizikāli – ķīmisko (it sevišķi TOC) kvalitātes parametru izmaiņas visticamākais būtu mazākas un piesārņojuma detektēšanas precizitāte zemāka [24, 48, 113].

Lai varētu novērtēt mikrobioloģisko parametru ietekmi uz piesārņojuma klasifikācijas precizitāti, rezultātos iekļauti atsevišķi fizikāli – ķīmisko parametru un to kombināciju precizitātes rādītāji. Mikrobioloģisko parametru ietekme tiek izvērtēta, salīdzinot precizitātes rezultātus fizikāli – ķīmisko parametru kombinācijām ar rezultātiem, kas iegūti šīm kombinācijām pievienojot vienu vai abus mikrobioloģiskos parametrus.

Vidējās dzeramā ūdens piesārņojuma gadījuma klasifikācijas precizitātes dažādiem fizikāli – ķīmiskiem parametriem un to kombinācijām, kā arī to izmaiņas mikrobioloģiskā parametra pievienošanas gadījumā apkopotas 4.9. attēlā. Faktiskā piesārņojuma klasifikācijas precizitāte dažādos piesārņojuma scenārijos apkopota 8. pielikumā.

Mikrobioloģisko parametru iekļaušana dzeramā ūdens piesārņojuma gadījuma klasifikācijas algoritmā nesniedz viennozīmīgus rezultātus. Pievienojot ATF mērījumus jebkurai fizikāli – ķīmisko parametru kombinācijai, piesārņojuma klasifikācijas precizitāte tiek uzlabota vai saglabāta esošajā līmenī. Vidēji piesārņojuma gadījuma klasifikācijas precizitāte tiek uzlabota par 0,06. Izņemot virszemes ūdens piesārņojuma scenāriju, kurā, pievienojot ATF EVS parametram, precizitāte pazeminās no 0,99 līdz 0,98. Kopumā, pievienojot ATF parametru jebkurai fizikāli – ķīmisko parametru kombinācijai, virszemes ūdeņu piesārņojuma scenārija

gadījumā klasifikācijas precizitāte uzlabojas vidēji par 0,03, gruntsūdeņu piesārņojuma scenārija gadījumā par 0,05, notekūdeņu piesārņojuma scenārija gadījumā saglabājas esošajā 1,00 līmenī, bet patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā uzlabojas par vidēji 0,09. Visbūtiskāk piesārņojuma klasifikācijas precizitāte uzlabojas, pievienojot ATF NTU mērījumiem, kur virszemes ūdeņu scenārijā precizitāte uzlabojas par 0,10, gruntsūdeņu scenārijā par 0,20, notekūdeņu scenārijā par 0,01, sasniedzot precizitāti 1,00, patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā par 0,32 (lielākais precizitātes uzlabojums pēc mikrobioloģisko parametru pievienošanas). Turklāt visos ATF pievienošanas gadījumos, izmantojot attiecīgo parametru kombināciju, tiek paaugstināta minimālā piesārņojuma klasifikācijas precizitāte. ATF pievienošana fizikāli – ķīmisko parametru mērījumiem var uzlabot dzeramā ūdens piesārņojuma gadījuma klasifikācijas precizitāti, tātad var būt noderīga dzeramā ūdens tiešsaistes monitoringa un agrīnā brīdinājuma sistēmās.



4.9. att. Fizikāli - ķīmisko parametru un to kombināciju piesārņojuma klasifikācijas precizitātes izmaiņas pēc ATF (A) un FCM (B) parametru pievienošanas.

Pievienojot FCM parametru fizikāli – ķīmisko parametru vai to kombināciju mērījumiem, piesārņojuma gadījuma klasifikācijas precizitāte var gan uzlaboties, gan pasliktināties. FCM pievienošana jebkurai fizikāli – ķīmisko parametru kombinācijai, virszemes un gruntsūdeņu scenārija gadījumā piesārņojuma klasifikācijas precizitāti uzlabo vidēji par 0,05, notekūdeņu scenārija gadījumā saglabājas esošajā 1,00 līmenī, bet patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā tā pasliktinās vidēji par 0,16. Vislielākais precizitātes uzlabojums 0,21 pēc FCM parametra pievienošanas TOC novērots gruntsūdeņu piesārņojuma scenārija gadījumā. Salīdzinoši liels uzlabojums par 0,19 konstatēts arī FCM un NTU kombinācijas gadījumā, virszemes ūdens piesārņojuma scenārijā. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma klasifikācijas precizitātes uzlabošanās par 0,04 pēc FCM pievienošanas NTU parametram ir vislielākais uzlabojums patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija gadījumā. Tomēr patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārijā FCM parametra pievienošana fizikāli – ķīmisko parametru mērījumiem var pasliktināt klasifikācijas precizitāti pat par 0,25, pievienojot TOC parametram, par 0,20, pievienojot TOC un NTU parametru kombinācijai. Turklāt FCM pievienošana fizikāli – ķīmisko parametru mērījumiem var samazināt attiecīgās parametru

kombinācijas minimālā piesārņojuma klasifikācijas precizitāti, tādējādi pasliktinot kopējos piesārņojuma detektēšanas rezultātus.

Gadījumā, kad fizikāli – ķīmisko parametru mērījumiem tiek pievienoti gan ATF, gan FCM mērījumi, kopējā piesārņojuma detektēšanas precizitāte saglabājas esošajā līmenī. Virszemes ūdens un gruntsūdeņu piesārņojuma scenārijos precizitāte uzlabojas par attiecīgi 0,02 un 0,08. Notekūdeņu piesārņojuma scenārijā tā saglabā 1,00 vērtību, tomēr patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma scenārija gadījumā tā pazeminās par 0,12. ATF un FCM mērījumu pievienošana fizikāli – ķīmisko parametru mērījumiem var uzlabot dzeramā ūdens piesārņojuma gadījuma klasifikācijas precizitāti. Tomēr eksperimentāli simulēto piesārņojuma scenāriju gadījumā iegūtie rezultāti liecina par nestabiliem precizitātes uzlabojumiem un pat tās pasliktināšanos, tātad FCM un ATF parametru vienlaicīga iekļaušana dzeramā ūdens tiešsaistes monitoringa un agrīnā brīdinājuma sistēmās var nebūt lietderīga.

4.7. Piesārņojuma detektēšanas precizitāte un agrīnās brīdināšanas sistēmas darbība

Lai gan pilota mēroga eksperimentos nevar pilnībā simulēt reālās ūdensapgādes sistēmās iespējamos piesārņojuma gadījumus [18, 181], šī promocijas darba ietvaros ir eksperimentāli pierādīta dažādu dzeramā ūdens kvalitātes parametru monitoringa lietderība un potenciāls teorētisku piesārņojuma gadījumu detektēšanā. Interpretējot kopējos eksperimentālo piesārņojuma detektēšanas algoritmu izmantošanas rezultātus, jāņem vērā, ka piesārņojuma scenāriji un līdz ar to piesārņojuma detektēšanas precizitāte ir noteikta tikai konkrētiem apstākļiem un 10 % piesārņojumam ūdensapgādes sistēmā. Reālos apstākļos piesārņojuma gadījumi var būt daudz atšķirīgāki gan plūsmu, gan piesārņojuma periodu ziņā [9, 36]. Eksperimenti ir veikti taisnā cauruļvadā bez pieslēgumiem un atzariem, kas imitē salīdzinoši vienkāršu ūdensapgādes sistēmas posmu. Reālās sistēmas piesārņojuma izplatības virzienu, sajaukšanos ar tīru ūdeni un faktisko tā koncentrāciju ir grūtāk prognozēt un detektēt [156, 183], turklāt eksperimentos tika ņemti un analizēti paraugi, nevis izmantota tiešsaistes mērījumu metode.

Tomēr eksperimentāli iegūtie rezultāti un piesārņojuma gadījumu klasifikācijas precizitāte $0,96 \pm 0,04$, izmantojot ATF, duļķainības un TOC parametru mērījumus, ir salīdzinoši augsta, ja to salīdzina ar komerciālo ABS 0,82 uzrādīto precizitāti reāla piesārņojuma gadījumos [36]. Šādu sistēmu precizitāte matemātiski simulēta piesārņojuma gadījumā var sasniegt 0,98 [151]. Savukārt zinātnieku piedāvātie algoritmi (DSM, PE, MEK, MA algoritmi), kas līdz šim nav iekļauti komerciālās ABS, ir parādījuši līdz 1,00 augstu piesārņojuma detektēšanas jutību [25, 26, 37, 38]. Šie rezultāti sasniegti, apstrādājot mākslīgas mērījumu datu kopas vai veicot ķīmiska piesārņojuma simulācijas. Līdzīga – 1,00 liela piesārņojuma detektēšanas jutība, veicot reālu piesārņojuma gadījumu simulācijas un tām sekojošu mērījumu datu apstrādi (ATF, duļķainības un TOC parametriem), tika sasniegta notekūdeņu un gruntsūdeņu scenārijos. Turklāt šajā darbā simulētie piesārņojuma scenāriji ir pietuvināti reāliem apstākļiem, tātad parāda sarežģītāku piesārņojuma gadījumu detektēšanu. Šādas tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa stacijas sensoru un iekārtu izmaksas varētu būt salīdzinoši augstas.

Tiešsaistes duļķainības sensors izmaksā apmēram 3 000–6 000 EUR atkarībā no ražotāja. TOC tiešsaistes sensoru modifikāciju cena ir atkarīga no tajā lietotās parauga analīzes metodes, bet tā svārstās no 8 000 līdz 60 000 EUR. ATF tiešsaistes mērījumu iekārtas nav komerciāli pieejamas, bet to aptuvenās izbūves izmaksas varētu sastādīt 10 000–20 000 EUR. Tomēr, tehnoloģijām kļūstot pieejamākām, aprīkojuma cenas varētu samazināties, un tās varētu izmantot vairāk ūdenssaimniecību.

Iegūtie rezultāti pierāda, ka, lai konstatētu dažādu ūdensapgādes sistēmu iespējamos piesārņojuma gadījumus, var lietot Mahalanobisa attāluma algoritmu. Tomēr pirms piedāvātā risinājuma izmantošanas reālās ūdensapgādes sistēmās iegūtie piesārņojuma detektēšanas un klasifikācijas rezultāti jāpārbauda atšķirīgos apstākļos, mainot hidrauliskos un piesārņojuma parametrus, turklāt turpmākajos eksperimentos jāiekļauj tiešsaistes mērījumi, kas to rezultātus pietuvinātu reālu ABS darbībai. Izstrādāto algoritmu ir vienkārši automatizēt un iekļaut tiešsaistes sistēmās [25]. Mahalanobisa attāluma piesārņojuma detektēšanas un klasifikācijas algoritmu varētu modificēt, iekļaujot tajā dinamisko bāzes līniju (ikdienas parametru izmaiņas) ar mašīnmācīšanās funkciju, kas ir pārbaudīta, izmantojot teorētiskas (ar mērījumiem nesaistītas) datu kopas [184]. Piesārņojuma detektēšanas un klasifikācijas algoritmu var papildināt, sadalot to divos posmos. Pirmajā posmā, kad dzeramā ūdens kvalitātes parametru izmaiņas ir salīdzinoši nelielas, tomēr ir radies faktiskais sistēmas piesārņojums, tiktu izziņota trauksme par piesārņojuma gadījumu. Otrajā posmā, piesārņojuma parametriem tuvojoties kādai no iepriekš iestatītajām piesārņojuma tipu klasēm, attiecīgais gadījums tiktu klasificēts atbilstīgi piesārņojuma avotam. Izmantotā algoritma trūkums ir liels datu apjoms, kas vajadzīgs, lai definētu piesārņojuma klasi.

Dzeramā ūdens lietošanas izraisītie patērētāju saslimšanas gadījumi lielākoties ir saistīti ar dzeramā ūdens nekaitīguma prasībām atbilstīgo mikrobioloģisko parametru neievērošanu, tādēļ arvien vairāk pētījumu tiek veltīti mikrobioloģisko parametru izmantošanai agrīnā brīdinājuma sistēmās [30]. Diemžēl ūdensapgādes sistēmās ir salīdzinoši lielas ūdens kvalitātes parametru svārstības, kas var ietekmēt piesārņojuma gadījumu detektēšanu [182]. Eksperimentos konstatētās ATF izmaiņas sistēmas normālas darbības apstākļos ir $\pm 39,6\%$. Šīs izmaiņas bija relatīvi lielākas no visiem šajā pētījumā analizētajiem parametriem, tomēr ATF pievienošana fizikāli – ķīmisko parametru mērījumiem uzlabo piesārņojuma detektēšanas un klasifikācijas precizitāti. Eksperimentos tika pierādīts, ka automatizētu ATF iekārtu izmantošanas gadījumā ATF parametrs var uzlabot tiešsaistes agrīnā brīdinājuma sistēmas darbības precizitāti [43, 140]. ATF parametru mērījumu automatizācija, izmantojot regulārus un relatīvi vienkāršus mērījumus, ļauj veikt nepārtrauktu dzeramā ūdens mikrobioloģiskās kvalitātes uzraudzību, kas piesārņojuma gadījumā ļautu to operatīvi konstatēt, tādējādi būtiski samazinot risku ietekmēt patērētāju veselību. Tomēr pašreizējās metodes izmaksas, salīdzinot ar klasiskajām, ir salīdzinoši augstas. Lai pazeminātu iekārtu ekspluatācijas un apkalpošanas izmaksas, ATF parametra analīzes regularitāti iespējams samazināt. Metodes izmantošanas laikā rodas šķidrumi, kas ir jānovada kanalizācijā, tāpēc reālās sistēmās ir jāparedz sarežģītāks iekārtu uzstādīšanas risinājums [42].

Literatūrā aprakstīti gadījumi, kad, izmantojot plūsmas citometriju (FCM) un rezultātu statistisko analīzi, var detektēt piesārņojuma gadījumus, kuros eksperimentāli simulēto

mikroorganismu skaits pieaudzis par 4 % [9]. Eksperimentu laikā konstatētās $\pm 23,1 \%$ ($6,59 \times 10^5 \pm 1,52 \times 10^5$ šūnas/ml) šūnu skaita izmaiņas ūdensapgādes sistēmas normālas darbības apstākļos ir līdzīgas iepriekš aprakstītajām $1,62 \times 10^5$ līdz $1,07 \times 10^6$ šūnas/ml izmaiņām Rīgas ūdensapgādes sistēmā. Šāda izmaiņu amplitūda sistēmas normālas darbības apstākļos liedza detektēt zema piesārņojuma gadījumus un samazināja FCM mērījumos iegūtās piesārņojuma klasifikācijas precizitāti. FCM salīdzinoši sliktos piesārņojuma detektēšanas rezultātus var saistīt arī ar suspendētajām daļiņām jeb duļķaināku ūdeni, tāpēc FCM mērījumos suspendētās daļiņas var kļūdaini uzskatīt par mikroorganismiem, mazinot faktisko mērījumu precizitāti. Tādējādi FCM parametra pievienošanas lietderība fizikāli – ķīmisko parametru mērījumiem, detektējot piesārņojuma gadījumus, ir atkarīga no šūnu skaita svārstībām ūdensapgādes sistēmā normālos darbības apstākļos. Pirms FCM parametru mērīšanas reālās sistēmās rūpīgi jāanalizē šūnu skaita izmaiņas ikdienā [9, 18].

Izmantojot mikrobioloģiskās FCM un ATF metodes, var iegūt salīdzinoši daudz vairāk rezultātu un informācijas par dzeramā ūdens kvalitāti un tās izmaiņām noteiktā laika posmā [104, 141, 185]. Līdz ar to iespējams identificēt šo parametru un fizikāli – ķīmisko parametru iespējamo korelāciju. Nosakot mikrobioloģisko parametru un fizikāli – ķīmisko parametru korelāciju normālas darbības apstākļos un piesārņojumu gadījumos, būtu iespējams veidot speciālus algoritmus korelācijas noteikšanai un prognozēšanai, aprakstot mikrobioloģisko dzeramā ūdens kvalitāti ar fizikāli – ķīmiskajiem parametriem [9].

Tomēr, lai ūdensapgādes uzņēmumus motivētu izmantot ABS vai tiešsaistes dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa sistēmas, nepietiek tikai ar ūdensapgādes sistēmas piesārņojuma gadījumu precīzu detektēšanu. Šo sistēmu lietošanas lietderīgumu šobrīd nevar ekonomiski pamatot, jo to uzstādīšanas un ekspluatācijas izmaksas ir salīdzinoši augstas. Tomēr ASV veiktā pētījuma rezultāti ir pierādījuši, ka vairāk par 30 % no visiem reģistrētajiem kuņģa un zarnu trakta slimību gadījumiem var saistīt ar sliktu ūdens kvalitāti ūdens apgādes sistēmās, turklāt ik gadu šo slimību ārstēšanai tiek patērēts vairāk nekā 1 miljards ASV dolāru [186]. Tādējādi investīcijas ūdensapgādes sistēmu kvalitātes uzlabošanā varētu atmaksāties, radot sabiedrībai kopīgu ekonomisko ieguvumu, bet nekādi neietekmējot konkrēto ūdenssaimniecību finanšu rādītājus.

Līdz šim veiktie un turpmākie pētījumi dzeramā ūdens kvalitātes monitoringa virzienā rod iespēju un pamatojumu arvien biežākai tiešsaistes sistēmu izmantošanai. To iespējamā lietošana, ne tikai detektējot piesārņojuma gadījumus, bet arī uzlabojot ūdens sagatavošanu un piegādi, varētu palielināt minēto tiešsaistes sistēmu ieviešanas ātrumu [119].

5. SECINĀJUMI

1. Veicot dzeramā ūdens adenožintrifosfāta, duļķainības un kopējā organiskā oglekļa mērījumus un apstrādājot to rezultātus ar Mahalanobisa attāluma piesārņojuma gadījumu detektēšanas un klasificēšanas algoritmu, ir iespējams veikt piesārņojuma gadījumu klasifikāciju (P) ar $0,96 \pm 0,04$ precizitāti. Tas nozīmē, ka ir iespējams klasificēt tīra un piesārņota ūdens klātbūtni sistēmā vidēji ar 96 % precizitāti. Notekūdeņu intrūzijas gadījumā piesārņojumu var klasificēt ar 100 % precizitāti.
2. Temperatūras, oksidēšanas – reducēšanas potenciāla un pH parametru mērījumi demonstrē viszemāko piesārņojuma gadījumu klasificēšanas precizitāti, attiecīgi $0,68 \pm 0,06$, $0,67 \pm 0,20$ un $0,54 \pm 0,12$. Šīs precizitātes raksturlielumi ir mazāki nekā vidējā piesārņojuma klasifikācijas precizitāte $0,79 \pm 0,14$ kas iegūta, izmantojot atsevišķus katra parametra mērījumus, tādēļ šo parametru mērījumi nav lietderīgi izmantot piesārņojuma gadījumu klasifikācijā. Tomēr šo parametru monitoringu var lietot, lai novērtētu dzeramā ūdens atbilstību nekaitīguma prasībām.
3. Adenožintrifosfāta mērījumu pievienošana jebkurai no pētījumā apskatītajām fizikāli – ķīmisko parametru kombinācijām uzlabo mērījumu precizitāti vidēji par 0,06 jeb 6 %. Patogēno baktēriju modeļa piesārņojuma gadījumā uzlabojums var sasniegt 0,32 jeb 32 %.
4. Plūsmas citometrijas mērījumu pievienošana jebkurai no pētījumā apskatītajām fizikāli – ķīmisko parametru kombinācijām neietekmē mērījumu vidējo precizitāti dažādos piesārņojuma gadījumos. Tomēr notekūdeņu un virszemes ūdeņu piesārņojuma gadījumā precizitāti var uzlabot par attiecīgi 0,19 un 0,21 jeb 19 % un 21 %. Plūsmas citometrijas mērījumu izmantošanu piesārņojuma gadījumu klasificēšanā ietekmē to relatīvi lielās $\pm 23,1$ % šūnu skaita izmaiņas normālos ūdensapgādes sistēmas darbības apstākļos.
5. Iekļaujot mikrobioloģisko parametru mērījumus agrīnā brīdinājuma sistēmās, var uzlabot piesārņojuma detektēšanas precizitāti, tomēr ir jāveic ilglaicīgi šo parametru mērījumi, lai noteiktu to svārstības normālos sistēmas darbības apstākļos.
6. Automatizētu mikrobioloģisko parametru mērījumu iekļaušana agrīnā brīdinājuma sistēmās, ļautu samazināt mikrobioloģiskā piesārņojuma detektēšanai nepieciešamo laiku no minimālajām 18 stundām, izmantojot šobrīd likumdošanā esošos parametrus un standarta laboratorijas metodes, līdz apmēram 1–5 minūtēm. Tādējādi būtiski tiktu samazināts laiks, kad patērētājiem varētu piegādāt dzeramo ūdeni, kas neatbilst nekaitīguma prasībām.

6. REKOMENDĀCIJAS UN TURPMĀKIE PĒTĪJUMI

Agrīnā brīdinājuma sistēmu izmantošana ūdensapgādes sistēmās ir neizbēgama, jo iedzīvotāju skaits pilsētās pieaug, radot potenciālas problēmas dzeramā ūdens kvalitātes uzturēšanā, tādēļ ir būtiski veikt zinātniskus pētījumus, lai atrastu risinājumus šo sistēmu turpmākai uzlabošanai un pilnveidošanai.

Šajā promocijas darbā tika izstrādāts dzeramā ūdens piesārņojuma gadījumu detektēšanas un klasifikācijas algoritms, tomēr tā darbība tika pārbaudīta, īstenojot tikai konkrētus piesārņojuma scenārijus. Lai pilnveidotu algoritmu, to vajadzētu papildināt ar piesārņojuma tipu klasifikāciju, kas potenciāli ļautu noteikt piesārņojuma avotu un veidu, kā arī pievienot citus piesārņojuma tipus (piemēram, pesticīdus vai toksiskus savienojumus), būtu jāveic atkārtoti eksperimenti, mainot piesārņojuma tipus, plūsmas (šajā darbā izmantotais plūsmas ātrums ir 0,1 m/s), koncentrāciju un jāveido piesārņojuma datubāzes. Izmantojot agrīnā brīdinājuma sistēmas reālos apstākļos, to piesārņojuma detektēšanas precizitāte ir ļoti atkarīga no to uzstādīšanas vietas un to skaita ūdensapgādes sistēmā, tāpēc, plānojot šādas sistēmas, to skaitam un novietojumam jāpievērš ļoti liela uzmanība, jo nepareizi izvietotas agrīnā brīdinājuma sistēmas zaudē jebkādu to uzstādīšanas jēgu.

Šī pētījuma ietvaros tika identificēta labākā dzeramā ūdens parametru mērījumu kombinācija, kas sastāv no adenozintrifosfāta, ūdens duļķainības un kopējā organiskā oglekļa mērījumiem, kas būtu pielietojama piesārņojuma gadījumu detektēšanai un klasificēšanai. Diemžēl eksperimentos tika izmantota paraugu ņemšanas un analīzes metode, kas šobrīd neļauj apgalvot par šo parametru piesārņojuma detektēšanas precizitāti tiešsaistes mērījumu un agrīnās brīdinājuma sistēmas darbības laikā. Lai varētu izteikt šādu apgalvojumu, ir jāveic pilota mēroga eksperimenti, izmantojot attiecīgo parametru tiešsaistes sensorus. Lielākais izaicinājums būtu šādos eksperimentos iekļaut adenozintrifosfāta mērījumus, jo šobrīd tirgū nav plaši pieejami šī parametra tiešsaistes sensori. Tomēr literatūrā ir sastopama virkne šādu sistēmu prototipu, ko šajā gadījumā varētu izmantot. ATF mērījumu automatizācija un iekļaušana tiešsaistes iekārtu klāstā ļautu šai metodei iegūt plašu pielietojamību dzeramā ūdens mikrobioloģisko izmeklējumu jomā. Turklāt palielinoties piedāvāto iekārtu skaitam, samazinātos arī to cena, līdz ar to tās kļūtu pieejamākas ūdensapgādes uzņēmumiem.

Alternatīvo un relatīvi ātro mikrobioloģisko parametru mērījumu metožu (piemēram, plūsmas citometrijas vai adenozintrifosfāta mērījumi) izmantošana ļauj iegūt relatīvi vairāk informācijas par dzeramā ūdens mikrobioloģisko kvalitāti un tās dinamiku nekā līdz šim izmantotā klasiskās kultivēšanas metode, tāpēc iespējams veikt gan dažādus pilota eksperimentus, gan eksperimentus reālās centralizētās ūdensapgādes sistēmās, lai noskaidrotu iespējamo korelāciju starp mikrobioloģisko un fizikāli – ķīmisko parametru izmaiņām normālas sistēmas darbības un piesārņojuma gadījumā. Lai stimulētu šādu metožu ieviešanu, ir nepieciešams tās iekļaut likumdošanā esošo metožu sarakstā. Līdzīgi kā Šveicē, šobrīd kā viena no oficiālajām dzeramā ūdens mikrobioloģisko izmeklējumu metodēm ir iekļauta plūsmas citometrija.

Agrīnā brīdinājuma sistēmu ieviešana ūdensapgādes sistēmās ir atkarīga no ūdensapgādes uzņēmumu motivācijas investēt šādās relatīvi dārgās iekārtās. Lai paaugstinātu ūdensapgādes

uzņēmumos ar dzeramā ūdens kvalitāti saistīto risku apzināšanu, ļoti būtiski ir veikt katrā ūdensapgādes sistēmā esošo risku analīzi. Šāda veida analīze ūdensapgādes uzņēmumiem ļautu apzināt līdz šim nekonstatētās problēmas, kā arī motivētu tos izmantot agrīnā brīdinājuma sistēmas. Šādu riska novērtējumu veikšana ir paredzēta ūdens drošuma plānu ieviešanas gadījumā, kas Eiropas Savienībā tiek reglamentēta, tomēr šobrīd spēkā esošajos tiesību aktos šo plānu ieviešana lielākoties ir brīvprātīga.

PATEICĪBA

Pirmkārt vēlos pateikties savam promocijas darba vadītājam Jānim Rubulim par nekad neatteikto padomu un atbalstu. Otrkārt vēlos pateikties savam promocijas darba konsultantam Tālim Juhnam par negaistošo ticības saglabāšanu promocijas darba īstenošanā un ekstraordināru ideju ģenerēšanā.

Šis darbs nebūtu iespējams bez ikdienā satiktajiem Ūdens Pētniecības laboratorijas kolēģiem un viņu izsmalcinātās humora izjūtas, kas uzturējusi nerimstošu optimisma dzirksti. Īpašs paldies Mārtiņam Strodam par tehnisko atbalstu, Alīnai Neščereckai par atbalstu bioloģiskos jautājumos, Brigitai Daļeckai par atbalstu gramatikas un satura jautājumos, Aigaram Lavrinovičam par atbalstu darbīgas atmosfēras uzturēšanas jautājumos, Lindai Mežulei par atbalstu ar mikrobioloģisku un organizatorisku piesitienu, Evitai Orei un Andai Bērziņai par atbalstu dokumentācijas uzturēšanā, Martai Frolovai veselīga uztura jautājumos, Kristīnai Tihomirovai disciplīnas jautājumos, Kamilai Gruškevičai vienmēr trūkstošo sīkumu jautājumos, Viktorijai Deņisovai allaž viegla gara uzturēšanā, Kasparam Neilandam konferenču un komandējumu jautājumos, Jānim Neilandam jr. “ņem to visu vieglāk” jautājumos.

Vēlos pateikties arī Elektronikas un datorzinātņu institūta partneriem Modrim Greitānam un Intam Medniekam ar kolēģiem par atbalstu Valsts pētījumu programmas mērķu sasniegšanā un matemātisko problēmu risināšanā.

Vislielākais paldies manai Ģimenei, kam ūdens asinīs, par ticību maniem spēkiem un vienmēr esošo spilvenu kritiena gadījumos. Paldies Cāli, Ūdri, Beka, Aici, Voldiņ, Spuldzīte, Mieriņ un Bigi.

Protams, draugi, paldies par nekad neatteikto galvas izpūšanu ar Liepājas vējiem!

Šis darbs ir tapis ar Latvijas Valsts pētījumu programmas *SOPHIS*, līguma Nr.10-4/VPP-4/11, un Rīgas Tehniskās universitātes Doktorantūras pētniecības grantu programmas atbalstu.

Dzīvosim viedi – dzersim ūdeni no krāna!

PUBLIKĀCIJU SARAKSTS

1. Dejus, S., Nescerecka, A., Kurcalts, G. and Juhna, T. (2018). Detection of drinking water contamination event with Mahalanobis distance method, using On-line monitoring sensors and manual measurements data. *Water Science and Technology: Water Supply*. 18 (6). p. 2133–2141, doi:10.2166/ws.2018.039.
2. Dejus, S., Nescerecka, A., Stankevics, V., Juhna, T. (2018) Evaluation of Affected Area after Contamination Event in Drinking Water Distribution System. *Book of Abstracts, 10th IWA Eastern European Young Water Professionals Conference, May 7–12, 2018*. Zagreb: University of Zagreb, Croatia, 2018, p.143-144, ISBN 978-953-8168-23-9.
3. Dejus, S., Nescerecka, A., Kurcalts, G., Juhna, T. (2017) Drinking Water Contamination Detection by On-line Monitoring: Pilot Scale Studies. *Book of Abstracts, 9th IWA Eastern European Young Water Professionals Conference, May 24–27, 2017*. Budapest: Budapest University of Technology and Economics, Hungary, 2017, p. 161–162, ISBN 978-963-313-256-2.
4. Dejus, S., Nescerecka, A., Juhna, T. (2017) On-line Drinking Water Contamination Event Detection Methods. *Proceedings of the 11th International Scientific and Practical Conference Environment. Technology. Resources, June 15–17, 2017*. Volume I, Rezekne: Rezeknes Academy of Technologies, Latvia, 2017, lpp. 77–81, ISSN 1691-5402.
5. Ribickis, L., Kuņicina, N., Zabašta, A., Čaiko, J., Galkina, A., Kondratjevs, K., Patļins, A., Nazarovs, S., Merkurjevs, J., Pečerska, J., Romānovs, A., Zeņina, N., Skorobogatjko, A., Nikitenko, A., Andersone, I., Grakovskis, A., Kabaškins, I., Savrasovs, M., Piļipovcs, A., Dejus, S. (2017). *Sensoru tīklu tehnoloģiju lietojums ūdensapgādes un transporta sistēmās*. Rīga: RTU Izdevniecība, 194 lpp. ISBN 978-9934-10-915-7 (2.1. un 2.3. nodaļas – 19 lpp.).
6. Dejus, S., Rusenieks, R., Nescerecka, A., Nazarovs, S., Juhna, T. (2016) Long Term Drinking Water Quality Monitoring in Drinking Water Supply Systems by On-Line Sensors. *Book of Abstracts, 8th Eastern European Young Water Professionals Conference, May 11–14, 2016*, Wroclaw: Oficyna Wydawnicza Politechniki Wroclawskiej, Poland, 2016, p. 73–74, ISBN 978-83-7493-936-2.
7. Dejus S., Nescerecka A., Nazarovs S., Juhna T. (2015) Review on Existing and Emerging Biological Contamination Detection Tools for Drinking Water Distribution Systems (DWDS) Online Monitoring. *Proceedings of the 7th IWA Eastern European Water Professionals Conference for young and senior water professionals, September 17–19, 2015*. Belgrade, 2015, p. 320–332.
8. Dejus S., Rubulis J. (2013). Challenges of water quality modelling in water supply systems. *Proceedings of the 5th IWA Eastern European Water Professionals Conference for young and senior water professionals, June 26–28, 2013*, Kiev, Ukraine, 2013, p. 246–252.
9. Nazarovs, S., Dejus, S., and Juhna, T. (2012). Modelling water quality in drinking water distribution networks from real-time direction data, *Drinking Water Engineering and Science*, vol. 5, 39–45, doi:10.5194/dwes-5-39-2012.

10. Rubulis, J., Dejus, S., Meksa, R. (2012) Online measurement usage for predicting water age from tracer tests to validate a hydraulic model. *Proceedings of the 12th International Water Distribution Systems Analysis Conference*, September 19–23, 2010, Tucson, USA, pp. 1488-1497. doi:10.1061/41203(425)133.

LITERATŪRAS SARAKSTS

1. Buhaug, H., Urdal, H. An urbanization bomb? Population growth and social disorder in cities. *Global Environmental Change*. 2013. Vol. 23, no. 1, p. 1–10. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2012.10.016. ISSN 0959-3780
2. Padowski, J.C., Gorelick, S.M. Corrigendum: Global analysis of urban surface water supply vulnerability (2014 *Environ. Res. Lett.* **9** 104004). *Environmental Research Letters*. 2014. Vol. 9, no. 11, p. 119501. doi: 10.1088/1748-9326/9/11/119501. ISSN 1748-9326
3. National Reserach Council. *Drinking Water Distribution Systems: Assessing and Reducing Risks*. Washington, D.C.: National Academies Press, 2006. 404 p. ISBN 978-0-309-10306-0.
4. De Graaf, B.R., Williamson, F., Koerkamp, M.K., Verhoef, J.W., Wuestman, R., Bajema, B., Trietsch, E., Van Delft, W. Implementation of an innovative sensor technology for effective online water quality monitoring in the distribution network. *Water Practice and Technology*. 2012. Vol. 7, no. 4. doi: 10.2166/wpt.2012.099. ISSN 1751-231X
5. Rasekh, A., Brumbelow, K. Drinking water distribution systems contamination management to reduce public health impacts and system service interruptions. *Environmental Modelling & Software*. 2014. Vol. 51, p. 12–25. doi: 10.1016/j.envsoft.2013.09.019. ISSN 13648152
6. Lee, A., Francisque, A., Najjaran, H., Rodriguez, M.J., Hoorfar, M., Imran, S.A., Sadiq, R. Online monitoring of drinking water quality in a distribution network: a selection procedure for suitable water quality parameters and sensor devices. *International Journal of System Assurance Engineering and Management*. 2012. Vol. 3, no. 4, p. 323–337. doi: 10.1007/s13198-012-0133-6. ISSN 0975-6809
7. Williamson, F., Van den Broeke, J., Koster, T., Koerkamp, M.K., Verhoef, J.W., Hoogterp, J., Trietsch, E., De Graaf, B.R. Online water quality monitoring in the distribution network. *Water Practice and Technology*. 2014. Vol. 9, no. 4, p. 575–585. doi: 10.2166/wpt.2014.064. ISSN 1751-231X
8. Winston, G., Leventhal, A. Unintentional drinking-water contamination events of unknown origin: Surrogate for terrorism preparedness. *Journal of Water and Health*. 2008. Vol. 6, no. SUPPL. 1, p. 11–19. doi: 10.2166/wh.2008.036. ISSN 14778920
9. Besmer, M.D., Sigrist, J.A., Props, R., Buysschaert, B., Mao, G., Boon, N., Hammes, F. Laboratory-Scale Simulation and Real-Time Tracking of a Microbial Contamination Event and Subsequent Shock-Chlorination in Drinking Water. *Frontiers in Microbiology*. 2017. Vol. 8, no. OCT, p. 1–11. doi: 10.3389/fmicb.2017.01900. ISSN 1664-302X
10. Olikar, N., Ostfeld, A. A coupled classification – Evolutionary optimization model for contamination event detection in water distribution systems. *Water Research*. 2014. Vol. 51, p. 234–245. doi: 10.1016/j.watres.2013.10.060. ISSN 0043-1354
11. Hrudey, S.E., Hrudey, E.J. *Safe Drinking Water Lessons from Recent Outbreaks in Affluent Nations*. Padstow, Cornwall, UK: IWA Publishing, 2004. 486 p. ISBN 1-84339-042-6.
12. Peplow, M. The Flint water crisis: How citizen scientists exposed poisonous politics. *Nature*. 2018. Vol. 559, no. 7713, p. 180. doi: 10.1038/d41586-018-05651-7. ISSN 14764687
13. Guilfoos, T., Kell, D., Boslett, A., Hill, E.L. The Economic and Health Effects of the 2014 Chemical Spill in the Elk River, West Virginia. *American Journal of Agricultural Economics*. 2018. Vol. 100, no. 2, p. 609–624. doi: 10.1093/ajae/aax089. ISSN 0002-

14. Craun, G.F., Brunkard, J.M., Yoder, J.S., Roberts, V.A., Carpenter, J., Wade, T., Calderon, R.L., Roberts, J.M., Beach, M.J., Roy, S.L. Causes of Outbreaks Associated with Drinking Water in the United States from 1971 to 2006. *Clinical Microbiology Reviews*. 2010. Vol. 23, no. 3, p. 507–528. doi: 10.1128/CMR.00077-09. ISSN 0893-8512
15. Laine, J. *Large waterborne epidemic in Pirkanmaa, Finland 2007 Study on disease burden, health consequences and health-economic costs*. National Institute for Health and Welfare, 2014. 120 p. ISBN 978-952-302-198-3.
16. Auld, H., MacIver, D., Klaassen, J. Heavy Rainfall and Waterborne Disease Outbreaks: The Walkerton Example. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*. 2004. Vol. 67, no. 20–22, p. 1879–1887. doi: 10.1080/15287390490493475. ISSN 1528-7394
17. Lopez-Roldan, R., Tusell, P., Cortina, J.L., Courtois, S., Cortina, J.L. On-line bacteriological detection in water. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*. 2013. Vol. 44, p. 46–57. doi: 10.1016/j.trac.2012.10.010. ISSN 01659936
18. Hrudey, S.E., Hrudey, E.J. Published Case Studies of Waterborne Disease Outbreaks—Evidence of a Recurrent Threat. *Water Environment Research*. 2007. Vol. 79, no. 3, p. 233–245. doi: 10.2175/106143006X95483. ISSN 1061-4303
19. Tang, Y., Wu, S., Miao, X., Pollard, S.J.T., Hrudey, S.E. Resilience to evolving drinking water contamination risks: a human error prevention perspective. *Journal of Cleaner Production*. 2013. Vol. 57, p. 228–237. doi: 10.1016/j.jclepro.2013.06.018. ISSN 0959-6526
20. Storey, M. V., Van der Gaag, B., Burns, B.P. Advances in on-line drinking water quality monitoring and early warning systems. *Water Research*. 2011. Vol. 45, no. 2, p. 741–747. doi: 10.1016/j.watres.2010.08.049. ISSN 0043-1354
21. Van Lieverloo, J.H.M., Mesman, G.A.M., Bakker, G.L., Baggelaar, P.K., Hamed, A., Medema, G. Probability of detecting and quantifying faecal contaminations of drinking water by periodically sampling for *E. coli*: A simulation model study. *Water Research*. 2007. Vol. 41, no. 19, p. 4299–4308. doi: 10.1016/j.watres.2007.06.003. ISSN 00431354
22. Ellis, K., Gowdy, C., Jakomis, N., Ryan, B., Thom, C., Biggs, C.A., Speight, V. Understanding the costs of investigating coliform and *E. coli* detections during routine drinking water quality monitoring. *Urban Water Journal*. 2018. Vol. 15, no. 2, p. 101–108. doi: 10.1080/1573062X.2017.1398762. ISSN 1573-062X
23. Banna, M.H., Imran, S., Francisque, A., Najjaran, H., Sadiq, R., Rodriguez, M., Hoorfar, M. Online Drinking Water Quality Monitoring: Review on Available and Emerging Technologies. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2014. Vol. 44, no. 12, p. 1370–1421. doi: 10.1080/10643389.2013.781936. ISSN 1064-3389
24. Jeffrey Yang, Y., Haught, R.C., Goodrich, J.A. Real-time contaminant detection and classification in a drinking water pipe using conventional water quality sensors: Techniques and experimental results. *Journal of Environmental Management*. 2009. Vol. 90, no. 8, p. 2494–2506. doi: 10.1016/j.jenvman.2009.01.021. ISSN 03014797
25. Liu, S., Che, H., Smith, K., Chang, T. A real time method of contaminant classification using conventional water quality sensors. *Journal of Environmental Management*. 2015. Vol. 154, p. 13–21. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.02.023. ISSN 0301-4797
26. Che, H., Liu, S. Contaminant Detection Using Multiple Conventional Water Quality Sensors in an Early Warning System. *Procedia Engineering*. 2014. Vol. 89, p. 479–487. doi: 10.1016/j.proeng.2014.11.239. ISSN 1877-7058
27. U.S. EPA. *Technologies and Techniques for Early Warning Systems to Monitor and*

- Evaluate Drinking Water Quality : A State-of-the-Art Review*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2005. 165 p.
28. International Organization for Standardization. *Activities relating to drinking water and wastewater services — Crisis management of water utilities*. 2015. ISO 24518:2015 (en).
 29. Saab, C., Shahrou, I., Chehade, F.H. Smart technology for water quality control: Feedback about use of water quality sensors. In : *2017 Sensors Networks Smart and Emerging Technologies (SENSET)*. Beirut: IEEE, 2017. p. 1–4. ISBN 9781509060115.
 30. Raich, J. *Review of sensors to monitor water quality*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, 2013. 33 p. ISBN 978-92-79-34618-7.
 31. Chen, Y., Han, D. Water quality monitoring in smart city: A pilot project. *Automation in Construction*. 2018. Vol. 89, no. June 2017, p. 307–316. doi: 10.1016/j.autcon.2018.02.008. ISSN 0926-5805
 32. Ma, X., Xue, X., González-Mejía, A., Garland, J., Cashdollar, J. Sustainable Water Systems for the City of Tomorrow—A Conceptual Framework. *Sustainability*. 2015. Vol. 7, no. 9, p. 12071–12105. doi: 10.3390/su70912071. ISSN 2071-1050
 33. Eliades, D.G., Stavrou, D., Vrachimis, S.G., Panayiotou, C.G., Polycarpou, M.M. Contamination Event Detection Using Multi-level Thresholds. *Procedia Engineering*. 2015. Vol. 119, no. 1, p. 1429–1438. doi: 10.1016/j.proeng.2015.08.1003. ISSN 1877-7058
 34. Hou, D., He, H., Huang, P., Zhang, G., Loaiciga, H. Detection of water-quality contamination events based on multi-sensor fusion using an extended Dempster–Shafer method. *Measurement Science and Technology*. 2013. Vol. 24, p. 055801. doi: 10.1088/0957-0233/24/5/055801. ISSN 0957-0233
 35. Liu, S., Smith, K., Che, H. A multivariate based event detection method and performance comparison with two baseline methods. *Water Research*. 2015. Vol. 80, no. May, p. 109–118. doi: 10.1016/j.watres.2015.05.013. ISSN 0043-1354
 36. Umberg, K., Allgeier, S. Parameter Set Points: An Effective Solution for Real-time Data Analysis. *Journal - American Water Works Association*. 2016. Vol. 108, no. January, p. E60–E66. doi: 10.5942/jawwa.2016.108.0009. ISSN 1551-8833
 37. Olikier, N., Ostfeld, A. Minimum Volume Ellipsoid Classification Model for Contamination Event Detection in Water Distribution Systems. *Procedia Engineering*. 2014. Vol. 70, p. 1280–1288. doi: 10.1016/j.proeng.2014.02.141. ISSN 18777058
 38. Hou, D., He, H., Huang, P., Zhang, G., Loaiciga, H. Detection of water-quality contamination events based on multi-sensor fusion using an extended Dempster–Shafer method. *Measurement Science and Technology*. 2013. Vol. 24, no. 5, p. 055801. doi: 10.1088/0957-0233/24/5/055801. ISSN 0957-0233
 39. Zulkifli, S.N., Rahim, H.A., Lau, W.J. Detection of contaminants in water supply: A review on state-of-the-art monitoring technologies and their applications. *Sensors and Actuators B: Chemical*. 2018. Vol. 255, p. 2657–2689. doi: 10.1016/j.snb.2017.09.078. ISSN 0925-4005
 40. Højris, B., Christensen, S.C.B., Albrechtsen, H.J., Smith, C., Dahlgvist, M. A novel, optical, on-line bacteria sensor for monitoring drinking water quality. *Scientific Reports*. 2016. Vol. 6, no. 1, p. 23935. doi: 10.1038/srep23935. ISSN 2045-2322
 41. Figueras, M.J., Borrego, J.J. New Perspectives in Monitoring Drinking Water Microbial Quality. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2010. Vol. 7, no. 12, p. 4179–4202. doi: 10.3390/ijerph7124179. ISSN 1660-4601
 42. Tatari, K., Corfitzen, C.B., Albrechtsen, H.J., Christensen, S.C.B. *Sensors for microbial drinking water quality*. Lyngby: Technical University of Denmark, DTU Environment, 2016. 43 p.
 43. Vang, Ó.K. *ATP measurements for monitoring microbial drinking water quality*.

- Lynby: Vester Kopi, 2013. Available from: <http://www.orbit.dtu.dk>
44. Sherchan, S.P., Gerba, C.P., Pepper, I.L. Evaluation of Real-Time Water Quality Sensors for the Detection of Intentional Bacterial Spore Contamination of Potable Water. *Journal of Biosensors & Bioelectronics*. 2013. Vol. 04, no. 04, p. 1–5. doi: 10.4172/2155-6210.1000141. ISSN 2155-6210
 45. World Health Organization. *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*. Geneva: World Health Organization, 2017. 541 p. ISBN 978-92-4-154995-0.
 46. NHMRC (National Health and Medical Research Council). *Australian Drinking Water Guidelines Paper 6 National Water Quality Management Strategy*. Version 3. Canberra: National Health and Medical Research Council, National Resource Management Ministerial Council, Commonwealth of Australia, 2011. 1244 p. ISBN 1864965118.
 47. Health Canada. *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality—Summary Table*. Ottawa, Ontario: Water and Air Quality Bureau, Healthy Environments and Consumer Safety Branch, Health Canada, 2017. 22 p.
 48. U.S. EPA. *Distribution System Water Quality Monitoring: Sensor Technology Evaluation Methodology and Results*. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, 2009. 60 p.
 49. BAMIDELE, C.O. *Comparison And Constrast Of Who Drinking Water*. 2015. Available from: http://www.academia.edu/12231266_.7 p.
 50. U.S. EPA. *National primary drinking water regulations*. 2009. Available from: <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations>
 51. European Commission. Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*. 1998. Vol. L 330, p. 32–54.
 52. Snow, S.J. Commentary: Sutherland, Snow and water: the transmission of cholera in the nineteenth century. *International Journal of Epidemiology*. 2002. Vol. 31, no. 5, p. 908–911. doi: 10.1093/ije/31.5.908. ISSN 1464-3685
 53. Kulinkina, B.A. V, Shinee, E., Rafael, B., Herrador, G., Nygård, K., Schmoll, O. *The situation of water-related infectious diseases in the pan-European region*. Copenhagen: WHO Regional Office for Europe, 2016. 42 p. ISBN 9-789289-052023.
 54. WHO Europe. *Outbreaks of waterborne diseases: fact sheet 1.1*. 2009. Available from: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/96885/1.1.-Outbreaks-of-waterborne-diseases-EDITED_layout_V03.pdf.1-6 p.
 55. Valcina, O., Pule, D., Makarova, S., Berzins, A., Krumina, A. Legionella pneumophila izplatība dzeramā ūdens apgādes sistēmā daudzdzīvokļu mājāsaimniecībās Rīgā. In : *2013.gada Rīgas Stradiņa universitātes zinātniskā konferences tēzu krājums*. Riga: Rīgas Stradiņa Universitāte, 2013. p. 106.
 56. Risebro, H.L., Hunter, P.R. Surveillance of waterborne disease in European member states: a qualitative study. *Journal of Water and Health*. 2007. Vol. 5, no. Suppl 1, p. S19. doi: 10.2166/wh.2007.135. ISSN 1477-8920
 57. Crocker, J., Bartram, J. Comparison and Cost Analysis of Drinking Water Quality Monitoring Requirements versus Practice in Seven Developing Countries. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2014. Vol. 11, no. 7, p. 7333–7346. doi: 10.3390/ijerph110707333. ISSN 1660-4601
 58. Zacheus, O., Miettinen, I.T. Increased information on waterborne outbreaks through efficient notification system enforces actions towards safe drinking water. *Journal of Water and Health*. 2011. Vol. 9, no. 4, p. 763–772. doi: 10.2166/wh.2011.021. ISSN 1477-8920

59. Kvitsand, H.M.L., Fiksdal, L. Waterborne disease in Norway: emphasizing outbreaks in groundwater systems. *Water Science and Technology*. 2010. Vol. 61, no. 3, p. 563–571. doi: 10.2166/wst.2010.863. ISSN 0273-1223
60. World Health Organization. *Water Quality: Guidelines, Standards and Health. Assessment of Risk and Risk Management for Water-Related Infectious Disease*. London: IWA Publishing, 2001. 424 p. ISBN 1 900222 28 0.
61. Vecumniekos dzeramajā ūdenī konstatē baktērijas. . [Accessed 9 August 2018]. Available from: <https://www.diena.lv/raksts/latvija/zinas/vecumniekos-dzeramaja-udeni-konstate-bakterijas-739624>
62. Wu, S., Hrudey, S., French, S., Bedford, T., Soane, E., Pollard, S. A role for human reliability analysis (HRA) in preventing drinking water incidents and securing safe drinking water. *Water Research*. 2009. Vol. 43, no. 13, p. 3227–3238. doi: 10.1016/j.watres.2009.04.040. ISSN 0043-1354
63. Besner, M.C., Prévost, M., Regli, S. Assessing the public health risk of microbial intrusion events in distribution systems: Conceptual model, available data, and challenges. *Water Research*. 2011. Vol. 45, no. 3, p. 961–979. doi: 10.1016/j.watres.2010.10.035. ISSN 0043-1354
64. Ercumen, A., Gruber, J.S., Colford, J.M. Water Distribution System Deficiencies and Gastrointestinal Illness: A Systematic Review and Meta-Analysis. *Environmental Health Perspectives*. 2014. Vol. 122, no. 7, p. 651–660. doi: 10.1289/ehp.1306912. ISSN 0091-6765
65. Altmann, P., Cunningham, J., Dhanesha, U., Ballard, M., Thompson, J., Marsh, F. Disturbance of cerebral function in people exposed to drinking water contaminated with aluminium sulphate: retrospective study of the Camelford water incident. *BMJ*. 1999. Vol. 319, no. 7213, p. 807–811. doi: 10.1136/bmj.319.7213.807. ISSN 0959-8138
66. Winston, G., Lerman, S., Goldberger, S., Collins, M., Leventhal, A. A tap water turbidity crisis in Tel Aviv, Israel, due to technical failure: Toxicological and risk management issues. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2003. Vol. 206, no. 3, p. 193–200. doi: 10.1078/1438-4639-00206. ISSN 1438-4639
67. Whelton, A.J., McMillan, L., Novy, C.L.R., White, K.D., Huang, X. Case study: the crude MCHM chemical spill investigation and recovery in West Virginia USA. *Environmental Science: Water Research & Technology*. 2017. Vol. 3, no. 2, p. 312–332. doi: 10.1039/C5EW00294J. ISSN 2053-1400
68. Widerström, M., Schöning, C., Lilja, M., Lebbad, M., Ljung, T., Allestam, G., Ferm, M., Björkholm, B., Hansen, A., Hiltula, J., Långmark, J., Löfdahl, M., Omberg, M., Reuterwall, C., Samuelsson, E., Widgren, K., Wallensten, A., Lindh, J. Large Outbreak of *Cryptosporidium hominis* Infection Transmitted through the Public Water Supply, Sweden. *Emerging Infectious Diseases*. 2014. Vol. 20, no. 4, p. 581–589. doi: 10.3201/eid2004.121415. ISSN 1080-6040
69. McMillan, T.M., Freemont, A.J., Herxheimer, A., Denton, J., Taylor, A.P., Pazianas, M., Cummin, A.R.C., Eastwood, J.B. Camelford Water Poisoning Accident; Serial Neuropsychological Assessments and Further Observations on Bone Aluminium. *Human & Experimental Toxicology*. 1993. Vol. 12, no. 1, p. 37–42. doi: 10.1177/096032719301200108. ISSN 0960-3271
70. Whelton, A.J., McMillan, L.K., Connell, M., Kelley, K.M., Gill, J.P., White, K.D., Gupta, R., Dey, R., Novy, C. Residential tap water contamination following the freedom industries chemical spill: Perceptions, water quality, and health impacts. *Environmental Science and Technology*. 2015. Vol. 49, no. 2, p. 813–823. doi: 10.1021/es5040969. ISSN 15205851
71. Mac Kenzie, W.R., Hoxie, N.J., Proctor, M.E., Gradus, M.S., Blair, K.A., Peterson, D.E.,

- Kazmierczak, J.J., Addiss, D.G., Fox, K.R., Rose, J.B., Davis, J.P. A Massive Outbreak in Milwaukee of Cryptosporidium Infection Transmitted through the Public Water Supply. *New England Journal of Medicine*. 1994. Vol. 331, no. 3, p. 161–167. doi: 10.1056/NEJM199407213310304. ISSN 0028-4793
72. Corso, P.S., Kramer, M.H., Blair, K.A., Addiss, D.G., Davis, J.P., Haddix, A.C. Costs of Illness in the 1993 Waterborne Cryptosporidium Outbreak, Milwaukee, Wisconsin. *Emerging Infectious Diseases*. 2003. Vol. 9, no. 4, p. 426–431. doi: 10.3201/eid0904.020417. ISSN 1080-6040
73. Hrudey, S.E., Payment, P., Huck, P.M., Gillham, R.W., Hrudey, E.J. A fatal waterborne disease epidemic in Walkerton, Ontario: Comparison with other waterborne outbreaks in the developed world. *Water Science and Technology*. 2003. Vol. 47, no. 3, p. 7–14. ISSN 0273-1223
74. Laine, J., Huovinen, E., Virtanen, M.J., Snellman, M., Lumio, J., Ruutu, P., Kujansuu, E., Vuento, R., Pitkanen, T., Miettinen, I., Herrala, J., Lepisto, O., Anttonen, J., Helenius, J., Hanninen, M.L., Maunula, L., Mustonen, J., Kuusi, M. An extensive gastroenteritis outbreak after drinking-water contamination by sewage effluent, Finland. *Epidemiology and Infection*. 2011. Vol. 139, no. 07, p. 1105–1113. doi: 10.1017/S0950268810002141. ISSN 0950-2688
75. Hrudey, S.E., Hrudey, E.J. *Ensuring Safe Drinking Water Learning From Frontline Experience With Contamination*. Denver: American Water Works Association (AWWA), 2014. 294 p. ISBN 9781583219249.
76. Selvakumar, A., Tafuri, A.N. Rehabilitation of Aging Water Infrastructure Systems: Key Challenges and Issues. *Journal of Infrastructure Systems*. 2012. Vol. 18, no. 3, p. 202–209. doi: 10.1061/(ASCE)IS.1943-555X.0000091. ISSN 1076-0342
77. AWWA. *Buried No Longer: Confronting America's water infrastructure challenge*. 2011. Available from: www.awwa.org/Portals/0/documents/BuriedNoLonger.pdf. 37 p.
78. Gullick, R.W., Lechevallier, M.W., Svindland, R.C., Friedman, M.J. Occurrence of Transient Low and Negative Pressures in Distribution Systems. *Journal - American Water Works Association*. 2004. Vol. 96, no. 11, p. 52–66. doi: 10.1002/j.1551-8833.2004.tb10741.x. ISSN 0003-150X
79. Besner, M.C., Broséus, R., Lavoie, J., Giovanni, G. Di, Payment, P., Prévost, M. Pressure Monitoring and Characterization of External Sources of Contamination at the Site of the Payment Drinking Water Epidemiological Studies. *Environmental Science & Technology*. 2010. Vol. 44, no. 1, p. 269–277. doi: 10.1021/es901988y. ISSN 0013-936X
80. Lechevallier, M.W., Gullick, R.W., Karim, M.R., Friedman, M., Funk, J.E. The potential for health risks from intrusion of contaminants into the distribution system from pressure transients. *Journal of Water and Health*. 2003. Vol. 1, no. 1, p. 3–14. doi: 10.2166/wh.2003.0002. ISSN 1477-8920
81. Gadgil, A. DRINKING WATER IN DEVELOPING COUNTRIES. *Annual Review of Energy and the Environment*. 1998. Vol. 23, no. 1, p. 253–286. doi: 10.1146/annurev.energy.23.1.253. ISSN 1056-3466
82. Hunter, P.R., Chalmers, R.M., Hughes, S., Syed, Q. Self-Reported Diarrhea in a Control Group: A Strong Association with Reporting of Low-Pressure Events in Tap Water. *Clinical Infectious Diseases*. 2005. Vol. 40, no. 4, p. e32–e34. doi: 10.1086/427750. ISSN 1058-4838
83. Nygard, K., Wahl, E., Krogh, T., Tveit, O.A., Bohleng, E., Tverdal, A., Aavitsland, P. Breaks and maintenance work in the water distribution systems and gastrointestinal illness: a cohort study. *International Journal of Epidemiology*. 2007. Vol. 36, no. 4, p. 873–880. doi: 10.1093/ije/dym029. ISSN 0300-5771

84. World Health Organization, Organisation for Economic Co-operation and Development. *Assessing Microbial Safety of Drinking Water*. London: OECD Publishing, 2003. 295 p. ISBN 978-92-6-409946-3.
85. World Health Organization. *Water safety in distribution systems*. Geneva: WHO Document Production Services, 2014. 157 p. ISBN 978-92-4-154889-2.
86. Miettinen, I., Zacheus, O., Pitkanen, T., Ikonen, J. *Deliverable 1.4 Analysis of Current Water Policies*. 2016. Available from: <https://itea3.org/.../13029-WATER-M-WP-1-D14AnalysisofCurrentWaterPoliciesandEUDirectives20.25> p.
87. *Ministru kabineta noteikumi Nr. 671 par Dzeramā ūdens obligātās nekaitīguma un kvalitātes prasības, monitoringa un kontroles kārtību*. 2017. Latvija.
88. WHO Europe. *Drinking Water Parameter Cooperation Project: Support to the revision of Annex I Council Directive 98/83/EC on the Quality of Water Intended for Human Consumption (Drinking Water Directive)*. Bonn, 2017. Available from: ec.europa.eu/environment/water/water-drink/pdf/WHO_parameter_report.pdf. 240 p.
89. European Commission. Commission Directive (EU) 2015/1787 of 6 October 2015 amending Annexes II and III to Council Directive 98/83/EC on the quality of water intended for human consumption. *Official Journal of the European Communities*. 2015. Vol. L 260, p. 6–17.
90. Veselības inspekcija. *Pārskats par dzeramā ūdens kvalitāti un uzraudzību 2016.gadā*. Rīga, 2017. 39 p.
91. Veselības inspekcija. *Ziņojums par dzeramā ūdens kvalitāti latvijas lielajās ūdensapgādes sistēmās 2014. - 2016.gadā*. Rīga, 2017. 27 p.
92. Dunn, G., Bakker, K., Harris, L. Drinking Water Quality Guidelines across Canadian Provinces and Territories: Jurisdictional Variation in the Context of Decentralized Water Governance. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2014. Vol. 11, no. 5, p. 4634–4651. doi: 10.3390/ijerph110504634. ISSN 1660-4601
93. Cabral, J.P.S. Water Microbiology. Bacterial Pathogens and Water. *International Journal of Environmental Research and Public Health*. 2010. Vol. 7, no. 10, p. 3657–3703. doi: 10.3390/ijerph7103657. ISSN 1660-4601
94. Nescerecka, A., Juhna, T., Hammes, F. Behavior and stability of adenosine triphosphate (ATP) during chlorine disinfection. *Water Research*. 2016. Vol. 101, p. 490–497. doi: 10.1016/j.watres.2016.05.087. ISSN 18792448
95. Tallon, P., Magajna, B., Lofranco, C., Leung, K.T. Microbial Indicators of Faecal Contamination in Water: A Current Perspective. *Water, Air, and Soil Pollution*. 2005. Vol. 166, no. 1–4, p. 139–166. doi: 10.1007/s11270-005-7905-4. ISSN 0049-6979
96. Yates, M. V. Classical Indicators in the 21st Century—Far and Beyond the Coliform. *Water Environment Research*. 2007. Vol. 79, no. 3, p. 279–286. doi: 10.2175/106143006X123085. ISSN 1061-4303
97. Payment, P., Waite, M., Dufour, A. Introducing Parameters for the Assessment of Drinking Water Quality. In : *Assessing Microbial Safety Of Drinking Water, Improving Approaches and Methods*. London: IWA Publishing, 2003. p. 47–77. ISBN 9241546301.
98. Nescerecka, A., Juhna, T., Hammes, F. Identifying the underlying causes of biological instability in a full-scale drinking water supply system. *Water Research*. 2018. Vol. 135, p. 11–21. doi: 10.1016/j.watres.2018.02.006. ISSN 0043-1354
99. Hammes, F., Berney, M., Wang, Y., Vital, M., Köster, O., Egli, T. Flow-cytometric total bacterial cell counts as a descriptive microbiological parameter for drinking water treatment processes. *Water Research*. 2008. Vol. 42, no. 1–2, p. 269–277. doi: 10.1016/j.watres.2007.07.009. ISSN 00431354
100. Borrego, J.J., Figueras, M.J. Microbiological quality of natural waters. *Microbiología*.

1997. Vol. 13, no. 4, p. 413–426.
101. LeChevallier, M.W., Welch, N.J., Smith, D.B. Full-scale studies of factors related to coliform regrowth in drinking water. *Applied and environmental microbiology*. 1996. Vol. 62, no. 7, p. 2201–11. ISSN 0099-2240
 102. Edberg, S.C., Rice, E.W., Karlin, R.J., Allen, M.J. Escherichia coli: the best biological drinking water indicator for public health protection. *Journal of Applied Microbiology*. 2000. Vol. 88, no. S1, p. 106S–116S. doi: 10.1111/j.1365-2672.2000.tb05338.x. ISSN 1364-5072
 103. Bartram, J., Cotruvo, J., Exner, M., Fricker, C., Glasmacher, A. *Heterotrophic plate counts and drinking-water safety : the significance of HPCs for water quality and human health*. Geneva: World Health Organization, 2003. 271 p. ISBN 1-84339-025-6.
 104. Van Nevel, S., Koetzsch, S., Proctor, C.R., Besmer, M.D., Prest, E.I., Vrouwenvelder, J.S., Knezev, A., Boon, N., Hammes, F. Flow cytometric bacterial cell counts challenge conventional heterotrophic plate counts for routine microbiological drinking water monitoring. *Water Research*. 2017. Vol. 113, p. 191–206. doi: 10.1016/j.watres.2017.01.065. ISSN 1879-2448
 105. Ingerson Mahar, M., Reid, A. *Microbes in Pipes: the Microbiology of the Water Distribution System*. BOULDER: American Academy of Microbiology, 2012. 28 p.
 106. Das, B., Jain, P.C. Real-time water quality monitoring system using Internet of Things. In : *2017 International Conference on Computer, Communications and Electronics (Comptelix)*. IEEE, 2017. p. 78–82. ISBN 978-1-5090-4708-6.
 107. Dejus, S., Nescerecka, A., Nazarov, S., Juhna, T. Review on Existing and Emerging Biological Contamination Detection Tools for Drinking Water Distribution Systems (DWDS) Online Monitoring. In : *Proceedings of the 7th IWA Eastern European Water Professionals Conference for young and senior water professionals*. Belgrade, 2015. p. 320–332.
 108. Aisopou, A., Stoianov, I., Graham, N.J.D. In-pipe water quality monitoring in water supply systems under steady and unsteady state flow conditions: A quantitative assessment. *Water Research*. 2012. Vol. 46, no. 1, p. 235–246. doi: 10.1016/j.watres.2011.10.058. ISSN 00431354
 109. Liu, S., Che, H., Smith, K., Chen, L. Contamination event detection using multiple types of conventional water quality sensors in source water. *Environ. Sci.: Processes Impacts*. 2014. Vol. 16, no. 8, p. 2028–2038. doi: 10.1039/C4EM00188E. ISSN 2050-7887
 110. Hall, J., Zaffiro, A.D., Marx, R.B., Kefauver, P.C., Krishnan, E.R., Haught, R.C., Herrmann, J.G. On-Line water quality parameters as indicators of distribution system contamination. *Journal - American Water Works Association*. 2007. Vol. 99, no. 1, p. 66–77. doi: 10.1002/j.1551-8833.2007.tb07847.x. ISSN 0003-150X
 111. U.S. EPA. *WaterSentinel Online Water Quality Monitoring as an Indicator of Drinking Water Contamination*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2005. 27 p.
 112. Brussen, M. *On-line Water Quality Monitoring. Review of Sydney's Current Status and Future Needs*. Sydney Water Report. Sydney, 2007.
 113. U.S. EPA. *Online Water Quality Monitoring in Distribution Systems For Water Quality Surveillance and Response Systems Office*. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, 2018. 79 p.
 114. Lambrou, T.P., Anastasiou, C.C., Panayiotou, C.G., Polycarpou, M.M. A Low-Cost Sensor Network for Real-Time Monitoring and Contamination Detection in Drinking Water Distribution Systems. *IEEE Sensors Journal*. 2014. Vol. 14, no. 8, p. 2765–2772. doi: 10.1109/JSEN.2014.2316414. ISSN 1530-437X
 115. Ryzinska-Paier, G., Lendenfeld, T., Correa, K., Stadler, P., Blaschke, A.P., Mach, R.L.,

- Stadler, H., Kirschner, A.K.T., Farnleitner, A.H. A sensitive and robust method for automated on-line monitoring of enzymatic activities in water and water resources. *Water Science and Technology*. 2014. Vol. 69, no. 6, p. 1349–1358. doi: 10.2166/wst.2014.032. ISSN 0273-1223
116. Stadler, P., Blöschl, G., Vogl, W., Koschelnik, J., Epp, M., Lackner, M., Oismüller, M., Kumpan, M., Nemeth, L., Strauss, P., Sommer, R., Ryzinska-Paier, G., Farnleitner, A.H., Zessner, M. Real-time monitoring of beta- d -glucuronidase activity in sediment laden streams: A comparison of prototypes. *Water Research*. 2016. Vol. 101, p. 252–261. doi: 10.1016/j.watres.2016.05.072. ISSN 0043-1354
 117. Romero-Martínez, L., Van Slooten, C., Nebot, E., Acevedo-Merino, A., Peperzak, L. Assessment of imaging-in-flow system (FlowCAM) for systematic ballast water management. *Science of The Total Environment*. 2017. Vol. 603–604, p. 550–561. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.06.070. ISSN 0048-9697
 118. Miles, S.L., Sinclair, R.G., Riley, M.R., Pepper, I.L. Evaluation of Select Sensors for Real-Time Monitoring of Escherichia coli in Water Distribution Systems. *Applied and Environmental Microbiology*. 2011. Vol. 77, no. 8, p. 2813–2816. doi: 10.1128/AEM.02618-10. ISSN 0099-2240
 119. Szabo, J., Hall, J. On-line Water Quality Monitoring for Drinking Water Contamination. In : *Comprehensive Water Quality and Purification*. Elsevier, 2014. p. 266–282. ISBN 9780123821836.
 120. Wang, Y., Hammes, F., De Roy, K., Verstraete, W., Boon, N. Past, present and future applications of flow cytometry in aquatic microbiology. *Trends in Biotechnology*. 2010. Vol. 28, no. 8, p. 416–424. doi: 10.1016/j.tibtech.2010.04.006. ISSN 0167-7799
 121. Bonilla, T.D., Nowosielski, K., Esiobu, N., McCorquodale, D.S., Rogerson, A. Species assemblages of Enterococcus indicate potential sources of fecal bacteria at a south Florida recreational beach. *Marine Pollution Bulletin*. 2006. Vol. 52, no. 7, p. 807–810. doi: 10.1016/j.marpolbul.2006.03.004. ISSN 0025-326X
 122. Besmer, M.D., Weissbrodt, D.G., Kratochvil, B.E., Sigrist, J.A., Weyland, M.S., Hammes, F. The feasibility of automated online flow cytometry for in-situ monitoring of microbial dynamics in aquatic ecosystems. *Frontiers in Microbiology*. 2014. Vol. 5, no. JUN, p. 1–12. doi: 10.3389/fmicb.2014.00265. ISSN 1664-302X
 123. Quist, G.M., Deleon, R., Felkner, I.C. *Evaluation of a Real-Time On-line Monitoring Method for Cryptosporidium*. London: IWA Publishing, 2007. ISBN 978-1843399100.
 124. Trudil, D., Loomis, L., Pabon, R., Hasan, J.A.K., Trudil, C.L. Rapid ATP Method For The Screening and Identification of Bacteria in Food and Water. *Moscow University Chemistry Bulletin*. 2000. Vol. 41, p. 27–29.
 125. Blanco, S., Prat, C., Sánchez, M.D., Ferrer, D., Pellicer, T., Haba, L., Latorre, I., Vilaplana, C., Ausina, V., Domínguez, J. Evaluation of a Legionella urinary antigen enzyme immunoassay for rapid detection of Legionella pneumophila in water samples. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2008. Vol. 211, no. 1–2, p. 168–171. doi: 10.1016/j.ijheh.2007.02.002. ISSN 1438-4639
 126. Bergeron, P., Oujati, H., Catalán Cuenca, V., Huguet Mestre, J.M., Courtois, S. Rapid monitoring of Escherichia coli and Enterococcus spp. in bathing water using Reverse Transcription-quantitative PCR. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2011. Vol. 214, no. 6, p. 478–484. doi: 10.1016/j.ijheh.2011.07.013. ISSN 1438-4639
 127. Fittipaldi, M., Codony, F., Morató, J. Comparison of conventional culture and real-time quantitative PCR using SYBR Green for detection of *Llegionella pneumophila* in water samples. *Water SA*. 2010. Vol. 36, no. 4, p. 417–424. doi: 10.4314/wsa.v36i4.58411. ISSN 0378-4738

128. Janex-Habibi, M.-L., Baudin, I., Bruchet, A., Esperanza, M., Courtois, S., Decottignies, V., Constans, L., Chrupalla, S., Bréhé, M., Lengronne, M., Brient, L. Managing the Risk of Emerging Algae Toxins in Drinking Water: Development of a Targeted Analytical Approach. *Water Practice and Technology*. 2010. Vol. 5, no. 4, p. 1–8. doi: 10.2166/wpt.2010.079. ISSN 1751-231X
129. Lebaron, P., Henry, A., Lepeuple, A.-S., Pena, G., Servais, P. An operational method for the real-time monitoring of *E. coli* numbers in bathing waters. *Marine Pollution Bulletin*. 2005. Vol. 50, no. 6, p. 652–659. doi: 10.1016/j.marpolbul.2005.01.016. ISSN 0025-326X
130. Hügler, M., Böckle, K., Eberhagen, I., Thelen, K., Beimfohr, C., Hambsch, B. Development and validation of a FISH-based method for the detection and quantification of *E. coli* and coliform bacteria in water samples. *Water Science and Technology*. 2011. Vol. 64, no. 7, p. 1435–1442. doi: 10.2166/wst.2011.761. ISSN 0273-1223
131. Harvey, S.D., Mong, G.M., Ozanich, R.M., Mclean, J.S., Goodwin, S.M., Valentine, N.B., Fredrickson, J.K. Preparation and evaluation of spore-specific affinity-augmented bio-imprinted beads. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2006. Vol. 386, no. 2, p. 211–219. doi: 10.1007/s00216-006-0622-z. ISSN 1618-2642
132. Yu, H., Bruno, J.G. Immunomagnetic-electrochemiluminescent detection of *Escherichia coli* O157 and *Salmonella typhimurium* in foods and environmental water samples. *Applied and environmental microbiology*. 1996. Vol. 62, no. 2, p. 587–92. ISSN 0099-2240
133. Sengupta, A., Mujacic, M., Davis, E.J. Detection of bacteria by surface-enhanced Raman spectroscopy. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*. 2006. Vol. 386, no. 5, p. 1379–1386. doi: 10.1007/s00216-006-0711-z. ISSN 1618-2642
134. Kim, J.S., Taitt, C.R., Ligler, F.S., Anderson, G.P. Multiplexed magnetic microsphere immunoassays for detection of pathogens in foods. *Sensing and Instrumentation for Food Quality and Safety*. 2010. Vol. 4, no. 2, p. 73–81. doi: 10.1007/s11694-010-9097-x. ISSN 1932-7587
135. Hoefel, D., Grooby, W.L., Monis, P.T., Andrews, S., Saint, C.P. Enumeration of water-borne bacteria using viability assays and flow cytometry: A comparison to culture-based techniques. *Journal of Microbiological Methods*. 2003. Vol. 55, no. 3, p. 585–597. doi: 10.1016/S0167-7012(03)00201-X. ISSN 0167-7012
136. Nescercka, A., Hammes, F., Juhna, T. A pipeline for developing and testing staining protocols for flow cytometry, demonstrated with SYBR Green I and propidium iodide viability staining. *Journal of Microbiological Methods*. 2016. Vol. 131, p. 172–180. doi: 10.1016/j.mimet.2016.10.022. ISSN 1872-8359
137. Berney, M., Hammes, F., Bosshard, F., Weilenmann, H.-U., Egli, T. Assessment and Interpretation of Bacterial Viability by Using the LIVE/DEAD BacLight Kit in Combination with Flow Cytometry. *Applied and Environmental Microbiology*. 2007. Vol. 73, no. 10, p. 3283–3290. doi: 10.1128/AEM.02750-06. ISSN 0099-2240
138. Van Nevel, S., Buysschaert, B., De Roy, K., De Gussemé, B., Clement, L., Boon, N. Flow cytometry for immediate follow-up of drinking water networks after maintenance. *Water Research*. 2017. Vol. 111, p. 66–73. doi: 10.1016/j.watres.2016.12.040. ISSN 0043-1354
139. Karl, D.M. Cellular nucleotide measurements and applications in microbial ecology. *Microbiological reviews*. 1980. Vol. 44, no. 4, p. 739–796. ISSN 0146-0749
140. Hammes, F., Goldschmidt, F., Vital, M., Wang, Y., Egli, T. Measurement and interpretation of microbial adenosine tri-phosphate (ATP) in aquatic environments. *Water Research*. 2010. Vol. 44, no. 13, p. 3915–3923. doi: 10.1016/j.watres.2010.04.015. ISSN 0043-1354

141. Nescerecka, A., Rubulis, J., Vital, M., Juhna, T., Hammes, F. Biological Instability in a Chlorinated Drinking Water Distribution Network. BALCAZAR, Jose Luis (ed.), *PLoS ONE*. 2014. Vol. 9, no. 5, p. 1–11. doi: 10.1371/journal.pone.0096354. ISSN 1932-6203
142. Vital, M., Dignum, M., Magic-Knezev, A., Ross, P., Rietveld, L., Hammes, F. Flow cytometry and adenosine tri-phosphate analysis: Alternative possibilities to evaluate major bacteriological changes in drinking water treatment and distribution systems. *Water Research*. 2012. Vol. 46, no. 15, p. 4665–4676. doi: 10.1016/j.watres.2012.06.010. ISSN 00431354
143. Douterelo, I., Boxall, J.B., Deines, P., Sekar, R., Fish, K.E., Biggs, C.A. Methodological approaches for studying the microbial ecology of drinking water distribution systems. *Water Research*. 2014. Vol. 65, p. 134–156. doi: 10.1016/j.watres.2014.07.008. ISSN 0043-1354
144. Molina, F., López-Acedo, E., Tabla, R., Roa, I., Gómez, A., Rebollo, J.E. Improved detection of *Escherichia coli* and coliform bacteria by multiplex PCR. *BMC Biotechnology*. 2015. Vol. 15, no. 1, p. 48. doi: 10.1186/s12896-015-0168-2. ISSN 1472-6750
145. McDaniels, A.E., Wymer, L., Rankin, C., Haugland, R. Evaluation of quantitative real time PCR for the measurement of *Helicobacter pylori* at low concentrations in drinking water. *Water Research*. 2005. Vol. 39, no. 19, p. 4808–4816. doi: 10.1016/j.watres.2005.09.030. ISSN 00431354
146. Zourob, M., Elwary, S., Turner, A. *Principles of Bacterial Detection: Biosensors, Recognition Receptors and Microsystems*. New York, NY: Springer New York, 2008. ISBN 978-0-387-75112-2.
147. Moter, A., Göbel, U.B. Fluorescence in situ hybridization (FISH) for direct visualization of microorganisms. *Journal of Microbiological Methods*. 2000. Vol. 41, no. 2, p. 85–112. doi: 10.1016/S0167-7012(00)00152-4. ISSN 0167-7012
148. Chrimes, A.F., Khoshmanesh, K., Stoddart, P.R., Mitchell, A., Kalantar-zadeh, K. Microfluidics and Raman microscopy: current applications and future challenges. *Chemical Society Reviews*. 2013. Vol. 42, no. 13, p. 5880–5906. doi: 10.1039/c3cs35515b. ISSN 0306-0012
149. Li, Z., Deen, M., Kumar, S., Selvaganapathy, P. Raman Spectroscopy for In-Line Water Quality Monitoring—Instrumentation and Potential. *Sensors*. 2014. Vol. 14, no. 9, p. 17275–17303. doi: 10.3390/s140917275. ISSN 1424-8220
150. Federal Provincial Territorial Committee on Drinking Water, The Canadian Council of Ministers of the Environment Water Quality Task Group. *From Source to Tap: Guidance on the Multi-Barrier Approach to Safe Drinking Water*. Health Canada, 2004. 242 p. ISBN 1-896997-48-1.
151. U.S. EPA. *Water Quality Event Detection System Challenge: Methodology and Findings*. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, 2013. 98 p.
152. Grayman, W.M., Deninger, R.A., Males, R. *Design of Early Warning and Predictive Source-Water Monitoring Systems*. U.S.A.: American Water Works Association, 2001. 328 p. ISBN 1-58321-172-1.
153. Olikar, N., Ohar, Z., Ostfeld, A. Spatial event classification using simulated water quality data. *Environmental Modelling and Software*. 2016. Vol. 77, p. 71–80. doi: 10.1016/j.envsoft.2015.11.013. ISSN 13648152
154. Hasan, J., States, S., Deininger, R. Safeguarding The Security Of Public Water Supplies Using Early Warning Systems: A Brief Review. *Journal of Contemporary Water Research & Education*. 2009. Vol. 129, no. 1, p. 27–33. doi: 10.1111/j.1936-704X.2004.mp129001007.x. ISSN 1936-7031
155. U.S. EPA. *Water Quality Event Detection Systems For Drinking Water Contamination*

- Warning Systems: Development, Testing, and Application of CANARY*. Washington, DC: U.S. Environmental Protection Agency, 2010. 91 p.
156. Buttrey, S.E., Kerman, M.C., Jiang, W., Blumberg, A.F. Event Detection Challenges, Methods, and Applications in Natural and Artificial Systems. In : *14th International Command and Control Research and Technology Symposium (ICCRTS), June 15-17, 2009*. Washington, D.C.: Lockheed Martin MS2, 2009. p. 1–19.
 157. Rath, S., Gupta, R. Sensor Placement Methods for Contamination Detection in Water Distribution Networks: A Review. *Procedia Engineering*. 2014. Vol. 89, p. 181–188. doi: 10.1016/j.proeng.2014.11.175. ISSN 1877-7058
 158. U.S. EPA. *Response Protocol Toolbox : Planning for and Responding to Drinking Water Contamination Threats and Incidents*. Washington, D.C.: U.S. Environmental Protection Agency, 2003. 17 p.
 159. Hart, D.B., McKenna, S.A. *User's Manual for CANARY*. Version 4. Cincinnati, OH: U.S. Environmental Protection Agency, 2012. 72 p.
 160. Perelman, L., Arad, J., Housh, M., Ostfeld, A. Event Detection in Water Distribution Systems from Multivariate Water Quality Time Series. *Environmental Science & Technology*. 2012. Vol. 46, no. 15, p. 8212–8219. doi: 10.1021/es3014024. ISSN 0013-936X
 161. Li, R., Liu, S., Smith, K., Che, H. A canonical correlation analysis based method for contamination event detection in water sources. *Environmental Science: Processes & Impacts*. 2016. Vol. 18, no. 6, p. 658–666. doi: 10.1039/C6EM00108D. ISSN 2050-7887
 162. Liu, S., Che, H., Smith, K., Lei, M., Li, R. Performance evaluation for three pollution detection methods using data from a real contamination accident. *Journal of Environmental Management*. 2015. Vol. 161, p. 385–391. doi: 10.1016/j.jenvman.2015.07.026. ISSN 03014797
 163. Arad, J., Housh, M., Perelman, L., Ostfeld, A. A dynamic thresholds scheme for contaminant event detection in water distribution systems. *Water Research*. 2013. Vol. 47, no. 5, p. 1899–1908. doi: 10.1016/j.watres.2013.01.017. ISSN 0043-1354
 164. Cali, C., Longobardi, M. Some mathematical properties of the ROC curve and their applications. *Ricerche di Matematica*. 2015. Vol. 64, no. 2, p. 391–402. doi: 10.1007/s11587-015-0246-8. ISSN 0035-5038
 165. Zhu, W., Zeng, N., Wang, N. Sensitivity, specificity, accuracy, associated confidence interval and ROC analysis with practical SAS implementations. *Northeast SAS Users Group 2010: Health Care and Life Sciences*. 2010. P. 1–9.
 166. McKenna, S.A., Wilson, M., Klise, K.A. Detecting changes in water quality data. *Journal / American Water Works Association*. 2008. Vol. 100, no. 1, p. 74–85. ISSN 0003150X
 167. Härdle, W., Simar, L. *Applied Multivariate Statistical Analysis*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2003. 486 p. ISBN 978-3-540-03079-9.
 168. Malacarne, R. Canonical Correlation Analysis. *The Mathematica Journal*. 2014. Vol. 16, no. 1, p. 1–22. doi: 10.3888/tmj.16-6. ISSN 1097-1610
 169. Rousseeuw, P. Multivariate Estimation with High Breakdown Point. In : *Mathematical Statistics and Applications*. Dordrecht: Springer Netherlands, 1985. p. 283–297. ISBN 978-94-010-8901-2.
 170. Oliner, N., Ostfeld, A. Minimum volume ellipsoid classification model for contamination event detection in water distribution systems. *Environmental Modelling & Software*. 2014. Vol. 57, p. 1–12. doi: 10.1016/j.envsoft.2014.03.011. ISSN 1364-8152
 171. Moshtagh, N. Minimum volume enclosing ellipsoids. *Convex Optimization*. 2005.

- Vol. 111, no. January, p. 1–9. doi: 10.1.1.116.7691. ISSN 0022-3239
172. Maier, H.R., Dandy, G.C. Neural networks for the prediction and forecasting of water resources variables: a review of modelling issues and applications. *Environmental Modelling & Software*. 2000. Vol. 15, no. 1, p. 101–124. doi: [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(99\)00007-9](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(99)00007-9). ISSN 1364-8152
 173. Boser, B.E., Guyon, I.M., Vapnik, V.N. A training algorithm for optimal margin classifiers. In : *Proceedings of the fifth annual workshop on Computational learning theory - COLT '92*. New York, NY: ACM Press, 1992. p. 144–152. ISBN 0-89791-497-X.
 174. Mahalanobis, P.C. On the Generalised Distance in Statistics. *Proceedings of National Institute of Science of the India*. 1936. Vol. 2, no. 1, p. 49–55.
 175. Xiang, S., Nie, F., Zhang, C. Learning a Mahalanobis distance metric for data clustering and classification. *Pattern Recognition*. 2008. Vol. 41, no. 12, p. 3600–3612. doi: 10.1016/j.patcog.2008.05.018. ISSN 0031-3203
 176. Klise, K.A., McKenna, S.A. Water quality change detection: multivariate algorithms. In : *Proceesings of SPIE 6203, Optics and Photonics in Global Homeland Security II, Defense and Security Symposium*. Orlando, FL, 2006. p. 1–9.
 177. Sentz, K., Ferson, S. *Combination of Evidence in Dempster- Shafer Theory*. Albuquerque: Sandia National Laboratories, 2002. Available from: <https://prod.sandia.gov/techlib-noauth/access-control.cgi/2002/020835.pdf>. 96 p.
 178. Vališevskis, A. *Lēmumu pieņemšana varbūtiskās nenoteiktības un izplūduma apstākļos. Promocijas darba kopsavilkums*. Rīga: Rīgas Tehniskā universitāte, 2006.
 179. Dejus, S., Nescerecka, A., Kurcalts, G., Juhna, T. Detection of drinking water contamination event with Mahalanobis distance method, using on-line monitoring sensors and manual measurement data. *Water Science and Technology: Water Supply*. 2018. Vol. 18, no. 6, p. 2133–2141. doi: 10.2166/ws.2018.039. ISSN 1606-9749
 180. Liu, S., Li, R., Smith, K., Che, H. Why conventional detection methods fail in identifying the existence of contamination events. *Water Research*. 2016. Vol. 93, no. February, p. 222–229. doi: 10.1016/j.watres.2016.02.027. ISSN 00431354
 181. Moreira, N.A., Bondelind, M. Safe drinking water and waterborne outbreaks. *Journal of Water and Health*. 2017. Vol. 15, no. 1, p. 83–96. doi: 10.2166/wh.2016.103. ISSN 1477-8920
 182. Ikonen, J., Pitkänen, T., Kosse, P., Ciszek, R., Kolehmainen, M., Miettinen, I.T. On-line detection of Escherichia coli intrusion in a pilot-scale drinking water distribution system. *Journal of Environmental Management*. 2017. Vol. 198, p. 384–392. doi: 10.1016/j.jenvman.2017.04.090. ISSN 03014797
 183. Bolster, D., De Anna, P., Benson, D.A., Tartakovsky, A.M. Incomplete mixing and reactions with fractional dispersion. *Advances in Water Resources*. 2012. Vol. 37, p. 86–93. doi: 10.1016/j.advwatres.2011.11.005. ISSN 03091708
 184. Chang, C.C. A boosting approach for supervised Mahalanobis distance metric learning. *Pattern Recognition*. 2012. Vol. 45, no. 2, p. 844–862. doi: 10.1016/j.patcog.2011.07.026. ISSN 0031-3203
 185. Prest, E.I., Hammes, F., Kötzsch, S., Van Loosdrecht, M.C.M., Vrouwenvelder, J.S. Monitoring microbiological changes in drinking water systems using a fast and reproducible flow cytometric method. *Water Research*. 2013. Vol. 47, no. 19, p. 7131–7142. doi: 10.1016/j.watres.2013.07.051. ISSN 00431354
 186. Payment, P., Franco, E., Siemiatycki, J. Absence of Relationship between Health Effects Due to Tap Water Consumption and Drinking Water Quality Parameters. *Water Science and Technology*. 1993. Vol. 27, no. 3–4, p. 137–143. ISSN 0273-1223

PIELIKUMI

Dzeramā ūdens kvalitātes prasību salīdzinājums

		Kanāda [47]	ASV [50]	PVO rekomendācijas [45]	ES Direktīva [89]	Latvija MK nr.671 [87]
Nr.p.k.	Parametrs	Maksimāli pieļaujamā koncentrācija, mērvienības norādītas mg/j, ja nav specifisks apzīmējums				
1	1,2-dihloretāns	0,005	0,005	0,03	0,003	0,003
2	akrilamīds		AT ^a	0,0005	0,0001	0,0001
3	alumīnijs	0,2	0,2		0,2	0,2 ^b
4	amoniji				0,5	0,5 ^b
5	antimons	0,006	0,006	0,02	0,005	0,005
6	arsēns	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
7	benzols	0,005	0,005	0,01	0,001	0,001
8	benzopirēns	0,00004	0,0002	0,0007	0,00001	0,00001
9	bors	5		43192	1	1
10	bromāti	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
11	cianīdi	0,2	0,2		0,05	0,05
12	<i>Clostridium prefigens</i> (arī sporas)				<1/100 ml	<1/100 ml
13	duļķainība	1,0 NTU	AT		Pieņemama	3 NTU ^{b,d}
14	dzelzs	0,3	0,3		0,2	0,2 ^b
15	dzīvsudrabs	0,001	0,002	0,006	0,001	0,001
16	elektrovadītspēja				2500 μS/cm	2500 μS/cm ^b
17	enterokoki				<1/100 ml	<1/100 ml
18	epihlorhidrīns		AT	0,0004	0,0001	0,0001
19	<i>Escherichia coli</i>		<1/100 ml	<1/100 ml	<1/100 ml	<1/100 ml ^b
20	fluorīdi	1,50	4	1,50	1,50	1,50
21	garša	Pieņemama			Pieņemama	Pieņemama ^b
22	hlorīdi	250	250		250	250 ^b
23	hroms	0,05	0,1	0,05	0,05	0,05
24	kadmiji	0,005	0,005	0,003	0,005	0,005
25	kopējā norādošā deva				0,1 mSv/gadā	0,1 mSv/gadā
26	kopējais organiskais ogleklis (TOC)				bez būtiskām izmaiņām	bez būtiskām izmaiņām
27	kopējās koliformas	<1/100 ml	<1/100 ml		<1/100 ml	<1/100 ml ^b
28	krāsa	15 TCU			Pieņemama	Pieņemama ^b
29	mangāns	0,05	0,05	0,4	0,05	0,05 ^b
30	mikroorganismu koloniju skaits (KVV) 22 ° C				1000/ml	1000/ml ^b
31	nātrijs	200			200	200
32	niķelis			0,07	0,02	0,02

1.pielikums (turpinājums)

		Kanāda	ASV	PVO rekomendācijas	ES Direktīva	Latvija MK nr.671
Nr.p.k.	Parametrs	Maksimāli pieļaujamā koncentrācija, mērvienības norādītas mg/j, ja nav specifisks apzīmējums				
33	nitrāti	45	10	50	50	50 ^b
34	nitrīti	3	1	3	0,5	0,5
35	oksidējamība				5 mg/l O ₂	5 mg/l O ₂
36	pesticīdi (atsevišķi)				0,0001	0,0001
37	pesticīdi (kopā)				0,0005	0,0005
38	pH	7,0-10,5	6,5-8,5		6,5-9,5	6,5-9,5 ^b
39	policikliskie aromātiskie ogļūdeņraži				0,0001	0,0001
40	radons					100 Bq/l ^c
41	selēns	0,05	0,05	0,04	0,01	0,01
42	smarža	Pieņemama			Pieņemama	Pieņemama ^b
43	sulfāti	500	250		250	250 ^b
44	svins	0,01	0,015	0,01	0,01	0,01
45	tetrahloretēns un trihloretēns	0,01	0,005	0,04	0,01	0,01
46	trihalogēnmetāni	0,1	0,08		0,1	0,1
47	tritījs			10000 Bq/L	100 Bq/l	100 Bq/l
48	varš	1	AT	2	2	2
49	vinilhlorīds	0,002	0,002	0,0003	0,0005	0,0005

^a - atkarīgs no dzeramā ūdens sagatavošanā izmantotās metodes^b – iekļauts kārtējā monitoringa parametru sarakstā^c – parametrs nav iekļauts Eiropas Savienības direktīvā^d – parametrs ir striktāks nekā Eiropas Savienības direktīvā

Dzeramā ūdens piesārņojuma gadījuma detektēšanas algoritma kods *MATLAB R2016a* vidē

```

% sagatavo ūdens klašu parametrus un nosaka katra mērījuma klasi
nklases = 2; % klašu skaits
parSkaits = 8; % parametru skaits

failuVaardi = cell(1,nklases);
% te jāieraksta istie failu nosaukumi, visiem CSV failiem jābūt darba mapē
failuVaardi{1} = 'TIRS_UPE_OAB_2_FA.csv';
failuVaardi{2} = 'UPE_UPE_AB_2_FA.csv';
%failuVaardi{3} = 'netirs3.csv';
% ... tik failu vārdu, cik ir klases

klasuVaardi = cell(1,nklases);
% te jāieraksta istie attiecīgo klašu nosaukumi
klasuVaardi{1} = 'TĪRS ŪDENS';
klasuVaardi{2} = 'PIESĀRŅOTS ŪDENS';
%klasuVaardi{3} = 'Netīrs 3';
% ... tik failu vārdu, cik ir klases

klases = struct('centrs',[],'kov1',[],'det',[]);
% lasa klašu (klasteru) datus no CSV failiem un izveido klasterus
for iklase = 1:nklases
    try
        klasesDati = csvread(failuVaardi{iklase});
        [merSkaits, parSkaitsKlasei] = size(klasesDati);
        if parSkaitsKlasei~=parSkaits,
            error(['PAR> ' num2str(iklase) '.klasei nepareizs parametru skaits']);
        end
    catch ex
        msg = ex.message;
        if strcmp(msg(1:3), 'PAR'), error (msg (6:length(msg)));
        else error (['Neatradu klases datu failu: ' failuVaardi{iklase}]);
        end
    end
    klases(iklase) = klasteraParametri(klasesDati);
    if klases(iklase).det == 0,
        error ([num2str(iklase) '.klasei kovariāciju matrica singulāra']);
    end
end

% lasa mērījumu datus
try
    merijumi = csvread('NOLASIJUMI_UPE_II_III_2_FA.csv');
    [merSkaits, parSkaitsMer] = size(merijumi);
    if parSkaitsMer~=parSkaits,
        error ('PAR> Mērījumos nepareizs parametru skaits');
    end
catch ex
    msg = ex.message;
    if strcmp(msg(1:3), 'PAR'), error (msg (6:length(msg)));
    else error (['Neatradu mērījumu failu: ' failuVaardi{iklase}]);
    end
end

```


2.pielikums (turpinājums)

```
% katram mērijumam atrod tuvāko klasi un ieraksta visas distances
merijumuKlases = zeros(1,merSkaitis);
merijumuDistancesLidzKlasem = zeros(merSkaitis, nklases);
for imer = 1:merSkaitis
    [merijumuKlases(imer), merijumuDistancesLidzKlasem(imer,:)] =
tuvKlasteris(merijumi(imer,:), klases);
    dd = merijumuDistancesLidzKlasem(imer,:) - maxDist;
    % << 2017-03-17 IM
    if all(dd>0),
        disp ([num2str(imer) ':UNKNOWN' ' ' '
num2str(merijumuDistancesLidzKlasem(imer,:))]);
    else
        disp ([num2str(imer) ':' klasuVaardi{merijumuKlases(imer)} ' ' '
num2str(merijumuDistancesLidzKlasem(imer,:))]);
    end
    % >> 2017-03-17 IM
end
```

**Mahalanobisa attālumu aprēķina algoritma kods *MATLAB R2016a* vidē (mainīgais lielums
piesārņojuma gadījuma detektēšanas algoritma kodā)**

```
function [klasteris, distances] = tuvKlasteris(vektors, klasteri)
% Atrod parametru vektoram tuvāko klasteri
%
% Ieejā:
%     vektors - vektors ar garumu M (parametru skaits)
%     klasteri - struktūru masīvs ar garumu K (klasteru skaits)
%     klasteri(i).centrs - i-tā klastera centrs
%     klasteri(i).kov1 - i-tā klastera invertēta kovariācijas matrica
% Izejā:
%     klasteris - tuvākā klastera indekss
%     distances - Mahalanobisa distances līdz visiem klasteriem (garums K)

x=vektors';

klasteruSkaits = length(klasteri);
distances = 1.e10 *ones(1,klasteruSkaits);
for i=1:klasteruSkaits
    centrs = klasteri(i).centrs;
    if isempty(centrs), continue; end
    distances(i)=(x-centrs)'*klasteri(i).kov1*(x-centrs);
end
klasteris=find(distances==min(distances));
```

Dzeramā ūdens kvalitātes klašu algoritma kods *MATLAB R2016a* vidē (mainīgais lielums
piesārņojuma gadījuma detektēšanas algoritma kodā)

```
function klasteris = klasteraParametri(vektori)

% aprēķina klastera jeb klašu parametrus no tajā ietilpstošiem vektoriem
% Ieejā:
%     vektori - matrica NxM, kur N- klasterī ietilpstošo vektoru skaits, M- laika
%     soļu skaits
% Izejā:
%     klasteris.centrs - vidējais vektors (klastera centrs)
%     klasteris.kovl - invertēta kovariācijas matrica ([], ja neinvertējās)
%     klasteris.det - kovariācijas matricas determinants. Ja =0, matrica neinvertējās

klasteris.centrs=mean(vektori)';
kov = cov(vektori);
klasteris.kovl=inv(kov);
klasteris.det=det(kov);
```

Dzeramā ūdens kvalitātes parametri tīram ūdenim un piesārņotam ūdeni dažādu piesārņojuma scenāriju gadījumos

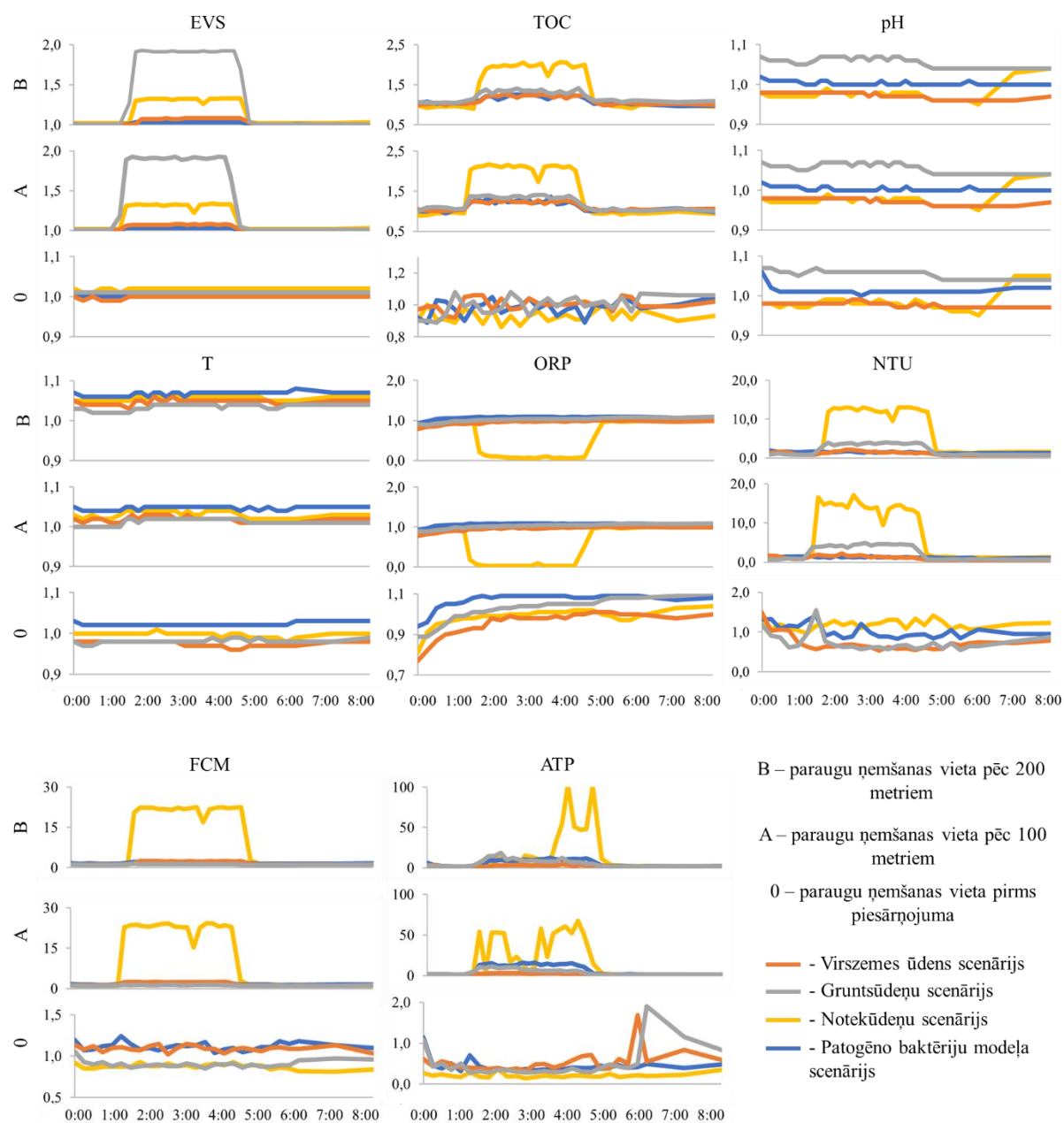
Scenārija nosaukums		Tīrs ūdens		Virszemes ūdens		Gruntsūdeņi	
	Mērvienības	Vidējais aritmētiskais	Standartnovirze	Vidējais aritmētiskais	Standartnovirze	Vidējais aritmētiskais	Standartnovirze
EVS	μS/cm	339,9	5,8	357,9	3,2	609,4	48,8
TOC	mg/l	5,8	0,20	6,7	0,25	6,9	0,36
pH		6,7 *	0,21	6,8	0,09	6,8	0,05
T	°C	18,6	0,40	19,2	0,30	19,1	0,19
ORP	mV	333	22,0	343,0	8,4	326,0	3,9
Duļķainība	NTU	0,53	0,08	1,3	1,46	2,4	0,66
Kopējais šūnu skaits (FCM)	šūnas/ml	6,59E+05	1,52E+05	1,16E+06	4,62E+04	9,19E+05	6,03E+04
Kopējais ATF	RLU	4,08E+04	1,61E+04	9,22E+04	1,24E+04	2,19E+05	6,18E+04

Scenārija nosaukums		Notekūdeņi		Patogēno baktēriju modelis	
	Mērvienības	Vidējais aritmētiskais	Standartnovirze	Vidējais aritmētiskais	Standartnovirze
EVS	μS/cm	428,27	11	348,5	1,03
TOC	mg/l	10,39	1,15	7,07	0,50
pH		6,75	0,03	6,68	0,02
T	°C	19,10	0,18	18,97	0,14
ORP	mV	22,9	78,3	340,36	3,3
Duļķainība	NTU	5,26**	0,81	0,64	0,08
Kopējais šūnu skaits (FCM)	šūnas/ml	1,11E+07	2,55E+06	1,06E+06	4,59E+04
Kopējais ATF	RLU	3,51E+06	1,13E+06	3,37E+05	3,13E+04

* ar dzeltenu krāsu apzīmētas vērtības, kas pārsniedz Kanādā pastāvošo dzeramā ūdens nekaitīguma rekomendācijās noteiktās vērtības

** ar brūnu krāsu apzīmētas vērtības, kas pārsniedz Latvijā pastāvošo dzeramā ūdens nekaitīguma prasību noteiktās vērtības

Ūdens kvalitātes parametru RB vērtību izmaiņas eksperimentu laikā dažādu piesārņojuma scenāriju gadījumos



Piesārņojuma detektēšanas jutīgums un klasifikācijas precizitāte atsevišķiem sensoriem

Scenārijs	Parametrs	TP	TN	FN	FP	FAR	PD	P
Virszemes ūdens	EVS	72	113	1	0	0,00	0,99	0,99
	TOC	70	93	3	20	0,18	0,96	0,88
	pH	18	87	55	26	0,23	0,25	0,56
	T	39	81	34	32	0,28	0,53	0,65
	ORP	4	92	69	21	0,19	0,05	0,52
	NTU	45	100	28	13	0,12	0,62	0,78
	FCM	72	108	1	5	0,04	0,99	0,97
	ATF	67	95	6	18	0,16	0,92	0,87
Gruntsūdeņi	EVS	76	106	0	4	0,04	1,00	0,98
	TOC	74	69	2	41	0,37	0,97	0,77
	pH	38	30	38	80	0,73	0,50	0,37
	T	54	85	22	25	0,23	0,71	0,75
	ORP	2	109	74	1	0,01	0,03	0,60
	NTU	37	109	39	1	0,01	0,49	0,78
	FCM	66	108	10	2	0,02	0,87	0,94
	ATF	76	106	0	4	0,04	1,00	0,98
Notekūdeņi	EVS	72	114	0	0	0,00	1,00	1,00
	TOC	72	114	0	0	0,00	1,00	1,00
	pH	31	86	41	28	0,25	0,43	0,63
	T	51	80	21	34	0,30	0,71	0,70
	ORP	65	110	7	0	0,00	0,90	0,96
	NTU	72	113	0	1	0,01	1,00	0,99
	FCM	72	114	0	0	0,00	1,00	1,00
	ATF	27	114	45	0	0,00	0,38	0,76
Patogēno baktēriju modelis	EVS	35	113	38	0	0,00	0,48	0,80
	TOC	67	113	6	0	0,00	0,92	0,97
	pH	0	111	73	2	0,02	0,00	0,60
	T	0	113	73	0	0,00	0,00	0,61
	ORP	0	113	73	0	0,00	0,00	0,61
	NTU	6	111	67	2	0,02	0,08	0,63
	FCM	6	113	67	0	0,00	0,08	0,64
	ATF	68	113	5	0	0,00	0,93	0,97

TP – patiesi pozitīvs nolasījums, TN – patiesi negatīvs nolasījums, FN – viltus negatīvs nolasījums, FP – viltus pozitīvs nolasījums, PD – piesārņojuma detektēšanas jutīgums, FAR – viltus trauksmju līmenis, P – klasificēšanas precizitāte

Atsevišķu parametru piesārņojuma viltus trausmju līmeņi un piesārņojuma detektēšanas jutīgumi

Scenārijs	Virszemes ūdens		Gruntsūdeņi		Notekūdeņi		Patogēno baktēriju modelis		Vidējais parametra viltus trausmju līmenis	Standartnovirze	Vidējais parametra piesārņojuma detektēšanas jutīgums	Standartnovirze
	FAR	PD	FAR	PD	FAR	PD	FAR	PD	FAR		PD	
Parametrs												
EVS	0,00	0,99	0,04	1,00	0,00	1,00	0,00	0,48	0,01	0,02	0,87	0,26
TOC	0,18	0,96	0,37	0,97	0,00	1,00	0,00	0,92	0,14	0,18	0,96	0,03
pH	0,23	0,25	0,73	0,50	0,25	0,43	0,02	0,00	0,31	0,30	0,29	0,22
T	0,28	0,53	0,23	0,71	0,30	0,71	0,00	0,00	0,20	0,14	0,49	0,34
ORP	0,19	0,05	0,01	0,03	0,00	0,90	0,00	0,00	0,05	0,09	0,25	0,44
NTU	0,12	0,62	0,01	0,49	0,01	1,00	0,02	0,08	0,04	0,05	0,55	0,38
FCM	0,04	0,99	0,02	0,87	0,00	1,00	0,00	0,08	0,02	0,02	0,73	0,44
ATF	0,16	0,92	0,04	1,00	0,00	0,38	0,00	0,93	0,05	0,08	0,81	0,29
Vidēji	0,15	0,66	0,18	0,70	0,07	0,80	0,00	0,31	0,10		0,62	
Standartnovirze	0,09	0,36	0,26	0,34	0,13	0,27	0,01	0,41	0,11		0,27	

Parametru kombināciju piesārņojuma klasifikācijas precizitāte

Parametru kombinācijas	Virszemes ūdens	Gruntsūdeņi	Notekūdeņi	Patogēno baktēriju modelis	Parametra kombināciju vidējā precizitāte	Standart-novirze
EVS	0,99	0,98	1,00	0,80	0,94	0,10
EVS + ATF	0,98	0,98	1,00	0,83	0,95	0,08
EVS + FCM	0,99	0,98	1,00	0,61	0,90	0,19
EVS + FCM + ATF	0,98	0,98	1,00	0,67	0,91	0,16
TOC	0,88	0,77	1,00	0,97	0,90	0,10
TOC + ATF	0,90	0,83	1,00	0,99	0,93	0,08
TOC + FCM	0,95	0,98	1,00	0,72	0,91	0,13
TOC + FCM + ATF	0,90	0,98	1,00	0,73	0,90	0,12
NTU	0,78	0,78	0,99	0,63	0,80	0,15
NTU + ATF	0,88	0,99	1,00	0,95	0,96	0,05
NTU + FCM	0,97	0,80	1,00	0,67	0,86	0,16
NTU + FCM + ATF	0,91	0,99	1,00	0,71	0,90	0,13
EVS + TOC	0,99	0,97	1,00	0,79	0,94	0,10
EVS + TOC + ATF	0,99	0,98	1,00	0,83	0,95	0,08
EVS + TOC + FCM	0,99	0,98	1,00	0,61	0,89	0,19
EVS + TOC + FCM + ATF	0,98	0,98	1,00	0,68	0,91	0,15
EVS + NTU	0,99	0,98	1,00	0,71	0,92	0,14
EVS + NTU + ATF	0,99	0,98	1,00	0,83	0,95	0,08
EVS + NTU + FCM	0,99	0,96	1,00	0,61	0,89	0,19
EVS + NTU + FCM + ATF	0,99	0,97	1,00	0,66	0,90	0,16
TOC + NTU	0,88	0,91	1,00	0,92	0,93	0,05
TOC + NTU + FCM	0,95	0,98	1,00	0,72	0,91	0,13
TOC + NTU + ATF	0,91	0,97	1,00	0,97	0,96	0,04
TOC + NTU + FCM + ATF	0,89	0,99	1,00	0,70	0,90	0,14
EVS + TOC + NTU	0,99	0,98	1,00	0,76	0,93	0,12
EVS + TOC + NTU + ATF	0,99	0,98	1,00	0,83	0,95	0,08
EVS + TOC + NTU + FCM	0,99	0,96	1,00	0,61	0,89	0,19
EVS + TOC + NTU + FCM + ATF	0,99	0,97	1,00	0,66	0,91	0,16
Vidējā scenārija precizitāte	0,95	0,95	1,00	0,76	0,91	
Standartnovirze	0,06	0,07	0,00	0,12	0,03	