

TEZË

e paraqitur në

UNIVERSITETI POLITEKNIK I TIRANËS
FAKULTETI I INXHINIERISË SË NDËRTIMIT

Për fitimin e gradës

DOKTOR I SHKENCAVE I UNIVERSITETIT POLITEKNIK TË
TIRANËS

Specialiteti: INXHINIERI MJEDISI

nga

Alfred LAKO

Inxhinier Mjedisi & Inxhinier Hidroteknik

Ndikimi i sasisë dhe karakterit të lendës organike në zgjedhjen e
impiantit të trajtimit të ujit – Rasti i impiantit të Bovillës

Paraqitur më 21 mars 2014, përpara Jurisë:

Kryetar

Prof. Tania FLOQI

Oponentë

Prof. Tania FLOQI
Prof. Sulejman XHELEPI

Antarë

Akad. Jorgaq KAÇANI
Prof. Daut VEZI
Prof. Asc. Enkelejda GJINALI

Udhëheqës shkencor

Prof. Gjergji IKONOMI

FALENDERIME

Së pari, do të doja të falenderoja udhëheqësin tim, Prof. Gjergji IKONOMI, për udhëzimet e tij, entuziazmin e fortë dhe më e rëndësishmja, mbështetjen dhe inkurajimin e tij, jo vetëm gjatë periudhës së këtij studimi, por gjatë gjithë kohës që unë jam në DIM.

Do të doja të falenderoja kolegen time Prof. Tania FLOQI, për këshillat profesionale dhe përçimin e eksperiencës së saj të gjatë në fushën e kimisë së ujrave, duke dhënë një kontribut të konsiderueshëm në çuarjen përpara dhe përfundimin e këtij studimi.

Falenderoj të gjithë personelin e dedikuar të impiantit të Bovillës, i cili jo vetëm në rastin e këtij studimi, i është gjendur gjithmonë pranë DIM. Po ashtu, falenderoj pedagogët dhe analistët e Fakultetit të Shkencave të Natyrës dhe të ISHP, për kontributin e tyre të pazëvendësueshëm në realizimin e anës eksperimentale të këtij punimi.

Një falenderim i veçantë shkon për Zj. Adriana MIRI dhe Prof. Andrea MALIQARI, për mundësinë e jashtëzakonshme që më dhanë në zhvillimin e një pjese të kërkimit tim jashtë vendit.

Falenderoj Rektoratin, kolegët e mi, dhe të gjithë ata, që nga afër dhe nga larg, më mbështetën dhe inkurajuan për t'ja dalë punës mbanë.

Falenderoj bashkëshorten dhe familjen time, pa ndihmën e të cilëve, kjo arritje do të ishte e pamundur.

PËRMBAJTJA

KAPITULLI I HYRJE

1.1	Të përgjithshme.....	1
1.2	Qëllimi i studimit.....	2
1.3	Organizimi i tezës.....	3
1.4	Struktura e tezës.....	3
1.5	Publikime.....	4

KAPITULLI II STUDIM BIBLIOGRAFIK

2.1	Lënda organike natyrore, karakterizimi dhe eliminimi.....	5
	2.1.1 Përbërja e LON.....	5
	2.1.2 Faktorët që ndikojnë në përbërjen e LON.....	7
2.2	Karakterizimi i LON.....	9
	2.2.1 Metodatat e karakterizimit ekzistuese.....	10
	2.2.2 Membranat.....	10
	2.2.3 Rrëshirat.....	11
	2.2.4 Kromatografia gazore.....	11
	2.2.5 Spektroskopia me rezonancë magnetike bërthamore (RMB) dhe gas kromatografia me spektrometri mase (GKSM).....	12
	2.2.6 Absorbanca UV dhe absorbanca specifike ultraviolet (ASUV).....	13
	2.2.7 Spektroskopia me fluoreshencë.....	14
2.3	Metoda potenciale për karakterizimin e LON.....	15
	2.3.1 Izotopet e karbonit.....	15
	2.3.2 Analiza e koloideve në mjedis.....	17
2.4	Impakti i LON në proceset e trajtimit të ujit.....	18
	2.4.1 Formimi i nënprodukteve të dezinfektimit.....	19
	2.4.2 Trihalometanet dhe acidet haloacetike.....	20
	2.4.3 Rregulloret dhe limitet.....	21

2.4.4	Studimet epidemiologjike mbi THM dhe AHA.....	22
2.5	Mënyrat aktuale të eliminimit të LON.....	23
2.5.1	Koagulimi.....	24
2.5.2	Koagulimi i avancuar.....	26
2.5.3	Koagulimi optimal.....	27
2.5.4	Kontrolli i ngarkesës.....	27
2.5.5	Koagulimi me dy stade.....	28
2.5.6	Karboni aktiv granular (CAG).....	28

KAPITULLI III **TIPET E IMPIANTEVE TË TRAJTIMIT TË UJËRAVE**
SIPËRFAQËSORË. DOMOSDOSHMËRIA E
FLEKSIBILITETIT TË TYRE NË FUNKSION TË
CILËSISË SË BURIMIT. TESTET LABORATORIKË

3.1	Konsiderata të përgjithshme.....	39
3.2	Tipet kryesorë të ujërave sipërfaqësorë.....	42
3.3	Ujërat e rezervuarëve.....	43
3.4	Protokolli analitik.....	44
3.5	Testet e zgjedhjes së impiantit.....	45
3.6	Koagulim-Flokulimi.....	46
3.7	Efekti i paraoksidimit.....	48
3.8	Efekti i shtimit të CAP.....	48
3.9	Filtrimi në thellësi.....	49
3.10	Etapat e rifiniturës (në laborator ose në njësi pilot).....	50
3.11	Dezinfektimi.....	52
3.12	Përshtatja e impiantit ndaj cilësisë së burimit.....	55
3.13	Impiant trajtimi për ujë të fortë (tipi A).....	56
3.14	Impiant trajtimi për ujë të butë lumi (tipi B).....	60
3.15	Impiant trajtimi për ujë të butë rezervuari (tipi C).....	65
3.16	Konkluzione mbi impiantet e trajtimit.....	68
3.17	Impianti i prodhimit të ujit të pijshëm në Dragash.....	69
3.17.1	Projekti i propozuar.....	70

3.17.2 Dekantimi primar.....	71
3.17.3 Flokulimi dhe dekantimi (kthjellim–flokulimi).....	72
3.17.4 Filtrimi.....	72
3.17.5 Sistemi i dezinfektimit me hipoklorit natriumi.....	73
3.17.6 Instalimi i analizatorëve për matje të vazhduar.....	73
3.17.7 Matës të prurjes me ultratinguj.....	74
3.17.8 Impianti i telekontrollit.....	74
3.17.9 Përmasimi.....	76
3.17.9.1 Linja e ujit.....	76
3.17.9.2 Linja e llumit.....	79

KAPITULLI IV

RASTI I STUDIMIT - IMPIANTI I PRODHIMIT TË UJIT TË PIJSHËM NË BOVILLË

4.1	Konsiderata të përgjithshme.....	85
4.2	Impianti hidroteknik i Bovillës.....	87
4.3	Gjendja fiziko-gjeografike e pellgut ujëmbledhës.....	88
4.4	Teknikat që përdoren në trajtimin e ujit në impiantin e Bovillës.....	89
4.5	Studimi i formimit të THM gjatë etapave të trajtimit.....	94
4.6	Studimi i formimit të pesticideve të organokloruara dhe PCB gjatë trajtimit.....	100
4.7	Studimi i procesit të adsorbimit mbi CAP.....	107
4.8	Ndikimi i adsorbimit mbi CAP në eliminimin e produkteve anësore të klorifikimit.....	110
4.9	Studimi i eliminimit të lëndës organike me anën e provës së koagulim-flokulimit (Jar-Test).....	113
4.10	Konkluzione të përgjithshme.....	117
4.11	Rekomandime.....	120

BIBLIOGRAFIA.....	125
--------------------------	------------

LISTA E TABELAVE

Tabela 2.1	Metodat e karakterizimit të LON. Përparësitë dhe të metat e tyre (përshtatur nga Matilainen & al., 2001).....	30
Tabela 2.2	Udhëzime mbi ASUV lidhur me natyrën e LON dhe eliminim e pritshëm të COD (Edzwald & Tobiason, 1999).....	31
Tabela 2.3	Pike tipike të fluoreshencës në ujrat natyrore (Matilainen & al., 2011).....	31
Tabela 2.4	Përmbledhje e analizave së koloideve dhe nanothërmijave mjedisore	32
Tabela 2.5	NPD e prodhuara gjatë dezinfektimit (përshtatur nga Sadiq and Rogriguez, 2004).....	33
Tabela 2.6	Përmbledhje e impakteve të cilësisë së ujit dhe variablave të trajtimit mbi formimin e THM dhe AHA (përshtatur nga Amy & al., 2000, Bond & al., 2009, Bougeard & al., 2008, Brown, 2009).....	34
Tabela 2.7	Limitet normativë për Mbretërinë e Bashkuar, Shtetet e Bashkuara dhe vlerat udhëzuese të O.B.SH për THM dhe AHA.....	35
Tabela 2.8	Karakteristikat e koagulantëve (përshtatur nga Matilainen & al., 2010, Duan dhe Gregory, 2003).....	36
Tabela 3.1	Kriteret e vlerësimit global të cilësisë së ujrave sipërfaqësorë.....	41
Tabela 3.2	Tipet e ujrave sipërfaqësorë.....	43
Tabela 3.3	Frekuenca minimale e analizave të kontrollit.....	44
Tabela 3.4	Numri minimal i pikave të marrjes së mostrave.....	44
Tabela 3.5	Cilësitë e kërkuara për ujrat sipërfaqësore të destinuara për prodhimin e ujit të pijshëm në zbatim të Direktivës 75/440 të BE.....	71
Tabela 3.6	Raporti i analizave për ujin e lumit Radesh.....	81
Tabela 4.1	Analizat kimike dhe biologjike të ujit në hyrje të impiantit.....	92
Tabela 4.2	Analitët e përcaktuar me metodën 551 EPA.....	95
Tabela 4.3	Përqëndrimet e NPD pas fazave të ndryshme të trajtimit.....	98
Tabela 4.4	Përqëndrimet totale të pesticideve të organokloruara në impiant.....	104
Tabela 4.5	Përqëndrimet totale të DDT në ujin e impiantit.....	105
Tabela 4.6	Përqëndrimet totale të HCH në ujin e impiantit.....	105
Tabela 4.7	Përqëndrimet totale të shënjuesve të PCB në ujin e impiantit.....	105
Tabela 4.8	Rezultatet e adsorbimit mbi karbonin aktiv NORIT X 20.....	109
Tabela 4.9	Rezultatet e adsorbimit mbi karbonin aktiv NORIT X 20 të NPD.....	112
Tabela 4.10	Rezultatet e provës Jar-Test.....	115

LISTA E FIGURAVE

Figura 2.1	Shpërndarja e fraksioneve sipas madhësisë.....	37
Figura 2.2	Kromatogramë GK për eliminimin e LO në intervalin $4 < pH < 5.5$	38
Figura 2.3	Varësia e <i>COT</i> mbetës ndaj potencialit zeta (Sharp & al., 2005).....	38
Figura 3.1	Impianti bazë i trajtimit të ujrave sipërfaqësorë	46
Figura 3.2	Impiant tip (me prodhim të ulët) për ujë të fortë lumi, pak të kontaminuar.....	56
Figura 3.3	Impiant tip me prodhim mesatar e të lartë për ujë të fortë lumi të kontaminuar.....	58
Figura 3.4	Impiant tip për ujë të butë lumi të kontaminuar.....	61
Figura 3.5	Variant impianti tip për ujë të butë lumi të kontaminuar.....	64
Figura 3.6	Impiant tip për ujë të butë rezervuari të eutrofizuar.....	65
Figura 3.7	Variant (me filtrim dyshtresor) i impiantit tip për ujë të butë rezervuari të eutrofizuar.....	68
Figura 3.8	Planimetria e përgjithshme e impiantit të Dragashit.....	83
Figura 3.9	Skema principiale e impiantit të Dragashit.....	84
Figura 4.1	Planvendosja e impiantit të Bovillës.....	91
Figura 4.2	Skema teknologjike e impiantit të Bovillës.....	93
Figura 4.3	Krahasimi i vlerave të analizave kimike në hyrje të impiantit me Direktivën 75/440 BE.....	93
Figura 4.4	Krahasimi i vlerave të analizave biologjike në hyrje të impiantit me Direktivën 75/440 BE.....	94
Figura 4.5	Përqëndrimet e NPD kryesore pas fazave të ndryshme të trajtimit.....	99
Figura 4.6	Përqëndrimet totale të pesticideve të organokloruara në ujin e impiantit.....	104
Figura 4.7	Përqëndrimet totale të DDT në ujin e impiantit.....	105
Figura 4.8	Përqëndrimet totale të HCH në ujin e impiantit.....	106
Figura 4.9	Përqëndrimet totale të shenjuesve të PCB në ujin e impiantit.....	106
Figura 4.10	Izoterma e Langmuir-it.....	110
Figura 4.11	Rezultatet e adsorbimit mbi karbonin aktiv NORIT X 20 të NPD kryesore.....	113
Figura 4.12	Grafiku i varësisë së koagulantit mbetës nga koagulanti i hedhur.....	116
Figura 4.13	Grafiku i varësisë së Treguesit Permanganat nga	

	koagulanti i hedhur	<u>116</u>
Figura 4.14	Grafiku i varësisë së turbiditetit nga koagulanti i hedhur.....	<u>117</u>

LISTA E FOTOVE

Foto 1	Pamje nga liqeni i Bovillës.....	122
Foto 2	Takim me personelin e impiantit.....	122
Foto 3	Gjatë kryerjes së provës Jar-Test në impiant.....	123
Foto 4	Diskutimi i rezultateve të provës.....	124
Foto 5	Aparati GK Varian Star 2000.....	124

LISTA E ANEKSEVE

Aneksi 1	Planimetria e përgjithshme e impiantit
Aneksi 2	Skema principiale e impiantit
Aneksi 3	Dekantori primar dhe dhoma e përzjerjes
Aneksi 4	Dekantori i tipit “ Pulsator “
Aneksi 5	Bateria e filtrave dhe lokali i pompës së larjes dhe elektrosfantit

LISTA E SHKURTIMEVE

AGN	Analiza e gjurmimit të nanothërmijave
AHA	Acidet haloacetike
ASUV	Absorbanca specifike ultraviolet
BET	Brunauer-Emmett-Teller
CAG	Karboni aktiv granular
CAP	Karboni aktiv pluhur
COD	Karboni organik i tretur
CODB	Karboni organik i tretur i biodegradueshëm
COT	Karboni organik total
DDT	Diklorodifenildikloroetani
DWI	Drinking Water Inspectorate
EPA	Environment Protection Agency
FAT	Flotimi me ajër të tretur
GK	Gas kromatografia
GK/DKE	Gas kromatografia me dedektim me kapje elektronesh
GKSM	Gas kromatografia me spektroskopi mase
HAN	Haloacetonitrilet
HCH	Hekzaklorocikloheksani
HFI	Hidrofile
HFO	Hidrofobe
IARC	International Agency for Research on Cancer
ISPH	Instituti i Studimeve dhe Projektmeve Hidraulike
LO	Lenda organike
LOD	Lenda organike e tretur
LON	Lenda organike natyrore
MFA	Mikroskopia e forcës atomike
MNN	Maksimumet e nivelit të ndotësive
MTBE	Metiltetrabutilet
NDMA	Nitrosodimetilamina
NPD	Nënproduktet e dezinfektimit
OI	Osmoza inverse

P.ZH.K	Plani i Zhvillimit të Komunës
PCA	Poliklorur alumini
PCB	Poliklorbifenilet
PCDD	Poliklordibenzendioksinat
PCDF	Poliklorbenzenfuranet
PFAHA	Potenciali i formimit të acideve haloacetike
PFNPD	Potenciali i formimit të nënprodukteve të dezinfektimit
PFTHM	Potenciali i formimit të trihalometaneve
PM	Pesha molekulare
POC	Pesticidet e organokloruara
RMB	Rezonanca magnetike bërthamore
SCADA	Supervisory Control and Data Acquisition
STASH	Standarti Shtetëror Shqiptar
TFIK	Transformimet Fourier infra të kuqe
THM	Trihalometanet
THTT	Trihalometanet totale
UF	Ultrafiltrimi
UV	Ultraviolet
VTU	Veprat e trajtimit të ujit

KAPITULLI 1. HYRJE

1.1 TË PËRGJITHSHME

Lenda organike natyrore (LON) është e pranishme në ujrat natyrorë në të gjithë rruzullin si rezultat i ndërveprimit midis ciklit hidrolgjik, biosferës dhe gjeosferës (Frimmel, 1998). LON varion në kohë dhe hapësirë dha karakteri i saj varet nga mjedisi rrethues, burimi material dhe ndërveprimi midis tyre, duke patur si produkt ndryshimin e aciditetit, peshës molekulare dhe densitetit të ngarkesës organike.

Nga ana estetike, LON është burim i ngjyrës në ujrat natyrorë dhe duhet minimizuar me qëllim përmbushjen e standarteve të cilësisë së ujit të përcaktuara në STASH 3904:1997 (VKM 145, datë 26.02.1998), të cilat rrjedhin prej Legjislacionit European. Tradicionalisht, trajtimi me koagulantët trevalentë së bashku me flokulimin, ka dhënë prova si një strategji e suksesshme në eliminimin e LON nëpërmjet kthjellimit. Koagulim/flokulimi i lendës koloidale, realizohet nëpërmjet neutralizimit të ngarkesës dhe kompleksim/precipitimit të saj për komponimet e tretshme, me anë të eliminimit shtesë që ndodh në sajë të adsorbimit mbi flokët e precipituar dhe hidroksideve metalikë (Randtke, 1998).

Vitet e fundit, vështirësi të operacionale në veprat e trajtimit të ujit (VTU), kanë të bëjnë sidomos në eliminimin e sasive të mëdha të LON në kohë reshjesh të forta dhe bore, ku eliminimi i LON është jo i plotë, duke shkaktuar kështu probleme për proceset e trajtimit në vijim. (Sharp & al., 2004). Gjatë koagulimit, mbulesa e LON dominon mbi koloidet inorganike (Wilkinson & al., 1997), duke zvogëluar efikasitetin e takimit të thërmijave, me pasojë formimin e flokëve të thyeshëm dhe të ndjeshëm ndaj sforcimeve (Bache & al., 1997, Jarvis & al., 2008). Reaksione midis LON dhe dezinfektantëve kimikë, siç janë klori dhe kloraminat, çojnë në formimin e nënprodukteve të dezinfektimit (NPD), të tilla si acidet haloacetike (AHA) dhe trihalometanet (THM), të cilët janë identifikuar si kancerogjenë potencialë (Hrudey, 2009, Bayak & al., 2008, Nieuwenhuijsen & al., 2009).

Normat aktuale mbi ujin e pijshëm, vendosin maksimume të nivelit të ndotësive (MNN), si p.sh 100 µg/l¹ për Mbretërinë e Bashkuar. Megjithëse për AHA ende nuk ka norma, është

menduar që për to dhe disa NPD të tjera, të vendosen limite. (DWI, 2008, Bond & al., 2010). Agjencia e Mbrojtjes së Mjedisit në SH.B.A (EPA) ka vendosur si limit për THM $80 \mu\text{gl}^{-1}$ dhe $60 \mu\text{gl}^{-1}$ për AHA₅. Për rrjedhojë, impiantet e prodhimit të ujit, janë gjithmonë nën trysinë e maksimizimit të eliminimit të LON dhe kufizimin e sasisë së NPD në rubinetat e konsumatorëve. Si rezultat i ndikimeve sezonale dhe përbërjes komplekse në varësi të pellgut ujëmbledhës, ekziston një numër i madh faktorësh ndikues mbi përbërjen e LON, ku rezultati final është paaftësia e VTU për të parashikuar variacionet e përbërjes së LON dhe përshtatjen e trajtimit në përputhje me to. Në këto kushte, duke mos qenë në gjendje të parashikohet variacioni i LON në shkallë lokale, metodat e karakterizimit të LON, janë një vlerë shtesë për trajtimin modern të ujit.

1.2 QËLLIMI I STUDIMIT

Në punimin e paraqitur në këtë tezë, metoda e përdorur për karakterizimin sasior dhe cilësor të LON, e pranishme në ujin e liqenit të Bovillës dhe në ujin e trajtuar, është Metoda e Kromatografisë Gazore me Kapje Elektronesh (GK/DKE) (NPD, poliklorbifenilet dhe pesticidet e organokloruara). Karakterizimi i LON mund të rrisë njohjen e efikasitetit të metodave konvencionale të trajtimit dhe të formimit të NPD të mundshme. Gjithësesi, qëllimi i kësaj teze, është investigimi i karakterit të LON në ujin sipërfaqësor të përdorur në impiantin e Bovillës, i cili përdor një teknologji ekzistuese, duke bërë një analizë kritike ndaj kësaj teknologjie, të investigojë lidhjen midis karakteristikave të LON dhe formimit të NPD dhe të identifikojë strategjitë për rritjen e eliminimit të LON me anën e trajtimit konvencional. Objektivat specifike janë:

(i) Vlerësimi i përdorimit të GK në investigimin e përbërjes së LON dhe në identifikimin e prirjeve kryesore në karakterin e LON, në përcaktimin e eliminimit ekzistues dhe të arritshëm dhe formimin e NPD.

(ii) Përcaktimi i aftësisë së trajtimit ekzistues për eliminimin e sasive të rritura të LON, me qëllim zvogëlimin e formimit të NPD.

(iii) Shqyrtimi i mundësisë së ndryshimit të trajtimit konvencional të paraoksidimit dhe dezinfektimit/ndryshimi i përbërjes së impiantit.

1.3 ORGANIZIMI I TEZËS

Teza mbështetet në një kërkim të gjerë bibliografik të autorit dhe në eksperiencën e tij në fushën e projektimit të impianteve të trajtimit të ujit, si dhe në matjet e kohëve të fundit të kryera nga laboratorë të specializuar në fushën e analizave të ujit.

Të gjitha analizat janë kryer në Institutin e Shëndetit Publik, në Fakultetin e Shkencave të Natyrës dhe në impiantin e Bovillës. Të gjitha investigimet janë planifikuar, mbledhur dhe vlerësuar nga autori, në bashkëpunim me stafin e Departamentit të Inxhinierisë së Mjedisit në Fakultetin e Inxhinierisë së Ndërtimit.

1.4 STRUKTURA E TEZËS

Kapitujt e punimit janë paraqitur në mënyrën që vijon:

Kapitulli 2 - Studim bibliografik: Ky kapitull paraqet një vështrim kritik mbi literaturën lidhur me LON, karakterizimin dhe eliminimin, dhe përfshin analiza mbi rrugët potenciale të karakterizimit të LON. Ky kapitull gjithashtu, fokusohet në formimin e NPD dhe strategjitë e eliminimit.

Kapitulli 3 - Impiantet e prodhimit të ujit të pijshëm: Në këtë kapitull jepet një pasqyrë e plotë mbi tipet e impianteve të përdorur sot në mbarë botën, duke vënë theksin në varësinë e zgjedhjes së tipit nga kualiteti i burimit të ujit. Zgjedhja e impiantit jepet në mënyrë të argumentuar, mbi bazën e studimeve në shkallë pilot, shkallë impianti ose testeve laboratorikë. Kapitulli përfshin edhe një shembull konkret të zgjedhjes së një impianti të realizuar nga autori. Pjesa e fundit e kapitullit paraqet në mënyrë të përmbledhur, të dhëna lidhur me impiantin e Bovillës.

Kapitulli 4 - Materialet dhe metodat: Në këtë kapitull, jepet terminologjia dhe komponentët e procedurave analitike të përdorura në këtë tezë në Laboratorin e Analizave të Ujit në Institutin e Shëndetit Publik dhe në Laboratorin e Departamentit të Kimisë në Fakultetin e Shkencave të Natyrës për karakterizimin e LON, si dhe vlerësimin sasior dhe cilësor të NPD, poliklorbifenileve dhe pesticideve të organokloruara. Analiza sasiore e këtyre të fundit është kryer në funksion të verifikimit të formimit të NPD në impiant gjatë

procesit të paraoksidimit dhe dezinfektimit, pavarësisht faktit se këto substanca nuk i përkasin tërësisht LON.

Më tej, kapitulli trajton karakterizimin e LON të ujit të liqenit të Bovillës, nëpërmjet analizave me ndihmën e teknikës së Kromatografisë Gazore dhe interpretimin e rezultateve. Është analizuar performanca e etapës ekzistuese të koagulimit dhe adsorbimit mbi CAP dhe është shqyrtuar formimi i THM dhe AHA, si dhe potenciali i rritjes së eliminimit të tyre. Në fund, janë dhënë konkluzionet e përgjithshme të punimit, si dhe rekomandime nga ana e autorit.

1.5 PUBLIKIME

Realizimi i këtij studimi është paraprirë nga dy publikime kombëtare:

Alfred Lako, Laurent Rizzo, Stephane Géhant, Steven Hodson. *Vlerësimi i proceseve të riklorim/deklorimit në një rrjet prodhimi të ujit të pijshëm nga ujra nëntokësore. Buletini i Shkencave Teknike, nr. 2, nentor 2002.*

Alfred Lako, Gjergji Ikonomi. *Efekti i shtimit të karbonit aktiv pluhur dhe formimi i trihalometaneve në ujin e Bovillës. Buletini i Shkencave Teknike, nr. 2, korrik 2007.*

KAPITULLI 2. STUDIM BIBLIOGRAFIK

Ky kapitull paraqet një vështrim kritik mbi literaturën ekzistuese lidhur me përbërjen e LON, karakterizimin dhe eliminimin, të lidhur ngushtë me impaktin e LON në trajtimin e ujit dhe në formimin e NPD. Gjithashtu, në këtë kapitull, flitet edhe për mjetet ekzistuese dhe potenciale për karakterizimin e LON dhe fokusohet në eliminimin e LON në proceset konvencionale të trajtimit dhe metodat e mundshme për përmirësimin e procesit ose të eliminimit shtesë.

2.1 LENDA ORGANIKE NATYRORE, KARAKTERIZIMI DHE ELIMINIMI

Proceset moderne të trajtimit të përdorura sot, kanë si qëllim krijimin e një furnizimi adekuat dhe të vazhdueshëm me ujë të pijshëm, i cili të jetë nga ana kimike, bakteriologjike dhe estetike i pranueshëm. (Gray, 2005). Një sfidë e madhe në trajtimin e ujit mbetet eliminimi efikas i LON, ku përqindja tipike e efikasitetit të eliminimit varion midis 20 - 90 % (Sharp & al., 2006). Eliminimi i ulët mund të çojë në veprimin e LON me dezinfektantët dhe formimin e kancerogjenëve potencialë të njohur si NPD, siç janë THM dhe AHA (Fabris & al., 2008). Po ashtu, prania e LON pas trajtimit, mund të kontribuojë në formimin e biofilmit në rrjetin shpërndarës, duke çuar në krijimin e rreziqeve të tjera potenciale për shëndetin (Edeberg dhe Alberts, 2002). Për këtë arsye, një nga qëllimet kryesore në trajtimin e ujit të pijshëm, është optimizimi i eliminimit të LON.

2.1.1 Përbërja e LON

LON është një përzjerje komplekse e lendëve pedogjenike (me origjinë nga tokat) dhe antropogjenike (aktiviteti njerëzor) që formohet si rezultat i kontaktit të ujit me lendët organike gjatë ciklit hidrologjik (Kitis & al., 2002, Egeberg dhe Alberts, 2002). LON është variabël në kohë dhe hapësirë dhe prania e saj e bollshme në mjediset ujore natyrore, përbën një burim për një prej rezervave më të mëdha të karbonit organik në biosferë (McDonald & al., 2004, Battin & al., 2009), sasi kjo e barabartë me CO_2 që ndodhet në atmosferë (Cooper & al., 2008). LON është e pranishme në formë të tretur, thërmijore dhe koloidale, dhe kryen disa funksione në sistemet ujore. Këtu përfshihen

funksione të tilla si burim karboni për metabolizimin e organizmave të gjalla, funksione ekologjike dhe gjeokimike si kapja e protoneve, duke ndikuar në proceset biogjeokimike dhe reaksionet fotokimike, transportimi i substrateve organike dhe inorganike (Frimmel, 1998, Xiaoying, 2001, Egeberg dhe Alberts, 2002, Gjessing & al., 1999, Maurice & al., 2002). Studimet e kryera mbi karakterizimin e lëndës organike, kanë identifikuar si komponentë kryesorë të saj karbohidratet, lipidet, polimerët, makromolekulat humike, acide nukleike dhe komponime fenolike (Edzvald, 1993, Wu & al., 2003). Gjithësesi, meqënëse LON varet nga burimi, vetëm 25 % e lëndës organike (LO) është arritur të karakterizohet mirë (Thomas, 1997).

Komponentët e LON mund të gjenden në një ose dy burime brenda pellgut: autokton (brenda trupit ujqor) ose alokton (brenda profilit të tokës) (Peschel dhe Wildt, 1988). LON autoktone kryesisht prodhohet brenda vetë trupit ujqor nga algat, bakteriet dhe bimët ujqore (Boyer & al., 2008). Fotodegradimi i LON është gjithashtu një prodhues i konsiderueshëm i LON autoktone në ujrat sipërfaqësore. "Erozioni" fotokimik i lëndëve organike fillimisht aloktone, mund të ndikojë shumë në karakterin kimik të LO, duke çuar në nënprodukte autoktone (Cory & al., 2007). Burime shtesë në formimin e LO autoktone janë edhe proceset themelore të pellgut, si ngrirja/shkrirja dhe dehidratimi/rihidratimi. LON autoktone është kryesisht me natyrë fenolike dhe karboksilike, me përmbajtje aminoacide, hidroksile, karbohidrate, sterole dhe acide me peshë molekulare të ulët (Fabris & al., 2008). LON e ardhur nga këto burime zakonisht është e pasur në karbon alifatik dhe azot organik (Boyer & al., 2008), absorbon pak rrezet UV dhe ka pak mbetje aromatike (Gondar & al., 2008). Këto cilësi bëjnë që LON zakonisht të përmbajnë një sasi të vogël lëndësh fluorofore (komponenti fluoreshent absorbues i thërmijës), të cilat janë më pak të kapshme me teknikat e zakonshme të karakterizimit.

LON aloktone është një përzierje komponimesh acidesh organike me masë të mesme dhe të lartë molekulare, me origjinë nga lixivimi i bimëve tokësore të kalbura dhe lëndëve shtazore në pellgun ujëmbledhës (Tipping & al., 1999). Në përbërjen e LON aloktone të ujrave sipërfaqësore, dominojnë substancat humike, të cilat konsistojnë në acide humike, fulvike dhe hidrofilike dhe janë të karakterizuara nga përmbajtja e lartë e karbonit aromatik dhe përmbajtja e ulët e azotit (Boyer & al., 2008). Vlerësimet e fundit, përafërsisht e japin sasinë e substancave humike në ujrat natyrore rreth 50 - 75 % të COD

(McDonald & al., 2004, Scott & al., 2001, Kim dhe Yu, 2005), megjithëse tendenca në rritje e vërejtur për *COD* në ujrat sipërfaqore, në të ardhmen mund ta rrisë akoma këtë dominim (Evans & al., 2006, Chapman & al., 2008, Tipping & al., 1999, Tipping & al., 2007). Si pasojë e kësaj përzjerje kaq të larmishme të lëndëve në pellgun ujëmbledhës, substancat humike variojnë shumë në madhësi dhe aromaticitetet, por mund të dallohen midis tyre për vetitë e tyre hidrofobike (HFO) dhe hidrofilike (HFI).

HFO organike kryesisht përbëhen nga acide humike dhe fulvike, të cilat ushtrojnë një densitet ngarkese të konsiderueshëm më të lartë se fraksioni i HFI dha janë përgjegjëse për ngjyrën e verdhë/portokalli të ujrave (Sharp & al., 2006, Gregor & al., 1997). Acidet fulvike përfshijnë polikarboksilate me shkallë të ndryshme aromaticiteti dhe mase molekulare, dhe prania e tyre e bollshme në *COD*, bën që materiali fulvik të jetë burimi më i madh i karbonit organik qarkullues në tokë (Sharp & al., 2006, Remtsma & al., 2008). Peshat molekulare e acideve fulvike është rreth 600 - 1000 Da, ato janë të tretshme pavarësisht nga *pH*, dhe zakonisht japin një ngarkesë sipërfaqore negative në lloje të ndryshme ujrash bruto (McDonald & al., 2004., Sharp & al., 2006). Substancat humike, megjithëse ndikojnë në një shkallë më të ulët në *COD* total, janë thërmija më të mëdha, me peshë molekulare më të lartë, rreth 1500 - 5000 Da (McDonald & al., 2004).

Acidet humike kanë një densitet ngarkese më të lartë se acidet fulvike, në masën 5 - 10 meq/g (Sharp & al., 2006, Sutton dhe Sposito, 2005). Biodegrabiliteti i ulët rrit mundësinë e akumulimit të tyre në ujrat sipërfaqore në një kohë të shkurtër (Sutton dhe Sposito, 2005). Vetë si madhësia dhe ngarkesa sipërfaqore e lartë, bëjnë të mundur përdorimin e teknikave ekzistuese të eliminimit, si p.sh koagulimin me kripëra metalike të hidrolizueshme. Për shkak të vetive të tyre komplekse, acidet humike dhe fulvike mbeten akoma komponimet më pak të karakterizuara në mjedis (Lead dhe Wilkinson, 2006). Lëndët humike dhe fulvike mund të ndahen në komponente të ndryshëm duke përdorur teknika të ndryshme, si ekstraktimi me rëshirë dhe fluoreshenca. HFI organike janë me dimensione më të vogla, pa ngjyrë dhe kanë një densitet ngarkese të vogël ose nuk kanë fare, e cila intensifikohet në ujra me turbiditet të ulët (Bolto & al., 2002). Këto veti, e bëjnë eliminimin e HFI organike, një nga sfidat më të mëdha të trajtimit modern të ujit.

2.1.2 Faktorët që ndikojnë në përbërjen e LON

Përbërja e LON varet shumë nga kushtet e formimit, sidomos të pellgut ujëmbledhës (Sharp & al., 2006). Rrugët e kalimit të ujit, temperatura dhe ndriçimi diellor, predominimi biologjik, mund të ndikojnë relativisht në përbërjen e LON të ujrave sipërfaqore. Zakonisht, pellgjet me bimësi të pasur dhe të dendur, me një mbulesë me një përqindje të lartë torfe, kanë një ndikim të lartë në lendët humike dhe fulvike. Kjo sjell si pasojë rritjen e treguesit të ngjyrës dhe turbiditetit të ujrave, dhe gjithashtu, çrregullime në burimin total të karbonit të tokës në pellgjet me aktivitet bujqësor. Pellgjet me bimësi të varfër, kanë nivele më të larta të HFI acide dhe neutrale, për shkak të mosujtjes së tokës së punueshme dhe shtimit të zonave urbane (Bieroza & al., 2009). Për më tepër, si rezultat i transportimit të LON përgjatë pellgut, përbërja e saj ndryshon nga metabolizimi i vazhdueshëm dhe fotodegradimi gjatë lëvizjes nëpër rrjedhat ujore. Ekosistemet në pjesën e poshtme të rrjedhës, janë pasojë e aktiviteteve metabolike në burimet e pjesës së sipërme të saj (Battin & al., 2009).

Kërkimet e fundit mbi ndikimet në përbërjen dhe karakterin e LON, janë fokusuar në ndryshimet sezonale të burimeve ujore, ku është parë që formimi i THM është më i lartë gjatë muajve të verës, për shkak të temperaturave të larta (Goslan & al., 2002). Në vitin 2001, Scott & al., kanë publikuar të dhënat e një studimi katër vjeçar mbi ndryshimet sezonale të LON. Sipas studimit, rreth 20 - 80 % e rritjes së përmbajtjes së HFI në burimet ujore, mund të vërehet gjatë muajve të verës.

Gjithësesi, varësia e përbërjes së LON nga pellgu ujëmbledhës, jo gjithmonë është e evidente në të gjitha pellgjet. Në vitin 2006, Sharp & al., treguan një rritje të përmbajtjes së HFI në toka me shkurrë megjithëse rritja mesatare ishte shumë më e ulët se ajo e treguar nga Scott & al., (2001), 25 - 41 %. Shpjegimi i kësaj dukurie, mund të gjendet në eksperimentet e kryera nga Tipping & al., (1999), të cilët publikuan të dhëna që konfirmonin se vlera të larta të temperaturave në muajt e verës, rezultojnë në një ngrohje dhe tharje më të lartë të tokave, duke përsheptuar prodhimin e LON nëpërmjet aktivitetit mikrobial. Kjo, e kombinuar edhe me sasi të pakta të reshjeve dhe lëvizjen e ujrave, zvogëlon lëshimin e LOD, deri në mbrritjen e sezonit të shirave (Scott & al., 2001). Në raste stuhish, 50 % e LON totale, mund të transportohet me 10 % e parë të të gjithë

kohëzgjatjes (Clark & al., 2007). Përqëndrimi i *COD* mund të ketë tendencë uljeje, për shkak të uljes së furnizimit me *COD* (Tipping & al., 2009). LON transportohet drejt ujrave sipërfaqësore nga pjesa e reshjeve që rrjedhin mbi sipërfaqe, dhe mund të çojë në rritjen e përqëndrimit të *COD* deri në 40 % Hurst & a., 2004). Lenda HFI liksiviohet më shpejt për shkak të tretjes së saj të lehtë, ndërsa HFO fulvike liksiviohet më me vështirësi.

Studimet kanë treguar se sezonaliteti i LON, është më i dukshëm në zona me përmbajtje të lartë HFO (Roe & al.), studime të cilat vërtetohen nga kërkimet e kryera nga Tipping & al., (1999), të cilat tregojnë se burimet e pasura prodhojnë variacione më të mëdha në profilin e LON gjatë ndryshimeve sezonale (Tipping & al., 1999). Investigimet lidhur me lëshimin e LOD në toka të ndryshme, tregojnë se tokat me torfë, eksportojnë sasi më të mëdha *COD* se sa tokat e tjera. Kjo në rradhë të parë, i atribuohet përmbajtjes fillestare më të lartë të lëndës organike në këto toka, por gjithashtu, kapacitetit absorbues të ulët të mineraleve, i cili çon në një mbajtje të ulët të LON (Tipping & al., 1999). Kërkimet e fundit kanë treguar një prirje të rritjes së *COD* në ujrat sipërfaqësore. Kjo prirje i atribuohet ndryshimeve klimatike (rritja e temperaturave dhe frekuenca e thatësirave të forta), ndryshimeve në përdorimin e tokave dhe së fundmi, rritjes së aciditetit të ujrave atmosferike dhe tokave, duke ndikuar në tretshmërinë e lëndës organike dhe rritjes së eksportimit potencial të *COD* drejt detit (Chapman & al., 2008, Monteith & al., 2007, Worrall dhe Burt, 2007).

Nga literatura, është e evidente që variacioni sezonal i LON, varet nga përbërja në burim. Variacione të pakarakterizuara në përbërjen e LON, mund të krijojnë kushte të vështira të trajtimit në VTU përse i përket kërkesës për koagulant, si dhe mosnjohjen e kushteve për një eliminim optimal të *COD*. Prirja e rritjes së përqëndrimit të *COD* në ujrat sipërfaqësore, mund të paraqesë një rrezik për trajtimin, pasi mjaft VTU mund të kenë kapacitete të limituara lidhur me eliminimin e LON, pa patur strategji të mirëinformuara implementimi në vend.

Për këtë arsye, përbërja e LON, është një faktor integral i konceptimit të impiantit të prodhimit të ujit të pijshëm.

2.2 KARAKTERIZIMI I LON

Identifikimi i karakteristikave të LON, është një mjet esencial për të kuptuar funksionalitetin dhe ndikimet e LON në sistemet ujore, dhe për pasojë, njohjen e potencialit të eliminimit dhe të formimit të NPD në trajtimin dhe furnizimin me ujë. Formimi dhe përbërja e LON, mund të ndryshojë shumë në pellgje të ndryshëm, për shkak të ndryshimeve kohore dhe hapësinore, gjithësesi kjo nuk mund të jetë një përfaqsim definitiv i LON. Karakteristika të tilla si madhësia, struktura dhe densiteti i ngarkesës, janë parametra të zakonshëm dallues, të cilët janë përdorur në investigimet e fundit të karakterizimit, duke shërbyer si bazë për njohjen e mëtejshme të kompleksitetit të LON (Frazier & al., 2003, Thomsen & al., 2002, Rodriguez-Zuniga & al., 2008).

2.2.1 Metodatat e karakterizimit ekzistuese

Për karakterizimin e komponentëve të LON, sot disponohet një numër i madh teknikash. Këto teknika, mund të përmbliken në katër grupe analizash: karakterizimi paraprak, karakterizimi i madhësisë, identifikimi kimik dhe sjellja dhe e fundit, shenja spektrale (Tabela 2.1). Teknikat e karakterizimit paraprak përfshijnë *COT/COD*, përqëndrimin e lëndëve pezull dhe absorbancën UV. Megjithëse përgjithësisht nuk pranohet një kufi midis lëndës koloidale dhe thërmijore, (Peuravuori dhe Pihlaja, 1997), pjesa më e madhe e literaturës përcakton si lëndë të tretur, fraksionin e thërmijave nën $0.45 \mu\text{m}$, fraksion i cili përbën më shumë se 90 % të LON (American Water Works Association Research Foundation /Croué, 2000). Gjithësesi, natyra komplekse e LON, kërkon teknika analitike shumë më të sofistikuara, të cilat dallohen nga vetitë fiziko-kimike. Teknika të tilla janë kryesisht të bazuara në laborator me një përgatitje ekstensive të mostrës. Metodatat tipike të karakterizimit të LON, janë paraqitur në paragrafët e mëposhtëm.

2.2.2 Membranat

Shumë teknika laboratorike për karakterizimin e LON, kërkojnë izolimin e saj përpara analizës. Izolimi i fraksioneve të LON, zakonisht realizohet duke përdorur teknologjitë me membranë ose absorbimin mbi rëshira. Teknikat membranore, si ultrafiltrimi (UF), dhe osmoza inverse (OI), bëjnë diferencimin e fraksioneve të LON, duke përdorur peshën

molekulare (PM) në një proces me presion të caktuar (Kitis & al., 2002). UF është një proces ndarjeje fizik, i cili është përdorur gjerësisht deri në vitet 70 (Schwede-Thomas & al., 2005). Popullariteti i UF qendron në lehtësinë e përdorimit dhe në trajtimin e volumeve të mëdha të mostrave. (Assemi & al., 2004). Hidrofobiciteti, ngarkesa dhe efektet sterike të thërmijave, mund të ndikojnë në rezultatet, si pasojë LON rrallë del me të njëjtën madhësi (Pelekani & al., 1999). Një problem tjetër i lidhur me UF, qendron tek prodhimi inkonsistent i fraksioneve të LON (Assemi & al., 2004), prandaj prodhimi i membranave komerciale imponon prag prerjeje nominal për PM, ku kalibrimi kryhet duke përdorur makromolekula si proteina, sheqerna, polisakaride për pore të vogla të membranës (Pelekani & al., 1999, Kitis & al., 2002). Karakteristikat strukturale të LON, të cilat janë të krahasueshme me materialet kalibruar, shpesh çojnë në moslejimin e komponentëve të LOD, duke prodhuar fraksione të cilat nuk përputhen me rendin e madhësisë së pritur (Alberts & al., 2002, Assemi & al., 2004), dhe mund të krijojnë agregate të mëdha mbetjesh të cilat bllokojnë poret e membranës (Peuravuori dhe Pihlaja, 1997).

2.2.3 Rëshirat

Për izolimin dhe karakterizimin bazë të LON, në përputhje me vetitë e lendëve HFO dhe HFI, përdoren rëshirat Amberlite XAD. Teknika e zhvilluar nga Malcolm dhe McCarthy, për fraksionet e acideve HFO (të absorbueshme mbi XAD-8), fraksionet e acideve HFI (të absorbueshëm mbi XAD-4) dhe HFI neutral (të absorbueshëm as me XAD-8 as me XAD-4), është e riprodhuar në mjaft studime mbi karakterizimin e LON. (Malcolm & McCarthy, 1992, Maurice & al., 2002, Zhang & al., 2008). Fraksionimi me anën e rëshirave përdoret gjerësisht dhe është një metodë e pranuar në ndarjen e fraksioneve të LON sipas vetive kryesore, megjithëse në mjaft raste studimesh të fundit, janë evidentuar disa disavantazhe të këtij procesi, të cilat kanë krijuar një lloj skepticizmi mbi rezultatet.

Sipas Croué & al., (2008), rreth 15 – 30 % e LON, nuk arrihet të izohet me anën e protokolleve të fraksionimit, gjë e cila vërtetohet edhe nga studime të mëparshme të kryera nga Le Cloirec & al., (1990) gjatë të cilave, është vërejtur një shkallë e ulët e absorbimit të HFI. Disa vite më vonë, Bond & al., (2009), vërejtën se, edhe me komponimin më hidrofob, acidi tanik, përftohet një rritje prej 7 % e fraksioneve të HFI, duke dhënë një situatë të ngjashme me atë të përftuar me acid aspartik, një komponim shumë hidrofob.

Një vlerësim i fundit i metodave të karakterizimit të LON, ka nxjerrë probleme lidhur me pH e mostrës (me qëllim që thërmijat të lidhen me rëshirën, pH duhet ulur në 2.0), të cilat çojnë në ndryshime kimike dhe fizike të LON dhe adsorbimin e pakthyesëm të LON mbi rëshirë (Matilainen & al., 2011).

2.2.4 Kromatografia gazore

Kromatografia gazore, është një mekanizëm me përjashtim, i cili operon me presion të lartë dhe kërkon një volum minimal mostre. GK bën dallimin midis përmasave molekulare, duke përdorur një xhel poroz me një shpërndarje të kontrolluar të përmasave të poreve (Pelekani & al., 1999). Molekulat e vogla futen më shumë në volumin e brendshëm të kollonës së xhelit, ndërsa molekulat e mëdha nuk depërtojnë dot në poret e xhelit, për pasojë ato devijohen të parat nga kollona, të ndjekura nga thërmijat e vogla (Chow & al., 2005, Matilainen & a., 2002, Vuorio & al., 1998, Pelekani & al., 1999). Një kromatogramë tipike GK, me pike të përcaktuar, është treguar në figurën 2.1. Ashtu si në UF, faktorë të tillë si struktura molekulare, efektet sterike dhe hidrofobiciteti, mund të ndikojnë në rezultatet (Matilainen & al., 2002) dhe krahasueshmëria e rezultateve, për shkak të kalibrimit individual, është e kufizuar. Një studim i kryer nga Wu & al., (2003) tregoi se karakterizimi me GK, kryesisht është i kufizuar për fraksionet me PM të vogël, pasi natyra e HFO e fraksioneve me PM të madhe, i detyron ato të absorbohen fort mbi kollonën e GK. Është përfutur një numër i caktuar eluatesh, gjithësesi, janë regjistruar ndërveprime me LON, si për kollonat me bazë silice, ashtu edhe për ato me bazë polimeri (Specht dhe Frimmel, 2000).

GK është një teknikë e zakonshme që përdoret për karakterizimin e LON gjatë trajtimit të ujit të pijshëm (Chow & al., 2008, Fabris & al., 2008), rezultatet e së cilës tregojnë një korrelacion midis saj dhe teknologjive të tjera PM (Assemi & al., 2004, Egeberg & al., 2002, Korshin & al., 2009). Me përdorimin e mjeteve të analizës së të dhënave, ajo mund të japë një pamje të detajuar të përbërësve të LON në ujrat e patrajtuar dhe përgjatë proceseve të trajtimit.

2.2.5 Spektroskopia me rezonancë magnetike bërthamore (RMB) dhe gas kromatografia me spektrometri mase (GKSM)

Identifikimi i përbërjes kimike të LON, arrihet nëpërmjet përdorimit të teknikave të tilla si spektroskopia me rezonancë magnetike bërthamore (RMB), gas kromatografia me spektrometri mase (GKSM) dhe transformimet Fourier me infra të kuqe (TFIK). Në GKSM, duke ndjekur një parim të ngjashëm me GK, molekulat nxirren nga gas kromatografi në varësi të vetive fizike të tyre. Sapo dalin prej kollonës, molekulat kapen dhe jonizohen në spektrometrin e masës, ku identifikohen në bazë të madhësisë së ngarkesës së tyre masike (American Water Works Association Research Foundation/Croué, 2000). Megjithëse nuk është një teknikë analitike sasiore strikte, GKSM, është përdorur me sukses në identifikimin e dallimit midis substancave humike, në identifikimin e strukturave aromatike (pike të gjera të fenolit dhe krezolit) dhe në identifikimin e linjinës, komponimeve të derivuara të karbohidrateve dhe proteinave në mostrat e LON (Peschel & Wild, 1998, Croué & al., 1993, Frazier & al., 2003). Aplikime të GKSM në studimin e matricave organike janë kryer me sukses në shumë studime të ujrave sipërfaqësore (Frazier & al., 2003, Widrig & al., 1996) dhe një studim i kryer nga Vilge-Ritter & al., (1999) ka përdorur këtë procedurë për të venë në dukje eliminimin preferencial midis koagulantëve të hekurit dhe aluminit.

E zbatuar në proceset e trajtimit të ujit, teknika e karakterizimit me RMB ka identifikuar eliminimin e alifatikëve më shumë se aromatikët në molekula HFO të LON në sajë të ndërveprimit të hidroksideve të aluminit gjatë koagulimit kimik (Kim dhe Yu, 2005). Përdorimi i RMB nga Thomsen & al., (2002) ka identifikuar një përmbajtje të rritur të karbonit karboksil dhe karbohidrateve tek acidet fulvike në raport me acidet humike. RMB me anë të izotopit ^{13}C ka dhënë një ndihmë në interpretimin e rezultateve të teknikave emergjente të karakterizimit siç është fraksionimi i rrymës së fushës (FRF) (Assemi & al., 2004, Matilainen & al., 2011).

2.2.6 Absorbanca UV dhe absorbanca specifike ultraviolet (ASUV)

Absorbanca UV në gjatësinë e valës 254 nm i atribuohet gjerësisht kromoforeve aromatike (njësi drite absorbimi) të pranishëm në LON në shkallë të ndryshme aktivizimi (Korshin &

al., 2009), dhe është përdorur gjerësisht si surrogat për përqëndrimin dhe reaktivitetin e *COT* (karboni organik i tretur) (Tipping & al., 2009, Chow & al., 2008). UV_{254} përdoret gjerësisht në VTU si përfaqësuese e aromaticitetit të LON, si dhe parashikuese e THM (American Water Works Association Research Foundation/Croué, 2000). Kërkime të bëra nga Matilainen & al., (2006) dhe Korshin & al., (2009), nxjerrin në dukje disavantazhet e UV_{254} kur përdoret si parashikuese e *COT* dhe e formimit të THM. Disa komponime të vogla alifatike nuk kanë lidhje të dyfishta të konjuguara, të cilat nuk absorbojnë dritën UV dhe mund të mos përfshihen në matjet me UV_{254} . (Matilainen & al., 2006). Diferencat në vetitë e LOT, tregojnë se absorbanca me UV_{254} dhe $ASUV_{254}$, janë vetëm metoda aproksimative për *COT* dhe THM (Tipping & al., 2009).

Zhvillimi i $ASUV$ si një tregues operacional nga Edzwald në vitin 1985, lidh përbërjen e LON me lehtësinë e eliminimit me mekanizmat tipike të koagulimit flokulimit. Absorbanca specifike ultraviolette ($ASUV$) është raporti i UV kundrejt *COD* dhe është e lidhur edhe me përmbajtjen e aromatike të LON (Fabris et al., 2008). Disa studiues kanë identifikuar korrelacion të fortë me potencialin e formimit të NPD dhe aftësinë për eliminimin e LON me anën e koagulimit (Bose dhe Reckhow, 2007, Kitis & al., 2001, Kitis & al., 2004, Jung dhe Biri, 2008). Gjithësesi, kërkime të ndryshme mbi lidhjet e mundshme me $ASUV$, tregojnë një mungesë korrelacioni me formimin dhe precipitimin e THM dhe AHA (Ates & al., 2007). Disa autorë (Ates & al., 2007) kanë raportuar se nuk kishte asnjë marrëdhënie të dukshme mes $ASUV_{254}$ ose UV_{254} dhe PFTHM në ujrë me një vlerë $ASUV$ më të ulët se 3 l/mg.m, duke sugjeruar se marrëdhëniet e raportuara më sipër mund të jenë specifike për ujin në studim.

Ates & al., (2007) propozoi që $ASUV_{254}$ nuk kap zonat reaktive të LON që janë përgjegjëse për formimin e NPD. Weishaar & al., (2003) gjithashtu thekson se $ASUV$ dukej të ishte një tregues më i mirë i reaktivitetit të komponentëve humikë të LON se sa i *COD* total të pranishëm. Është plotësisht e besueshme se përdorimi i metodave UV_{254} dhe $ASUV_{254}$ për PFNPD mund të nënvlerësojë ndjeshëm numrin e NPD të formuar dhe për pasojë, edhe rrezikun lidhur me to.

2.2.7 Spektroskopia me fluoreshencë

Kjo teknikë ka gjetur përdorim gjithnjë e në rritje në industrinë e ujit këto 20 vitet e fundit, në sajë të lehtësisë në përdorim, kohës së shkurtër të analizës, si dhe ndjeshmërisë dhe selektivitetit të saj më të mirë (Bieroza & al., 2009, Bridgman & al., 2011, Henderson & al., 2009, Matilainen & al., 2011, Peiris & al., 2010). Dekadën e fundit janë zhvilluar gjithashtu edhe skanimet 3D, të cilat japin një analizë më të kuptueshme se metoda e mëparshme me një skanim (Spencer & al., 2007). Shenja e fluoreshencës ndodh atëherë kur një elektron i një atomi ose molekule eksitohet në një nivel më të lartë energjie me anë të absorbimit të energjisë gjatë ekspozimit ndaj dritës ultraviolet (Hudson & al., 2007). Fluoreshenca e LON i atribuohet karakteristikave strukturale në acidet humike dhe fulvike ujore, të cilat shërbejnë si burim i materialit organik (Baker & al., 2008, McKnight & al., 2001).

Spektroskopia me fluoreshencë është një teknikë e shpejtë, e cila kërkon vetëm një përgatitje minimale të mostrës (Henderson & al., 2009) dhe korrelacionet e pikeve të fluoreshencës me *COT*, prekursorët organikë dhe eliminimin total të *COT*, e kanë rritur përdorimin e spektroskopisë me fluoreshencë në studimet mbi karakterizimin e LON. Gjatë skanimeve të intensitetit, janë krijuar matrica të emisioneve nga eksitimi, me vendodhje piku fluoreshence të shoqëruara me komponime të ngjashme me komponimet humike, fenolike, tirozine, triptofan (Chen & al., 2003), me pike tipike të gjetur në ujra natyrore, të pasqyruara në tabelën 2.3. Intensiteti i pikut T është një indikator inputi i fraksionit të ngjashëm me aminoacidet HFI dhe LON antropogjenike (Bieroza & al., 2009), dhe ndodh në një gjatësi vale eksitimi 280 nm dhe gjatësi vale emetimi 350 nm. Intensiteti i pikut C është një tregues i fluoreshencës së materialit të ngjashëm me materialin fulvik, me pike që shfaqen në një interval 300 – 340 nm eksitimi dhe 400 – 460 nm emetimi.

Spektroskopia me fluoreshencë është një metodë e shpejtë analize në krahasim me metodat e tjera laboratorike, si GK dhe rëshirat, dhe mund të përdoret direkt *in situ*. Gjithësesi, pengesa mund të shfaqen për shkak të mosnjohjes së teknologjisë dhe interpretimit jo të saktë të rezultateve.

2.3 METODA POTENCIALE PËR KARAKTERIZIMIN E LON

Sic u tha më sipër, metodat e karakterizimit të LON, kanë secila një vlerë vetjake, por gjithësesi, asnjëra prej tyre nuk është e aftë të japë një pasqyrë të plotë të LON në ujrë sipërfaqësore apo të japë një lidhje konkrete midis LON dhe NPD. Një teknikë e fuqishme karakterizimi, e cila mund të japë të dhëna lidhur me eliminimin potencial të LON dhe sasinë përkatëse të NPD të formuara, do të ishte një mjet shumë i domosdoshëm për VTU, nga të cilat, në bazë të normave në fuqi, kërkohet monitorimi dhe ulja e NPD. Teknika të reja potenciale për karakterizimin e LON, si p.sh analiza e izotopit të karbonit dhe karakterizimi i koloideve në mjedis, janë paraqitur më poshtë, si dy teknika të reja, të cilat mund të përdoren për karakterizimin e LON në ujrë sipërfaqësore dhe gjatë proceseve të trajtimit të ujit.

2.3.1 Izotopet e karbonit

Analiza izotopike e karbonit e izotopeve të qëndrueshëm dhe radioaktivë të karbonit (përkatësisht ^{14}C dhe ^{13}C), mund të japë një informacion të vlefshëm mbi burimin ujëmbledhës, moshën e karbonit dhe vlerësimin e kohës së qarkullimit të lëndës organike në sistemet ujore (Austnes & al., 2010, Raymond dhe Bauer, 2001). Lënda organike ^{14}C reflekton aktivitetin e CO_2 atmosferik në kohën kur ai lidhet. Gjatë testeve atmosferikë të armëve bërthamore në vitet 1950 dhe 1960, në atmosferën e sipërme, u lëshuan sasi të mëdha ^{14}C , i quajtur karbon “ i vdekur “. Ky ^{14}C u oksidua menjëherë në $^{14}\text{CO}_2$ dhe u fut në ciklin global të karbonit dhe ndotja nga ^{14}C , rezultoi në një nivel të ulët. Piket e vlerave të ^{14}C atmosferik u arritën në vitin 1964 dhe që prej atëhere, ato kanë rënë (Figura 2.3). Për shkak të kësaj, vlerat e mësipërme të ^{14}C 100 % modern mendohet se janë prodhuar pas viteve 1950 (Tipping & al., 2007). Vlerat e ^{13}C përdoren për përcaktimin e burimit ose burimeve të karbonit organik. Devijimi nga vlera e pritshme mund të ndodhë për shkak të shtimit të karbonit nga një burim tjetër ose të fraksionimit izotopik gjatë procesit kimik ose biologjik. Kërkime mbi burimet dhe moshën e LON, kanë mundur të japin një pasqyrë lidhur me kushtet e formimit të LON, dhe se si ajo reagon gjatë proceseve të trajtimit të ujit. Gjithashtu duhen marrë në konsideratë edhe kërkimet midis moshës së LON dhe PFNPD.

Analiza izotopike e karbonit e *COD* në ujrata sipërfaqësore, ka filluar në fillim të viteve 1980 (Hedges & al., 1986), me studime të cilat tregojnë ndryshime të përkohshme të shenjës izotopike të karbonit. Këto studime tregojnë gjithashtu se *COD* tokësor i mbartur drejt lumenjve është më i ri (i pasur me ^{14}C) se sa toka nga e cila është krijuar. Shtresat tokësore vlerësohet të kenë një sasi karboni prej 1300 deri 1500 x 10^{15} g (Schkesinger, 1977, Post & al., 1982), 200 herë më shumë se sa sasia e CO_2 të lëshuar në atmosferë gjatë djegies së karburanteve fosileve (Trumbore & al., 1989). *COD* transportohet prej tokës drejt lumenjve dhe estuareve nëpërmjet proceseve kimike dhe mekanike të motit; vlera e çmuar karbonit organik që çdo vit transportohet drejt oqeanëve në formë thërmijore ose të tretur është rreth 0.4×10^{15} g (Spitzky dhe Ittekkot, 1991, Raymond dhe Bauer, 2001).

Literatura e kohëve të fundit, tregon për një rritje të përqëndrimit të *COD* në ujrata sipërfaqësore në Europën Veriore dhe Amerikë (Sickman & al., 2010), Evans & al., 2007). Në Mbretërinë e Bashkuar, Freeman & al., (2001) dhe Worrall & al., (2004), kanë regjistruar një rritje mesatare 100 % në tokat e larta, dhe që pjesa më e madhe e karbonit të tokës ndodhet në tokat e larta (Austnes & al., 2010, Tipping & al., 2007). Rritja e nivelit të *COD* ka një efekt përkeqësues në efikasitetin e proceseve të trajtimit të ujit. Shkaqet e rritjes së *COD* në sistemet lumore janë ende të paqarta, sidoqoftë Bellamy & al., (2005), humbjen e karbonit të tokave këto 25 vitet e fundit, ja atribuojnë ngrohjes klimatike. Kjo kundërshtohet nga Evans & al., (2007), të cilët thonë se megjithëse rritja e temperaturës globale, mund të ndikojë në destabilizimin e rezervës tokësore të *COD*, ka pak gjasa që ajo të shkaktojë një rritje kaq të madhe të *COD* lumor. Sipas studimit të tyre, pjesa më e madhe e rritjes mund t'i atribuohet rritjes së aktivitetit bujqësor që prej viteve 1970, duke shkaktuar destabilizimin e karbonit tokësor dhe humbjen e karbonit të vjetër tek tokat (Evans & al., 2007).

Literatura mbi analizën e karbonit izotopik të *COD* në ujrata sipërfaqësore është akoma e pakët dhe e dominuar vetëm nga një grusht autorësh, izotopet e karbonit në proceset e trajtimit të ujit janë një fushë ende e pahulumtuar mirë, por që mund të japë një pasqyrë vlerësimi lidhur me burimin e LON dhe qarkullimin e saj.

2.3.2 Analiza e koloideve në mjedis

Koloidet në mjedisin natyror janë materiale me diametër thërmije 1 nm deri 1 μ m (Figura 2.4) dhe kanë veti të ndryshme transportimi dhe sjelljeje nga thërmijat (të cilat kanë dimensione më të mëdha se 1 μ m) (Lead dhe Wilkinson, 2006). Koloidet në mjedis janë shumë reaktive dhe ndikojnë në fatin dhe sjelljen e ndotësave gjurmë në ujrat natyrore (Newman & al., 1994, Baalousha dhe Lead, 2007). Mendohet se numri i koloideve të vogla në ujrat sipërfaqore është shumë më i madh se numri i thërmijave (p.sh numri i koloideve 10 nm është 10^6 herë më i madh se numri i thërmijave 1 μ m) (Lead dhe Wilkinson, 2006). Studimi i koloideve në mjedis është shumë i vështirë për shkak të paqëndrueshmërisë së tyre dhe kompleksitetit të gjerë, të cilave u shtohet edhe mungesa e metodave efçente për fraksionimin dhe karakterizimin e tyre (Baalousha dhe Lead, 2007, Lead dhe Wilkinson, 2006). Po ashtu, aq pak i njohur është edhe efekti i mbulesës së LON i koloideve inorganike dhe se si ajo ndikon në qëndrueshmërinë, lëvizshmërinë dhe ndërveprimin me elementët gjurmë (Lead dhe Wilkinson, 2006).

Këto pesëmbëdhjetë vitet e fundit, përmirësimi i teknikave analitike, ka çuar në zhvillimin e analizës së koloideve në mjedis në mënyrë të dukshme. Studime të hershme të kryera nga Wilkinson (1997) mbi LON koloidale pedogjenike dhe LON akuagjenike, jo vetëm treguan se ato kishin strukturë fiziko-kimike të ndryshme, por edhe aftësi sedimentuese të ndryshme. Wilkinson vuri në dukje se një përmbajtje e lartë e substancave humike rrit stabilitetin e thërmijave dhe çon në formimin e urave lidhëse dhe bashkimin e materialit koloidal. Një studim akoma më i hershëm nga Buffle dhe Leppard, ka treguar se si acidet fulvike bashkoheshin mbi sipërfaqet e koloideve të mëdha duke ndikuar në mekanizmat e bashkimit (agregimit). Zhvillimi i teknikave të imazherisë, si analiza e gjurmimit të nanothërmijave (AGN) dhe mikroskopia e forcës atomike (MFA), kanë revolucionarizuar investigimin mbi formën e koloideve në mjedis.

Duke e supozuar në formë rrethore dhe të papërshkueshëm, karboni organik koloidal bashkohet në struktura në trajtë vargu si dhe në struktura fibroze dhe sfungjerore, të cilat janë shumë poroze (Buffle dhe Leppard, 1995, Wilkinson & al., 1997). Imazhet e MFA kanë treguar gjithashtu së fundmi, se koloidet më të vogla se 50 nm përfaqsojnë pjesën më të madhe të fraksionit koloidal, i cili përfaqson një përqindje të madhe të fraksionit të

tretur të LON (Lead dhe Wilkinson, 2006). Gjithësesi, ekzistojnë disa limite lidhur me teknologjitë e karakterizimit të koloideve në mjedis; procedurat e përgatitjes së mostrave janë një nga pengesat më të mëdha për MFA pasi është e nevojshme që mostrat të adsorbohen mbi një shtresë mike përpara se të thahen (Figura 2.5). Ka pak të ngjarë që të gjitha koloidet të adsorbohen nga shtresa e mikës, dhe procesi i tharjes mund të ndryshojë formën e koloideve, duke dhënë një mostër jo përfaqësuese. Një limit i madh për DSL është se matja e madhësisë së grimcave mesatare është preferenciale ndaj grimcave më të mëdha, për pasojë edhe mesatarja e madhësisë së grimcave është e gabuar.

Pas disa dekadash kërkimesh, roli i koloideve në mjediset ujore mendohet se njihet pak (Lead dhe Wilkinson, 2006). Sjellja e koloideve nëpërmjet mbulesës sipërfaqësore dhe mekanizmave të agregimit dhe sedimentimit, mund të ndikojë shumë mbi efikasitetin e eliminimit.

2.4 IMPAKTI I LON NË PROCESET E TRAJTIMIT TË UJIT

Në praktikën moderne të trajtimit të ujit, prania e LON, mund të ndikojë negativisht në cilësinë e ujit të trajtuar, në se ajo nuk eliminohet tërësisht, si dhe në sistemin e shpërndarjes së ujit. Prania e LON, përveç shijes së keqe dhe problemeve estetike, mund të ndikojë në trajtimin e ujit.

Eliminimi jo i plotë i LON gjatë fazës së koagulimit, mund të shkaktojë kolmatimin e membranës dhe shtimin e numrit të larjeve të filtrit, si dhe bllokimin e poreve të karbonit aktiv, gjë që vështirëson eliminimin e shijes dhe erës, duke çuar në formimin e komponimeve të padëshëruara (Fabris & al., 2008). Në fazën finale të dezinfektimit, LON e paeliminuar nga proceset e mëparshme, vepron me klorin, duke çuar në formimin e nënprodukteve të dezinfektimit potencialisht kancerogjenë (NPD), siç janë trihalometanet (THM) dhe acidet haloacetike (AHA). Vazhdimi i reaksionit midis klorit të lirë mbetës dhe LON përgjatë sistemit shpërndarës dhe një klorinim rutinë në pikat strategjike përgjatë sistemit shpërndarës, mund të çojë në rritjen e përqendrimit të NPD në rubinetat e konsumatorëve (Baytak & al., 2008). LON gjithashtu favorizon rritjen mikrobiale në sistemin shpërndarës, duke shërbyer si burim ushqimi (Frazier & al., 2003).

2.4.1 Formimi i nënprodukteve të dezinfektimit

Përhapja e gjerë e dezinfektimit në fillimet e shekullit XX, reduktoi ndjeshëm përhapjen e sëmundjeve me origjinë hidrike, si tifoja dhe kolera, dhe në sajë të efektivitetit të tij, ka mbetur metoda më popullore edhe në ditët e sotme në trajtimin e ujit (Moudgal & al., 2000). Identifikimi i NPD të parë në ujin e pijshëm të klorinuar në SH.B.A dhe Hollandë në 1974, ngjalli një interes global se cili duhej konsideruar problem kryesor i shëndetit publik (Rook, 1974, Bellar & al., 1974, Richardson, 2003). Identifikimi në shumë vende i NPD, si THM kloroform prej Agjensisë së Mbrojtjes së Mjedisit në Shtetet e Bashkuara (USEPA) në vitin 1976, i shoqëruar me studime që lidhnin kloroformin me kancerin mbi kafshët në laboratore (NCI, 1976) dhe vdekshmërinë nga kanceri, e rriti shumë interesin në këtë fushë (Calderon, 2000).

Deri më sot, në literaturë përmenden rreth 600 – 700 NPD (Nieuwenhuijsen & al., 2009, Mallariarou & al., 2005, Chen & al., 2008, Krasner & al., 2006, Ates & al., 2007). THM dhe AHA janë ndër më të zakonshmit të dedektuar dhe me përqëndrimet më të larta në ujrat e klorinuar (Chen & al.). Formimi i NPD nuk ndodh vetëm me përdorimin e dezinfektantëve të klorinuar; ato formohen edhe gjatë përdorimit të oksidantëve të tjerë si ozoni, bioksidi i klorit dhe kloraminat (Tabela 2.5) (Krasner & al., 2006). Për shkak të natyrës së tyre të fortë oksiduese, dezinfektantët veprojnë me LON, bromin, jodin dhe ndotësa të tjerë të pranishëm, duke çuar në formimin e NPD komplekse dhe të larmishme. Megjithëse në literaturë përmenden një numër i madh NPD, ato janë ende të pakarakterizuara mirë dhe identifikimi i prekursorëve është shumë i kufizuar (Weinberg, 2009).

2.4.2 Trihalometanet dhe acidet haloacetike

THM dhe AHA janë dy NPD kryesore të formuara gjatë dezinfektimit me klor mbi bazën e peshës (Krasner & al., 2006). Disa prej reaksioneve që ndodhin midis dezinfektantëve dhe prekursorëve, siç është LON, të cilat çojnë në formimin e NPD, janë zëvendësimi aromatik elektrofilik, shtimi elektrofilik dhe oksidimi (Weinberg, 2009). Studimet lidhur me THM dhe AHA, tregojnë se formimi i tyre varet nga *pH*, temperatura, natyra dhe përqëndrimi i LON, tipi i dezinfektantit dhe doza e tij, koha e reaksionit dhe përqëndrimi i bromureve (Tabela 2.5) (Roccaro & al., 2008, Serrano dhe Gallego, 2007, Nieuwenhuijsen

& al., 2009). Gjithësesi, përqëndrimi i LON, i kombinuar me dozën e Cl_2 , mendohet se është parametri më i rëndësishëm (Kitis & al., 2002, Chang & al., 2001). Dezinfektantët e klorinuar reagojnë si me LON fenolike dhe jo fenolike (përfshi si aromatiket ashtu edhe jo aromatiket), por formimi varion me përbërjen e LON (Weinberg, 2009).

Investigimet mbi studimet lidhur me afinitetin dhe aromaticitetin e prekursorëve të THM të kryera nga Croué & al., (1993) dhe Kitis & al., (2002) kanë treguar që fraksioni HFO i LOD ishte komponenti më reaktiv i cili prodhon zonat prekursive më aktive, për pasojë me potencialin më të madh të formimit të NPD të halogjenuara. Kërkime të publikuara nga Goslan & al., (2009), duke i çuar më tej këto investigime, kanë treguar se formimi i THM është më i lartë në ujra të pasura me lëndë humike, në krahasim me ujrat me lëndë fulvike. Një vështrim kritik i formimit të NPD nga Bond & al., (2009), tregoi se nuk ekziston një marrëdhënie e dukshme midis vetive fizike të LON dhe formimit të NPD (Bond & al., 2009). Në varësi të stinëve, niveli i THM duket se është më i lartë gjatë muajve të verës (Krasner & al., 2006, Uyak dhe Toroz, 2007, Rodriguez-Zuniga & al., 2008, Williams & al., 1998). Kjo i atribuohet përmbajtjes së rritur të lëndës organike në ujrat sipërfaqore (Baytak & al., 2008).

Interesi i kërkimeve lidhur me formimin e THM vazhdon të jetë i lartë, pasi vetëm gjysma e nënprodukteve të halogjenuar nga klorifikimi janë zbuluar (Weinberg, 2009), por akoma më pak dihet lidhur me formimin e AHA. Ka shumë gjasa që kjo i atribuohet mungesës aktuale të limiteve rregulatorë; deri në vitin 2005, të dhënat që janë botuar mbi AHA në literaturën shkencore janë shumë të pakta. Kërkimet e bëra nga Gosl & al., (2002, 2009), Malliarou & al., (2005), Bougeard & al., 2008, Bond & al., 2009, kanë dhënë informacione të shumta lidhur me formimin e AHA dhe nivelet e tyre në ujra. AHA janë acide karboksilike dhe shpesh cilësohen si mbizotëruese ndaj THM (Bougeard & al., 2009) dhe acidi aspartik është prekursori kryesor për formimin e AHA (Bond & al., 2009). Duket se ka pak ngjashmëri midis dy grupeve të NPD gjithësesi, dhe përqëndrimi i AHA ulet me rritjen e kohës së qëndrimit në sistemin shpërndarës (Malliarou & al., 2005, Kim dhe Yu, 2005, Lee & al., 2003). Variacionet sezonale në formimin e AHA tregojnë një sasi të rritur të formimit në muajt e verës dhe vjeshtës, në krahasim me sasi të regjistruara gjatë muajve të dimrit dhe pranverës.

Dihet që formimi i AHA varet gjerësisht nga temperatura dhe pH , ku të dhënat flasin për një rritje 14 % të formimit të AHA në ujrat e vendeve malore, kur pH ndryshonte nga 6 në 8. Kërkimet e bëra mbi formimin e AHA në ujin e pijshëm, kanë përcaktuar një rritje të formimit të AHA në rezervuaret e vendeve të ulta dhe ujrat nëntokësore. Gjithashtu, kërkimet e publikuara nga Bougeard & al., (2008) tregojnë se formimi i AHA në ujrat në vendet e ulta, është më i ndjeshëm ndaj ndryshimeve të pH për shkak të tipit të materialit organik përgjegjës për formimin e AHA. Po ashtu, edhe trajtimi i ujit ndikon në formimin e AHA, pasi është vënë re një rritje e PFAHA për shkak të oksidimit pjesor biologjik dhe kimik të molekulave të LON, dhe PFAHA e komponimeve HFI, ishin më të larta pas trajtimit (Bond & al., 2009, Reckhow dhe Kim, 2008).

Formimi i NPD është i lidhur ngushtë me kushtet e formimit, komponimet e LON, kushtet e trajtimit dhe shpërndarjes, prandaj parashikimi i NPD është jashtëzakonisht i vështirë në VTU. Për këtë arsye, çdo metodë parashikimi dhe strategji eliminimi mund të jetë një mjet i vlefshëm për çdo VTU.

2.4.3 Rregulloret dhe limitet

Rregullorja e parë mbi limitet e THM është futur nga Agjensia për Mbrojtjen e Mjedisit (EPA) në Shtetet e Bashkuara në vitin 1979, pasi studimet epidemiologjike mbi kafshët në laborator, treguan lidhjen midis kloroformit dhe kancerit. Fillimisht, një limit mbi prezencën e THM totale (THMT) prej 100 $\mu\text{g/l}$ u vendos nga EPA në mostrat e marra çdo tremujor në rubinetat e konsumatorëve, limit i cili nuk përfshinte AHA.

Në vitin 1989, u vendos limiti prej 80 $\mu\text{g/l}$ për THM. Edhe këtë herë AHA nuk ishin të përfshira në rregulloren e kësaj faze fillestare. Më pas, janë kryer disa rishikime të rregullores me synimin e uljes së limiteve të THM dhe/ose futjes së monitorimit të AHA, në vijim të zbatimit të Direktivës së Komunitetit European për Ujin e Pijshëm, por pa sukses. Frekuenca e marrjes së mostrave varet nga numri i popullsisë, kështu që zonat me popullsi të ulët, mund të vuajnë nga marrja jo e mjaftueshme e mostrave, duke çuar në mosregjistrimin e një niveli potencialisht të lartë të THM. Një diferencë thelbësore midis rregullores së Mbretërisë së Bashkuar dhe rregullores së Shteteve të Bashkuara, p.sh, janë standartet absolute në kohën e marrjes së mostrave, ku sipas të parës, çdo tejkalim i 100 $\mu\text{g/l}$ duhet regjistruar, ndërsa sipas të

dytës bëhet regjistrimi i mesatares së përsëritur gjatë një periudhe kohe prej një viti. Ndryshimi thelbësor midis sistemeve të regjistrimit, ka sjellë edhe një ndryshim midis limiteve të NPD në VTU në Shtetet e Bashkuara dhe atyre në Mbretërinë e Bashkuar. Megjithëse edhe në rishikimet në të fundit, monitorimi i AHA nuk është i përfshirë, një raport i fundit i DWI liston pesë komponimet e AHA si një prioritet i lartë për t'u monitoruar vazhdimisht (DEFRA/DWI, 2008, DWI & al., 2009).

Gjithësesi, Organizata Botërore e Shëndetësisë (OBSH) mbetet referimi kryesor lidhur me udhëzimet rregullatore. Detaje të udhëzimeve bazë të OBSH dhe të rregulloreve të Shteteve të Bashkuara dhe Mbretërisë së Bashkuar, janë paraqitur në tabelën 2.7.

2.4.4 Studimet epidemiologjike mbi THM dhe AHA

Pavarësisht numrit të lartë të studimeve lidhur me epidemiologjinë e NPD, lidhjet konkrete midis NPD dhe efekteve të dëmshme mbi shëndetin janë të pakta dhe të ndikuara nga interpretime personale. Deri më sot, mekanizmat me anë të të cilëve NPD kanë potencialin për të shkaktuar ndikime të dëmshme në shëndet, si dhe shkalla dhe shtrirja e këtyre efekteve mbi shëndetin, janë investiguar shumë mirë. Janë gjetur lidhje midis NPD dhe kancerit në fshikëzën e urinës, zorrën e trashë, stomakut dhe leuçemisë (Calderon, 2000). Gjithashtu, në literaturë jepen lidhje me rezultate të dëmshme të riprodhimit si aborte spontane, difekte në lindje dhe lindje me peshë të ulët (Nieuwenhuijsen & al., 2009, Hrudey, 2009, Baytak & al., 2008). Në komentet e dhëna nga Nieuwenhuijsen et al. (2009) dhe Richardson et al. (2007), pranohen se lidhjet midis NPD dhe efekteve negative shëndetësore ekzistojnë, por theksohen shumë mospërputhje dhe kufizimet e studimeve, ku i pari midis tyre është studimi i kufizuar i kimikateve.

NPD e klorinuara, sidomos kloroformi, mbeten fokusi i pjesës më të madhe të studimeve epidemiologjike, ndërsa shumë pak të tilla janë të fokusuara mbi efektet e mundshme negative të AHA. Të gjitha kërkimet nxjerrin të njëjtin përfundim që N-Nitrosodimetilamina (NDMA) dhe Haloacetonitrilet (HAN) paraqesin një rrezik të madh pasi ata janë shumë më të fuqishëm në sasi më të ulta për shkak të efekteve të tyre karcinogjenike dhe mutanogjenike (Robinson & al., 1986, Hrudey, 2009, Sirivedhin dhe Gray, 2005).

Faktori kryesor limitues në studimet epidemiologjike është paaftësia për të përcaktuar rrugët e ekspozimit dhe dhënia e masave të përshtatshme të mostrave përgjatë një periudhe të përshtatshme kohe. Nga literatura tre mesazhe dalin të qarta; i pari është që ka shkaqe thelbësore për t'u shqetësuar lidhur me ekspozimin ndaj NPD të formuara në stadin final të procesit të trajtimit të ujit të pijshëm; efektet e këtij ekspozimi mund të vërehen më dukshëm tek gratë e reja dhe të moshuara, si dhe gratë shtatzëna dhe në zhvillimin e fetusit të tyre (Calderon, 2000, Roccaro & al., 2008, Hua dhe Reckhow, 2007, Nieuwenhuijsen & al., 2009). I dyti, thithja nëpërmjet rrugëve të frymëmarrjes është rruga më e madhe e ekspozimit për NPD e klorinuara duke tejkaluar dukshëm rrugën e ekspozimit nëpërmjet konsumit oral (Wang & al., 2007). Dhe së fundi, ka një mungesë të konsiderueshme njohurish lidhur me identifikimin e NPD dhe studimeve epidemiologjike përkatëse. Derisa një mënyrë definitive për vlerësimin e ekspozimit të gjendet, ka pak të ngjarë që të kemi një njohje përfundimtare lidhur me kërcënimin real nga ekspozimi ndaj NPD.

2.5 MËNYRAT AKTUALE TË ELIMINIMIT TË LON

VTU sipërfaqësore konvencionale përdorin një larmi procesesh të cilat ndahen në modele trajtimi për vende malore dhe fushore. Fillimisht, koagulimi kimik ishte destinuar për lehtësimin e eliminimit të turbiditetit dhe eliminimin e LON me anën e adsorbimit mbi karbon aktiv (Hall dhe Hyde, 1992). Identifikimi i LON si prekursor i THM, i dha hov koagulimit me anën e kripërave të metaleve, i pasuar nga një proces ndarjeje leng-trup i ngurtë si sedimentimi ose flotimi me ajër të tretur (FAT) i cili u bë procesi standart për eliminimin e pjesës më të madhe të LON (Fabris & al., 2008, Sharp & al., 2006). Në saje të investigimeve të Crouè & al., (1993) dhe një studim më i gjerë i koagulimit përsa u përket thërmijave, lëndëve organike dhe koagulantëve nga Edzvald (1993), tashmë koagulimi njihet mjaft mirë dhe është një proces mjaft i përhapur (Jarvis & al., 2008). Një ngarkesë në rritje e COD gjatë reshjeve në vjeshtë si dhe ekzaminime më të thelluara të rregulloreve mbi NPD, kanë çuar në rishikimin e praktikave aktuale të trajtimit dhe zhvillimin e alternativave të zbatueshme.

2.5.1 Koagulimi

Koagulimi dhe flokulimi konsiderohen si një proces i rëndësishëm në industrinë e trajtimit të ujit të pijshëm, për shkak të përqindjes së konsiderueshme të eliminimit të lëndës organike

(Ratnaweera & al., 1999). Parimi i koagulimit dhe flokulimit është lehtësimi i eliminimit të turbiditetit, ngjyrës dhe ndotësive organike dhe inorganike me anën e bashkimit të thërmijave të vogla dhe koloideve në thërmija më të mëdha të quajtura flokë nëpërmjet mekanizmave të destabilizimit dhe sedimentimit (Duan dhe Gregory, 2003, Jarvis & al., 2005). Koagulantët, si sulfati i aluminit $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18 H_2O$ ose kloruri ferrik $FeCl_3$ injektohen në ujë në fazën e koagulimit më qëllim përmirësimin e strukturës së flokëve, duke i bërë ata më të mëdhenj dhe më të fortë. Pjesa më e madhe e thërmijave në ujë shfaq një ngarkesë sipërfaqësore negative, e cila mposht forcën tërheqëse midis thërmijave, duke penguar formimin e flokëve më të mëdhenj. Shtimi i koagulantit ka si qëllim zvogëlimin e shtytjes elektrostатike, duke favorizuar formimin e flokëve (Duan, 2003). Shtimi i polimerëve organikë me ngarkesë pozitive ose negative për përmirësimin e karakterit struktural të flokëve të LON, praktikohet gjithashtu rëndom në VTU (Gray, 2005, Jarvis & al., 2005). Formimi dhe më pas eliminimi i flokëve të LON nëpërmjet koagulum/flokulimit mund të përmirësohet me anën e mekanizmave të ndryshëm:

- Neutralizimi i ngarkesës; kationi metalik ndërvepron në mënyrë elektrostатike me LON, duke adsorbuar thërmijat dhe duke neutralizuar ngarkesën e thërmijës, duke favorizuar formimin e flokut (Chow & al., 2004, Sharp & al., 2006). Neutralizimi i ngarkesës zakonisht kryhet në *pH* të ulët, gjë që sjell ekonomizimin e koagulantit dhe sasi të vogla llumi;
- Adsorbimi i LON në precipitatet e hidroksideve metalike (Chow & al., 2004);
- Flokulim me kapje; LON eliminohet nëpërmjet kapjes në precipitat hidroksidi amorf gjatë formimit të tij (Duan dhe Gregory, 2003).

Aktualisht, kripërat e hekurit trevalent si kloruri ferrik dhe sulfati ferrik, dhe kripërat e aluminit trevalent, si sulfati i aluminit, janë koagulantët më të përdorur (Matilainen & al., 2010, Duan dhe Gregory, 2003). Është provuar se flokët e formuar nga kripërat e hekurit, janë më të mëdhenj dhe më të shumtë se sa flokët e aluminit, duke dhënë rezultate më të mira (O'Melia & al., 1999, Sharp & al., 2006). Kjo vërtetohet edhe me atë çka është gjetur nga Matilainen & al., në 2005, ku është parë se eliminimi i *COD* ishte mesatarisht 10 % më i lartë se në rastin e aluminit. Ndërsa Kabsch-Korbutowicz (2005) mbron përdorimin e aluminit ndaj hekurit, duke

thënë se koagulanti i aluminit është dominues në ujra me pH të larta gjatë flokulimit me kapje. Eliminimi i COD duke përdorur alumin nuk është efektiv në pH më të ulta se 6, kështu që për pH të ulta më i preferueshëm është koagulanti me bazë hekuri (Fusheng & al., 2008, Gregor & al., 1997, Uyak dhe Toroz, 2007). Tabela 2.8 ilustron avantazhet dhe të metat e koagulantëve të veçantë dhe polimerëve të cilët përdoren gjatë procesit të koagulimit.

Madhësia e flokut dhe fortësia e tij janë faktorë kyç të flokulimit të cilët ndikohen nga LON. Fortësia e flokut është përcaktuar nga Jarvis & al., si “ energjia e nevojshme për thyerjen e flokut nga veprimi i tensioneve, shtypjes dhe prerjes “. Madhësia e flokut dhe fortësia e tij janë të ndërvarura pasi flokët më të mëdhenj kanë tendencën të jenë më të dobët dhe më të thyeshëm nga veprimi i forcave prerëse (Sharp & al., 2006, Jarvis & al., 2005, Wilkinson & al., 1997). Jarvis & al., kanë regjistruar flokë të madhësisë deri 650 μm me përmbajtje të lartë të LON, të cilët u zvogëluar deri në 450 μm kur iu nënshtruan sforcimeve prerëse gjatë provës së Jar-Test-it, me një shpejtësi rrotullimi të përzjerësit prej 100 – 200 rrot/min.

Flokët më të vegjël janë më të qëndrueshëm pasi ata nuk ndikohen prej vorbullave në mikroskallë në ujë. (Jarvis & al., 2005), duke patur prirjen të mbarten dhe jo të thyhen prej tyre. LON ndikon në madhësinë e flokut dhe fortësinë e tij duke mbështjellë thërmijat dhe zvogëluar forcat tërheqëse. “ Flokët e formuar në ujra me tregues të lartë ngjyre dhe me përmbajtje të lartë të LON dallohen për strukturën e tyre të dobët në raport me flokët e tjerë “ (Jarvis & al., 2005). Kjo çon në formimin e flokëve më të vegjël të cilët janë lehtësisht të thyeshëm për shkak të mungesës së lidhjeve-urë midis molekulave (Sharp & al., 2006). Po ashtu, literatura tregon se formimi i flokëve varet edhe nga temperatura; në temperatura të ulta ndodh formimi i flokëve më të vegjël, të cilët kanë një ndikim negativ mbi eliminimin e turbiditetit (Fitzpatrick & al., 2004, Matilainen & al., 2005).

Sasia e eliminimit të LON ndikohet shumë nga natyra dhe dozimi i koagulantit (Uyak & al., 2007, Szlachta dhe Adamski, 2009). Literatura në mënyrë të përsëritur tregon se komponimet me PM më të lartë janë më të lehtë për t'u eliminuar gjatë procesit të koagulim/flokulimit (Chang & al., 2001, Edzwald, 1993, Kabsch-Korbutowicz, 2005, Matilainen & al., 2002, Matilainen & al., 2005, Sharp & al., 2006). PM e ulta, fraksioni i HFI i LON ka një densitet ngarkese të ulët dhe për këtë arsye ai është më pak i lehtë për t'u eliminuar nga koagulimi dhe për pasojë, përmbajtja HFI e LON shërben si një indikator

i mirë për përqëndrimin mbetës të *COD* pas trajtimit (Fabris & al., 2006, Sharp & al., 2006). Gjithësesi, LON ndikon mbi kontrollin e qendueshmërisë së thërmijave në rastet e përqëndrimeve të larta të LON, për shkak të ndërveprimeve sterike midis sipërfaqeve të veshura me LON (Walker dhe Bob, 2001). Kur thërmijat janë të më mëdha, forcat tërheqëse të Van der Waals janë më të larta. Shtimi i një shtrese LON, vepron si një forcë shtytëse, duke kundërshtuar forcat tërheqëse të Van der Waals dhe duke stabilizuar thërmijat (Walker dhe Bob, 2001). Megjithatë, ky ndërveprim varet shumë nga përqëndrimi i tipeve të ndryshëm të LON.

Me qëllim përmirësimit e eliminimit të LON HFI me PM të ulët, metodat ekzistuese të koagulimit kanë nevojë të fuqizohen ose të optimizohen. Pjesa që vijon shqyrton përjasjet e përdorura për rritjen e eliminimit të LON pa instaluar teknologji të reja në VTU.

2.5.2 Koagulimi i avancuar

Chow & al., (2004), e kanë përmbledhur objektivin e koagulimit të avancuar si “ modifikimi i procesit të koagulimit me qëllim eliminimin sa më të madh të LON me anë të përdorimit të dozave të larta të koagulantit “ (Chow & al., 2004). Koagulimi i avancuar është mbështetur edhe nga Uyak & al., (2007) dhe Hurst & al., (2004) pasi eliminimi i *COD* u rrit nga 45 % në 76 % në impiant pilot testimi; ai për një kohë të gjatë ka qenë kërkesë e normativës në Shtetet e Bashkuara për eliminimin e prekursorëve të NPD (Edzwald, 1993). Mbidozimi i koagulantit ka një impakt negativ mbi strukturën e flokut, pasi teprica e precipitatit interferon me lidhjet elektrostatische (Bache & al., 1997). Po ashtu, koagulimi i avancuar është më i shtrenjtë për shkak të sasisë së madhe të koagulantit që nevojitet, si për rregullimin e *pH*, ashtu edhe për koagulimin, si dhe të sasisë ë madhe të mbetjeve të ngurta të prodhuara (Cromphout & al., 2008). Mbidozimi i koagulantit është provuar se e rrit eliminimin e LON në krahasim me nëndozimin, por nuk është një alternativë e vlefshme për shkak të kostos dhe mbetjeve të formuara; ai ka një efekt dëmtes mbi neutralizimin e ngarkesës, pra e ul eliminimin efektiv të LON.

2.5.3 Koagulimi optimal

Koagulimi optimal varet kryesisht nga *pH* i koagulimit për të arritur eliminimin optimal të LON, në të cilin kërkesa për koagulant mund të zvogëlohet.

Vlera e pH është një nga faktorët kryesorë për krijimin e kushteve optimale në eliminimin e LON (Gregor & al., 1997). Është e ditur tanimë që vlera e pH optimal qëndron midis 5 – 7 (Kabsch-Korbutowitz, 2005, Gregor & al., 1997, Vilge-Ritter & al., 1996) dhe ky interval mund të ngushtohet më shumë në varësi të tipit të koagulantit. Për shembull, për koagulantët e aluminit, vlera e pH optimal përfshihet midis 6 – 6.5 (Gregor & al., 1997, Qin & al., 2006), ndërsa për sulfatin ferrik, vlera e pH optimal, është 4.5, 5.2 dhe 5.0 (Jarvis & al., 2008, Qin & al., 2006, Gregor & al., 1997); gjithësesi ajo varet nga tipi i burimit të ujit. Në kondita optimale, Qin & al., (2006) kanë arritur një eliminim prej 45 % të COD dhe 97 % të turbiditetit në një ujë të pasur me lëndë organike në Singapor. Gjithësesi, në pH më të lartë se 6, efikasiteti i eliminimit bie nën 20 %. Jarvis & al., (2008) kanë arritur një eliminim shumë të lartë të COD (87 – 89 %) duke përdorur koagulantë me bazë hekur. pH ndikon si në ngarkesën sipërfaqore ashtu edhe në karakterin e thërmijës, për pasojë arrihet një eliminim i lartë i LON, përse u përket komponimeve HFI me PM të vogël, ndërsa kërkesa për koagulant është potencialisht e ulët (Fusheng & al., 2008).

2.5.4 Kontrolli i ngarkesës

Ngarkesa sipërfaqore e thërmijave gjatë koagulimit, është një tregues i mirë i konditave optimale të koagulimit. Potenciali zeta është një matës i ngarkesës sipërfaqore të thërmijës dhe përgjithësisht është i lidhur me qendrueshmërinë e lëndës koloidale në një kuadër të dhënë të karakteristikave të ujit (Sharp & al., 2006). Sharp & al., kanë treguar me sukses që potenciali zeta brenda një intervali nga – 10 mV deri në 3 mV prodhon një efikasitet optimal eliminimi. Jashtë këtij intervali, në përgjithësi potenciali zeta ka një efikasitet më të vogël në eliminimin e LON (figura 2.3). Kushtet optimale realizohen rreth zero mV, të cilat mund të arrihen me ndryshimin e pH dhe/ose të dozës së koagulantit (Ratnaweera & al., 1999).

Potenciali zeta tregon qartë për një ndikim të rëndësishëm në efikasitetin e eliminimit të LON gjatë koagulimit dhe mund të përcaktojë efektivitetin e çdo sistemi të veçantë gjatë një periudhe kohe specifike; gjithësesi matja e potencialit zeta shpesh është e vështirë për t'u realizuar në praktikë dhe mund të kërkonte një monitorim të vazhduar të performancës së sistemit. Po ashtu, potenciali zeta nuk mund të quhet si i vetmi tregues i performancës së koagulimit, pasi ai tregon vetëm gjendjen e qëndrueshmërisë koloidale të sistemit, por

jo sasinë e koagulantit të nevojshëm për destabilizimin koloidal (Ratnaweera & al., 1999).

2.5.5 Koagulimi me dy stade

Një përdorim tjetër në praktikat ekzistuese të trajtimit, mund të jetë koagulimi me dy stade në të cilin proceset e koagulim/flokulimit zbatohen dhe optimizohen në mënyrë individuale. Stadi i parë i koagulimit ka si synim eliminimin e substancave humike, zakonisht në një pH të ulët, 4.8 – 5.1. Stadi i dytë i koagulimit kryhet për eliminimin e thërmijave në një pH shumë më të lartë, 8.0 – 8.5 (Carlson dhe Gregory, 2000). Nga rishikimi i literaturës mbi koagulimin me dy stade nga Fearing & al., (2004), është vërejtur se eliminimi rritet nga 50 % deri 90 % dhe është më efektiv në ujra të pasura me lëndë humike. Problemi qëndron në eliminimin e ulët të fraksionit të acideve fulvike dhe HFI neutrale, i cili çon në një ulje jo të rëndësishme të potencialit të formimit të THM (Fearing & al., 2004). Gjithësesi, koagulimi me dy stade, në mjaft raste, nuk e rrit trajtueshmërinë e ujit, duke rezultuar në përmirësimin e performancës së filtrave dhe zgjatjen e kohës së punës së tyre, por nga ana tjetër ka një përmirësim jo të rëndësishëm në eliminimin e LON HFI me PM të ulët në raport me metodat ekzistuese të koagulimit dhe flokulimit.

2.5.6 Karboni aktiv granular (CAG)

Karboni aktiv është absorbuesi primar që përdoret në trajtimin e ujrave, dhe veçanërisht ai përdoret për eliminimin e erërave dhe shijeve dhe pesticideve (Bond & al., 2011). Media filtruese e CAG përbëhet nga druri, qymyri, lëvozhga kokosi ose torfa. Aktivimi i tij realizohet nëpërmjet procesit të djegies për të prodhuar një mjedis me porozitet dhe me një sipërfaqe specifike të lartë për absorbimin e LON (Hall dhe Hyde, 1992). Eliminimi i prekursorëve të LON me anë të absorbimit mbi CAG, fillimisht ka bërë të mundur eliminimin e COD në masën 80 %, eliminimin e prekursorëve të THM në masën 95 % dhe të prekursorëve të AHA në masën 89 % (Jacangelo & al., 1995). Këto rezultate u arritën pas një kohe përdorimi më të gjatë se koha mesatare e punës (21 minuta); kapaciteti trajtues u zvogëluar në 42 % për eliminimin e COD , me 40 % për prekursorët e THM dhe me 71 % për prekursorët e AHA pas 250 ditëve (Jacangelo & al., 1995). CAG është gjithashtu efektiv në eliminimin e NPD të formuar gjatë fazave të preozonimit ose preklorimit (Sani & al., 2008, Babi & al., 2007). Zakonisht CAG përdoret në shtretër

filtrues pas filtrave të rërës; përgjithësisht përdoret për ujrë të tokave të ulta, ndërsa në VTU në tokat e larta, ku ngjyra, turbiditeti dhe eliminimi i lendës organike mund të jenë brenda normave të kërkuara, përdorimi i tij mund të mos jetë i nevojshëm (Hall dhe Hyde, 1992).

Historikisht, literatura lidhur me eliminimin e fraksioneve specifike të LON me anën e CAG, synon drejt eliminimit preferencial të molekulave të vogla ose të mesme (Matilainen et al., 2002, Vuorio et al., 1998) pasi pore të mëdha të CAG janë më pak të arritshme nga komponimet me PM të lartë (Bond et al., 2011).

Në të kundërt, studime nga Sani (2008), Gur-Reznik & al., (2008) dhe Cromphout & al., (2008), kanë treguar një efikasitet të ulët të eliminimit të fraksionit HFI të LON. Gur-Reznik & al., (2008), kanë përshkruar se si efikasiteti i eliminimit ulet konsiderueshëm pas një numri të vogël vëllimesh shtrati. Kjo është në përputhje me atë çka është vërejtur gjatë provave pilot me CAG nga Vuorio & al., (1998) ku adsorbimi i thërmijave më të mëdha, ishte më i lartë në kollona të sapogjeneruara, ndërsa gjatë lodhjes së kollonës së CAG, molekulat më të vogla nuk kapeshin nga kollona. Po ashtu, sasia e fraksioneve molekulare më të vogla rritej në mënyrë rastësore, duke sugjeruar praninë e CAG të imët në mostrat e marra pas kalimit në CAG (Vuorio & al., 1998). Media e CAG ka një kohë të kufizuar jetëgjatësie, por në varësi nga cilësia e ujit dhe ngarkesa në COD, kapaciteti mbajtës mund të shkojë deri në një vit (Hall & Hyde, 1992). Prania e CAG të imët mund të jetë një aspekt i cili kërkon studime të mëtejshme, por përse i përket eliminimit të COD, ai mbetet një proces vital në VTU.

Tabela 2.1 - Metodatat e karakterizimit të LON. Përparësitë dhe të metat e tyre (përshtatur nga Matilainen & al., 2001)

Metoda e karakterizimit	Lloji i analizës	Fusha e veprimit	Përparësitë	Të metat
Karakterizimi paraprak	<i>COT & COD</i>	Përcaktimi i përmbajtjes së karbonit organik total dhe karbonit organik të tretur në ujë (pas kalimit në filtër 0.45 µm)	E lehtë në përdorim, pajisje analitike jo të shtrenjta. Mund të përdoret si një metodë on-line	Jep vetëm informacion sasior
	Absorbanca ultraviolet	Matja sasiore e të gjitha komponimeve në mostër që absorbojnë dritën UV	E thjeshtë dhe e shpejtë	Jo të gjitha komponimet janë dritë absorbuese. Metodë e ndjeshme ndaj mjedisit kimik (p.sh <i>pH</i> dhe fortësisë jonike)
Karakterizimi i masës	GK	Fraksionimi i LON në bazë të masës molekulare e komponimeve organike të pranishme	E shpejtë, e ndjeshme, nuk ka nevojë për paraekstraktim	Efekte ngarkese gjatë matjeve (kollonë/LON, eluat/LON), zgjedhje e dedektorit dhe standartit të duhur. E praktikueshme zakonisht vetëm në laborator
Identifikimi kimik dhe sjellja	Fraksionimi me rëshira	Izolimi i fraksioneve të LON në bazë të karakterit aromatik	Proces i shpejtë, karakterizim bazik i LON	Nevojë për t'u kombinuar me <i>COD</i> , jep vetëm informacione sasiore. Ndryshime kimike dhe fizike të LON
	GKSM	Përcaktimi i cilësive molekulare dhe strukturale të komponimeve të LON	E ndjeshme, e shpejtë, specifike	Reaksione termale të padëshiruara. Interpretim i vështirë i të dhënave për shkak të kompleksitetit të LON
	¹³ C NMR	Strukturat karboksilike të LON	Mund të përdoret në mostra të ngurta dhe të lëshme, mjet i fuqishëm karakterizimi	Më pak e ndjeshme ndaj karbonit se ¹ H LON ndaj hidrogjenit. Mostrat e LON duhen izoluar në gjendje të ngurtë për matje NMR
Shënja spektrale	Spektroskopia me fluoreshencë		Ndjeshmëri dhe selektivitet më të mirë se UV, mjet i shpejtë analize	Kërkon analizë të dhënash, shënjat e HFI janë të maskuara

Tabela 2.2 – Udhëzime mbi ASUV lidhur me natyrën e LON dhe eliminimin e pritshëm të COD (Edzwald & Tobiason, 1999)

ASUV (l/mg.m)	Përbërja	Koagulimi	Eliminimi i COD
> 4	Kryesisht substanca humike ujore, hidrofobicitet i lartë, masë molekulare e lartë	Kontrolle të LON, eliminim i mirë i COD	> 50 % për aluminin, lehtësisht më e lartë për hekurin
2 - 4	Përzjerje e substancave humike dhe LON të tjera, përzjerje e LON hidrophile dhe hidrofobe, përzjerje e masave molekulare të ndryshme	Ndikim i LON, eliminim jo i mirë i COD	25 - 50 % për aluminin, lehtësisht më e lartë për hekurin
< 2	Kryesisht lendë jo humike, hidrofobicitet i ulët, masë molekulare e ulët	Ndikim i vogël i LON, eliminim i ulët i COD	< 25 % për aluminin, lehtësisht më e lartë për hekurin

Tabela 2.3 – Pike tipike të fluoreshencës në ujrat natyrore (Matilainen & al., 2011)

Intervali i eksitimit (mm)	Intervali i emetimit (mm)	Tipi i komponimit	Referencat
270 - 280	310 - 320	Të ngjashme me tirozinën, të ngjashme me proteinën	(Coble, 1996, Baghoth & al., 2009)
270 – 285 (220 – 235)	340 - 360	Të ngjashme me triptofanin, të ngjashme me proteinën	(Coble, 1996, Baker & al., 2008, Spencer & al., 2007, Hudson & al., 2008)
320 - 350	400 - 450	Të ngjashme me komponimet fulvike	(Spencer & al., 2007, Baker & al., 2009)
330 - 390	420 - 500	Të ngjashme me komponimet humike	(Coble, 1996, Spencer & al., 2007, Baghoth & al., 2009)

Tabela 2.4 – Përmbledhje e analizave së koloideve dhe nanothërmijave mjedisore

Tipi i analizës	Përshkrimi i analizës	Rekomandimi i përdorimit
DLS	Matja e madhësisë së thërmijave dhe diametrit hidrodinamik dhe si thërmija difuzion në ujë. Jep masën e potencialit agregues	Mjet i shpejtë analize që mund të japë të dhëna mbi madhësinë mesatare të thërmijave, por jo i rekomanduar për mostra polidisperse. Në analizën e mostrave ujore, përdorimi më i mirë është për matjen e aftësisë agreguese
MFA	Teknikë imazherie për matjen e forcave të dobëta gjatë ndërveprimit të atomeve ose molekulave, duke dhënë një imazh të sipërfaqes së thërmijës	Teknika kërkon një përgatitje ekstensive të mostrës, gjithësesi mund të japë një imazh të detajuar të madhësisë dhe formës së thërmijës
AGN	Madhësia e thërmijës dhe numri përcaktohen duke përdorur një burim drite lazer për ndriçimin e thërmijave dhe matjen duke përdorur lëvizjen Browniane	Teknika kërkon përgatitjen e mostrës. Resultatet japin të dhëna mbi shpërndarjen e thërmijave dhe përqëndrimin e tyre dhe drejtimin e shpejtësive. Gjithashtu mund të gjurmojë lëvizjen e thërmijave në kohë reale

Tabela 2.5 – NPD e prodhuara gjatë dezinfektimit (përshtatur nga Sadiq & Rogriguez, 2004)

Klasa e NPD	Shembulli i përgjithshëm	Klori	Ozoni	ClO_2	Kloraminat
Trihalometanet (THM)	Kloroformi	√ ^a	√ ^b		√
Haloalkane të tjera		√			
Haloalkene		√			
Acide haloacetike (AHA)	Acidi kloroacetik	√			√
Acide haloaromatike		√			
Acide halomonokarboksilike të tjera		√			√
Acide halokarboksilike të pangopur		√			√
Acid halodikarboksilik		√			√
Acid halotrikarboksilik		√			
MX dhe analoge		√		√	√
Halofurnaone të tjera		√			
Haloketone		√	√	√	
Haloacetonitrile (HAN)	Kloroacetonitrili	√	√		
Halonitrile të tjera	Kloruri i cianogjenit	√			√
Haloaldehid	Kloral hidrati	√			√
Haloalkole		√			√
Fenole	2-Klorofenoli	√	√		
Halonitrometan	Kloropikrina	√			
Komponime inorganike	Bromati, Hipobromiti, Kloriti dhe Klorati, etj.		√	√	
Aldehid alifatik	Formaldehidi	√	√	√	
Aldehyde të tjera		√	√	√	
Ketone (alifatike dhe aromatike)	Acetoni	√	√	√	
Acide karboksilike	Acidi acetic	√	√	√	
Acide aromatike	Acidi benzoik	√	√	√	
Aldo dhe ketoacide			√	√	
Acide hidroksi		√	√	√	
Të tjera		√	√	√	√

N.B: Klasat kryesore të NPD janë shënuar me të zehtë.

^aPër katër trihalometane ka rregullore, por në se përfshihen edhe iodometanet, atëherë janë nëntë komponime.

^bBromoformi prodhohet vetëm në se joni bromid është i pranishëm.

Tabela 2.6 – Përmbledhje e impakteve të cilësisë së ujit dhe variablave të trajtimit mbi formimin e THM dhe AHA (përshtatur nga Amy & al., 2000, Bond & al., 2009, Bougeard & al., 2008, Brown, 2009)

Variabli	Impakti mbi THM	Impakti mbi AHA
Koha e kontaktit	Rritje eksponenciale me rritjen e kohës së kontaktit. Formim i shpejtë < 5 h. 90 % formim në 24 h. Niveli maksimal pas 96 h.	Rritje eksponenciale me rritjen e kohës së kontaktit. Formim i shpejtë < 5 h. 90 % formim në 24 h. Niveli maksimal pas 150 h.
Doza e dezinfektantit	Rritje e shpejtë eksponenciale pas kërkesës së <i>COT</i> për dozë. Niveli maksimal 2.0 mg/l për <i>COT</i> 2.0 mg/l.	Rritje eksponenciale pas kërkesës së <i>COT</i> për dozë. Niveli maksimal 2.0 mg/l.
<i>pH</i>	Rritje eksponenciale me rritjen e <i>pH</i> dhe <i>pH</i> maksimal i mundshëm. Jo efekte positive për <i>pH</i> > 9.5.	I përzierë, <i>pH</i> maksimal i mundshëm për DCAA dhe DBAA. Në ujrat e ulta niveli i AHA ulet me rritjen e <i>pH</i> .
Temperatura	Rritje lineare me rritjen e temperaturës (10 – 30 °C, 15 – 25 % rritje).	Rritje me rritjen e temperaturës
<i>COT</i>	Rritje me rritjen e <i>COT</i> ; përmbajtja e prekursorit e rëndësishme. Acidet humike më reaktivë se acidet fulvike.	Varësi nga përbërja e lendës organike, jo nga <i>COT</i> në tërësi.
AUV ₂₅₄	Rritje me rritjen e absorbimit UV; përmbajtja e prekursorit e rëndësishme. Aromaticiteti i <i>COT</i> është më i rëndësishëm.	Korrelacion i kufizuar me UV, formim i AHA i lidhur me komponimet HFI (aminoacide, acide aspartike dhe triptofan) të cilat nuk identifikohen me UV ₂₅₄ .
Bromidet	Luhatje midis specieve të bromuara.	Luhatje midis specieve të bromuara, sidomos në ujrat e ulta.
Alkaliniteti	Jo efekt i dukshëm	Jo efekt i dukshëm
Strategjitë e minimizimit	Eliminimi i <i>COT</i> , minimizimi i klorit mbetës, dezinfektantë alternativë, kontrolli i <i>pH</i> , minimizimi i kohës së kontaktit.	Eliminimi i <i>COT</i> , minimizimi i klorit mbetës, dezinfektantë alternativë, kontrolli i <i>pH</i> , minimizimi i kohës së kontaktit.

Tabela 2.7 – Limitet normativë për Mbretërinë e Bashkuar, Shtetet e Bashkuara dhe vlerat udhëzuese të O.B.SH për THM dhe AHA

NPD	Inspektoriati i Ujit të Pijshëm (mg/l)	Direktiva EU për ujin e pijshëm (mg/l)	USEPA (mg/l)	Vlerat udhëzuese të USEPA (mg/l)	Vlerat udhëzuese të O.B.SH (mg/l)
THMT	0.1	0.1	0.08	-	-
Kloroform	-	-	-	0.07	0.20
Klorodibromid	-	-	-	0.06	0.06
Bromodiklorid	-	-	-	0	0.10
Bromoform	-	-	-	0	0.10
AHA₅			0.06		
Acid dikloroacetik	-	-	-	0.00	0.05
Acid trikloroacetik	-	-	-	0.02	0.02
Acid kloroacetik	-	-	-	0.07	-
Acid bromoacetik	-	-	-	0	-
Acid dibromoacetik	-	-	-	0	-
Bromat	-	0.01	0.01	0	0.01
Klorit	-	-	1.0	80	0.7

Tabela 2.8 – Karakteristikat e koagulantëve (përshtatur nga Matilainen & al., 2010, Duan dhe Gregory, 2003)

Klasa kimike	Kimikati	Avantazhet	Disavantazhet
Kripëra metalike hidrolizuese	Alumini (sulfati i aluminit)	Standart në koagulim/flokulim; Eliminim më i mirë i turbiditetit se hekuri; Kërkesë më e ulët doze dhe prodhimi i vogël llumrash.	Përzjerja e shpejtë është kritike për funksionimin normal; <i>pH</i> jo optimal çon në kërkesë për doza të tepërta dhe zakonisht nevojitet aditiv alkaline për arritjen e <i>pH</i> optimal; Performanca ulët në temperatura të ulta; Lidhje e mundshme me sëmundjen Alzheimer.
	Kloruri ferrik Sulfati ferrik	Më pak i ndjeshëm ndaj temperaturës se alumini; Prodhim llumrash më kompaktë; Eliminimi i molekulave të madhësisë mesatare jo më efektiv se alumini.	Përzjerja e shpejtë është kritike për funksionimin normal; Më efektiv në <i>pH</i> 4.5 – 6.0; Sulfati dhe/ose kloruri në ujin e trajtuar rrisin korrozivitetin; Zakonisht nevojitet aditiv alkaline për arritjen e <i>pH</i> optimal.
Kripëra metalike të prehidrolizuara	PCIA/PCA (poliklorur alumini)	Nuk kërkon aditiv alkaline për koagulim në ujin e patrajtuar.	Zakonisht kërkon një proces prodhimi <i>in situ</i> për përgatitjen e kripërave metalike të prehidrolizuara nga alumini;
	Sulfat polialumini	Shumë pak i ndjeshëm ndaj temperaturës dhe <i>pH</i> se sa alumini dhe hekuri; Prodhim më i ulët llumrash.	Ndikim i lartë nga speciet e formuara nga hidroliza e koagulantit;
	Klorur poliferrik	Floku është më i fortë dhe i madh; I përshtatshëm për tregues ngjyre të lartë.	Zakonisht kërkon një proces prodhimi <i>in situ</i> për përgatitjen e kripërave metalike të prehidrolizuara nga hekuri.
Elektrokoagulim		Efektiv në çdo temperaturë; Eliminon ngarkesat më të vogla të thërmijave.	Konsum i lartë energjiek i cili rritet me përqëndrimin e LON.
Polielektrolitë organike	PDADMAC CPAMs Kitosan	Eliminim me efektivitet i fraksionit HFO të LON; Sasi të vogla llumi të cilat dehidratoohen me lehtësi.	Kosto e lartë dhe efekte toksike; Formim flokësh të vegjël.
Anionikë	APAMs	Përmirësim i eliminimit të LMM	Jo aq efektiv sa polimerët kationikë

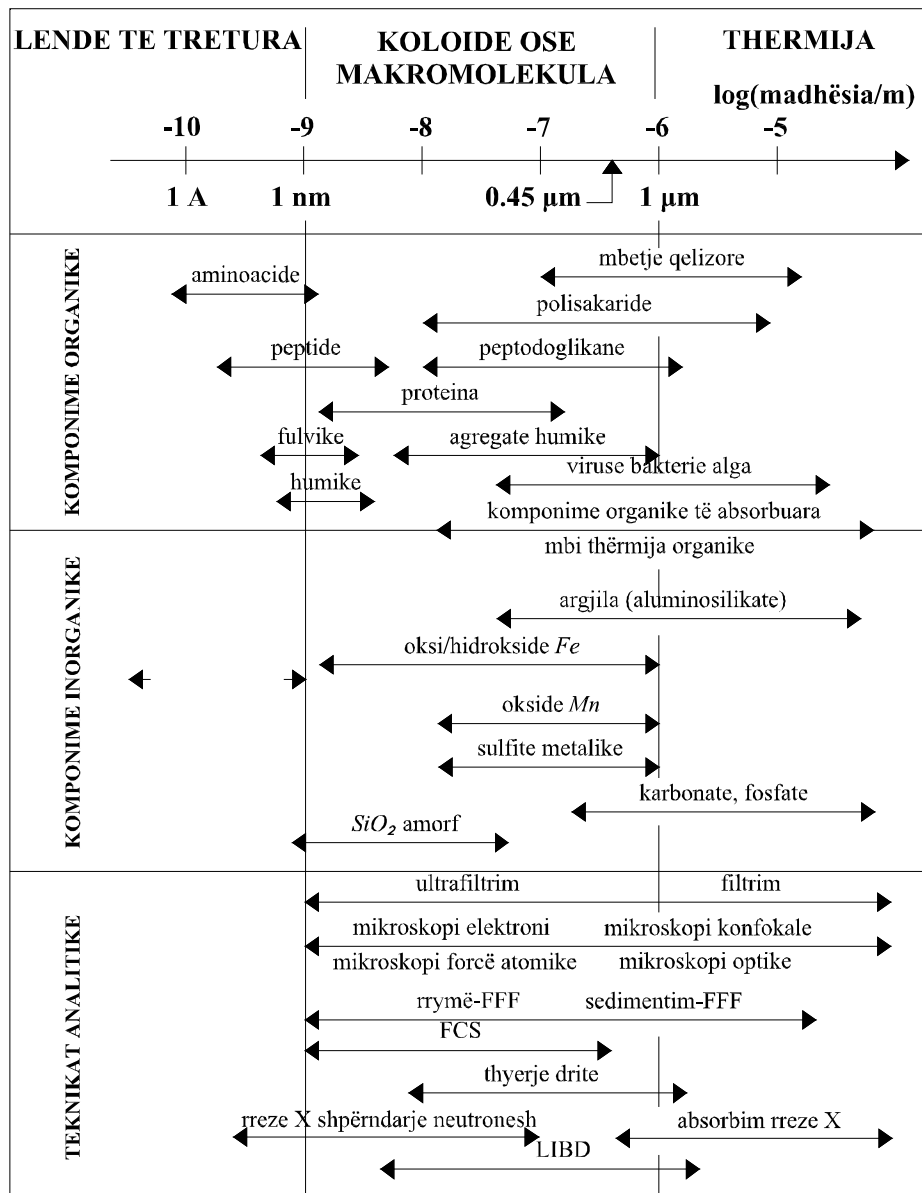


Figura 2.1 – Shpërndarja e fraksioneve sipas madhësisë

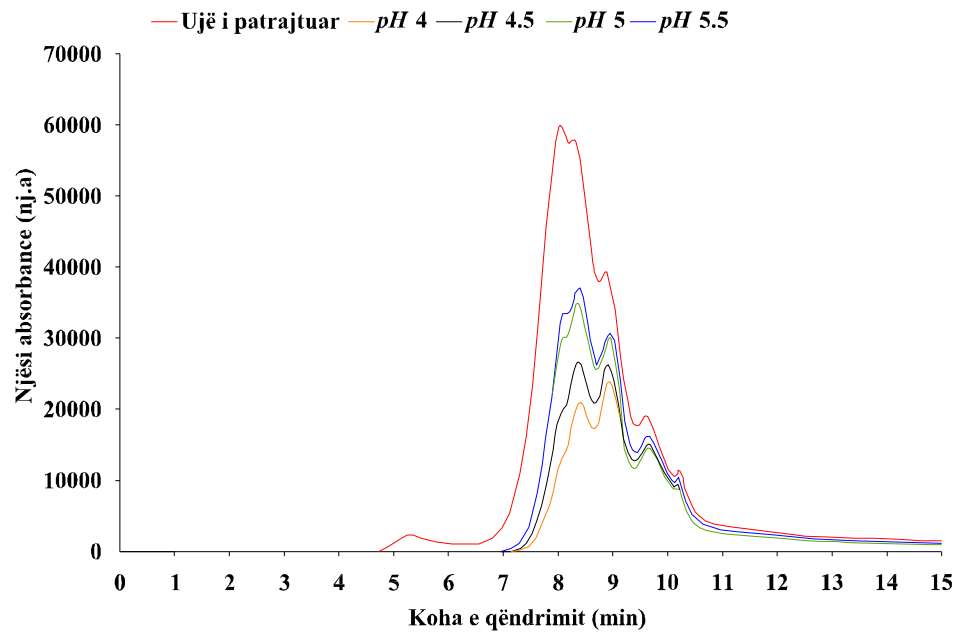


Figura 2.2 – Kromatogramë GK për eliminimin e lendës organike në intervalin $4 < pH < 5.5$

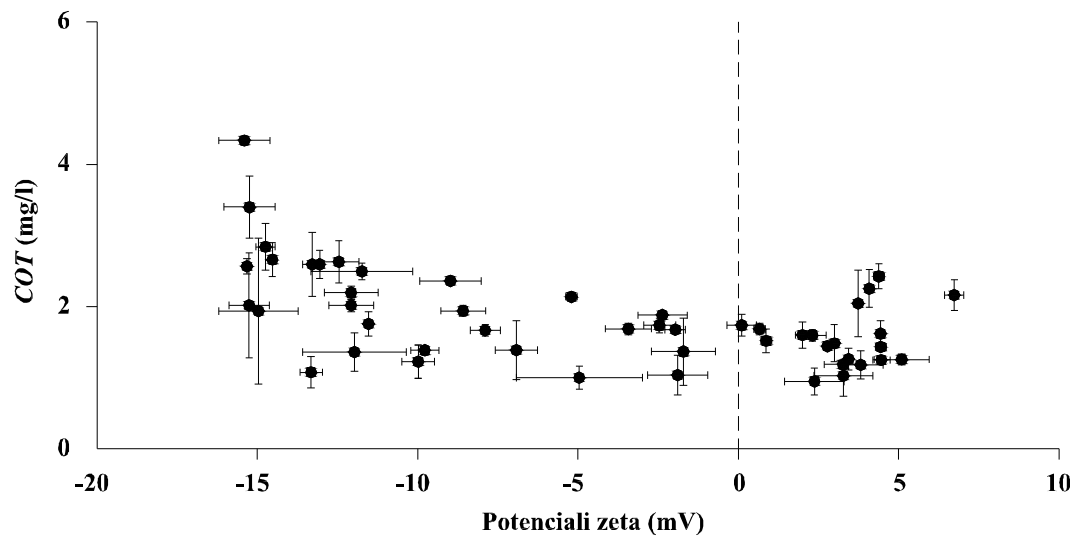


Figura 2.3 – Varësia e *COT* mbetës ndaj potencialit zeta (Sharp & al., 2005)

KAPITULLI III. TIPET E NDRYSHME TË IMPIANTEVE TË TRAJTIMIT TË UJRAVE SIPËRFAQSORË. DOMOSDOSHMËRIA E FLEKSIBILITETIT TË TYRE NË FUNKSION TË CILËSISË SË BURIMIT. TESTET LABORATORIKË

3.1 KONSIDERATA TË PËRGJITHSHME

Megjithëse fillimi i shekullit të 21^{-të}, në fushën e trajtimit të ujrave për konsum, është periudha e zhvillimit të proceseve me membranë, trajtuesve të ujit do t'u duhet të përdorin, edhe për disa dhjetëvjeçarë të tjerë, impiantet tradicionale ekzistuese. Gjithësesi, ata duhet vazhdimisht të rehabilitohen, d.m.th të transformohen dhe të plotësohen me teknika moderne dhe më të përshtatshme ndaj kërkesave të cilësisë.

Përcaktimi i impiantit më të mirë të trajtimit të ujrave sipërfaqore për të prodhuar një ujë konsumi në përputhje me normat në fuqi, nuk është gjithmonë i lehtë për disa arsye:

- Burimet e ujrave sipërfaqore shumë rrallë mund të jenë të një cilësie shumë të mirë. Klasat 1A dhe 1B të përcaktuara sipas klasifikimit europian të ujrave, zenë gjithnjë e më shumë një përqindje më të vogël në krahasim me klasën 2 (e cila lejon prodhimin e ujit të pijshëm vetëm pas një trajtimi shumë të avancuar) që përbën përqindjen më të madhe.
- Normat mbi ujrat e konsumit janë të rrepta (krahasuar me përbërësit e tjerë të ushqimit të popullsisë) dhe është gjithnjë e më e vështirë për t'i kënaqur.
- Konsumatorët po bëhen gjithnjë e më shumë ekzigjentë lidhur me shijen e ujit dhe kërkesa e tyre për ujra minerale i detyron trajtuesit e ujit të prodhojnë një ujë pa shije të keqe dhe sidomos pa shije klori. Në bazë të normave të shëndetit publik, trajtuesi i ujit duhet patjetër të dezinfektojë ujin përpara dhe gjatë shpërndarjes (përveç rasteve të jashtëzakonshme). Për pasojë, mungesa e shijes së klorit nuk mund të përftohet veçse nëpërmjet shtimit të sasive të vogla të klorit dhe derivateve të tij, pra duke patur një ujë të një cilësie shumë të mirë, gjë që imponon një trajtim efikas.

- Proceset e disponueshëm janë gjithnjë e më shumë të larmishëm dhe funksioni i tyre nuk është i vetëm. Disa prej tyre, në fakt, mund të kënaqin totalisht ose pjesërisht shumë objektiva cilësie, edhe pse kushtet optimale të funksionimit mund të mos jenë në përputhje me këto objektiva të ndryshëm.
- Testet laboratorikë paraprakë, për përcaktimin e një impianti, në disa raste janë të komplikuar dhe të vështirë dhe analizat në përfundim të këtyre testeve janë shpesh të kushtueshme dhe jo gjithmonë të besueshme.

Tabela 3.1 - Kriteret e vlerësimit global të cilësisë së ujrave sipërfaqësorë

	Parametrat	1A	1B	2	3
OX	Konduktiviteti $\mu\text{s}/\text{cm}$ në 20° C	≤ 400	400 - 750	750 - 1500	1500 - 3000
	Temperatura	≤ 20	20 - 22	22 - 25	25 - 30
	<i>pH</i>	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5	6 - 9	5.5 - 9.5
	<i>LS</i> (mg/l)	≤ 30	≤ 30	≤ 30	30 - 70
	O_2 i tretur (mg/l)	> 7	5 - 7	3 - 5	të ruhet
	O_2 i tretur në % të ngopjes	$> 90\%$	70 - 90	50 - 70	gjithmonë mjedis aerobie
	<i>DBO₅</i> (mg/l)	≤ 3	3 - 5	5 - 10	10 - 25
Oksidueshmëria (mg/l)	≤ 3	3 - 5	5 - 8		
<i>DCO</i> (mg/l)	≤ 20	20 - 25	25 - 40	40 - 80	
N	<i>NH₄</i> (mg/l)	≤ 0.1	0.1 - 0.5	0.5 - 2	2 - 8
	<i>NO₃</i> (mg/l)			< 44	44 - 100
	<i>N_{total}</i> (Kjedahl)	≤ 1	1 - 2	2 - 3	
T	<i>Fe</i> (mg/l)	≤ 0.5	0.5 - 1	1 - 1.5	
	<i>Mn</i> (mg/l)	≤ 0.1	0.1 - 0.25	0.25 - 0.50	> 1.7
	<i>F</i> (mg/l)	≤ 0.7	0.7 - 1.7	0.7 - 1.7	> 1
	<i>Cu</i> (mg/l)	≤ 0.02	0.02 -	0.05 - 1	
	<i>Zn</i> (mg/l)	≤ 0.5	0.05	1 - 5	> 5
	<i>As</i> (mg/l)	≤ 0.01	0.5 - 1	0.01 - 0.05	> 0.05
	<i>Cd</i> (mg/l)	≤ 0.001	≤ 0.01	≤ 0.001	> 0.001
	<i>Cr</i> (mg/l)	≤ 0.05	≤ 0.001	≤ 0.05	> 0.05
	<i>CN</i> (mg/l)	≤ 0.05	≤ 0.05	≤ 0.05	> 0.05
	<i>Pb</i> (mg/l)	≤ 0.05	≤ 0.05	≤ 0.05	> 0.05
	<i>Se</i> (mg/l)	≤ 0.05	≤ 0.05	≤ 0.05	> 0.05
	<i>Hg</i> (mg/l)	≤ 0.01	≤ 0.05	≤ 0.01	> 0.01
	<i>Hg</i> (mg/l)	≤ 0.01	≤ 0.01	≤ 0.0005	> 0.0005
	Fenolet (mg/l)	≤ 0.0005	≤ 0.0005	0.001 - 0.05	0.05 - 0.5
Detergjentët (mg/l)	≤ 0.2	≤ 0.2	0.2 - 0.5	> 0.5	
	< 0.2	0.2 - 0.5	0.5 - 1	> 1	
B	Koliformët (të numruar për 100 ml)	≤ 50	50 - 5000	5000 - 50000	
	Esch. Coli (të numruar për 100 ml)	≤ 20	20 - 2000	2000 - 20000	
	Strep. fek (të numruar për 100 ml)	< 20	20 - 1000	1000 - 10000	
IB	Ndryshimi midis treguesit biotik në raport me treguesin normal	1	2 ose 3	4 ose 5	6 ose 7

3.2 TIPET KRYESORË TË UJRAVE SIPËRFAQSORË

Në përgjithësi, dallohen dy tipe të mëdha ujrash sipërfaqësorë:

1. Ujra të forta dhe mesatarisht të forta, me përqëndrime të ulta të lëndës organike. Janë ujra lumenjsh, të cilat si gjithë ujrash rrjedhëse mund të ndoten nga azoti amoniakal, nitratat dhe pesticidet.
2. Ujra të buta dhe shumë të buta, përgjithësisht të pasura në lëndë organike, të cilat mund të jenë rrjedhëse ose të ndenjura me përmbajtje mikrondotësash të ndryshëm, të cilët lejojnë diferencimin e tyre në dy nënklasa:
 - Rrjedhje ujore të cilat mund të ndoten nga ndotësa si rezultat i aktivitetit njerëzor, si pesticidet, nitratat, ose ndonjëherë azoti amoniakal (në dalje të qyteteve). Në burimin e tyre, disa prej këtyre ujrave mund të jenë të paprekura nga çdo lloj ndotje duke përfshirë edhe lëndën organike natyrore.
 - Ujrash e rezervuarëve të cilat, për shkak të fenomeneve të eutrofizimit, janë të ngarkuara në hekur dhe manganez me origjinë natyrore, shpesh të përqëndruara në azot amoniakal dhe të pasura në alga.

Tabela e mëposhtme paraqet tre tipet e ujrave (A, B dhe C) me prirjet e parametrave analitikë më të rëndësishëm për trajtimin e tyre:

Tabela 3.2 – Tipet e ujrave sipërfaqësorë

Parametrat	Ujra të forta Lumenj (tipi A)	Ujra të buta	
		Lumenj (tipi B)	Rezervuare (tipi C)
<i>pH</i>	i qëndrueshëm (midis 7.5 dhe 8.5)	variabël (deri në 10)	variabël (deri në 10)
Mineralizimi	i lartë (<i>TAC</i> dhe <i>TH</i> = 15 – 25 °F)	i ulët (<i>TAC</i> dhe <i>TH</i> = disa °F)	i ulët (<i>TAC</i> dhe <i>TH</i> = disa °F)
Përmbajtja në lëndë organike	e ulët (1 – 5 ppm)	e lartë (deri në 10 – 15 ppm)	e lartë (deri në 25 ppm)
Mundësia e ndotjes nga NH_4^+	mesatare	mesatare	e lartë
Mundësia e ndotjes nga NO_3^-	e lartë	e lartë	e ulët
Mundësia e ndotjes nga pesticidet	e lartë	e lartë	e ulët
Përmbajtja në hekur dhe manganez	e lartë	e ulët deri mesatare	e lartë
Zhvillimi i algave	i ulët	i lartë	i lartë

3.3 UJRAT E REZERVUARËVE

Në përgjithësi, ujrat e rezervuarëve, përbëjnë një basen të vërtetë dekantimi, me qarkullim të ngadaltë, në të cilin grumbullohen sedimente dhe lëndë ushqyese. Në pjesën më të madhe të kohës, ata janë në një gjendje të avancuar eutrofizimi. Azoti mund të jetë i pranishëm në forma minerale (nitrite, nitrate, dhe sidomos azot amoniakal) dhe organike (amina, acide të aminuara dhe proteina); fosfori, në formë thërmijore ose të tretur (fosfate, polifosfate, organike); karboni, në formën e dyoksidit të karbonit, bikarbonateve (sasi të ulta) dhe lëndëve organike biodegradabël (përmbajtje e lartë).

Kjo ngarkesë totale në lëndë ushqyese vjen nga rrjedhjet që derdhen në rezervuar, nga errozioni dhe shplarja e tokave bujqësore, të cilave u shtohen fosfori, azoti dhe metalet të cilët rikalojnë në gjendje të tretur si rezultat i dekompozimit të sedimenteve. Konsumi i oksigjenit të tretur në fundin e rezervuarit çon në solubilizimin e hekurit dhe fosforit, gjë që favorizon eutrofizimin.

3.4 PROTOKOLLI ANALITIK

Rregullorja higjieno-sanitare për kontrollin e cilësisë së ujit të pijshëm (miratuar nga Këshilli i Ministrave me Vendimin nr. 145, datë 26 shkurt 1998), përcakton disa tipe analizash për burimet, prodhimin dhe shpërndarjen e ujit të pijshëm (cf. Aneksi III-1: Modalitetet e kontrollit të cilësisë së ujit të pijshëm për shpërndarjen publike).

Kështu, për burimet dhe prodhimin e ujit, emërtesa dhe frekuenca minimale e analizave të kontrollit duhet të respektojnë elementët që figurojnë në tabelën e mëposhtme:

Tabela 3.3 – Frekuenca minimale e analizave të kontrollit

Parametrat	Frekuenca e burimit (për njësi mostre)	Frekuenca pas trajtimit (për njësi teknike të trajtimit)
Ngjyra, era, shija (përcaktim cilësor)	1/ditë	1/ditë
Temperatura	1/ditë	1/ditë
<i>pH</i>	1/ditë	1/ditë
Përcjellshmëria	1/ditë	1/ditë
Turbiditeti	1/ditë	1/ditë
Klori i lirë mbetës	-	2/ditë
E. coli	1/ditë	2/ditë
Streptokoku fekal	1/ditë	2/ditë

Ndërsa për shpërndarjen, mostrat për analizat e ujit merren në këto pika:

- në dalje të rezervuarëve grumbullues;
- në pikat e caktuara në rrjetin shpërndarës kryesor;
- në rubinetin e konsumatorëve.

Numri minimal i pikave të marrjes së mostrave, duke përjashtuar rezervuarët grumbullues, jepet nga tabela e mëposhtme:

Tabela 3.4 – Numri minimal i pikave të marrjes së mostrave

Popullata e lidhur me rrjet ujësjellësi	Numri minimal i pikave të marrjes së mostrave
deri 15000 banorë	5
nga 15000 deri 30000 banorë	10
nga 30000 deri 60000 banorë	15
nga 60000 deri 90000 banorë	20
90000 banorë	25

3.5 TESTET E ZGJEDHJES SË IMPIANTIT

Përpara se të përcaktohet impianti i trajtimit të një uji sipërfaqësor, e cila do t'i propozohet shfrytëzuesit ose konstruktorit, duhet gjithmonë të realizohet një studim në laborator, mbi trajtueshmërinë e ujit. Rezultatet e këtij studimi, në se është e mundur, duhet të konfirmohen nga një studim i dytë në një impiant pilot ose në një pjesë të impiantit real (në rastin e një rehabilitimi me ndryshim të reaktivëve, për shembull). Qëllimi i këtij paragrafi është paraqitja e metodologjisë që duhet ndjekur për kryerjen e testeve laboratorikë.

Një impiant i trajtimit të ujit sipërfaqësor, është gjithmonë i ndërlikuar, pasi ai në mënyrë të paevitueshme, përmban shumë etapa trajtimi. Impianti bazë është i përbërë gjithmonë (përveç rasteve shumë të jashtëzakonshme) nga një koagulim-flokulim (ndonjëherë i paraprirë nga një oksidim), i pasuar nga një kthjellim dhe në fund një dezinfektim. Etapat e tjera, (oksidimi i ndërmjetëm dhe filtrimi mbi CAG ose filtrim mbi membranë) nuk janë veçse etapa rifiniture, të përdorura qoftë për të rritur eliminimin e lëndës organike, qoftë për të eliminuar mikrondotësat. Riminalizimi (ose dekarbonatizimi) nuk është gjithmonë i nevojshëm, për më tepër vendi i tij nuk është detyrimisht në fund të impiantit.

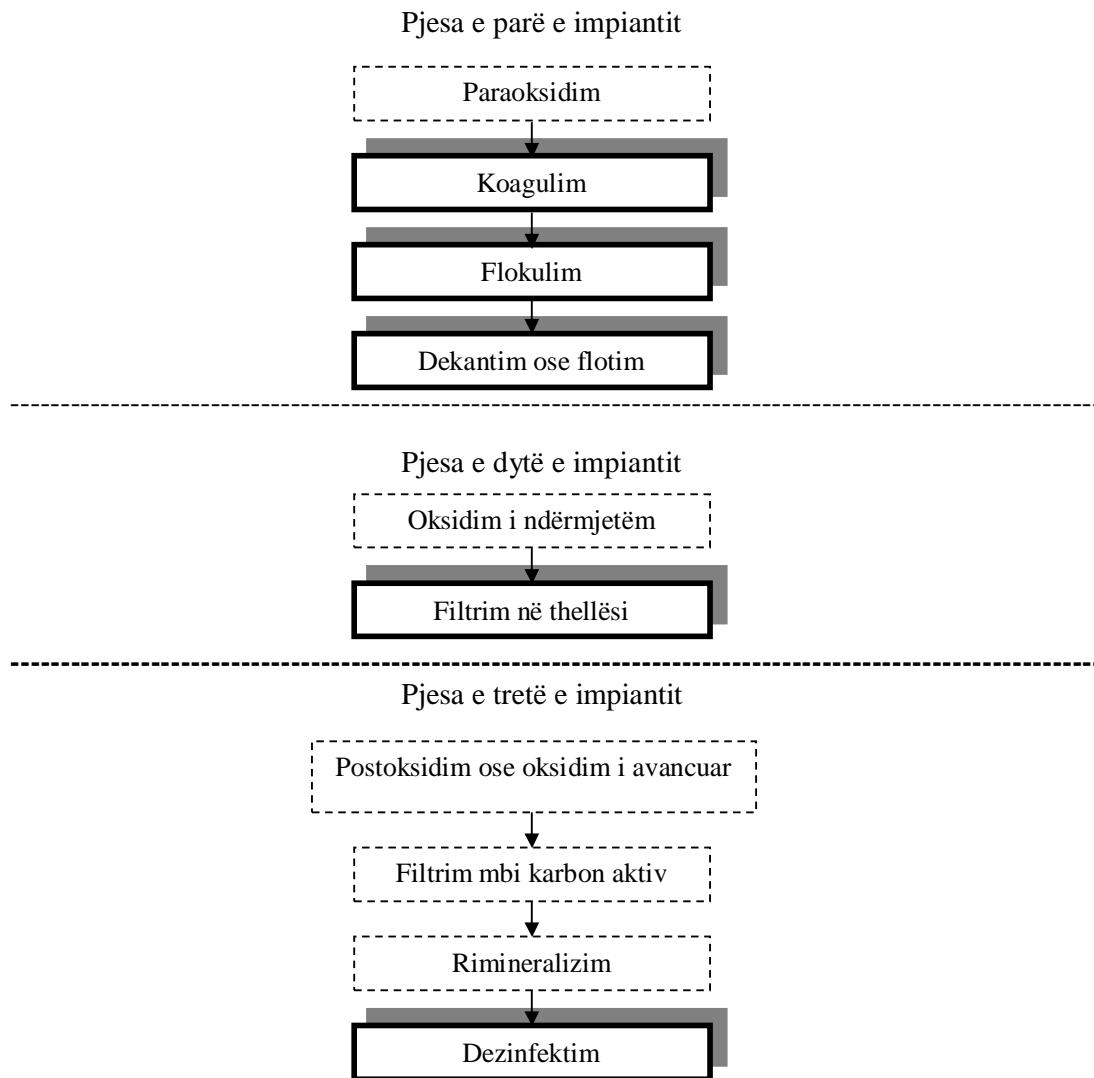


Figura 3.1 - Impianti bazë i trajtimit të ujrave sipërfaqësorë
(Operacionet në kuadratet me vija të ndërprera nuk janë gjithmonë të nevojshëm)

3.6 KOAGULIM-FLOKULIMI

Pjesa e parë e impiantit është e përbërë nga një koagulim-flokulim, roli i të cilit është i shumëfishtë ku eliminimi i turbiditetit dhe i një pjese të rëndësishme të lëndës organike natyrore janë më të rëndësishmit. Testimi i këtij operacioni në një njësi pilot është relativisht i rrallë, siç do të ishte, për shembull, riprodhimi i kushteve optimale të përzierjes dhe të gradientit të shpejtësisë (nevoja e përdorimit të njësive pilot me përmasa shumë të mëdha). Në shumicën e rasteve mjaftohemi me realizimin e eksperimenteve të

thjeshta në laborator, duke lënë mënjanë gradientin e shpejtësisë, por duke përcaktuar koagulantin, dozën e tij dhe pH e përdorimit.

- Kushtet optimale (doza – pH) të koagulimit

Është gjithmonë imperative të zvogëlohet numri i variablave brenda të njëjtit eksperiment. Idealja do të ishte ndërtimi i një topograme (ose diagramë dozë – pH e kryqëzuar) për secilin koagulant të zgjedhur. Bëhet fjalë për të testuar, disa doza koagulanti dhe disa pH me ndihmën e një flokulatori me elikë ose aparati të “ Jar-Test “. Idealja është fiksimi i një vlere të parë të pH të koagulimit (duke përdorur gëlqere ose sodë) dhe ndryshimi i dozës së koagulantit; më pas fiksohet një vlerë tjetër pH dhe futen përsëri doza të ndryshme koagulanti. Më pas, trasohen kurbat e izoefikasitetit, të cilat lejojnë përcaktimin e zonës (zonave) optimale të koagulimit, në raport me një parametër cilësie të dhënë (turbiditeti, lënda organike, metal mbetës).

Në se objektivi i koagulim-flokulimit është kryesisht eliminimi i lëndës organike në ujin që do të trajtohet, doza e koagulantit që do të përdoret është pak a shumë konstante pavarësisht nga uji, rreth 1 mg Al/mg COT ose 2 mg Fe/mg COT , në pH lehtësisht acid. Në këtë rast, për të kufizuar eksperimentet, mjafton të testohet për këtë dozë, efekti i pH , pastaj të kryhet një provë e dytë në pH optimum të gjetur dhe me doza të ndryshme ku të përfshihet edhe doza e zgjedhur më sipër.

Pjesa më e madhe e dekantoreve modernë e kanë të nevojshëm përdorimin e një flokulanti. Testimi i efektit të flokulantit (natyra dhe doza) në “ Jar-Test “ është i vështirë, meqenëse efekti i pritshëm i këtij reaktivi është rritja e madhësisë së flokëve, pra e shpejtësisë së dekantimit dhe se kushtet hidraulike nuk mund të riprodhohen veçse në njësi pilot. Gjithësesi, një ide mbi dozimin më të mirë (raporti cilësi-çmim), mund të nxirret duke u bazuar në testet laboratorikë, duke vlerësuar madhësinë e flokëve. Në çdo rast, testi mbi flokulantin, duhet kryer vetëm pasi të përcaktohen kushtet optimale (doza e koagulantit – pH) të koagulimit.

Teste të ngjashëm mund të realizohen në flotatest. Në këtë rast, kushtet e përzierjes së shpejtë (koagulimi) dhe të përzierjes së ngadaltë (flokulimi) janë identike me ato të eksperimentit të

“ Jar-Test “, ndryshon vetëm faza e kthjellimit, pasi kemi të bëjmë me një flotim. Theksojmë se në këtë rast, kemi futjen e një parametri të ri, i cili është raporti $a_s =$

$$\frac{\text{Vëllimi i ajrit}}{\text{Masa e lëndës së ngurtë}}$$

3.7 EFEKTI I PARAOKSIDIMIT

Me qëllim kufizimin e numrit të provave, efekti i paraoksidimit (përgjithësisht ozon ose bioksid klori), testohet vetëm për kushtet optimale të koagulimit (një dozë dhe një pH koagulimi për koagulant të zgjedhur).

Këto teste konsistojnë në paraoksidimin e ujit të patrajtuar me shumë doza oksiduesi, përpara se ai t'i nënshtrohet provës së “ Jar-Test “, etapë e cila ndiqet nga një dekantim ose flotim. Shtimi i ozonit në laborator është pak i komplikuar. Ai praktikohet në flakona të mbyllur, nëpërmjet shtimit të një vëllimi të parallogaritur të një tretësire ozoni në ujë të pastër, ose të një vëllimi gasi të ozonuar, që futet me ndihmën e një shiringe. Ai mund të praktikohet gjithashtu me flakona përzierës ose me kollonë me flluska në laborator, me kusht që mostra e ujit të jetë e madhe në mënyrë të tillë që të furnizojë kollonën vazhdimisht. Shtimi i tretësirës së përqëndruar të bioksidit të klorit nuk paraqet probleme të veçanta.

Nuk është provuar që paraoksidimi është gjithmonë pa efekt mbi kushtet optimale dozë- pH të koagulimit. Kjo do të thotë se, në disa kushte veçanërisht të forta paraoksidimi, mund të ketë një zhvendosje të dozës optimale. Në këtë rast, duhet bërë një topogramë dozë koagulant-dozë oksiduesi, në një pH koagulimi konstant.

3.8 EFEKTI I SHITIMIT TË CAP

Prania e përkohëshme e mikrondotësave organikë në ujë (ose shfaqja e pikut), shpesh bën të nevojshëm përdorimin e karbonit aktiv pluhur (CAP) në dekantor. Në shumicën e rasteve, CAP duhet të futet pas reaktivëve të koagulim-flokulimit (oksiduesit), sepse në këtë rast konkurrencioni me lëndën organike natyrore është i kufizuar. Doza që futet mund të testohet me “ Jar-Test “, si në rastin e paraoksidimit. Këtu është fjala për provën e quajtur “ Izotermat e Freundlich-ut “. Futja e CAP në bejkera mund të realizohet direkt në formë pluhuri ose (mënyra më e mirë) në formën e një suspensionit të përqëndruar homogjen CAP në ujin e trajtuar.

3.9 FILTRIMI NË THELLËSI

- Filtrimi në kollonë në laborator ose në filtër pilot

Kur ky filtrim praktikohet në laborator (për shembull në kollona të vogla me lartësi 25 cm me rërë me granulometri 0.8 – 1.2 mm), kjo fazë eksperimentimi ka si qëllim vlerësimin e efektit të filtrimit mbi cilësinë e efluentit të kthjelluar. Kur ai praktikohet mbi filtra pilot ose filtra realë, objektivi i tij është përcaktimi i kohëzgjatjes së funksionimit të mjedisit filtrues.

Gjithashtu, mund të realizohen teste mbi efektin e rregullimit të pH , të rimiralizimit të ndërmjetëm dhe të oksidimit të ndërmjetëm mbi cilësinë e ujit të filtruar (në laborator). Këto teste mund t'i bashkangjiten fazës së eksperimenteve të mëparshëm, d.m.th të realizohen në të njëjtën kohë me provën e “ Jar-Test “. Në këtë rast, kontrolli i lëndës organike dhe i koagulantit mbetës realizohen në ujin e filtruar, ndërsa turbiditeti matet në ujin e dekantuar ose të flotuar.

Filtrimi në thellësi mund të studjohet në një fazë të dytë testesh, sidomos kur ai paraprihet nga një rritje e pH (me anën e një baze të fortë), nga një rimiralizim i ndërmjetëm ose nga një oksidim i ndërmjetëm. Rritja e pH përpara filtrimit mund të jetë e dobishme për eliminimin e metaleve në filtra, si hekuri dhe manganezi. Për këtë arsye mund të jetë i nevojshëm rimiralizimi dhe oksidimi (me ozon ose permanganat kaliumi). Këto

eksperimente janë gjithmonë më të lehta për t'u kryer, në se përgatitet me kujdes një vëllim i madh uji i paratrajtuar, në mënyrë që mostra e ujit që disponohet të jetë homogjene për të gjitha provat.

- Filtrimi mbi rërë ose mbi material dyshtresor

Këtu bëhet fjalë për teste në njësi pilot ose mbi filtër real. Objektivi, në këtë rast, është matja e evolucionit të humbjeve hidraulike totale të filtrit dhe i cilësisë së ujit të filtruar në funksion të kohës dhe kjo përgjatë disa cikleve. Rregullimi i granulometrisë dhe vendosja e dy shtresave materialesh filtrues (filtër dyshtresor) lejojnë optimizimin e kushteve. Për këtë është e nevojshme pajisja e filtrit me disa priza presioni në disa nivele në masën filtruese. Në këtë rast është i mundur trasimi i humbjeve hidraulike në brendësi të masës filtruese dhe eventualisht modifikimi i strukturës së masës filtruese, në mënyrë që penetrimi i thërmijave në suspension të jetë sa më i thellë të jetë e mundur (gjithmonë duke ruajtur cilësinë e ujit të filtruar).

3.10 ETAPAT E RIFINITURËS (NË LABORATOR OSE NË NJËSI PILOT)

Qëllimi i etapave të rifiniturës është përmirësimi i cilësisë përfundimtare të ujit. Për më tepër, duke qenë se normat (ose rekomandimet) e cilësisë duhen respektuar, qofshin këto për pesticidet, nitratet ose nënproduktet e dezinfektimit (kloroformi, bromatet, etj), është e domosdoshme që në këtë stad të trajtimit, nga njëra anë, të bëhet eliminimi i gjurmëve të ndotësive, dhe nga ana tjetër, të bëhet ulja në maksimum e përmbajtjes në lëndë organike (për të evituar konsumin e tepërt të dezinfektantit, formimin e shijeve të këqija dhe zhvillimin bakterial në rrjetin shpërndarës).

Aktualisht është pothuajse i pamundur vlerësimi rigoroz në laborator i efekteve të etapave të rifiniturës si adsorbimi fiziko-kimik me anë të filtrimit mbi CAG, ozonimi i çiftuar me CAG biologjik, ultrafiltrimi dhe nanofiltrimi. Gjithësesi, këtu më poshtë jepen disa të dhëna lidhur me këto etapa.

1. Ozonimi i ndërmjetëm dhe perozonimi

Testimi në laborator i ozonimit ose perozonimit (ozonimi në prani të peroksidit të hidrogjenit) lejon përfitim të rezultateve pozitive lidhur me:

- eliminimin e pesticideve;
- rritjen e fraksionit biodegradabël të lëndës organike, nëpërmjet matjes së *CODB*;
- uljen e kërkesës për dezinfektant mbetës, nëpërmjet përcaktimit të kërkesës për klor, potencialeve të formimit të *THM* dhe *TOX* dhe kërkesës për bioksid klori.

Në fakt, është shumë i rëndësishëm optimizimi i sasisë së ozonit në funksion të tre parametrave analitikë të cilët janë analiza e pesticideve, *CODB* dhe reaktiviteti i ujit me dezinfektantët mbetës. Një rritje e *CODB* lejon një eliminim më të mirë të lëndës organike mbi CAG biologjik, por nga ana tjetër edhe rrezikun e formimit të lëndëve organike të asimilueshme nga biofilmi i rrjetit (rritje e biofilmit). Një ulje e kërkesës për dezinfektant do të shoqërohet gjithmonë me një ulje të shijeve dhe erërave, me kufizimin e formimit të komponimeve të organokloruara (midis të tjerave kloroformi) dhe të kloriteve.

Eksperimentet duhen kryer me ujë të paratrajtuar (të kthjelluar). Realizimi i oksidimit është i krahasueshëm me atë të aplikuar gjatë eksperimentit të paraoksidimit, veçse në këtë rast, dozat e ozonit nuk do të futen në formën e tretësirave të ozonuara.

E meta kryesore e këtyre testeve është sa ata janë të gjatë dhe të kushtueshëm, pasi për realizimin e tyre përdoren teknika analitike të sofistikuara. Gjithashtu, ozonimi i ndërmjetëm vetëm nuk është gjithmonë performant dhe dozat që duhen aplikuar ndonjëherë janë shumë të larta, si përsa i përket kostos së investimit, ashtu edhe sasisë së bromateve të formuar. Për më tepër, këto teste nuk marrin parasysh çiftin ozonim i ndërmjetëm/CAG, i cili funksionon në simbiozë, si për eliminimin e lëndës organike (*CODB* dhe kërkesa për dezinfektant) ashtu edhe për eliminimin e pesticideve.

2. Filtrimi mbi CAG

Testimi i një CAG të ri (madje edhe në kollona të vogla) kërkon shumë javë eksperimentesh dhe shumë muaj kur ai funksionon në biologjik. Ka studime në zhvillim e

sipër për realizimin e testeve të shkurtër për përcaktimin e efikasitetit të një CAG, edhe të përdorur, ndaj disa pesticideve. Aktualisht, këto teste ende nuk janë plotësisht gati.

3. Eliminimi i nitrateve

Vetëm eksperimentet e zhvilluar në njësi pilot (në uzinë me ujë të paratrajtuar) lejojnë vlerësimin e efikasitetit të denitrifikimit me anën e shkëmbimit jonik ose të denitrifikimit biologjik të një uji.

4. Testet për proceset me membranë

Duke përjashtuar treguesin e kolmatimit (ose “ fouling index “) i cili lejon përcaktimin e kapacitetit të një uji për t’u filtruar mbi një membranë pa kolmatim të tepërt, nuk ekzistojnë teste për vlerësimin e kapacitetit të një procesi me membranë ndaj një uji të dhënë. Edhe këtu, eksperimentet në njësi pilot, janë të nevojshme.

3.11 DEZINFEKTIMI

Dezinfektimi është një trajtim i cili bën të mundur shkatërrimin ose eliminimin e mikroorganizmave patogjenë; ky trajtim nuk përfshin domosdoshmërisht sterilizimin, i cili është shkatërrimi i gjithë organizmave të gjallë në një mjedis të dhënë.

Dezinfektimi realizohet nëpërmjet shtimit në ujë të një sasive të caktuar të një produkti kimik me veti germicide. Produktet kimikë më të përdorur janë: klori, dyoksidi i klorit, ozoni, bromi, jodi dhe permanganati i kaliumit. Dezinfektimi mund të realizohet gjithashtu edhe me mjete fizike si zjerje, ultratinguj, rreze ultraviolet ose gama.

Aktualisht, dezinfektanti më i përdorur në gjithë botën (në masën 80 %) është klori. Gjithësesi, futja e këtij reaktivi mund të çojë në lindjen e efekteve sekondarë të padëshirueshëm, të cilët, në disa raste, bëjnë të detyrueshëm përdorimin e dezinfektantëve të tjerë. Kështu, klori vepron me një pjesë të lëndës organike të pranishme në ujë, duke çuar në formimin e substancave kancerogjene (THM) ose të erërave të pakëndëshme (klorofenole). Për më tepër, klori nuk është mjaft i fuqishëm për të eliminuar tërësisht disa

mikroorganizma tepër rezistentë si viruset. Me qëllim eliminimin e këtyre mangësive, përdoret dyoksidi i klorit ose ozoni. Këta dezinfektantë, shumë më të fuqishëm se klori, kanë si të metë kryesore paqëndrueshmërinë e tyre (p.sh ozoni, meqënëse vepron shpejt në ujë, nuk mund të mbajë një përqëndrim mbetës për një kohë të gjatë); për këtë arsye ata prodhohen në uzinën e prodhimit të ujit.

- Dezinfektimi me klor

Produktet kimike më të përdorur për të përfutur një dezinfektim të ujrave me klor janë: klori i gastë Cl_2 , hipokloriti i natriumit $NaOCl$, hipokloriti i kalciumit $Ca(OCl)_2$, monokloraminat NH_2Cl dhe dyoksidi i klorit ClO_2 . Ndërmjet këtyre produkteve më të përdorurit janë klori i gastë dhe hipokloritet. Avantazhi i përdorimit të hipokloriteve është se ata janë të lehtë për t'u përdorur dhe më pak të rrezikshëm për personelin. Kloraminat reagojnë ngadalë në ujë; për këtë arsye ato përdoren vetëm në ato raste kur koha e kontaktit është mjaft e gjatë.

Dyoksidi i klorit, duke qenë një gas i paqëndrueshëm, prodhohet në vendin e përdorimit. Gjithësesi, ai po gjen përdorim gjithnjë e më tepër, pasi ai bën të mundur evitimin e disa problemeve që lindin nga përdorimi i formave të tjera të klorit.

Testet laboratorikë, të cilët kanë si qëllim përcaktimin e efekteve të klorifikimit të një uji, janë përcaktimi i kërkesës për klor dhe potenciali i formimit të trihalometaneve.

- Kërkesa për klor

Kërkesa për klor është diferenca midis sasisë së klorit të futur në ujë dhe sasisë së klorit të matur pas një periudhe të caktuar kontakti. Pra është sasia e klorit e cila ka vepruar me substancat e ndryshme të pranishme në ujë. Duhet thënë se, me futjen e klorit në një ujë natyror, ndodhin shumë reaksione kompetitive midis substancave minerale ose organike.

Kërkesa për klor afatshkurtër (4 orë) është kryesisht funksion i molekulave të vogla të cilat kanë një masë molekulare më të vogël se 1000 dalton. Ndërsa molekulat të cilat kanë një masë molekulare më të madhe se 1000 dalton janë përgjegjëse për kërkesën për klor afatgjatë (më shumë se 4 orë kontakti). Midis këtyre gjenden pjesa më e madhe e

prekursorëve të trihalometaneve. Në fakt, acidet humike dhe fulvike përbëhen nga molekula me masë molekulare të madhe.

Fenolet, substancat aromatike, amoniaku dhe disa substanca humike reagojnë shpejt me klorin dhe janë shkaktare për një kërkesë për klor afatshkurtër. kërkesa për klor afatgjatë është funksion i substancave të cilat veprojnë ngadalë me klorin si proteinat, alkoolet, esteret si dhe disa substanca humike. Evolucionin e kërkesës për klor është i ndikuar nga përqëndrimi i klorit të përdorur për sasinë fillestare të mostrave.

Kështu, sa më i lartë është përqëndrimi, aq më e ulët është kinetika e reaksionit të kërkesës për klor. Në këtë rast, molekulat e klorit reagojnë njësoj si me zonat molekulare shumë reaktive, ashtu edhe me ato pak reaktive, gjë e cila vonon globalisht reaktivitetin e klorit ndaj lëndës organike.

Për përqëndrime më të ulta, klori reagon vetëm mbi zonat më reaktive gjë që rrit kinetikën.

- Potenciali i formimit të THM

Gjatë pesëmbëdhjetë viteve të fundit, shumë studime janë kryer, si në planin e përgjithshëm për të identifikuar natyrën e substancave prekursive dhe shpjegimin e mekanizmave të formimit, ashtu edhe në planin praktik për të vlerësuar shtrirjen e problemit dhe për gjetjen e mjeteve për uljen e përqëndrimit të THM të formuara në uzinat e prodhimit të ujit të pijshëm.

Trihalometanet e identifikuar gjatë klorifikimit të ujrave sipërfaqësorë janë:

- kloroformi $CHCl_3$;
- diklorobrometani $CHBrCl_2$;
- klorodibrometani $CHBr_2Cl$;
- bromoformi $CHBr_3$.

Janë identifikuar edhe komponime të tjera të organokloruara volatile (me 1 deri 2 atome karbon), por përgjithësisht ato janë produkte të cilat ekzistojnë përpara etapave të ndryshme të klorimit në linjën e trajtimit.

Përqëndrimet dhe proporcionet e secilit prej trihalometaneve janë shumë variabël dhe kryesisht janë funksion i natyrës së ujit dhe i kushteve të klorifikimit të kryer. Megjithëse rreziqet toksikologjike të këtyre komponimeve nuk janë përcaktuar qartë në planin sasior, studimet epidemiologjike dhe të aktivitetit mutagjen të kryera që prej më shumë se një dekade, i kanë detyruar shumë vende të adoptojnë masa normative për këto komponime, kryesisht për shkak të karakterit tregues të tërësisë së komponimeve të organokloruara të formuara gjatë klorifikimit.

Kështu, në SH.B.A, Environmental Protection Agency (EPA) jep një vlerë kufi të THM në ujin e konsumit prej 80 µg/l. Përsa u përket vendeve europiane, në Gjermani vlera kufi e THM totale është 25 µg/l, ndërsa në Francë, ky kufi për kloroformin është 30 µg/l.

Potenciali i formimit të THM është një madhësi karakterizuese e cila lejon vlerësimin e potencialit të një lënde organike për formimin e produkteve të organokloruara. Kushtet e vendosura bazohen në një kohë kontakti të zgjatur dhe në një sasi klori e cila lejon praninë e një klori mbetës përgjatë gjithë reaksionit.

Përcaktimi i sasisë së THM realizohet me anën e kromatografisë.

3.12 PËRSHTATJA E IMPIANTIT NDAJ CILËSISË SË BURIMIT

Zgjedhja e impiantit më të mirë për një cilësi uji të dhënë dhe rehabilitimi i një impianti të vjetër për adaptimin e tij ndaj cilësive të reja të burimit dhe/ose kërkesave të reja të konsumatorit dhe të normave në fuqi, janë problemet të cilat janë trajtuar këtu më poshtë.

Gjithësesi, këshillat që sugjerohen, duhen përdorur si një guidë dhe jo si rregulla të pagabueshme, pasi është e qartë që secili ujë sipërfaqësor është pothuajse një rast unik.

Impianti përfundimtar do të mund të zgjidhet vetëm pasi të jenë kryer veprimet e mëposhtme:

- realizimi i provave të përshkruara më sipër;
- përvetësimi i elementëve bazë që do të shtjellohen në këtë paragraf dhe disa detaje të dobishme që do të jepen në pjesën tjetër të punimit;

- marrja në konsideratë e përvojës profesionale (shfrytëzuesit, konstruktorit, funksionarit, etj).

Gjithashtu, duke patur parasysh evolucionin shpesh negativ të cilësisë së burimit dhe daljen së afërmi të direktivave të reja europiane, impianti e zgjedhur duhet të jetë sa më pak i ngurtë, pra të jetë evolutiv.

Më sipër u përcaktuan tre tipe ujrash sipërfaqësorë:

- Tipi A: Ujë i fortë lumi (i varfër në lëndë organike dhe shpesh i ndotur me pesticide dhe nitrate);
- Tipi B: Ujë i butë lumi (i pasur në lëndë organike dhe shpesh i ndotur me pesticide, nitrate dhe alga);
- Tipi C: Ujë i butë rezervuari (i pasur në lëndë organike dhe shpesh i ndotur nga azoti amoniakal, hekuri, manganezi dhe algat).

Më poshtë janë paraqitur tri impiante bazë dhe variantet e tyre për këto tre tipe uji.

3.13 IMPIANT TRAJTIMI PËR UJË TË FORTË (TIPI A)

Impianti për ujrë të tipit A (të forta me pak lëndë organike) varet nga ndotja e burimit dhe/ose nga rëndësia e prodhimit të krahasuar me burimet e tjera hidrike të disponueshme për shfrytëzuesin (ujra nëntokësore në veçanti), pra të përzjerjeve eventuale.

1. Impiant me prodhim të ulët për ujë shumë pak të kontaminuar

Qëllimi kryesor i kësaj impianti (Figura 3.2) është kthjellimi (eliminimi i turbiditetit) dhe dezinfektimi i ujit (inaktivimi i bakterieve dhe viruseve). Përgjithësisht ajo është e bazuar në një koagulim-flokulim me poliklorur alumini (PCA), pa korrjhim të pH.

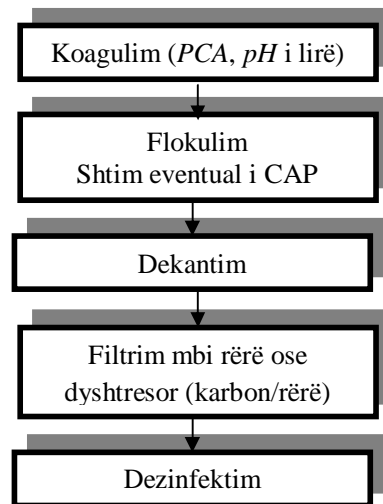


Figura 3.2 - Impiant tip (me prodhim të ulët) për ujë të fortë lumi, pak të kontaminuar

- Paraoksidimi me klor (megjithëse në këtë rast përdoret shpesh) nuk këshillohet, për shkak të keqësimit të cilësive organo-leptike të ujit dhe të formimit potencial të komponimeve të organokloruara, madje edhe me ujra pak të ngarkuara në lëndë organike.
 - Meqënëse uji është vetvetiu i fortë, praktikisht *pH* do të mbetet konstant gjatë futjes së koagulantit. Përdorimi i një polikloruri alumini (i tipit WAC, WACHB, AQUALENC ose i ndonjë marke tjetër) është më i preferueshëm se sulfati i aluminit pasi tretshmëria e poliklorureve të aluminit në një *pH* lehtësisht bazik (7.5 – 8 në këtë rast) është më e ulët se ajo e sulfatit të aluminit.
 - Në impiant duhet parashikuar edhe mundësia e injektimit të CAP, në rastin e një ndotjeje aksidentale të burimit.
 - Dezinfektimi përgjithësisht realizohet me klor gas ose me hipoklorit natriumi (i cili ka më pak nevojë pajisje stokimi).
2. Impiant me prodhim mesatar dhe të lartë për ujë të kontaminuar

Ky tip impianti (Figura 3.3) historikisht është impianti i paraqitur më lart, të cilit, me kalimin e kohës i janë shtuar (kryesisht për shkak të keqësimit të cilësisë së burimit), një paraoksidim (shpesh një ozonim), si dhe trajtime rifiniture të mbështetura kryesisht mbi një ozonim të ndërmjetëm dhe një filtrim mbi CAG.

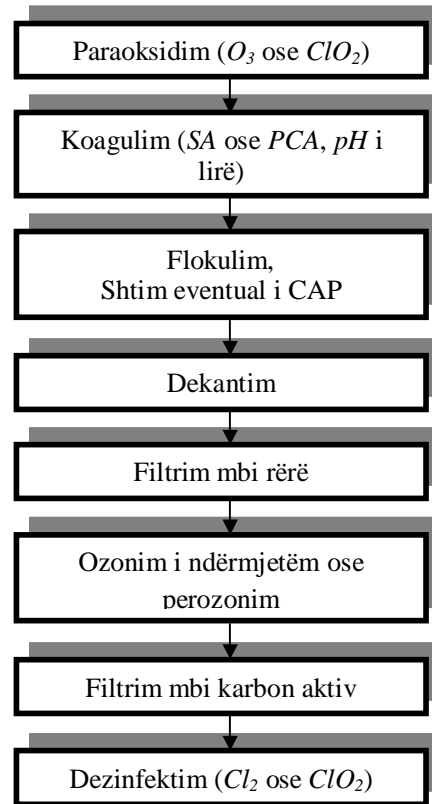


Figura 3.3 - Impiant tip me prodhim mesatar dhe të lartë për ujë të fortë lumi të kontaminuar

- Paraozonimi ka si objektiv kryesor përmirësimin e koagulim-flokulimit, në lidhje me turbiditetin e eliminuar, jetëgjatësinë e filtrave, kursimin e reaktivëve. Sasia e tij përgjithësisht është 0.8 ppm.
- Koagulim-flokulimi realizohet me sulfat alumini ose poliklorur alumini. Dozat e përdorura zakonisht janë të ulta, aq sa nevojitet për kthjellimin e ujit, d.m.th disa ppm deri në disa 10 deri 50 ppm koagulant. Injektimi i CAP në këtë rast është i domosdoshëm, pasi ndotja, edhe pse e përkohshme, mund të jetë e lartë. Dozat e përdorura janë nga 10 deri 30 ppm, maksimumi 50 ppm.

- Nitrifikimi përgjithësisht realizohet në mënyrë natyrore mbi filtrat e rërës. Gjithësesi, në periudhën e ftohtë, duhet kryer dezinfektimi me klor. Theksojmë se një trajtim denitrifikimi biologjik (i rrallë), për eliminimin e nitrateve, do të vendosej përpara filtrimit mbi rërë, ose, në rastin e një denitrifikimi me shkëmbim jonik (gjithashtu i rrallë), pas filtrimit mbi CAG, vetëm mbi një pjesë të ujit.
- Ozonimi i ndërmjetëm ka tre objektiva kryesorë. I pari është dezinfektimi. I dyti është transformimi i një pjese të *COD* mbetës në *CODB*, i cili eliminohet më pas (pjesërisht) mbi filtrat me CAG biologjikë. I treti është oksidimi i pesticideve. Dozat e përdorura janë të ndryshme (midis 1 dhe 4 ppm). Në periudhë kontaminimi të fortë nga pesticidet, injektimi i peroksidit të hidrogjenit (0.5 mg për mg ozoni të futur) është i zakonshëm. Në se vihet re një shfaqje e lartë e bromateve, atëherë ose duhet ulur *pH* i ozonimit, gjë e cila nuk është gjithmonë e lehtë, ose duhet të ulet sasia e ozonimit, në të dy rastet në dëm të eliminimit të pesticideve. Injektimi i CAP dhe filtrimi mbi CAG duhet të kompensojnë këtë rënie të rendimentit të eliminimit të pesticideve.
- Etapa e filtrimit mbi CAG në çdo impiant të trajtimit të ujrave sipërfaqësorë është e domosdoshme, sidomos kur ajo paraprihet nga një etapë ozonimi. Faktikisht nuk është fare i këshillueshëm aplikimi i ozonimit në fund të impiantit (postozonim) pa filtër biologjik prapa. Ozonimi prodhon lëndë organike biodegradabël (*CODB*) e cila duhet eliminuar totalisht ose pjesërisht përpara shpërndarjes së ujit, për të evituar dërgimin në rrjet të substraktit i cili do të favorizonte zhvillimin e biofilmit, pra rritjen bakteriale. Filtrimi mbi CAG (biologjik në këtë rast) përfaqson suportin ideal që çon në një eliminim të pjesshëm por permanent të lëndës organike (10 deri 30 %).
- Dezinfektimi mund të kryhet me klor (ose derivate) ose akoma me dioksid klori, duke patur kujdes që të ruhet gjithmonë një sasi klori në vend (për shembull aty ku prodhohet ClO_2), për shkak të pranisë së shpeshtë të azotit amoniakal, i cili është shumë i vështirë për t'u eliminuar me rrugë biologjike në periudhë të ftohtë.
- Disa variante të njohura të këtij impianti për ujë të fortë (ose mesatarisht të fortë) përfshijnë përdorimin e filtrimit të ngadaltë mbi rërë në vend të filtrimit të shpejtë. Një

variant tjetër (në gjendjen e prototipit, në 1995) konsiston në zëvendësimin e etapave të rifiniturës (ozon dhe filtrim mbi CAG) me një etapë nanofiltrimi, e paraprirë nga një acidifikim (me H_2SO_4) dhe injektim sekuestranti, i ndjekur nga një rregullim pH (me sodë) dhe nga dezinfektim i lehtë.

3.14 IMPIANT TRAJTIMI PËR UJË TË BUTË LUMI (TIPI B)

Këto ujra lumi janë të karakterizuara nga një mineralizim i dobët (TH kalcik dhe TAC të ulët), nga një përmbajtje mesatare, ndonjëherë e lartë, e lëndëve organike dhe janë ujra të ekspozuara ndaj mikrondotjes organike (veçanërisht ndaj pesticideve) dhe minerale (veçanërisht ndaj nitrateve).

1. Impianti bazë

Impianti bazë për ujrën e tipit B është e ndërtuar mbi një koagulim-flokulim me hekur ferrik në pH lehtësisht acid (Figura 3.4). Në këto kushte (me 2 mg hekur për mg COT ose 14 deri 15 ppm $FeCl_3$ teknik për mg COT) ka një eliminim më të mirë të lëndës organike.

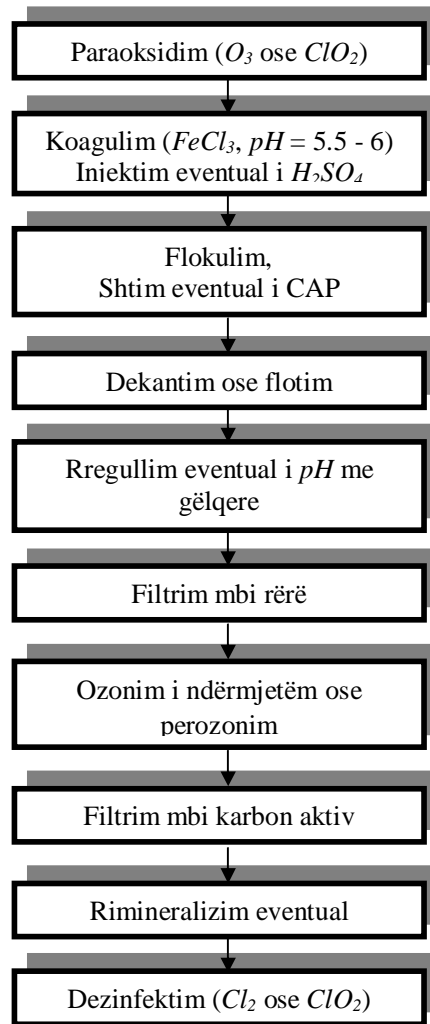


Figura 3.4 - Impiant tip për ujë të butë lumi të kontaminuar

- Paraozonimi ose paraoksidimi me dioksid klori do të ketë si objektiv luftën kundër algave në periudhën e nxehtë. Sasisë e përdorura do të jenë të rendit 0.5 deri 1 ppm, me problemin e formimit të kloriteve (kur përdoret dioksid klori) të cilat gjatë ozonimit transformohen në klorate.
- Duke qenë se uji është vetvetiu i butë, pH do të zbresë vetëm nga futja e klorurit ferrik. Gjithësesi, shtimi i acidit sulfurik ndonjëherë do të jetë i nevojshëm, në varësi të sasisë së lendës organike që do të eliminohet në ujin e patrajtuar (provat mund të ndihmojnë për këtë). Në se doza e koagulantit do të jetë e mjaftueshme (rreth 2 mg Fe/mg COT), nuk do të ketë nevojë për rritjen e pH përpara filtrimit. Për pasojë, ozonimi do të bëhet

në *pH* lehtësisht acid, gjë e cila do të ulë konsumin e ozonit dhe do të frenojë formimin e bromateve.

- Një variant i mundshëm i dekantimit për të luftuar kundër algave është përdorimi i flotimit, siç është për shembull ozoflotimi.
- Rritja e *pH* përpara etapës së parë të filtrimit do të jetë e domosdoshme në se sasia e hekurit mbetës është e lartë ose në se ka prani pesticidesh në ujin e patrajtuar. pra ajo duhet parashikuar.

Në fakt, megjithë dozimin e mirë, hekuri mund të kompleksohet me disa lëndë organike, dhe në këtë rast, rritja e *pH* (e cila çon në hidrolizimin e hekurit) është e domosdoshme. Gjithashtu, veprimi i ozonit molekular (kryesisht i pranishëm në *pH* acid) është i shpejtë mbi disa pesticide (ureja, aldikarbi), por nuk është i tillë mbi pesticidet e tjera të cilat hasen më shpesh në ujrat, si triazinat (atrazina dhe simazina) dhe lindani. Në këtë rast, duhet patjetër të rritet *pH* i ozonimit (7.5 deri 8), ose të injektohet peroksid hidrogjeni (në të njëjtin *pH* dhe në një sasi prej 0.5 mg/mg ozon).

Nuk është e këshillueshme rritja e *pH* me një rimineralizim të ndërmjetëm (CO_2 + gëlqere), pasi futja e bikarbonatit do ta ulte shumë efektin e oksidimit të pesticideve nga radikalet hidroksile.

Në se ka një shfaqje të theksuar të bromateve, atëhere duhet ulur *pH* ose të ulet sasia e ozonit; në të dy rastet në dëm të eliminimit të pesticideve.

- Etapa e filtrimit mbi CAG është e domosdoshme në të gjitha impiantit e rëndësishme të trajtimit të ujrave sipërfaqësore, qofshin këto të forta ose të buta, sidomos pas një etape ozonimi.
- Rimineralizimi, a është i nevojshëm? Në këtë fazë të trajtimit, uji duke qenë agresiv (sidomos në mungesë të rritjes së *pH* përpara filtrimit mbi rërë), duhet vënë në ekuilibër. Nuk duhet harruar në këtë fazë të trajtimit se një ujë i butë me *pH* të lartë ka më pak shanse të tresë plumbin se sa një ujë i fortë.

- Për dezinfektimin e ujit do të preferohet dioksidi i klorit, me kusht që dozat e aplikuarat të jenë të ulta sa duhet për të mos çuar në formimin e lartë të kloriteve (0.7 mg ClO_2^- të formuar për mg ClO_2 të konsumuar). prodhimi i dioksidit të klorit do të sigurohet nga procesi me klor në mënyrë që të disponohet klor në vend në rast ndotjeje nga azoti amoniakal.

Vërejtje:

- Në rastin e pranisë së manganezit në ujë, përvoja tregon se, për këtë tip uji, ai eliminohet shumë mirë gjatë etapës së kthjellimit.
- Në rastin e një pranie të lartë nitratësh, do të procedohet në të njëjtën mënyrë si për ujrën e forta (cf. më sipër).

Një impiant e tillë kërkon ndërtimin e veprave rezistente ndaj korrozionit.

Variant i propozuar:

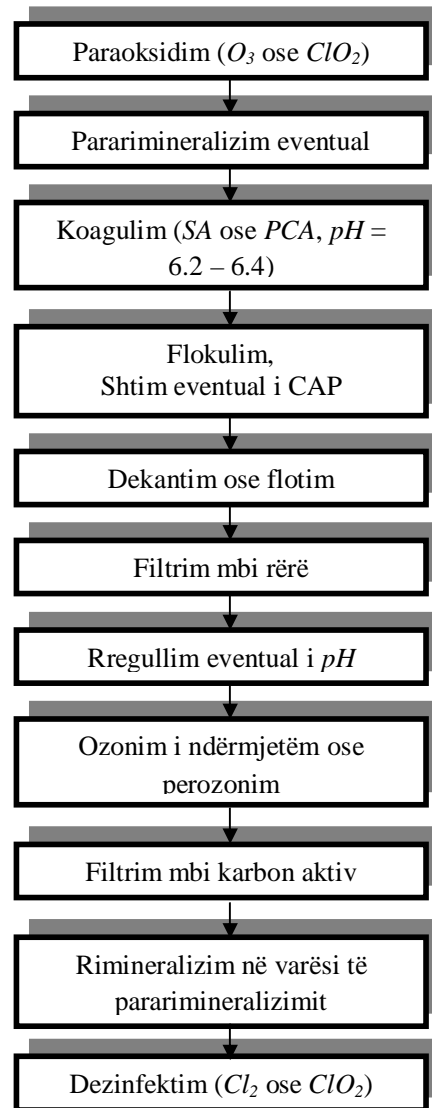


Figura 3.5 - Variant impianti tip për ujë të butë lumi të kontaminuar

Një variant i impiantit bazë (Figura 3.5) për ujrë të tipit B (ujra të buta me lëndë organike dhe pesticide) është zëvendësimi i hekurit ferrik me sulfat alumini ose me një poliklorur alumini (PCA). pH i koagulumit duhet të jetë më pak acid se sa në rastin e parë (pH 6.2 deri 6.4), eliminimi i lëndës organike do të jetë më i vogël dhe të gjitha avantazhet që lidhen me të do të zvogëlohen. Gjithashtu, një pararimneralizim mund të jetë i domosdoshëm nëse uji është shumë i butë, pasi pH bëhet shumë i vështirë për t'u kontrolluar në këtë rast, gjatë koagulum-flokulimit, dhe rreziku i rritjes së sasisë së

aluminit mbetet është i lartë. Një avantazh i këtij varianti është se doza e reaktivit është më e ulët (1 mg Al për mg COT, ose 10 mg sulfat alumini pluhur për mg COT).

Një modifikim i rëndësishëm për t'u shënuar ndërmjet impiantit bazë dhe variantit është që rregullimi eventual i *pH* kryesisht vendoset pas filtrimit mbi rërë për të evituar praninë e aluminit në ujë.

3.15 IMPIANT TRAJTIMI PËR UJË TË BUTË REZERVUARI (TIPI C)

Impianti bazë për ujra rezervuari të buta, me lëndë organike, azot amoniakal dhe manganez, është gjithashtu e mbështetur në një koagulim-flokulim me hekur ferrik në *pH* lehtësisht acid, me 2 mg hekur për mg COT (Figura 3.6).

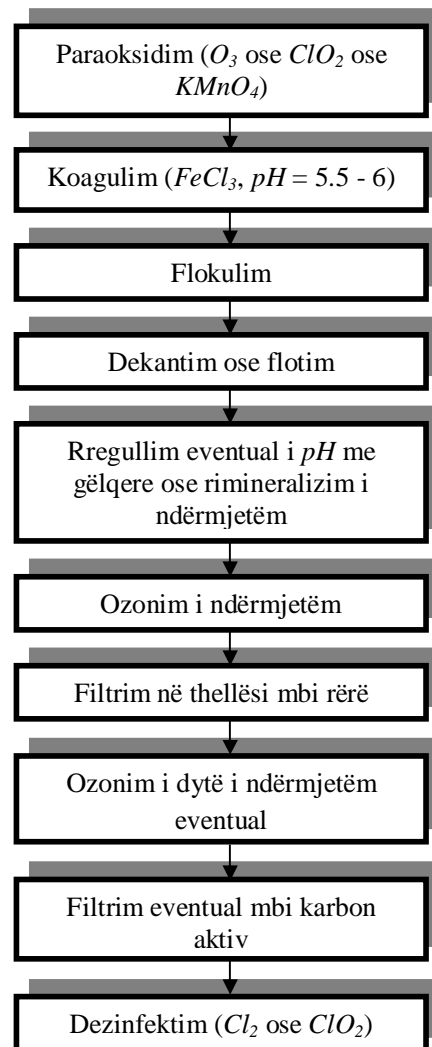


Figura 3.6 - Impiant tip për ujë të butë rezervuari të eutrofizuar

- Paraozonimi ose paraoksidimi me dioksid klori do të ketë të njëjtat objektiva dhe do të aplikohet në të njëjtat sasi si në rastin e mëparshëm. Vendosija (ndihmëse) e injektimit të permanganatit të kaliumit do të parashikohet për periudhat “ e vështira “ të manganezit në ujin e patrajtuar.
- Ashtu si në rastin e mëparshëm, madje në mënyrë më të theksuar, duke qenë se uji është vetvetiu i butë, pH do të zbresë thjesht me shtimin e klorurit ferrik. Shtimi i acidit sulfurik, për pasojë, do të jetë i rrallë.

- Rritja e pH përpara etapës së filtrimit, në këtë rast, do të jetë më e domosdoshme se në rastin e mëparshëm, kryesisht për shkak të manganezit, i cili në këto ujra dhe cilido qoftë reaktivi oksidues i përdorur, kërkon aplikimin e pH relativisht të lartë (8 – 8.2), për precipitimin dhe mbajtjen e tij në filtra.
- Një rimineralizim i ndërmjetëm (gëlqere + CO_2 , bikarbonat natriumi ose tjetër), deri në një vlerë të TAC 10 deri 12 °F, është më i preferueshëm se sa një ngritje e thjeshtë e pH . Ai do të ketë avantazhet e mëposhtme:
 1. rritja e TAC (për disa ujra në këtë fazë trajtimi ai mund të jetë zero) e nevojshme për nitrifikimin biologjik, d.m.th për transformimin e azotit amoniakal në nitrate;
 2. stabilizimi i ozonit molekular (në raport me një pH identik pa TAC) duke bërë të mundur një oksidim më të mirë të manganezit;
 3. përmirësimi i precipitimit të manganezit në formë karbonati manganezi.
- Ozonimi i ndërmjetëm, në këtë rast impianti, do të vendoset përpara filtrimit mbi rërë dhe kjo për eliminimin e manganezit.
- Filtrimi mbi CAG dhe ozonimi i ndërmjetëm që e paraprin, a janë të nevojshëm? Po, nëse ka vlera piku pesticidesh të shpeshta. Jo, nëse nuk është kështu dhe eliminimi i lëndës organike është i mirë në etapat e para. Si masë sigurie, mund të vendoset një filtër dyshtresor (karbon/rërë) në stadin e parë të filtrimit. Është varianti i propozuar në figurën 3.7.
- Rreziku i formimit të bromateve është evident në impiante të tilla (ozonim në pH të lartë), prandaj është i nevojshëm rregullimi sa më i mirë e dozave të ozonit, edhe pse ky rrezik zvogëlohet nga prania e azotit amoniakal në etapën e ozonimit përpara filtrimit mbi rërë.
- Dezinfektimi me dioksid klori në këtë rast është më i preferueshëm.

Vërejtje:

- Përdorimi korrekt i sulfatit të aluminit, kur ka probleme manganezi, është relativisht i vështirë, pasi të dy metalet kërkojnë pH shumë të ndryshëm për precipitimin e tyre mbi filtrat e rërës (precipitimi i tyre mund të arrihet vetëm nëse përdoren dy stadi filtrimi).
- Një impiant e tillë kërkon ndërtimin e veprave rezistente ndaj korrozionit.

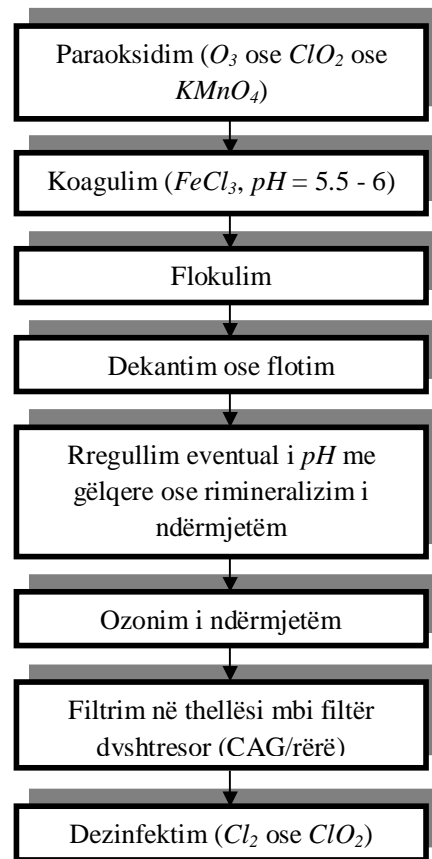


Figura 3.7 - Variant (me filtrim dyshtresor) i impiantit tip për ujë të butë rezervuari të eutrofizuar

3.16 KONKLUZIONE MBI IMPIANTET E TRAJTIMIT

- Në paragrafët e mëparshëm u përcaktuan tre tipe impiantesh (me variante) për tre tipe të mëdha ujrash sipërfaqore (ujë i fortë lumi i kontaminuar, ujë i butë lumi i kontaminuar, ujë i butë rezervuari i eutrofizuar). Në secilin rast, janë dhënë disa këshilla.

- Këto këshilla duhet konsideruar si udhëzuese dhe jo si rregulla të pagabueshme, pasi e vërtetë është që çdo ujë sipërfaqësor përbën një rast unik.
- Impianti përfundimtar do të zgjidhet vetëm pas realizimit të provave laboratorike të përshkruara në fillim, përfshi elementët bazë të dhënë në paragrafët e mësipërm, si dhe duke patur parasysh përvojën e ndërtuesit dhe të shfrytëzuesit.
- Gjithashtu, duke patur parasysh ndryshimin shpesh negativ të cilësisë së burimit dhe futjen në fuqi të direktivave të reja europiane, impianti i zgjedhur duhet të jetë evolutiv dhe ecuria e saj ndonjëherë do të bëjë të nevojshme gjetjen e një kompromisi lidhur me objektivat e cilësisë.
- Së fundi, duhet theksuar se impiantet janë të kushtueshme si në ndërtim ashtu edhe në shfrytëzim; ata duhet të administrohen nga një personel i kualifikuar, si gjatë funksionimit të tyre, ashtu edhe përsa i përket kontrollit periodik nga inxhinierë të shfrytëzimit dhe të kërkimeve laboratorike. Në vendet ekonomikisht të zhvilluara, qëllimi i tyre është prodhimi i ujit të pijshëm me një cilësi të tillë që rreziku i sëmundjeve kancerogjene të jetë sa më i vogël. Në vendet në zhvillim e sipër, trajtimi i ujit të pijshëm duhet të jetë më i thjeshtë (në masën e burimeve të disponueshme) dhe efikas në kthjellim dhe veçanërisht gjatë dezinfektimit, për shkak të rreziqeve të larta të sëmundjeve infektive të cilat përhapen nëpërmjet ujit.

3.17 IMPIANTI I PRODHIMIT TË UJIT TË PIJSHËM NË DRAGASH, KOSOVË

Në kuadrin e Planit të Zhvillimit të Komunës (P.ZH.K), Komuna e Dragashit, nëpërmjet Kontratës nr. 750-10-43-421, datë 11 nëntor 2010, ka ngarkuar firmën projektuese “ Hidroplan Prishtina “, me detyrën e projektimit të sistemit të furnizimit me ujë të Qytezës së Dragashit dhe 15 fshatrave në afërsi të saj. Në detyrën e mësipërme, përfshihet edhe projektimi i impiantit të prodhimit të ujit të pijshëm, detyrë e cila u mor përsipër nga autori i kësaj teze nëpërmjet Kontratës me firmën “ Hidroplan Prishtina “, datë 18 nëntor 2011.

Uji i papërpunuar i cili hyn në impiant, i prelevuar në afërsi të burimit të lumit Radesh, ka karakteristikat fizike dhe kimike të ujrave të rrjedhës së sipërme të lumenjve, e paprekur nga ndotjet antropogjene, si rezultat i mungesës së vendbanimeve dhe industrive në afërsi të saj. Duke ju referuar klasifikimit të cilësive të kërkuara për ujrata sipërfaqësore, të destinuara për prodhimin e ujit të pijshëm (Tabela 3.5), deri në momentin e tanishëm, ky ujë paraqet karakteristika cilësore të kategorisë A1 në çdo periudhë të vitit; për pasojë për trajtimin e tij do të përdoren procese të tipit fiziko-kimik.

3.17.1 Projekti i propozuar

Zgjidhja e dhënë në projektin e propozuar, parashikon një impiant me kapacitet maksimal përpunimi 40 l/s, me qëllim furnizimin me ujë të Qytezës së Dragashit, dhe të disa fshatrave në afërsi të saj.

Duke marrë në konsideratë cilësinë e ujit të patrajtuar në hyrje të impiantit, dhe kryesisht duke mbajtur parasysh vlerat e ulta të turbiditetit, ngjyrës, fortësisë dhe alkalinitetit, cikli teknologjik i procesit të trajtimit do të bazohet në proceset e mëposhtme:

- Futja e ujit në impiant nëpërmjet tubacionit kryesor dhe valvolës së kontrollit të fluksit;
- Dekantim primar;
- Dhoma e futjes së reaktivëve dhe përzjerjes së shpejtë;
- Flokulim dhe dekantim me rregullim të pH sipas rastit;
- Filtrim i shpejtë me gravitet;
- Stokim i një sasia të ujit të trajtuar për lavazhin e filtrave;
- Dezinfektim me hipoklorit natriumi;
- Trajtimi i llumrave të procesit.

Rendimenti i impiantit, d.m.th sasia e ujit të prodhuar në raport me sasinë e futur në impiant, do të jetë rreth 99 %.

Më tej, na afërsi të vendit të filtrave, është parashikuar ndërtimi i një rezervuari rregullues me kapacitet 1000 m³.

Tabela 3.5 - Cilësitë e kërkuara për ujrat sipërfaqore të destinuara për prodhimin e ujit të pijshëm në zbatim të Direktivës 75/440 të BE

Parametrat	Njësia matëse	A1	A1	A2	A2	A3	A3
		U	I	U	I	U	I
<i>pH</i>		6.5 - 8.5		5.5 - 9		5.5 - 9	
Ngjyra (pas filtrimit të thjeshtë)	Shkalla pt	10	20 (0)	50	100 (0)	50	200 (0)
Lenda totale pezull	mg/l <i>LS</i>	25					
Temperatura	°C	22	25 (0)	22	25 (0)	22	25 (0)
Konduktiviteti	µS·cm ⁻¹	100		1000		1000	
Era	Hollim në 25 °C	3		10	20		
Nitratet	mg/l <i>NO₃</i>	25	50 (0)		50 (0)		50 (0)
Fluoruret	mg/l <i>F</i>	07 - 1	1.5	07 - 1.7		0.7 - 1.7	
Klori organik total i ekstraktueshëm	mg/l <i>Cl</i>		0.05		0.1		0.2
Hekuri i tretur	mg/l <i>Fe</i>	0.1	0.3	1	2	1	
Manganezi	mg/l <i>Mn</i>	0.05		0.1		1	
Bakri	mg/l <i>Cu</i>	0.02	0.05 (0)	0.05		1	
Zinku	mg/l <i>Zn</i>	0.5	3	1	5	1	5
Bori	mg/l <i>B</i>	1		1		1	
Arseniku	mg/l <i>As</i>	0.01	0.05		0.05	0.05	0.1
Kadmiuni	mg/l <i>Cd</i>	0.001	0.005	0.001	0.005	0.001	0.005
Kromi total	mg/l <i>Cr</i>		0.05		0.05		0.05
Plumbi	mg/l <i>Pb</i>		0.05		0.05		0.05
Seleni	mg/l <i>Se</i>		0.01		0.01		0.01
Mërkuri	mg/l <i>Hg</i>	0.0005	0.001	0.0005	0.001	0.0005	0.001
Bariumi	mg/l <i>Ba</i>		0.1		1		1
Cianuri	mg/l <i>Cn</i>		0.05		0.05		0.05
Sulfatet	mg/l <i>SO₄</i>	150	250	150	250 (0)	150	250 (0)
Kloruret	mg/l <i>Cl</i>	200		200		200	
Tensioaktivë që reagojnë me blu-në e metilit	mg/l <i>ABS</i>	0.2		0.2		0.5	
Fosfatet	mg/l <i>P₂O₅</i>	0.4		0.7		0.7	
Fenolet (treguesi fenole)	mg/l <i>C₆H₅OH</i>		0.001	0.001	0.005	0.01	0.1
Hidrokarbure të tretura ose në emulsion	mg/l		0.05		0.2	0.5	1
Hidrokarbure aromatike policiklike	mg/l		0.0002		0.0002		0.001
Pesticide totale (parathion, <i>HCH</i> , dieldrinë)	mg/l		0.001		0.0025		0.005
Kërkesa kimike për oksigjen (<i>NKO</i>)	mg/l <i>O₂</i>					30	
Vlera e ngopjes në oksigjen të tretur	% <i>O₂</i> në 20 °C	> 70		> 50		> 30	
Kërkesa biokimike për oksigjen (<i>NBO₅</i>)	mg/l <i>O₂</i>	< 3		< 5		< 7	
Azoti Kjeldahl (<i>NO₃</i> i përjashtuar)	mg/l <i>N</i>	1		2		3	
Amoniaku	mg/l <i>NH₄</i>	0.05		1	1.5	2	4
Substanca të ekstraktueshme me kloroform	mg/l <i>SEC</i>	0.1		0.2		0.5	
Koliformët totalë në 37 °C	/100 ml	50		5000		50000	
Koliformët fekalë	/100 ml	20		2000		20000	
Streptokokët fekalë	/100 ml	20		1000		10000	
Salmonelat	/100 ml	Mungesë në 5000 ml		Mungesë në 1000 ml			

I = imperative jashtëzakonshme

U = udhëzuese

0 = rrethana metereologjike ose gjeografike të

3.17.2 Dekantimi primar

Uji që do të trajtohet, sidomos në periudhat e reshjeve, mund të përmbajë lendë pezull të sedimentueshme, e cila duhet eliminuar, me qëllim zhvillimin normal të procesit të

koagulimit dhe evitimin e harxhimit të tepërt të reagentëve. Për këtë qëllim, do të shërbejë vaska e dekantimit primar, e cila do të vendoset në hyrje të impiantit. Gjithësesi, është parashikuar një system by-pass-i, në rastet kur kalimi i ujit në vaskën e dekantimit nuk është i nevojshëm.

3.17.3 Flokulimi dhe dekantimi (kthjellim–flokulimi)

Kujtojmë se procesi i kthjellim-flokulimit ka si qëllim eliminimin e lendës pezull koloidale; ai përbëhet nga tri faza trajtimi: përzierja e shpejtë, përzierja e ngadaltë dhe sedimentimi. Gjatë fazës së përzierjes së shpejtë ndodh procesi i koagulimit, i cili konsiston në destabilizimin e thërmijave koloidale, nëpërmjet shtimit të reagentëve kimikë koagulantë (përgjithësisht kripëra të aluminit ose të hekurit trevalent), të cilat kur treten në ujë, reagojnë me alkalinitetin duke formuar komponime (hidrokside të aluminit ose të hekurit) në trajtë mikrofloku. Prosesi që zhvillohet gjatë fazës së përzierjes së ngadaltë, i quajtur flokulim, konsiston në formimin e flokëve dhe në bashkimin e tyre, të cilët hyjnë në kontakt gjatë përzierjes. Flokët e prodhuar kapin dhe lidhen me lendën koloidale pezull, e cila më pas sedimenton.

Zgjidhja e propozuar është ajo e zhvillimit të procesit të kthjellim-flokulimit në një basen të vetëm. Këto basene, në varësi të tipologjisë së impiantit, kanë mundësinë e riqarkullimit të llumrave të formuar në zonën e përzierjes, të cilat shërbejnë si bërthama në të cilat koagulantit vendoset, duke formuar brenda një kohe të shkurtër flokë më të mëdhenj dhe rezistentë, lehtësisht të dekantueshëm. Në krahasim me basenet e ndarë, përdorimi i një baseni të vetëm bën të mundur reduktimin e kohës së qëndrimit të ujit, volumetrisë së veprës dhe të konsumit të reagentëve.

3.17.4 Filtrimi

Zgjidhja e propozuar për procesin e filtrimit është ajo me filtra rëre të shpejtë, zgjidhje kjo mjaft e përshtatshme për impiante të prodhimit të ujit të madhësisë së mesme dhe të madhe.

3.17.5 Sistemi i dezinfektimit me hipoklorit natriumi

Pas procesit të filtrimit, uji i trajtuar do t'i nënshtrohet procesit të dezinfektimit. Sasia e hipokloritit që do të aplikohet, varet nga kërkesa afatshkurër dhe afatgjatë e ujit për klor. Zgjedhja e hipokloritit të natriumit (uji i Javel-it), rezulton si zgjedhja më ekonomike nga pikëpamja e kostos, por edhe praktike, pasi rreziku i formimit të nënprodukteve të klorifikimit (NPD) është mjaft i ulët, për vetë ngarkesën organike shumë të vogël që uji ka. Procesi konsiston në klorifikimin deri në *break-point*, dhe më pas aplikimin e një sasive shtesë për të patur një sasi klori mbetës në rrjet brenda kufijve të normës (0.2 – 0.3 mg/l).

3.17.6 Instalimi i analizatorëve për matje të vazhduar

Në hyrje dhe në dalje të impiantit të prodhimit të ujit të pijshëm, janë parashikuar centralina analizatorësh për matje të vazhduar të cilët janë të pajisur me instrumentat e mëposhtme:

- Matës i *pH* dhe temperaturës;
- Matës i oksigjenit të tretur;
- Matës i përcjellshmërisë;
- Matës i turbiditetit.

Sinjalet e vazhduar të këtyre matësive, dërgohen drejt postit të telekontrollit qendror ku administrohen nga sistemi SCADA - (Supervisory Control And Data Acquisition) - (matje, alarm, njoftim). Analizatori në hyrje është i vendosur në ambientin përkatës, në afërsi të dhomës së përzjerjes, për matjen e parametrave të ujit në hyrje të impiantit. Analizatori në dalje është i vendosur në ambientin përkatës, pranë rezervuarit grumbullues të ujit të prodhuar, për matjen e parametrave në dalje të impiantit, të destinuar për rrjetin shpërndarës. Në këtë mënyrë, në rastin kur ndonjëri prej parametrave del jashtë intervalit të vendosur që më parë, do të procedohet me verifikimin e shkaqeve: për të garantuar kështu gjithmonë një ujë të destinuar për konsum njerëzor. Analizatorët do të futen në ciklin e mirëmbajtjes së programuar të impiantit, me intervale tarimi të paravendosura, me qëllim që të garantojnë në çdo rast një matje të saktë.

3.17.7 Matës të prurjes me ultratinguj

Në hyrje dhe dalje të impiantit, është parashikuar futja e dy matësave me ultratinguj me kohë tranziti, me qëllim kontrollin e prurjes në hyrje dhe dalje të ciklit të trajtimit. Teknologjia e ultratingujve, e zgjedhur për matjen e prurjes, siguron një përqindje gabimi prej 1 % si dhe lehtësi në instalim; po ashtu edhe kostoja është e leverdishme në raport me teknologjitë e tjera (magnetike) për diametrat e tubave të përdorur.

Gjithashtu, trasduktorët e zgjedhur janë të tipit *clamp on*, të cilët kanë një instalim dhe mirëmbajtje të lehtë, në vend të atyre me futje, për të evituar shpimin e tubit.

Matësi në hyrje është i vendosur në një pusetë, në afërsi të valvolës rregulluese të fluksit, në mënyrë që të matë prurjen që hyn në impiant.

Matësi në dalje është i vendosur në një pusetë pas dhomës së manovrës së rezervuarit rregullues, në mënyrë që të kontrollojë prurjen në dalje të rezervuarit e destinuar për rrjetin shpërndarës të ujësjellësit.

Sinjalet e vazhduar të këtyre matësave, dërgohen drejt postit të telekontrollit qendror ku administrohen nga sistemi SCADA - (Supervisory Control And Data Acquisition) - (matje, alarm, njoftim). Analizatorët do të futen në ciklin e mirëmbajtjes së programuar të impiantit, me intervale tarimi të paravendosura, me qëllim që të garantojnë në çdo rast një matje të saktë.

3.17.8 Impianti i telekontrollit

Fazat e trajtimit të parashikuar, parashikojnë këto pajisje/makineri të cilat do t'i nënshtrohen telekontrollit:

Linja e ujit

- 1 analizator të vazhduar në hyrje (*pH*, oksigjeni i tretur, turbiditeti, përcjellshmëria, temperatura), i vendosur në ambientin përkatës, në afërsi të dhomës së përzjerjes;
- 1 matës të prurjes në hyrje, i vendosur në afërsi të valvolës rregulluese të fluksit;
- 1 basen kthjellim-flokulimi;
- 4 njësi (3 në funksionim, 1 rezervë) filtrimi mbi rërë me gravitet;

- 2 pompa (1 në funksionim, 1 rezervë) për riqarkullimin e ujit të lavazhit;
- 1 njësi për dozimin e hipokloritit;
- 1 analizator të vazhduar në dalje (*pH*, oksigjeni i tretur, turbiditeti, përcjellshmëria, temperature), i vendosur në ambientin përkatës, pranë rezervuarit grumbullues të ujit të prodhuar;
- 1 matës të prurjes në dalje, i vendosur pas dhomës së manovrës së rezervuarit rregullues.

Linja e llumrave

- Vaska për trashjen e llumrave;
- Filtër-presa për dehadritimin e llumrave.

Arkitektura *hardware* e sistemit të telekontrollit parashikon instalimin e një PLC Master pranë ndërtesës ku ndodhet salla e kuadreve të impiantit, i lidhur me kabëll me fibra optike me qendrën operative të mbikqyrjes dhe kontrollit, prej ku është i mundur menaxhimi dhe komandimi i krejt ciklit të trajtimit. Nga PLC Master i ndërtesës, salla e kuadrove të impiantit, shpërndahet rrjeti me kablllo optike që shkon tek 5 PLC Slave të vendosur në afërsi të aparaturave, në të cilat grupohen sinjalet e ardhur nga cikli i trajtimit, i përmendur më sipër:

1. Kthjellim-flokulimi
2. Filtrimi
3. Dezinfektimi me klor
4. Dhoma e manovrës së rezervuarit rregullues të ujit të pijshëm
5. Linja e llumrave.

Në këtë mënyrë PLC Master mbledh informacionet e ardhura nga terreni dhe ja transmeton Master-it kryesor të qendrës operative. Në rast se qendra operative është jashtë funksionit, është gjithmonë i mundur menaxhimi i ciklit të trajtimit nëpërmjet PLC Master të ndërtesës së shërbimeve.

3.17.9 Përmasimi

3.17.9.1 Linja e ujit

Dekantimi primar

Kjo etapë, e parashikuar për eliminimin e lëndës pezull të sedimentueshme, është e nevojshme për evituar mbingarkesat në etapën pasardhëse të koagulimit, dhe mbi të gjitha për të evituar konsumin e tepërt të reagentëve. Dimensionimi i vaskës së sedimentimit primar, do të bëhet në bazë të prurjes dhe ngarkesës sipërfaqore, si dhe raportin midis dimensioneve të bazës.

Të dhënat teknike të dekantorit primar:

- Lartësia e punës $H = 3.0$ m;
- Sipërfaqja në bazë: $A = 48.0$ m² (12.0×4.0 m);
- Koha e qendrimit; $t_q = 60.0$ min;
- Ngarkesa sipërfaqore: $v_0 = 3.0$ m/h;
- Prurja që do të trajtohet: $Q = 144.0$ m³/h.

Kthjellim-flokulimi

Parametrat e përdorur për përmasim janë:

- Koha totale e qendrimit të ujit, T_{qt} , e barabartë me raportin e vëllimit total të vaskës V_T dhe prurjes Q :

$$T_{qt} = \frac{V_T}{Q}$$

- Koha e qëndrimit të ujit në dhomën e përzierjes, t_{qt} , e barabartë me raportin midis vëllimit të dhomës së përzierjes V_{dh} dhe prurjes Q :

$$t_{qt} = \frac{V_{dh}}{Q}$$

- Ngarkesa hidraulike e aplikuar, c_i , në zonën e sedimentimit, e barabartë me raportin e prurjes Q dhe sipërfaqes A_{SED} :

$$c_i = \frac{Q}{A_{SED}}$$

Për parametrat e projektimit, marrim këto vlera:

$$T_{qt} = 1.8 \text{ h};$$

$$t_{qt} = 0.05 \text{ h};$$

$$c_i = 3 \text{ m/h}.$$

Vëllimi total, V_T , i basenit do të jetë:

$$V_T = Q \times T_{qt} = 144 \cdot 1.8 = 259.2 \text{ m}^3$$

Vëllimi i dhomës së përzierjes, V_{dh} , ku realizohet procesi i koagulimit, del:

$$V_{dh} = Q \cdot t_{qt} = 7.2 \text{ m}^3$$

Sipërfaqja e zonës së dekantimit përfitohet duke pjesëtuar prurjen me ngarkesën hidraulike të zbatuar:

$$A_{SED} = \frac{144}{3} = 48 \text{ m}^2$$

Lartësia e basenit, sipërfaqja e dhomës së përzjerjes dhe sipërfaqja totale e basenit, janë përkatësisht:

$$H = \frac{259.2}{48} = 5.4 \text{ m}$$

$$A_{dh} = \frac{7.2}{3} = 2.4 \text{ m}^2$$

$$A_T = A_{SED} = 48.0 \text{ m}^2$$

Marrim përmasat e dekantorit 12.0×4.0 m, ndërsa përmasat e dhomës së përzjerjes do të jenë: 1.0×4.0 m.

Filtrimi

Prurja maksimale prej $144.0 \text{ m}^3/\text{h}$, do t'i nënshtrohet një procesi filtrimi të shpejtë, i realizuar mbi 3 filtra rëre të shpejtë; në fazën e larjes së një filtri, d.m.th me dy filtra në funksionim, secili do të jetë në gjendje të trajtojë një prurje prej $72.0 \text{ m}^3/\text{h}$. Duke marrë si parametër përmasimi një shpejtësi filtrimi 8.0 m/h , sipërfaqja e një filtri do të jetë 6.0 m^2 .

Do të realizohen 4 filtra drejtkëndorë (nga të cilët njëri rezervë), secili i përbërë nga dy pjesë me përmasa 3.5×1.5 m, me sipërfaqe totale 10.5 m^2 secili. Pra shpejtësia e filtrimit do të jetë 4.6 m/h kur të tre filtrat janë njëkohësisht në punë dhe 6.9 m/h kur një filtër është në fazën e larjes. Për fazën e larjes së një filtri, e realizuar me ajër dhe ujë, do të kemi një shpejtësi të ajrit 60 m/h dhe një shpejtësi të ujit 25 m/h . Kemi këto prurje për ajrin dhe ujin:

$$Q_a = 630.0 \text{ m}^3/\text{h};$$

$$Q_u = 262.5 \text{ m}^3/\text{h}.$$

Stadi i parë i fazës së larjes realizohet me ajër për 5 – 10 minuta, stadi i dytë me ujë përsëri 5 – 10 minuta. Vëllimet e ajrit dhe ujit rezultojnë:

$$V_a = 52.5 - 105.0 \text{ m}^3/\text{larje}$$

$$V_u = 21.9 - 43.8 \text{ m}^3/\text{larje}$$

Dezinfektimi

Dezinfektimi do të realizohet me tretësirë $NaClO$ me përqëndrim 48 °chl (152 g Cl_2/l).

- Kërkesa teorike për klor: 0.4 mg/l Cl_2 ;
- Klor mbetës tek konsumatori: 0.2 mg/l Cl_2 ;
- Kërkesa totale për klor: 0.6 mg/l Cl_2 .

3.17.9.2 Linja e llumrave

Trashja e llumrave

Llogaritja e saktë e prurjes së llumrave mund të bëhet vetëm pas provave të Jar-Test me qëllim përcaktimin e tipit dhe sasisë së koagulantit që do të përdoret në fazën e kthjellim-flokulimit. Gjithësesi, duke supozuar një prodhim të përafërt llumrash të barabartë me 40 g LS (LS = lëndë në suspension) për m^3 uji të trajtuar, prurja maksimale e llumrave, QL , në hyrje të fazës së trashjes do të jetë:

$$QL = \frac{40 \times 144}{1000} = 5.76 \text{ kg } LS/h$$

Për pasojë, duke marrë si parametër projektimi, një vlerë të ngarkesës sipërfaqore të lëndës pezull, c_{LS} , prej 3 kg $LS/(m^2 \cdot h)$, sipërfaqja totale e fazës së trashjes, do të jetë:

$$A_T = \frac{QL}{c_{LS}} = \frac{5.76}{3} = 1.92 \text{ m}^2$$

Duke bërë të njëjtin arsyetim edhe për fazën e dekantimit primar, përmasat e trashuesit të llumrave, me seksion rrethor, do të jenë:

- Sipërfaqja: $A = 4.0 \text{ m}^2$
- Diametri: $D = 2.3 \text{ m}$
- Lartësia: $H = 3.5 \text{ m}$
- Vëllimi: $V = 15.0 \text{ m}^3$

Kondicionimi kimik dhe dehidratimi i llumrave

Duke parashikuar një funksionim të aparaturës së dehidratimit për 15 orë, dhe 5 ditë në javë, prurja maksimale e llumrave, QLD , në hyrje të fazës së dehidratimit do të jetë:

$$QLD = 5.76 \times \frac{24}{15} \times \frac{7}{5} = 12.9 \approx 13.0 \text{ kg LS/h}$$

Më tej, duke parashikuar një lagështi të llumrave prej 96 % në dalje të fazës së trashjes, prurja vëllimore, do të jetë:

$$Q_{LD} = \frac{QLD}{40} = \frac{13}{40} = 0.33 \text{ m}^3/\text{h}$$

Për trajtimin e dehidratimit, pajisja e propozuar është një filtër-presë me karakteristikat funksionale të mëposhtme:

- Prurja e trajtueshme: 30.0 kg LS/h;
- Përqindja e lëndës së thatë: 18 ÷ 25 % në funksion të përqindjes organike të llumit;
- Konsumi i polielektrolitit: 3 ÷ 4 g/kg LS.

Dozimi i polielektrolitit është parashikuar në hyrje të fazës së dehidratimit për kondicionimin kimik të llumit.

Tabela 3.6 - Raporti i analizave për ujin e lumit Radesh

	QENDRA E LABORATOREVE TESTUESE	DREJTORIA E AKREDITIMIT E KOSOVES
	RAPORTI PER FUNDIMTAR I TESTIMIT	
IKSHPK	Ver. 1.0	faqe 1 nga 2

**ANALIZA PERIODIKE FIZIKO-KIMIKE DHE MIKROBIOLOGJIKE E UJIT
NR. LUJ – 1.2.3-3635**

Emri i klientit: K.K. DRAGASH
Adresa e klientit: DRAGASH
Lloji i mostrës së testuar: UJE NGA LUMI RADESH
Data dhe koha e pranimit të mostrës: 13.07.2011, 08.00
Data dhe koha e kryerjes së testimit: 04.08.2011, 11.20
Metoda e marrjes së mostrës: ISO 5667-5-2006

ANALIZA PERIODIKE FIZIKO-KIMIKE E UJIT

Parametrat e testuar	Metoda standarte	Kufijtë e lejuar		Rezultatet e testimit
		Njësia	Vlera	
Temperatura		°C	8 – 12	23
Era	BS EN 1508:1999		Pa	Pa
Ngjyra	ISO 7887: 1994	°Co-Pt	10.0 – 20.0	Pa
Shija	BS EN 1508:1999		Pa	Pa
Fortësia	ISO 6059:1984	d°H	30	2.21
Klori i lirë (residual)	ISO 7393-1:2000	mg/l	0.2 – 0.5	0.0/0.0
Kloruret	ISO 9297:1989	mg/l	200	9.21
Turbullira	ISO 7027:1999	NTU	1.2 – 2.4	0.97
Vlera e pH	ISO 10523:2008		6.8 – 8.5/6.5 – 9.5	7.85
Mbetja pas avullimit	Gravimetri	mg/l	800 – 1000	48
Përqeshmëria	ISO 27888:1985	µS/cm	1500	67
Hekuri – Fe	ISO 6333:1986	mg/l	0.3	0.04
Mangani – Mn	ISO 6333:1986	mg/l	0.5	0.045
Alumini - Al	SMWW 3500 Al	mg/l	0.2	0.11
Sulfatet – SO ₄ ²⁻	ISO 9280:2000	mg/l	200	25.62
Amoniaku N-NH ₃	ISO 7150-5:1986	mg/l	0.1	0.03
Nitritet N-NO ₂ ⁻	ISO 6777:1984	mg/l	0.005	0.003
Nitratet N-NO ₃ ⁻	ISO 7890-2:1988	mg/l	10	0.2
Harxhimi KMnO ₄	ISO 8467:1993	mg/l	8 – 12	3.16
Dioksid karboni – CO ₂	SMWW 4500 CO ₂	mg/l	4900	
Magnezi – Mg	ISO 6059:1984	mg/l	50	5.34
Azoti – N	SMWW 4500 N	mg/l	1.0	Nd
Oksi gjeni – O ₂	SMWW 2710 B	mg/l	5	5.5
Fenolet	SMWW 5530 B	mg/l	0.005	0.00
Bakri - Cu	SMWW 3500 Cu	mg/l	2.0	
Fosfori - P	ISO 6878:2004	mg/l	1.5	0.00
Zinku - Zn	ISO 3815-1:2005	mg/l	3.0	
Fluoruret	SSH 2639-17:1989	mg/l	1.5	0.06
Cianuret	SMWW 4500 CN	mg/l	0.05	< 0.002
Kromi VI-Cr	SMWW 3500 Cr	mg/l	0.05	0.01
Kalciumi Ca	ISO 6059:1984	mg/l	200	6.4
Bikarbonatet – HCO ₃	SSH 2639-22:1999	mg/l		183.0
Karbonatet – CO ₃	SSH 2639-23:1999	mg/l		90.0
Jodi – I	SMWW 4500 I	mg/l		< 0.05
Bori - B	SMWW 4500 B	mg/l		0.006

	QENDRA E LABORATOREVE TESTUESE	DREJTORIA E AKREDITIMIT E KOSOVES
	RAPORTI PER FUNDIMTAR I TESTIMIT	
IKSHPK	Ver. 1.0	faqe 2 nga 2

ANALIZA PERIODIKE MIKROBIOLOGJIKE E UJIT

Parametrat e testuar	Metoda standarte	Lloji i ujit	Kufijtë e lejuar	Rezultatet e testimit
Numri i përgjithshëm i bakterieve koliforme në 100 ml	ISO 9388-1:2003	I pastër	0	> 300
		Burim i mbyllur	deri 10	
		Burim i hapur	deri 100	
Bakteriet koliforme me origjinë fekale në 100 ml	ISO 9388-1:2003	Ujrat e pijshëm	0	0
Numri i përgjithshëm i bakterieve të gjalla në 1 ml në 39 °C	ISO 6222:1999	I pastër	10	> 300
		Burim i mbyllur	deri 100	
		Burim i hapur	deri 300	
Streptokokët me origjinë fekale në 100 ml	ISO 7899-2:2000	Ujrat e pijshëm	0	0
Numri i përgjithshëm i bakterieve sporogjene sulfidoreduktuese në 100 ml		I pastër	0	0
		Burim i mbyllur	deri 1	
		Burim i hapur	deri 10	
Pseudomonas aeruginosa		Ujrat e pijshëm	0	0

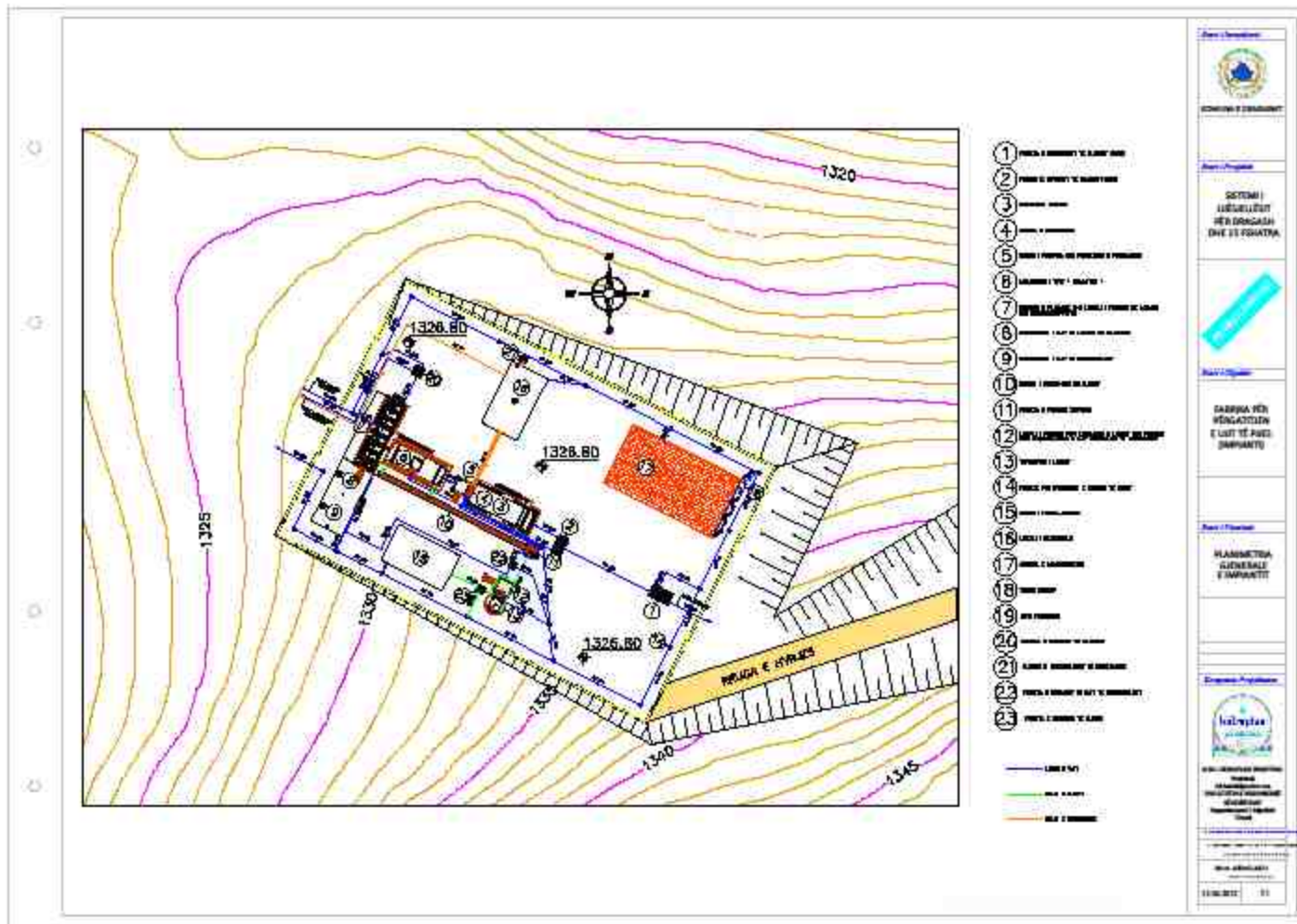


Figura 3.8 – Planimetria e përgjithshme e impiantit të Dragashit

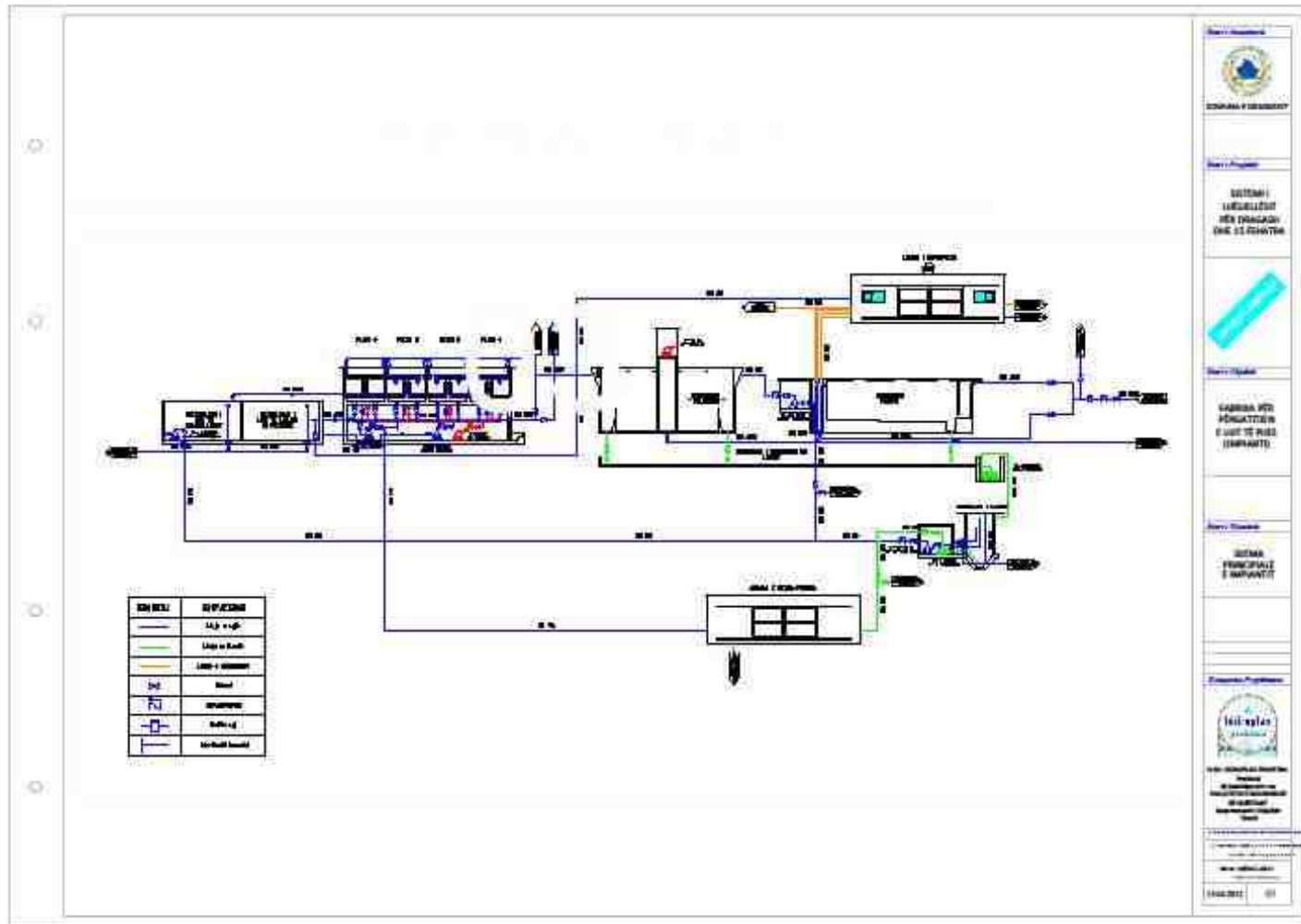


Figura 3.9 – Skema principale e impiantit të Dragashit

KAPITULLI IV. RASTI I STUDIMIT – IMPIANTI I PRODHIMIT TË UJIT TË PIJSHËM NË BOVILLË

4.1 KONSIDERATA TË PËRGJITHSHME

Zanafilla e Bovillës është ajo e nevojës për ujë në ujitjen e tokave bujqësore, kryesisht të rrethit të Tiranës dhe Krujës. Që më 07 janar 1985, Ministria e Bujqësisë jepte detyrën e projektimit për rritjen e aftësive ujitëse për 45 ha, dhe përmirësimin e 7300 ha të tjerë, si dhe zëvendësimin e ujitjes me ngritje mekanike për 2300 ha tokë në rrethet e Tiranës dhe Krujës. Evoluimet e njëpasnjëshme në detyrat e projektimit, kishin si qëllim zgjidhjen e problemit të bujqësisë me sigurimin e sasive të nevojshme, i cili ishte më madhori për kohën e atëhershme, por që mbetet i rëndësishëm edhe sot.

Historia e kompletimit të kësaj vepre, e ndërthurur edhe me faktorët historikë të viteve të fundit, pati një rezultat pozitiv. Pas një ndalesë disa vjeçare, u bë e mundur që Tiranës t'i sigurohej furnizimi me ujë komunal dhe nevoja bujqësore, edhe pse jo në mënyrë optimale për shkak të një rrjeti shpërndarës të amortizuar dhe problematik, pavarësisht ndërhyrjeve të herëpashërëshme për rehabilitimin e tij.

Studimi, projektimi dhe realizimi i nyjes hidroteknike të Bovillës në gjendjen aktuale, përkon me projektin e hartuar nga ISPH, i aprovuar në Institut në Këshillin Tekniko – Shkencor, me Vendim nr. 211, datë 02 mars 1989, në Ministrinë e Ndërtimit me Vendim nr. 54, datë 13 maj 1989, në KKDM me Vendim nr. 11, datë 8 korrik 1989, dhe më pas në Këshillin e Ministrave me Vendim nr. 279, datë 05 qershor 1989, në të cilin, midis të tjerash, thuhet "...për qëllime komunale do të përdoren 57 milion m³ ujë, ndërsa pjesa tjetër prej 30 milion m³, do të përdoret për ujitje...."

Kjo shënon menaxhimin e veprës së parë hidroteknike shumëpërdorimshe, ku uji do të shfrytëzohej në mënyrë pothuajse integrale, pasi përveç shfrytëzimit të tij për ujë komunal, bujqësi, ekologji, peshkim, mendohej si mundësi e hapur edhe perspektiva për turizëm të kontrolluar.

Rezervuari i Bovillës është ndërtuar mbi lumin Tërkuzë, në hyrje të grykës së ngushtë të gëlqerorëve të Bovillës. Për shfrytëzimin e ujrave të basenit ujëmbledhës, u studjuan disa akse, dhe konkretisht:

- Aksi nr. 1, i cili ndodhet në grykën e gëlqerorëve të Bovillës;
- Aksi nr. 2, i cili ndodhet 1.5 km mbi grykën e Bovillës, në formacione flishore;
- Aksi nr. 3, i cili ndodhet 3 km mbi grykën e Bovillës, në formacione flishore.

Pavarësisht nga disa probleme në lidhje me masat e kundërfiltrimit që duhet të merreshin në bazamentin dhe shpatet e digës, më i përshtatshmi nga të gjithë rezultoi aksi 1.

Tipi i digës më i përshtatshëm rezultoi diga me material vendi, me prizma zhavorri dhe ekran të papërshkueshëm prej betoni të armuar, i cili më vonë u zëvendësua me ekran gjeotekstili, duke futur kështu teknologjinë bashkëkohore, me përfitime të rëndësishme dhe të gjithanëshme.

Projektideja e ujëmbledhësit të Bovillës është studjuar nga ISPH në bazë të Vendimit të Këshillit të Ministrave nr. 13, datë 13 janar 1989, ku citojmë”...diga për krijimin e ujëmbledhësit do të ndërtohet në aksin nr. 1 në grykën gëlqerore. Me këtë vepër do të ujitën 17 mijë ha tokë në rrethin e Tiranës dhe të Krujës, prej të cilëve 15 mijë ha bonifikim ujitjeje dhe 2 mijë ha ujitje për herë të parë, si dhe do të bëhet furnizimi me ujë i qytetit të Tiranës. Vëllimi i dobishëm i rezervuarit do të jetë 80 milion m³ ujë...”

Në ujëmbledhësin e Bovillës mund të grumbullohen 80 milion m³ ujë në nivelin normal (kuota 318 m), por së bashku me rezervuarët e Cërkezës, Tapizës dhe stacionet pompuese ekzistuese, mund të përpunohet një rrjedhje mesatare vjetore në aksin nr. 1 prej 105 milion m³ ujë.

Për të dhënë efekte zbutjeje në efektivitetin ekonomik, fizibilitetin dhe në përputhje me plotësimin e funksionit bazë të asaj kohe (ujitjes), vepra u parashikua të hynte në punë sipas fazave të mëposhtme:

- Në vitin 1990, të jepej për bujqësinë 2 milion m³ ujë;
- Në vitin 1991, të jepej për bujqësinë 4 milion m³ ujë;

- Në vitin 1992, të jepej për bujqësinë 6 - 7 milion m³ ujë;
- Në vitin 1993, vepra do të ishte gati për grumbullimin e 80 milion m³ dhe përpunimin e plotë të rrjedhës (ngarkesë e plotë).

4.2 IMPIANTI HIDROTEKNIK I BOVILLËS

Diga e Bovillës ndërpret rrjedhën e lumit Tërkuzë në grykën e ngushtë të Zall – Herrit, të ndërftuar në gëlqerorët dolomitikë të vargmalit Krujë – Dajt, 15 km në verilindje të Tiranës.

Pozicioni i veçantë i aksit të digës lejon formimin e një rezervuari me kapacitet 80 milion m³ ujë. Prita është realizuar me anën e një dige homogjene me materiale të shkrufta, me gjatësi kurore rreth 130 m, ndërsa në pikën më të ulët seksioni i shtratit është shumë më i ngushtë. Vëllimi i ujit të pijshëm që mund të merret nga rezervuari është rreth 55 milion m³ në vit; pjesa tjetër prej 30 milion m³ do të shërbejë për ujitje. Në të ardhmen është parashikuar gjithashtu që liqeni të përdoret edhe për qëllime energjitike.

Baseni hidrografik, i shtrirë në një sipërfaqe prej 98 km², është në gjendje të sigurojë një prurje mesatare në grykë prej 3.3 m³/sek. Me një koeficient sigurie 75 %, vëllimi mesatar vjetor është 78 milion m³ dhe prurja mesatare e përdorshme 2.74 m³/sek.

Punimet për ndërtimin e veprës, të ndërprera në vitin 1989, rifilluan në fund të tetorit 1993, dhe iu besuan, sipas një procedure të rregullt konkurruese, firmës AlbaInfrastruktura sh.p.k, shoqëri me të drejta shqiptare e krijuar nga ItalStrade s.p.a, e grupit shtetëror IRI FINTECNA dhe nga NARR, ndërmarrje shtetërore shqiptare.

Të gjitha veprat e impiantit hidroteknik janë të vendosura në shkëmbinj karbonatikë të Kretakut të Sipërm dhe të Palogjenit të Poshtëm. Këto formacione, të përfaqsuara kryesisht nga gëlqerorë dolomitikë organogjenë mikrokristalorë, përbëjnë bazamentin e gjithë pjesës luginore dhe të seksionit pritës dhe lartësohen mbi të dy brigjet, duke e kaluar në mënyrë të dukshme kuotën e nivelit maksimal të rezervuarit.

Diga është ndërtuar me material vendi me vëllim rreth 650000 m³. Materiali mbushës, i përbërë nga konglomerate të natyrës zhavorro-ranore, është marrë nga depozitimet aluvionale të lumit Tërkuzë, që ndodhen në zonën e biefit të sipërm të digës.

Papërshkueshmëria e digës është realizuar mbi skarpatën e biefit të sipërm, dhe shtrihet në tokë me anën e një perdeje çimentimi. Ajo është garantuar me anën e një gjeomembrane prej PVC, e termoçiftuar me fibra poliestre të pathurura, e shtrirë mbi të gjithë sipërfaqen e skarpatës dhe e lidhur gjatë perimetrit të kontaktit me terrenin natyror, me perden e çimentimit. Në fund të biefit të poshtëm të digës ndodhet prizmi i ndërtuar me gurë gëlqerorë të fraksioneve nga 100 deri 300 mm. I njëjti material vesh të gjithë skarpatën mbi të cilën zhvillohet rruga e shërbimit për në kurorën e digës dhe në sheshet e manovrimit të impiantit.

Pjerrësia e skarpatëve të digës është 1 : 1.6. Lartësia ndërmjet pikës më të ulët të themelit dhe kurorës është rreth 91 m. Veprat kryesore hidroteknike të impiantit të Bovillës janë:

- Galeria e devijimit;
- Vepra e shkarkimit dhe e marrjes së ujit për bujqësinë;
- Vepra e marrjes së ujit të pijshëm dhe galeritë e kaptazhit të burimeve.

Perdja e kundërfiltrimit rrethon ekranin e digës, mbi të cilin është mbështetur sistemi i papërshkueshmërisë së digës, dhe është e shtrirë në mënyrë të përshtatshme në të dyja shpatullat në kuotën e kurorës, në mënyrë që të kapë dhe të vulosë, disa çarje të shkëmbit në të majtë dhe shtrihet në mënyrën e duhur brenda formacionit flishor në të djathtë.

Vepra u vu në shfrytëzim në vitin 1999.

Pellgu ujëmbledhës ka një kapacitet 80 milion m³ ujë dhe thellësi maksimale 60 m; ky kapacitet krijon mundësinë e përpunimit të vëllimit mesatar vjetor që sjell lumi i Tërkuzës, i vlerësuar rreth 105 milion m³ ujë. Nga rezervuari i Bovillës merren rreth 1800 l/s ujë, sasi e cila trajtohet në impiantin e prodhimit të ujit të pijshëm, dhe pastaj shpërndahet në rrjetin e furnizimit me ujë të qytetit të Tiranës, duke siguruar furnizimin e një popullsie prej 700.000 banorësh.

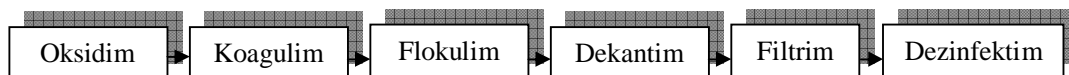
4.3 GJENDJA FIZIKO-GJEOGRAFIKE E PELLGUT UJËMBLEDHËS

Baseni hidrografik ka një sipërfaqe rreth 98 km² dhe përfshin pjesën e sipërme të lumit të Tërkuzës dhe të degëve të tij. Ajo çka dallohet qartë në relievin e kësaj zone, është

fragmentimi i madh si horizontal, ashtu edhe vertikal, duke formuar shpesh lugina të thella me gryka mjaft të ngushta. Shpatet dhe kreshtat janë shkëmbinj me përbërje karbonike, ndërsa luginat e poshtme kanë përbërje ranore të ndërthurur me argjilorë. Një pjesë të rëndësishme në formimin e këtij relievi, ze veprimi shumë i zhvilluar i rrjetit hidrografik, i cili mund të arrijë një prurje mesatare $3.3 \text{ m}^3/\text{s}$. Në varësi të stinës, rrjedhjet ujore mund të shterojnë, por edhe mund të shndërrohen në lumenj të vërtetë malorë gjatë periudhës së shirave. Ky fenomen përbën shkakun e formimit të shtretërve të ngushtë dhe mjaft të pjerrët, ku përrenjtë malorë kalojnë në terrene të ashpra dhe të copëzuara. Zona përreth ujëmbledhësit dallohet nga mbizotërimi i tokave kafe dhe të murrme pyjore. Si rrjedhojë, bimësia paraqitet shumë e pasur me formacione drusore, me shtrirje vertikale të qartë.

4.4 TEKNIKAT QË PËRDOREN NË TRAJTIMIN E UJIT NË IMPIANTIN E BOVILLËS

Impianti i trajtimit të ujit në Bovillë, me kapacitet maksimal 1800 l/s , furnizohet me ujë të patrajtuar nga liqeni i Bovillës. Ky ujë, duke u nisur nga parametrat që paraqet, mund të rradhitet ndërmjet ujrave sipërfaqësorë të një cilësie të mirë, dhe deri tani nuk ka kërkuar teknika të veçanta të përpunimit të tij; procesi teknologjik është një impiant klasik, i skematizuar këtu më poshtë:



Në partitar dozohen polikloruri i aluminit (10 %), acidi klorhidrik (31 – 33 %), hipokloriti i natriumit (12 – 14 %) dhe bëhet përzjerja e shpejtë dhe uniforme në ujë. Dozimi i reaktivëve të mësipërm në ujë realizohet me anën e pompave dozuese të tipit volumetrik me membranë. Për secilin kimikat janë montuar dy pompa, njëra është në punë dhe tjetra rezervë, secila me prurje maksimale përkatësisht 124 l/h dhe 197 l/h dhe me kontroll automatik. Uji i koagulluar, nëpërmjet tri portave ndarëse, kalon në klariflokulatorët, të cilit janë të tipit PULSATOR me shtrat balte dhe me kapacitet 600 l/s secili. Këtu uji i nënshtrohet një përzjerjeje të ngadaltë në këmbanën e pulsatorit, për të realizuar flokulimin. Fillimisht, uji futet në një këmbanë qendrore, e cila boshatiset me intervale të rregullta. Sistemi i mbushjes dhe i boshatisjes së këmbanës realizohet nga vënia nën

vacuum e këmbanës, e pasuar nga rivënia nën presion atmosferik. Pra shtrati i baltës i nënshtrohet lëvizjeve të alternuara: në ulje gjatë ngritjes së nivelit të ujit në këmbanë, si pasojë e thithjes së ajrit nga aspiratori i vendosur në kokën e këmbanës dhe në ngritje kur këmbana vendoset nën presion atmosferik.

Më pas, uji kalon në baterinë e filtrave, e cila është e përbërë nga tetë filtra me rërë të tipit me gravitet, të shpejtë, që janë tipi më i përdorur i filtrave në uzinat e mëdha të prodhimit të ujit të pijshëm. Materiali filtrues qëndron në vend dhe rrjedhja e ujit bëhet nga lart – poshtë.

Filtrat janë të pajisur me një impiant automatik larjeje, i cili automatikisht bën lavazhin e filtrave, në varësi të shkallës së mbushjes së tyre. Kështu, kur mjedisi filtrues kolmatohet, bëhet kundërlarja e tij me ujë dhe ajër, duke ndryshuar kahun e rrjedhjes së ujit. Në këtë rast, mjedisi filtrues ngrihet në ekspansion dhe thërmijat e papastërtive, shumë më të lehta se grimcat e rërës, shpëputen prej tyre dhe nxirren drejt kanalizimeve nëpërmjet ulluqeve ndarës.

Që proceset e mësipërme të jenë efektive, duhet të bëhet korrigjimi i pH , i cili duhet të përfshihet në intervalin 7.5 – 7.8; për këtë bëhet acidifikimi i ujit duke shtuar acid klorhidrik në partitar. Pas proceseve të koagulim – flokulimit, dekantimit dhe filtrimit, turbiditeti i ujit të trajtuar paraqitet shumë i ulët, i rendit 0.15 – 0.3 NTU.

Karboni aktiv pluhur është depozituar në një sillos të mbështetur mbi katër këmbë. Në pjesën e sipërme të sillosit, është vendosur një filtër ajri dhe një pajisje sigurie presioni. Koni i sillosit është i pajisur me një valvol fryrëse për të mbajtur në gjendje pezullie pluhurin e karbonit aktiv që ndodhet në të. Nën daljen e poshtme të sillosit është instaluar një hinkë, e cila mbushet here pas here në sajë të dy sensorëve të kontrollit të nivelit. Hinka është vendosur mbi një ushqyes dozimi volumetrik. Dalja e ushqyesit është e lidhur me seksionin e futjes së pompës së ujit për të transportuar përzjerjen e karbonit në pikën e injektimit.

Një nga parimet e zbatuar në çdo hallkë të procesit teknologjik, është ai i reciklimit. Kështu, reciklohen uji i lavazhit të filtrave, uji i trashuesve të llumrave, etj, duke e bërë procesin më ekonomik nga njëra anë, dhe nga ana tjetër, duke ruajtur natyrën në zonën përreth impiantit.

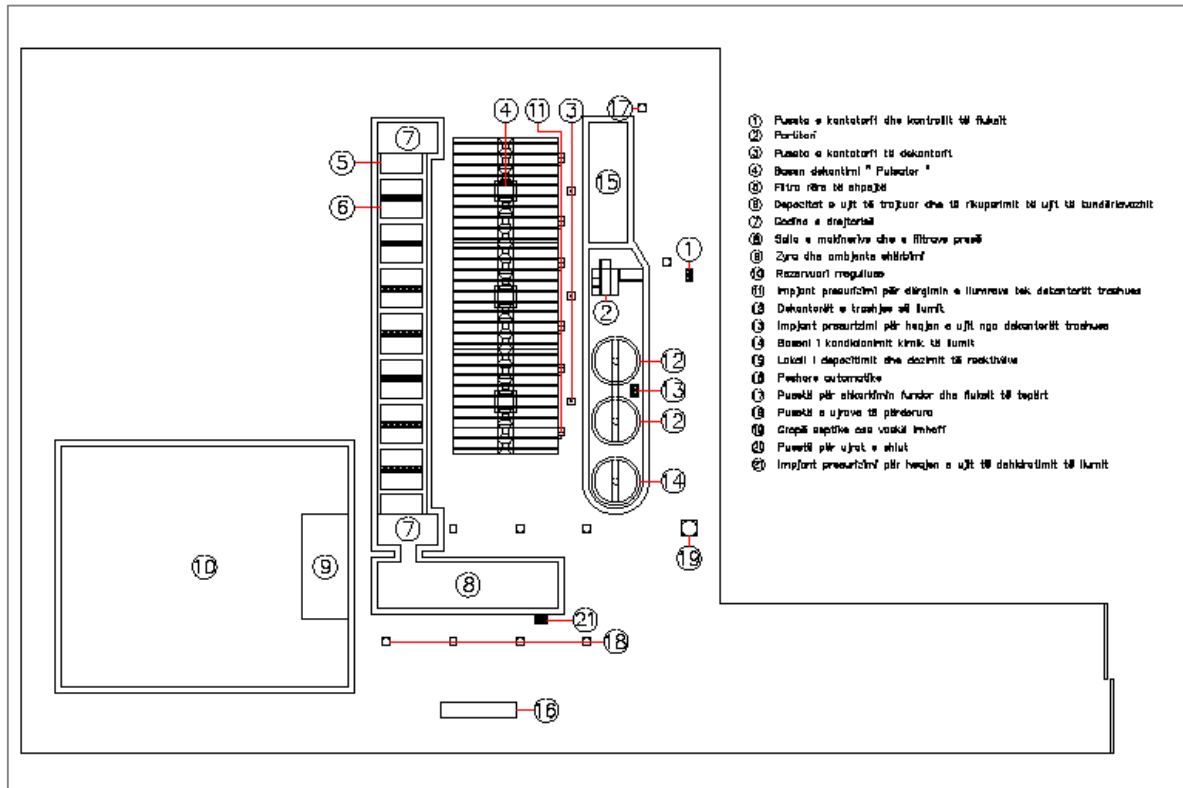


Figura 4.1 – Planvendosja e impiantit të Bovillës

Ndërsa tabela e mëposhtme, paraqet të dhënat e analizave kimike dhe biologjike të ujit në hyrje të impiantit të prodhimit të ujit të pijshëm të Bovillës:

Tabela 4.1 – Analizat kimike dhe biologjike të ujit në hyrje të impiantit

	Parametrat	Vlerat
Oksidabiliteti	Konduktiviteti ($\mu\text{S}/\text{cm}$ në 20 °C)	304
	Temperatura (°C)	9.0
	<i>pH</i>	8.2
	O_2 i tretur (mg/l)	11.3
	O_2 i tretur në % të ngopjes	-
	Oksidueshmëria (TP) (mg/l)	0.88
N	NH_4 (mg/l)	0.033
	NO_3 (mg/l)	1.36
Toksikët	<i>Fe</i> (mg/l)	0.15
	<i>Mn</i> (mg/l)	0.015
	<i>Cu</i> (mg/l)	0.003
	<i>Zn</i> (mg/l)	0.05
	<i>Cd</i> (mg/l)	< 0.001
	<i>Pb</i> (mg/l)	< 0.005
	<i>Hg</i> (mg/l)	0.0001
	<i>Ni</i> (mg/l)	0.002
Bilogjia	Koliformët totalë (të numëruar për 100 ml)	47
	Koliformët fekalë (të numëruar për 100 ml)	2
	Streptokokët fekalë (të numëruar për 100 ml)	23

Nga krahasimi i parametrave të mësipërm me vlerat e dhëna nga standartet, rezulton se uji i rezervuarit të Bovillës mund të klasifikohet si një ujë midis klasave 1A dhe 1B (Tabela 3.1) dhe i klasës A1 (Tabela 3.5). Për pasojë, kemi të bëjmë ende me një ujë i cili paraqet kërkesa minimale trajtimi. Për një ujë të një cilësie të tillë, impianti që mund të rekomandohet do të ishte ajo e cila do të përmbante etapat bazë.

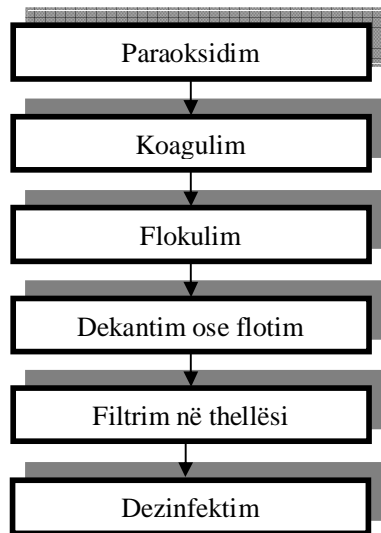


Figura 4.2 – Skema teknologjike e impiantit të Bovillës

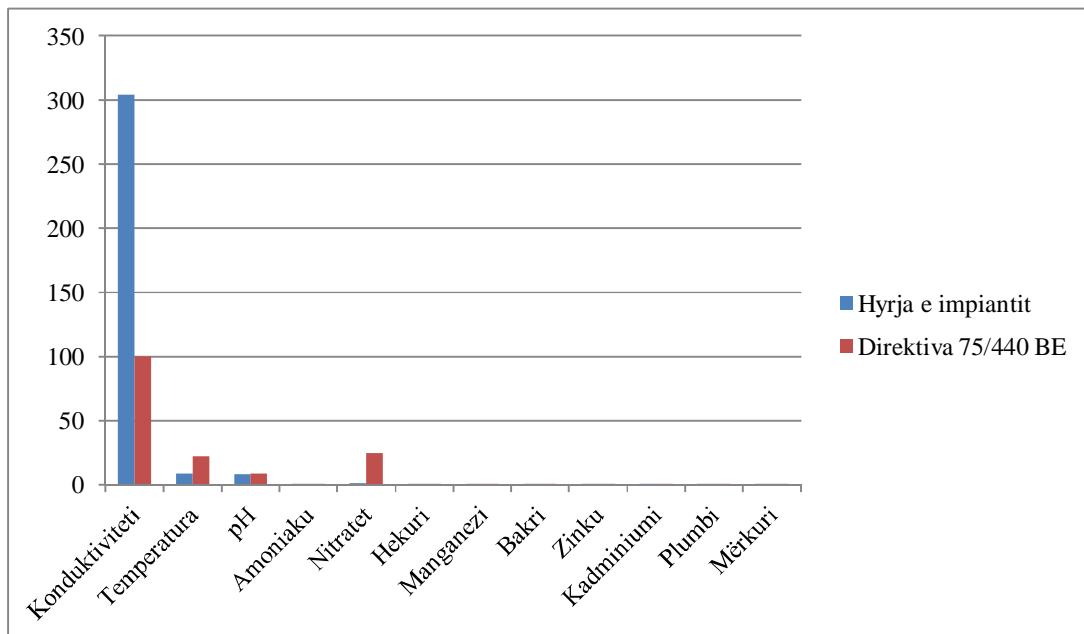


Figura 4.3 – Krahasimi i vlerave të analizave kimike në hyrje të impiantit me Direktivën 75/440 BE

Lidhur me etapën e paraoksidimit, ajo kërkon vëmendje të veçantë për dy arsye:

- Duke patur parasysh perspektivën e evoluimit të cilësisë së burimit si ujë rezervuari, do të ishte i rekomandueshëm përdorimi i një oksiduesi tjetër, p.sh bioksidi i klorit, për të evituar formimin e produkteve të klorifikimit si pasojë e përdorimit të hipokloritit;
- Ende është i panjohur efekti i paraoksidimit mbi topogramën e koagulim-flokulimit. Do të ishte i nevojshëm realizimi i testeve laboratorikë me oksidues të ndryshëm (në kushtet aktuale me oksiduesit e disponueshëm, $NaClO$ dhe ClO_2) për të njohur ndikimin e dozës së oksiduesit të përdorur mbi zonën e pH optimal të koagulimit. Kjo mund të përbënte objektin e një studimi të mëvonshëm.

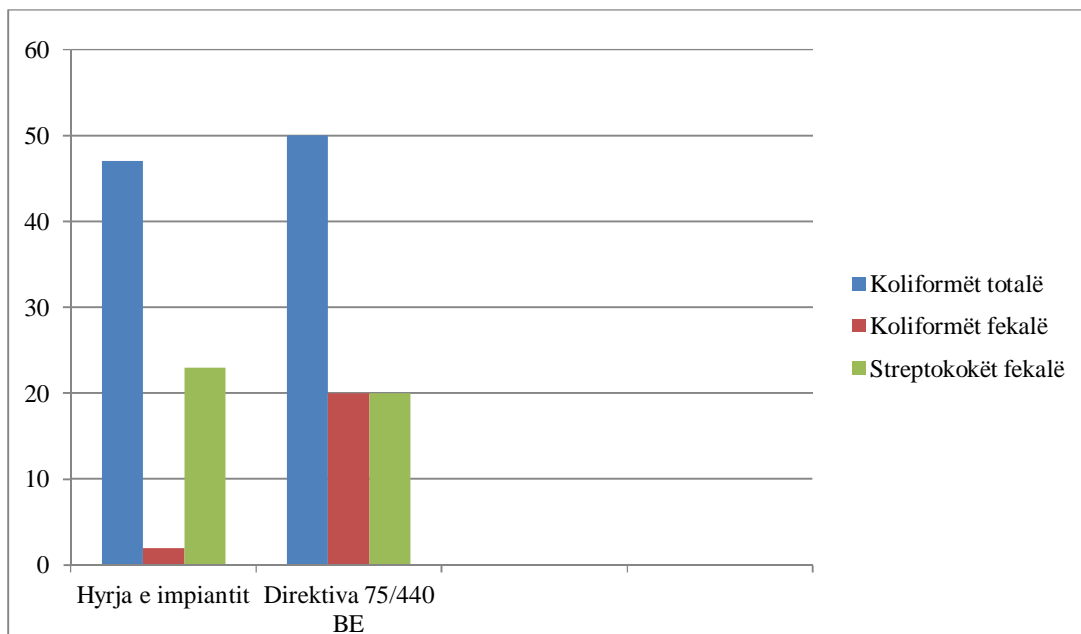


Figura 4.4 – Krahasimi i vlerave të analizave biologjike në hyrje të impiantit me Direktivën 75/440 BE

4.5 STUDIMI I FORMIMIT TË THM GJATË ETAPAVE TË TRAJTIMIT

Për studimin e formimit të THM të ujit të Bovillës, është përdorur metoda 551 EPA, e cila studjon përqëndrimin e nënprodukteve të dezinfektimit (klorifikimit) me anën e ekstraktimit të lëngët dhe kromatografi gazore me detektim. Me këtë metodë janë

analizuar mostra uji pas çdo etape dhe është e mundur të përcaktohet sasia e karbonit aktiv pluhur për uljen e përqendrimit të THM.

1. Qëllimi dhe mënyra e aplikimit të metodës

Metoda 551 EPA është e aplikueshme për përcaktimin e analitëve (substancave) të mëposhtëm të pranishëm në ujin bruto, ujin pas etapave të ndryshme të trajtimit dhe ujin e destinuar për konsum:

Tabela 4.2 – Analitët e përcaktuar me metodën 551 EPA

Nr.	Analiti	Numri i Regjistrimit të Abstrakteve Kimike (CAS)	Klasifikimi
1.	Bromokloroacetoni	83463-621-1	NPD ^(*)
2.	Bromodiklorometan	75-27-4	NPD
3.	Bromoform	75-25-2	NPD
4.	Tetraklorur karboni	56-23-5	Solvent
5.	Kloral hidrat	75-87-6	NPD
6.	Kloroform	67-66-3	NPD
7.	Kloropikrinë	76-06-2	NPD
8.	Dibromoacetoni	3252-43-5	NPD
9.	Dibromodiklorometan	124-48-1	NPD
10.	1.2 Dibromo-3-kloropropan	96-12-8	Solvent ^(*)
11.	1.2 Dibromoetan	106-93-4	Solvent ^(*)
12.	Dikloroacetoni	3018-12-0	NPD
13.	Trikloroacetoni	545-06-2	NPD
14.	Tetrakloroetilen	127-18-4	Solvent
15.	1.1.1 Trikloroetan	71-55-6	Solvent
16.	Trikloroetilen	79-01-6	Solvent
17.	1.1.1-Trikloro-2-propanon	918-00-3	NPD
18.	1.1 Dikloro-2-propanon	513-88-2	NPD

Metoda mundëson analizimin e 12 produkteve anësore të klorifikimit të ujit dhe 6 tretësve të organokloruar. Analitët e shënuar me ^(*) janë të klasifikuar si kancerogjenë ose të dyshuar si të tillë për njeriun dhe gjitarët.

2. Përshkrimi i metodës

Një alikuotë prej 35 ml e mostrës ekstrahohet me 2 ml metiltetra-butiletër (MTBE). Merren nga ekstrakti 2 µl dhe injektohen në aparatën GK i pajisur me kollonë kapilare prej silici të shkrirë dhe dedektor me kapje elektronesh (DKE). Gjithashtu ekstrahohen dhe

analizohen tretësira ujore kalibrimi, në mënyrë që të kompensohen humbjet që ndodhin gjatë ekstraktimit. Koha e nevojshme e ekstraktimit dhe e analizës për një mostër tipike është 40 – 50 minuta duke përdorur kolonën primare. Konfirmimi i rezultateve të marra mund të realizohet duke përdorur një kollonë tjetër, ose me kromatogas me spektrometri mase (GKMS).

4. Aparatet dhe pajisjet

- Fiola qelqi 40 ml, me kapak me vidë dhe me septë tefloni. Përpara përdorimit, fiolat dhe septat lahen me detergjent dhe pastaj shplahen me ujë dhe me ujë të distiluar. Lihen të thahen në temperaturën e dhomës; fiolat futen në furrë në 400 °C për 30 minuta. Pasi nxirren nga furra lihen të ftohen në një vend larg substancave organike.
- Fiola 1.8 ml me kapak me vidë.
- Mikroshiringa 10 µl, 25 µl, 50 µl, 100 µl dhe 200 µl.
- Pipeta qelqi 2 ml.
- Balona volumetrikë 10 ml, 100 ml dhe 250 ml me tapë zmerili.
- Pipeta Pasteur.
- Enë për ruajtjen e solucionëve standarte: shishe 15 ml prej qelqi të errët, me kapak dhe septë tefloni.
- *pH*-metër me saktësi matjeje ± 0.2 njësi, në kufirin 4 – 8.
- Letër indikatore për *pH*, për *pH* = 3 – 3.5 dhe *pH* = 6 – 8 për matjen fillestare dhe rregullimin e *pH* në fushë.

4. Sistemi i kromatografisë gazore

Aparati i përdorur është i tipit Varian Star 2000, me temperaturë të programueshme, i pajisur me kollonë kapilare, injektor splitless dhe dedektor me kapje elektronesh.

Të dhënat:

- Kollona A: diametri i brendshëm 0.32 mm, gjatësia 30 m, kollonë kapilare prej silici të shkrirë, me fazë të lëngët metilpolisiloksan të lidhur kimikisht;
- Lloji dhe shpejtësia e gasit vektor: helium, 23 cm/s në 35 °C;
- Programimi i temperaturës së furrës: 35 °C për 9 minuta, me rritje 1 °C/min deri në 40 °C, ku mbahet për 3 minuta, rritje e temperaturës me 6 °C/min deri në 120 °C, ku mbahet deri sa të eluojnë të gjitha komponimet e pritura. Rritje e temperaturës deri në 150 °C, ku mbahet për 5 minuta.
- Temperatura e injektorit: 200 °C, koha e mbylljes së splitit 30 sekonda;
- Temperatura e dedektorit: 290 °C;
- Kollona B: diametri i brendshëm 0.32 mm, gjatësia 30 m, kollonë kapilare prej silici të shkrirë, me fazë të lëngët 50 % trifluoropropil të lidhur kimikisht;
- Lloji dhe shpejtësia e gasit bartës: helium, 27 cm/s;
- Programimi i temperaturës së furrës: 30 °C për 11 minuta, rritje e temperaturës me 10 °C/min deri në 120 °C, ku mbahet deri sa të eluojnë të gjitha komponimet e pritura. Rritje e temperaturës deri në 150 °C, ku mbahet për 5 minuta.

5. Reagentët dhe materialet e konsumit

- Metiltetrabutyleter (MTBE) i pastërtisë së lartë. Në qoftë se është e nevojshme, bidistilohet;

- Aceton i pastërtisë së lartë;
- Klorur natriumi, përpara përdorimit vendoset në furrë mufël, ngrohet deri në 400 °C dhe mbahet për 30 minuta. Ruhet në shishe të mbyllur;
- Ujë reagent: ujë që nuk përmban sasi të matshme të analitëve apo të ndonjë substance tjetër interferuese. Mund të përdoret një i distiluar, i filtruar në karbon aktiv. Cilësia e ujit reagent provohet çdo ditë;
- Tretësirë e acidit klorhidrik 0.2 N dhe 1 N, për rregullimin e pH të mostrave.

6. Procedura e përgatitjes së mostrave

Pas çdo etape të trajtimit të ujit në impiantin e Bovillës është marrë një mostër me 250 ml ujë. Me këtë ujë mbushet një fiolë 40 ml, të cilës i matet pH fillestar, hidhet në të 10 μ l konservues (tretësirë NH_4Cl), i matet përsëri pH , dhe më pas trajtohet me pika HCl 1 N dhe 0.2 N dhe së bashku me sasinë e ujit u shtohen dublikateve që do të analizohen më pas në aparatit e gas kromatografisë.

Tabela e mëposhtme paraqet përqëndrimet e NPD pas çdo etape të trajtimit të ujit:

Tabela 4.3 – Përqëndrimet e NPD pas fazave të ndryshme të trajtimit

Nr.	Komponimi (µg/l)	Hyrje	Pas paraoksidimit	Pas filtrimit	Dalje
1.	Bromokloroacetonitril	0.0	0.42	0.46	0.67
2.	Bromodiklorometan	0.0	1.74	2.02	2.83
3.	Bromoform	0.0	0.05	0.0	0.17
4.	Tetraklorur karboni	0.0	0.0	0.0	0.0
5.	Kloral hidrat	0.0	1.75	2.51	2.75
6.	Kloroform	0.0	2.15	2.50	3.02
7.	Kloropikrinë	0.0	0.18	0.21	0.26
8.	Dibromoacetonitril	0.0	0.15	0.19	0.44
9.	Dibromodiklorometan	0.0	0.49	0.52	0.85
10.	1.2 Dibromo-3-kloropropan	0.0	0.0	0.0	0.0
11.	1.2 Dibromoetan	0.0	0.0	0.0	0.0
12.	Dikloroacetonitril	0.0	0.61	0.72	0.78
13.	Trikloroacetonitril	0.0	0.03	0.03	0.02
14.	Tetrakloroetilen	0.0	0.0	0.0	0.0
15.	1.1.1 Trikloroetan	0.0	0.0	0.0	0.0
16.	Trikloroetilen	0.0	0.0	0.0	0.0
17.	1.1.1-Trikloro-2-propanon	0.0	0.78	0.75	0.75
18.	1.1 Dikloro-2-propanon	0.0	0.0	0.0	0.0

Duket qartë se uji përpara klorifikimit nuk përmban pothuajse asnjë pik, pra asnjë substancë të organokloruar, e cila të ndodhej natyrshëm në të. Piket e tetraklorurit të karbonit dhe kloroformit, me lartësi të papërfillshme, vijnë nga mjedisi i laboratorit, ku të dy tretësit përdoren. Kjo është vërtetuar nga analiza të shumta të provave dëshmi në laborator.

Në mostrën pas klorifikimit, janë identifikuar 11 komponime të cilat nuk gjenden në kromatogramën e ujit para klorifikimit; për pasojë ato janë produkt i procesit të klorifikimit. Është e kuptueshme që numri i komponimeve që përfaqsojnë nënprodukte të klorifikimit, është shumë më i madh, por identifikimi i tyre kërkon teknikën e GKMS.

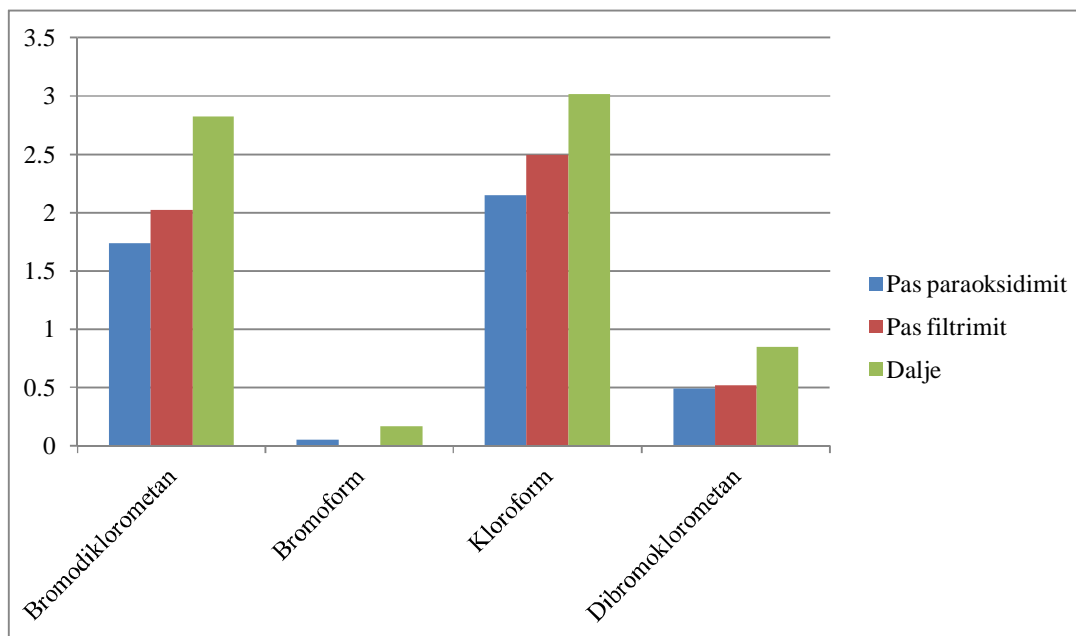


Figura 4.5 – Përqëndrimet e NPD kryesore pas fazave të ndryshme të trajtimit

4.6 STUDIMI I FORMIMIT TË PESTICIDEVE TË ORGANOKLORUARA DHE PCB GJATË TRAJTIMIT

4.6.1 Poliklorbifenilet

Poliklorbifenilet (PCB) përbëjnë një familje prej 209 komponimesh, të përbërë nga dy unaza aromatike (bifenili) të cilat kanë 1 deri në 10 atome klor si zëvendësues të molekulës së bifenilit.

Nga pikëpamja kimike, ata përfaqësojnë përzjerje hidrokarburesh aromatikë të kloruar, komponentët e veçantë të të cilëve mund të jenë të shumtë dhe të ndryshëm midis tyre nga numri (homologë) dhe vendosja (izomerë) në molekulën e atomeve të klorit. Ndryshime të tilla të përbërjes dhe strukturës mbartin ndryshime të dukshme të sjelljes kimike, fizike, biologjike dhe toksikologjike. Kështu që, ato që shihen në përzjerjet nuk janë gjë tjetër veçse veçoritë që rezultojnë nga kombinimi i karakteristikave të veçanta të secilit komponim. Përgjithësisht, me shkurtimin “ PCB “, referimi është jo vetëm për

poliklorbifenilet, por edhe për triklorbifenilet të cilët janë të ngjashëm nga pikëpamja fiziko-kimike dhe paraqesin karakteristika toksikologjike dhe përdorime analoge, megjithëse janë më pak të përhapur.

Në përgjithësi, janë substanca të lëngëta, kanë pamjen e vajit me viskozitet të ulët, me ngjyrë të verdhë dhe densitet më të lartë se ai i ujit dhe rritës në funksion të klorinimit mesatar (aq sa PCB me përmbajtje të lartë klori mund të kenë konsistencë të ngurtë), me tension të ulët avulli, me temperaturë vlimi të lartë (rreth 300 °C në temperaturë ambiente), të tretshëm në tretësit kryesorë organikë dhe përgjithësisht në vajrat mineralë, dhe pak të tretshëm në ujë (ATDSR, 199b).

PCB tanimë janë të ndaluar me aprovimin e Konventës së Stokolmit (2001), me anë të cilës sanksionohet ndalimi i tregëtimit dhe përdorimit të aparaturave që i përdorin. Gjithësesi, si pasojë e përdorimit të shumtë që ato kanë patur në të kaluarën, ato konsiderohen akoma si disa prej ndotësave më të rrezikshëm për toksicitetin e tyre ndaj njeriut dhe mjedisit. Qëndrueshmëria e tyre e lartë ndaj agjentëve kimikë, i bën të vështirë për t'u degraduar, duke rritur persistencën e tyre mjedisore dhe bioakumulimin në organizmat e gjallë (NIOSH, 1977).

Studimet epidemilogjike tregojnë efekte të mundshëm toksikë si në formë akute, të karakterizuar nga iritimi i rrugëve të frymëmarrjes, asteni dhe topitje, të vjella, epigastralgji dhe akne klorike, ashtu edhe nga ekspozimi kronik me shfaqje të aknes, ekzemës, hiperpigmentim të lëkurës, edema në sy, anemi, depresion të sistemit imunitar dhe epatopati kronike.

Gjithashtu, Agjencia Ndërkombëtare për Kërkimet mbi Kancerin (IARC) i ka klasifikuar PCB si agjentë të mundshëm kancerogjenë për njeriun (klasa 2B, IARC, 1977).

Zbatimet praktike të PCB kanë patur të bëjnë me cilësitë e tyre dielektrike, inertësinë kimike, rezistencën ndaj zjarrit dhe nxehtësisë, dhe ndryshueshmërinë e ulët të karakteristikave fizike gjatë kohës dhe ndaj ngacmimeve të forta (presion i lartë); për këto arsye, ata rezultojnë të përshtatshëm për përdorime të shumta industriale (dielektrikë për transformatorë dhe kondensatorë, fluide për transportimin e nxehtësisë, bojë shtypi, verniqe, plastifikues, vajra prerës, etj.) (Erickson, 1986, ATDSR, 1997b). PCB janë komponime sinteze që mund të përhapen në mjedis për arsye të ndryshme, si: çarje,

evaporim dhe djersitje nga aparaturat që i përmbajnë, derdhje aksidentale ose me dashje gjatë transportit dhe përdorimit. Rreziku i ndotjes mjedisore rritet mjaft nga persistenca e tyre dhe nga fenomenet e transportit që pësojnë në fazat e ndryshme (ajër, tokë, ujë), të cilët i bëjnë ata ndotësa gjithmonë të pranishëm.

Karakteristikat e tyre kimike i bëjnë PCB inertë ndaj trajtimeve kimike dhe biologjike; i vetmi trajtim që mund t'i shkatërrojë këto produkte është trajtimi termik në temperaturë të lartë (Pavan & al., 2003). Gjithësesi, përfshirja në djegie e një fluidi me përmbajtje PCB, sjell formimin e ndotësave të fortë, si poliklordibenzendioksinat (PCDD) dhe poliklordibenzenfuranet (PCDF), me pasoja të dukshme mbi shëndetin e njeriut dhe mjedisin.

Eliminimi nga ujrat mbetet një problem i vështirë, për të cilin janë kryer studime të shumta që kanë të bëjnë me adsorbimin mbi blozë (Van Noort & al., 2004; Jonker dhe Koelemans, 2002) ose mbi karbon aktiv (Sotelo & al., 2002) dhe, kohët e fundit, sisteme oksidimi të avancuar, fotolizë dhe procese Fenton (Kastanek & al., 2005).

4.6.2 Pesticidet

Në këtë kategori bëjnë pjesë shumë substanca dhe komponime me natyrë kimike pak a shumë heterogjene dhe që kanë të përbashkët pikërisht qëllimin për të cilin prodhohen. Pesticidet janë substanca kimike, natyrale ose sintetike, të përdorura në bujqësi për eliminimin sistematik të specieve të gjalla të quajtura të dëmshme për kulturat, si baktere, myqe, kërpudha, insekte, brejtës, etj. Janë komponime shumë të ndryshëm, që fillojnë që me ekstraktet bimore si piretri, kripërat dhe vajrat mineralë, deri tek produktet më të sofistikuar organikë, për të cilët, ndërveprimet me mjedisin dhe trupin e njeriut, janë pak të njohura.

Pesticidet mund të dallohen në bazë të klasës kimike (ditiokarbamate, organofosforuar, organokloruar, piretroide, etj.) ose në bazë të përdorimit të veçantë të tyre (herbicide, insecticide dhe antikriptogamikë). Ata që përdoren më zakonisht janë: acidi kloroacetik, acidi 2,4 di dhe 2,4,5 treklorofenosiacetik, aldrina, dieldrina, klordani, diklorodifenildikloroetani (DDT), endosulfani, lindani (γ izomeri i heksaklorocikloheksanit), heksaklorobenzeni, atrazina, klorfirifosi, alaklori, malationi,

bentazoni, karbarili, etj. (EPA, 1993a). Efektet e dëmshme ndaj shëndetit të shkaktuara nga pesticidet janë në përpjestim me sasinë e substancës së thithur dhe kohën e ekspozimit, si dhe në varësi të karakteristikave të veçanta të secilit komponim. Ato mund të absorbohen me anën e gjëllitjes, nga kontakti me lëkurën, ose nëpërmjet aparatit tretës.

Ekspozimi ndaj disa pesticideve shkakton lindjen e sëmundjeve të mëlçisë, sëmundjeve të mushkërive, sëmundjeve të lëkurës dhe gjakut, shqetësime neuromotore. Shumë pesticide janë kancerogjenë për njeriun; nga herbicidet p.sh, atrazina është përcaktuar si shkak i mundshëm i shfaqjes së tumoreve. Disa të tjerë mund të kenë një rol në shfaqjen e tumorit të vezoreve, ndërsa pesticidet me bazë arseniku, kanë lidhje me kancerin e mushkërive (IARC, 2004; Lega Ambiente, 2005).

Në bazë të këtyre evidencave toksikologjike, disa pesticide ndërmjet atyre më të përdorura, janë ndaluar përfundimisht nga Konventa e Stokolmit, e cila ndalon posaçërisht prodhimin, tregëtimin dhe përdorimin.

Përdorimi i tyre i gjerë në bujqësi mbart shumë probleme, të lidhur me faktin se ato janë përgjithësisht substanca ksenobiotike në gjendje të alterojnë thellësisht të gjithë ciklet normalë biologjikë dhe dinamikat e zinxhirit trofik. Shumë pesticide, në fakt, nuk janë të biodegradueshme dhe për pasojë priren të akumulohen në mjedis. Për këtë arsye, burimi kryesor i ekspozimit për njeriun është ushqimi, në se përjashtohet kontakti i drejtëpërdrejtë aksidental (EPA, 1993a).

Përdorimi në bujqësi, ndotja e tokave që pason dhe liksivimi i këtyre të fundit, mund të çojnë në ndotje të ujrave nëntokësore, pra në futjen e këtyre komponimeve në ujrat.

Teknologjitë e propozuara për eliminimin e pesticideve nga ujrat kryesisht përfshijnë proceset e nanofiltrimit (Van Der Bruggen, 1998), proceset e adsorbimit mbi karbon aktiv (Sotelo, 2002) dhe proceset foto-Fenton (Huston, 1999).

4.6.3 Analizat dhe rezultatet

Një monitorim i ujit mbi mostra të marra në hyrje dhe dalje të impiantit është realizuar në maj të vitit 2008, për të vlerësuar kontaminimin nga pesticidet e organokloruara dhe mbetjet e PCB. Qëllimi i këtij studimi ishte investigimi i cilësisë së ujit të pijshëm në Tiranë. Komponimet e kloruara ishin objektivi i këtij kërkimi, për shkak të mungesës së

informacioneve lidhur me praninë e tyre në ujin e pijshëm. Më të rëndësishmit janë pesticidet e organokloruara (POC) dhe bifenilet e polikloruara (PCB), të cilat gjithashtu gjenden në mostra të ndryshme mjedisore në mjedisin që na rrethon. Sasia e marrë në secilën pikë ishte 1.5 litra dhe transportimi i mostrave u krye në temperaturën + 4 °C.

Për ekstraktimin e pesticideve të organokloruara dhe bifenileve të polikloruara nga mostrat e ujit, u përdor ekstraktimi leng-leng. Në një kollonë ndarëse u hodhën 1 litër ujë, 10 µl PCB-29 si standart i brendshëm dhe 20 ml n-hekzan si tretës ekstraktues. Pas ekstraktimit, faza organike u tha me 5 g Na_2SO_4 anhidër për largimin e ujit. Për pastrimin e mostrave u përdor një kollonë florisili. Pas përqendrimit deri në 1 ml, mostrat u injektuan në GK/DKE HP 6890 Series II.

Analizat me gas kromatograf, u kryen me aparat HP 6890 Series II, i pajisur me dedektor me kapje elektronesh dhe injektor split/splitless. Kollona e përdorur ishte një kollonë HP-5 (polaritet i ulët dhe i mesëm, 5 % siloksan fenil metili, film 25 m x 0.33 mm x 0.25 µm). Temperatura e injektorit split/splitless dhe e dedektorit u vendosën përkatësisht në 280 dhe 320 °C. Gazi vektor ishte heliumi me 19.8 ml/min, ndërsa gazi make-up ishte azoti me 10.2 ml/min. Temperatura fillestare e furrës u mbajt në 60 °C për 4 minuta, pastaj u rrit me 20 °C/min deri në 200 °C, u mbajt për 7 minuta, dhe pastaj u ul deri në 280 °C me 4 °C/min për 20 minuta. Në fund, temperatura u rrit deri në 300 °C me 10 °C/min, dhe u mbajt në këtë vlerë për 7 minuta. Injektimi ishte splitless dhe vëllimi i injektuar 2 µl. Përcaktimi sasior i PCB dhe POC u krye me metodën e standarteve të brendshme.

Pesticidet që u dedektuan më shpesh ishin p,p'-DDE, i ndjekur nga γ-HCH (lindani) dhe HCB. Nivelet e hidrokarbureve të klorinuar ishin të ndryshëm në mostrat e ujit në hyrje dhe në dalje të impiantit. Të gjitha nivelet e përqendrimeve të këtyre ndotësive të kloruar ishin nën vlerat e dhëna nga Direktiva KE 98/83.

Tabela 4.4 – Përqëndrimet totale të pesticideve të organokloruara në ujin e impiantit

Nr.	Komponimi (ng/l)	Hyrje	Dalje
1.	Pesticide të organikloruara	119.0	124.5

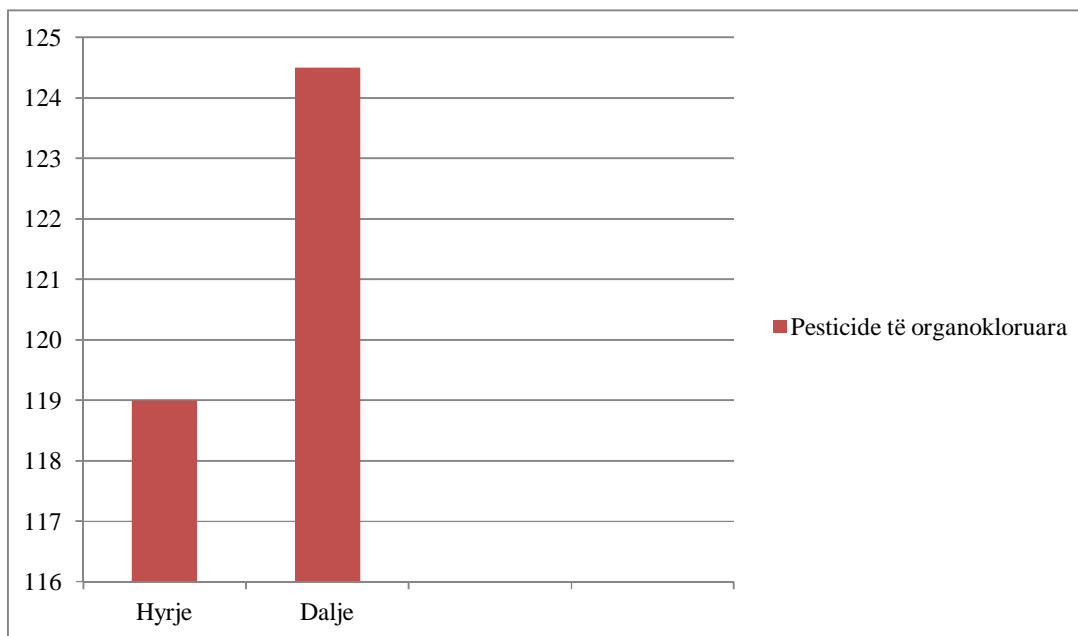


Figura 4.6 – Përqëndrimet totale të pesticideve të organokloruara në ujin e impiantit

Vlerat e larta të përqëndrimeve të gjetura të pesticideve të organokloruara në hyrje të impiantit shpjegohen me faktin se pellgu ujëmbledhës i liqenit të Bovillës përfshin zona ku në të kaluarën janë përdorur pesticide në kultivimin e tokave bujqësore. Ndërsa rritja e përqëndrimit të tyre në dalje të impiantit, tregon efektin e paraoksidimit dhe oksidimit final në formimin e NPD.

Tabela 4.5 – Përqëndrimet totale të DDT në ujin e impiantit

Nr.	Komponimi (ng/l)	Hyrje	Dalje
1.	DDT	10.0	18.0

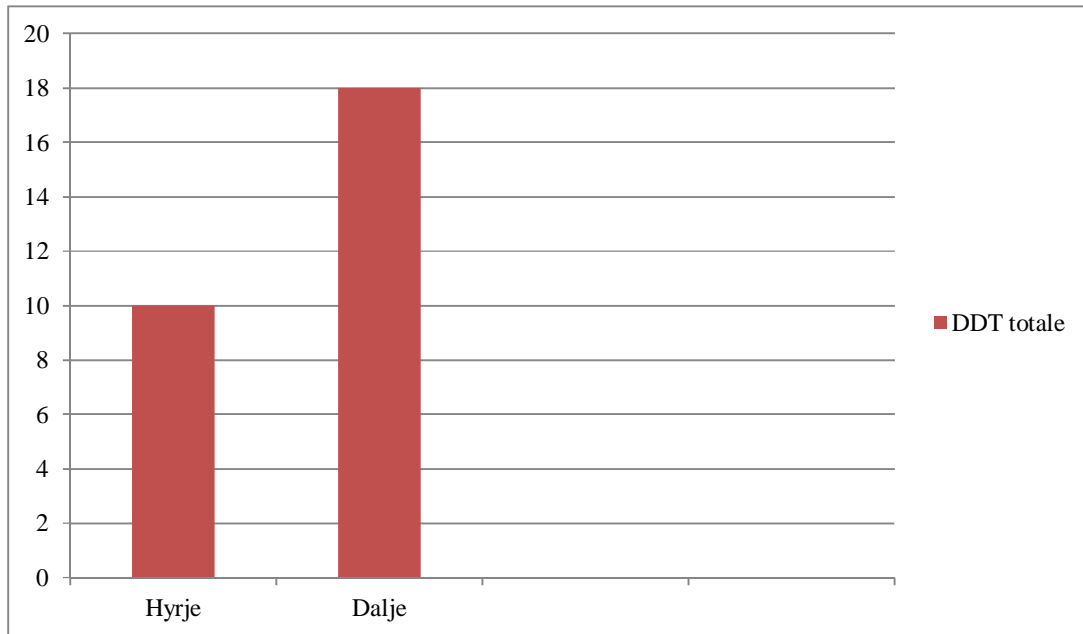


Figura 4.7 – Përqëndrimet totale të DDT në ujin e impiantit

Tabela 4.6 – Përqëndrimet totale të HCH në ujin e impiantit

Nr.	Komponimi (ng/l)	Hyrje	Dalje
1.	HCH	6.0	3.0

Tabela 4.7 – Përqëndrimet totale të shenjuesve të PCB në ujin e impiantit

Nr.	Komponimi (ng/l)	Hyrje	Dalje
1.	DDT	4.8	7.8

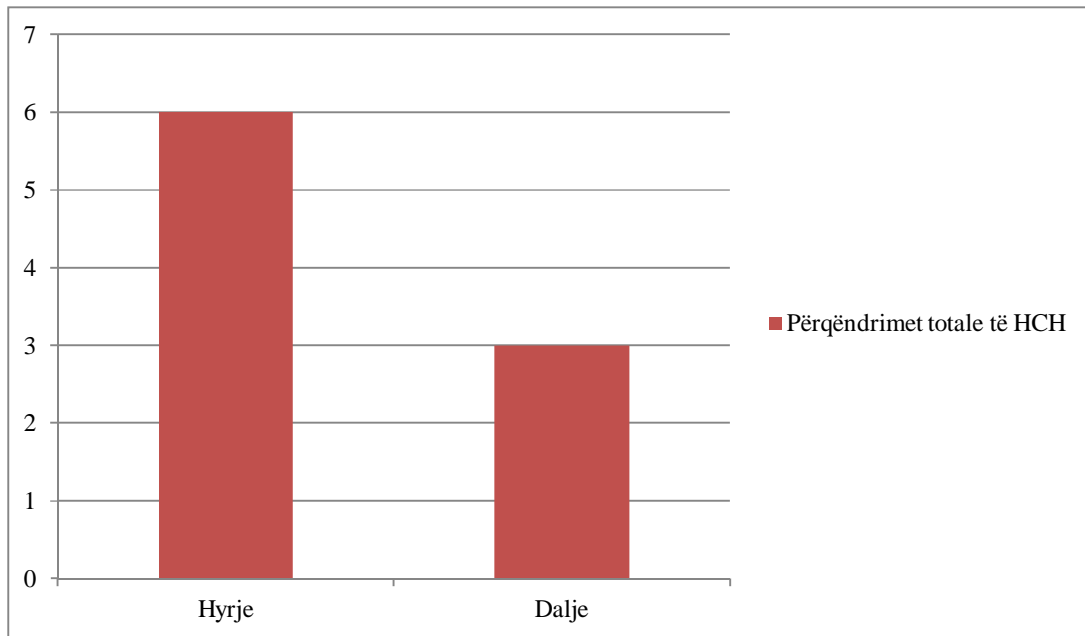


Figura 4.8 – Përqëndrimet totale të HCH në ujin e impiantit

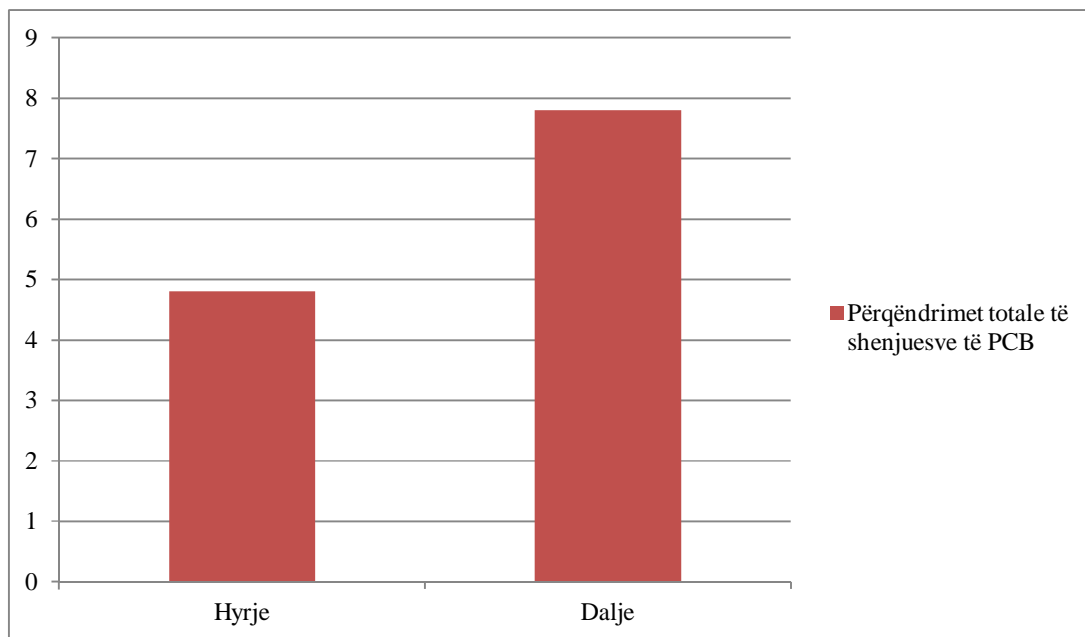


Figura 4.9 – Përqëndrimet totale të shenjuesve të PCB në ujin e impiantit

4.7 STUDIMI I PROCESIT TË ADSORBIMIT MBI CAP

Në trajtimin e ujrave, materiali që përdoret përgjithësisht për adsorbim, është karboni aktiv. Dy format e tij, me të cilat përdoret, janë forma pluhur dhe forma granulare. Në rastin e karbonit aktiv pluhur, 95 % e kokrrizave të tij përshkojnë një sitë, vrimat e së cilës kanë një diametër 149 µm. Kur karboni aktiv është në formë granulare, ai katalogohet si 12/20, 20/40 dhe 8/3. Për karbonin 20/40, kokrrizat përshkojnë sitën me diametër vrimash 0.840 mm, por jo atë me diametër vrimash 0.420 mm. Karboni granular ka një kosto më të lartë se ai pluhur; gjithësesi ai është më i lehtë në përdorim dhe mund të rigjenerohet, për më tepër, ai paraqet edhe karakteristika më të mira hidraulike. Për pasojë, ai është forma më e përdorur në filtrat e karbonit aktiv. Ndërsa karboni aktiv pluhur, përdoret më tepër në suspension.

Karboni aktiv është veçanërisht efikas për eliminimin e ndotjes organike të tretur, si detergjentët, ngjyrosësit e tretshëm, tretësit e kloruar, fenolet, shijet dhe erërat. Cilësia e një uji të trajtuar me karbon aktiv, varet nga cilësia e ujit që trajtohet dhe nga karakteristikat e karbonit aktiv të përdorur. Për të parashikuar rezultatet e një trajtimi të tillë, është e domosdoshme të procedohet me prova laboratorike.

Procesi i adsorbimit mbi karbon aktiv, mund të përshkruhet me ndihmën e një izoterme adsorbimi. Një izotermë e tillë është një kurbë, e cila paraqet relacionin ndërmjet sasisë së ndotjes së adsorbuar për njësi mase karboni aktiv dhe përqëndrimin të ndotjes në tretësirë. Një kurbë e tillë përftohet pas realizimit të provave laboratorike në temperaturë konstante. Provat konsistojnë në futjen e sasive të njohura të karbonit aktiv në vëllime të caktuara uji që do të trajtohet, dhe pas një kohe kontakti të caktuar, bëhet matja e ndotjes mbetëse (parametrit) në tretësirë. Llogaritja e sasisë së ndotjes së adsorbuar bëhet me ekuacionin e mëposhtëm:

$$J = (C_0 - C) \times B \quad (1)$$

ku: C_0 = përqëndrimi fillestar i ndotjes (mg/l);

C = përqëndrimi përfundimtar i ndotjes (mg/l);

B = vëllimi i tretësirës (l);

J = sasia e ndotjes së adsorbuar (mg).

Pra një izotermë është një kurbë e cila paraqet variacionin e $\frac{J}{m}$ në funksion të C , ku m është masa e karbonit aktiv të përdorur. Tri izotermat më të njohura janë ato të Langmuir-it, Freundlich-it dhe Brunauer-Emmett-Teller (BET). Ajo që është përdorur në rastin e provës me ujin e impiantit të Bovillës është izoterma e Langmuir-it.

Izoterma e Langmuir-it bazohet në hipotezat e mëposhtme:

- Mbi sipërfaqen e karbonit aktiv ndodhet një numër i madh pjesësh adsorbuese;
- Secila nga këto pjesë mund të adsorbojë një molekulë të vetme; për pasojë karboni aktiv mund të adsorbojë vetëm një shtresë të vetme molekulash;
- Secila prej këtyre pjesëve ka të njëjtin afinitet ndaj ndotjes në tretësirë;
- Aktiviteti i një pjese të dhënë nuk ndikon në atë të pjesëve në afërsi.

Ekuacioni i izotermës së Langmuir-it është si vijon:

$$\frac{J}{m} = \frac{abC}{1 + aC} \quad (2)$$

ku: a dhe b janë konstante.

Në se bëhet invertimi i ekuacionit (2), do të marrim:

$$\frac{1}{\frac{J}{m}} = \frac{1}{b} + \frac{1}{abC} \quad (3)$$

Konstatohet që ekuacioni (3) është ai i një drejtëze ku ordinata në origjinë është $\frac{1}{b}$ dhe pjerrësia $\frac{1}{ab}$. Ndërtimi i izotermës së Langmuir-it ka të bëjë me përcaktimin e konstanteve a dhe b . Në këtë mënyrë, për një sasi përfundimtare të ndotjes të fiksuar, mund të përcaktohet sasia e karbonit aktiv që duhet përdorur.

Në rastin e impiantit të Bovillës, mostra e ujit për analizë është marrë pas etapës së koagulim-flokulimit (Jar-Test). Tipi i CAP të përdorur është NORIT X 20. Uji i flokuluar paraqet një oksidueshmëri me permanganat 1.6 mg O_2/l . Koha e kontaktit (përzierjes) është 60 minuta.

Rezultatet eksperimentale janë paraqitur në tabelën e mëposhtme:

Tabela 4.8 – Rezultatet e adsorbimit mbi karbonin aktiv NORIT X 20

Nr. i bejkerit	Vëllimi (l)	m (mg)	C (mg O_2/l)	J (mg O_2/l)	$\frac{J}{m}$	$\frac{1}{C}$	$\frac{1}{\frac{J}{m}}$
1	1.0	100	0.8	0.8	8×10^{-3}	1.75	125.0
2	1.0	80	0.8	0.8	0.01	1.25	100.0
3	1.0	60	0.88	0.72	0.012	1.14	83.3
4	1.0	40	0.96	0.64	0.016	1.04	62.5
5	1.0	20	1.12	0.48	0.024	0.89	41.66
6	1.0	10	1.52	0.08	8×10^{-3}	0.65	28.0

Me të dhënat e kollonës së shtatë dhe të tetë ndërtojmë kurbën $\frac{1}{\frac{J}{m}} = f\left(\frac{1}{C}\right)$.

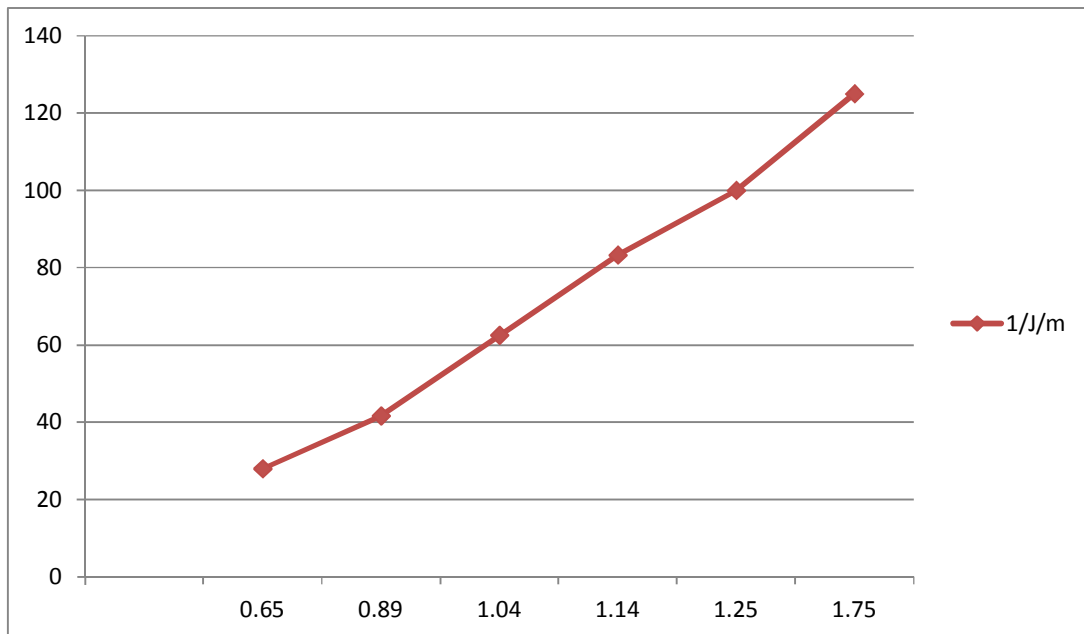


Figura 4.10 - Izoterma e Langmuir-it

Me ndihmën e regresionit linear, gjejmë $\frac{1}{b} = -29.92$ dhe $\frac{1}{ab} = 92.68$. Prej ku $a = -0.0323$ dhe $b = -0.033$. Për pasojë, ekuacioni i izotermës së Langmuir-it, për karbonin në fjalë, shkruhet:

$$\frac{1}{\frac{J}{m}} = \frac{92.68}{C} - 29.92$$

4.8 NDIKIMI I ADSORBIMIT MBI CAP NË ELIMINIMIN E NËNPRODUKTEVE TË DEZINFEKTIMIT

Ndikimi i adsorbimit mbi CAP mbi uljen e përqendrimit të NPD në ujin e patrajtuar, është studjuar me anën e provës Jar – Test në laborator, duke simuluar një procedurë të ngjashme me proceset e trajtimit të ujit në impiant.

1. Mjetet e punës dhe aparaturat e nevojshme

- Aparati Jar – Test;
- Flokulator me elika;
- Bejkera 1 litërsh;
- Pipeta;
- Epruveta;
- Aparat për matjen e klorit të lirë;
- Peshore.

2. Reaktivët e nevojshëm

- Tretësirë e fortë baze ose acidi ($NaOH$, HCl) 1 N dhe 0.5 N;
- Tretësirë koagulanti $Al_2(SO_4)_3$ dhe hipokloriti natriumi $NaClO$;
- Karbon aktiv pluhur;
- Reaktiv për matjen e klorit të lirë (DPD).

3. Përshkrimi i eksperimentit të Jar – Test

Në 5 bejkera 1 litërsh, u hodhën sasi të njëjta uji të patrajtuar të marra në hyrje të impiantit. Në të gjithë bejkerat u hodhën sasi zvogëluese të CAP, duke filluar me të parin 100 mg, me të dytin 80 mg, e kështu me rradhë. Në secilin bejker u shtuan 1.3 ml tretësirë PAC, e barazvlefshme me 3 ppm të përdorur nga vetë impianti. U bë rregullimi i pH në vlerën 7.6. Bejkerat u vendosën nën përzjerje të shpejtë në aparatit Jar – Test, me shpejtësi 150 – 200 rrot/min për 5 minuta. Më pas u vendosën nën përzjerjen e ngadaltë, me 30 – 40 rrot/min, për 60 minuta. Pas lënies në qetësi për rreth 30 minuta, u bë filtrimi i mostrave në filtër letre me diametër 0.45 μm . Në çdo bejker u shtuan 2.4 ml tretësirë hipokloriti natriumi, me përqëndrim të njëjtë me atë që përdoret në impiant, për të simuluar realisht procesin e dezinfektimit që bëhet në impiant.

U krye matja e klorit të lirë, si dhe analiza e NPD në aparatit e CG.

4. Rezultatet dhe interpretime

Rezultatet e analizave të kromatografisë gazore të realizuara në kuadrin e eksperimentit të mësipërm, jepen në tabelën e mëposhtme:

Tabela 4.9 – Rezultatet e adsorbimit mbi karbonin aktiv NORIT X 20 të NPD

Nr.	Komponimi (µg/l)	Sasia e CAP (mg)				
		100	80	60	40	20
1.	Bromokloroacetonitril	0.205	0.215	0.224	0.249	0.104
2.	Bromodiklorometan	0.581	0.612	0.601	0.764	0.394
3.	Bromoform	-	-	0.114	0.120	0.083
4.	Tetraklorur karboni	-	-	-	-	-
5.	Kloral hidrat	8.846	6.139	5.945	10.487	4.881
6.	Kloroform	0.407	0.512	0.495	0.716	0.693
7.	Kloropikrinë	0.193	0.241	0.233	0.306	0.365
8.	Dibromoacetonitril	0.123	0.127	0.117	0.075	0.134
9.	Dibromodiklorometan	0.471	0.446	0.422	0.429	0.142
10.	1.2 Dibromo-3-kloropropan	-	-	-	-	-
11.	1.2 Dibromoetan	-	-	-	-	-
12.	Dikloroacetonitril	0.182	0.170	0.193	0.226	0.207
13.	Trikloroacetonitril	0.005	0.006	0.005	0.007	0.009
14.	Tetrakloroetilen	-	-	-	-	-
15.	1.1.1 Trikloroetan	-	-	-	-	-
16.	Trikloroetilen	-	-	-	-	-
17.	1.1.1-Trikloro-2-propanon	0.579	0.794	0.759	0.798	0.530
18.	1.1 Dikloro-2-propanon	-	-	-	-	-

Siç shihet, janë identifikuar 11 komponime të krijuara gjatë klorifikimit të ujit. Për katër nga këto komponime (bromodiklorometan, kloroform, kloropikrinë dhe dikloroacetonitril) vihet re një tendencë rënieje e përqendrimeve të tyre me rritjen e sasisë së CAP të përdorur në eksperiment. Ndërkohë që për komponimet e tjera nuk mund të konkludojmë për varësinë e përqendrimeve të tyre nga doza e CAP të përdorur. Sasia e klorit të lirë të matur ishte 0.29 mg/l (analiza me metodën DPD).

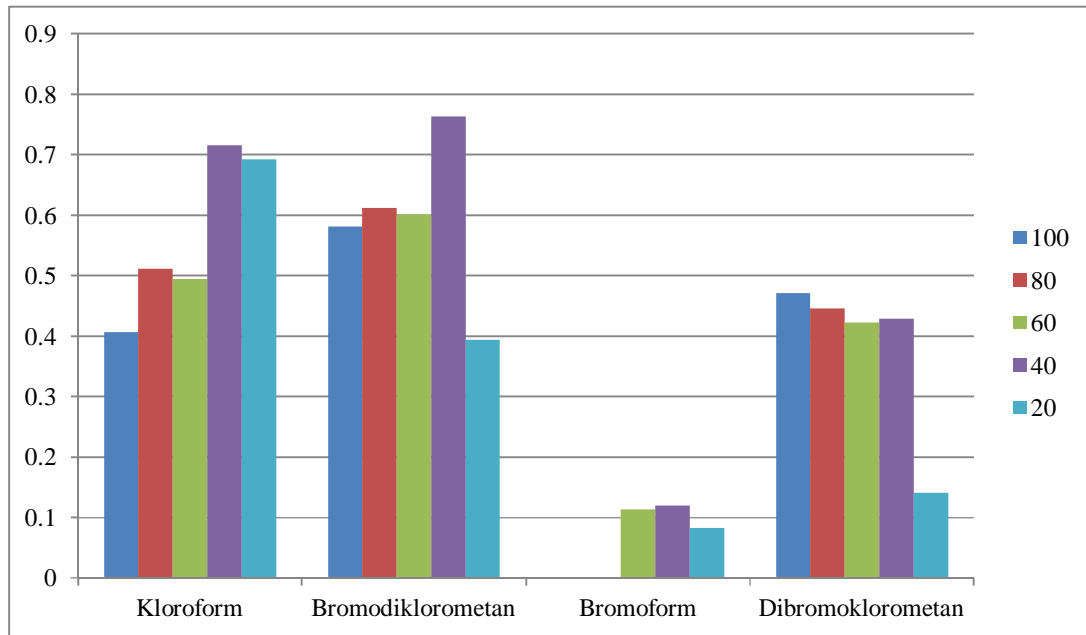


Figura 4.11 – Rezultatet e adsorbimit mbi karbonin aktiv NORIT X 20 të NPD kryesore

4.9 STUDIMI I ELIMITIT TË LENDËS ORGANIKE ME ANËN E PROVËS SË KOAGULIM-FLOKULIMIT (JAR-TEST)

Më poshtë jepet përshkrimi i metodës Jar-Test

1. Qëllimi i metodës

përcaktimi i dozave të koagulantit ($Al_2(SO_4)_3$, $FeCl_3$, PAC, polielektrolitë) dhe i zonave të pH optimum për koagulim-flokulim.

2. Aparaturat e nevojshme

- Flokulator me helika (me shpejtësi të ndryshueshme) me 6 vende;
- pH -metër;
- Turbidimetër;
- Spektrofotometër UV-VIS.

3. Reaktivët e nevojshëm

- Tretësira acidi të fortë dhe baze të fortë (HCl , $NaOH$): 1, 0.5, 0.1, 0.05 dhe 0.01 molare;
- Tretësira mëmë e koagulantit: $FeCl_3$, $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, PAC , polielektrolitë.

4. Zhvillimi i punës

- Përgatitet në çdo bejker të flokulatorit me helika, 1 litër suspension bentoniti (argjile) me përqëndrim 100 mg/l në ujë të distiluar dhe vendoset në përzjerje të vazhdueshme;
- Shtohen në çdo bejker doza rritëse koagulantit (10^{-5} deri 10^{-3} Fe ose Al dhe 10^{-2} deri 10 mg/l polielektrolit);
- Vendosen bejkerat nën përzjerje të shpejtë (150 deri 200 rrotullime në minutë) për 5 minuta. matet pH dhe në qoftë se është e nevojshme, bëhet rregullimi i tij në vlerën optimum të precipitimit të hidroksidit korrespondues;
- Bëhet flokulimi përgjatë 10 minutave me shpejtësi përzjerjeje 30 deri 40 rrotullime në minutë;
- Lihen tretësirat të dekantojnë për 15 minuta dhe pastaj me ndihmën e një sifoni nxirret me shpejtësi dhe kujdes një sasi e mjaftueshme lëngu mbi precipitat nga çdo bejker;
- Për lëngun e marrë përcaktohet turbiditeti, ngjyra dhe sasia e koagulantit mbetës (sipas koagulantit të zgjedhur);
- Zhvillohet i njëjti manipulim me hekurin ose aluminin në pH të ndryshme për një dozë koagulantit të fiksuar;

5. Interpretimi i rezultateve

- Ndërtohen kurbat e turbiditetit, ngjyrës dhe përqendrimit të koagulantit mbetës të tretur në funksion të dozës së koagulantit. bëhet krahasimi i vërejtjeve të ndryshme të shënuara gjatë punës (madhësia e flokëve, shpejtësia e dekantimit, etj.) dhe komentet përkatëse;
- Ndërtohen kurbat e turbiditetit, ngjyrës dhe përqendrimit të koagulantit mbetës të tretur në funksion të *pH* për një vlerë të fiksuar të dozës së aplikuar të koagulantit.

Prova e Jar-Test-it është realizuar në laboratorin e impiantit me mostra të marra pas paraoksidimit. Turbiditeti në hyrje ka qenë 5.4 NTU dhe *pH* = 8.21. Rezultatet e matjeve janë paraqitur në tabelën e mëposhtme:

Tabela 4.10 – Rezultatet e provës Jar-Test

<i>pH</i>	Sasia e koagulantit të hedhur (ml PAC/l)	Përqëndrimi i koagulantit mbetës (mg/l)	Treguesi Permanganat (mg O ₂ /l)	Turbiditeti (NTU)
7.6	0.9	0.096	1.92	4.48
7.6	1.1	0.104	1.52	4.37
7.6	1.3	0.129	1.28	4.27
7.6	1.5	0.150	1.20	3.93
7.6	1.7	0.155	1.12	3.80
7.6	1.9	0.159	1.04	3.76

Siç shihet, për një realizim optimal të procesit të koagulim-flokulimit, sasi të lëndës organike dhe turbiditetit të eliminuar janë në përpjestim të drejtë me sasinë e koagulantit të futur në ujë. Megjithatë, vërehet se me rritjen e sasisë së koagulantit të futur, rritet edhe sasia e koagulantit mbetës. Për pasojë, është e nevojshme të përcaktohet ajo sasi koagulanti, për të cilën vlerat e parametrave të matur më sipër, të jenë të gjitha të pranueshme. Sasia e koagulantit që aplikohet në impiant është e rendit 3 – 4 ppm PAC/l.

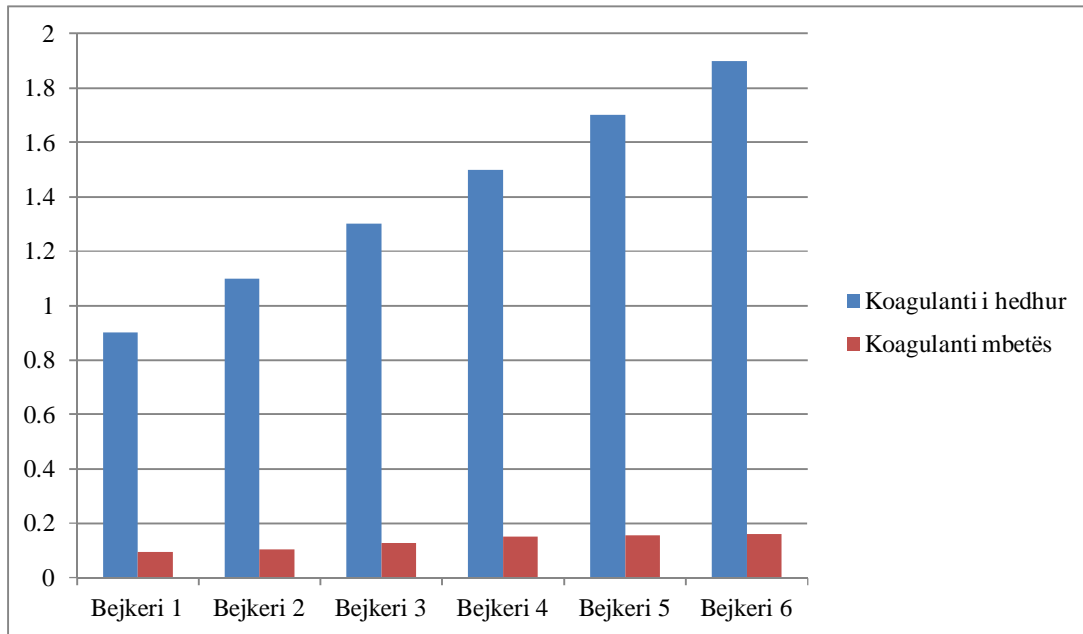


Figura 4.12 - Grafiku i varësisë së koagulantit mbetës nga koagulanti i hedhur

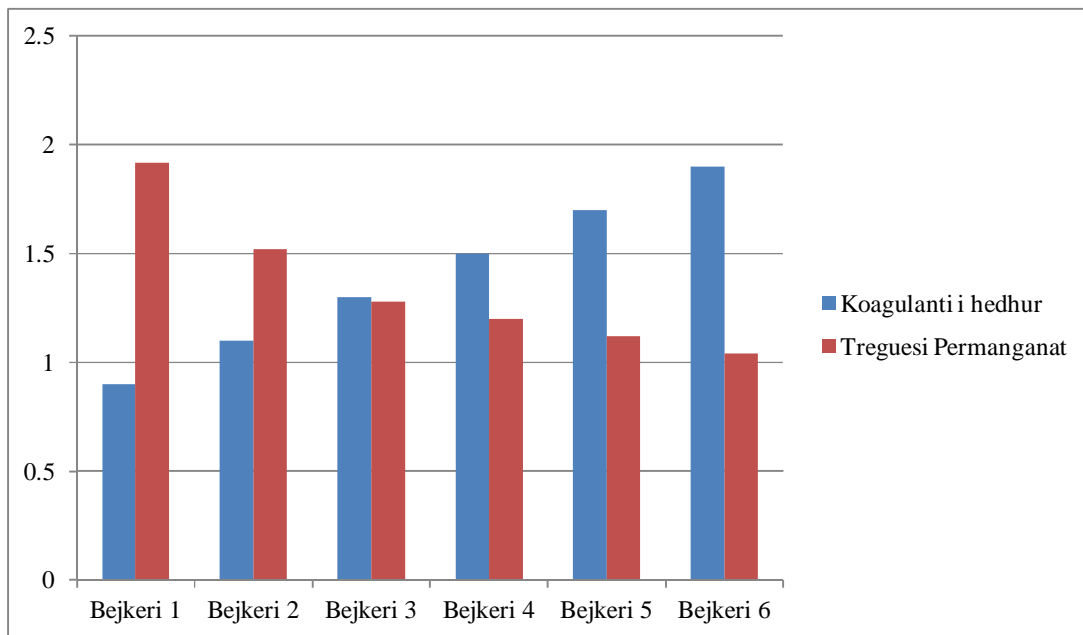


Figura 4.13 - Grafiku i varësisë së Treguesit Permanganat nga koagulanti i hedhur

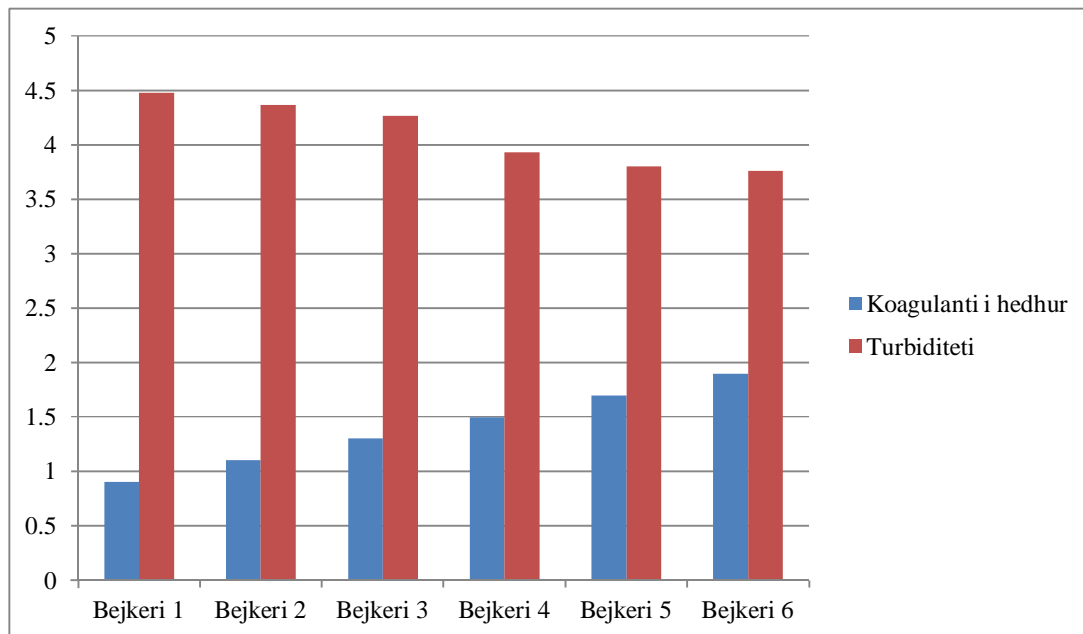


Figura 4.14 - Grafiku i varësisë së turbiditetit nga koagulanti i hedhur

4.10 KONKLUZIONE TË PËRGJITHSHME

Normat aktuale mbi ujin e pijshëm, vendosin maksimume të nivelit të NPD, kryesisht për THM. Megjithëse për AHA ende nuk ka norma, është menduar që për to dhe disa NPD të tjera, të vendosen limite. Për rrjedhojë, impiantet e prodhimit të ujit, janë gjithmonë nën tryshinë e maksimizimit të eliminimit të LON dhe kufizimin e sasisë së NPD në rubinetat e konsumatorëve. Si rezultat i ndikimeve sezonale dhe përbërjes komplekse në varësi të pellgut ujëmbledhës, ekziston një numër i madh faktorësh ndikues mbi përbërjen e LON, ku rezultati final është paaftësia e VTU për të parashikuar variacionet e përbërjes së LON dhe përshtatjen e trajtimit në përputhje me to. Në këto kushte, duke mos qenë në gjendje të parashikohet variacioni i LON në shkallë lokale, metodat e karakterizimit të LON, janë një vlerë shtesë për trajtimin modern të ujit.

Përbërja e LON varet shumë nga kushtet e formimit, sidomos të pellgut ujëmbledhës. Faktorët kryesorë që ndikojnë në përbërjen e LON të ujrave sipërfaqësore janë:

- Rrugët e kalimit të ujit;
- Temperatura dhe ndriçimi diellor;
- Predominimi biologjik.

Identifikimi i karakteristikave të LON, është një mjet esencial për të njohur potencialin e eliminimit dhe të formimit të NPD në trajtimin dhe furnizimin me ujë. Karakteristika të tilla si madhësia, struktura dhe densiteti i ngarkesës, janë parametra të zakonshëm dallues, të cilët janë përdorur në investigimet e fundit të karakterizimit, duke shërbyer si bazë për njohjen e mëtejshme të kompleksitetit të LON.

Për karakterizimin e komponentëve të LON, sot disponohet një numër i madh teknikash, secila me avantazhet dhe mangësitë e veta. Këto teknika, mund të përmblihen në katër grupe analizash: karakterizimi paraprak, karakterizimi i madhësisë, identifikimi kimik dhe sjellja dhe e fundit, shenja spektrale.

Midis tyre, GK është një teknikë e zakonshme që përdoret për karakterizimin e LON gjatë trajtimit të ujit të pijshëm, rezultatet e së cilës tregojnë një korrelacion midis saj dhe teknologjive të tjera. Me përdorimin e mjeteve të analizës së të dhënave, ajo mund të japë një pamje të detajuar të përbërësve të LON në ujrat e patrajtuar dhe përgjatë proceseve të trajtimit.

Teknikat tradicionale të eliminimit të LON, siç janë koagulim-flokulimi me anën e kripërave të aluminit dhe hekurit trevalent, polielektrolitëve, etj, si dhe përdorimi i karbonit aktiv (CAP ose CAG), mbeten akoma edhe sot, metodat më të përhapura në VTU për eliminimin e LON. Njohja në thellësi e këtyre proceseve, të cilat kanë të bëjnë kryesisht me përcaktime të tilla si intervali i *pH* optimal, doza e koagulantit, karakteristikat adsorbuese, etj, është një faktor kyç në arritjen e një performance të lartë gjatë funksionimit të impiantit.

Në ditët e sotme, zgjedhja e impiantit optimal për prodhimin e ujit të pijshëm, është një nga sfidat më të mëdha që shtrohen para inxhinierëve të trajtimit të ujit. Faktorë të shumtë influencojnë në këtë zgjedhje, ku pa dyshim, cilësia e ujit të burimit, dhe në veçanti përbërja dhe sasia e LON në të, është më i rëndësishmi. Impianti përfundimtar do të zgjidhet vetëm pas realizimit të provave laboratorike dhe testeve të zhvilluar në impiante pilot ose në shkallë reale, si dhe duke patur parasysh përvojën e ndërtuesit dhe të shfrytëzuesit. Gjithashtu, duke patur parasysh ndryshimin shpesh negativ të cilësisë së burimit dhe futjen në fuqi të direktivave të reja europiane, impianti i zgjedhur duhet të jetë

evolutiv dhe ecuria e saj ndonjëherë do të bëjë të nevojshme gjetjen e një kompromisi lidhur me objektivat e cilësisë.

Metologjia e zgjedhjes së impiantit dhe skemat e dhëna në kapitullin e tretë, paraqesin një vlerë praktike lidhur me implementimin e tyre edhe në Shqipëri, ku ekzistojnë burime ujore të cilësive të ndryshme (ujra lumenjsh, rezervuaresh, burimesh) ende të pashfrytëzuara në drejtim të furnizimit me ujë të pijshëm.

Qëllimi i këtij studimi, është karakterizimi i LON të pranishme në ujin e liqenit të Bovillës, në kuadrin e një protokollit analitik të caktuar. Teknika e përdorur për identifikimin sasior të komponimeve organike është teknika e GK/DKE. Analizat e kryera kanë të bëjnë me përcaktimin e një sërë komponimesh të organokloruara, të realizuara në mostrat e ujit të patrajtuar, në ato të marra gjatë etapave të trajtimit si dhe në dalje të impiantit. Janë përcaktuar përmbajtja e nënprodukteve të klorifikimit, pesticidet e organokloruara dhe poliklorurbifenilet.

Rezulton se në dalje të impiantit, shuma e katër THM kryesore është e barabartë me 6.87 $\mu\text{g/l}$, pra shumë më e ulët se limitet e vendosura nga EPA (80 $\mu\text{g/l}$). Gjithësesi, duke krahasuar rezultatet e marra pas tri etapave, vihet re një rritje graduale e sasive të formuara. Kjo është normale për një impiant klasik, i cili në fazën e paraoksidimit dhe dezinfektimit final përdor hipokloritin e natriumit. E njëjta gjë është vënë re edhe për pesticidet e organokloruara dhe PCB.

Performanca e shtimit të CAP mbi uljen e sasisë së NPD, është vërejtur për 5 doza të ndryshme të CAP të futura në ujin e patrajtuar, i cili më pas është klorifikuar me dozën e zakonshme të impiantit. Përgjithësisht, është konstatuar një ulje progresive e sasive të formuara të NPD në raport me rritjen e sasisë së CAP të aplikuar. Kjo ulje, për dozën 100 mg/l, rezulton rreth 80 % për bromodiklorometanin, 51 % për bromoformin, 88 % për kloroformin dhe 87 % për dibromoklorometanin.

Efekti i procesit të koagulim-flokulimit mbi uljen e sasisë së LON është studjuar nëpërmjet realizimit në laboratorin e impiantit të provës Jar-Test. Ashtu siç ishte e pritshme, është vënë re ulja progresive e Treguesit Permanganat (oksidueshmëria e ujit) me rritjen e dozës

së koagulantit. Gjetja e një doze optimale është e domosdoshme për të respektuar edhe sasinë limit të lejuar për koagulantin mbetës.

4.11 REKOMANDIME

Në kuadrin e këtij punimi u zhvilluan analiza të shumta, si monitorimi, ashtu edhe për efekte studimi. Duke vlerësuar parametrat pas çdo procesi, mund të konkludohet se impianti i prodhimit të ujit të pijshëm në Bovillë, përmbush normat e standartit shqiptar lidhur me cilësinë e ujit të prodhuar dhe treguesit organoleptikë, si dhe limitet e THM të dhëna nga EPA. Në periudha të caktuara të vitit, mund të priten edhe alterime të treguesve organoleptikë dhe të oksidueshmërisë (kryesisht gjatë stinës së pranverës dhe vjeshtës), fenomen ky i pritshëm për një ujë sipërfaqësor rezervuari. Kjo si pasojë e shtimit të lëndëve ushqyese natyrore, shtim i cili pasohet në mënyrë të paevitueshme nga shtimi i popullsisë së fitoplanktonit dhe zooplanktonit. Për të shmangur probleme të lidhura me përkeqësimin e erës dhe shijes së ujit të prodhuar, u propozua dhe u pranua injektimi i karbonit aktiv pluhur në fillim të impiantit.

Në vitet e ardhshme, një ndryshim i mëtejshëm i cilësisë së ujit të rezervuarit, është i pritshëm; kjo kryesisht si pasojë e ndryshimit të përqendrimit të LON dhe përbërjes së saj në ujin e liqenit. Kjo do të kërkojë domosdoshmërisht kryerjen e analizave lidhur me karakterizimin e LON dhe impaktit që ajo do të ketë në cilësinë e ujit të prodhuar nga impianti.

Kur këto ndryshime të konstatohen, përpara se të propozohen ndryshime në teknologjinë ekzistuese apo ndërtimin e një impianti tjetër, i cili do të përmbushte kërkesat e cilësisë ndaj ujit të prodhuar, do të ishte e rekomandueshme të bëheshin prova për uljen e sasisë së NPD në kushtet e teknologjisë ekzistuese të impiantit siç mund të ishte realizimi i procesit të koagulim-flokulimit në interval pH të ndryshëm nga ai i aplikuar aktualisht ose duke ndryshuar koagulantin. Kjo do të jepte mundësinë e ndryshimit të raportit midis NPD të formuara, duke zgjedhur një interval i cili do të ulte potencialin e formimit të THM. Gjithashtu, kjo mund të kombinohej edhe me ndryshimin e oksidantit të përdorur për paraoksidimin, duke e realizuar atë me bioksid klori, i cili në raport me hipokloritin, është më pak aktiv kundrejt prekursorëve të LON në formimin e NPD.

Dhe së fundmi, një zëvendësim i tipit të karbonit aktiv të përdorur do të ishte i rekomandueshëm, duke përdorur karbon aktiv granular (CAG). Ky përdorim do të gjente zbatim në formën e filtri dyshtresor rërë/CAG në shtetërit e filtrave të shpejtë ekzistues. Avantazhi i përdorimit të CAG në impiant është i trefishtë:

- Ulje e kostove operative të impiantit (mundësi rigjenerimi e CAG dhe përdorimi i tij për shumë cikle larjeje);
- Eliminimi i kompeticionit midis CAP dhe oksidantit të përdorur gjatë paraoksidimit që do të çonte në një ruajtje të performancës së këtij procesi;
- Ruajtja e ciklit normal të punës së filtrave, duke eliminuar kolmatimin e shpejtë të tyre.



Foto 1 – Pamje nga liqeni i Bovillës



Foto 2 – Takim me personelin e impiantit



Foto 3 – Gjatë kryerjes së provës Jar-Test në impiant



Foto 4 – Diskutimi i rezultateve të provës



Foto 5 - Aparati GK Varian Star 2000

BIBLIOGRAFIA

- A., P. S., JEFFERSON, B., GOSLAN, E. H., JARVIS, P. & FEARING, D. 2004. Natural organic matter - the relationship between character and treatability. *Water Science and Technology - Water Supply*, 4, 43-48.
- ALBERTS, J. J., TAKACS, M. & EGEBERG, P. K. 2002. Total luminescence spectral characteristics of natural organic matter (NOM) size fractions as defined by ultrafiltration and high performance size exclusion chromatography (HPSEC). *Organic Geochemistry*, 33, 817-828.
- AMY, G., BULL, R., CRAUN, G., GUNTHER, F. & PEGRAM, R. 2000. Environmental Health Criteria 216: Disinfectants and DBPs. WHO.
- ASSEMI, S., NEWCOMBE, G., HEPPLWHITE, C. & BECKETT, R. 2004. Characterization of natural organic matter fractions separated by ultrafiltration using flow field-flow fractionation. *Water Research*, 38, 1467-1476.
- ATES, N., KITIS, M. & YETIS, U. 2007a. Formation of chlorination by-products in waters with low SUVA - correlations with SUVA and differential UV spectroscopy. *Water Research*, 41, 4139-4148.
- ATES, N., YETIS, U. & KITIS, M. 2007b. Effects of bromide ion and natural organic matter fractions on the formation and speciation of chlorination by-products. *Journal of Environmental Engineering*, 133, 947-954.
- AUSTNES, K., EVANS, C. D., ELIOT-LAIZE, C., NADEN, P. S. & OLD, G. H. 2010. Effects of storm events on mobilisation and in-stream processing of dissolved organic matter (DOM) in a Welsh peatland catchment. *Biogeochemistry*, 99, 157-173.
- BAALOUSHA, M. & LEAD, J. R. 2007. Size fractionation and characterization of natural aquatic colloids and nanoparticles. *Science of the Total Environment*, 386, 93-102.
- BABI, K. G., KOUMENIDES, K. M., NIKOLAOU, A. D., MAKRI, C. A., TZOUMERKAS, F. K. & LEKKAS, T. D. 2007. Pilot study of the removal of THMs, HAAs and DOC from drinking water by GAC adsorption. *Desalination*, 210, 215-224.
- BACHE, D. H., JOHNSON, C., MCGILLIGAN, J. F. & RASOOL, E. 1997. A conceptual view of floc structure in the sweep floc domain. *Water Science and Technology*, 36, 49-56.
- BAKER, A. 2002. Spectrophotometric discrimination of river dissolved organic matter. *Hydrological Processes*, 16, 3203-3213.
- BAKER, A., BOLTON, L., NEWSON, M. & SPENCER, R. G. M. 2008. Spectrophotometric properties of surface water dissolved organic matter in an afforested

upland peat catchment. *Hydrological Processes*, 22, 2325-2336.

BATTIN, T. J., KAPLAN, L. A., FINDLAY, S., HOPKINSON, C. S., MARTI, E., PACKMAN, A. I., NEWBOLD, J. D. & SABATER, F. 2009. Biophysical controls on organic carbon fluxes in fluvial networks (vol 1, pg 95, 2008). *Nature Geoscience*, 2, 595-595.

BAUER, J. E. 2002. Carbon isotopic composition of DOM. In: HANSELL, D. A. & CARLSON, C. A. (eds.) *Biogeochemistry of Marine Dissolved Organic Matter*. Elsevier Science and Technology.

BAYTAK, D., SOFUOGLU, A. & F., I. 2008. Seasonal variation in drinking water concentrations of disinfection by-products in IZMIR and associated human health risks. *Science of the Total Environment*, 407, 286-296.

BELLAR, T. A., LICHENBERG, J. J. & KRONER, R. C. 1974. The occurrence of organohalides in chlorinated drinking waters. *Journal of the American Waterworks Association*, 78, 62-71.

BIEROZA, M. 2009. Characterising water treatment works using fluorescence spectroscopy. Doctor of Philosophy PhD, The University of Birmingham.

BIEROZA, M., BAKER, A. & BRIDGEMAN, J. 2009a. Exploratory analysis of excitation-emission matrix fluorescence spectra with self-organizing maps as a basis for determination of organic matter removal efficiency at water treatment works. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 114.

BIEROZA, M., BAKER, A. & BRIDGEMAN, J. 2009b. Relating freshwater organic matter fluorescence to organic carbon removal efficiency in drinking water treatment. *Science of the Total Environment*, 407, 1765-1774.

BILLETT, M. F., GARNETT, M. H. & HARVEY, F. 2007. UK peatland streams release old carbon dioxide to the atmosphere and young dissolved organic carbon to rivers. *Geophysical Research Letters*, 34.

BOLTO, B., DIXON, D., ELDRIDGE, R., KING, S. & LINGE, K. 2002. Removal of natural organic matter by ion exchange. *Water Research*, 36, 5057-5065.

BOND, T., GOSLAN, E. H., JEFFERSON, B., RODDICK, F., FAN, L. & PARSONS, S. A. 2009. Chemical and biological oxidation of NOM surrogates and effect on HAA formation. *Water Research*, 43, 2615-2622.

BOND, T., GOSLAN, E. H., PARSONS, S. A. & JEFFERSON, B. 2010. Disinfection by-product formation of natural organic matter surrogates and treatment by coagulation, MIEX (R) and nanofiltration. *Water Research*, 44, 1645-1653.

BOND, T., GOSLAN, E. H., PARSONS, S. A. & JEFFERSON, B. 2011. Treatment of disinfection by-product precursors. *Environmental Technology*, 32, 1-25.

BOSE, P. & RECKHOW, D. A. 2007. The effect of ozonation on natural organic matter removal by alum coagulation. *Water Research*, 41, 1516-1524.

BOUGEARD, C. M., GOSLAN, E. H., JEFFERSON, B. & PARSONS, S. A. 2010. Comparison of the disinfection by-product formation potential of treated waters exposed to chlorine and monochloramine. *Water Research*, 44, 729-740.

BOUGEARD, C. M., JANMOHAMED, I. H. S., GOSLAN, E., JEFFERSON, B., WATSON, J.,

MORGAN, G. & PARSONS, S. 2008. Parameters Affecting Haloacetic Acid and Trihalomethane Concentrations in Treated UK Drinking Waters. In: KARENFIL, T.,

KRASNER, S. W., WESTERHOFF, P. & XIE, Y. (eds.) *Disinfection By-Products in drinking Water: Occurrence, Formation, Health Effects, and Control*. ACS Symposium Series.

BOWMAN, S. 1990. *Radiocarbon Dating*, British Museum Publications Ltd.

BOYER, T. H., SINGER, P. C. & AIKEN, G. R. 2008. Removal of dissolved organic matter by anion exchange: Effect of dissolved organic matter properties. *Environmental Science & Technology*, 42, 7431-7437.

BRIDGEMAN, J., BIEROZA, M. & BAKER, A. 2011. The application of fluorescence spectroscopy to organic matter characterisation in drinking water treatment. *Reviews in Environmental Science and Bio-Technology*, 10, 277-290.

BROWN, D. 2009. *The management of trihalomethanes in water supply systems*. Doctor of Philosophy PhD, University of Birmingham.

BROWN, D., WEST, J. R., COURTIS, B. J. & BRIDGEMAN, J. 2010. Modelling THMs in water treatment and distribution systems. *Proceedings of the Institution of Civil Engineers-Water Management*, 163, 165-174.

BUDD, G. C., HESS, A. F., SHORNEY-DARBY, H., NEEMANN, J. J., SPENCER, S. M.,

BELLAMY, J. D. & HARGETTE, P. H. 2004. Coagulation application for new treatment goals. *Journal American Water Works Association*, 96, 102-113.

BUFFLE, J. & LEPPARD, G. G. 1995. Characterization of aquatic colloids and macromolecules. 1. Structure and behaviour of colloidal material. *Environmental Science & Technology*, 29, 2169-2175.

BULL, R. J., BIRNBAUM, L. S., CANTOR, K. P., ROSE, J. B., BUTTERWORTH, B. E.,

PEGRAM, R. & TUOMISTO, J. 1995. Water chlorination: Essential process or cancer hazard. *Fundamental and Applied Toxicology*, 28, 155-166.

BUTMAN, D., RAYMOND, P., OH, N. H. & MULL, K. 2007. Quantity, C-14 age and lability of desorbed soil organic carbon in fresh water and seawater. *Organic Geochemistry*, 38, 1547-1557.

CAI, Z. X., KIM, J. S. & BENJAMIN, M. M. 2008. NOM removal by adsorption and membrane filtration using heated aluminum oxide particles. *Environmental Science & Technology*, 42, 619-623.

CALDERON, R. L. 2000. The epidemiology of chemical contaminants of drinking water. *Food and Chemical Toxicology*, 38, S13-S20.

CARLSON, K. H. & GREGORY, D. 2000. Optimizing water treatment with two-stage coagulation. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 126, 556-561.

CHANG, E. E., CHIANG, P. C., KO, Y. W. & LAN, W. H. 2001a. Characteristics of organic precursors and their relationship with disinfection by-products. *Chemosphere*, 44, 1231-1236.

CHANG, E. E., LIN, Y. P. & CHIANG, P. C. 2001b. Effects of bromide on the formation of THMs and HAAs. *Chemosphere*, 43, 1029-1034.

CHAPMAN, P. J., CLARK, J. M., REYNOLDS, B. & ADAMSON, J. K. 2008. The influence of organic acids in relation to acid deposition in controlling the acidity of soil and stream waters on a seasonal basis. *Environmental Pollution*, 151, 110-120.

CHEN, C., ZHANG, X. J., ZHU, L. X., LIU, J., HE, W. J. & HAN, H. D. 2008. Disinfection by-product and their precursors in a water treatment plant in North China: Seasonal changes and fraction analysis. *Science of the Total Environment*, 397, 140-147.

CHEN, W., WESTERHOFF, P., LEENHEER, J. A. & BOOKSH, K. 2003. Fluorescence excitation - Emission matrix regional integration to quantify spectra for dissolved organic matter. *Environmental Science & Technology*, 37, 5701-5710.

CHOW, A. T., DAHLGREN, R. A., ZHANG, Q. & WONG, P. K. 2008a. Relationships between specific ultraviolet absorbance and trihalomethane precursors of different carbon sources. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 57, 471-480.

CHOW, A. T., LEECH, D. M., BOYER, T. H. & SINGER, P. C. 2008b. Impact of simulated solar irradiation on disinfection byproduct precursors. *Environmental Science & Technology*, 42, 5586-5593.

CHOW, C. W. K., FABRIS, R. & DRIKAS, M. 2004. A rapid fractionation technique to characterise natural organic matter for the optimisation of water treatment processes. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 53, 85-92.

CHOW, C. W. K., FABRIS, R., DRIKAS, M. & HOLMES, M. 2005. A case study of treatment performance and organic character. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 54, 385-395.

CHOW, C. W. K., FABRIS, R., VAN LEEUWEN, J., WANG, D. S. & DRIKAS, M. 2008c. Assessing natural organic matter treatability using high performance size exclusion chromatography. *Environmental Science & Technology*, 42, 6683-6689.

CLARK, J. M., LANE, S. N., CHAPMAN, P. J. & ADAMSON, J. K. 2007. Export of dissolved organic carbon from an upland peatland during storm events: Implications for flux estimates. *Journal of Hydrology*, 347, 438-447.

COBLE, P. G. 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation emission matrix spectroscopy. *Marine Chemistry*, 51, 325-346.

COOPER, W., SONG, W., GONSIOR, M., KALNINA, D., PEAKE, B. & MEZYK, S. 2008. Recent advantages in structure and reactivity of dissolved organic matter in natural waters. *Water Science and Technology: Water Supply*, 8, 8.

COPLEN, T. B. 1994. Reporting of stable hydrogen, carbon, and oxygen isotopic abundances. *Pure and Applied Chemistry*, 66, 273-276.

CORY, R. M., MCKNIGHT, D. M., CHIN, Y. P., MILLER, P. & JAROS, C. L. 2007. Chemical characteristics of fulvic acids from Arctic surface waters: Microbial contributions and photochemical transformations. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 112, 14.

CRAIG, H. 1957. Isotopic standards for carbon and oxygen and correction factors for mass-spectrometric analysis of carbon dioxide. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 12, 133-149.

CROMPHOUT, J., VERDICKT, L., MARTIN, E., VANHOUCKE, R. & VANHULLEBUSCH, T. 2008. Comparison between magnetic ion exchange resin-ultrafiltration and enhanced coagulation-filtration for the treatment of an NOM loaded surface water. *Water Science and Technology: Water Supply*, 8, 8.

CROUE, J. P., LEFEBVRE, E., MARTIN, B. & LEGUBE, B. 1993. Removal of dissolved hydrophobic and hydrophilic organic-substances during coagulation flocculation of surface waters. *Water Science and Technology*, 27, 143-152.

DEFRA/DWI 2008. A review of different national approaches to the regulation of THMs in drinking water. WRc Ref DEFRA 7831, August 2008.

DUAN, J. M. & GREGORY, J. 2003. Coagulation by hydrolysing metal salts. *Advances in Colloid and Interface Science*, 100, 475-502.

DWI 2010. The Water Supply (Water Quality) Regulations 2010. DWI Ref 994.

DWI, GRAHAM, N. J. D., COLLINS, C. D., NIEUWENHUIJSEN, M. & TEMPLETON, M. 2009. Formation and Occurrence of Haloacetic Acids in Drinking Water. DWI Report, June 2009.

EDZWALD, J. K. 1993. Coagulation in drinking-water treatment-particles, organics and coagulants. *Water Science and Technology*, 27, 21-35.

EDZWALD, J. K. & TOBIASON, J. E. 1999. Enhanced coagulation: US requirements and a broader view. *Water Science and Technology*, 40, 63-70.

EGERBERG, P. K. & ALBERTS, J. J. 2002. Determination of hydrophobicity of NOM by RP-HPLC, and the effect of pH and ionic strength. *Water Research*, 36, 4997-5004.

EGERBERG, P. K., CHRISTY, A. A. & EIKENES, M. 2002. The molecular size of natural organic matter (NOM) determined by diffusivity and seven other methods. *Water Research*, 36, 925-932.

ESTEVEZ, V. I., OTERO, M., SANTOS, E. B. H. & DUARTE, A. C. 2007. Stable carbon isotope ratios of tandem fractionated humic substances from different water bodies. *Organic Geochemistry*, 38, 957-966.

EVANS, C. D., CHAPMAN, P. J., CLARK, J. M., MONTEITH, D. T. & CRESSER, M. S. 2006. Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global Change Biology*, 12, 2044-2053.

EVANS, C. D., FREEMAN, C., CORK, L. G., THOMAS, D. N., REYNOLDS, B., BILLET, M. F., GARNETT, M. H. & NORRIS, D. 2007. Evidence against recent climate-induced destabilisation of soil carbon from C-14 analysis of riverine dissolved organic matter. *Geophysical Research Letters*, 34, 5.

FABRIS, R., CHOWA, C. W. K., DRIKAS, M. & EIKEBROKK, B. 2008. Comparison of NOM character in selected Australian and Norwegian drinking waters. *Water Research*, 42, 4188-4196.

FEARING, D. A., BANKS, J., GUYELAND, S., MONFORT EROLES, C., JEFFERSON, B., WILSON, D., HILLIS, P., CAMPBELL, A. T. & PARSONS, S. A. 2004a. Combination of ferric and MIEC for the treatment of humic rich water. *Water Research*, 38, 2551-2558.

FEARING, D. A., GOSLAN, E. H., BANKS, J., WILSON, D., HILLIS, P., CAMPBELL, A. T. & PARSONS, S. A. 2004b. Staged coagulation for treatment of refractory organics. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 130, 975-982.

FITZPATRICK, C. S. B., FRADIN, E. & GREGOR, J. E. 2004. Temperature effects on flocculation, using different coagulants. *Water Science and Technology*, 50, 171-175.

FRAZIER, S. W., NOWACK, K. O., GOINS, K. M., CANNON, F. S., KAPLAN, L. A. & HATCHER, P. G. 2003. Characterization of organic matter from natural waters using tetramethylammonium hydroxide thermochemolysis GC-MS. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 70, 99-128.

FRIMMEL, F. H. 1998. Characterization of natural organic matter as major constituents in aquatic systems. *Journal of Contaminant Hydrology*, 35, 201-216.

FUSHENG, L., AKIRA, Y. & YUKA, A. 2008. Characterization of micro-flocs of NOM coagulated by PACl, alum, and polysilicate-iron in terms of molecular weight and floc

size. *Water Science and Technology*, 57.

GJESSING, E. T., EGEBERG, P. K. & HAKEDAL, J. 1999. Natural organic matter in drinking water - the "NOM-typing project", background and basic characteristics of original water samples and NOM isolates. *Environment International*, 25, 145-159.

GONDAR, D., THACKER, S. A., TIPPING, E. & BAKER, A. 2008. Functional variability of dissolved organic matter from the surface water of a productive lake. *Water Research*, 42, 81-90.

GOSLAN, E. H., FEARING, D. A., BANKS, J., WILSON, D., HILLS, P., CAMPBELL, A. T. & PARSONS, S. A. 2002. Seasonal variations in the disinfection by-product precursor profile of a reservoir water. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 51, 475-482.

GOSLAN, E. H., KRASNER, S. W., BOWER, M., ROCKS, S. A., HOLMES, P., LEVY, L. S. & PARSONS, S. A. 2009. A comparison of disinfection by-products found in chlorinated and chloraminated drinking waters in Scotland. *Water Research*, 43, 4698-4706.

GRAY, N. F. 2005. *Water Technology: An Introduction for Environmental Scientists and Engineers*, Butterworth-Heinemann

GREGOR, J. E., NOKES, C. J. & FENTON, E. 1997. Optimising natural organic matter removal from low turbidity waters by controlled pH adjustment of aluminium coagulation. *Water Research*, 31, 2949-2958.

GUO, L. D. & MACDONALD, R. W. 2006. Source and transport of terrigenous organic matter in the upper Yukon River: Evidence from isotope (δ C-13, δ C-14, and δ N-15) composition of dissolved, colloidal, and particulate phases. *Global Biogeochemical Cycles*, 20. GUO, L. D., WHITE, D. M., XU, C. & SANTSCHI, P. H. 2009. Chemical and isotopic composition of high-molecular-weight dissolved organic matter from the Mississippi River plume. *Marine Chemistry*, 114, 63-71.

GUSTAFSSON, O. & GSCHWEND, P. M. 1997. Aquatic colloids: Concepts, definitions, and current challenges. *Limnology and Oceanography*, 42, 519-528.

HAAG, I. & WESTRICH, B. 2002. Processes governing river water quality identified by principal component analysis. *Hydrological Processes*, 16, 3113-3130.

HALL, T. & HYDE, R. A. 1992. *Water treatment processes and practices*, Water Research Council. HEDGES, J. I., ERTEL, J. R., QUAY, P. D., GROOTES, P. M., RICHEY, J. E., DEVOL, A. H., FARWELL, G. W., SCHMIDT, F. W. & SALATI, E. 1986. Organic C-14 in the Amazon river system. *Science*, 231, 1129-1131.

HENDERSON, R. K., BAKER, A., MURPHY, K. R., HAMBLYA, A., STUETZ, R. M. & KHAN, S. J. 2009. Fluorescence as a potential monitoring tool for recycled water systems: A review. *Water Research*, 43, 863-881.

HENDERSON, R. K., BAKER, A., PARSONS, S. A. & JEFFERSON, B. 2008.

Characterisation of algogenic organic matter extracted from cyanobacteria, green algae and diatoms. *Water Research*, 42, 3435-3445.

HER, N., AMY, G., SOHN, J. & GUNTEN, U. 2008. UV absorbance ration index with size exclusion chromatography (URI-SEC) as an NOM property indicator. *Water Science and Technology*, 57, 10.

HOOD, E., FELLMAN, J., SPENCER, R. G. M., HERNES, P. J., EDWARDS, R., D'AMORE, D. & SCOTT, D. 2009. Glaciers as a source of ancient and labile organic matter to the marine environment. *Nature*, 462, 1044-U100.

HOOD, E., WILLIAMS, M. W. & MCKNIGHT, D. M. 2005. Sources of dissolved organic matter (DOM) in a Rocky Mountain stream using chemical fractionation and stable isotopes. *Biogeochemistry*, 74, 231-255.

HOPE, D., BILLETT, M. F. & CRESSER, M. S. 1997. Exports of organic carbon in two river systems in NE Scotland. *Journal of Hydrology*, 193, 61-82.

HRUDEY, S. E. 2009. Chlorination disinfection by-products, public health risk tradeoffs and me. *Water Research*, 43, 2057-2092.

HUA, G. H. & RECKHOW, D. A. 2007. Comparison of disinfection byproduct formation from chlorine and alternative disinfectants. *Water Research*, 41, 1667-1678.

HUANG, C. & SHIU, H. 1996. Interactions between alum and organics in coagulation. *Colloids and Surfaces A: Physiochemical and Engineering Aspects*, 113, 155-163.

HUDSON, N., BAKER, A. & REYNOLDS, D. 2007. Fluorescence analysis of dissolved organic matter in natural, waste and polluted waters - A review. *River Research and Applications*, 23, 631-649.

HUDSON, N., BAKER, A., WARD, D., REYNOLDS, D. M., BRUNSDON, C., CARLIELL-MARQUET, C. & BROWNING, S. 2008. Can fluorescence spectrometry be used as a surrogate for the Biochemical Oxygen Demand (BOD) test in water quality assessment? An example from South West England. *Science of the Total Environment*, 391, 149-158.

HURST, A. M., EDWARDS, M. J., CHIPPS, M., JEFFERSON, B. & PARSONS, S. A. 2004. The impact of rainstorm events on coagulation and clarifier performance in potable water treatment. *Science of the Total Environment*, 321, 219-230.

JACANGELO, J. G., DEMARCO, J., OWEN, D. M. & RANDTKE, S. J. 1995. SELECTED PROCESSES FOR REMOVING NOM - AN OVERVIEW. *Journal American Water Works Association*, 87, 64-77.

JARVIS, P., BANKS, J., MOLINDER, R., STEPHENSON, T., PARSONS, S. & JEFFERSON, B. 2008. Processes for enhanced NOM removal: beyond Fe and Al coagulation. *Water Science and Technology: Water Supply*, 8, 8.

JARVIS, P., JEFFERSON, B., GREGORY, J. & PARSONS, S. A. 2005a. A review of floc strength and breakage. *Water Research*, 39, 3121-3137.

JARVIS, P., JEFFERSON, B. & PARSONS, S. A. 2005b. Breakage, regrowth, and fractal nature of natural organic matter flocs. *Environmental Science & Technology*, 39, 2307-2314.

JARVIS, P., JEFFERSON, B. & PARSONS, S. A. 2005c. How the natural organic matter to coagulant ratio impacts on floc structural properties. *Environmental Science & Technology*, 39, 8919-8924.

JEGATHEESAN, V., WERAGODA, S. & VISVANATHAN, C. 2008. Rapid water quality characterization for chlorine demand and THM formation in drinking waters. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 57, 259-272.

JU-NAM, Y. & LEAD, J. R. 2008. Manufactured nanoparticles: An overview of their chemistry, interactions and potential environmental implications. *Science of the Total Environment*, 400, 396-414.

JUNG, A. V., CHANUDET, V., GHANBAJA, J., LARTIGES, B. S. & BERSILLON, J. L. 2005. Coagulation of humic substances and dissolved organic matter with a ferric salt: An electron energy loss spectroscopy investigation. *Water Research*, 39, 3849-3862.

JUNG, C. W. & SON, H. J. 2008. The relationship between disinfection by-products formation and characteristics of natural organic matter in raw water. *Korean Journal of Chemical Engineering*, 25, 714-720.

KABSCH-KORBUTOWICZ, M. 2005. Effect of Al coagulant type on natural organic matter removal efficiency in coagulation/ultrafiltration process. *Desalination*, 185, 327-333.

KIM, H. C. & YU, M. J. 2005. Characterization of natural organic matter in conventional water treatment processes for selection of treatment processes focused on DBPs control. *Water Research*, 39, 4779-4789.

KITIS, M., KARANFIL, T. & KILDUFF, J. E. 2004. The reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation. *Turkish Journal of Engineering and Environmental Sciences*, 28, 167-179.

KITIS, M., KARANFIL, T., KILDUFF, J. E. & WIGTON, A. 2001. The reactivity of natural organic matter to disinfection byproducts formation and its relation to specific ultraviolet absorbance. *Water Science and Technology*, 43, 9-16.

KITIS, M., KARANFIL, T., WIGTON, A. & KILDUFF, J. E. 2002. Probing reactivity of dissolved organic matter for disinfection by-product formation using XAD-8 resin adsorption and ultrafiltration fractionation. *Water Research*, 36, 3834-3848.

KORSHIN, G., CHOW, C. W. X., FABRIS, R. & DRIKAS, M. 2009. Absorbance spectroscopy-based examination of effects of coagulation on the reactivity of fractions of natural organic matter with varying apparent molecular weights. *Water Research*, 43,

1541-1548.

KRASNER, S. W., WEINBERG, H. S. & RICHARDS ON, S. 2006. Occurrence of a new generation of disinfection byproducts. *Environmental Science & Technology*, 40, 7175-7185.

LEAD, J. R. & WILKINSON, K. J. 2006. Aquatic colloids and nanoparticles: Current knowledge and future trends. *Environmental Chemistry*, 3, 159-171.

LEE, S., CHO, J. W., SHIN, H., SON, B. & CHAE, S. 2003. Investigation of NOM size, structure and functionality (SSF): impact on water treatment process with respect to disinfection by-products formation. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 52, 555-564.

LEENHER, J. A., CROUE, J. P., BENJAMIN, M., KORSHIN, G. V., HWAND, C. J.

BRUCHET, A. & AIKEN, G. 2000. Comprehensive isolation of natural organic matter for spectral characterization and reactivity testing. In: BARRATT, S. E., KRASNER, S. W. & AMY, G. (eds.) *Natural Organic Matter and Disinfection By-Products*. American Chemical Society Symposium Series 761: American Chemical Society.

LIU, S., LIM, M., FABRIS, R., CHOW, C. W. K., DRIKAS, M., KORSHIN, G. & AMAL, R. 2010. Multi-wavelength spectroscopic and chromatography study on the photocatalytic oxidation of natural organic matter. *Water Research*, 44, 2525-2532.

LOWE, J. & HOSSAIN, M. M. 2008. Application of ultrafiltration membranes for removal of humic acid from drinking water. *Desalination*, 218, 343-354.

MALCOLM, R. L. & MACCARTHY, P. 1992. Quantitative-evaluation of XAD-8 and XAD-4 resins used in tandem for removing organic solutes from water. *Environment International*, 18, 597-607.

MALLIAROU, E., COLLINS, C., GRAHAM, N. & NIEUWENHUIJSEN, M. J. 2005. Haloacetic acids in drinking water in the United Kingdom. *Water Research*, 39, 2722-2730.

MATILAINEN, A., GJESSING, E. T., LAHTINEN, T., HED, L., BHATNAGAR, A. & SILLANPAA, M. 2011. An overview of the methods used in the characterisation of natural organic matter (NOM) in relation to drinking water treatment. *Chemosphere*, 83, 1431-1442.

MATILAINEN, A., IIVARI, P., SALLANKO, J., HEISKA, E. & TUHKANEN, T. 2006. The role of ozonation and activated carbon filtration in the natural organic matter removal from drinking water. *Environmental Technology*, 27, 1171-1180.

MATILAINEN, A., LINDQVIST, N., KORHONEN, S. & TUHKANEN, T. 2002. Removal of NOM in the different stages of the water treatment process. *Environment International*, 28, 457-465.