

CONTRIBUȚII PRIVIND ÎMBUNĂȚĂȚIREA TEHNOLOGIEI DE POTABILIZARE A APEI PROVENITĂ DIN LACURILE DE ACUMULARE

Teză destinată obținerii
titlului științific de doctor inginer
la
Universitatea "Politehnica" din Timișoara
în domeniul INGINERIA CHIMICĂ
de către

Ing. Elena-Gabriela Cical

Conducător științific: Prof. Univ. Dr. Ing. Georgeta Burtică
Referenți științifici: Prof. Univ. Dr. Ing. Carmen Teodosiu
Prof. Univ. Dr. Ing. Cristina Costache
Conf. Univ. Dr. Ing. Florica Manea

Ziua susținerii tezei: 06.10.2010

Seriile Teze de doctorat ale UPT sunt:

- | | |
|------------------------|---|
| 1. Automatică | 7. Inginerie Electronică și Telecomunicații |
| 2. Chimie | 8. Inginerie Industrială |
| 3. Energetică | 9. Inginerie Mecanică |
| 4. Ingineria Chimică | 10. Știința Calculatoarelor |
| 5. Inginerie Civilă | 11. Știința și Ingineria Materialelor |
| 6. Inginerie Electrică | |

Universitatea „Politehnica” din Timișoara a inițiat seriile de mai sus în scopul diseminării expertizei, cunoștințelor și rezultatelor cercetărilor întreprinse în cadrul școlii doctorale a universității. Seriile conțin, potrivit H.B.Ex.S Nr. 14 / 14.07.2006, tezele de doctorat susținute în universitate începând cu 1 octombrie 2006.

Copyright © Editura Politehnica – Timișoara, 2009

Această publicație este supusă prevederilor legii dreptului de autor. Multiplicarea acestei publicații, în mod integral sau în parte, traducerea, tipărirea, reutilizarea ilustrațiilor, expunerea, radiodifuzarea, reproducerea pe microfilme sau în orice altă formă este permisă numai cu respectarea prevederilor Legii române a dreptului de autor în vigoare și permisiunea pentru utilizare obținută în scris din partea Universității „Politehnica” din Timișoara. Toate încălcările acestor drepturi vor fi penalizate potrivit Legii române a drepturilor de autor.

România, 300159 Timișoara, Bd. Republicii 9,
tel. 0256 403823, fax. 0256 403221
e-mail: editura@edipol.upt.ro

Cuvânt înainte

Cercetarea științifică este binefăcătoare atunci când se întemeiază pe conștiința umană, pe realizările și contribuțiile noastre în domeniile studiate. Tratarea apei este un domeniu foarte larg care pune serioase probleme atunci când trebuie să obținem o apă potabilă de calitate corespunzătoare. În acest context își găsește justificarea tema acestei teze de doctorat, pe care am elaborat-o în timpul activităților mele desfășurate în cadrul S.C. VITAL S.A. și a Universității de Nord, catedra de chimie-biologie din Baia Mare.

Cu această ocazie doresc să-mi deschid inima și să mulțumesc cu căldură unor oameni deosebiți din viața mea care m-au îndrumat, m-au susținut, mi-au oferit sprijin, fiind mereu în jurul meu până la finalizarea acestei lucrări.

Sincere mulțumiri însoțite de recunoștință și respect, se cuvin conducătorului de doctorat, Prof. Dr. Ing. Georgeta Burtică pentru atenta îndrumare, dăruirea și încurajarea permanentă acordată în această perioadă de studiu. Experiența și profesionalismul acestei distinse doamne a contribuit foarte mult la formarea mea profesională și m-a motivat ca ulterior să-mi doresc să fiu mai aproape de mediul academic prin activitățile mele desfășurate ca și cadru didactic asociat.

Doresc să aduc mulțumiri și toate gândurile mele de recunoștință d-ului Director General Adjunct Dr. Ing. Mircea Mecea pentru sprijinul permanent al domniei sale, care cu competență și răbdare m-a ajutat în toți acești ani, arătându-mi înțelegere la diversele probleme apărute. Această atitudine pozitivă m-a stimulat, mi-a dat încredere în mine și m-a determinat ca în timp, să-mi găsesc singură drumul în evoluția mea profesională.

Sincere mulțumiri aduc conducerii societății, colegilor mei din laborator, colaboratorilor și prietenilor care mi-au fost alături pe tot parcursul acestui drum frumos și plin de emoție al cercetării științifice.

Mulțumesc din toată inima d-nului Măgurean Florin care a fost întodeauna alături de mine.

Cele mai alese gânduri de mulțumire și dragoste le acord cu acest prilej părinților mei Nicolae și Marta Costin, familiei mele, Mihai și Andreea, fratelui și cumnatei mele Ioan și Laura Costin. Dragostea lor, înțelegerea și dăruirea cu care m-au ocrotit mereu, m-au făcut mai ambițioasă și mai puternică ca să pot să-mi îndeplinesc acest vis. Cu toate acestea chiar dacă într-un anumit moment a fost mai greu decât credeam, îmi exprim regretul de-a nu avea talentul literar necesar pentru a putea reda în cuvinte toate emoțiile și bucuriile trăite în această perioadă, dar pot să spun cu certitudine că viața este foarte frumoasă și merită trăită chiar și atunci când o privești cu scopuri științifice.

Timișoara, octombrie 2010

Ing. Elena-Gabriela Cical

Cical, Elena-Gabriela

Contribuții privind îmbunătățirea tehnologiei de potabilizare a apei provenită din lacurile de acumulare

Teze de doctorat ale UPT, Seria 4, Nr. 41, Editura Politehnica, 2010, 147 pagini, 84 figuri, 37 tabele.

ISSN: 1842-8223

ISBN: 978-606-554-157-3

Cuvinte cheie:

apă potabilă, tratarea apei, coagularea apei, policlorură bazică de aluminiu.

Rezumat:

Cercetarea propusă în teză se referă la dezvoltarea unor tehnologii de tratare a apei în concordanță cu resursele de apă brută provenite din lacurile de acumulare.

Studiile experimentale prezentate au avut ca scop îmbunătățirea tehnologiilor convenționale de tratare a apei în scop potabil. Cercetările originale se referă la evaluarea calității apei brute și la utilizarea în procesul de tratare a apei a unor noi agenți de coagulare prehidrolizați.

Contribuția originală a studiilor efectuate a permis aplicarea în practică a tehnicii optime studiate oferind posibilitatea obținerii calității apei potabile în conformitate cu cerințele actuale.

CUPRINS

CUPRINS	5
ABREVIERI.....	8
LISTA DE TABELE	10
LISTA CU FIGURI.....	12
INTRODUCERE	15
1. TENDINȚE ACTUALE ÎN DOMENIUL ÎMBUNĂȚIRII PERFORMANȚELOR PROCESELOR DE POTABILIZARE A APEI	17
1.1. Scurt istoric al tratării apei în scop potabil	17
1.2. Condiții de calitate pentru apele de alimentare	19
1.2.1. Considerații generale	19
1.2.2. Caracteristici fizico-chimice ale apelor naturale utilizate pentru potabilizare.....	20
1.3. Condiții de calitate pentru apa potabilă.....	23
1.4. Tehnologii convenționale de potabilizare a apei	26
1.5. Concepte moderne privind îmbunătățirea tehnologiilor de potabilizare a apei.....	27
2. COAGULAREA APEI.....	29
2.1. Considerații generale	29
2.2. Stabilitatea sistemelor coloidale	30
2.3. Destabilizarea sistemelor coloidale.....	31
2.3.1. Teoria destabilizării prin forțe fizice.	32
2.3.2. Teoria destabilizării prin adsorbție cu formarea de punți de legătură...33	
2.3.3 Teoria destabilizării prin forțe chimice.....	34
2.4. Procesul de transport	35
2.5. Viteza de coagulare	35
2.6. Agenți de coagulare	35
2.6.1. Agenți de coagulare clasici	35
2.6.2. Agenți de coagulare prehidrolizați. Polimerizarea sărurilor de aluminiu39	
2.7. Accelerații ai procesului de coagulare	42
2.8. Factori care determină procesul de coagulare.....	45
3. CONCEPTE MODERNE PRIVIND ÎMBUNĂȚIREA PERFORMANȚELOR PROCESULUI DE COAGULARE	49
3.1. Studii privind îmbunătățirea performanțelor procesului de coagulare - floculare pe diferite tipuri de apă.....	49
3.2. Concepte moderne aplicate în procesul de coagulare a apei	50
3.2.1. Concepte moderne privind utilizarea coagulanților prehidrilizați în tratarea apei.....	50
3.2.2. Construcții moderne de camere de reacție.....	51
3.3. Concepte moderne aplicate la decantarea apei	53
3.3.1. Considerații generale.....	53
3.3.2. Utilaje în care se realizează combinat procesul de coagulare - floculare - decantare.....	54
4. MOTIVAȚIA ȘI OBIECTIVELE CERCETĂRIILOR EXPERIMENTALE.....	58
5. METODE EXPERIMENTALE ȘI MATERIALE	60

6| Cuprins

5.1. Metode experimentale și aparatură	60
6. CARACTERIZAREA SITUAȚIEI ÎNAINTE DE REABILITAREA STAȚIEI DE TRATARE A APEI POTABILE	63
6.1. Introducere.....	63
6.2. Considerații asupra sursei de apă existente.....	63
6.3. Monitorizarea calității apei brute.....	65
6.3.1. Rezultate experimentale și discuții	65
6.4. Fluxul tehnologic al stației de tratare a apei	69
6.4.1. Depozitarea și prepararea reactivilor chimici.....	71
6.4.2. Studii experimentale privind dozele de sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu adăugate în procesul de tratare a apei.	72
6.5. Interdependența dintre turbiditatea apei brute și turbiditatea apei potabile obținută în Stația de tratare	73
6.6. Caracterizarea situației privind calitatea apei brute și a apei tratate în perioade de ploi abundente și inundații	77
6.7. Monitorizarea calității apei brute comparativ cu calitatea apei tratate	79
6.7.1. Rezultate experimentale și discuții	79
6.8. Concluzii parțiale	82
7. STUDII EXPERIMENTALE DE LABORATOR PRIVIND COAGULAREA APEI	84
7.1. Introducere.....	84
7.2. Studii privind compoziția apei brute	84
7.2.1. Rezultate experimentale și discuții	85
7.3. Evoluția procesului de coagulare utilizând sulfat de aluminiu comparativ cu policlorură bazică de aluminiu.....	87
7.3.1. Mod de lucru	87
7.3.2. Evoluția procesului de coagulare utilizând sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu	88
7.3.3. Evoluția procesului de coagulare utilizând policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu	95
7.4. Stabilirea dozelor optime pentru sulfat de aluminiu comparativ cu policlorură bazică de aluminiu utilizate în procesul de tratare a apei	105
7.5. Studiu privind îmbunătățirea procesului de coagulare utilizând policlorură bazică de aluminiu (PAC _s) și aluminat de sodiu	109
7.5.1. Rezultate experimentale și discuții	109
7.6. Concluzii parțiale	115
8. STUDII PRIVIND FACTORII CE INFLUENȚEAZĂ PROCESUL DE COAGULARE	117
8.1. Introducere.....	117
8.2. Studii privind influența potențialului zeta asupra procesului de coagulare ...	118
8.2.1. Mod de lucru	119
8.2.2. Rezultate experimentale și discuții	119
8.3. Studii privind influența materiilor organice din apă asupra procesului de coagulare.....	124
8.3.1. Mod de lucru	124
8.3.2. Rezultate experimentale și discuții	124
8.4. Studii privind analiza spectrelor individuale de difracție RX la nămol	126
8.4.1. Mod de lucru	126
8.4.2. Rezultate experimentale și discuții	126
8.5. Concluzii parțiale	127
9. STUDII EXPERIMENTALE LA SCARĂ DE PILOT INDUSTRIAL	128
9.1. Introducere.....	128
9.2. Mod de lucru.....	128

9.3. Rezultate experimentale și discuții	129
9.3.1. Studii efectuate la scară de pilot industrial	129
9.4. Concluzii parțiale	135
10. CONCLUZII GENERALE	137
BIBLIOGRAFIE	142

ABREVIERI

1. (CCO-Mn) – Consum Chimic de Oxigen prin metoda cu permanganat de potasiu;
2. (THM) –Trihalometani;
3. (MON) – Materie organică naturală;
4. (Me-OH-Me) – Adsorbție metal-hidroxid-metal;
5. (DLVO) – Modelul electrostatic a lui Derjaguin, Landau, Verwez și Overbeek;
6. (TOC) – Carbon Organic Total;
7. (ZF Ψ_0) – Energie electrostatică;
8. (ζ) –Potențial electrocinetic;
9. (ρZ)- Potențial zeta;
10. (PAC) – Policlorură bazică de aluminiu;
11. (PACs) – Policlorura bazica de aluminiu ;
12. (PCBA)-Policlorură bazică de aluminiu;
13. (AN) –Aluminat de sodiu;
14. (PVC) – Policlorură de vinil;
15. (SA) – Sulfat de aluminiu;
16. (SO) - Substanță organică
17. (PEI) – Polietilenimina;
18. (PAM) – Poliacrilamida;
19. (HPOA) – Materie hidrofobă;
20. (HPIA) – Materie hidrofil;
21. (UNT) – Unități nefelometrice de turbiditate;
22. (RMN) – Rezonanță magnetică nucleară;
23. (T_{AB}) –Turbiditate apă brută;
24. (TOC) - Carbon organic total;
25. (o) – omofen;
26. (f) – filtrat;
27. (R1) - rezervor de apă potabilă nr.1;
28. (R2)- rezervor de apă potabilă nr.2;
29. (AB) - Apa brută;

- 30. (AP) - Apă potabilă;
- 31. (R3) - rezervor de apă potabilă nr.3;
- 32. (R4) - rezervor de apă potabilă nr.4;
- 33. (E)- Eficiență de reducere în procente;
- 34. (A₂₅₄)- Absorbantă în ultraviolet.

LISTA DE TABELE

- Tabelul 1.1 Tipuri de lacuri-criteriul conținutului de O₂
- Tabelul 1.2 Tipuri de lacuri-criteriul concentrației nutrienților
- Tabelul 1.3 Clasificarea apelor după duritate.
- Tabelul 2.1 Principalii agenți de coagulare clasici
- Tabelul 2.2 Agenți de coagulare prehidrolizați
- Tabelul 5.1 Condițiile de lucru pentru Jar-test 1 și Jar-test 2.
- Tabelul 5.2 Metode de analiză utilizate
- Tabelul 6.1 Calitatea apei brute, valori medii și maxime ale principalilor parametri
- Tabelul 6.2 Anul de construcție a etapei și capacitatea de tratare
- Tabelul 6.3 Granulația și grosimea stratului de nisip pentru clarificatoare
- Tabelul 6.4 Granulația și grosimea stratului de nisip pentru filtre
- Tabelul 6.5 Prezentarea domeniilor dozelor de sulfat de aluminiu în funcție de turbiditatea apei brute
- Tabelul 6.6 Evoluția turbidității apei brute și a apei potabile obținute pe parcursul a treizeci de zile reprezentative dintr-un an în perioada 2004-2007
- Tabelul 6.7 Turbiditatea apei brute și a apei potabile obținute
- Tabelul 6.8 Principalii parametri a apei brute și a apei potabile obținuți pe durata a treizeci de zile calendaristice
- Tabelul 7.1 Caracterizarea calității apei brute cu turbiditate de 10 UNT
- Tabelul 7.2 Calitatea apei brute utilizate pentru studiul de laborator
- Tabelul 7.3 Rezultatele Jar-test privind determinarea dozelor optime de aluminiu utilizând diferite doze de sulfat de aluminiu (SA)
- Tabelul 7.4 Rezultate Jar-test privind determinarea dozelor optime de aluminiu utilizând diferite doze de (PAC)
- Tabelul 7.5 Dozele optime de sulfat de aluminiu stabilite experimental
- Tabelul 7.6 Dozele optime de policlorură bazică de aluminiu stabilite experimental
- Tabelul 7.7 Caracteristicile apei brute tratate cu PACs, (TAB=170 UNT)
- Tabelul 7.8 Caracteristicile apei tratate cu PACs și hidroxid de calciu (TAB=170 UNT)
- Tabelul 7.9 Caracteristicile apei tratate cu PACs, și hidroxid de calciu (TAB=38 UNT)
- Tabelul 7.10 Caracteristicile apei tratate cu PACs și AN, (TAB=170 UNT)
- Tabelul 7.11 Infuența timpului de depunere a nămolului asupra turbidității apei tratate
- Tabelul 7.12 Caracteristicile apei tratate cu PACs și AN, (TAB=83 UNT)
- Tabelul 7.13 Infuența timpului de depunere a nămolului asupra turbidității apei tratate
- Tabelul 8.1 Evoluția PZ în procesul de coagulare a apei tratată cu SA, TAB=10,0 UNT
- Tabelul 8.2 Evoluția PZ asupra coagulării apei tratate cu PAC, TAB=10,0 UNT
- Tabelul 8.3 Evoluția PZ asupra coagulării apei tratate cu SA, TAB=30.0 UNT
- Tabelul 8.4 Evoluția PZ asupra coagulării apei tratate cu PAC, TAB=30,0 UNT
- Tabelul 8.5 Valorile TOC obținute la doze optime de SA și PAC
- Tabelul 8.6 Valorile A₂₅₄ nm obținute la doze optime de SA și PAC, % Ered
- Tabelul 9.1 Compoziția apei brute

- Tabelul 9.2 Caracteristicile apei potabile, obținută în fluxul tehnologic, utilizând sulfat de aluminiu
- Tabelul 9.3 Caracteristicile apei potabile tratate obținute în fluxul tehnologic utilizând PAC

LISTA CU FIGURI

- Fig. 2.1 Starea energetică a miclei reprezentată de Stern.
Fig. 2.2 Variația energiei potențiale a două particule coloidale.
Fig. 2.3 Solubilitatea speciilor de aluminiu în echilibru, (a) hidroxidul de aluminiu cristalin, (b) hidroxidul de aluminiu amorf.
Fig. 2.4 Diagrame de echilibru ale fierului dizolvat în apă
Fig. 2.5 Mecanisme de coagulare cu clorură ferică
Fig. 2.6 Structura speciilor aluminiu 13 și aluminiu 30
Fig. 2.7 Influența pH-ului și a alcalinității asupra domeniului de coagulare-floculare a-concentrație coloidală ridicată, b-concentrație coloidală intermediară
Fig. 2.8 Influența temperaturii asupra dozei de reactiv la tratarea apei
Fig. 3.1 Cameră de reacție cu palete
Fig. 3.2 Cameră de reacție turbionară
Fig. 3.3 Cameră de reacție cu mișcare verticală
Fig. 3.4 Decantor radial floculator
Fig. 3.5 Decantor circulator
Fig. 3.6 Decantor precipitator Spauling
Fig. 3.7 Decantorul Densadeg
Fig. 3.8 Decantor Ciclofloc (Reactivator)
Fig. 6.1 Imaginea de ansamblu cu Lacul de acumulare Strimtori-Firiza
Fig. 6.2 Imaginea de ansamblu din coada Lacului de acumulare Stimtori Firiza
Fig. 6.3 Variația temperaturii medii a apei brute în perioada de studiu
Fig. 6.4 Variația turbidității medii a apei brute în perioada de studiu
Fig. 6.5 Variația oxidabilității medii a apei brute în perioada de studiu
Fig. 6.6 Schema tehnologică a procesului de tratare a apei
Fig. 6.7 Imagine a filtrelor rapide deschise
Fig. 6.8 Variația dozelor de sulfat de aluminiu funcție de turbiditatea apei brute
Fig. 6.9 Evoluția turbidității apei brute și a apei tratate obținute în perioada de studiu (noiembrie 2004)
Fig. 6.10 Evoluția turbidității apei brute și a apei tratate obținute în perioada de studiu (iunie 2004)
Fig. 6.11 Evoluția turbidității apei brute și a apei tratate obținute în perioada de studiu (aprilie 2006)
Fig. 6.12 Evoluția turbidității apei brute și a apei tratate obținute în perioada de studiu (septembrie 2007)
Fig. 6.13 Variația turbidității apei brute în perioada de studiu comparativ cu turbiditatea apei obținute în procesul de tratare
Fig. 6.14 Variația turbidității apei brute și a apei potabile în perioada de studiu
Fig. 6.15 Variația oxidabilității (CCO-Mn) apei brute și a apei potabile în perioada de studiu
Fig. 6.16 Variația aluminiului rezidual în perioada de studiu
Fig. 7.1 Evoluția temperaturii și pH-ului funcție de turbiditatea apei brute
Fig. 7.2 Evoluția oxidabilității și concentrației de aluminiu funcție de turbiditatea apei brute

- Fig. 7.3 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrația aluminiului rezidual functie de doza de sulfat de aluminiu (TAB =10.0 UNT, $t < 100\text{C}$)
- Fig. 7.4 Profil jar-test privind variația turbidității și a concentrației aluminiului rezidual din apa tratată functie de doza de sulfat de aluminiu (TAB =10.0 UNT, $t > 100\text{C}$)
- Fig. 7.5 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată functie de doza de sulfat de aluminiu (TAB= 20.0 UNT)
- Fig. 7.6 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apă tratată functie de doza de sulfat de aluminiu (TAB= 30.0 UNT)
- Fig. 7.7 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu (TAB= 45.0 UNT)
- Fig. 7.8 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu (TAB= 62.0 UNT)
- Fig. 7.9 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu (TAB= 90.0 UNT)
- Fig. 7.10 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu (TAB=108 UNT)
- Fig. 7.11 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu (TAB=140 UNT)
- Fig. 7.12 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu (TAB=170 UNT)
- Fig. 7.13 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu (TAB= 200 UNT)
- Fig. 7.14 Profil jar test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB= 10.0 UNT, $t > 10.0\text{ }^{\circ}\text{C}$, apa tratată fără reactiv de alcalinizare)
- Fig. 7.15 Profil jar -test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB= 10.0 UNT, $t < 10.0\text{ }^{\circ}\text{C}$)
- Fig. 7.16 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB= 10.0 UNT, $t > 10.0\text{ }^{\circ}\text{C}$)
- Fig. 7.17 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB= 20.0 UNT)
- Fig. 7.18 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB= 30.0 UNT)
- Fig. 7.19 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB= 45.0 UNT)
- Fig. 7.20 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB=62.0 UNT)
- Fig. 7.21 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB= 90.0 UNT)
- Fig. 7.22 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB=104 UNT)
- Fig. 7.23 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu (TAB=140 UNT)
- Fig. 7.24 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB=170 UNT)

- Fig. 7.25 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB=170 UNT)
- Fig. 7.26 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC (TAB= 200 UNT)
- Fig. 7.27 Imagine a procesului de coagulare prin metoda Jar-test utilizând SA
- Fig. 7.28 Imagine a procesului de coagulare prin metoda Jar-test utilizând PAC
- Fig. 7.29 Variația dozelor optime de aluminiu pentru SA și PAC funcție de turbiditatea apei
- Fig. 7.30 Variația turbidității apei tratate funcție de turbiditatea apei brute și de coagulantul utilizat
- Fig. 7.31 Variația oxidabilității funcție de turbiditatea apei brute
- Fig. 7.32 Variația aluminiului rezidual funcție de turbiditatea apei
- Fig. 7.33 Variația turbidității funcție de doza de PACs, (TAB= 170 UNT, pH=7.6)
- Fig. 7.34 Variația turbidității funcție de PACs, utilizând hidroxid de calciu, TAB=170 UNT
- Fig. 7.35 Variația turbidității funcție de PACs, utilizând hidroxid de calciu, TAB=38,0 UNT
- Fig. 7.36 Variația turbidității și aluminiului rezidual ale apei tratate funcție de doza de Al, PACs:AN=1:1
- Fig. 7.37 Variația turbidității apei tratate funcție de timpul de sedimentare a nămolului, minute, TAB=170 UNT
- Fig. 7.38. Variația turbidității și aluminiului rezidual funcție de doza de Al, PACs:AN:= 2:1
- Fig. 7.39 Variația turbidității apei tratate funcție de timpul de sedimentare a nămolului, minute, TAB=83.0 UNT
- Fig. 8.1 Variația turbidității apei și potențialului zeta funcție de doza de aluminiu-SA TAB=10.0 UNT
- Fig. 8.2 Variația turbidității apei și potențialului zeta funcție de doza de aluminiu-PAC TAB=10.0 UNT
- Fig. 8.3 Variația turbidității apei și potențialului zeta funcție de doza de aluminiu-SA, TAB=30,0 UNT
- Fig. 8.4 Variația turbidității apei și potențialului zeta funcție de doza de aluminiu-PAC TAB=30,0 UNT
- Fig. 8.5 Variația turbidității apei tratate și a potențialului zeta funcție de dozele de aluminiu adăugate pentru SA, comparativ cu PAC, Tab=10 UNT
- Fig. 8.6 Variația turbidității apei tratate și a potențialului zeta funcție de dozele de aluminiu adăugate pentru SA, comparativ cu PAC, Tab=30,0 UNT
- Fig. 8.7 Spectrul de difracție RX al nămolului rezultat la doză optimă, tratată cu PAC, pentru TAB=30.0, UNT
- Fig. 8.8 Spectrul de difracție RX al nămolului rezultat la doză optimă, pentru TAB=200 UNT, tratată cu PAC
- Fig. 9.1 Imagine de ansamblu „Microuzină”
- Fig. 9.2 Variația turbidității apei brute și apei potabile în perioada de studiu (coagulant SA)
- Fig. 9.3 Variația aluminiului rezidual în perioada de studiu (coagulant SA)
- Fig. 9.4 Variația turbidității apei brute și apei potabile în perioada de studiu (coagulant PAC)
- Fig. 9.5 Variația aluminiului rezidual în perioada de studiu (coagulant PAC)

INTRODUCERE

Apa este un factor indispensabil organismului uman și constituie factorul principal al menținerii vieții pe pământ [1]. Apa este substanța cea mai răspândită de pe suprafața globului [2]. Din cele mai vechi timpuri colectivitățile umane s-au dezvoltat de-a lungul râurilor, lacurilor sau mărilor. Din datele Organizației Mondiale a Sănătății, cantitatea minimă de apă necesară organismului uman este de 5 litri pe 24 de ore, din care 1-2 litri, reprezintă apa consumată ca atare. La această cantitate de apă se adaugă cantități mult mai mari, necesare în alte scopuri [3].

În natură apa se găsește într-un circuit continuu. Astfel apa de suprafață din râuri, fluvii, lacuri, mări și oceane se evaporă trecând în atmosferă sub formă de vapori, fiind cunoscută sub denumirea de apă atmosferică. Sub această formă apa este purtată de curenții de aer, până ajunge în zone cu temperatură mai scăzută, când se condensează și cade la suprafața solului sub formă de ploaie, ninsoare, - forme denumite apă meteorică [4].

Ajunsă pe sol apa meteorică, dacă întâlnește roci permeabile, le străbate până în momentul în care întâlnește un strat impermeabil unde se oprește formând apa subterană. Apele subterane circulând prin sol, pot ajunge la suprafață sub formă de izvoare, care împreună cu apa meteorică căzută pe soluri impermeabile, formează apa de suprafață. Aceasta la rândul ei se poate prezenta ca apă curgătoare (râuri, fluvii) sau apă stătătoare (bălți, lacuri) [5].

În condiții naturale, apa nu se găsește niciodată în stare pură, în ea fiind totdeauna o cantitate oarecare de substanțe chimice dizolvate sau în suspensie.

Proporțiile în care substanțele străine se găsesc în apă pot fi foarte diferite, activitatea omului contribuind de-a lungul timpului în măsură foarte mare la modificarea acestora.

Prin contactul cu mediul înconjurător apa se impurifică ajungând să conțină o serie de substanțe dizolvate sau în suspensie care imprimă apei proprietățile organoleptice, fizice, chimice, biologice și bacteriologice.

Proprietățile apei în starea ei naturală nu satisfac de cele mai multe ori (mai ales apele de suprafață) condițiile cerute de consumatori. Corectarea calității apei în vederea asigurării parametrelor de calitate impuși de lege, se realizează prin procedee de tratare, determinate de natura și starea de dispersie a substanțelor minerale sau organice conținute în apă, care după caz trebuie total sau parțial eliminate [6].

În apă pot fi dizolvate substanțele minerale (cloruri, carbonați sau bicarbonați, sulfuri, oxizi, azotați de sodiu, potasiu, calciu, magneziu, siliciu, fier), substanțe organice (resturi de plante și animale, compuși conținând carbon, hidrogen și uneori oxigen și azot) sau gaze (oxigen, azot, dioxid de carbon) [7].

Suspensiile coloidale sunt constituite din cele două faze, apa și substanțele în suspensie, care se prezintă sub formă de particule din mai multe molecule cu mărime între 1 și 100 mμ.

Circulația apelor în natură ca evaporarea, precipitațiile, infiltrarea în sol constituie un sistem natural de purificare, dar acesta nu este suficient în cazul în care avem poluări de origine industrială sau menajeră.

Este cunoscut faptul că procesele naturale existente în natură contribuie la autoepurarea apelor. Astfel solul constituie un filtru natural pentru suspensiile cele mai fine din apă și pentru multe bacterii și compuși nocivi, care printr-un mecanism de adsorbție sunt reținute de particulele constituente din sol. Acest lucru explică faptul că, la anumite adâncimi există surse de apă cu o calitate foarte bună. Prin diluarea râurilor, lacurilor, cu pâraie afluate acțiunea noxelor scade în timp. Suspensiile solide din apă adsorb la suprafața lor unii germeni care sunt apoi depuși pe fundul apelor.

Concentrația oxigenului în apă poate să crească pe seama contactului cu aerul atmosferic. Radiațiile ultraviolete ale lumini solare permit pe lângă rolul de bactericid reacția de fotosinteză a plantelor acvatice ce are ca rezultat formarea de glucoză și oxigen. Astfel se explică și faptul că cantitatea de oxigen din apă poate să se dubleze față de cantitatea de oxigen din timpul nopții. Oxigenul molecular dizolvat din apă contribuie la oxidarea materiilor organice precum și la distrugerea bacteriilor anaerobe care sunt mult mai periculoase pentru organismul uman decât cele aerobe [8].

Cerința mare de apă în diferite ramuri determină rezolvarea unor probleme care focalizează atenția asupra controlului calității apei, deoarece în ultimul secol, consumul mondial de apă a crescut de mai mult de 2 ori față de rata de creștere a populației [9] , [10] , [11].

Metodele clasice de analiză precum și tehnicile analitice îmbunătățite au permis determinarea din apă a sute de chimicale în concentrații foarte mici acestea provenind din compoziția naturală a apei sau ca o consecință a tratării apei în procesul tehnologic.

Obiectivele prezentei lucrări de doctorat, se axează pe examinarea problemelor teoretice și practice ale procesului de tratare a apei în scop potabil privind studii sistematice de îmbunătățire a performanțelor procesului de coagulare, prin utilizarea coagulanților prehidrolizați în fluxul tehnologic de tratare a unei surse provenită dintr-un lac de acumulare, cu o calitate atipică.

1. TENDINȚE ACTUALE ÎN DOMENIUL ÎMBUNĂȚIRII PERFORMANȚELOR PROCESELOR DE POTABILIZARE A APEI

1.1. Scurt istoric al tratării apei în scop potabil

Importanța obținerii unei ape de bună calitate era recunoscută chiar de către civilizațiile antichității. Cercetările arheologice realizate în Asia și Orientul Mijlociu au contribuit la obținerea de informații asupra existenței unor sisteme dezvoltate de furnizare apei potabile. Multă vreme limpezirea a fost principala metodă de tratare a apei [12]. Picturile decoperite în mormintele faraonilor și care datează din anul 1450 î.Hr. conțin desene ale unor bazine de limpezire a apei.

În evul mediu, în Europa dezvoltarea marilor orașe s-a realizat în apropierea cursurilor de apă, acestea constituind sursă importantă pentru furnizarea apei potabile cât și pentru depozitarea deșeurilor lichide sau solide.

După romani, Sir Francis Drake, a trăit în secolul al XVI-lea și a fost unul dintre primii specialiști în domeniul hidrotehnicii din Marea Britanie. El a construit un canal de la Davenport la Dartmoor pentru aducerea apei la șantierul naval și în vecinătatea orașului Plymouth, dar apa nu era tratată înainte de a fi consumată de către populație [14].

Din studiile efectuate de unii cercetători aflăm că în anul 1854, în Londra holera a cauzat moartea a 10.000 de persoane. Studiile acestora au demonstrat legătura dintre consumarea de către populație a apei potabile provenită dintr-o sursă poluată cu deșeuri și apariția holerei.

În anul 1885, la Chicago, datorită unei ploii torențiale care a durat 2 zile, toate impuritățile din oraș au fost deversate în mod natural în lacul Michigan, acesta fiind principala sursă de alimentare cu apă a orașului. Datorită faptului că apa se distribuia fără a fi tratată, în rândul consumatorilor s-a declanșat o epidemie de febră tifoidă, dizenterie și holeră care a afectat peste 100.000 de persoane [12].

Realizarea primelor sisteme de alimentare cu apă a marilor orașe din Anglia, Franța și Rusia, a început în secolele XVIII-XIX [15].

Astfel utilizarea primei metode de filtrare a apei pentru potabilizare este prezentată pentru prima dată în anul 1791 în Anglia, de către James Peacock. Acesta obține un patent pentru filtrarea apei pe un strat de nisip, care a stat la baza construirii în anul 1804 a primului filtru lent utilizat pentru limpezirea apei [16].

Dezvoltarea industrială din țările avansate ale secolelor XIX-XX, legată de apariția unor industrii ce folosesc mari cantități de apă de o calitate pretentioasă (industria farmaceutică, industria hârtiei, industria alimentară) a contribuit la îmbunătățirea condițiilor tehnice pentru producerea apei, cum ar fi utilizarea reactivilor chimici pentru intensificarea decantării, filtrării și dezinfectiei [5], [16].

Operațiile și procesele unitare de tratare a apelor au evoluat foarte mult datorită eforturilor inginerilor specialiști cu profil de construcții civile, chimic, hidrotehnic, precum și a specialiștilor microbiologi.

Secolul XX poate fi caracterizat prin realizări deosebite în domeniul tratării apei cum ar fi:

- fundamentarea științifică a relațiilor dintre bolile hidrice și microorganismele din apă precum și a relațiilor dintre substanțele chimice poluante și sănătatea umană;
- dezvoltarea standardelor pe plan național pentru controlul calității apelor și corelarea acestora cu normativile internaționale de calitate a apei;

Apa poate avea o mare influență asupra stării de sănătate a organismului uman [3]. Sunt teorii care afirmă că succesul civilizației moderne nu se trage în principal din revoluția industrială, ci mai mult din redescoperirea igienei. Calitatea apei potabile pentru evitarea bolilor transmise prin apă, se realizează prin reguli riguroase de igienă, cantitatea de apă necesară unui om este de 2 - 3 l zilnic [17].

Unii cercetători sunt de părere că dispariția oamenilor de pe Pământ ar putea fi cauzată de lipsa apei potabile sau de inundații catastrofale, înaintea altor factori destructivi, ca foamea de alimente sau bolile contagioase [18]. Proportia de apă din organism variază după vârstă: de la peste 97 % la embrionul de 7 zile, scăzând treptat la 80 % la nou-născut, 60-65 % la adult și 50-55 % la vârstnic. Procentul de apă variază după intensitatea proceselor metabolice. Acest fapt se reflectă și în proporția diferită a apei în țesuturi: smalț dentar 0,2 %, țesut osos 22 %, țesut adipos 20 %, țesut cartilagos 55 %, mușchi striat 75 %, ficat 75 %, rinichi 80 %, creier (substanță cenușie) 85 %, plasmă sangvină 90%. Femeile având o proporție mai ridicată de țesut adipos (relativ sărac în apă), procentul de apă din organism depinde de sex: în medie 52 % la femei și 63 % la bărbați. La obezi, procentul de apă poate scădea astfel până la 40 % [19].

Rolul apei în organism și principalele caracteristici ale acesteia

Rolurile apei în organism sunt multiple acestea pot fi :

- rolul structural, ca și principal component al organismului;
- rolul de mediu de reacție pentru și intervenția în toate procesele metabolice;
- contribuția la menținerea homeostaziei (fiind esențială pentru variate procese, ca absorbția, transportul, difuzia, osmoza, excreții);
- rol în metabolismul macronutrienților (din a căror degradare rezultă apă);
- sursă de Ca, Mg, Na, K și alte substanțe utile pentru organism, dar uneori și de elemente nedorite (toxice, agenți patogeni).

Calitatea microbiologică a apei este în scădere în majoritatea țărilor, iar germenii sunt tot mai rezistenți la dezinfectante. Scăderea imunității populației, în principal prin îmbunătățirea generală a igienei, a produs o creștere a susceptibilității la boli hidrice. Se preconizează că securitatea microbiologică a apei va fi o mare problemă a secolului viitor [8].

1.2. Condiții de calitate pentru apele de alimentare

1.2.1. Considerații generale

Calitatea apei necesară fiecărui tip de folosință este o problemă de mare actualitate care în prezent este factorul ce decide orientarea alimentărilor cu apă. Calitatea apei trebuie să corespundă perfect cerințelor consumatorilor [20].

Pentru asigurarea unui sistem de alimentare cu apă trebuie să se țină cont de calitatea sursei de apă ce poate fi folosită, precum și de tehnologia de tratare necesară atingerii indicatorilor de calitate solicitați. Aceasta a făcut ca în prezent problemele de calitate a surselor de apă, precum și a apei livrate să capteze atenția specialiștilor, în vederea soluționării tuturor aspectelor ce se ridică.

Eficiența stației de tratare este apreciată în special prin modul în care este asigurată zi de zi și oră de oră calitatea parametrilor apei tratate în limitele recomandate de cerințele în vigoare [21] , [22] comparativ cu calitatea apei de alimentare. Pentru personalul de exploatare a stației de tratare este foarte important cunoșterea acestor limite.

Apa destinată consumului uman nu trebuie să conțină nici un fel de substanțe chimice sau organisme care să aducă prejudicii sănătății. Trebuie avut în vedere capacitatea unei stații de tratare de a furniza în mod continuu o cantitate de apă corespunzătoare calitativ, fără fluctuații de debit. Calitatea apei brute afectează procesul de tratare și implicit costurile legate de colectarea și distribuția apei. Toate aceste procedee se reflecta în prețul apei.

Calitatea apelor naturale este determinată de totalitatea substanțelor minerale sau organice, a gazelor dizolvate, de particulele în suspensie și de organismele vii prezente. Impuritățile naturale aflate în apă sub formă lichidă, solidă sau gazoasă pot fi dispersate în aceasta, din punct de vedere a gradului de finețe, după trei stări: suspensii, coloizi și dizolvate. În apele naturale se pot găsi și alte impurități cum ar fi plumbul, cuprul, care se pot întâlni datorită tratării sau sistemului de transport al apei. Alte surse pot conține cianuri, cloruri, diferite metale sau poluați organici, toate acestea fiind aduse în receptori de apele uzate din mine sau din industrie [8]. În ceea ce privește alimentarea cu apă, apartința acestor substanțe în sursă trebuie evitată.

Prin normele de calitate pe care trebuie să le îndeplinească apele de suprafață utilizate pentru potabilizare, (b) și normativul privind metodele de măsurare și frecvența de prelevare a probelor din apele de suprafață destinate producerii de apă potabilă (b), s-a reglementat calitatea apelor de suprafață, care pot constitui surse de alimentare cu apă [23] , [24].

Apa lacurilor folosită ca sursa de alimentare, în prezent cu o pondere mult mai mare, decât în trecut, este mai bună calitativ în privința unor parametri ca, suspensii, temperatură și conținutul de bacterii, decât apa din râuri, lacul prin volumul lui asigurând și funcția de decantor.

Conform unor determinări efectuate în lacurile de acumulare, a rezultat o variație a conținutului de suspensii cuprinsă între 2-100 mg/L, comparativ cu conținutul de suspensii din râuri cuprins între 100-1650 mg/L [25].

Calitatea apei din lacuri variază și în funcție de adâncime. Zona superioară prezintă o apă bine oxigenată, încălzită în care viața se desfășoară în condiții optime. Zona de sub 20 de m adâncime, prezintă o apă rece, slab oxigenată, bogată în gaze, provenite din descompunerea substanțelor organice căzute pe fund, oferind prin aceasta, un mediu în general nefavorabil vieții.

Condițiile de calitate ale surselor de apă trebuie privite din punctul de vedere al posibilităților de tratare ale acestora, realizându-se astfel condițiile de calitate a apei solicitată de beneficiar. Teoretic din orice categorie de apă se poate realiza apă de alimentare care să satisfacă cerințele consumatorului având la dispoziție tehnicile de tratare, gradul de siguranță acceptat și de ce nu costul apei tratate, etc.

Un sistem de alimentare cu apă, cuprinde un complex de construcții și instalații care asigură aducerea apei de la sursă la consumator, la cantitatea și calitatea solicitată de acesta [5].

Pentru realizarea acestui obiectiv un sistem de alimentare cu apă cuprinde:

- construcții de captare a apei dintr-o sursă naturală;
- stații de pompare care au rolul de-a asigura presiunea și distribuția apei;
- conducte magistrale de transport între diferitele obiective ale sistemului;
- stații de tratare destinate aducerii calității apei la parametri ceruții.
- rezervoare de înmagazinare a apei potabile și rețea de distribuție exterioară.

În afara faptului că calitatea apei trebuie să corespundă perfect cerințelor consumatorilor, ea este și cea care stabilește categoria de sursă de apă care poate fi folosită, precum și tehnologia de tratare aplicată, pentru atingerea indicatorilor de calitate solicitați, factori determinanți în alcătuirea unui sistem de alimentare cu apă [16].

Pentru stabilirea calității unei surse de apă în vederea potabilizării, se recomandă:

- programe de prelevare a apei din anumite puncte reprezentative ale sursei;
- determinarea prin analize sau alte procedee a indicatorilor de calitate;
- prelucrarea datelor primare și transformarea lor în date de sinteză în scopul caracterizării calității apelor
- înregistrarea și stocarea datelor
- valorificarea datelor

1.2.2. Caracteristici fizico-chimice ale apelor naturale utilizate pentru potabilizare

Apele naturale conțin o serie de compuși și săruri dizolvate, ca urmare a circuitului apei în natură și a interacțiunii între apa lichidă și unele componente din apă și sol. Sărurile dizolvate sunt practic total disociate. În stare dizolvată acești compuși prezenți în apele naturale, se găsesc în număr foarte mare, dar din punct de vedere cantitativ prezintă interes următorii:

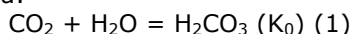
- gaze dizolvate: CO_2 , O_2 , N_2
- anioni: HCO_3^- , CO_3^{2-} , SO_4^{2-} , Cl^-
- cationi: Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}

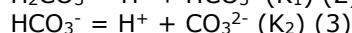
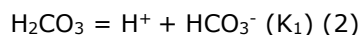
Între unele din aceste componente dizolvate se stabilesc o serie de echilibre dintre care cele mai importante sunt cele din sistemul $\text{CO}_2\text{-H}_2\text{O}$.

Valoarea pH-ului determină în mare măsură procesele chimice și biologice care se desfășoară în apă, majoritatea având loc la pH 6.5-8.5, peste și sub aceste valori procesele biologice încetinesc. Apele naturale sunt dotate cu un sistem tampon datorat speciilor carbonice iar apa în contact cu aerul dizolvă CO_2 [26].

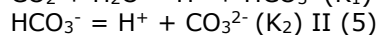
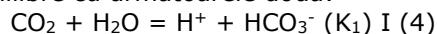
Speciile carbonice din apă. Sistemul $\text{CO}_2\text{-H}_2\text{O}$

Sunt reprezentate de CO_2 , HCO_3^- , CO_3^{2-} , între care au loc următoarele reacții de echilibru:

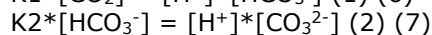
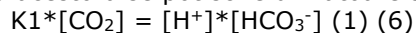




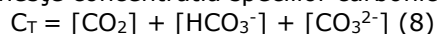
Deoarece (K_0) este foarte mic, în studiul echilibrelor dintre specii, se înlocuiesc cele trei echilibre cu următoarele două:



Pe baza acestora se pot scrie următoarele ecuații:



Se definește concentrația speciilor carbonice C_T (carbon total anorganic) prin relația:



Dacă concentrațiile de echilibru K_1 și K_2 sunt cunoscute, din cele trei ecuații pot fi calculate trei din cele cinci mărimi: C_T , $[\text{CO}_2]$, $[\text{HCO}_3^-]$, $[\text{CO}_3^{2-}]$ și $[\text{H}^+]$.

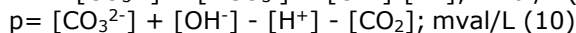
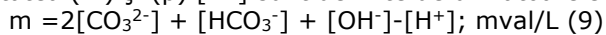
Prezența celor 3 specii carbonice conferă apei capacitate de tamponare ca urmare, acest proces prezintă o importanță deosebită în desfășurarea proceselor biologice [26].

Aciditatea apei se desfășoară în raport cu un anumit pH și reprezintă cantitatea de bază necesară aducerii unui litru de apă la pH-ul de viraj al fenolftaleinei/metilorange.

Alcalinitatea apei reprezintă cantitatea de acid necesară aducerii unui litru de apă la pH-ul de viraj al fenolftaleinei/metilorange. O probă de apă nu poate avea în același timp, alcalinitate și aciditate față de același indicator. Punctul de viraj al fenolftaleinei se caracterizează prin, $[\text{CO}_2] = [\text{CO}_3^{2-}]$, iar punctul de viraj al metal-oragelui prin $[\text{HCO}_3^-] = [\text{H}^+]$.

Alcalinitatea/Aciditatea față de metilorange este notată cu (m)/(-m) și față de fenolftaleină este notat cu (p)/(-p).

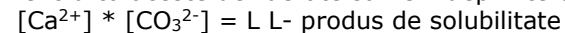
Alcalinitatea (m) și (p) [27] sunt definite de următoarele relații:



Caracterul agresiv și încrustat al apei

În stabilirea acestui indice s-a pornit de la necesitatea formării unui strat de CaCO_3 , strat care să protejeze metalul (oțelul), acesta fiind instabil în mediu apos. Odată format acest strat este necesară menținerea, evitarea distrugerii, dizolvării, iar din alte considerente evitarea creșterii acestui strat deoarece scade viteza de transfer termic, ceea ce duce la o reducere a secțiunii conductelor.

Pentru ca aceste deziderate să fie îndeplinite este necesară condiția:

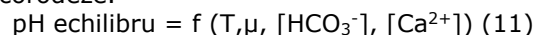


Dacă o apă îndeplinește această condiție, ea nu va depune și nici nu va dizolva stratul de CaCO_3 . În aceste condiții pH-ul apei = pH echilibru

Dacă $[\text{Ca}^{2+}] \cdot [\text{CO}_3^{2-}] > L$ - apa este suprasaturată și va depune CaCO_3 și are un caracter încrustat, pH-ul apei > pH echilibru

Dacă $[\text{Ca}^{2+}] \cdot [\text{CO}_3^{2-}] < L$ - apa este nesaturată în CaCO_3 și va dizolva CaCO_3 și are un caracter agresiv, pH-ul apei < pH echilibru

Se definește pH-ul de echilibru ca fiind pH-ul la care o probă de apă caracterizată de o anumită temperatură, tărie ionică și o compoziție ionică dată să nu depună, dar nici să corodeze.



Duritatea apei este proprietatea conferită acesteia de sărurile de calciu și magneziu. Deoarece ionii de calciu și magneziu se găsesc în cantități mult mai mari decât ceilalți cationi, determinarea durității constă în determinarea concentrației acestor ioni. Duritatea apei este de două tipuri duritate temporară dată de bicarbonații de calciu și magneziu și duritate permanentă, dată de celelalte săruri de calciu și magneziu (azotați, sulfati, cloruri, fosfati, etc.) [3]. Convențional duritatea se exprimă în grade duritate, care pot fi: grade germane (1 grad=10 mg/LCaO) sau grade franceze (1 grad francez=10 mg/L CaCO₃)

Oxigenul dizolvat

O apă în contact cu atmosfera dizolvă oxigenul, iar lipsa acestuia determină o serie de neajunsuri, ducând la pierderea caracterului de prospețime, dându-i acesteia un gust fad (nu satisface condițiile de sete).

Stagnarea apei în lac conduce la o decantare naturală a materiilor în suspensie, aceasta fiind mai limpede și mai puțin sensibilă la condițiile meteorologice, însă stratificarea termică combinată la lacurile adânci, conduce în perioadele de vară și toamnă la excluderea aproape completă a circulației apei pe verticală, ceea ce atrage după sine, o scădere a concentrației oxigenului dizolvat în zona de fund și apariția proceselor de oxidare anaerobă, creșterea conținutului în substanțe organice, în săruri de azot și fosfor [8].

Regimul de temperatură dintr-un lac, fără a constitui un indice de eutrofizare, influențează factorii care generează eutrofizarea.

Indicii de eutrofizare sunt legați de regimul oxigenului dizolvat, de raportul între consumul de oxigen și concentrația de oxigen, precum și de concentrația și aportul de nutrienți [16].

Indicații asupra posibilităților de înrăutățire a calității apei dintr-un lac, se pot obține prin raportarea valorilor rezultate în determinările de consum chimic, la valoarea conținutului de oxigen conform relației:

$$\text{Consum chimic de oxigen (KMnO}_4\text{), în mg/L / Concentrație de oxigen, în mg/L}$$

Acest criteriu se aplică la lacurile naturale adânci sau de acumulare, unde timpul de retenție este în jur de 1an sau mai mult.

Clasificarea lacurilor se poate face în funcție de:

1. criteriul conținutului de oxigen (tabelul 1.1)

Tabelul 1.1 Tipuri de lacuri-criteriul conținutului de O₂

Categoria lacului	CCOMn / conc., mgO ₂ /L
Lacuri oligotrope	0-30%
Lacuri mezotrope	30-100%
Lacuri eutrofe	Peste 100%

2. criteriul concentrației nutrienților (tabelul 1.2)

Tabelul 1.2 Tipuri de lacuri-criteriul concentrației nutrienților

Categoria lacului	P total mgP/L	N mineral total mgN/L
Lacuri oligotrope-până la	0.030	0.300
Lacuri mezotrope- până la	0.150	0.150
Lacuri eutrofe-peste	0.150	0.150

1.3. Condiții de calitate pentru apa potabilă | 23

Manifestările de eutrofizare pot să apară în condiții de mediu care nu se pot preciza, dar care accelerează fenomenul de eutrofizare cu ar fi:

- scăderea turbidității apei până la câțiva zeci de metri;
- lipsa totală de oxigen la fundul apei;
- creșterea bruscă a biomasei fitoplanctonice și apariția înfloririlor.

O înflorire a apei, se caracterizează prin dezvoltarea în exces a uneia sau a două specii de organisme, cu reducerea practic totală a celorlalte specii. Când înfloririle se datorează algelor albastre, din genul *Anabaena* sau *Microcystis* este vorba de o eutrofizare accentuată [5] , [8].

Substanțele organice

Conținutul de substanțe organice din apă este un indicator de calitate foarte important, deoarece acestea servesc ca suport nutritiv, pentru bacterii, viruși și alte organisme vii. O primă categorie de substanțe organice prezente în apă sunt substanțele humice, care provin de la spălarea terenurilor din bazinului hidrografic. O altă categorie de substanțe organice, provin de la descompunerea organismelor vii, în urma proceselor chimice și biochimice [32].

Temperatura

Temperatura apei de tratat este foarte importantă pentru desfășurarea procesului de coagulare-floculare, datorită influenței acesteia asupra posibilităților de coeziune a particulelor coloidale, datorită agitației termice. Temperatura influențează direct raportul probabilităților de ciocnire și respectiv de aglomerare a particulelor coloidale cât și a sedimentării flocoanelor formate.

Turbiditatea

Turbiditatea apei este dată de materiile în suspensie cum ar argila, substanțele dizolvate, aluviunile, materiile organice și anorganice fine, suspensii fine divizate, planctonul și de microorganismele microscopice. O apă tulbure nu poate fi utilizată ca apa potabilă și nici ca apă industrială atât datorită aspectului necorespunzător cât și datorită pericolului de infecție în cazul apei potabile [65]. În general toate apele prezintă turbiditate ca urmare se pune problema îndepărtării acesteia din mai multe motive:

- consumatorul respinge apa dacă turbiditatea este prea mare
- se impune reducerea poluanților adsorbiți în solidele în suspensie
- pentru evitarea depunerii sedimentelor în sistemele de distribuție

1.3. Condiții de calitate pentru apa potabilă

Calitatea apei potabile este apreciată pe baza standardelor naționale eliberate după directivele Organizației Mondiale a Sănătății, prin determinarea indicatorilor de calitate specificați. Astfel normele internaționale cunosc o continuă modificare, funcție de gradul de dotare tehnică a instalațiilor de tratare, de specificul dezvoltării zonelor și populației de pe glob.

În prezent în România, apa destinată consumului uman trebuie să corespundă cerințelor consumatorului și să posede următoarele calități:

- să nu conțină nici un fel de agenți patogeni sau alte microorganisme, să nu existe viruși, protozoare spori sau chiști;
- să fie incoloră, insipidă și inodoră;
- să prezinte atractivitate pentru băut;

- concentrațiile factorilor indezirabili sau toxici să fie foarte scăzute;
- să nu formeze depozite de depuneri sau pete.

Calitățile apei potabile legate atât de cerințele consumatorului cât și a furnizorului de apă potabilă sunt transpuse în indicatori de calitate ai apei care sunt apreciați în România conform Legii 458/2002 completată cu Legea 311/2004.

Apa destinată consumului uman nu trebuie să conțină nici un fel de substanțe chimice sau organisme care să aducă prejudicii sănătății [22].

Condițiile standardului Organizației Mondiale a Sănătății se referă la caracteristicile organoleptice, fizico-chimice și bacteriologice.

a) Caracteristici organoleptice.

Mirosul apei se poate datora substanțelor organice în descompunere sau microorganismelor vii (alge, protozoare), precum și prezenței unor substanțe chimice provenite din apele industriale.

Gustul apei se datorează substanțelor minerale dizolvate.

b) Caracteristici fizice.

Turbiditatea este proprietatea apelor naturale, care conține particule în suspensie (coloizi minerali și organici) de a nu avea transparență, ca efect a împiedicării propagării libere a razelor luminoase datorită fenomenelor de adsorbție și difracție la contactul cu particulele coloidale. Corelarea turbidității apei cu concentrația particulelor coloidale este o încercare aproximativă deoarece turbiditatea este dată de indicele de refracție a fazelor, mărimea, forma particulelor și mai puțin de concentrația lor [37], [38].

Culoarea se datorează prezenței în apă a unor substanțe dizolvate de natură minerală (oxizi ferici, compuși de mangan), sau organică (clorofila, acizii humici, etc.). Culoarea apei nu trebuie confundată cu turbureala acesteia. O apă poate să fie colorată fără să aibă particule în suspensie.

Temperatura apelor variază în funcție de proveniența lor (subterană și de suprafață) și de anotimp. Aceasta poate avea valori de minim 0°C în râuri, în timpul iernii și un maxim de 100°C în apele subterane termale.

Conductibilitatea electrică este proprietatea apei care conține substanțe dizolvate, de a permite trecerea curentului între doi electrozi. Aceasta este o caracteristică care se poate măsura ușor în mod continuu și deoarece depinde de cantitatea de electrolit aflată în apă poate fi folosită pentru controlul constantei chimice a apei.

Radioactivitatea este proprietatea apei de a emite radiații permanente α , β și γ . Substanțele radioactive sunt unele dintre cele mai periculoase substanțe toxice.

c) Caracteristici chimice.

Duritatea reprezintă proprietatea apei datorată compușilor de calciu și magneziu (carbonați, bicarbonați, sulfati, cloruri, azotați, fosfați sau silicați), care pot fi dizolvați în apă în diferite proporții [37].

După mărimea durtății lor, apele naturale pot fi clasificate, după cum este prezentat în tabelul 1.3.

Tabelul 1.3 Clasificarea apelor după duritate.

<i>Caracteristica apei</i>	<i>Duritate (grade germane)</i>
Foarte moale	0.00 – 4.00
Moale	4.00 – 8.00
Semidură	8.00 – 12.0
Destul de dură	12.0 – 18.0
Dură	18.0 – 30.0
Foarte dură	> 30.0

Substanțele organice provin din resturi de plante și animale și reprezintă pentru apă poluantul principal. Mulți compuși organici pătrund în apă ca rezultat al activităților umane [36]. Substanțele organice consumă oxigenul din apă atât pentru dezvoltare, cât și după moarte. Oxigenul este necesar proceselor aerobe de autoepurare, respectiv bacteriilor aerobe care oxidează substanțele organice.

Compușii organici aromatici absorb lumina la lungimea de undă în ultraviolet (UV). Determinarea absorbanței UV la 254 nm, este o bună tehnică de determinare a prezenței materiei organice naturale, precum substanțele humice, deoarece sunt forma dominantă a materiei organice prezente în apele naturale [39].

Conținutul de substanțe organice din apă este un indicator de calitate foarte important, deoarece substanțele organice servesc ca suport nutritiv pentru bacterii, virusuri și alte organisme vii [8].

Fierul se găsește în special în apele subterane, sub formă de diferiți compuși, mai frecvent bicarbonat feros. În contact cu aerul, compușii feroși devin ferici, punându-se în evidență hidroxidul feric. Fierul din apă favorizează dezvoltarea bacteriilor care obturează conductele.

Manganul în apă se găsește sub formă solubilă, în suspensie și complexat. Este implicat în modificarea gustului și aspectului apei. În prezența substanțelor organice constituie un mediu prielnic pentru dezvoltarea bacteriilor. Ca și fierul, manganul contribuie la turbureala unor ape datorită oxidării Mn (II) la Mn (III) sub influența oxigenului din aer.

Compușii azotului se găsesc în apă sub formă organică sau anorganică (amoniac, nitriți, nitrați):

- *amoniacul* rezultă în apă din degradarea incompletă a substanțelor organice care conțin azot, sau pot proveni din sol. El reprezintă primul stadiu de descompunere a substanțelor organice și de aceea indică o poluare.

- *nitrații* din apă provin din sol, dar mai ales în urma mineralizării substanțelor organice poluante de natură proteică din utilizarea fertilizatorilor și a pesticidelor ce conțin azot. Ei pot avea o acțiune directă asupra organismului prin blocarea hemoglobinei cu formare de metemoglobină, dar și indirectă prin scăderea rezistenței generale a organismului. Nitrații pot constitui un factor de dezvoltare a algelor sau a altor vegetale acvatice.

- *nitriții* pot proveni din reducerea nitraților în prezența unei flore reducătoare și a temperaturii mediului mai ridicate [40].

Clorul se găsește în apă sub formă de cloruri fiind cel mai frecvent de natură minerală. Prezența în cantități mari a clorurilor dau apei un gust neplăcut caracteristic (sărat, amar).

Bioxidul de carbon (CO₂) este foarte solubil în apă, acesta fiind absorbit din CO₂ atmosferic la interfața aer-apă. CO₂ este produs în apă și prin procesul de respirație al organismelor acvatice, în timpul descompunerii heterotrofe aerobice și anaerobice a materiei organice sedimentabile sau în suspensie [36]. În apă, CO₂ poate fi liber (gaz), semilegat (bicarbonați) sau legat (carbonați). Prezența acestuia

în cantități mari în apă dă acesteia un caracter agresiv, deoarece poate dizolva anumite metale toxice (Pb, Cu) [41] , [43].

Sulfații. Ionul sulfat este unul din ionii majoritari care se găsesc în apele naturale. Acesta intră în sinteza proteinelor și este eliberat prin degradarea lor. La concentrații mari, sulfații imprimă un gust amar apei și reduc aciditatea gastrică [40].

d) Caracteristici bacteriologice.

Din punct de vedere al igienei apei, bacteriile se pot împărți în categorii importante :

- bacterii banale, fără influență asupra organismului;
- bacili coli, care în proporție mai mare indică contaminarea apei cu ape de canalizare, aceștia însoțesc bacilul febrei tifoide;
- bacterii saprofite, care dau indicații asupra contaminării cu dejecții animale și semnaleză bacilul febrei tifoide;
- bacterii patogene, care produc îmbolnăvirea organismului. Bacteriile care produc boli hidrice sunt : bacteria febrei tifoide și bacilul dizenteriei [15].

Creșterea bacteriilor în sistemul acvatic sau în sistemele de distribuție a apei este adesea asociată cu biofilmele [41] , [45]. Biofilmele reprezintă viața microbiană formată în locul unde se găsesc agregate de microbi, și cresc la interfața solid-lichid [43-46].

1.4. Tehnologii convenționale de potabilizare a apei

Tratarea apelor din diferite surse de alimentare se realizează prin operații și procese unitare, care au scopul de-a asigura indicatorii de calitate ceruți de consumator.

Sursele de apă conțin impurități în concentrații foarte mari care depășesc de zeci de ori și uneori de sute de ori limitele potabile. Sarcina de îndepărtare a acestor impurități revine stațiilor de tratare a apei care prin procedeele de tratare abordate, realizează un flux tehnologic ce asigură calitatea apei potabile în limitele prevăzute de lege [6]. Este necesar a se acorda o atenție deosebită alegerii echipamentelor adecvate scopului urmărit în fiecare stație de tratare [47].

Fluxul tehnologic de tratare a apei realizează parțial sau total eliminarea poluanților din apă, prin procedee de tratare specifice fiecărei surse de apă destinate să îmbunătățească unul sau mai mulți indicatori calitativi.

Clasificarea procededelor de tratare se poate face funcție de:

I. tipul indicatorilor reținuți:

- a. procedee de tratare care permit reținerea materiilor solide de diferite dimensiuni:
- b. reținerea pe grătare și site, deznisipare, sedimentare, coagulare-floculare, filtrare rapidă, filtrare lentă, ultrara filtrare, microfiltrare
- c. procedee care permit reținerea durtății: dedurizare, schimb ionic, precipitare chimică;
- d. procedee care permit dezinfecția: clorinare, ozonizare, iradiere cu radiații ultraviolete;
- e. procedee care permit eliminarea substanțelor organice: adsorbția pe cărbune activ, coagulare-floculare, ozonizare, filtrare lentă, ultrafiltrare;
- f. procedee care permit reținerea compușilor cu fier și mangan: aerarea;

1.5. Concepte moderne privind îmbunătățirea tehnologiilor de potabilizare a apei | 27

- g. procedee care permit eliminarea sărurilor dizolvate: electrodializă, osmoză; inversă, nanofiltare, schimb ionic.
- II. *eficiența tratării corelată cu scopul utilizării:*
- h. procedee de tratare convenționale: sitare, deznisipare sedimentare, filtrare, coagulare-floculare, aerare dezinfectie cu clor, dedurizare;
- i. procedee de tratare avansată: adsorția pe cărbune activ, ozonizarea, iradierea cu radiații UV, procedee folosind membrane semipermeabile.

Pe parcursul anilor se constată că accentuarea poluării surselor de apă corelată cu necesitatea îmbunătățirii calitative în conformitate cu standardele în vigoare, a condus în special, pentru obținerea apei potabile din ape de suprafață la obligativitatea includerii în schema tehnologică a procedeelelor de tratare avansată [12] , [48].

1.5. Concepte moderne privind îmbunătățirea tehnologiilor de potabilizare a apei

Stadiul actual al cercetărilor, a demonstrat că prin folosirea lacurilor ca sursă de alimentare cu apă s-a pus în evidență faptul că dintre indicatorii de calitate ai apei lacurilor de acumulare, cei care influențează tehnologiile de tratare sunt:

- temperaturi scăzute;
- turbiditate redusă;
- conținut de suspensii redus, în mare majoritate coloizi foarte fini;
- dezvoltări masive de alge.

În ceea ce privește calitatea apelor din lacurile de acumulare, trebuie avut în vedere faptul că, calitatea apei brute se poate modifica după mai mult timp deoarece, funcția de decantor natural a lacului se atenuază. Deoarece calitatea apei brute se înrăutățește, stația de tratare a apei este bine să fie gândită în așa fel încât, procesul tehnologic să permită tratarea apei la parametrii ceruți, precum și posibilitatea efectuării unor modificări în procesul tehnologic.

Evoluția tehnicilor de tratare a apei este determinată de:

- evoluția calității surselor de apă, în sensul deteriorării calității apei;
- apariția lacurilor ca sursă principală de alimentare cu apă;
- evoluția cerințelor consumatorilor bazate pe un consum mai mare de apă, precum și apariția de noi normative privind calitatea apei potabile;
- evoluția tehnicii în general.

Analiza stadiului actual al alimentărilor cu apă, precum și tehnicile de tratare aplicate indică o rămânere în urmă a acestui domeniu pe plan mondial, cauzată de asigurarea cu apă doar a 50% din populație prin sisteme centralizate de alimentare cu apă, neasigurarea în permanență a unei calități a apei tratate lipsite de risc pentru consumatori. Aceasta se datorează pe de-o parte poluării surselor se apă și pe de altă parte utilizării unor tehnologii neperformante [16] , [49].

În plus un număr mare din populația rurală nu are acces la o rețea de apă potabilă controlată și lipsită de risc. Lipsa unei cantități suficiente de apă crează pericolul de-a utiliza în acest scop o apă necorespunzătoare din toate punctele de vedere calitativ și deci riscantă pentru sănătate [50].

Pentru eliminarea acestor neajunsuri se impun următoarele direcții de acțiune:

- Adaptarea exploatărilor stațiilor de tratare în vederea obținerii calității apei la cerințele normativelor în vigoare ;

28| 1. Tendințe actuale în domeniul îmbunătățirii performanțelor proceselor ...

- Introducerea în practica de proiectare a unor cuceriri ale cercetării științifice care vizează noi reactivi de coagulare, noi tipuri de construcții și instalații, noi concepte de alcătuire a sistemelor de alimentare cu apă.

2. COAGULAREA APEI

2.1. Considerații generale

Apele de suprafață conțin o cantitate mare de substanțe coloidale, cu greutate specifică apropiată de cea a apei, care în mod practic rămân în suspensie timp îndelungat. Acest fenomen se datorează stabilității lor în soluție apoasă, în jurul acestor particule coloidale se formează pelicule cu sarcini electrice de același semn, care fac ca acestea să se respingă reciproc, ducând astfel la imposibilitatea depunerii acestora, sau la o depunere într-un timp foarte îndelungat [8] , [20].

În tratarea apei se folosesc anumiți reactivi care prin dizolvarea lor în apă produc ioni de semn contrar particulelor coloidale. Neutralizarea parțială a acestor sarcini, conduce la aglomerarea coloizilor în flocoane (agregate mai mari și mai grele).

Particulele coloidale stabile nu pot fi îndepărtate prin decantare și filtrare rapidă, astfel s-a introdus procesul de coagulare, care a permis introducerea filtrării rapide, cu un rezultat foarte bun în ceea ce privește calitatea și productivitatea apei [30].

În literatura de specialitate, acest procedeu de tratare a apei cu reactivi chimici, poartă denumirea de coagulare - floclare.

Coagulare (L.coagulare – a se închea, a se face dens), constă în primul rând în destabilizarea particulei coloidale și apoi în aglomerarea particulelor în agregate mici sau flocoane.

Floclarea (L.flocculus – smoc, ghemotoc), este procesul de mărire și de uniformizare a flocoanelor sub influența unei agitări lente.

Istoria coagulării se întinde pe un număr foarte mare de ani, folosirea modernă a coagulanților pentru tratarea apei a început acum 100 de ani, când clorura ferică și sulfatul de aluminiu au fost folosiți ca și coagulanți în stațiile de epurare a apei. Studiile științifice asupra coagulării au început atunci când a fost propusă bine-cunoscuta regulă a lui Schultze-Hardy pentru a explica mecanismul coagulării. În 1917, Smoluchowski a dezvoltat teoria coliziunii particulelor care formează baza înțelegerii schimbării numărului de particule în procesul de floclare.

Mattson în 1928 [51] a fost primul care a arătat că produșii de hidroliză ai aluminiului și fierului, sunt mai importanți decât ionii trivalenți ca atare, deși această abordare a fost unanim acceptată și introdusă în chimia coagulării doar cu 30 de ani mai târziu.

Black și colab 1934 [52] au efectuat o serie de studii privind efectul pH-ului și diferiților anioni asupra timpului de formare a flocoanelor. Pentru următorii câțiva ani preocuparea principală a cercetării privind coagularea a fost studierea metodelor mecanice necesare pentru a produce o floclare mai bună și căutarea unor adjuvanți de coagulare: bentonită, silicați, var și mult mai târziu polielectroliti organici.

Aprofundându-se studiile asupra coagulării se ajunge, ca în anii '70, O'Melia [56] și Dempsey [57] să se extindă teoriile asupra coagulării la patru mecanisme față de cele două menționate cu 20 de ani în urmă [53]: compresia dublului strat electric, neutralizarea sarcinii, formarea punților interparticule și floclarea

precipitatelor (înglobarea în precipitat). Aceste procese pot avea loc separat sau concomitent pentru destabilizarea particulelor coloidale, facilitând îndepărtarea lor.

Cercetările lui Amertharajah și Mills [55] au demonstrat că mecanismele coagulării sunt funcție de pH și concentrația de coagulant, în primul rând. Cele mai multe stații de epurare convențională a apei operează în domeniile unde flocularea precipitatelor este mecanismul predominant al coagulării [59].

Încercând o punte între concepțiile asupra coagulării, se poate spune că ea poate fi definită ca un proces, cel mai adesea de „combinare a particulelor mici în agregate mai mari” [59], coagularea s-a redefinit mai recent ca „un proces de combinare a materiilor coloidale și particulelor mici în agregate mai mari [61] și de adsorbție a materilor organice dizolvate pe aceste agregate, facilitând astfel înlăturarea lor în etapele ulterioare de sedimentare-flotație și filtrare” [60].

În concluzie coagularea este un proces fizico-chimic complex de tratare a apei cu reactivi chimici, care are ca efect îndepărtarea suspensiilor coloidale, a microorganismelor dar și a unor poluanți din apă, formându-se agregate mici, care apoi sunt îndepărtate prin sedimentare [30].

2.2. Stabilitatea sistemelor coloidale

Particulele coloidale sunt un mediu dispers de dimensiuni mici, cu o stabilitate mai mare sau mai mică, în funcție de caracteristicile coloidului. Particulele coloidale apar ca o structură complexă datorată sarcinii electrice negative cu care se încarcă, datorită prezenței forțelor de atracție coulombiene se formează stratul de contraioni [31], [62].

O particulă coloidală încărcată electric se va înconjura cu contraioni de semn contrar. Ansamblul format din particula coloidală și stratul de contraioni formează micela.

Starea energetică a miclei a fost reprezentată cel mai bine de Stern, bazându-se pe teoriile lui Helmholtz și a lui Gouy-Champman [62]. Potrivit acestor teorii, stratul de contraioni, formează în jurul particulei:

- un dublu strat fix, stratul Stern, format din stratul Helmholtz fix interior (HFI) și stratul Helmholtz fix exterior (HFE)
- un strat dublu difuz, stratul Guy-Chapman.

Din punct de vedere electrostatic micela în repaus este neutră. La deplasarea miclei, datorită rezistenței hidraulice, particula coloidală cu cele două straturi fixe se deplasează cu o viteză mai mare decât stratul difuz care rămâne în urma particulei coloidale. Astfel ia naștere o diferență de potențial, potențialul zeta (PZ), care reprezintă o parte din potențialul total. Potențialul total poartă denumirea de potențial Nernst (Ψ_0) și reprezintă potențialul de la suprafața particulei [31], [62].

În figura 2.1 este prezentată schematic, starea energetică a miclei.

Sistemul coloidal se caracterizează prin stabilitatea cinetică și stabilitatea la agregare.

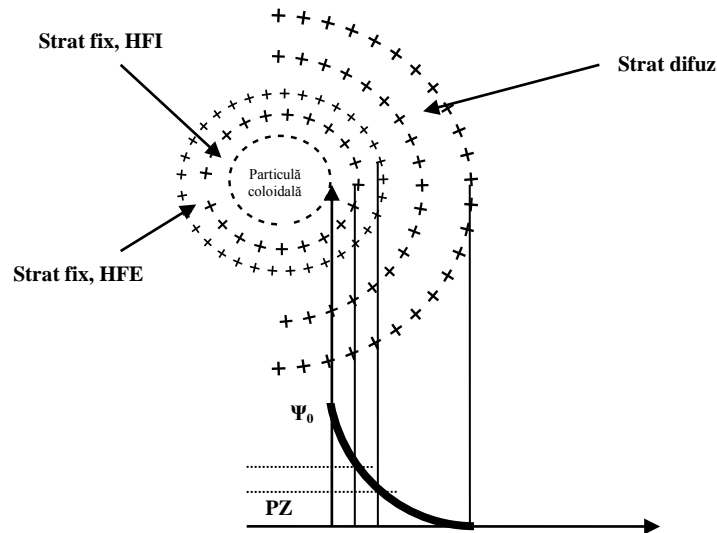


Fig. 2.1 Starea energetică a micii reprezentată de Stern.

Stabilitatea cinetică

Datorită dimensiunilor mici a particulelor coloidale forțele de greutate au același ordin de mărime cu forțele de atracție sau de respingere electrostatică și de ordinul forțelor determinate de agitația termică. Datorită mișcării termice, mișcarea particulelor este haotică, datorită mișcării haotice particulele se ciocnesc. Dacă ciocnirea particulelor este *plastică* din două particule se formează o *particulă*, dacă ciocnirea este *elastică* particulele rămân *independente* în urma ciocnirii [12].

Stabilitatea la agregare

Ciocnirea elastică a particulelor conferă stabilitatea la agregare și imposibilitatea de-a se uni în particule mari. Un rol deosebit în asigurarea stabilității la agregare îl au forțele electrostatice. Forțele de respingere determină stabilitatea la agregare [62].

2.3. Destabilizarea sistemelor coloidale

Eliminarea suspensiilor din apă cu ajutorul reactivilor chimici, urmărește distrugerea stabilității la agregare prin mărirea dimensiunilor particulelor și depunerea lor. Acest proces de distrugere a stabilității la agregare poartă denumirea de destabilizare a sistemelor coloidale [61].

Destabilizarea sistemelor coloidale folosind reactivi chimici, are loc printr-un mecanism complex, care a condus la elaborarea mai multor teorii care au la bază forțele fizice, forțele de adsorbție sau forțele chimice [74].

Un sistem coloidal poate fi *destabilizat* pe 2 căi : *cinetic* și prin *destabilizări de agregare*.

Destabilizarea cinetică se realizează prin separarea sistemului coloidal într-un câmp centrifugal, unde forțele centrifugale au ordin de mărime mai mare decât forțele de agitație.

Destabilizarea la agregare se realizează prin adaosul unor reactivi chimici și prin creșterea temperaturii.

Coagularea particulelor coloidale cu reactivi de precipitare presupune 2 procese :

- destabilizarea particulelor coloidale;
- procesul de transport.

2.3.1. Teoria destabilizării prin forțe fizice.

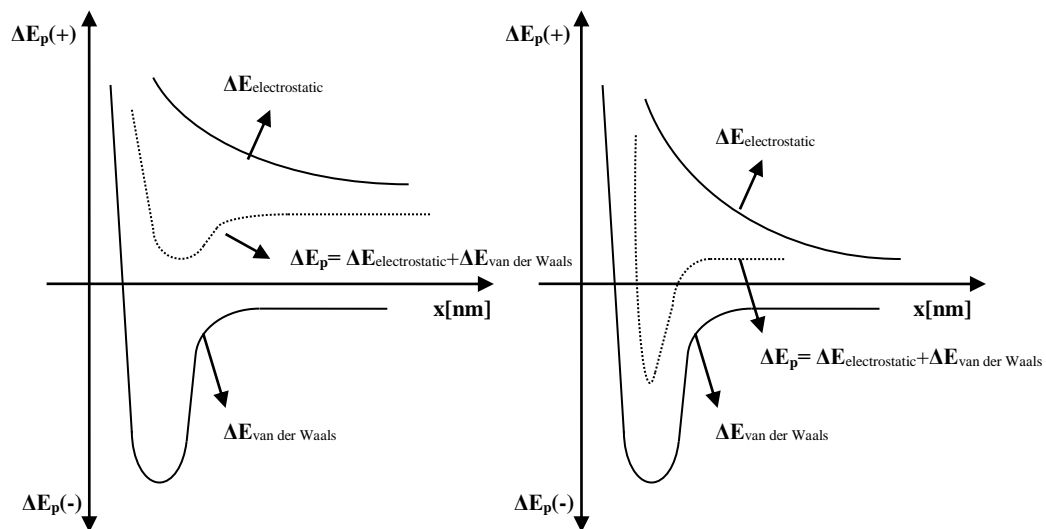
Între două particule încărcate electric ce se deplasează una spre cealaltă acționează forțe de respingere și forțe de atracție Van der Waals. Pentru ca forțele de atracție să fie semnificative, trebuie ca particulele să se apropie destul de mult, una de cealaltă, aceasta se realizează prin mișcare browniană, deci cu energie cinetică. Dacă energia este suficient de mare, particulele se apropie și intersectează sferele sarcinilor de contraioni.

Astfel o particulă coloidală se găsește în două câmpuri de forțe, fiecare câmp fiind caracterizat printr-o anumită energie potențială. O particulă intrând în câmpul de atracție al altei particule, are o energie potențială conferită de prezența celor două câmpuri. Energia potențială rezultantă este suma energiilor potențiale corespunzătoare celor două câmpuri.

Dacă $\Delta E_p < 0$, particulele se atrag, scade potențialul zeta (PZ) prin comprimarea stratului difuz [62] , [75].

Dacă $\Delta E_p > 0$, particulele se resping.

În figura 2.2 este prezentată variația energiilor potențiale a două particule coloidale, unde „x” reprezintă distanța dintre particule.



a. $\Delta E_p > 0$, particulele se resping

b. $\Delta E_p < 0$, particulele se atrag

Fig. 2.2 Variația energiilor potențiale a două particule coloidale.

Modificarea curbei de variație a energiei câmpului electrostatic se realizează prin micșorarea diferenței de potențial dintre particule și soluție, adică micșorarea potențialului zeta (PZ) [159-163].

În zona de întrepătrundere a stratului electric a celor două particule coloidale concentrația ionilor e mare, la fel și tăria ionică ceea ce determină comprimarea stratului difuz și scăderea potențialului zeta [12] , [62].

Concluziile care se desprind conform acestei teorii:

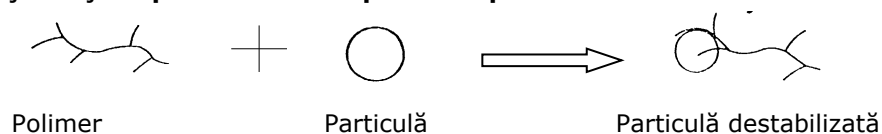
- destabilizarea prin forțe fizice este optimă atunci când potențialul zeta devine nul, $PZ=0$;
- un exces de contraioni (reactiv de coagulare), nu poate duce la restabilizarea sistemului coloidal;
- creșterea temperaturii nu duce la dilatarea stratului difuz;
- concentrația reactivului de coagulare necesară destabilizării se supune regulii lui Schultze-Hardy, potrivit căreia *capacitatea de coagulare a unui ion crește exponențial cu sarcina lui*.

2.3.2. Teoria destabilizării prin adsorbție cu formarea de punți de legătură

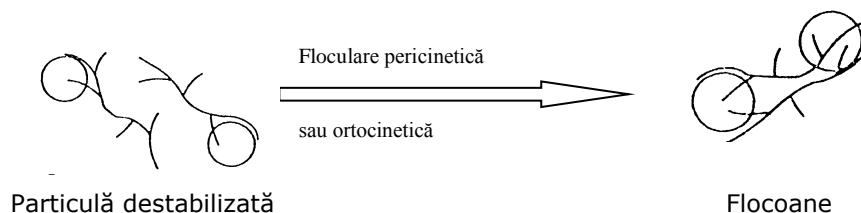
Prođușii de hidroliză se adsorb pe particula coloidală cu un capăt (ei fiind bipolari), celalalt capăt ramăs liber poate forma legături cu o altă particulă coloidală sau cu o altă particulă de hidroliză pe care cu capătul liber se poate adsorbi formând punți de legătură, care în final duc la formarea unor agregate mari nestabile cinetic care se depun [65] , [66].

Mecanismul de adsorbție și formare de punți de legătură între particule poate fi prezentat sugestiv astfel:

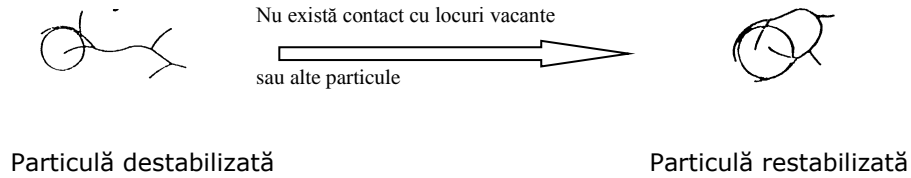
Adsorbție inițială pentru o doză optimă de polimer



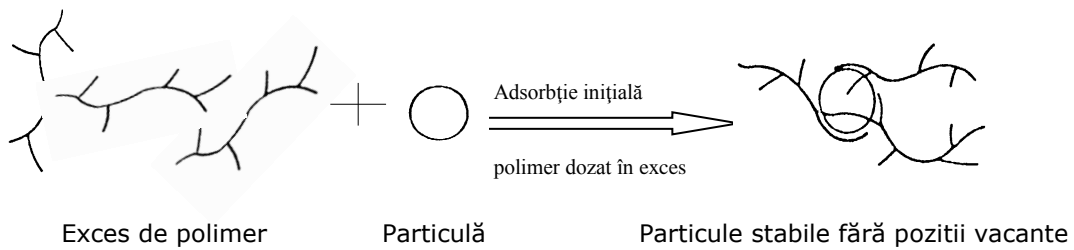
Formarea flocoanelor



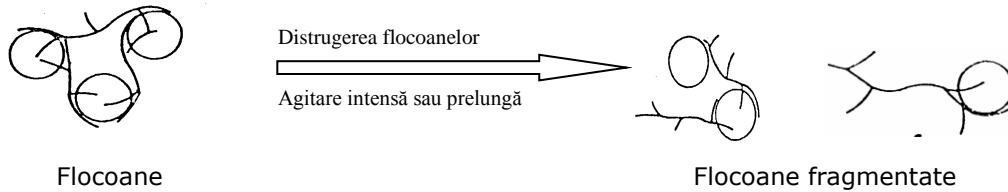
Adsorbția secundară a polimerului



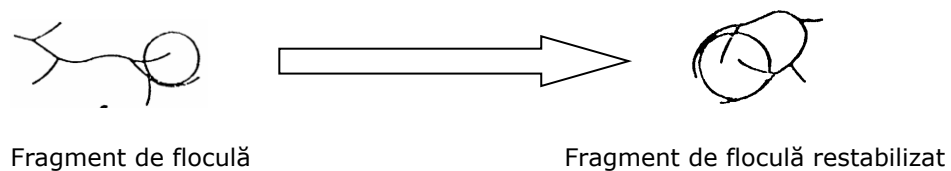
Adsorbție inițială – polimer dozat în exces



Distrugerea flocoanelor



Adsorbția secundară a polimerului



2.3.3 Teoria destabilizării prin forțe chimice

Conform acestui mecanism produșii de hidroliză formează precipitate voluminoase care înglobează în structura lor particule coloidale. Astfel când precipitatul este încărcat pozitiv, viteza de precipitare este crescătoare datorită prezenței anionilor în soluție. Particulele coloidale pot servi ca nuclee pentru formarea de precipitat, ca urmare viteza de precipitare crește cu creșterea concentrației de particule coloidale ce trebuie îndepărtate [67] , [68].

2.4. Procesul de transport

Procesul de transport presupune deplasarea particulelor coloidale destabilizate, ciocnirea lor și formarea unor agregate instabile cinetic care se depun.

Transportul realizat de mișcarea browniană se numește pericinetice, iar coagularea corespunzătoare este coagulare pericinetice [64].

Dacă particulele sunt de dimensiuni mari contribuția mișcării browniene la transport este nesemnificativă, în acest caz determinanți, devin gradientii de viteză.

Transportul se numește ortocinetice, iar coagularea corespunzătoare este coagulare ortocinetice.

În prima fază a procesului de coagulare are loc o coagulare pericinetice, care presupune o dispersie cât mai rapidă a coagulantului în apă și un contact intim al tuturor particulelor coloidale cu coagulantul hidrolizat, ducând la formarea de microflocoane [69].

Din practica tratării apei s-a constatat că, este nevoie de circa 30 secunde -1 minut de amestecare rapidă, proces care se realizează în camera de amestec.

În a doua fază are loc o coagulare ortocinetice, care presupune aglomerarea microflocoanelor formate anterior până când se ajunge la formarea de flocoane cu proprietăți bune de sedimentare. Faza se desfășoară în camera de reacție și durează circa 15-20 minute [70].

2.5. Viteza de coagulare

Etapă care se desfășoară cu viteza cea mai mică, determină viteza procesului de coagulare cu excepția temperaturilor scăzute.

În vederea stabilirii fazei celei mai lente a procesului de coagulare, faza care constituie starea limitativă a procesului și asupra căreia trebuie acționat, pentru a mări viteza întregului proces, trebuie să se țină seama de fazele elementare ale procesului de coagulare [65].

Fazele elementare ale procesului de coagulare sunt:

1. *procesul de destabilizare, care presupune*
 - a. formarea hidroxocomplexilor mono sau polinucleari, prin hidroliza coagulantului și polimerizarea produșilor de hidroliză;
 - b. destabilizarea sistemului coloidal prin difuzia hidroxocomplexilor la suprafața particulelor coloidale și interacțiunea lor;
2. *procesul de transport*

Prima etapă de destabilizare se realizează cu viteza mare, ca urmare a doua etapă constituie regulă limitativă a procesului de coagulare. Așadar pentru a mări viteza procesului de coagulare trebuie acționat asupra procesului de transport, care este un proces fizic determinat de factori fizici. Astfel factorii fizici determină viteza procesului de coagulare.

2.6. Agenți de coagulare

2.6.1. Agenți de coagulare clasici

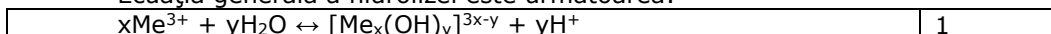
Cele mai utilizate săruri ca agenți de coagulare sunt sărurile de aluminiu și sărurile de fier.

36| 2. Coagularea apei

La pH-acid într-o soluție apoasă, cationii acestor săruri se găsesc sub forma hidrolizată: $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$; $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$

O dată cu creșterea pH-ului are loc hidroliza acestor ioni [71] , [72].

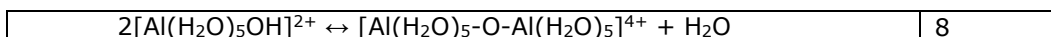
Ecuatia generală a hidrolizei este următoarea:



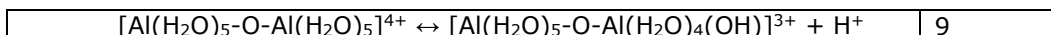
În mediu acid, cei doi ioni se prezintă sub formă hidratată: $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$, $[\text{Fe}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$. La creșterea pH-ului au loc următoarele reacții:

$[\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+} \leftrightarrow [\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}]^{2+} + \text{H}^+$	2
$[\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_5\text{OH}]^{2+} \leftrightarrow [\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2]^{+} + \text{H}^+$	3
$[\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_4(\text{OH})_2]^{+} \leftrightarrow [\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_3(\text{OH})_3] + \text{H}^+$	4
$[\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_3(\text{OH})_3] \leftrightarrow [\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_2(\text{OH})_4]^{-} + \text{H}^+$	5
$[\text{Me}(\text{H}_2\text{O})_2(\text{OH})_4]^{-} \leftrightarrow [\text{Me}(\text{H}_2\text{O})(\text{OH})_5]^{2-} + \text{H}^+$	6
$[\text{Me}(\text{H}_2\text{O})(\text{OH})_5]^{2-} \leftrightarrow [\text{Me}(\text{OH})_6]^{3-} + \text{H}^+$	7

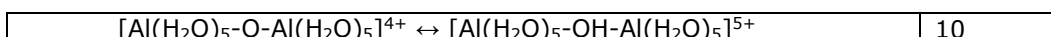
Acești produși de hidroliză se formează în funcție de valoarea pH-ului, evident în cantitate mai mare sau mai mică. Creșterea valorii pH-ului conduce la creșterea numărului de grupări OH^- . Astfel între produșii de hidroliză formați, au loc procese de condensare sau procese de oxolațiune, ca de exemplu:



Produșii de condensare pot hidroliza la rândul lor prin creșterea pH-ului, conform ecuației de mai jos:



sau se pot protona la scăderea pH-ului, numit proces de olațiune, conform ecuației de mai jos:



Așadar, speciile care se formează la hidroliză depind de valoarea pH-ului.[21]

În cazul hidrolizei sărurilor de aluminiu speciile predominante sunt:

1. $\text{pH} < 4$, a fost pus în evidență ionul $[\text{Al}(\text{H}_2\text{O})_6]^{3+}$
2. $4 < \text{pH} < 7$, au fost puși în evidență produși de hidroliză cu sarcina (+4), în care raportul $\text{Al}^{3+}/\text{OH}^- = 1/2.5$, acest polimer corespunzând formulei $[\text{Al}_8(\text{OH})_{20}]^{4+}$
3. $\text{pH} > 7$, este probabilă prezența unor produși de hidroliză cu sarcina (+2) sau (0), corespunzătoare formulelor $[\text{Al}_8(\text{OH})_{22}]^{2+}$ și $[\text{Al}_8(\text{OH})_{24}]$
4. $\text{pH} > 8$, procesul de hidroliză regresează
5. $\text{pH} > 8.2$, se formează alumiinați solubili cu sarcină negativă (-6) și (-7), conform ecuațiilor 5 și 6

Așadar cu cât pH-ul este mai mic cu atât sarcina complexului este mai mare, pe măsură ce pH-ul se apropie de neutru sarcina complexului scade.

În figura 2.3 este prezentată solubilitatea speciilor de aluminiu în echilibru după datele termodinamice prezentate de Baes și Mesmer [25] , [30].

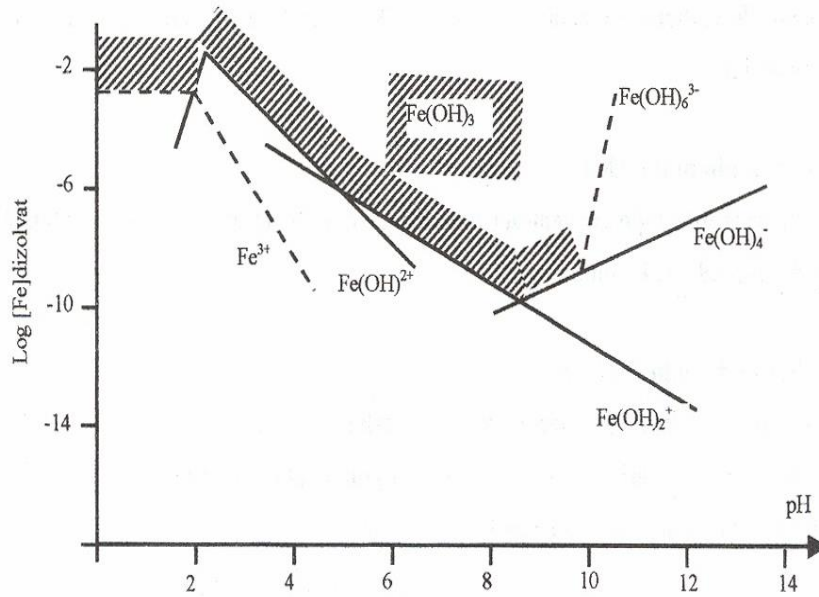


Fig. 2.4 Diagrame de echilibru ale fierului dizolvat în apă

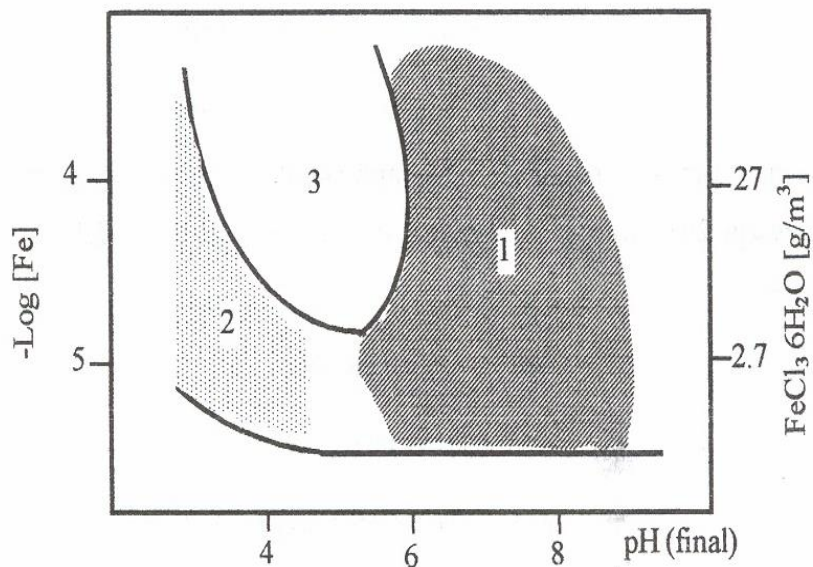


Fig. 2.5 Mecanisme de coagulare cu clorură ferică 1-coagulare prin co-precipitare; 2-coagulare prin reacție chimică; 3-zonă de destabilizare

În tabelul 2.1 sunt prezentați principalii agenți de coagulare clasici

Tabelul 2.1 Principalii agenți de coagulare clasici

Nr. Crt.	Denumire agent de coagulare	Formula	%	Generalități
1.	Sulfat de aluminiu	$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$	Al_2O_3 15.3%	-cel mai utilizat coagulant pentru producerea apei potabile; -produs acid puțin periculos; -grad de eliminare a turbidității și materiilor organice 70%; -reduce puternic pH-ul și alcalinitatea apei [73]; -se poate prezenta sub formă solidă sau lichidă.
2.	Aluminat de sodiu	$\text{Al}_2\text{O}_3 \cdot \text{Na}_2\text{O} \cdot n\text{H}_2\text{O}$	Al_2O_3 21.88%	-utilizat în producerea apei potabile; -preferat sulfatului de aluminiu atunci când apa tratată este acidă; -mărește pH-ul apei; -poate fi utilizat pentru ajustarea pH-ului în locul laptelui de var; -produs puternic alcalin; -se poate prezenta sub formă solidă sau lichidă.
3.	Clorura ferică	$\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$	FeCl_3 35%	-produs acid și coroziv; -are afinitate mai mare pentru substanțele humice decât sulfatul de aluminiu; -este mai eficient în calitate de decolorant; -este utilizat în cazul apelor puternic colorate și puțin mineralizate; -se poate prezenta sub formă lichidă sau solidă.
4.	Sulfatul feros	$\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$		-produs acid mai puțin periculos -utilizat pentru ape cu pH mai mare de 7.8 -se poate prezenta sub formă lichidă

2.6.2. Agenți de coagulare prehidrolizați. Polimerizarea sărurilor de aluminiu

Trecerea de la forma ionică din soluție la forma de hidroxid insolubil se face prin mai multe forme hidroxocomplexe de aluminiu intermediare care constituie elemente active ale coagulării. Se consideră că destabilizarea în aceste situații este îndeplinită de Al (III) sub formă de polimeri care sunt intermediari cinetici într-o eventuală precipitare a hidroxidului de metal. Structura acestor forme polimerizate este asemănătoare cu structura hidroxizilor cristalizați. Pentru sărurile de aluminiu acești hidroxizi sunt în principal bayerita și gibssita care sunt alcătuiți dintr-o suprapunere de folii elementare de săruri de aluminiu și de ioni de hidroxil [88].

O serie de autori [62], [76] consideră că formarea hidroxidului de aluminiu prin hidrolizare se realizează prin existența unei serii continue de polimeri a căror dimensiune crește cu gradul de hidroxilizare adică raportul molar $r = \text{OH}/\text{Al}$.

40| 2. Coagularea apei

Existența acestor polimeri este foarte coteștată și controlul lor pune în mod normal probleme extrem de dificil de stăpânit.

Din studiile efectuate de către un grup de cercetători francezi [77] , [78] rezultă că aluminiu sub formă polimerizată este mai eficace decât sub formă ionică. Astfel a fost brevetată o metodă de preparare a unei policloruri bazice de aluminiu cu denumirea comercială (PCBA), care permite a se controla precis principalii polimeri de aluminiu.

Prepararea acestei policloruri bazice de aluminiu este determinată de următorii parametri:

- raportul $r=OH/Al$ în preparare, care indică mărimea polimerului format sau proporția de polimer de o anumită mărime;
- natura și concentrația produselor de origine;
- viteza de încorporare a OH în Al și a condițiilor de amestec;
- vârsta polimerilor;
- temperatura de preparare.

Principalele avantaje ale formelor polimerizate de aluminiu sunt:

- coagulare-floculare foarte rapidă rezultând chiar un nămol cu un coeficient de coeziune bun;
- o mică scădere de pH;
- o reducere a turbidității și substanțelor organice mult superioară sulfatului de aluminiu;
- o scădere și anulare mai rapidă a potențialului zeta decât sub formă nepolimerizată [89].

În tabelul 2.2 sunt prezentați o parte din agenți de coagulare prehidrolizați

Tabelul 2.2 Agenți de coagulare prehidrolizați

Nr. Crt.	Denumire agent de coagulare	Formula	%	Generalități
1.	Policlorura bazică de aluminiu (PAC)	$Al_n(OH)_m(Cl)_{3n-m}$	Al_2O_3 18.9	-se utilizează în doze mai mici în raport cu sulfatul de aluminiu; -nu modifică deloc pH-ul și alcalinitatea temporară deoarece în momentul hidrolizei sale este prepolimerizat; -reacționează foarte repede cu apa; -asigură o bună eliminare a materiilor organice; -corespunde cerințelor europene; -se prezintă sub formă lichidă
2.	Policlorura bazică de aluminiu (PACS)	$Al_n(OH)_m(Cl)_{3n-m}$	Al_2O_3 5%	-floculant lichid bazat pe clorură de aluminiu; -este folosit în tratarea apei potabile; -se utilizează în forma nediluată; corespunde cerințelor europene -se prezintă sub formă lichidă
3.	Policlorura bazică de aluminiu (PAC HB)	$Al_n(OH)_m(Cl)_{3n-m}$	Al_2O_3 8.4 %	-floculant lichid bazat pe clorură de aluminiu; -este folosit în tratarea apei potabile; -se utilizează în forma diluată; corespunde cerințelor europene -se prezintă sub formă lichidă

2.6.2.1 Performanțele policlorurilor bazice de aluminiu

Coagulanți pe bază de aluminiu prehidrolizați sunt recomandați de către majoritatea cercetătorilor. Comparați cu sarcinile convenționale de aluminiu precum $AlCl_3$ și $Al_2(SO_4)_3$, coagulanți de aluminiu prehidrolizați prezintă avantajul că sunt eficienți pe un domeniu larg de pH și produc agregarea particulelor cu o viteză mult mai mare [79].

După mai mulți autori, specia $[Al_{12}(OH)_{24}AlO_4]^{7+}$ de genul Al_{13} este cea mai importantă, cu toate că se regăsește într-un procent variabil în funcție de condițiile de operare. Odată formată, transformarea ei este lentă, în plus structura sa de tip hexagonal în inel, este analoagă, cu cea a $Al(OH)_3$ solid, a cărei precipitare poate fi mult favorizată [64], [65].

Gregory J., Duan J. [66], au studiat eficiența ca agent de coagulare a sărurilor hidrolizate de aluminiu. Policlorura de aluminiu PAC, care conține majoritar tridecamerul Al_{13} , considerat mai eficient decât sulfatul de aluminiu la temperaturi joase și care produce un volum mai mic de nămol [67]. Are efecte mai mici asupra pH-ului apei și reduce necesarul de agent de corecție. Sarcina pozitivă mare determină capacitatea mare de neutralizare a coloizilor. El este disponibil și pentru adsorbție. S-a dovedit că produsul de sedimentare rezultat la coagularea unei suspensii de argilă este direct proporțional cu doza aplicată. Aceasta ar presupune că floclarea prin antrenare se manifestă la formarea de precipitat. Produsul dă o floclare mai rapidă și flocoane mai mari la doze echivalente cu cele de sulfat de aluminiu. pH-ul de coagulare are un efect important în procesul de coagulare. Potențialul Zeta al coloizilor din apă descrește lent cu creșterea pH-ului.

Chen Z., și colab. [68], continuă studiul coagulanților obținuți din hidroliza avansată a sărurilor de aluminiu complex PAC- Al_{13} , PAC- Al_{30} . În hidroxopolimerii de aluminiu, formați prin hidroliză, coexistă diferite specii meta-stabile sau de tranziție așa precum monomerii, oligomeri polimeri, Al_{13} cu formula $[AlO_4Al_{12}(OH)_{24}(H_2O)_{12}]^{7+}$ forme înalt polimerizate de săruri de aluminiu.

S-a determinat că specia optimă pentru coagularea cu coagulanți de Al, este specia Al_{13} care are capacitate mare de neutralizare a sarcini și stabilitate structurală mare.

O altă specie Al_{30} , $[Al_{30}O_8(OH)_{56}(H_2O)_{24}]^{+18}$ este un polimer cu structură Keggin format în soluția de hidroxopolimeri de aluminiu. Specia Al_{30} este compusă din două agregate de δ - Al_{13} conectate prin 4 monomeri, figura 2.6

Al_{30} este o specie mai rezistentă la temperatură mai puțin sensibilă variații mari de pH decât specia Al_{13} . Al_{30} are 18 sarcini pozitive și molecula are 2.0 nm lungime.

S-a demonstrat că se obțin rezultate mult mai bune la coagularea cu PAC- Al_{30} deoarece acest polimer are capacitate mai mare decât $AlCl_3$ de a atenua descreșterea pH-ului. Capacitatea neutralizării de sarcină a coagulantului nu e dată [69] doar de speciile de aluminiu din coagulant ci și de viteza de hidroliză a speciilor după dozare în apă. Astfel Al^{3+} din $AlCl_3$, hidrolizează rapid polimerizează și precipită după dozare obținându-se ultima specie, care este precipitatul de hidroxid de aluminiu.

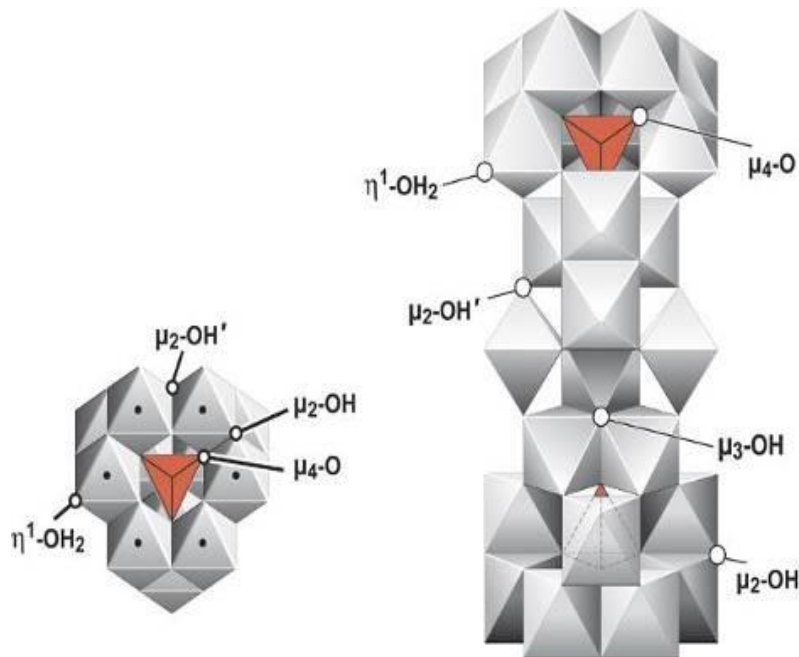


Fig. 2.6. Structura speciilor aluminiu 13 și aluminiu 30

În contrast cu aceste forme prepolimerizate de Al_{13} din PAC- Al_{13} și Al_{30} din PAC- Al_{30} sunt mult mai stabile și prezintă oportunități pentru absorbție pe particulele coloidale negative și neutralizare de specii negative.

Un pH mare în apă este benefic pentru acțiunea acestor specii Al_{13} , Al_{30} . În același timp creșterea sarcinilor negative determină creșterea de pH și apare ca rezultat descreșterea capacității de neutralizare a coagulanților. S-a demonstrat că în regiunea de $pH > 6.8$ PAC- Al_{13} are o capacitate de neutralizare ușor mai mare decât PAC- Al_{30} , care poate să-și extindă capacitatea de neutralizare și la un $pH < 6.8$ deoarece Al_{30} este mai labil la hidroliză și polimerizare decât Al_{13} în soluții cu pH ridicat și neutru. Acest fenomen se datorează acidității relative a celor 4 atomi de Al la care sunt conectate cele 2 grupări de Al_{13} și pot fi un argument pentru capacitatea Al_{30} de a forma flocoane mai stabile decât Al_{13} .

În concluzie specia Al_{30} determină o ușoară scădere de pH mai mică și o eficiență mai mare de înlăturare a turbidității pe un domeniu mai mare de pH și de dozare, decât Al_{13} . [83].

2.7. Accelerații ai procesului de coagulare

Accelerații procesului de coagulare sunt substanțe cu greutate moleculară mare, solubili în apă, care în anumite condiții sunt capabili de-a crea legături, cu particulele în suspensie și particulele coloidale, formând flocoane.

Acțiunea lor se face simțită asupra eficienței coagulării, ducând la: scăderea turbidității, mărirea rezistenței flocculelor, micșorarea dozei de coagulant, mărirea vitezei de decantare a flocculelor formate [16], [20]. Se adaugă între 1-10 mg/L apă.

Adjuvanții anorganici

Cel mai important adjuvant anorganic este silicea activă și are formula chimică $(\text{Na}_2\text{O SiO}_2)_n$, $n=1-4$. Doze de utilizare sunt cuprinse între $0.5-4 \text{ g/m}^3$. Acesta se prepară prin activarea silicatului de sodiu cu sulfat de aluminiu la pH-ul de neutralizare de 8.5. În prepararea silicei active pe lângă concentrația silicatului alcalin, o importanță deosebită prezintă timpul de îmbătrânire [20]. Prin îmbătrânire, acest polielectrolit se gelifică, motiv pentru care este foarte important timpul din momentul preparării și până în momentul adăugării în apă [62].

Dezavantajul utilizării silicei active constă în modul greoi de obținere și de timpul scăzut de gelifiere. Din clasa polielectroliților anorganici mai pot fi amintiți, *bentonita și azbestul*.

Adjuvanții organici

Adjuvanții organici pot fi naturali și sintetici.

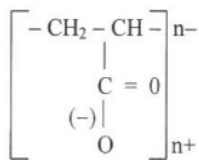
Din clasa celor adjuvanților organici naturali se pot aminti: amidonul, colagenul, produșii celulozici în general se preferă folosirea acestora, deoarece nu sunt toxici.

Adjuvanții organici sintetici pot fi: anionici, cationici și neionici [26] , [62].

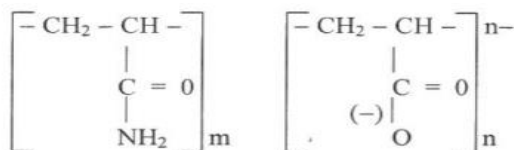
Adjuvanții organici sintetici anionici - sunt adjuvanți cu masă moleculară mare de ordinul milioane, aceștia fiind solubili în apă la diluții mari.

Exemplu:

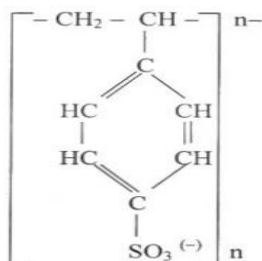
a) sarea de sodiu a acidului poliacrilic



b) poliacrilamidă hidrolizată(PAAH)



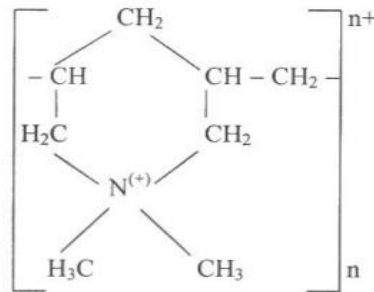
c) polistiren sulfonat



Gradul de disociere crește cu cât pH-ul este mai mic [18] , [19].

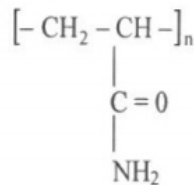
Adjuvanții organici sintetici cationici - sunt adjuvanți cu masă moleculară sub 1 milion și sunt încărcăți cu sarcini pozitive. Datorită încărcării cu sarcini pozitive ei pot juca rol de coagulant, spre deosebire de cei anionici care pot juca rol numai de adjuvanți [26] ,[62].

Exemplu: polidialildiametilamoniu



Adjuvanții organici sintetici neionici - sunt adjuvanți cu masă moleculară de ordinul milioanele între 1-30 milioane și pot funcționa la orice pH.

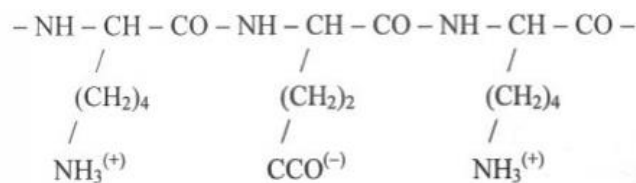
Exemplu: poliacrilamide



Polielectroliti amfotici

Un polielectrolit este ideal când are grupări funcționale din 2 în 2 atomi de carbon, la aceeași distanță și în același plan. Pe lângă natura polielectrolitului prezintă importanță masa moleculară, gradul de polimerizare, care se obține în condiții foarte stricte precum și gradul de dispersie a maselor moleculare [26] , [65].

Exemplu: poliaminoacizi



În general trebuie semnalat că eficacitatea floculantă a polimerilor cationici se manifestă mai mult în mediu acid, iar a polimerilor anionici activi se manifestă în

special în mediu bazic, în timp ce polimerii neionici posedă o activitate independentă de pH. Caracterul interacțiunii dintre floclanți și particulele în suspensie prezente în apă este determinată de greutatea moleculară mare a floclanților de structură și proprietățile electrice ale moleculelor. Aceștia pot ajuta efectiv în desfășurarea procesului tehnologic de tratare a apei dar trebuie avut în vedere caracterul toxic al unor produse, ceea ce face să nu poată fi utilizate în totalitate în tehnologia apei potabile.

2.8. Factori care determină procesul de coagulare

pH-ul apei și alcalinitatea apei

În practica tratării apei atât pH-ul cât și alcalinitatea apei descresc cu adăugarea de reactivi de tipul sărurilor metalice.

pH-ul apei este un factor foarte important, deoarece determină natura produșilor de hidroliză și implicit natura procesului de coagulare.

Fiecare coagulant are un pH optim de hidroliză și legat de acesta un pH optim de coagulare. Doza de coagulant se alege astfel încât să se realizeze pH-ul optim de coagulare. pH-ul apei determină în mare măsură solubilitatea metalului respectiv. Se definește pH optim de coagulare, pH-ul la care în condițiile date eficiența este maximă. Acesta se determină experimental pentru fiecare apă în parte prin metoda Jar-test, care este o metodă standardizată.

pH-ul poate influența natura suspensiilor din apă, de exemplu la pH mare acizii humici sunt transformați în humați solubili, care nu coagulează [136].

Alcalinitatea de asemenea joacă un rol important în procesul de coagulare, deoarece influențează echilibrul hidrolitic, deplasându-se în sensul formării sărurilor bazice.

La hidroliza sulfatului de aluminiu se eliberează protoni care consumă din alcalinitate. Astfel în cazul apelor cu alcalinitate ridicată se utilizează acest fenomen pentru micșorarea pH-ului până la valoarea optimă, chiar dacă se utilizează un exces de coagulant.

În figura 2.7 este prezentată schematic variația dozei de reactiv D_t funcție de pH, pentru diverse alcalinități (concentrație de NaHCO_3), în figura a pentru concentrații mari ale mediului de dispersie (20 g/L), iar în figura b pentru concentrații intermediare (200 mg/L). De asemenea sunt prezentate curbele de titrare calculate adaosului de Fe III în ape la diverse alcalinități. Pentru dispersii conținând concentrații de suprafață mari îndepărtarea alcalinității ar putea duce la o reducere a dozei de coagulant, (fig.2.7,a) cazul obișnuit în operațiile de condiționare a nămolului [12].

Apele conținând concentrații de suprafață intermediare pot cere doze de coagulant mai reduse când alcalinitatea este slabă, dar cu apariția unei îngustări a regiunii de coagulare stoechiometrică (figura 2.7 b) deoarece limita de destabilizare este mai sensibilă la concentrațiile de suprafață ale mediului de dispersie decât limita de coagulare-floculare. Datorită îngustării regiunii de coagulare există pericolul restabilirii rapide a sistemului, fenomen ce poate fi înlăturat prin creșterea alcalinității sistemului cu ajutorul unui reactiv de alcalinizare.

În cazul apelor cu alcalinitate scăzută, se pune problema invers, pH-ul optim de coagulare realizându-se prin adaosul unei baze: var, carbonat de sodiu sau a unui adjuvant de coagulare alcalin, cum este cazul aluminatului de sodiu. Creșterea alcalinității poate îmbunătăți coagularea în tratarea apelor de alimentare.

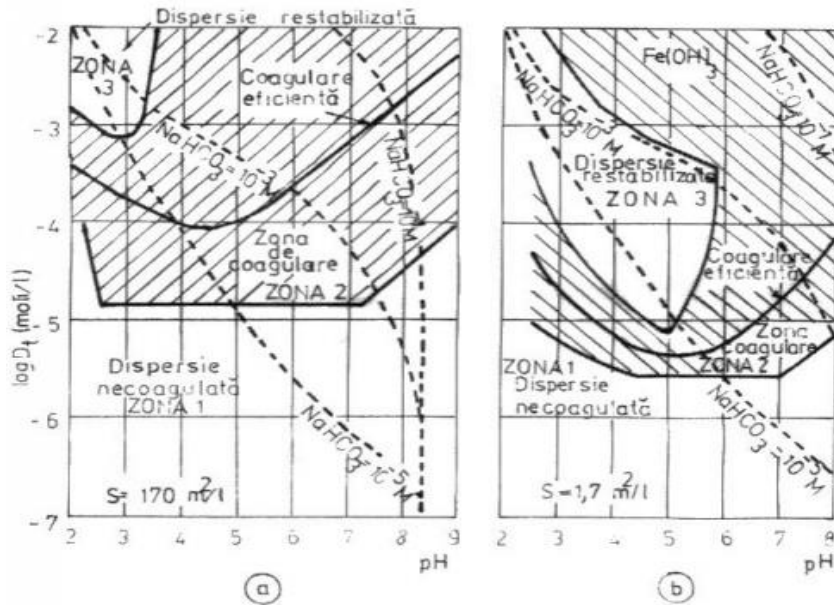


Fig. 2.7 Influența pH-ului și a alcalinității asupra domeniului de coagulare-floculare
a –concentrație coloidală ridicată, b-concentrație coloidală intermediară

Tipuri de sisteme coloidale prezente în apă

- Concentrația ridicată a coloidului, alcalinitate redusă

Acesta este cel mai simplu sistem de tratare deoarece trebuie determinat un singur parametru și anume doza optimă de reactiv de coagulare. Destabilizarea este îndeplinită prin adsorbția sarcinilor pozitive ale polimerilor hidroxo-metalici produși la pH-uri cuprinse între 4 și 6 funcție de tipul reactivului utilizat.

- Concentrație înaltă a coloidului, alcalinitate mare

În acest caz destabilizarea este realizată tot prin adsorbție și neutralizarea sarcinii la niveluri neutre și acide ale pH-ului. În practică se pot folosi două alternative fie utilizarea unei doze mari de coagulant, pentru a menține pH-ul dorit sau folosirea decantării pentru îndepărtarea alcalinității și apoi destabilizarea cu o doză de reactiv mai mică la un pH mai redus.

- Concentrația redusă a coloidului, alcalinitate mare

Coagularea este îndeplinită cu o doză de reactiv mare prin precipitarea hidroxidului metalic. O altă variantă ar fi folosirea unui adjuvant de coagulare-floculare pentru a mări viteza de realizare a contactelor particulelor.

- Concentrație redusă a coloidului, alcalinitate mică

În acest caz coagularea-flocularea este foarte dificilă în astfel de sisteme. Utilizarea sărurilor de aluminiu și fier vor fi ineficient utilizate singure atâta timp cât pH-ul va fi scăzut, ca urmare mărirea alcalinității și a concentrației particulelor contribuie la creșterea eficienței procesului de coagulare-floculare.

Temperatura

Temperatura are o importanță deosebită în procesul de coagulare, mai ales în cazul sărurilor de aluminiu, la temperaturi sub 10°C viteza de hidroliză este mică, motiv pentru care nu se utilizează în timp util. S-a constatat că viteza de hidroliză a

sulfatului de aluminiu la temperaturi sub 10°C este aproximativ de două ori mai mică, decât cea obținută la $18-22^{\circ}\text{C}$. De asemenea flocoanele formate la temperaturi sub 10°C sunt de dimensiuni mai mici, cu densitate mai mică așa încât se depun într-un interval de timp mai lung [62]. Pentru a favoriza viteza procesului de hidroliză se lucrează la pH mai mare până la 8.2. Viteza mică de hidroliză duce la o serie de neajunsuri cum ar fi creșterea conținutului de aluminiu rezidual în soluție.

În figura 2.8 este prezentată influența temperaturii asupra procesului de coagulare-floculare la un conținut de suspensii argiloase de 300 mg/L în apă.

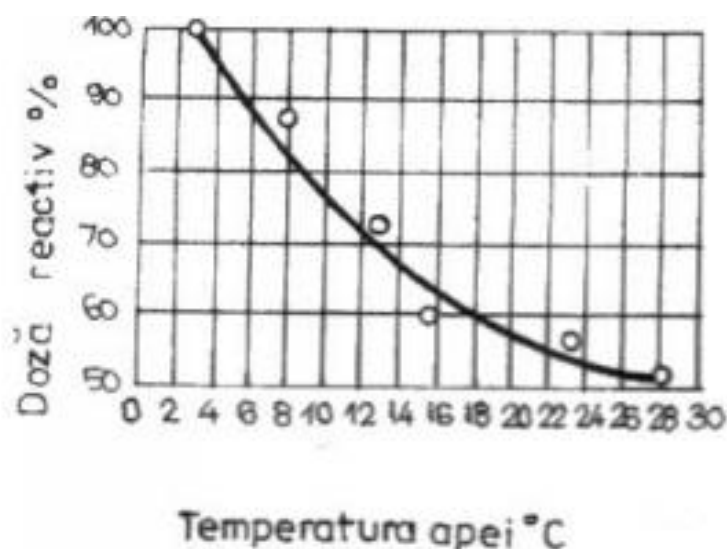


Fig. 2.8 Influența temperaturii asupra dozei de reactiv la tratarea apei

Din figură rezultă că pentru o desfășurare normală a procesului la temperaturi scăzute ale apei apare necesitatea măririi dozei de reactiv.

Concentrația suspensiilor

În coagularea nespecifică doza de coagulant nu depinde de conținutul de suspensii. În coagularea de adsorbție, doza de coagulant este proporțională cu conținutul de suspensii din apă.

Doza de coagulant se determină experimental prin metoda Jar-test în funcție de un anumit parametru, care poate fi culoarea apei, turbiditatea sau conținutul de substanțe organice etc.

Culoarea și materiile organice

Culoarea apei este dată în principal de acizii humici și fluvici dizolvați în apă, aceștia reprezentând jumătate din carbonul organic total prezent în apele naturale. Substanțele humice sunt de natură coloidală care contribuie la turbiditatea apei respectiv la eficiența coagulării. Materialul humic poate fi îndepărtat prin mai multe procedee cum ar fi: procesul de coagulare-floculare, adsorbție pe cărbune activ sau prin ozonizare.

În concluzie materiile organice din apă influențează alegerea dozei de coagulant la fel ca și materiile anorganice.

Conținutul de bicarbonați din apă

Prezența bicarbonaților în apă influențează procesul de coagulare în măsura în care aceștia acționează ca și tampon. Prin tamponare aceștia determină o variație mică a pH-ului și influențează procesul de coagulare prin pH [16].

3. CONCEPTE MODERNE PRIVIND ÎMBUNĂTĂȚIREA PERFORMANȚELOR PROCESULUI DE COAGULARE

3.1. Studii privind îmbunătățirea performanțelor procesului de coagulare - floclare pe diferite tipuri de apă

Procesul de coagulare este definit în mod clasic de Mazzolani și colaboratori ca fiind procesul prin care se destabilizează materia aflată sub formă de suspensie din apă [60]. Letterman și colaboratorii definesc coagularea ca proces aplicat pentru mărirea tendinței particulelor mici în suspensie apoasă de a se atașa unele de altele sau de suprafețe.

Mazzolini și colaboratorii au demonstrat că pentru ape cu turbiditate și culoare scăzute, care urmează a fi tratate prin precipitarea cu hidroxidul de aluminiu, se adaugă materii solide pentru a îmbunătăți cinetica de agregare și de a mări viteza de sedimentare a floccanelor prin decantare [60].

Sharp E.L. și colaboratorii, în cercetările prezentate arată că în perioadele de toamnă și iarnă se pot înregistra în apele de suprafață creșteri ale nivelului concentrației de carbon organic total, fapt ce trebuie luat în considerare la tratarea apei brute. Din studiile lor rezultă că trebuie majorată doza de coagulant pentru a putea înlătura produșii nedoriți rezultați la dezinfectia apelor. Modificările de compoziție a materiei în diferite perioade ale anului au fost determinate în special pentru acizii fulvici: concentrația fracțiunii FAF crește cu 36 % în septembrie și în noiembrie cu 61% față de valorile obișnuite [82].

Gregory J. Duan J. studiază corespondența dintre conținutul de substanțe organice exprimat prin parametrul TOC și cantitatea de coagulant necesară înlăturării acestora. Din studiu s-a stabilit că doza optimă de coagulant se poate estima și din conținutul de materie organică, respectiv material humic în domeniul de pH= 5-6. Astfel la valoarea pH=5, doza de aluminiu are la bază concentrația de substanțe humice exprimate în mgAl /mgTOC. S-a stabilit că absorbanta UV minimă apare la doze de 0,10-0,20 mgAl/mg TOC și coincide cu zona de schimbare de semn pentru potențialul zeta (PZ). La pH=7 situația este diferită. La doze de 0,30 mgAl/mg TOC se reduce mult absorbanta și aceasta rămâne mică chiar dacă se mărește doza. În aceste condiții înlăturarea substanțelor humice este în totalitate prin adsorbție pe hidroxid [66].

Gao B.Y. și colaboratorii studiază influența unui polimer de tip aluminosilicat în procesul de coagulare a apelor de suprafață în scop potabil. Studiul compusului de tip aluminosilicat face parte dintr-o serie de cercetări mai noi. Polimerul are următoarele proprietăți: oxid de aluminiu 6.4-7.3 % SiO₂ 0.4-0.82 % raport Al/Si 10-20, raport molar OH/Al=1.2-2.0. Polimerul poate încetini precipitarea hidroxidului de aluminiu prin diluare și în consecință permite ca speciile polimerice încărcate, formate la hidroliza policlorurii bazice de aluminiu să se mențină în soluție un timp îndelungat, mărind astfel capacitatea de neutralizare de sarcini. În general speciile performante cu grad mare de polimerizare sunt mai puternic predispușe la

fenomene de adsorbție pe suprafețe. Avantajele polimerilor preformați sunt viteza de agregare mare, formare de flocoane mari și grele, doze și preț de cost mici [83].

Deoarece capacitatea de a rezista la o hidroliză avansată a polimerilor este mai mică decât a floculanților organici, se pune problema de a îmbunătăți policlorura, fapt pentru care cercetările s-au îndreptat spre obținerea unui compus polimer alumino-silicat, o combinație a sărurilor de aluminiu cu silicea activă denumit prescurtat PASiC.

Edzwald J.K. efectuează un studiu complex privind criteriile de selectare a polimerilor de aluminiu, PCBA și a sulfatului de aluminiu în funcție de caracteristicile apei brute și rezultatele obținute la aplicarea lor [84].

Jiang J.Q. a realizat un studiu complex privind înlăturarea unor compuși cu fosfor din ape brute cu ajutorul agenților de coagulare obținuți prin săruri de metale trivalente prepolimerizate [85].

Sharp E.L. și colaboratorii studiază variația materiei organice funcție de anotimp și influența acesteia asupra eficienței coagulării. Un pz cuprins între +5 mV și -10 mV pentru ape de suprafață afectate de topirea zăpezii determină eficiențe maxime asupra procesului de coagulare. Diferențele între materia organică reziduală se corelează cu diferențele între conținutul inițial de hidrofile. Deci procesul de coagulare de bază necesită îmbunătățirea înlăturării fracțiunii hidrofobe, deși același nivel al eficienței nu se observă la îndepărtarea hidrofilelor [86].

Chen Z., demonstrează că policlorura bazică de aluminiu cu conținut de 76,8 % Al_{30} are performanțe mai bune de coagulare. Rezultatele arată că acest coagulant determină o scădere mai mică a pH-ului decât alți coagulanți de aluminiu.

Capacitatea de neutralizare este ușor scăzută față de Al_{13} la pH > 6.8. Autorii recomandă că este necesar a se determina efectiv tipul de coagulant din monitorizarea sursei de apă în situ prin Jar-test. Selectarea coagulantului depinde de disponibilități, caracteristicile apei brute, prețul de cost și prelucrarea nămolului [87].

3.2. Concepte moderne aplicate în procesul de coagulare a apei

3.2.1. Concepte moderne privind utilizarea coagulanților prehidrilizați în tratarea apei

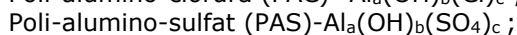
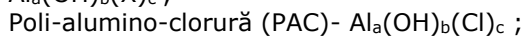
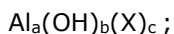
Procesul de coagulare este folosit în mod uzual în uzinele de tratare a apelor cu scop potabil având loc agregarea particulelor mici în agregate mai mari, care apoi sunt îndepărtate prin decantare sau filtrare [90].

Introducerea coagulantului și destabilizarea particulelor are loc în zona de amestecare rapidă unde coagulanții introduși hidrolizează și sunt dispersați printre particulele în suspensie cauzând destabilizarea [91]. Procesul de coagulare depinde de felul și de cantitatea particulelor în suspensie, doza de coagulant, pH, temperatură, tărie ionică și timpul de reacție. Metoda Jar-test dă rezultate foarte bune în stabilirea dozei de coagulant.

Sulfatul de aluminiu este un coagulant eficace incontestabil, în marea majoritate a cazurilor, rezultatele sale sunt mediocre în cazul apelor cu temperaturi scăzute, turbidități scăzute și alcalinitate mică. Viteza de hidroliză este scăzută cantitatea de sulfat de aluminiu și ca urmare concentrația aluminiului rezidual este mare deci eficiența procesului de coagulare este redusă.

3.2. Concepte moderne aplicate în procesul de coagulare a apei |51

Pentru îmbunătățirea procesului de coagulare s-au folosit coagulanți prehidrolizați și prepolimerizați. În acest sens au fost puși la punct coagulanții numiți „bazici” având în soluție un pH-acid. Aceștia sunt parțial hidrolizați și au următoarea formulă:



Pentru prepararea acestor compuși se face hidroliza parțială a clorurii și sulfatului de aluminiu cu o bază cum ar fi hidroxidul de sodiu, sau carbonatul de sodiu [19] , [27].

Avantajele folosirii acestor compuși sunt:

- Doza de reactiv necesară pentru obținerea unei eficiențe echivalente este mai mică decât doza de sulfat de aluminiu, la valori de 5.50-7.00 Această reducere poate fi între 30-40% până la 65%.
- Aluminiu bazic se poate folosi într-un interval mai mare de pH ;
- Prezintă avantaje atunci când apa are turbidități și temperaturi scăzute;
- Viteza de sedimentare a flocculelor este mare acestea sunt mai puțin abundente, sunt rezistente, ca urmare durata de viață a filtrelor crește;
- Sunt mai puțin acizi decât sulfatul de aluminiu, ca urmare reduc mai puțin pH-ul, permițând desfășurarea procesului tehnologic fără adaos de bază;
- Acești coagulanți bogați în specii polimerizate favorizează comprimarea stratului difuz, adsorbția, neutralizarea și formarea de punți, ceea ce justifică utilizarea lor la turbidități și temperaturi scăzute ale apei brute;
- Concentrația aluminiului rezidual este scăzută.

Utilizarea adjuvanților de coagulare nu mai este necesară în cazul folosirii produșilor bazici.

3.2.2. Construcții moderne de camere de reacție

Deoarece prima fază a coagulării, cea pericinetică se realizează într-un timp foarte scurt, amestecul trebuie să se realizeze cât mai rapid. La o durată mai mare apare coagularea ortocinetică, de aglomerare a particulelor încă din camera de amestec [92]. Este foarte important punctul în care se introduce coagulantul. Amestecarea coagulantului cu apa brută se realizează prin procedee hidraulice sau mecanice. Formarea și creșterea flocculelor se realizează în camerele de reacție.

Camere de reacție cu palete

Camerele de reacție cu palete (Fig.3.1), sunt eficiente dacă sunt compartimentate în așa fel încât pe măsura ce flocculele cresc, viteza de rotație să se micșoreze. Acestea se amplasează lipite de construcția decantoarelor. Dispozitivele de introducere a apei de la camerele de reacție în decantoare, trebuie să evite distrugerea flocculelor formate [12] , [15] , [65].

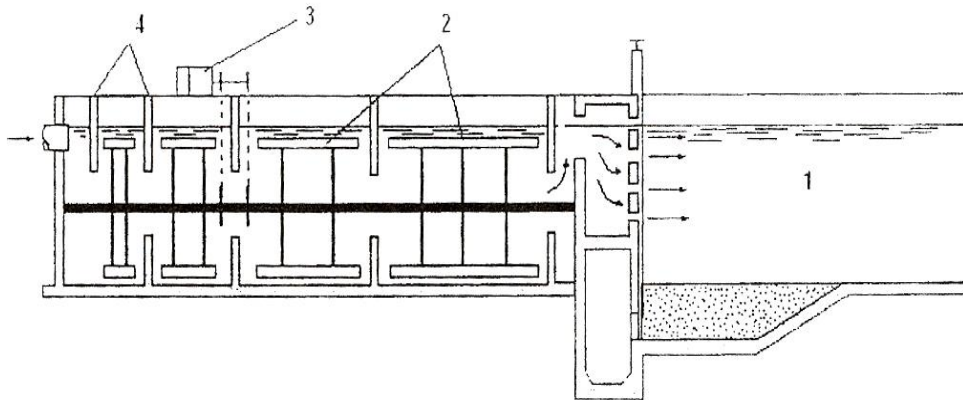


Fig. 3.1 Cameră de reacție cu palete
1-Bazin de decantare; 2-palete; 3-motor electric; 4-pereți transversali

Camere de reacție turbionare

Camerele de reacție turbionare (Fig.3.2) constau dintr-un con cu vârful îndreptat în jos având unghiul de la vârf de cel mult 45° . Partea conică se prelungeste în sus cu un cilindru. Apa este introdusă la partea inferioară cu o viteză de $0,005-0,01\text{m/s}$. După o staționare de 6-8 minute, apa deversează pe la partea superioară a bazinului decantor, după care este evacuată [16] , [26]. Se poate folosi pentru debite mari de apă.

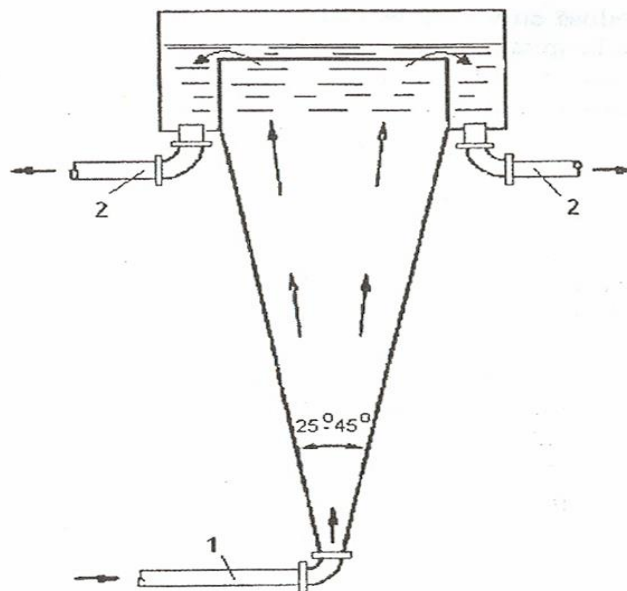


Fig. 3.2 Cameră de reacție turbionară
1-intrare apă brută; 2-evacuarea apei coagulate

Camere de reacție cu mișcare circulară verticală

Camere de reacție cu mișcare circulară verticală (Fig.3.3), intră în componența decantoarelor verticale, fiind amplasate în cilindrul central al acestora. Apa este introdusă cu viteză de 3m/s printr-o țevă cu două ieșiri tangențiale care asigură o mișcare în spirală. La partea inferioară se prevede un grătar pe două direcții care asigură transformarea mișcării circulare într-o mișcare cu fire paralele pentru a nu produce perturbări în procesul de decantare [6].

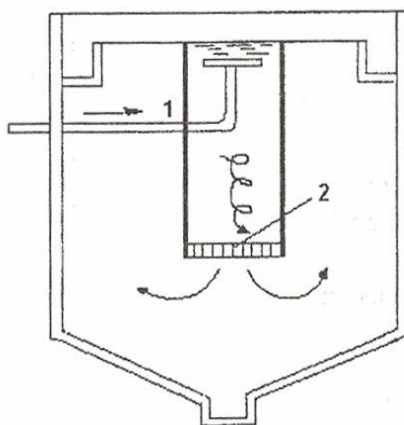


Fig. 3.3 Cameră de reacție cu mișcare verticală
1-conductă de admisie a apei; 2-grătar în dublu sens pentru liniștirea conținutului de apă

3.3. Concepte moderne aplicate la decantarea apei

3.3.1. Considerații generale

Decantarea apei este un proces de separare a particulelor solide din suspensie, prin acțiunea forțelor de gravitație astfel că amestecul lichid - solid este separat în lichid limpezit pe de-o parte, suspensiile concentrate pe de altă parte.

Decantarea se face în bazine numite decantoare, care în timp au suferit diferite modificări, datorită faptului că a existat o evoluție a practicii decantării.

Decantoarele clasice pleacă de la principiul reținerii prin cădere gravitațională a tuturor particulelor supuse în prealabil, de cele mai multe ori procesului de coagulare - floclare [5].

Decantoarele suspensionale se bazează pe transformarea decantării difuze a suspensiilor, într-o decantare accelerată, fie prin recircularea nămolului deja format în spațiul de decantare pentru mărirea concentrației de flocoane și aglomerarea rapidă a particulelor coloidale pe flocoane recirculate, fie prin trecerea apei brute prin zona de formare a flocoanelor, prin care se obține același efect [12], [62].

Din analiza fenomenelor ce au loc la destabilizarea și agregarea particulelor coloidale, s-a constatat că faza de coagulare propriu-zisă și de floclare pericinetică se desfășoară într-un interval de timp foarte mic comparativ cu faza de floclare ortocinetică. În construcțiile de limpezire care funcționează pe principiul contactului dintre apă și nămol se dezvoltă faza de floclare ortocinetică.

La baza proiectării decantoarelor cu nămol în suspensie, stau principiul floculării ortocinetice și al gradientului de viteză. În decantoarele cu agitatoare intervin simultan mecanismele de aglomerare și distrugere a flocoanelor.

Trecerea apei cu coagulant prin stratul de nămol nu îmbunătățește procesele fizico-chimice propriu-zise de coagulare și decantare, ci reduce doza de reactivi micșorând gabaritul construcțiilor.

În faza de floculare este necesară o oarecare dezinfectare pentru că în nămolul recirculat, se dezvoltă microorganisme care imprimă apei gust și un miros neplăcut apei tratate.

3.3.2. Utilaje în care se realizează combinat procesul de coagulare - floculare - decantare

Decantorul radial-floculator

Este un decantor clasic, la care zona centrală este destinată camerei de reacție (Fig.4). În această incintă, se află un agitator cu palete cu ax vertical, a cărui viteză de rotație este foarte mică. Apa tratată trece prin orificii mari, în zona de sedimentare.

Un exemplu de astfel de cameră de reacție amplasată în incinta decantorului se află la bateria de trei decantoare floculatoare de la stația de tratare Cannes (Franța) care funcționează la debitul de 5500 m³/h [12] , [25].

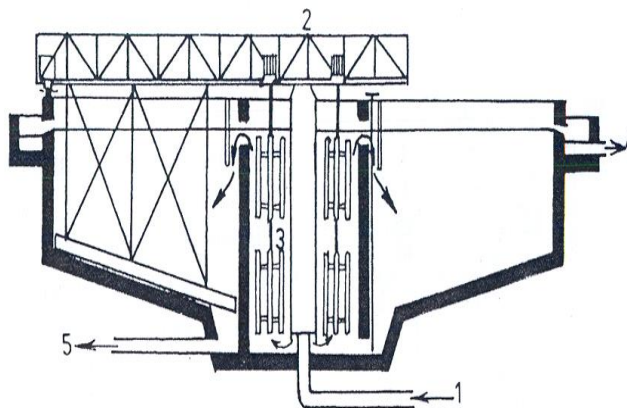


Fig. 3.4 Decantor radial floculator

1-apă brută cu coagulant; 2-pod raclor; 3-zonă de reacție; 4-apă decantată;
5-evacuarea nămolului

Decantorul circulator

Decantorul circulator este o construcție simplă care se adaptează bine la stațiile mijlocii. Prezintă un dispozitiv hidraulic care accelerează reacțiile prin recircularea metodică a precipitatelor formate în apa de tratat și a reactivilor nou introduși (Fig.3.5). Acest tip de decantor se recomandă mai ales pentru coagularea și decantarea sub presiune [31].

Prezintă avantajul unei construcții simple cu volum mic și eficiență ridicată.

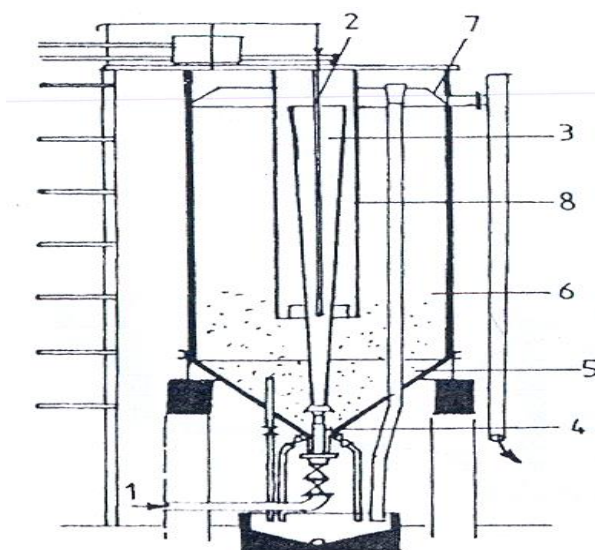


Fig. 3.5 Decantor circular
1-apă brută; 2-reactiv; 3-zonă de reacție; 4-hidroejector; 5-concentrator de nămol;
6-zonă de decantare; 7-colector de apă decantată; 8-guler deflector

Decantorul precipitator Spaulding

Partea tronconică centrală constituie zona de coagulare și floculare pericinetică (Fig.3.6). Amestecul este asigurat de un agitator axial cu palete, amplasat în zona centrală. Apa brută și reactivul sunt introduse la partea inferioară a acestei zone, unde gradientul de viteză este foarte mare, apoi apa trece în zona tronconică periferică, printr-un sistem de clapete batante dispuse în șicană. Acestea contribuie la amestecul apei cu nămol existent și împiedică formarea curenților turbionari în zona de decantare [31] , [37].

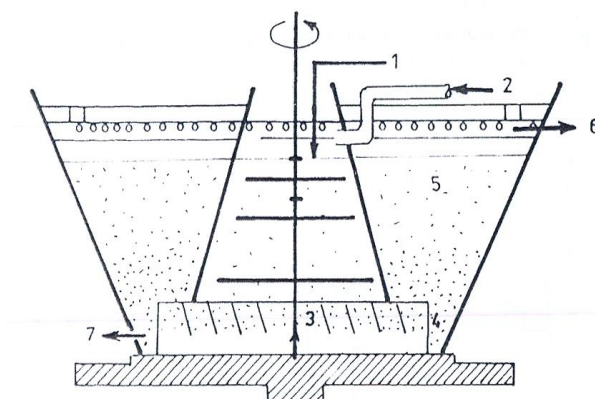


Fig. 3.6 Decantor precipitator Spaulding
1-reactiv; 2-apă brută; 3-șicane batante; 4-concentrare nămol; 5-zonă de limpezire;
6-apă decantată; 7-evacuarea nămolului

Decantorul Spaulding combină cele trei stadii de tratare:

- în partea centrală are loc injecția și dispersia reactivului, destabilizarea coloizilor și flocularea pericinetică;
- în stratul de nămol se produce coalescența macroflocoanelor;
- deasupra stratului de nămol se separă macroflocoanele și se produce sedimentarea lor.

Decantorul Densadeg

Decantorul Densadeg este o construcție compactă, complexă suplă cu mare productivitate. Acesta combină coagularea, flocularea, coalescența cu particulele de nămol, sedimentarea în bazin și decantarea lamelară. (Fig.3.7)

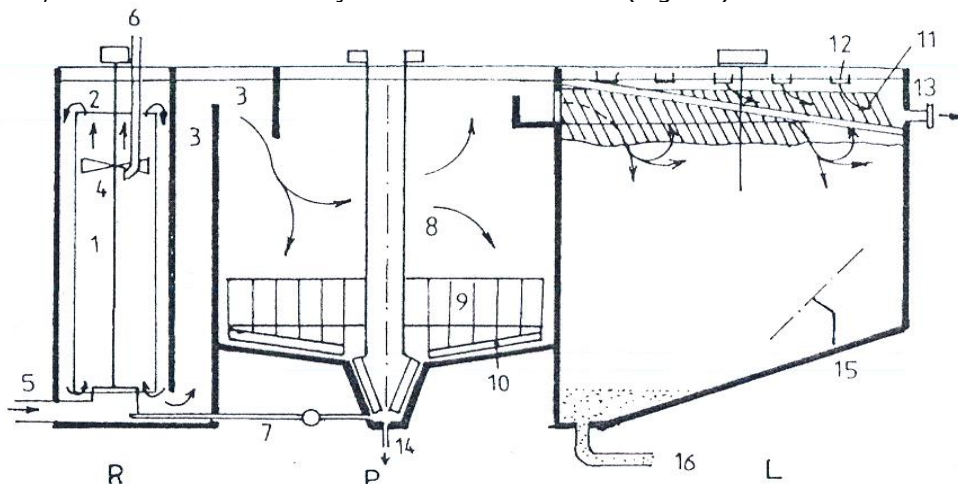


Fig. 3.7 Decantorul Densadeg

R-reactor; P-predecantor; L-decantor lamelar;

- 1, 2-camere de amestec; 3-cameră de reacție; 4-elice; 5-apă brută;
- 6-reactivi; 7-recircularea nămolului; 8-decantare; 9-raclor tip greblă; 10-raclor de fund;
- 11-module lamelare; 12-jgheaburi pentru apa decantată; 13-apă decantată;
- 14-evacuarea nămolului din fosă; 15-raclor; 16-evacuarea nămolului.

Construcția are trei compartimente: reactor, predecantor și decantor lamelar.

Reactorul este compus la rândul său din trei camere succesive, din care primele două au rol de cameră de amestec, fiind prevăzute cu un agitator tip elice cu flux axial. Apa brută și coagulantul se injectează în partea inferioară a primei camere, adjuvantul se introduce în cea de-a doua cameră la partea superioară, dar la baza elicei.

Predecantorul este un bazin de sedimentare grosieră. O parte din nămolul concentrat se recirculă în reactor.

Decantorul lamelar desăvârșește procesul de limpezire. Sedimentele de pe lamele cad pe fundul bazinului, iar apa se colectează în jgheaburi, la partea superioară. Poate funcționa într-o gamă variată de debite de la 3800 m³/h-stația de tratare Morsang-sur Seine (Franța) la 150 m³/h la Franken (Germania) [31] ,[37].

Decantorul cu flocoane lestate

Decantorul cu flocoane lestate este un bazin circular sau rectangular ale cărei dimensiuni variază de la 3-30m, punând preluca o gamă mare de debite (Fig.3.8).

Apa brută și reactivii de coagulare se introduc în zona de centrală, care are formă cilindrică, cu diametru de 10 % din diametrul bazinului, constituind camera de amestec. Apoi apa deversează în compartimentul de formă tronconică, unde are loc agregarea flocoanelor trecând apoi în compartimentul periferic de sedimentare. Materialul de lestage fin măcinat poate fi nisip, argilă având granulometria cuprinsă între 1 μm -125 μm . Fixarea lestului pe flocoane necesită adăugarea unui liant intermediar cum ar fi polielectroliții naturali și sintetici.

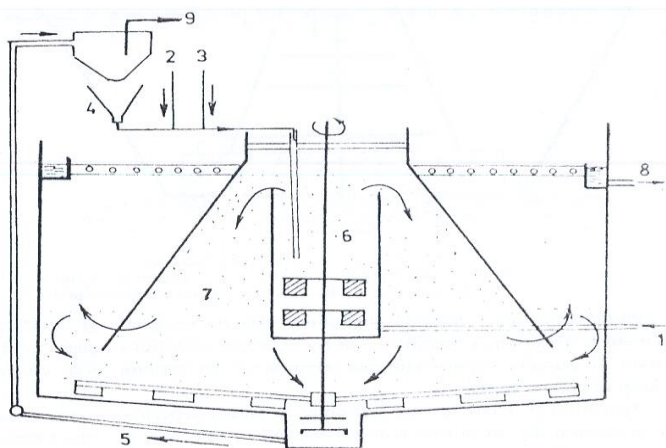


Fig. 3.8 Decantor Ciclofloc (Reactivator)

1-apă brută; 2-coagulant; 3-adjuvant de floclare; 4-micronisip; 5-nămol recirculat; 6-cameră de amestec; 7-cameră de reacție; 8-apă decantată; 9-evacuarea nămolului

Ceea ce aduce nou acest sistem de eliminare a particulelor coloidale este accelerarea sedimentării prin lestagea fiecărui flocon cu granule fine dintr-un material compact, cu densitate mai mare decât a flocoanelor.

Micronisipul este introdus în apă după coagulant. Doza recomandată este de 20 de kg micronisip la 1 m³ de nămol obținut cu sulfat de aluminiu. Nisipul este separat din nămol prin centrifugare este spălat și refolosit. Timpul de staționare total este 3600-7200 s, iar viteza ascensională a apei în camera de decantare este de 1,7mm/s. Înălțimea zonei de limpezire este de 2.5-3 m.

Primul decantor de acest tip, numit Ciclofloc a fost conceput și realizat în Ungaria [37].

4. MOTIVAȚIA ȘI OBIECTIVELE CERCETĂRIILOR EXPERIMENTALE

În cadrul dezvoltărilor localităților urbane și rurale se acordă în prezent o deosebită importanță dezvoltării continue a sistemelor de alimentare cu apă, în vederea asigurării cerințelor de calitate a apei potabile, cu efecte hotărâtoare asupra sănătății și igienei locuitorilor cât și asupra condițiilor de mediu.

Apariția de noi reactivi de coagulare și progresele înregistrate în conceperea și construcția sistemelor de coagulare-floculare, odată cu creșterea exigențelor indicatorilor de calitate a apei, a avut ca efect diversificarea substanțială a proiectării și conducerii procesului de coagulare-floculare. Această diversificare va continua cu siguranță și în viitor.

Reținerea suspensiilor coloidale din apa de suprafață constituie de cele mai multe ori procesul cel mai complicat în tratarea apei. Această reținere se realizează în funcție de caracteristicile apei prin coagulare, (folosind reactivi de coagulare-floculare), sedimentare și filtrare. Pentru realizarea acestor obiective sunt necesare studii de laborator și studii pe pilot industrial specifice pentru fiecare sursă de apă.

Este cunoscut faptul că în fluxul tehnologic al stației de tratare un rol important pentru asigurarea condițiilor optime de coagulare îi revine camerei de reacție. În camera de reacție trebuie asigurate condiții pentru ca reactivii introduși să poată destabiliza suspensia coloidală din apă și să permită apoi aglomerarea particulelor coloidale prin floculare.

În toate cazurile atât la instalațiile noi de tratare a apei cât și la cele care necesită modernizări, stabilirea și aplicarea soluțiilor optime privind coagularea suspensiilor din apă asigură o eficiență ridicată în procesul de tratare cât și economii substanțiale asupra consumului de reactivi chimici, cu efecte directe asupra eficienței economice a tratării.

Obiectivele cercetării experimentale propuse în cadrul tezei de doctorat sunt :

- efectuarea unui studiu privind evaluarea calității apei provenită dintr-o sursă naturală de suprafață cu proprietăți atipice (Lacul Strimtori-Firiza);
- influența calității apei brute, provenită din sursa menționată, asupra calității apei potabile obținută în stația de tratare, cu privire la stabilirea principalelor cauze care influențează direct procesul de coagulare-floculare într-o perioadă menționată de studiu (4 ani);
- studii experimentale de laborator privind utilizarea în procesul de coagulare a unor noi reactivi de coagulare, comparativ cu metoda clasică aplicată în prezent cu sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu.;
- studii comparative experimentale de laborator privind tratarea apei cu agenți de coagulare prehidrolizați și aluminat de sodiu;
- studii experimentale de laborator privind influența unor parametrii caracteristici asupra procesului de coagulare cum ar fi: influența potențialului zeta, influența materiilor organice dizolvate.

4. Motivația și obiectivele cercetărilor experimentale | 59

- elaborarea unei noi tehnici de tratare a apei care să permită obținerea calității apei potabile în conformitate cu cerințele actuale, la cantitatea cerută de consumatori, fără fluctuații de debit.

5. METODE EXPERIMENTALE ȘI MATERIALE

5.1. Metode experimentale și aparatură

Pentru determinarea condițiilor optime s-a utilizat metoda „Jar-test”, aceasta fiind o metodă de modelare la scară de laborator a procesului de coagulare. În determinările experimentale s-au utilizat două modalități de lucru, prezentate în tabelul 5.1.

Tabelul 5.1 Condițiile de lucru pentru Jar-test 1 și Jar-test 2.

Jar-test	Volum de probă AB	Agitare rapidă		Agitare lentă		Timp de sedimentare (min.)
		Timp(min.)	Turație Rot./(min)	Timp (min.)	Turație (Rot./min.)	
1	1000 ml	2	110	10	40	20
2	1000 ml	2	140	15	40	30

Dozele de reactivi de coagulare s-au adăugat corespunzător în probe de 1000 ml, după care au fost agitate rapid, apoi lent și supuse sedimentării (conform tabelului 5.1). Din supernatant s-au prelevat probe de apă tratată din care s-au determinat indicatorii specifici.

Echipamente

Pentru determinarea indicatorilor specifici s-au utilizat următoarele tehnici/echipamente:

- Temperatura: Termometru Hanna
- Turbiditate: Turbidimetru WTW 350 IR;
- pH: pH-metru Hanna;
- Aluminiu: Spectrofotometru cu absorbție moleculară Hach DR 2000 metoda cu eriocromcyanin R
- Alcalinitate, oxidabilitate: Metodele chimice volumetrice
- Potențial zeta-aparat de tip „Zeta Meter 3.0+”
- Carbon organic total: Analizor carbon organic total, model TOC-VCPN, Shimadzu
- Absorbantă la 254 nm: Spectrofotometru UV-VIS, Mycosistem Variany
- Identificarea fazelor cristaline din nămol: Difractometru Bruker D*utilizând o radiație Cu-k(alfa)

Metodele de analiză a principalilor parametri studiați sunt prezentate [105-109] în tabelul 5.2

Tabelul 5.2 Metode de analiză utilizate

Nr. crt.	Parametrul	Metoda de analiză
1	Turbiditate	SR ISO 7027/2001
2	pH	SR ISO 10523/97
3	Aluminiu	STAS 6326/90
4	Alcalinitate	STAS 6363/76
5	Oxidabilitate	STAS 3002/85

Materiale

Sulfatul de aluminiu (SA) cu formula chimică $Al_2(SO_4)_3 \cdot 18H_2O$, este disponibil sub formă solidă și lichidă. Pentru studiile efectuate s-a utilizat un produs comercial cu un conținut de Al_2O_3 de 15.3 %

Generalități, caracteristici, performanțe:

- cel mai utilizat coagulant pentru producerea apei potabile;
- produs acid puțin periculos;
- grad de eliminare a turbidității și materiilor organice 70%;
- reduce puternic pH-ul și alcalinitatea apei.

Aluminatul de sodiu (AN) cu formula chimică $Al_2O_3 \cdot Na_2O \cdot nH_2O$ este disponibil sub formă lichidă. Experimental s-a utilizat un produs comercial cu un conținut de Al_2O_3 de 21.88 % și densitate de 1.53 kg/dm^3

Generalități, caracteristici, performanțe:

- utilizat în producerea apei potabile;
- preferat sulfatului de aluminiu atunci când apa tratată este acidă;
- mărește pH-ul apei;
- poate fi utilizat pentru ajustarea pH-ului în locul laptelui de var;
- produs puternic alcalin.

Policlorura bazică de aluminiu (PAC) cu formula chimică $Al_n(OH)_m(Cl)_{3n-m}$ este disponibil sub formă lichidă. Experimental s-a utilizat un produs comercial denumit **PAC** un conținut de Al_2O_3 de 18,9 %, bazicitate de 83% și densitate de 1.27 Kg/dm^3 .

Generalități, caracteristici, performanțe:

- floculant lichid bazat pe clorură de aluminiu;
- se utilizează în doze mai mici în raport cu sulfatul de aluminiu;
- nu modifică deloc pH-ul și alcalinitatea temporară deoarece în momentul hidrolizei sale este prepolimerizat;
- reacționează foarte repede cu apa;
- asigură o bună eliminare a materiilor organice;
- se poate utiliza și în formă diluată;
- corespunde cerințelor europene.

Policlorura bazică de aluminiu (PAC_s) cu formula chimică $Al_n(OH)_m(Cl)_{3n-m}$ este disponibilă sub formă lichidă. Experimental s-a utilizat un produs comercial denumit **PAC_s** cu un conținut de Al_2O_3 de 10.2 %, bazicitate de 65 % și densitate de $1,20 \text{ kg/ dm}^3$

Generalități, caracteristici performante:

- floculant lichid bazat pe clorură de aluminiu;

62| 5. Metode experimentale și materiale

- se utilizează în doze mai mici în raport cu sulfatul de aluminiu;
- modifică puțin pH-ul și alcalinitatea temporară;
- reacționează foarte repede cu apa;
- asigură o bună eliminare a materiilor organice;
- se utilizează în forma nediluată;
- corespunde cerințelor europene.

Hidroxidul de calciu cu formula chimică Ca(OH)_2 este un reactiv puternic alcalin, poate fi prezentat sub formă de pulbere albă, fină. Experimental s-a utilizat sub formă de soluție pentru corecție de pH [94].

6. CARACTERIZAREA SITUAȚIEI ÎNAINTE DE REABILITAREA STAȚIEI DE TRATARE A APEI POTABILE

6.1. Introducere

Necesitatea găsirii unor surse de apă curată a început din timpuri preistorice. Începuturile primelor încercări de realizare a unor sisteme de alimentare cu apă în unele localități din țara noastră se situează cu circa 300 de ani în urmă [14] , [15]. În perioada anilor 1950-1980, au fost realizate în țara noastră lucrări de alimentare cu apă de mare importanță în cele mai mari orașe ca Iași, București Cluj, Baia Mare, Craiova etc.

Orașul Baia Mare este situat în partea de nord-vest a României pe drumul național dintre Satu Mare și Sighetu Marmăției și este în prezent centrul administrativ al județului Maramureș. Județul Maramureș are o suprafață de 6304 kmp, cu un patrimoniu natural deosebit de valoros, 36 arii naturale protejate, din care 1 parc național - Parcul Național Munții Rodnei - Rezervație a Biosferei și 1 parc natural - Parcul Natural Munții Maramureșului, situând județul pe locul 7 la nivel național ca număr de arii naturale protejate [95] , [154].

Consiliul Local Baia Mare a delegat responsabilitatea de a furniza apă și servicii de tratare a apei societății S.C. VITAL SA, societate care este deținută în totalitate de municipalitate [97].

Sistemul municipal de furnizare a apei deservește aproximativ 85% din populația orașului Baia Mare și câteva localități învecinate. Există două stații operaționale:

- Stația de tratare a municipiului Baia Mare cu o capacitate proiectată de 1.230l/s ;
- Stație cunoscută sub denumirea de „Microuzină” cu o capacitate de 15 l/s, care aprovizionează populația situată în zona Lunci. Cu excepția cartierului Ferneziu, toată apa tratată curge liber prin gravitație în rețeaua de aprovizionare.

6.2. Considerații asupra sursei de apă existente

Alimentarea cu apă brută pentru Stația de tratare a apei din Baia Mare este asigurată de amenajarea hidro-electrică de la Runcu-Firiza. Amenajarea este administrată de Apele Române având funcțiuni multiple inclusiv furnizarea de apă pentru uzul casnic și industrial al orașului, producerea de energie electrică și controlul viiturilor.

Principalele componente ale amenajării includ:

- Lacul de acumulare Strâmtori-Firiza;
- Conductele Brazi (Runcu-Valea Neagra);

64| 6. Caracterizarea situației înainte de reabilitarea stației de tratare a apei

- Lacul tampon Berdu.

Lacul de acumulare Strimtori- Firiza, cu o capacitate totală de 16.3 milioane m^3 și o capacitate utilizabilă de 13.9 milioane m^3 , reprezintă în prezent principala sursă de alimentare cu apă a municipiului Baia Mare (fig.5.1-5.2). Acesta este situat pe râul Firiza la aproximativ zece km nord de orașul Baia Mare și are o adâncime maximă de 51.5 m [96].



Fig. 6.1 Imaginea de ansamblu cu Lacul de acumulare Strimtori-Firiza

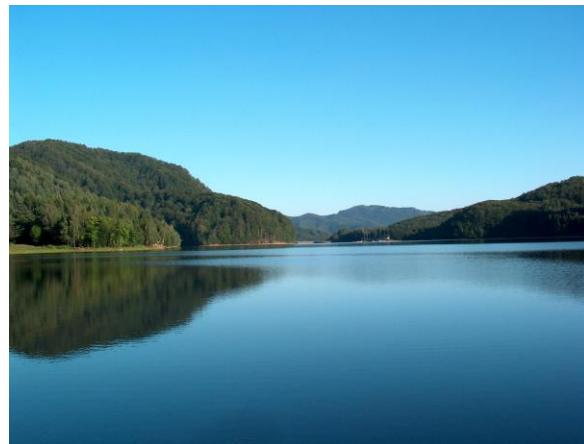


Fig. 6.2 Imaginea de ansamblu din coada Lacului de acumulare Strimtori Firiza

Conducta Brazi (Runcu-Valea Neagra) transportă apa din râul Mara către râul Valea Neagra care este un afluent al râului Firiza.

Lacul și barajul Berdu este situat la 300 m în aval de barajul Strâmători și asigură o acumulare tampon pentru a atenua debitul de apă de la lacul de acumulare Strâmători–Firiza care se deversează în turbinele pentru energie. Barajul Berdu are o înălțime maximă în amonte de 14.5 m. Lacul are o capacitate maximă de 145 000 m³ și o capacitate utilizabilă de 120 000m³. Întreaga cantitate de apă extrasă pentru alimentarea orașului și a unităților industriale trece prin lacul Berdu. Amenajarea pentru deversare este o construcție de tip „turn de manevră” care constă în rastere mari și un canal de evacuare dreptunghiular (1.2m x 1.8m) având un nivel al radierului de 321.9 m deasupra nivelului Mării Negre [96] , [97].

Apa de alimentare curge gravitațional spre Stația de tratare a apei din Baia Mare prin una din cele două conducte: conducta principală și conducta de rezervă.

Conducta principală de alimentare este în administrația Apelor Române. Aceasta are o lungime de 5.506 km cu o capacitate de 3.2 m³/s și este alcătuită din: 2.676 km de galerie de beton, 1.372 km de canal de beton și 1.458 km de tunel săpat în piatră.

Pentru siguranța alimentării cu apă, de la lacul tampon Berdu și până la Stația de tratare apei din Baia Mare, se utilizează o conductă cu diametrul de 1000 mm și o capacitate hidraulică de 1.2 m³/s. Aceasta este proprietatea Consiliului Local Baia Mare și este utilizată de beneficiar. Lungimea conductei este de 6 km, din care 1 km este conductă de beton armat precomprimat, iar restul din oțel. Conducta este ținută sub presiune pentru a evita problemele de manevrare atunci când trebuie să fie pusă în funcțiune [96] , [97].

6.3. Monitorizarea calității apei brute

Apa brută care alimentează Stația de tratare, intră în grupa apelor de suprafață din categoria A₂, conform NTPA–013 și NTPA–014 [23] , [24].

În cadrul laboratorului Stației de tratare a apei se efectuează zilnic analize fizico-chimice la apa brută prelevată din „priza lacului”, după metode standardizate. O parte din parametri sunt determinați din oră în oră, o dată la opt ore și o dată la douăzeci și patru de ore.

În situații de viitură analizele fizico-chimice se efectuează de câte ori este nevoie pentru oricare din parametri interesați.

Pentru a stabili evoluția parametrilor apei brute în perioada anilor 2004-2007, cu ajutorul unui program de calcul matematic și a unei baze de date în care sunt monitorizate valorile determinate ale parametrilor analizați, s-a realizat un studiu cu scopul de a stabili domeniile de variație ale acestora [155] , [156].

În acest sens s-au analizat valorile medii lunare ale principalilor parametri ca : temperatură, turbiditate, oxidabilitate pH, aluminiu rezidual.

6.3.1. Rezultate experimentale și discuții

În tabelul 6.1 sunt prezentați principalii parametri ai apei brute, valorile medii și valorile maxime în cursul perioadei de studiu.

Tabelul 6.1 Calitatea apei brute, valori medii și maxime ale principalilor parametri

Perioada	Principalii parametri ai apei brute										
	Temperatura, ° C		Turbiditate, UNT		pH, unitați de pH		Oxidabilitate, mg/L O ₂		Aluminiu, μg/L		
	Med	Max	Med	Max	Med	Max	Med	Max	Med	Max	
Anul 2004	Ianuarie	2.80	4.00	3.00	4.00	6.80	6.80	1.23	2.44	8.00	11.0
	Februarie	3.00	4.00	3.61	6.00	6.80	6.80	1.65	1.73	6.00	10.0
	Martie	3.00	4.00	14.5	40.0	6.80	6.80	2.21	2.44	9.00	38.0
	Aprilie	5.50	9.00	10.4	14.0	6.80	6.80	1.58	2.37	9.00	11.0
	Mai	9.00	11.5	6.30	9.00	6.80	6.80	2.05	2.90	10.0	17.0
	Iunie	12.0	18.0	5.80	10.0	6.80	6.80	2.10	2.90	11.0	15.0
	Iulie	14.0	15.0	6.00	8.00	6.80	6.80	2.05	2.44	10.0	15.0
	August	17.0	18.6	8.50	12.0	6.81	6.80	2.36	3.39	10.0	12.0
	Septembrie	16.0	18.5	11.5	20.0	6.80	6.80	1.77	2.29	11.0	15.0
	Octombrie	12.5	15.0	10.0	14.0	6.80	6.80	2.65	3.25	7.00	10.0
	Noiembrie	6.00	12.0	14.8	80.0	6.80	6.80	2.80	3.79	8.00	25.0
	Decembrie	4.00	5.50	9.80	16.0	6.80	6.80	1.72	2.21	10.0	22.0
Anul 2005	Ianuarie	3.00	4.00	4.50	6.00	6.80	6.80	1.96	2.37	7.00	10.0
	Februarie	2.40	3.00	4.00	7.00	6.80	6.80	1.92	2.60	6.00	8.00
	Martie	2.00	3.00	6.80	16.0	6.80	6.80	1.57	2.14	7.00	11.0
	Aprilie	5.50	9.00	9.48	16.0	6.80	6.80	1.44	1.94	11.0	32.0
	Mai	12.0	17.0	53.1	580	6.80	6.80	1.81	4.74	16.0	14.0
	Iunie	14.5	18.5	5.00	10.0	6.80	6.80	1.90	4.74	25.0	51.0
	Iulie	15.0	18.5	23.4	89.0	6.80	6.80	2.15	3.16	14.0	55.0
	August	15.0	19.0	35.0	130	6.80	6.80	2.60	4.50	21.0	85.0
	Septembrie	15.5	17.0	37.7	60.0	6.80	6.80	2.55	3.16	18.0	74.0
	Octombrie	12.5	15.0	21.0	30.0	6.80	6.80	2.48	2.76	18.0	25.0
	Noiembrie	7.00	11.0	10.7	20.0	6.80	6.80	2.49	3.00	13.0	21.0
	Decembrie	6.00	8.00	9.00	16.0	6.80	6.80	2.49	3.25	14.0	16.0
Anul 2006	Ianuarie	2.60	4.00	4.00	8.00	6.80	6.80	1.85	2.90	8.00	18.0
	Februarie	2.80	3.00	4.80	6.00	6.80	6.80	1.70	2.13	10.0	18.0
	Martie	2.00	4.00	13.6	61.0	6.70	6.80	1.73	2.37	10.0	54.0
	Aprilie	5.00	8.51	18.2	45.0	6.80	6.80	1.77	2.68	15.0	35.0
	Mai	80.0	13.0	8.00	15.0	6.80	6.80	1.79	2.21	8.00	23.0
	Iunie	13.5	17.0	11.7	20.0	6.80	6.80	1.77	2.37	10.0	15.0
	Iulie	14.0	18.5	5.16	9.00	6.80	7.00	1.10	1.81	6.00	15.0
	August	16.0	19.0	8.4	17.0	6.80	6.80	1.92	2.37	7.00	18.0
	Septembrie	15.5	17.0	12.0	22.0	6.80	6.80	2.05	2.37	9.00	19.0
	Octombrie	13.0	14.5	10.0	44.0	6.80	6.80	1.92	2.92	9.00	30.0
	Noiembrie	9.00	10.5	10.0	35.0	6.80	6.80	1.10	3.10	10.0	18.0
	Decembrie	7.00	8.00	4.80	8.0	6.80	7.00	1.69	2.05	4.00	15.0

6.3. Monitorizarea calității apei brute | 67

Perioada	Principalii parametri ai apei brute										
	Temperatura, °C		Turbiditate, UNT		pH, unitați de pH		Oxidabilitate, mg/L O ₂		Aluminiu, µg/L		
	Med	Max	Med	Max	Med	Max	Med	Max	Med	Max	
Anul 2007	Ianuarie	3.50	4.00	6.40	12.0	6.80	7.00	1.77	2.05	3.00	16.0
	Februarie	2.00	3.00	6.30	10.0	6.80	7.20	1.65	1.81	5.00	9.00
	Martie	1.70	2.50	6.50	18.0	6.80	6.80	1.62	2.05	11.0	15.0
	Aprilie	4.50	5.00	4.00	6.00	6.80	6.80	1.48	1.81	6.00	10.0
	Mai	6.00	6.50	5.60	23.0	6.70	6.80	1.55	1.73	7.00	18.0
	Iunie	10.5	11.0	3.60	6.00	6.60	7.00	1.50	1.81	9.00	12.0
	Iulie	11.5	12.4	5.40	8.50	6.60	7.00	1.65	2.05	6.00	10.0
	August	15.5	17.0	8.90	13.0	6.80	7.00	1.81	1.81	11.0	12.0
	Septembrie	17.0	18.3	11.0	18.0	6.70	6.80	2.25	2.63	11.0	23.0
	Octombrie	15.0	15.0	9.70	14.0	6.70	6.80	2.25	2.52	13.0	32.0
	Noiembrie	7.50	13.0	7.20	18.0	6.70	6.80	2.10	3.63	12.0	20.0
	Decembrie	4.50	6.00	5.60	11.0	6.70	7.0	1.95	2.13	11.0	18.0

Din datele prezentate în tabelul 6.1 se observă că în perioada studiată s-au înregistrat variații de turbiditate a apei brute. Se poate remarca că cea mai mare turbiditate (580 UNT) s-a obținut în luna mai din anul 2005, ca urmare a ploilor abundente, a inundațiilor din perioada respectivă care au afectat județul Maramureș și localitatea Firiza, localitate situată în amonte de lacul de acumulare.

Pe baza datelor experimentale obținute și prezentate în tabelul 6.1 sunt redată grafic în figurile 6.3-6.5 variațiile medii de temperatură, turbiditate, oxidabilitate în cursul perioadei de studiu.

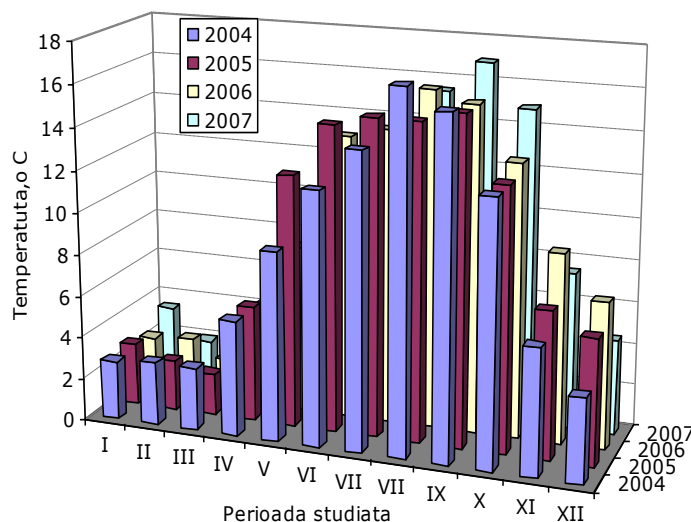


Fig. 6.3 Variația temperaturii medii a apei brute în perioada de studiu

68| 6. Caracterizarea situației înainte de reabilitarea stației de tratare a apei

Din figura 6.3 rezultă că temperaturile medii lunare a apei brute în cursul perioadei de studiu sunt cuprinse între 2.0-17.0 °C. Se poate observa că temperaturile sub 6°C sunt specifice perioadelor de primăvară-iarnă, iar cele peste această valoare sunt specifice perioadelor de vară-toamnă.

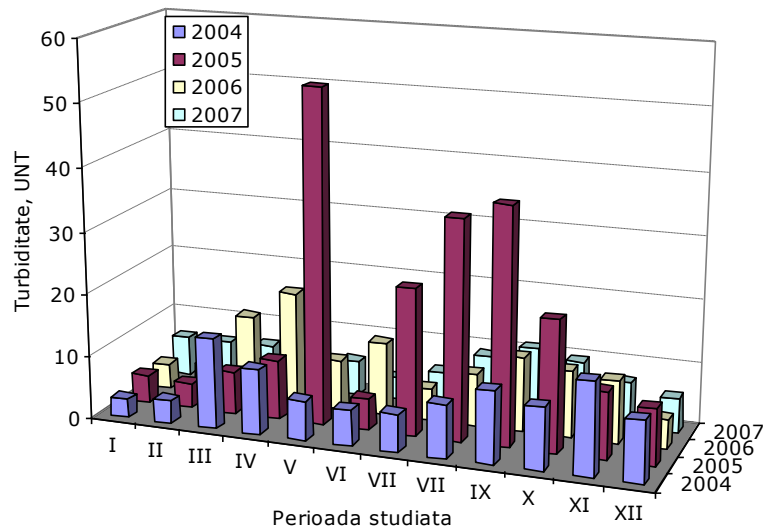


Fig. 6.4 Variația turbidității medii a apei brute în perioada de studiu

În figura 6.4 turbiditățile medii lunare a apei brute în cursul perioadei de studiu sunt cuprinse între 3.0-53.0 UNT, turbiditățile sub 7.0 UNT sunt specifice în perioadele de iarnă iar cele sub 20 UNT, în perioadele de primăvară.

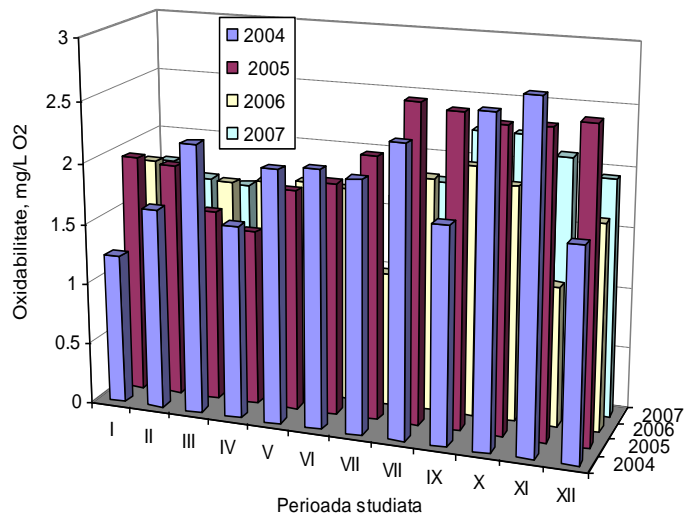


Fig. 6.5 Variația oxidabilității medii a apei brute în perioada de studiu

Indicatorul oxidabilitate (figura 6.5) prezintă valori medii lunare cuprinse între 1,20-2,50 mg/L O₂, înregistrându-se valori mici în lunile caracterizate de turbidități scăzute și valori ridicate în lunile caracterizate de turbidități ridicate ale apei brute.

Pe baza datelor experimentale prezentate rezultă că în general calitatea acestei surse este corespunzătoare la principalii parametrii, cu excepția a 3-4 luni pe an, când de înregistrează variații mari de temperatură, turbiditate și oxidabilitate.

6.4. Fluxul tehnologic al stației de tratare a apei

Stația de tratare a apei este amplasată în partea de nord-est a municipiului Baia Mare și are capacitatea totală de 1230 l/s [96]. Construcția acesteia s-a făcut în 3 etape, fiecare etapă construită, anul de construcție și capacitatea de tratare a apei sunt prezentate în tabelul 6.2.

Tabelul 6.2 Anul de construcție a etapei și capacitatea de tratare

Etapa	Anul de construcție	Capacitatea (l/s)
Etapa 1	1967	330
Etapa 2	1975	450
Etapa 3	1988	450

Schema tehnologică a procesului de tratare a apei este prezentată în figura 6.6.

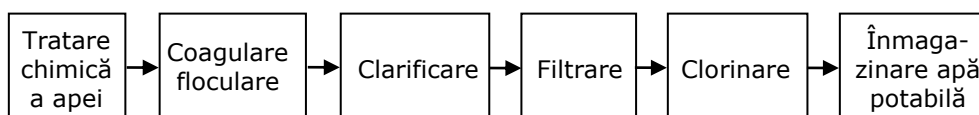


Fig. 6.6 Schema tehnologică a procesului de tratare a apei

- Tratarea chimică a apei se realizează utilizând ca reactiv de coagulare sulfatul de aluminiu și reactiv de alcalinizare hidroxidul de calciu;
- Coagularea și flocularea suspensiilor din apă se realizează în două turnuri distincte cu rol de cameră de amestec și pe traseul de la turnuri la clarificatoare;
- Clarificarea apei presupune îndepărtarea floculelor mari, în unități de filtrare în flux ascendent;
- Filtrarea apei presupune îndepărtarea floculelelor fine rămase prin filtre de nisip în flux descendent;
- Dezinfectia apei se realizează prin tratarea cu clor gazos.

Camera de amestec denumită "turn de amestec" este o construcție din beton armat, prevăzută cu conducte de intrare și ieșire a apei.

70| 6. Caracterizarea situației înainte de reabilitarea stației de tratare a apei

Ca principiu de funcționare, turnul de amestec cuprinde două tuburi verticale concentrice, prin care apa brută în care s-au injectat reactivii circulă de jos în sus. La partea superioară sunt prevăzute dispozitive de dirijare a apei pentru realizarea amestecului și preaplin, apa și reactivii chimici coborând prin conducta centrală de unde este dirijată prin reglarea vanelor corespunzătoare spre unitățile de clarificare [96] , [97].

Datorită debitului mare de apă de tratat în vederea realizării condițiilor optime de tratare în anul 1995 a fost pusă în funcțiune cea de a doua cameră de amestec. ("turn de amestec").

Clarificatoarele (filtre de contact) sunt construcții asemănătoare cu filtrele rapide obișnuite, sensul de parcurgerea a apei este ascendant prin straturile de nisip și pietriș cu granulație descrescătoare sensului de filtrare. Acestea sunt utilizate în momentul de față fără decantarea prealabilă a apei brute tratate cu reactivi, stratul inferior de pietriș al clarificatoarelor având și rol de contact. Apa brută cu reactivii chimici intră pe la partea inferioară a clarificatoarelor trece prin stratul de pietriș și parcurge de jos în sus materialul filtrant din ce în ce mai fin, asigurându-se astfel o repartizare uniformă a impurităților în masa filtrantă.

Unitățile de clarificare pentru cele trei etape de dezvoltare cuprind câte 6 cuve cu următoarele caracteristici:

- Etapa 1 6 cuve X 43.9 m² /cuvă =263.4 m²
- Etapa 2 6 cuve X 112 m² /cuvă =672 m²
- Etapa 3 6 cuve X 63 m²/cuvă =378 m²

Granulația și grosimea stratului filtrant a clarificatoarelor sunt prezentate în tabelul 6.3.

Tabelul 6.3 Granulația și grosimea stratului de nisip pentru clarificatoare

Grosime strat (cm)	Granulație (mm)	
	Etapa 1 și 2	Etapa 3
120	1.00-2.00	2.00-4.00
10.0	2.00-4.00	4.00-8.00
10.0	4.00-8.00	4.00-8.00
10.0	8.00-16.00	8.00-16.0
10.0	16.00-32.0	16.0-32.0

Filtre rapide existente în cele trei etape de dezvoltare ale stației de tratare sunt alcătuite din bazine de beton armat prevăzute cu fund drenant (plăci cu crepine) care susțin stratul filtrant.

Prin conductele de legatură apa clarificată trece în filtrele rapide traversând stratul de nisip de sus în jos, străbate apoi fundul drenant și ajunge apoi în camera de apă filtrată. Particulele fine din apă sunt reținute la suprafața stratului de nisip printr-un mecanism de absorbție. După un anumit timp de funcționare proporția de particule reținute scade spre fundul stratului de nisip. Nivelul liber în camera de apă filtrată este mai coborât decât nivelul apei de deasupra nisipului, aceasta diferență reprezintă pierderea de sarcină prin filtru. Pierderea de sarcină are valoarea minimă la începutul ciclului de filtrare când nisipul este curat și ajunge la valoare maximă la sfârșitul ciclului de filtrare, când porii nisipului ajung la un grad avansat de colmatare [96].



Fig. 6.7 Imagine a filtrelor rapide deschise

Granulația și grosimea stratului filtrant a filtrelor sunt prezentate în tabelul 6.4.

Tabelul 6.4 Granulația și grosimea stratului de nisip pentru filtre

Grosime strat(mm)	Granulația (mm)	
	Etapa 1 și 2	Etapa 3
100	1.00-2.00	1.00-1.50
20.0	-	7.00-20.0

În etapele 1-2, grosimea stratului de apă peste nivelul stratului filtrant este de 1.4 m în timp ce la etapa 3 este de 0.8 m.

Suprafețele filtrante pe cele trei etape de dezvoltare sunt :

- Etapa 1: 6 cuve x 43.9m²/cuva = 263.4 m²
- Etapa 2: 6 cuve x 43.9 m²/cuva = 263.4 m²
- Etapa 3: 6 cuve x 63 m²/cuva = 378 m²

Dezinfectia apei se realizează prin tratarea cu clor gazos. Acesta se injectează cu ajutorul aparatelor de clorinare în conducta colectoare a apei filtrate înainte de intrarea în rezervoarele de colectare a apei [96].

6.4.1. Depozitarea și prepararea reactivilor chimici

Sulfatul de aluminiu este aprovizionat în formă cristalizată sub formă de plăci, [98] care sunt depozitate în bazinele subterane, prevăzute cu căptușeală din cauciuc pe o înălțime de 2.20 m și la fund cu grătare de lemn. După introducerea sulfatului de aluminiu se deschide robinetul de admisie a apei reci urmând procesul de dizolvare a sulfatului de aluminiu, obținând soluția concentrată de 20%. Pentru omogenizarea soluției la partea inferioară se află o rețea de conducte de PVC perforată prin care se introduce aer sub presiune pentru barbotare.

Depozitul de oxid de calciu este amplasat la subsol, de unde este ridicat cu ajutorul macaralei în stingătorul de var.

Stația chimică este o construcție subterană, adiacentă turnului de amestec și depozitelor de sulfat de aluminiu lichid concentrat și hidroxid de calciu, în care sunt amplasate instalațiile de preparare și dozare a sulfatului de aluminiu și hidroxidului de calciu.

Pentru prepararea soluțiilor reactivilor chimici utilizați, sunt prevăzute 4 agitatoare mecanice rotative cu o capacitate de 11.8 m³, două pentru soluția de sulfat de aluminiu și două pentru soluția de hidroxid de calciu. Dozarea soluțiilor

obținute din reactivii chimici menționați se face prin injectare în turnul de amestec cu ajutorul pompelor dozatoare.

În procesul de tratare a apei se dozează în funcție de turbiditatea apei brute soluție de sulfat de aluminiu cu concentrație cuprinsă între 1.00-5.00% și soluție de hidroxid de calciu cu o concentrație cuprinsă între 1.00-2,50 %. pH-ul optim de coagulare este șapte [96].

Apa tratată obținută în fluxul tehnologic este colectată în rezervorele R1, R2 corespunzătoare etapei 1 , 2 și rezervoarele R3, R4 corespunzătoare etapei 3.

6.4.2. Studii experimentale privind dozele de sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu adăugate în procesul de tratare a apei.

Pe baza cercetărilor și datelor experimentale efectuate în anii anteriori în funcție de caracteristicile apei brute, turbiditate, pH, temperatură, timp de reacție s-au stabilit dozele de sulfat de aluminiu necesare în fluxul tehnologic al stației de tratare. Dozele de sulfat de aluminiu au fost determinate utilizând metoda „Jar-test 1” . Pentru realizarea pH-ului optim de coagulare (pH =7) s-a utilizat hidroxidul de calciu.

Studiile efectuate au urmărit stabilirea domeniilor de lucru privind dozele de sulfat de aluminiu necesare în procesul de tratare a apei.

6.4.2.1 Rezultate experimentale și discuții

În tabelul 6.5 sunt prezentate domeniile dozelor de sulfat de aluminiu funcție de turbiditatea apei brute.

Tabelul 6.5 Prezentarea domeniilor dozelor de sulfat de aluminiu în funcție de turbiditatea apei brute

Turbiditate apă brută, UNT	Doze de sulfat de aluminiu	
	Doze de SA, mg Al /L	Doze de SA, mg Al ₂ (SO ₄)/L
Sub 10	0.78-1.26	5.00-8.00
10.0-20.0	1.42-2.36	9.00-15.0
20.0-30.0	2.52-3.15	16.0-20.0
30.0-45.0	3.31-3.94	21.0-25.0
45.0-60.0	4.10-4.73	26.0-30.0
60.0-75.0	4.89-5.52	31.0-35.0
75.0-90.0	5.68-6.31	36.0-40.0
90.0-110	6.31-7.10	41.0-45.0

Pe baza datelor experimentale obținute și prezentate în tabelul 6.5 sunt redate grafic în figura 6.8 valorile intermediare din domeniile dozelor de sulfat de aluminiu (SA) în funcție de turbiditatea apei brute.

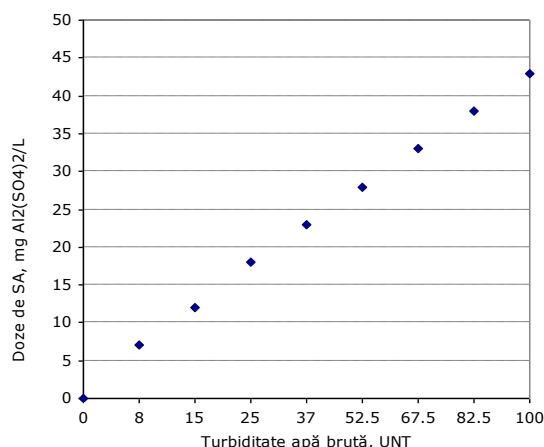


Fig. 6.8 Variația dozelor de sulfat de aluminiu funcție de turbiditatea apei brute

Din datele prezentate în figura 6.8, se observă o creștere aproape liniară a dozelor de sulfat de aluminiu o dată cu creșterea turbidității apei brute.

Domeniul dozelor de sulfat de aluminiu cuprins între (5.00-45.0) mg Al₂(SO₄)₃ reflectă rezultate obținute în laborator pe parcursul cercetărilor experimentale din anii precedenți. Condițiile de lucru utilizate pentru metoda „Jar-test 1” referitoare la timpii de omogenitate a apei cu reactivii simulează aproape în totalitate condițiile din fluxul tehnologic al stației de tratare.

6.5. Interdependența dintre turbiditatea apei brute și turbiditatea apei potabile obținută în Stația de tratare

Lacul de acumulare Strimtori Firiza reprezintă principala sursă de alimentare cu apă a municipiului Baia Mare. În general calitatea acestei surse este bună cu excepția a 3-4 luni pe an când se înregistrează turbidități ridicate ale apei brute.

Aceste turbidități sunt datoarte unor fenomene naturale cum ar fi: topirile de zăpadă, volumul scăzut de apă din lac, aluviunile de pe versanții ce împrejmuiesc lacul, precum și ploile abundente care determină o destratificare a apei și antrenarea nămolului depus de-a lungul timpului pe fundul lacului. Datorită acestor fenomene naturale din perioadele menționate și a faptului că fluxul tehnologic al stației de tratare este deficitar și utilajele învechite, turbiditățile obținute ale apei potabile sunt peste limita admisă de normele în vigoare

În scopul stabilirii principalelor cauze care determină depășirea limitei la parametrul turbiditate în apa destinată consumului uman, s-au analizat eficiențele de reducere a turbidității apei brute, pe parcursul a treizeci de zile calendaristice reprezentative dintr-un an cuprins în perioada de studiu 2004 – 2007 [99].

6.5.1 Rezultate experimentale

În tabelul 6.6 este prezentată evoluția turbidității apei brute și a apei potabile obținute în stația de tratare în perioada menționată.

Tabelul 6.6 Evoluția turbidității apei brute și a apei potabile obținute pe parcursul a treizeci de zile reprezentative dintr-un an în perioada 2004-2007

Probe	Noiembrie 2004			Iunie 2005			Aprilie 2006			Septembrie 2007		
	T _{AB} , UNT	T _{AP} , UNT (R1)	E, %	T _{AB} , UNT	T _{AP} , UNT (R2)	E, %	T _{AB} , UNT	T _{AP} , UNT (R3)	E, %	T _{AB} , UNT	T _{AP} , UNT (R4)	E, %
1.	8.00	4.00	50.0	31.0	13.0	58.0	45.0	18.0	60.0	10.0	5.80	42.0
2.	9.00	4.50	50.0	33.0	6.60	80.0	42.0	14.0	67.0	8.00	4.30	46.0
3.	11.0	4.00	64.0	20.0	10.7	47.0	36.0	20.6	43.0	9.00	5.40	40.0
4.	7.00	4.00	43.0	22.0	8.00	64.0	30.0	13.7	54.0	9.00	5.40	40.0
5.	8.00	2.80	65.0	30.0	11.0	63.0	31.0	12.8	59.0	10.0	6.10	39.0
6.	5.50	3.40	38.0	18.0	12.0	34.0	27.0	10.7	60.0	11.0	6.30	43.0
7.	10.0	4.50	55.0	17.0	11.0	35.0	24.0	7.0	71.0	11.0	7.30	34.0
8.	8.50	3.00	65.0	15.0	6.70	55.0	25.0	10.2	59.0	10.0	6.40	36.0
9.	9.80	3.70	62.0	11.0	6.30	43.0	20.0	10.0	50.0	10.0	5.50	45.0
10.	10.0	3.00	70.0	30.0	8.60	71.0	20.0	11.4	43.0	13.0	5.20	60.0
11.	9.00	4.00	56.0	33.0	13.0	61.0	20.0	10.0	50.0	12.0	5.40	55.0
12.	11.0	3.20	71.0	35.0	11.0	69.0	20.0	5.80	71.0	10.0	3.00	70.0
13.	10.0	4.30	57.0	28.0	20.0	29.0	12.0	6.40	47.0	18.0	5.00	72.0
14.	10.0	4.20	58.0	32.0	13.0	59.0	15.0	9.20	39.0	12.0	5.70	53.0
15.	7.00	4.00	43.0	23.0	12.0	48.0	10.0	5.70	43.0	14.0	6.00	57.0
16.	13.0	5.40	58.0	25.0	3.20	87.0	18.0	5.80	68.0	11.0	5.50	50.0
17.	10.0	5.30	47.0	19.0	6.20	67.0	14.0	9.00	36.0	9.00	3.80	58.0
18.	11.0	5.80	47.0	16.0	6.00	63.0	15.0	8.40	44.0	9.00	2.90	68.0
19.	8.00	4.10	49.0	19.0	6.50	66.0	15.0	10.2	32.0	11.0	3.30	70.0
20.	35.0	12.8	63.0	15.0	9.00	41.0	10.0	2.30	77.0	13.0	5.10	61.0
21.	80.0	28.2	65.0	43.0	40.0	8.00	11.0	10.0	9.00	17.0	6.70	61.0
22.	33.0	18.0	45.0	20.0	12.0	40.0	10.0	3.10	69.0	9.00	3.80	58.0
23.	25.0	17.4	30.0	12.0	4.30	64.0	10.0	6.00	40.0	9.00	4.90	46.0
24.	20.0	15.0	25.0	10.0	6.60	34.0	12.0	6.50	46.0	10.0	3.40	66.0
25.	18.0	13.0	28.0	10.0	5.20	48.0	8.0	6.20	23.0	16.0	5.10	68.0
26.	17.0	9.00	47.0	9.00	4.20	53.0	6.0	2.00	67.0	8.00	3.90	51.0
27.	11.0	8.10	26.0	13.0	6.50	50.0	11.0	4.60	58.0	11.0	2.50	77.0
28.	18.0	9.00	50.0	13.0	4.30	67.0	7.0	2.40	66.0	12.0	2.90	76.0
29.	14.0	10.0	29.0	11.0	5.00	55.0	10.0	3.10	69.0	9.00	4.10	54.0
30.	19.0	10.0	47.0	89.0	34.0	62.0	13.0	5.00	62.0	9.00	4.00	56.0

6.5. Interdependența dintre turbiditatea apei brute și turbiditatea apei potabile | 75

Pe baza datelor experimentale prezentate în tabelul 6.6 s-au redat grafic în figurile 6.9-6.12 turbiditățile apei brute și a apei tratate obținute în perioada de studiu.

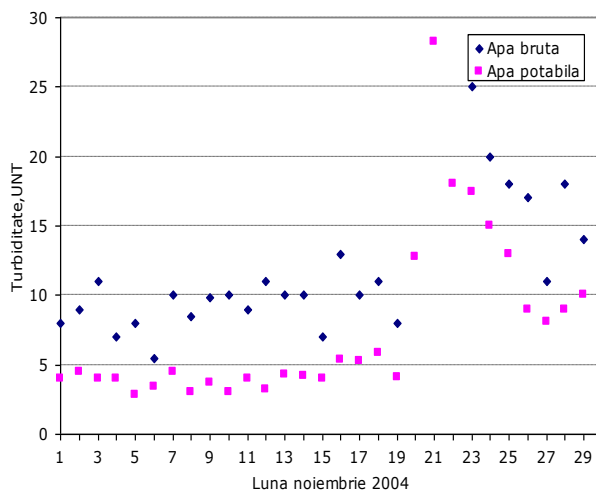


Fig. 6.9 Evoluția turbidității apei brute și a apei tratate obținute în perioada de studiu (noiembrie 2004)

Rezultatele din figura 6.9 arată că turbiditățile apei brute sunt cuprinse între 8.00 și 80.0 UNT, iar turbiditățile apei tratate variază între 2.00 și 28.0 UNT valorile înregistrate fiind în unele zile peste limita admisă de normele în vigoare.[100].

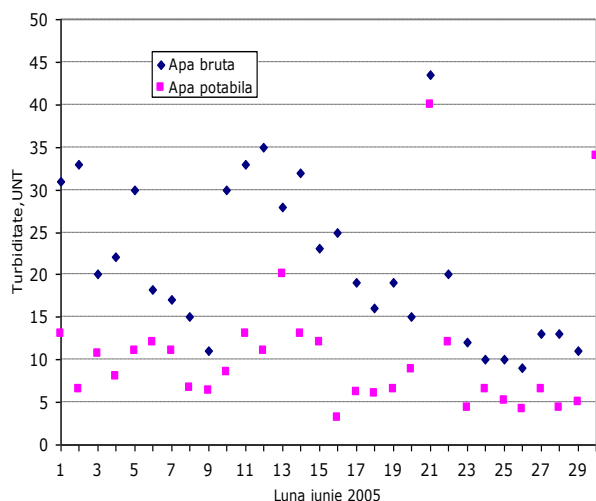


Fig. 6.10 Evoluția turbidității apei brute și a apei tratate obținute în perioada de studiu (iunie 2004)

76| 6. Caracterizarea situației înainte de reabilitarea stației de tratare a apei

În figura 6.10 se observă că turbiditățile apei brute sunt cuprinse între 9.00 și 89.0 UNT iar turbiditățile apei tratate variază între 3.20 și 40.0 UNT, fiind în unele zile peste limita admisă.

În figura 6.11 se observă că turbiditățile apei brute sunt cuprinse între 6.00 și 45.0 UNT iar turbiditățile apei tratate variază între 2.00 și 20.6 UNT, depășind în unele zile limita admisă de norme în vigoare.

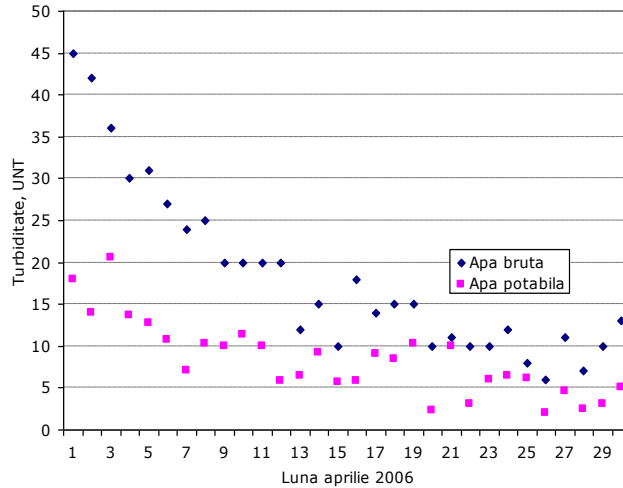


Fig. 6.11 Evoluția turbidității apei brute și a apei tratate obținute în perioada de studiu (aprilie 2006)

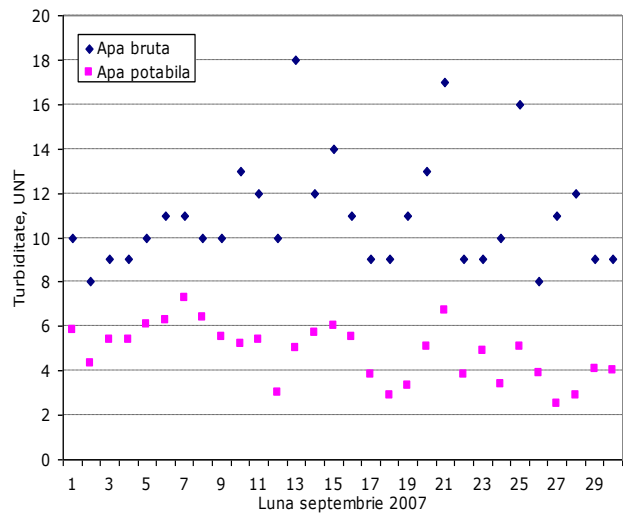


Fig. 6.12 Evoluția turbidității apei brute și a apei tratate obținute în perioada de studiu (septembrie 2007)

În figura 6.12 se observă că turbiditățile apei brute sunt cuprinse între 9.00 și 18.0 UNT iar turbiditățile apei tratate variază între 2.50 și 18.0 UNT [101].

Depășirea concentrației maxime admisibile a turbidității apei potabile rezultată din procesul de tratare cu sulfat de aluminiu, impune studii privind îmbunătățirea procesului de coagulare.

6.6. Caracterizarea situației privind calitatea apei brute și a apei tratate în perioade de ploi abundente și inundații

Variațiile mari ale turbidității apei brute se datorează în primul rând ploilor abundente, topirilor de zăpadă, aluviunilor de pe versanții care împrejmuesc lacul și faptului că funcția de decantor natural a acestuia s-a atenuat în timp. Datorită ploilor abundente și a inundațiilor ce au afectat localitatea Firiza din perioada respectivă, turbiditatea apei brute atinge valoare maximă de 580 UNT, fiind astfel cea mai mare valoare înregistrată din ultimii 30 de ani.

Scopul studiilor experimentale efectuate a constat în stabilirea cauzelor care au dus la imposibilitatea obținerii necorespunzătoare a calității apei tratate. Astfel pentru caracterizarea situației existente în acel moment, s-au determinat turbiditățile apei brute și turbiditățile apei tratate, timp de 36 de ore de la apariția „viiturii”.

6.6.1 Rezultate experimentale și discuții

În tabelul 6.7 sunt prezentate turbiditățile apei brute și turbiditățile apei obținute în fluxul tehnologic. Apa potabilă a fost prelevată din rezervoarele R1, R2, R3 și R4 .

Pe baza datelor experimentale obținute și prezentate în tabelul nr.6.7 sunt redate grafic variațiile turbidității apei brute și a apei tratate (fig.6.13)

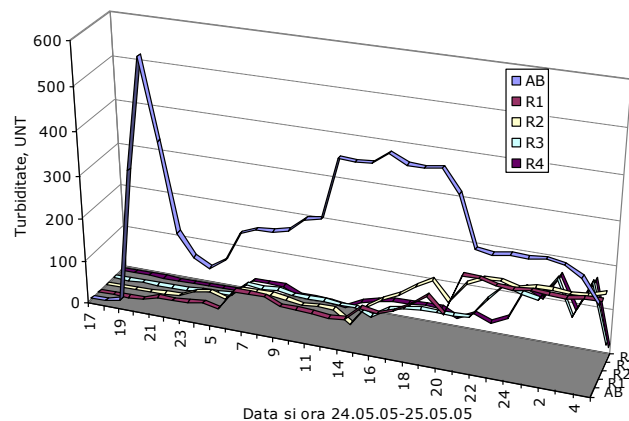


Fig. 6.13 Variația turbidității apei brute în perioada de studiu comparativ cu turbiditatea apei obținute în procesul de tratare

Tabelul 6.7 Turbiditatea apei brute și a apei potabile obținute

Ora prelevării	T _{AB} , UNT	T _{AP} , UNT (R1)	T _{AP} , UNT (R2)	T _{AP} , UNT (R3)	T _{AP} , UNT (R4)
17.0	7.00	3.00	3.00	2.00	2.00
18.0	7.00	3.00	3.00	2.00	2.00
19.0	16.0	3.00	4.00	3.00	3.00
20.0	325	5.00	4.00	3.00	3.00
21.0	580	16.0	6.00	3.00	2.00
22.0	400	16.0	9.00	4.00	2.00
23.0	200	18.0	25.0	10.0	3.00
24.0	150	23.0	31.0	10.0	3.00
5.00	130	15.0	20.0	12.0	4.00
6.00	155	65.0	50.0	44.0	35.0
7.00	223	65.0	50.0	40.0	35.0
8.00	238	65.0	50.0	44.0	35.0
9.00	239	49.0	46.0	37.0	17.0
10.0	249	48.0	40.0	37.0	20.0
11.0	279	46.0	44.0	38.0	16.0
13.0	286	42.0	43.0	34.0	11.0
14.0	425	46.0	15.0	35.0	30.0
15.0	423	79.0	63.0	20.0	40.0
16.0	425	72.0	87.0	45.0	46.0
17.0	452	85.0	105	53.0	47.0
18.0	433	106	130	59.0	50.0
19.0	432	134	151	58.0	50.0
20.0	437	98	108	58.0	32.0
21.0	388	193	157	60.0	50.0
22.0	275	193	174	109	35.0
23.0	269	184	176	147	53.0
24.0	276	180	166	136	131
1.00	275	186	174	129	113
2.00	280	184	175	182	173
3.00	273	182	173	102	100
4.00	252	188	175	188	175
5.00	200	191	188	53.0	28.0

Turbiditatea apei brute atinge valoarea maximă în aproximativ trei ore, ca urmare într-un interval scurt de timp, de aproximativ 4 ore, turbiditatea apei tratate depășește cerințele normelor în vigoare (Turbiditate < 5 UNT) [21].

Se pot remarca diferențele de turbiditate ale apelor prelevate din rezervoarele R₁, R₂, comparativ cu cele prelevate din rezervoarele R₃, R₄. Aceste fenomene se datorează în primul rând neasigurării condițiilor optime de coagulare a suspensiilor din apă specifice pentru etapa 1 (R₁) și etapa 2 (R₂). În acest caz coagularea pericinetică și ortocinetică se realizează într-un timp scurt de

6.7. Monitorizarea calității apei brute comparativ cu calitatea apei tratate |79

aproximativ 5-7 minute, comparativ cu etapa 3 (R₃, R₄) unde este asigurat procesului de coagulare un timp mai mare de aproximativ 8-10 minute.

În al doilea rând turbiditățile obținute mult peste limită admisă [21] , [22] se datorează faptului că din procesul tehnologic de tratare a apei lipsește treapta de decantare.

Lipsa treptei de decantare conduce în mod nedorit la o supraîncărcare a clarificatoarelor de contact, unde se retin doar aproximativ 40 % din suspensii, restul trecând în stratul filtrant, determinând în continuare un randament foarte scăzut de filtrare a apei.

6.7. Monitorizarea calității apei brute comparativ cu calitatea apei tratate

Pentru verificarea calității apei potabile s-au introdus programele de monitorizare cu scopul de-a verifica periodic calitatea organoleptică și microbiologică a apei potabile, precum și eficiența procesului de tratare.

Normele sanitare reprezintă limitele acceptate din punct de vedere sanitar a concentrației în care se poate găsi o substanță în apa analizată pentru ca în funcție de utilizarea acesteia să nu fie nocivă direct sau indirect asupra organismului uman sau descendenților în limitele cunoștințelor noastre actuale. Aceste norme nu sunt fixe, ele se pot schimba în timp [8].

În conformitate cu cerințele actuale, pentru a evidenția zilnic calitatea apei brute și a apei potabile, cu ajutorul unui program de calcul matematic s-a întocmit o bază de date în care se completează rezultatele analizelor efectuate. Această bază de date facilitează informații cu privire la modul de gestionare a stației de tratare oferind informații referitoare la numărul total de analize efectuate într-o anumită perioadă, numărul parametrilor care depășesc concentrațiile maxime admise, precum și numărul neconformităților stabilite pe parcursul unei perioade de timp.

Scopul studiilor experimentale efectuate a constat în determinarea principalele deficiențe ale procesului de tratare. Pentru a pune în evidență calitatea apei potabile obținută, comparativ cu calitatea apei brute spre exemplificare, s-au luat în studiu principalii parametri ca: turbiditate, pH, oxidabilitate, aluminiu rezidual care au fost analizați pe durata a treizeci de zile calendaristice.

6.7.1. Rezultate experimentale și discuții

În tabelul 6.8 este prezentată monitorizarea principalilor parametri ai apei brute comparativ cu apa potabilă obținută și prelevată din rezervorul R1 în luna martie, la o temperatură medie a apei brute de 3 °C.

Pe baza datelor experimentale obținute și prezentate în tabelul 6.8, sunt redate grafic în figurile (6.14-6.16) variațiile turbidității, oxidabilității și concentrației de aluminiu în cursul perioadei de studiu.

Tabelul 6.8 Principalii parametri a apei brute și a apei potabile obținuți pe durata a treizeci de zile calendaristice

Nr.probei	Turbiditate, UNT		pH, unități de pH		Oxidabilitate, mg O ₂ /L (CCOMn)		Aluminiu rezidual, μgAl/L	
	AB	R1	AB	R1	AB	R1	AB	R1
1.00	11.0	5.00	6.89	7.16	2.91	1.11	7.00	10.0
2.00	8.00	3.30	6.73	7.26	3.08	1.11	7.00	7.00
3.00	7.00	3.00	6.78	7.36	1.98	1.58	8.00	27.0
4.00	8.00	5.00	6.82	7.32	2.53	1.58	7.00	12.0
5.00	9.00	4.00	6.90	7.2	2.38	1.58	8.00	20.0
6.00	9.00	3.80	6.92	7.23	2.29	1.58	8.00	20.0
7.00	9.00	3.10	7.11	7.29	2.21	1.58	9.00	18.0
8.00	9.00	3.00	6.89	7.23	2.37	1.26	4.00	25.0
9.00	10.0	4.00	6.91	7.15	1.82	1.58	8.00	32.0
10.0	10.0	2.30	6.98	7.05	2.92	1.50	9.00	35.0
11.0	15.0	2.00	7.00	7.1	2.92	1.58	10.0	60.0
12.0	14.0	2.50	6.86	7.23	2.53	1.42	10.0	58.0
13.0	13.0	2.00	6.83	7.15	3.15	1.58	7.00	38.0
14.0	13.0	2.30	7.10	7.09	3.56	1.34	6.00	45.0
15.0	11.0	3.00	6.89	7.15	2.77	1.50	7.00	42.0
16.0	10.0	3.00	6.90	7.12	2.60	1.58	6.00	80.0
17.0	11.0	3.80	6.9	7.1	2.37	1.50	10.0	49.0
18.0	13.0	4.00	6.72	7.0	2.53	1.58	11.0	42.0
19.0	12.0	6.00	6.93	7.12	2.37	1.98	12.0	52.0
20.0	11.4	10.6	6.87	7.03	2.77	1.90	9.00	80.0
21.0	12.0	8.50	6.95	7.25	2.37	1.82	4.00	110
22.0	12.5	7.00	7.29	7.18	2.37	1.42	7.00	36.0
23.0	12.0	8.00	7.04	7.15	2.37	1.19	7.00	45.0
24.0	14.0	8.40	6.88	7.12	2.40	1.58	7.00	120
25.0	17.0	8.00	6.96	7.0	2.61	1.19	13.0	110
26.0	18.0	16.0	6.89	7.09	2.69	2.13	14.0	49.0
27.0	20.0	15.0	6.89	7.11	3.09	1.89	16.0	190
28.0	19.0	14.0	6.76	6.98	2.53	1.98	15.0	100
29.0	16.0	12.0	6.9	7.15	3.16	1.35	11.0	210
30.0	20.0	15.0	6.87	7.0	2.53	1.58	7.00	190

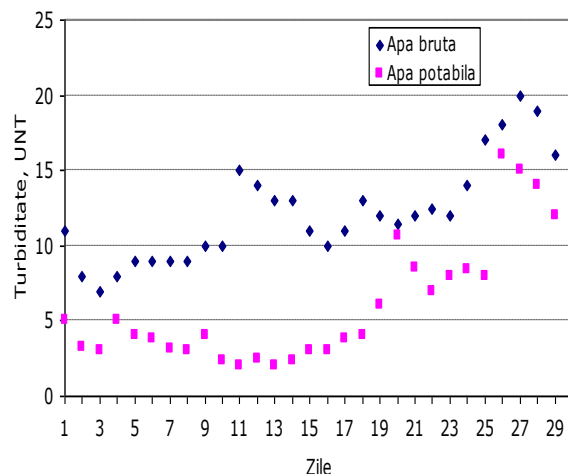


Fig. 6.14 Evoluția turbidității apei brute și a apei potabile în perioada de studiu

În fig.6.14 se observă că turbiditățile apei brute sunt cuprinse între 7.0 și 20.0 iar turbiditățile apei tratate variază între 2.0 și 15.0 UNT, valorile obținute fiind peste limita admisă legislația în vigoare (Turbiditate < 5 UNT). Acest fenomen se datorează faptului că viteza de hidroliză a sulfatului de aluminiu este scăzută la o temperatură medie a apei brute de 3^o C, în aceste condiții coagularea este ineficientă, ceea ce determină adaugarea unor doze mari de sulfat de aluminiu necesare pentru reducerea turbidității apei potabile.

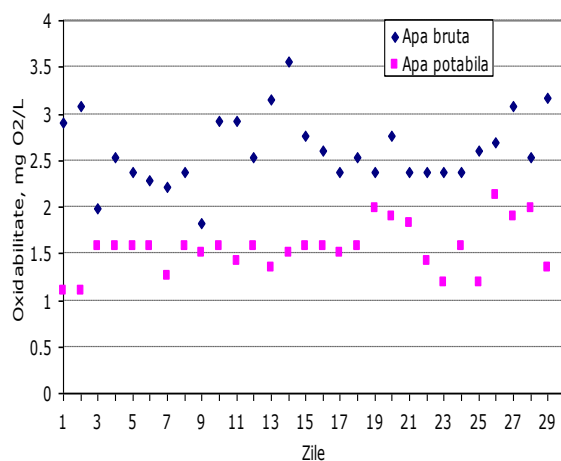


Fig. 6.15 Variația oxidabilității (CCO-Mn) apei brute și a apei potabile în perioada de studiu

În figura 6.15 se observă că încărcarea organică exprimată prin indicatorul oxidabilitate care nu depășește limitele nici în sursa inițială, înregistrează în apa tratată valori sub limita concentrației maxime admise în cursul perioadei de studiu.

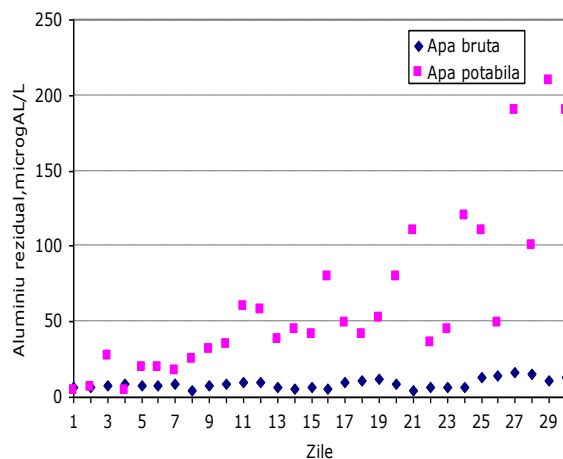


Fig. 6.16 Variația aluminului rezidual în perioada de studiu

În figura 6.16 se observă că valorile concentrației de aluminiu rezidual în apa tratată sunt cuprinse între 7.00-210 $\mu\text{g/L}$, fiind în unele zile peste limita admisă. (CMA-200 $\mu\text{g/L}$) [21] , [22]. Creșterea dozei de coagulant în condițiile neasigurării condițiilor optime de amestecare care influențează direct mărimea agregatelor formate și decantarea acestora, nu conduce la îmbunătățirea procesului de coagulare-separare materii coloidale.

Analizând rezultatele prezentate în figurile 6.14-6.16 se pot observa deficiențe ale procesului tehnologic de tratare a apei, care determină obținerea de turbidități și concentrații ale aluminului rezidual peste limita în apa potabilă, ori de câte ori crește turbiditatea apei brute.

Contribuția originală a studiului efectuat a permis stabilirea limitelor de variație ale principalei parametrii ai apei potabile obținute prin procesul tehnologic de tratare, comparativ cu parametrii apei brute pe parcursul a treizeci de zile calendaristice.

6.8. Concluzii parțiale

Cu ajutorul datelor experimentale prezentate în perioada anilor 2004-2007, s-a întocmit un studiu privind calitatea apei brute. Astfel s-au analizat valorile medii lunare ale principalelor parametrii ca: temperatură, turbiditate, oxidabilitate, pH, aluminiu rezidual și s-au stabilit domeniile de variație ale acestora.

Din acest studiu rezultă că în general calitatea acestei surse este corespunzătoare la principalii parametri, cu excepția a 3-4 luni pe an, când de înregistrează variații mari de temperatură, turbiditate și oxidabilitate. Fenomenele naturale ca, topirile de zăpadă, aluviunile de pe versanții ce împrejmuiesc lacul, ploilor abundente căzute, destratificarea apei din lac și antrenarea nămolului depus pe fundul acestuia în perioadele când volumul de apă din lac este scăzut, duc la obținerea unor turbidități ridicate ale apei brute.

S-a realizat o prezentare a fluxului tehnologic existent în stația de tratare a apei, a condițiilor de dozare a sulfatului de aluminiu și a hidroxidului de calciu, precum și a dozelor optime de sulfat de aluminiu aplicate.

Datorită fenomenelor naturale prezentate și a faptului că fluxul tehnologic al Stației de tratare nu are inclusă etapa de decantare a nămolului, calitatea apei obținute este necorespunzătoare la parametrul turbiditate.

În vederea stabilirii principalelor cauze care determină depășirea limitei la parametrul turbiditate în apa destinată consumului uman, s-au analizat turbiditățile obținute ale apei potabile comparativ cu turbiditățile apei brute pe parcursul a 30 de zile calendaristice, fiecare lună prezentată este reprezentativă pentru un an din perioada de studiu menționată 2004-2007.

Studiile efectuate au demonstrat că nerespectarea condițiilor optime impuse procesului de coagulare determină în perioadele menționate eficiențe scăzute de reducere a turbidității apei la valori cuprinse între 8,00-80,0%. Temperaturile scăzute ale apei brute afectează viteza de hidroliză a sulfatului de aluminiu precum și viteza de sedimentare a flocoanelor formate, datorită în principal creșterii viscozității apei. Creșterea dozei de coagulant în condițiile neasigurării condițiilor optime de amestecare care influențează direct mărimea agregatelor formate și decantarea acestora, nu conduce la îmbunătățirea procesului de coagulare-separare materii coloidale. Ca urmare concentrația aluminiului rezidual în apa tratată este uneori peste limita admisă de legislația în vigoare.

Coagularea pericinetică și ortocinetică se realizează în turnul de amestec (camera de amestec) și pe traseul parcurs de la turn la clarificatoare. Aceasta distanța este parcursă în timp de 5,00-10,0 minute, ceea ce este insuficient pentru obținerea unor condiții optime de coagulare. Sistemele coloidale formate nu sunt destabilizate în totalitate, ceea ce face imposibilă formarea flocoanelor mari stabile cinetic capabile să se depună mult mai ușor apoi în clarificatoare. Se formează în schimb flocoane mărunte care nu se depun în clarificatoare ele trec direct în stratul filtrant, făcând astfel greoaie operațiunea de spălare.

Lipsa treptei de decantare conduce în mod nedorit la o supraîncărcare a clarificatoarelor de contact, unde se rețin aproximativ 40,0% din suspensii ceea ce conduce la obținerea unui randament scăzut de filtrare.

Studiile experimentale realizate atestă faptul că pentru îmbunătățirea calității apei potabile obținută în stația de tratare se recomandă testarea de reactivi noi de coagulare: policloruri bazice de aluminiu, aluminat de sodiu, testarea diferitelor combinații din reactivii prezentați și îmbunătățirea fluxului tehnologic prin scoaterea din funcțiune a clarificatoarelor și introducerea treptei de decantare.

7. STUDII EXPERIMENTALE DE LABORATOR PRIVIND COAGULAREA APEI

7.1. Introducere

În tratarea apei, procesul de coagulare este folosit pentru a favoriza agregarea, pentru a transforma o suspensie stabilă în una instabilă. Stabilitatea particulelor coloidale din apă este dată de faptul că într-o soluție apoasă, în jurul acestora se formează pelicule cu sarcini electrice de același semn, care fac ca acestea să se respingă reciproc [1] , [2]. Prin coagulare particulele care au stat în lac luni sau ani de zile pot fi agregate într-o oră sau mai puțin. Procesul de coagulare trebuie condus astfel încât să se poată modifica și controla gradul de agregare a particulelor, în general, prin adaosul unor substanțe numite coagulanți [5].

Introducerea acestor coagulanți în apă duce la anularea respingerii dintre particulele coloidale și formarea de flocoane, care apoi sunt îndepărtate prin decantare și filtrare.

Coagularea are ca efect asociat și micșorarea concentrației de substanțe organice [12], deoarece o parte din ele sunt adsorbite la suprafața flocoanelor formate. Substanțele humice reprezintă componenta organică majoritară din apele nepoluate, acestea pot proveni din sol cât și în urma proceselor chimice și biologice de descompunere a vegetației [31].

Un bun coagulant trebuie să ducă la o limpezire eficientă a apei, să micșoreze concentrația substanțelor organice și să se regăsească în concentrație cât mai mică în apă potabilă, în condițiile respectării parametrilor optimi de lucru [157].

Datorită compoziției complexe a particularităților fiecărei surse de apă brută, precum și a variației în timp a compoziției fizico-chimice, problema tratării apei și a găsirii unui coagulant eficient pentru a apă cu o anumită compoziție nu este una simplă, fiind necesare studii sistematice atât în laborator cât și la nivel pilot industrial.

7.2. Studii privind compoziția apei brute

Din cercetările unor autori [93] rezultă că pentru ape cu o concentrație redusă a coloizilor, turbiditate și alcalinitate mică, coagularea este foarte greu de realizat în asemenea condiții.

Pentru a pune în evidență caracteristicile menționate, din lacul Strimtori-Firiza, s-a prelevat o probă de apă cu turbiditate de 10.0 UNT, din care s-a efectuat o caracterizare completă a calității acesteia. Turbiditatea menționată a fost considerată reprezentativă pentru sursa studiată deoarece predomină câteva luni pe an și este caracterizată în principal de alcalinitate mică, turbiditate mică și pH mic. Astfel putem afirma că avem în studiu o apă greu de tratat.

Scopul cercetărilor efectuate a costat în stabilirea calității apei brute privind normele de calitate pe care trebuie să le îndeplinească apele de suprafață utilizate pentru potabilizare.

7.2.1. Rezultate experimentale și discuții

Caracterizarea calității apei brute cu turbiditate de 10,0 UNT este prezentată în tabelul 7.1.

Tabelul 7.1 Caracterizarea calității apei brute cu turbiditate de 10 UNT

Nr. crt.	Indicator	Valoare determinată	NTPA-01/2002
1	pH	7.11	5.50-9.00
2	Turbiditate, UNT	10.0	-
3	Oxidabilitate, mg O ₂ /L	1.58	20.0
4	NH ₄ ⁺ , mg/L	0.46	1.00
5	NO ₃ ⁻ , mg/L	2.69	50.0
6	NO ₂ ⁻ , mg/L	<0.01	-
7	PO ₄ ³⁻ , mg/L	<0.02	0.70
8	P _t , mg/L	0.02	-
9	NTK, mg/L	2.79	-
10	SO ₄ ²⁻ , mg/L	5.53	250.
11	Na, mg/L	1,91	-
12	K, mg/L	0.61	-
13	Fe, mg/L (o/f)	0.48 / < 0.004	2.00
14	Mn, mg/L (o/f)	< 0.003 / < 0.003	0.10
15	Aluminiu, μg/L	9.00	-
16	Duritate, grade germane	1.39	-
17	Ca, mg/L	7.93	-
18	Mg, mg/L	1.20	-
19	HCO ₃ ⁻ , mg/L	30.5	-
20	Cu, μg/L	< 3.00	5.00
21	Ni, μg/L	< 4.00	5.00
22	Zn, μg/L	< 1.00	5.00
23	Pb, μg/L	< 10.0	50.0
24	Cd, μg/L	< 1.00	5.00
25	Cr _t , μg/L	< 5.00	50.0
26	Co, μg/L	< 10.0	-
27	Conductivitate, μS/cm	111	1000

Din datele prezentate în tabelul 7.1 se poate observa ca apa brută îndeplinește normele de calitate impuse apelor de suprafață pentru potabilizare [23] , [24].

Pentru efectuarea studiului experimental de laborator au fost prelevate periodic probe de apă brută din Lacul de acumulare Strimtori-Firiza, care au fost supuse procesului de coagulare. La aceste serii de probe de (AB) prelevate, li s-au determinat principalii parametri conform metodelor standardizate, rezultatele obținute sunt prezentate în tabelul 7.2

Pe baza datelor experimentale obținute și prezentate în tabelul 7.2, sunt redate grafic în figurile 7.1-7.2 variațiile de temperatură, pH, oxidabilitate și concentrația aluminiului funcție de turbiditățile corespunzătoare ale apei brute utilizate.

Tabelul 7.2 Calitatea apei brute utilizate pentru studiul de laborator

Seria	Turbiditate, UNT	Temperatura, 0C	Oxidabilitate, mg O ₂ /L	pH, unități de pH	Aluminiu, rezidual μgAl/L	Alcalinitate, mval/L
1	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	0.50
	10.0	10.1	1.73	6.80	7.00	0.50
2	20.0	9.50	2.29	6.80	12.0	0.50
3	30.0	12.0	2.68	6.70	18.0	0.50
4	45.0	12.0	2.92	6.70	21.0	0.50
5	62.0	14.0	3.31	6.60	33.0	0.50
6	90.0	15.1	3.50	6.50	25.0	0.50
7	108	15.5	4.20	6.50	31.0	0.50
8	140	16.0	3.50	6.50	35.0	0.45
9	170	16.8	3.75	6.50	45.0	0.45
10	200	17.0	3.95	6.50	85.0	0.45

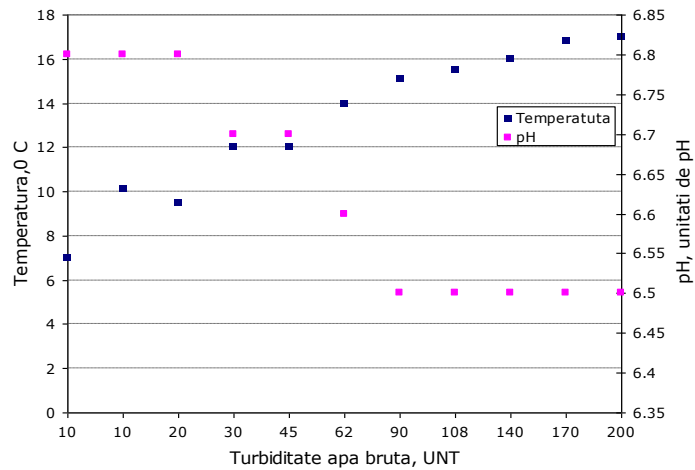


Fig. 7.1 Evoluția temperaturii și pH-ului funcție de turbiditatea apei brute

În figura 7.1 se poate observa că temperatura apei studiate este cuprinsă între 7.00-17.0 0C, comparativ cu pH-ul apei care variază între 6.50-6.80, unități de pH pe un domeniu de turbiditate cuprins între 10.0- 200 UNT [124].

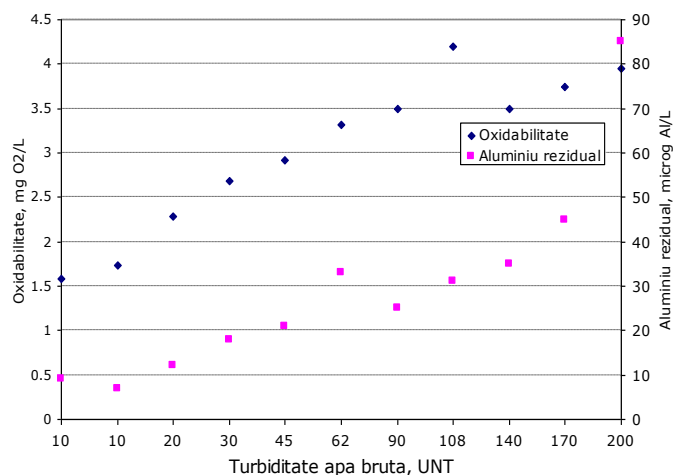


Fig. 7.2 Evoluția oxidabilității și concentrației de aluminiu funcție de turbiditatea apei brute

În figura 7.2 se poate observa că oxidabilitatea apei studiate are valori cuprinse între 1,58–4,20 mg O₂/L comparativ cu concentrația aluminiului rezidual care variază între 9,00–85,0 μgAl/L pe un domeniu de turbiditate cuprins între 10,0–200 UNT.

Se poate remarca din datele prezentate în tabelul 7.2, valorile scăzute ale alcalinității și faptul că oxidabilitatea nu depășește în sursa inițială valoarea limită admisă pentru apa destinată consumului uman (CMA < 5,00 mg O₂/L), ca urmare apa brută corespunde normelor în vigoare și poate fi utilizată pentru oținerea apei potabile [103].

7.3. Evoluția procesului de coagulare utilizând sulfat de aluminiu comparativ cu policlorură bazică de aluminiu

Studiile experimentale efectuate în laborator s-au desfășurat pe o perioadă de doi ani de zile având ca obiectiv principal determinarea dozelor și condițiilor optime de coagulare pentru sulfat de aluminiu și policlorură bazică de aluminiu, utilizând apă brută cu turbiditate cuprinsă între 10,0 UNT și 200 UNT.

Pentru obținerea pH-ului optim de coagulare s-a utilizat ca reactiv de corecție pH, hidroxidul de calciu [104].

7.3.1. Mod de lucru

Determinarea condițiilor optime de coagulare s-a efectuat prin metoda „Jar-test 2”. După 30 de minute de sedimentare, din supernatant s-au prelevat probe de apă tratată și s-au determinat următorii parametri: turbiditate, oxidabilitate, alcalinitate, pH și aluminiu rezidual. În funcție de valorile admise de lege ale parametrilor menționați, s-au stabilit dozele optime de coagulare pentru sulfat de aluminiu și policlorură bazică de aluminiu.

7.3.2. Evoluția procesului de coagulare utilizând sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu

Pentru determinările experimentale efectuate în laborator, s-a utilizat un sulfat de aluminiu cu un conținut de 8.1% Al. pH-ului optim de coagulare este 7.

7.3.2.1. Rezultate experimentale și discuții

În tabelul 7.3 sunt prezentate rezultatele experimentale privind determinarea dozelor de SA (mg Al/L) prin metoda „Jar-test 2”, pentru probe de apă brută cu turbidități cuprinse între 10.0-200 UNT.

Tabelul 7.3. Rezultatele Jar-test privind determinarea dozelor optime de aluminiu utilizând diferite doze de sulfat de aluminiu (SA)

Caracteristici apă brută (AB)					SA	Caracteristici apă tratată (AP)				
Seria	Turbiditate, UNT	Temperatura, OC	Oxidabilitate, mg/L O ₂	pH, unități de pH	Aluminiu, rezidual, μg/L	Doza de SA, mg Al/L	Turbiditate, UNT	Oxidabilitate, mg/L O ₂	pH, unități de pH	Aluminiu rezidual, μg/L
1	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	0.00	10.0	1.58	7.00	9.00
					9.00	0.63	11.0	1.58	7.00	354
					9.00	1.26	2.00	1.50	7.00	210
					9.00	1.89	1.00	1.30	7.00	229
					9.00	2.52	1.00	1.30	7.00	250
	10.0	10.1	1.73	6.80	7.00	0.00	10.0	1.73	7.00	10.0
					7.00	0.63	7.50	1.58	7.00	189
					7.00	1.26	4.50	1.58	7.00	80.0
					7.00	1.89	1.00	1.30	7.00	105
					7.00	2.52	1.00	1.30	7.00	189
2	20.0	9.50	2.29	6.80	12.0	0.00	20.0	2.29	6.80	12.0
					12.0	0.78	11.6	2.00	7.00	225
					12.0	1.42	4.80	1.80	7.10	150
					12.0	1.89	2.50	1.50	7.00	149
					12.0	2.05	1.00	1.40	7.00	165
					12.0	2.40	1.30	1.40	6.90	182
3	30.0	12.0	2.50	6.75	18.0	0.00	26.0	2.50	7.20	18.0
					18.0	1.26	6.00	1.90	7.00	159
					18.0	1.89	1.08	1.40	7.00	170
					18.0	2.52	4.50	1.80	7.00	180
					18.0	3.16	1.38	1.58	7.00	190

7.3. Evoluția procesului de coagulare ... | 89

Caracteristici apă brută (AB)					SA	Caracteristici apă tratată (AP)				
Seria	Turbiditate, UNT	Temperatura, OC	Oxidabilitate, mg/L O ₂	pH, unități de pH	Aluminiu, rezidual, μg/L	Doza de SA, mg Al/L	Turbiditate, UNT	Oxidabilitate, mg/L O ₂	pH, unități de pH	Aluminiu rezidual, μg/L
4	45.0	12.0	2.92	6.70	21.0	0.00	40.0	2.92	6.70	21.0
					21.0	1.26	28.0	2.60	6.90	350
					21.0	1.89	9.00	2.40	7.00	250
					21.0	2.52	5.00	1.80	7.00	154
					21.0	3.16	3.00	1.73	7.00	190
5	62.0	14.0	3.31	6.60	33.0	0.00	54.0	3.10	6.60	29.0
					33.0	1.26	35.0	3.00	7.00	480
					33.0	1.89	14.0	2.30	7.10	250
					33.0	2.52	6.30	1.80	6.90	185
					33.0	3.16	4.60	1.50	6.90	175
6	90.0	15.1	3.50	6.50	25.0	0.00	78.0	4.70	7.00	24.0
					25.0	2.5	20.0	2.80	6.80	280
					25.0	3.15	14.0	2.50	7.00	215
					25.0	3.78	6.50	2.20	7.10	98.0
					25.0	4.00	4.80	2.20	7.00	31.0
7	108	15.5	4.20	6.50	31.0	0.00	95.0	4.20	6.50	31.0
					31.0	3.78	53.0	3.50	7.00	300
					31.0	4.00	6.50	3.00	7.00	210
					31.0	4.73	3.50	2.40	7.00	140
					31.0	5.52	2.00	2.00	7.00	175
8	140	16.0	3.50	6.50	35.0	0.00	130	3.50	6.50	35.0
					35.0	3.78	40.0	3.20	7.20	250
					35.0	4.48	3.00	2.20	6.90	170
					35.0	5.52	2.00	2.20	6.90	190
					35.0	6.30	1.80	2.10	6.90	275
9	170	16.8	3.75	6.50	45.0	0.00	150	3.75	6.50	45.0
					45.0	4.73	5.80	2.80	7.20	230
					45.0	5.50	3.00	2.30	6.90	180
					45.0	6.30	2.40	2.00	6.90	150
10	200	17.0	3.95	6.50	85.0	0.00	170	4.55	6.50	85.0
					85.0	1.57	107	2.84	7.10	380
					85.0	3.15	103	2.68	7.10	375
					85.0	4.73	7.00	1.80	7.00	177
					85.0	6.3	4.20	1.18	7.00	111
					85.0	7.89	2.30	1.18	6.90	175

Pe baza datelor experimentale obținute și prezentate în tabelul 7.3 [110], [111] sunt redată grafic în figurile 7.3-7.11 variațiile turbidității, concentrației de aluminiu rezidual apei tratate funcție de dozele de aluminiu adăugate.

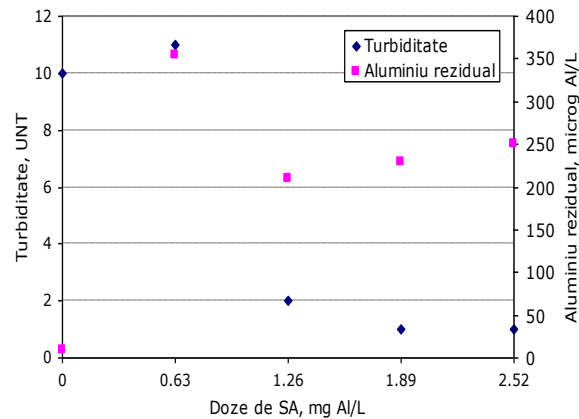


Fig. 7.3 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrația aluminiului rezidual funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB} = 10.0$ UNT, $t < 10^{\circ}\text{C}$)

În figura 7.3 se poate observa că, la doze de SA cuprinse între (1.26-2.52) mgAl/L, turbiditățile remanente sunt cuprinse între (1.00-2.00) UNT, comparativ cu concentrațiile aluminiului rezidual cuprinse între (210-250) $\mu\text{gAl/L}$. De asemenea se remarcă faptul că temperatura scăzută a apei brute influențează negativ procesul de coagulare fapt demonstrat și practic în acest caz, deoarece la turbiditățile menționate, concentrațiile aluminiului rezidual sunt peste limită.

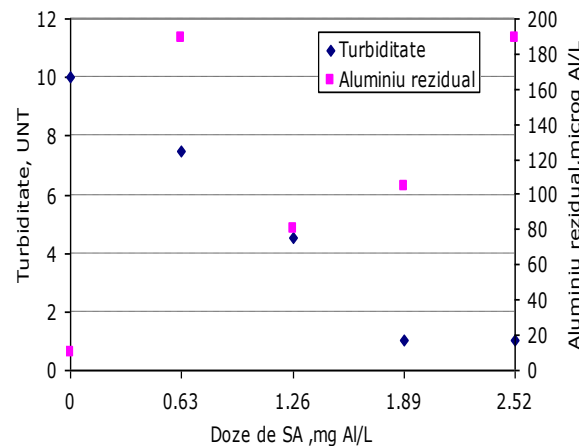


Fig. 7.4 Profil jar-test privind variația turbidității și a concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB} = 10.0$ UNT, $t > 10^{\circ}\text{C}$)

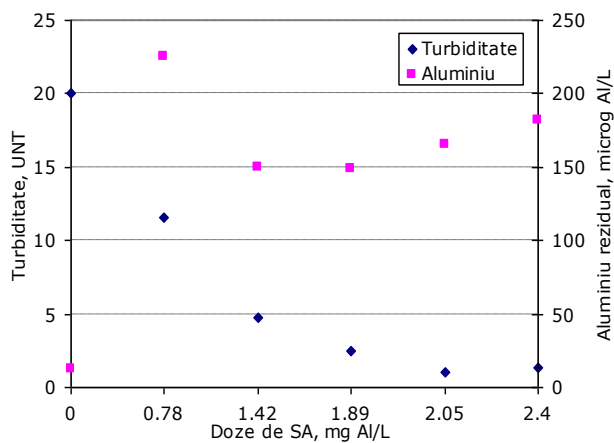


Fig. 7.5 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB} = 20.0$ UNT)

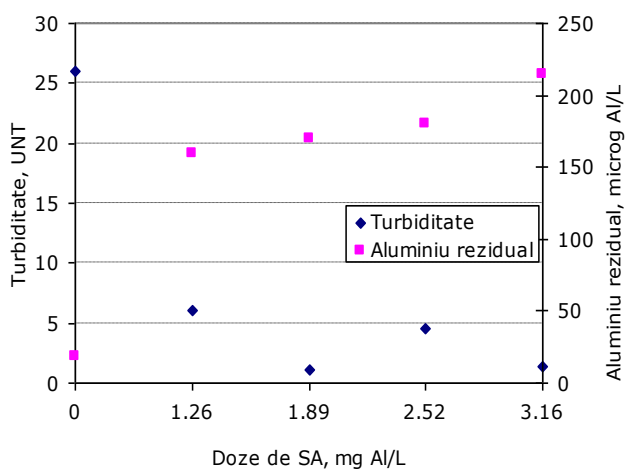


Fig. 7.6 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apă tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB} = 30.0$ UNT)

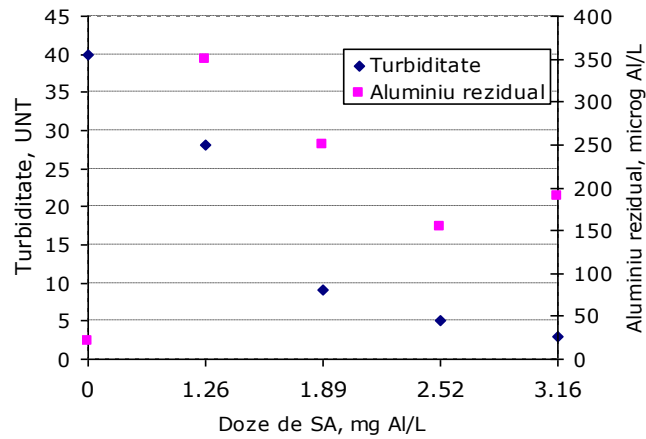


Fig. 7.7 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB}= 45.0$ UNT)

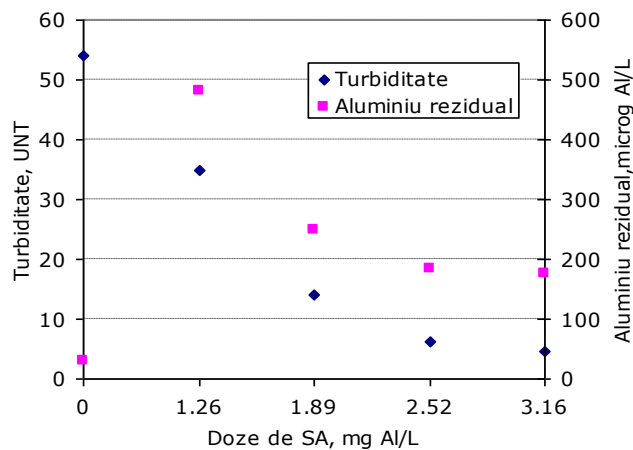


Fig. 7.8 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB}= 62.0$ UNT)

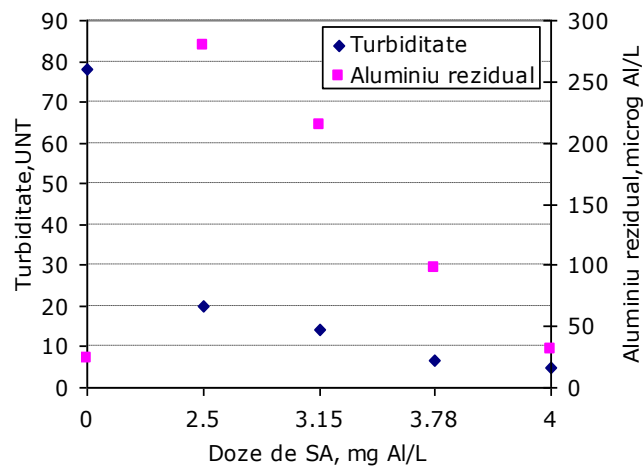


Fig. 7.9 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB}= 90.0$ UNT)

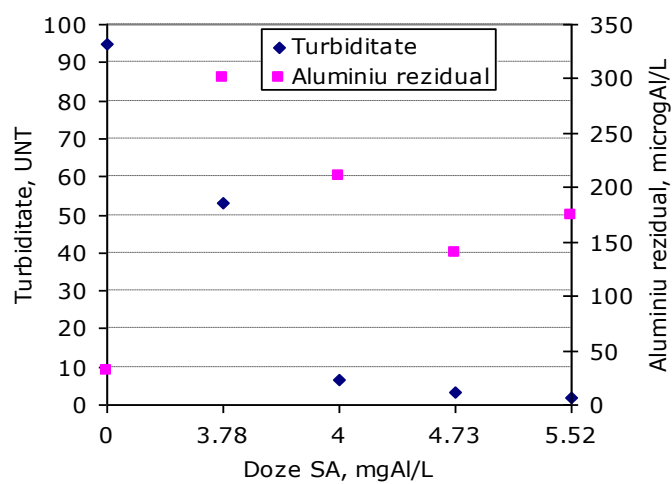


Fig. 7.10 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB}=108$ UNT)

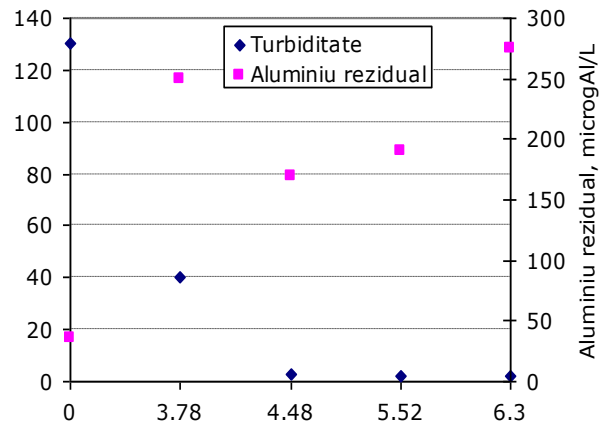


Fig. 7.11 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB}=140$ UNT)

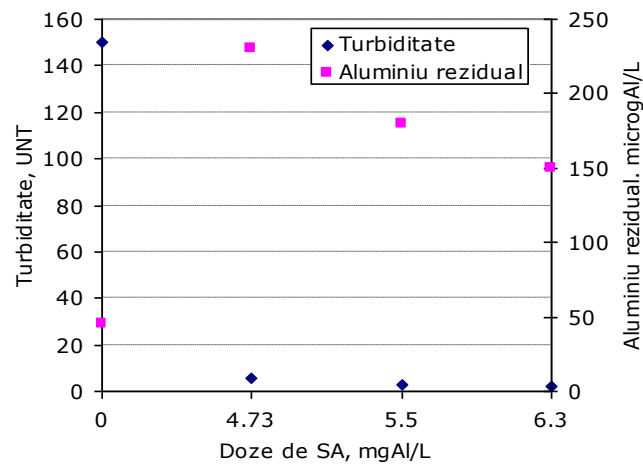


Fig. 7.12 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB}=170$ UNT)

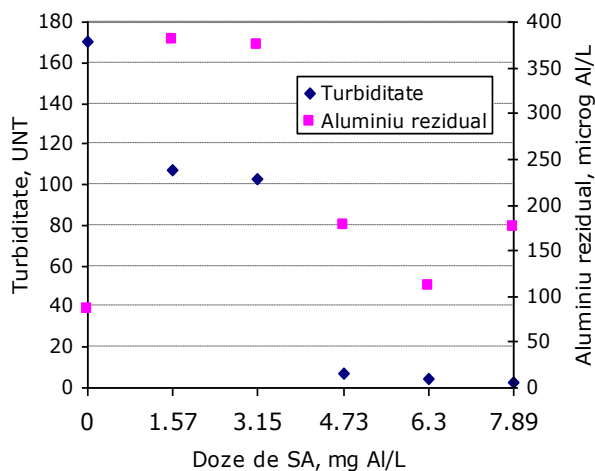


Fig. 7.13 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiu ($T_{AB} = 200$ UNT)

Analiza comparativă

Din analiza rezultatelor prezentate în figurile 7.3-7.13, rezultă că pentru turbiditățile studiate, domeniul dozelor de sulfat de aluminiu corespunzătoare unor turbidități mai mici de 5.00 UNT, este cuprins între (1,26-7,89) mgAl/L. Valorile concentrațiilor aluminului rezidual corespunzătoare domeniului de doze stabilit pentru SA, sunt cuprinse între 31.0-215 μ gAl/L [113].

Se semnaleză depășirea concentrației maxime admise de aluminiu în apa tratată ($CMA < 200$ μ g/L) pentru turbiditate a apei brute brută de 10.0 UNT (fig 7.3)

De asemenea se poate observa că în cazul apelor cu turbiditate ridicată (90.0 UNT) s-au obținut valori mai mici ale concentrației de aluminiu rezidual în apa tratată, acest fenomen se datorează probabil prezenței particulelor de argilă (compuși ai siliciului cu structură macromoleculară) care favorizează formarea flocculelor [114].

Din rezultatele experimentale efectuate s-a stabilit că, în cazul utilizării sulfatului de aluminiu și hidroxidului de calciu pentru turbidități ale apei brute cuprinse între 10.0 și 200 UNT procesul de tratare este optim în condițiile asigurării unei alcalinități de 0.50 mg/L și un pH optim de coagulare de 7.00, rezultând astfel apă tratată cu pH-uri cuprinse între 6.90-7.20, unități de pH.

7.3.3. Evoluția procesului de coagulare utilizând policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu

Policlorura bazică de aluminiu - cu formula chimică $Al_n(OH)_m(Cl)_{3n-m}$ este un reactiv de coagulare parțial hidrolizat, bazat pe clorură de aluminiu [79]. Este un produs acid sub formă lichidă (densitate=1.27 kg/dm³ și cu un conținut de 10% Al se poate doza în instalație în soluție diluată sau concentrată. Produsul comercial utilizat a fost denumit PAC.

7.3.3.1. Rezultate experimentale și discuții

În tabelul 7.4 sunt prezentate rezultatele experimentale privind determinarea dozelor de PAC (mg Al/L) prin metoda jar-test, pentru turbidități ale apei cuprinse între 10.0-200 UNT [115] , [116].

Tabelul 7.4 Rezultate Jar-test privind determinarea dozelor optime de aluminiu utilizând diferite doze de (PAC)

Nr. probei	Caracteristici apă brută					PAC	Caracteristici apă tratată				
	Turbiditate, UNT	Temperatura, 0C	Oxidabilitate, mg/L O ₂	pH, unități de pH	Aluminiu, rezidual, μg/L	Doza de PAC, mg Al/L	Turbiditate, UNT	Oxidabilitate, mg/L O ₂	pH, unități de pH	Aluminiu rezidual, μg/L	
1	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	0.00	10.0	1.58	6.80	9.00	
	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	0.63	8.90	1.42	6.80	189	
	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	1.26	5.60	1.42	6.80	213	
	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	1.89	5.90	1.42	6.80	200	
	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	2.52	7.00	1.42	6.80	185	
	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	0.00	10.0	1.58	7.20	9.00	
	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	0.63	1.90	1.18	7.20	100	
	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	1.26	2.30	1.18	7.20	120	
	10.0	7.00	1.58	6.80	9.00	1.89	1.97	1.01	7.20	121	
	10.0	10.1	1.73	6.80	7.00	0.00	10.0	1.73	7.20	7.00	
	10.0	10.1	1.73	6.80	7.00	0.50	5.50	1.60	7.20	200	
	10.0	10.1	1.73	6.80	7.00	1.10	1.90	1.18	7.20	117	
	10.0	10.1	1.73	6.80	7.00	1.50	2.01	1.18	7.20	159	
2	20.0	9.50	2.29	6.80	12.0	0.00	20.0	2.29	7.20	14.0	
	20.0	9.50	2.29	6.80	12.0	1.10	14.0	1.89	7.20	210	
	20.0	9.50	2.29	6.80	12.0	1.50	3.90	1.58	7.20	98.0	
	20.0	9.50	2.29	6.80	12.0	1.80	3.70	1.58	7.20	85.0	
	20.0	9.50	2.29	6.80	12.0	2.10	3.50	1.58	7.20	100	
	20.0	9.50	2.29	6.80	12.0	2.40	2.50	1.26	7.20	215	
3	30.0	12.0	2.68	6.75	18.0	0.00	26.0	2.68	7.30	18.0	
	30.0	12.0	2.68	6.75	18.0	1.26	3.15	1.89	7.30	52.0	
	30.0	12.0	2.68	6.75	18.0	1.89	2.03	2.2	7.30	144	
	30.0	12.0	2.68	6.75	18.0	2.52	7.65	2.13	7.30	254	
	30.0	12.0	2.68	6.75	18.0	3.16	5.80	2.05	7.30	320	
4	45.0	12.0	2.92	6.70	21.0	0.00	45.0	2.92	7.40	21.0	
	45.0	12.0	2.92	6.70	21.0	1.26	18.0	2.13	7.40	189	
	45.0	12.0	2.92	6.70	21.0	1.89	3.50	1.81	7.40	70.0	
	45.0	12.0	2.92	6.70	21.0	2.52	2.90	1.81	7.40	289	
	45.0	12.0	2.92	6.70	21.0	3.16	5.10	1.97	7.40	315	

7.3. Evoluția procesului de coagulare ... |97

Nr. probei	Caracteristici apă brută					PAC	Caracteristici apă tratată				
	Turbiditate, UNT	Temperatura, 0C	Oxidabilitate, mg/L O2	pH, unități de pH	Aluminiu, rezidual, µg/L	Doza de PAC, mg Al/L	Turbiditate, UNT	Oxidabilitate, mg/L O2	pH, unități de pH	Aluminiu rezidual, µg/L	
5	62.0	14.0	3.31	6.60	33.0	0.00	58.0	3.31	7.40	33.0	
	62.0	14.0	3.31	6.60	33.0	1.26	25.0	2.84	7.40	212	
	62.0	14.0	3.31	6.60	33.0	1.89	4.20	2.37	7.40	154	
	62.0	14.0	3.31	6.60	33.0	2.52	3.40	2.21	7.40	200	
	62.0	14.0	3.31	6.60	33.0	3.16	4.50	2.21	7.40	359	
	90.0	15.1	3.50	6.50	25.0	0.00	78.0	4.20	7.40	25.0	
6	90.0	15.1	3.50	6.50	25.0	1.50	16.0	2.10	7.40	220	
	90.0	15.1	3.50	6.50	25.0	1.80	10.0	2.00	7.40	184	
	90.0	15.1	3.50	6.50	25.0	2.10	4.80	1.80	7.40	98.0	
	90.0	15.1	3.50	6.50	25.0	2.40	4.10	1.80	7.40	121	
7	108	15.5	4.20	6.50	31.0	0.00	82.0	4.20	7.40	31.0	
	108	15.5	4.20	6.50	31.0	1.80	15.0	3.80	7.40	215	
	108	15.5	4.20	6.50	31.0	2.20	3.90	2.31	7.40	120	
	108	15.5	4.20	6.50	31.0	2.40	4.50	2.31	7.40	115	
	108	15.5	4.20	6.50	31.0	2.60	7.10	2.21	7.40	235	
8	140	16.0	3.5	6.50	35.0	0.00	124	3.5	7.40	35.0	
	140	16.0	3.5	6.50	35.0	1.80	8.90	2.21	7.40	125	
	140	16.0	3.5	6.50	35.0	2.20	4.90	1.58	7.40	165	
	140	16.0	3.5	6.50	35.0	2.40	4.50	1.58	7.40	180	
	140	16.0	3.5	6.50	35.0	2.60	5.90	1.65	7.40	195	
	140	16.0	3.5	6.50	35.0	2.80	8.60	1.65	7.40	250	
9	170	16.8	3.75	6.50	45.0	0.00	140	3.75	7.40	45.0	
	170	16.8	3.75	6.50	45.0	1.80	15.0	3.00	7.40	204	
	170	16.8	3.75	6.50	45.0	2.20	8.90	2.56	7.40	185	
	170	16.8	3.75	6.50	45.0	2.40	4.90	2.31	7.40	165	
	170	16.8	3.75	6.50	45.0	2.60	5.00	2.31	7.40	185	
	170	16.8	3.75	6.50	45.0	2.80	5.60	2.31	7.40	218	
10	200	17.0	3.95	6.50	85.0	0.00	180	4.55	7.40	85.0	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	1.57	8.00	2.05	7.40	100	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	1.80	6.00	1.90	7.40	135	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	2.20	5.00	1.90	7.40	165	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	2.60	5.50	1.90	7.40	189	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	0.00	170	4.55	6.50	85.0	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	1.57	8.30	2.50	6.45	100	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	3.15	47.0	3.95	6.45	250	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	4.73	140	4.25	5.50	355	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	6.31	200	4.55	5.00	-	
	200	17.0	3.95	6.50	85.0	7.89	201	4.55	5.00	-	

Pe baza datelor experimentale obținute și prezentate în tabelul 7.4 sunt redate grafic în figurile 7.14-7.26, variațiile turbidității, concentrației de aluminiu rezidual și oxidabilitatea apei tratate funcție de dozele de aluminiu adăugate.

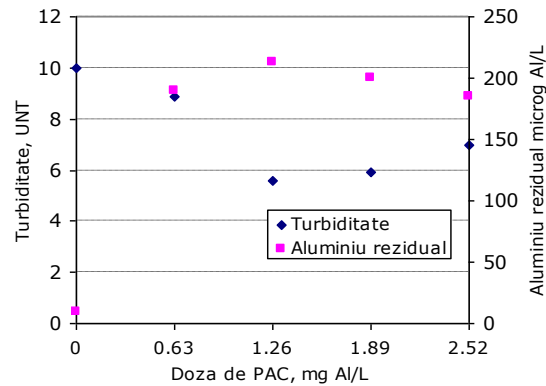


Fig. 7.14 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB} = 10.0 \text{ UNT}$, $t > 10.0 \text{ }^\circ\text{C}$, apa tratată fără reactiv de alcalinizare)

În figura 7.14 pentru turbiditatea de 10.0 UNT ($t > 10.0 \text{ }^\circ\text{C}$) a apei brute tratată cu PAC fără reactiv de alcaliniare, la doze de PAC cuprinse între $(0.63-2.52) \text{ mg Al/L}$ turbiditățile remanente sunt cuprinse între $(5.60-8.90) \text{ UNT}$, concentrațiile aluminului rezidual cuprinse între $(189-213) \text{ } \mu\text{g Al/L}$. De asemenea se poate remarca faptul că turbiditățile remanente depășesc turbiditatea optimă de 5.00 UNT după decantare la toate probele analizate. Acest fenomen se datorează faptului că flocculele formate sunt foarte ușoare, nu se decantează decât parțial, restul rămânând în suspensie. Ca urmare din rezultatele obținute în acest caz se poate remarca faptul că tratarea apei numai cu reactivul PAC nu prezintă eficiență. Astfel pentru eficiența procesului de coagulare se recomandă utilizarea PAC-ului în combinație cu hidroxidul de calciu [115], [116].

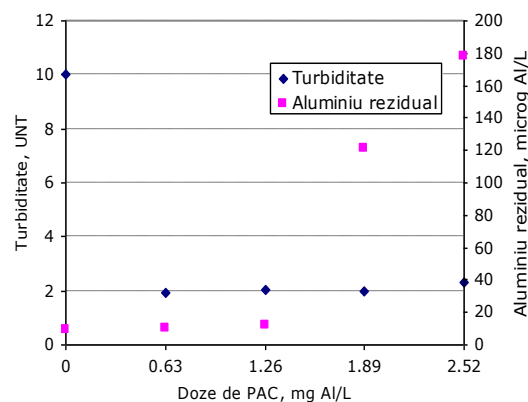


Fig. 7.15 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB} = 10.0 \text{ UNT}$, $t < 10.0 \text{ }^\circ\text{C}$)

În figura 7.15 se observa că pentru turbiditate de 10.0 UNT ($t < 10.0^{\circ}\text{C}$) a apei brute, tratată cu PAC și hidroxid de calciu, la doze de PAC cuprinse între (0.63-2.52) mgAl/L turbiditățile remanente sunt cuprinse între (1.90-2.30) UNT, concentrațiile aluminului rezidual cuprinse între (100-121) $\mu\text{gAl/L}$. Se remarcă eficiența adaosului de hidroxid de calciu în procesul de tratare a apei.

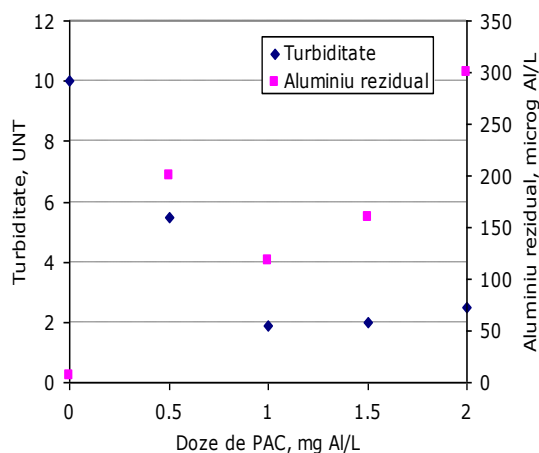


Fig. 7.16 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB} = 10.0$ UNT, $t > 10.0^{\circ}\text{C}$)

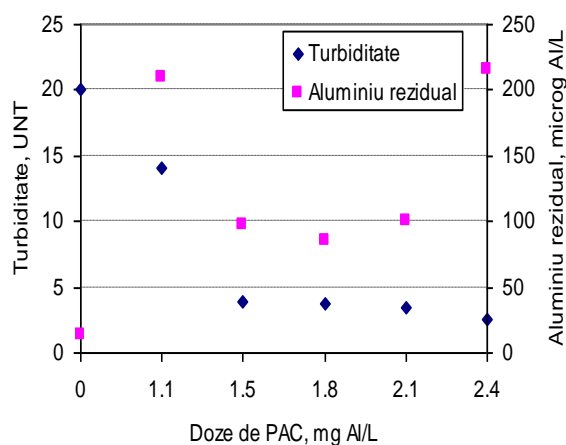


Fig. 7.17 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB} = 20.0$ UNT)

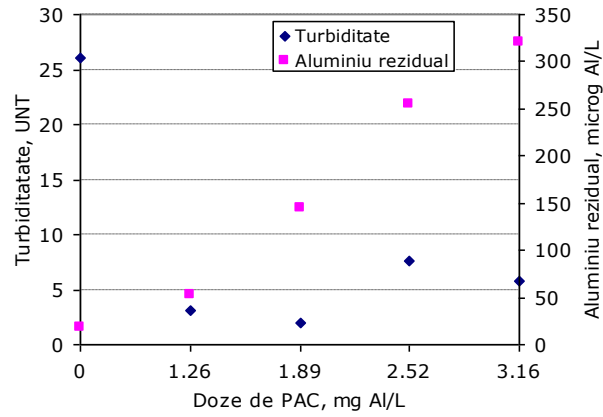


Fig. 7.18 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB} = 30.0$ UNT)

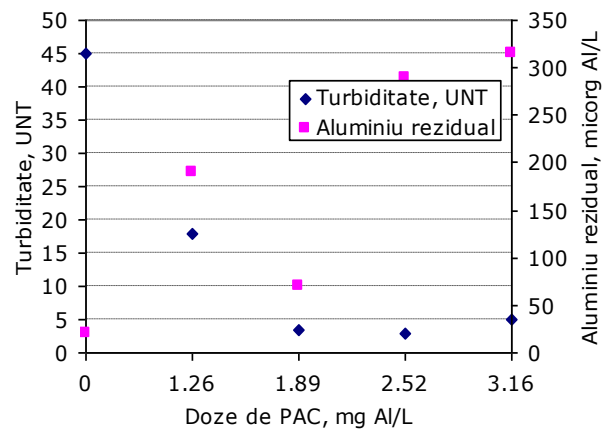


Fig. 7.19 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB} = 45.0$ UNT)

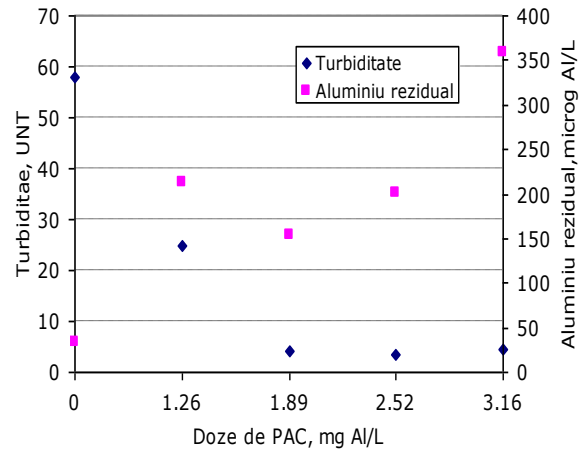


Fig. 7.20 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB}=62.0$ UNT)

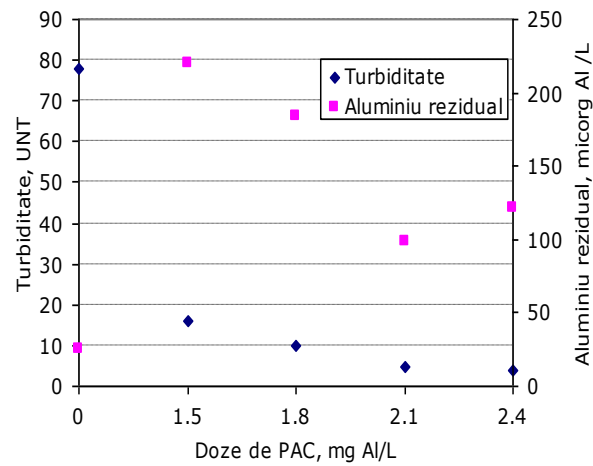


Fig. 7.21 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB}= 90.0$ UNT)

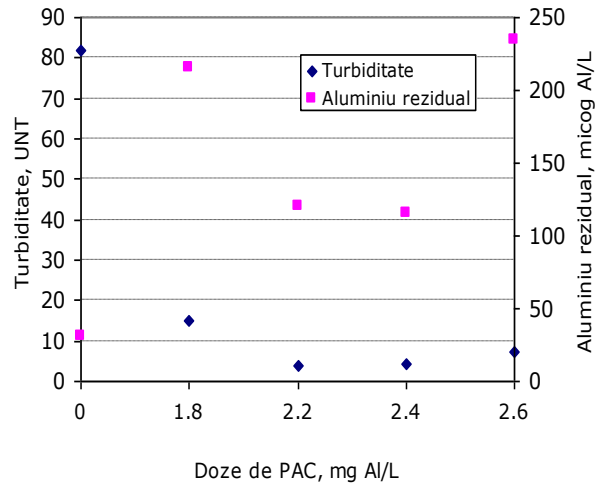


Fig. 7.22 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB}=104$ UNT)

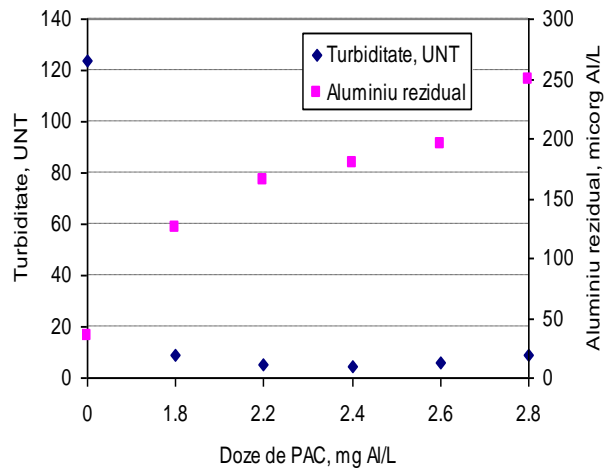


Fig. 7.23 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de sulfat de aluminiiu ($T_{AB}=140$ UNT)

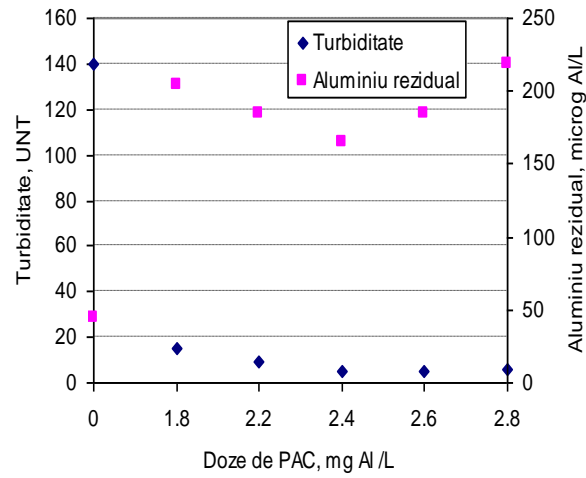


Fig. 7.24 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB}=170$ UNT)

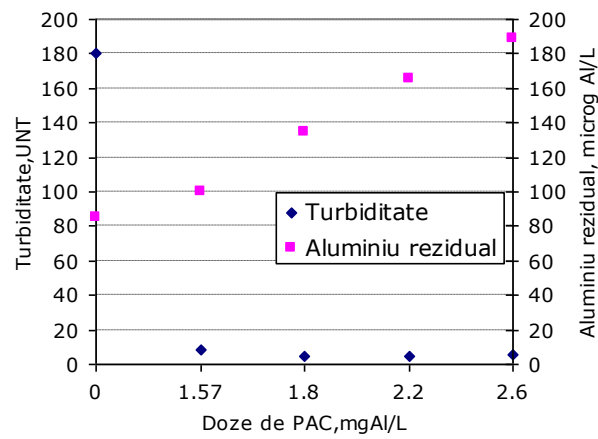


Fig. 7.25 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB}=200$ UNT)

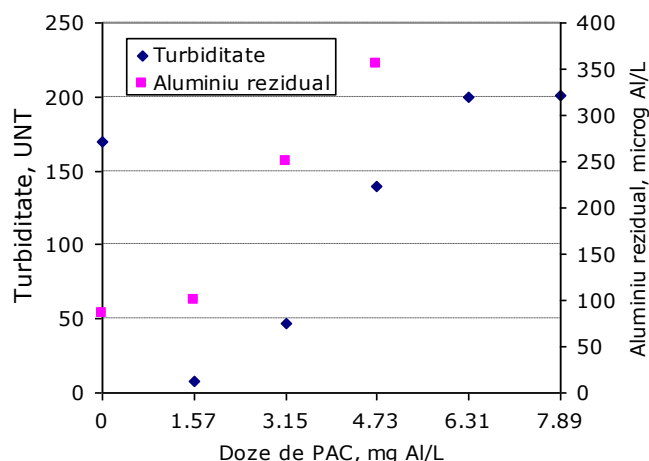


Fig. 7.26 Profil jar-test privind variația turbidității și concentrației aluminiului rezidual din apa tratată funcție de doza de PAC ($T_{AB} = 200$ UNT)

În figura 7.26 se poate observa că pentru turbiditate de 200 UNT a apei brute, tratată cu PAC fără hidroxid de calciu, la doze de PAC cuprinse între (1.57-7.89) mgAl/L turbiditățile remanente sunt cuprinse între (8.30-201) UNT. De asemenea rezultă că la doza de 1.57 mgAl/L turbiditatea remanentă este 8.70 UNT, în timp ce la doze mai mari de aluminiu crește semnificativ până la aproximativ 200 UNT. Acest fenomen se datorează probabil faptului că particulele coagulate se reîncarcă cu sarcini electrice de același semn cu cele ale ionilor coagulanți datorită excesului de coagulant.

În acest caz, conform tabelului 7.4 apa tratată are un pH cuprins între 5.00-6.50 unități de pH. Scăderea pH-ului se datorează faptului că prin procesul de coagulare se consumă din alcalinitatea apei brute. Pentru eficiența procesului de coagulare, s-a demonstrat și experimental necesitatea adăosului de hidroxid de calciu cu scopul de-a mări alcalinitatea apei brute [102] , [103].

Din analiza rezultatelor prezentate în figurile 7.14-7.26, rezultă că pentru turbiditățile studiate, domeniul dozelor de PAC corespunzătoare unor turbidități mai mici de 5.00 UNT, este cuprins între (0.63-2.60) mgAl/L. Valorile concentrațiilor aluminiului rezidual corespunzătoare domeniului de doze stabilit pentru PAC, sunt cuprinse între (100-200) μ gAl/L.

Din rezultatele experimentale efectuate s-a stabilit că, în cazul utilizării policlorurii bazice de aluminiu și hidroxidului de calciu pentru turbidități ale apei brute 10.0 și 200 UNT procesul de tratare este optim în condițiile asigurării unei alcalinități de 0.60-0.80 mg/L și un pH optim de coagulare de 7.20-7.40, rezultând astfel apă tratată cu pH-uri cuprinse între 7.20-7.40, unități de pH. Se poate remarca faptul că dozele de policlorură bazică de aluminiu sunt de aproximativ 3 ori mai mici decât dozele de sulfat de aluminiu [117].

7.4. Stabilirea dozelor optime pentru sulfat de aluminiu comparativ cu policlorură bazică de aluminiu utilizate în procesul de tratare a apei

Capacitatea reactivilor de a destabiliza coloizii asigură posibilitatea de limpezire a apelor cu suspensii foarte fine și reducerea culorii de natură coloidală [118]. Toți cercetătorii sunt unanimi în a aprecia că formarea flocoanelor prin amestec și reacție reprezintă una dintre cele mai importante trepte în procesul de tratare.

Conducerea operațiilor de reacție este extrem de importantă deoarece pe treptele următoare ale procesului de tratare nu se mai poate interveni pentru corectarea eventualelor greșeli. Astfel se impune o atenție deosebită asupra factorilor care influențează în cea mai mare măsură procesul de reacție cu ar fi: doza de coagulant, sisteme de amestec și agitare, realizarea condițiilor hidrodinamice optime și amestec rapid între apă și reactivi.

Doza optimă de coagulant nu poate fi evaluată numai pe baza analizei apei, ea trebuie stabilită pe baza unor cercetări experimentale.

În cazul apei studiate cercetările experimentale au avut ca scop obținerea următoarelor date:

- alegerea reactivului de coagulare floclare corespunzător pentru îndepărtarea impurităților din apă;
- determinarea dozei optime de coagulare, ca fiind cea mai mică doză pentru care se obține eficiența necesară și limitele de variație a acestei doze funcție de caracteristicile apei tratate;
- determinarea limitelor de pH și a pH-ului optim de coagulare;
- determinarea timpului și gradului de agitare optim pentru coagulare-floculare.

Scopul studiilor efectuate experimental, au urmărit evoluția procesului de coagulare utilizând comparativ cei doi reactivi de coagulare în combinație cu hidroxid de calciu. Rezultatele experimentale efectuate în laborator pentru turbidități ale apei brute cuprinse între 10,0-200 UNT, privind stabilirea domeniilor dozelor de coagulant corespunzătoare eficienței dorite sunt prezentate în tabele 7.3-7.4.

Ca urmare doza optimă de coagulare (DO) s-a determinat din reprezentările grafice, ca fiind cea mai mică doză de aluminiu obținută din fiecare profil jar-test, pentru care turbiditatea apei tratate este sub 5,00 UNT după decantare.



Fig. 7.27 Imagine a procesului de coagulare prin metoda Jar-test utilizând SA



Fig. 7.28 Imagine a procesului de coagulare prin metoda Jar-test utilizând PAC

În tabelul 7.5. sunt prezentate dozele optime de aluminiu utilizând în procesul de coagulare a apei, sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu.

Tabelul 7.5 Dozele optime de sulfat de aluminiu stabilite experimental

Caracteristici apa tratată- domenii stabilite				SA	Caracteristici apă tratată obținută la doza optimă			
Turbiditate, UNT	Domeniu dozelor, mgAl/L	Domeniu de turbiditate, UNT	Domeniu de aluminiu rezidual, $\mu\text{gAl/L}$	Doza optimă, mgAl/L	Turbiditate, UNT	Oxidabilitate, mg O ₂ /L	pH, unități de pH	Aluminiu rezidual, $\mu\text{gAl/L}$
10.0, t<10°C	1.26-2.52	1.00-2.00	210-250	1.26	2.00	1.50	7.00	210
10.0, t>10°C	1.26-2.52	1.40-5.10	80.0-189	1.26	4.50	1.58	7.00	80.0
20.0	1.42-2.4	1.30-4.80	150-182	1.89	2.50	1.50	7.00	150
30.0	1.89-3.16	1.00-4.00	170-215	2.05	4.90	1.80	7.00	190
45.0	2,52-3,16	3.00-5.00	154-190	2,52	5.00	1.80	7.00	154
62.0	2.52-3.16	4.60-6.30	175-185	3.16	4.60	1.50	6.92	175
90.0	3.74-4.00	4.80-6.50	31.0-98.0	4.00	4.80	2.20	7.05	31.0
108	3.78-4.00	2.00-3.50	140-175	4.73	3.50	2.40	7.00	140
140	4.48-5.52	2.00-3.00	170-190	4.48	3.00	2.20	6.90	170
170	5.50-6.30	2.30-2.80	150-180	5.50	3.00	2.30	6.90	180
200	4.73-7.89	2.30-7.00	175-177	6.30	4.20	1.80	7.00	111

În tabelul 7.6 sunt prezentate dozele optime de aluminiu, utilizând în procesul de tratare a apei policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu.

Tabelul 7.6 Dozele optime de policlorură bazică de aluminiu stabilite experimental

Caracteristici apă tratată -domenii stabilite				PAC	Caracteristici apă tratată obținută la doză optimă			
Turbiditate, UNT	Domeniu dozelor, mgAl/L	Domeniu de turbiditate, UNT	Domeniu de aluminiu rezidual, $\mu\text{gAl/L}$.	Doza optimă, mgAl/L	Turbiditate, UNT	Oxidabilitate, mg O_2/L	pH, unități de pH	Aluminiu rezidual, $\mu\text{gAl/L}$
10.0, $t < 10.0^\circ\text{C}$	0.63-2.52	1.90-2.30	100-121	1.26	2.3	1.18	7.20	120
10.0, $t > 10.0^\circ\text{C}$	1.10-1.50	1.90-2.00	117-159	1.10	1.90	1.18	7.20	117
20.0	1.50-2.10	3.50-3.90	98.0-100	1.50	3.90	1.58	7.20	98.0
30.0	1.26-1.89	2.00-3.10	52.0-144	1.89	2.03	2.20	7.30	144
45.0	1.89-2.52	2.90-3.50	70.0-289	1.89	3.50	1.81	7.40	70.0
62.0	1.89-2.52	3.40-4.20	154-200	2.00	2.00	2.21	7.40	154
90.0	2.10-2.60	4.10-4.80	98.0-121	2.10	4.80	1.80	7.40	98.0
108	2.20-2.40	3.90-4.50	115-120	2.20	3.90	2.31	7.40	12.0
140	2.20-2.60	4.90-5.90	165-185	2.20	4.90	1.58	7.40	165
170	2.40-2.60	4.90-5.00	165-185	2.20	8.90	2.56	7.40	185
200	2.20-2.60	5.00-5.05	165-185	2.20	5.00	1.90	7.40	165

Pe baza datelor experimentale obținute și prezentate în tabelele 7.5, 7.6 sunt redată grafic în figura 7.29 dozele optime de aluminiu stabilite experimental în laborator pentru sulfat de aluminiu(SA) comparativ cu policlorură cu bazică de aluminiu (PAC) pentru turbidități ale apei brute de 10.0-200 UNT.

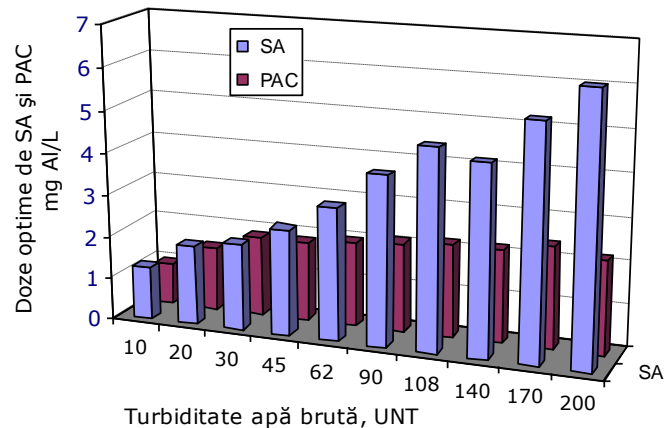


Fig. 7.29 Variația dozelor optime de aluminiu pentru SA și PAC funcție de turbiditatea apei

Analizând datele prezentate în figura 7.29 rezultă că dozele optime de sulfat de aluminiu (SA) cuprinse între 1.26-6.30 mg Al/L sunt mai mari decât cele stabilite pentru policlorură bazică de aluminiu (PAC) care au valori cuprinse între 1.10-2.20 mgAl/L. Se poate observa că pe domeniul de turbiditate a apei brute

cuprins între 10.0-20.0 UNT, dozele optime de sulfat de aluminiu (SA) și policlorură bazică de aluminiu (PAC) sunt comparabile, în schimb pe domeniul de turbiditate cuprins între 20.0-200 UNT dozele optime de policlorură bazică de aluminiu (PAC) sunt de aproximativ 2-3 ori mai mici decât cele de sulfat de aluminiu (SA) [103].

Pentru evaluarea performanțelor celor doi coagulanți în figurile 7.30-7.32 s-au redat comparativ caracteristicile apelor tratate obținute la doze optime pentru turbiditate, oxidabilitate și aluminiu rezidual în funcție de turbiditatea apei brute.

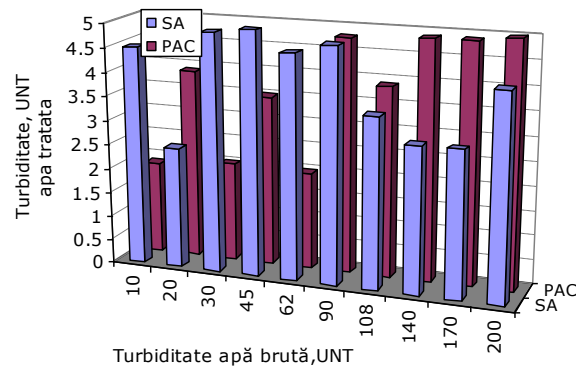


Fig. 7.30 Variația turbidității apei tratate funcție de turbiditatea apei brute și de coagulantul utilizat

În figura 7.30 se observă, la dozele optime turbiditatea remanentă a apei tratate are valori apropiate pentru cei doi reactivi de coagulare studiați fiind situată în domeniul (2.00-5.00 UNT).

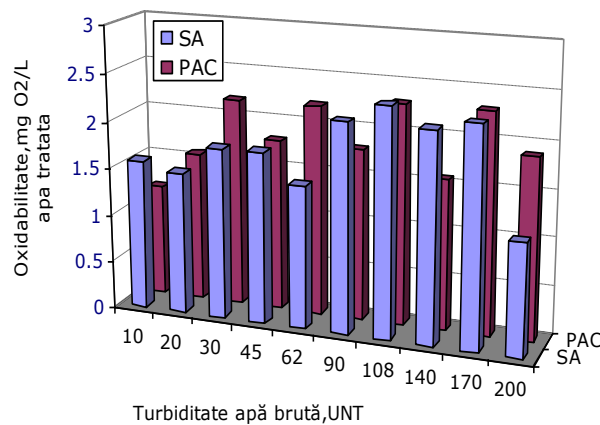


Fig. 7.31 Variația oxidabilității funcție de turbiditatea apei brute

În figura 7.32 se observă că la dozele optime stabilite se obține o reducere a materiilor organice aproape identică pentru sulfat de aluminiu cât și pentru policlorură bazică de aluminiu.

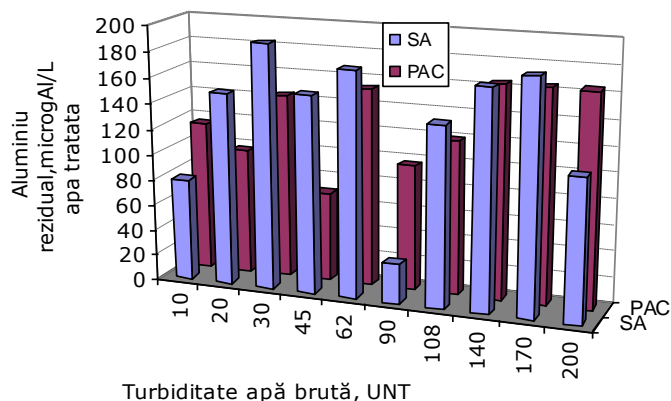


Fig. 7.32 Variația aluminiului rezidual funcție de turbiditatea apei

Din rezultatele prezentate în figura 7.32 se observă că valorile concentrațiilor de aluminiu rezidual sunt mai mici în cazul apelor tratate cu policlorură bazică de aluminiu decât în cazul apelor tratate cu sulfat de aluminiu.

7.5 Studiu privind îmbunătățirea procesului de coagulare utilizând policlorură bazică de aluminiu (PAC_s) și aluminat de sodiu

Prin cercetările efectuate utilizând în studiu apă brută provenită din Lacul Firiza se dorește testarea a doi coagulanți pe bază de aluminiu, policlorură bazică de aluminiu denumită PAC_s, cu un conținut de aluminiu de 5% Al și o densitate de 1,20 g/ml și aluminat de sodiu care este un produs bazic cu un conținut de 21.88% Al₂O₃, și o densitate de 1,51 g/ml. Se menționează că s-au efectuat studii prezumtive pentru turbidități reprezentative ale apei brute. Determinarea condițiilor optime de coagulare s-a efectuat prin metoda „Jar-test 2”

7.5.1 Rezultate experimentale și discuții

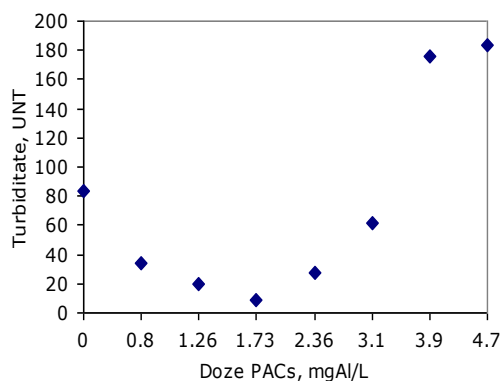
7.5.1.1 Studii privind utilizarea PACs în procesul de coagulare a suspensiilor din apă

În vederea stabilirii condițiilor optime de coagulare s-a studiat o apă cu turbiditate de 170 UNT, [121-123] în care s-au adugat doze de PAC_s cuprinse între 0,80-5,50 mgAl/L urmărindu-se turbiditatea remanentă și pH-ul apei. Rezultatele experimentale sunt prezentate în tabelul 7.7.

Tabelul 7.7 Caracteristicile apei brute tratate cu PACs, ($T_{AB}=170$ UNT)

Doza de PACs, mgAl/L	0.00	0.80	1.26	1.73	2.36	3.10	3.90	4.70
pH, unități de pH	6.40	5.90	5.90	5.90	5.90	5.90	5.80	5.80
Turbiditate, UNT	170	83.0	34.0	20.0	9.20	27.0	62.0	176

În figura 7.33 sunt prezentate turbiditățile și pH-urile corespunzătoare apei tratate.

Fig. 7.33 Variația turbidității funcție de doza de PACs, ($T_{AB}=170$ UNT, pH=7.6)

În figura 7.33 se observa că se obține o reducere a turbidității apei brute pentru doze crescătoare de aluminiu până la 2,36 mgAl/L, după care se înregistrează o creștere a turbidității apei tratate datorită creșterii excesive a dozelor de PACs adăugate.

Pentru eficiența procesului de coagulare se propune utilizarea hidroxidului de calciu ca reactiv de corecție pH.

S-au studiat condițiile optime de coagulare utilizând două turbidități reprezentative ale apei brute. Rezultatele experimentale sunt prezentate în tabele 7.8-7.9

Tabelul 7.8 Caracteristicile apei tratate cu PACs și hidroxid de calciu ($T_{AB}=170$ UNT)

Doze de PACs, mgAl/L	0.00	1.20	1.80	2.40	3.00	3.60	5.40
pH, unități de pH	6.50	7.60	7.60	7.60	7.60	7.60	7.60
Turbiditate, UNT	170	2.00	1.40	1.30	1.20	1.62	1.78
Alcalinitate, mval/L	0.45	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70

Tabelul 7.9 Caracteristicile apei tratate cu PACs, și hidroxid de calciu ($T_{AB}=38.0$ UNT)

Doze de PACs, mgAl/L	0.00	0.65	1.20	1.90	2.40	3.80
pH, unități de pH	6.80	7.60	7.60	7.60	7.60	7.60
Turbiditate, UNT	38.0	1.30	2.00	2.00	1.10	2.10
Alcalinitate, mval/L	0.50	0.70	0.70	0.70	0.70	0.70

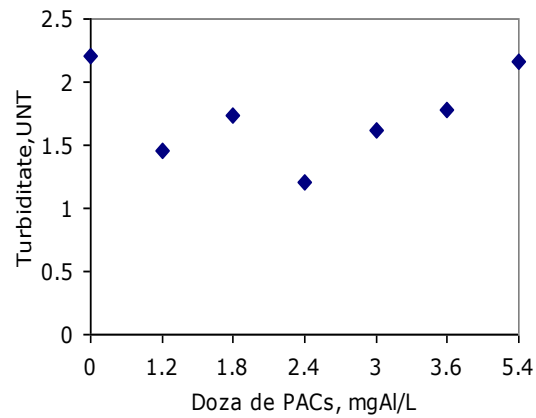


Fig. 7.34 Variația turbidității funcție de PACs, utilizând hidroxid de calciu, $T_{AB}=170$ UNT

În figura 7.34, se poate observa că din punct de vedere a turbidității remanente doza optimă este considerată 1.2 mgAl/L.

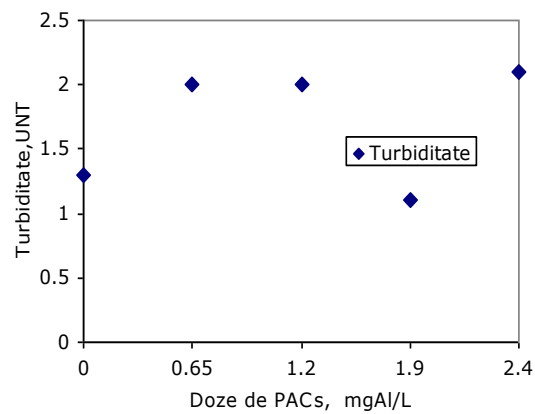


Fig. 7.35 Variația turbidității funcție de PACs, utilizând hidroxid de calciu, $T_{AB}=38,0$ UNT

În figura 7.35 se observa că din punct de vedere a turbidității remanente doza optimă este considerată 0.65 mgAl/L.

Din analiza comparativă a rezultatelor prezentate se observă că policlorura bazică de aluminiu PACs utilizată în combinație cu hidroxid de calciu, prezintă eficiență asupra procesului de coagulare, turbiditățile optime corespund la doze de aluminiu foarte mici. Cercetările ulterioare vor urmări efectuarea unui studiu detaliat pe o perioada mai îndelungată.

7.5.1.2 Eficiența dozei de aluminiu în procesul de coagulare utilizând PAC și AN în raport de 1:1

În cadrul studiilor efectuate în laborator s-a urmarit eficiența dozelor de aluminiu adăugate în procesul de coagulare a apei utilizând policlorură bazică de aluminiu (PAC_s) și aluminnat de sodiu (AN) în raport de 1:1. Datele experimentale obținute, sunt prezentate în tabelul 7.10 [128].

Tabelul 7.10 Caracteristicile apei tratate cu PACs și AN, ($T_{AB}=170$ UNT)

Doza totală, mgAl/L	0.00	1.80	2.20	2.40	2.60	2.80
AN, mgAl/L	0.00	0.90	1.10	1.20	1.30	1.40
PACs, mgAl/L	0.00	0.90	1.10	1.20	1.30	1.40
Turbiditate, UNT	170	10.0	5.80	4.10	2.50	3.00
pH, unități de pH	6.50	6.50	6.50	6.50	6.50	6.50
Aluminiu rezidual, μ gAl/L	25.0	85.0	65.0	66.0	66.0	65.0

În figura 7.36 sunt prezentate variațiile turbidității și aluminului rezidual ale apei tratate, funcție de dozele de aluminiu adăugate din PACs și AN în raport de 1:1.

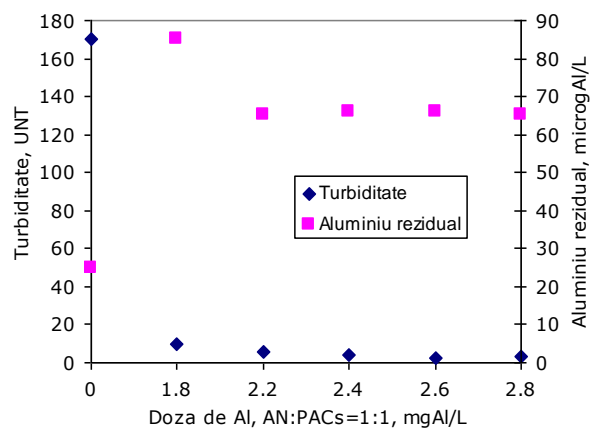


Fig. 7.36 Variația turbidității și aluminului rezidual ale apei tratate funcție de doza de Al, PACs:AN=1:1

Din datele experimentale prezentate în figura 7.36 rezultă că la doze de aluminiu cuprinse între 2,20-2,80 mg/L Al, turbiditatea apei brute se reduce semnificativ la valori sub 5,80 UNT. Coagularea pericinetică presupune un contact cât mai intim între toate particulele coloidale și coagulantul prehidrolizat ducând la formarea de flocoane mărunte, în situația dată acestea sunt vizibile după 1 minut de agitare rapidă. Coagularea ortocinetică are loc în faza de agitare lentă se formează flocule mari, stabile cu proprietăți bune de sedimentare, acestea depunându-se foarte rapid, în proporție de 85,0% după 1 minut de sedimentare. Se consideră doza optimă ca fiind 2,40 mgAl/L corespunzătoare unei turbidități de 4,20 UNT.

În tabelul 7.11 este prezentat un studiu privind variația turbidității apei coagulate în funcție de timpul de sedimentare a suspensiilor coloidale, la doze de aluminiu cuprinse între 2,20-2,80 mgAl/L.

Tabelul 7.11 Infuența timpului de depunere a nămolului asupra turbidității apei tratate

Doze de Al,mgAl/L	2.20	2.40	2.60	2.80
Turbiditate,UNT după 5 minute	11.2	5.20	4.00	3.00
Turbiditate,UNT după 10 minute	8.20	4.50	3.00	3.00
Turbiditate,UNT după 15 minute	5.00	4.10	2.50	3.00
Turbiditate,UNT după 20 minute	5.80	4.10	2.50	2.00

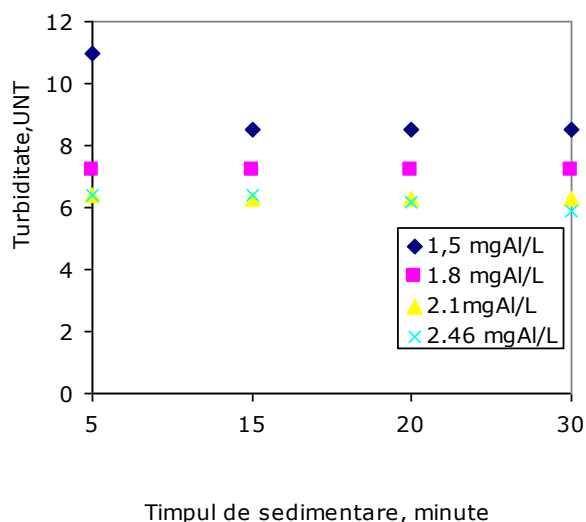


Fig. 7.37 Variația turbidității apei tratate funcție de timpul de sedimentare a nămolului, minute, $T_{AB}=170$ UNT

Gradul de reducere a turbidității apei tratate, poate oferi de asemenea informații în ceea ce privește alegerea tipului de decantor (figura 7.37). Se propune un decantor lamelar combinat cu o cameră de amestec și cameră de reacție.

7.5.1.3 Eficiența dozei de aluminiu în procesul de coagulare utilizând PACs și AN în raport de 2:1.

În cadrul studiilor efectuate în laborator s-a urmărit eficiența dozelor de aluminiu adăugate în procesul de coagulare a apei utilizând combinat policlorură bazică de aluminiu și aluminat de sodiu în raport de 2:1. Datele experimentale obținute, sunt prezentate în tabelul 7.12.

Tabelul 7.12 Caracteristicile apei tratate cu PACs și AN, ($T_{AB}=83,0$ UNT)

Doza totală, mgAl/L	0.00	1.50	1.80	2.10	2.46
AN, mgAl/L	0.00	0.50	0.60	0.70	0.80
PACs, mgAl/L	0.00	1.00	1.20	1.40	1.60
Turbiditate, UNT	83.0	8.50	7.20	6.30	5.90
pH, unități de pH	6.50	6.55	6.55	6.55	6.55
Aluminiu rezidual, $\mu\text{gAl/L}$	8.00	46.0	48.0	46.0	47.0

În figura 7.38 sunt prezentate variațiile turbidității și aluminului rezidual ale apei tratate, funcție de dozele de aluminiu utilizând combinat PACs și AN în raport de 2:1.

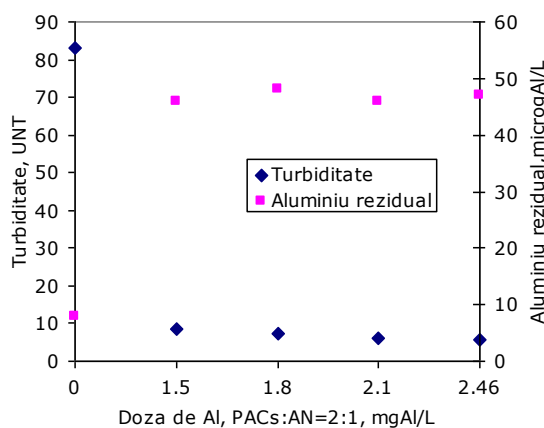


Fig. 7.38. Variația turbidității și aluminului rezidual funcție de doza de Al PACs:AN:= 2:1

Din datele experimentale prezentate în figura 7.38, rezultă că la doze de aluminiu cuprinse între 1.50-2.45 mgAl/L, turbiditatea apei brute se reduce până la 8.50 UNT. Coagularea pericinetică presupune un contact cât mai intim între toate particulele coloidale și coagulantul prehidrolizat ducând la formarea de flocoane mărunte, în situația dată acestea sunt vizibile după 1.50 minut de agitare rapidă. Coagularea ortocinetică are loc în faza de agitare lentă unde se formează flocoane mari, stabile cu proprietăți bune de sedimentare, acestea depunându-se foarte rapid, în proporție de 83% după 5 minut de sedimentare. De asemenea rezultă că turbiditățile apei tratate au valori peste 5.00 UNT [115].

În tabelul 7.13 este prezentat un studiu privind influența timpului de depunere a nămolului, asupra turbidității la doze de aluminiu cuprinse între 1,50-2,46 mgAl/L.

Tabelul 7.13 Influența timpului de depunere a nămolului asupra turbidității apei tratate

Doze de Al, mgAl/L	1.50	1.80	2.10	2.46
Turbiditate, UNT după 5 minute	83.0	83.0	83.0	83.0
Turbiditate, UNT după 10 minute	11.0	7.20	6.40	6.40
Turbiditate, UNT după 15 minute	8.50	7.20	6.30	6.40
Turbiditate, UNT după 20 minute	8.50	7.20	6.30	6.20

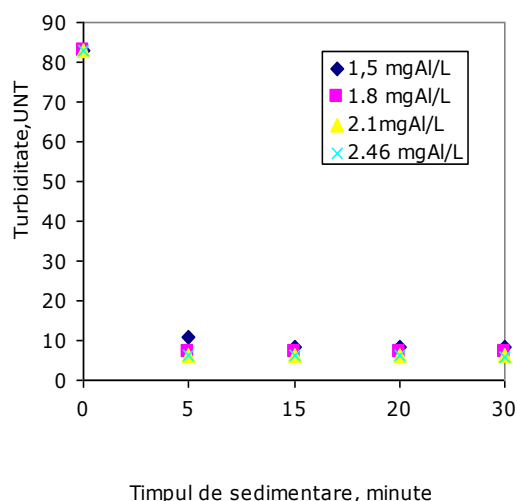


Fig. 7.39 Variația turbidității apei tratate funcție de timpul de sedimentare a nămolului, minute, $T_{AB}=83.0$ UNT

Pentru realizarea tehnică a procesului studiat și prezentat în figura 7.39, se propune utilizarea unui decantor lamelar.

Analizând comparativ rezultatele prezentate rezultă că tehnica de tratare a apei cu PACs și AN, în raport de 1:1 prezintă eficiență asupra procesului de coagulare a suspensiilor din apă. Aluminatul de sodiu poate înlocui hidroxidul de calciu în procesul de tratare a apei deoarece, este cunoscut faptul că hidroxidul de calciu prezintă unele inconveniente legate de dozarea acestuia în instalații.

Rezultatele experimentale efectuate în cadrul tezei de doctorat au permis realizarea practică a acestei tehnici la stația de tratare a apei din localitatea Iacobeni.

7.6. Concluzii parțiale

S-a prezentat un studiu comparativ privind tratarea unei surse de suprațată atipice cu sulfat de aluminiu (SA) și respectiv policlorură bazică de aluminiu, (PAC) folosind ca reactiv de corecție pH, hidroxid de calciu. Pentru a stabili eficiența celor

două tehnici de tratare s-au efectuat studii experimentale de laborator pe o perioadă de doi ani. Studiile efectuate au urmărit determinarea dozelor optime de aluminiu pentru fiecare coagulant în condiții de variație a turbidității apei brute între 10.0 UNT și 200 UNT.

Din datele experimentale obținute se constată că dozele optime pentru sulfat de aluminiu sunt cuprinse între 1.26-6.30 mgAl/L și sunt mai mari comparativ cu cele stabilite pentru policlorură bazică de aluminiu cuprinse între 1.10-2.20 mgAl/L. Se remarcă de asemenea că turbiditățile remanente corespunzătoare la doză optimă au valori apropiate între 2.00-5.00 UNT.

Analizând rezultatele experimentale se constată că policlorura bazică de aluminiu este mai eficientă comparativ cu sulfatul de aluminiu, în ceea ce privește turbiditatea remanentă și aluminiu rezidual.

Performanțele policlorurii bazice de aluminiu sunt datorate faptului că reacționează foarte repede cu apa, se poate lucra mult mai ușor la pH-ul optim de coagulare stabilit deoarece necesarul de hidroxid de calciu este mult mai mic decât în cazul sulfatului de aluminiu, nu este necesară utilizarea adjuvanților, se poate doza diluat și corespunde cerințelor europene.

Studiile privind îmbunătățirea procesului de coagulare utilizând policlorură bazică și aluminat de sodiu, au avut ca scop determinarea condițiilor optime privind testarea unei policloruri bazice de aluminiu denumită PAC_s, la turbidități reprezentative ale apei brute, informații privind gradul de reducere în timp a turbidității comparativ cu timpul de sedimentare a nămolului.

Din analiza comparativă a rezultatelor experimentale rezultă că policlorura bazică de aluminiu (PACs) prezintă eficiență ridicată asupra procesului de coagulare în condițiile în care se utilizează în combinație cu hidroxid de calciu sau cu aluminat de sodiu. Tehnica de tratare a apei utilizând combinat policlorură bazică de aluminiu (PACs) și aluminat de sodiu (AN), în raport de 1:1 prezintă eficiență asupra procesului de coagulare a suspensiilor din apă. Aluminatul de sodiu poate înlocui hidroxidul de calciu în procesul de tratare a apei, deoarece este cunoscut faptul că hidroxidul de calciu prezintă unele inconveniente legate de dozarea acestuia în instalații.

8. STUDII PRIVIND FACTORII CE INFLUENȚEAZĂ PROCESUL DE COAGULARE

8.1. Introducere

Sistemele coloidale se caracterizează printr-o energie liberă superficială mare, deci printr-o instabilitate termodinamică evidentă. Comportarea naturală a acestor sisteme constă în tendința particulelor coloidale de a se uni cu formarea unor agregate capabile să sedimenteze conducând la separarea sistemelor coloidale în două faze macroscopice. Adăosul de electroliți la sistemele coloidale produce coagularea datorită efectului ionului de semn contrar sarcinii particulelor coloidale.

În alegerea coagulantului trebuie să se țină seama de o serie de considerații ca: natura coloizilor prezenți în apă, coagulantul să aibă o viteză și o capacitate de hidroliză cât mai mare, să formeze floccule mari, consistente, grele ușor sedimentabile, care să asigure un efect de limpezire cât mai bun și o eliminare cât mai completă a culorii, efectul de coagulare să depindă cât mai puțin de natura apei.

Distrugearea sistemelor coloidale prin coagulare implică apropierea particulelor fazei disperse până la distanța la care se pot manifesta forțele de atracție care conduc la unirea particulelor cu formarea unor agregate mai mari capabile să sedimenteze sub influența gravitației [151]. Această apropiere a particulelor coloidale are loc datorită mișcării browniene sau a agitației mecanice a sistemului.

În apropierea particulelor încep să se manifeste forțele de respingere electrostatică ca urmare a întrepătrunderii straturilor duble difuze. Mărimea forțelor de respingere electrostatică este determinată de potențialul electrocinetic zeta al stratului dublu difuz. Această valoare a potențialului zeta (PZ) se poate determina prin măsurători electrocinetice.

Alcalinitatea apei influențează echilibrul hidrolitic deplasându-l în sensul formării sărurilor bazice. De aceea în cazul apelor care prezintă cantități mici de bicarbonați, pentru buna desfășurare a procesului de coagulare se recomandă adăosul de diferiți reactivi de alcalinizare.

Particulele din apă naturală variază ca și origine, concentrație și mărime [126]. Acestea pot proveni din sol sau din surse atmosferice (argile, organisme patogene sau pot fi rezultatul unor procese chimice și biochimice care au loc în apa brută. Dimensiunile acestor particule pot varia foarte mult de la câteva zeci de nanometri până la sute de micrometri. Toate aceste particule pot fi eficient îndepărtate din apă dacă procesele de coagulare –floculare, decantare și filtrare au fost corect proiectate și sunt corect conduse.

Substanțele humice reprezintă componenta organică majoritară din apele nepoluate și pot proveni atât din sol cât și în urma proceselor de descompunere a vegetației [119]. Substanțele humice se pot clasifica în funcție de solubilitatea acestora după cum urmează:

- acizi fulvici care prezintă o solubilitate ridicată și sunt dominați în apă;

- acizii humici care prezintă solubilitate scăzută.

Prezența acestor substanțe în apele naturale reprezintă aproape jumătate din carbonul organic total. Acestea sunt de natură coloidală și contribuie la turbiditatea apei și eficiența coagulării. Materialul humic poate fi îndepărtat prin procesul de coagulare-floculare [141].

Babcock și Singer au utilizat ape sintetice cu un conținut de acid humic și fulvic extras din turbă. Studiile lor au demonstrat existența unei stoechiometriei între concentrația precursorilor organici (acizi humici și fulvici) și potențialul de formare a trihalometanilor.

În general pentru îndepărtarea precursorilor THM din resursele de apă s-au folosit metodele de coagulare, filtrare, adsorbție și oxidare chimică. Gradul de îndepărtare a THM prin aceste metode poate varia în funcție de performanța operațională a metodei de tratare și de influența caracteristicilor apei [120] , [127].

8.2. Studii privind influența potențialului zeta asupra procesul de coagulare

Potențialul electrocinetic este o caracteristică electrochimică a stabilității dispersiei coloidale. Potențialul zeta (PZ) apare atât la deplasarea coloizilor cât și la interacțiunea lor mutuală [163] , [164].

Potențialul zeta este o modalitate convenabilă de-a optimiza doza de coagulant adăugată în procesul de tratare a apei. Prin procesul de coagulare se realizează îndepărtarea coloiziilor din apă, procedeu destul de greu de realizat datorită mărimii reduse a particulelor. Cheia eliminării eficiente a coloizilor constă în reducerea potențialului zeta utilizând în procesul de tratare un reactiv de coagulare.

Rezultatele obținute prin determinarea valorii potențialului zeta (PZ), prin măsuri electroforetice, indică o apropiată corelație între reducerea potențialului zeta și reducerea turbidității. Când $PZ=0.00$, adică punctul izoelectric, coagularea este maximă și deci turbiditatea apei este minimă. Cercetările efectuate în legătură cu folosirea potențialului zeta ca metodă de determinare a condițiilor de coagulare optime de coagulare au arătat că coagularea coloizilor are loc în condiții optime când potențialul zeta al coloizilor destabilizați este cuprins între $-5mV$ și $+5mV$. Cercetările au remarcat că, în general, coloizii organici sunt coagulați la valori ale potențialului zeta în apropiere de 0.00 , iar argila coloidală la valori mici negative, aproximativ $(-5.00mV$ și $-10.0 mV)$ [62] , [164] , [167].

Măsurătorile de potențial zeta se efectuează în condiții bune când la tratarea chimică se utilizează reactivi de coagulare-floculare clasici.

Stumm și O'Melia au arătat că metoda este limitativă pentru evaluarea influențelor polimerilor sintetici. Stabilirea curbelor de variație a potențialului zeta (PZ) în funcție de concentrațiile crescătoare ale polimerilor și în paralel măsurarea turbidităților reziduale ale supernatantului după floculare indică o bună concordanță, pentru o serie de polielectroliți cationici, între dozele care asigură obținerea turbidității minime și acelea care tind să anuleze potențialul zeta (PZ) [62].

Potențialul zeta este inutilizabil la stabilirea gradului de coagulare-floculare, atunci când se folosesc polielectroliți anionici pentru a coagula particulele cu sarcini electrice negative. Deoarece stabilirea potențialului zeta implică numai aspecte ale sarcinii electrice, metoda poate conduce la concluzii eronate când reactivii utilizați nu urmează teoria electrocinetică [165] , [166] , [168].

8.2. Studii privind influența potențialului zeta asupra procesul de coagulare |119

Studiile experimentale efectuate în laborator au avut ca scop stabilirea influenței potențialului zeta (PZ) asupra procesului de coagulare concomitent cu reducerea turbidității apei brute. Studiile s-au efectuat în paralel cu determinarea dozelor optime de coagulare prin metoda „Jart-test 2”, utilizând ca reactivi de coagulare sulfat de aluminiu comparativ cu policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu pentru corecție pH, pe apă brută cu turbiditate de 10.0 și 30.0 UNT.

8.2.1. Mod de lucru

Determinarea condițiilor optime de coagulare pentru sulfat de aluminiu și policlorură bazică de aluminiu, s-a efectuat prin metoda „Jar-test 2”. După 2 minute de agitare rapidă s-au prelevat probe de apă și s-a determinat potențialul zeta. Valoarea potențialului zeta corespunzătoare dozei de aluminiu studiată, s-a obținut ca fiind media aritmetică a 10 determinări de PZ ale aceleași probe. După sedimentare s-au prelevat probe de apă tratată și s-au determinat turbiditățile remanente.

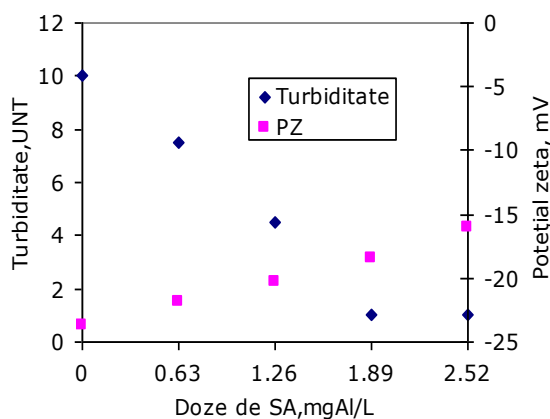
Potențialul electrocinetic zeta (PZ) s-a determinat prin calculul mobilității electroforetice a particulelor coloidale prin cronometrarea vitezei lor de deplasare în câmp electric.

8.2.2. Rezultate experimentale și discuții

În tabelul 8.1 sunt prezentate rezultatele experimentale privind determinarea potențialelor zeta și turbiditățile remanente la diferite doze de aluminiu, utilizând în procesul de coagulare sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu. Turbiditatea apei studiate este de 10.0 UNT.

Tabelul 8.1 Evoluția PZ în procesul de coagulare a apei tratată cu SA, $T_{AB}=10,0$ UNT

Doze-SA,mgAl/L	0.00	0.63	1.26	1.89	2.52
pH, unități de pH	6.80	7.00	7.00	7.00	7.00
Turbiditate, UNT	10.0	7.50	5.00	1.00	1.00
Pot zeta, mV	-23.7	-21.9	-20.2	-18.4	-15.9



120| 8. Studii privind factorii ce influențează procesul de coagulare

Fig. 8.1 Variația turbidității apei și potențialului zeta funcție de doza de aluminiu-SA
 $T_{AB}=10.0$ UNT

În figura 8.1 se observa că, turbiditățile remanente de 1,00 UNT ale supernatantului, corespunzătoare dozilor de SA cuprinse între: 1,89 mgAl/L și 2,52 mgAl/L, indică o bună corelare între concentrațiile crescătoare ale dozilor adăugate și valorile potențialul zeta cuprinse între: -18,4 mV și -15,9 mV.

În tabelul 8.2 sunt prezentate rezultatele experimentale privind determinarea potențialelor zeta și turbiditățile remanente obținute la diferite doze de aluminiu, utilizând în procesul de coagulare, policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu. Turbiditatea apei studiate este 10,0 UNT.

Tabelul 8.2 Evoluția PZ asupra coagulării apei tratate cu PAC, $T_{AB}=10,0$ UNT

Doze-PAC,mgAl/L	0.00	0.63	1.26	1.89	2.52
pH,unități de pH	6.80	7.20	7.20	7.20	7.20
Turbiditate,UNT	10.0	1.92	2.05	1.97	2.31
Pot zeta, mV	-23.7	-14.6	-8.30	-10.6	-29.3

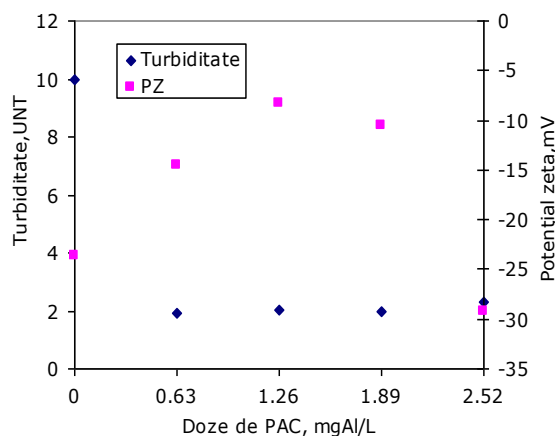


Fig. 8.2 Variația turbidității apei și potențialului zeta funcție de doza de aluminiu-PAC, $T_{AB}=10.0$ UNT

În figura 8.2 se observă că, turbiditățile remanente cuprinse între 2,05 UNT și 1,97 UNT ale supernatantului, corespunzătoare dozilor de PAC cuprinse între: 1,26 mgAl/L și 1,89 mgAl/L, indică o bună corelare între concentrațiile crescătoare ale dozilor adăugate și valorile potențialul zeta cuprinse între: -8,30 mV și -10,6 mV. De asemenea se poate remarca faptul că la doza de 1,89 mgAl/L se obține cea mai bună valoare a potențialului zeta de -8,03 mV, comparativ cu dozele crescătoare de PAC, unde potențialul zeta tinde să scadă foarte mult până la -29,3 mV.

În tabelul 8.3 sunt prezentate rezultatele experimentale privind determinarea potențialelor zeta și turbiditățile remanente la diferite doze de aluminiu, utilizând în procesul de coagulare sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu. Turbiditatea apei studiate este de 30.0 UNT.

8.2. Studii privind influența potențialului zeta asupra procesul de coagulare |121

Tabelul 8.3 Evoluția PZ asupra coagulării apei tratate cu SA, $T_{AB}=30.0$ UNT

Doze-SA, mgAl/L	0.00	1.26	1.89	2.52	3.16
pH, unități de pH	6.80	7.20	7.00	7.00	7.00
Turbiditate, UNT	30.0	6.00	1.08	4.50	1.30
Pot zeta, mV	-16.9	-8.9	-13.2	6.40	-18.3

În figura 8.3 se observă că, turbiditățile remanente cuprinse între: 1,05 UNT și 4,05 UNT ale supernatantului, corespunzătoare dozilor de PAC cuprinse între: 1,89 mgAl/L și 2,52 mgAl/L, indică o bună corelare între concentrațiile crescătoare ale dozilor adăugate și valorile potențialul zeta cuprinse între: -13,2 mV și 6,5 mV. De asemenea se poate remarca faptul că în acest caz potențialul zeta tinde spre zero și apoi spre valori pozitive. Ca urmare există un punct $PZ=0,00$, corespunzător unei doze de SA de $\sim 2,00$ mgAl/L și a unei turbidități corespunzătoare după decantare.

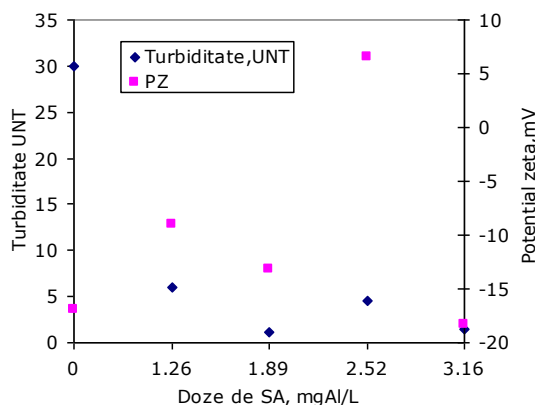


Fig. 8.3 Variația turbidității apei și potențialului zeta funcție de doza de aluminiu-SA, $T_{AB}=30,0$ UNT

În tabelul 8.4 sunt prezentate rezultatele experimentale privind determinarea potențialelor zeta și turbiditățile remanente la diferite doze de aluminiu, utilizând în procesul de coagulare policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu. Turbiditatea apei studiate este de 30,0 UNT.

Tabelul 8.4 Evoluția PZ asupra coagulării apei tratate cu PAC, $T_{AB}=30,0$ UNT

Doze-PAC, mgAl/L	0.00	1.26	1.89	2.52	3.16
pH, unități de pH	6.80	7.80	7.80	7.80	7.80
Turbiditate, UNT	30.0	3.10	2.03	7.60	5.80
Pot zeta, mV	-16.9	-6.10	-9.80	25.3	30.4

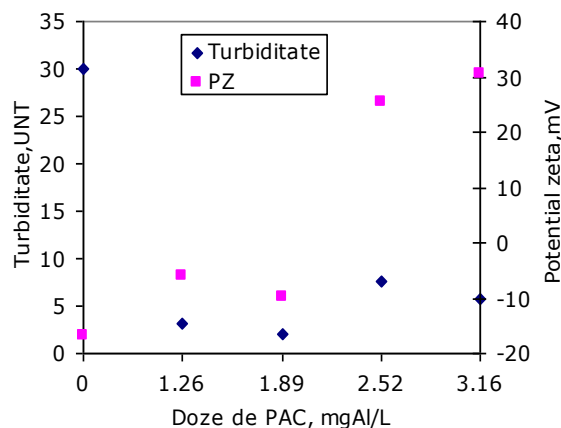


Fig. 8.4 Variația turbidității apei și potențialului zeta funcție de doza de aluminiu-PAC
 $T_{AB}=30,0$ UNT

În figura 8.4 se observă că, turbiditățile remanente cuprinse între: 2.03 UNT și 3.00 UNT ale supernatantului, corespunzătoare dozilor de PAC cuprinse între: 1.26 mgAl/L și 1.89 mgAl/L, indică o bună corelare între concentrațiile crescătoare ale dozilor adăugate și valorile potențialul zeta cuprinse între: -6,10 mV și -9,80 mV. De asemenea se remarcă faptul că potențialul zeta tinde spre zero la valori mai mari ale dozei de aluminiu. Din figură rezultă că există un punct în care potențialul zeta $PZ=0,00$, care corespunde unei doze de aluminiu mai mari decât doza optimă aproximativ, 2.00 mgAl/L, și a unei turbidități remanente mai mari de 5.00 UNT.

Pentru evaluarea performanțelor celor doi coagulanți s-au comparat turbiditățile remanente și potențialele zeta corespunzătoare turbidităților apei brute studiate (figurile 8.5-8.6) în funcție de dozele de aluminiu adăugate.

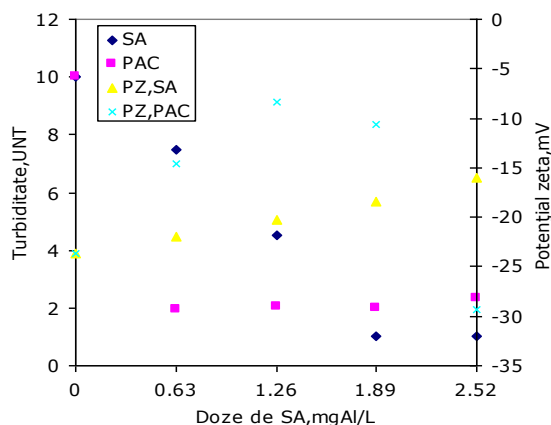


Fig. 8.5 Variația turbidității apei tratate și a potențialului zeta funcție de dozele de aluminiu adăugate pentru SA, comparativ cu PAC, $T_{AB}=10,0$ UNT

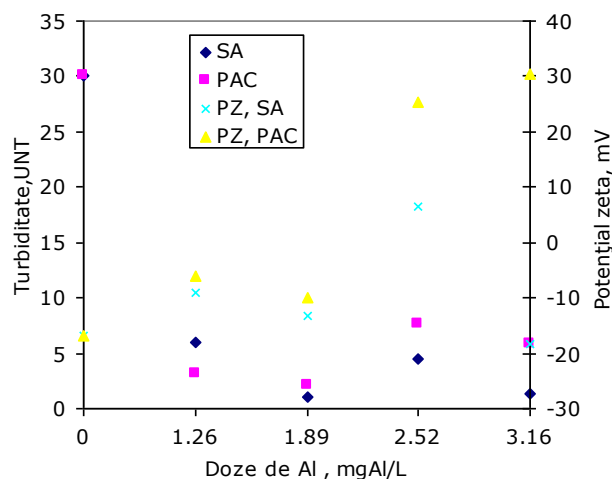


Fig. 8.6 Variația turbidității apei tratate și a potențialului zeta funcție de dozele de aluminiu adăugate pentru SA, comparativ cu PAC, $T_{AB}=30,0$ UNT

Din analiza comparativă a rezultatelor obținute rezultă că policlorura bazică de aluminiu prezintă o eficiență mai bună decât sulfatul de aluminiu.

În cazul sulfatului de aluminiu la turbiditate de 10,0 UNT valorile potențialului zeta la doze mari de aluminiu tind spre valori mai mici care nu coincid cu doza optimă stabilită din punct de vedere a turbidității remanente. La turbiditate de 30,0 UNT se observă că, există un punct de coagulare maximă unde $PZ=0,00$ mV, și coincide cu doza optimă stabilită. Acest fenomen se datorează faptului că turbiditatea apei este mai mare iar coagularea suspensiilor se realizează mult mai ușor comparativ cu situația în care turbiditatea apei este de 10,0 UNT. Astfel s-a demonstrat și din acest punct de vedere că o apă caracterizată de turbiditate mică și alcalinitate scăzută este foarte greu de tratat în condițiile utilizării sulfatului de aluminiu.

În mecanismul procesului de coagulare un rol important îl are etapa de neutralizare a sarcinii, fapt relevant din valoarea PZ. Pentru apa cu turbiditate mică, la dozele de aluminiu provenite din sulfat de aluminiu cât și din policlorură bazică de aluminiu, nu s-a atins punctul izoelectric, în timp ce pentru apa brută cu turbiditate de 30,0 UNT, se atinge punctul izoelectric dar la doze care depășesc doza optimă stabilită pe baza turbidității remanente. Aceste rezultate pot fi utile în vederea elucidării mecanismului de coagulare, dar nu permit stabilirea dozei optime, ca atare nu pot fi utilizate ca și parametru de control în vederea unei posibile automatizări a procesului de coagulare.

Tehnica utilizării potențialului zeta reprezintă o contribuție importantă la metodele moderne de determinare a condițiilor optime de coagulare-floculare. Cu toate acestea, numai controlul potențialului zeta nu este suficient pentru a rezolva complet problemele puse de reactivii utilizați în procesul de coagulare-floculare.

8.3. Studii privind influența materiilor organice din apă asupra procesului de coagulare

Natura substanțelor organice din apă prezintă o importanță majoră [25] , [169].

Metodele de analiză pentru caracterizarea precursorilor compușilor halogenați sunt foarte restrinse. În mod obișnuit, pentru caracterizarea substanțelor organice din apele naturale, se utilizează parametri globali, cum sunt carbonul organic total prezent în apă (TOC), absorbanta în ultraviolet (UV) iar la noi în țara oxidabilitatea exprimată prin CCO-Mn.

Pentru determinarea carbonului organic total (TOC), se utilizează aparate care pot analiza atât carbonul purjabil cât și nepurjabil până la limita de 50,0 μg/L. Carbonul organic total reflectă prezența mai multor clase de compuși care include acizii humici și fulvici și alte substanțe organice specifice [129].

Compușii individuali determinați, rareori reprezintă mai mult de 10% din valoarea carbonului organic total TOC [170]. Acesta se explică prin faptul că prin gaz-cromatografie nu se măsoară mai mulți dintre compușii cu greutate moleculară mare, cum sunt substanțele humice și fulvice. Tehnicile gaz-cromatografice (GC), prezintă o modalitate convenabilă pentru determinarea compușilor cu greutate moleculară mică și volatili din spectrul carbonului organic total (TOC) [142] , [143].

Spectroscopia moleculară de absorbție prezintă unele avantaje față de alte metode de cercetare, precizie mare, folosirea de probe în cantități mici, precum și posibilitatea punerii în evidență a unor specii moleculare [130] , [131], [142].

Studiile experimentale efectuate în laborator au avut ca scop stabilirea influenței materiilor organice asupra procesului de coagulare și reducerea conținutului de substanțe humice prezente în apă. Studiile s-au efectuat în paralel cu determinarea dozelor optime de coagulare prin metoda „Jar-test 2”, utilizând ca reactivi de coagulare sulfat de aluminiu comparativ cu policlorura bazică de aluminiu și hidroxid de calciu pentru corecție pH, pe apă brută cu turbiditate de 10.0-200 UNT.

Deși parametrul standardizat și impus de legislația în vigoare pentru încărcarea organică a apei este oxidabilitatea (CCOMn), totuși s-a urmărit o evaluare mai completă a acestuia prin determinarea TOC și A_{254} , parametrii care dau informații asupra potențialului de formare a produșilor secundari de dezinfecție de tipul THM și a compușilor organici clorurați, compuși toxici pentru sănătatea umană.

8.3.1. Mod de lucru

Determinarea condițiilor optime de coagulare s-a efectuat prin metoda „Jar-test 2”. După sedimentare au fost prelevate probe de apă și s-au analizat parametrii specifici.

8.3.2. Rezultate experimentale și discuții

În tabelul 8.5 sunt prezentate valorile conținutului de carbon organic total și eficiența de reducere a acestuia prin procesul de tratare obținute la doza optimă de sulfat de aluminiu și policlorură bazică de aluminiu.

8.3. Studii privind influența materiilor organice asupra procesului de coagulare |125

Tabelul 8.5 Valorile TOC obținute la doze optime de SA și PAC

Turbiditate apa brută, UNT	TOC apa brută mgC/L	Doza optimă de SA, mgAl/L	TOC-apă coagulată cu SA		Doza optima de PAC, mgAl/L	TOC-apă coagulată cu PAC	
			mg C/L	E _{red.} %		mg C/L	E _{red.} %
10.0	1.17	1.26	1.12	4.27	1.26	0.36	69.2
30.0	0.47	2.05	0.00	100	1.89	0.00	100
90.0	2.21	4.00	0.75	66.0	2.10	0.74	66.5
200	4.08	6.30	1.14	72.0	2.00	0.79	80.6

Din datele prezentate în tabelul 8.5, se remarcă faptul că concentrația semnificativă a materiilor organice naturale sub formă de substanțe humice poate să influențeze puternic doza de aluminiu necesară pentru coagulare, în special în cazul utilizării sulfatului de aluminiu când se obțin doze mai mari comparativ cu PAC.

Se observă o eficiență foarte mică de reducere a TOC-ului utilizând SA, de 4,27% la apă brută cu turbiditate de 10.0 UNT comparativ cu PAC unde se obține o eficiență de reducere a TOC-ului de 69,2%.

În tabelul 8.6 sunt prezentate valorile A_{254} , parametru care caracterizează cantitativ conținutul de acizi humici.

Tabelul 8.6 Valorile $A_{254 \text{ nm}}$ obținute la doze optime de SA și PAC, % E_{red}

Turbiditate, apă brută, UNT	$A_{254, (AB)}$	Doza optimă de SA, mgAl/L	$A_{254 \text{ nm}}$ (SA)		Doza optima de PAC, mgAl/L	A_{254} (PAC)	
			(valoare)	% E _{red.}		(valoare)	% E _{red.}
10.0	$86.0 \cdot 10^{-3}$	1.26	$17.0 \cdot 10^{-3}$	88.3	1.26	$10.0 \cdot 10^{-3}$	80.2
30.0	$65.0 \cdot 10^{-3}$	2.05	$25.0 \cdot 10^{-3}$	67.6	1.89	$21.0 \cdot 10^{-3}$	61.5
90.0	$221 \cdot 10^{-3}$	4.00	$10.0 \cdot 10^{-3}$	95.4	2.10	$3.00 \cdot 10^{-3}$	98.6
200	$461 \cdot 10^{-3}$	6.30	$63.0 \cdot 10^{-3}$	86.3	2.00	$19.0 \cdot 10^{-3}$	95.8

În cazul PAC s-a obținut o eficiență mai ridicată de îndepărtare a acizilor humici exprimată prin A_{254} , fiind precursori ai THM și a compușilor organici clorurați care se formează în procesul de clorurare a apei. De asemenea se poate observa că prin procesul de coagulare, la doza optimă stabilită pentru fiecare turbiditate a apei brute și reactiv de coagulare utilizat, conținutul de material humic se reduce semnificativ, valorile eficiențelor de reducere fiind situate între 60.0-98.0%.

Din analiza comparativă a rezultatelor prezentate, se remarcă o eficiență mai bună în procesul de coagulare a policlorurii bazice de aluminiu, la doză optimă, pentru turbidități ale apei brute cuprinse între 10.0-30.0 UNT.

8.4. Studii privind analiza spectrelor individuale de difracție RX la nămol

Este foarte cunoscut că procesele naturale alterează calitatea apelor, datorită ploilor torențiale care spală malurile antrenând suspensii minerale și resturi organice, eroziunea colmatările, alunecările de teren care descoperă straturi de roci solubile [137] , [138]. Corectarea calității acestor ape se realizează prin procedeele de tratare rezultând apă tratată și nămol [132].

Scopul studiului constă în identificarea aluminiului din nămolul rezultat în procesul de coagulare la doză optimă, prin tratarea apei brute cu policloră bazică de aluminiu și hidroxid de calciu pentru corecție pH, turbiditățile apei brute studiate sunt de 30.0 UNT și 200 UNT.

8.4.1. Mod de lucru

Apele rezultate prin tratarea cu policlorură bazică de aluminiu la doza optimă, stabilită prin metoda „Jar-test 2”, au fost filtrate iar nămolul rezultat a fost uscat la temperatura de 105 °C, timp de 12 ore, cantitatea de substanță uscată a fost de 1 g pentru fiecare probă.

8.4.2. Rezultate experimentale și discuții

În figurile 8.7-8.8 sunt prezentate spectrele de difracție RX ale nămolurilor rezultate la doză optimă, tratată cu PAC, pentru turbidități ale apei brute de 30.0 UNT și 200 UNT.

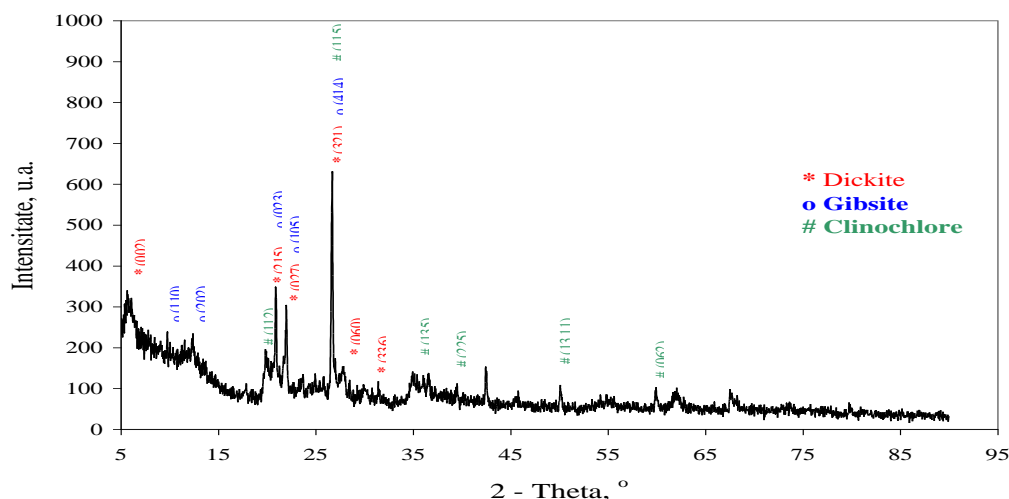


Fig. 8.7 Spectrul de difracție RX al nămolului rezultat la doză optimă, tratată cu PAC, pentru $T_{AB}=30.0\text{UNT}$

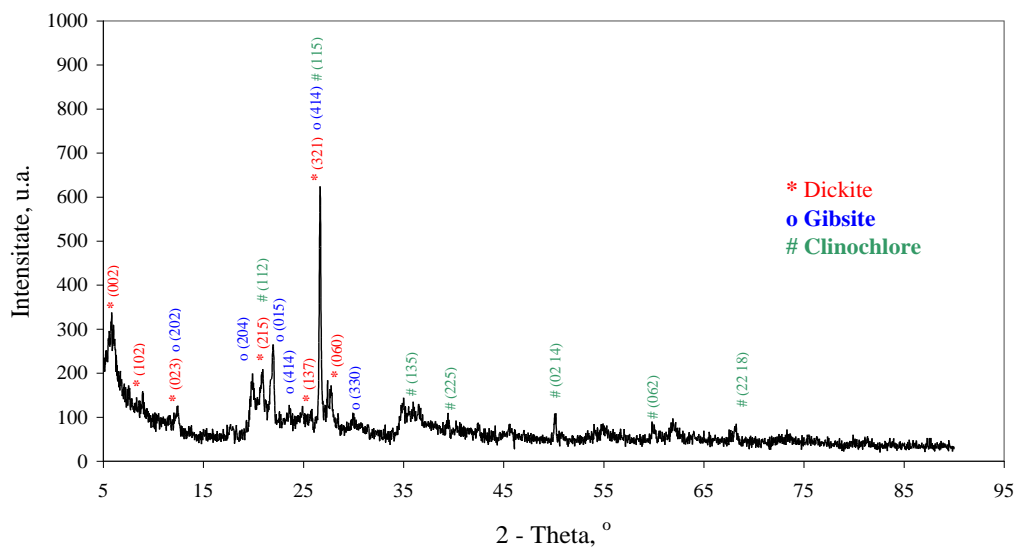


Fig. 8.8 Spectrul de difracție RX al nămolului rezultat la doză optimă, pentru $T_{AB}=200$ UNT, tratată cu PAC

Din analiza de difracție X conform figurilor 8.7-8.8 rezultă că deși apa are diferite turbidități calitatea nămolului este aproximativ aceeași. Astfel s-au identificat următoarele faze cristaline : dikite [133], gibsite [134] și clinochlore [135].

Gibsit cu formula chimică $Al(OH)_3$, prezintă un sistem de cristalizare monoclinic, $2/m$. Este un trihidrat care se formează în primele momente ale sărurilor acestui element. În gibsit fiecare strat este compus din două rețele plane de ioni hidroxil, așezați compact, între care se află rețeaua de aluminiu [140].

8.5. Concluzii parțiale

Tehnica utilizării potențialului zeta reprezintă o contribuție la elucidarea unor aspecte privind mecanismul procesului de coagulare. Cu toate acestea, din datele experimentale obținute rezultă că numai controlul potențialului zeta nu este suficient pentru a rezolva complet problemele puse de reactivii utilizați în procesul de coagulare-floculare.

Procesul de coagulare permite reducerea încărcării organice din apă, cu eficiențe de reducere a materiilor organice mai mari pentru policlorură bazică de aluminiu.

La turbidități ale apei brute cuprinse între 30.0-200 UNT pentru reactivii de coagulare utilizați, eficiența de reducere a materiilor organice la doze optime este comparabilă. Din analiza de difracție a nămolului rezultat în procesul de tratare a apei cu policlorură bazică de aluminiu s-au identificat următoarele faze cristaline: dikite, gibsite, clinochlore.

9. STUDII EXPERIMENTALE LA SCARĂ DE PILOT INDUSTRIAL

9.1. Introducere

Calitatea apei necesară pentru o anumită utilizare este în prezent factorul care decide orientarea alimentărilor cu apă și tehnologia de tratare necesară pentru a realiza indicatorii de calitate. Calitatea sursei cât și a apei tratate se apreciază pe baza standardelor naționale, elaborate după directivele Organizației Mondiale a Sănătății, prin determinarea indicatorilor de calitate specifici.

Tratarea apei se realizează din diferite surse de alimentare prin operații și procese unitare, care au scopul de a asigura indicatorii de calitate ceruți de consumator [148]. Fluxul tehnologic de tratare realizează, parțial sau total, eliminarea poluanților din apă, fiecare procedeu de tratare fiind destinat să îmbunătățească unul sau mai mulți indicatori calitativi [149].

Procedeul de tratare ales este specific tipului de sursă de alimentare și scopului urmărit.

Selectivitatea proceselor de tratare a apei reprezintă o sarcină dificilă, având în vedere complexitatea parametrilor implicați. Există procese care sunt aplicabile atât la debite mari cât și la debite mici (coagulare-floculare, decantare, filtrare) [158]. Anumite procese nu sunt aplicabile decât la debite mici fie datorită complexității lor, fie datorită costurilor de operare foarte ridicate. Dimensiunea proceselor reprezintă deci un alt aspect important care trebuie luat în considerare la alegerea filierei de tratare [145], [147].

Se apreciază că adoptarea deciziilor privind alegerea unei filiere de tratare pentru o uzină de producție a apei potabile trebuie să aibă la bază:

- studii sistematice asupra sursei, hidrochimice, biologice și bacteriologice pe o perioadă cât mai îndelungată;
- încercări experimentale pe instalații pilot care să simuleze procesele tehnologice din filiera care se va adopta;
- studii experimentale de laborator privind calitatea apei brute și calitatea apei obținute utilizând diferite tehnici;
- prognoza variației calității sursei de apă într-o perioadă de 10-15 ani, corelată cu posibilitatea introducerii sau re tehnologizării unor procese existente;
- încercări experimentale și simulări privind comportarea apei produse în ansamblul sistemului de distribuție [146], [150].

Scopul studiilor efectuate pe pilotul industrial au urmărit eficiența procesului de coagulare utilizând comparativ cei doi reactivi de coagulare în combinație cu hidroxid de calciu, având la bază rezultatele experimentale de laborator.

9.2. Mod de lucru

Studiile la scară de pilot industrial (Microuzina) s-au efectuat în perioada de probe tehnologice a instalației. Dozele optime de coagulare obținute în laborator

pentru sulfat de aluminiu și policlorură bazică de aluminiu, s-au aplicat în fluxul tehnologic, în funcție de turbiditățile corespunzătoare ale apei brute din perioada de studiu. S-a studiat o lună de zile tehnica de tratare a apei utilizând sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu și o lună de zile tehnica de tratare a apei utilizând policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu.

9.3. Rezultate experimentale și discuții

9.3.1. Studii efectuate la scară de pilot industrial

Fluxul tehnologic aplicat în instalația pilot industrial (Microuzină) cuprinde următoarele etape: captare apă brută, amestecarea apei cu reactivi de coagulare în cameră de amestec apă, finisarea procesului de coagulare în camera de reacție combinată cu decantor lamelar, filtrarea apei prin filtre sub presiune, dezinfecția apei cu hipoclorit de sodiu și înmagazinarea apei potabile. S-a urmărit comportarea celor doi coagulanți pe fluxul tehnologic, în regim dinamic înregistrând și comparând performanțele acestora privind reducerea turbidității și a materiilor organice din apa brută [139].

De asemenea, s-a monitorizat aluminiul remanent în apa tratată, care în condiții optime de operare, nu depășește valoarea admisă de legislația în vigoare ($Al = 0,2 \text{ mg/L}$).



Fig. 9.1 Imagine de ansamblu „Microuzină”

Compoziția apei brute în perioada testelor s-a determinat conform metodelor standardizate, rezultatele obținute sunt prezentate în tabelul 8.1

Tabelul 9.1 Compoziția apei brute

Nr.crt.	Parametrul determinat	U.M.	Valori obținute		NTPA 013/2002
			Min	Max	
1.	Turbiditate	UNT	4.00	16.0	-
2.	pH	unități de pH	6.70	6.80	5.50-9.00
3.	Alcalinitate	mval/L	0.50	0.50	-
4.	Oxidabilitate	mg/L O ₂	1.97	2.76	20.0
6.	Aluminiu,	μg/L	8.00	28.0	-
9.	Temperatura,	°C	6.00	9.00	22.0

Din datele prezentate în tabelul 9.1 se observă că apa brută corespunde normelor de calitate pe care trebuie să le îndeplinească apele de suprafață utilizate pentru potabilizare, ca urmare poate constitui sursă de alimentare cu apă [10-11] , [144].

9.3.1.1 Testarea sulfatului de aluminiu în fluxul tehnologic

Turbiditățile apei brute și turbiditățile apei potabile obținute în cursul perioadei de studiu (o lună), utilizând dozele corespunzătoare stabilite în laborator pentru turbidități inițiale < 20,0 UNT, sunt prezentate în tabelul 9.2.

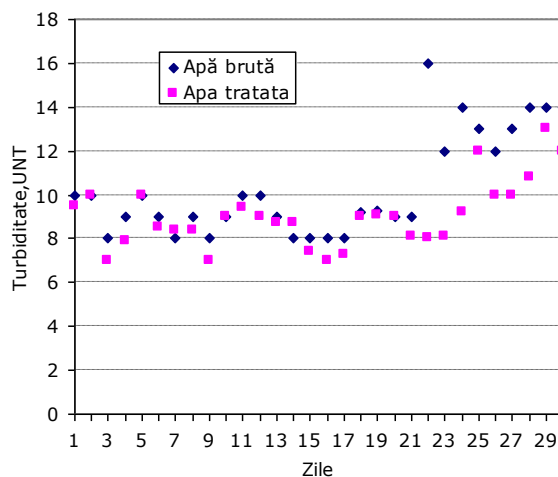


Fig.9.2 Variația turbidității apei brute și apei potabile în perioada de studiu (coagulant SA)

Din datele prezentate în figura 9.2 se observă că turbiditățile apei brute sunt cuprinse între 8.00 și 16.0 UNT iar turbiditățile apei potabile variază între 7.00 și 13.0 UNT, valorile fiind peste limita admisă de lege (turbiditate < 5 UNT) [12].

În figurile 9.1-9.3 sunt prezentate variațiile concentrației de aluminiu rezidual și a oxidabilității în cursul perioadei de studiu (o lună).

9.3. Rezultate experimentale și discuții | 131

Tabelul 9.2 Caracteristicile apei potabile, obținută în fluxul tehnologic, utilizând sulfat de aluminiu

Data	Turbiditate, UNT			Oxidabilitate, mgO ₂ /L	Aluminiu rezidual, μgAl/L
	AB	AP	% Ered.		
1.	10.0	9.50	5.00	1.42	400
2.	10.0	10.0	0.00	1.58	350
3.	8.00	7.00	13.0	1.50	330
4.	9.00	7.90	12.0	1.58	320
5.	10.0	10.0	0.00	1.58	356
6.	9.00	8.50	6.00	1.58	400
7.	8.00	8.00	0.00	1.74	450
8.	9.00	8.40	7.00	1.58	470
9.	8.00	7.00	13.0	1.19	440
10.	9.00	9.00	0.00	1.58	380
11.	10.0	9.40	6.00	1.74	389
12.	10.0	9.00	10.0	1.58	325
13.	9.00	8.70	3.00	1.50	250
14.	8.00	7.70	4.00	1.58	290
15.	8.00	7.40	8.00	1.60	350
16.	8.00	7.00	13.0	1.50	400
17.	8.00	7.30	9.00	1.34	280
18.	9.20	9.00	2.00	1.33	289
19.	9.30	9.10	2.00	1.34	202
20.	9.00	9.00	0.00	1.34	210
21.	9.00	8.00	10.0	1.58	255
22.	16.0	8.00	50.0	1.58	190
23.	12.0	8.10	33.0	1.74	250
24.	14.0	9.20	34.0	1.58	212
25.	13.0	12.0	8.00	2.77	300
26.	12.0	10.0	17.0	2.50	356
27.	13.0	10.0	23.0	2.53	341
28.	14.0	10.8	23.0	2.53	400
29.	14.0	13.0	7.00	1.40	450
30.	14.0	12.0	14.0	2.10	480

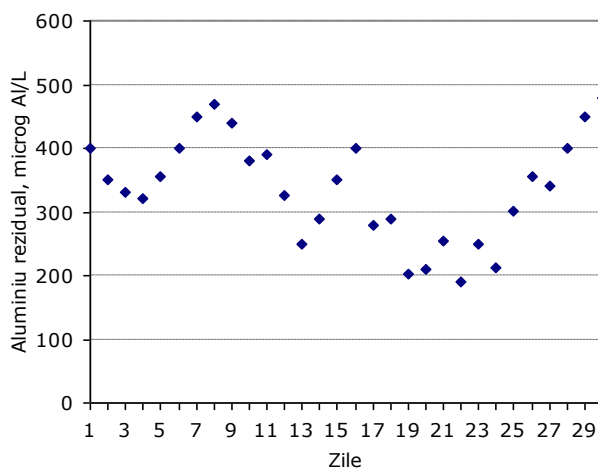


Fig. 9.3 Variația aluminiului rezidual în perioada de studiu (coagulant SA)

Din datele prezentate în figura 9.3, se observă că valorile concentrației de aluminiu în cursul perioadei de studiu sunt cuprinse între 0,25-0,48 mgA/L, fiind peste limita admisă de lege, (aluminiu rezidual-CMA<0,20mg/L) [103].

Indicatorul oxidabilitate, care nu depășește 5.00 mg O₂/L în sursa inițială, înregistrează în apa tratată valori cuprinse între 1,18-2.5 mg O₂/L. Analizând rezultatele obținute se poate observa eficiența redusă a procesului de coagulare în cazul utilizării sulfatului de aluminiu, turbiditățile remanente și concentrațiile de aluminiu rezidual fiind situate peste limitele admise pentru apa destinată consumului uman.

Temperaturile scăzute afectează viteza reacției de hidroliză a sulfatului de aluminiu precum și viteza de sedimentare a flocoanelor formate, datorită creșterii vâscozității apei. Creșterea dozei de coagulant în condițiile neasigurării condițiilor optime de amestecare (rapidă 2 minute și lentă 15 minute) care influențează direct mărimea agregatelor formate și decantarea acestora, nu conduce la îmbunătățirea eficienței procesului de coagulare-separare materii coloidale.

9.3.1.2 Testarea policlорurii bazice de aluminiu în fluxul tehnologic

Pornind de la rezultatele experimentale obținute în laborator pentru această tehnică de tratare s-au efectuat teste practice pe fluxul tehnologic aplicat la nivel pilot industrial. La fel ca și pentru sulfatul de aluminiu, principalii parametri studiați timp de o lună de zile au fost turbiditatea apei potabile, oxidabilitatea și aluminiu rezidual.

Tabelul 9.3. Caracteristicile apei potabile tratate obținute în fluxul tehnologic utilizând PAC

Data	Turbiditate, UNT			Oxidabilitate, mgO ₂ /L	Aluminiu rezidual, μgAl/L
	AB	AP	% E red.		
1.	14.0	0.70	95.0	0.95	30.0
2.	9.00	0.60	93.0	1.58	18.0
3.	9.00	0.40	96.0	1.58	18.0
4.	10.0	0.40	96.0	1.74	18.0
5.	9.00	0.10	99.0	1.42	20.0
6.	12.0	0.50	96.0	1.11	21.0
7.	13.0	0.10	99.0	1.50	42.0
8.	9.60	0.10	99.0	1.50	28.0
9.	9.00	0.40	96.0	1.50	18.0
10.	15.0	0.10	99.0	1.66	18.0
11.	9.00	0.10	99.0	1.50	19.0
12.	6.00	0.10	98.0	1.74	21.0
13.	13.0	0.50	96.0	1.66	35.0
14.	12.0	1.20	90.0	1.98	40.0
15.	8.00	0.80	90.0	1.73	15.0
16.	6.00	0.10	98.0	1.74	25.0
17.	6.00	0.10	98.0	1.66	15.0
18.	4.00	0.10	98.0	0.79	8.00
19.	5.00	0.10	98.0	1.58	12.0
20.	7.00	0.20	97.0	1.50	16.0
21.	7.00	0.10	99.0	1.19	35.0
22.	5.00	2.40	52.0	1.50	18.0
23.	4.00	0.10	98.0	1.50	45.0
24.	9.00	0.10	99.0	1.42	25.0
25.	7.00	0.10	99.0	1.66	35.0
26.	6.00	0.10	98.0	1.66	28.0
27.	5.00	0.10	98.0	1.42	24.0
28.	6.00	0.10	98.0	0.95	35.0
29.	4.00	0.50	88.0	1.58	35.0
30.	3.00	0.10	97.0	1.34	40.0

Turbiditatea apei brute și turbiditatea apei potabile în cursul perioadei de studiu sunt prezentate în figura 9.4.

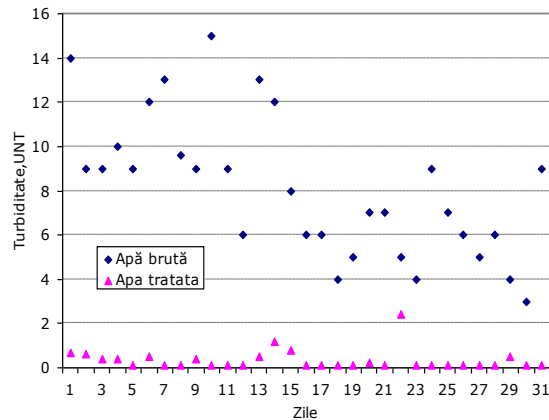


Fig. 9.4 Variația turbidității apei brute și apei potabile în perioada de studiu (coagulant PAC)

Din datele prezentate în figura 9.4, se observă că turbiditățile apei brute sunt cuprinse între 3,50 și 15,0 UNT, iar turbiditățile apei potabile variază între 0,10 și 2,10 UNT. Datorită faptului că policlorura bazică de aluminiu este un reactiv de coagulare parțial hidrolizat, procesul de coagulare asigură eficiențe ridicate de reducere a turbidității în condițiile în care apa brută este caracterizată de turbidități sub 20,0 UNT, alcalinitate mică și temperatură sub 10 °C.

În figura 9.5, este prezentată variația concentrației de aluminiu rezidual din apa tratată în cursul perioadei de timp studiate (o lună).

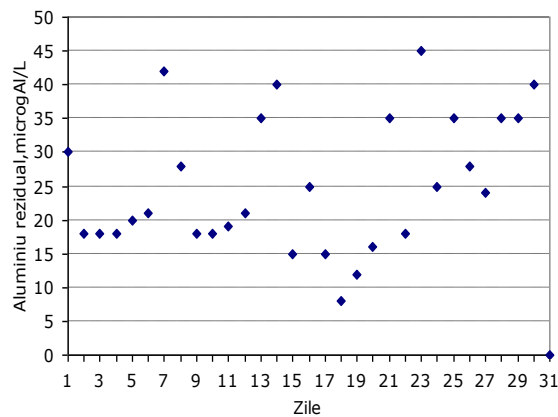


Fig. 9.5 Variația aluminiului rezidual în perioada de studiu (coagulant PAC)

După cum se poate observa, valorile concentrațiilor aluminiului rezidual din apa potabilă sunt cuprinse între 9,00-47,0 μgAl/L, fiind sub limita concentrației maxime admise de lege. (aluminiu-CMA < 0,2 mg/L) [13].

Creșterea eficienței de destabilizare - separare a substanțelor coloidale conduce și la minimizarea încărcării organice asociate, determinată prin indicatorul oxidabilitate (tabelul 9.3).

Utilizarea policlorurii bazice de aluminiu conduce la obținerea unei calități constante pentru apa tratată, corespunzătoare normelor impuse de legislația în vigoare [21] , [22].

Modele matematice

Analiza proceselor din stațiile de tratare a apei presupune pe lângă studiile efectuate și realizarea unor modele matematice.

A modela matematic un proces presupune de fapt a-l descrie printr-un sistem de ecuații și elemente anexe necesare identificării și obținerii soluției cazului concret care abstractizează realitatea fizică printr-o descriere și rezolvare matematică.

Modele matematice trebuie să fie elaborate tot mai simplu fără a altera structura și evoluția procesului studiat. Rezultatele trebuie să prezinte un anumit grad de certitudine astfel încât ele să poată fi realmente utile utilizatorului.

Pe baza studiilor experimentale privind tehnica de tratare a apei cu policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu (tabelul 7.4), respectiv pentru determinarea dozei optime de aluminiu pe domeniu de turbiditate cuprins între (0,00-200) UNT, cu ajutorul unui program de calcul matematic s-a obținut un model de tip Langmuir:

$$y = \frac{c_1 \cdot c_2 \cdot x}{1 + c_2 \cdot x} \text{ unde:}$$

x este turbiditatea iar y doza de aluminiu, valorile rezultate pentru coeficienți sunt $c_1=2.723$, $c_2=0.043$

9.4. Concluzii parțiale

La nivel de pilot industrial, s-a prezentat un studiu comparativ privind tratarea unei surse de suprafață atipice (temperatură, turbiditate scăzute și alcalinitate mică) cu sulfat de aluminiu și respectiv policlorură bazică de aluminiu.

Studiile la nivel pilot industrial s-au efectuat la Microuzină pentru aplicarea în practică a tehnicilor de tratare menționate, având ca suport științific studiile experimentale de laborator. Fiecare tehnică de tratare s-a experimentat timp de o lună de zile, cu monitorizarea permanentă a calității apei brute și a apei potabile la indicatorii principali (turbiditate, alcalinitate, pH, oxidabilitate, aluminiu rezidual). Tehnica de tratare a apei utilizând sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu prezintă eficiență redusă, indicatorii apei potabile - turbiditate și aluminiu rezidual fiind situați peste limita admisă de lege.

Utilizarea policlorurii bazice de aluminiu în procesul de coagulare conduce la optimizarea eficienței de tratare, toți parametrii analizați prezentând valori sub limita concentrațiilor maxime admise de legislația în vigoare pentru apa destinată consumului uman.

Policlorura bazică de aluminiu (coagulant parțial hidrolizat) asigură o bună îndepărtare a turbidității și a materiilor organice asociate, concentrațiile de aluminiu rezidual fiind situate sub valoarea normată.

Pe baza studiului de laborator privind tehnica de tratare apei cu policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu, cu ajutorul unui program de calcul

matematic, pentru determinarea dozei optime de aluminiu corespunătoare unor turbidități ale apei brute cuprinse între 0.00-200 UNT, s-a obținut un modelul matematic de tip Langmuir. S-au prezentat linia de regresie, (unde: x este turbiditatea, y este doza de aluminiu), valorile coeficienților și valorile rezultate pentru evaluarea calității modelului.

Studiile efectuate reprezintă o contribuție originală, având ca finalitate aplicarea în practică a tehnici optime studiate. În prezent la stația Microuzină administrată de SC VITAL SA Baia Mare se utilizează policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu în procesul de tratare a apei. Apa potabilă produsă este distribuită locuitorilor din cartierul Ferneziu al municipiului Baia Mare.

10. CONCLUZII GENERALE

Volumul considerabil al investițiilor, precum și cheltuielile de exploatare necesare pentru asigurarea cerințelor de apă, impun o preocupare permanentă pentru perfecționarea tehnologiilor de tratare a apei, în care procesul de reacție privind coagularea suspensiilor din apa de alimentare utilizând diferiți reactivi chimici, ocupă un rol foarte important.

În ansamblul construcțiilor și instalațiilor ce intervin pentru tratarea apei, camerei de reacție îi revine un rol foarte important în ceea ce privește asigurarea condițiilor optime pentru ca reactivii introduși să poată destabiliza suspensiile coloidale din apă și să permită apoi aglomerarea acestora prin floculare.

Asigurarea unor condiții optime necesare reacției chimice în vederea floculării suspensiilor din apă este cheia sedimentării, iar sedimentarea este cheia unei limpeziri rapide și cu o eficiență ridicată a apei supusă procesului de tratare. Neglijarea unor operații prin nerespectarea condițiilor de reacție, nu va putea fi niciodată compensată prin creșterea timpului de decantare.

În acest context își găsește justificarea tema acestei lucrări.

Pentru a cunoaște nivelul actual al cercetărilor pe această temă a fost necesară consultarea unei vaste bibliografii. Aspectele teoretice rezultate din analiza materialelor studiate indică limita actuală de cercetare privind tehnologiile de tratare a apei potabile.

În această lucrare pe baza recomandărilor din literatura de specialitate se abordează principalele probleme legate de procesul de coagulare-floculare a coloizilor din apă. Dintre acestea se pot menționa:

- stabilitatea și destabilitatea sistemelor coloidale;
- principalele faze ale procesului de coagulare-floculare cu ar fi, hidroliza reactivilor chimici utilizați, destabilizarea coloizilor, transportul în destabilizare;
- influența pH-ului, a potențialului zeta, a alcalinității, a materiilor organice dizolvate și a temperaturii asupra procesului de coagulare.

Studiile experimentale au fost efectuate atât la scară naturală în stația de tratare a apei din Baia Mare, cât și la nivel de laborator și pilot industrial, folosindu-se numai apă captată din lacul de acumulare Strimtori-Firiza.

Din cercetările experimentale efectuate s-a stabilit conform cerințelor în vigoare că apa brută care alimentează stația de tratare a municipiului Baia Mare, intră în grupa apelor de suprafață din categoria A₂.

Cu ajutorul unui program de calcul matematic și a unei baze de date în care sunt monitorizate valorile determinate ale parametrilor analizați, s-a întocmit un studiu privind calitatea apei brute în perioada anilor 2004-2007. Pentru a stabili calitatea apei brute s-au analizat valorile medii lunare ale principalilor parametri ca: temperatură, turbiditate, oxidabilitate pH, aluminiu rezidual și s-au stabilit domeniile de variație ale acestora în perioada de studiu.

Din acest studiu rezultă că în general calitatea acestei surse este corespunzătoare la principalii parametri, cu excepția a 3-4 luni pe an, când se înregistrează variații mari de temperatură, turbiditate și oxidabilitate. Fenomenele naturale ca, topirile de zăpadă, aluviunile de pe versanții ce împrejmuiesc lacul, ploilor abundente căzute, destratificarea apei din lac și antrenarea nămolului de pe

fundul acestuia în perioadele când volumul de apă din lac este scăzut, duc la obținerea unor turbidități ridicate ale apei brute.

S-a făcut o prezentare a fluxului tehnologic existent în stația de tratare a apei, a condițiilor de dozare a sulfatului de aluminiu și a hidroxidului de calciu, precum și a dozelor optime aplicate.

Datorită fenomenelor naturale prezentate și a faptului că fluxul tehnologic al stației de tratare nu are inclusă etapa de decantare a nămolului, calitatea apei obținute este necorespunzătoare la parametrul turbiditate.

În vederea stabilirii principalelor cauze care determină depășirea limitei la parametrul turbiditate în apa destinată consumului uman, s-au analizat turbiditățile obținute ale apei potabile comparativ cu turbiditățile apei brute pe parcursul a 30 de zile calendaristice, fiecare lună prezentată este reprezentativă pentru un an din perioada de studiu menționată 2004-2007.

Studiile efectuate au demonstrat că nerespectarea condițiilor optime impuse procesului de coagulare determină în perioadele menționate eficiențe scăzute de reducere a turbidității apei la valori cuprinse între 8.00-80.0%. Temperaturile scăzute ale apei brute afectează viteza de hidroliză a sulfatului de aluminiu precum și viteza de sedimentare a flocoanelor formate, datorită în principal creșterii viscozității apei. Creșterea dozei de coagulant în condițiile neasigurării condițiilor optime de amestecare care influențează direct mărimea agregatelor formate și decantarea acestora, nu conduce la îmbunătățirea procesului de coagulare-separare materii coloidale.

Coagularea pericinetică și ortocinetică se realizează în turnul de amestec (camera de amestec) și pe traseul parcurs de la turn la clarificatoare. Aceasta distanța este parcursă în timp de 5-10 minute, ceea ce este insuficient pentru obținerea unor condiții optime de coagulare. Sistemele coloidale formate nu sunt destabilizate în totalitate, ceea ce face imposibilă formarea flocoanelor mari stabile cinetic capabile să se depună mult mai ușor apoi în clarificatoare. Se formează în schimb flocoane mărunte care nu se depun în clarificatoare ele trec direct în stratul filtrant, făcând astfel greoaie operațiunea de spălare.

Lipsa treptei de decantare conduce în mod nedorit la o supraîncărcare a clarificatoarelor de contact, unde se rețin aproximativ 40 % din suspensii ceea ce conduce la obținerea unui randament scăzut de filtrare.

Concentrația aluminiului rezidual în apa tratată este peste limita admisă de legislația în vigoare.

În vederea îmbunătățirii calității apei potabile produse în stația de tratare se propune efectuarea unor studii de laborator privind :

- testarea unor reactivi noi de coagulare ca policloruri bazice de aluminiu, aluminat de sodiu precum și testarea diferitelor combinații din reactivii prezentați;
- determinarea dozelor optime de coagulant, prin metoda Jar-test, utilizând un timp mai mare de 10 minute pentru agitarea lentă;
- scoaterea din funcțiune a clarificatoarelor și introducerea treptei de decantare în procesul tehnologic, se propune introducerea unor decantoare lamelare combinate cu camera de amestec și cameră de reacție.

Datorită compoziției complexe a particularităților sursei de apă brută provenită din Lacul Firiza, și a variației în timp a compoziției fizico-chimice, în cadrul studiilor de laborator prezentate s-a pus problema găsirii unui coagulant eficient pentru această sursă de supratață atipică. Practic se dorește ca prin procesul de coagulare particulele care au stat în lac luni sau ani de zile să fie agregate într-o oră sau mai puțin. Datorită faptului că un bun coagulant trebuie să ducă la o limpezire eficientă a apei, să micșoreze concentrația substanțelor organice și să se regăsească

în concentrație cât mai mică în apă potabilă, în condițiile respectării parametrilor optimi de lucru, problema nu este simplă deoarece pe lângă studiile de laborator trebuie efectuate și studii la scară de pilot industrial.

La nivel de laborator s-au efectuat studii privind tratarea apei cu sulfat de aluminiu (SA) comparativ cu policlorură bazică de aluminiu (PAC) și studii privind influența unor factori asupra procesului de coagulare.

Astfel cercetările experimentale s-au desfășurat pe o perioadă de doi ani de zile și au avut ca scop obținerea unor date cu privire la :

- alegerea reactivului de coagulare floclare corespunzător pentru îndepărtarea impurităților din apă;
- determinarea dozei optime de coagulare, ca fiind cea mai mică doză pentru care se obține eficiența necesară și limitele de variație a acestei doze funcție de caracteristicile apei tratate;
- determinarea limitelor de pH și a pH-ului optim de coagulare;
- determinarea timpului și gradului de agitare optim pentru coagulare-floclare.

Scopul studiilor privind tratarea apei cu sulfat de aluminiu comparativ cu policlorură bazică de aluminiu constă în determinarea dozelor optime de aluminiu pentru fiecare coagulant în condiții de variație a turbidității apei brute între 10.0 UNT și 200 UNT. Pentru obținerea pH-ului optim de coagulare s-a utilizat ca reactiv de corecție pH, hidroxidul de calciu. Pentru determinarea dozelor optime de coagulare s-a utilizat metoda „Jar-test 2”.

Din datele experimentale obținute se constată că pentru domeniul de turbiditate al apei brute studiate, dozele optime pentru sulfat de aluminiu sunt cuprinse între (1,26-6,30) mgAl/L și sunt mai mari comparativ cu cele stabilite pentru policlorură bazică de aluminiu care sunt cuprinse între (1,10-2,20) mgAl/L. Se remarcă de asemenea că turbiditățile remanente corespunzătoare la doză optimă pentru reactivii de coagulare studiați au valori apropiate între (2.00-5.00) UNT.

Analizând rezultatele experimentale se constată că policlorura bazică de aluminiu (PAC), este mult mai eficientă comparativ cu sulfatul de aluminiu, în ceea ce privește turbiditatea remanentă și aluminiu rezidual.

Avantajele utilizării policlorurii bazice de aluminiu sunt :

- reacionează foarte repede cu apa, flocelele apar din timpul agitării rapide după 1minut;
- se poate lucra mult mai ușor la pH-ul optim de coagulare stabilit, deoarece necesarul de hidroxid de calciu este mult mai mic decât în cazul sulfatului de aluminiu;
- nu este necesară utilizarea adjuvanților;
- se poate doza și diluat;
- corespunde cerințelor europene.

Cu ajutorul rezultatelor experimentale obținute din studiul de laborator se propune efectuarea unui studiu pe pilot industrial utilizând sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu, comparativ cu policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu. Scopul principal este acela de-a implementa în fluxul tehnologic tehnica optimă de tratare a sursei studiate.

Studiile privind îmbunătățirea procesului de coagulare prin folosirea aluminatului de sodiu (AN), au avut ca scop determinarea condițiilor optime privind testarea unei policloruri bazice de aluminiu denumită PAC_s, pentru turbidități reprezentative ale apei brute, oferind informații privind gradul de reducere în timp a turbidității comparativ cu timpul de depunere nămolului.

Din analiza comparativă a rezultatelor experimentale rezultă că policlura bazică de aluminiu (PACs) prezintă eficiență ridicată asupra procesului de coagulare

în condițiile în care se utilizează în combinație cu hidroxid de calciu sau cu aluminat de sodiu. Tehnica de tratare a apei utilizând combinat policlorură bazică de aluminiu (PACs) și aluminat de sodiu (AN), în raport de 1:1 prezintă eficiență asupra procesului de coagulare a suspensiilor din apă. Aluminatul de sodiu poate înlocui hidroxidul de calciu în procesul de tratare a apei, deoarece este cunoscut faptul că hidroxidul de calciu prezintă unele inconveniente legate de dozarea acestuia în instalații.

Studiile experimentale privind influența potențialului zeta (PZ) au avut ca scop stabilirea unor condiții optime de coagulare concomitent cu reducerea turbidității apei brute. Studiile s-au efectuat în paralel cu determinarea dozelor optime de coagulare prin metoda „Jar-test 2”, utilizând ca reactivi de coagulare sulfat de aluminiu comparativ cu policlorura bazică de aluminiu și hidroxid de calciu pentru corecție pH, pe apă brută cu turbiditate de 10.0 și 30.0 UNT.

Din analiza comparativă a rezultatelor prezentate reiasă faptul că policlorura bazică de aluminiu prezintă o eficiență mai bună decât sulfatul de aluminiu. Pentru turbiditate de 30.0 UNT a apei brute tratată cu sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu există un punct de coagulare maximă unde $PZ=0.00$ mV, și coincide cu doza optimă stabilită. Acest fenomen se datorează faptului că turbiditatea apei este mai mare iar coagularea suspensiilor se realizează mult mai ușor comparativ cu situația în care turbiditatea apei este de 10.0 UNT. Astfel s-a demonstrat și din acest punct de vedere că o apă caracterizată de turbiditate mică (10.0 UNT) și alcalinitate scăzută este foarte greu de tratat în condițiile utilizării sulfatului de aluminiu.

Tehnica utilizării potențialului zeta reprezintă o contribuție importantă la metodele moderne de determinare a condițiilor optime de coagulare-floculare. Cu toate acestea, numai controlul potențialului zeta nu este suficient pentru a rezolva complet problemele puse de reactivii utilizați în procesul de coagulare-floculare.

Studiile experimentale privind influența materiilor organice asupra procesului de coagulare au avut ca scop reducerea conținutului de substanțe humice prezente în apă utilizând ca reactivi de coagulare sulfat de aluminiu (SA) comparativ cu policlorura bazică de aluminiu (PAC) și hidroxid de calciu pentru corecție pH, pe apă brută cu turbiditate de 10.0-200 UNT. Prin procesul de coagulare, la doza optimă stabilită pentru fiecare turbiditate a apei brute și reactiv de coagulare utilizat, conținutul de material humic se reduce semnificativ.

Rezultatele experimentale au demonstrat că, la turbidități ale apei brute cuprinse între 10.0-30.0 UNT, la dozele optime stabilite, eficiența de reducere a conținutului de materii organice dizolvate este mai mare în cazul utilizării policlorurii bazice de aluminiu (PAC), comparativ cu sulfatul de aluminiu. La turbidități ale apei brute cuprinse între 30.0-200 UNT, la dozele optime stabilite eficiența de reducere a conținutului de materii organice dizolvate este comparabilă în cazul utilizării ambilor reactivi de coagulare.

Din rezultatele experimentale efectuate în laborator rezultă că, mărirea dozei de coagulant față de doza optimă stabilită nu îmbunătățește foarte mult efectul de reducere a turbidității, ci probabil are un efect asupra creșterii volumului de sedimente. Depășirea dozei optime de reactiv de coagulare stabilită prin metoda Jar-test, determină în unele situații, un efect contrar concretizat prin creșterea turbidității și a concentrației aluminiului rezidual la apa tratată.

Este foarte cunoscut că procesele naturale alterează calitatea apelor, datorită ploilor torențiale care spală malurile antrenând suspensii minerale și resturi organice, eroziunea, colmatările, alunecările de teren care descoperă straturi de roci solubile. Corectarea calității acestor ape se realizează prin procedeele de tratare rezultând apă tratată și nămol.

Prin analiza de difracție cu raze X s-au identificat produșii rezultați din nămolul obținut prin tratarea apei brute la turbiditate de 30.0 UNT și 200 UNT, cu policloră bazică de aluminiu și hidroxid de calciu, la doză optimă. Astfel s-au identificat următoarele faze cristaline, dikite, gibsitate, clinochlore. Descrierea compușilor identificați conform literaturii de specialitate relevă prezența acestora în compoziția naturală a sursei de apă studiate.

Pe baza studiului de laborator privind tehnica de tratare apei cu policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu, cu ajutorul unui program de calcul matematic, pentru determinarea dozei optime de aluminiu corespunătoare unor turbidități ale apei brute cuprinse între 0.00-200 UNT, s-a obținut un modelul matematic de tip Langmuir. S-a prezentat, linia de regresie, (unde: x este turbiditatea, y este doza de aluminiu).

Scopul studiilor la scară de pilot industrial este de a asigura prin operații și procese unitare indicatorii de calitate ceruți de consumator. Fluxul tehnologic aplicat în instalația pilot industrial (Microuzină) cuprinde următoarele etape: captare apă brută, amestecarea apei cu reactivi de coagulare în cameră de amestec apă, finisarea procesului de coagulare în camera de reacție combinată cu decantor lamelar, filtrarea apei prin filtre sub presiune, dezinfecția apei cu hipoclorit de sodiu și înmagazinarea apei potabile. Pe baza studiilor de laborator, pe pilotul industrial s-a stabilit eficiența procesului de coagulare utilizând sulfat de aluminiu (SA) în combinație cu hidroxid de calciu comparativ cu policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu. S-a urmărit comportarea celor doi coagulanți pe fluxul tehnologic, în regim dinamic înregistrând și comparând performanțele acestora privind reducerea turbidității și a materiilor organice din apa brută.

Fiecare tehnică de tratare s-a experimentat timp de o lună zile, cu monitorizarea permanentă a calității apei brute și a apei potabile la indicatorii principali (turbiditate, alcalinitate, pH, oxidabilitate, aluminiu rezidual). Tehnica de tratare a apei utilizând sulfat de aluminiu și hidroxid de calciu prezintă eficiență redusă, indicatorii apei potabile - turbiditate și aluminiu rezidual fiind situați peste limita admisă de lege.

Utilizarea policlorurii bazice de aluminiu în procesul de coagulare conduce la optimizarea eficienței de tratare, toți parametrii analizați prezentând valori sub limita concentrațiilor maxime admise de legislația în vigoare pentru apa destinată consumului uman.

Policlorura bazică de aluminiu (coagulant parțial hidrolizat) asigură o bună îndepărtare a turbidității și a materiilor organice asociate, concentrațiile de aluminiu rezidual fiind situate sub valoarea normată.

Studiile efectuate reprezintă o contribuție originală, având ca finalitate aplicarea în practică a tehnici optime studiate. În prezent la Stația Microuzină-administrată de SC VITAL SA Baia Mare se utilizează policlorură bazică de aluminiu și hidroxid de calciu în procesul de tratare a apei. Apa potabilă obținută este distribuită locuitorilor din cartierul Ferneziu al municipiului Baia Mare.

BIBLIOGRAFIE

1. G.Burtică, A.Negrea, D.Micu, C. Orha, Poluanții și mediul înconjurător, Editura Politehnica, Timișoara, 2005.
2. O.Blăgoi, E. L. Pușcaș, Tratatul apelor de suprafață-Metode chimice, Editura Dosoitei, Iași, 1997.
3. S.Mănescu, M.Cucu, M.Diaconescu, Chimia sanitară a mediului, Editura Medicală București, 1994.
4. G. Burtică ș.a. Tehnologii de tratare a efluenților reziduali, Editura Politehnica Timișoara, 2000.
5. P.Trofin, Alimentații cu apă , Editura Didactică și Pedagogică București, 1983.
6. M.Negulescu, Protecția calității apelor, Ed.tehnică București, 1982.
7. G. Burtică, I.Vlaicu, A. Negrea, Tratatul cu clor a apei în scop potabil, Editura Politehnica, 2002.
8. V. Rojanski, T. Ognean, Cartea operatorului din stațiile de tratare și epurare a apelor, Editura Tehnică București, 1989.
9. M. Hofstra, G. Verstappen - European Water Pollution Control, 3(1), 1993.
10. L. Salmhotz, European Water Pollution Control, 3(2), 1993.
11. C. Villeneuve, European Water Pollution Control, 3(2), 1993.
12. C. Teodosiu, Tehnologia apei potabile și industriale, Editura Matrix Rom, București, 2001.
13. T.H.Y. Water, Quality control, 5th edition, Ed. Butterworth-Heinemann, 1998.
14. D.G. Stevenson, Water Treatment Unit Processes, Imperial College Press, London, 1997.
15. V. Rojanski, Alimentația cu apă la punct de răscruce, Editura Ceres, București, 1986.
16. G.H.C. Ionescu, Instalații de alimentație cu apă, Editura Matrix Rom, București, 2004.
17. <http://ro.wikipedia.org>
18. <http://agir.ro>.
19. <http://greenagenda.org>
20. I. Pislarășu Alimentații cu apă, Editura Tehnică, București, 1981.
21. ***Legea 458/2002 privind calitatea apei potabile.
22. ***Directiva 98/83/EC.
23. ***NPTA-013 Normele de calitate pe care trebuie să le îndeplinească apele de suprafață utilizate pentru potabilizare-prevăzute în anexa nr.1.
24. ***NPTA-014 Normativul privind metodele de măsurare și frecvența de prelevare și analiză a probelor din apele de suprafață destinate producerii de apă potabilă prevăzute în anexa nr.2.
25. Degremont, Water treatment, handbook, sixth edition, 1991.
26. V. Coheci, Bazele Tehn. Chimice, vol II, I.P. Traian Vuia Timișoara, 1964.
27. Gh. Petca, **E.Cical**, Instalații pentru construcții și confort ambiental, Timișoara, 1997.
28. H.I. Nașu, L. Jatschi, Chimie analitică și instrumentală, Editura Academic Press, Cluj-Napoca, 2006.

29. Gh.Vâtcă, *Lucrări practice de analiză instrumentală*, Editura Risoprint, Cluj-Napoca, 2002.
30. Baes C.F., Mesmer R.E., *Hydrolysis of Cations*, Jhon Wiley&Sons, New York, 1976.
31. G.Racovițeanu, *Teoria decantării și filtrării apei*, Editura Matrix Rom, București, 2003.
32. <http://www.hydrop.pub.ro>
33. A. V. Juga, V. Chanadata, J. Ghanbajan, B. S. Lartigese, J. L. Berssilona, *Water Research*, 39, 2005, 3849.
34. I. Ko, J. Y. Kma, K. W. Kim, *Chemical Speciation and Bioavaikability* 2003, 17, (2), pag. 41.
35. R. D. Letterman, A. Amirtharajah, C. R. O Melia, *Coagulation and Flocculation in Water Quality and Treatment*, Inc. Mc. Graw hill New York, 1999.
36. *Water quality assessments, A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*, Edited by Deborah Chapman, 1992.
37. Bârsan, *Alimentări cu apă*, Editura Performantica, Iași, 2005.
38. *EPA Guidance Manual Turbidity Provisions*, aprilie 1999.
39. J.K. Edzwald, W.C. Becker, K.L. Wattier, *Journal AWWA* 1985, 77(4), pag. 122.
40. F. Manea, D. Marșavina, I. Ursoiu, *Principii, metode și aplicații în analiza apei*, Editura Politehnica, Timișoara, 2004.
41. E. Fellows, *International Workshop on Monitoring and Assessment in water management*, 1994.
42. A. Varduca, *Sistem de monitoring al mediului din România. Mediul Înconjurător*, vol. II, 1991.
43. C. Leveke, *Ecologie generale*, Tempus DESS, UTCB, 1996.
44. H. C. Flemming, *Appl.Microbiol. Biot* 2002, 59.
45. G. O' Toole, H.B. Kaplan, and C.Kolter, *Annu Rev Microbiol* 2000, 54, pag. 49.
46. P. Watrik and R. Kolter, *J.Bacteriol* 2000, 182, pag. 2675.
47. S.Stoianovici, D.Robescu, D.Stamatoriu, *Calculul și construcția echipamentelor de oxigenare a apelor complete*, Editura tehnica, Bucuresti, 1980.
48. Binnie, C., Kimber, M. and Smethurst. G.,. *Basic water treatment*. Thomas Telford Ltd., London, 2002.
49. *American Water Works Association (AWWA), Introduction to water treatment*. Denver, 1984.
50. H.Straus, *Igienă*, Editura Didactică și pedagogică, București, 1980.
51. S. Mattson, *J. Phys. Chem.*, 32, 1928, 1532;
52. A. P. Black, *J. AWWA*, 26, 1934, 1713.
53. O'Melia, *Physico Chemical Processes for Water Quality Control*, J. Walter, ed. Johnwiley and Sons, NY, 1972, 61.
54. C. A. Dempsey, *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 1984, 14, (4), pag. 311.
55. A. Amirtharajah, K. M. Mills, *J. Am Water Works Association*, 74, (4), 1982, 210.
56. A. Amirtharajah, C. R. O'Melia, *Water Quality and Treatment: A Handbook of Community Water Supplies*, F. W. Pontius, Ed. Mc. Grow Hill, N.Y., 1990, 269.
57. J. J. Rook, *Water Treatment Engineering* 1974, 23, pag 234.
58. W. R. Mackenzie, N. J. Hoxie, M. S. Gradus, *New England Journal of Medicine* 1994, 331, pag. 161.
59. J. Q. Jiang, N. J. D. Graham, *Water Science and Technology* 1998, 37, (2.), pag. 121.

60. S. Mășu, E. Zamfiroiu, Coagularea cu adaos de reactivi - procedeu de tratare și eliminare a impurităților din ape cu ajutorul sărurilor hidrolizate, Ed. EUROBIT, Timișoara, 2007.
61. Agraman, Y. and Kaufman, W.J., J. Sanit 1970. Eng. Div. ASCE, 96, pag. 223.
62. O.Ianculescu, D. Ianculescu, Procesul de coagulare floculare în tratarea apei de alimentare Optimizarea camerei de reacție din stațiile de tratare, Editura Matrox Rom, București, 2008 B.
63. Katalin, Teză de doctorat, 2005
64. D.C.Danielescu, Teză de doctorat, 2008
65. G.E. Moșoarcă, Aluminii în apa potabilă, Editura Politehnica Timișoara, Timișoara, 2004.
66. Gregory J., Duan, J. Pure Appl. Chem. 2001, 73 (12), pag. .
67. Bratby, J., Miller, M.W. and Marais, G.V.R., 1977. Design of Flocculation systems from batch test data. Water S. Afr., 3(4): 173-182.
68. Chen Z., Fan.B., Peng X., Zang Z., Fan J., Luan Z., Chemosfere 2006, 64, pag. 912.
69. Gh. Marcu, M. Brezeanu, C. Bejan, A. Bâtcă, R. Cătuneanu, Chimie anorganică, Editura Didactică și Pedagogică, București, 1989.
70. American Society of Civil Engineers (ASCE) and American Water Works Association (AWWA). Water treatment plant design. McGraw-Hill, New York, 1998.
71. E. Ceaușescu, Enciclopedia de chimie vol.1 A-B, Editura Științifică și Enciclopedică, București, 1983.
72. C.D. Albu, M. Brezeanu, Mica enciclopedie de chimie, Editura enciclopedică română, București, 1974.
73. I. Bănățeanu, M. Popa, F. Barca, Chimie pentru muncitori și tehnicieni din industria chimică, Editura Tehnică, București, 1977.
74. Dempsey, B.A., 1987. Chemistry of coagulants. Influence of coagulation on the selection, operation, and performance of water treatment facilities and processes, Seminar of the American Water Works Association (AWWA), Denver. Colorado: 19-30.
75. <http://www.zetameter.ro>
76. Driscoll, C.T. and Letterman, R.D., J. Envir. Engrg. Div. 1988, 114(2), pag. 2
77. Fiessinger, F. Coagulation et flocculation Partie I Tokie, 1978.
78. Fiessinger, F. Bersillon L.J., La tribune du Cebedeanu, nr. 399, 1977.
79. Matsui, Y., Yuasa, A., Furuya, Y. and Kamei, T., JAWWA 1998, 90(10), pag. 96.
80. Argaman, Y.A. and Kaufman W.J., J. Sanit. Eng. Div. ASCE 1970, 96, pag. 223.
81. Stum, W. O 'Melia, R. C. Jurnal American Water Works Association 1968, 54, nr. 5, pag. .
82. Sharp, E. L., Parson, S.A., Jeferson B., Science in the Total Environment 2006, 363, pag. 183.
83. Gao B.Y.Q., Chemosfere 2005, 61, pag. 579.
84. Edzwald J.K. Van Benschoten, G.A., Berlin Springer Verlag Treatment 1990, pag. 20.
85. Jiang J.O., Grahan N.J.D., Water SA 1998, 24(3), pag. 234.
86. Sharp E.L., Parson S.A., Jeferson B., Science in the Total Environment 2006, 363, pag. 183.
87. Chen Z., Fan.B., Peng X., Zang Z., Fan J., Luan Z., Chemosfere 2006, 64, pag. 912.
88. Bunker, D.Q., Edzwald, J.K., Dahlquist, J. and Gillberg, L., Wat. and Sci. Tech. 1995, 31(3), pag. 63

89. Zhang, J.J. and Li, X.Y., American Institute of Chemical Engineers Journal 2003, 49(7), pag. 1870.
90. Argaman, Y.A., JAWWA 1971, 63 (12), pag. 775.
91. Al-Laya, M.A. and Middlebrooks, E.J., Water and Sewage Works 1974, 121(9), pag. 76.
92. Argaman, Y.A., JAWWA 1971, 63 (12), pag. 775.
93. Heinanen, J., Jour. Aqua Fennica 1987, (17) 2, pag. 201.
94. I.Bănăţeanu, M.Popa, F.Barca, Chimie pentru muncitori și tehnicieni din industria chimică, Editura Tehnică, București, 1977.
95. L.Ardelean, M.Gorea, **E.Cical**, A.Michnea, Studia Universitatis Babes Bolyai, Chemia, vol LIV, no.1, 2009, p.115
96. **** Regulamnet cadru de exploate și întreținere a Statiei de tratare a apei din Baia Mare, 1999.
97. *** Reabilitarea sistemelor de alimenatre cu apă și canalizare, Plan strategic, Baia Mare, 2001.
98. *** Indrumător departamentrul privind proiectarea gospodăririlor de reactivi din cadrul stațiilor de tratare a apei potabile, 1975.
99. **E.Cical**, Revista "Eco Terra" 2007, nr.12, pag. 24.
100. **E.Cical**, G.Burtică, M. Mecea, Proceedings of The 12th Symposium on Analytical and Environmental Problems, 2005, Szab, Szeged, Hungary pag.15.
101. **E.Cical**, G. Burtică, M. Mecea, Chem. Bull. Politeh. Univ. Timisoara 2005, 50(64), pag. 119
102. **E.Cical**, G.Burtică, L.Teuca, Chem. Bull.Politeh. Univ.Timisoara 2005, 50(64), pag. 116.
103. **E.Cical**, G.Oprea, C.Mihali, L.Ardelean, G.Burtică, L.Lupa, Rev.chimie 2008, 58 (9), pag. 1030.
104. E. Pinkovschi, Indrumătorul laborantului chimist, Editura Tehnică, 1975.
105. *** SR ISO 5667-5/97, Determinarea turbidității apei.
106. *** STAS, 6396/90 Determinarea aluminului .
107. *** STAS Determinarea conținutului de materii organice.
108. *** STAS 6363/76 Determinarea alcalinității.
109. *** SR ISO 10523/1997 Determinarea pH-ului.
110. **E.Cical**, G.Burtică, G.Gasparik, Trace Elements in the Food Chain, Proceedings of the International Symposium on Trace Elements in the Food Chain, Budapesta, Hungary, 2006, pag.107.
111. **E. Cical**, G.Burtică, G.Gasparik, M.Mecea, Environment Progress 5 2005, Cluj-Napoca, pag. 83.
112. **E.Cical**, G.Burtica, M.Mecea, Environment Progress, 9/2007, Cluj -Napoca pag. 113.
113. **E. Cical**, G.Burtică, L.Lupa, Environment Progress, 6/2006, Cluj -Napoca pag.54.
114. C. Mihali, **E. Cical**, G. Oprea, G.Vâtcă, G. Burtică, L. Lupa, Bull.Politeh. Univ.Timisoara, 2008, 53 (67), p.73
115. **E.Cical**, G.Burtica, G.Gasparik, A.Negrea, L.Lupa, Environmental Engineering and Management Journal 2006, vol. 5, pag.29.
116. **E.Cical**, G.Gasparik, G. Burtică, L. Lupa, Proceedings of The 13th Symposium on Analytical and Environmental Problems, 2006, Szab, Szeged, Hungary, pag. 127.
117. **E. Cical**, M. Mecea, G. Gasparik., G. Burtică Cell Biol Toxicol 2008, Suppl (S1-S130),
118. C.Podaru, Teză de doctorat, 2008

119. M. Popescu, *Chimia poluanților atmosferici*, Editura MatrixRom, București, 2007.
120. M. Ilios, G. Bocea, C. Bogatu, *The 13th Symposium on Analytical and Environmental problems*, Szeged, SZAB, 2006 pag. 203.
121. *** SR 2852/93 Pelevarea, conservarea, transportul păstrarea și identificarea probelor.
122. *** SR ISO 5667-5/1991, Ghid pentru prelevarea apei potabile și a apei din industria alimentelor și băuturilor.
123. *** SR ISO 5667-4/2000, Ghid de prelevare a apelor din lacuri naturale și artificiale.
124. **E. Cical**, L. Ardelean, M. Benea, N. Har, G. Burtică, *Environment Progress*, 6/2006, Cluj – Napoca pag. 54-57.
125. C. Mihali, G. Oprea, **E. Cical**, *Bull. Politeh. Univ. Timișoara*, 2008, 53 (67), p. 159
126. Agarwal, S., M. Abu-Orf, and J.T. Novak, *Water Research* 2005, 39(7), pag. 1301.
127. Adhin, A. and Rebhun, M., *JAWWA* 1974, 66(2), pag. 109.
128. **E. Cical**, C. Raț, F. Moni, G. Burtica, *Proceedings of The 13th Symposium on Analytical and Environmental Problems*, 2006, Szab, Szeged, Hungary, pag. 122.
129. G. Burtica, I. Vlaicu, A. Negrea, *Tratarea apei în scop potabil*, Editura Politehnica Timișoara, 2002.
130. M. Ilios, G. Bocea, A. Iovi, *Chem Bull, "Politehnica" Univ. Timișoara* 2005, 50(64) 1-2, pag. 83.
131. C. Bogatu, D. Batan, I. Vlaicu, D. Chiș, D. Marșavina, G. Moșoarcă, A. Iovi, *Chem Bull, "Politehnica" Univ. Timișoara* 2005, 50(64) 1-2, pag. 95.
132. L. Ardelean, **E. Cical**, M. Benea, N. Har, G. Burtica, A. Negrea, *Proceedings of The 13th Symposium on Analytical and Environmental Problems*, 2006, Szab, Szeged, Hungary pag. 132.
133. *** JCPDS-International Center for diffraction, Data 02-0104 dikite.
134. *** JCPDS-International Center for diffraction, Data 02-0249 gibsite.
135. *** JCPDS-International Center for diffraction, Data 02-0118 clinoclor.
136. Driscoll, C.T. and Letterman, R.D., *J. Envir. Engrg. Div.* 1988, 114(2), pag. 21
137. R. Florea, *Cristalografie, mineralogie, petrografie*, Editura Univesității Transilvania, Brașov, 1998.
138. R.G. Florea, *Mineralogie aplicată*, Editura Transilvania, Brașov. 2006.
139. **E. Cical**, C. Mihali, G. Oprea, G. Burtica, L. Lupa, *Proceedings of The 1st International Conference, Environment – Natural Sciences – Food Industry In European Context*, 2007, Baia Mare, pag. 133.
140. B.K. Vainștein, *Cristalografia modernă, Simetria cristalelor, Metodele Cristalografiei structurale*, Editura Științifică și Enciclopedică, București, 1989
141. A. Butucelea, *Tehnici noi în spectroscopie*, Editura Științifică și Enciclopedică, București, 1984.
142. D.J. Pietrzyk, C.W. Frank, *Chimie analitică*, Editura Tehnică, București, 1989.
143. I. Gh. Tănase, G.L. Radu, A. Pană, M. Buleandă, *Validarea metodelor analitice, principii teoretice și studii de caz*, București, 2007.
144. D.I. Seracu, *Indreptar de chimie analitică*, Editura tehnică, București, 1989.
145. Van Benschoten, J.E. and Edzwald, J.K., *Water Res.* 1990, 24(12), pag. 1519.
146. Argaman, Y.A., *JAWWA* 1971, 63 (12), pag. 775.
147. Thomas, D.N., Judd, S.J. and Fawcett, N., *Water Res.* 1999, 33(7), pag. 1579.
148. Flynn, C.M., *Chemical Rev.* 1984, 84(1), pag. 31.
149. Hutchison, W. and Foley, P.D., *JAWWA* 1974, 66(2), pag. 79.

150. Matsui, Y., Yuasa, A., Furuya, Y. and Kamei, T., JAWWA 1998, 90(10), pag. 96.
151. Shea, T.G., Gates, W.E. and Argaman, Y.A., JAWWA 1971, 63(1), pag. 41.
152. G. Oprea, A. Michnea, **E. Cical**, C. Mihali, Revista de chimie 2009, 60 (6) pag. 517.
153. Han, M. and Lawler, D.F., JAWWA 1992, 82(11), pag. 56.
154. L. Ardelean, Teză de doctorat, 2008
155. Mothadi, M.F. and Rao, O.N., Water Res. 1973, 7, pag. 747.
156. C. Mihali, G. Oprea, **E. Cical**, Studia Universitatis, Babes Bolyai Chemia, 2009, vol. LIV Nr.3, p.141
157. Schultz, C.R., Singer, P.C., Gandley, R. and Nix, J.E., JAWWA 1984, 76(8), pag. 51.
158. Spicer, P.T. and Pratsinis, S.E., Water Res. 1996, 30(5), pag. 1049.
159. Chatterjee, T., S. Chatterjee, D.S. Lee, M.W. Lee, and S.H. Woo, Chemosphere 2009, 75(10), pag. 1307.
160. Deshmukh, S.S. and A.E. Childress, Desalination 2001, 140(1), pag. 87.
161. Gun'ko, V.M., V.I. Zarko, R. Leboda, and E. Chibowski, Advances in Colloid and Interface Science 2001, 91(1), pag. 108.
162. Kim, J.Y. and J.J. Sansalone, Journal of Hydrology 2008, 356(1-2), pag. 163.
163. Lopez Valdivieso, A., J.L. Reyes Bahena, S. Song, and R. Herrera Urbina, Journal of Colloid and Interface Science 2006, 298(1), pag. 1.
164. Schrader, G.A., A. Zwijnenburg, and M. Wessling, Journal of Membrane Science 2005, 266(1-2), pag. 80.
165. Sharp, E.L., P. Jarvis, S.A. Parsons, and B. Jefferson, Environmental Science and Technology 2006, 40(12), pag. 3934.
166. Xagorarakis, I. and G.W. Harrington, Journal of Environmental Engineering 2004, 130(12), pag. 1424.
167. Bahena, J.L.R., A.R. Cabrera, A.L. Valdivieso, and R.H. Urbina, Separation Science and Technology 2002, 37(8), pag. 1973.
168. Das, M.R., J.M. Borah, W. Kunz, B.W. Ninham, and S. Mahiuddin, Journal of Colloid and Interface Science 2002, 344(2), pag. 482.
169. Morris, J.K. and Knocke, W.R., JAWWA 1984, 76(3), pag. 74.
170. Wang, X.C., Jin, P.K. and Gregory, J., Water Supply 2002, 2(2), pag. 99.