

**UNIVERSITATEA POLITEHNICA TIMIȘOARA  
FACULTATEA DE CHIMIE INDUSTRIALĂ ȘI  
INGINERIA MEDIULUI  
CATEDRA INGINERIE CHIMICĂ**

**Ing. MOȘOARCĂ GIANNIN EMANUEL**

**TEZĂ DE DOCTORAT**

**CONTRIBUȚII LA STUDIUL PROCESULUI  
TEHNOLOGIC DE POTABILIZARE A  
APELOR SUBTERANE ȘI DE SUPRAFAȚĂ  
ÎN VEDEREA ÎMBUNĂTĂȚIRII CALITĂȚII  
ACESTUIA**

TEH.  
BIBLIOTECĂ INDUSTRIALĂ  
volum 644.719  
369 E

**Conducător științific  
Prof. Dr. Ing. PERJU DELIA**

**2004**

## Cuprins

<b>Introducere</b> .....	4
<b>Obiectivele lucrării</b> .....	11
<b>Capitolul 1</b>	
<b>Caracteristicile generale ale apelor naturale, subterane și de suprafață</b> .....	
12	
1.1. Caracteristicile apelor subterane.....	12
1.2. Caracteristicile apelor de suprafață .....	18
<b>Capitolul 2</b>	
<b>Metodologii de potabilizare a apelor naturale</b> .....	
21	
2.1. Considerații generale .....	21
2.2. Alegerea sursei de apă.....	21
2.3. Metodologii de potabilizare a apelor subterane .....	22
2.3.1. Aerarea apei în procesul de deferizare – demanganizare.....	24
2.3.2. Filtrarea apei în procesul de deferizare – demanganizare .....	27
2.3.3. Precipitarea chimică .....	32
2.3.4. Schimbul ionic.....	33
2.3.5. Scheme de tratare a apelor subterane .....	34
2.4. Metodologii de potabilizare a apelor de suprafață .....	38
2.4.1. Desnîsiparea.....	38
2.4.2. Coagularea (amestecare, destabilizare, floculare).....	39
2.4.3. Decantarea și flotația .....	41
2.4.4. Filtrarea.....	42
2.4.5. Oxidarea chimică.....	47
2.4.6. Adsorbția compușilor organici .....	48
2.4.7. Dezinfecția.....	49
2.4.8. Fluorarea.....	50
2.4.9. Scheme de tratare a apei de suprafață .....	51
<b>Capitolul 3</b>	
<b>Procese tehnologice propuse pentru potabilizarea apelor subterane și de suprafață</b> .....	
54	
3.1. Procesul tehnologic de potabilizarea a apei subterane cu recircularea apelor de spălare a filtrelor .....	54
3.1.1. Descrierea procesului tehnologic propus .....	54
3.1.2. Justificarea procesului tehnologic propus .....	55
3.1.3. Schema procesului tehnologic de potabilizare a apelor subterane propus .....	58
3.2. Procesul tehnologic de potabilizarea a apei de suprafață cu recircularea apelor de spălare a filtrelor și decantoarelor .....	59

3.2.1. Descrierea procesului tehnologic propus .....	60
3.2.2. Justificarea procesului tehnologic propus .....	60
3.2.3. Schema procesului tehnologic de potabilizare a apelor de suprafață propus .....	64

#### **Capitolul 4**

##### **Precizarea metodelor de investigare utilizate, a parametrilor mășurați.**

<b>Aparatura și echipamentele utilizate</b> .....	65
4.1. Scopul determinărilor experimentale .....	65
4.1.1. Scopul determinărilor experimentale efectuate pentru apa subterană .....	65
4.1.2. Scopul determinărilor experimentale efectuate pentru apa de suprafață.....	66
4.2. Precizarea parametrilor mășurați .....	68
4.3. Descrierea metodelor de investigare .....	70
4.3.1. Descrierea metodelor de investigare pentru apa subterană .....	70
4.3.2. Descrierea metodelor de investigare pentru apa de suprafață .....	72
4.4. Aparatura și echipamentele utilizate .....	76

#### **Capitolul 5**

##### **Interpretarea și prelucrarea matematică a determinărilor experimentale. Elaborarea modelelor matematice experimentale și compararea cu cele teoretice** .....

84	
5.1. Elaborarea experimentală a modelului matematic .....	84
5.2. Interpretarea și prelucrarea matematică a determinărilor experimentale efectuate pentru apa subterană.....	85
5.3. Interpretarea și prelucrarea matematică a determinărilor experimentale efectuate pentru apa de suprafață .....	133

#### **Capitolul 6**

##### **Relații de interdependență dintre parametrii caracteristici** .....

175	
6.1. Relații de interdependență dintre parametrii caracteristici pentru apa subterană.....	175
6.1.1. Recirculare apă filtrare I (deferizare) .....	175
6.1.2. Recirculare apă filtrare II (demanganizare).....	193
6.2. Relații de interdependență dintre parametrii caracteristici pentru apa de suprafață.....	198

#### **Capitolul 7**

##### **Testarea performanțelor modelelor experimentale obținute** .....

208	
7.1. Modele matematice statistice experimentale.....	208
7.1.1. Dependentele dintre parametrii caracteristici pentru apa subterană.....	209

---

7.1.1.1. Recirculare apă filtrare I (deferizare) .....	209
7.1.1.2. Recirculare apă filtrare II (demanganizare) .....	215
7.1.2. Dependențe dintre parametrii caracteristici pentru apa de suprafață.....	217
7.2. Modul de operare în vederea testării .....	219
7.3. Calculele matematice efectuate în vederea testării .....	220
<b>Capitolul 8</b>	
<b>Concluzii și contribuții originale</b> .....	225
8.1. Concluzii generale .....	225
8.2. Contribuții originale .....	234
<b>Bibliografie</b> .....	240



## Introducere

Apa, întocmai ca aerul și lumina este o condiție esențială pentru viață.

Numeroase studii etnologice și arheologice ilustrează influența hotărâtoare pe care a avut-o apa asupra formării vechilor civilizații.

Cele mai vechi civilizații din lume, aceea egipteană, sumeriană și harappa, au apărut în zone aride, fertilizate de apa Nilului, a Tigrului și a Eufratului sau a Indusului și a efluenților acestora. Alte vechi civilizații, cum este cea peruviană, s-au dezvoltat în zone de deșert, pe lângă oaze unde era necesar ca omul să intervină pentru a capta apele subterane sau pentru a devia cursurile de apă care să fertilizeze pământurile.

În trecutul civilizației au existat preocupări de seamă pe linia înzestrării cu lucrări de alimentare cu apă. Ruinele orașelor antice au scos la iveală rămășițele unor vechi construcții de captare a apei, de ridicare și de transportat prin tuburi de argilă arsă, și mai târziu din plumb sau cupru. [1 - 3]

Cercetările arheologice oferă multe asemenea exemple de lucrări și activități de mult practicate în China, America, Egipt, în vechile așezări gigantice, Babilon, ca și pe teritoriul geto-dacilor.

La Roma, ca și în alte teritorii ale imperiului roman, s-au executat apeducte și instalații remarcabile pentru alimentarea cu apă a cetățitorilor, a băilor romane.

Primele standarde au fost emise acum cel puțin 4000 de ani în urmă. În "Căutarea apei pure", Baker menționează surse sanscrite: "... [4]

În orânduirea feudală orașele au decăzut. În perioada de lăncezire a lucrărilor edilitare, molimele au făcut mari ravagii în rândurile populației.

Prin introducerea lucrărilor sistematice de alimentare cu apă, limitarea acțiunilor nefaste ale bolilor hidrice s-a putut realiza în mod riguros.

În a doua jumătate a secolului al XVII-lea își fac apariția instalații de apă de factură tehnică apreciabilă, iar avântul industriei din secolul al XVIII-lea a condus la creșterea orașelor și la dezvoltarea treptată a uzinelor și rețelelor de apă.

În orașele țării noastre, începuturile alimentării centrale cu apă se întâlnesc în Iași anul 1675. Instalațiile interioare de alimentare cu apă apar la București în anul 1822, însă primele conducte s-au aplicat la Iași în 1843. În 1914 instalații centrale de alimentare cu apă existau în mai puțin de 50 de orașe din țară. În perioada 1919-1944 s-a mai introdus alimentarea cu apă în alte 22 de centre. [5]

Creșterea numerică a populației și ridicarea standardului de viață, sporirea producției vegetale și animale, dezvoltarea industriei au determinat cerințe de apă tot mai mari.

Resursele de apă dulce sunt limitate însă la apele de suprafață continentale și la o parte din cele subterane.

Oceanele conțin peste 97 % din stocul total disponibil de apă de pe glob; din cauza salinității ei, apa de mare este puțin utilizată pentru folosințe menajere și industriale. O altă cantitate de apă de 2 % este blocată de frig, constituind ghețarii și calotele polare. Rezultă astfel că doar sub 1% din totalul volumului de apă de pe globul terestru (mai exact 0,63%) reprezintă rezervele lichide de pe continente, dar și din acestea numai aproximativ jumătate reprezintă apa din surse utilizabile. Apa fluviilor ce constituie sursa principală de aprovizionare cu apă, reprezintă abia a zecea mie parte din apa existentă pe glob. Numai apa imobilizată în calota de gheață a Antarcticii ar putea alimenta toate fluviile din lume timp de 800 de ani. [1, 5, 6]

Problema alimentării cu apă a unităților industriale și a gospodăriilor individuale constituie un factor important în dezvoltarea lor economică.

Apele subterane în comparație cu apele de suprafață, satisfac unitățile industriale și gospodăriile individuale în măsură mai mică din punct de vedere cantitativ decât calitativ, deoarece straturile acvifere oferă o apă cu debite mici, dar în majoritatea cazurilor corespunzătoare calitativ. [2, 5]

În afara calității, apele subterane mai prezintă și alte avantaje cum sunt: compensarea debitelor exploatare prin reînnoire naturală, protecția împotriva pierderilor prin evaporare, împotriva poluării de la suprafață și dezvoltării vegetației eutrofe. [5, 7]

În România, debitul de apă subterană exploatabil se estimează la circa 265 m<sup>3</sup>/s. [8]

Necesarul tot mai mare de apă a dus la utilizarea apelor de suprafață care oferă debite importante față de sursele subterane, dar de o calitate mai slabă. [9]

Proprietățile apei în starea ei naturală nu satisfac de cele mai multe ori condițiile de calitate cerute de consumatori. Corectarea calităților apei, în vederea satisfacerii condițiilor impuse de diversele utilizări, se realizează prin procedee de tratare, determinate de natura și starea de dispersie a substanțelor minerale și organice conținute în apă, substanțe care, după caz, trebuie total sau parțial eliminate.

Folosirea coagulanților pe bază de aluminiu în tratarea apei de suprafață poate duce la creșterea concentrației acestuia în apa tratată afectând calitatea apei la consumator. De exemplu, o concentrație ridicată a aluminiului rezidual poate crește turbiditatea apei în rețelele de distribuție prin precipitarea hidroxidului de aluminiu. Floculele de hidroxid pot interfera cu procesul de dezinfecție prin protejarea microorganismelor. De asemenea aluminiul rezidual poate duce la formarea de depozite în cotelile conductelor de alimentare ducând la scăderea capacității de transport a acestora. Studiile arată că aluminiul rezidual din apa potabilă este făcut responsabil de apariția la consumatori a bolii lui Alzheimer. [9 -11]

Cele mai multe agenții au stabilit standarde pentru controlul aluminiului din apa potabilă. Aceste valori sunt variabile și reflectă diferențele de opinie privind efectele prezenței acestuia. [10]

Practica clorării apei potabile este una din cele mai semnificative etape de dezvoltare ale secolului XX. Calitatea vieții noastre depinde de cunoașterea faptului că atunci când rotim robinetul apa va fi curată și sigură. Din acest motiv, peste 98% din tratarea apei realizează dezinfecția cu clor sau substanțe chimice pe bază de clor.

Clorarea a jucat un rol critic în protecția apei potabile, în lume, de bolile infecțioase hidrice timp de 90 de ani. Clorarea apei potabile are un rol extrem de important în protecția sănătății publice, eliminând practic bolile hidrice: holera, febra tifoidă, dizenteria și hepatita A. Peste 98% din sistemele de alimentare cu apă potabilă realizează dezinfecția cu clor deoarece are potențial germicid ridicat, este economic și eficient. Dezinfecția pe bază de clor, în marea majoritate, are remanență bună, previne regruparea microbilor și realizează protecția continuă de-a lungul rețelei de distribuție.

Bolile hidrice continuă să prezinte o provocare pentru oficialii de la sănătatea publică și pentru distribuitorii de apă. Prevenirea și controlul bolilor prin protecția surselor de apă și tratamentele tehnice corespunzătoare sunt extrem de importante. Neîngrijirea surselor de apă, netratarea sau tratarea inadecvată a apei potabile furnizate, fac ca aceasta să conțină microorganisme care pot duce la o explozie a apariției bolilor. Noile preocupări se referă la apariția patogenilor, incluzând *Cryptosporidium* și cu siguranță virușii, care pot fi găsiți chiar și în apa potabilă tratată prin metode convenționale. Populația vulnerabilă (tinerii, bătrânii și cei cu sistemul imunitar slăbit) este supusă riscului apariției îmbolnăvirilor și chiar morții.

Flagelul bolii diareice, în lumea în curs de dezvoltare, incluzând cinci ani de epidemie de holeră în America Latină, susțin concluziile Academiei Americane de Microbiologie "singura, cea mai importantă cerință care trebuie subliniată este că dezinfecția apei publice furnizate nu trebuie compromisă" [12].

Organizația Mondială a Sănătății în "Ghidul pentru calitatea apei potabile" susține necesitatea dezinfecției apei: "Dezinfecția este indiscutabil cel mai important pas în tratarea apei publice furnizate. Eficiența dezinfecției nu trebuie niciodată compromisă". [13]

În 1974, oamenii de știință descoperă că timpul procesului de tratare al apei clorul reacționează cu materiile organice din apa brută și formează produși de dezinfecție. Și alți dezinfecțanți formează produși de dezinfecție. Preocuparea că prezența acestor compuși în apa potabilă poate prezenta un risc potențial pentru sănătate a făcut ca EPA să propună ca regulă controlul produșilor de dezinfecție.

Totuși, 25 de ani de cercetări nu au reușit să stabilească o legătură directă între cantitățile în urme de produși de dezinfecție prezente în apa de robinet și orice posibilitate de risc al apariției cancerului la oameni.

În 1990, Agenția Internațională pentru Cercetarea Cancerului evaluează concluziile unor cercetători privind potențialul efect pe care îl are asupra sănătății clorarea apei potabile și concluzionează că aceasta "nu poate fi clasificată ca și cancerigenă pentru oameni." Mai mult, Organizația Mondială a

Sănătății notează că "riscul asupra sănătății dat de produșii de dezinfecție este extrem de mic în comparație cu riscurile asociate cu dezinfecția inadecvată și este foarte important ca dezinfecția să nu fie compromisă în încercarea de a controla produșii de dezinfecție"[13] În acord cu Regli și alții "riscul morții dat de patogenii din apa netratată este de cel puțin 100 -1000 de ori mai mare decât riscul cancerului dat de produșii de dezinfecție din apa potabilă." [14]

Au fost sugerate și alte alternative la operația de clorare, dar toate aceste metode cu excepția radiațiilor UV, formează subproduși. Puține sunt cunoștințele legate de acești subproduși în comparație cu cunoștințele despre produșii de dezinfecție ai clorului.

Dezinfecțanții alternativi nu pot da protecția reziduală a dezinfecțanților pe bază de clor, ei trebuie folosiți în combinație cu clorul sau cloraminele pentru a furniza dezinfecția completă a sistemului. Produșii de dezinfecție pot fi reduși prin eliminarea precursorilor produșilor de dezinfecție și protejarea surselor de apă de posibilitatea intrării în acestea a precursorilor produșilor de dezinfecție. Eliminarea totală a precursorilor organici în timpul coagulării și schimbarea punctului de clorare mai spre sfârșitul procesului de tratare sunt exemple de măsuri care pot ajuta la controlul formării produșilor de dezinfecție.

Proprietățile fizice, chimice și bacteriologice ale apei de la sursă și condițiile de calitate cerute de consumator determină procesele tehnologice de tratare a apei. Tehnologia de tratare a apei reproduce de fapt diversele fenomene fizice, chimice și bacteriologice naturale de tratare, de epurare și de autoepurare a apei, intensificându-le. Precizia metodelor de tratare se face ținând seama pe de o parte de natura, starea fizico-chimică și cantitatea substanțelor conținute în apa brută, stabilite pe baza unui studiu de laborator sau în stații pilot și pe de altă parte de limitele admise pentru aceste substanțe în apa tratată, de normele de calitate ale consumatorului. La alegerea schemei tehnologice de tratare a apei trebuie adoptate instalațiile și construcțiile care asigură procesul de tratare cel mai eficient și în același timp cel mai simplu din punct de vedere tehnologic. [15]

Prelucrarea matematică a determinărilor experimentale realizate în laborator, pe stațiile pilot și pe stațiile de tratare a apei în scop potabil poate oferi o abordare nouă a problemelor care apar în cadrul procesului de potabilizare a apelor naturale. Stabilirea unor relații între parametrii ce caracterizează principalele operații din cadrul procesului de potabilizare, mai exact stabilirea unor modele matematice poate conduce la alegerea soluțiilor tehnice optime, pentru îmbunătățirea procesului de tratare și implicit pentru asigurarea unei ape potabile de calitate superioară.

Modelul matematic al unui sistem este un ansamblu de relații matematice, ecuații și inecuații, care caracterizează și descriu interdependența dintre parametrii constructivi și funcționali ai sistemului. Prezența inecuațiilor în model se datorează unor restricții cu caracter fizico-chimic, tehnologic sau constructiv [16, 17].



În cadrul modelului matematic variabilele de ieșire sunt exprimate în funcție de variabilele de intrare la modelele staționare, precum și în funcție de timp la modelele dinamice. Pentru ca un astfel de model matematic să poată fi utilizat într-o problemă de optimizare, trebuie să fie astfel transformat încât toate variabilele să poată fi exprimate în funcție doar de variabilele de intrare ce sunt variabile de decizie în cadrul problemei de optimizare [18].

Modelarea matematică este utilă în toate fazele de dezvoltare ale unei tehnologii, ea aducând cu sine o serie de avantaje certe: aprofundarea cunoașterii și înțelegerii procesului (trebuie luate în considerare secvențe complexe cauză-efect, interdependențele dintre variabile), proiectarea optimală a instalațiilor (dimensionarea utilajelor și evaluări ale parametrilor pe baza datelor obținute pe instalații pilot, studiul efectelor modificărilor în dimensiuni, structura optimă a fluxului tehnologic, etc.), optimizarea exploatarei instalațiilor în funcțiune, controlul optimal, etc. [16].

Modelul matematic este o reprezentare a aspectelor esențiale (dintr-un anumit punct de vedere) ale unui sistem existent sau ale unui sistem ce urmează a fi construit. În construcția modelului se adoptă, în general, o linie de compromis între cerințele legate de o descriere riguroasă a procesului (ecuații complexe) și posibilitățile de simulare numerică. Nu este necesar ca modelul să constituie o descriere extrem de amănunțită a mecanismelor reale din sistem. El trebuie să aibă gradul de complexitate minim cerut de scopul pentru care a fost construit [16, 19].

În ceea ce privește clasificarea, există mai multe criterii utilizabile: forma ecuațiilor (liniare – neliniare, parametri concentrați – parametrii distribuiți), gradul de cunoaștere al parametrilor modelului (determinate – când fiecărui parametru sau variabile independente  $i$  se poate atribui o valoare bine definită; stohastice – parametri sau variabile ale procesului au valori care se pot exprima doar probabilistic) [16].

Dacă variabilele procesului se modifică atât în timp cât și în spațiu, sau dacă modificarea are loc doar în spațiu dar pe mai mult de o singură dimensiune, vorbim de modele cu parametrii distribuiți. Ele se prezintă sub forma unor ecuații diferențiale cu derivate parțiale.

Dacă variabilele procesului nu se modifică decât în timp, vorbim de modele cu parametrii concentrați. Acestea sunt alcătuite din ecuații diferențiale obișnuite. Uneori se recurge la o descriere a legăturilor ce există între variabilele procesului în regim staționar (model în regim static), caz în care în ecuațiile modelului variabilele nu sunt dependente de timp. Dacă variabilele își modifică valoarea și în timp, vorbim de model în regim dinamic [18, 19].

Din punct de vedere al modului de deducere a relațiilor dintre variabile, se deosebesc următoarele tipuri de modele [16, 18]:

- **modele analitice**, bazate pe ecuații de conservare. Ele se obțin prin scrierea ecuațiilor de bilanț (masă, energie) pentru întregul reactor sau o porțiune infinitezimală a reactorului (funcție de tipul acestuia).

- **modele statistice** (numite și empirice sau experimentale). Sunt bazate pe corelarea datelor experimentale, forma ecuațiilor poate să nu fie în legătură cu semnificația fizică a variabilelor care caracterizează procesul iar domeniul de valabilitate al modelului se rezumă la domeniul în care au fost modificate variabilele.

- **modele mixte** – bazate pe ecuații de conservare (masă, energie, impuls), legi ale proceselor ce au loc în sistem, etc. împreună cu ecuații rezultate din corelarea datelor rezultate din măsurătorile experimentale efectuate în sistem.

*Modelele matematice analitice* prezintă următoarele avantaje [18]:

- domeniu de valabilitate extins;

- flexibilitate sporită, modelul matematic putând fi aplicat și la modelarea sistemelor similare cu sistemul pentru care a fost inițial elaborat.

Pe lângă aceste avantaje importante există și o seamă de dezavantaje [18]:

- necesită o bună cunoaștere a fenomenelor și proceselor ce au loc în cadrul sistemului modelat;

- necesită o pregătire specială pentru scrierea unor ecuații ce sunt specifice sistemului modelat;

- modelul matematic obținut este, în general, complex și greu de utilizat mai ales în situația unor aplicații de optimizare on-line;

- necesită o etapă de validare/verificare a modelului ce implică obținerea de date experimentale pe sistemul modelat.

*Modelele matematice statistice* sunt avantajoase deoarece [18]:

- sunt simple din punct de vedere matematic, putând fi astfel folosite mai ușor inclusiv în probleme de optimizare on-line, necesitând o putere de calcul mai redusă, respectiv timp de calcul mai mic;

- nu necesită cunoștințe despre sistem, despre fenomenele și procesele ce au loc în cadrul sistemului modelat;

- necesită cunoașterea unui algoritm matematic minimal, indiferent de sistemul pentru care se elaborează modelul matematic.

*Modelele matematice statistice* prezintă și o serie de dezavantaje [18]:

- necesită un set extins de date experimentale rezultate din măsurători efectuate în sistemul pentru care se elaborează modelul matematic;

- modelele matematice obținute nu sunt valabile decât pe domeniul datelor experimentale utilizate în elaborarea lor. Aplicarea acestor modele matematice pe alte sisteme, chiar similare, implică efectuarea unor noi măsurători experimentale în noul sistem.

În cele mai multe cazuri, deducerea modelului se face mixt: pe baza relațiilor dintre variabile se stabilește structura modelului iar prin prelucrarea statistică a datelor experimentale se obțin coeficienții din ecuații [16]. Modelele matematice mixte încearcă să preia avantajele existente în cele două tipuri de modele matematice prezentate anterior. Aceste modele sunt mai simple decât modelele analitice deoarece se bazează într-o oarecare măsură pe date din măsurători experimentale și sunt mai ușor adaptabile la sisteme similare prin

faptul că se bazează pe ecuații de conservare și legi ale fenomenelor și proceselor ce au loc în sistemul ce este modelat [18].

Pe baza legilor fizico-chimice ce caracterizează procesul se stabilește structura modelului (forma ecuațiilor care descriu relațiile dintre variabilele procesului). Nu este de dorit ca structura relațiilor să fie prea complexă (mai ales atunci când folosim modelul pentru conducerea optimă cu ajutorul calculatorului – acesta ar pierde prea mult timp pentru soluționarea ecuațiilor, soluția fiind obținută prea târziu iar în proces putând avea loc între timp alte evoluții). Din acest motiv, dacă ecuațiile ce descriu relațiile dintre variabile sunt ecuații diferențiale parțiale neliniare, se efectuează liniarizarea și reducerea ecuațiilor pentru a obține ecuații diferențiale obișnuite [16, 19].

Coeficienții ecuațiilor modelului se vor obține prin efectuarea de măsurători asupra procesului și prelucrarea datelor obținute experimental. Datele experimentale trebuie supuse mai întâi unui proces de validare în vederea eliminării seturilor care au fost afectate de erori (îndeplinirea bilanțurilor de materiale și termic – în cazul în care este vorba de regimul staționar, teste statistice). Pe baza structurii stabilite pentru ecuațiile modelului și pe baza datelor experimentale validate, se trece la determinarea parametrilor modelului [16, 17].

Estimarea se poate face numai dacă structura modelului este cunoscută, iar modelul este valabil numai în limitele în care au fost modificate variabilele.

Prin estimare se urmărește ca diferența ce apare între valorile variabilelor de ieșire în cazul modelului și procesului real să fie cât mai mică. De obicei, calculul parametrilor se face pe baza unui **criteriu de eroare**, de cele mai multe ori fiind considerată **eroarea medie pătratică**.

Când avem nevoie de cunoștințe mai detaliate asupra procesului este necesar să cunoaștem și starea procesului. Vorbim de estimarea stării [19].

Lucrarea are un caracter interdisciplinar și străbate mai multe domenii ale științei, având cum ar fi:

- chimie analitică
- chimie anorganică
- chimie fizică
- inginerie chimică
- statistică
- matematică (metode de calcul, ecuații)
- informatică (soft –uri Origin Lab 6.0. Statistica 6.0).

## Obiectivele lucrării

Principalele obiective ale lucrării sunt următoarele:

*1. Realizarea unei documentări bibliografice referitoare la sursele de apă subterană și de suprafață, la caracteristicile fizice, chimice și biologice ale acestora, caracteristici care influențează alegerea procesului tehnologic de potabilizare.*

*2. Documentare referitoare la metodologiile de potabilizare a apelor subterane și de suprafață, la criteriile de alegere a surselor de apă, la principalele operații tehnologice din cadrul procesului de potabilizare, precum și la schemele tehnologice de tratare utilizate în practică (în funcție de calitatea apei brute).*

*3. Elaborarea (propunerea) unor procese tehnologice de potabilizare a apelor subterane și de suprafață cu eliminarea problemelor care apar în procesele clasice de tratare. Prezentarea schemelor proceselor tehnologice propuse.*

*4. Prezentarea scopului determinărilor experimentale efectuate, alegerea și precizarea metodelor de investigare utilizate, a parametrilor mășurați (definirea celor originali). Prezentarea aparatului și echipamentelor utilizate la efectuarea determinărilor experimentale.*

*5. Interpretarea și prelucrarea matematică a rezultatelor determinărilor experimentale efectuate pentru apa subterană și pentru apa de suprafață. Elaborarea modelelor matematice experimentale și compararea cu cele teoretice.*

*6. Determinarea relațiilor de interdependență dintre principalii parametri ce caracterizează procesul de potabilizare a apelor subterane și de suprafață.*

*7. Testarea performanțelor modelelor matematice experimentale obținute.*

*8. Precizarea concluziilor și a contribuțiilor originale.*



# 1. Caracteristicile generale ale apelor naturale, subterane și de suprafață

## 1.1. Caracteristicile apelor subterane

Pânzele sau cursurile de apă subterană sunt alimentate din apele provenite din precipitații, din apele care se scurg la suprafață (râuri, pârâuri), din lacuri, din apele de condensare provenite de la mari adâncimi (condensarea făcându-se în părțile superioare ale scoarței terestre) sau din ape infiltrate artificial.

După modul lor de cantonare și scurgere în subteran pot constitui:

- **strate acvifere freatice** - cantonate în roci granulare, fără influența directă a unei ape de suprafață, alimentate din bazine subterane întinse, sau sub influența directă a apelor de suprafață (râuri, lacuri) aflate în imediata lor apropiere, în care caz se mai numesc ape de infiltrație prin maluri, precum și strate acvifere freatice cantonate în roci fisurate;

- **strate acvifere de mare adâncime** - cantonate în roci granulare sau roci fisurate la adâncimi mari (60 - 500 m); de cele mai multe ori apa în aceste strate se află la presiune având caracter ascensional sau artezian. Aceste strate sunt alimentate în general de la mari distanțe, din bazine hidrologice greu de determinat, prin aflorimentele formațiunilor geologice permeabile la suprafața bazinului;

- **strate acvifere alimentate prin infiltrații artificiale** - cantonate în roci granulare, nisipuri sau pietrișuri, în scopul îmbogățirii stratului de apă subterană;

- **izvoare** - provenite din aflorimente de strate acvifere sub nivelul piezometric al pânzei de apă subterană, care se manifestă ca preaplinuri ale acestor pânze. [7]

Apa de ploaie, cea mai curată dintre apele naturale, în contact cu oxigenul, azotul, dioxidul de carbon, amoniacul, hidrogenul sulfurat, dioxidul și trioxidul de sulf, pulberile, anumite substanțe organice conținute în atmosferă își modifică proprietățile.

Odată căzută pe suprafața Pământului, apa șiroiește și se infiltrează, adăugând și cedând elemente într-un continuu schimb cu rocile.

Dintre proprietățile fizice ale apelor subterane, mai importante în ceea ce privește utilizarea lor sunt temperatura, turbiditatea, culoarea, conductivitatea electrică și radioactivitatea.

Temperatura apelor subterane poate varia între limite foarte largi în funcție de numeroși factori geologici și termodinamici.

Apa de ploaie, ajunsă la suprafața solului, are o anumită temperatură care depinde de temperatura aerului înconjurător.

Temperatura rocilor din imediata vecinătate a suprafeței scoarței depinde în mare măsură de căldura primită de la soare.

După infiltrare în scoarța terestră între apă și roci se va realiza o egalizare termică. În același timp au loc o serie de procese chimice, care în general produc degajare de căldură.

Pe măsura avansării în profunzime, condițiile exterioare se fac tot mai puțin simțite și temperatura apelor subterane depinde de gradientul geotermic local. [20]

În țara noastră temperatura medie anuală a apelor subterane situate până la adâncimi de 20-25 m este cuprinsă între 8-13 °C (iarna 5-8 °C și vara 13-17 °C).

În zona neutră, cuprinsă între 25-35 m adâncime, temperatura apelor subterane este egală cu temperatura medie anuală a zonei respective. Sub zona neutră se admite creșterea temperaturii apei subterane cu 1 °C pentru fiecare 33 m. [20]

Considerațiile de mai sus sunt în general valabile pentru apele subterane provenite din infiltrații prin scoarța terestră.

La apele provenite din separații magmatice, temperatura inițială este temperatura de condensare a vaporilor la presiunea corespunzătoare adâncimii la care are loc condensarea. Aceste ape urmează un drum ascendent și temperatura scade cu cât ajung mai aproape de suprafața scoarței, unde cel mai adesea se amestecă cu apele provenite din infiltrații. [8]

**Turbiditatea** apelor subterane se datorește conținutului de particule fine de argilă, precipitatelor de săruri de fier și de magneziu în suspensie, substanțelor organice, microorganismelor, etc. [20]

**Culoarea** naturală a apei subterane variază de la tonuri albastre până la cele verzi.

În funcție de substanțele aflate în suspensie și de sărurile pe care le conțin, culoarea apelor subterane poate fi:

- gălbuie, datorită substanțelor humice;
- albastruie, datorită sărurilor de calciu și de magneziu sau a sulfului;
- verzui-gălbuie, datorită sărurilor acide ale fierului;

De obicei apele sunt incolore. [20]

**Conductivitatea electrică** a apei subterane depinde de concentrația și natura sărurilor dizolvate. Valorile acestui parametru sunt cuprinse între 1/600 - 1/6000 Ω/cm și cresc odată cu temperatura.

Prin măsurarea conductivității electrice pot fi relativ ușor depistate eventualele surse de impurificare ale apei subterane.

O caracteristică deosebit de importantă a apelor subterane este **radioactivitatea**, care se datorește contactului cu anumite elemente radioactive conținute în roci (stronțiu, cesiu, uraniu, radium, radon, toriu etc.).

Apele subterane din țara noastră au radioactivitatea, în general, sub  $10^{-9}$  Ci/dm<sup>3</sup> căreia îi corespunde un număr de 222 dezintegrări pe minut la 1 dm<sup>3</sup> de apă și nu este periculoasă pentru sănătatea omului.

Radioactivitatea poate fi *permanentă* datorată radonului rezultat prin dizolvarea radiului în apă, sau *temporară* datorită radonului adăugat de apă în mișcarea prin roci.

Compoziția chimică a apei subterane depinde de natura rocilor pe care le-a străbătut și de timpul cât au venit în contact cu acestea.

La majoritatea apelor subterane concentrația ionilor de hidrogen este condiționată numai de corelația dintre dioxidul de carbon liber și ionii de bicarbonat. În aceste cazuri pH-ul variază între 4,5 și 8,3.

Valoarea pH-ului poate fi influențată de conținutul mărit de substanțe humice, de carbonați bazici și de hidroxizii care apar în urma eliberării de dioxid de carbon.

**Aciditatea** apelor subterane depinde numai de dioxidul de carbon liber. O parte a acidității naturale o determină acizii humici și alți acizi organici slabi. În aceste cazuri pH-ul apei nu este mai mic de 4,5.

Unele ape subterane conțin și cantități însemnate de acizi tari liberi sau săruri acide ale acestora. Acizii liberi distrug echilibrul dioxidului de carbon și al carbonaților, putând coborî pH-ul sub valoarea 4,5.

**Alcalinitatea** apelor subterane este dată numai de bicarbonații metalelor alcalino-pământoase. În acest caz valoarea pH-ului nu depășește 8,3. Prezența carbonaților solubili și a hidroxizilor mărește pH-ul peste 8,3.

**Duritatea** apei subterane este proprietatea pe care o imprimă anumite săruri de calciu și magneziu.

**Duritatea permanentă** este datorată prezenței sărurilor de calciu și magneziu ale acizilor tari (clorhidric sau sulfuric). Aceste săruri nu pot fi îndepărtate prin fierbere.

**Duritatea temporară** este determinată de bicarbonatul de calciu și bicarbonatul de magneziu conținuți în apă. Aceste săruri prin fierbere se descompun iar carbonații neutrii rezultați, fiind insolubili pot fi îndepărtați din apă.

**Duritatea totală** este suma durității temporare și permanente, adică suma conținutului total în săruri de calciu și magneziu din apă.

**Agresivitatea** este proprietatea pe care o au anumite ape subterane de a ataca chimic, în mod permanent, materialele corpurilor cu care ajunge în contact (construcții de obicei).

Factorii care influențează agresivitatea sunt: compoziția chimică a apei subterane, temperatura, presiunea, viteza apei, precum și natura materialului.

Caracterul agresiv al apelor subterane este determinat de conținutul acestuia în:

- anioni de hidrogenocarbonați ( $\text{HCO}_3^-$ ), agresivitate de dezalcalinizare;
- ioni de hidrogen (exprimat prin valoarea pH-ului), agresivitate generală generală acidă;
- dioxid de carbon liber ( $\text{CO}_2$ ), agresivitate carbonică;
- anioni de sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), agresivitate sulfatică;
- cationi de magneziu ( $\text{Mg}^{2+}$ ), agresivitate magneziană.

**Salinitatea** este măsura conținutului total de substanțe ionice dizolvate în apă. Termenul este folosit adesea pentru conținutul în clorură de sodiu.

**Salinitatea primară** este dată de suma echivalenților sărurilor rezultate din combinarea anionilor acizilor tari ( $\text{SO}_4^{2-}$  și  $\text{Cl}^-$ ) cu cationii bazelor tari ( $\text{Na}^+$  și  $\text{K}^+$ ).

**Salinitatea secundară** reprezintă suma echivalenților sărurilor rezultate din combinarea excedentului de anioni ai acizilor tari față de cationii bazelor tari cu cationii  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  și mai rar de  $\text{Si}^{2+}$  și  $\text{Ba}^{2+}$ .

**Salinitatea terțiară** este suma echivalenților sărurilor rezultate din combinarea excesului de anioni ai acizilor tari cu cationi ai bazelor slabe ( $\text{Al}^{3+}$  și  $\text{Fe}^{3+}$ ).

**Cantitatea de gaze** pe care o pot dizolva apele subterane depinde de temperatura, presiunea și conținutul în săruri dizolvate. Gazele sunt eliminate din soluție datorită creșterii temperaturii, scăderii presiunii și sporirii cantității în săruri.

Acțiunea reciprocă dintre apă și rocă are ca urmare creșterea progresivă a mineralizației apei prin trecerea în soluție a substanțelor solubile sub formă de ioni sau coloizi. Această trecere este un fenomen complex, cuprinzând dizolvarea directă în apă a sărurilor solubile cum sunt cele alcaline ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ), alcalino-pământoase ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ ) și cele ale acizilor ( $\text{H}_2\text{SO}_4$ ,  $\text{HCl}$  etc.) și hidroliza mineralelor insolubile cum sunt silicații.

Silicații, îndeosebi cei de aluminiu și fier, sub influența apei, pierd  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$  care se combină cu  $\text{CO}_2$  formând carbonații sau bicarbonații, sau cu acizii rezultând sulfați sau cloruri adică săruri solubile care trec în soluție sub formă de ioni. Siliciul, aluminiul, fierul din silicați trec în soluție în stare coloidală.

Solubilitatea sărurilor în apă depinde de natura sărurilor, temperatura și prezența în soluție a altor substanțe. În general, solubilitatea sărurilor crește direct proporțional cu temperatura și invers proporțional cu presiunea.

Principalele săruri din roci dizolvate de apă sunt carbonații de calciu ( $\text{CaCO}_3$ ) și magneziu ( $\text{MgCO}_3$ ), clorura de sodiu ( $\text{NaCl}$ ), sulfații de calciu ( $\text{CaSO}_4$ ) și sodiu ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ ).

Analizele chimice ale apei subterane evidențiază prezența unor gaze, săruri sub formă de ioni și coloizi, suspensii corpusculare: substanțe solide nedizolvate, microorganisme animale și vegetale.

Gazele care se întâlnesc frecvent în apele subterane sunt: dioxidul de carbon, oxigenul, azotul, metanul, hidrogenul sulfurat etc.

**Dioxidul de carbon ( $\text{CO}_2$ )** se găsește în apele subterane în stare liberă ( $\text{CO}_2$ ), semicombinat în bicarbonați (ca ioni  $\text{HCO}_3^-$ ) sau fixat în carbonați (ca ioni  $\text{CO}_3^{2-}$ ). Acest gaz provine din atmosferă, din descompunerea unor combinații chimice, organice sau anorganice sau din interiorul pământului.

Temperatura și presiunea influențează solubilitatea dioxidului de carbon în apă. În condiții de temperatură scăzută și presiune ridicată, cantitatea de

dioxid de carbon poate ajunge la 150 mg/l, față de 15-40 mg/l cât se întâlnește în mod obișnuit.

Apele subterane încărcate cu dioxid de carbon au o capacitate sporită de dizolvare a rocilor greu solubile cum sunt calcarele transformând carbonatul de calciu în bicarbonat solubil în apă.

**Oxigenul ( $O_2$ )** este mai puțin solubil decât dioxidul de carbon și de aceea se întâlnește în cantități mai mici. Conținutul în oxigen scade cu creșterea adâncimii, astfel încât la o anumită adâncime apele nu mai conțin oxigen dizolvat. Cantitatea de oxigen activ care se întâlnește în apele subterane se numește potențial de oxidare și de reducere.

Oxigenul din apa subterană are putere oxidantă asupra metalelor pe care le corodează. Această acțiune se manifestă cu precădere asupra fierului pe care-l transformă în rugină. Dioxidul de carbon, care nu lipsește din apa subterană, dublează puterea corozivă a oxigenului.

Oxigenul distruge substanțele organice, contribuind la depoluarea apelor subterane.

**Azotul ( $N_2$ )** se întâlnește în apa unor izvoare minerale adânci, în asociere cu alte gaze: argonul, neonul și heliul.

**Metanul ( $CH_4$ )** se găsește în cantități apreciabile în apele ce însoțesc zăcămintele de petrol, vulcanii noroioși și în izvoarele ce spală argilele bituminoase.

**Hidrogenul sulfurat ( $H_2S$ )** apare în apa subterană prin:

- descompunerea sulfurilor metalice;
- reacții dintre argile, cărbuni, țiței și ape care conțin combinații ale sulfului, fapt ce explică abundența  $H_2S$  în apele asociate zăcămintelor de petrol și lipsa sărurilor de sulf;
- descompunerea substanțelor organice sub acțiunea bacteriilor anaerobe.

Hidrogenul sulfurat transmite apelor subterane un miros neplăcut, dar prin vânturare acesta se elimină și apa poate fi considerată apă potabilă dacă corespunde celorlalte prescripții sanitare.

**Ionii** conținuți în apele subterane se pot clasifica în trei grupe, după frecvența cu care apar:

- anionii de clor ( $Cl^-$ ), sulfat ( $SO_4^{2-}$ ), bicarbonat ( $HCO_3^-$ ), cationii de natriu ( $Na^+$ ), calciu ( $Ca^{2+}$ ), magneziu ( $Mg^{2+}$ ). Aceștia sunt considerați ioni de bază și se găsesc în cantități apreciabile, cu predominarea unuia sau altuia, în funcție de mineralizarea generală a apei;

- anionii de carbonat ( $CO_3^{2-}$ ), azotat ( $NO_3^-$ ), hidroxil ( $OH^-$ ), cationii de potasiu ( $K^+$ ), mangan ( $Mn^{2+}$ ), amoniu ( $NH_4^+$ ), hidrogen ( $H^+$ ). Cantitatea acestor ioni variază și în general este mică;

- acidul silicic întâlnit sub formă de ioni în apele alcaline, cationi de fier ( $Fe^{2+}$ ) și de aluminiu ( $Al^{3+}$ ) sunt conținuți de apele acidulate.

**Substanțele organice** din apele subterane provin în special din descompunerea organismelor vegetale. Prezența substanțelor organice de



proveniență animală este foarte periculoasă deoarece formează un mediu prielnic dezvoltării bacteriilor epidemice. [2, 8, 20 - 22]

**Mirosul** apei subterane este dat de unele gaze provenite din reacțiile chimice cu rocile pe care le străbat.

Cel mai ușor se simte mirosul de hidrogen sulfurat, care provine din substanțele organice în putrefacție sau din izvoarele ce conțin apă formată în straturile permeabile prin condensarea subterană a vaporilor proveniți din magmă. Hidrogenul sulfurat se simte în doze de 1/5000 mg și se aseamănă cu mirosul dat de putrefacției sau de ouă clocite.

În general, apele subterane sunt lipsite de miros.

**Gustul** apei subterane este în funcție de cantitatea și natura substanțelor chimice conținute în stare dizolvată. Spre deosebire de apa pură care este fără gust, apa subterană poate avea gust:

- **amar** datorită sulfaților de magneziu;
- **sărat** datorită clorurii de sodiu;
- **dulceag** datorită substanțelor organice;
- **sălcii** dacă lipsesc sărurile;
- **acru** datorită conținutului de alauni;
- **de rugină** datorită sărurilor de fier.

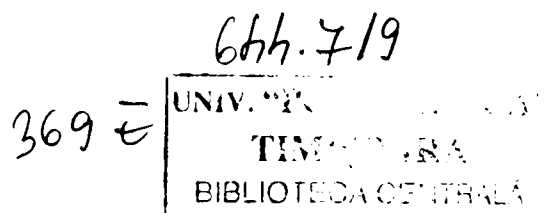
Gustul apei poate fi plăcut când conține cantități mici de calciu, magneziu, dioxid de carbon și neplăcut când sărurile dizolvate sunt în cantități prea mari. Atunci când apa conține o singură sare și temperatura este ridicată, gustul apei se simte cel mai puternic.

De obicei apele subterane sunt fără gust și miros.

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

- bacterii banale, fără influență asupra organismului;
- bacili coli, care în proporție mai mare indică contaminarea apei cu ape de la 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 dezinteriei.

Biologic, apa nu trebuie să conțină organisme animale și vegetale vizibile cu ochiul liber sau organisme (ferobacterii) care pot produce degradări instalațiilor, decât cel mult în exemplare izolate și nici organisme microscopice în cantități mai mari de 20 exemplare/l. [1, 2, 6]



## 1.2. Caracteristicile apelor de suprafață

Sursele de apă subterană reprezintă soluția preferabilă din punct de vedere calitativ și mai ales pentru alimentarea cu apă potabilă. Debitele mereu crescând necesare orașelor conduc la utilizarea apelor de suprafață care oferă debite importante față de sursele subterane, însă o apă calitativ inferioară, cu variații de temperatură sezoniere și care necesită o serie de corectări ale calității în funcție de utilizarea în diferite scopuri.

Termenul de apă de suprafață cuprinde toate apele de pe suprafața continentelor, atât cele curgătoare cât și cele stătătoare. Își au originea în apele subterane de mare adâncime care alimentează râurile și apele stătătoare. [1, 23, 24]

Captările de apă de suprafață sunt de diferite tipuri, diferențiate și după caracteristicile surselor de apă. Râurile sunt caracterizate prin fenomene de curgere (turbiditate ridicată, forma caracteristică a albiei, variația debitelor și a nivelului), fenomene de iarnă (scurgerea ghețurilor și a sloiurilor), instabilitatea în timp a traseului, variații mari de temperatură. Deversarea unor efluenți insuficienți epurați conduce la alterarea calității cursurilor de apă și la apariția unei game largi de impurificatori. [1, 25]

În cazul apelor stătătoare, a lacurilor sau rezervoarelor artificiale de stocare, apa este imobilă, în contact cu atmosfera, adâncimile sunt relativ mari, timpul de retenție este de asemenea mare. Stagnarea apei în lac conduce la o decantare naturală a materiilor în suspensie, apa lacurilor fiind mai limpede și mai puțin sensibilă la condițiile meteorologice. Stratificarea termică combinată, la lacurile adânci, și cu o stratificare minerală, conduce în perioada de vară și toamnă la excluderea aproape completă a circulației apei pe verticală, ceea ce atrage după sine scăderea concentrației oxigenului dizolvat în zona de fund și la apariția proceselor de oxidare anaerobă. În perioadele de destratificare termică și minerală, primăvara și toamna, are loc o circulație a apei pe verticală și o uniformizare calitativă a apei lacului. Conținutul de substanțe organice și nutrienți combinat cu insolarea puternică conduce la posibilitatea dezvoltării unei biomase fito și zooplanctonice apreciabile. [7, 24, 22]

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 în cazul apelor de suprafață) condițiile de calitate cerute de consumatori. Corectarea calităților apei, în vederea satisfacerii condițiilor impuse de diverse utilizări, se realizează prin procedee de tratare, determinate de natura și starea de dispersie a substanțelor minerale sau organice conținute în apă, substanțe care, după caz, trebuie total sau parțial eliminate. [5, 22]

Substanțele minerale sau organice se pot găsi în apă în trei stări de dispersie: ca substanțe dizolvate, ca suspensii coloidale și ca suspensii gravimetrice.

Substanțele dizolvate în apă sunt dispersii moleculare, particulele fiind ca mărime sub 1 m $\mu$ . În apă pot fi dizolvate substanțe minerale (cloruri, carbonați sau bicarbonați, sulfati, oxizi, azotați de sodiu, potasiu, calciu, magneziu, fier, siliciu), substanțe organice (resturi de plante și animale, compuși conținând carbon, hidrogen și uneori oxigen și azot) sau gaze (oxigen, azot, dioxid de carbon). Substanțele dizolvate imprimă apei reacția caracteristică (pH) care are o deosebită importanță, în special în tratarea apei cu coagulanți.

Suspensiile coloidale sunt constituite din cele două faze, apa și substanțele în suspensie care se prezintă sub formă de particule de mai multe molecule cu mărimea între 1 –100 m $\mu$  (compuși de aluminiu, siliciu, fier și compuși organici). Datorită forțelor superficiale, de la suprafața de separație între apă și particule, suspensiile coloidale nu au decât o slabă tendință de depunere și pentru separarea lor din apă este necesar să se trateze apa în prealabil cu un coagulant (de obicei un hidrat metalic) care are proprietatea de a aglomera aceste suspensii coloidale, aducându-le în stare de suspensie gravimetrică, pentru a fi astfel separate din apă prin decantare și filtrare .

Particulele în suspensie gravimetrică cu mărimea de peste 100 m $\mu$  constituie sisteme în care faza solidă se separă din apă în timp relativ scurt, fie prin decantare, în cazul particulelor cu greutate specifică mai mare decât a apei (nisip, argile, resturi de vegetale), fie prin ridicarea la suprafața apei în cazul particulelor cu greutate specifică mai mică decât a apei (uleiuri și grăsimi). [7, 9, 23, 24]

Apele naturale prezintă diferite nuanțe de culori determinate de substanțele existente în ele. Culoarea verde a lacurilor de munte se datorește solurilor calcaroase, galbenul indică prezența hidroxidului de fier coloidal. În funcție de gradul de dispersie a substanțelor se pot defini: culoarea aparentă dată de substanțele în suspensie și culoarea proprie sau reală dată de substanțele dizolvate.

Proprietățile organoleptice ale apelor, gustul și mirosul, apar din diferite cauze. În cazul apelor de suprafață mirosul și gustul sunt cauzate pe de o parte de dezvoltarea algelor și a altor plante, de produsele metabolismului lor sau de pătrunderea în ape a unor deșeuri solide sau lichide. Substanțele care influențează gustul și mirosul apei pot fi organice sau anorganice, în stare dizolvată sau în suspensie. [1, 22, 24]

În general apele de suprafață au un conținut ridicat de oxigen dizolvat. Concentrația acestuia depinde, în afara presiunii și temperaturii, și de numeroasele fenomene fizice, chimice și biologice care însoțesc ciclul vieții acvatic. Astfel în urma proceselor de degradare în care se consumă oxigen, poate apărea un deficit de oxigen (diferența între concentrația de saturație și concentrația reală) care poate provoca dispariția vieții aerobe. Există o corelație directă între concentrația oxigenului de apă și concentrația substanțelor organice.



Concentrația substanțelor organice se exprimă prin consumul biochimic de oxigen. Cunoașterea cantității de substanțe organice existente într-o apă are importanță foarte mare, aceasta definind gradul de impurificare al apei respective.

Valoarea pH – ului determină în mare măsură, atât procesele biologice și chimice, cât și o serie de caracteristici ale apei precum caracterul coroziv al acesteia. Pentru desfășurarea normală a proceselor biochimice este necesar un domeniu de pH cuprins între 6,5 și 8,5. Apele cu pH scăzut au o acțiune corozivă asupra materialelor de construcții cu care vin în contact, iar cele cu bazicitate ridicată produc o înspumare intensă. În cazul apelor naturale pH –ul este influențat de unii compuși existenți în aceste ape. [1, 7, 23]

Aciditatea apelor naturale este cauzată de cele mai multe ori de dioxidul de carbon liber. Acesta în cea mai mare parte se găsește dizolvat fizic, numai 0,7 % se găsește sub formă de acid carbonic. Apariția acizilor humici se constată în cazul apelor stătătoare, în cazul viiturilor și la trecerea apei peste anumite soluri bogate în humus. Fenomenele de fermentație anaerobă determină în apele naturale apariția unor acizi organici. Acizii minerali liberi apar în apele de suprafață la deversarea unor ape reziduale industriale.

Amoniacul și nitriții au un nivel scăzut în apele de suprafață, prezența lor în cantități mari indică procese de putrefacție, cauzate de poluarea apei.

Proprietățile bacteriologice și biologice ale apelor de suprafață sunt date de prezența organismelor vegetale, animale, particule abiotice, organisme care pot dăuna sănătății ca bacterii, viruși, ouă sau larve de paraziți, organisme biologice indicatoare de impurificare.

Proprietățile fizice, chimice și bacteriologice ale apei de la sursă și condițiile de calitate cerute de consumator determină procesele tehnologice de tratare a apei. Tehnologia de tratare a apei reproduce de fapt diversele fenomene fizice, chimice și bacteriologice naturale de tratare, de epurare și de autoepurare a apei, intensificându-le.

Alegerea metodelor de tratare se face ținând seama pe de o parte de natura, starea fizico-chimică și cantitatea substanțelor conținute în apa brută, stabilite pe baza unui studiu de laborator sau în spații pilot și pe de altă parte de limitele admise pentru aceste substanțe în apa tratată, de normele de calitate ale consumatorului. La alegerea schemei tehnologice de tratare a apei trebuie adoptate instalațiile și construcțiile care asigură procesul de tratare cel mai eficient și în același timp cel mai simplu din punct de vedere tehnologic. [1, 7, 23, 24]

## 2. Metodologii de potabilizare a apelor naturale

### 2.1. Considerații generale

Alegerea metodologiei de potabilizare este un proces complex și trebuie să se țină cont de mulți factori. Alegerea procesului tehnologic de tratare a apei este dictată de calitatea sursei de apă și de costurile necesare obținerii unei ape potabile care să îndeplinească condițiile de calitate impuse.

Alegerea unui proces de tratare depinde de:

- calitatea sursei de apă;
- calitatea cerută apei potabile;
- echipamentele existente;
- flexibilitatea în concordanță cu variațiile calitative ale apei brute;
- spațiul disponibil pentru construcții și facilități;
- costurile totale.

Procesele de tratare a apei pot fi grupate în câteva scheme generale. Oricum, fiecare sursă de apă este unică, calitatea apei brute diferă de la caz la caz, de aceea și procesul de tratare prezintă particularități aferente fiecărui caz. [1, 6, 7, 22, 23, 26]

### 2.2. Alegerea sursei de apă

Alegerea unei surse de apă implică studiul tuturor surselor alternative și caracteristicile acestora. Factorii de care se ține seama în alegerea unei surse de apă sunt:

- calitatea apei;
- debitul necesar;
- tratamentul care trebuie aplicat (inclusiv costurile);
- modul de distribuție al apei.

Trebuie avută în vedere capacitatea de a furniza o cantitate de apă de o anumită calitate în mod continuu, fără fluctuații de debit.

Calitatea apei brute afectează procesul de tratare și implicit costul apei. Evaluarea surselor alternative de apă trebuie să cuprindă nu numai analiza costurilor procesului de tratare ci și costurile legate de colectarea apei, transmiterea și distribuția ei. Locul unde se află sursa de apă față de uzina de tratare și punctul unde trebuie să ajungă apa tratată se reflectă în prețul apei.

Calitatea apei variază de la o sursă la alta, dar apele naturale prezintă multe caracteristici comune. [1, 6, 7, 9, 22, 24, 26]

### 2.3. Metodologii de potabilizare a apelor subterane

Principalele problemele care apar în cazul apelor subterane sunt legate de duritatea mare, de prezența fierului și a manganului.

Prezența fierului și manganului în apă poate influența organismele în funcție de concentrația în apă. Astfel, apa cu conținut de fier mai mic de  $0,2 \text{ mg/dm}^3$  și de mangan mai mic de  $0,1 \text{ mg/dm}^3$  nu dăunează dezvoltării sau sănătății organismului. Peste aceste limite poate provoca uneori tulburări și devine greu digestibilă.

Apa cu conținut de fier peste  $0,2 \text{ mg/dm}^3$  utilizată în scopuri potabile și industriale, prezintă numeroase dezavantaje.

Apa cu conținut de fier are o culoare galben opalescentă, un gust neplăcut, acru, iar apele cu o concentrație de fier bivalent mai mare de  $3 \text{ mg/dm}^3$  au un gust metalic. În contact cu aerul, asemenea ape capătă o culoare roșietică din cauza oxidării fierului bivalent în fier trivalent. Din acest motiv pătează rufele la spălat și obiectele sanitare și depun oxizi de fier în instalații.

Un conținut de fier sau mangan de numai  $0,1 \text{ mg/dm}^3$  favorizează dezvoltarea ferobacteriilor respectiv a magnobacteriilor care pot fi găsite în izvoare, puțuri, lacuri, rezervoare și conducte și din a căror prezență în apă decurg neajunsuri uneori foarte mari.

Deferizarea și demanganizarea apei se bazează pe o serie de procese fizico-chimice care pot și trebuie să fie influențate în vederea scopului de tratare al apei.

Aceste procese sunt următoarele :

#### ***1) Procesul de oxidare a compușilor bivalenți solubili de fier și de mangan, în compuși insolubili.***

Este cel mai important proces din cadrul deferizării-demanganizării apei și depinde de: alcalinitatea bicarbonatică a apei, valoarea pH-ului, conținutul în oxigen dizolvat în apă, conținutul în  $\text{CO}_2$  liber, potențialul de oxido-reducere, duritatea temporară a apei, prezența  $\text{H}_2\text{S}$  și a ferobacteriilor, presiunea aerului, temperatura, prezența azotaților etc.

#### ***2) Procesul de eliminare a $\text{CO}_2$ liber agresiv din apă.***

Eliminarea  $\text{CO}_2$  liber agresiv din apă determină procesul de oxidare al compușilor feroși și manganosi în compuși ferici și manganici și este la rândul său influențată de alcalinitatea bicarbonatică și duritatea temporară a apei, de temperatura și presiunea aerului, de concentrația de saturație a gazului în apă, de prezența sulfaților etc.

### ***3) Procesul de eliminare a H<sub>2</sub>S din apă.***

Eliminarea H<sub>2</sub>S mărește potențialul de oxido-reducere al apei și este în funcție de valoarea pH -ului.

Prezența hidrogenului sulfurat împiedică procesul de oxidare prin aerare al compușilor feroși și manganosi.

### ***4) Procesul de oxidare a substanțelor organice din apă.***

Eliminarea substanțelor organice este necesară atunci când acestea au o concentrație mare, care dăunează acțiunii de oxidare catalitică a compușilor bivalenți de fier și mangan, prin acoperirea materialului filtrant cu o peliculă gelatinoasă, consumând totodată pentru oxidarea acestor substanțe oxigenul dizolvat în apă.

### ***5) Procesul de coagulare a dispersiilor coloidale.***

Precipitarea dispersiilor coloidale de fier și mangan, în vederea reținerii lor în instalațiile de decantare și filtrare, este influențată de alcalinitatea apei, natura coagulanților, timpul de reacție, viteza de agitare etc.

### ***6) Procesul de decantare a apei.***

Se utilizează în cadrul tratării apei cu substanțe alcaline sau absorbante și este influențat de felul tratării.

### ***7) Procesul de oxidare cu substanțe chimice oxidante a fierului și manganului bivalent.***

Are loc când procedeele de aerare nu pot fi aplicate sau nu dau rezultate și este necesară intervenția cu substanțe oxidante.

### ***8) Procesul de alcalinizare a apei cu substanțe alcaline.***

Tratarea apei cu substanțe alcaline se aplică în cazul apelor cu alcalinitate bicarbonatică scăzută.

### ***9) Procesul de filtrare a apei cu conținut de fier și mangan.***

Se efectuează prin reținerea fierului și manganului în masa granulară a filtrului ca urmare a fenomenelor de adsorbție, chemosorbție sau oxidare catalitică. Este influențat de starea de dispersie a compușilor de fier și mangan din apă, de concentrația acestora, de valoarea pH-ului, conținutul în oxigen

dizolvat al apei, de tratările anterioare, de potențialul de oxido-reducere al apei în timpul filtrării etc.

### ***10) Procesul de eliminare a ferobacteriilor sau magnobacteriilor.***

Eliminarea fero- și magnobacteriilor necesită întotdeauna tratarea cu substanțe oxidante.

### ***11) Procesul de tratare a compușilor humici de fier sau mangan.***

Este cel mai complicat proces din cadrul deferizării-demanganizării apei și este de fapt o îmbinare între procesele de aerare, tratare cu substanțe chimice oxidante, alcalinizante și coagulante, filtrări speciale etc.

Factorii care influențează aceste procese sunt: natura minerală sau organică a compușilor de fier și mangan, alcalinitatea bicarbonatică a apei, pH-ul, concentrația de CO<sub>2</sub> liber, duritatea temporară a apei, oxigenul dizolvat în apă, potențialul de oxido-reducere, complecșii humici, fero-și magnobacteriile, temperatura și rezistivitatea apei, amoniacul, azotiții, azotații, clorurile, hidrogenul sulfurat, sulfurile, sulfații, concentrația fierului și manganului în apă, gradul de oxidare și dispersie a compușilor de fier și mangan.

Toți acești factori determină și alegerea schemei tehnologice de deferizare-demanganizare a apei. [21]

## **2.3.1. Aerarea apei în procesul de deferizare – demanganizare**

Procesul aerării apei, în vederea eliminării dioxidului de carbon și a hidrogenului sulfurat și a îmbogățirii apei cu oxigen, are la bază asigurarea unui contact intim între apă și aer.

Stabilirea sistemului de aerare este în funcție de debitul apei de tratat, de cantitatea de oxigen necesară în raport cu concentrația de Fe<sup>2+</sup> și Mn<sup>2+</sup>, de indicatorii fizico – chimici ai apei și de utilajul disponibil. Instalațiile folosite aerarea apei se împart în două categorii: instalații de aerare deschise și instalații de aerare în amestecătoare sau oxidatoare sub presiune.

### **1. Instalații de aerare deschise**

Sunt indicate, în general, când apa conține CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S și substanțe organice. Pot fi împărțite în trei categorii:

- a) instalații de împrăștiere a apei
- b) instalații pentru barbotarea mecanică a apei
- c) injecții de aer în apă

### **a) Instalații de împrăștiere a apei**

Sistemele de instalații folosite pentru împrăștierea apei în aer sunt:

1. picurarea apei
2. pulverizarea apei
3. jgheaburi multiple
4. cascade succesive
5. cascade din plăci cu fante
6. cascade cu plăci perforate

### **b) Instalații pentru barbotarea mecanică a apei**

Instalațiile de aerare din această categorie sunt:

1. Oxidatoare rotative (rotoare cu ax orizontal cu palete sau perii)
2. Instalații de barbotare a apei cu aer comprimat

#### **1. Oxidatoare rotative cu ax orizontal cu palete sau perii**

Barbotarea apei cu mijloace mecanice prin agitarea ei cu rotoare cu palete sau cu perii, instalate în bazine cu formă specială, oferă o eficiență bună în privința introducerii oxigenului în apă, dar o eficiență medie în privința eliminării CO<sub>2</sub>.

Introducerea și dizolvarea oxigenului din aer în apă se datorează acțiunii de aruncare a picăturilor fine de apă de către paletele sau periile rotorului, proiectării lor de capota de dirijare și totodată, antrenării aerului în profunzimea bazinului de apă și agitării apei pentru a determina formarea de valuri și spumă.

Compararea sistemelor de rotoare cu perii sau palete cu alte sisteme de aerare, impune luarea în considerare a următorilor factori importanți:

- a) cheltuielile de construcție a bazinelor de aerare și ale altor dispozitive accesorii necesare; volumul bazinului de aerare poate fi micșorat prin creșterea cantității de oxigen introdus în apă și reducerea timpului de trecere a apei prin bazin.
- b) cantitatea de oxigen care poate fi introdusă în apă
- c) energia cheltuită pe 1 m<sup>3</sup> oxigen dizolvat în apă

Randamentul rotoarelor cu ax orizontal este în funcție de lungimea paletelor, de turație și de gradul de imersiune al paletelor în apă.

#### **2. Barbotarea apei cu aer comprimat**

Se poate realiza în bazine de apă deschise și da rezultate numai la apele cu duritate temporară mare. După barbotarea cu aer, apa poate fi trecută prin cascade succesive pentru a se obține un efect îmbunătățit al oxidării fierului.



### c) Sisteme de aerare cu injecții de aer în apă

Instalațiile din această categorie sunt:

#### 1. Aerare intensivă tip Inka

Acest sistem de aerare constă din conducerea apei brute într-un bazin peste plăci orizontale perforate. Prin partea inferioară este insuflat aerul. Eficiența acestui sistem este în funcție de încărcarea bazinului, presiunea aerului, înălțimea spumei formate.

Este recomandat pentru ape cu foarte mult CO<sub>2</sub>.

#### 2. Aerare intensivă tip Erben

Apa brută e condusă sub o presiune de 5 -15 m H<sub>2</sub>O deasupra unei plăci perforate, prin care pulverizându-se parcurge un tub de difuzare în care în permanență este introdus aer. De aici, prin fante, ajunge într-o cameră de unde trece la treapta următoare de tratare. Gazele sunt evacuate prin conducte de aer.

Acest sistem de aerare are următorul dezavantaj: cost ridicat de exploatare și întreținere a instalației.

### 2. Instalații de aerare în amestecătoare sau oxidatoare sub presiune

Prin aerarea sub presiune se introduce oxigen puțin, iar hidrogenul sulfurat și dioxidul de carbon liber nu se pot îndepărta.

Amestecătoarele apă – aer prezintă următoarele deficiențe:

1. La instalațiile mici, în general, nu există posibilitatea reglării compresorului la cantitatea de aer necesară și sunt folosite agregate mari. Ca urmare, pe lângă consumul mare de energie, se introduce o cantitate excesivă de aer a cărui eliminare, înainte de filtrare, este dificilă.

2. Necesitatea dezaerării apei înaintea filtrelor sub presiune prin supape de dezaerare corespunzătoare, deoarece aerul în amestecătoare formează bule atât de mici încât nu pot fi separate de curentul de apă nici în filtrele sub presiune, iar aceste bule intensifică procesul de atacare al conductelor metalice.

3. Randamentul de introducere al oxigenului e destul de scăzut.

4. Durata reacției dintre apă și aer are un rol important în oxidarea compușilor de Fe<sup>2+</sup>. Din acest motiv utilizarea amestecătoarelor apă – aer în procesul de deferizare, necesită amplasarea acestora cât mai departe, înaintea filtrelor sau utilizarea unei conducte de legătură între amestecător și filtru sub formă de buclă.

5. Amestecătoarele apă – aer nu se recomandă la ape cu conținut de Fe<sup>2+</sup> peste 4 mg/dm<sup>3</sup> și la ape care pe lângă fier mai conțin și mangan.

### 2.3.2. Filtrarea apei în procesul de deferizare – demanganizare

În cazul deferizării – demanganizării apei, filtrarea este un proces mai complex. El depinde de starea minerală sau organică sub care se găsește fierul în apă, de gradul său de oxidare și de caracteristicile fizico – chimice ale apei.

În cadrul procesului de deferizare – demanganizare au fost folosite în special, următoarele tipuri de filtre: filtre suspensionale, filtre rapide, filtre de contact și filtre sub presiune.

În schemele deferizării – demanganizării apei se utilizează, în funcție de caracteristicile apei și de tratările ei anterioare:

1. Dubla filtrare (filtre de contact urmate de filtre rapide)
2. Filtre suspensionale urmate de filtre rapide (în cazul utilizării coagulanților)
3. Prefiltre, urmate de filtre rapide deschise sau sub presiune

O singură treaptă de filtrare nu e recomandabilă la ape cu duritatea temporară mică, cu conținut de fier peste  $10 \text{ mg/dm}^3$ , cu conținut de mangan și cu potențial redox scăzut. În general, în cazul deferizării – demanganizării, e recomandabilă dubla filtrare, aceasta permițând viteze și cicluri mai mari de filtrare și prin aceasta suprafețe de filtrare mai mici, evitând îmbâcsirea prematură a filtrelor și putând prelua eventualele variații mari ale conținutului de fier în apa brută.

Materialele de filtrare utilizate în mod curent în cazul deferizării – demanganizării apei sunt:

1. Nisip de cuarț (pentru filtre rapide, filtre de contact, filtre sub presiune)
2. Cocs metalurgic, marmură, dolomit ars, pietriș (pentru prefiltre)
3. Nisip de diatomit pentru filtrări speciale
4. Masă granulară cu proprietatea de a ceda cationul de sodiu, respectiv de hidrogen (pentru filtre cationice)
5. În cazul apelor cu conținut de fier și mangan sau numai mangan prefiltrele cu cocs metalurgic "rodat" și filtrele cu nisip "fumat" sau "negru". Cocsul "rodat" și nisipul "fumat" se obțin prin trecerea prin filtre, un timp îndelungat (aproximativ 6 săptămâni) a apei cu conținut de mangan. Particulele de cocs și filtrele de nisip se acoperă la suprafață cu un strat negru de dioxid de mangan. Acest strat are rol catalitic în oxidarea  $\text{Fe}^{2+}$  și  $\text{Mn}^{2+}$ .
6. În scopul reținerii catalitice a fierului și manganului se mai utilizează ca material filtrant nisipul "verde" artificial și zeoliții.



## Prefiltre

Folosirea prefiltrelor se face, în general, în scopul reținerii în masa granulară și prin procese catalitice a unei părți din fier și mangan, fapt care permite utilizarea unor viteze mai mari în filtrele rapide și al unui ciclu mare de filtrare.

## Filtre suspensionale

Se aplică după ce apa brută a fost aerată și dezacidulată pe cale chimică. Sistemul de filtre suspensionale are eficiență mare la ape cu conținut de fier mai mare de 10 – 30 mg/dm<sup>3</sup>, iar la o amenajare optimă se pot obține grade de deferizare de 85 până la 90 %..

Filtrele suspensionale se recomandă numai în cazul unei exploatari constante ca debit și fără întreruperi în funcționare și vor fi întotdeauna urmate de filtre rapide.

## Filtre rapide

Filtrele rapide reprezintă o treaptă obligatorie a schemelor tehnologice de deferizare. Pot funcționa cu nivel liber (filtre rapide deschise) și sub presiune (filtre închise).

În procesul de deferizare – demanganizare, alegerea tipului de filtru rapid, deschis sau închis, este determinată de calitățile fizico – chimice ale apei brute (conținutul de Fe, Mn, O<sub>2</sub>, H<sub>2</sub>S, CO<sub>2</sub>; natura fierului și manganului în apă, durtatea temporară a apei) și de tratarea anterioară (prin simplă aerare sau cu substanțe chimice).

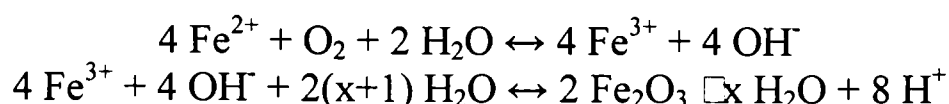
Caracteristica principală a filtrului rapid cu nisip, ca instalație de deferizare este capacitatea de reținere a fierului, în kg/m<sup>2</sup> filtru. Experimental s-a constatat că această caracteristică este circa 1- 3 kg Fe/m<sup>2</sup>.

Capacitatea de reținere a filtrului depinde de: natura minerală sau organică a fierului de apă, conținutul de fier din apa brută, viteza de filtrare, grosimea stratului filtrant și a stratului de apă peste nisip, ciclul de filtrare

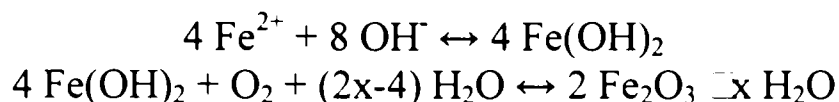
Procesul de filtrare, în filtrele rapide, depinde de gradul de oxidare al fierului din apă, de felul în care s-a efectuat oxidarea fierului, de cantitatea de oxigen în apă, de reacția pH – ului și de durtatea temporară a apei.

După modul în care s-a realizat oxidarea fierului bivalent la fier trivalent deosebim:

1. Oxidare prin simplă aerare, care se poate aplica numai la ape cu alcalinitate bicarbonatică peste 2 mvali/dm<sup>3</sup>, durtate temporară mare și prezența fierului sub formă minerală, conform reacțiilor:



2. Oxidare cu adaos de substanțe alcaline în vederea oxidării  $\text{Fe}^{2+}$  și pentru formarea  $\text{Fe}(\text{OH})_2$  după care urmează oxidarea acestuia conform reacțiilor:



Această oxidare are avantajul unei viteze mult mai mari de oxidare, dar este costisitoare și se aplică în cazul unei ape cu alcalinitate bicarbonatică sub 2 mvali/dm<sup>3</sup>, duritate temporară mică și foarte mică, complecși humici de fier și mangan și e urmată întotdeauna de o dublă filtrare.

În cazul oxidării normale a  $\text{Fe}^{2+}$  prin aerare, deosebim următoarele faze:

1. Oxidarea prin aerare a ionului de  $\text{Fe}^{2+}$  în ion de  $\text{Fe}^{3+}$
2. Hidroliza ionului de  $\text{Fe}^{3+}$  în  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ . În termeni reali reacția de hidroliză este:
 
$$\text{Fe}^{3+} + m \text{H}_2\text{O} \leftrightarrow \text{Fe}(\text{OH})_m^{3-m} + m \text{H}^+$$
3. Formarea flocculelor de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  de mărime satisfăcătoare reținerii pe filtre
4. Reținerea  $\text{Fe}^{2+}$  și  $\text{Fe}^{3+}$  în masa granulară a filtrului

### Filtre catalitice

Eliminarea manganului nu poate fi făcută întotdeauna prin aceleași procedee ca și a fierului deoarece manganul necesită o valoare a pH-ului cuprinsă între 7,8 și 9,5 respectiv o capacitate mai mare de oxidare decât fierul și nu reușește întotdeauna la o simplă aerare și filtrare.

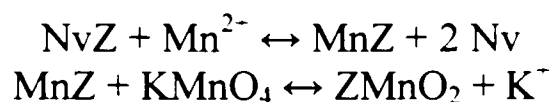
Filtrele de eliminare a manganului necesită un timp de "formare", iar după apariția unui înveliș de culoare închisă, care s-a "format" după câteva săptămâni sau luni pe granula de nisip (nisip negru), se poate vedea efectul bun al eliminării manganului. Cu ajutorul acestui proces catalizator este posibil, din punct de vedere tehnic, să se elimine manganul în modul în care se elimină fierul, în anumite situații, adică numai prin aerare și filtrare.

Nisipul se poate manganiza și artificial, spălându-l alternativ cu soluție de sulfat de mangan și soluție de permanganat de potasiu. Metoda filtrelor catalitice se folosește în cazul în care fierul și manganul se găsesc în apă sub formă de săruri minerale. Filtrele catalitice pot avea patul alcătuit din nisip "format" (natural sau artificial), din nisip artificial sau nisip "verde". Nisipul artificial are inconvenientul că, fiind ușor, poate fi antrenat la spălare, iar dacă nu e bine spălat formează o masă compactă de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  și  $\text{MnO}_2$  depus.

Nisipul "verde" se folosește cu oxidant de contact și material filtrant. Nisipul "verde" e constituit din zeoliți, adică silicați hidratați de metale alcaline sau alcalino – pământoase cu straturi macromoleculare afânate.

Prin tratarea nisipului "verde" cu permanganat de potasiu se formează la suprafața nisipului un strat de  $\text{MnO}_2$  care provoacă precipitarea unui oxid

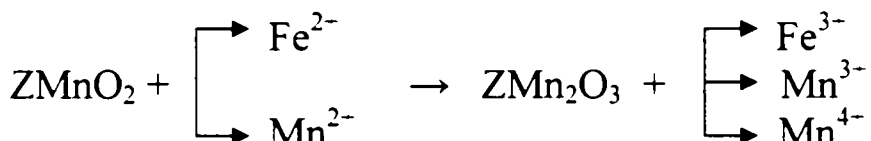
insolubil al manganului, datorită mobilității oxigenului în diverși compuși ai manganului, conform reacției:



NvZ – nisip "verde" zeolit

ZMnO<sub>2</sub> – zeolit acoperit cu MnO<sub>2</sub>

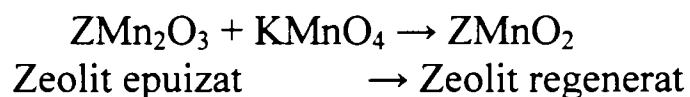
Reacția de oxidare a Mn<sup>2+</sup> și a Fe<sup>2+</sup> este:



Oxidul format se acumulează în filtru, reducându-i rapid eficiența, fiind necesară refacerea stratului de MnO<sub>2</sub>. E necesară spălarea filtrului cu apă tratată și filtrată, deoarece patul filtrant oxidează fierul și manganul bivalent în oxizi insolubili care sunt reținuți în masa filtrantă, îmbâcsind-o.

Deși nisipul "verde" este un material natural care are proprietatea de a deduriza apa, în procesul de tratare al apei cu nisip "verde" acoperit cu MnO<sub>2</sub>, nu se constată o dedurizare a apei.

Una din metodele de regenerare a posibilității de oxidare a nisipului "verde" este tratarea din nou cu 1 mg/dm<sup>3</sup> KMnO<sub>4</sub> pentru 0,5 mg mangan eliminat. Regenerarea se produce prin următoarea reacție artificială de oxidare:



Viteza de filtrare este în funcție de cantitatea de Fe<sup>2+</sup> și Mn<sup>2+</sup> din apa brută.

În general această metodă este utilizată numai la o concentrație de fier și mangan de maxim 1 mg/dm<sup>3</sup>, deoarece procedeul devine neeconomic la concentrații mari de mangan și viteze mari de filtrare, necesitând cantități mari de permanganat de potasiu.

Din aceste motive, această metodă de regenerare tinde să fie înlocuită cu metoda de alimentare continuă cu permanganat de potasiu în masa de zeolit, deasupra căruia s-a așezat un strat de antracit.

În felul acesta Mn<sup>2+</sup>, Fe<sup>2+</sup> și H<sub>2</sub>S sunt oxidați înainte de a ajunge la stratul filtrant, iar stratul de zeolit acționează ca un "acumulator". El oxidează urmele de mangan și fier ca în sistemul anterior, când doza de permanganat de potasiu e prea mică și elimină excesul de permanganat de potasiu, când doza e prea mare, prin regenerarea stratului filtrant de zeolit. Stratul filtrant acționează ca un

rezervor de acumulare având capacitate în timp de consum mare și înmagazinând excesul, în caz de necesitate redusă a permanganatului de potasiu.

Spălarea filtrului de antracit se face apă tratată și filtrată, atunci când pierderile de presiune au atins valoarea maximă. În cazul în care apa brută conține amoniac sau acizi humici, folosirea filtrelor catalitice nu dă rezultate.

### Filtre cu mase cationice sau schimbători de ioni

Schimbătorii de ioni sunt substanțe naturale sau sintetice care au proprietatea de a schimba ionii lor cu ionii din soluția cu care vin în contact și în care nu se dizolvă. Schimbătorii de ioni naturali sunt zeoliții, iar schimbătorii de ioni sintetici minerali sunt permutiții (silicat dublu de aluminiu și sodiu hidratat).

Pentru eliminarea fierului și manganului, procedeul cu mase cationice constă din trecerea apei printr-un filtru rapid sub presiune, având ca material filtrant o masă granulară, care are proprietatea de a ceda cationul  $\text{Na}^+$  respectiv  $\text{H}^+$ , reținând în locul lor cationul  $\text{Fe}^{2+}$ . Din acest motiv, aceste mase se numesc și mase cationice sau schimbătoare de ioni.

După un timp de funcționare această masă își pierde capacitatea de schimb prin pierderea ionilor de sodiu și hidrogen și trebuie regenerată cu o soluție de  $\text{NaCl}$  pentru masa cationică de sodiu și cu  $\text{H}_2\text{SO}_4$  pentru masa cationică de hidrogen. După câțiva ani de funcționare masa nu mai poate fi regenerată și trebuie înlocuită cu material proaspăt.

În scopul utilizării la maximum al cationilor, se folosesc mai multe filtre cu masă cationică dispuse în serie. Apa brută trece mai întâi prin filtrele cu masa cationică cea mai epuizată și apoi prin cele cu material mai proaspăt. În primele filtre fierul și manganul se rețin prin fenomenul de adsorbție, iar în ultimele filtre prin schimb de ioni.

Procedeul se poate folosi la apele cu conținut maxim de  $2 - 3 \text{ mg/dm}^3$  fier și  $1 \text{ mg/dm}^3$  mangan, cu condiția ca fierul și manganul să se găsească sub formă minerală iar duritatea temporară a apei brute să fie suficient de mare pentru a putea realiza înlocuirea cationului de calciu cu cationul de fier.

### 2.3.3. Precipitarea chimică

Procesul de precipitare chimică este utilizat pe scară largă în tratarea apei pentru reducerea durtății și îndepărtarea fierului și manganului. Precipitarea chimică este de asemenea utilizată pentru îndepărtarea metalelor grele și a radionuclizilor când acești contaminanți sunt prezenți în sursa de apă. Precipitarea chimică poate duce și la îndepărtarea substanțelor organice dizolvate, a virușilor și bacteriilor.

Precipitarea cu var este cea mai utilizată formă a precipitării chimice utilizată pentru eliminarea durtății, a metalelor grele, radionuclizilor, substanțelor organice dizolvate, a virușilor și bacteriilor.

Oxidarea fierului și manganului cu formare de precipitate de fier și mangan este metoda cea mai utilizată pentru îndepărtarea fierului și manganului în SUA. Permanganatul de potasiu, oxigenul molecular și clorul sunt oxidanții cei mai folosiți pentru precipitarea fierului și manganului.

Dedurizarea cu var, var și carbonat de sodiu sau hidroxid de sodiu este utilizată în cadrul unui proces care cuprinde amestecare rapidă, floclare și sedimentare sau într-un dedurizator cu contact de solid care combină amestecarea rapidă, floclarea și sedimentarea într-un singur aparat. Recircularea precipitatului este folosită în dedurizare pentru că oferă nuclee de precipitare care măresc viteza de precipitare, numărul ciocnirilor dintre particule și aglomerările în faza de floclare. Dedurizatorul cu contact de solid este cel mai folosit sistem în dedurizarea apei.

Alegerea varului, carbonatului de sodiu sau a hidroxidului de sodiu se bazează pe costuri, cantitatea de nămol rezultată, duritatea temporară și permanentă și stabilitatea chimică. Apele care prezintă duritate permanentă redusă pot fi dedurizate numai cu var. Apele cu duritate permanentă ridicată necesită pentru dedurizare atât var cât și carbonat de sodiu. Dedurizarea cu var și carbonat de sodiu este în general mai ieftină decât cea cu hidroxid de sodiu. Dedurizarea cu hidroxid de sodiu produce mai puțin nămol decât dedurizarea cu var și carbonat de sodiu. Alegerea finală se bazează în general pe costuri, calitatea apei și preferințele operatorilor.

Apa dedurizată are o mare causticitate și caracter incrustant, deci recarbonatarea se utilizează pentru scăderea pH-ului și reducerea gradului de depuneri. Pentru recarbonatare se utilizează dioxid de carbon. Recarbonatarea se poate aplica în una sau două trepte. În procesele cu o singură treaptă de recarbonatare pH-ul apei dedurizate este scăzut după faza de sedimentare.

Procesele cu recarbonatare în două trepte se utilizează în situațiile în care se aplică un exces de var pentru ridicarea pH-ului până la 11 sau mai sus pentru o optimă îndepărtare a magneziului, metalelor grele, radionuclizilor, substanțelor organice dizolvate și pentru inactivarea virușilor.

În multe situații se preferă recarbonatarea într-o singură etapă deoarece costurile sunt mai mici din cauză că sunt eliminate bazinele de decantare secundare și etapa a doua de recarbonatare. Recarbonatarea în două etape oferă o



flexibilitate operațională mai mare, costuri cu reactivii mai mici și o apă de calitate.

Dedurizarea prin precipitare poate fi productivă și pentru îndepărtarea fierului și manganului, însă este prea costisitor pentru a fi implementată numai în acest scop. Tratarea cu permanganat de potasiu, clor sau aerarea se utilizează pentru precipitarea fierului și manganului.

Excesul de var sau hidroxid de sodiu pentru creșterea pH-ului la 11 sau chiar mai sus este benefică pentru precipitarea și îndepărtarea metalelor grele și a radioactivității. De asemenea se îndepărtează și contaminanții organici solubili. Un pH ridicat poate duce la inactivarea virușilor. [9, 27- 32]

### 2.3.4. Schimbul ionic

Schimbătorii de ioni pot fi utilizați cu succes la tratarea apelor subterane în scop potabil.

Cea mai mare aplicabilitate a schimbătorilor de ioni în tratarea apei este pentru dedurizarea acesteia. Stațiile mici de tratare preferă schimbătorii de ioni în locul dedurizării cu var datorită costurilor mai mici și automatizării mai ușoare. Schimbătorii de ioni pot fi utilizați pentru sursele de apă care conțin ioni toxici sau substanțe radioactive cum sunt: bariul, arsenul, cromul, fluorul, nitriții, radiul și uraniul.

Dedurizarea cu schimbători de ioni constă în trecerea apei printr-un filtru rapid sub presiune, având ca material filtrant o masă granulară schimbătoare de ioni. Acest material schimbă cationul  $\text{Na}^+$  sau  $\text{H}^+$  cu  $\text{Ca}^{2+}$  și  $\text{Mg}^{2+}$  din compoziții ce dau duritatea apei.

Apa se dedurizează aproape complet și își mărește alcalinitatea în cazul cationiților de sodiu sau aciditatea în cazul cationiților de hidrogen.

Masa schimbătoare de ioni trebuie în timp regenerată cu soluție de clorură de sodiu în cazul masei cationice de sodiu și cu soluție de acid în cazul masei cationice cu hidrogen.

Se pot aplica trei sisteme de dedurizare a apei prin filtre cu mase cationice.

**Sistemul comun** în care filtrul cuprinde un strat superior cu masă cationică de hidrogen și un strat inferior cu masă cationică de sodiu.

**Sistemul paralel** în care filtre separate cu cele două categorii de mase cationice primesc, fiecare, o parte din apa de tratat. Apa se amestecă după dedurizare. Sistemul se aplică pentru ape cu duritate permanentă sub 10 grade și când duritatea temporară este ce puțin 50 % din duritatea totală.

**Sistemul succesiv** în care o parte din apă este trecută prin filtru cu masă cationică de hidrogen, iar apoi amestecată cu restul apei dure, este trecută mai departe prin filtru cu masă cationică de sodiu. Sistemul se aplică pentru ape cu duritate permanentă peste 10 grade și când duritatea temporară este sub 50 % din duritatea totală.

Dedurizarea prin mase cationice de contact se aplică în cazul apelor fără suspensii (ape subterane tratate prin decantare și filtrare prealabilă) pentru a nu avea suspensii peste 5 – 10 mg/l. Dedurizarea se poate face până la 0,1 – 0,15 grade.

Filtrele cu cationiți se folosesc și la deferizarea și demanganizarea apelor cu conținut redus de fier (2 -3 mg/l) și mangan (1 mg/l), dată fiind capacitatea limitată de schimb a maselor cationice. Apa ce se tratează, trebuie să aibă o duritate temporară suficientă pentru a permite formarea cationitului de calciu care se formează inițial (schimbând cationii  $\text{Na}^+$  și  $\text{H}^+$  ai masei cationice), cationit care schimbă în final cationul  $\text{Ca}^{2+}$  cu cationul  $\text{Fe}^{2+}$  și care se reține în filtru. Regenerarea maselor cationice se face cu soluție de clorură de sodiu (pentru masa cationică de sodiu) și cu acid sulfuric (pentru masa cationică de hidrogen). Capacitatea de regenerare a maselor schimbătoare de ioni fiind numai parțială, este necesară o înlocuire a lor cu material nou, la interval de câțiva ani.

Procedeele cu filtre cu cationiți au o aplicare relativ restrânsă în țara noastră, unde în general apele feruginoase sunt sensibile la procedeul de tratare prin aerare și filtrare, procedeu care prezintă avantaje economice și o exploatare mai simplă. [1, 33, 34]

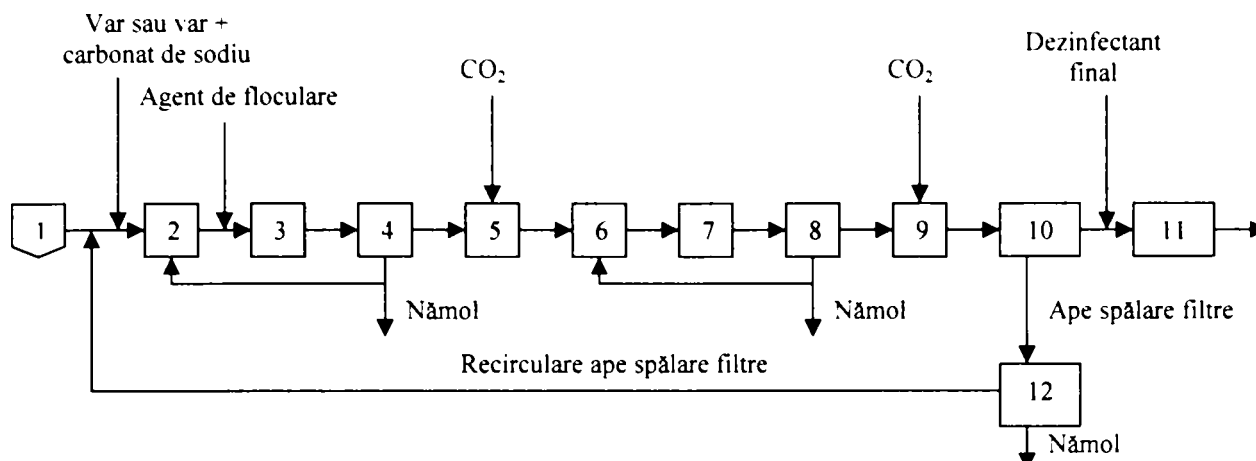
### 2.3.5. Scheme de tratare a apelor subterane

Problemele legate de calitatea apei subterane sunt legate de duritatea mare, de fier și de mangan.

Schemele de tratare pentru surse cu duritate mare pot include tratarea cu var pentru reducerea concentrației calciului și magneziului și adaos de carbonat de sodiu dacă sursa prezintă o duritate permanentă semnificativă. Un asemenea proces este prezentat în figura 2.1.

La dedurizarea cu var în exces, varul este amestecat cu apa brută și un agent de floclare (un polimer anionic) poate fi adăugat pentru a favoriza aglomerarea precipitatelor care se formează.

Precipitatele de  $\text{CaCO}_3$  și  $\text{Mg(OH)}_2$  se îndepărtează în bazine de sedimentare. Dedurizatorul cu contact de solid combină amestecarea rapidă, floclarea și sedimentarea într-un singur bazin de tratare. Deoarece costurile și spațiile sunt reduse, acesta este folosit în mod uzual ca o alternativă atractivă în dedurizarea apelor subterane. În concluzie, un astfel de bazin poate reduce depunerile și problemele legate de sedimentarea în conductele și canalele dintre diferitele unități ale procesului tehnologic.



1 – Sursa de apă; 2, 6 – Amestecare rapidă; 3, 7 – Floculare; 4, 8 – Sedimentare; 5, 9 – Recarbonatare; 10 – Filtrare; 11 – Stocare; 12 – Decantare ape spălare filtre

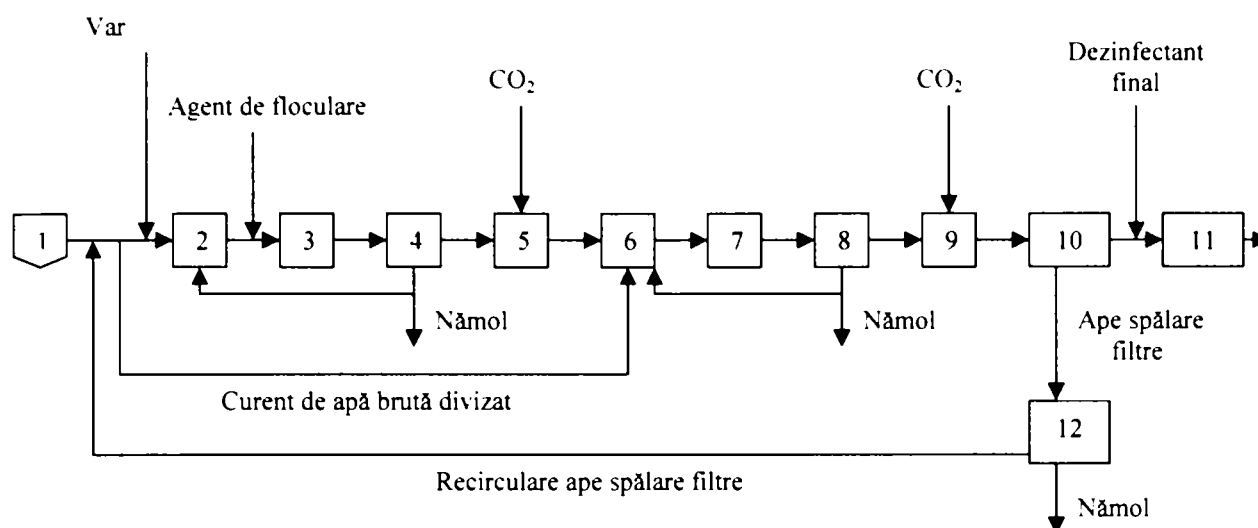
Figura 2.1. Schema de tratare a subterane cu exces de var

Recircularea unei părți din nămolul de la tratarea cu var la faza de amestecare rapidă îmbunătățește precipitarea și aglomerarea particulelor. Apa decantată are un pH ridicat (10,6 – 11) și acest pH trebuie scăzut prin adăugare de  $\text{CO}_2$ . Figura 2.1 arată un sistem cu două etape de recarbonatare, unde recarbonatarea inițială are rolul de a neutraliza excesul de var. Carbonatul de sodiu poate fi adăugat după recarbonatarea inițială dacă duritatea permanentă este mare. Precipitatele formate în aceste reacții sunt îndepărtate prin procedee secundare de amestecare, floculare și sedimentare. După sedimentarea secundară, dioxidul de carbon este adăugat din nou pentru a reduce pH-ul și a stabiliza apa. Urmează apoi filtrarea și dezinfecția finală.

Recarbonatarea în două trepte este mai eficientă pentru îndepărtarea durtății și controlul stabilității apei dedurizate. Mai ieftin, procesul de recarbonatare într-o singură etapă este utilizat uneori în tratarea cu var în exces. Aerarea se poate utiliza înainte de dedurizarea cu var pentru îndepărtarea dioxidului de carbon din apa brută. Deoarece varul reacționează cu dioxidul de carbon este necesară reducerea concentrației acestuia înainte de tratarea cu var. O analiză economică a costurilor aerării în comparație cu economiile realizate datorită reducerii dozei de var trebuie realizată înainte de a include aerarea în procesul tehnologic.

Dedurizarea cu var prin tratament divizat este o variantă a procesului de dedurizare și este prezentată în figura 2.2. Acest proces poate fi luat în considerare acolo unde conținutul de magneziu în apa brută este scăzut iar gustul, mirosul și culoarea nu sunt excesive.





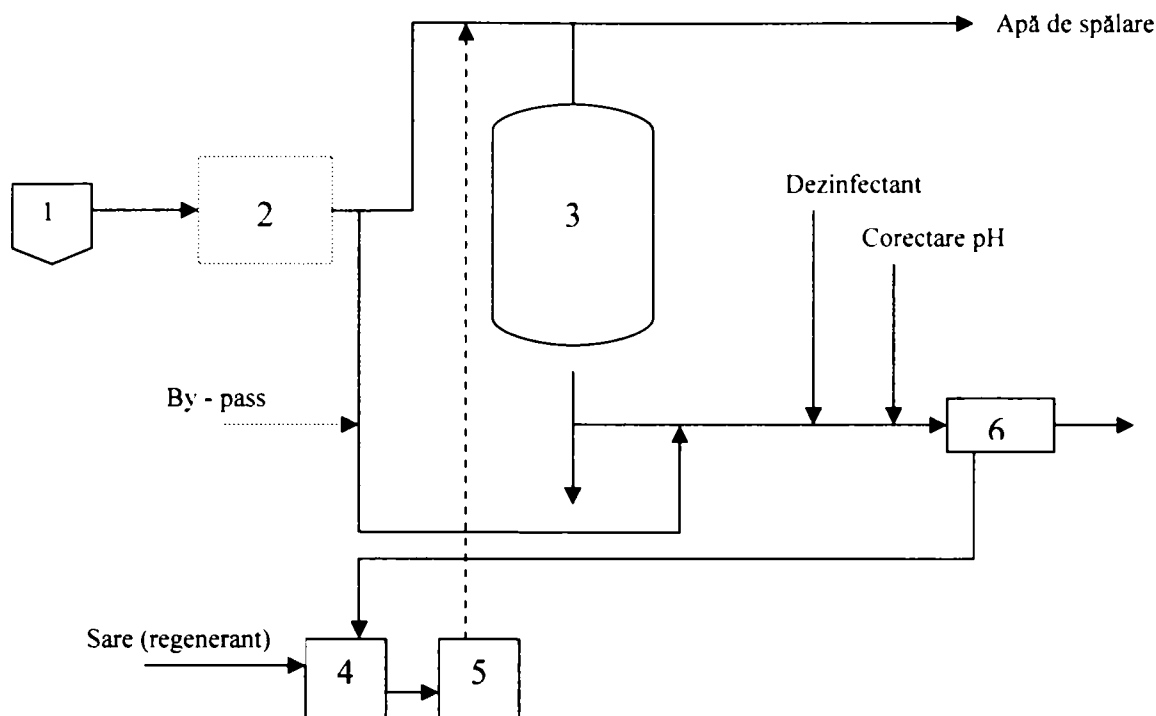
1 – Sursa de apă; 2, 6 – Amestecare rapidă; 3, 7 – Floculare; 4, 8 – Sedimentare; 5, 9 – Recarbonatare; 10 – Filtrare; 11 – Stocare; 12 – Decantare ape spălare filtre

Figura 2.2. Schema de tratare a subterane cu var prin tratament divizat

Excesul de var este adăugat pe o porțiune a fluxului de tratare a apei pentru a reduce concentrația calciului și magneziului. O parte din apa brută este amestecată cu apa dedurizată de după sedimentarea primară pentru a neutraliza excesul de var și pentru a îndepărta o parte din calciul din curentul divizat de apă brută. Solidele precipitate sunt îndepărtate prin floculare secundară și sedimentare, după care apa este recarbonată și filtrată. Acest tip de tratament de dedurizare poate furniza o flexibilitate mărită în obținerea gradului de duritate dorit. Costurile cu reactivii chimici sunt reduse deoarece doar o porțiune din flux este tratată cu var în exces și apa recirculată neutralizează excesul de var și reduce necesarul de dioxid de carbon ce trebuie adăugat. De asemenea cantitatea de nămol formată este mai mică.

Dedurizarea cu schimbători de ioni poate fi o alternativă atractivă în unele circumstanțe. Este aplicabilă pentru ape cu conținut mic de suspensii, substanțe organice, fier și mangan. Schimbătorii de ioni oferă câteva avantaje față de dedurizarea cu var pentru ape cu duritate variabilă și cu duritate permanentă ridicată. Procesul clasic de dedurizare cu schimbători de ioni este prezentat în figura 2.3. O pretratare pentru îndepărtarea fierului și manganului (dacă aceștia sunt prezenți în apă) trebuie să precedă schimbul ionic. Un conținut ridicat în substanțe organice pot deranja schimbul ionic.

Cele mai utilizate rășini schimbătoare de ioni pentru dedurizarea apei sunt rășinile schimbătoare de ioni cu cation de sodiu care schimbă sodiul cu cationii divalenți. După ce rășinile sunt epuizate este necesară afânarea, regenerarea cu clorură de sodiu și spălarea masei ionice. După ce rășina schimbătoare de ioni este adusă din nou în forma sodiu, dedurizarea poate fi reluată. O parte din apa brută nu este trecută prin dedurizator și este amestecată cu apa dedurizată. Prin această operație apa tratată posedă ioni de calciu care duc la stabilizarea acesteia.

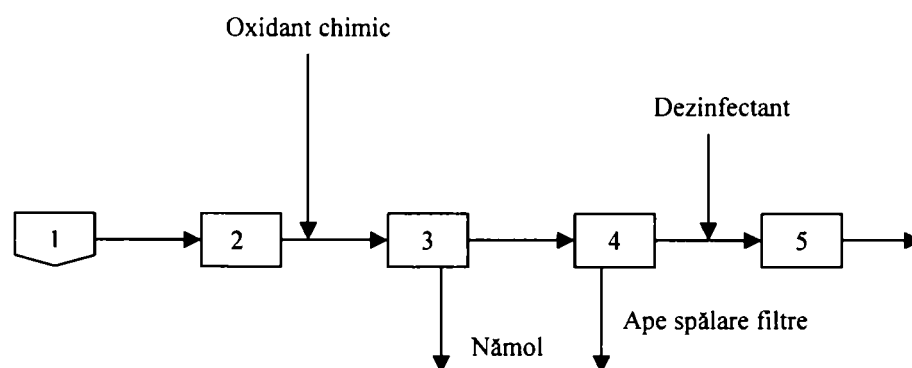


- 1 – Sursa de apă; 2 – Pretratare pentru eliminarea fierului și manganului;  
 3 – Schimbător de ioni; 4 – Rezervor de omogenizare saramură; 5 – Rezervor de măsurare saramură; 6 – Rezervor apă tratată;

Figura 2.3. Schema de tratare a apei subterane cu schimbători de ioni

Rășinile schimbătoare de ioni anionice sunt utilizate în tratarea apei printr-un proces asemănător celui din figura 2.3. Anioni cum sunt  $\text{NO}_3^-$  și  $\text{SO}_4^{2-}$ , alături de alți compuși sunt îndepărtați prin acest proces.

Procesele de tratare pentru sursele de apă subterane bogate în fier și mangan, dar cu o duritate acceptabilă, includ în general operații de oxidare și îndepărtare a precipitatelor de fier și mangan formate. Tratarea cu var este eficientă pentru îndepărtarea fierului și manganului, dar nu este economică atât timp cât dedurizarea nu este necesară. În general procesul de îndepărtare a fierului și manganului este prezentat în figura 2.4.



- 1 – Sursa de apă; 2 – Aerare; 3 – Bazin de contact; 4 – Filtrare;  
 5 – Stocare;

Notă : adaosul de oxidant chimic și bazinul de contact sunt necesare doar în anumite circumstanțe

Figura 2.4. Schema de tratare a apelor subterane bogate în fier și mangan, cu o duritate acceptabilă

În ape cu concentrații mari de fier dar concentrații scăzute de mangan sunt necesare doar aerarea și filtrarea. Viteza de precipitare a fierului este dependentă de pH, deoarece oxidarea decurge rapid la  $\text{pH} = 8$  sau mai mare. La pH mai scăzut, este necesar un timp de contact mai mare înaintea filtrării. Clorul este cel mai utilizat oxidant pentru îndepărtarea fierului, dar oxigenul, dioxidul de clor și permanganatul de potasiu se pot utiliza pentru îndepărtarea fierului și manganului.

Oxidarea manganului prin aerare are loc încet la pH mai mic de 9,5. De aceea aerarea nu este foarte eficientă pentru îndepărtarea manganului. Oxidarea cu  $\text{KMnO}_4$  este preferată pentru apele cu conținut ridicat de mangan. Pot fi utilizați și alți oxidanți chimici. Când este utilizat permanganatul de potasiu un strat de dioxid de mangan  $\text{MnO}_2$  se formează pe suprafața granulelor materialului filtrant care favorizează îndepărtarea manganului. Nisipul verde manganizat poate fi utilizat în locul nisipului sau antracitului ca material filtrant. Proprietățile catalitice și de schimb ionic ale nisipului verde manganizat îl fac eficient pentru îndepărtarea fierului și manganului.

Prezența substanțelor organice poate împiedica precipitarea fierului și manganului. [1]

## 2.4. Metodologii de potabilizare a apelor de suprafață

În această parte sunt trecute în revistă principalele procese de tratare care intervin în potabilizarea apelor de suprafață.

### 2.4.1. Desnisiparea [1, 35]

Se aplică în cazul în care apa brută conține cantități mai mari de nisip sau alte substanțe grele de natură minerală. Prin eliminarea unor astfel de suspensii, înainte de stațiile de pompare, se prelungește viața agregatelor respective și se evită depunerea nisipului în conductele de legătură și în decantoare, ceea ce ușurează funcționarea și exploatarea decantoarelor. Aparatele folosite în această operațiune poartă denumirea de desnisipatoare.

Desnisipatoarele trebuie să elimine grăunții de nisip cu o densitate de  $2650 \text{ kg/m}^3$ , cu un diametru mai mare de 0,2 mm, viteza de sedimentare a acestora este de cca. 2 cm/s. Procesul de eliminare a acestor suspensii are la bază, aceleași legi ca și în cazul decantării. Folosirea desnisipatoarelor este recomandabilă, atunci când curba depunerilor gravimetrice indică, că într-un interval de timp foarte scurt de 2 – 3 minute se depun 25 -35%, din cantitatea de suspensii din apă.

După direcția de curgere a apei în desnisipatoare, acestea se clasifică în: desnisipatoare orizontale și desnisipatoare verticale. Cele mai folosite sunt cele orizontale.

Desnisipatoarele orizontale se compun dintr-o cameră de acces și de liniștire a curentului de apă brută, o cameră de sedimentare prevăzută cu un dispozitiv de evacuare a nisipului, praguri și stăvilare și camera de colectare a apei desnisipate.

Pentru separarea nisipului, de alte suspensii mai ușoare, nu trebuie depășită viteza de curgere de 0,15 – 0,3 cm/s. Apa circulă prin aceste desnisipatoare orizontale, particulele minerale depunându-se la fundul camerei de sedimentare.

Desnisipatoarele verticale sunt în general mai puțin utilizate. Ele se folosesc acolo unde se impune economie de spațiu și unde nu sunt necesare lucrări dificile și escavări costisitoare.

Nisipul separat în desnisipatoare, trebuie scos din timp în timp, curățirea efectuându-se în funcție de mărimea instalațiilor, manual sau mecanizat cu hidroelevatorul. Nisipul este spălat și folosit ca atare.

#### **2.4.2. Coagularea (amestecare, destabilizare, floculare)**

Procesul de coagulare este în mod uzual folosit în uzinele de tratare a apelor în scop potabil pentru a permite agregarea particulelor mici în agregate mari, care apoi pot fi îndepărtate prin decantare sau filtrare.

Procesul de coagulare diferă de precipitarea chimică, prin faptul că, coagularea se bazează pe destabilizarea particulelor în suspensie din apă, în timp ce precipitarea se bazează pe solubilitatea compușilor chimici. [1]

Particulele în suspensie care sunt îndepărtate prin procesul de coagulare includ argila și aluviunile care conferă turbiditate, materiile organice naturale, precum și contaminanții microbiali, metale grele, substanțe organice sintetice, fier și mangan. Acești contaminanți cel mai adesea adsorbiți în/sau combinați cu turbiditatea și suspensiile organice naturale, pot fi îndepărtați prin coagulare. [36 - 38]

Procesul de coagulare cuprinde trei etape. Aceste etape includ: prepararea soluției de coagulant, destabilizarea particulelor și agregarea acestora. [1, 38]

Introducerea coagulantului și destabilizarea particulelor are loc în zona de amestecare rapidă unde coagulanții sunt introduși, hidrolizează și sunt dispersați printre particulele în suspensie cauzând destabilizarea. Agregarea particulelor are loc în zona de floculare unde prin ciocnirile dintre particule se formează agregate mari de particule capabile să se separe din apă. [39]

Sărurile de aluminiu și fier sunt cei mai utilizați coagulanți în potabilizarea apei, primele fiind cele mai utilizate pe o scară largă. Coagularea depinde de felul și de cantitatea particulelor în suspensie, doza de coagulant, pH,

temperatură, tăria ionică și timpul de reacție. Metoda Jar – Test dă rezultate foarte bune în stabilirea dozei de coagulant. [40]

Polimerii sintetici organici sunt uneori utilizați împreună/sau în locul sărurilor metalice de coagulant, când Jar – Test - ul demonstrează o eficacitate acceptabilă. Polimerii sintetici organici sunt înlocuitori atractivi pentru sărurile metalice de coagulant pentru că generează mai puțin nămol. [41, 42]

Polimerii organici sintetici sunt mai mult utilizați ca și adjuvanți de coagulare, în combinație cu coagulanții clasici. Polimerii sintetici organici pot duce la agregarea particulelor și la producerea de agregate mai stabile și mai dense care pot fi separate în decantoare sau prin filtrare. Din nou Jar – Test - ul are un rol important în alegerea adjuvanților potriviți. [6, 23, 24]

O atenție deosebită este acordată în ultimul timp prezenței în apa tratată a unei concentrații reziduale de coagulant. De aceea, coagularea trebuie condusă în așa fel încât eficacitatea potabilizării să fie cât mai mare și concentrația reziduală a coagulanților să fie cât mai mică. [9, 43, 22]

Reactivii de coagulare se găsesc fie în stare solidă, fie sub formă de soluție. În stare solidă ei se livrează fie sub formă de blocuri mari, fie sub formă granulată. Reactivul granulată poate fi dozat direct în stare solidă.

Se disting două moduri de dozare a reactivilor de coagulare: dozarea uscată și dozarea umedă. [7, 35]

Dozarea uscată este o metodă care se aplică în special debitelor mari de apă (cu condiția ca reactivul de coagulare să nu fie higroscopic și să se păstreze ferit de umezeală) și are avantajul reducerii volumului de lucrări necesare, precum și de exploatare.

Dozarea umedă este procedeul cel mai întâlnit deși prezintă o serie de inconveniente ca: necesită un spațiu mare pentru bazinele de dizolvare și soluție diluată, necesită construcții protejate contra coroziunii, produce depuneri greu de curățat în cuve, iar la temperaturi scăzute necesită încălzirea apei de dizolvare.

Dispozitivele de dozare pot fi: hidraulice, gravitaționale sau mecanice. Dispozitivele de dozare cu pompe sunt cele mai exacte. [7, 35]

Prima fază a coagulării trebuie să se realizeze într-un timp foarte scurt, amestecarea apei cu coagulantul trebuie să fie rapid realizată și cât mai complet. [39]

Amestecarea se realizează prin procedee hidraulice sau procedee mecanice. Printre procedeele hidraulice se numără: camerele cu salt hidraulic, camerele cu pereți șicanați, camerele cu pereți perforați, camerele în spirală. Procedeele mecanice se realizează în camere cu agitatoare mecanice de diferite tipuri: elice, turbină, palete. Se mai utilizează amestecarea în conducte, fie prin ajutaje de diferite tipuri, fie prin introducerea soluției de coagulant în conducta de aspirație și trecerea apei prin pompă. [1, 35, 38]

Flocularea se realizează în camerele de reacție, unde au loc procesele de transport care au ca efect formarea unor flocule de dimensiuni mari. Timpul este de circa 15 minute și este determinant în viteza procesului de coagulare. Pentru



eficacitate este necesar un gradient de viteză (prin agitare). Agitarea trebuie redusă treptat datorită vulnerabilității flocculelor. Din acest motiv în camerele de reacție regimul hidrodinamic este foarte strict. [7, 26]

Camerele de reacție pot fi hidraulice sau mecanice. [7, 35]

### 2.4.3. Decantarea și flotația

Decantarea (sedimentarea) și flotația sunt procese gravitaționale de separare solid – lichid. Procesul de decantare presupune depunerea particulelor solide la fundul apei de unde particulele acumulate sunt evacuate. Procesul de flotație presupune introducerea bulelor de gaz în apă care se atașează de particulele solide și creează aglomerate bulă – particulă care se ridică la suprafața apei, de unde particulele acumulate sunt îndepărtate. [1, 9]

Flotația nu este în mod general folosită în locul decantării în tratamentul apei. Flotația este folosită mai ales în Europa, ca o alternativă la decantare, pentru ape cu turbiditate redusă, alcalinitate redusă, ape colorate care produc o densitate redusă de floccule, mai puțin supuse decantării. [1, 43, 44]

Decantarea este în general utilizată în combinație cu coagularea pentru îndepărtarea flocculelor și pentru a crește eficiența filtrării. Absența decantării înaintea filtrării are ca rezultat un timp de funcționare redus al filtrelor, o calitate redusă a filtrării și o spălare dificilă a filtrelor. [7, 9, 22, 26]

Decantarea este necesară în cazul apelor cu turbiditate ridicată și puternic colorate care generează cantități mari de floccule în timpul coagulării și flocculării. În unele cazuri nu este necesară decantarea înaintea filtrării (filtrare directă, în cazul în care producția de floccule este mică și filtrarea poate face față încărcării cu solide). [39]

Decantarea este uneori precedată în uzinele de potabilizare de o presedimentare (deznisipare). În bazinele de deznisipare se separă particulele solide a căror separare nu necesită coagulare și flocculare. Deznisiparea este utilizată frecvent atunci când apa de suprafață este argiloasă și are turbiditate mare. În unele cazuri coagulanții pot fi introduși chiar în bazinele de presedimentare. [26, 38, 45]

Eficacitatea procesului de sedimentare se bazează pe eficacitatea separării solid – lichid. Sedimentarea se realizează în bazine de sedimentare (decantoare) unde apa este lăsată fie să circule cu viteză redusă, fie în repaus, astfel ca suspensiile să se depună datorită greutatei lor proprii, îndepărtându-se astfel suspensiile gravitaționale, suspensiile coagulate. Suspensiile depuse se îndepărtează discontinuu, continuu sau pot fi reintroduse în circuit. [1, 7, 22]

Decantarea este influențată de mai mulți factori: viteza de curgere orizontală a apei, cifrele  $Re$  și  $Fr$ , schimbarea densității apei – care poate cauza apariția unor curenți apreciabili (densitatea depinde de temperatură, cantitatea de substanțe dizolvate și în suspensie), decantarea stânjinită, curenții datorati vântului, alimentarea și evacuarea uniformă a apei. [1, 7, 24, 35]

Decantarea se realizează în bazine de decantare care se împart în funcție de direcția curgerii apei în decantoare orizontale și verticale, iar după formă pot fi circulare, radiale, dreptunghiulare. [7, 22, 35, 38]

Nămolul depus poate fi evacuat manual sau mecanic cu racloare.

La decantarea suspensiilor coagulate eficiența crește dacă apa brută vine în contact cu particulele de nămol. Nămolul este menținut în suspensie prin diferite metode. Există multe variante de astfel de decantoare printre care se numără decantorul suspensional cu contact de nămol. [1, 9, 22, 24, 35, 38, 46]

#### 2.4.4. Filtrarea

Prin filtrarea apei se înțelege trecerea apei printr-un strat poros (nisip, antracit) cu compoziție granulometrică și grosime adecvată, în scopul reținerii particulelor aflate în suspensie. Acestea pot proveni din apa brută sau pot fi generate în cadrul procesului de tratare.

Filtrarea reproduce un fenomen foarte des întâlnit în natură și anume trecerea apei prin straturi permeabile, poroase, de origine sedimentară și care are ca efect îmbunătățirea calității apei. [35]

Filtrarea este o operațiune de mare importanță, în cadrul ansamblului de procedee, care se aplică apelor de suprafață în vederea potabilizării lor. Din punct de vedere valoric, filtrele reprezintă peste 30 % din investițiile totale, aferente stațiilor de tratare a apei. [39]

Filtrarea este procesul cel mai utilizat în tratarea apei pentru reducerea particulelor în suspensie. Particulele care se îndepărtează prin filtrare sunt argila, nisipul, coloizii și materiile organice precipitate, sărurile de metal precipitate prin coagulare, microorganismele. Pe lângă îndepărtarea particulelor în suspensie sunt îndepărtate și particulele care pot mări doza necesară de dezinfectant și care asigură un scut pentru microorganismele.

Filtrarea se realizează prin trecerea apei printr-un strat poros (nisip, antracit) cu compoziție granulometrică și grosime adecvată în scopul reținerii particulelor aflate în suspensie. Apa pătrunde prin materialul filtrant și depune pe suprafața și în porii acestuia suspensiile pe care le conține. Adâncimea de pătrundere a suspensiilor în masa filtrantă este direct proporțională cu dimensiunea granulelor materialului filtrant, cu viteza de filtrare și invers proporțională cu dimensiunea particulelor în suspensie. [49 - 59]

**Natura chimică a granulelor** – în cazul unei ape acide materialul filtrant este de regulă cuarțul ( $\text{SiO}_2$ ) iar în cazul unei ape bazice se utilizează dolomita ( $\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$ ).

Materialul filtrant cel mai folosit în filtrele pentru limpezirea apei este nisipul cuarțos. Conform STAS el trebuie să conțină cel puțin 98 % silice și max. 0,5 % substanțe organice. În anumite cazuri se mai folosește drept material filtrant antracitul foarte dur, cărbunele activ, dolomita, marmora, kieselgurul, lâna minerală, vata de sticlă. [35, 50, 52, 60, 61]

Aceste materiale filtrante pot fi folosite singure sau în combinații duble sau triple.

La alegerea materialului filtrant se ține seama de accesibilitatea, de costul lui, de proprietățile tehnice și de stabilitatea chimică. Sunt de dorit materiale cu rezistență la abraziune și comprimare mare. Un material filtrant cu bune proprietăți mecanice nu trebuie să dea pierderi prin frecare mai mari de 0,5 %, iar fărâmițarea, adică procentul de material uzat datorat desfacerii granulelor, să nu depășească 4 %. [35, 62]

Alegerea materialului filtrant se face în funcție de caracteristicile apei ce urmează a se filtra, în așa fel încât apa să nu dizolve din materialul filtrant substanțe dăunătoare pentru om. În cazul apelor alcaline și calde se recomandă folosirea marmorei granulate, a dolomitei crude sau arse. În cazul apelor acide se recomandă antracitul. Cărbunele activ granulat se utilizează pentru îndepărtarea gustului și mirosului. [50, 61, 63, 64]

Reținerea de către materialul filtrant a particulelor în suspensie din apă duce la micșorarea progresivă a interstițiilor dintre granulele materialului filtrant, acest fenomen poartă numele de colmatarea filtrului. [51, 56, 57, 59]

Pe măsură ce filtrul se colmatează pierderea de presiune din filtru scade. Viteza de colmatare crește odată cu gradul de încărcare al apei brute, cu viteza de filtrare și cu scăderea diametrului granulelor materialului filtrant.

Filtrarea nu se face la debit constant. Când pierderea de presiune în instalație crește mult, astfel încât presiunea de care se dispune în instalație este insuficientă pentru a menține productivitatea cerută filtrului sau când calitatea apei filtrate nu mai corespunde indicilor de calitate impuși, acesta se decuplează pentru spălare. Spălarea filtrului are două scopuri:

- a) să desprindă și să antreneze suspensiile depuse în stratul filtrant înspre partea superioară a filtrului
- b) să evacueze apa de spălare cu suspensii spre jgheabul de spălare astfel încât la terminarea spălării, deasupra stratului filtrant să fie o apă perfect limpede.

Spălarea se face în sens invers curgerii apei, cu un curent de aer și unul de apă, cei doi curenți determinând o expandare a stratului filtrant cu aproximativ 50 % din volum. Suspensiile de pe particulele de nisip se desprind prin frecare. În faza finală aerul se oprește, apa continuând să treacă antrenând suspensiile desprinse de pe grăunți. [53, 59, 61, 65]

În funcție de viteza de filtrare, filtrele pot fi filtre lente și filtre rapide. Filtrele lente au fost primele folosite în potabilizarea apei. Au apărut în Anglia în secolul XIX. Datorită vitezei mici de filtrare (10–12,5 cm/h) debitul de apă filtrată este foarte mic ( $2,5\text{--}3 \text{ m}^3/\text{m}^2$  suprafață filtrantă · zi).

Datorită vitezei reduse de circulație a apei aceasta stă un timp îndelungat în contact cu razele solare și are loc dezinfecția parțială a ei. Restul de microorganisme se adsorb la suprafața grăunților de nisip de la partea superioară a filtrului (2 – 3 cm) și se formează o membrana biologică, alcătuită din alge și microorganisme (diatomee și protozoare) care secretă diastaze și provoacă coagularea substanțelor coloidale din apă. Datorită membranei biologice, filtrele

lente sunt capabile să rețină suspensiile foarte fine, coloizii și microorganismele asigurând o sterilizare a apei în proporție de 98 – 99 %. Restul masei filtrante rămâne aproape complet lipsită de impurități. [46, 50, 62, 66, 67]

Durata unui ciclu de filtrare poate varia între 1 și 6 luni în funcție de calitatea sursei de apă și de viteza de filtrare. Atunci când colmatarea ajunge la o limită, datorită vitezei de trecere a apei prin porii membranei biologice aceasta se rupe. Filtrul trebuie scos din funcțiune, pentru curățire, înainte ca membrana biologică să se fi rupt. Curățirea materialului filtrant se face prin îndepărtarea a 2 – 4 cm din stratul superior de nisip, care conține membrana biologică colmatată și materialul reținut la suprafață în procesul de filtrare. [7, 68, 69]

În cazul filtrelor lente nu este necesară coagularea prealabilă a apei și de multe ori nici sterilizarea apei după filtrare. Ruperea membranei biologice are efecte negative asupra bunei funcționări a filtrelor.

Continuă să fie folosite cu succes în Anglia, pentru tratarea apei din râul Tamisa care deservește Londra și în SUA la unele ape de munte din New England.

Filtrele lente nu au succes în tratarea apelor argiloase, tipice pentru SUA, deoarece argila penetrează prea adânc stratul filtrant și nu poate fi îndepărtată printr-o operație normală de drenare a suprafeței stratului filtrant. De asemenea, filtrele lente nu sunt eficiente pentru îndepărtarea culorii (se obține o reducere a acesteia doar cu 25%), necesită un volum mare din cauza vitezei reduse de filtrare, investiții mai mari decât pentru filtrele rapide, manoperă costisitoare pentru curățire, se adaptează greu mecanizării. [46, 49, 68, 70 - 72]

Creșterea interesului pentru filtrele lente din ultimul timp este dată de numeroasele cazuri de apariție în apă a *G. lamblia*, la comunitățile unde apa nu este filtrată corespunzător. Filtrele lente reprezintă o tehnologie simplă care nu necesită cunoștințe de coagulare și sunt foarte avantajoase pentru instalațiile mici de tratare a apelor de suprafață. Datorită acestui interes, noile cercetări încearcă să demonstreze eficacitatea filtrelor lente în îndepărtarea *G. lamblia*. [51, 73 - 75]

Filtrele rapide se folosesc în mod curent pentru limpezirea finală a apei tratate în scop potabil.

Avantajele față de filtrele lente sunt: ocupă un spațiu mai redus pentru aceeași capacitate de producție, viteza de filtrare este mai mare, debit de filtrare mare.

În procesul de filtrare rapidă, reținerea suspensiilor are loc în toată masa nisipului filtrant, dar într-o măsură mai mare în partea superioară. Lipsa membranei biologice face necesară introducerea operațiunii de dezinfecție a apei. Pentru funcționarea în bune condiții a filtrelor rapide este necesară și coagularea și decantarea prealabilă a suspensiilor din apă. [7, 35, 76, 77]

Filtrele rapide pot funcționa cu nivel liber (filtre deschise) sau sub presiune (filtre închise).

Pe măsura funcționării filtrului acesta se colmatează și trebuie scos din funcțiune și trecut în faza de spălare. Spălarea are drept scop îndepărtarea cât

mai completă a impurităților care s-au depus în porii stratului filtrant pentru a restabili capacitatea de filtrare a filtrului. [7, 35, 57, 78]

Filtrele rapide închise (sub presiune) se utilizează în special atunci când presiunea disponibilă după filtrare face posibilă alimentarea unui rezervor de înălțime, situat la o cotă convenabilă, de unde se poate distribui gravitațional, apa la consumatori.

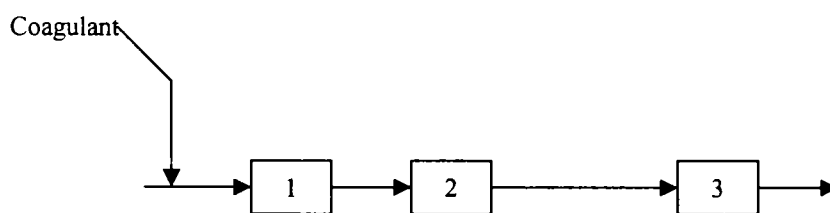
[7, 46]

## Noi strategii de filtrare

### Filtrarea directă

Filtrarea directă reprezintă procesul de tratare a apei de suprafață care include adaosul de coagulant, amestecarea rapidă, flocularea și filtrarea. În unele cazuri bazinele de floculare sunt omise, procesul numindu-se coagulare pe filtre cu flocularea având loc împreună cu filtrarea.

Din 1970, filtrării directe a început să i se acorde o atenție din ce în ce mai sporită. Filtrarea directă oferă numeroase avantaje față de tratamentul clasic, în cazul utilizării unor surse de apă de suprafață cu calitate ridicată. Costurile sunt mult reduse deoarece nu sunt necesare bazinele de decantare. Dozele de coagulant utilizate sunt, în general, reduse având drept scop formarea unor flocule de dimensiuni mai mici, filtrabile, nu largi, sedimentabile. De asemenea costurile legate de necesarul de reactivi chimici sunt mai reduse decât în cazul tratării clasice. Volumul de nămol rezultat este și el mai mic, rezultând costuri mai mici de tratare și depozitare a acestuia. Lipsa decantoarelor (și uneori a bazinelor de floculare) necesită costuri de exploatare și întreținere mai reduse. [46, 67, 70, 79 - 83]

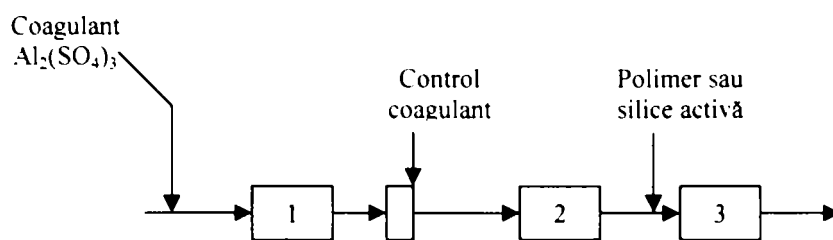


1 – Amestecare rapidă; 2 – Floculare; 3 – Filtrare

Figura 2.5. Filtrare directă cu bazin de floculare

Există și o serie de dezavantaje ale filtrării directe cum sunt: eficacitate redusă în cazul unor ape cu turbiditate și/sau culoare ridicate, necesită un timp de răspuns scăzut în cazul unor modificări bruște ale calității sursei de apă și un timp de detecție redus pentru modificările sezoniere de gust și miros.





1 – Amestecare rapidă; 2 – Bazin de contact (fără colector de nămol); 3 – Filtrare

Figura 2.6. Filtrare directă cu bazin de contact

Instrumentele de control automate sunt foarte importante în cazul utilizării filtrării directe. Este necesară monitorizarea calității apei brute și apei tratate pentru a alerta operatorii de modificările intervenite și existența unui sistem de automat de oprire a instalației în cazul în care apa tratată nu mai corespunde cerințelor. Dacă sunt așteptate modificări sezoniere de gust și miros este necesară existența unor bazine de pretratare care să asigure un timp de contact al apei cu cărbunele activ sau cu alți oxidanți chimici. [67, 79, 80, 82, 84]

### Pretratarea chimică a apei în filtrarea directă

Alegerea dozei de coagulant are un rol determinant pentru durata unui ciclu de filtrare. Metoda Jar – Test nu poate oferi informații corecte deoarece scopul urmărit în cazul filtrării directe este obținerea unor flocule mici puțin vizibile, dar filtrabile. În cadrul utilizării metodei Jar – Test criteriile uzuale de analiză a observațiilor cum sunt formarea unor flocule mari sau limpezimea supernatantului, după decantare, nu sunt potrivite pentru filtrarea directă. Folosirea metodei Jar – Test și a tehnicii filtrării prin hârtie este uneori potrivită, dar nu oferă informații complete. Utilizarea diferitelor tehnici atât în stațiile de tratare cât și în stațiile pilot pentru stabilirea dozei optime de coagulant este cea mai potrivită pentru a obține informațiile corecte pentru stabilirea dozei optime de coagulant și a vitezei de filtrare. [70, 81, 82 - 83]

Când sunt utilizate numai săruri de aluminiu sau fier, doza optimă de coagulant este doza cea mai mică care oferă calitatea dorită a filtrării.

Când sunt utilizați ca și coagulanți primari numai polimeri cationici, o doză optimă distinctă poate fi găsită dacă aceasta produce cea mai bună calitate a filtratului. În studiile pe stații pilot, o metodă de stabilire dacă doza aleasă este mai mare sau mai mică decât cea optimă este oprirea alimentării cu polimer pentru câteva minute. Dacă filtratul se îmbunătățește instantaneu, doza este prea mare. Dacă filtratul se deteriorează imediat, doza aleasă este mai mică decât cea optimă. [70, 82 - 84]

Un număr de studii susțin utilizarea simultană a sulfatului de aluminiu și a polimerilor organici cationici. Doza tipică de sulfat de aluminiu este de 2 – 10 mg/l, iar cea de polimer este de 0,2 – 2 mg/l. Aceste doze au fost

determinate în cadrul experimentelor pe stații pilot și pe stații de tratare. [82 - 84]

În practica curentă este inclusă o perioadă scurtă de floclare la stațiile care utilizează filtrarea directă, în mod obișnuit de aproximativ 10 minute, la un gradient de viteză de până la  $100 \text{ s}^{-1}$ , dar limita de utilizare a floclării variază de la lipsa acesteia până la o floclare care durează până la 60 de minute. [70, 82, 83]

**Coagularea pe filtre** este potrivită pentru surse de apă cu turbiditate și culoare scăzută. Un timp de floclare lung este necesar pentru aceste ape datorită probabilității reduse a ciocnirilor între coloizi. De aceea, aceste ape sunt mult mai economic de tratat prin adaosul de coagulant și mărirea timpului de amestecare rapidă, de la 3 la 5 minute, pentru a realiza prima fază a agregării particulelor, înainte de filtrare. [70, 81, 62, 84]

Vitezele de filtrare recomandate sunt între 2,4 și 15 m/h. Însă unele studii pe stații pilot, efectuate în trei locații diferite, arată că în cazul unei turbidități constante rezultate bune au fost obținute la viteze de 5 – 29 m/h și într-un singur caz chiar la viteze de filtrare de 44 m/h. În aceste studii s-a utilizat pentru pretratarea chimică sulfat de aluminiu și polimeri cationici. La filtrare s-au utilizat filtre cu strat filtrant dublu. [1, 82, 84]

## 2.4.5. Oxidarea chimică

Oxidantii chimici se folosesc în tratarea apelor de suprafață în multe scopuri:

- controlul dezvoltării biologice în decantoare și conducte;
- îndepărtarea culorii;
- controlul gustului și mirosului;
- reducerea compușilor organici;
- ajută la floclare;
- dezinfecție. [1, 22]

Cei mai utilizați oxidanți în tratarea apei sunt clorul, cloraminele, ozonul, dioxidul de clor și permanganatul de potasiu.

Clorul este cel mai utilizat oxidant, dar în ultimul timp se încearcă să se utilizeze oxidanți alternativi, deoarece clorul reacționează cu substanțele organice din apa brută formând subproduși clorinați care au efecte negative asupra sănătății. [85 – 88]

Cloraminele sunt produse prin reacția amoniacului cu apa clorată. Cloraminele sunt oxidanți slabi și nu sunt eficiente în îndepărtarea culorii. Sunt utilizate în dese rânduri ca și alternativă pentru a reduce și/sau formarea subprodușilor clorinați. [86, 89]

Ozonul este un agent oxidant foarte puternic cu multiple aplicații în tratarea apei. Este foarte des utilizat în vestul Europei. Este mai scump decât

clorul, dar asigură un control eficace al mirosului și gustului, îndepărtează culoarea și ajută la floculare. [90 - 92]

Dioxidul de clor este un oxidant puternic preparat prin reacția dintre clor și cloritul de sodiu, în condițiile unui pH scăzut. Este capabil să îndepărteze culoarea, gustul și mirosul și se poate utiliza ca și dezinfectant. Utilizarea lui este redusă. [35, 92]

Eficacitatea oxidării chimice este influențată de pH, temperatură, doza de oxidant, timpul de reacție. pH –ul afectează formarea agenților de oxidare și viteza de oxidare. În general viteza oxidării crește cu creșterea temperaturii și de asemenea cu doza de oxidant. Un timp de reacție suficient trebuie furnizat pentru creșterea eficacității. De toți acești factori trebuie să se țină seama pentru ca procesul de oxidare să decurgă în mod eficient. [1, 22, 26]

### 2.4.6. Adsorbția compușilor organici

Adsorbția cu cărbune activ granular sau pulbere este în general folosită pentru reducerea substanțelor organice, culorii, gustului și mirosului. În general compușii nepolari cu masă moleculară mare sunt adsorbiți mai bine decât compușii polari cu masă moleculară mai mică. [1, 6]

Cărbunele activ pulbere (PAC) este utilizat pentru controlul gustului și mirosului care pot apărea, în anumite perioade, în apa de suprafață. Punctele de introducere a cărbunelui activ pulbere sunt: intrarea în uzina de tratare, amestecarea rapidă, în influentul bazinelor de floculare, influentul decantoarelor sau filtrelor. Punctul de introducere al PAC trebuie ales în așa fel încât să permită o bună amestecare a acestuia cu apa, să permită un timp de contact adecvat pentru adsorbția contaminanților, să nu interfere cu alte tratamente chimice aplicate apei și să prevină apariția sa în apa tratată afectându-i acesteia calitatea. Alegerea tipului și dozei de PAC se face prin adăugarea de PAC și măsurarea gradului de îndepărtare a contaminanților. Doza tipică este de 1 – 50 mg/l, dar este dificil de stabilit fără teste pe stații pilot sau în laborator. [93 - 96]

Tratarea cu cărbune activ granular (GAC) este mai scumpă decât tratarea cu PAC, dar GAC este de departe mult mai eficace decât PAC în îndepărtarea unui spectru mai larg de substanțe organice, incluzând compuși care conferă apei gust și miros, carbon organic total (TOC), precursorii trihalometanilor, compuși organici volatili, substanțe organice sintetice. Performanțele GAC sunt influențate de punctul de dozare și de tratamentele dinaintea acestuia. [93, 96 - 99]

Tratamentele anterioare introducerii GAC pot reduce încărcarea organică a acestuia, reduc suspensiile care pot interfera în procesul de adsorbție, pot astupa porii și pot schimba capacitatea de adsorbție sau biodegradabilitatea compușilor organici care intră în procesul de adsorbție cu GAC. Timpul de contact și viteza, alături de calitatea apei brute și calitatea apei tratate, determină eficacitatea procesului și costurile acestuia. [1, 6, 98, 99]



Adsorbția pe GAC este un proces relativ scump, iar reactivarea termică a acestuia se poate face în uzină sau în afara ei, depinde de costuri. Pentru stațiile de tratare mici este mai economică utilizarea GAC. [1, 6, 22]

### 2.4.7. Dezinfecția

Dezinfecția este un proces foarte important, deoarece de ea depinde ca apa să fie sigură din punct de vedere microbiologic. Dezinfectanții sunt folosiți în tratamentul apei pentru a împiedica dezvoltarea microorganismelor și a algelor în bazinele deschise și în canale. Dezinfectanții pot fi clorul liber sau legat, dioxidul de clor, ozonul, radiațiile UV, căldura, un pH extrem. [1]

Clorul liber este cel mai utilizat dezinfectant, dar el produce produși de dezinfecție. Tehnologia clorării este una din cele mai simple metode de dezinfecție, simplitate dată de buna solubilitate a clorului în apă. Este un agent bactericid foarte bun și are o remanență bună de-a lungul rețelei de distribuție împiedicând infestarea apei. Apariția unor reguli noi cu privire la limitarea trihalometanilor din apă a condus la încercarea de a utiliza și alți dezinfectanți. [85 - 88, 100]

Cloraminele au o reactivitate mai scăzută, față de substanțele organice din apă, decât clorul și concentrația produșilor de dezinfecție este mai mică. Au caracter bactericid mai slab decât clorul, dar prezintă o concentrație reziduală pentru protecția rețelelor de distribuție. [86, 87, 89]

Dioxidul de clor este un bactericid mai puternic decât clorul dar nu are aceeași remanență ca și acesta. Utilizarea dioxidului de clor este limitată, deoarece o concentrație reziduală mai mare de 0,4 – 0,5 mg/l poate da probleme de gust și de miros. Produșii de dezinfecție ai dioxidului de clor, cloriții și clorații, au avut efecte negative asupra sănătății animalelor testate. [1, 92]

Ozonul este cel mai puternic dezinfectant utilizat în tratarea apei. Ozonul este instabil în apă și nu prezintă o remanență bună. Aplicarea unui dezinfectant secundar, cum este clorul sau cloraminele, este necesară pentru protecția sistemelor de distribuție a apei. [90 - 92]

Radiațiile UV au un bun caracter bactericid, dar ca și ozonul nu asigură protecția ulterioară de-a lungul rețelei de distribuție. Se utilizează în stațiile de capacitate mică, deoarece costurile sunt mari în asigurarea unui contact adecvat al apei cu lămpile de UV. Necesită ca și ozonul un dezinfectant secundar. [1, 24, 35]

Eficacitatea procesului de dezinfecție depinde de tipul de dezinfectant, doza acestuia, pH, prezența substanțelor care interferă în proces, calitatea microbiologică a apei, timpul de contact. Alegerea unui dezinfectant cât mai puternic duce la o dezinfecție rapidă. Mărirea dozei crește viteza procesului de dezinfecție, dar poate duce la apariția de produși de dezinfecție, în funcție de dezinfectantul ales. pH –ul afectează formarea și eficacitatea dezinfectantului,

influența acestuia depinde de tipul de dezinfectant. Creșterea temperaturii duce la creșterea vitezei procesului de dezinfecție. [7, 9, 22, 23, 26]

Un tratament anterior aplicat apei este necesar pentru îndepărtarea substanțelor în suspensie și pentru reducerea unor agenți care pot deranja procesul de dezinfecție. Concentrația și tipul microorganismelor pot influența alegerea tipului de dezinfectant.

Procesul de dezinfecție trebuie condus în așa fel încât să se asigure o protecție de-a lungul rețelei de transport, fără a mări concentrația produșilor de dezinfecție și la un cost cât mai mic. [9, 22, 26, 35]

### 2.4.8. Fluorarea [1, 7]

Fluorarea apei este practică în special în țările vestice, mai ales în SUA. Urmele de fluor în apă (1 – 1,5 mg/l) favorizează protecția smalțului dinților și combate apariția cariilor. Doze de fluor peste 2 mg/l, devin dăunătoare organismului, provocând o intoxicație cronică ușoară ce se manifestă prin pătarea smalțului dinților (la doze între 2 – 8 mg/l) și intoxicații cronice grele la doze mari de 20 – 80 mg/l administrate timp îndelungat (10 – 20 de ani).

Pentru fluorarea apei se pot folosi: fluorosilicatul de sodiu, acidul fluorhidric sau fluorosilicic, fluorura de calciu solubilizată cu soluție de aluminiu. Metodele de dozare se bazează exclusiv pe procedee automate de dozare și pe un control riguros al dozării.

Eliminarea excesului de fluor din apă se poate realiza prin una din următoarele metode:

- îndulcirea apei cu var în prezența unui conținut suficient de magneziu în apă, care la nevoie se poate introduce sub formă de sulfat de magneziu (fluorul este adsorbit de hidratul de magneziu);
- tratarea apei cu doze mari (150 – 300 mg/l) de sulfat de aluminiu, metodă aplicabilă apelor cu  $\text{pH} < 7,5$ ;
- filtrarea apei prin cărbune activ în mediu acid, la ape cu  $\text{pH} < 3$ .

Prin filtrarea apei cu viteze de 8 – 10 m/h prin filtre sub presiune realizate cu material filtrant din produse poroase formate din amestecuri de fosfat tricalcic și hidroxilapatită se limitează concentrația de fluor la 0,3 mg/l, capacitatea de adsorbție a acestui material filtrant fiind de 0,6 g fluor pe  $\text{dm}^3$  de material.

Oportunitatea aplicării fluorării artificiale a apei este foarte dezbătută, datorită efectelor acesteia. S-a dovedit, de exemplu, că fluorul favorizează îngălbenirea pielii la un procent însemnat din copiii populației alimentate cu apă fluorată.



### 2.4.9. Scheme de tratare a apei de suprafață

Proprietățile fizice, chimice și bacteriologice ale apei la sursă și condițiile de calitate cerute de consumator determină procesele tehnologice de tratare a apei.

Precizarea metodelor de tratare se face ținând seama pe de o parte de natura, starea fizico-chimică și cantitatea substanțelor conținute în apa brută, stabilite pe baza unui studiu prealabil în laborator sau în stații pilot și pe de altă parte de limitele admise pentru aceste substanțe în apa tratată.

La alegerea schemei tehnologice de tratare a apei trebuie adoptate instalațiile și construcțiile care asigură procesul de tratare cel mai eficient și în același timp cel mai simplu din punct de vedere tehnologic. Este recomandabilă adoptarea fluxului tehnologic "în cascadă" folosind aducțiunea sau pomparea apei de la o cotă suficientă, pentru a o trece apoi prin gravitație prin toate treptele de tratare. Această dispoziție a stației de tratare asigură pe lângă economia de energie de pompare, o exploatare mai sigură și mai simplă. [7]

Dacă amplasamentul nu permite așezarea în trepte a diferitelor compartimente ale stației de tratare, fluxul în cascadă se poate realiza prin adoptarea unor construcții de tip grupat sau etajat. Prin gruparea și concentrarea instalațiilor în construcții unice sau cuplate se obțin în general importante avantaje tehnice și economice, ca economie de spațiu, de conducte și canale de legătură și o exploatare mai simplă.

Ca regulă generală, trebuie preferate procesele tehnologice care se pretează la automatizare respectiv la o exploatare cât mai simplă.

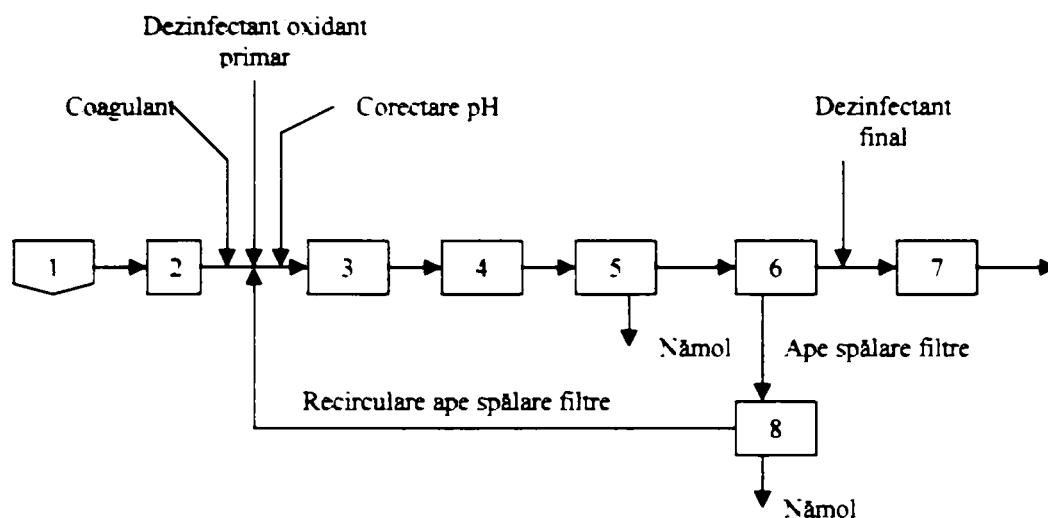
Planul general al instalației trebuie ales astfel încât să permită extinderea stațiilor de tratare în toate compartimentele. [7]

Problemele care apar referitoare la calitatea apei de suprafață sunt date de conținutul de particule în suspensie sau dizolvate, culoare, gust, miros și conținutul de microorganisme. [1]

Procesele de bază ale tratării apei sunt coagularea, flocularea și decantarea înaintea filtrării. O schemă convențională de tratare a apei de suprafață provenită dintr-o sursă cu variații sezoniere ale turbidității, culorii, gustului și mirosului este prezentată în figura 2.14.

Unele stații de tratare includ două etape ale coagulării, floculării, decantării care prevăd o mai mare flexibilitate și o calitate mai bună a apei. Grătarele sunt incluse pentru a reține materialele mari din apă.

Un oxidant sau dezinfectant primar este folosit pentru a controla conținutul de bacterii, dezvoltarea algelor, gustul și mirosul. Clorul a fost utilizat pe scară largă, dar pentru faptul că produșii de dezinfecție au efecte asupra sănătății, a crescut numărul cazurilor în care se utilizează ozon, dioxid de clor sau permanganat de potasiu.



1 – Sursa de apă; 2 – Grătare; 3 – Amestecare rapidă; 4 – Floculare; 5 – Decantare  
6 – Filtrare; 7 – Stocare; 8 – Decantare ape spălare filtre

Figura 2.7. Schema de tratare convențională a apei de suprafață

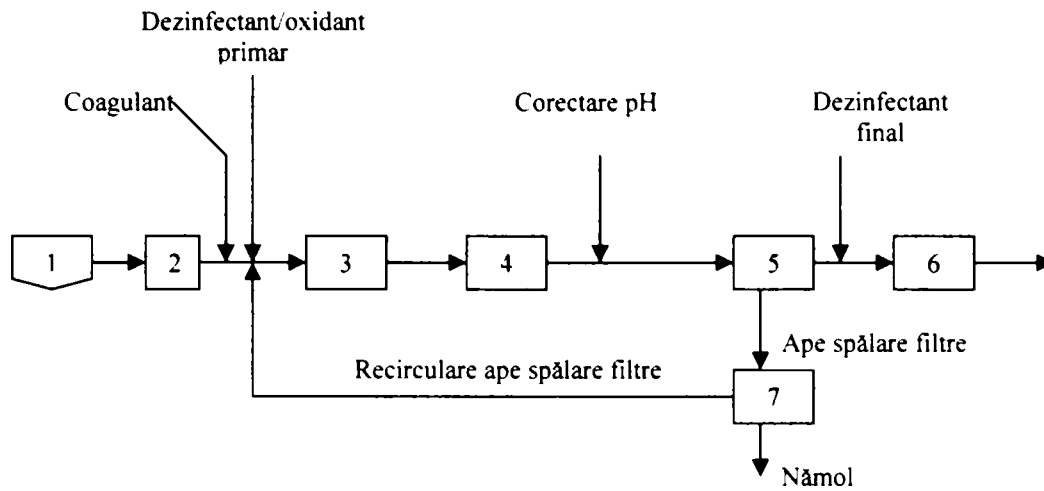
Sărurile de fier și aluminiu sunt folosite ca și coagulanți, dar polimerii sunt utilizați alături sau în locul sărurilor de metal tot mai frecvent. Adăugarea sărurilor de fier sau aluminiu scade pH-ul. Varul, carbonatul de sodiu anhidru sau hidroxidul de sodiu sunt adăugate pentru corecția pH-ului și pentru a reduce coroziunea. Punctele unde pH-ul este ajustat depinde de obiectivele tratării. După decantare pot fi adăugați polimeri sau săruri de metal ca și material auxiliar de filtrare pentru mărirea performanței filtrării. [1, 6, 9, 22, 26, 45]

După filtrare se adaugă dezinfectant (de obicei clor sau cloramine) pentru a realiza protecția de-a lungul rețelei de distribuție. O practică obișnuită în tratarea apei o reprezintă recircularea apelor de spălare și limpezire a filtrelor.

Modificările aduse procesului convențional de tratare a apei sunt necesare datorită variației surselor de apă. De exemplu, apele cu gust și miros puternic pot fi tratate cu permanganat de potasiu, cărbune activ pulbere sau ozon. Prezența substanțelor organice și a compușilor care conferă apei gust și miros necesită utilizarea cărbunelui activ granular ca și adsorbant după filtrare sau înlocuirea stratului filtrant de nisip cu cărbune activ granular. [1, 6, 22, 24]

Dacă conținutul de particule în suspensie este mare sunt necesare bazine de desnisipare (cu sau fără coagulant) după grătarele rare.

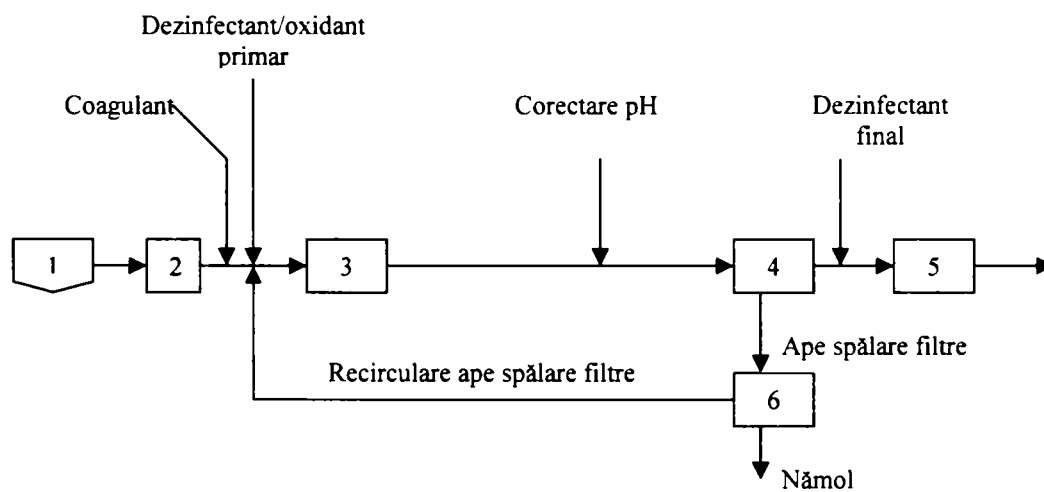
Apele cu conținut scăzut de suspensii și cu culoare, miros, gust, duritate reduse, în general, pot fi tratate fără decantare, cu coagulare și floculare, urmate de filtrare. Acest tratament poartă numele de filtrare directă. [1, 6] Schema de tratare a apei de suprafață cu filtrare directă este prezentată în figura 2.15.



1 – Sursa de apă; 2 – Grătare; 3 – Amestecare rapidă; 4 – Floculare; 5 – Filtrare  
6 – Stocare; 7 – Decantare ape spălare filtre

Figura 2.8. Schema de tratare a apei de suprafață cu filtrare directă

În unele situații flocularea poate fi eliminată și coagulantul poate fi adăugat printr-o amestecare potrivită chiar înaintea filtrării. Acest tratament poartă denumirea de coagulare pe filtre. Schema de tratare a apei de suprafață cu filtrare directă este prezentată în figura 2.16. [46]



1 – Sursa de apă; 2 – Grătare; 3 – Amestecare rapidă; 4 – Filtrare; 5 – Stocare  
6 – Decantare ape spălare filtre

Figura 2.9. Schema de tratare a apei de suprafață cu coagulare pe filtre

### 3. Procese tehnologice propuse pentru potabilizarea apelor subterane și de suprafață

#### 3.1. Procesul tehnologic de potabilizarea a apei subterane cu recircularea apelor de spălare a filtrelor

În alegerea unui proces de potabilizare a apelor un rol foarte important îl ocupă calitatea sursei de apă.

În propunerea procesului tehnologic s-au luat în considerare sursele de apă subterană existente în jurul municipiului Timișoara. Caracteristicile acestora sunt prezentate în tabelul 3.1.

Tabelul 3.1. Caracteristicile apei subterane

Indicator determinat	Concentrația	U.M.
Fe <sup>2+</sup>	4,5-5	mg/dm <sup>3</sup>
Mn <sup>2+</sup>	0,5-1	mg/dm <sup>3</sup>
Alcalinitatea	11	mmol/dm <sup>3</sup>
Oxigenul dizolvat	0,8-1,1	mg/dm <sup>3</sup>
Duritatea totală	10	°D
Ca <sup>2+</sup>	86-70	mg/dm <sup>3</sup>
Cloruri	100	mg/dm <sup>3</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,9	mg/dm <sup>3</sup>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,04	mg/dm <sup>3</sup>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,1	mg/dm <sup>3</sup>
Turbiditate	0,96	NTU

##### 3.1.1. Descrierea procesului tehnologic propus

Procesele de tratare pentru sursele de apă subterane bogate în fier și mangan, dar cu o duritate acceptabilă, includ în general operații de oxidare și îndepărtare a precipitatelor de fier și mangan formate (operații de deferizare – demanganizare).

Procesul tehnologic de deferizare - demanganizare a apei subterane cuprinde următoarele faze: aerare, filtrare în două trepte și dezinfecție.

Apa subterană este adusă la suprafață cu ajutorul pompelor puțurilor și este transportată prin conducte de legătură la stația de tratare. Apa conține fier și mangan peste limitele admise prin STAS sub formă de ioni Fe<sup>2+</sup> și Mn<sup>2+</sup>.

Pentru ca eliminarea acestor compuși să fie cât mai bună, în prealabil se realizează o aerare a apei în urma căreia are loc oxidarea Fe<sup>2+</sup> și Mn<sup>2+</sup> la

hidroxid de fier, respectiv dioxid de mangan care vor precipita și se vor depune în etapa următoare de filtrare.

După aerare urmează o preclorare (oxidare primară) la o doză redusă.

Apa este trecută apoi peste materialul filtrant din treapta I de filtrare care este nisip cuarțos unde se realizează în principal deferizarea.

Apa, după treapta I de filtrare este trecută la treapta a II-a de filtrare unde se realizează demanganizarea, stratul filtrant fiind constituit din nisip cuarțos manganizat când se reține preferențial mangan.

După treapta a II-a de filtrare apa este dezinfectată și trimisă spre rezervoarele de înmagazinare, de unde prin intermediul stației de pompare apa este distribuită consumatorilor.

Apa de spălare a filtrelor împreună cu suspensiile acumulate în filtre în timpul de funcționare este trecută într-un decantor, o parte se recirculă iar restul se trimite spre paturile de nămol.

Dezinfecția apei filtrate se realizează cu clor.

### 3.1.2. Justificarea procesului tehnologic propus

Apa cu conținut de fier peste  $0,2 \text{ mg/dm}^3$  utilizată în scopuri potabile și industriale, prezintă numeroase dezavantaje.

Apa cu conținut de fier are o culoare galben opalescentă, un gust neplăcut, acru, iar atunci când concentrația de fier bivalent este mai mare de  $3 \text{ mg/dm}^3$  are un gust metalic. În contact cu aerul, asemenea ape capătă o culoare roșietică din cauza oxidării fierului bivalent în fier trivalent. Din acest motiv pătează rufele la spălat și obiectele sanitare și depun oxizi de fier în instalații.

Un conținut de Fe sau Mn de numai  $0,1 \text{ mg/dm}^3$  favorizează dezvoltarea ferobacteriilor respectiv a magnobacteriilor care pot fi găsite în izvoare, puțuri, lacuri, rezervoare și conducte și din a căror prezență în apă decurg neajunsuri uneori foarte mari și anume:

1) Apa capătă o turbureală brună, datorită bacteriilor moarte, iar descompunerea acestora provoacă gust și miros neplăcut și favorizează dezvoltarea altor microorganisme ca urmare a creșterii substanței organice.

2) Se formează depozite mari în conducte, aparate de măsură, rezervoare, micșorându-se secțiunea de scurgere până la obturarea completă.

3) Bacteriile moarte pot bloca filtrele de nisip.

4) Bacteriile vii secretă o substanță mucilaginoasă și din acest motiv, în cazul în care ajung la filtre, formează bulgări de nisip compactat care creează fisuri în masa filtrantă.

5) Ferobacteriile au posibilitatea de a extrage fierul, de care au nevoie în metabolismul lor, fie din apă, fie din conductele sau suprafețele metalice cu care sunt în contact, provocând chiar grafitizarea conductelor din fontă. Prin extragerea fierului acestea, deși își păstrează forma, devin atât de moi încât pot fi tăiate cu cuțitul.



Una din manifestările cele mai tipice ale coroziunii bacteriene este formarea tuberculilor pe pereții interiori ai conductelor. Acești tuberculi sunt constituiți din  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  întărit prin filamente de bacterii feruginoase și adesea încrustate de  $\text{CaCO}_3$ , de silice, bioxid de mangan, în straturi de diverse culori. Adesea acești tuberculi sunt scobiți și conțin un lichid negru cu miros de  $\text{H}_2\text{S}$  produs de bacterii reducătoare ale sulfatilor, în timp ce ferobacteriile vii ocupă părțile externe ale tuberculilor. Sub acești tuberculi se află suprafețe de conductă grafitizată sub formă de cratere. În cavitățile tuberculilor, în condiții anaerobe, se desfășoară procesul de reducere al sulfatilor prin bacteriile reducătoare de sulf și care acționează asupra ionilor de  $\text{Fe}^{2+}$ , precipitându-l sub formă de sulfură de fier,  $\text{FeS}$ . Ionii de  $\text{Fe}^{2+}$ , neprecipitați sub formă de  $\text{FeS}$  în cavitatea tuberculilor, difuzează spre suprafață unde oxidarea lor în oxid feric provoacă creșterea tuberculilor prin straturi noi.

Apa cu conținut de mangan peste  $0,1 \text{ mg/dm}^3$ , utilizată în scopuri potabile și industriale prezintă numeroase dezavantaje:

- 1) Limita de percepere prin gust a manganului este de  $0,5 \text{ mg/dm}^3$ .
- 2) Manganul dizolvat nu schimbă culoarea apei, întrucât nici pentru concentrații de câteva  $\text{mg/dm}^3$  manganul bivalent nu este oxidat de oxigenul dizolvat în apă și în contact cu aerul la un pH al apei mai mic de 7,8; însă compușii de mangan insolubili se depun în conducte în punctele unde apa circulă cu viteză redusă (coturi, armături, precum și în rezervoare), iar în cazul unor variații bruște de presiune, aceste depuneri se pot desprinde ajungând la consumator sub formă de "apă neagră".
- 3) Depunerile de mangan au o consistență păstoasă și uneori se pietrifică, măbind coeficientul de frecare în conducte și deci scumpind operația pompării.
- 4) Efectele secundare ale depunerilor de mangan în rețeaua de conducte și în instalații prezintă dificultăți foarte mari. Substanțele organice, chiar sub formă numai de urme, se pot depune, împreună cu compușii de mangan, în porțiunile de conductă și instalații unde viteza apei este foarte mică. Ele formează acolo un mediu de cultură pe care se pot dezvolta alte microorganisme, producându-se fenomenul de "reînsămânțare". Dezinfectarea apei în special în lunile de vară, când temperatura apei crește, este foarte dificilă și uneori tratarea cu bioxid de clor nu este suficientă, necesitând curățirea mecanică a acestor depuneri care este foarte costisitoare. [20, 21]

Dintre multitudinea de procedee de deferizare-demanganizare a apei în scop potabil, acest procedeu s-a dovedit a fi ușor de realizat și cu o foarte bună eficiență.

Prin aerare se introduce oxigen în apa de tratat, pentru oxidarea compușilor feroși și manganoși se elimină dioxidul de carbon  $\text{CO}_2$  și hidrogenul sulfurat  $\text{H}_2\text{S}$ , crește pH-ul, crește potențialul de oxido-reducere. De asemenea, prin aerare, hidroxidul feric care se formează precipită în formă de fulgi și se poate reține pe filtru.

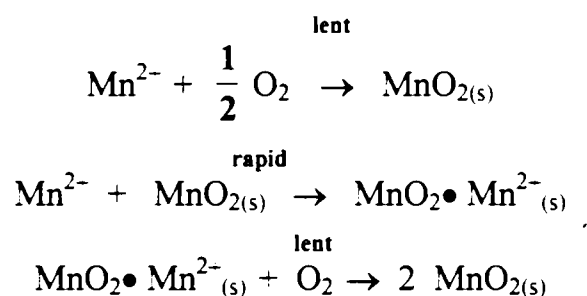
Reținerea hidroxidului feric în decantoare prezintă în anumite perioade inconvenientul dizolvării fierului depus de apa încărcată cu bioxid de carbon. De

asemenea, spălarea depunerilor din decantoare ridică probleme speciale, fiind în general necesară golirea bazinelor și barbotarea suspensiilor cu aer comprimat înainte de evacuarea lor.

Din motivele arătate este preferabilă o schemă tehnologică de deferizare a apei, la care se trece de la aerare direct la filtrarea apei, evitându-se folosirea decantoarelor.

O preclorare (oxidare primară) la o doză redusă este benefică deoarece prin această operație amoniacul poate trece în cloramine evitându-se astfel formarea nitraților și nitriților și astfel prezența acestora în apa potabilă.

Datorită filtrării în două trepte se reduce conținutul compușilor de fier și mangan până sub limitele admisibile. Aceasta se realizează prin: reținerea fizică a compușilor ferici flocluați, reținerea prin adsorbție a compușilor de fier și mangan în stare coloidală, reținerea prin efect catalitic a compușilor feroși și manganosi. Utilizarea în treapta a doua a filtrării a unui stratul filtrant constituit din nisip cuarțos manganizat (nisip cu 8-10%  $MnO_2$ ) duce la o bună reținere a manganului. Acest procedeu este de fapt un proces autocatalitic care se poate explica pe baza reacțiilor:



Prin recircularea apei de spălare a filtrelor se realizează îmbunătățirea procesului de filtrare și se evită, de asemenea depunerile de hidroxid de fier pe paletele rotorului și pe pereții camerei de aerare.

Suspensiile recirculate cu apa de spălare vor constitui centrii de cristalizare pentru materiile generate prin contactul oxigenului cu apa la camera de aerare, accelerând procesul de deferizare, având loc astfel o substanțială îmbunătățire a procesului de deferizare-demanganizare.

Oxidarea și precipitarea manganului are loc practic după separarea fierului. Oxidarea manganului prin aerare are loc încet la pH mai mic de 9,5. De aceea se consideră că aerarea nu este foarte eficientă pentru îndepărtarea manganului. Mărind viteza de deferizare prin recircularea suspensiilor se asigură un timp mai mare de oxidare pentru mangan, ceea ce face ca în aceste condiții aerarea să fie eficientă și pentru îndepărtarea manganului.

De asemenea, prin reintroducerea în circuitul de tratare a unui volum de apă cât mai mare din apa de spălare se realizează o reducere a costului exploatării.

Pentru dezinfecție s-a optat pentru dezinfecția cu clor. Cele mai importante atribute ale clorului sunt spectrul larg de acțiune germicidă și persistența în sistemele de distribuție, are eficacitate mai mare și este mai economic decât multe alte tratamente care se aplică apei. [20, 21]

### 3.1.3. Schema procesului tehnologic de potabilizare a apelor subterane propus

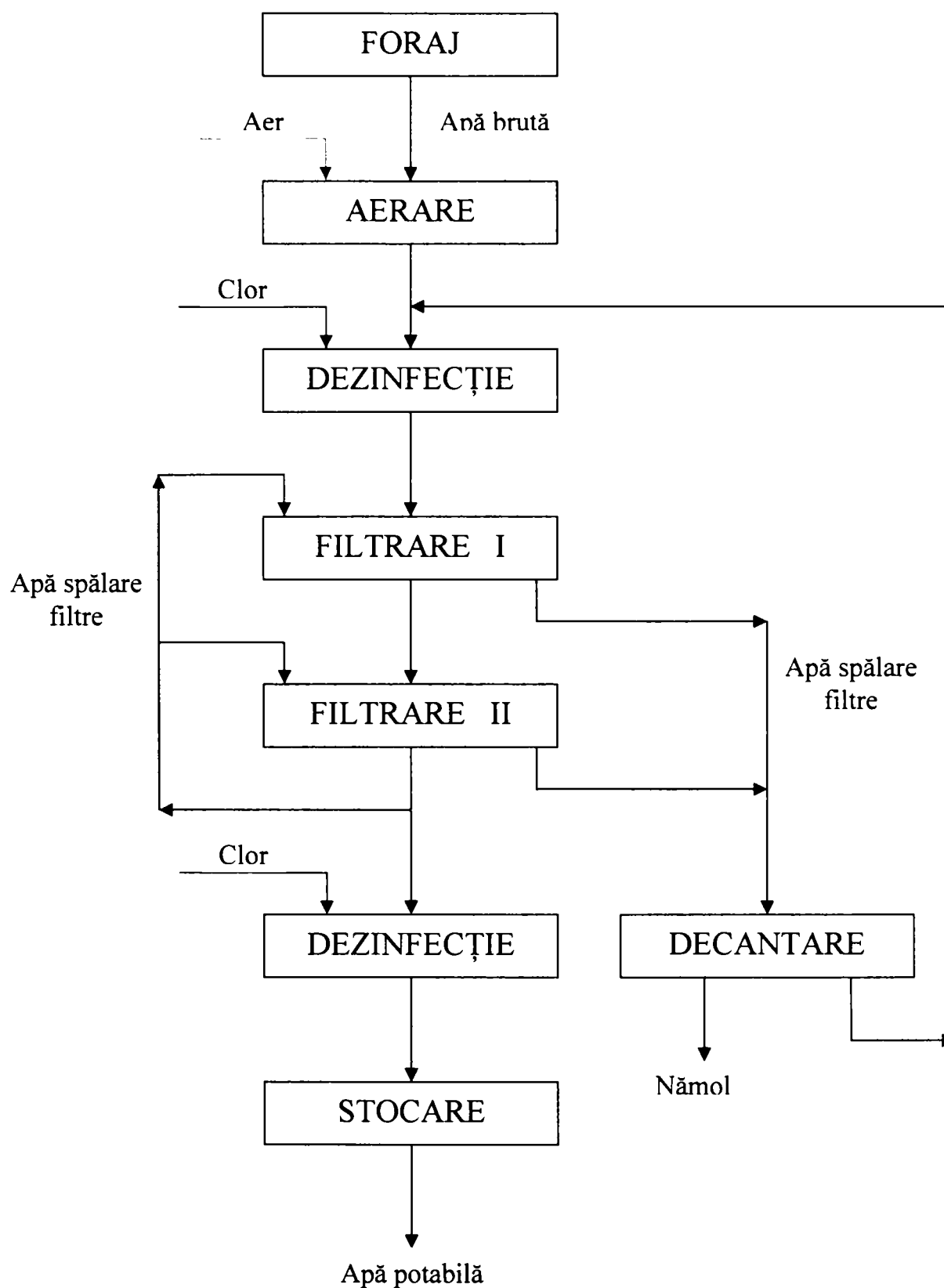


Figura 3.1. Schema procesului tehnologic de potabilizare a apelor subterane propus

### 3.2. Procesul tehnologic de potabilizarea a apei de suprafață cu recircularea apelor de spălare a filtrelor și decantoarelor

În propunerea procesului tehnologic s-a luat în considerare ca sursă de apă de suprafață apa râului Bega. Caracteristicile principale ale acesteia sunt prezentate în tabelul 3.2.

Tabelul 3.2. Caracteristicile apei râului Bega [101]

Indicator	Valori determinate experimental
Aspect	Ușor gălbui
pH	7,7
Reziduu filtrabil uscat la 180 °C	119 mg/l
Amoniac	< 0,1 mg/l
Nitriți	0,02 mg/l
Nitrați	4 mg/l
Cloruri	4 mg/l
Alcalinitate (în CaCO <sub>3</sub> )	70 mg/l
Substanțe organice (Kubel)	2,3 mg/l
Duritate totală	9 gr.fr.
Conductibilitate specifică	165 μS/cm
Fosfați	< 100 μg/l
Fier total	150 μg/l
Sulfați	20 mg/l
Fluoruri	110 μg/l
Bor	35 μg/l
Fenoli	< 0,1 μg/l
Sodiu	4,7 mg/l
Potasiu	1,6 mg/l
Cupru	2 μg/l
Zinc	30 μg/l
Arsen	2 μg/l
Mangan	10 μg/l
Aluminiu	0,586 mg/l
Bariu	10 μg/l
Cianuri	nedetectabile
Sulfuri	nedetectabil
Crom hexavalent	nedetectabil
Cadmiu	nedetectabil
Nichel	nedetectabil
Plumb	nedetectabil
Mercur	nedetectabil
Seleniu	nedetectabil
Cobalt	nedetectabil
Hidrocarburi (GC – FID)	nedetectabile
Triclorometan	0,7 μg/l

### 3.2.1. Descrierea procesului tehnologic propus

Procesul tehnologic de potabilizare a apei de suprafață care prezintă variații sezoniere ale turbidității, culorii, gustului și mirosului cuprinde următoarele faze: trecerea apei peste grătare, dezinfecție primară, coagulare, decantare, filtrare, dezinfecție.

Apa de suprafață captată este trecută peste grătare cu rolul de a reține suspensiile grosiere. O preclorare la o doză mică este necesară pentru a controla dezvoltarea algelor, gustul și mirosul.

Coagularea apei se face cu sulfat de aluminiu și utilizând ca și alcalinizant aluminatul de sodiu. Coagulantul este introdus în camerele de reacție unde se amestecă cu apa, care trece apoi prin camerele cu șicane pentru a se realiza a doua fază a coagulării și anume flocularea.

După coagulare apa este decantată în decantoarele orizontale unde are loc depunerea flocculelor formate la coagulare. După decantare apa este filtrată. Pentru filtrare se utilizează filtre deschise cu nisip cuarțos, care rețin suspensiile fine care nu au fost îndepărtate prin coagulare.

Urmează dezinfecția finală cu clor, stocarea în rezervoare de unde prin intermediul stației de pompare apa este distribuită consumatorilor.

Apele de spălare și limpezire a filtrelor împreună cu suspensiile acumulate în filtru se recirculă în camera de amestec. De asemenea o parte din nămolul provenit de la decantoare se recirculă tot în camera de amestec (în anumite circumstanțe) iar restul este trecut la tratare. Tratarea nămolului cuprinde mai multe faze: îngroșarea care are drept scop principal reducerea procentului de apă din nămol și a volumului său, condiționarea cu polielectroliți, deshidratarea cu ajutorul unui decantor centrifugal și neutralizarea cu var pentru distrugerea bacteriilor și îndepărtarea mirosului.

### 3.2.2. Justificarea procesului tehnologic propus

Apa captată dintr-un râu conține particule în suspensie sau plutitoare (frunze, crengi, bucăți de lemne, vegetație plutitoare), care sunt suficient de mari pentru a crea dificultăți operațiilor la care este supusă apa în scopul potabilizării. De aceea este necesar ca apa să fie trecută peste grătarele formate dintr-un număr de bare de oțel, înclinate sub un anumit unghi față de orizontală, față de sensul de înaintare al apei.

Pentru realizarea dezinfecției s-a propus metoda dublei clorări, care constă dintr-o preclorare la o doză mică de clor și o postclorare pentru asigurarea securității de-a lungul rețelei de distribuție. Clorul este ușor de dozat, este ieftin, previne regruparea microbilor și realizează protecția continuă de-a lungul rețelei de distribuție. Au fost luate în considerare și alte alternative la operația de clorare, dar toate aceste metode cu excepția radiațiilor UV, formează



subproduși. Puține sunt cunoștințele legate de acești subproduși în comparație cu cunoștințele despre produșii de dezinfecție ai clorului.

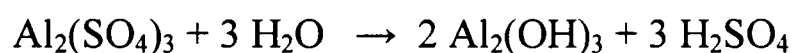
Dezinfectanții alternativi nu pot da protecția reziduală a dezinfectanților pe bază de clor, ei trebuie folosiți în combinație cu clorul sau cloraminele pentru a furniza dezinfecția completă a sistemului. [102, 103]

După trecerea apei peste grătare se realizează prima fază a dublei clorări și anume preclorarea la o doză redusă care prezintă avantajul unei intensificări și îmbunătățiri a procesului de coagulare, împiedică formarea și dezvoltarea microorganismelor, duce la îndepărtarea culorii, asigură un control al gustului și mirosului. Utilizarea unei doze mici de clor înlătură pericolul coroziunii utilajelor care ar fi apărut în cazul unei preclorări clasice contribuind totodată și la îmbunătățirea coagulării. [104]

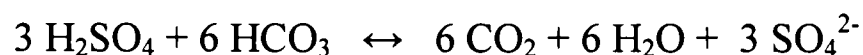
Coagularea suspensiilor din apă are drept scop să îmbunătățească procesul de decantare, precipitând rapid în flacoane mari materiile coloidale conținute în apa brută. Procesul de coagulare constă în principal în aglomerarea particulelor coloidale din apă în urma neutralizării câmpului electric negativ al acestora, care le ține în echilibru, prin dispersarea în apă a particulelor de coagulant având sarcini electropozitive. Precipitatul, care se formează (în general un hidrat metalic), aglomerează în cădere sau în timpul agitării lente din camerele de reacție alte particule, având astfel și acțiunea de eliminare a materiilor organice și, în anumite condiții, de fixare a substanțelor care colorează apa. [7, 105]

Ca și coagulant se utilizează sulfatul de aluminiu  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  (cel mai folosit coagulant în lume și în țară pentru tratarea apelor de râu). Sulfatul de aluminiu produs solid, cristalizat ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ ) care se prezintă sub formă de bulgări mari de culoarea marmurei albe sau negru pământiu ce se dizolvă relativ ușor în apă la concentrația de 20-25 % este agresiv pentru beton și metal.

Hidroliza sulfatului de aluminiu are loc conform reacției simplificate:

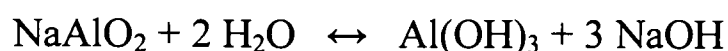


Acidul format reacționează cu bicarbonații din apă care tamponează efectul acidului eliberat:



La doze mari de sulfat sau la un conținut scăzut de  $\text{HCO}_3^-$ , pH-ul apei scade mult, fiind necesar adaosul unui alcalinizant de regulă o suspensie de hidroxid de calciu.

Prin hidroliza aluminatului de sodiu, un alt coagulant de aluminiu, dar pe suport alcalin, se eliberează ioni alcalini conform reacției:



Hidroxidul de sodiu eliberat reacționează cu acidul sulfuric neutralizând acțiunea acestuia, după cum și acidul neutralizează baza eliberată.

Ca urmare prin utilizarea concomitentă a celor doi reactivi se poate realiza un pH dorit (mai mic, mai mare sau egal cu pH-ul apei brute) în funcție de pH-ul optim de coagulare care se stabilește experimental, în funcție de criteriul dorit (conținut minim de aluminiu rezidual, turbiditate, culoare sau consum chimic de oxigen).

pH-ul este cel mai important factor de natură tehnologică care influențează procesul de coagulare a suspensiilor din apă, determinând în mare măsură eficiența procesului. Utilizarea concomitentă a celor doi reactivi permite realizarea sigură și simplă a pH -ului, deziderat deosebit de important în condițiile în care se cere o flexibilitate mărită cerută de variația neprevăzută a calității apei de suprafață și de respectarea indicatorilor cunoscuți și impuși apei potabile.

Prima fază a coagularii trebuie să se realizeze într-un timp foarte scurt, amestecarea apei cu coagulantul trebuie să fie rapidă, realizată cât mai complet. Amestecarea se realizează în camere cu pereți șicanați. A doua etapă a coagularii, flocularea, se realizează în camere de reacție cu șicane orizontale unde agitarea este redusă treptat datorită vulnerabilității flocculelor.

Prin decantare se realizează îndepărtarea flocculelor formate la coagulare. Se utilizează decantoare orizontale care prezintă avantajul unei construcții relativ simple care nu necesită acoperire, pentru a se folosi efectul dezinfectant al razelor solare. Pot funcționa iarna și în condițiile existenței unei strat de 30 cm de gheață. [7]

Filtrarea se asigură prin intermediul filtrelor rapide deschise care prezintă avantajele unui spațiu redus, viteze mari de filtrare, debite de filtrare mari.

A doua etapă a dublei clorări asigură necesarul de clor pentru asigurarea securității de-a lungul rețelei de distribuție.

În urma tratării apei brute rezultă ca produs principal apa potabilă iar ca produse colaterale apele de spălare și limpezire a filtrelor și decantoarelor cu conținut mare de suspensii și clor liber. Apele de spălare și limpezire a filtrelor și decantoarelor prezintă un potențial de poluare apreciabil datorită conținutului mare de suspensii și clor liber. Datorită potențialului de poluare afectează defavorabil, în cazul în care sunt deversate în efluenți naturali, ecosistemele din aceștia.

Eliminarea efectelor nedorite presupune tratarea acestor ape în vederea îndepărtării suspensiilor și clorului rezidual. Această operație impusă de respectarea normelor privind deversarea acestor ape în apele de suprafață conduce la creșterea costului apei. Reducerea acestei creșteri poate fi realizată prin scăderea volumului acestor ape ceea ce se poate obține prin recircularea lor.

Prin recircularea apelor de spălare a filtrelor și a decantoarelor la faza de coagulare se poate realiza o îmbunătățire semnificativă a tuturor parametrilor

acesteia, pentru care se recomandă recircularea lor înainte de operația de amestecare.

Recircularea nămolului și a apelor de spălare a filtrelor este o soluție, atunci când se utilizează sulfat de aluminiu ca și coagulant, pentru reducerea concentrației aluminiului rezidual mai ales în cazul unor turbidități reduse și temperaturi scăzute. [106 - 108]

Prin recircularea parțială a apelor de spălare a filtrelor și decantoarelor la faza de coagulare se reduce în mare măsură debitul de nămol trimis spre îngroșător, deci și dimensiunile utilajelor de îngroșare și de deshidratare. Folosirea îngroșătorului de nămol are drept scop principal reducerea procentului de apă din nămol, respectiv a volumului său. Astfel alimentarea instalației de deshidratare se face cu un nămol cu un conținut mai mare de substanță uscată. Un alt avantaj al îngroșării nămolului este reducerea reactivilor de condiționare.

Condiționarea este menită a face nămolul drenabil, filtrabil sau centrifugabil. Condiționarea adecvată a nămolului este baza funcționării eficiente a unei instalații de deshidratare. Utilizarea polielectroliților ca și agenți de condiționare are numeroase avantaje: flocularea este în general imediată, flocculele formate sunt masive. Punctele de injecție sunt prin urmare amplasate aproape imediat înaintea unității de deshidratare, amestecarea fiind rapidă dar de scurtă durată.

Pentru o deshidratare avansată a nămolului se utilizează decantoare centrifugale, care ocupă un spațiu relativ redus și exploatarea este destul de simplă. Umiditatea nămolului fiind mai mare de 98 %, a fost necesară îngroșarea nămolului într-un îngroșător.

Neutralizarea nămolului îngroșat se face cu  $\text{Ca(OH)}_2$ , până la  $\text{pH} = 12$  când bacteriile sunt complet distruse și mirosul neplăcut este înlăturat.

### 3.2.3. Schema procesului tehnologic de potabilizare a apelor de suprafață propus

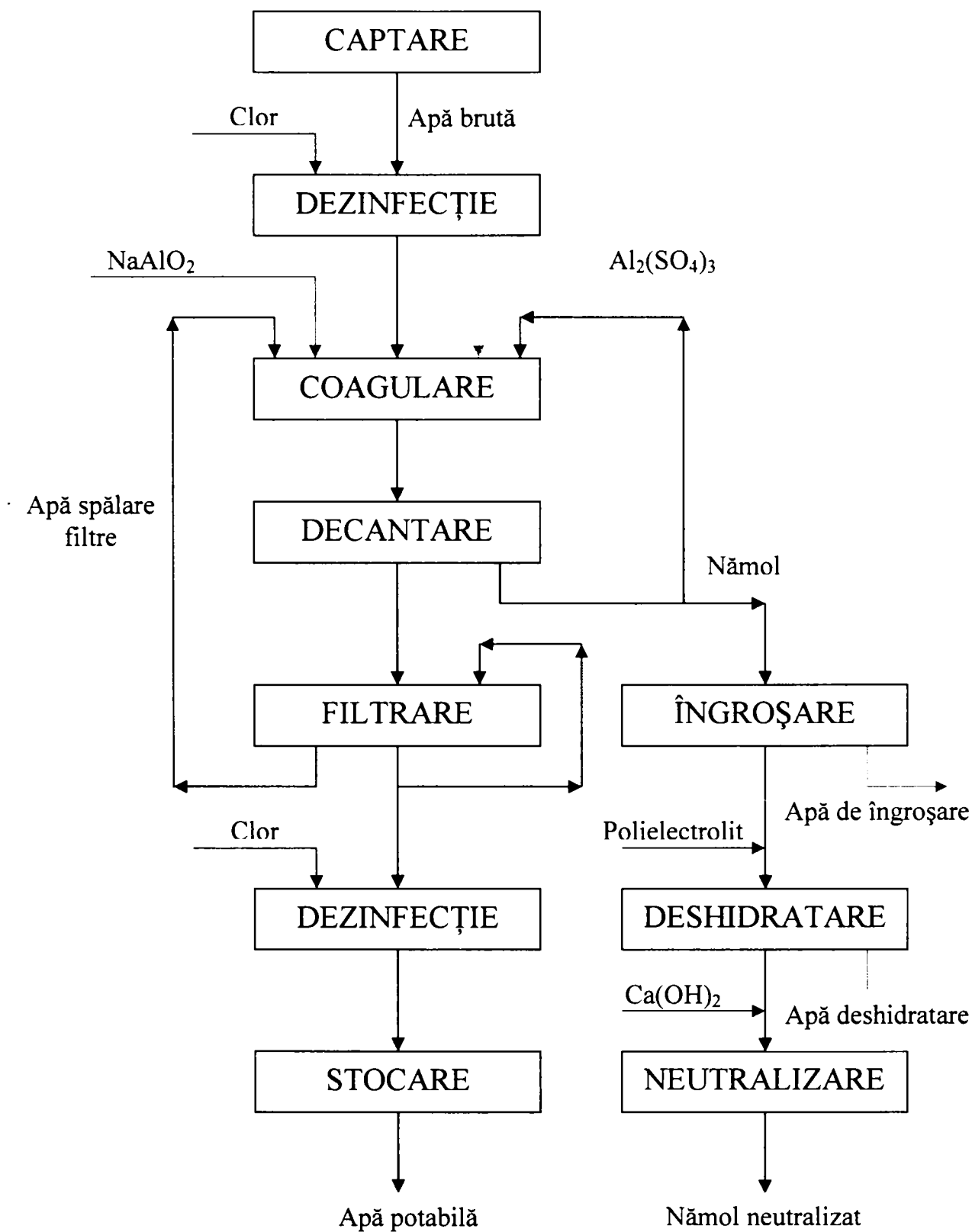


Figura 3.2. Schema procesului tehnologic de potabilizare a apelor de suprafață propus

## 4. Precizarea metodelor de investigare utilizate, a parametrilor măsurați. Aparatura și echipamentele utilizate

Marea majoritate a determinărilor experimentale s-au efectuat în laboratoarele și pe stațiile pilot de la Uzinele de apă 1 și 2 – 4 ale RAAC Aquatim SA Timișoara.

### 4.1. Scopul determinărilor experimentale

#### 4.1.1. Scopul determinărilor experimentale efectuate pentru apa subterană

20% din necesarul de apă potabilă a municipiului Timișoara se asigură din surse de adâncime. Unele din caracteristicile acestor surse sunt:

Tabelul 4.1. Caracteristicile apei brute.

Indicator determinat	Concentrația	U.M.
Fe <sup>2+</sup>	4,5-5	mg/dm <sup>3</sup>
Mn <sup>2+</sup>	0,5-1	mg/dm <sup>3</sup>
Alcalinitatea	11	mmol/dm <sup>3</sup>
Oxigenul dizolvat	0,6-1,1	mg/dm <sup>3</sup>
Duritatea totală	10	°D
Ca <sup>2+</sup>	86-70	mg/dm <sup>3</sup>
Cloruri	100	mg/dm <sup>3</sup>
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup>	0,9	mg/dm <sup>3</sup>
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup>	0,04	mg/dm <sup>3</sup>
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1,1	mg/dm <sup>3</sup>
Turbiditatea	0,96	NTU

Variația concentrațiilor Fe și Mn se datorează inundațiilor când o parte din silicații și oxizii de fier din sol se dizolvă.

Apa prezintă un conținut scăzut în H<sub>2</sub>S, al cărui miros se simte la treapta de aerare.

Apa brută depășește prescripțiile STAS la indicatorii Fe, Mn, NH<sub>3</sub>, oxigen dizolvat.

Pentru realizarea indicilor de calitate ceruți, la Uzina 1 a RAAC Aquatim SA Timișoara, apa este tratată în vederea aerării, deferizării și demanganizării, operații cunoscute, realizându-se în urma acestor operații în cele mai multe cazuri indicatorii ceruți. În acest scop se utilizează schema tehnologică care



cuprinde aerare, filtrare în două trepte peste nisip cu granulație diferită, clorare, stocare, distribuție.

Nerealizarea în totalitate a indicilor de calitate, evacuarea la canal a unui volum important de apă de spălare relativ scumpă și de calitate, au fost premisele determinărilor în care s-a urmărit :

- analiza instalației industriale de deferizare-demanganizare prin prisma performanțelor realizate
- studii privind posibilitatea recirculării apelor de spălare.

În cadrul determinărilor legate de clorarea apei subterane s-au urmărit următoarele obiective.

- stabilirea pe baza analizei celor două metode (colorimetrică și volumetrică) a avantajelor și dezavantajelor utilizării celor două variante
- analiza comparativă a curbelor de clorare după fiecare fază de tratare a apei subterane (aerare, filtrare I, filtrare II).

#### **4.1.2. Scopul determinărilor experimentale efectuate pentru apa de suprafață**

În urma tratării apei brute rezultă ca produs principal apa potabilă iar ca produse colaterale apele de spălare și limpezire a filtrelor și decantoarelor cu conținut mare de suspensii și clor liber. Ca urmare a tratării sunt afectate nefavorabil unele din caracteristicile apei cum ar fi: concentrația aluminiului rezidual, produși de dezinfecție, rezultați în urma dezinfecției apei cu clor și un conținut relativ ridicat de clor rezidual. Apele de spălare și limpezire a filtrelor și decantoarelor prezintă un potențial de poluare apreciabil datorită conținutului mare de suspensii și clor liber. Datorită potențialului de poluare afectează defavorabil ecosistemele din efluenții în care sunt deversate.

Eliminarea efectelor nedorite presupune epurarea acestor ape în vederea îndepărtării suspensiilor și clorului rezidual. Această operație impusă de respectarea normelor privind deversarea acestor ape în apele de suprafață conduce la creșterea costului apei. Reducerea acestei creșteri poate fi realizată prin scăderea volumului acestor ape ceea ce se poate obține prin recircularea lor. Pe de altă parte este cunoscut efectul nefavorabil al prezenței aluminiului rezidual și produșilor de dezinfecție asupra sănătății oamenilor. [10, 40] Reducerea lor la valori cât mai scăzute implică o tehnologie și totodată o conducere adecvată a procesului de potabilizare pe toată filiera lui (coagulare-decantare-filtrare-clorare).

Una din operațiile cele mai importante ale procesului de potabilizare a apelor de suprafață o constituie coagularea suspensiilor din apă, fază care determină în mare măsură atât îndepărtarea precursorilor, cât mai ales a aluminiului rezidual din apa potabilă. Conducerea acestei operații este cu atât mai dificilă cu cât calitatea apei brute (temperatură, turbiditate, substanțe organice) variază în limite largi în funcție de anotimp. Perfecționarea acestei

operații și implicit a creșterii eficienței se poate realiza prin mai multe mijloace. [109] Stabilirea acestora presupune cunoașterea factorilor care limitează în anumite condiții eficiența coagulării.

Nivelul aluminiului este variabil reflectând diferențele între concentrația aluminiului din apa brută și metodele care se utilizează pentru îndepărtarea turbidității. Folosirea coagulanților pe bază de aluminiu în tratarea apei poate duce la creșterea concentrației acestuia în apa tratată afectând calitatea apei la consumator. De exemplu, o concentrație ridicată a aluminiului rezidual poate crește turbiditatea apei în rețelele de distribuție prin precipitarea hidroxidului de aluminiu. Floculele de hidroxid pot interfera cu procesul de dezinfecție prin protejarea microorganismelor. De asemenea aluminiul rezidual poate duce la formarea de depozite în cotelile conductelor de alimentare ducând la scăderea capacității de transport a acestora. Studiile arată că aluminiul rezidual din apa potabilă este făcut responsabil de apariția la consumatori a maladiilor neuropatologice cum sunt demența și boala lui Alzheimer. [110 - 115]

Cele mai multe agenții au stabilit standarde pentru controlul aluminiului din apa potabilă. Aceste valori sunt variabile și reflectă diferențele de opinie privind efectele prezenței acestuia. Trebuie accentuat că standardele se referă la aluminiul total. Diferențe considerabile există între concentrația diferitelor specii sub care se prezintă aluminiul, așa că standardele sunt mai puțin semnificative din punct de vedere al toxicității pentru că indică o concentrație totală.

În concordanță cu cele prezentate anterior în partea experimentală s-a studiat influența recirculării apelor de spălare și limpezire a filtrelor și decantoarelor urmărindu-se prin acesta:

- punctul din flux în care acestea se recirculă
- efectul recirculării acestora asupra procesului de coagulare
- efectul recirculării asupra unor caracteristici ale apei decantate
- stabilirea formelor aluminiului rezidual din apa de Bega și apa potabilă

Peste 98% din sistemele de alimentare cu apă potabilă realizează dezinfecția cu clor, datorită avantajelor acestui reactiv. Însă pe lângă acțiunea bactericidă clorul reacționează cu materiile organice din apa brută și formează produși de dezinfecție.

Produșii de dezinfecție incriminați sunt trihalometanii, produși clorurați ai acidului acetic și alți produși mai puțini ofensivi - cloramine. Pentru diminuarea acestor produși de dezinfecție nedorți se recomandă utilizarea rațională prin alegerea convenabilă a punctului de dozare dar și un control riguros al clorului.

Din aceste motive în cadrul lucrării s-a mai urmărit:

- influența preclorării și postclorării asupra consumului și necesarului de clor
- influența preclorării asupra procesului de coagulare
- variația clorului pe fluxul tehnologic de potabilizare a apei de suprafață în funcție de metoda de analiză
- pierderea de clor pe diferitele operații ale Jar-Testului
- influența dozei de coagulant asupra concentrației trihalometanilor.

## 4.2. Precizarea parametrilor măsurați

În cadrul determinărilor experimentale s-au determinat următorii parametri:

**Concentrația oxigenul dizolvat** – oxigenul este un gaz puțin solubil care condiționează existența mării majorității a organismelor acvative. Toate apele care se află în contact cu aerul atmosferic conțin oxigen. Determinarea oxigenului prin diferite metode poate constitui un mod de apreciere al gradului de poluare al apei. În apa potabilă se preferă o cantitate redusă de oxigen, în vederea evitării coroziunii rețelei de distribuție. [6]

**pH** – valoarea pH – ului determină în mare măsură, atât procesele biologice și chimice, cât și o serie de caracteristici ale apei precum caracterul coroziv al acesteia. Pentru desfășurarea normală a proceselor biochimice este necesar un domeniu de pH cuprins între 6,5 și 8,5. Apele cu pH scăzut au o acțiune corozivă asupra materialelor de construcții cu care vin în contact, iar cele cu bazicitate ridicată produc o înspumare intensă. În cazul apelor naturale pH –ul este influențat de unii compuși existenți în aceste ape. [1, 2, 5, 22]

**Turbiditate** – împreună cu culoarea, reprezintă primele lucruri pe care le observă consumatorul. Toate apele prezintă turbiditate, dar dacă aceasta este prea mare, consumatorul respinge apa. Prin turbiditate se înțelege gradul de opacitate al apei imprimat de substanțele în suspensie sau în stare coloidală. Se măsoară în unități nefelometrice de turbiditate NTU. [1, 9]

**Turbiditate la doză zero** – turbiditatea apei coagulate și decantate la doză zero de coagulant. Se măsoară în NTU.

**Turbiditate critică** – turbiditatea critică este dată de punctul de inflexiune al curbei de variație a turbidității în funcție de doza de coagulant (se determină din reprezentarea grafică a curbei de coagulare a suspensiilor din apă). Se măsoară în NTU. [106]

**Turbiditatea limită** – se determină din reprezentarea grafică a curbei de coagulare a suspensiilor din apă și reprezintă acea valoare a turbidității care nu se mai modifică cu creșterea dozei de coagulant. Se măsoară în NTU. [106]

**Doza de clor** – concentrația clorului care se adaugă apei în vederea tratării.

**Necesar de clor** – concentrația clorului dozat necesară pentru a realiza o concentrație de clor rezidual suficient de mare pentru a asigura protecția apei de-a lungul rețelei de distribuție.

**Consum de clor** – diferența dintre concentrația clorului dozat și concentrația clorului rezidual.

**Doza de coagulant** - concentrația coagulantului care se adaugă apei în vederea tratării.

**Doză critică de coagulant** – doza critică este dată de punctul de inflexiune al curbei de variație a turbidității în funcție de doza de coagulant (se determină din reprezentarea grafică și din utilizarea derivatei de ordinul I). [106]

**Timpul de agitare lentă** – timpul necesar realizării floculării (a doua etapă a coagulării când se formează flocule mari sedimentabile). [116]

**Timpul critic** – timpul care corespunde vitezei maxime de variație a turbidității cu timpul de agitare lentă (se determină din reprezentarea grafică). [106]

**Concentrația clorului liber** – prin clor liber se înțelege clorul molecular, clorul din acidul hipocloros și din ionul hipocloros din apă. [117]

**Concentrația clorului total** – clorul total reprezintă suma dintre clorul liber și clorul combinat (cu anomiacul, adică clorul din cloramine) din apă. [117]

**Concentrația aluminiului rezidual** – concentrația aluminiului în apa tratată. Se măsoară în mg/l sau  $\mu\text{g/l}$ .

**Fracțiunile de aluminiu rezidual** - formele aluminiului rezidual sub care se găsește în apă (aluminiul total reactiv, aluminiul total dizolvat, aluminiul dizolvat monomeric, aluminiul dizolvat legat organic, aluminiul dizolvat organic monomeric, aluminiul particulat, aluminiul dizolvat anorganic, aluminiul polimeric coloidal puternic legat, aluminiul dizolvat organic monomeric). [108]

**Culoarea** – poate fi dată de ionii metalici (fier și mangan), acizii humici și fulvici din humus și turbă, plancton, componenți dizolvați din plante, ape reziduale. În funcție de gradul de dispersie a substanțelor care provoacă culoarea, poate fi *culoare aparentă* dată de substanțele în suspensie și *culoare reală* dată de substanțele dizolvate sau coloidale. Prezența turbidității crește culoarea aparentă, dar nu și culoarea reală. Este necesar a fi înlăturată pentru a face apa plăcută pentru băut. Reducerea culorii merge mână în mână cu reducerea unor substanțe organice, cum ar fi precursorii trihalometanilor. Se măsoară în Hazen. [3, 6]

S-au mai determinat concentrația fierului, manganului, a ionului  $\text{NH}_4^+$ , a azoților și azotaților, precum și concentrația trihalometanilor (THM).

Parametrii măsurati în cadrul determinărilor experimentale sunt parametrii ce caracterizează diferitele operații din cadrul procesului de tratare a apelor în scop potabil. Procesul tehnologic de potabilizare a apelor subterane ce cuprinde aerarea, deferizarea (filtrare I), demanganizarea (filtrare II) și clorarea poate fi analizat prin prisma următorilor parametrii: concentrația oxigenul dizolvat, pH, turbiditate, concentrația fierului, manganului, a ionului  $\text{NH}_4^+$ , a azoților și azotaților, concentrația clorului liber și a clorului total, doza de clor, necesar de clor, consum de clor.

Procesul de potabilizare a apelor de suprafață și în special operațiile de coagulare și pre și post clorare din cadrul acestuia, poate fi analizat utilizând parametrii: turbiditate, turbiditate la doză zero, turbiditate critică, turbiditate limită, doză de coagulant, doză critică de coagulant, timp de agitare lentă, timpul critic de agitare, concentrația aluminiului rezidual și a formelor sale, pH, culoare, doză de clor, consum de clor, necesar de clor, concentrația clorului liber și a celui total, concentrația trihalometanilor.

Dintre parametrii enumerați anterior o parte au un caracter original (fiind definiți pentru prima dată) și anume turbiditatea la doză zero, turbiditatea critică, turbiditatea limită, doza critică de coagulant, timpul critic de agitare lentă. [106] De asemenea s-a utilizat pentru prima dată la noi în țară caracterizarea apei clorate prin urmărirea culorii. [104] Tot pentru prima dată la noi în țară au fost stabilite fracțiunile aluminiului atât din apa brută cât și din apa potabilă. [108]

### 4.3. Descrierea metodelor de investigare

#### 4.3.1. Descrierea metodelor de investigare pentru apa subterană

Cunoscut fiind că eficiența procesului de demanganizare depinde de timpul de contact, rezultă că prin reducerea timpului necesar îndepărtării fierului pe o instalație dată, se poate mări timpul de oxidare pentru mangan și gradul de reținere acestuia. Pornind de la această observație și de la datele din literatură privind cinetica oxidării și separării fierului s-a propus recircularea apelor de spălare a filtrului care conțin  $\text{Fe}(\text{OH})_3$ , la aerare. Ideea a fost sugerată de mecanismul prin care are loc deferizarea.

Procesul de deferizare presupune două etape :

1. Oxidarea  $\text{Fe}^{2+}$  la  $\text{Fe}^{3+}$ .
2. Precipitarea  $\text{Fe}^{3+}$ .

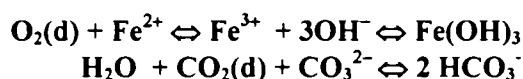
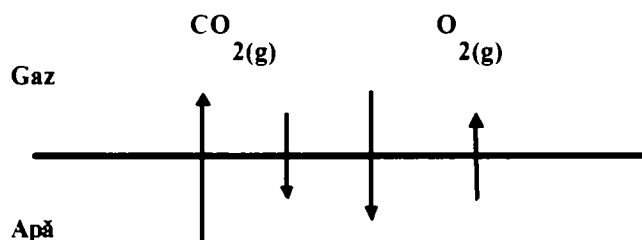
A doua etapă presupune un proces heterogen și ca urmare este mai lentă decât oxidarea, accelerată fiind de prezența  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  deja format.

Separarea fierului și manganului are loc practic pe filtre.



Pentru studiul efectului recirculării apelor de spălare a filtrului (4% din apa brută) la faza de aerare s-a utilizat un agitator magnetic cu 10 trepte de turație, pentru agitarea a 0,5 l de apă brută. Treapta 10 corespunde turației maxime de 1200 rot/min. Determinările s-au făcut pe treapta 7 și 10 (840 rot/min și 1200 rot/min).

Aerarea este un fenomen mai complex având loc o serie de procese fizice și chimice.



Pe lângă absorbția oxigenului are loc și desorbția dioxidului de carbon care determină deplasarea echilibrelor carbonice și creșterea pH-ului.

Practic s-a încercat urmărirea procesului de absorbție a oxigenului prelevând probe de apă de spălare de la filtre treapta I și treapta a II-a pe toată durata spălării.

Probele au fost prelevate din 30 în 30 de secunde la începutul spălării și din 2 în 2 minute spre sfârșitul spălării. S-au prelevat 10 l de apă de spălare într-o găleată, după o perioadă de decantare de 2 h, 3/4 din supernatant s-a aruncat la canal, păstrându-se 1/4 pentru efectuarea analizelor.

Concentrației oxigenului a fost determinată cu ajutorul unui multimetru (oxigenometru) de tip WTW Multi Line P4 Cellox 325. Pentru urmărirea concentrației dioxidului de carbon din apă și implicit a desorbției acestuia s-a măsurat continuu variația pH-ului. Din valorile pH-ului și pe baza echilibrelor dintre speciile carbonice s-a calculat, ținând seama de tăria ionică, concentrația dioxidului conform relațiilor:

$$\mu_I = 0,5 \sum c_i \cdot z_i^2$$

$$\mu_I = 0,5 \cdot ( [\text{Na}^+] + 4 [\text{Ca}^{2+}] + 4 [\text{Mg}^{2+}] + [\text{Cl}^-] + [\text{HCO}_3^-] )$$

$$[\text{Ca}^{2+}] = 1,78 \cdot 10^{-3} \text{ moli/l}$$

$$[\text{Mg}^{2+}] = 0,36 \cdot 10^{-3} \text{ moli/l}$$

$$[\text{Cl}^-] = 2,78 \cdot 10^{-3} \text{ moli/l}$$

$$[\text{HCO}_3^-] = 4,9 \cdot 10^{-3} \text{ moli/l}$$

$$[\text{Na}^+] = 5,54 \cdot 10^{-3} \text{ moli/l}$$

$$\mu_I = 10,89 \cdot 10^{-3} \text{ moli/l}$$

$$\text{pH} = \text{pK}_1 - \lg [\text{CO}_2] + \lg [\text{HCO}_3^-] + 2 \lg f_m$$

$$- \lg f_m = 0,5 - \frac{\sqrt{\mu_i}}{1 + \sqrt{\mu_i}} - 0,2 \cdot \mu_i$$

$$\lg [\text{CO}_2] = \text{pK}_1 + \lg [\text{HCO}_3^-] + 2 \lg f_m - \text{pH}$$

$$\text{pK}_1 = 17052/T + 215,21 \cdot \lg T - 0,126755 \cdot T - 545,56$$

Pentru determinarea concentrației ionilor  $\text{Fe}^{2+}$  și  $\text{Mn}^{2+}$  s-au prelevat probe în timpul agitării (10 ml) la intervale de timp de 4 minute, s-au filtrat printr-o membrană filtrantă cu micropori cu diametrul de 0,45  $\mu\text{m}$ . Determinarea concentrațiilor s-a făcut folosind un aparat SQ 118 MERK.

Pentru determinarea turbidității, s-au prelevat probe tot în timpul agitării (20 ml) la intervale de 4 minute, determinarea făcându-se cu ajutorul unui turbidimetru Hach 2100.

În cazul clorării apei subterane volumul fiecărei probe prelevate a fost de 500 ml. S-a utilizat apă de clor de concentrație cunoscută preparată dintr-o soluție concentrată de hipoclorit. S-au adăugat diferite doze de clor și s-au determinat clorul liber și clorul total prin metoda volumetrică cu DPD, după 30 de minute. Metoda volumetrică cu DPD (propusă de Standardul American) constă în adăugarea în proba de apă a unui volum de soluție tampon de fosfat, a unui volum de soluție indicator de DPD și apoi titrare cu soluție de sare Mohr pentru determinarea clorului liber. Pentru determinarea clorului total se adaugă în plus înainte de titrare iodură de potasiu cristale. Pentru determinarea colorimetrică a clorului s-a utilizat clorometrul Palintest 1000. [117]

#### 4.3.2. Descrierea metodelor de investigare pentru apa de suprafață

Datorită complexității procesului de coagulare metoda cea mai utilizată în studiul acestei operații este metoda Jar-Test [40].

Determinările au fost efectuate pe un aparat Jar-Test cu șase posturi Phipps&Bird. Condițiile standard de desfășurare au fost:

- timp de agitare rapidă 60 secunde (140 rot/min),
- timp de agitare lentă 20 minute (40 rot/min),
- timp de decantare 30 minute.

Turbiditatea a fost determinată folosind un turbidimetru Hach 2100, iar aluminiul rezidual a fost determinat folosind un spectrofotometru SQ-118 Merck.

Apa brută utilizată a fost apă proaspătă preluată înaintea fiecărei determinări din canalul Bega caracterizată prin temperatura de 4 – 6 °C și turbiditate 12,2 NTU în cazul determinărilor unde s-a utilizat nămol și temperatura 11°C și turbiditatea 7,6 NTU în cazul determinărilor unde s-a utilizat apă de spălare a filtrelor. Determinările au fost efectuate într-o încăpere neîncălzită, practic la temperatura exterioară. Ca și coagulant s-a utilizat sulfatul

de aluminiu (SA) tehnic, soluție de concentrație cunoscută (10,6 g SA/l; SA-sulfat de aluminiu anhidru).

pH-ul de coagulare în toate cazurile a fost cuprins între pH-ul apei brute 7,6 și 7,2, valori rezultate ca urmare a dozelor diferite de SA, domeniu pe care influența pH-ului poate fi considerată neglijabilă, adaosul alcalinizantului considerându-se practic inoportun la doze mici de SA. Condițiile sunt aproape de cele folosite practic în uzinele de potabilizare.

Nămolul de la spălarea decantoarelor s-a colectat din evacuarea decantorului și a fost caracterizat prin concentrația de substanță uscată de 13,87 g SU/l. (SU - substanță uscată)

Apa de spălare a filtrelor s-a colectat în două zile diferite de la două filtre diferite. În prima zi s-a colectat apă în primele 6 minute de spălare a filtrelor într-o găleată de 10 l. Conținutul găleții s-a amestecat bine înainte de utilizare. Nămolul a fost caracterizat prin: volumul de sediment separat după 2 ore de decantare în conuri Imhoff (100 ml) și turbiditatea supernatantului. Acești parametri stabiliți pe două probe paralele au avut valorile:  $V = 25,5$  ml/l respectiv  $T = 6,75$  NTU. (ASF<sub>1</sub>).

În a doua zi s-au colectat 10 l în primele 10 minute. Turbiditatea apei de spălare colectate a fost 72 NTU iar volumul depus în 24 de ore a fost de 9,5 ml. (ASF<sub>2</sub>).

Pe lângă cele prezentate anterior pentru caracterizarea ASF am utilizat și o metodă originală conform căreia apa se caracterizează prin turbiditatea la doză zero ( $T_0$ ) și concentrația aluminiului rezidual la doză zero.

Valorile determinate pentru cele două probe de apă de spălare au fost:  $T_0 = 0,46$  NTU și  $Al_{rez} = 0,84$  mg/l, respectiv  $T_0 = 1,81$  NTU și  $Al_{rez} = 0,22$  mg/l.

La efectuarea Jar-Test-ului s-a urmărit obținerea datelor necesare trasării curbei de coagulare. Pe parcursul efectuării Jar-Test-ului s-a stabilit și calitatea flocculelor obținute apreciate prin note care corespund dimensiunii aproximative a acestora (nota 2 corespunde unei dimensiuni de 0,3 - 0,5 mm).

La prelucrarea și interpretarea rezultatelor s-a trasat curba de coagulare și pe baza ei s-au stabilit parametrii caracteristici: turbiditate la doză zero ( $T_0$ ), turbiditate critică ( $T_C$ ), doza critică ( $D_C$ ) și turbiditatea limită ( $T_L$ ).

Doza critică de coagulant (sulfat de aluminiu) s-a determinat folosind derivata I (corespunde punctului în care derivata I prezintă un minim).

Un parametru important al metodei Jar-Test și a procesului de coagulare îl reprezintă timpul de agitare lentă - flocculare. [105] Pentru a stabili natura efectului adaosului de nămol asupra coagulării s-a urmărit prin metoda Jar-Test influența timpului de agitare și dozei de nămol asupra  $T_L$  la o doză de coagulant de 9,28 mg SA/l.

În cadrul determinărilor legate de clorarea apei de suprafață s-a utilizat tot metoda Jar-Test. Determinările au fost efectuate folosind un Jar-Test cu 6 posturi Phipps&Bird. Condițiile standard de desfășurare au fost:

- timp de agitare rapidă 120 secunde (140 rot./min.)
- timp de agitare lentă 20 minute (40 rot./min.)
- timp de decantare 30 minute.

În cazul postclorării probele de apă au fost puse în sticle închise la culoare de 600 ml. Volumul de probă a fost de 500 ml. Atât pentru preclorare cât și pentru postclorare s-a utilizat apă de clor de concentrație cunoscută preparată dintr-o soluție concentrată de hipoclorit.

Pentru determinarea conținutului de clor s-a utilizat metoda propusă de standardul american și anume metoda cu DPD în varianta volumetrică. Pentru o singură determinare s-a utilizat metoda propusă de standardul românesc și anume metoda cu ortotoluidină. [117, 118]

Metoda volumetrică cu DPD constă în adăugarea în proba de apă a unui volum de soluție tampon de fosfat, a unui volum de soluție indicator de DPD și apoi titrare cu soluție de sare Mohr - pentru determinarea clorului liber. Pentru determinarea clorului total se adaugă în plus înainte de titrare iodură de potasiu cristale.

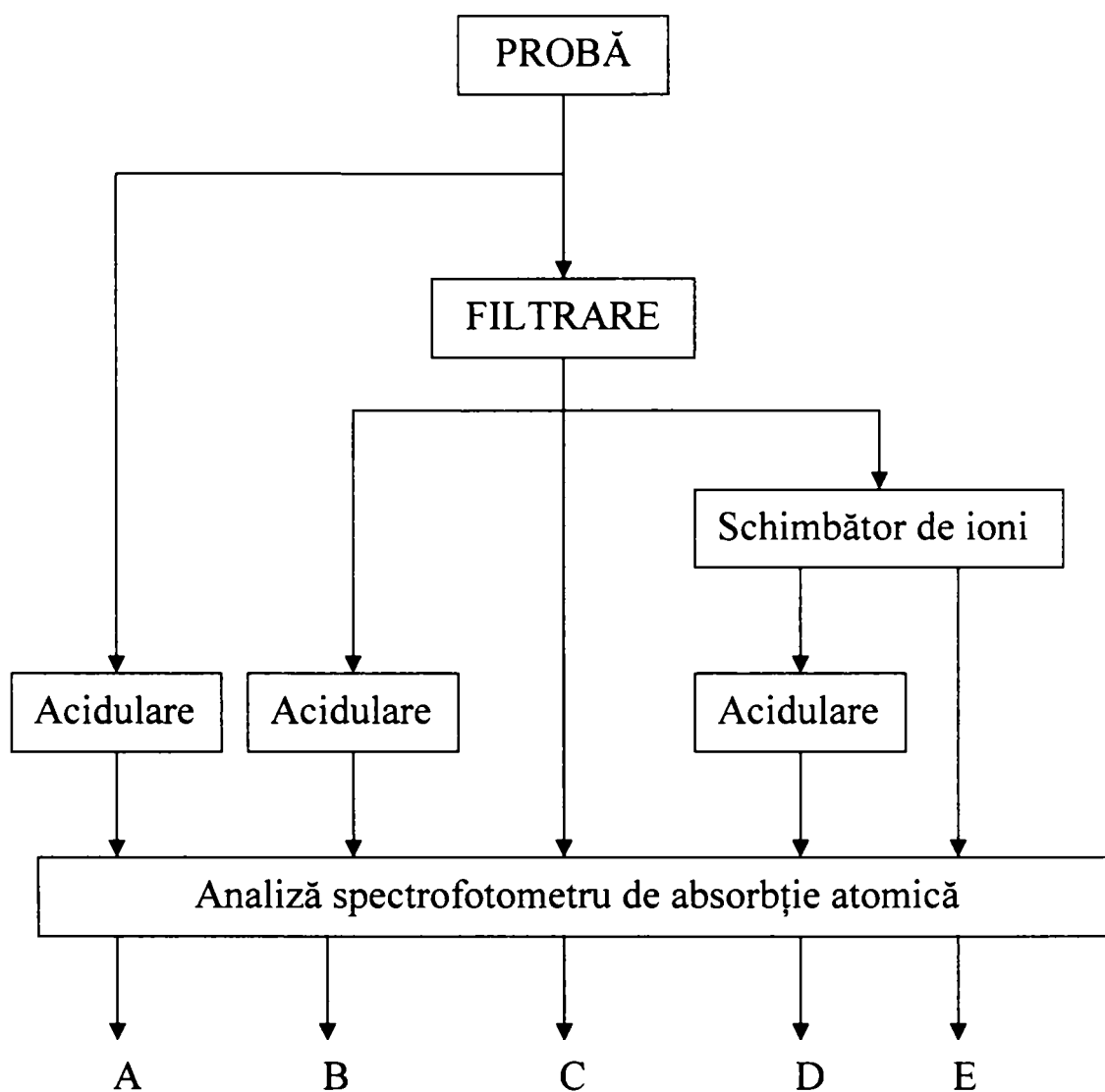
Trihalometanii au fost determinați prin cromatografie gaz-lichid după o prealabilă extracție într-un solvent organic. Cromatograful folosit este un cromatograf Perkin-Elmer Auto System XL.

Turbiditatea a fost determinată folosind un turbidimetru Hach 2100, iar culoarea folosind un spectrofotometru SQ-118 Merck.

Fracțiunile de aluminiu au fost determinate folosind metoda Van Benschoten and Edzwald. Franciunile de aluminiu determinate sunt:

- (A) **Aluminiul total reactiv** – o probă de apă nefiltrată este acidulată cu  $\text{HNO}_3$  până la  $\text{pH} = 2$ , lăsată cel puțin 1 h și apoi analizată
- (B) **Aluminiul total dizolvat** – o probă de apă filtrată (0,22  $\mu\text{m}$ ) este acidulată până la  $\text{pH} = 2$  și apoi analizată
- (C) **Aluminiul dizolvat monomeric** – o probă de apă filtrată este analizată fără acidulare
- (D) **Aluminiul dizolvat legat organic** - o probă de apă filtrată este trecută peste o coloană cu cationit puternic, apoi acidulată și analizată
- (E) **Aluminiul dizolvat organic monomeric** - o probă de apă filtrată este trecută peste o coloană cu cationit puternic, analizată fără filtrare
- (F) **Aluminiul particulat** – diferența dintre aluminiul total reactiv și aluminiul total dizolvat
- (G) **Aluminiul dizolvat anorganic** – diferența dintre aluminiul total dizolvat și aluminiul dizolvat organic legat
- (H) **Aluminiul polimeric coloidal puternic legat** - diferența dintre aluminiul total dizolvat și aluminiul dizolvat monomeric
- (I) **Aluminiul dizolvat organic monomeric** - diferența dintre aluminiul dizolvat monomeric și aluminiul dizolvat organic monomeric [108]

Formele aluminiului rezidual au fost determinate folosind un spectrometru de absorbție atomică SPECTRA AAS VARIAN cu cuptor de grafit GTA 110.



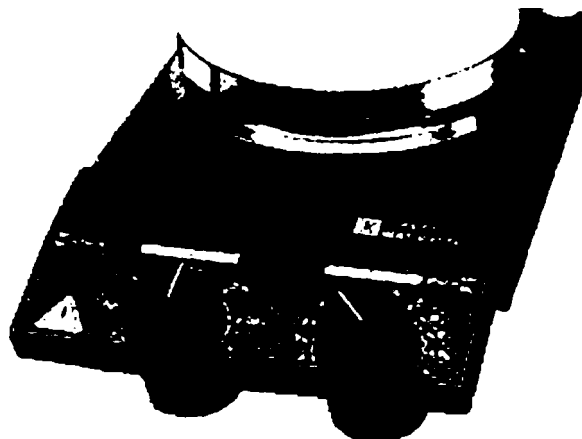
$$F = A - B; \quad G = B - D; \quad H = B - C; \quad I = C - E$$

Figura 4.1. Metoda Van Benschoten and Edzwald (1990)



#### 4.4. Aparatura și echipamentele utilizate

##### Agitator magnetic cu 10 trepte de turație cu încălzire IKA



Este protejat contra supraîncălzirii. Partea metalică este realizată dintr-un aliaj de aluminiu și este rezistentă la activitatea acizilor și a altor materiale corozive. Controlul se realizează ușor cu ajutorul butoanelor reglabile pentru temperatură și viteza de rotație. Unei diviziuni pentru viteză îi corespund 100 rot/min. Este închis etanș pentru a fi protejat de orice scurgere de lichid.

Diametrul plitei este de 13,5 cm.

Dimensiuni: 15,78 cm x 8,75 cm x 27,5 cm

##### Clorometrul Palintest 1000



Clorometrul Palintest 1000 oferă stațiilor de tratare a apei o nouă dimensiune în determinarea clorului. Utilizat împreună cu metoda cu DPD propusă de Standardul american, oferă un nivel al simplității și acurateții neîntâlnit la instrumentele portabile.

Clorometrul Palintest 1000 este ideal pentru orice aplicație. Poate fi folosit atât în stațiile de tratare a apei cât și în laborator, cât și pe teren de

inspectorii care se ocupă cu calitatea apei. Este dotat cu tuburi necesare testării, cu pastile de DPD cât și cu instrucțiuni complete de utilizare. Este un fotometru de precizie care măsoară clorul liber, clorul combinat cât și clorul total rezidual într-un interval de 0 – 5 mg/l.

Interval de operare: 0,00 – 5,00 mg/l clor

Rezoluție: 0,01 mg/l

Temperatură de operare: 0 – 40 0°C

Afișaj: 10 mm LCD

Celule test: tuburi rotunde (10 ml, 20 mm diametru, 18 mm lungime)

Punct de zero: opțional reținut în memorie sau stabilit pentru fiecare determinare

Alimentare: baterii 2 x 1,5 V

Dimensiuni: 173 x 75/44 x 41 mm

### **Spectroquant SQ 118 MERK**

Sistemul de analiză Spectroquant 118 Merck face posibil ca fiecare utilizator să poate realiza analize cât mai exacte la un cost cât mai scăzut. Sistemul a fost realizat ca să poate efectua analize pentru apa de suprafață, apa subterana, apa de ploaie, apa de alimentare a cazanelor și apa reziduală. Pot fi analizate, după o prealabilă pretratere a probelor, substanțe complexe, cum ar fi soluri, substanțe solide și materiale organice. Elementul central al sistemului Spectroquant este fotometrul SQ 118. Fotometrul SQ 118 combină tehnologia microprocesoarelor cu componente optice și electronice de calitate superioară. Timpul pentru realizarea analizelor este redus la minim. SQ 118 poate fi transportat împreună cu accesoriile într-o cutie specială pentru a realiza și analize on-situ. Este prevăzut cu un microprocesor puternic care controlează și monitorizează toate etapele unei determinări. De asemenea asigură automat poziționarea corectă a filtrului în sursa de lumină.

În realizarea sistemului Spectroquant și pentru realizarea testelor au fost optimizate metodele clasice de analiză în concordanță cu standardele germane pentru apa potabilă și cea reziduală. Numeroși reactivi individuali au fost combinați în concentrate lichide sau în amestecuri solide. Dozarea reactivilor necesită doar câteva operații standard. Rezultă astfel o analiză simplă și ușor de realizat. Consumul de reactivi este redus la minim. Sistemul are ca accesoriu și o pipetă automată pentru dozarea mai simplă a reactivilor. Soluțiile standard gata preparate pentru dozare garantează reproductibilitatea rezultatelor.

Pentru probele care necesită o pretratere la o anumită temperatură sistemului i se poate atașa termoreactorul TR 300. Acesta este proiectat în așa fel încât părțile sale exterioare să rămână la temperatura camerei.

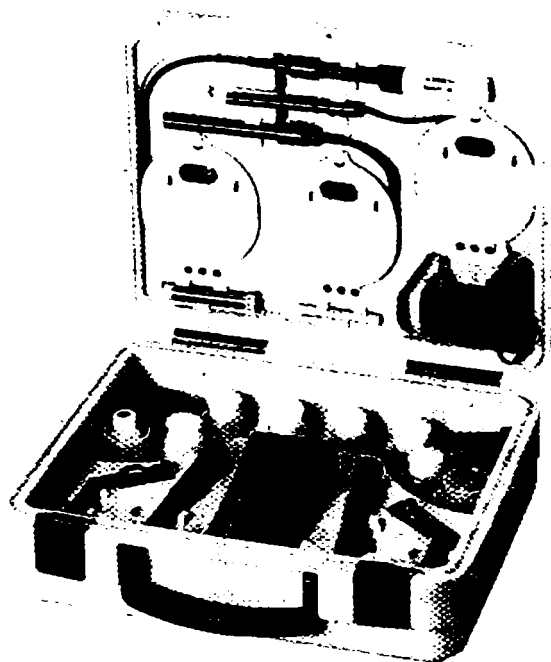
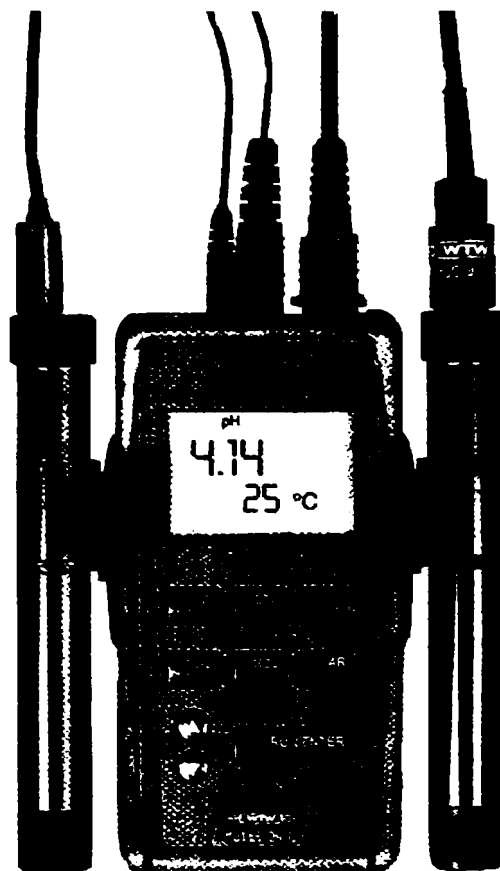
Poate fi conectat la o imprimantă pentru tipărirea rezultatelor sau la un calculator pentru transferul datelor obținute.



Principiul determinărilor se bazează pe realizarea unei reacții de culoare între un reactiv specific și conținutul probei. Intensitatea culorii este măsura concentrației. Sistemul Spectroquant conține toți reactivii necesari pentru realizarea determinării fotometrice. Volumul reactivilor lichizi este dozat în picături, cu ajutorul unui sistem de picurare, cu care sunt prevăzute sticlulele cu reactivi, iar volumele mai mari sunt dozate cu ajutorul unei pipetei automate. Reactivii sub formă de pulbere sunt dozați cu o linguriță care este încorporată în capacul sticlulei cu reactiv.

Principiul determinării fotometrice se bazează pe modificarea (scăderea) intensității fascicolului de lumină monocromatică care trece prin soluția colorată de analizat.

Procesul de analiză este foarte simplu iar rezultatele sunt afișate digital prin apăsarea unei taste.

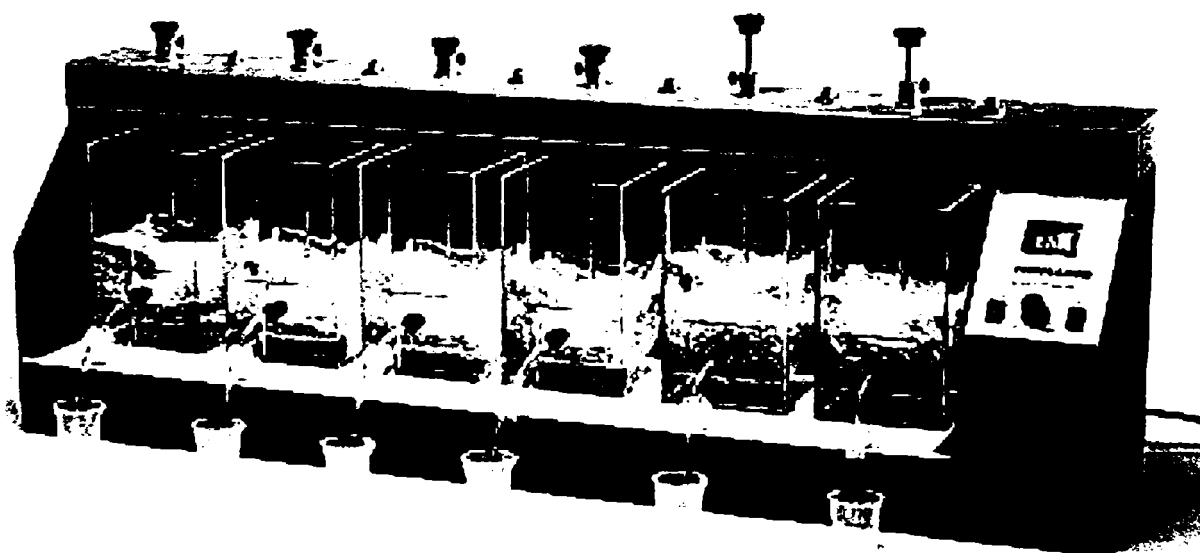
**Multimeter (oxigenometru) de tip WTW Multi Line P4 Cellox 325**

Cuprinde un echipament de calibrare și un kit complet pentru măsurarea pH –ului, conductivității, oxigenului dizolvat și a temperaturii. Este rezistent la impact. Instrumentele submersibile sunt perfecte pentru determinări pe teren, în laborator sau în producție. La o singură măsurare pot fi afișați simultan pe monitor până la trei parametrii.

Sistemul MultiCal poate selecta cea mai potrivită metodă de calibrare pentru fiecare aplicație. Funcția AutoRead se activează doar când criteriile de stabilitate sunt îndeplinite. Poate memora până la 500 de seturi de date.

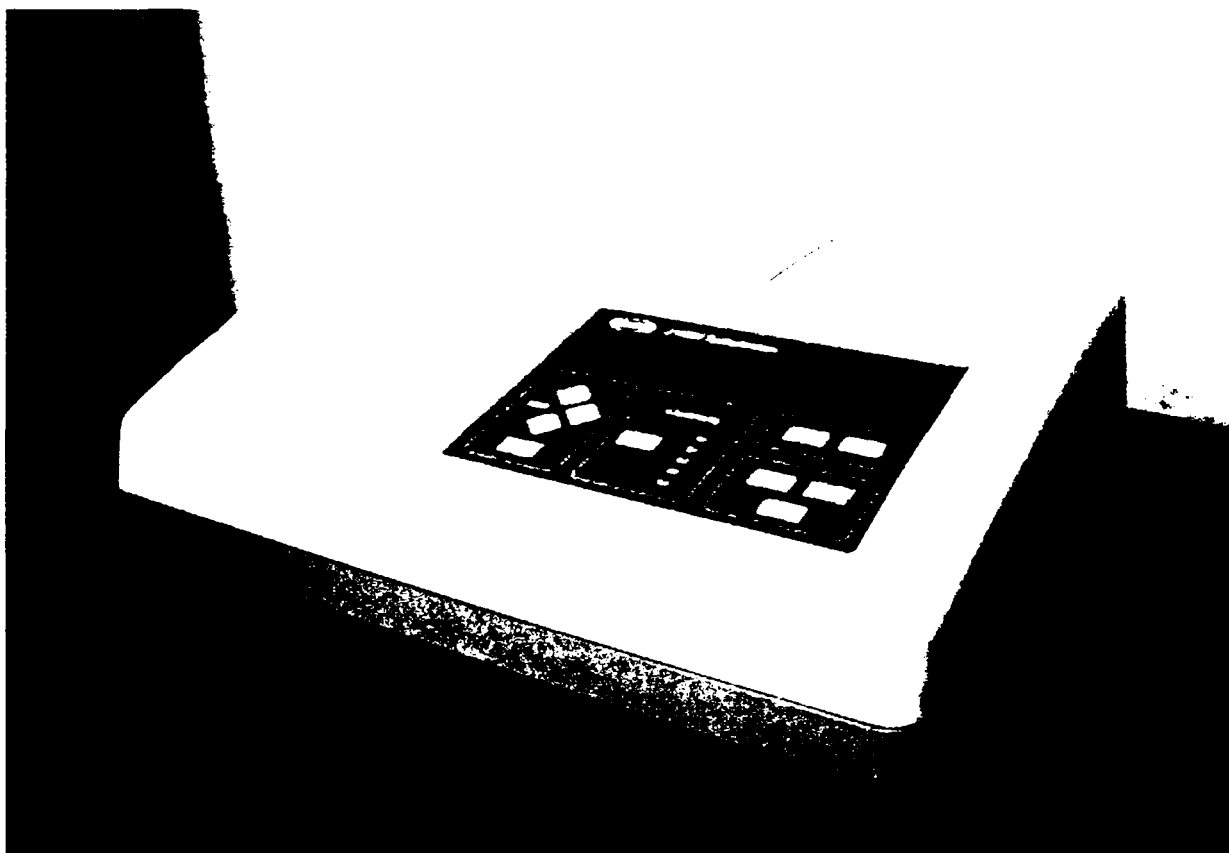
Specificații tehnice

Parametru	Interval de măsură	Rezoluție	Acuratețe
pH	-2.00 – 16.00 pH	0,01 pH	± 0,01
mV	-1250 – 1250 mV	1 mV	1 mV
Conductivitate	0 – 1999 $\mu$ S/cm 0 – 19.99 mS/cm 0 – 1,999 mS/cm 0 – 500 mS/cm	1 $\mu$ S/cm 0,01 mS/cm 0,1 mS/cm 1 mS/cm	± 1% din valoarea măsurată
Oxigen (%)	0 – 199,9 % 0 – 600 %	0,1 % 1 %	± 0,5 % din valoarea măsurată
Oxigen (mg/l)	0 – 19,99 mg/l 0 – 90,0 mg/l	0,01 mg/l 0,1 mg/l	± 0,5 % din valoarea măsurată
Salinitate	0 – 70,0 ppt	0,01 ppt	± 1 % din valoarea măsurată
Temperatură	-5 – 105,0 °C automat 106,0 – 130,0 °C manual	0,1 °C	0,1 °C

**Jar – Test cu șase posturi Phipps&Bird**

Cele 6 amestecătoare ajută la determinarea dozei de coagulant necesară pentru coagularea suspensiilor din apă. Viteza de rotație poate fi reglată de la 0 până la 300 rot/min și este indicată de ecranul LCD. Amestecătoarele sunt reglabile pe înălțime. Sunt rezistente la temperatură și materiale corozive. Este prevăzut cu o lampă fluorescentă care redă aceeași intensitate a luminii în dreptul fiecărui vas de amestecare.



**Turbidimetru Hach 2100**

Acest tip de turbidimetru se numără printre cele mai accesibile și mai avansate instrumente pentru determinări nefelometrice. Printr-o simplă apăsare a butonului de calibrare se elimină necesitatea reglării manuale sau a realizării punctului de zero. Sistemul optic asigură rezultate reale într-un domeniu mare al valorii turbidității.

Utilizează trei moduri de citire: 0 – 4000 NTU, 0 – 26800 NEPH și 0 – 980 ECB (European Brewing Conversion).

Rezoluție: 0,001

Acuratețe:  $\pm 2\%$  din valoarea citită pe intervalul 0,01 – 1000 NTU

$\pm 5\%$  din valoarea citită pe intervalul 1000 – 4000 NTU

Sursa de lumină: lampă tungsten

Fotodetector: fotodiodă de silicon

Volum de probă necesar: 30 ml

Absorbanță: manual 0 – 0,999 ABS, 0 – 2,00 ABS

Transmitanță: 0 – 200 % T, rezoluție 0,1 % T

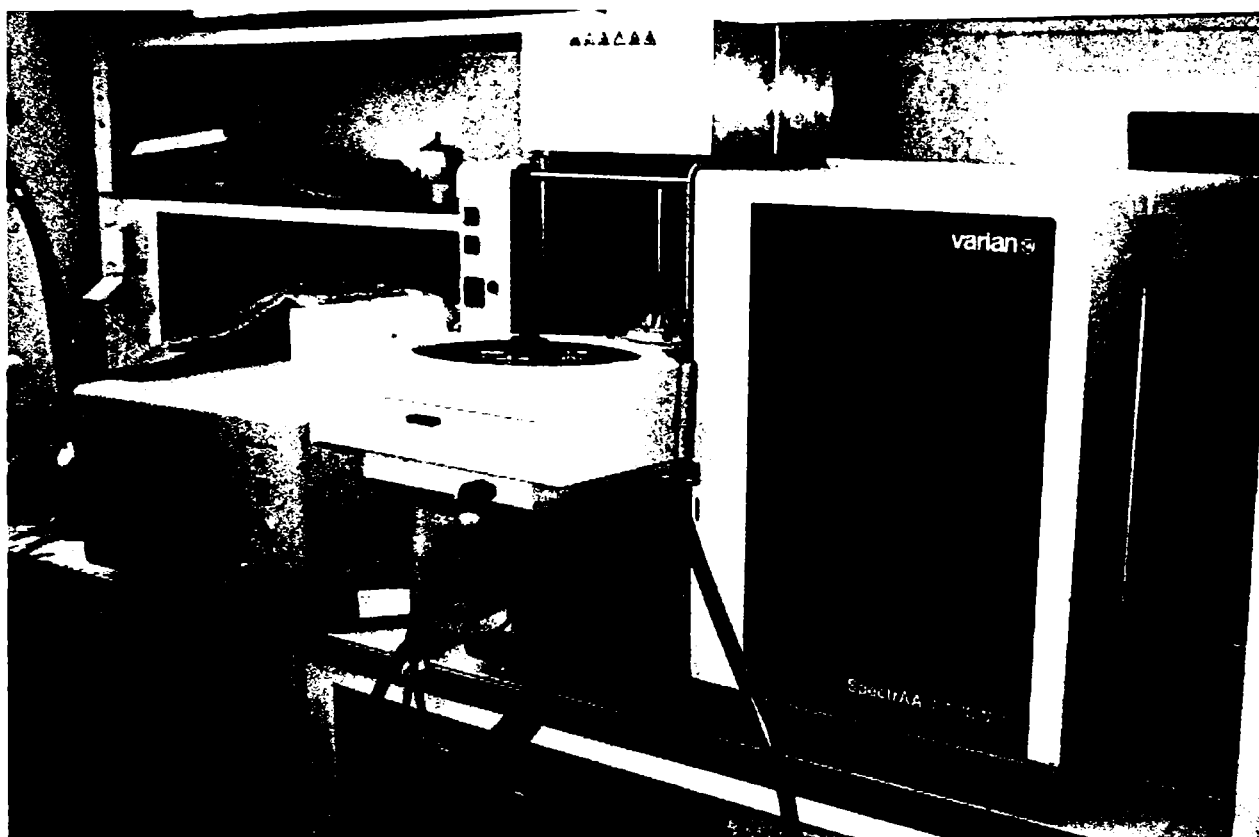
Culoare (la 455 nm): 0 – 500 CU, rezoluție: 1 CU

## Spectrofotometru de absorbție atomică SpectrAA 110 Varian cu cuptor de grafit GTA 110 Varian

Spectrofotometrele de absorbție atomică sunt ideale pentru identificarea elementelor chimice prezente în orice probă.

Spectrofotometrele Varian sunt concepute cu o arhitectură flexibilă care face ușoară extinderea sistemului inițial achiziționat. Datorită modularității sistemelor, poate fi dotat ulterior cu autosampler și/sau cu cuptor de grafit.

Fiecare aparat achiziționat este însoțit cu metodele necesare determinării fiecărui element chimic în funcție de modul de pregătire a probelor și de modalitatea de lucru cu sistemul, în concordanță cu normele internaționale.



Cuptorul de grafit GTA 110 este prevăzut cu un sistem denumit Zonă de temperatură constantă (ZTC). Acesta conferă cuptorului de grafit GTA 110 o limită de detecție foarte joasă, o excelentă sensibilitate, o durată de funcționare mai lungă a tuburilor de grafit.

Cuptorul GTA 110 realizează analizele într-un timp foarte scurt. Autosamplerul PSD-100 este capabil să preia următoarea probă în timp ce proba anterioară este în zona de ardere. Proba este injectată într-o zonă anterioară, de preardere, a tuburilor de grafit unde este uscată. Acest fapt face ca productivitatea să fie mult mai mare. Sistemul poate realiza două injecții de probă într-un minut.

GTA 110 este realizat în așa fel încât să asigure o durată de viață maximă pentru tuburile de grafit, reducând costurile fiecărei analize. De exemplu, peste 1100 de arderi au fost realizate într-un tub de grafit pentru determinarea

vanadiului în acid azotic 1% și la 2700 °C. Pierderea sensibilității în tot acest timp a fost mai mică de 10 %.

Element	Lungime de undă (nm)	Limită de detecție (μg/l)
Aluminiu	396,2	0,2
Arsen	193,7	0,25
Cadmiu	228,8	0,01
Crom	357,9	0,075
Nichel	232,2	0,5
Plumb	283,3	0,2
Seleniu	96,0	0,3
Taliu	276,8	0,35
Titan	364,3	0,75
Vanadiu	318,5	0,5

Volumul injectat este de 20 μl.

## 5. Interpretarea și prelucrarea matematică a determinărilor experimentale. Elaborarea modelelor matematice experimentale și compararea cu cele teoretice

### 5.1. Elaborarea experimentală a modelului matematic

Caracteristica cea mai importantă a unui model matematic este aceea de a putea reda corect interdependența variabilelor procesului în domeniul dorit. Astfel, dacă un model matematic corespunde acestei cerințe este indiferent dacă relațiile folosite în cadrul modelului au un substrat fizic sau sunt doar niște relații arbitrare, dar care însă satisfac cerința amintită anterior.

Elaborarea unui model matematic statistic implică efectuarea unor măsurători cu scopul acumulării de date experimentale suficiente pentru obținerea unui model utilizabil al procesului. Datorită acestei limitări, un model matematic statistic nu poate fi obținut în situația în care nu pot fi efectuate măsurători în sistemul pe care dorim să-l modelăm [18].

Elaborarea experimentală a modelului matematic se efectuează atunci când [17]:

- procesul nu este suficient de cunoscut. Nu se cunosc calitativ (ca și formă a ecuațiilor) și cantitativ (coeficienții din ecuații), în totalitate, legile fizico-chimice care îl guvernează.
- procesul este prea complex. Deși se cunosc relațiile dintre variabile, utilizarea modelului, din cauza complexității sale, este de obicei imposibilă în cazul conducerii automate a procesului. Rezolvarea unui model format din zeci sau sute de ecuații implică mai multe ore de calculator. Se poate folosi un astfel de model în cazul proiectării instalației. În cazul conducerii automate, calculatorul trebuie să ia decizii rapide și este mai recomandabil să se utilizeze un model mai simplu, bazat pe corelarea datelor experimentale.
- când se cunoaște forma ecuațiilor dar nu se cunosc coeficienții acestor ecuații.

Elaborarea experimentală a modelului matematic presupune obținerea datelor, prelucrarea lor statistică și interpretarea rezultatelor. Cum obținerea datelor experimentale este afectată de erori, în modelul experimental este introdusă o anumită incertitudine, fapt ce îi conferă un caracter probabilistic [19].

Un model matematic statistic se compune dintr-un număr de ecuații egal cu numărul de variabile dependente existente în sistem. Fiecare din aceste ecuații trebuie să exprime dependența observată (pe baza datelor obținute din măsurătorile experimentale efectuate în sistemul ce se modelează) funcție de variabilele independente [18].

Algoritmul matematic utilizat pentru determinarea acestor ecuații poartă denumirea de *analiză de regresie* iar ecuațiile sunt denumite ecuații de regresie.

Analiza de regresie reprezintă un algoritm pe baza căruia se poate determina o ecuație de corelare a unui parametru (variabilă dependentă în cadrul sistemului) în funcție de variabilele independente ale sistemului. Pentru a putea aplica analiza de regresie, trebuie îndeplinite anumite cerințe, cum ar fi [18]:

- variabila dependentă exprimată prin ecuația de regresie trebuie să fie o variabilă aleatoare de repartiție normală, iar variabilele independente să nu fie variabile aleatoare;
- să nu existe interdependențe între variabilele independente;
- procesul modelat să se găsească în regim staționar.

Etapele elaborării modelului matematic experimental sunt următoarele [19]:

- Inventarierea variabilelor;
- Obținerea și testarea datelor;
- Alegerea formei ecuațiilor modelului;
- Determinarea coeficienților modelului;
- Testarea fidelității modelului.

Prelucrarea matematică a datelor experimentale s-a realizat cu ajutorul programelor Origin Lab 6 și Microsoft Excel.

## **5.2. Interpretarea și prelucrarea matematică a determinărilor experimentale efectuate pentru apa subterană**

Nerealizarea în totalitate a indicilor de calitate, evacuarea la canal a unui volum important de apă de spălare relativ scumpă și de calitate, au fost premisele determinărilor în care s-a urmărit :

- analiza instalației industriale de deferizare-demanganizare prin prisma performanțelor realizate
- studii privind posibilitatea recirculării apelor de spălare
- stabilirea pe baza analizei celor două metode de determinare a clorului din apă (colorimetrică și volumetrică) propuse de Standardul american a avantajelor și dezavantajelor utilizării celor două variante
- analiza comparativă a curbelor de clorare după fiecare fază de tratare a apei subterane (aerare, filtrare I, filtrare II).



Tabelul 5.1. Variația concentrației oxigenului dizolvat, a fierului, manganului și amoniului de-a lungul fluxului tehnologic.

Parametru	Apă brută	Apă aerată	Apă filtrare I	Apă filtrare II	Rezervor
pH	7,01	7,04	7,03	7,04	7,04
Oxigen dizolvat (mg/l)	0,6	8	5,1	4,7	2,78
Fe (mg/l)	5,53	-	0,1	0,02	0,02
Mn (mg/l)	0,63	-	0,3	0,05	0,05
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> (mg/l)	1,05	-	0,263	0,078	0,059
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> (mg/l)	0,06	-	0,046	0,022	0,016

Conform tabelului 5.1., oxigenarea apei are loc în treapta de aerare de la 0,6 la 8 mg O<sub>2</sub>/l după care concentrația oxigenului scade la circa 4,5 mg/l după treapta a II-a de filtrare. Cele 3,5 - 4,5 mg de oxigen consumate sunt folosite pentru oxidarea fierului și manganului, sub 1 mg/l, restul pentru oxidarea NH<sub>3</sub> care este nitrificat la NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, consumul de oxigen fiind de 4,6 mg O<sub>2</sub>/1 mg NH<sub>3</sub>. Această observație este deosebit de importantă pentru realizarea indicilor de calitate impuși apei deoarece oxidarea NH<sub>3</sub> constituie un proces concurent cu oxidarea manganului. Urmare a prezenței NH<sub>3</sub> în apă o constituie reducerea concentrației oxigenului, scăderea potențialului de oxido-reducere și creșterea fierului și manganului rezidual. Prezența NH<sub>3</sub> este un factor limitativ al eficienței demanganizării apei, motiv pentru care, cu actuala tehnologie se impune menținerea concentrației acestuia în apa brută sub 1 mg/l.

Oxidarea și reținerea Mn<sup>2+</sup> are loc practic numai după oxidarea și reținerea Fe<sup>2+</sup>. Consumul de oxigen de la 8 mg/l la 2,78 mg/l corespunde oxidării ionului NH<sub>4</sub><sup>+</sup> la azotit și nu la azotat, care apoi interferă metoda de analiză.

Analizând parametrii de funcționare ai instalației se constată că oxidarea Fe<sup>2+</sup> și precipitarea fierului și manganului este deplasată spre treapta I, în treapta a II-a având loc o îndepărtare fină a fierului și manganului. Având în vedere că conținutul de oxigen nu variază practic, o explicație a acestei comportări ar fi aceea că manganul este oxidat în prima treaptă de manganobacterii care se dezvoltă ca urmare a faptului că spălarea filtrelor se realizează cu apă fără clor.

Cunoscut fiind că eficiența procesului de demanganizare depinde de timpul de contact, rezultă că prin reducerea timpului necesar îndepărtării fierului pe o instalație dată, se poate urmări timpul de oxidare și reținerea manganului. Pornind de la această observație și de la datele din literatură privind cinetica oxidării și separării Fe s-a propus recircularea apelor de spălare a filtrului care conțin Fe(OH)<sub>3</sub>, la aerare. Ideea a fost sugerată de mecanismul prin care are loc deferizarea.

Figurile 5.1., 5.2., 5.3. și 5.4 prezintă dependența concentrației oxigenului, de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare lentă.

Tabelul 5.2.

Timp (min)	2	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> (doză zero), mg/l	2,25	3,43	5,67	7,51	8,87	9,58
O <sub>2</sub> (5 ml nămol), mg/l	3,40	4,96	7,23	8,56	9,48	9,79
O <sub>2</sub> (10 ml nămol), mg/l	2,95	4,42	6,50	7,84	8,66	9,14
O <sub>2</sub> (20 ml nămol), mg/l	2,75	3,90	5,90	7,51	8,67	9,38

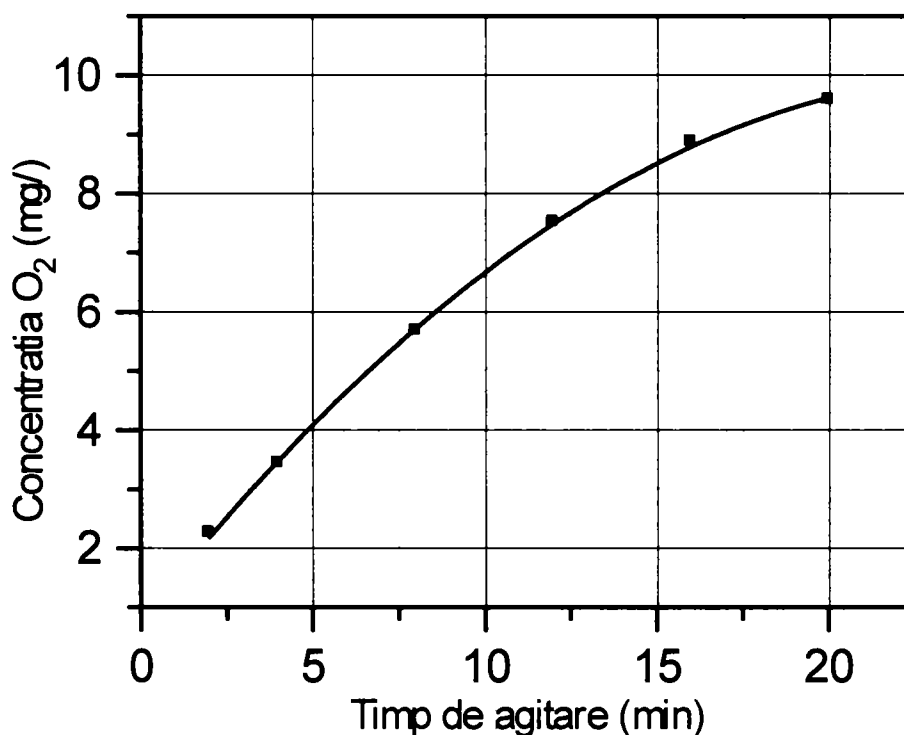


Figura 5.1. Dependența concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă la doză zero de nămol recirculat

Ecuția curbei este  $y = 0,7772 + 0,7355 x - 0,0146 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9998$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9996$ , iar deviația standard este  $SD = 0,07674$ .

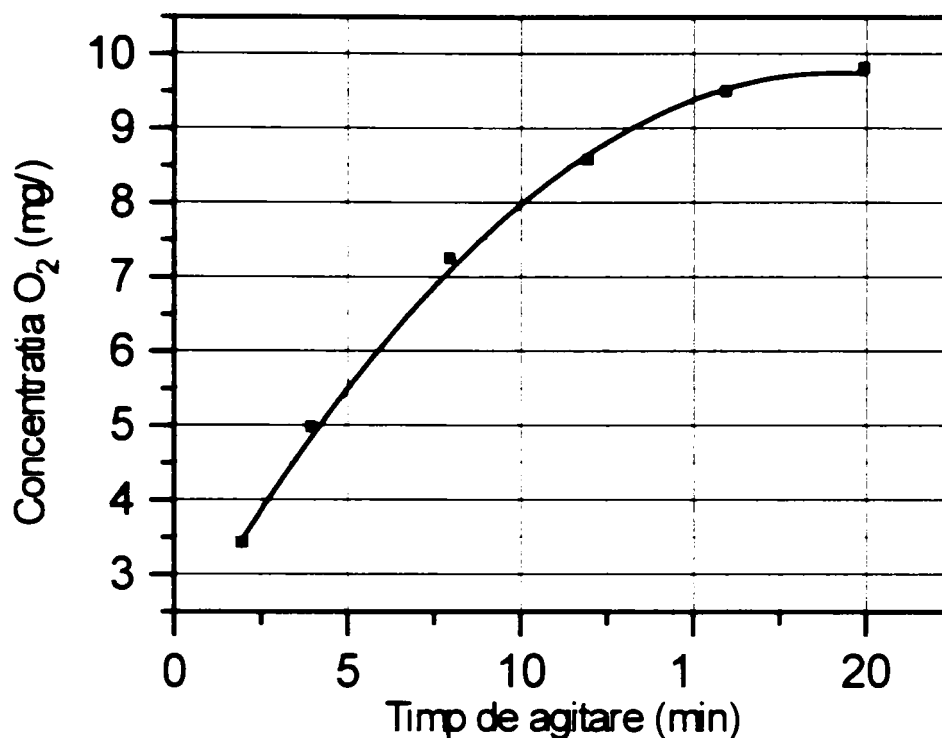


Figura 5.2. Dependenta concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă la o doză de nămol recirculat de 5 ml

Ecuția curbei este  $y = 1,9579 + 0,8135 x - 0,0212 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99925$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9985$ , iar deviația standard este  $SD = 0,12879$ .

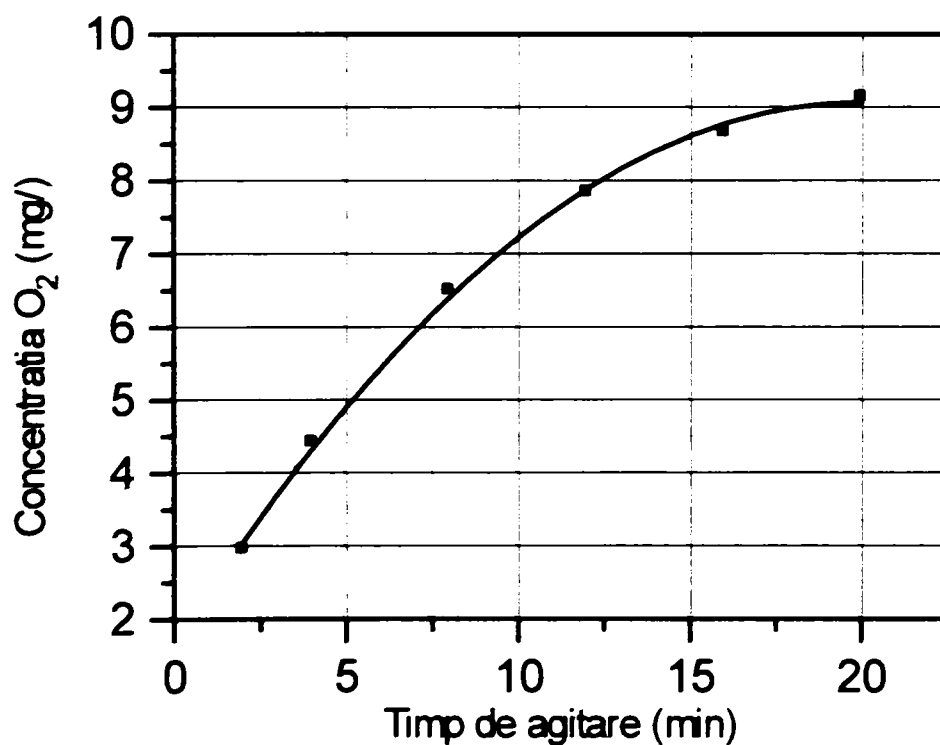


Figura 5.3. Dependenta concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă la o doză de nămol recirculat de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = 1,6435 + 0,7438 x - 0,0186 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99915$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9983$ , iar deviația standard este  $SD = 0,1311$ .

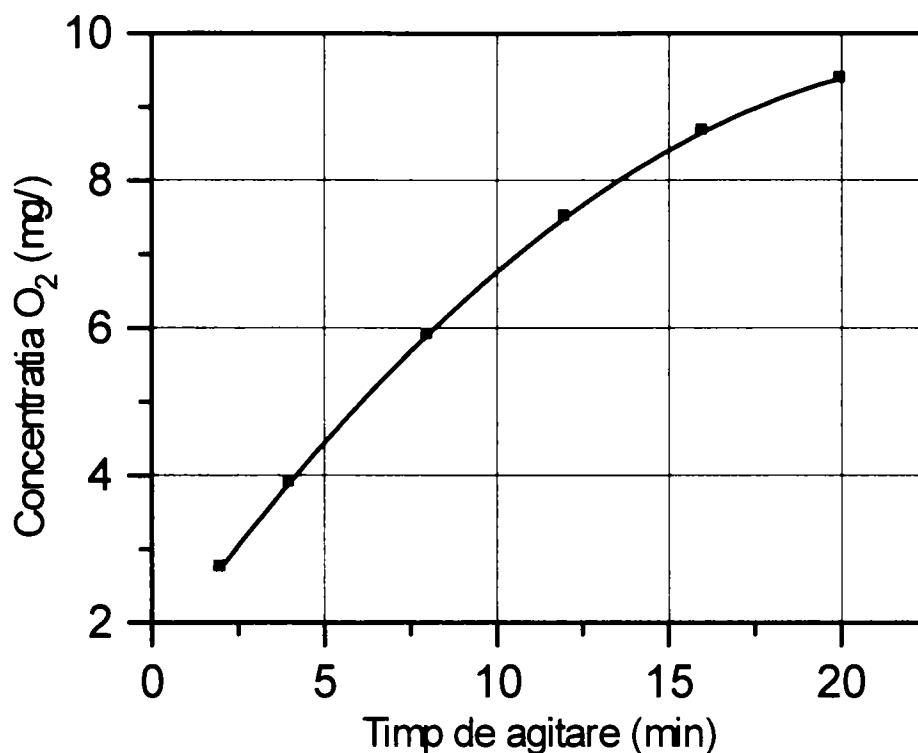


Figura 5.4. Dependenta concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă la o doză de nămol recirculat de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 1,4679 + 0,6628 x - 0,0133 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99999$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99998$ , iar deviația standard este  $SD = 0,01535$ .

Figura 5.5. prezintă comparativ dependenta concentrației oxigenului de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare lentă.

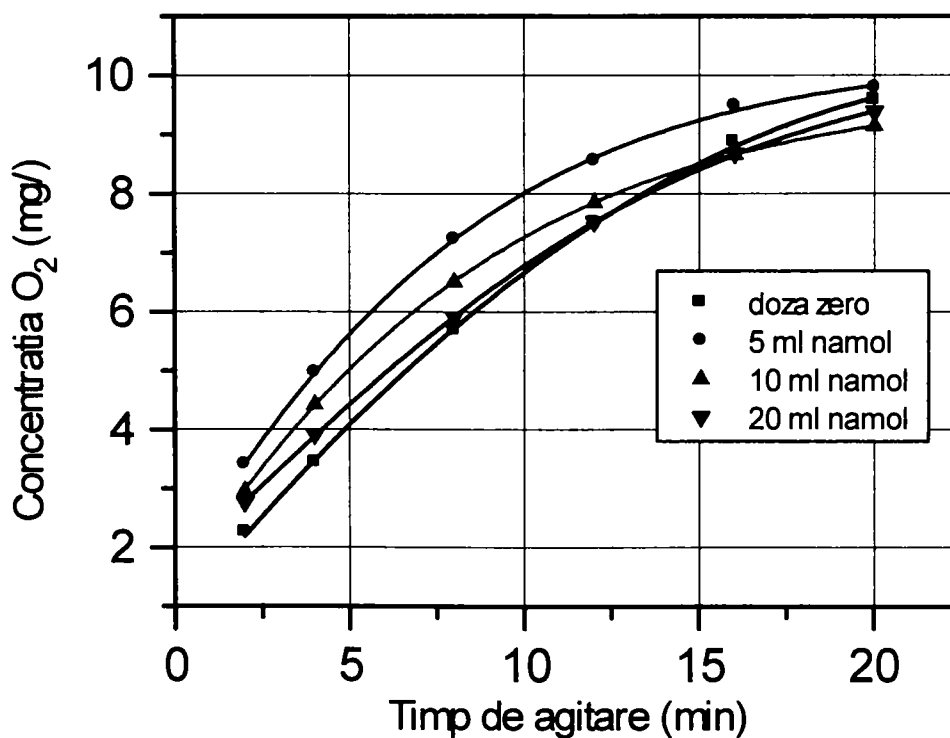


Figura 5.5. Dependenta concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare lentă

Figurile 5.6., 5.7., 5.8. și 5.9 prezintă dependența concentrației oxigenului, de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare lentă.

Tabelul 5.3.

Timp (min)	4	8	12	16	20
CO <sub>2</sub> (doză zero), mg/l	42,68	38,28	29,48	22,1	15,4
CO <sub>2</sub> (5 ml nămol), mg/l	38,28	30,8	23,32	16,72	11,88
CO <sub>2</sub> (10 ml nămol), mg/l	41,8	35,64	27,72	20,68	15,4
CO <sub>2</sub> (20 ml nămol), mg/l	44,88	37,84	29,92	22	15,84

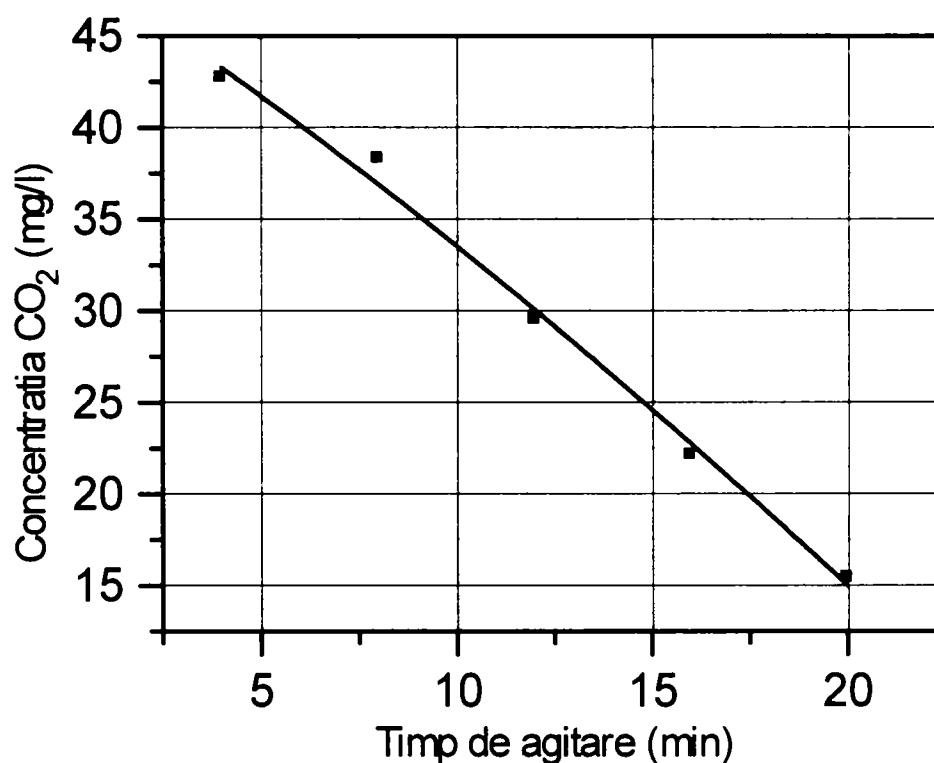


Figura 5.6. Dependența concentrației CO<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă, la doză zero de nămol recirculat

Ecuția curbei este  $y = 49,2200 - 1,4277 x - 0,0141 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99683$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99366$ , iar deviația standard este  $SD = 1,264$ .



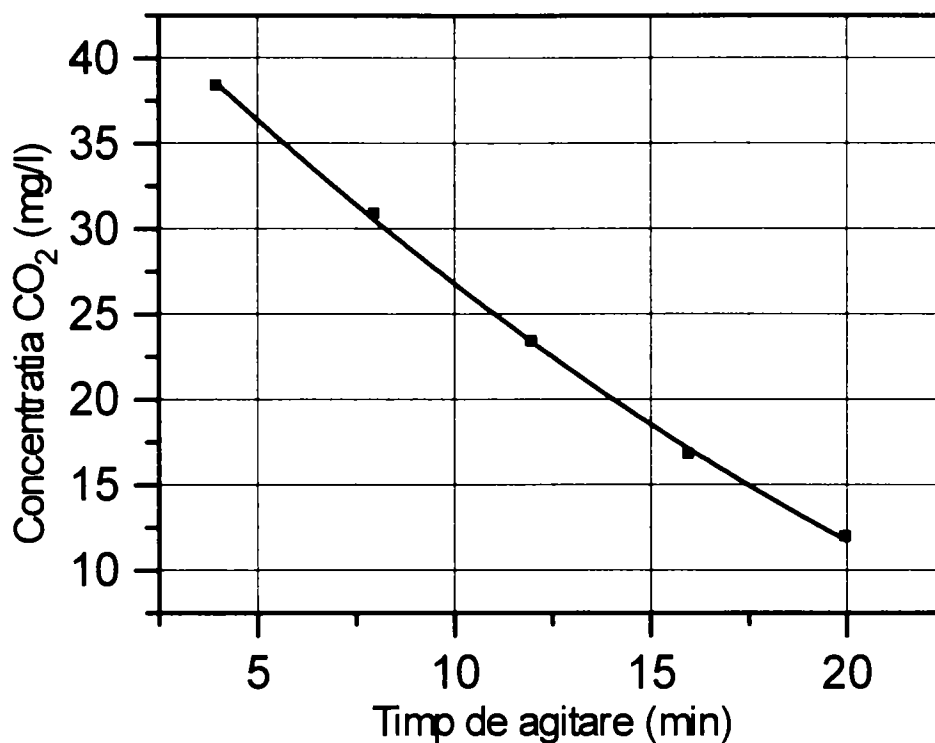


Figura 5.7. Dependența concentrației CO<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol recirculat de 5 ml

Ecuția curbei este  $y = 47,3440 - 2,3320 x + 0,0275 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99966$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99931$ , iar deviația standard este  $SD = 0,39355$ .

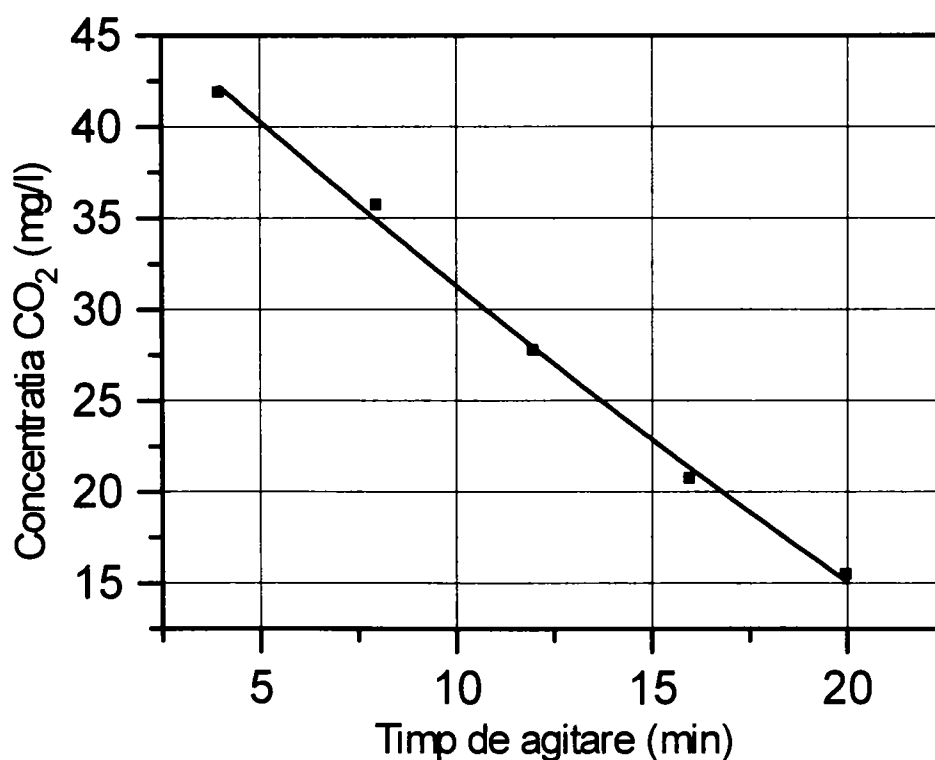


Figura 5.8. Dependența concentrației CO<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol recirculat de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = 49,8960 - 1,9768 x + 0,0117 x^2$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99861$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99722$ , iar deviația standard este  $SD = 0,80103$

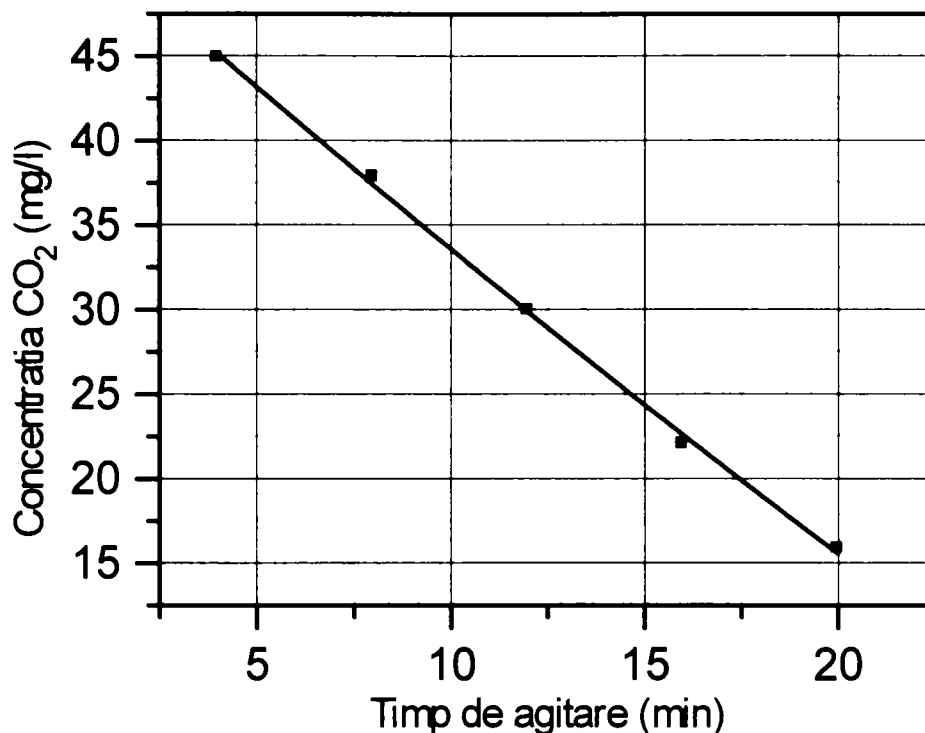


Figura 5.9. Dependenta concentrației CO<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol recirculat de 20 ml

Ecuatia curbei este  $y = 53,1520 - 2,0365 x + 0,0078 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99935$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99871$ , iar deviația standard este  $SD = 0,59499$ .

Figura 5.10. prezintă comparativ dependenta concentrației dioxidului de carbon de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare lentă.

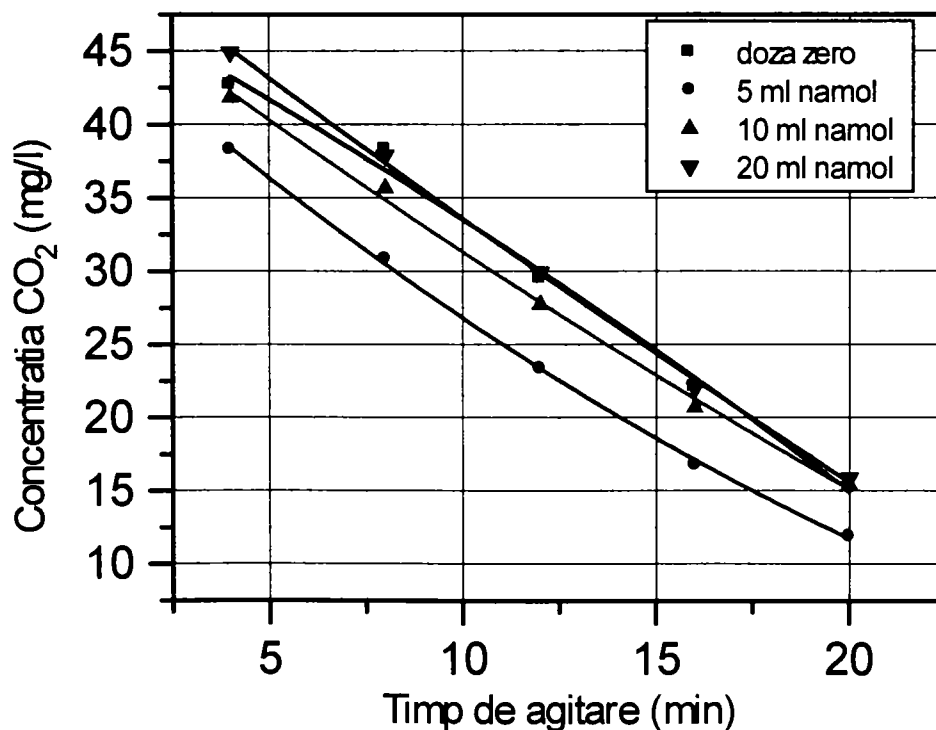


Figura 5.10. Dependenta concentrației CO<sub>2</sub> de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare lentă

Comparând datele din figura 5.5 cu cele din figura 5.10 se constată că odată cu creșterea dozei de nămol scade concentrația oxigenului absorbit dar scăderea dioxidului de carbon este și ea mică. Aceste observații indică faptul că oxigenul la doză mare de nămol nu este consumat de fier ci diferența se datorează condițiilor experimentale.

Figurile 5.11., 5.12., 5.13. și 5.14 prezintă dependența concentrației oxigenului, de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare rapidă.

Tabelul 5.4.

Timp, min	2	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> (doză zero), mg/l	3,24	5,24	7,79	9,16	9,72	9,95
O <sub>2</sub> (10 ml nămol), mg/l	3,83	5,74	8,15	9,36	9,86	10,08
O <sub>2</sub> (20 ml supernatant), mg/l	3,71	5,74	7,86	8,98	9,48	9,70
O <sub>2</sub> (20 ml nămol), mg/l	4,10	5,93	8,21	9,29	9,78	10

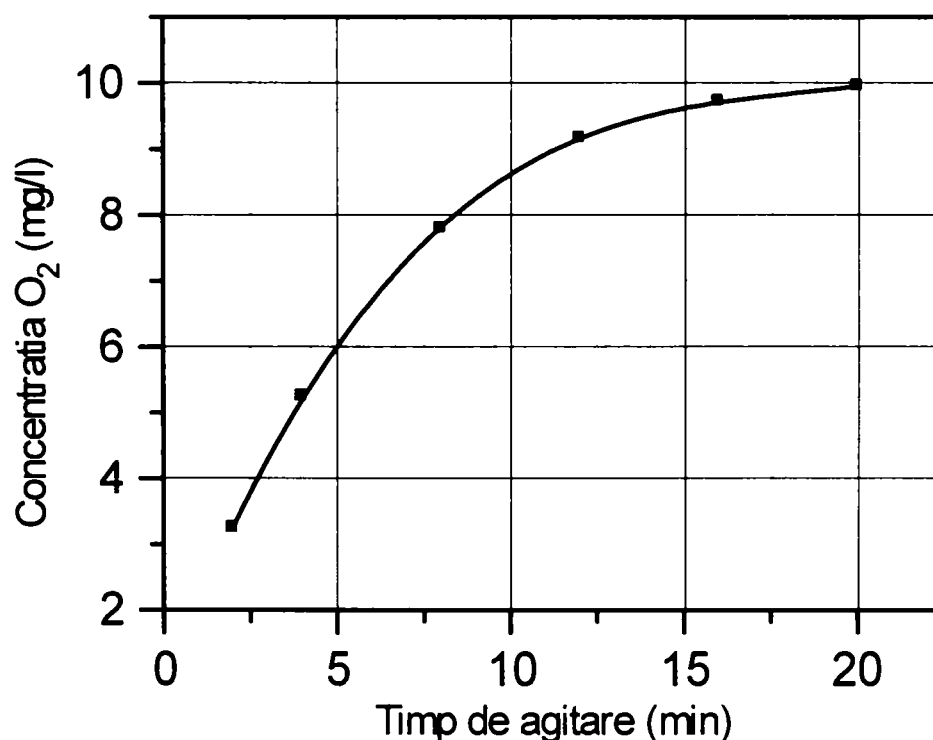


Figura 5.11. Dependența concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare rapidă, la doză zero de nămol recirculat

Ecuția curbei este  $y = 0,8198 + 1,3556 x - 0,0702 x^2 + 0,0012 x^3$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99996$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99992$ , iar deviația standard este  $SD = 0,03829$ .

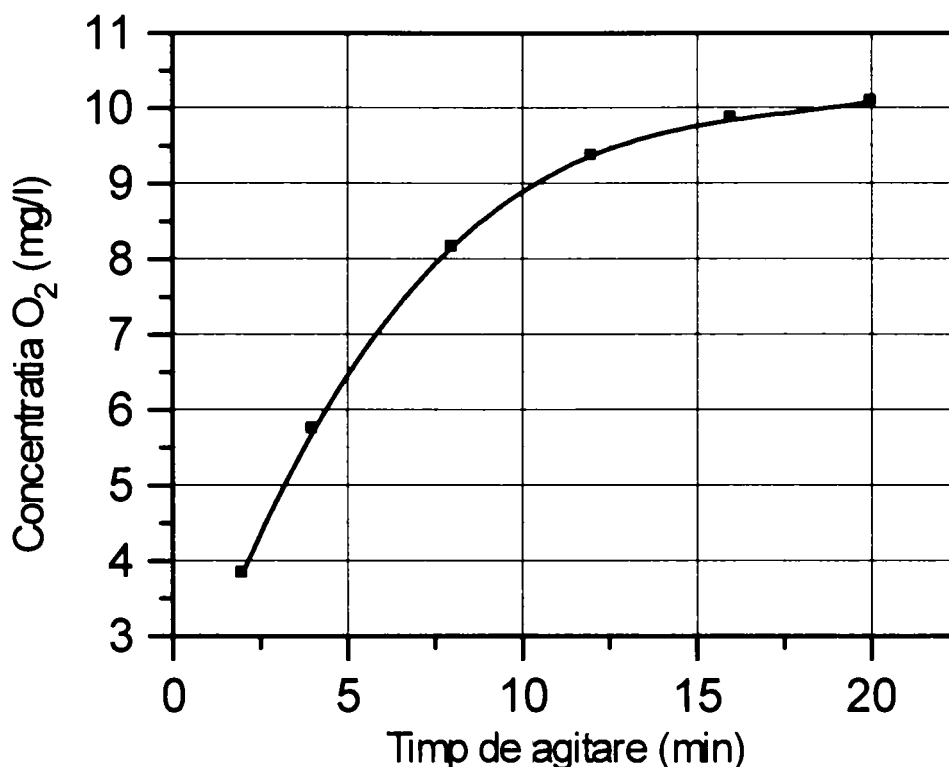


Figura 5.12. Dependența concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol recirculat de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = 1,4838 + 1,3190 x - 0,0711 x^2 + 0,0013 x^3$ .  
 Coeficientul de corelare este  $R = 0,99997$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99993$ , iar deviația standard este  $SD = 0,03306$ .

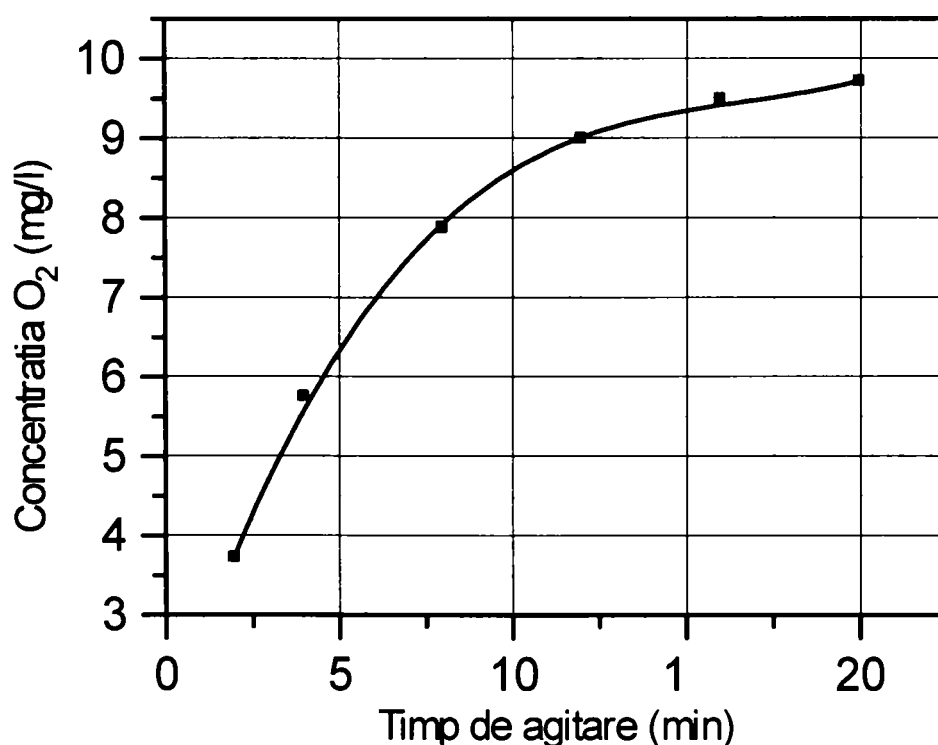


Figura 5.13. Dependența concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol recirculat (supernatant) de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 1,4356 + 1,3185 x - 0,0753 x^2 + 0,0015 x^3$ .  
 Coeficientul de corelare este  $R = 0,99937$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99874$ , iar deviația standard este  $SD = 0,13387$ .

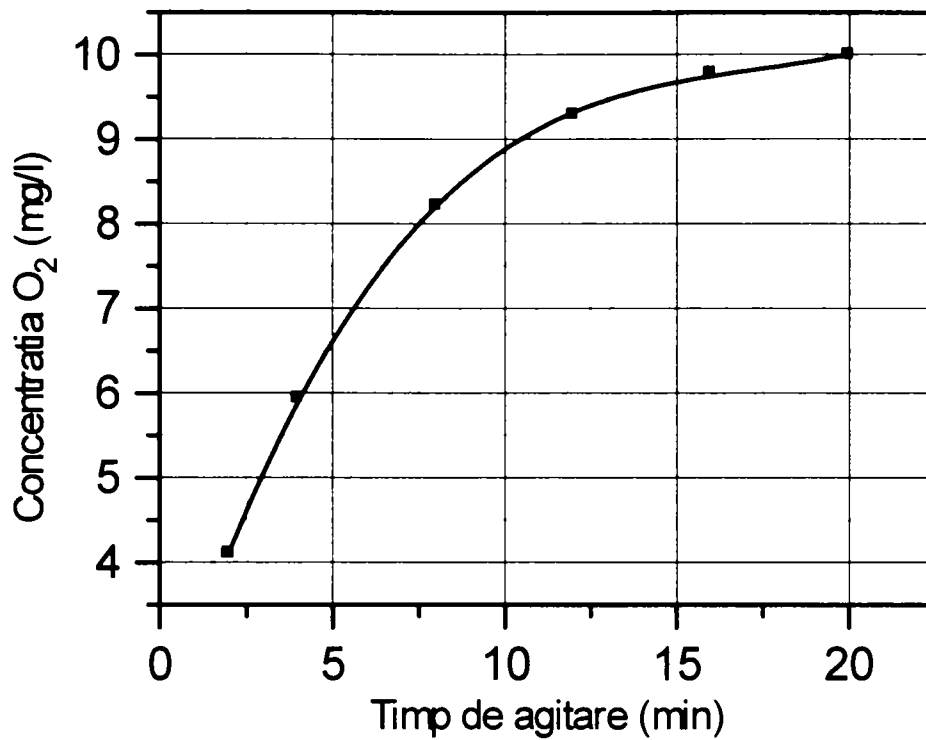


Figura 5.14. Dependenta concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol recirculat de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 1,8447 + 1,2732 x - 0,0705 x^2 + 0,0013 x^3$ .  
 Coeficientul de corelare este  $R = 0,99993$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99986$ , iar deviația standard este  $SD = 0,04385$ .

Figura 5.15. prezintă dependenta concentrației oxigenului, de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare rapidă

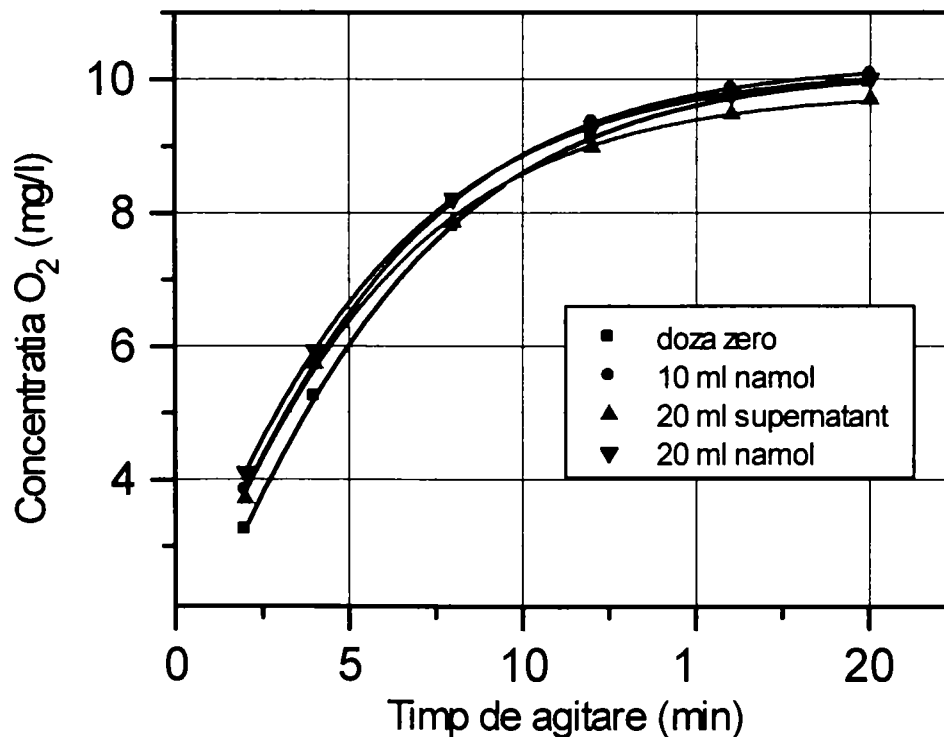


Figura 5.15. Dependenta concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare rapidă, la diferite doze de nămol recirculat



Figurile 5.16., 5.17., 5.18., și 5.19 prezintă dependența pH -ului, de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare rapidă

Tabelul 5.5.

Timp, min	4	8	12	16	20
pH <sub>(doză zero)</sub>	7,02	7,08	7,18	7,31	7,46
pH <sub>(10 ml nămol)</sub>	7,08	7,17	7,29	7,43	7,56
pH <sub>(20 ml supernatant)</sub>	7,04	7,10	7,21	7,33	7,45
pH <sub>(20 ml nămol)</sub>	7,01	7,08	7,18	7,31	7,44

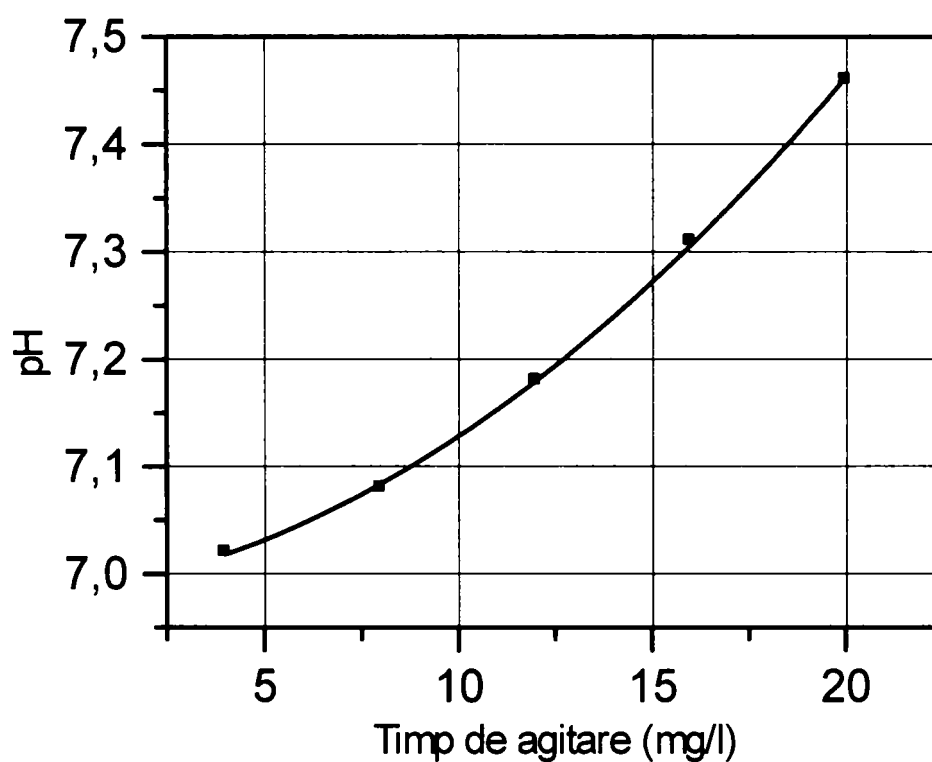
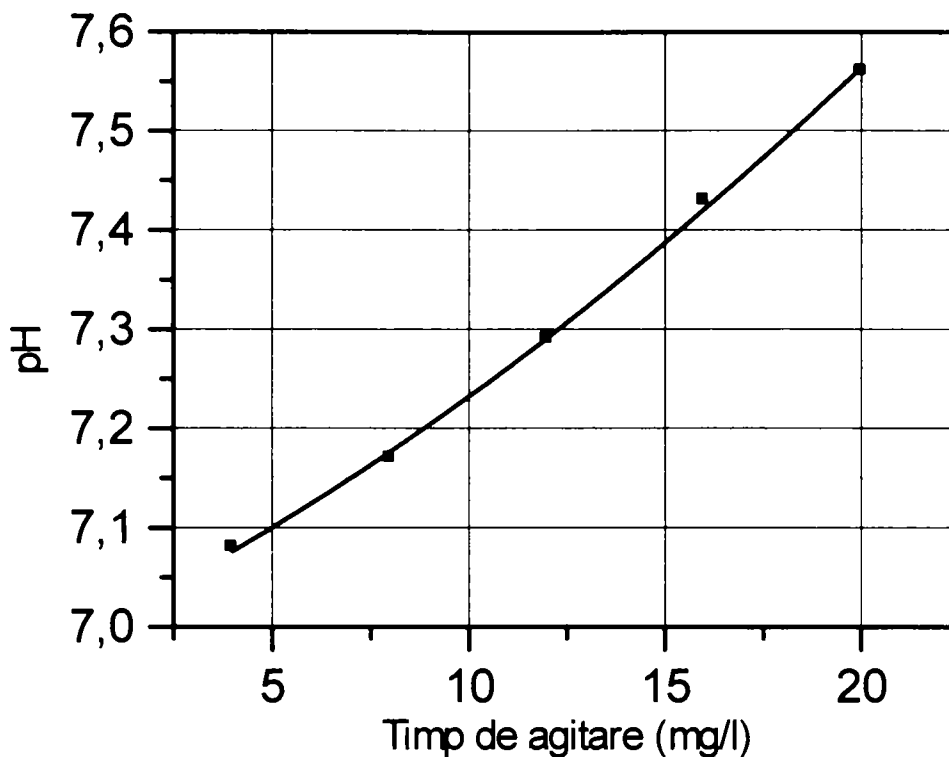


Figura 5.16. Dependența pH -ului, de timpul de agitare rapidă la doză zero de nămol recirculat

Ecuția curbei este  $y = 6,9820 + 0,0052 x + 9,375 \cdot 10^{-4} x^2$ .

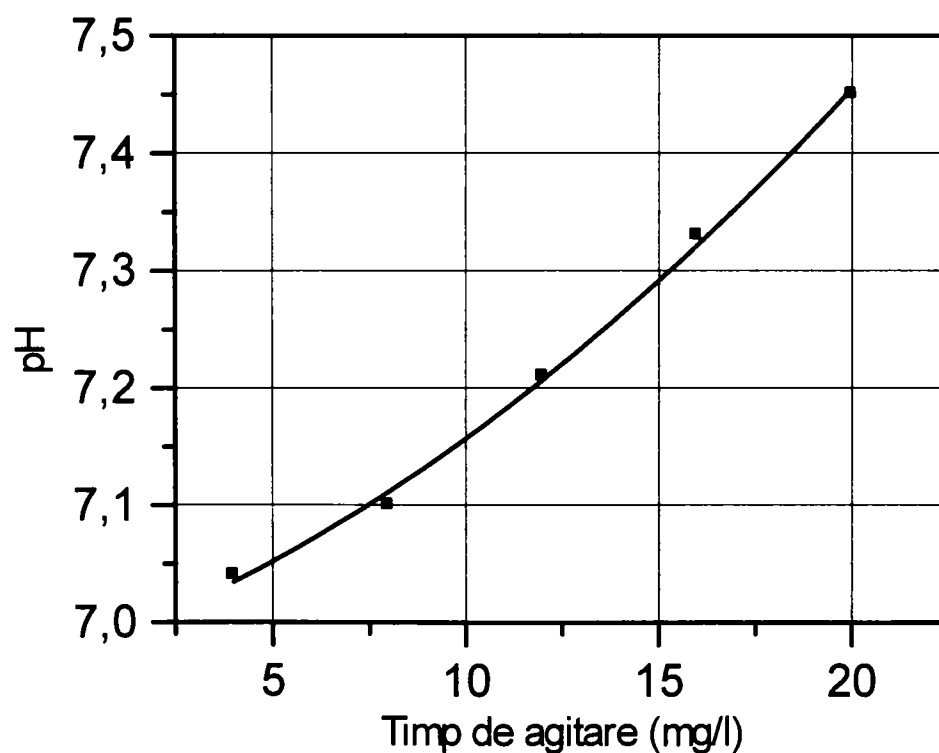
Coeficientul de corelare este  $R = 0,99984$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99968$ , iar deviația standard este  $SD = 0,00447$ .



Figurile 5.17. Dependenta pH -ului, de timpul de agitare rapida la o doza de namol recirculat de 10 ml

Ecuatia curbei este  $y = 6,9900 + 0,0197 x + 4,4642 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99945$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99889$ , iar deviatia standard este  $SD = 0,0091$ .



Figurile 5.18. Dependenta pH -ului, de timpul de agitare rapida la o doza de namol recirculat (supernatant) de 20 ml

Ecuatia curbei este  $y = 6,9760 + 0,0123 x + 5,8035 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99882$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99765$ , iar deviatia standard este  $SD = 0,01146$ .

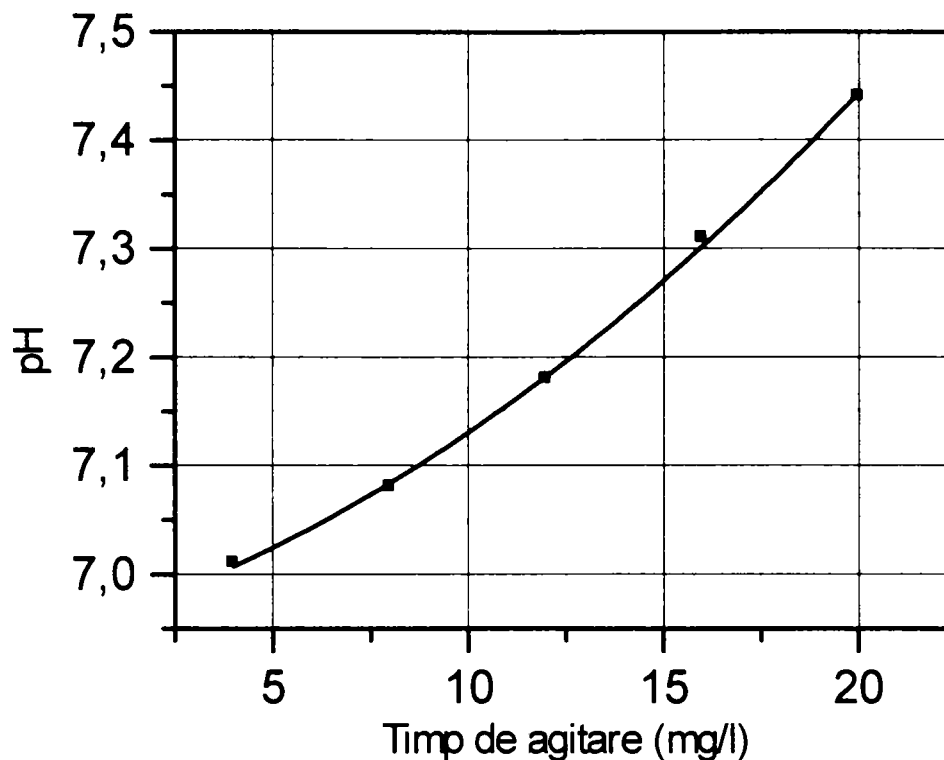


Figura 5.19. Dependenta concentrației  $O_2$  de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol recirculat de 20 ml

Ecuatia curbei este  $y = 6,9520 + 0,0111 x + 6,6964 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99957$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99915$ , iar deviația standard este  $SD = 0,00717$ .

Figura 5.20. prezintă dependenta pH -ului, de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat și agitare rapidă.

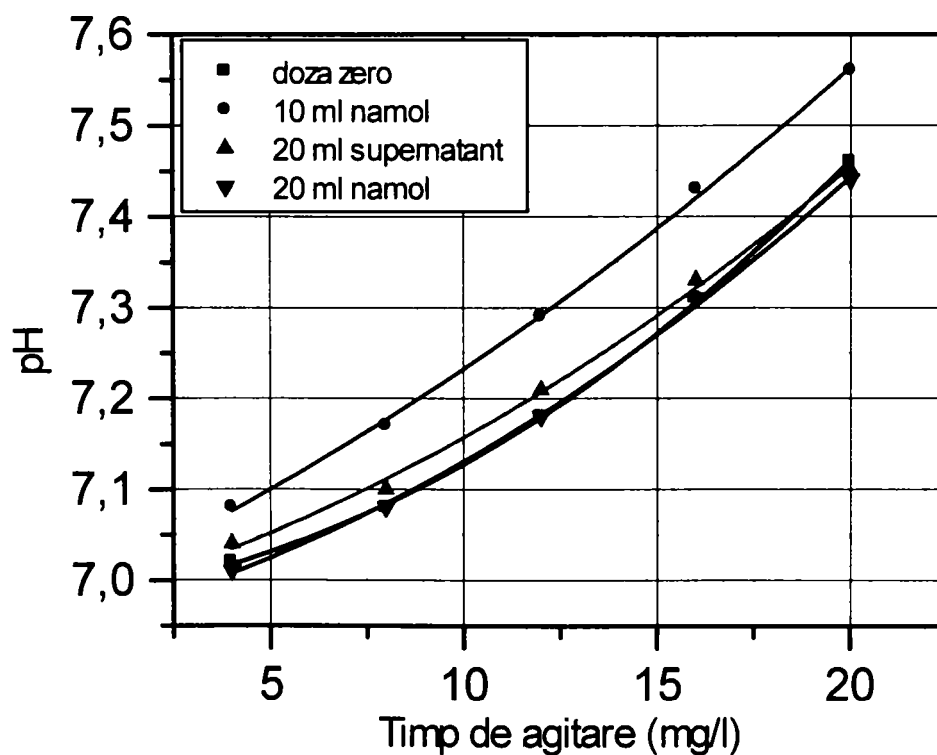


Figura 5.20. Dependenta pH-ului de timp, la diferite doze de nămol recirculat și agitare rapidă

Afirmația referitoare la figura 5.5 este demonstrată de rezultatele din figura 5.15 unde concentrația oxigenului nu variază invers proporțional cu doza.

În concluzie datele experimentale privind oxigenul și pH-ul sunt afectate de condițiile experimentale și anume de schimbul diferit de gaze, cu toate că condițiile experimentale au fost păstrate "identice".

Figurile 5.21, 5.22, 5.23, 5.24 prezintă dependența concentrației oxigenului, respectiv oxigenului la echilibru, funcție de timpul de agitare lentă la diferite doze de nămol.

Tabelul 5.6.

Timp, min	0	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> , mg/l	1,31	3,43	5,67	7,51	8,87	9,58
O <sub>2</sub> (la echilibru), mg/l	10	9,94	9,82	9,70	9,60	9,50

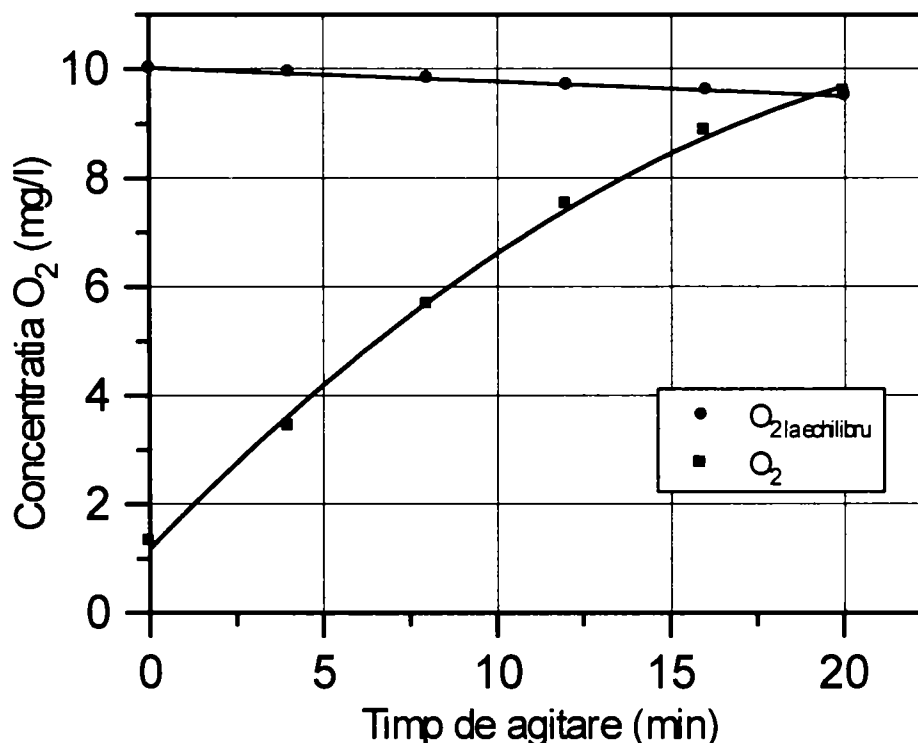


Figura 5.21. Dependența concentrației O<sub>2</sub>, respectiv O<sub>2</sub> la echilibru la doză zero, funcție de timpul de agitare, agitare lentă

Ecuția curbei pentru oxigen este  $y = 1,1817 + 0,6610 x - 0,0117 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99905$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99811$ , iar deviația standard este  $SD = 0,18113$ .

Ecuția curbei pentru oxigenul la echilibru este

$$y = 10,0128 - 0,0233 x - 1,3392 \cdot 10^{-4} x^2$$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99751$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99502$ , iar deviația standard este  $SD = 0,01778$ .

Tabelul 5.7.

Timp, min	0	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> , mg/l	2,39	4,96	7,23	8,56	9,42	9,49
O <sub>2</sub> (la echilibru), mg/l	10	9,90	9,80	9,70	9,58	9,50

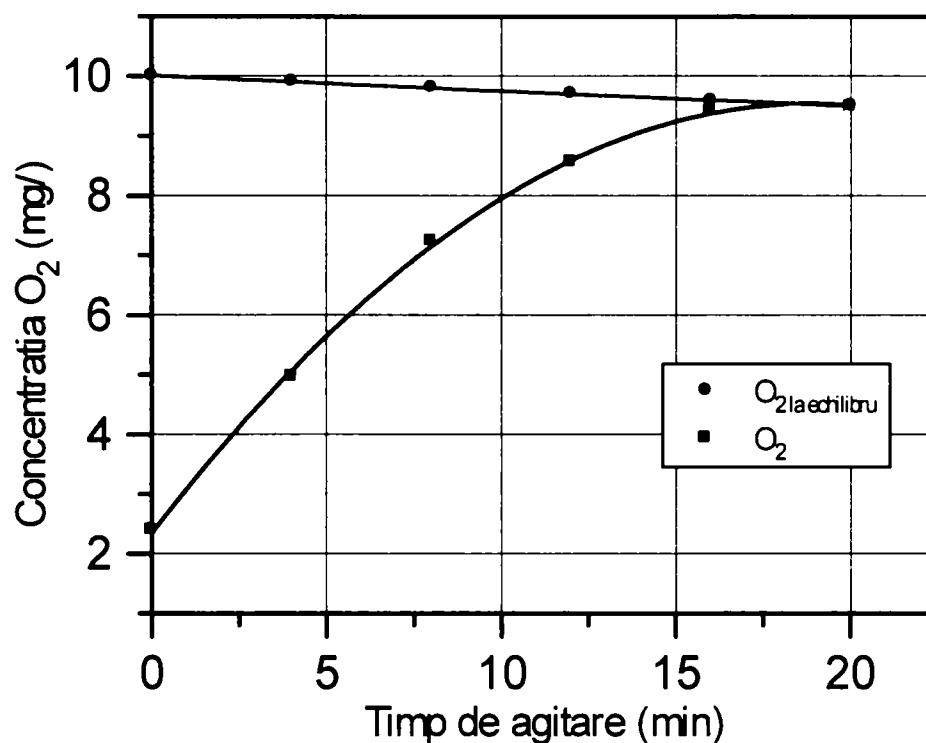


Figura 5.22. Dependența concentrației O<sub>2</sub>, respectiv O<sub>2</sub> la echilibru la o doză de 5 ml nămol, funcție de timpul de agitare, agitare lentă

Ecuția curbei pentru oxigen este  $y = 2,3421 + 0,7635 x - 0,0202 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9997$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9994$ , iar deviația standard este  $SD = 0,08943$ .

Ecuția curbei pentru oxigenul la echilibru este  $y = 10,0021 - 0,0258 x + 2,23214 \cdot 10^{-5} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99924$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99847$ , iar deviația standard este  $SD = 0,00961$ .

Tabelul 5.8.

Timp, min	0	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> , mg/l	2,07	4,42	6,50	7,84	8,66	9,14
O <sub>2</sub> (la echilibru), mg/l	9,90	9,80	9,66	9,56	9,44	9,34

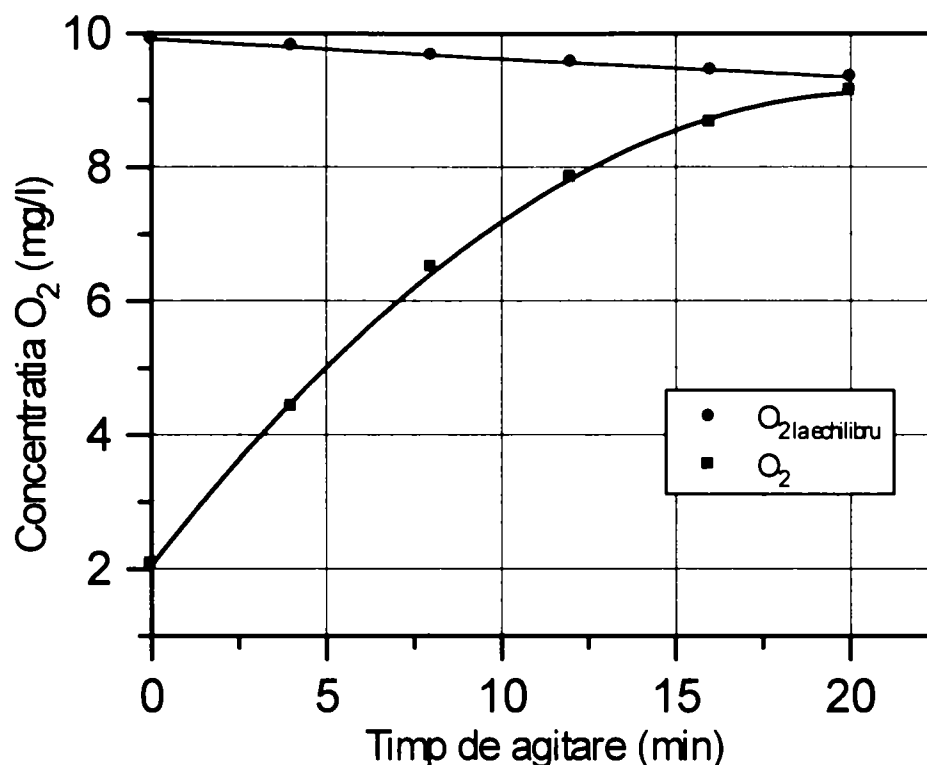


Figura 5.23. Dependența concentrației O<sub>2</sub>, respectiv O<sub>2</sub> la echilibru la o doză de 10 ml nămol, funcție de timpul de agitare, agitare lentă

Ecuția curbei pentru oxigen este  $y = 2,0525 + 0,6741 x - 0,0160 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99976$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99953$ , iar deviația standard este  $SD = 0,07689$ .

Ecuția curbei pentru oxigenul la echilibru este  $y = 9,9057 - 0,0302 x + 8,9285 \cdot 10^{-5} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99919$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99839$ , iar deviația standard este  $SD = 0,01104$ .

Tabelul 5.9.

Timp, min	0	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> , mg/l	1,29	3,90	5,90	7,51	8,67	9,38
O <sub>2</sub> (la echilibru), mg/l	9,94	9,86	9,74	9,64	9,54	9,44



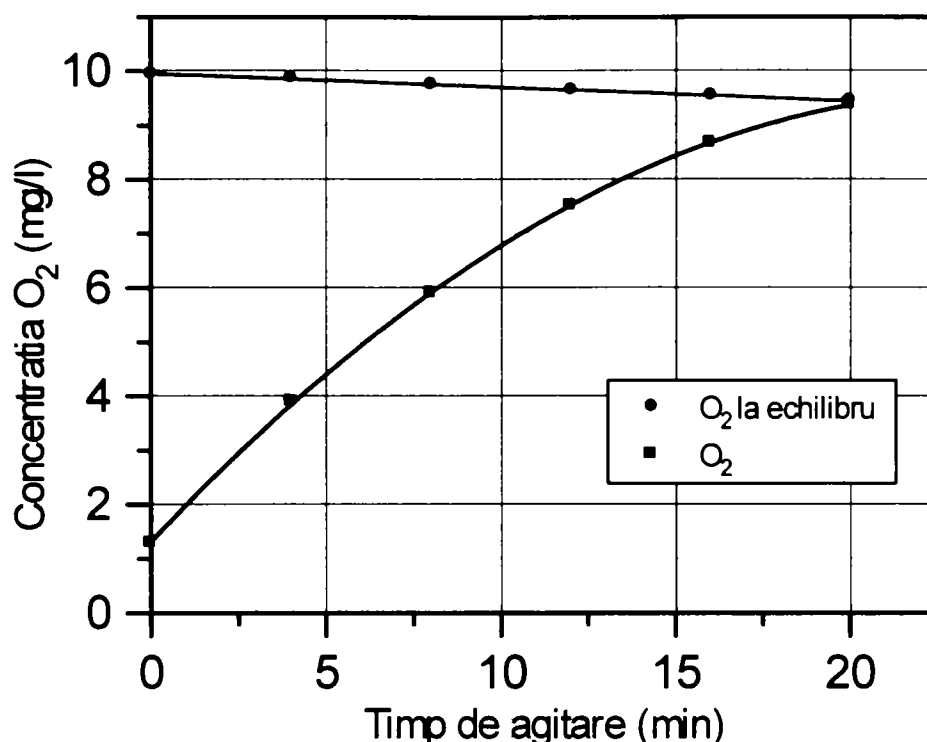


Figura 5.24. Dependența concentrației O<sub>2</sub>, respectiv O<sub>2</sub> la echilibru la doză 20 ml nămol, funcție de timpul de agitare, agitare lentă

Ecuția curbei pentru oxigen este  $y = 1,3164 + 0,6896 x - 0,0143 x^2$ .  
 Coeficientul de corelare este  $R = 0,99995$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99991$ , iar deviația standard este  $SD = 0,03796$ .

Ecuția curbei pentru oxigenul la echilibru este  $y = 9,9464 - 0,0249 x - 2,23214 \cdot 10^{-5} x^2$ .  
 Coeficientul de corelare este  $R = 0,99924$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99847$ , iar deviația standard este  $SD = 0,00961$ .

Conform figurilor se poate observa o scădere a forței motrice pe măsură ce concentrația oxigenului absorbit crește.

Figurile 5.25, 5.26, 5.27, 5.28 prezintă dependența concentrației oxigenului, respectiv oxigenului la echilibru, funcție de timpul de agitare rapidă la diferite doze de nămol.

Tabelul 5.10.

Timp, min	0	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> , mg/l	1,92	5,24	7,79	9,16	9,72	9,95
O <sub>2</sub> (la echilibru), mg/l	9,80	9,70	9,58	9,46	9,36	9,26

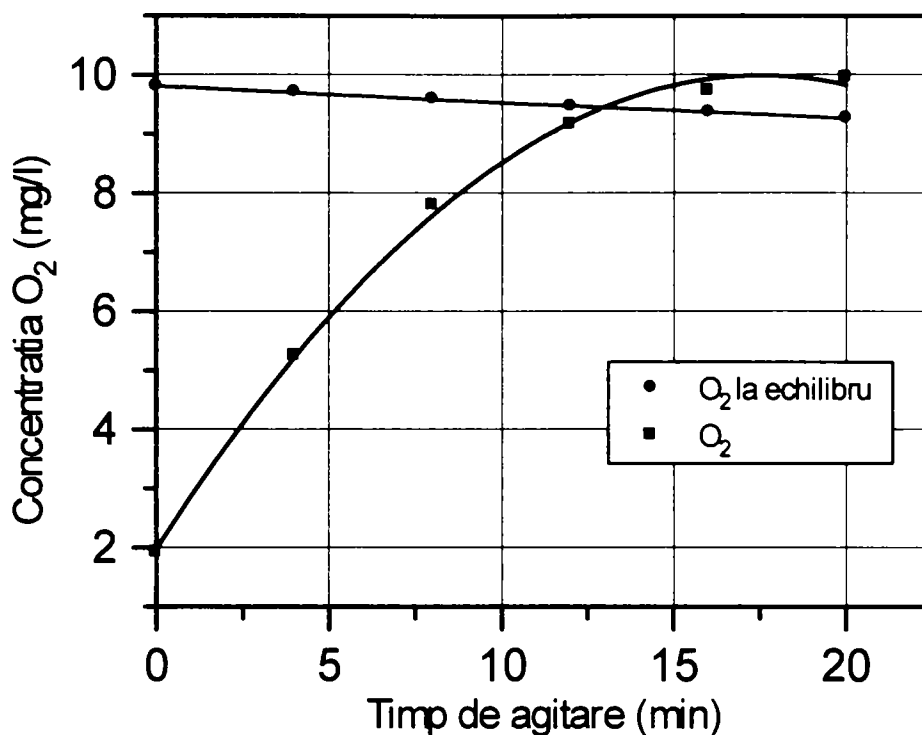


Figura 5.25. Dependența concentrației O<sub>2</sub>, respectiv O<sub>2</sub> la echilibru la doză zero nămol, funcție de timpul de agitare, agitare rapidă

Ecuția curbei pentru oxigen este  $y = 1,9775 + 0,9151 x - 0,0261 x^2$ .

Coefficientul de corelare este  $R = 0,99909$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99817$ , iar deviația standard este  $SD = 0,17411$ .

Ecuția curbei pentru oxigenul la echilibru este

$$y = 9,8057 - 0,0292 x + 8,9285 \cdot 10^{-5} x^2.$$

Coefficientul de corelare este  $R = 0,99951$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99902$ , iar deviația standard este  $SD = 0,00828$ .

Tabelul 5.11.

Timp, min	0	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> , mg/l	2,57	5,74	8,15	9,36	9,86	10,08
O <sub>2</sub> (la echilibru), mg/l	9,82	9,68	9,58	9,46	9,36	9,28

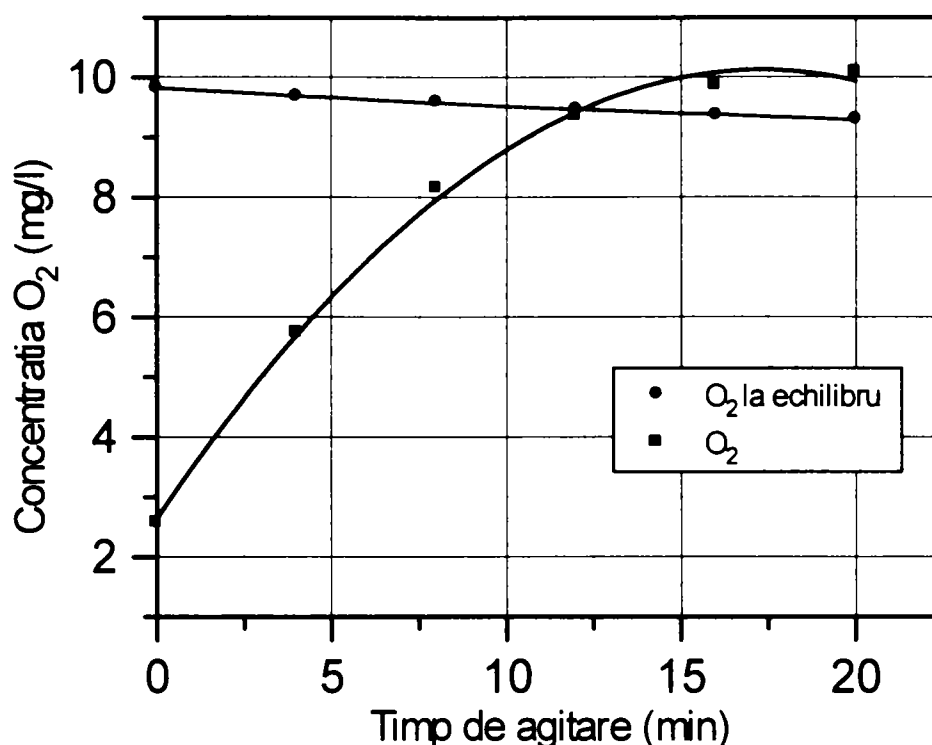


Figura 5.26. Dependența concentrației O<sub>2</sub>, respectiv O<sub>2</sub> la echilibru la o doză de 10 ml nămol, funcție de timpul de agitare, agitare rapidă

Ecuția curbei pentru oxigen este  $y = 2,6425 + 0,8649 x - 0,0249 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99868$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99737$ , iar deviația standard este  $SD = 0,19504$ .

Ecuția curbei pentru oxigenul la echilibru este  $y = 9,8189 - 0,0344 x + 3,90625 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99933$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99866$ , iar deviația standard este  $SD = 0,00947$ .

Tabelul 5.12.

Timp, min	0	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> , mg/l	2,50	5,74	7,86	8,98	9,48	9,70
O <sub>2</sub> (la echilibru), mg/l	9,74	9,66	9,52	9,42	9,32	9,22

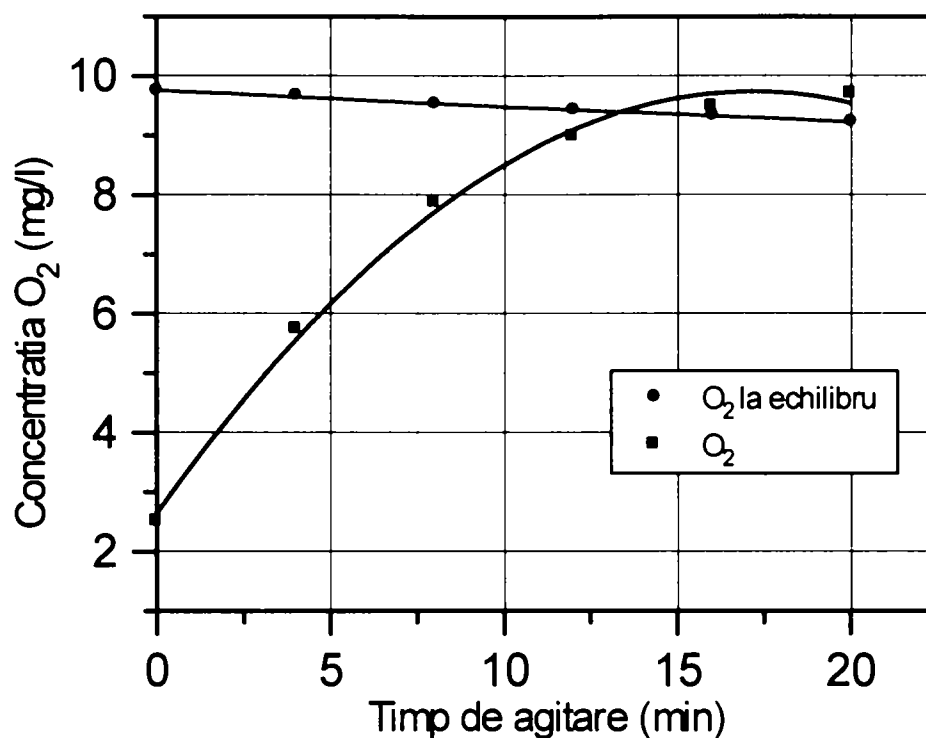


Figura 5.27. Dependența concentrației O<sub>2</sub>, respectiv O<sub>2</sub> la echilibru la o doză de 20 ml supernatant, funcție de timpul de agitare, agitare rapidă

Ecuția curbei pentru oxigen este  $y = 2,6392 + 0,8269 x - 0,0240 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99794$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99589$ , iar deviația standard este  $SD = 0,2313$ .

Ecuția curbei pentru oxigenul la echilibru este  $y = 9,7492 - 0,0279 x + 6,69642 \cdot 10^{-5} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99832$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99664$ , iar deviația standard este  $SD = 0,0149$ .

Tabelul 5.13.

Timp, min	0	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> , mg/l	2,88	5,93	8,21	9,29	9,78	10
O <sub>2</sub> (la echilibru), mg/l	9,90	9,82	9,68	9,54	9,44	9,34

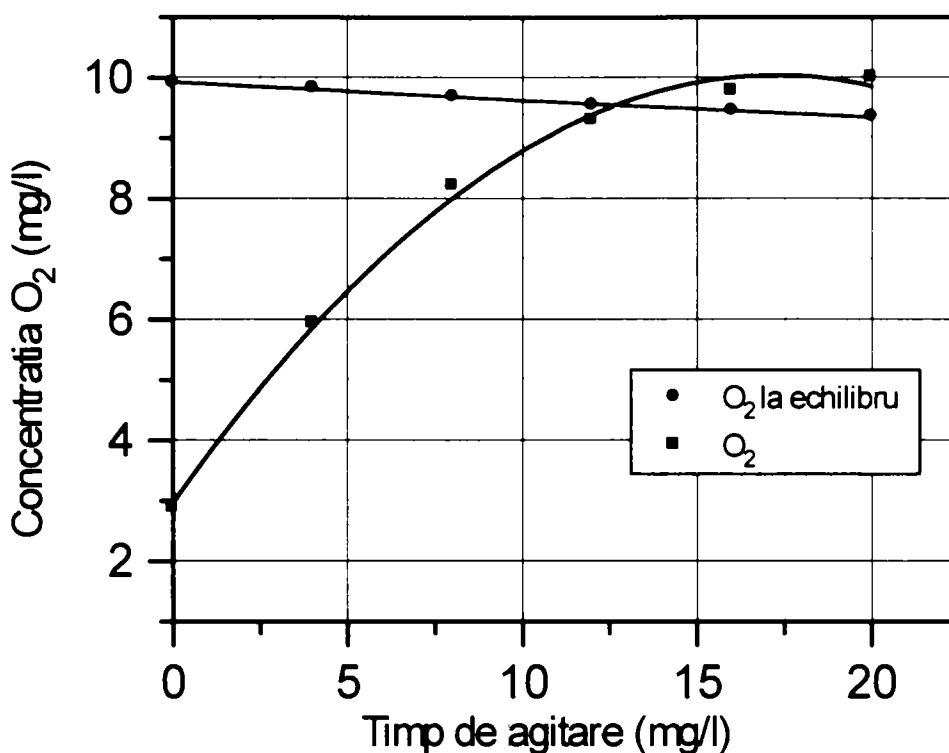


Figura 5.28. Dependenta concentrației O<sub>2</sub>, respectiv O<sub>2</sub> la echilibru la o doză de 20 ml nămol, funcție de timpul de agitare, agitare rapidă

Ecuatia curbei pentru oxigen este  $y = 2,9682 + 0,8201 x - 0,0237 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99831$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99661$ , iar deviația standard este  $SD = 0,20918$ .

Ecuatia curbei pentru oxigenul la echilibru este

$$y = 9,9150 - 0,0304 x + 6,69642 \cdot 10^{-5} x^2.$$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99717$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99435$ , iar deviația standard este  $SD = 0,02122$ .

Conform figurilor se poate observa o scădere a forței motrice pe măsură ce concentrația oxigenului crește.

Figurile 5.29, 5.30, 5.31 și 5.32 prezintă dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timp, la diferite doze de nămol la agitare lentă.

Tabelul 5.14.

Timp, min	4	8	12	16	20
Fe <sup>2+</sup> (doză zero), mg/l	5,74	5,44	5,09	4,74	3,30
Fe <sup>2+</sup> (5 ml nămol), mg/l	4,62	4,31	4,02	2,88	1,77
Fe <sup>2+</sup> (10 ml nămol), mg/l	3,95	3,74	3,21	2,52	1,50
Fe <sup>2+</sup> (20 ml nămol), mg/l	4,32	3,93	3,63	2,91	2,08

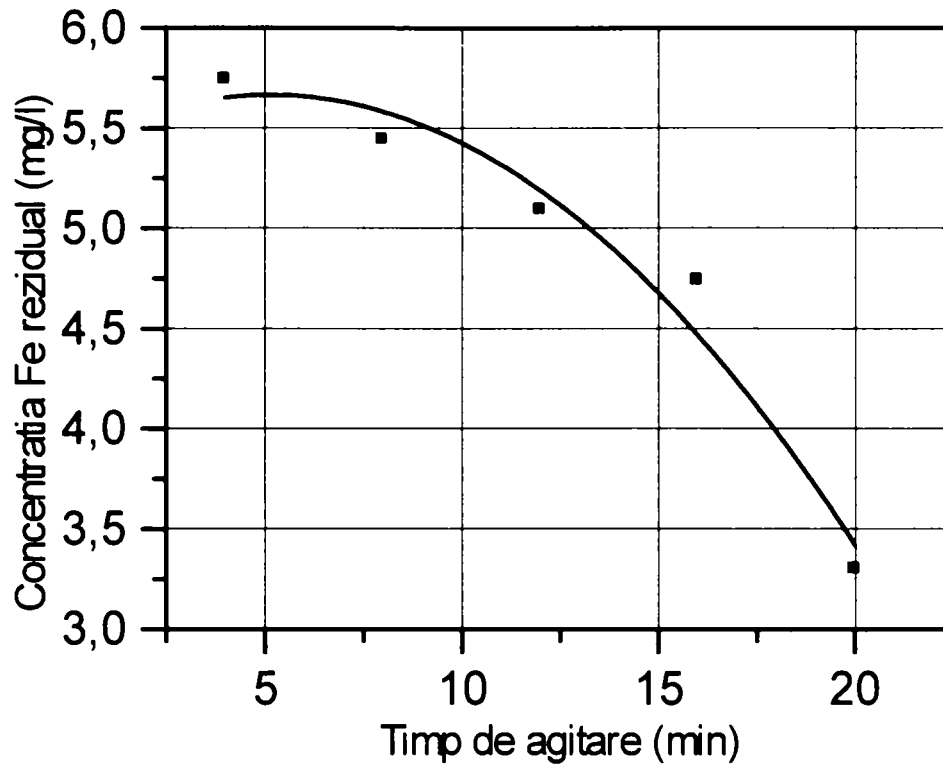


Figura 5.29. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la doză zero de nămol

Ecuția curbei este  $y = 5,3960 + 0,1047 x - 0,0101 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9823$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,96491$ , iar deviația standard este  $SD = 0,25172$ .

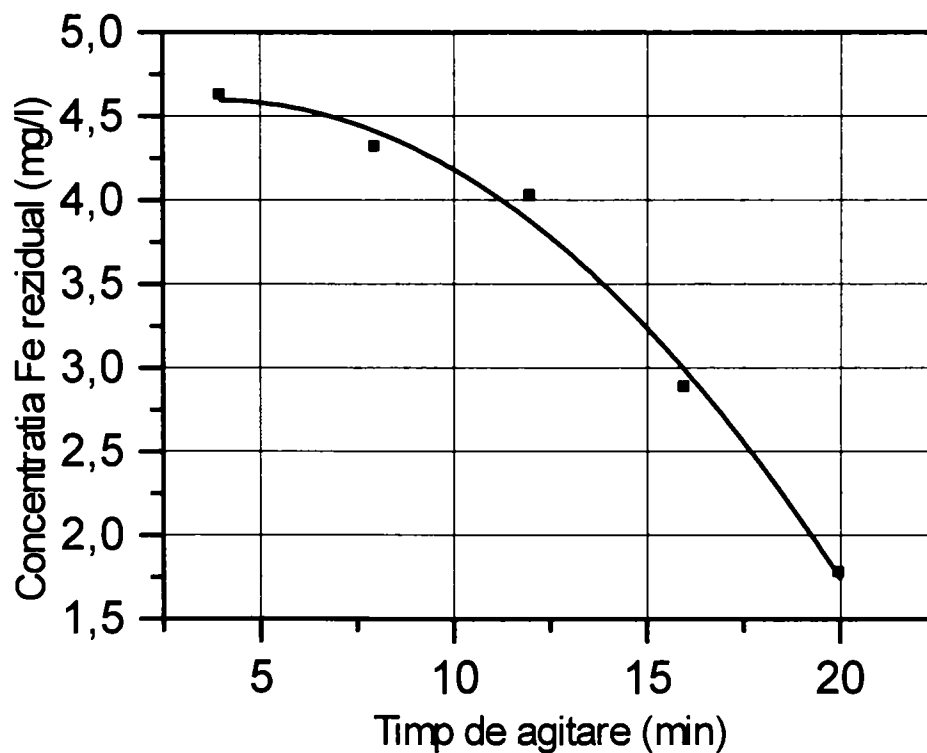


Figura 5.30. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 5 ml

Ecuția curbei este  $y = 4,4340 + 0,0842 x - 0,0109 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99605$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99212$ , iar deviația standard este  $SD = 0,14792$ .



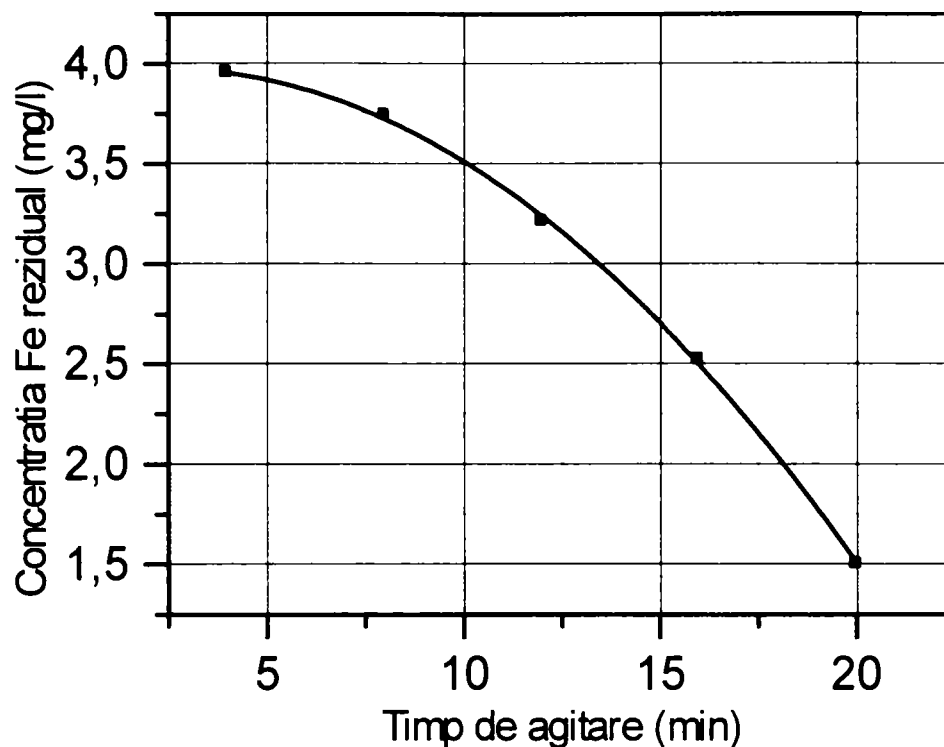


Figura 5.31. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = 3,9300 + 0,0377 x - 0,0079 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9998$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99961$ , iar deviația standard este  $SD = 0,02798$ .

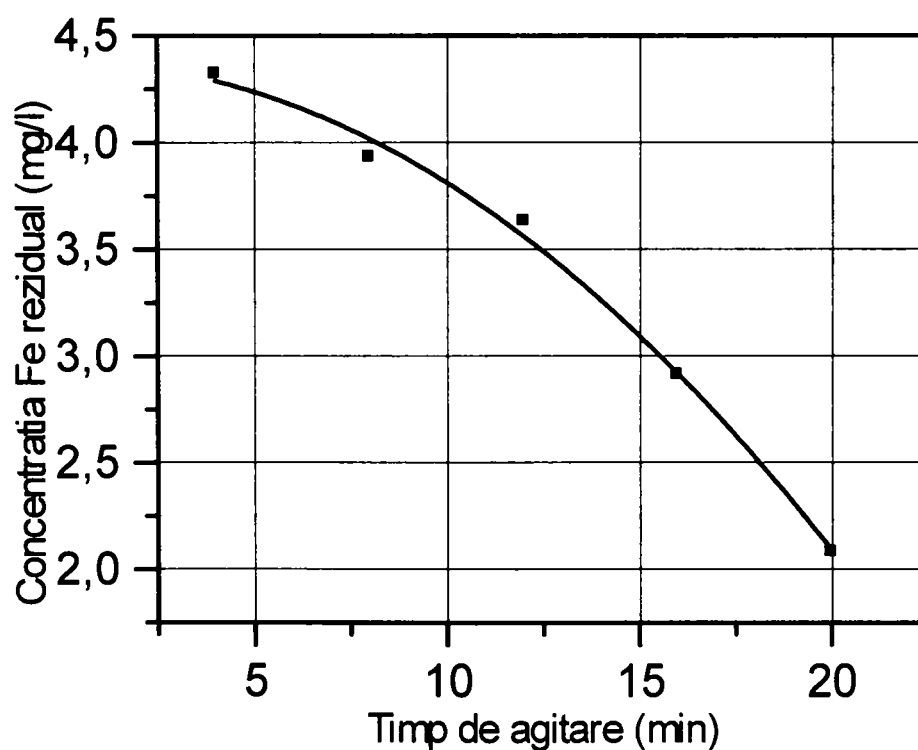


Figura 5.32. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 4,3740 + 0,0017 x - 0,0058 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99784$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99569$ , iar deviația standard este  $SD = 0,08248$ .

Figura 5.33 prezintă comparativ dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timp, la diferite doze de nămol la agitare lentă.

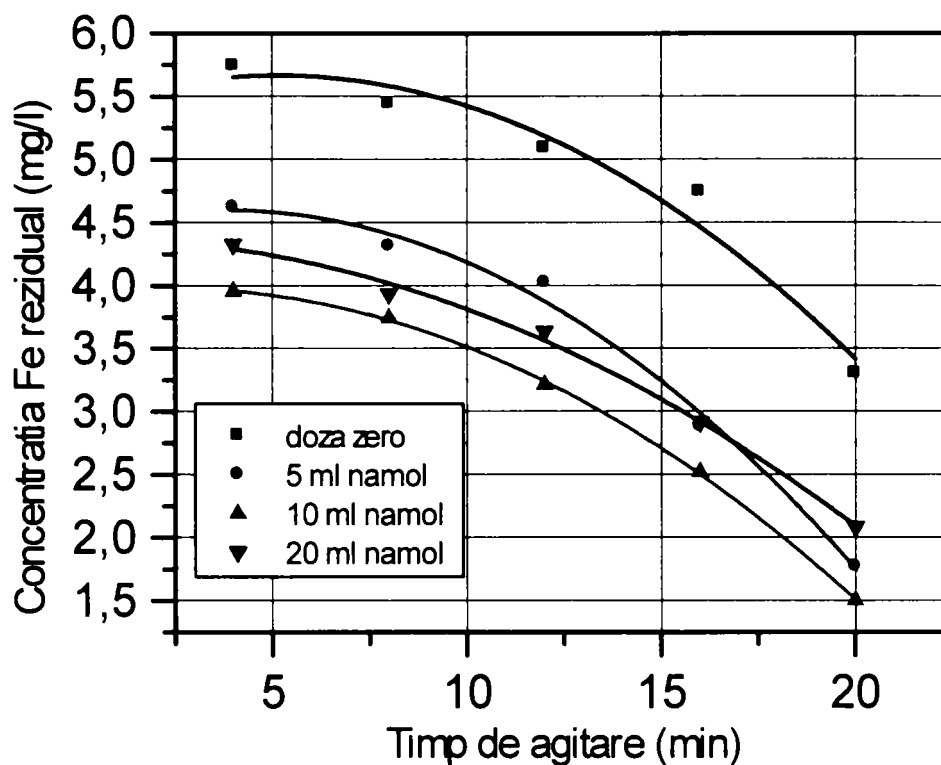


Figura 5.33. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare, la diferite doze de nămol, agitare lentă

Concentrații mai mici de fier pentru pentru doze de nămol de 5 și 10 ml se pot explica printr-o aerare mai bună (figurile 5.22 și 5.23). În orice caz se observă influența benefică a îndepărtării fierului.

Figurile 5.34, 5.35, 5.36 și 5.37 prezintă dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timp, la diferite doze de nămol la agitare rapidă.

Tabelul 5.15.

Timp, min	4	8	12	16	20
Fe <sub>(doză zero)</sub> , mg/l	4,69	4,60	4,56	3,97	2,33
Fe <sub>(10 ml nămol)</sub> , mg/l	3,60	3,50	2,70	1,46	0,45
Fe <sub>(20 ml supernatant)</sub> , mg/l	4,24	4,03	3,63	2,59	1,30
Fe <sub>(20 ml nămol)</sub> , mg/l	3,31	3,23	2,50	1,3	0,8

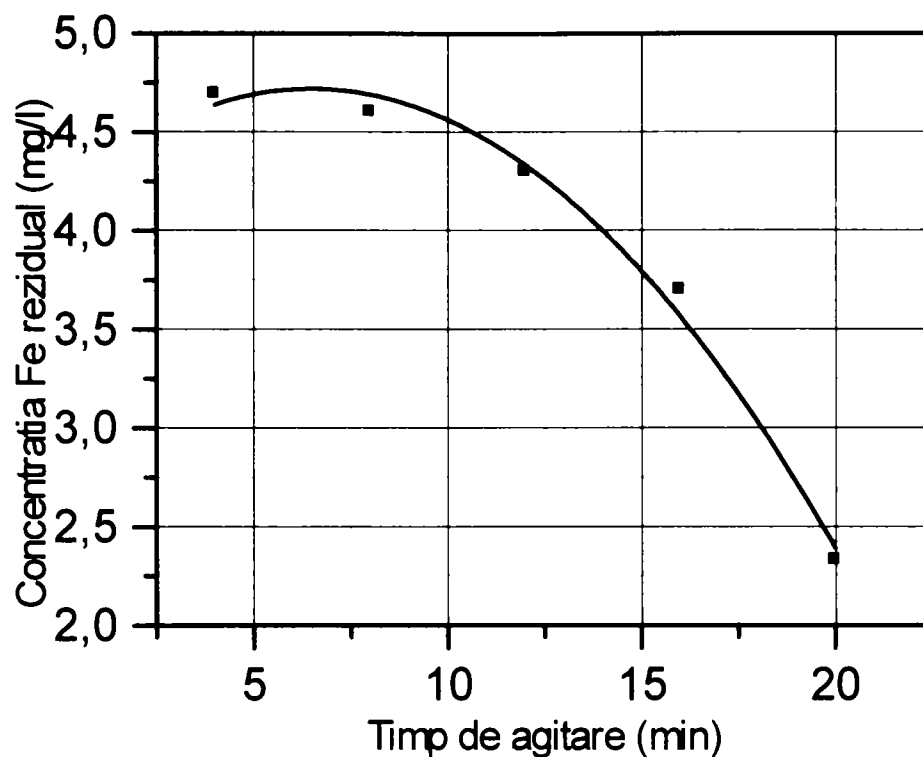


Figura 5.34. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare rapidă, la doză zero de nămol

Ecuția curbei este  $y = 4,1800 + 0,1659 x - 0,0127 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99556$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99115$ , iar deviația standard este  $SD = 0,12927$ .

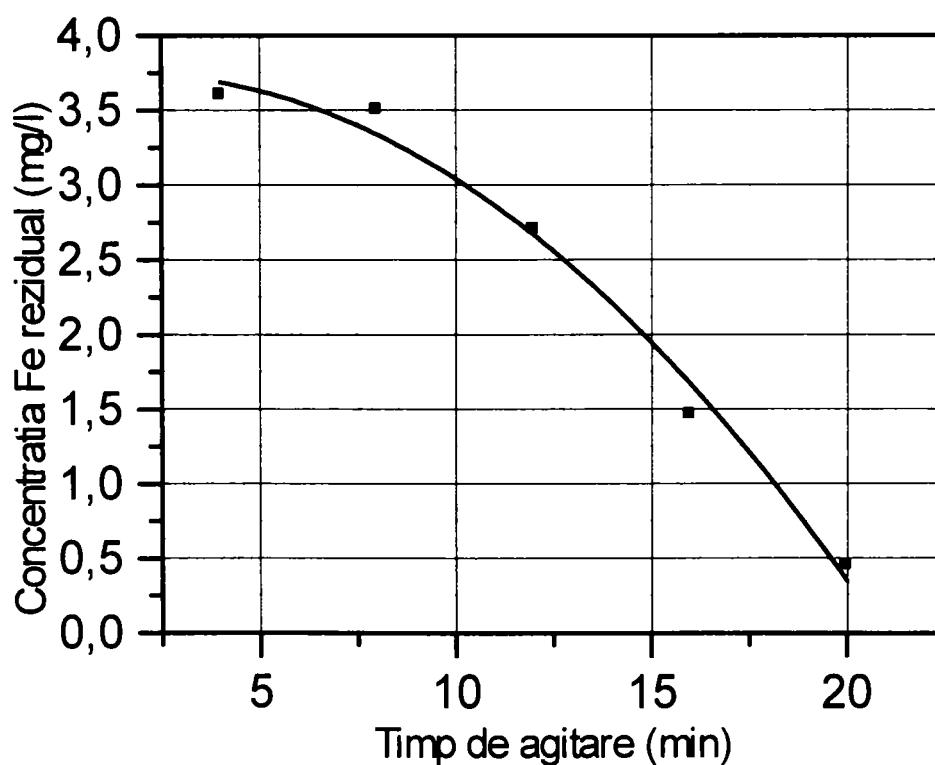


Figura 5.35. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = 3,7140 + 0,0336 x - 0,0101 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99398$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,988$ , iar deviația standard este  $SD = 0,21082$ .

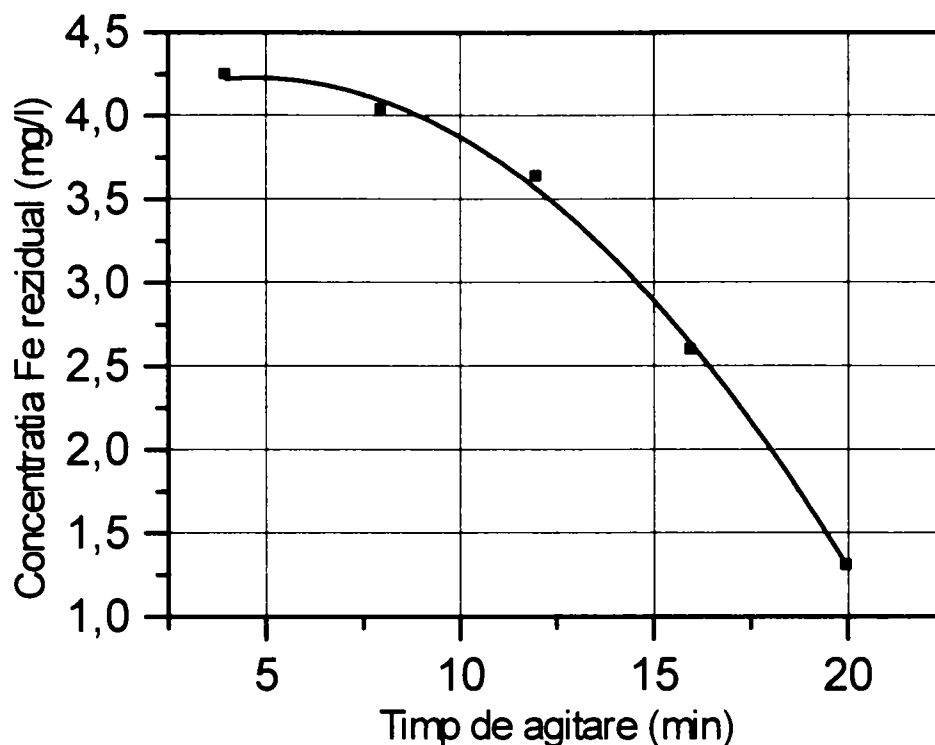


Figura 5.36. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol (supernatant) de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 3,9540 + 0,11701 x - 0,0125 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99912$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99824$ , iar deviația standard este  $SD = 0,07225$ .

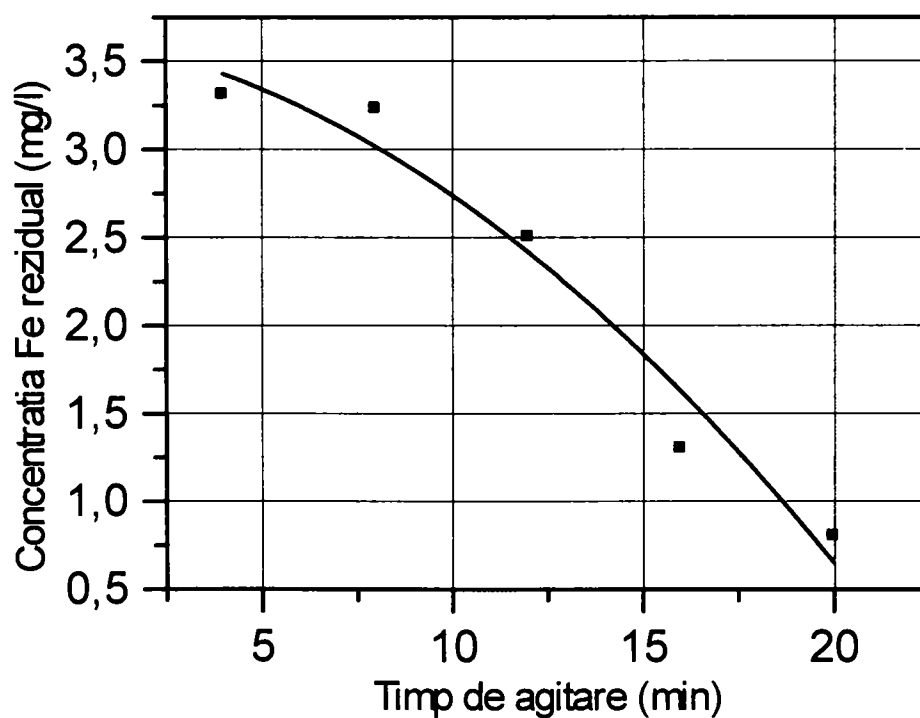


Figura 5.36. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 3,6580 - 0,0333 x - 0,0058 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,98076$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,96189$ , iar deviația standard este  $SD = 0,31325$ .

Figura 5.37 prezintă comparativ dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timp, la diferite doze de nămol, la agitare rapidă.

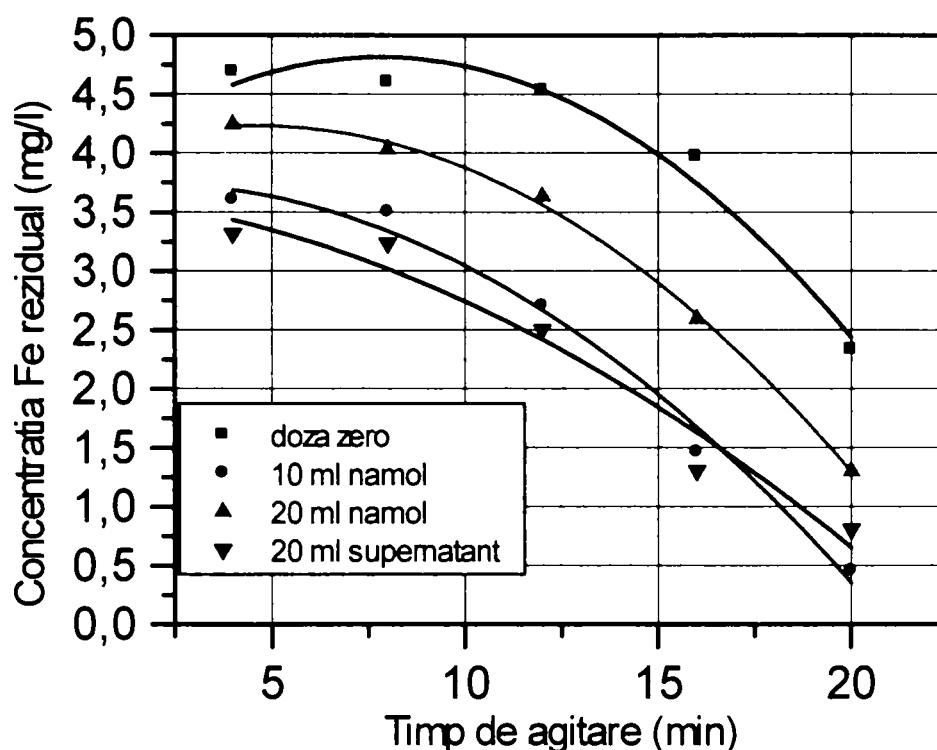


Figura 5.37. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timp, la diferite doze de nămol și agitare rapidă

Curbele de variație scot în evidență efectul favorabil al recirculării nămolului asupra vitezei de îndepărtare (precipitare a fierului), ceea ce se explică prin eliminarea timpului de nucleere și creșterea fazei solide ce se formează. După formarea fazei solide are loc precipitarea cu viteză mult mai mare a fierului din apa brută, explicația fiind dată de forța motrice ridicată și precipitatul deja format. Aceasta indică faptul că deferizarea poate avea loc și fără prin autoinducție dar după un timp mai îndelungat. Prin recirculare se creează condiții de eliminare mai rapidă a fierului și implicit timp mai mare de contact pentru mangan pe o instalație dată.

Figurile 5.38., 5.39., 5.40 și 5.41 prezintă variația turbidității în funcție de timpul de agitare la diferite doze de nămol recirculat, la agitare rapidă.

Tabelul 5.16.

Timp, min	4	8	12	16	20
$\Delta T_{(\text{doză zero}), \text{NTU}}$	0	0,95	1,63	5,83	11,68
$\Delta T_{(20 \text{ ml supernatant}), \text{NTU}}$	0	1,61	2,77	6,91	11,91
$\Delta T_{(10 \text{ ml nămol}), \text{NTU}}$	0	2,9	8,8	14,8	21,8
$\Delta T_{(20 \text{ ml nămol}), \text{NTU}}$	0	8,5	13,5	21,2	41,3

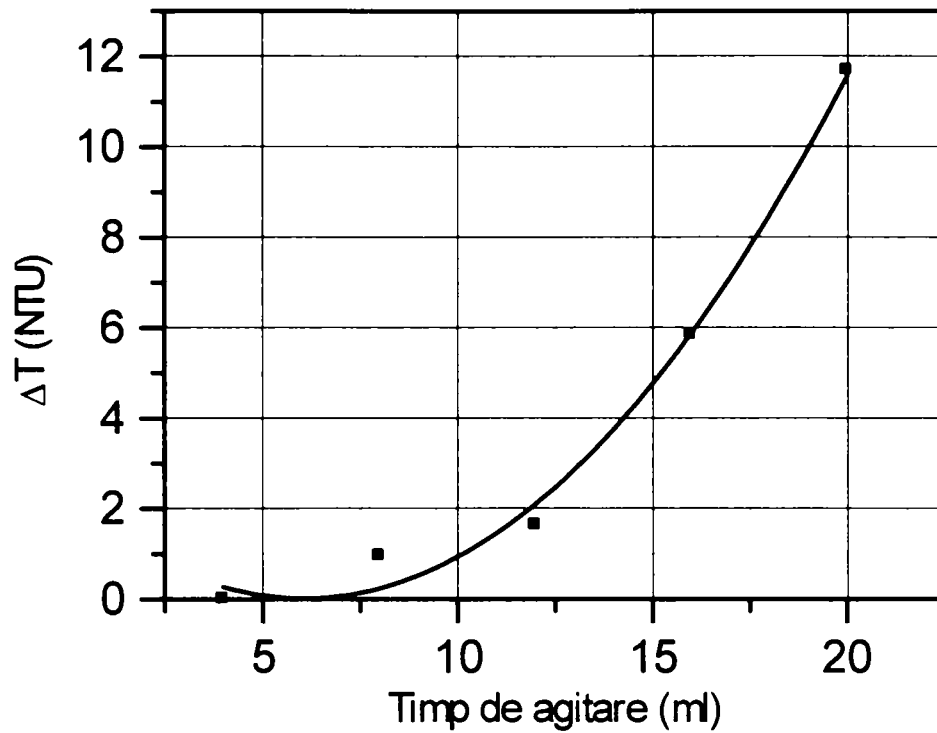


Figura 5.38. Variația turbidității în funcție de timpul de agitare rapidă la doză zero de nămol

Ecuția curbei este  $y = 2,2060 - 0,7211 x + 0,0594 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99556$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99114$ , iar deviația standard este  $SD = 0,64276$ .

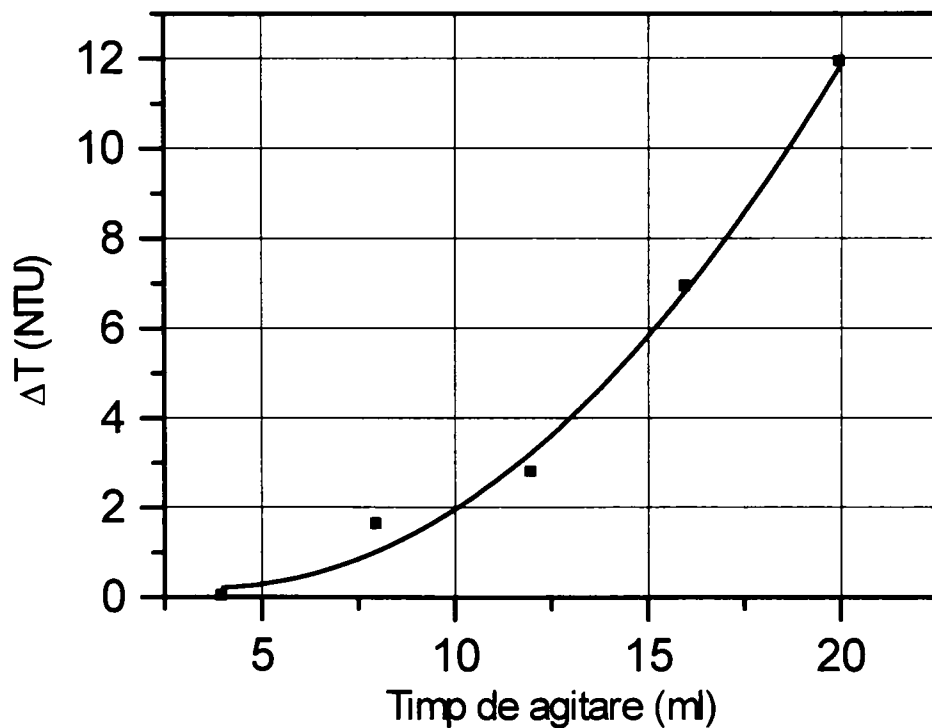


Figura 5.39. Variația turbidității în funcție de timpul de agitare rapidă la o doză de nămol (supernatant) de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 0,7840 - 0,3177 x + 0,0435 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99668$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99337$ , iar deviația standard este  $SD = 0,55301$ .



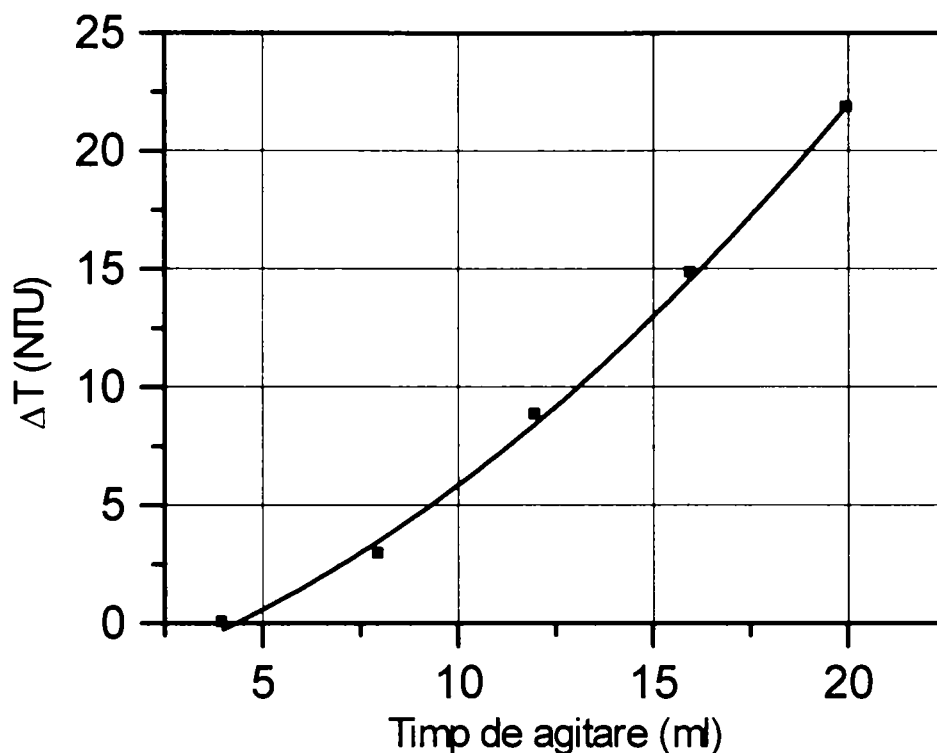


Figura 5.40. Variația turbidității în funcție de timpul de agitare rapidă la o doză de nămol de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = -2,8400 + 0,4982 x + 0,0370 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99903$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99807$ , iar deviația standard este  $SD = 0,55058$ .

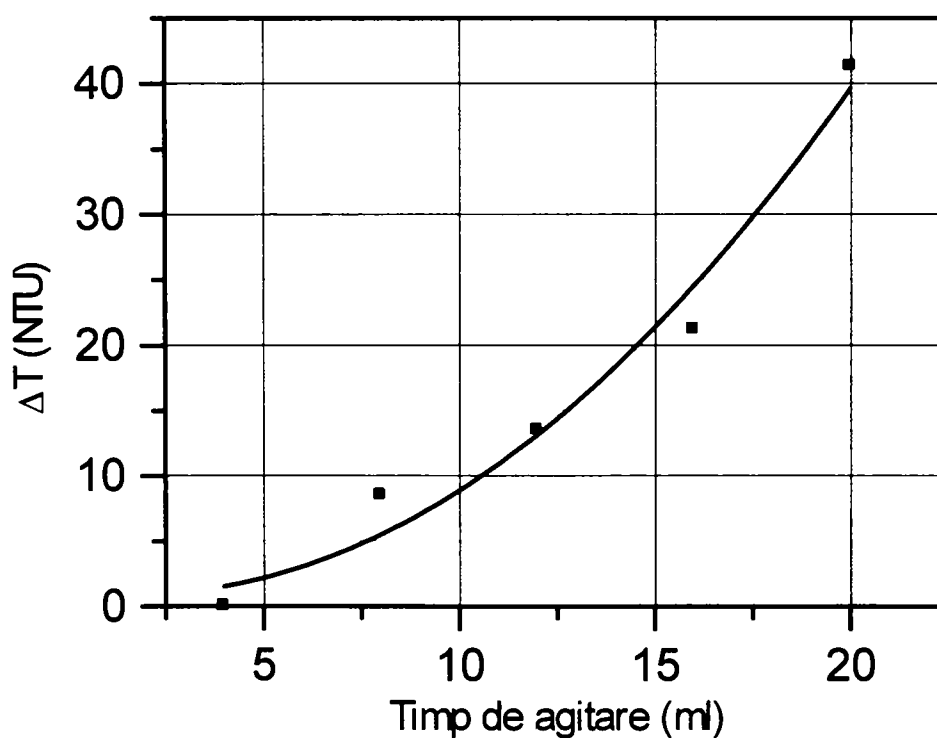


Figura 5.41. Variația turbidității în funcție de timpul de agitare rapidă la o doză de nămol de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 1,2600 - 0,3925 x + 0,1156 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,98695$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,97407$ , iar deviația standard este  $SD = 3,56763$ .

Figura 5.42. prezintă comparativ dependența variației turbidității de timp, la diferite doze de nămol, agitare rapidă.

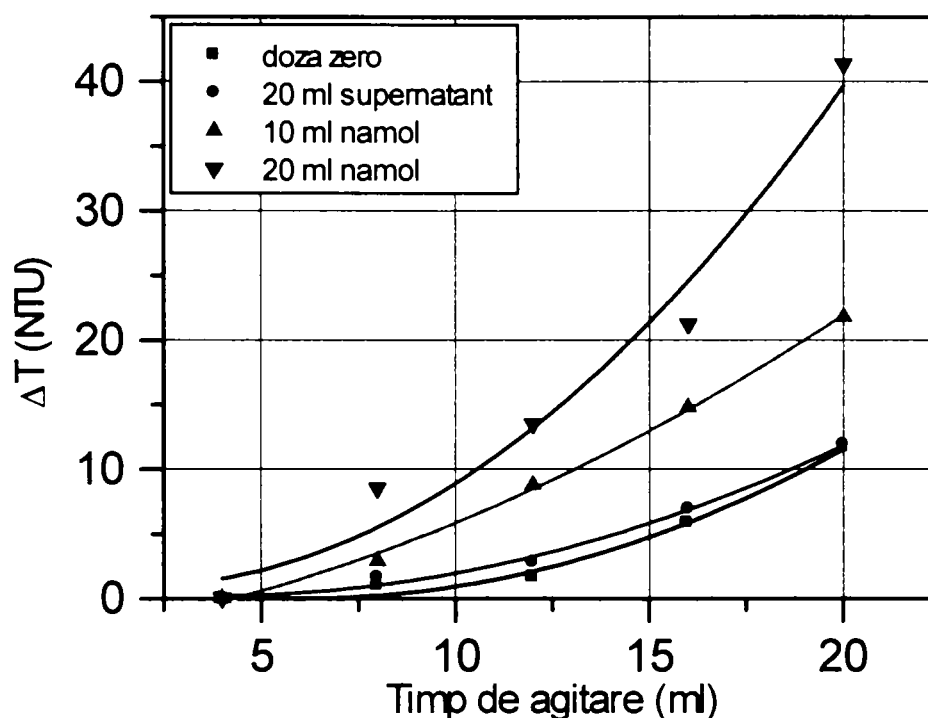


Figura 5.42. Dependența variației turbidității de timp, la diferite doze de nămol, agitare rapidă

Conform figurii 5.42 variația turbidității în funcție de timpul de agitare este cu atât mai mare cu cât volumul de nămol (cantitatea de nămol) recirculat este mai mare. Această comportare poate fi datorată, considerând că  $\Delta T \approx (N_2 \phi_2^3 - N_1 \phi_1^3)$  fie creșterii diametrului  $\phi$  datorită cristalizării  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  pe suportul introdus, fie creșterii numărului de particule în suspensie ( $N$ ) datorat în special mărunțirii particulelor în suspensie datorită agitării. Cauza, însă nu a fost probată.

Figura 5.43 prezintă dependența variației turbidității de doza de nămol.

Tabelul 5.17.

Doza de nămol, mg/l	0	6,75	13,5	27
T, NTU	0	49,5	89,6	170

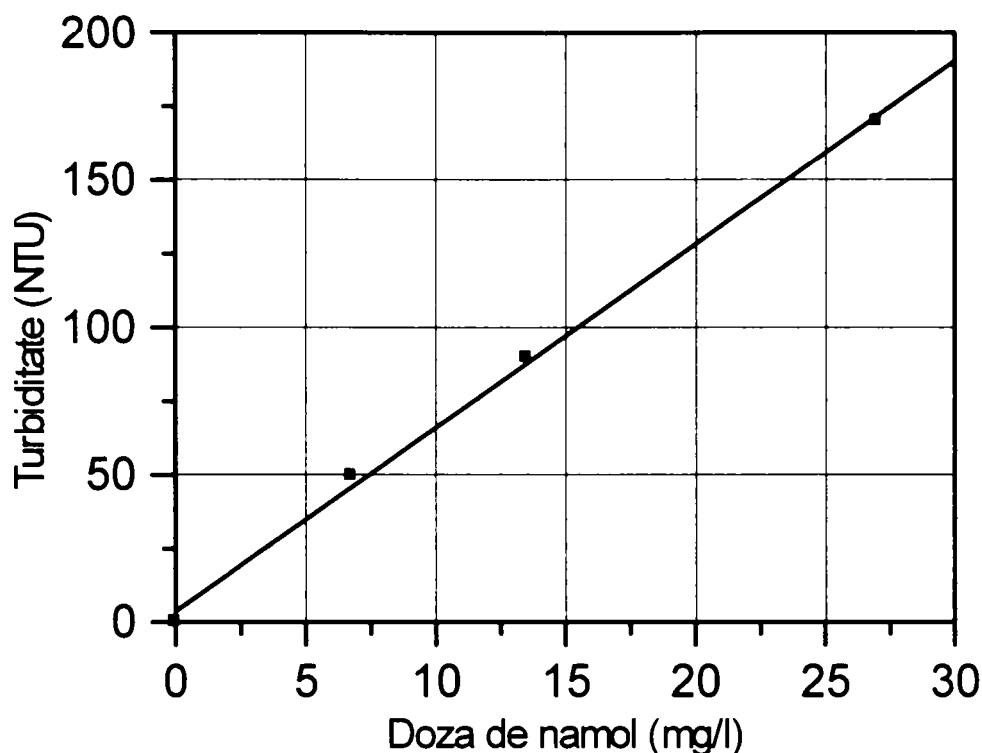


Figura 5.43. Dependenta variației turbidității de doza de nămol

Ecuția dreptei este  $y = 3,72 + 6,22688 x$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99888$ , iar deviația standard este  $SD = 4,15926$ .

Se poate admite că turbiditatea variază liniar cu doza de nămol.

Într-o altă serie de determinări s-a colectat apă de spălare, de la treapta a II – a de filtrare, mai bogată în mangan.

Conform datelor experimentale nici în acest caz nu se constată o îndepărtare semnificativă a manganului, în schimb îndepărtarea fierului este favorizată de prezența nămolului.

Figurile 5.44., 5.45. și 5.46 prezintă dependența concentrației oxigenului de timpul de agitare la diferite doze de nămol recirculat, la agitare lentă.

Tabelul 5.18.

Timp, min	4	8	12	16	20
O <sub>2</sub> (5 ml nămol)	5,80	7,96	9,07	9,51	9,72
O <sub>2</sub> (10 ml nămol)	5,49	7,88	9,05	9,49	9,65
O <sub>2</sub> (20 ml nămol)	5,59	7,86	9	9,41	9,55

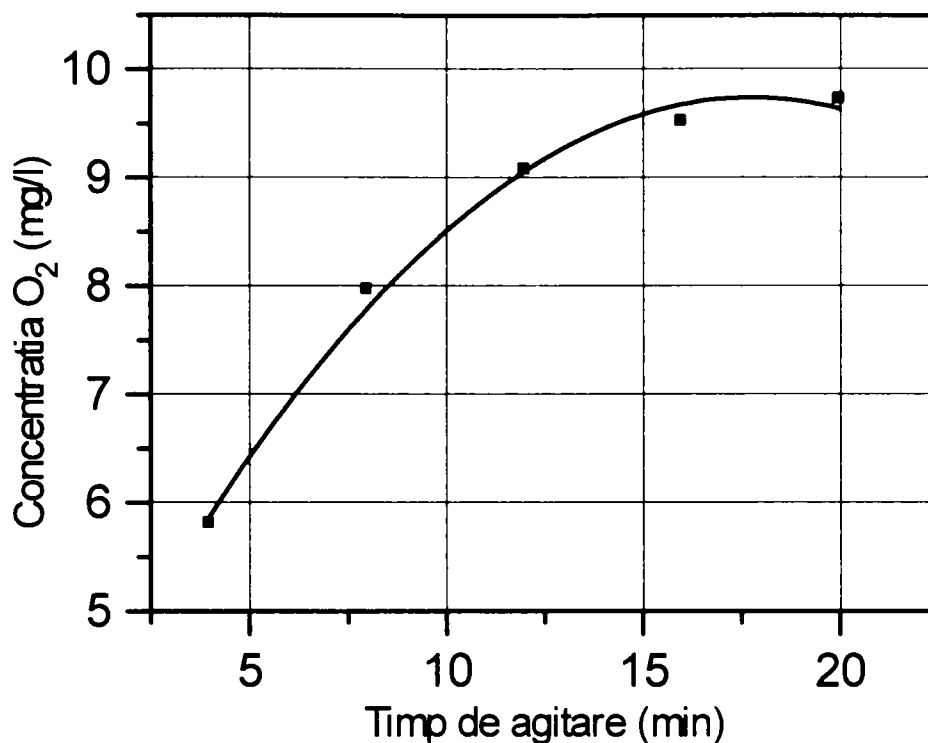


Figura 5.44. Dependența concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă la o doză de nămol de 5 ml

Ecuția curbei este  $y = 3,3100 + 0,7243 x - 0,0204 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99675$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99351$ , iar deviația standard este  $SD = 0,18343$ .

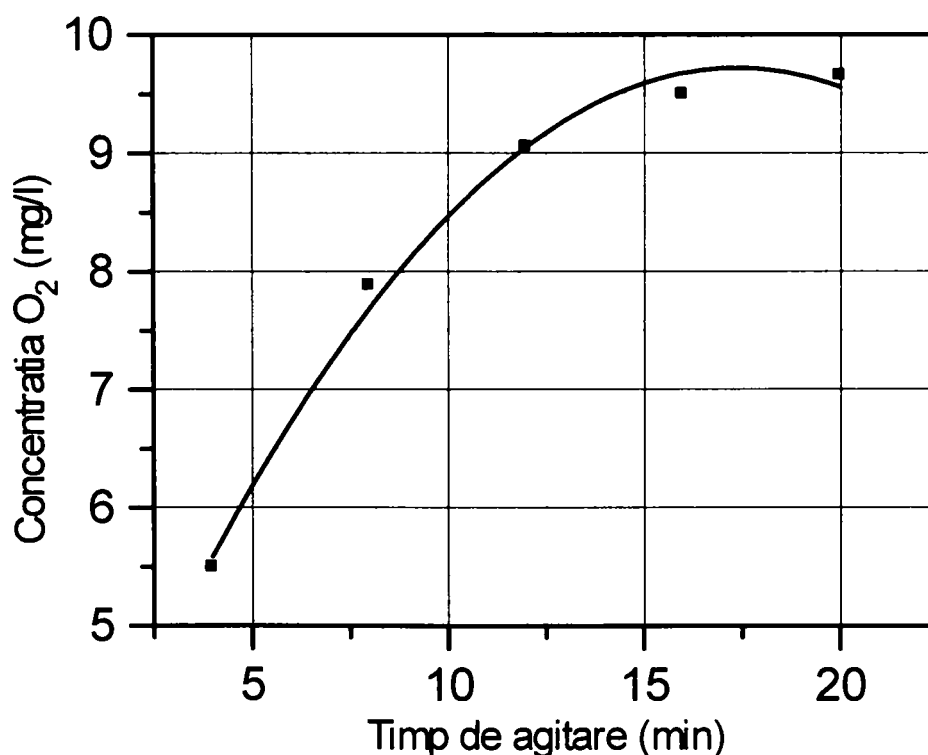


Figura 5.45. Dependența concentrației O<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă la o doză de nămol de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = 2,7380 + 0,8043 x - 0,0231 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99627$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99256$ , iar deviația standard este  $SD = 0,21022$ .

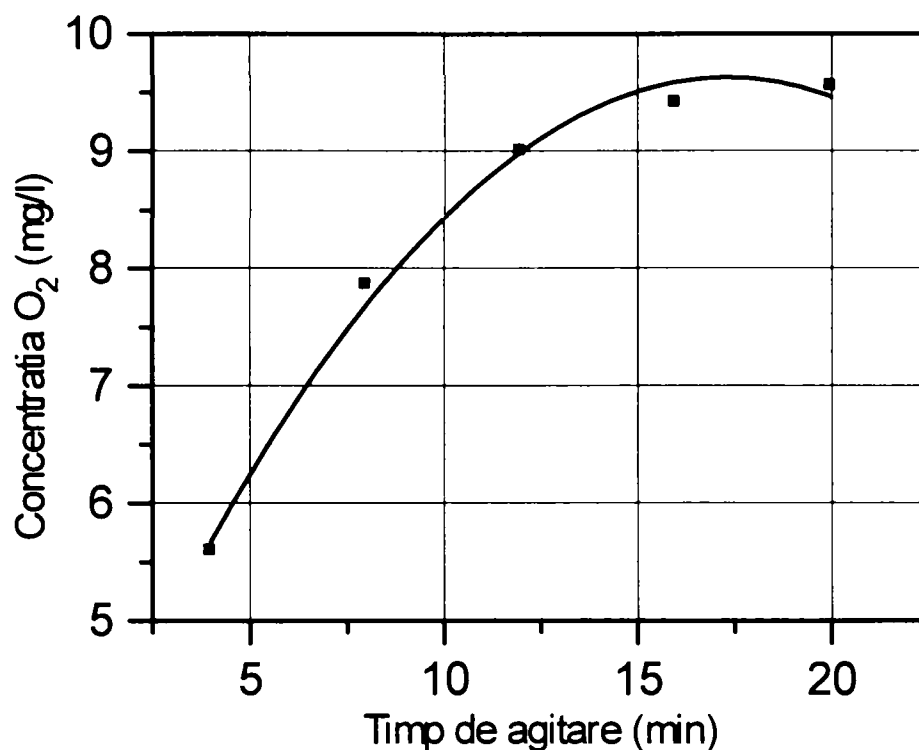


Figura 5.46. Dependenta concentratiei O<sub>2</sub> de timpul de agitare lentă la o doză de nămol de 20 ml

Ecuatia curbei este  $y = 2,9460 + 0,7713 x - 0,0222 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99657$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99316$ , iar deviația standard este  $SD = 0,19237$ .

Figura 5.47. prezintă comparativ dependenta concentratiei oxigenului de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat, la agitare lentă.

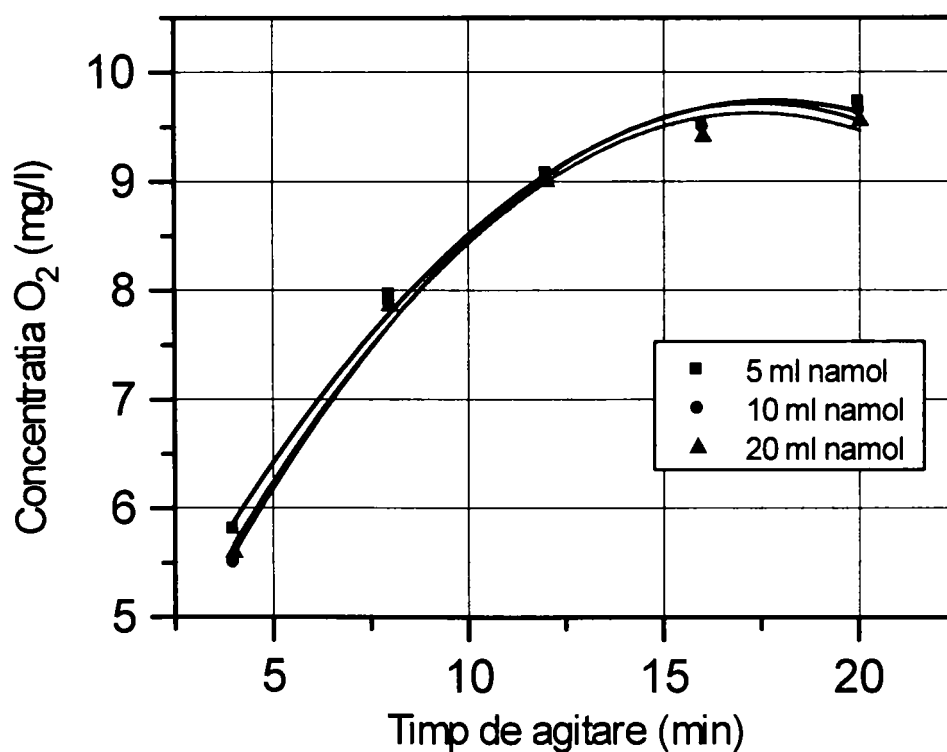


Figura 5.47. Dependenta concentratiei O<sub>2</sub> de timpul de agitare, la diferite doze de nămol, agitare lentă

Figurile 5.48, 5.49 și 5.50 prezintă dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timp, la diferite doze de nămol la agitare lentă.

Tabelul 5.19.

Timp, min	4	8	12	16	20
Fe <sub>(5 ml nămol)</sub>	4,50	4,40	3,67	2,16	0,76
Fe <sub>(10 ml nămol)</sub>	4,43	4,29	4,16	2,39	1,11
Fe <sub>(20 ml nămol)</sub>	4,02	3,70	2,94	1,83	0,74

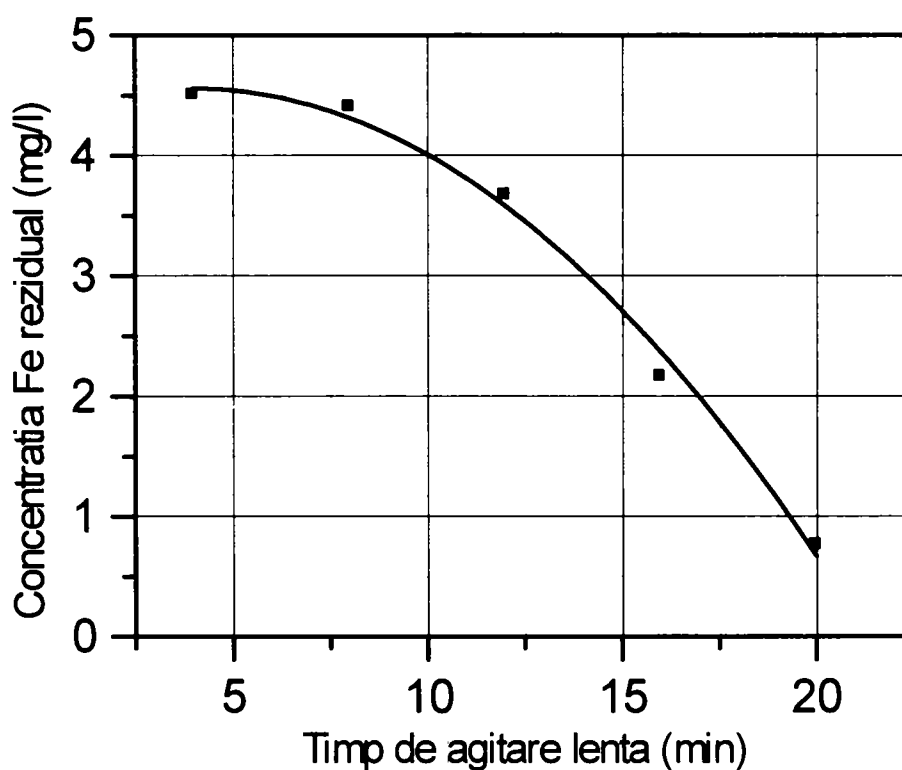


Figura 5.48. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 5 ml

Ecuția curbei este  $y = 4,3240 + 0,1191 x - 0,0150 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9966$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99321$ , iar deviația standard este  $SD = 0,18737$ .



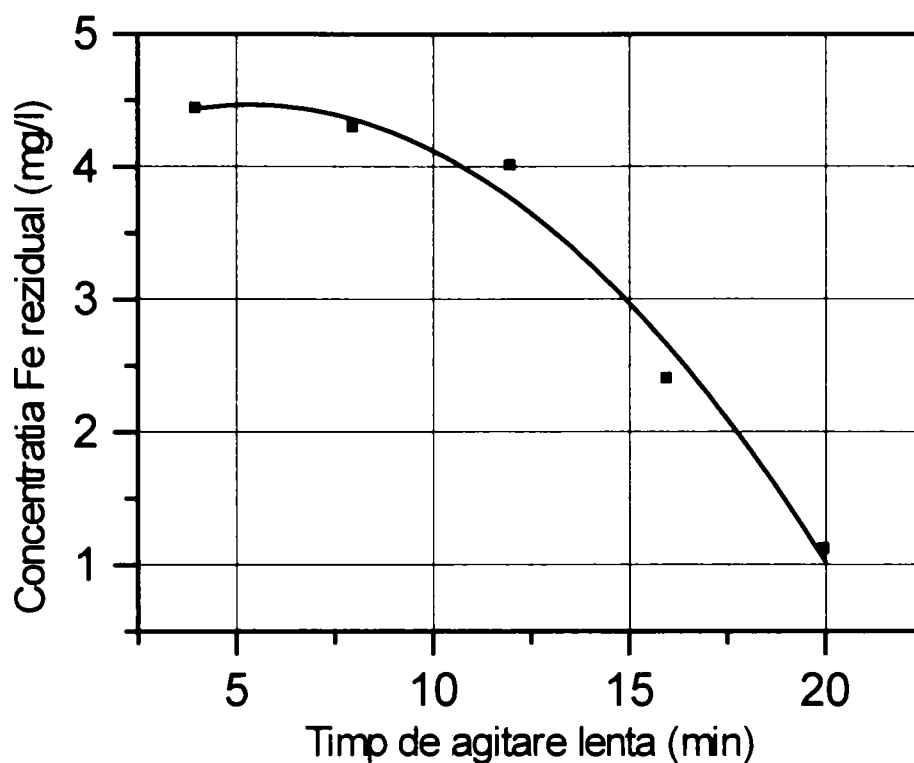


Figura 5.49. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = 4,0060 + 0,1722 x - 0,0160 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99179$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,98365$ , iar deviația standard este  $SD = 0,26139$ .

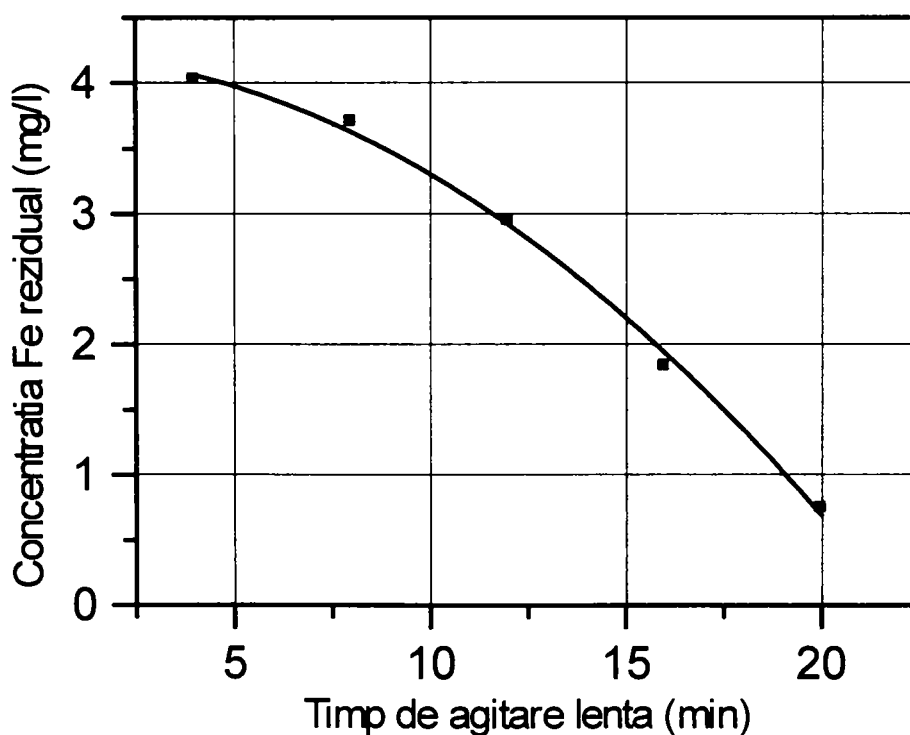


Figura 5.50. Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 4,2300 - 0,0082 x - 0,0084 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99849$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99698$ , iar deviația standard este  $SD = 0,10555$ .

Figura 5.51. prezintă comparativ dependența concentrației fierului rezidual de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat, la agitare lentă.

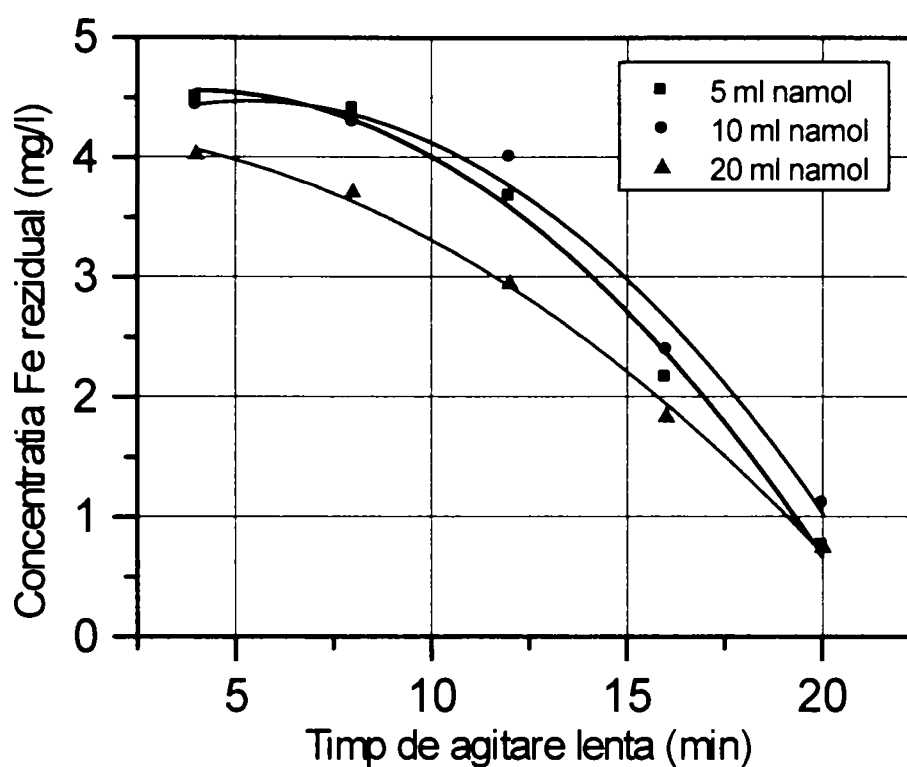


Figura 5.51. Dependența concentrației fierului rezidual de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat, la agitare lentă

Figurile 5.52, 5.53 și 5.54 prezintă dependența pH -ului în funcție de timp, la diferite doze de nămol, la agitare lentă.

Tabelul 5.20.

Timp, min	4	8	12	16	20
pH <sub>(5 ml nămol)</sub>	7,08	7,18	7,32	7,49	7,64
pH <sub>(10 ml nămol)</sub>	7,03	7,12	7,27	7,42	7,57
pH <sub>(20 ml nămol)</sub>	7,04	7,13	7,23	7,42	7,56

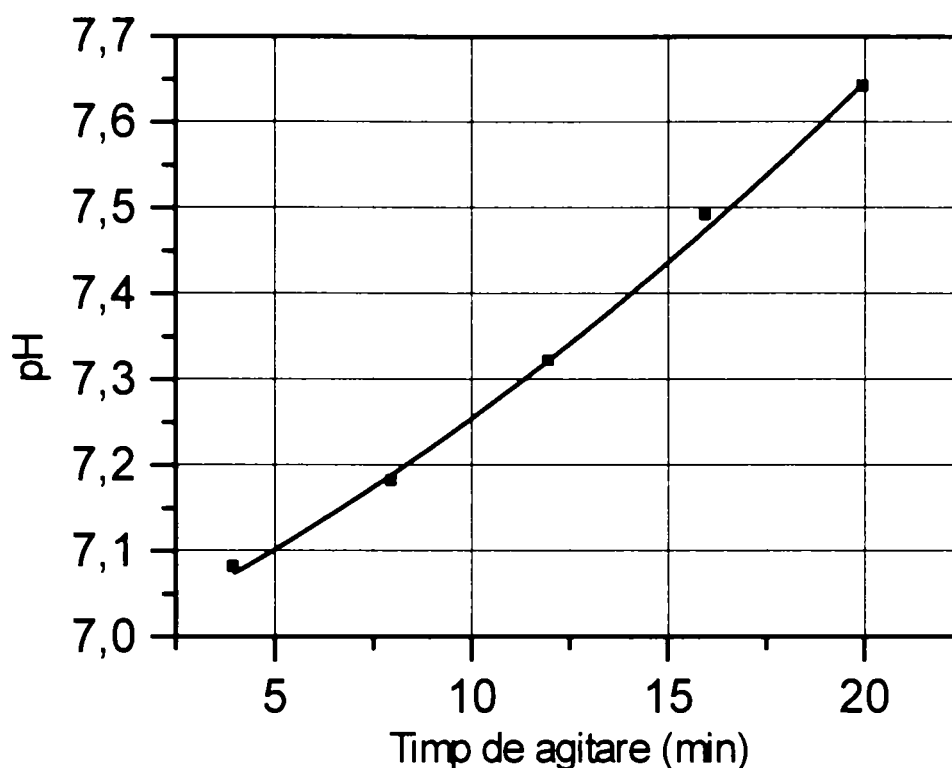


Figura 5.52. Dependenta pH -ului în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 5 ml

Ecuția curbei este  $y = 6,9780 + 0,0218 x + 5,80357 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99907$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99814$ , iar deviația standard este  $SD = 0,01384$ .

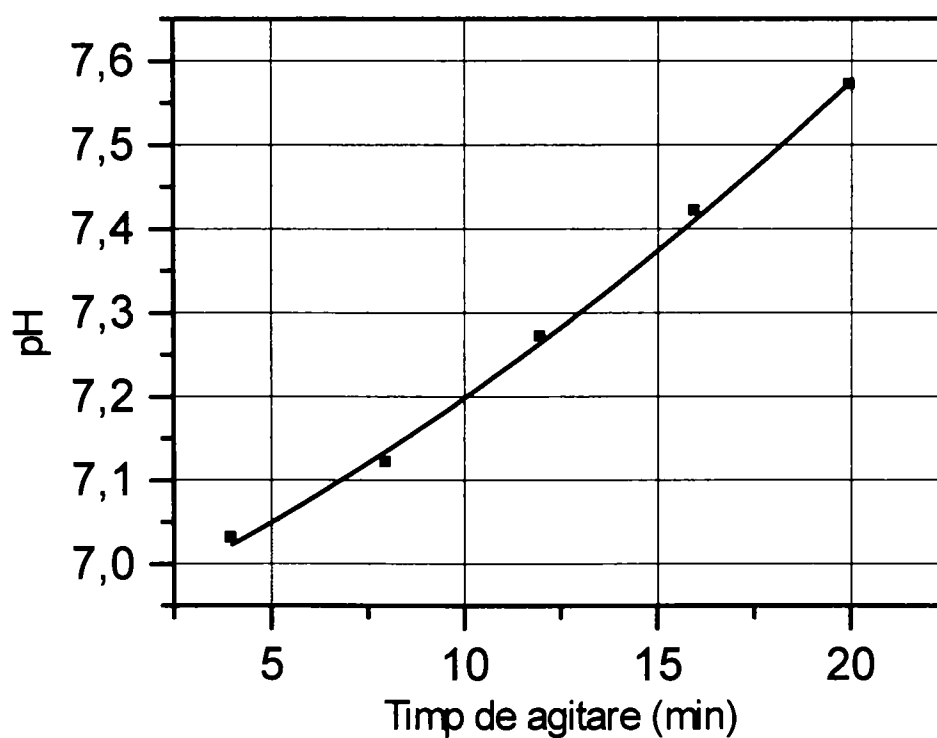


Figura 5.53. Dependenta pH -ului în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = 6,9280 + 0,0216 x + 5,35714 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99893$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99786$ , iar deviația standard este  $SD = 0,01434$ .

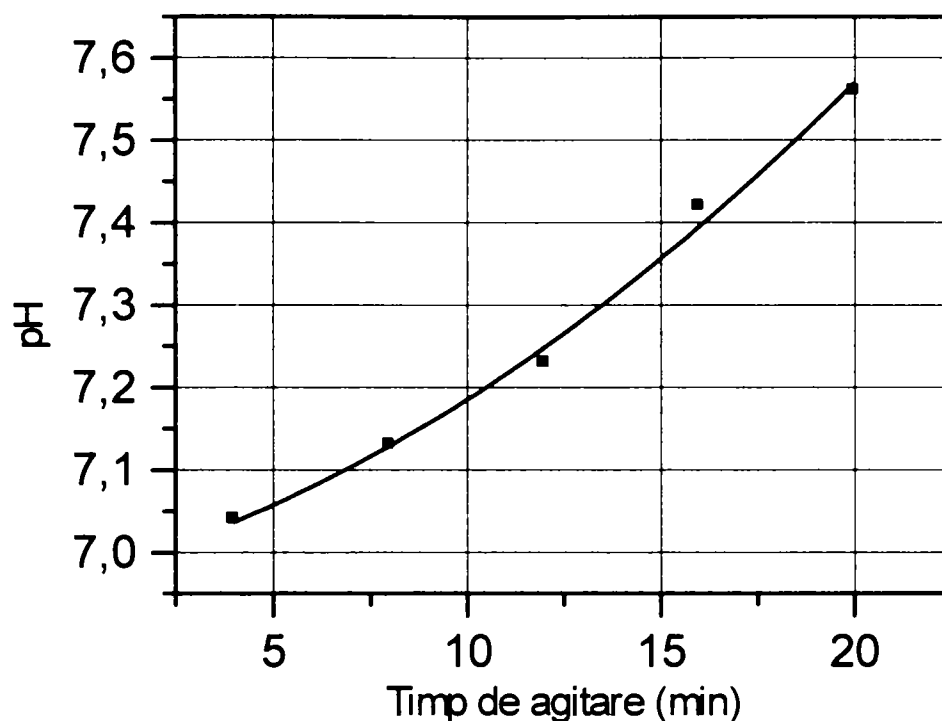


Figura 5.54. Dependenta pH -ului în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 6,9720 + 0,0128 x + 8,48214 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99708$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99418$ , iar deviația standard este  $SD = 0,02293$ .

Figura 5.55. prezintă comparativ dependenta pH -ului de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat, la agitare lentă.

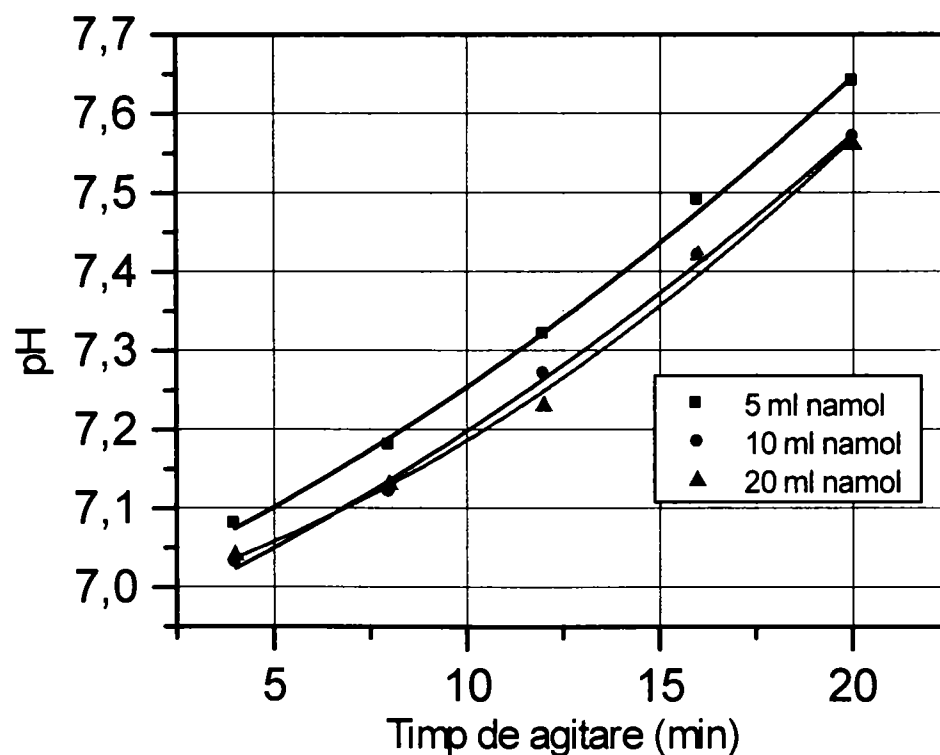


Figura 5.55. Dependenta pH-ului de timpul de agitare la diferite doze de nămol recirculat, la agitare lentă

Conform figurii pH-ul crește odată cu mărirea timpului de agitare.

Figurile 5.56, 5.57 și 5.58 prezintă dependența turbidității apei în funcție de timp, la diferite doze de nămol, la agitare lentă.

Tabelul 5.21.

Timp, min	4	8	12	16	20
Turbiditate, NTU (5 ml nămol)	8,02	8,37	8,67	13,14	17,7
Turbiditate, NTU (10 ml nămol)	8,53	8,55	10,12	14,66	18,4
Turbiditate, NTU (20 ml nămol)	12,77	13,28	15,62	19,4	24,4

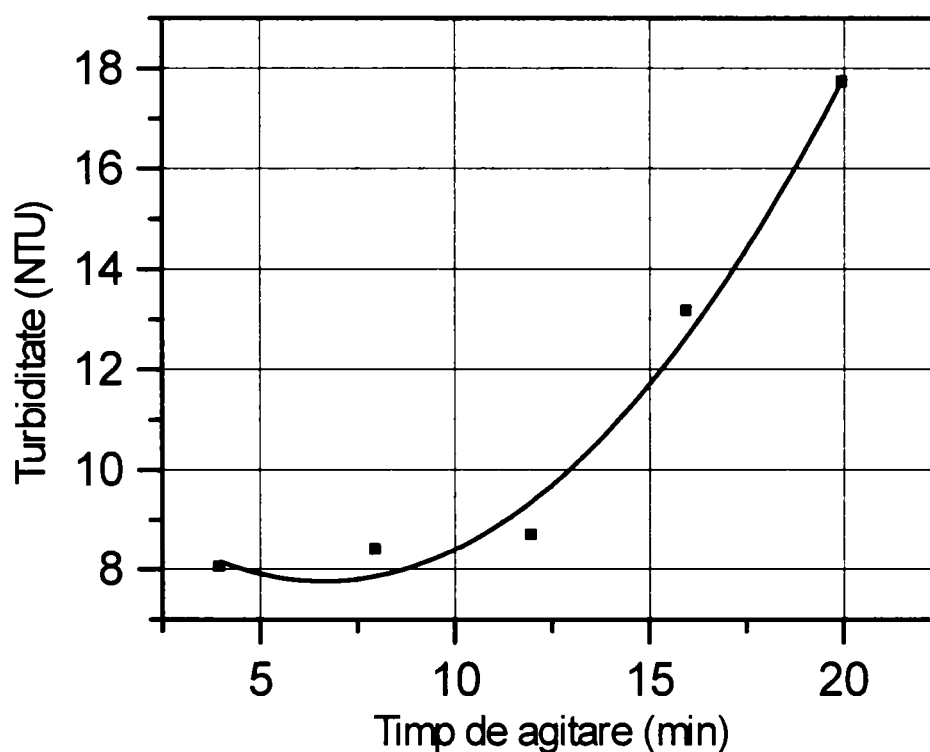


Figura 5.56. Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 5 ml

Ecuția curbei este  $y = 10,2360 - 0,7456 x + 0,0562 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99299$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,98602$ , iar deviația standard este  $SD = 0,70218$ .

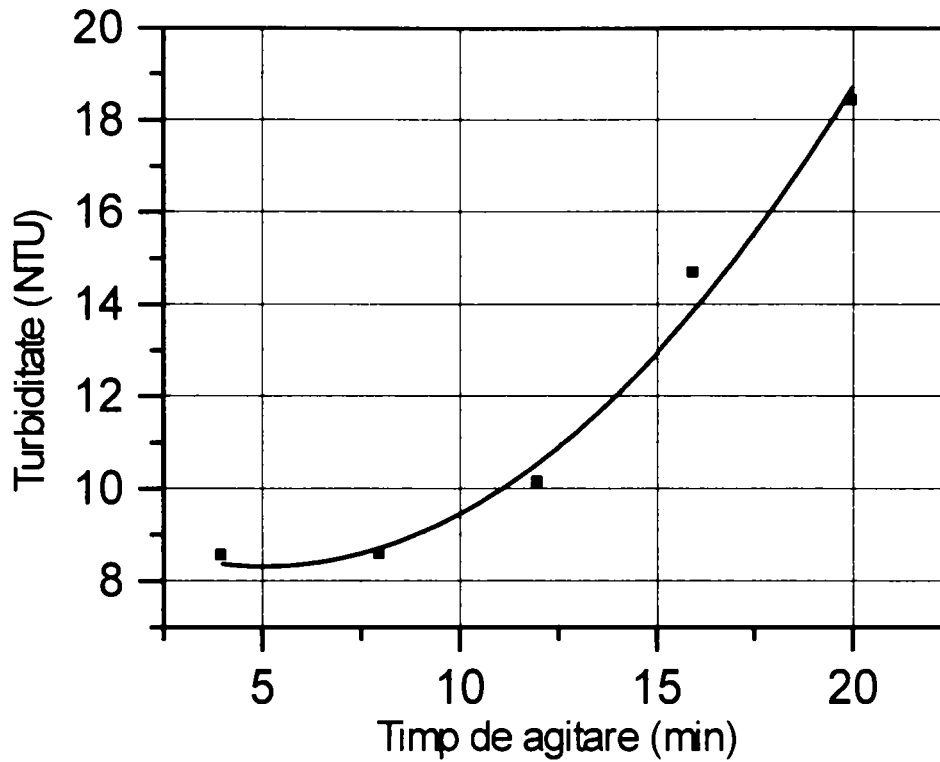


Figura 5.57. Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 10 ml

Ecuția curbei este  $y = 9,5020 - 0,4691 x + 0,0464 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99377$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,98759$ , iar deviația standard este  $SD = 0,68449$ .

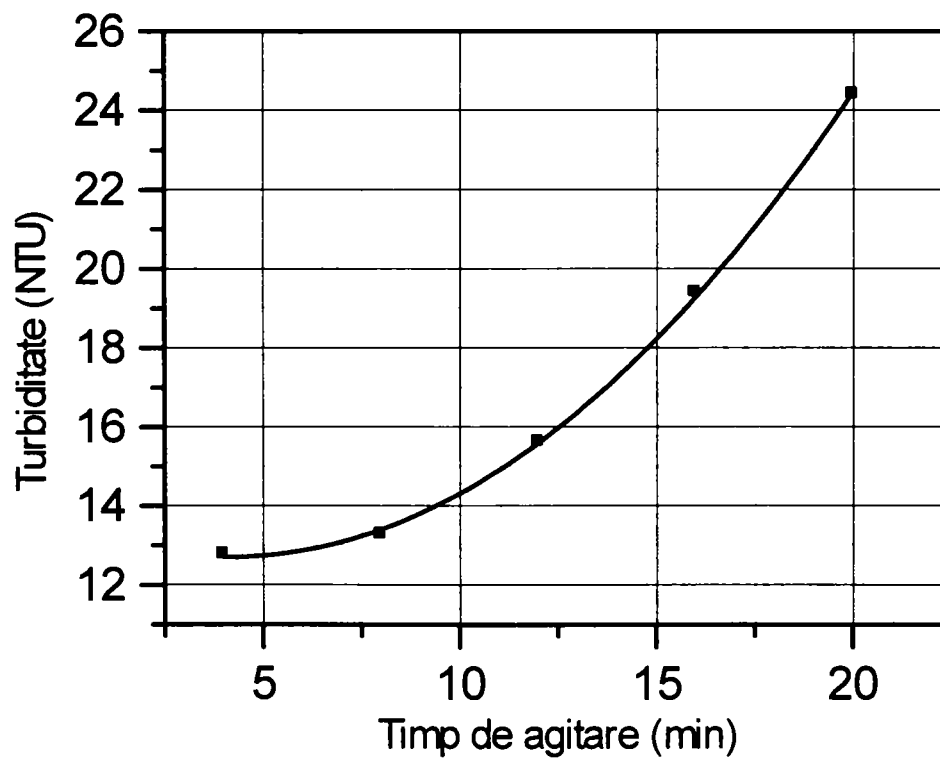


Figura 5.57. Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 20 ml

Ecuția curbei este  $y = 13,4900 - 0,3819 x + 0,0465 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9998$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9996$ , iar deviația standard este  $SD = 0,13715$ .

Figura 5.58. prezintă comparativ dependența turbidității apei de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat, la agitare lentă.

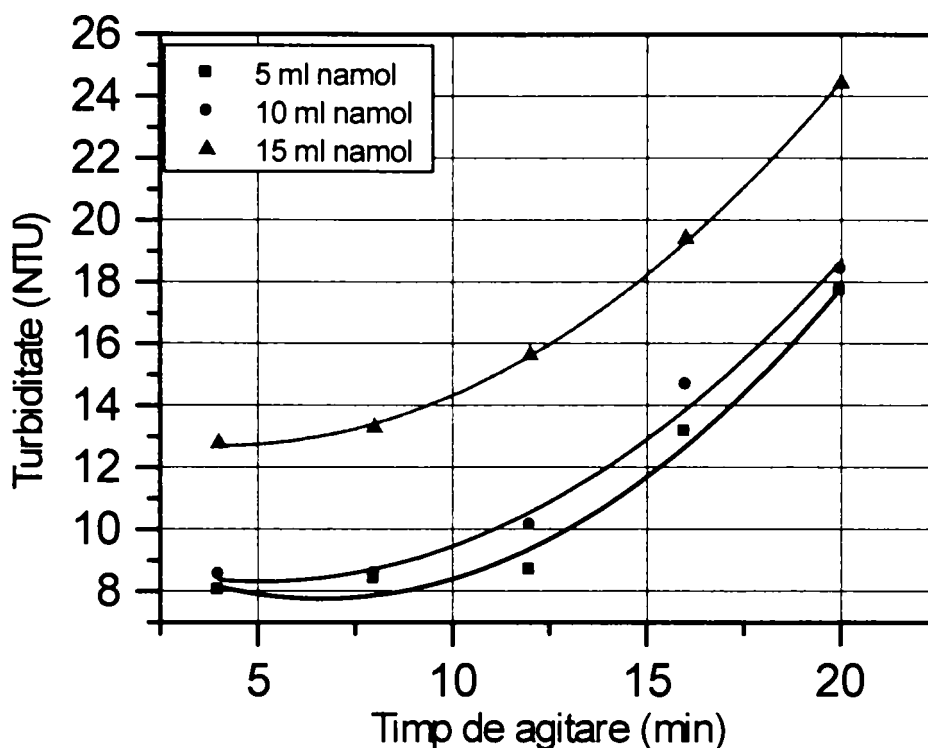


Figura 5.58. Dependența turbidității apei de timpul de agitare, la diferite doze de nămol recirculat, la agitare lentă

Din figura 5.58 se poate observa că turbiditatea crește odată cu mărirea dozei de nămol recirculat și cu creșterea timpului de agitare.

Pentru determinările experimentale legate de dezinfecția cu clor s-au analizat cele două metode de determinare a clorului din apă (colorimetrică și volumetrică) propuse de Standardul american a avantajelor și dezavantajelor utilizării celor două variante.

Din analiza modului de operare în cazul celor două metode (volumetrică și colorimetrică) rezultă următoarele avantaje pentru metoda colorimetrică:

- metoda colorimetrică necesită un volum mult mai mic de probă (10 ml față de 100 ml);

- metoda colorimetrică necesită un volum mai mic de reactivi.

Din punct de vedere al preciziei metoda volumetrică este mai precisă decât metoda colorimetrică și pentru simplu motiv că această metodă conduce la valori mai mari pentru clorul total față de clorul liber, chiar dacă aceste valori sunt apropiate.

Precizia și existența unui volum de probă suficient de mare au fost motivele pentru care s-a optat în cadrul determinărilor experimentale asupra metodei volumetrice.



Figura 5.59 prezintă curba de clorare pentru apa brută.

Tabelul 5.22.

Proba	Doza clor (mg/l)	Clor liber (mg/l)		Clor total (mg/l)	
		volumetric	colorimetric	volumetric	colorimetric
1	1	0	0	0	0
2	1,5	0	0	0	0
3	2	0	0,03	0	0,07
4	2,5	0	0,06	0	0,08
5	3	0	0,09	0,1	0,26
6	3,5	0	0,11	0,4	0,41
7	4	0,2	0,32	1,1	1,49
8	4,5	0,3	0,69	1,7	1,52
9	5	0,35	0,14	1,75	1,45
10	5,5	0,4	0,19	2	1,59
11	6	0,6	0,23	2,45	1,7
12	6,5	0,8	0,47	2,9	2,21
13	7	0,9	0,53	3,35	2,48
14	7,5	0,9	0,53	3,4	3,04
15	8	0,65	0,16	3,15	2,85
16	8,5	0,65	0,11	4	2,80

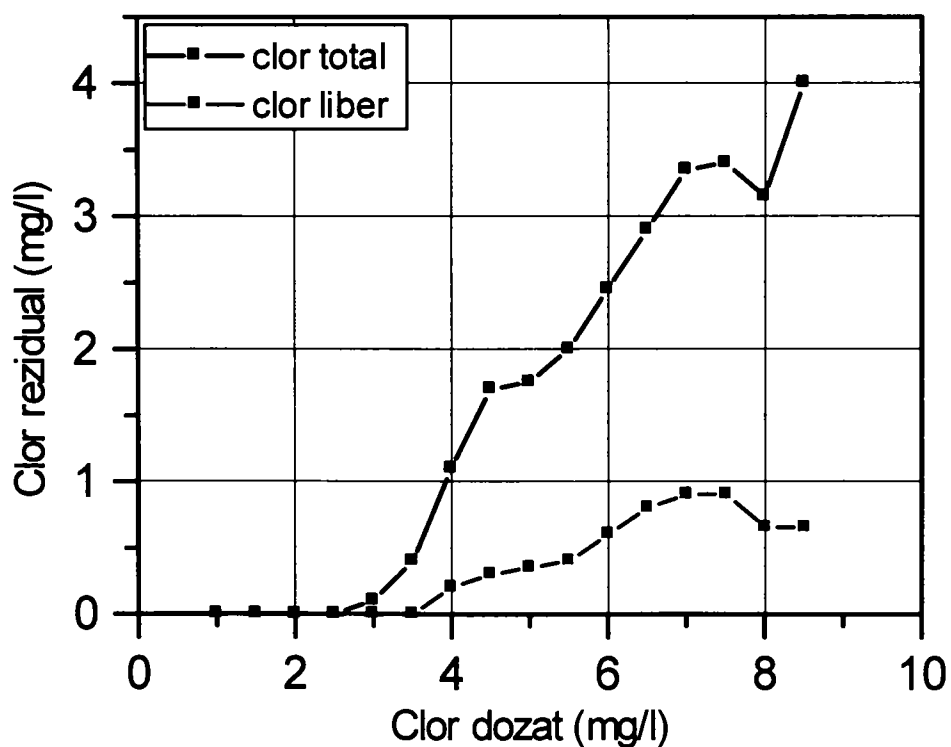


Figura 5.59. Curba de clorare pentru apa brută

Figura 5.60 prezintă curba de clorare pentru apa aerată.

Tabelul 5.23.

Proba	Doza clor (mg/l)	Clor liber (mg/l)	Clor total (mg/l)
		volumetric	volumetric
1	1	0	0
2	1,5	0	0,15
3	2	0	0,65
4	2,5	0,2	1,25
5	3	0,35	1,6
6	3,5	0,5	1,8
7	4	0,55	1,85
8	4,5	1,1	2,8
9	5	0,85	2,1
10	5,5	0,45	2,65
11	6	0,5	2,85
12	6,5	1	3,5
13	7	0,65	3,85
14	7,5	0,65	4,1
15	8	0,8	4,75
16	8,5	0,8	4,8

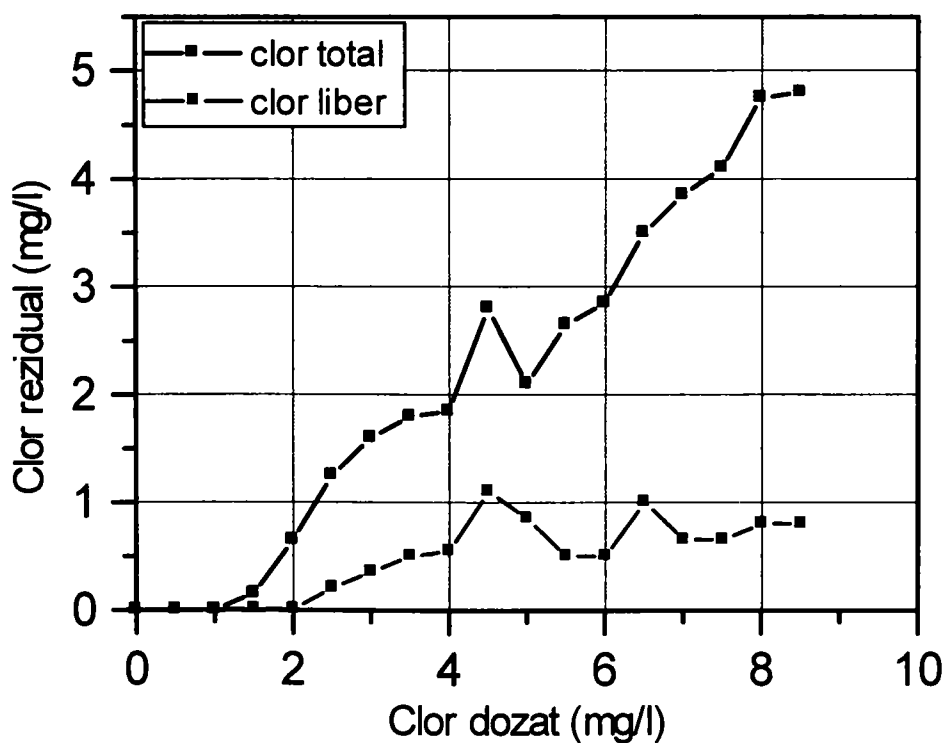


Figura 5.60. Curba de clorare pentru apa aerată

Figura 5.61 prezintă curba de clorare pentru apa filtrată (treapta I de filtrare, deferizare).

Tabelul 5.24.

Proba	Doza clor (mg/l)	Clor liber (mg/l)	Clor total (mg/l)
		volumetric	volumetric
1	1	0,35	0,9
2	1,5	0,35	1,1
3	2	0,35	1,4
4	2,5	0,35	1,7
5	3	0,65	2,25
6	3,5	0,65	2,55
7	4	0,85	2,95
8	4,5	0,6	2,65
9	5	0,75	3,35
10	5,5	0,8	3,5

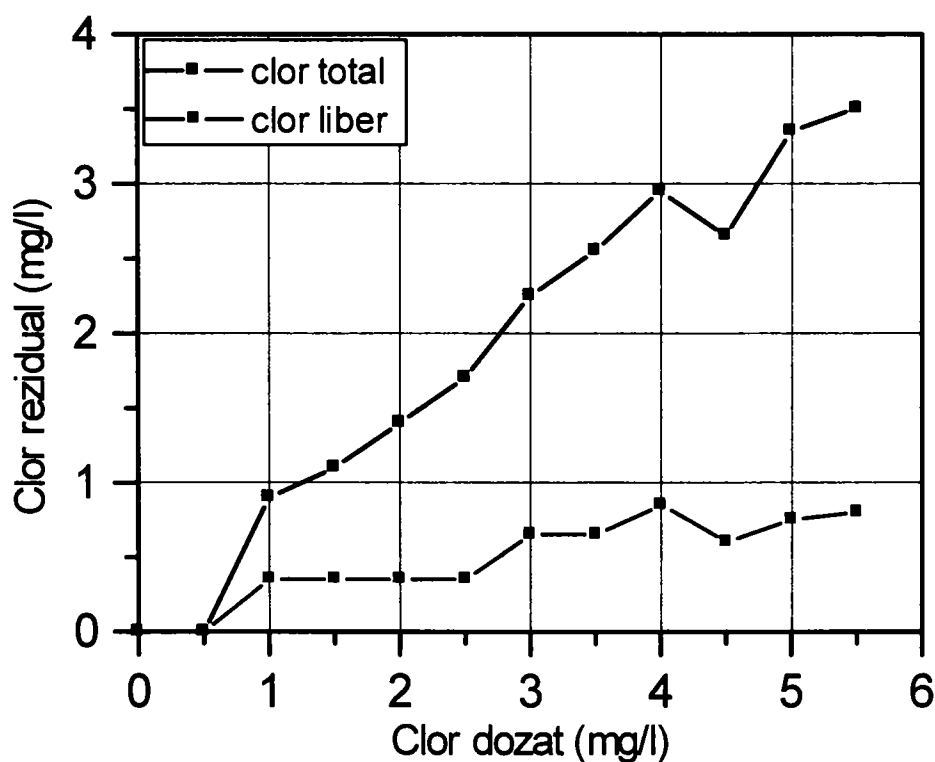


Figura 5.61. Curba de clorare pentru apa filtrată (treapta I de filtrare, deferizare)

Figura 5.62 prezintă curba de clorare pentru apa filtrată (treapta a II -a de filtrare, demanganizare).

Tabelul 5.25.

Proba	Doza clor (mg/l)	Clor liber (mg/l)	Clor total (mg/l)
		volumetric	volumetric
1	0,5	0,35	0,5
2	1	0,85	0,95
3	1,5	0,5	0,75
4	2	0,95	1,15
5	2,5	1,35	1,5
6	3	2	2,35

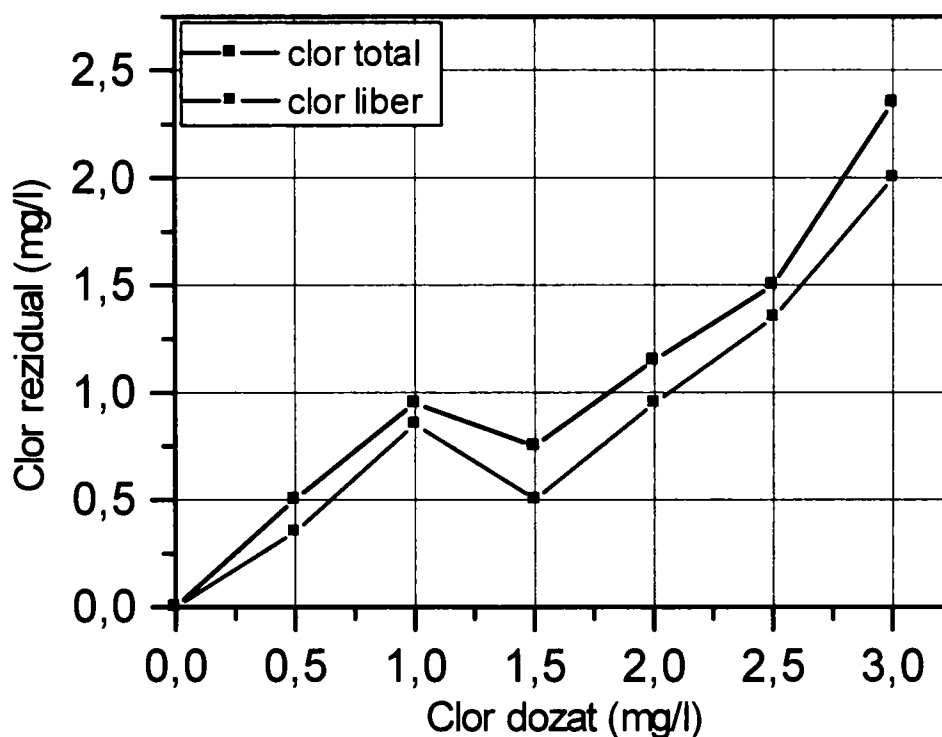


Figura 5.62. Curba de clorare pentru apa filtrată (treapta a II-a de filtrare, demanganizare)

Figura 5.63 prezintă comparativ curbele de clorare pentru apa brută, apa aerată, apa filtrare I (treapta a I-a de filtrare, deferizare) și apă filtrare II (treapta a II-a de filtrare, demanganizare).

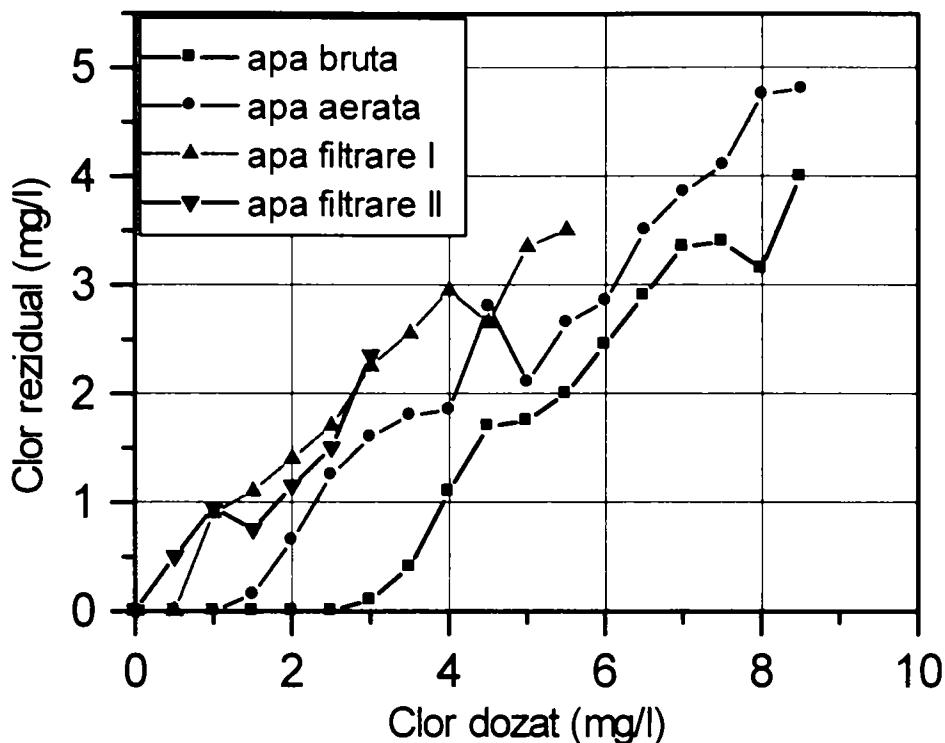


Figura 5.63. Curbele de clorare pentru apa brută, apa aerată, apă filtrare I și apă filtrare II

Din analiza tabelelor și graficelor rezultă un consum imediat de clor de circa 2,5 mg/l în cazul apei brute care se reduce la 1 mg/l în cazul apei aerate, indicând că după aerare nu toți reducătorii sunt oxidați. În cazul apei rezultate după filtrare I și cu atât mai mult după filtrare II consumul imediat de clor este practic nul.

Fiecare din aceste curbe după cum se vede din figura 5.63 prezintă un minim a clorului total pe care l-am atribuit break-pointului, deși acest minim corespunde unei valori mari a clorului total ceea ce poate fi explicat numai dacă se ia în considerare pasul relativ mare de dozare a clorului în special în vecinătatea acestuia.

Din figură rezultă că clorul dozat corespunzător break-pointului apei brute și apei aerate scade cu 3 mg/l după aerare, valoare care corespunde consumului imediat de clor a apei brute dar nu și diferenței dintre consumul imediat de clor a apei brute și apei aerate. Aceasta se poate datora fie inexactității valorii determinate pentru consumul imediat al apei aerate, fie modificării valorii break-pointului ca urmare a creșterii pH-ului la aerare.

Break-pointul apei filtrate I este apropiat celui corespunzător apei aerate. Observația sugerează ideea unei slabe modificări a concentrației consumatorilor de clor liber ca urmare a acestei operații.

Valoarea corespunzătoare break-pointului apei filtrate treapta a II – a este însă mult mai mică, cu circa 3 mg de clor, decât a apei filtrate treapta I, în această operație având loc o reducere substanțială a consumatorilor de clor.

Conform celor prezentate în prima parte a subcapitolului (tabelul 5.1) scăderea valorii corespunzătoare a break-pointului în acest caz poate fi asociată scăderii conținutului de oxigen, respectiv nitrificării  $\text{NH}_4^+$ .

## CONCLUZII

1. Eliminarea fierului și manganului are loc practic pe filtre.
2. Un factor limitativ al procesului de demanganizare îl constituie conținutul de  $\text{NH}_3$  din apa brută, compus care concurează reacția de oxidare a manganului, reducând potențialul redox prin consumul oxigenului. Nu este indicat un conținut mai mare de 1 mg/l  $\text{NH}_3$  în condițiile actualei tehnologii.
3. Oxidarea și precipitarea manganului au loc practic după separarea fierului, condiții în care se poate îmbunătăți procesul de demanganizare prin mărirea vitezei de deferizare.
4. Prin recircularea apelor de spălare care conțin  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  se poate accelera procesul de deferizare în anumite condiții, particulele de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  constituie în prima fază centrii de cristalizare, explicația fiind dată de forța motrice ridicată și precipitatul deja format.
5. Mărind viteza de deferizare prin recircularea suspensiilor se asigură un timp mai mare de oxidare pentru mangan, ceea ce face ca în aceste condiții aerarea să fie eficientă și pentru îndepărtarea manganului.
6. Un consum imediat de clor de circa 2,5 mg/l în cazul apei brute care se reduce la 1 mg/l în cazul apei aerate, indicând că după aerare nu toți reducătorii sunt oxidați
7. Clorul dozat corespunzător break-pointului apei brute și apei aerate scade cu 3 mg/l după aerare, valoare care corespunde consumului imediat de clor a apei brute dar nu și diferenței dintre consumul imediat de clor a apei brute și apei aerate.
8. Break-pointul apei filtrate I este apropiat celui corespunzător apei aerate. Observația sugerează ideea unei slabe modificări a concentrației consumatorilor de clor liber ca urmare a acestei operații
9. Valoarea break-pointului apei filtrate treapta a II – a este însă mult mai mică cu circa 3 mg de clor decât a apei filtrate treapta I, în această operație având loc o reducere substanțială a consumatorilor de clor, scăderea valorii corespunzătoare a break-pointului în acest caz poate fi asociată scăderii conținutului de oxigen, respectiv nitrificării  $\text{NH}_4^+$ .

### 5.3. Interpretarea și prelucrarea matematică a determinărilor experimentale efectuate pentru apa de suprafață

În cadrul determinărilor experimentale efectuate pentru apa de suprafață s-au urmărit:

- punctul din flux în care se recirculă apele de spălare și limpezire a filtrelor și decantoarelor
- efectul recirculării acestora asupra procesului de coagulare
- efectul recirculării asupra unor caracteristici ale apei decantate
- stabilirea formelor aluminiului rezidual din apa de Bega și apa potabilă
- influența preclorării și postclorării asupra consumului și necesarului de clor
- influența preclorării asupra procesului de coagulare
- variația clorului pe fluxul tehnologic de potabilizare a apei de suprafață în funcție de metoda de analiză
- pierderea de clor pe diferitele operații ale Jar-Testului
- influența dozei de coagulant asupra concentrației trihalometanilor.

La prelucrarea și interpretarea rezultatelor s-a trasat curba de coagulare și pe baza ei s-au stabilit parametrii caracteristici: turbiditate la doză zero ( $T_0$ ), turbiditate critică ( $T_C$ ), doza critică ( $D_C$ ) și turbiditatea limită ( $T_L$ ).

În figura 5.64 este reprezentată curba de coagulare a suspensiilor din apa de Bega folosind doar sulfat de aluminiu. Datele experimentale care au stat la baza trasării curbei de coagulare sunt prezentate în tabelul 5.26.

Tabelul 5.26.

Proba	1	2	3	4	5	6
ml SA	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1
Doză SA (mg/l)	0	2,65	5,3	7,95	10,6	13,25
Note						
5'	0	0	0	0	-1	1
10'	0	0	0	1	2	3
15'	0	0	1	2	3	3+
20'	0	0	1	3	3+	4
T (NTU)	11,55	11,35	3,13	1,91	1,11	1,08



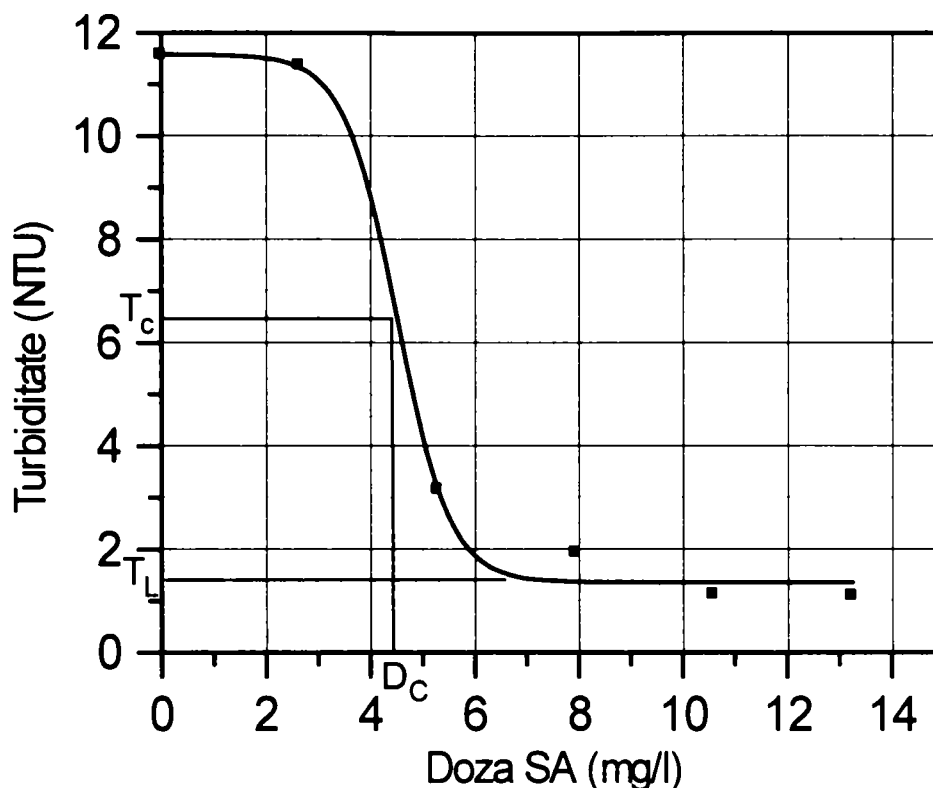


Figura 5.64. Curba de coagulare a suspensiilor din apa de Bega numai cu sulfat de aluminiu

Ecuția curbei este de tip:  $y = 1,3605 + 10,2145 / (1 + e^{(x - 4,5126) / 0,5055})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99658$ .

Doza critică de coagulant (sulfat de aluminiu) s-a determinat folosind derivata I (corespunde punctului în care derivata I prezintă un minim).

În figura 5.65 este prezentată curba de coagulare a suspensiilor din apă folosind sulfat de aluminiu și nămol. Datele care au stat la baza trasării curbei de coagulare sunt prezentate în tabelul 5.27.

Tabelul 5.27.

Proba	1	2	3	4	5	6
ml SA	0	0,2	0,4	0,6	0,8	1
Doză SA (mg/l)	0	1,33	2,65	3,98	5,3	6,63
Doză nămol (mg/l)	172,5					
Note						
5'	0	0	0	1	1	1+
10'	0	1	1	2	2	2+
15'	0	1	1	2+	3	3+
20'	0	1+	2	2+	3+	3+
T (NTU)	8,85	7,49	4,54	3,03	1,63	1,3

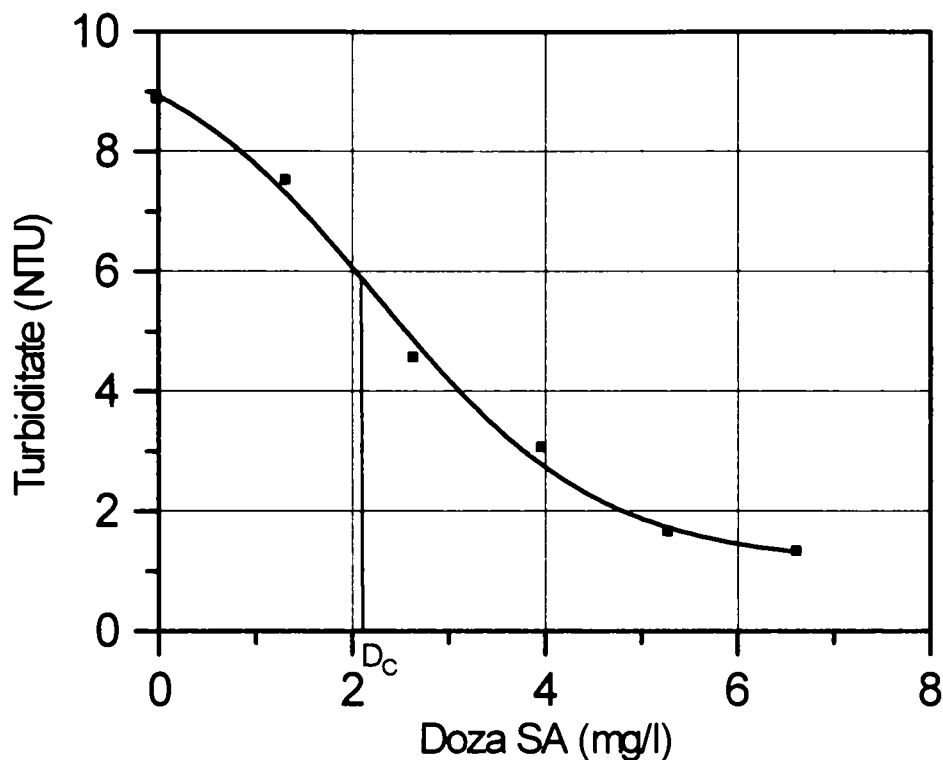


Figura 5.65. Curba de coagulare a suspensiilor din apă folosind sulfat de aluminiu și nămol

Ecuția curbei este de tip:  $y = 1,1266 + 8,8916 / (1 + e^{(x - 2,2626) / 1,1511})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99554$ .

Doza critică s-a determinat folosind de asemenea derivata I.

Figura 5.66, prezintă comparativ curbele de coagulare cu și fără adaos de nămol de la spălarea decantoarelor, doza de nămol fiind de 172,5 mg SU/l. Conform figurii se constată că la adaosul de nămol scade  $T_0$ ,  $D_C$ ,  $T_C$  și în mai mică măsură  $T_L$ . Doza critică  $D_C$  dată de punctul de inflexiune scade în acest caz aproape la jumătate indicând într-un fel aceeași scădere a dozei necesare de coagulant. Această afirmație este confirmată și din datele tabelor 5.26 și 2.27.

Astfel comparând datele din tabelele 5.26 și 5.27 rezultă că turbidități finale apropiate se obțin la o doză de 10,6 mg SA/l, respectiv 6,63 mg SA/l în cazul recirculării nămolului. Conform celor două tabele la o doză dată de 5,3 mg SA/l, floculele, în condiții standard de efectuare a Jar-Test-ului, cresc semnificativ, în cazul adaosului de nămol, la același timp de agitare lentă îmbunătățindu-se prin aceasta evident viteza de sedimentare.

$T_C$  scade aproximativ cu același procent cu care scade și  $T_0$ . Turbiditatea limită  $T_L$  are o valoare mai mică chiar la o doză de coagulant mult mai mică decât doza corespunzătoare apei fără nămol.

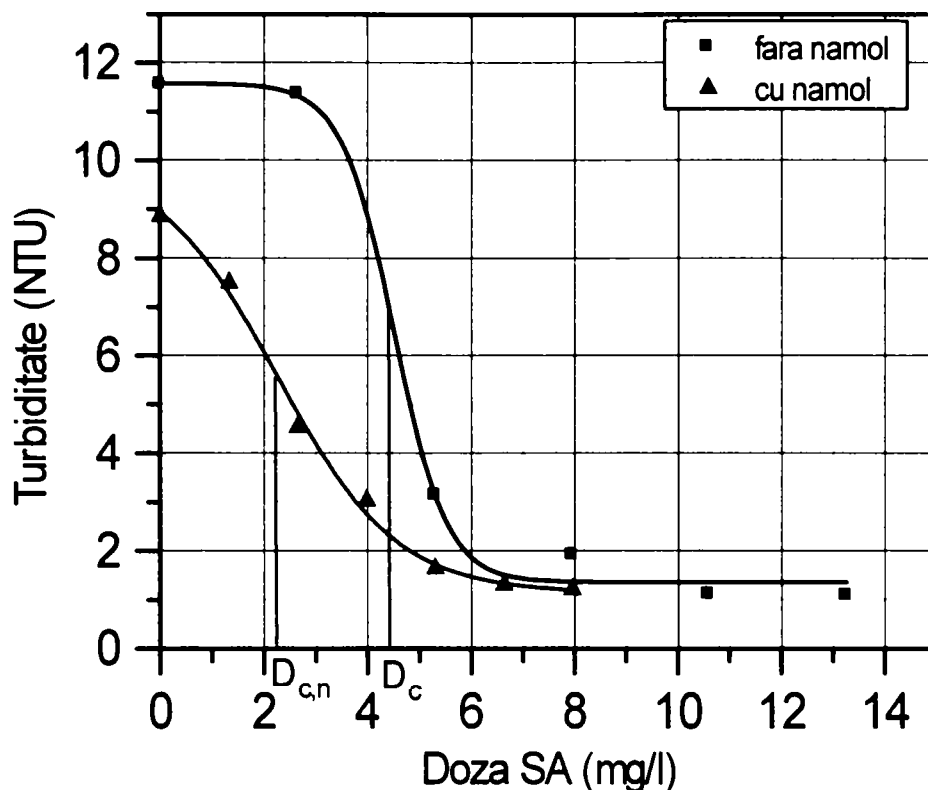


Figura 5.66. Curbele de coagulare a suspensiilor din apă (cu și fără adaos de nămol)

Un parametru important al metodei Jar-Test și a procesului de coagulare îl reprezintă timpul de agitare lentă - floclare. [105] Pentru a stabili natura efectului adaosului de nămol asupra coagulării s-a urmărit prin metoda Jar-Test influența timpului de agitare și dozei de nămol asupra  $T_L$  la o doză de coagulant de 9,28 mg SA/l.

Figurile 5.67, 5.68, 5.69, 5.70, 5.71 prezintă dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la diferite doze de nămol (provenit de la decantoare).

Tabelul 5.28.

Proba	1	2	3	4	5
Doză SA (mg/l)	9,28	9,28	9,28	9,28	9,28
Doză nămol (mg/l)	0	0	0	0	0
Note					
5'	-	0	0	0	0
10'	-	-	1	1	1
15'	-	-	-	2	2
20'	-	-	-	-	3
Timp de agitare lentă (min)	0	5	10	15	20
T (NTU)	11,55	10,4	3,07	2,32	1,41

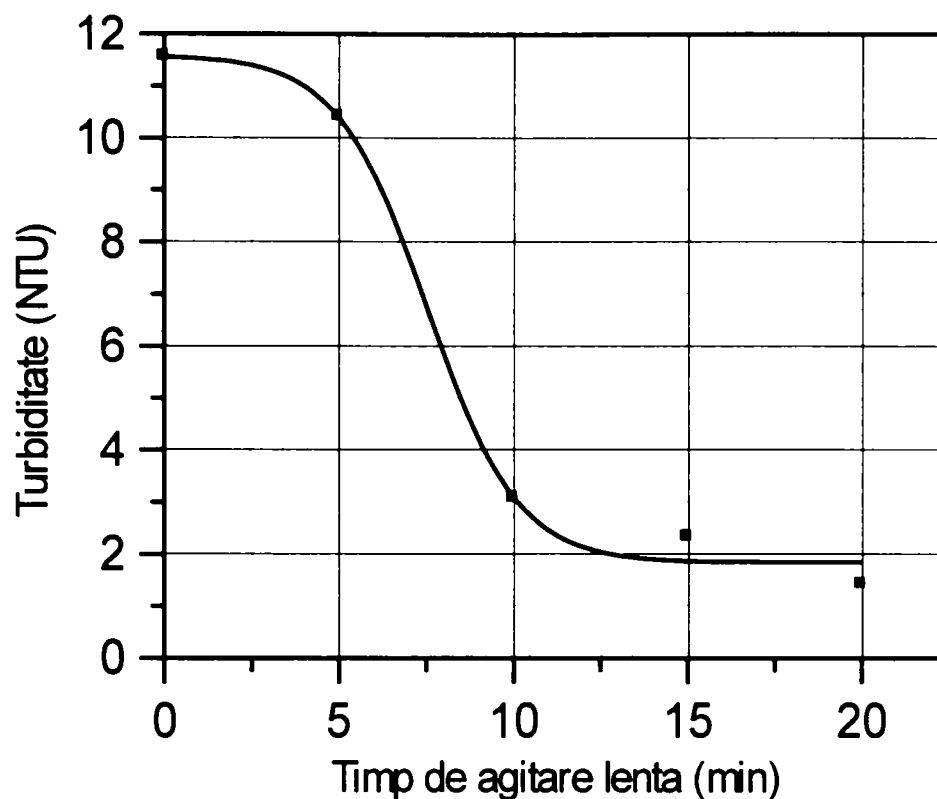


Figura 5.67. Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză zero de nămol

Ecuția curbei este de tip:  $y = 1,8289 + 9,7852 / (1 + e^{(x - 7,3177) / 1,4124})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99577$ .

Tabelul 5.29.

Proba	1	2	3	4	5
Doză SA (mg/l)	9,28	9,28	9,28	9,28	9,28
Doză nămol (mg/l)	86,25	86,25	86,25	86,25	86,25
Note					
5'	-	2	2	2	2
10'	-	-	2+	2+	2+
15'	-	-	-	3	3
20'	-	-	-	-	3+
Timp de agitare lentă (min)	0	5	10	15	20
T (NTU)	10,86	7,25	2,74	1,4	1,25

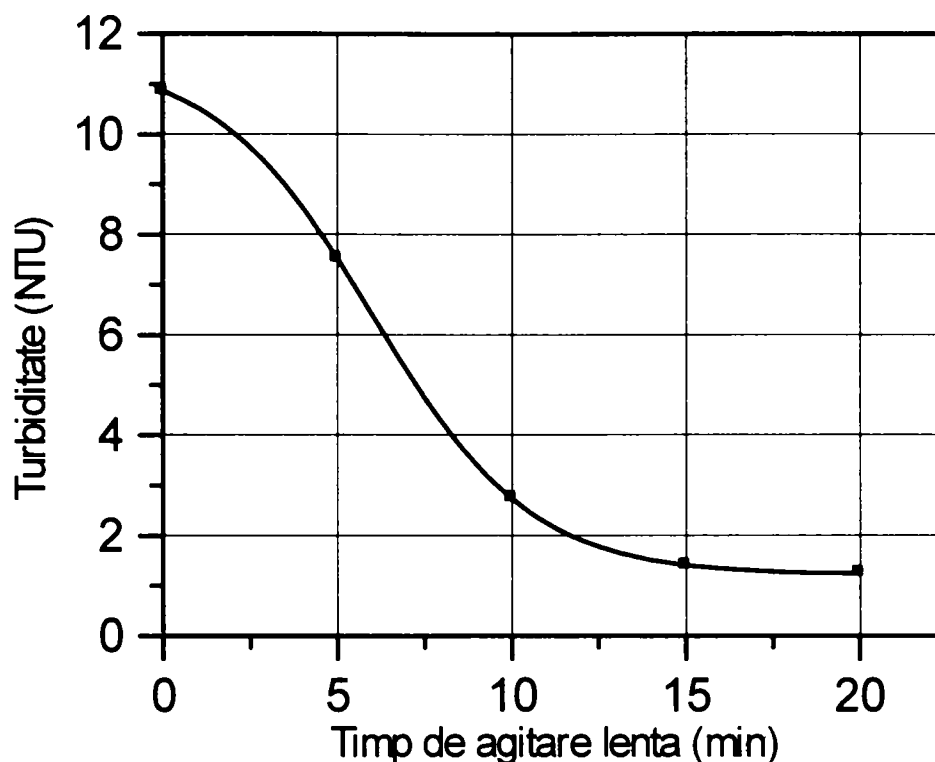


Figura 5.68. Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză de nămol de 86,25 mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 1,2029 + 10,5687 / (1 + e^{(x - 5,7047) / 2,4179})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99998$ .

Tabelul 5.30.

Proba	1	2	3	4	5
Doză SA (mg/l)	9,28	9,28	9,28	9,28	9,28
Doză nămol (mg/l)	172,5	172,5	172,5	172,5	172,5
Note					
5'	-	2	2	2	2
10'	-	-	2+	2+	2+
15'	-	-	-	3	3
20'	-	-	-	-	3+
Timp de agitare lentă (min)	0	5	10	15	20
T (NTU)	9,57	5,51	2,29	1,12	0,9

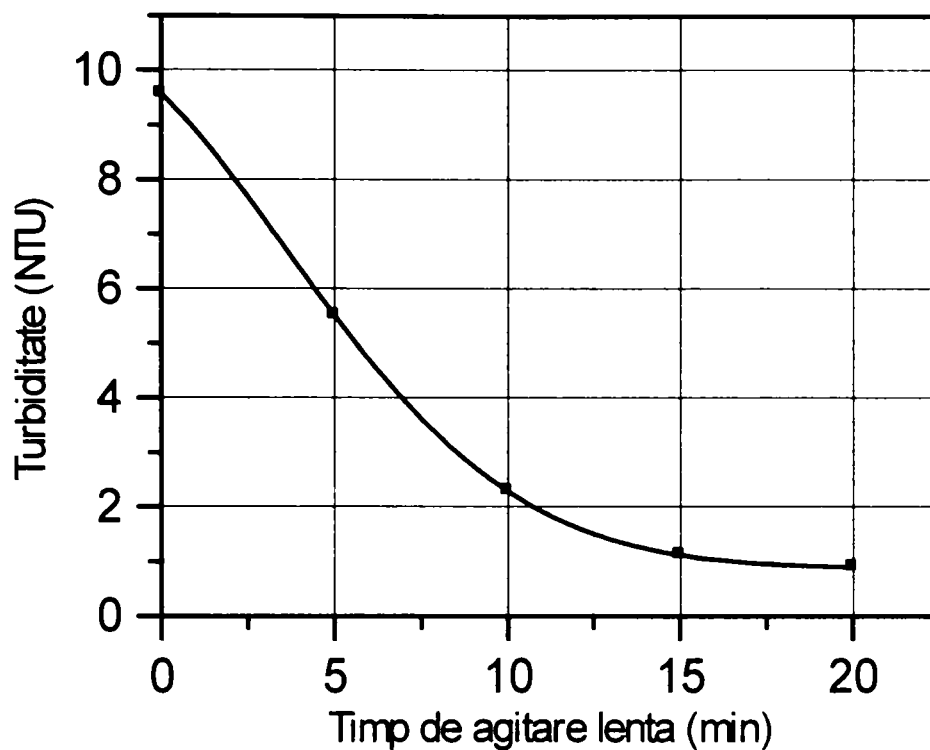


Figura 5.69. Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză de nămol de 172,5 mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 0,8061 + 11,3701 / (1 + e^{(x - 3.8864) / 3.2057})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99997$ .

Tabelul 5.31.

Proba	1	2	3	4	5
Doză SA (mg/l)	9,28	9,28	9,28	9,28	9,28
Doză nămol (mg/l)	258,75	258,75	258,75	258,75	258,75
Note					
5'	-	2	2	2	2
10'	-	-	2+	2+	2+
15'	-	-	-	3	3
20'	-	-	-	-	3+
Timp de agitare lentă (min)	0	5	10	15	20
T (NTU)	7,63	5,06	2,1	0,88	0,58

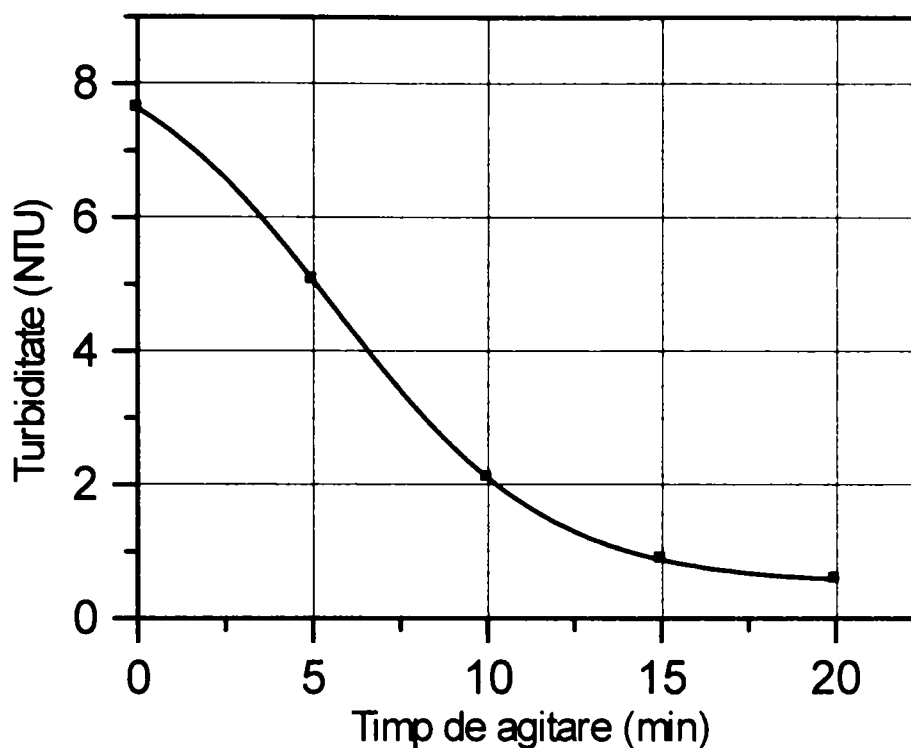


Figura 5.70. Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză de nămol de 258,75 mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 0,5087 + 8,2464 / (1 + e^{(x - 5,6352) / 3,0537})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99999$ .

Tabelul 5.32.

Proba	1	2	3	4	5
Doză SA (mg/l)	9,28	9,28	9,28	9,28	9,28
Doză nămol (mg/l)	345	345	345	345	345
Note					
5'	-	2	2	2	2
10'	-	-	2	2	2+
15'	-	-	-	3	3
20'	-	-	-	-	3+
Timp de agitare lentă (min)	0	5	10	15	20
T (NTU)	5,95	4,98	2	0,77	0,55



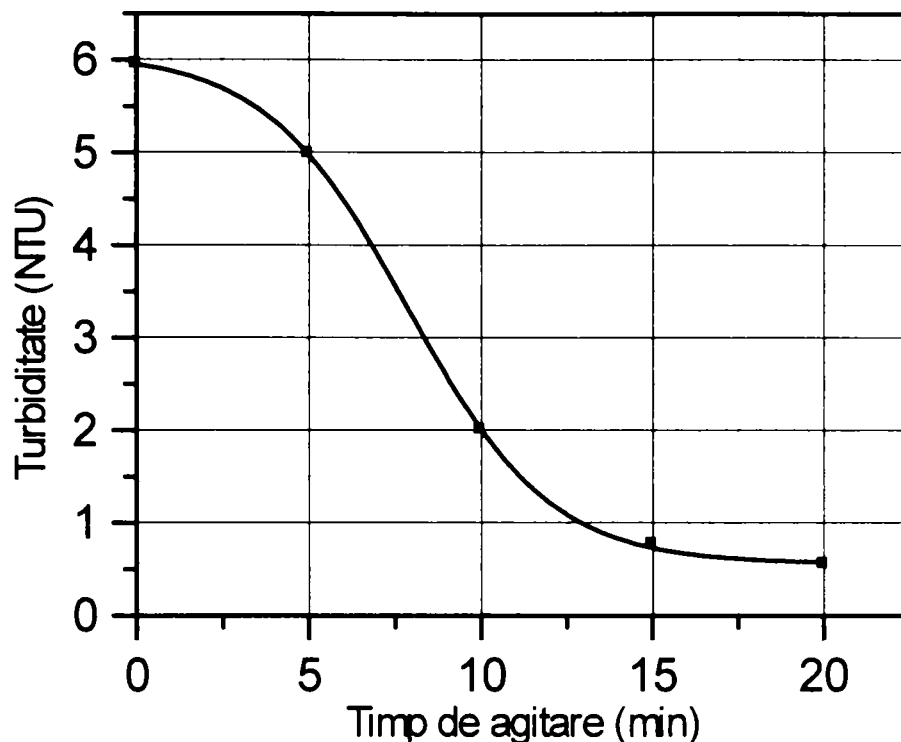


Figura 5.71. Dependenta turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză de nămol de 345 mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 0,5640 + 5,5093 / (1 + e^{(x - 7,8669) / 2,0653})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99990$

În figura 5.72 sunt prezentate comparativ dependențele dintre turbiditate și timpul de agitare lentă la cele 5 doze de nămol.

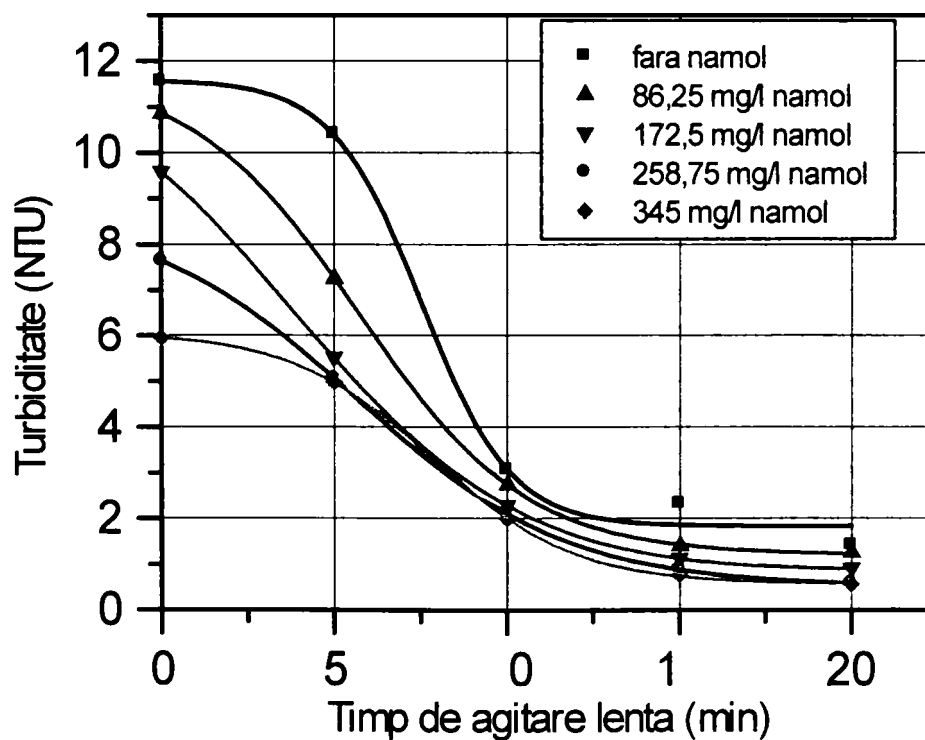


Figura 5.72. Dependenta turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la diferite doze de nămol

Conform figurii  $T_0$ ,  $T_L$  scad la aceeași doză de coagulant odată cu creșterea dozei de nămol indiferent de timpul de agitare lentă. Curbele au o alură asemănătoare prezentând un punct de inflexiune la un timp de agitare lentă aproximativ același pentru toate cazurile. În mod analog s-a definit timpul corespunzător acestui punct ca și timp critic ( $t_c$ ), el corespunzând vitezei maxime de variație a turbidității cu timpul de agitare lentă. Timpul critic  $t_c$ , aproximativ constant, indică faptul că adaosul de nămol și creșterea adaosului nu influențează timpul necesar agitării lente - floclării spre deosebire de alte condiții, de exemplu utilizarea coagulanților prehidrolizați. [116] Cu toate acestea recircularea nămolului este foarte benefică în privința reducerii dozei de coagulant mai ales la temperaturi scăzute.

În figura 5.73 este prezentată dependența turbidității de cantitatea de substanță uscată recirculată la diferiți timpi de agitare.

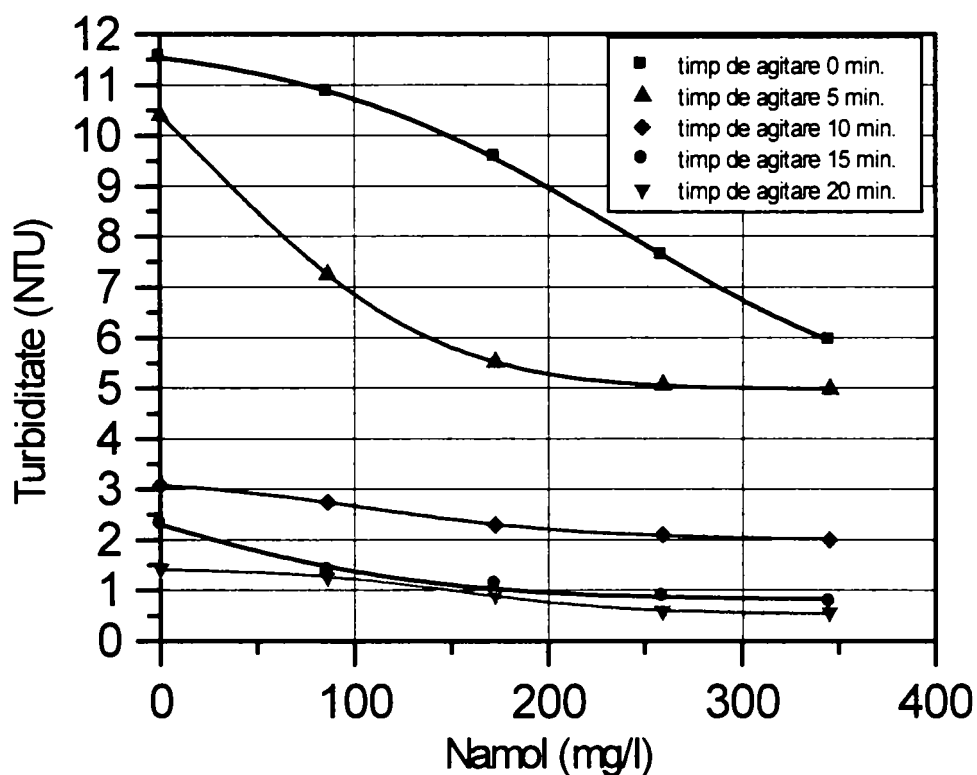


Figura 5.73. Dependența turbidității apei în funcție de doza de nămol la diferiți timpi de agitare lentă

Din figură rezultă că  $T_L$  scade cu creșterea dozei de nămol. Această scădere este semnificativă până la circa 200 mg SU/l. Influența timpului de agitare lentă asupra calității apei decantate este deosebit de pregnantă indiferent de doza de nămol până la valori ale acestuia de 15 minute, valoare la care corespunde cu bună aproximație dublului  $t_c$ . Această observație conferă o utilitate practică acestui parametru definit.

Dependențele turbidităților inițiale și finale, la doză de coagulant zero, de cantitatea de nămol (de la decantoare) recirculată sunt prezentate în figurile 5.74 și 5.75.

Tabelul 5.33.

Proba	1	2	3	4	5	6
Nămol (mg/l)	0	86,25	172,5	258,75	345	431,25
$T_i$ (NTU)	11,28	88,6	162,5	265	365	502
$T_f$ (NTU)	11,60	10,86	9,57	7,63	5,95	4,85

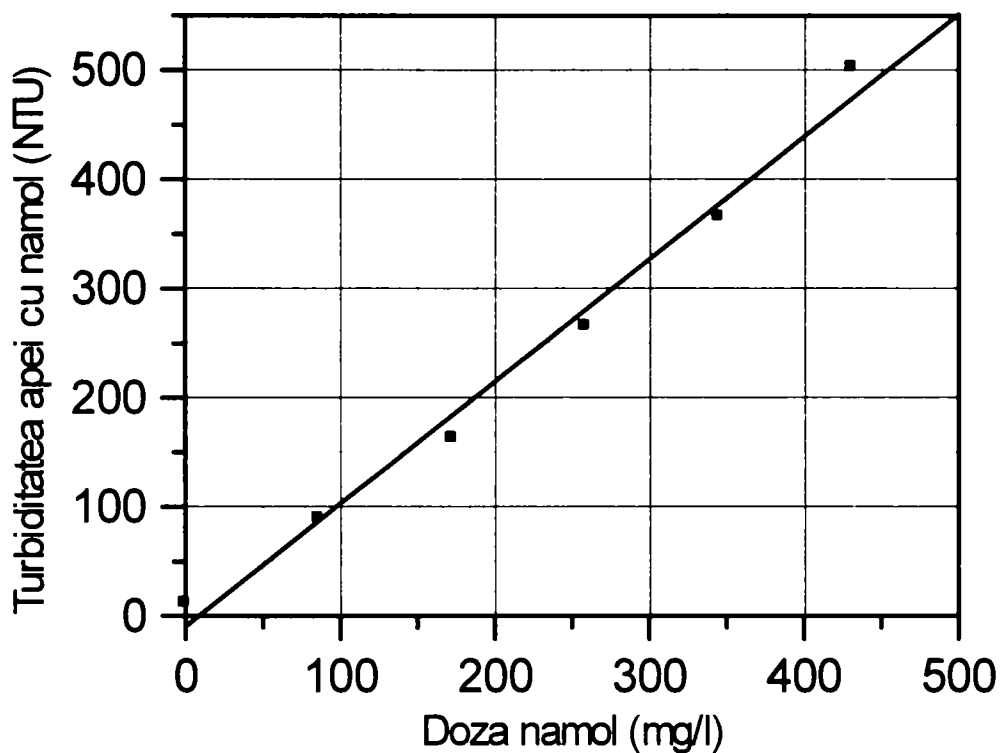


Figura 5.74. Dependența turbidității apei cu nămol de doza de nămol

Ecuția curbei este:  $y = -9,41048 + 1,12142 x$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99374$ , iar deviația standard este  $SD = 22,74995$ .

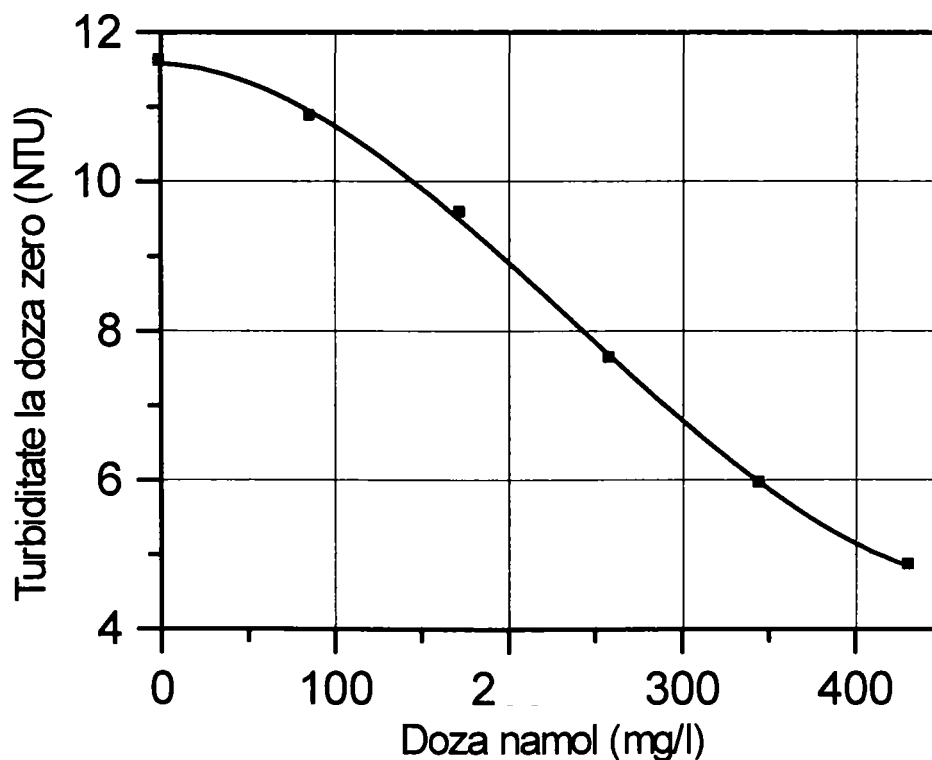


Figura 5.75. Dependența turbidității la doză zero de doza de nămol

Ecuția curbei este

$$y = 11,5786 - 0,0009 x - 0,00009 x^2 + 1,2093 \cdot 10^{-7} x^3.$$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99978$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99955$ , iar deviația standard este  $SD = 0,09072$ .

Din figura 5.74 rezultă că turbiditatea apei crește proporțional cu cantitatea de nămol adăugat, coeficientul de proporționalitate fiind  $a = 1,12$  NTU/mg SU. Ca urmare a aceste dependențe turbiditatea poate constitui o măsură a cantității de nămol adăugată.

Conform figurii 5.75,  $T_0$  scade mult sub turbiditatea apei brute deși prin recircularea nămolului turbiditatea apei crește de la 12,2 NTU la 500 NTU (figura 5.74). Aceste rezultate indică că  $T_0$  nu depinde numai de turbiditatea inițială, ci în special în acest caz, de natura acestei turbidități. Nămolul prezintă particule coloidale instabile la agregare [9], iar prin efectul de măturare antrenează o parte din coloizii prezenți în apa brută; scăzând  $T_0$  sub valoarea corespunzătoare apei brute și ca efect conducând la micșorarea dozei de coagulant. Este de remarcat însă necesitatea adaosului de coagulant chiar la doze relativ mari de nămol recirculat deși doza în acest caz este semnificativ mai scăzută.

În tabelul 5.34 și figura 5.76 sunt prezentate datele experimentale referitoare la influența adaosului de nămol asupra concentrației aluminiului rezidual.

Tabelul 5.34.

Proba	1	2	3	4	5
Apă Bega (ml)	800	800	800	800	800
Nămol (mg/l)	0	115	345	1150	1725
Doză SA (mg/l)	4	4	4	4	4
Al rez. (mg/l)	0,46	0,28	0,21	0,14	0,13

Conform figurii 5.76, adaosul de nămol conduce la scăderea concentrației aluminiului rezidual, scădere care este cu atât mai accentuată cu cât doza de nămol este mai mare.

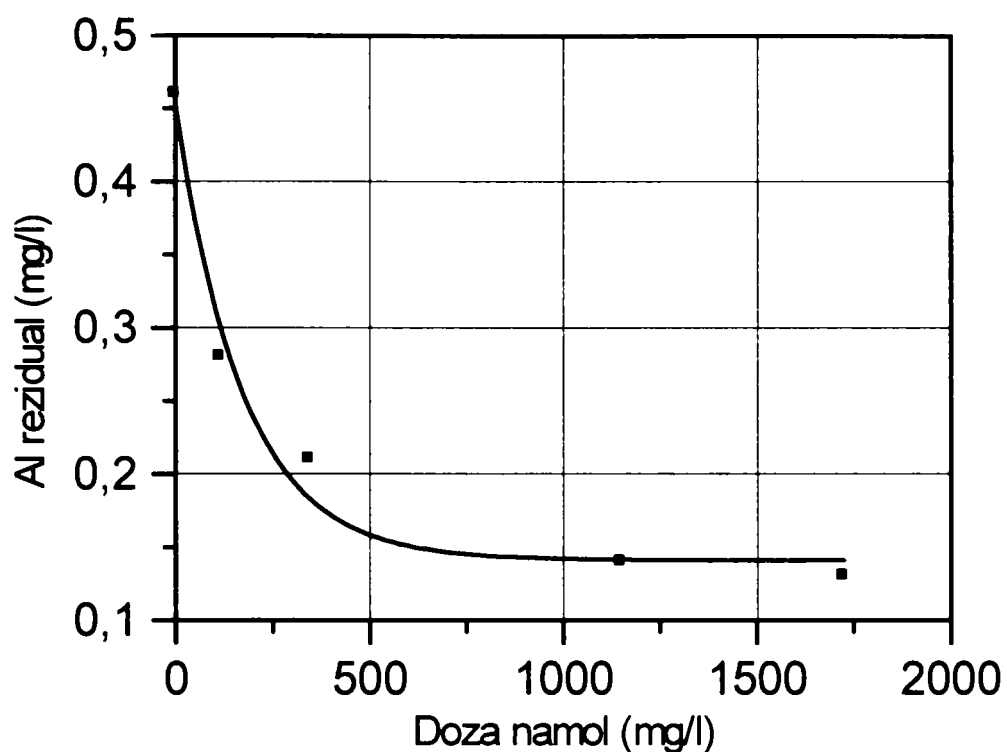


Figura 5.76. Dependența concentrației aluminiului rezidual de doza de nămol recirculat

Ecuția curbei este de tip:  $y = 0,1412 + 0,3115 e^{-x/172,1108}$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9816$ .

În figura 5.77 este reprezentată dependența dintre concentrația aluminiului rezidual și timpul de agitare lentă la o anumită doză de nămol provenit de la decantoare.

Tabelul 5.35.

Proba	1	2	3	4
Doză SA (mg/l)	4	4	4	4
Nămol	345	345	345	345
Timp de agitare (min)	5	10	15	20
Al rez. (mg/l)	0,63	0,53	0,33	0,26

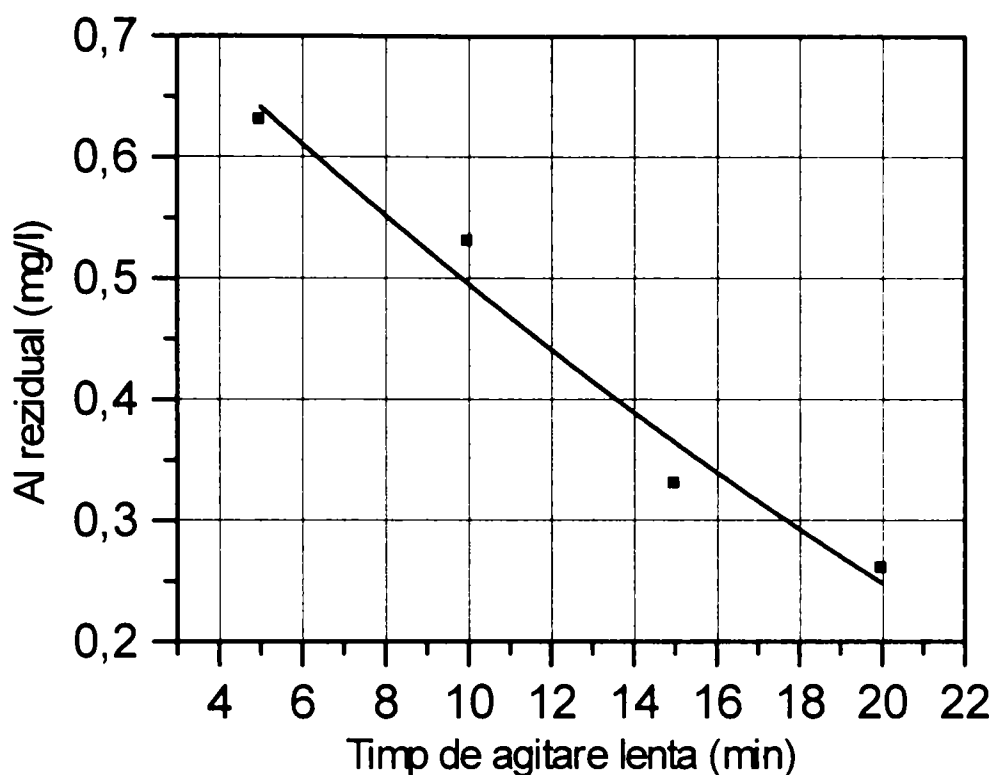


Figura 5.77. Dependenta concentrației aluminiului rezidual de timpul de agitare lentă la o doza de nămol recirculat de 345 mg/l

Ecuatia curbei este  $y = 0,8025 - 0,0337 x + 0,0003 x^2$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,98497$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,97017$ , iar deviația standard este  $SD = 0,05143$ .

Conform figurii concentrația aluminiului rezidual scade cu creșterea timpului de agitare lentă în prezența nămolului.

În tabelul 5.36. sunt prezentate rezultatele obținute în cazul utilizării a două doze de coagulant și a unor procente de apă spălare filtre ( $ASF_1$ ) de 0, 12,5 și 25% din volumul total al apei.

Tabelul 5.36.

Proba	1	2	3	4	5	6
Apă Bega (ml)	800	700	600	800	700	600
ASLF (ml)	0	100	200	0	100	200
Doză SA (mg/l)	4	4	4	6	6	6
T (NTU)	4,1	1,4	1,06	1,25	0,84	0,76
Al <sub>rez</sub> (mg/l)	0,36	0,26	0,20	0,28	0,17	0,15

Conform tabelului un adaos de 12,5% până la 25%  $ASF_1$  conduce la reducerea dozei de sulfat de aluminiu cu 33% în condițiile formării unor flocule mai mari și mai ușor sedimentabile. Influența este cu atât mai favorabilă cu cât

volumul ASF<sub>1</sub> este mai mare. La aceeași doză rezultă o reducere de 3 ori a turbidității și cu 50 % a aluminiului rezidual.

Această afirmație concordă și cu rezultatele prezentate în figura 5.78. În privința concentrației aluminiului rezidual datele sunt prezentate în figura 5.79.

Tabelul 5.37.

Proba	1	2	3	4
Apă Bega (ml)	800	600	400	200
Apă spălare (ml)	0	200	400	600
Doză SA (mg/l)	4	4	4	4
T (NTU)	6,04	0,83	0,7	0,62

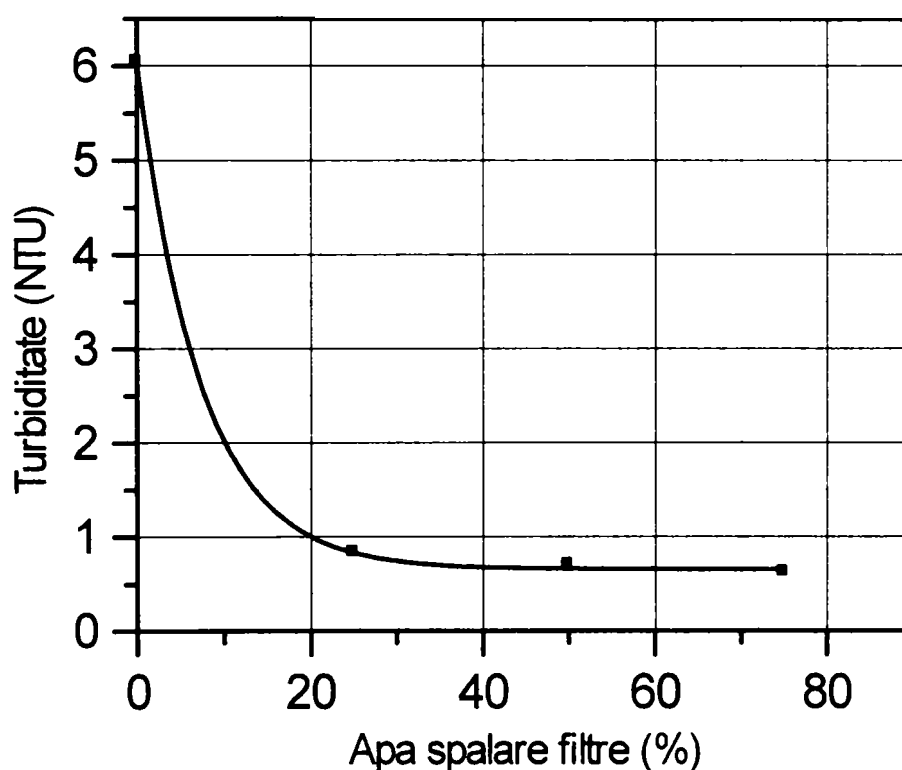


Figura 5.78. Dependența turbidității apei de procentul de ASF recirculat

Ecuția curbei este de tipul:  $y = 0,6558 + 5,3841 e^{(-x / 7,3153)}$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9998$ .

Tabelul 5.38.

Proba	1	2	3	4
Apă Bega (ml)	800	600	400	200
Apă spălare filtre (ml)	0	200	400	600
Doză SA (mg/l)	4	4	4	4
Al rez. (mg/l)	0,69	0,16	0,14	0,1



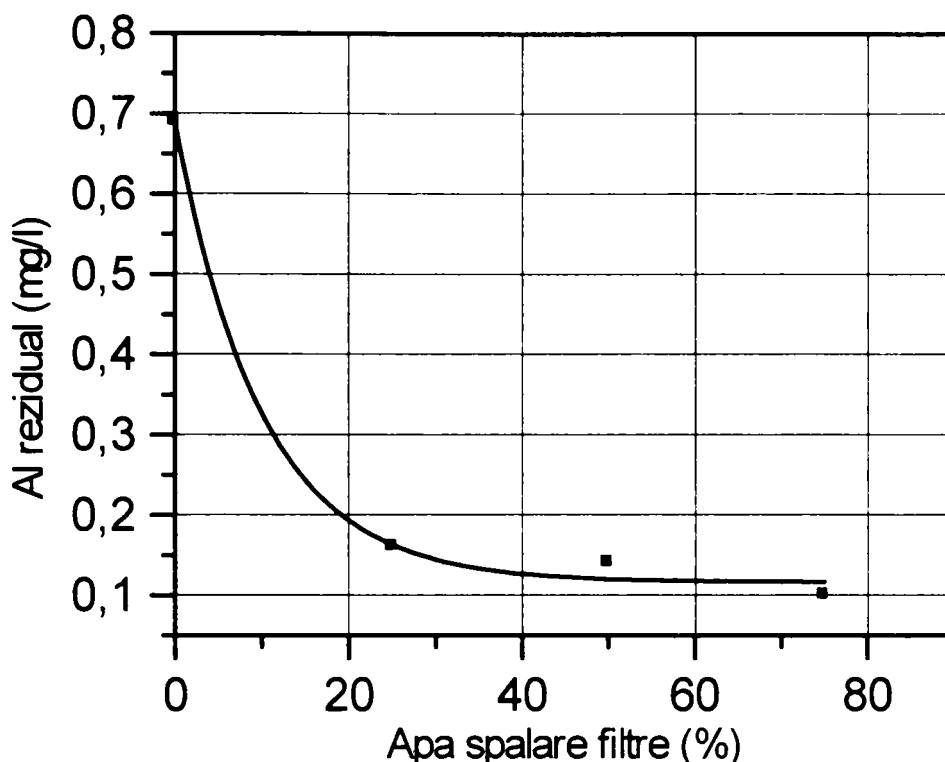


Figura 5.79. Dependența concentrației aluminiului rezidual de procentul de apă de spălare filtre din volumul total al apei

Ecuția curbei este de tipul:  $y = 0,1166 + 0,5732 e^{(-x / 9,9284)}$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,997$ .

Datele prezentate în cele două figuri demonstrează că odată cu creșterea procentuală de ASF din volumul total de 800 ml, de la 0 la 75%, are efect favorabil atât asupra turbidității cât și asupra aluminiului rezidual care în urma procesului de coagulare scade de la 0,69 mg/l (valoarea mare s-a datorat dozei mici de coagulant) în cazul în care nu s-a utilizat SA, la 0,1 mg/l atunci când proba a conținut 75 % ASF.

Rezultatele au fost confirmate și de a doua serie de experimente când s-a utilizat ASF<sub>2</sub>. Rezultatele sunt prezentate în tabelul 5.39. În acest caz rezultatele sunt mai puțin spectaculoase explicabil prin aceea că ASF<sub>2</sub> conțin mai puține suspensii decât ASF<sub>1</sub>.

Tabelul 5.38.

Proba	1	2	3	4	5	6
Apă Bega (ml)	800	600	400	200	0	0
ASLF (%)	0	200	400	600	800	800
Doză SA (mg/l)	4	4	4	4	4	0
T (NTU)	6,05	1,87	1,14	0,54	0,87	1,81
Al <sub>rez</sub> (mg/l)	0,5	0,33	0,29	0,19	0,25	0,22

Din cele prezentate rezultă efectul benefic al recirculării ASF asupra performanțelor realizate în procesul de coagulare-decantare.

Comportarea benefică a recirculării ASF se poate datora fie reducerii timpului de agitare lentă fie reducerii turbidității la doză zero.

În acest scop s-a determinat influența timpului de agitare lentă asupra performanțelor coagulării atât în ceea ce privește turbiditatea cât și concentrația aluminiului rezidual din apa coagulată-decantată.

Figurile 5.80, 5.81, 5.82 prezintă variația turbidității de timpul de agitare lentă la diferite procente de apă de spălare recirculate

Tabelul 5.40.

Proba	1	2	3	4
Apă Bega (ml)	800	800	800	800
Apă spălare filtre (ml)	0	0	0	0
Doză SA (mg/l)	6	6	6	6
Timp de agitare lentă (min)	5	10	15	20
T (NTU)	6,34	3,2	1,9	1,23

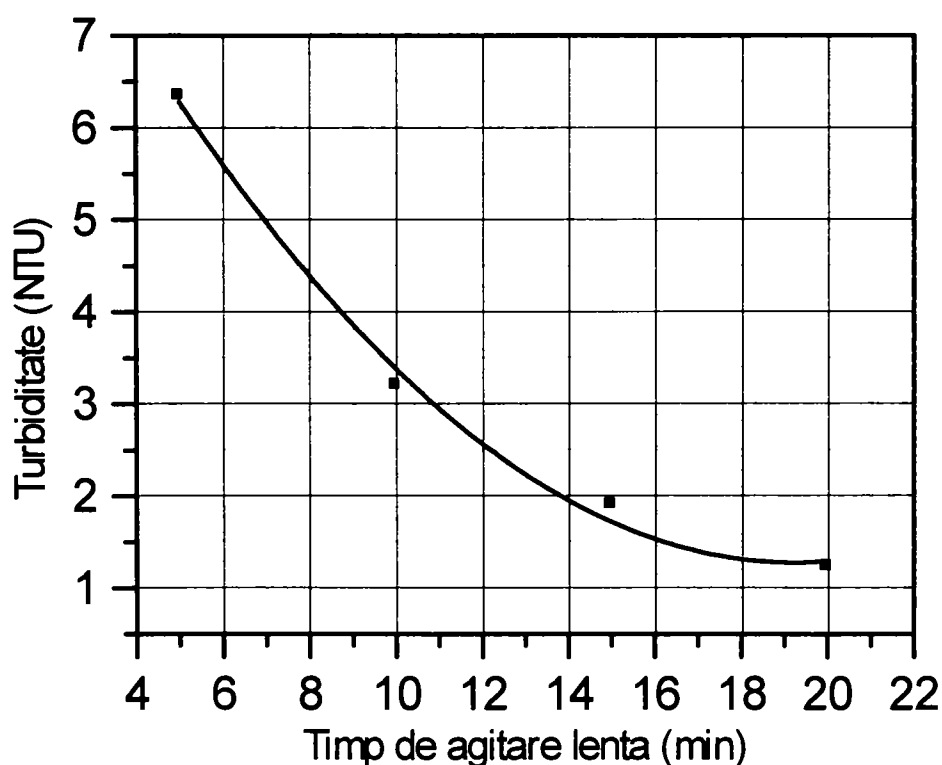


Figura 5.80. Dependența turbidității apei de timpul de agitare lentă la procent zero de apă de spălare filtre din volumul total al apei

Ecuția curbei este  $y = 10,4125 - 0,9501 x + 0,0247 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99762$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99525$ , iar deviația standard este  $SD = 0,27056$ .

Tabelul 5.41.

Proba	1	2	3	4
Apă Bega (ml)	700	700	700	700
Apă spălare filtre (ml)	100	100	100	100
Doză SA (mg/l)	6	6	6	6
Timp de agitare lentă (min)	5	10	15	20
T (NTU)	4,97	2,86	1,41	0,98

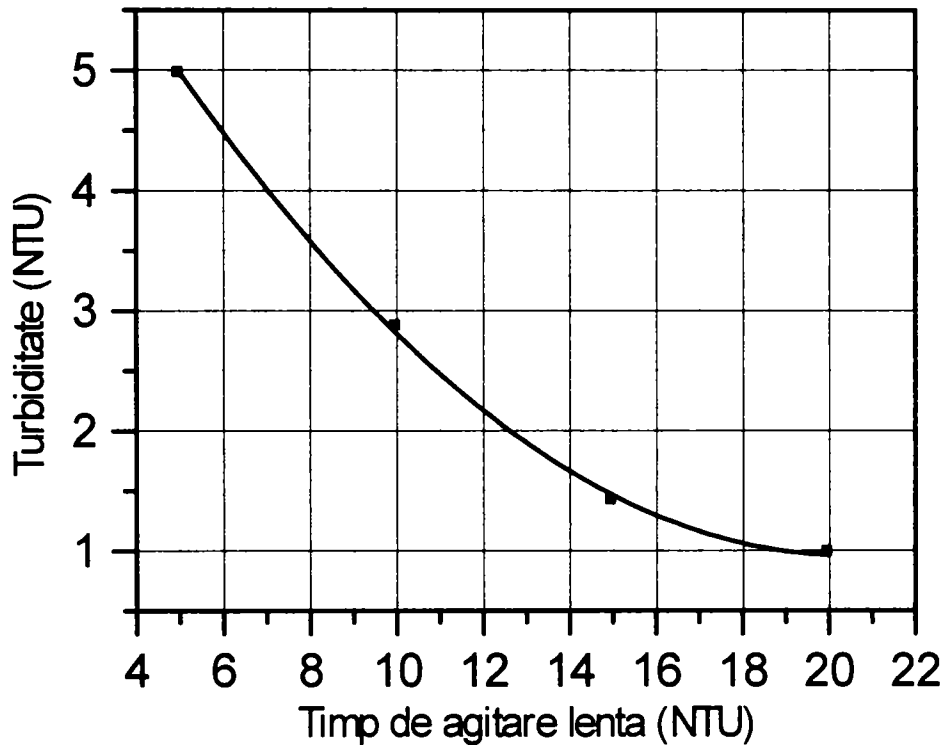


Figura 5.81. Dependența turbidității apei de timpul de agitare lentă la un procent de 12,5 % de apă de spălare filtre din volumul total al apei

Ecuția curbei este  $y = 8,0100 - 0,6884 x + 0,0168 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99967$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99933$ , iar deviația standard este  $SD = 0,0805$ .

Tabelul 5.42.

Proba	1	2	3	4
Apă Bega (ml)	600	600	600	600
Apă spălare filtre (ml)	200	200	200	200
Doză SA (mg/l)	6	6	6	6
Timp de agitare lentă (min)	5	10	15	20
T (NTU)	3,54	2,3	1,17	0,64

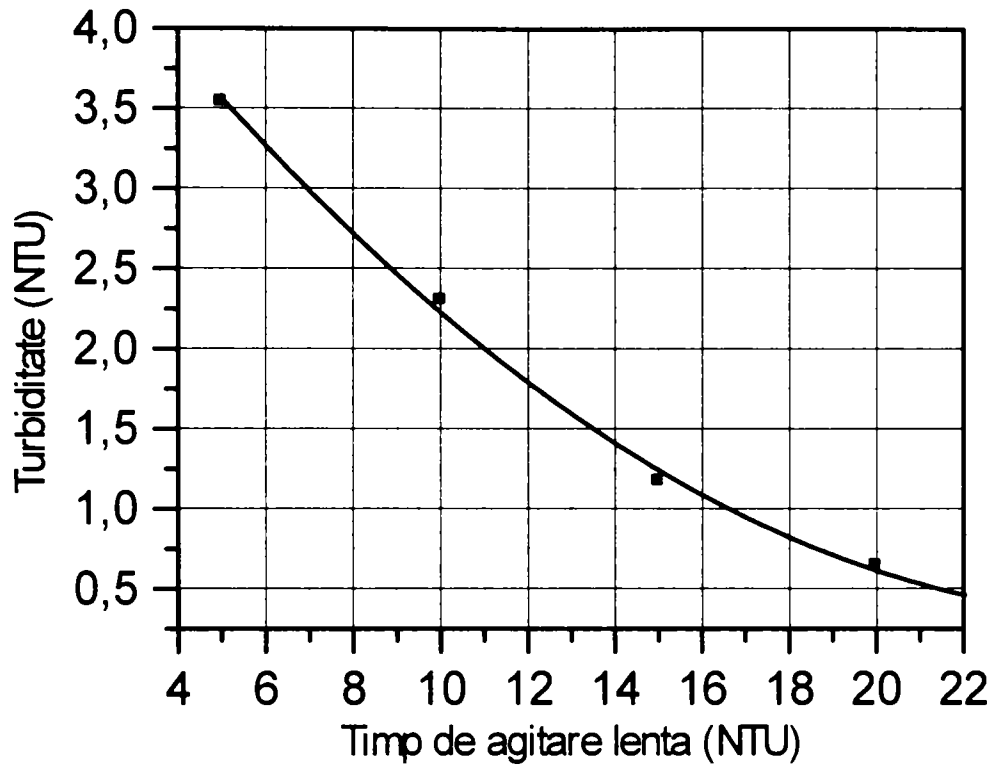


Figura 5.82. Dependența turbidității apei de timpul de agitare lentă la un procent de 25 % de apă de spălare filtre din volumul total al apei

Ecuția curbei este  $y = 5,2575 - 0,3741 x + 0,0071 x^2$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99879$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99758$ , iar deviația standard este  $SD = 0,10957$ .

Figura 5.83 prezintă comparativ dependențele turbidității de timpul de agitare lentă la diferite procente de apă de spălare adăugate

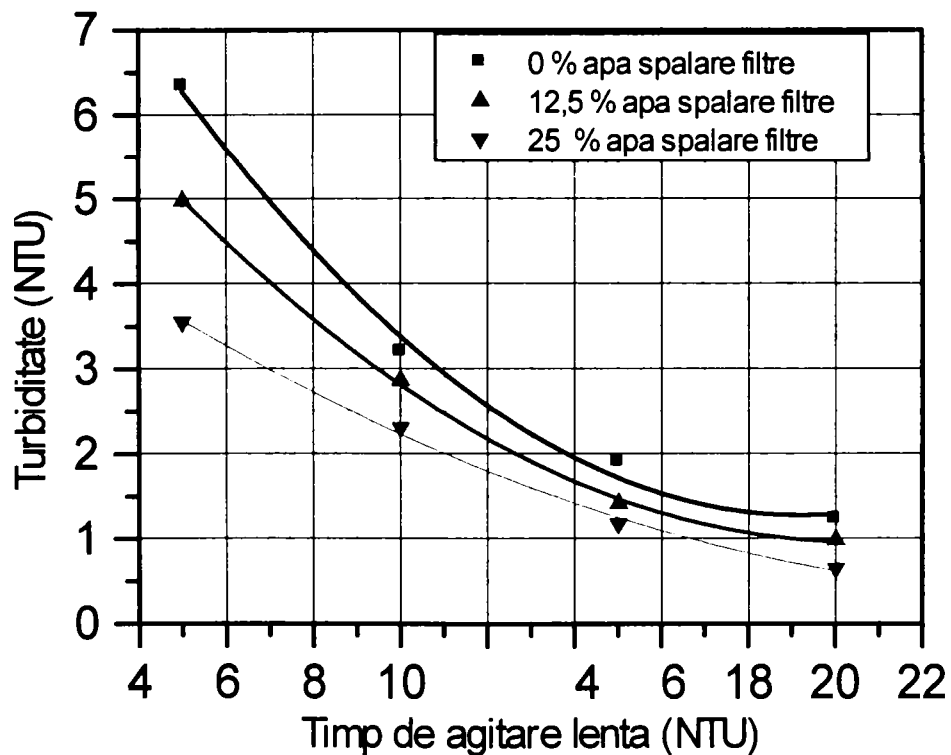


Figura 5.83. Dependența turbidității de timpul de agitare lentă la diferite procente de apă de spălare din volumul total al apei

Din figură se observă că turbiditatea scade cu creșterea volumului de apă de spălare a filtrelor. Influența volumului de apă de spălare a filtrelor asupra turbidității este mai evidentă cu cât timpul de agitare este mai mic.

Figurile 5.84, 5.85, 5.86 prezintă dependența concentrației aluminiului rezidual de timpul de agitare lentă la diferite procente de apă de spălare a filtrelor adăugate.

Tabelul 5.43.

Proba	1	2	3	4
Apă Bega (ml)	800	800	800	800
Apă spălare filtre (ml)	0	0	0	0
Doză SA (mg/l)	6	6	6	6
Timp de agitare lentă (min)	5	10	15	20
Al rez. (mg/l)	0,81	0,43	0,35	0,24

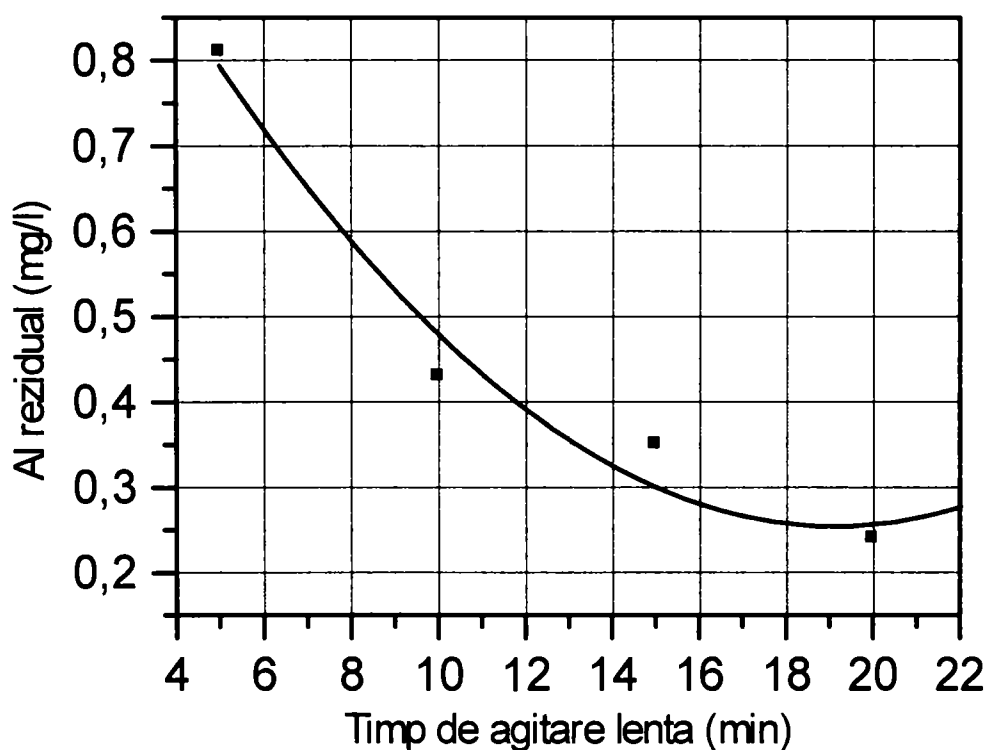


Figura 5.84. Dependența concentrației aluminiului rezidual de timpul de agitare lentă la procent zero de apă de spălare filtre din volumul total al apei

Ecuția curbei este  $y = 1,2425 - 0,1033 x + 0,0027 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,98508$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,97039$ , iar deviația standard este  $SD = 0,07379$ .

Tabelul 5.44.

Proba	1	2	3	4
Apă Bega (ml)	700	700	700	700
Apă spălare filtre (ml)	100	100	100	100
Doză SA (mg/l)	6	6	6	6
Timp de agitare lentă (min)	5	10	15	20
Al rez. (mg/l)	0,76	0,41	0,31	0,18

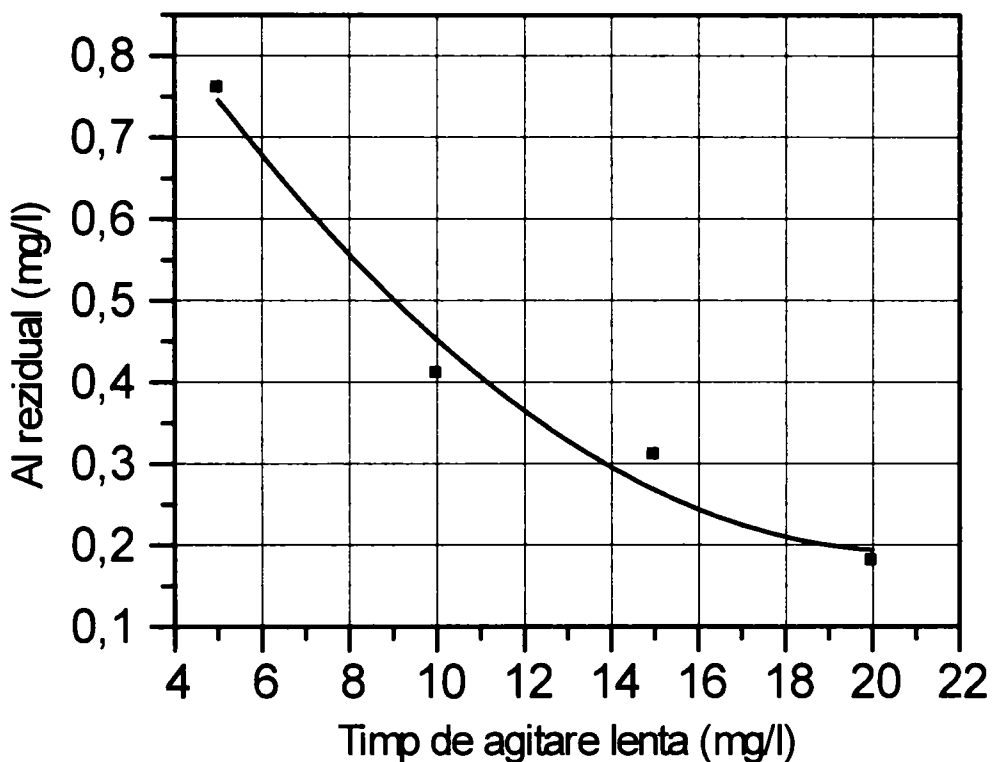


Figura 5.85. Dependența concentrației aluminiului rezidual de timpul de agitare lentă la un procent de 12,5 % apă de spălare filtre din volumul total al apei

Ecuția curbei este  $y = 1,1500 - 0,0918 x + 0,0022 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,98937$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,97885$ , iar deviația standard este  $SD = 0,06261$ .

Tabelul 5.45.

Proba	1	2	3	4
Apă Bega (ml)	600	600	600	600
Apă spălare filtre (ml)	200	200	200	200
Doză SA (mg/l)	6	6	6	6
Timp de agitare lentă (min)	5	10	15	20
Al rez. (mg/l)	0,66	0,38	0,27	0,14

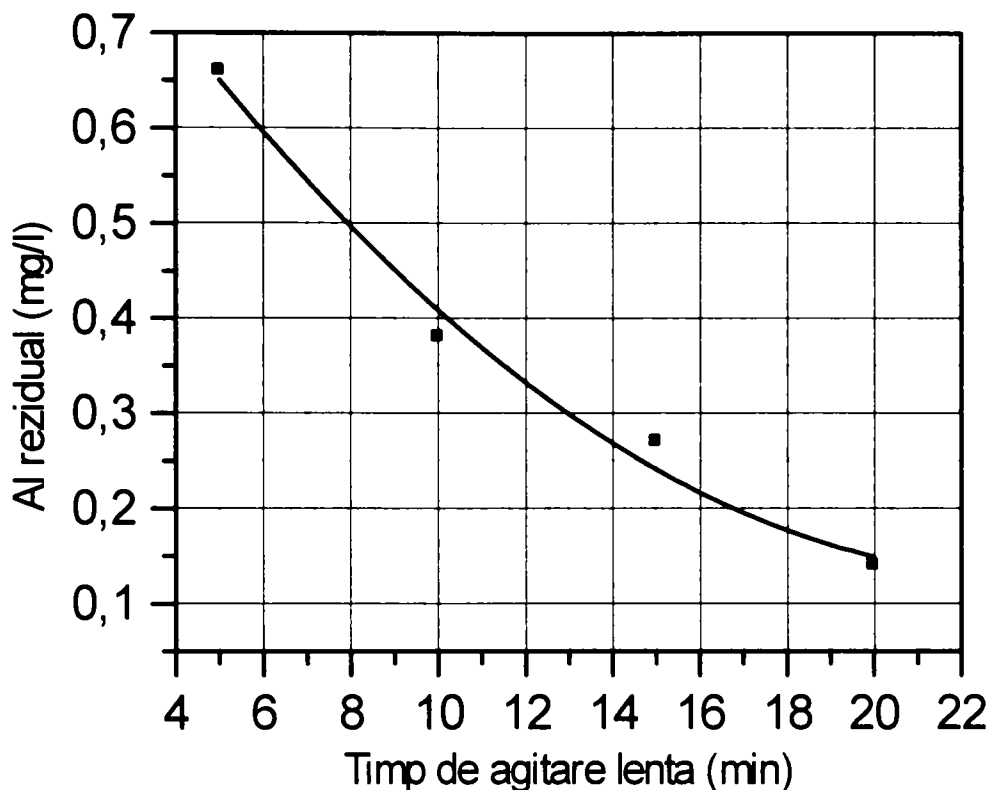


Figura 5.86. Dependența concentrației aluminiului rezidual de timpul de agitare lentă la un procent de 25 % apă de spălare filtre din volumul total al apei

Ecuția curbei este  $y = 0,9675 - 0,0709 x + 0,0015 x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99384$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,98771$ , iar deviația standard este  $SD = 0,04249$ .

În figura 5.87 sunt prezentate comparativ dependențele dintre concentrația aluminiului rezidual și timpul de agitare lentă la diferite procente de apă de spălare a filtrelor adăugate.

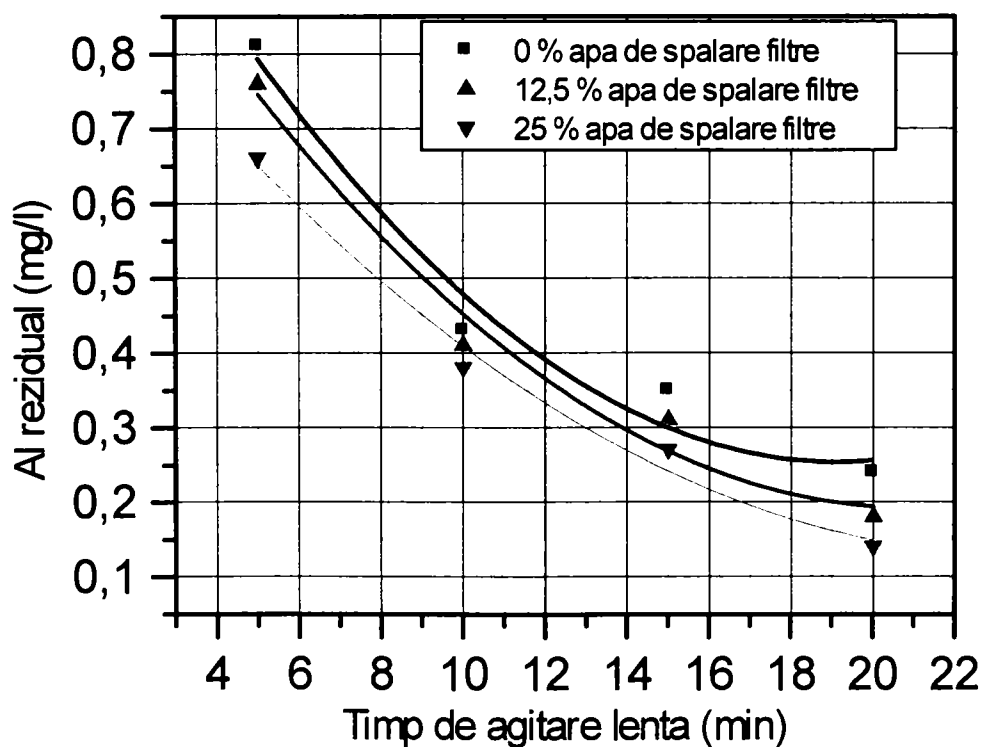


Figura 5.87. Dependențele dintre concentrația aluminiului rezidual și timpul de agitare lentă la diferite procente de apă de spălare a filtrelor din volumul total



Conform figurii cantitatea de aluminiu rezidual scade cu creșterea procentului de apă de spălare a filtrelor adăugat și cu creșterea timpului de agitare lentă.

Analizând figurile 5.83 și 5.87 se observă că timpul critic  $t_c$ , care corespunde vitezei maxime de variație a turbidității cu timpul de agitare lentă, este practic constant. Timpul critic  $t_c$  relativ constant indică faptul că adaosul de ASF și creșterea adaosului nu influențează timpul necesar agitării lente spre deosebire de utilizarea coagulanților prehidrolizați.[116] Pentru a explica totuși comportarea benefică a ASF asupra dozei de coagulant și asupra concentrației aluminiului rezidual s-a urmărit influența adaosului procentual de ASF asupra turbidității la doză zero  $T_0$ . Rezultatele sunt prezentate în figura 5.88.

Figura 5.88 prezintă dependența turbidității la doză zero de procentul de apă de spălare recirculat.

Tabelul 5.46.

Proba	1	2	3	4	5
Apă Bega (ml)	750	700	600	400	0
Apă spălare filtre (ml)	50	100	200	400	800
Doză SA (mg/l)	0	0	0	0	0
T (NTU)	5,59	5,12	4,62	3,35	1,81

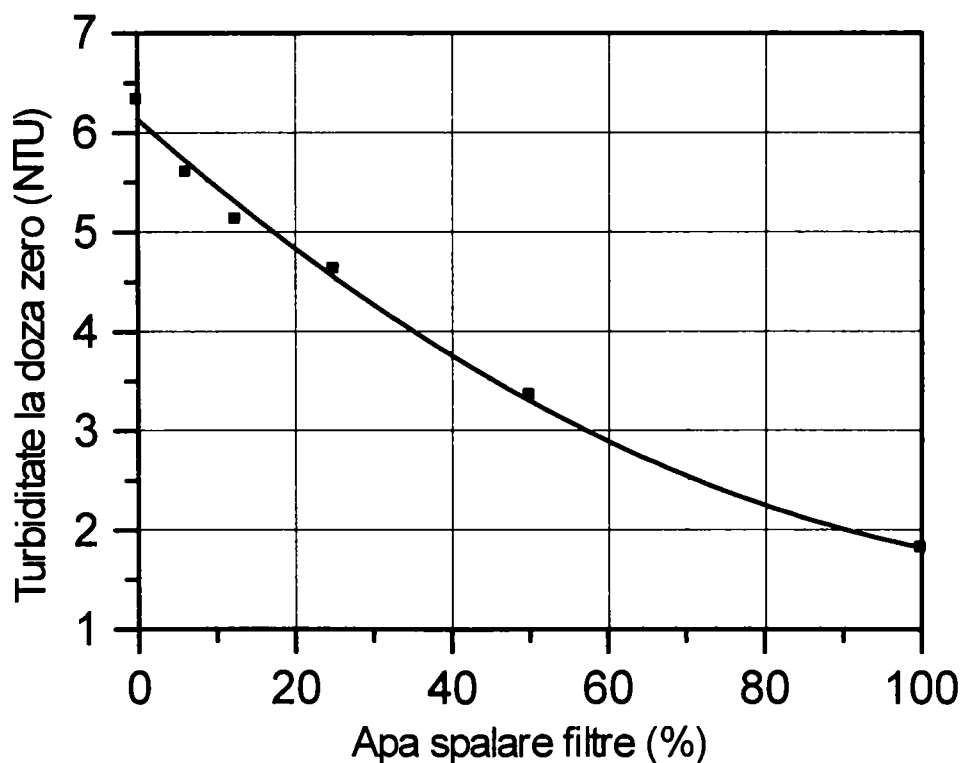


Figura 5.88. Dependența turbidității la doză zero de procentul de apă de spălare recirculat

Ecuția curbei este  $y = 6,1349 - 0,0703 x + 2,72043 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Coeficientul de corelare este  $R = 0,99674$ , coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,99348$ , iar deviația standard este  $SD = 0,17095$ .

Conform figurii  $T_0$  scade cu creșterea procentului de ASF din amestec. Aceasta este de altfel principala motivație a reducerii dozei de coagulant și a aluminiului rezidual.

Stabilirea formelor aluminiului rezidual s-a efectuat în două date diferite, în primul caz turbiditatea apei brute a fost de  $T_{AB} = 210$  NTU iar în al doilea caz a fost de  $T_{AB} = 11,7$  NTU.

Tabelul 5.47.

Formă Al	I		II	
	AB	AP	AB	AP
Total reactiv	520 $\mu\text{g/l}$	95 $\mu\text{g/l}$	40 $\mu\text{g/l}$	60 $\mu\text{g/l}$
Total dizolvat	90 $\mu\text{g/l}$	81 $\mu\text{g/l}$	17 $\mu\text{g/l}$	51 $\mu\text{g/l}$
Dizolvat monomeric	17 $\mu\text{g/l}$	41 $\mu\text{g/l}$	6 $\mu\text{g/l}$	24 $\mu\text{g/l}$
Dizolvat legat organic	57 $\mu\text{g/l}$	32 $\mu\text{g/l}$	9 $\mu\text{g/l}$	10 $\mu\text{g/l}$
Dizolvat organic monomeric	-	-	-	-
Particulat	430 $\mu\text{g/l}$	14 $\mu\text{g/l}$	23 $\mu\text{g/l}$	9 $\mu\text{g/l}$
Dizolvat anorganic	33 $\mu\text{g/l}$	49 $\mu\text{g/l}$	8 $\mu\text{g/l}$	41 $\mu\text{g/l}$
Polimeric coloidal puternic legat	73 $\mu\text{g/l}$	40 $\mu\text{g/l}$	11 $\mu\text{g/l}$	27 $\mu\text{g/l}$
Dizolvat anorganic monomeric	17 $\mu\text{g/l}$	41 $\mu\text{g/l}$	6 $\mu\text{g/l}$	24 $\mu\text{g/l}$

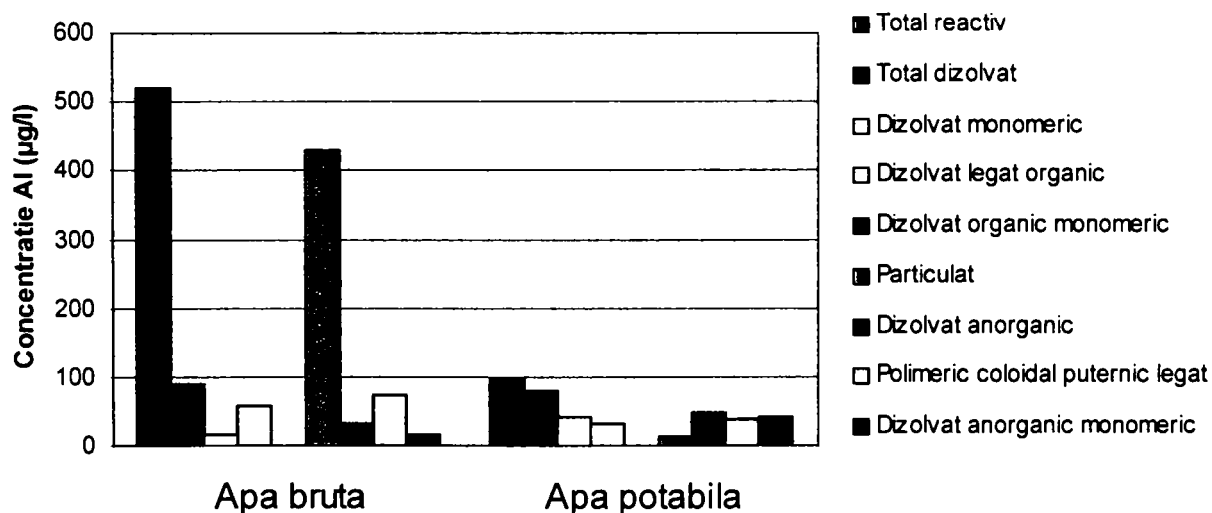
Figura 5.89. Formele Al rezidual în apa brută și apa potabilă la  $T_{AB} = 210$  NTU

Figura 5.89 prezintă comparativ valorile obținute pentru diferitele forme de aluminiu rezidual din apa brută și apa potabilă în cazul unei turbidități mari a apei brute. Procesul clasic de tratare a apei de suprafață care cuprinde operațiile:

coagulare, floculare, decantare, filtrare, reduce concentrația majoritatea formelor aluminiului rezidual, în special a aluminiului total reactiv (cu 81,7 %), cât și a aluminiului particulat (96 %).

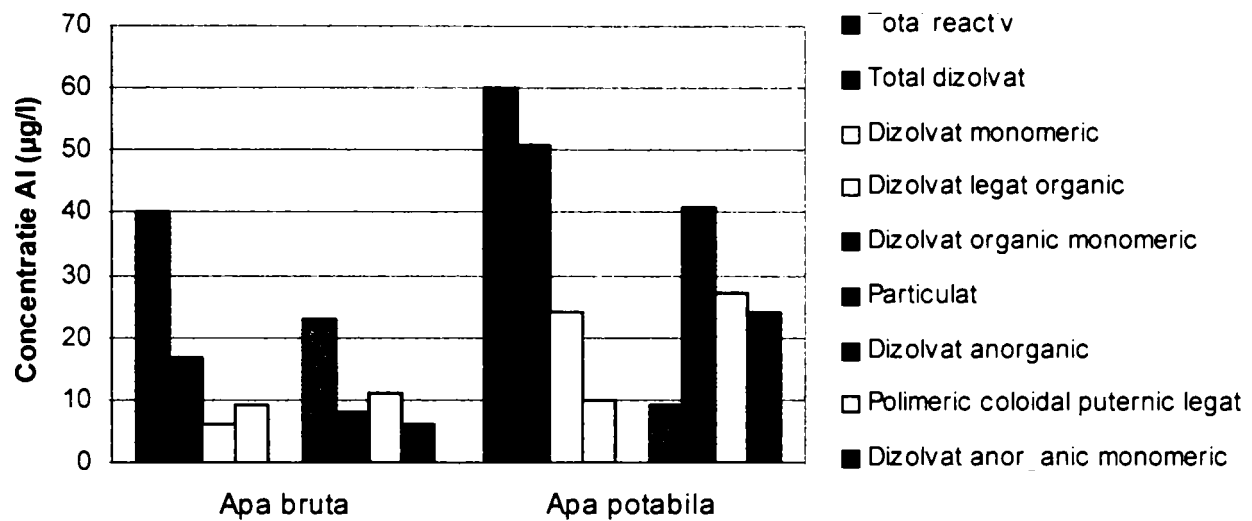


Figura 5.90. Formele Al rezidual în apa brută și apa potabilă la  $T_{AB} = 11,7$  NTU

Figura 5.90 prezintă comparativ valorile obținute pentru diferitele forme de aluminiu rezidual din apa brută și apa potabilă în cazul unei turbidități mici a apei brute. Din grafic se observă că utilizarea sulfatului de aluminiu la tratarea apei, la valori mici ale turbidității, poate duce la creșterea concentrației aluminiului rezidual în apa potabilă și deci a formelor sub care se prezintă acesta. Majoritatea formelor aluminiului rezidual cresc cu 20 % până la 75 %, mai puțin aluminiul particulat. În acest caz recircularea nămolului poate fi o soluție, pentru reducerea concentrației aluminiului rezidual, lucru demonstrat anterior.

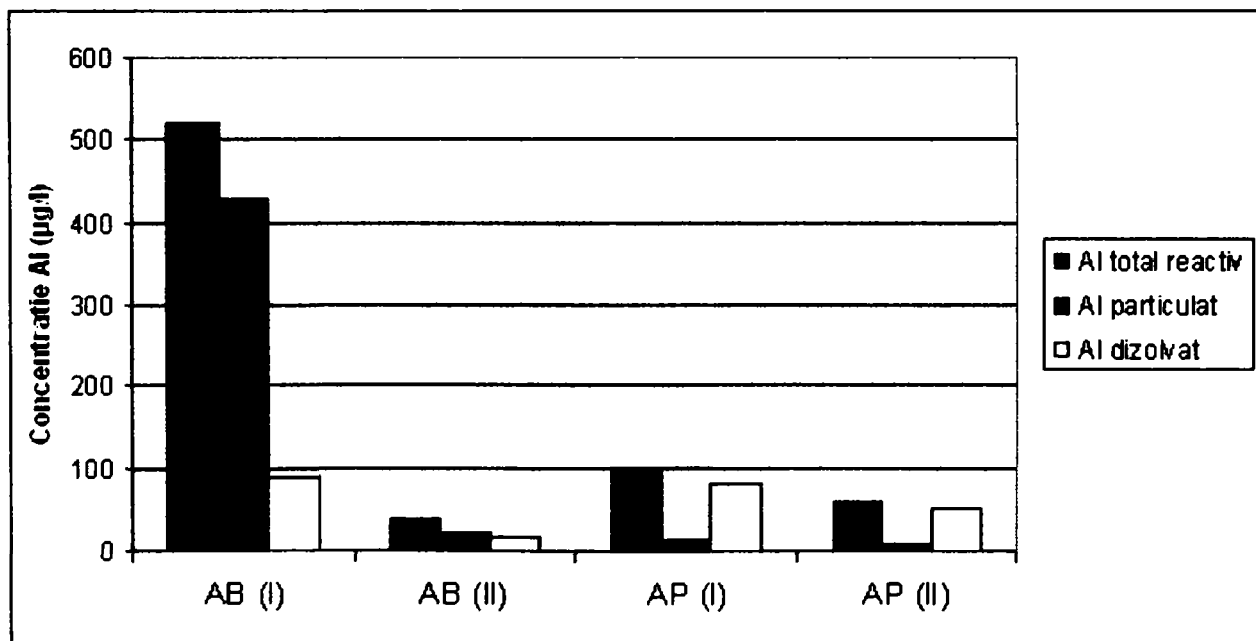


Figura 5.91. Distribuția Al particulat și Al dizolvat în apa brută și apa potabilă

Figura 5.91 prezintă comparativ valorile obținute pentru aluminiul dizolvat și aluminiul particulat rezidual din apa brută și apa potabilă. Din grafic se observă că în apa brută cea mai mare parte din aluminiu este aluminiul particulat (mai ales în cazul în care turbiditatea apei brute este ridicată) cu valori între 57 și 86 %. În apa brută aluminiul dizolvat are valori mult mai mici, cuprinse între 14 și 43 %. În apa potabilă însă concentrația aluminiului particulat este mai mică decât, aluminiul dizolvat fiind majoritar, peste 80 %, indiferent de turbiditatea apei brute. Rezultatele demonstrează că operațiile procesului tehnologic de tratare a apei, dar în special filtrarea, duc la scăderea accentuată a aluminiului particulat din apa potabilă.

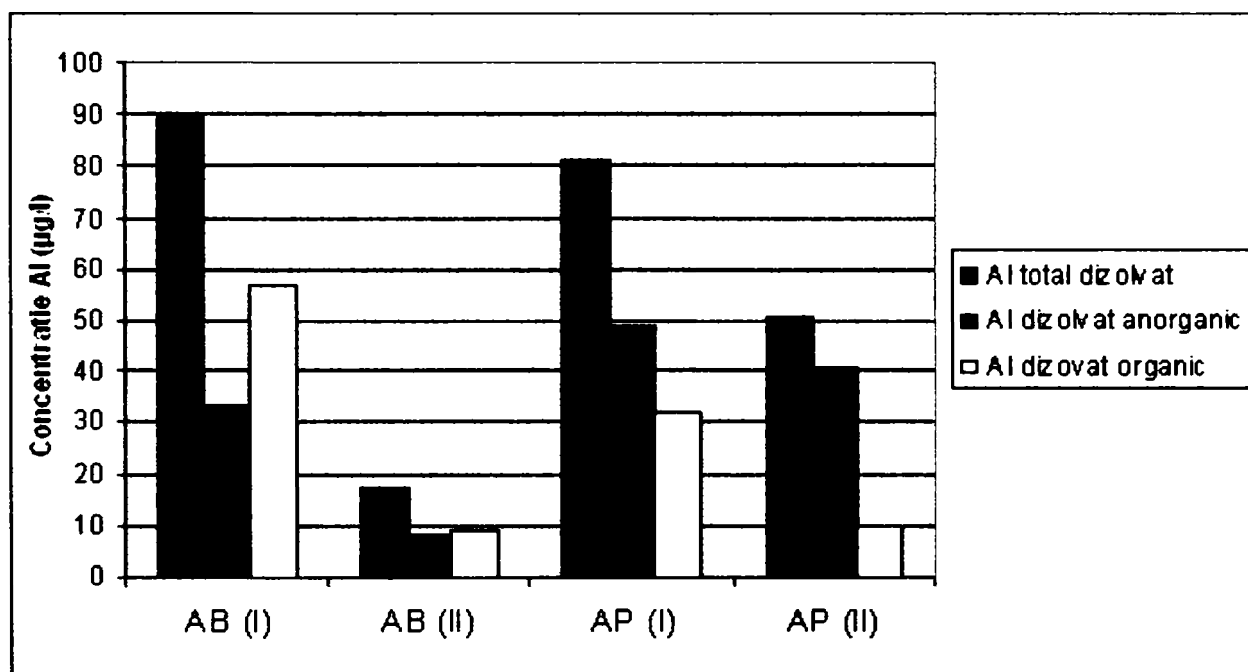


Figura 5.92. Distribuția Al dizolvat anorganic și Al dizolvat organic în apa brută și apa potabilă

Figura 5.92 prezintă distribuția de aluminiu fracțiunilor dizolvate atât în apa brută cât și în apa potabilă. Se observă că în urma tratării apei proporția dintre speciile dizolvate organice și anorganice este semnificativ diferită. În apa brută cea mai mare parte a aluminiului dizolvat s-a dovedit a fi de natură organică. Aluminiul dizolvat anorganic, în apa brută, are valori cuprinse 37 și 45 %. În apa potabilă, concentrația aluminiului dizolvat anorganic crește având valori cuprinse între 60 și 80 %. Acest lucru se poate datora faptului că materialele humice cu capacitate de complexare mare a aluminiului au fost îndepărtate iar materiile organice reziduale manifestă o capacitate de legare a aluminiului scăzută.

În cadrul determinărilor experimentale legate de dezinfecția cu clor s-a utilizat pentru determinarea clorului metoda în varianta volumetrică datorită preciziei și existenței unui volum de probă suficient de mare.

Tabelele 5.47 și 5.48 prezintă consumul și necesarul de clor în funcție de doza de coagulant la post și preclorare. Doza de clor a fost de 2 mg/l, iar turbiditatea apei brute  $T_{AB}=17,2$  NTU.

Tabelul 5.47.

Proba	1	2	3	4	5	6
SA(mg/l)	0	5,36	10,73	16	21,46	32,19
T (NTU)	12,3	3,05	0,9	0,67	0,41	0,51
Culoare(H)	27	15	8	7	6	6
Cl <sub>2</sub> liber(mg/l)	0,15	0,3	0,35	0,35	0,3	0,2
Cl <sub>2</sub> total(mg/l)	0,4	0,45	0,5	0,5	0,5	0,4
Consum Cl <sub>2</sub>	1,6	1,55	1,5	1,5	1,5	1,6
Necesar Cl <sub>2</sub>	2,2	2,15	2,1	2,1	2,1	2,2

Tabelul 5.48.

Proba	1	2	3	4	5	6
SA(mg/l)	0	5,36	10,73	16	21,46	32,19
Doză Cl <sub>2</sub> mg/l	2	2	2	2	2	2
T (NTU)	6,22	1,97	0,57	0,4	0,34	0,31
Culoare(H)	15	7	3	3	2	2
Cl <sub>2</sub> liber(mg/l)	0	0	0	0	0	0
Cl <sub>2</sub> total(mg/l)	0,35	0,25	0,3	0,35	0,4	0,4
Consum Cl <sub>2</sub>	1,65	1,7	1,7	1,65	1,6	1,6
Necesar Cl <sub>2</sub>	2,25	2,3	2,3	2,25	2,2	2,2

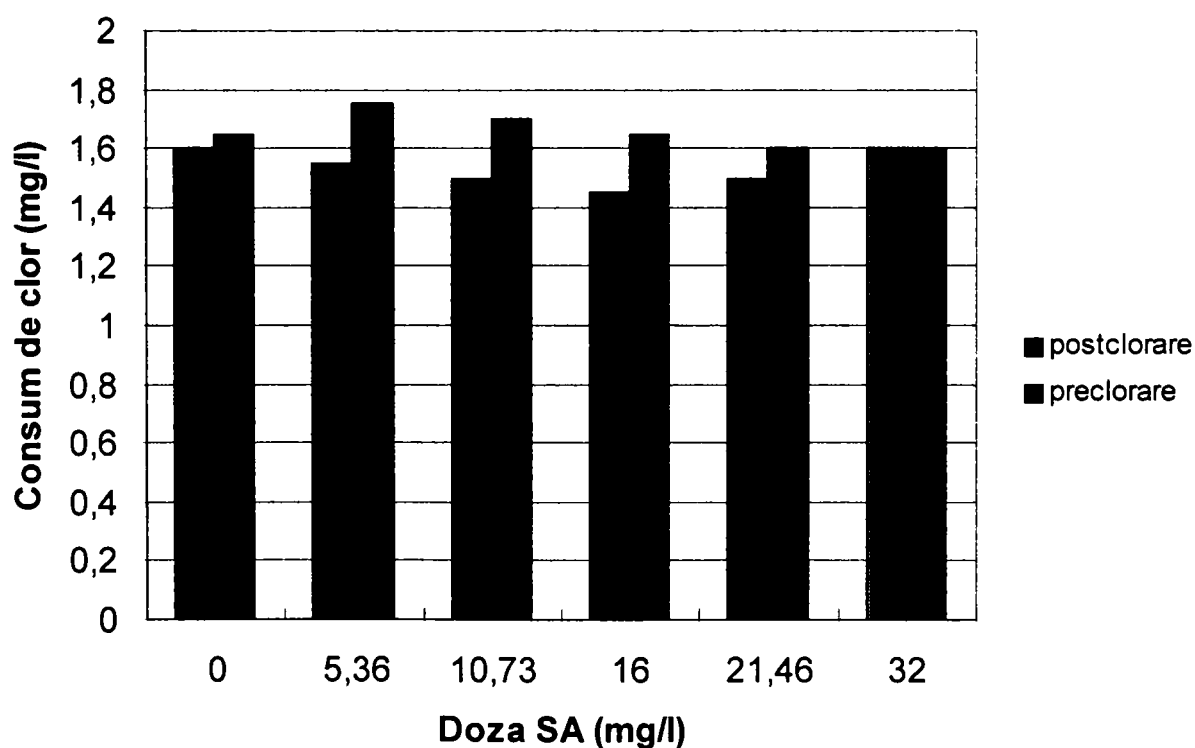


Figura 5.93. Variația consumului de clor cu doza de coagulant la post și preclorare

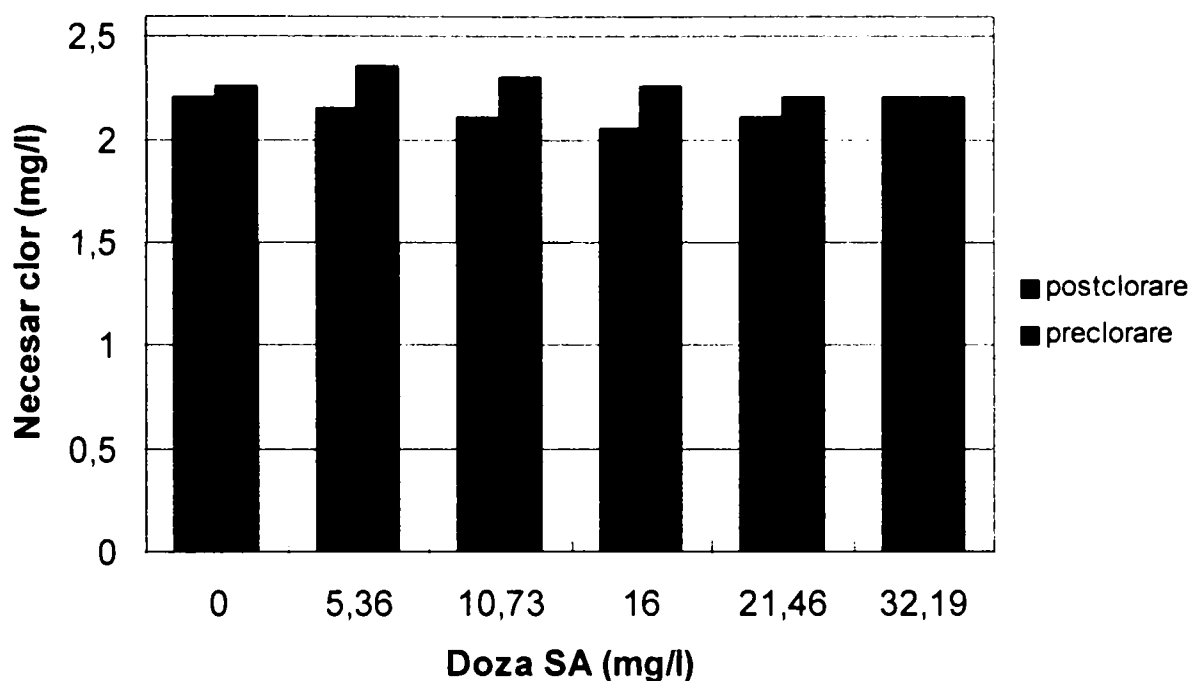


Figura 5.94. Variația necesarului de clor cu doza de coagulant la post și preclorare

Conform celor două figuri consumul și necesarul de clor este practic constant la aceeași doză de clor, influența dozei de coagulant este practic nulă. Consumul de clor la preclorare este mai mare decât cel de la post clorare cu aproximativ 11%.

Tabelele 5.49 și 5.50 prezintă influența dozei de clor asupra consumului și necesarului de clor la post și preclorare.

Tabelul 5.49.

Proba	1	2	3	4
Doză Cl <sub>2</sub> (mg/l)	1	2	3	4
Cl <sub>2</sub> liber (mg/l)	0	0,15	0,6	1,3
Cl <sub>2</sub> total (mg/l)	0	0,55	1	1,7
Consum Cl <sub>2</sub> (mg/l)	1	1,45	2	2,3
Necesar Cl <sub>2</sub> (mg/l)	1,6	2,05	2,6	2,9

Tabelul 5.50.

Proba	1	2	3	4
Doză Cl <sub>2</sub> (mg/l)	1	2	3	4
Cl <sub>2</sub> liber (mg/l)	0	0	0,1	0,25
Cl <sub>2</sub> total (mg/l)	0,35	0,35	0,3	0,5
Consum Cl <sub>2</sub> (mg/l)	0,65	1,35	2,7	3,5
Necesar Cl <sub>2</sub> (mg/l)	1,25	1,95	3,3	4,1

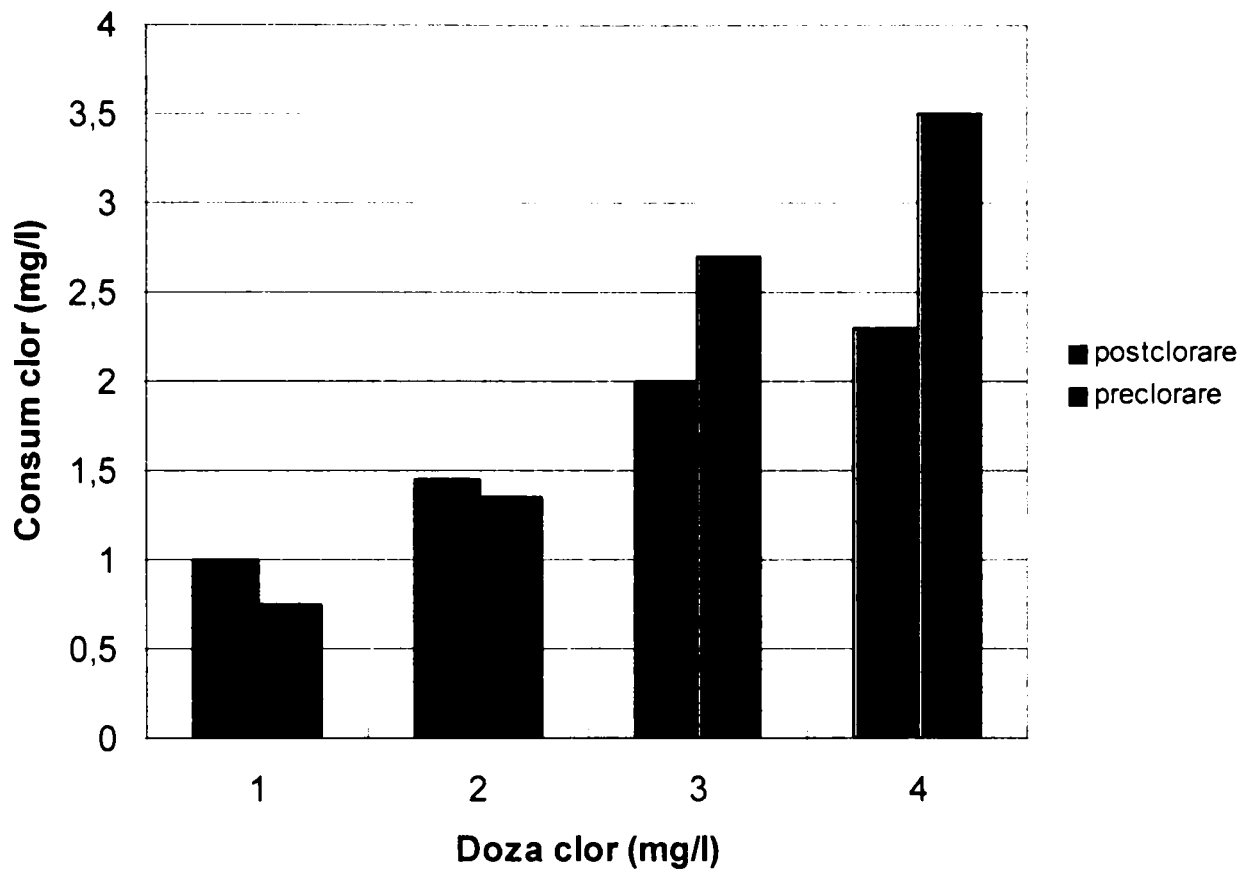


Figura 5.95. Influența dozei de clor asupra consumului de clor la post și preclorare

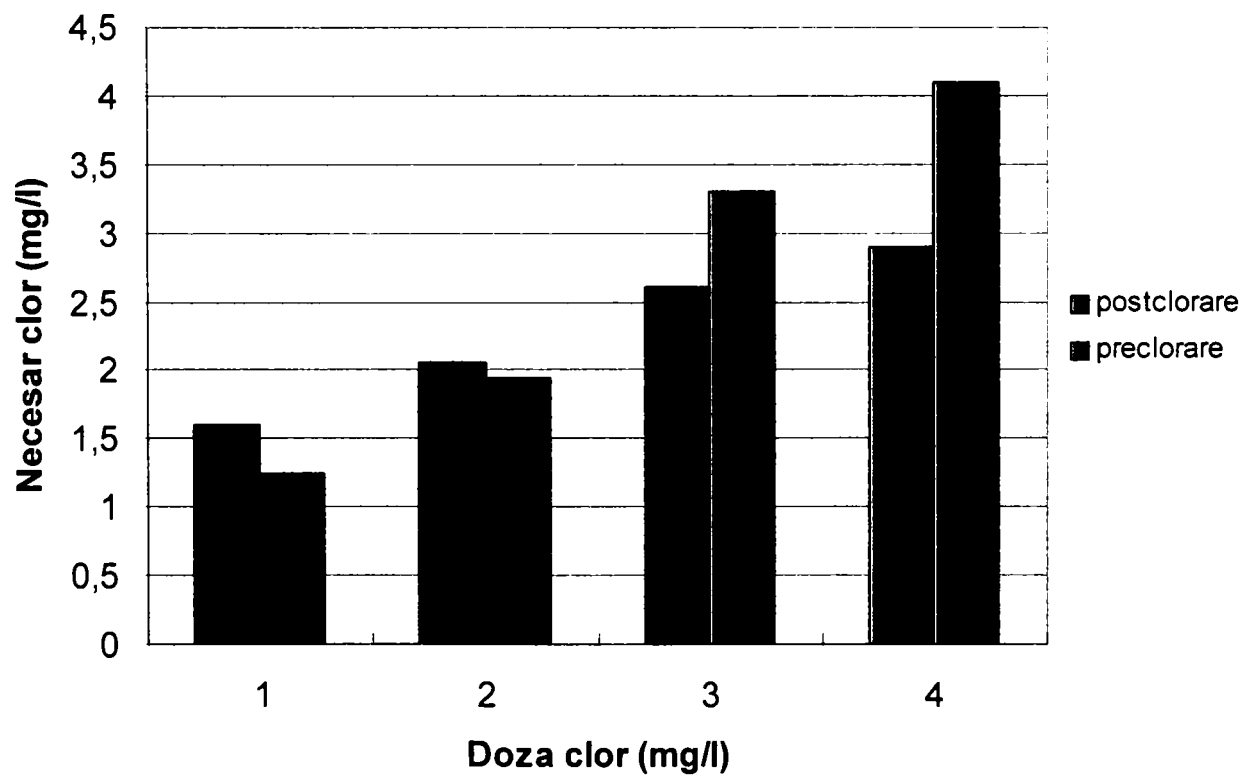


Figura 5.96. Influența dozei de clor asupra necesarului de clor la post și preclorare.



Figurile 5.97, 5.99, 5.101, 5.103 prezintă dependența turbidității de doza de sulfat adăugat la diferite doze de clor, iar figurile 5.98, 5.100, 5.102, 5.104 prezintă dependența culorii de doza de sulfat adăugat la diferite doze de clor.

Tabelul 5.51.

Proba	1	2	3	4	5	6
SA(mg/l)	0	1	3	5	8	10
Cl <sub>2</sub> (mg/l)	0	0	0	0	0	0
T(NTU)	4,8	4,73	4,67	4,33	0,68	0,43
Culoare(Hazen)	15	15	14	12	5	3

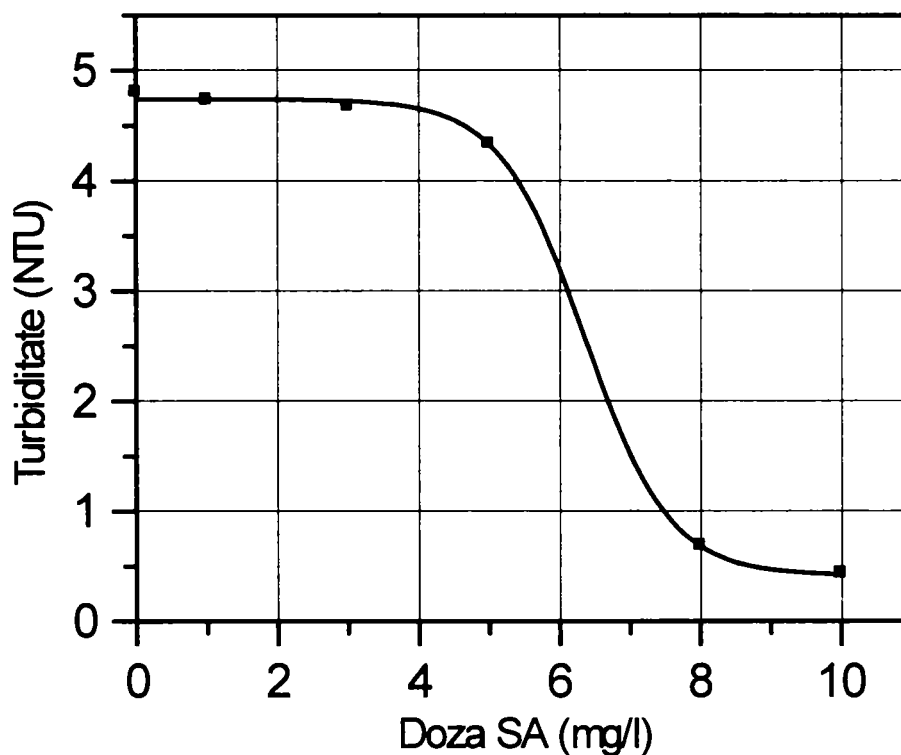


Figura 5.97. Variația turbidității cu doza de SA la doză zero de clor

Ecuția curbei este de tip:  $y = 4,7403 - 4,3227 / (1 + e^{-(x - 6,3538) / 0,6032})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9997$ .

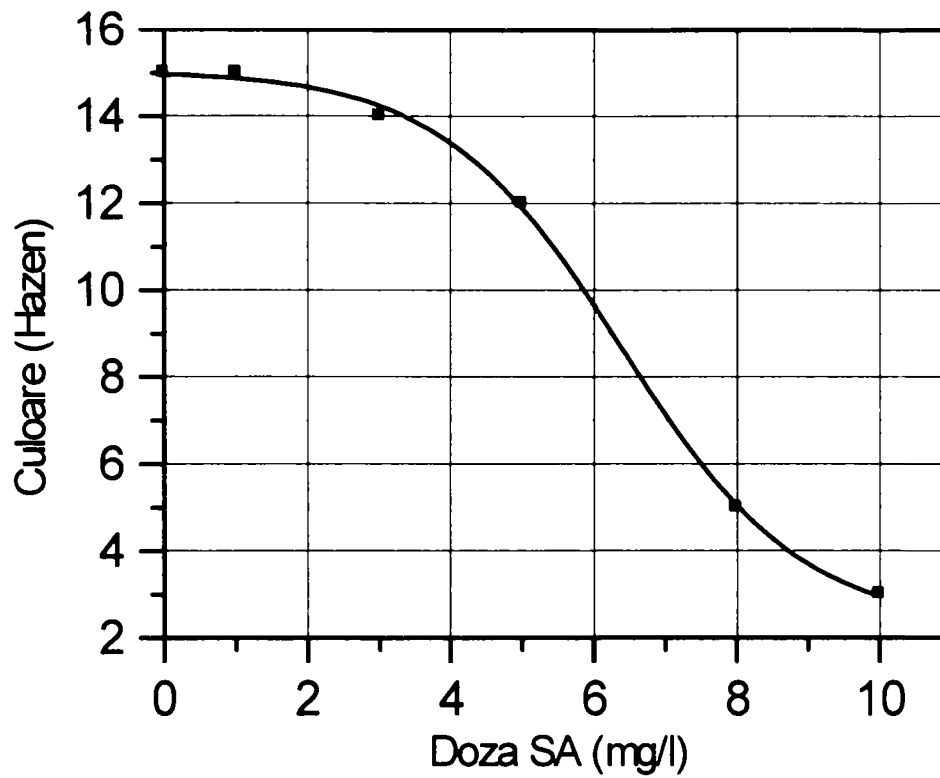


Figura 5.98. Variația culorii cu doza de SA la o doză zero de clor

Ecuția curbei este de tip:  $y = 2,2884 + 12,7546/(1+e^{(x-6.3937)/1.2524})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9997$ .

Tabelul 5.52.

Proba	1	2	3	4	5	6
SA(mg/l)	0	1	3	5	8	10
Cl <sub>2</sub> (mg/l)	1	1	1	1	1	1
T(NTU)	4,34	4,01	3,81	1,82	0,44	0,4
Culoare(Hazen)	15	14	14	9	5	4

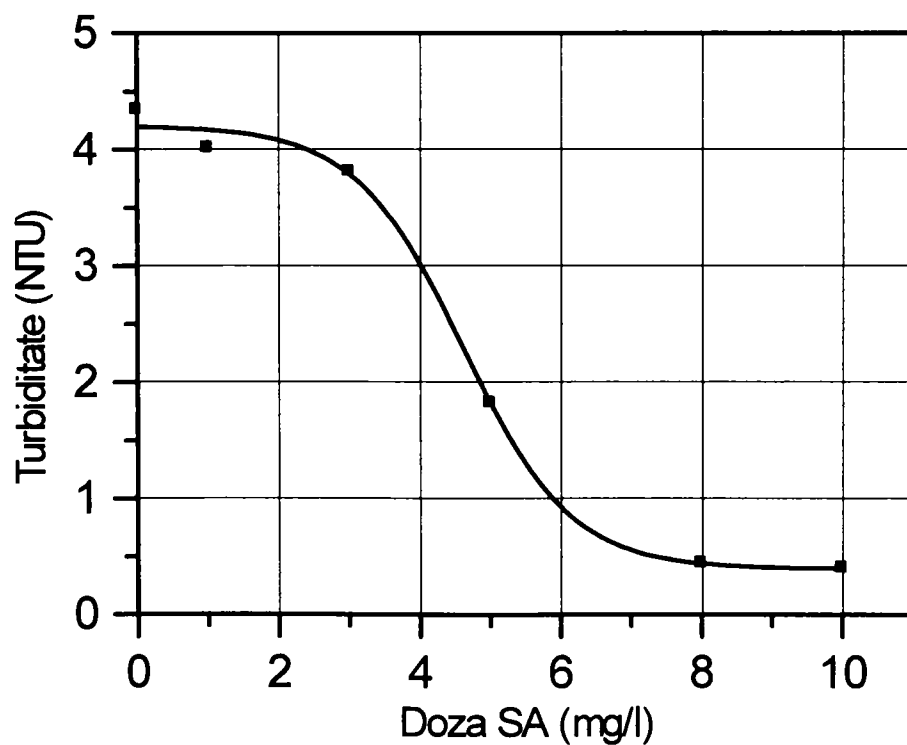


Figura 5.99. Variația turbidității cu doza de SA la o doză de clor de 1 mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 0,3951 + 3,8103/(1+e^{(x-4,6084)/0,7661})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9997$ .

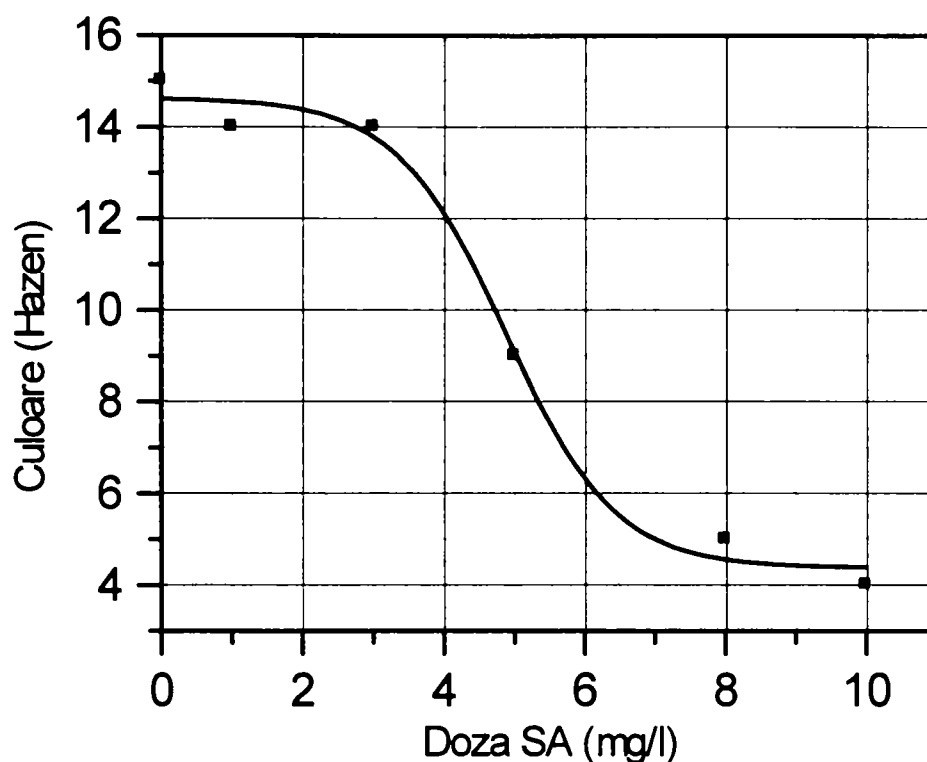


Figura 5.100. Variația culorii cu doza de SA la o doză de clor de 1mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 4,3910 + 10,2308/(1+e^{(x-4,8702)/0,7677})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9926$ .

Tabelul 5.53.

Proba	1	2	3	4	5	6
SA(mg/l)	0	1	3	5	8	10
Cl <sub>2</sub> (mg/l)	2	2	2	2	2	2
T(NTU)	4,23	3,74	3,63	1,48	0,4	0,37
Culoare(Hazen)	12	12	11	7	4	4

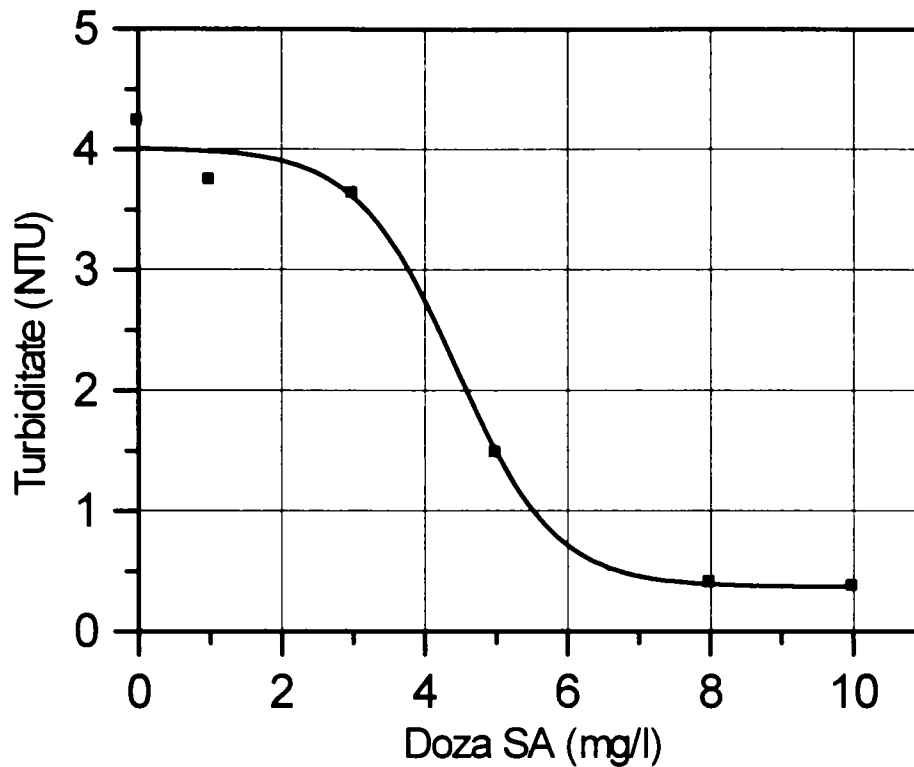


Figura 5.101. Variația turbidității cu doza de SA la o doză de clor de 2 mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 4,0117 - 3,6390/(1+e^{-(x-4.3235)/0.6918})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9928$ .

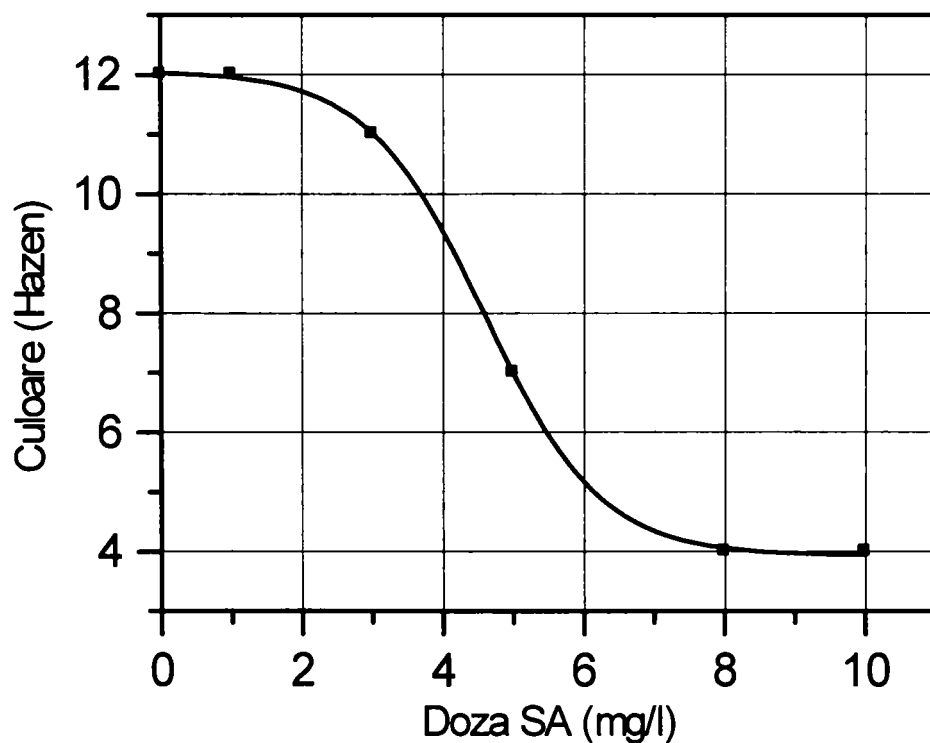


Figura 5.102. Variația culorii cu doza de SA la o doză de clor de 2 mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 3,9332 + 8,1283/(1+e^{(x-4.5816)/0.8258})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9998$ .

Tabelul 5.54.

Proba	1	2	3	4	5	6
SA(mg/l)	0	1	3	5	8	10
Cl <sub>2</sub> (mg/l)	3	3	3	3	3	3
T(NTU)	4,15	3,68	3,55	1,41	0,38	0,35
Culoare(Hazen)	12	12	11	7	3	3

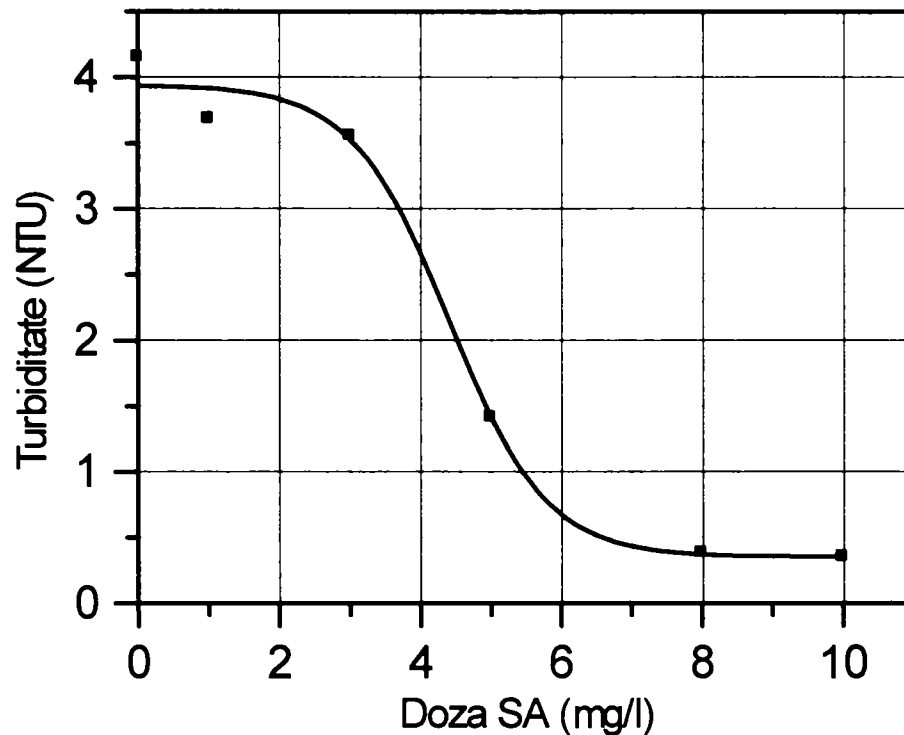


Figura 5.103. Variația turbidității cu doza de SA la o doză de clor 3 mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 3,9416 - 3,5721/(1+e^{-(x-4,4330)/0,5632})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9921$ .

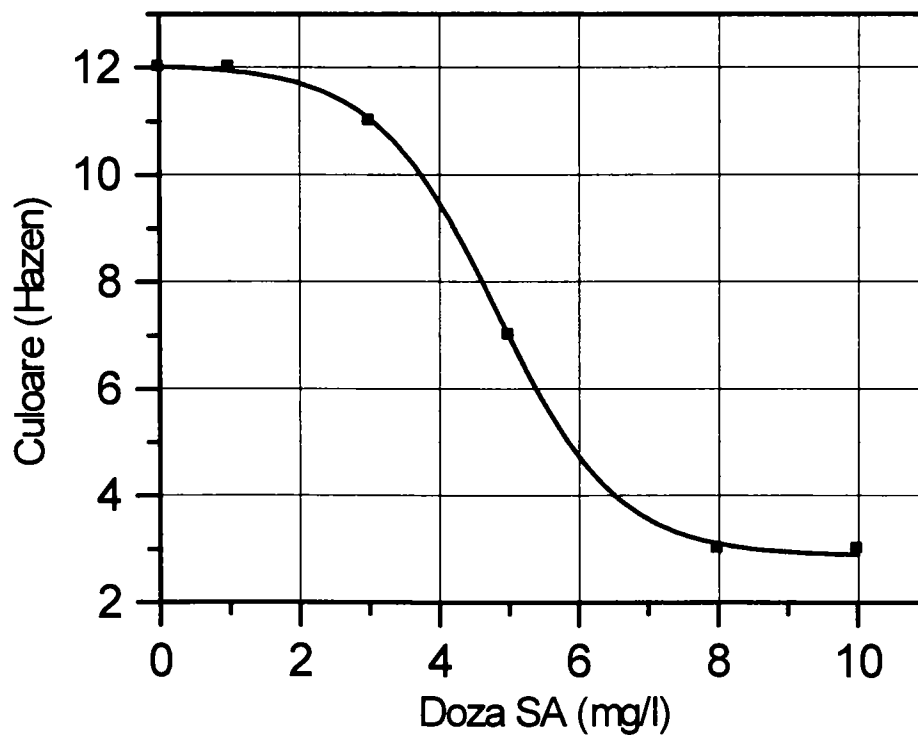


Figura 5.104. Variația culorii cu doza de SA la o doză de clor 3 mg/l

Ecuția curbei este de tip:  $y = 2,8804 + 9,1778/(1+e^{(x-4,8120)/0,8684})$   
 Coeficientul de regresie este  $R^2 = 0,9997$ .

Figurile 5.105 și 5.106 prezintă comparativ curbele de variație a turbidității și culorii la diferite doze de clor.

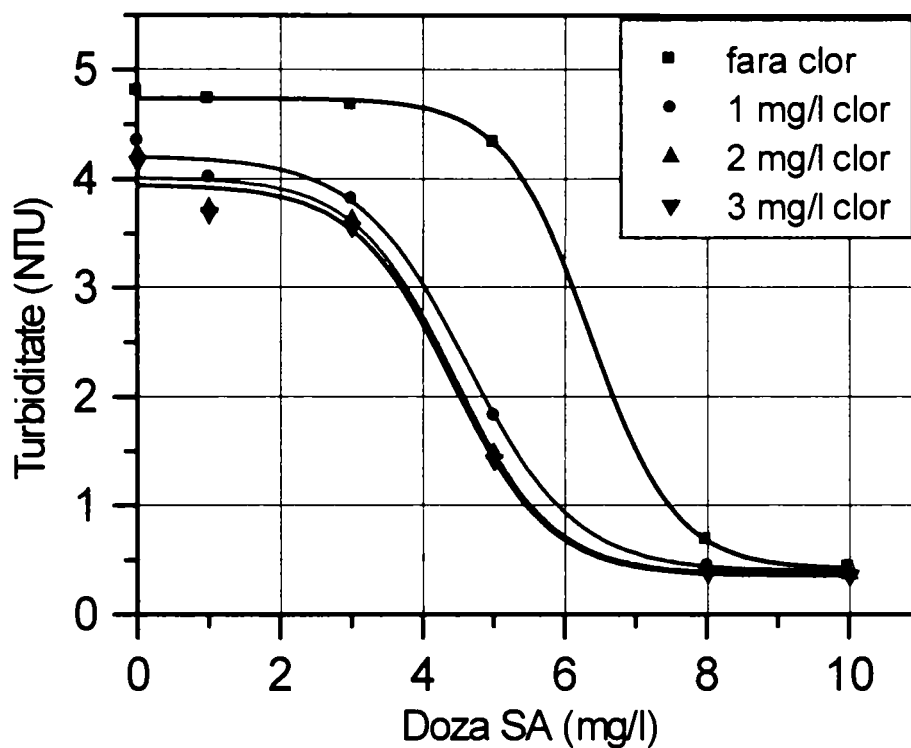


Figura 5.105. Curbele de variație a turbidității la diferite doze de clor

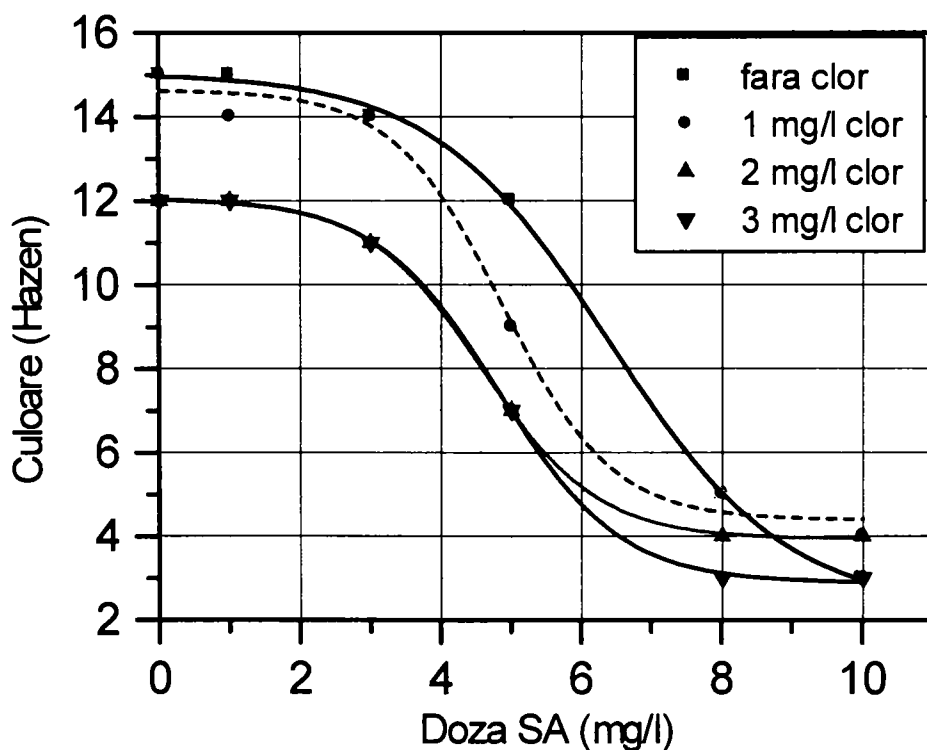


Figura 5.106. Curbele de variație a culorii la diferite doze de clor

Conform figurilor creșterea dozei de clor influențează favorabil procesul de coagulare prin scăderea turbidității al doză zero și a dozei necesare de coagulant dar la doze mici de clor conduce la creșterea culorii pentru aceeași doză de coagulant.

Tabelul 5.55 prezintă valorile clorului liber și total determinate pe diferitele operații ale Jar-Testului făcut cu apă distilată la o doză de clor de 2 mg/l.

Tabelul 5.55.

Proba	Operația	Clor liber (mg/l)	Clor total (mg/l)
1	Ag. rapidă 2 min	1,72	1,79
2	Ag. lentă 20 min.	1,67	1,77
3	Decantare 30 min.	1,55	1,55

Figurile 5.107 și 5.108 reprezintă pierderile procentuale de clor liber și clor total pe parcursul Jar-Testului.

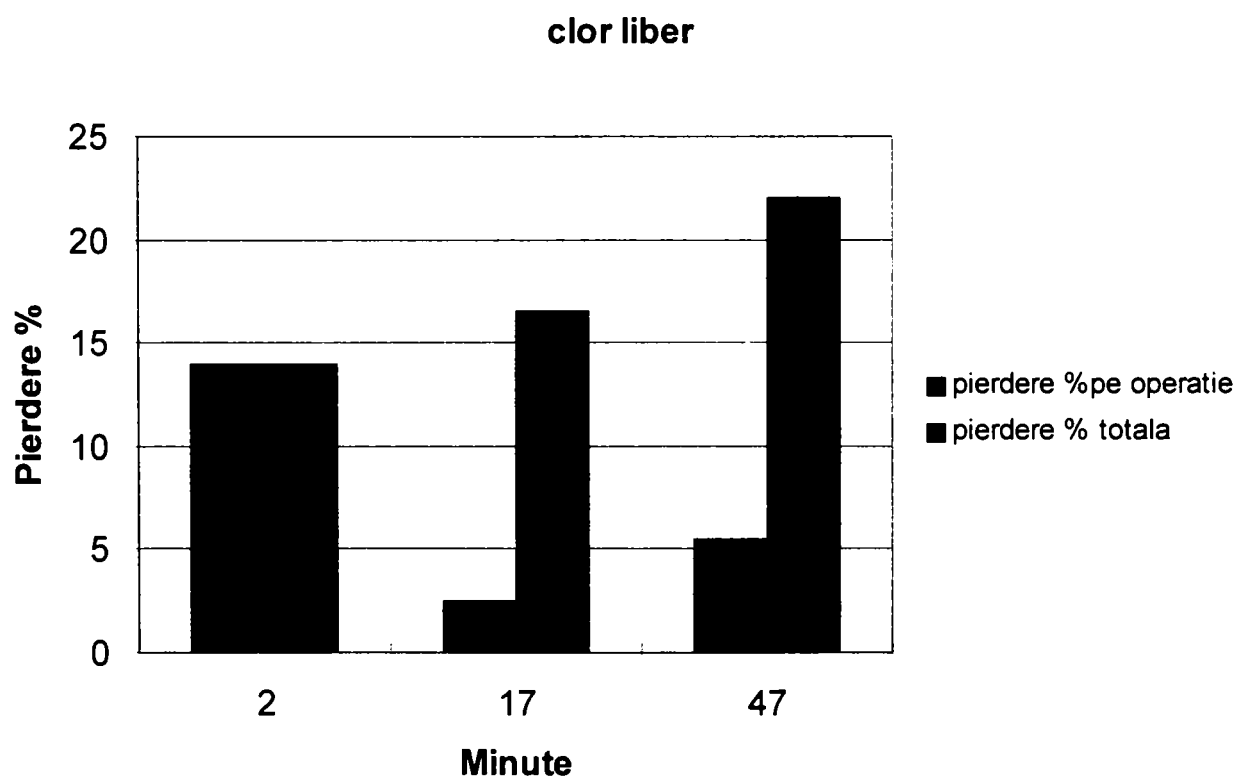


Figura 5.107. Pierderea procentuală a clorului liber pe parcursul Jar-Testului



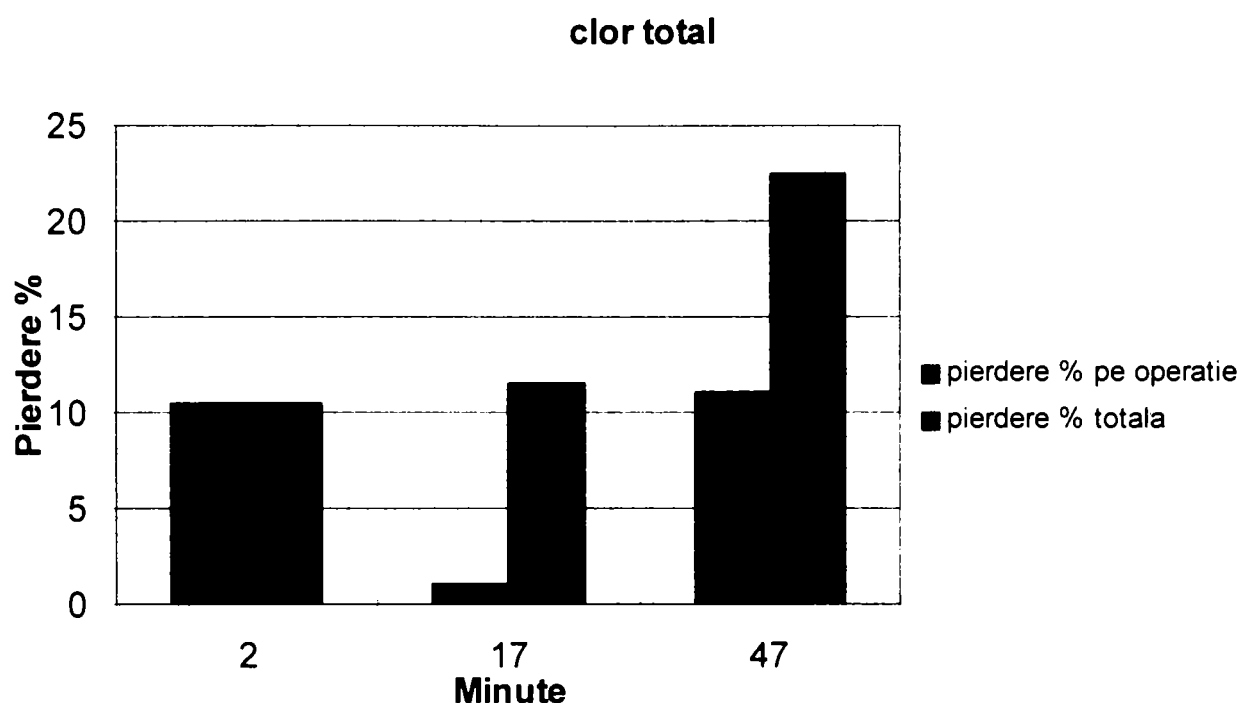


Figura 5.108. Pierderea de clor total pe parcursul Jar-Testului

Din cele două se observă o pierdere procentuală a clorului pe întreaga durată a Jar-Testului de 22% atât pentru clorul liber cât și pentru clorul total. Comparând pierderile pe fiecare operație se observă că cea mai mare pierdere se înregistrează la agitarea rapidă, cea mai mică la agitarea lentă.

Tabelul 5.56 prezintă variația clorului pe fluxul tehnologic de potabilizare a apei la Uzina 2 și al Uzina 4 Timișoara ale RAAC Aquatim SA, folosind metoda cu ortotoluidină și metoda cu DPD.

Tabelul 5.56.

	Metoda cu ortotoluidină		Metoda cu DPD	
	Cl <sub>2</sub> liber mg/l	Cl <sub>2</sub> total mg/l	Cl <sub>2</sub> liber mg/l	Cl <sub>2</sub> total mg/l
<b>Uzina 2</b>				
Ieșire cameră reacție ECR	1,2	1,5	1,7	2,1
Ieșire decantare ED	1,1	1,1	1,6	1,85
Ieșire filtrare EF	0,6	0,7	0,9	1
Ieșire rezervor ER	0,2	0,28	0,55	0,55
<b>Uzina 4</b>				
Ieșire cameră reacție ECR	1,1	1,2	1,15	1,45
Ieșire decantare ED	0,9	1	1	1,15
Ieșire filtrare EF	0,75	0,8	0,9	1,05
Ieșire rezervor ER	0,6	0,6	0,7	0,8

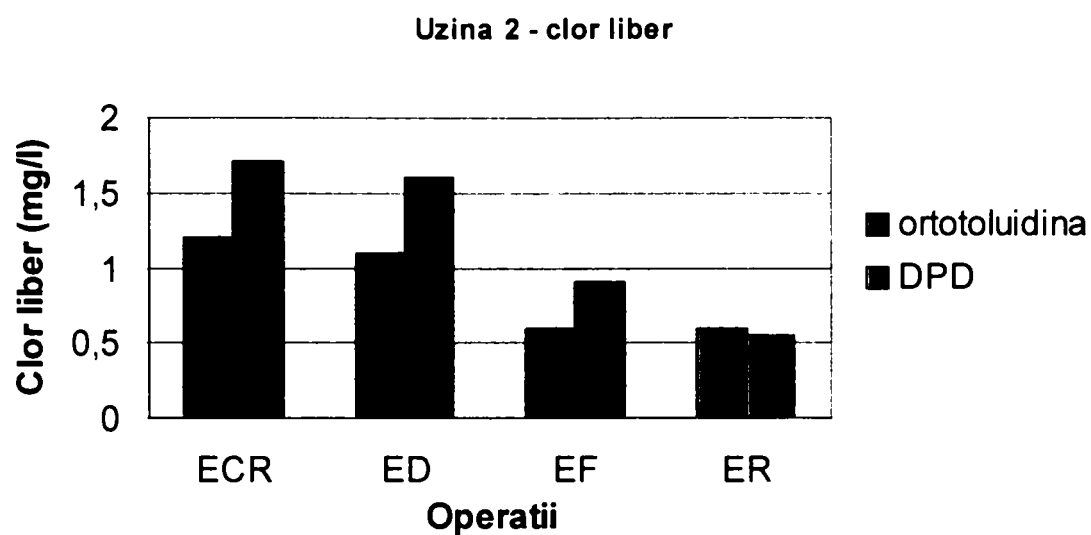


Figura 5.109. Variația clorului liber pe flux tehnologic la Uzina 2

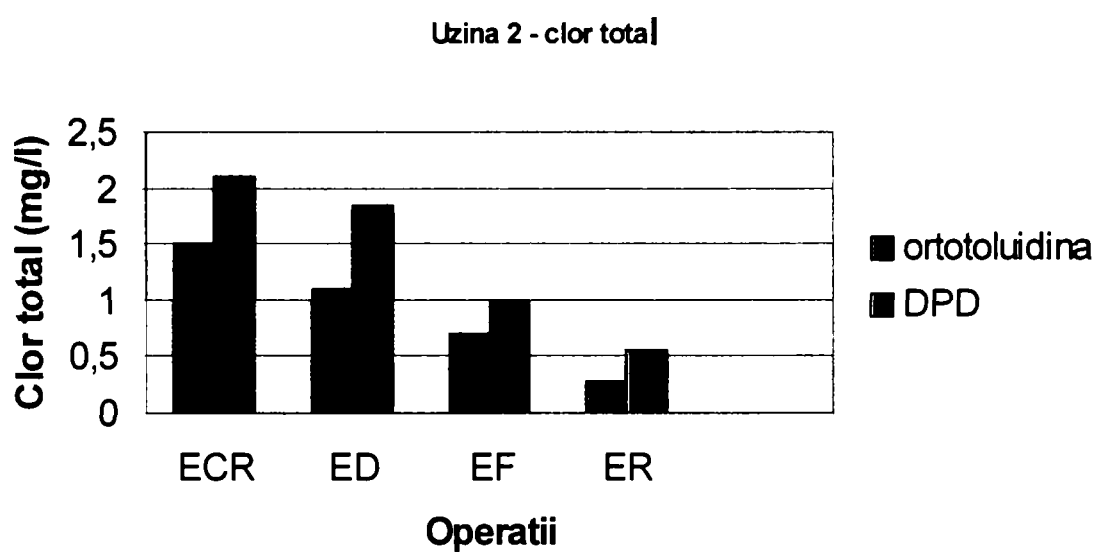


Figura 5.110. Variația clorului total pe flux tehnologic la Uzina 2

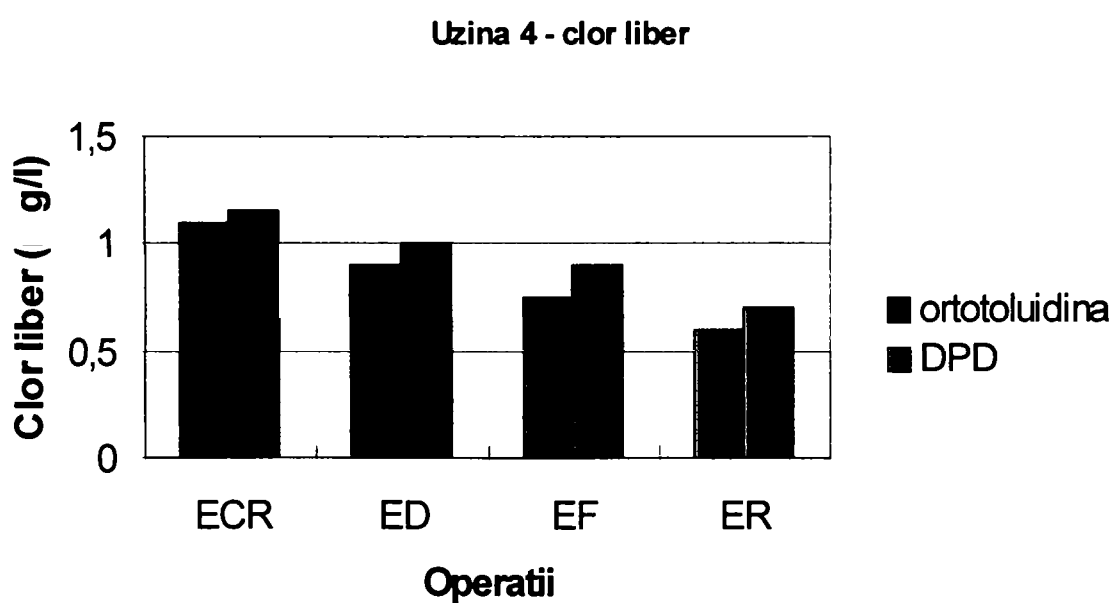


Figura 5.111. Variația clorului liber pe flux tehnologic la Uzina 4

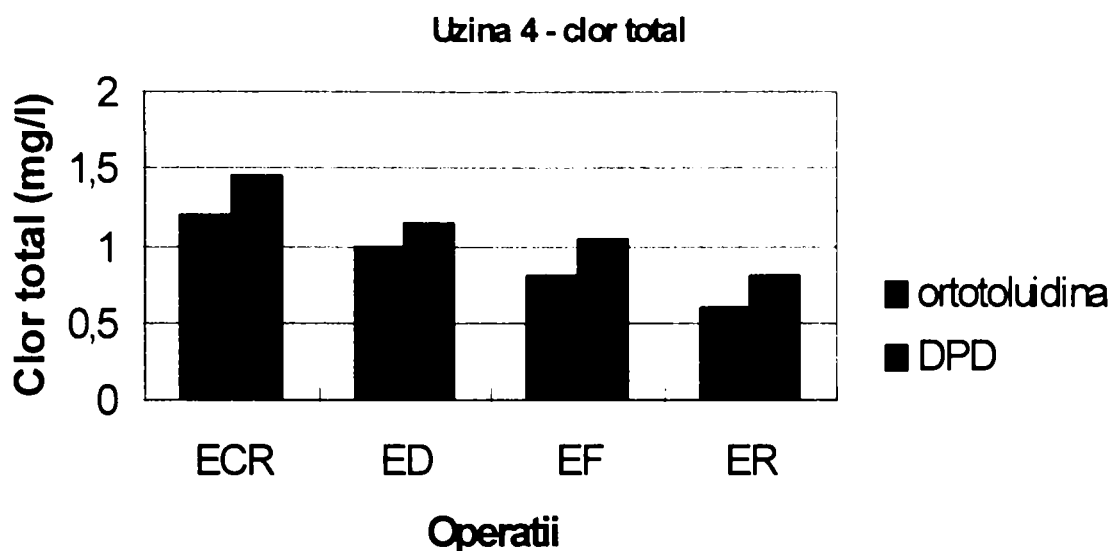


Figura 5.112. Variația clorului total pe flux tehnologic la Uzina 4.

Conform figurilor se observă scăderea clorului de-a lungul fluxului tehnologic. De remarcat este faptul că pierderile pe fiecare operație nu sunt mari, dar există diferențe mari între cele 2 metode, ele neputând fi corelate printr-un factor de corelare, metoda cu DPD arătând valori mai mari ale concentrației clorului.

Tabelul 5.57 prezintă concentrația principalilor THM la diferite doze de coagulant

Tabelul 5.57.

	Preclorare 3mg/l		Postclorare 3 mg/l	
	10	30	10	30
Doza SA mg/l	10	30	10	30
Cloroform ( $\mu\text{g/l}$ )	36	28	28	24
Diclorbrometan ( $\mu\text{l/l}$ )	16	6	7	5

Figurile 5.114 și 5.114 prezintă influența dozei de coagulant asupra formării trihalometanilor la preclorare și postclorare.

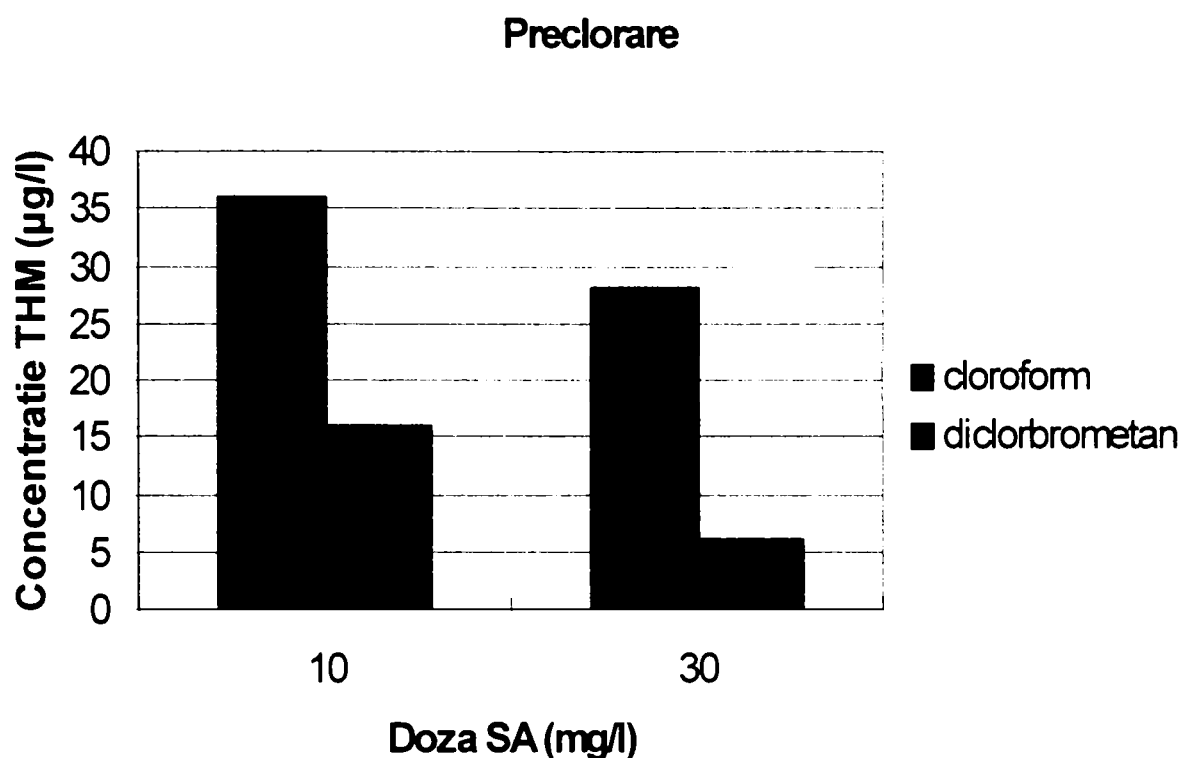


Figura 5.113. Influența dozei de coagulant asupra concentrației THM la preclorare

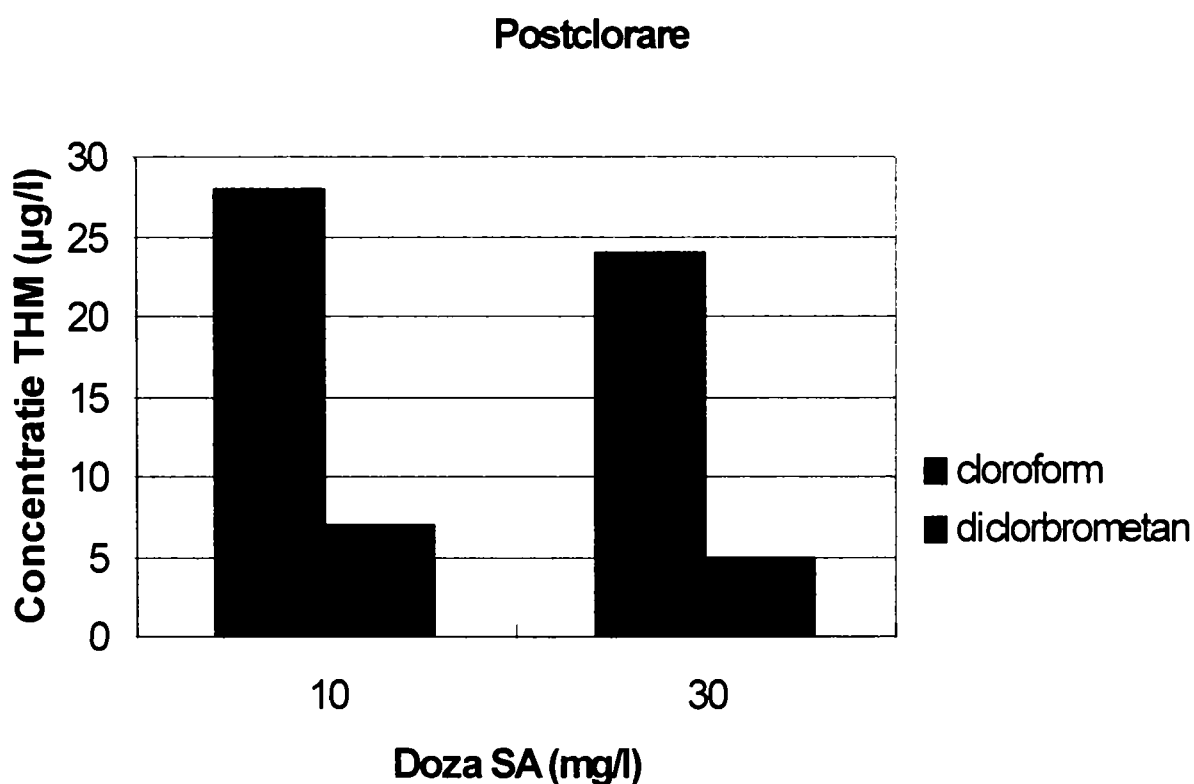


Figura 5.114. Influența dozei de coagulant asupra concentrației THM la postclorare

Conform figurilor o creștere a dozei de coagulant duce la obținerea unor concentrații mai mici de THM atât la preclorare cât și la postclorare, observându-se o scădere a concentrației a concentrației THM la aceeași doză de coagulant la postslorare în comparație cu preclorarea.

## CONCLUZII

1. Recircularea nămolului are o acțiune benefică asupra procesului de coagulare, îmbunătățind toți parametrii coagulării, pentru care se recomandă recircularea lui înainte de operația de amestecare.

2. Doza de nămol care se justifică este de 200 mg SU/l. Prezența nămolului recirculat reduce doza de coagulant cu 40%. Reducerea dozei de coagulant și efectul pozitiv al recirculării nămolului este cu atât mai mare cu cât doza de nămol este mai mare.

3. Reducerea dozei de coagulant s-a explicat prin reducerea turbidității la doză zero și implicit a dozei critice.

4. Recircularea nămolului nu influențează timpul critic și nici timpul necesar agitării lente.

5. Recircularea nămolului conduce la scăderea accentuată a concentrației aluminiului rezidual.

6. Recircularea ASF este benefică în procesul de coagulare-decantare conducând la reducerea cu 33% a dozei de coagulant la un raport de 12,5 - 25% de ASF și reducerea cu 50% a concentrației aluminiului rezidual. Performanțele sunt cu atât mai ridicate cu cât procentul de ASF din amestec este mai mare.

7. Recircularea ASF nu reduce timpul de agitare lentă definit prin timpul critic de agitare lentă, parametru care ar putea explica performanțele care se realizează.

8. Recircularea ASF reduce însă turbiditatea la doză zero  $T_0$ . Această reducere este proporțională cu procentul de ASF. Această reducere explică și performanțele realizate prin recircularea ASF.

9. Procesul clasic de tratare a apei de suprafață care cuprinde operațiile: coagulare, floculare, decantare, filtrare, reduce concentrația majoritatea formelor aluminiului rezidual, în special a aluminiului total reactiv (cu 81,7 %), cât și a aluminiului particulat (96 %), în special atunci când turbiditatea apei brute este mare.

10. În cazul unor turbidități reduse ale apei brute utilizarea sulfatului de aluminiu la tratarea apei, poate duce la creșterea concentrației aluminiului rezidual în apa potabilă și deci a formelor sub care se prezintă acesta. Majoritatea formelor aluminiului rezidual cresc cu 20 % până la 75 %, mai puțin aluminiul particulat. În acest caz recircularea nămolului poate fi o soluție, pentru reducerea concentrației aluminiului rezidual.

11. În apa brută cea mai mare parte din aluminiu este aluminiul particulat (mai ales în cazul în care turbiditatea apei brute este ridicată) cu valori între 57 și 86 %, aluminiul dizolvat având valori mult mai mici cuprinse între 14 și 43 %. În apa potabilă însă concentrația aluminiului particulat este mai mică, aluminiul dizolvat fiind majoritar, peste 80 %, indiferent de turbiditatea apei brute. Rezultatele demonstrează că operațiile procesului tehnologic de tratare a apei, dar în special filtrarea, duc la scăderea accentuată a aluminiului particulat din apa potabilă.

12. În apa brută cea mai mare parte a aluminiului dizolvat s-a dovedit a fi de natură organică. În apa potabilă, concentrația aluminiului dizolvat anorganic crește având valori cuprinse între 60 și 80 %. Acest lucru se poate datora faptului că materialele humice cu capacitate de complexare mare a aluminiului au fost îndepărtate iar materiile organice reziduale manifestă o capacitate de legare a aluminiului scăzută.

13. Consumul și necesarul de clor este practic constant la aceeași doză de clor, influența dozei de coagulant este practic nulă. Consumul de clor la preclorare este mai mare decât cel de la postclorare cu aproximativ 11%.

14. Consumul și necesarul de clor crește cu creșterea dozei de clor, consumul fiind mai mare la preclorare

15. Preclorarea influențează favorabil procesul de coagulare prin creșterea dozei de clor duce la scăderea turbidității la doză zero și a dozei necesare de coagulant dar la doze mici conduce la creșterea culorii pentru aceeași doză de coagulant.

16. Din punctul de vedere al scăderii clorului de-a lungul fluxului tehnologic de remarcat este faptul că pierderile pe fiecare operație nu sunt mari, dar există diferențe mari între cele două metode, ele neputând fi corelate printr-un factor de corelare, metoda cu DPD arătând valori mai mari ale concentrației clorului.

17. Se observă o pierdere procentuală a clorului pe întreaga durată a Jar-Testului de 22% atât pentru clorul liber cât și pentru clorul total. Comparând pierderile pe fiecare operație se observă că cea mai mare pierdere se înregistrează la agitarea rapidă, cea mai mică la agitarea lentă. Pierderea clorului liber este mai mare decât pierderea clorului total pe anumite faze lucru explicabil prin faptul că o parte din clorul liber trece în clor legat.

18. O creștere a dozei de coagulant duce la obținerea unor concentrații mai mici de THM atât la preclorare cât și la postclorare, observându-se o scădere a concentrației a concentrației THM la aceeași doză de coagulant la postclorare în comparație cu preclorarea.

## 6. Relații de interdependență dintre parametrii caracteristici

Relațiile de interdependență dintre parametrii au fost obținute cu ajutorul programului Origin Lab 6, iar reprezentările grafice tridimensionale și modelele matematice corespunzătoare acestora au fost obținute cu ajutorul programului Statistica 6.0. (figurile 6.1 – 6.51)

### 6.1. Relații de interdependență dintre parametrii caracteristici pentru apa subterană

#### 6.1.1. Recirculare apă filtrare I (deferizare)

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare lentă la doză zero de nămol recirculat. Ecuația este  $y = 0,7772 + 0,7355 x - 0,0146 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare lentă la o doză de nămol recirculat de 5 ml. Ecuația este  $y = 1,9579 + 0,8135 x - 0,0212 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare lentă la o doză de nămol recirculat de 10 ml. Ecuația este  $y = 1,6435 + 0,7438 x - 0,0186 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare lentă la o doză de nămol recirculat de 20 ml. Ecuația este  $y = 1,4679 + 0,6628 x - 0,0133 x^2$ .

Dependența concentrației  $CO_2$  de timpul de agitare lentă, la doză zero de nămol recirculat. Ecuația este  $y = 49,2200 - 1,4277 x - 0,0141 x^2$ .

Dependența concentrației  $CO_2$  de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol recirculat de 5 ml. Ecuația este  $y = 47,3440 - 2,3320 x + 0,0275 x^2$ .

Dependența concentrației  $CO_2$  de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol recirculat de 10 ml. Ecuația este  $y = 49,8960 - 1,9768 x + 0,0117 x^2$ .

Dependența concentrației  $CO_2$  de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol recirculat de 20 ml. Ecuația este  $y = 53,1520 - 2,0365 x + 0,0078 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare rapidă, la doză zero de nămol recirculat. Ecuația este:  
 $y = 0,8198 + 1,3556 x - 0,0702 x^2 + 0,0012 x^3$ .



Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol recirculat de 10 ml. Ecuația este:

$$y = 1,4838 + 1,3190 x - 0,0711 x^2 + 0,0013 x^3.$$

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol recirculat (supernatant) de 20 ml. Ecuația este:

$$y = 1,4356 + 1,3185 x - 0,0753 x^2 + 0,0015 x^3.$$

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol recirculat de 20 ml. Ecuația este:

$$y = 1,8447 + 1,2732 x - 0,0705 x^2 + 0,0013 x^3.$$

Dependența pH -ului, de timpul de agitare rapidă la doză zero de nămol recirculat. Ecuația este:  $y = 6,9820 + 0,0052 x + 9,375 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Dependența pH -ului, de timpul de agitare rapidă la o doză de nămol recirculat de 10 ml. Ecuația este:  $y = 6,9900 + 0,0197 x + 4,4642 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Dependența pH -ului, de timpul de agitare rapidă la o doză de nămol recirculat (supernatant) de 20 ml. Ecuația este:

$$y = 6,9760 + 0,0123 x + 5,8035 \cdot 10^{-4} x^2.$$

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol recirculat de 20 ml. Ecuația este:

$$y = 6,9520 + 0,0111 x + 6,6964 \cdot 10^{-4} x^2.$$

Dependența concentrației  $O_2$  la doză zero, funcție de timpul de agitare. Ecuația este:  $y = 1,1817 + 0,6610 x - 0,0117 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la echilibru la doză zero, funcție de timpul de agitare. Ecuația este:  $y = 10,0128 - 0,0233 x - 1,3392 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la o doză de 5 ml nămol, funcție de timp, agitare lentă. Ecuația este:  $y = 2,3421 + 0,7635 x - 0,0202 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la echilibru la o doză de 5 ml nămol, funcție de timp, agitare lentă. Ecuația este:  $y = 10,0021 - 0,0258 x + 2,23214 \cdot 10^{-5} x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la o doză de 10 ml nămol, funcție de timp, agitare lentă. Ecuația este:  $y = 2,0525 + 0,6741 x - 0,0160 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la echilibru la o doză de 10 ml nămol, funcție de timp, agitare lentă. Ecuația este:  $y = 9,9057 - 0,0302 x + 8,9285 \cdot 10^{-5} x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la o doză de 20 ml nămol, funcție de timp, agitare lentă. Ecuația este:  $y = 1,3164 + 0,6896 x - 0,0143 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la echilibru la o doză de 20 ml nămol, funcție de timp, agitare lentă. Ecuația este:  $y = 9,9464 - 0,0249 x - 2,23214 \cdot 10^{-5} x^2$

Dependența concentrației  $O_2$  la doză zero de nămol, funcție de timp, agitare rapidă. Ecuația este:  $y = 1,9775 + 0,9151 x - 0,0261 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la echilibru la doză zero de nămol, funcție de timp, agitare rapidă. Ecuația este:  $y = 9,8057 - 0,0292 x + 8,9285 \cdot 10^{-5} x^2$

Dependența concentrației  $O_2$  la o doză de 10 ml nămol, funcție de timp, agitare rapidă. Ecuația este:  $y = 2,6425 + 0,8649 x - 0,0249 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la echilibru la o doză de 10 ml nămol, funcție de timp, agitare rapidă. Ecuația este:  $y = 9,8189 - 0,0344 x + 3,90625 \cdot 10^{-4} x^2$

Dependența concentrației  $O_2$  la o doză de 20 ml supernatant, funcție de timpul de agitare, agitare rapidă. Ecuația este:  $y = 2,6392 + 0,8269 x - 0,0240 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la echilibru la o doză de 20 ml supernatant, funcție de timpul de agitare, agitare rapidă. Ecuația este:  
 $y = 9,7492 - 0,0279 x + 6,69642 \cdot 10^{-5} x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la o doză de 20 ml nămol, funcție de timp, agitare rapidă. Ecuația este:  $y = 2,9682 + 0,8201 x - 0,0237 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  la echilibru la o doză de 20 ml nămol, funcție de timp, agitare rapidă. Ecuația este:  $y = 9,9150 - 0,0304 x + 6,69642 \cdot 10^{-5} x^2$ .

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la doză zero de nămol. Ecuația este  $y = 5,3960 + 0,1047 x - 0,0101 x^2$ .

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de 5 ml nămol. Ecuația este:  
 $y = 4,4340 + 0,0842 x - 0,0109 x^2$ .

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de 10 ml nămol. Ecuația este:  
 $y = 3,9300 + 0,0377 x - 0,0079 x^2$ .

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de 20 ml nămol. Ecuația este:

$$y = 4,3740 + 0,0017 x - 0,0058 x^2.$$

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare rapidă, la doză zero de nămol. Ecuația este:

$$y = 4,1800 + 0,1659 x - 0,0127 x^2.$$

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol de 10 ml. Ecuația este:

$$y = 3,7140 + 0,0336 x - 0,0101 x^2.$$

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol (supernatant) de 20 ml. Ecuația este:

$$y = 3,9540 + 0,11701 x - 0,0125 x^2.$$

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare rapidă, la o doză de nămol de 20 ml. Ecuația este:

$$y = 3,6580 - 0,0333 x - 0,0058 x^2.$$

Variația turbidității în funcție de timpul de agitare rapidă la doză zero de nămol. Ecuația este:  $y = 2,2060 - 0,7211 x + 0,0594 x^2$ .

Variația turbidității în funcție de timpul de agitare rapidă la o doză de nămol (supernatant) de 20 ml. Ecuația este:  $y = 0,7840 - 0,3177 x + 0,0435 x^2$ .

Variația turbidității în funcție de timpul de agitare rapidă la o doză de nămol de 10 ml. Ecuația este:  $y = -2,8400 + 0,4982 x + 0,0370 x^2$ .

Variația turbidității în funcție de timpul de agitare rapidă la o doză de nămol de 30 ml. Ecuația este:  $y = 1,2600 - 0,3925 x + 0,1156 x^2$ .

Dependența variației turbidității de doza de nămol. Ecuația este:

$$y = 3,72 + 6,22688 x.$$

Timpe de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie CO<sub>2</sub>  
 $z = -38,2328 - 53,757 \cdot x + 88,9285 \cdot y + 0,9733 \cdot x \cdot x + 0,9443 \cdot x \cdot y - 3,1971 \cdot y \cdot y$

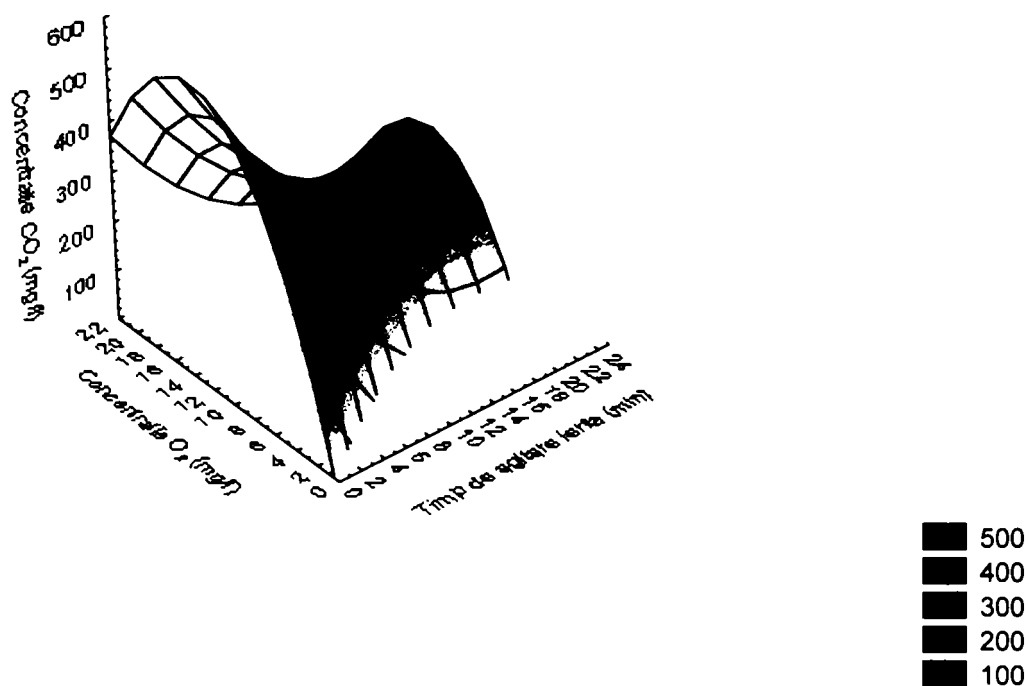


Figura 6.1. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la doză zero de nămol

Timpe de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie CO<sub>2</sub>  
 $z = 52,4775 - 1,5949 \cdot x - 3,2595 \cdot y + 0,1255 \cdot x \cdot x - 0,4372 \cdot x \cdot y + 0,6103 \cdot y \cdot y$

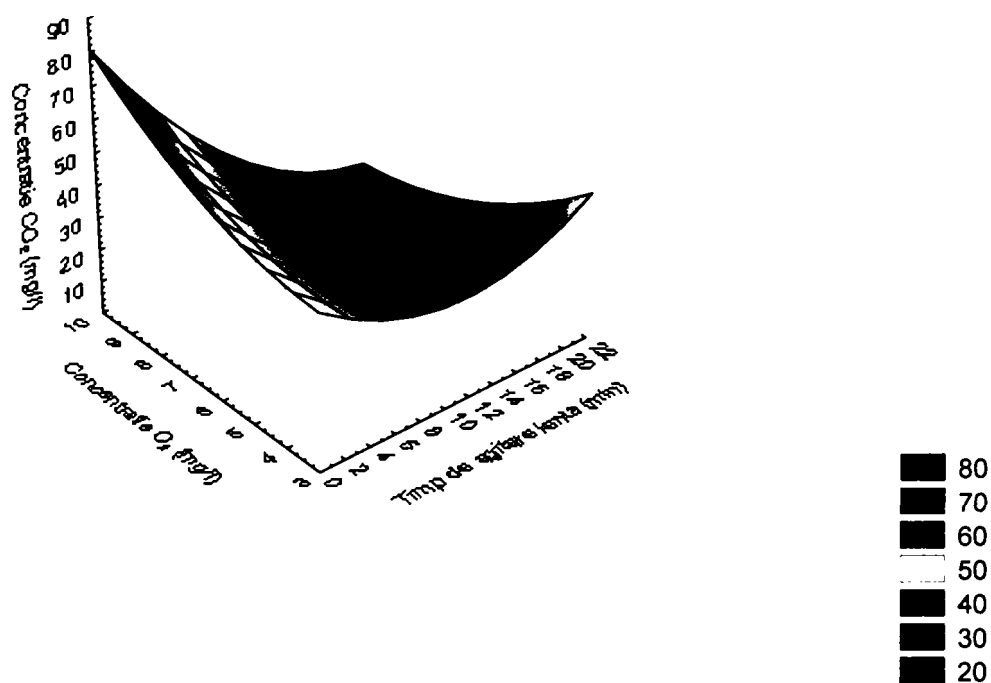


Figura 6.2. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la o doză de nămol de 5 ml

Timp de agitare lentă - concentrație O<sub>2</sub> - concentrație CO<sub>2</sub>  
 $z = 92,1376 + 34,6376 \cdot x - 37,5651 \cdot y - 0,1642 \cdot x \cdot x - 2,5559 \cdot x \cdot y + 1,2779 \cdot y \cdot y$

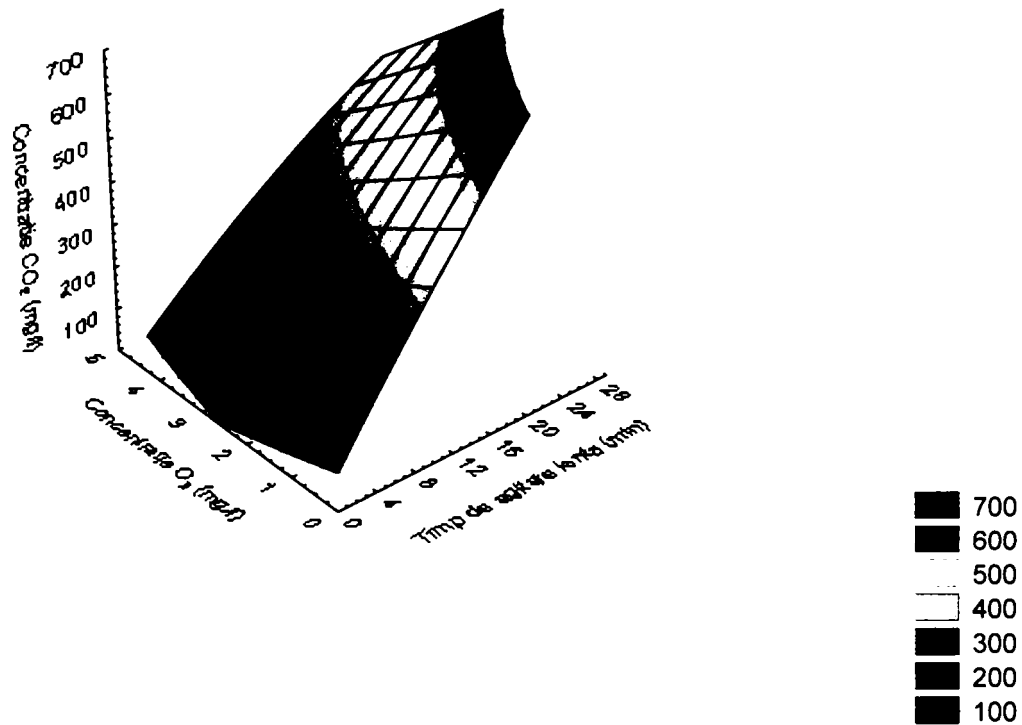


Figura 6.3. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la o doză de nămol de 10 ml

Timp de agitare lentă - concentrație O<sub>2</sub> - concentrație CO<sub>2</sub>  
 $z = 117,295 + 24,2305 \cdot x - 45,3855 \cdot y - 0,1236 \cdot x \cdot x - 1,7122 \cdot x \cdot y + 2,3902 \cdot y \cdot y$

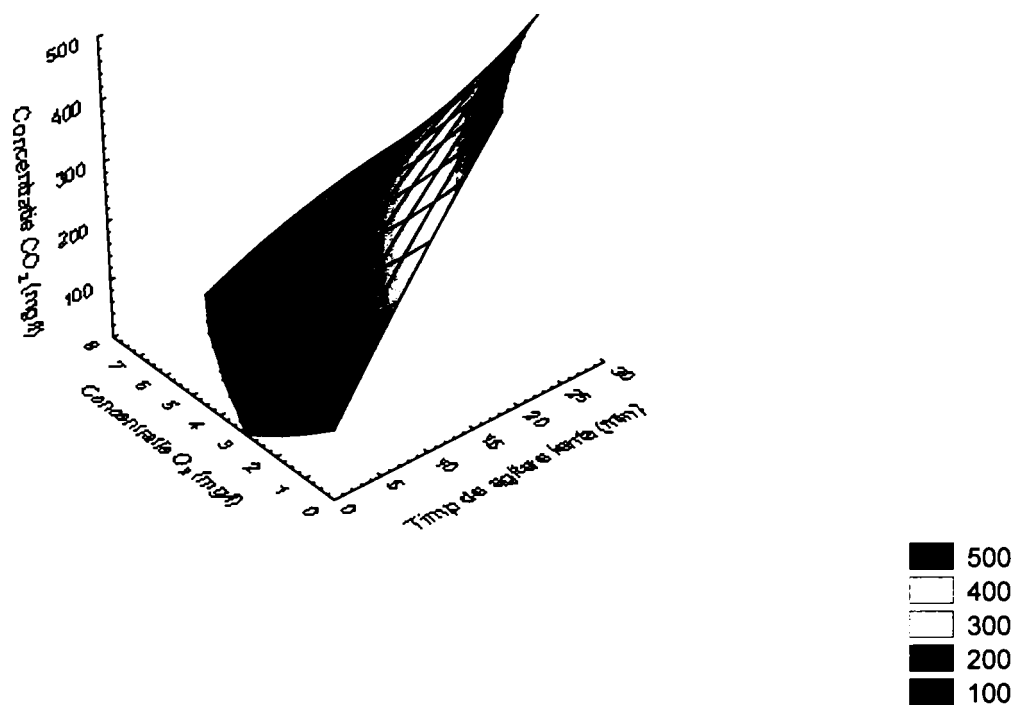


Figura 6.4. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la o doză de nămol de 20 ml

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - pH  
 $z = 6,8959 - 0,0431 * x + 0,0624 * y + 0,0005 * x * x + 0,0059 * x * y - 0,0059 * y * y$

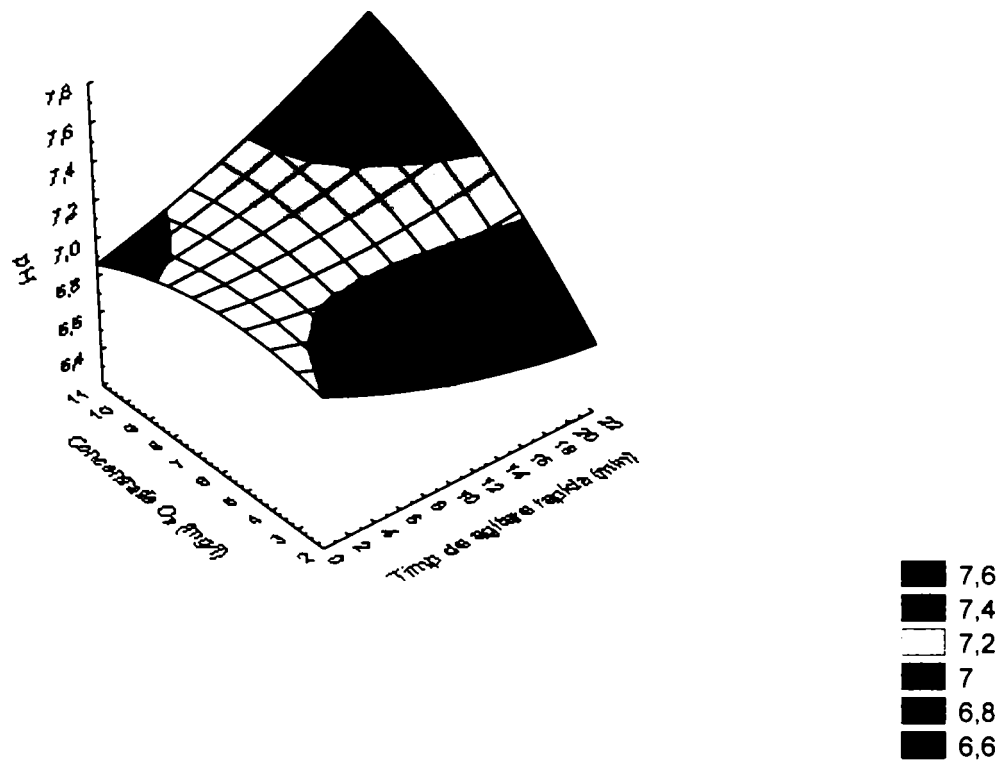


Figura 6.5. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la doză zero de nămol

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - pH  
 $z = 6,9141 + 0,0418 * x + 0,0293 * y - 0,001 * x * x + 0,003 * x * y - 0,0067 * y * y$

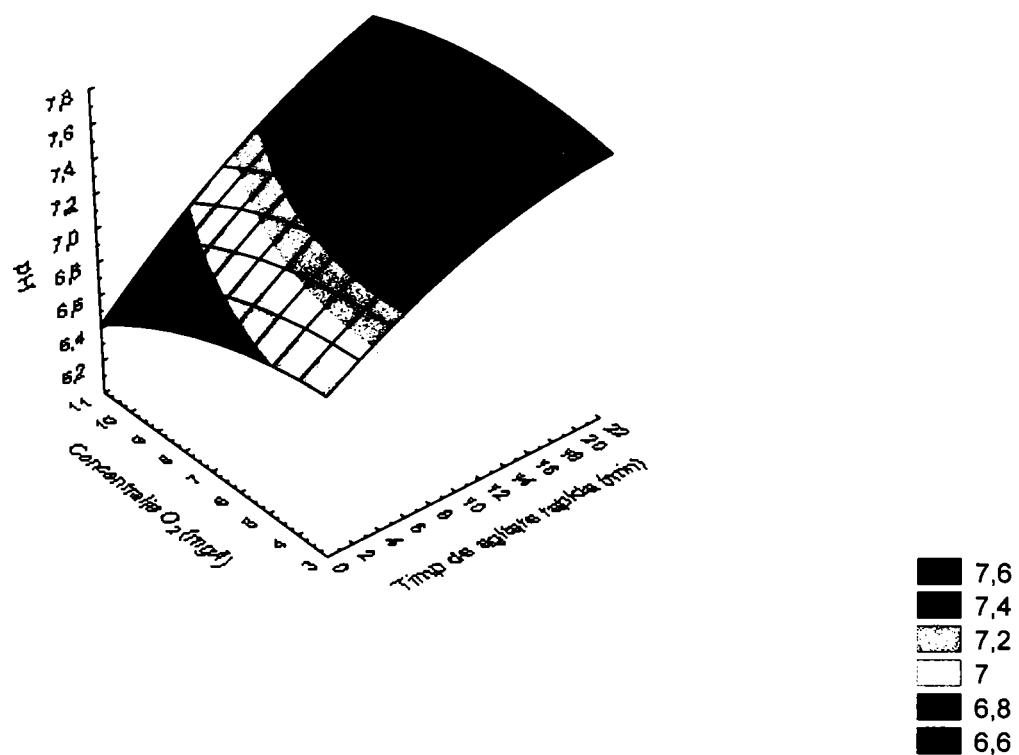


Figura 6.6. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 10 ml

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - pH  
 $z = 6,8154 - 0,1306 * x + 0,1263 * y + 0,0003 * x * x + 0,0143 * x * y - 0,0095 * y * y$

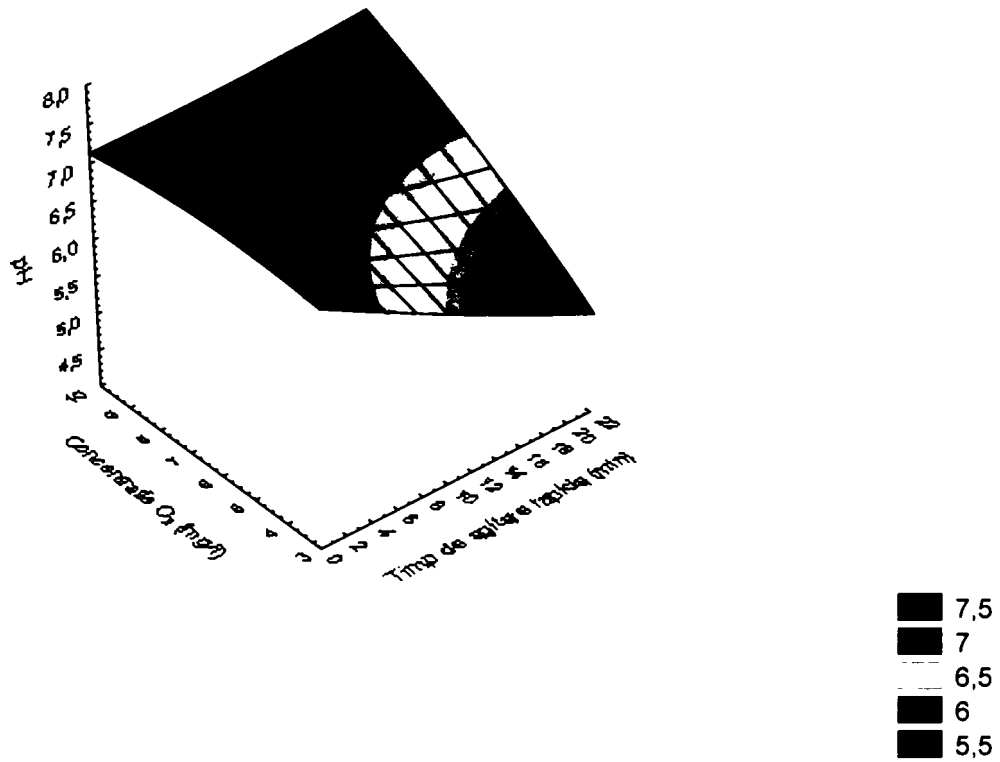


Figura 6.7. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 20 ml supernatant

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - pH  
 $z = 8,0092 + 0,8394 * x - 0,658 * y - 0,0037 * x * x - 0,0617 * x * y + 0,0304 * y * y$

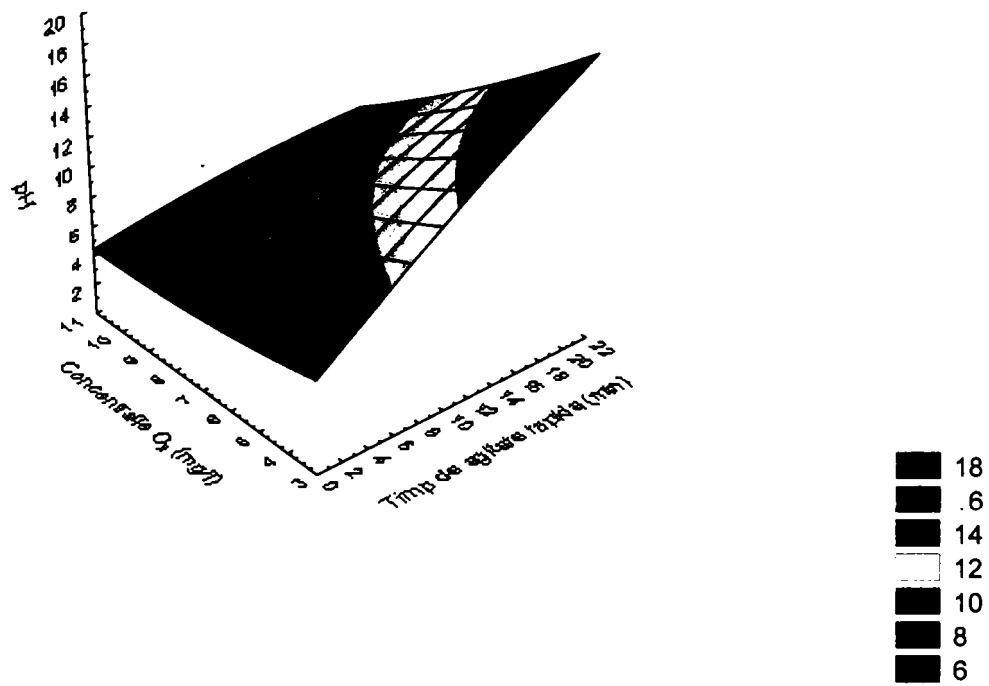


Figura 6.8. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 20 ml



Timp de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie O<sub>2</sub> la echilibru  
 $z = 10,0167 - 0,0149 * x + 0,0273 * y - 0,0065 * x * x + 0,0257 * x * y - 0,0305 * y * y$

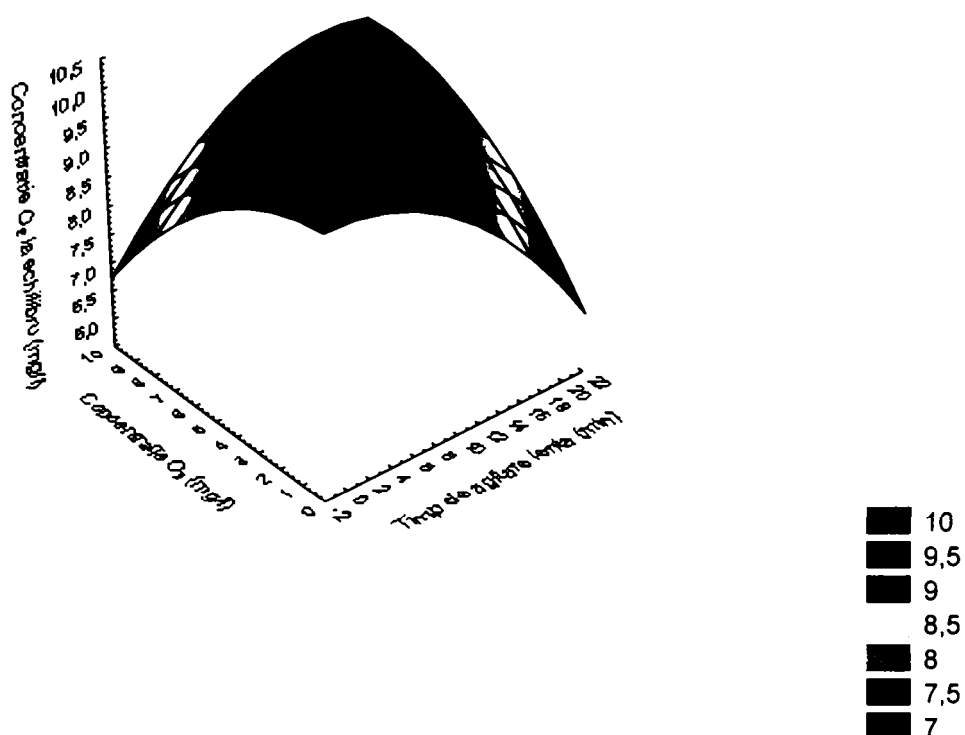


Figura 6.9. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la doză zero de nămol

Timp de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie O<sub>2</sub> la echilibru  
 $z = 10,3222 + 0,0666 * x - 0,1719 * y + 0,0007 * x * x - 0,0115 * x * y + 0,0155 * y * y$

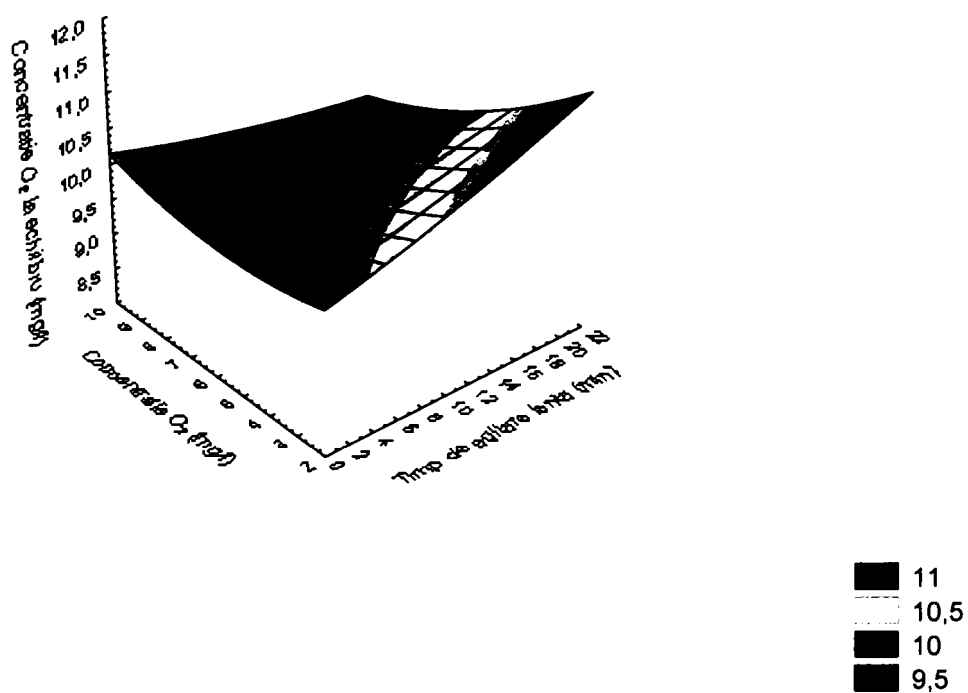


Figura 6.10. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 5 ml

Timp de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie O<sub>2</sub> la echilibru

$$z = 11,3752 + 0,4324 \cdot x - 0,866 \cdot y + 0,0026 \cdot x \cdot x - 0,0546 \cdot x \cdot y + 0,074 \cdot y \cdot y$$

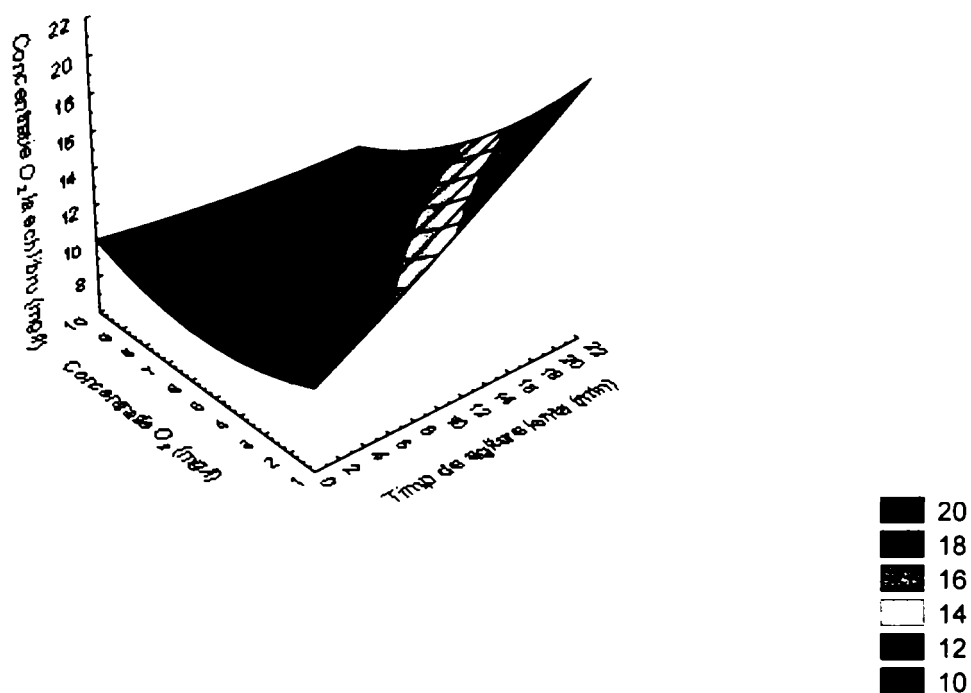


Figura 6.11. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 10 ml

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie O<sub>2</sub> la echilibru

$$z = 9,5699 - 0,2252 \cdot x + 0,2844 \cdot y + 0,0044 \cdot x \cdot x - 0,0011 \cdot x \cdot y + 0,0019 \cdot y \cdot y$$

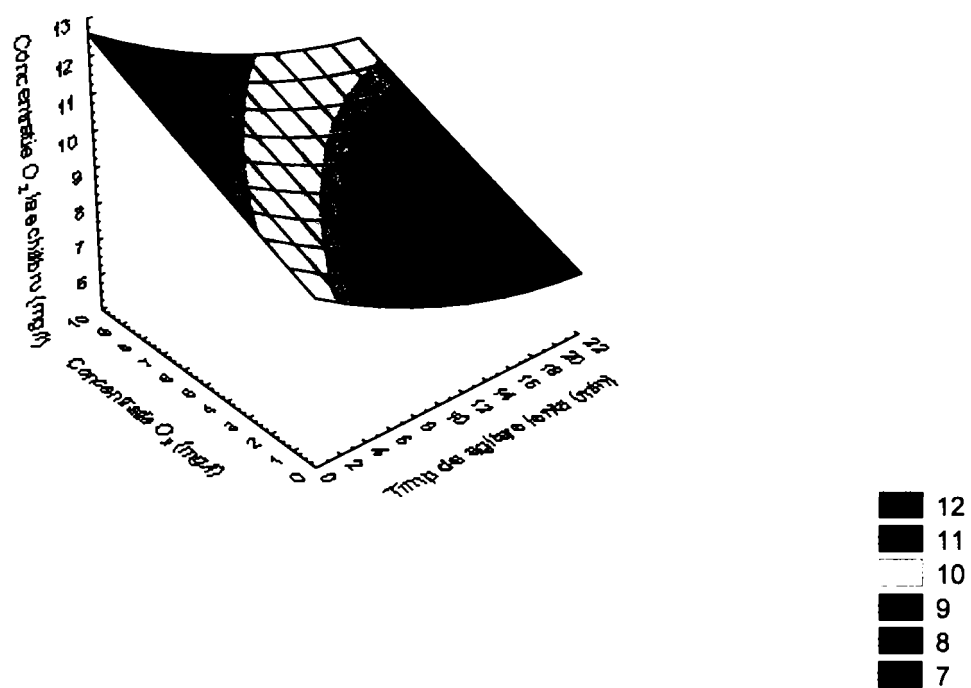


Figura 6.12. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 20 ml

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie O<sub>2</sub> la echilibru  
 $z = 14,6178 + 2,2255 \cdot x - 2,9017 \cdot y - 0,0044 \cdot x \cdot x - 0,1983 \cdot x \cdot y + 0,2044 \cdot y \cdot y$

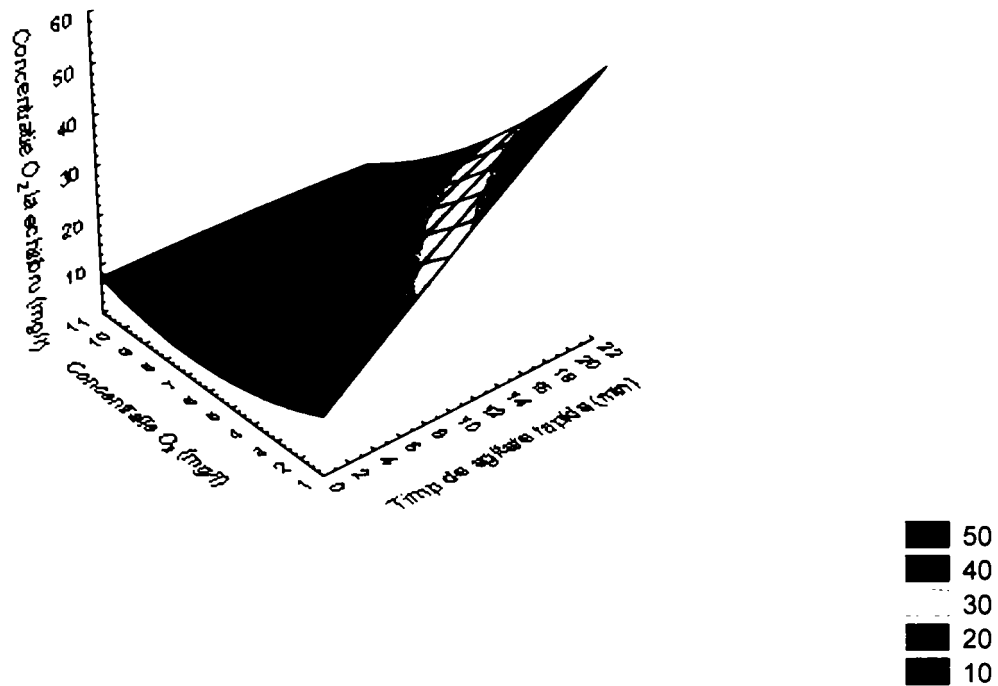


Figura 6.13. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la doză zero de nămol

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie O<sub>2</sub> la echilibru  
 $z = 5,8515 - 1,3719 \cdot x + 1,874 \cdot y + 0,0021 \cdot x \cdot x + 0,12 \cdot x \cdot y - 0,1283 \cdot y \cdot y$

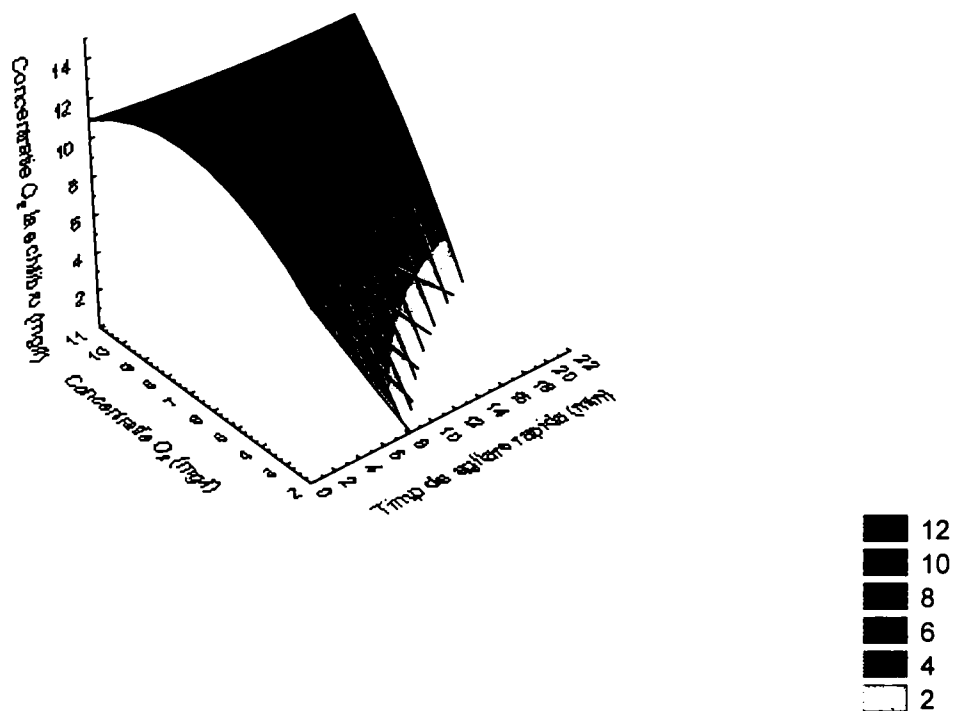


Figura 6.14. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 10 ml

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie O<sub>2</sub> la echilibru

$$z = 7,5399 - 0,8306 * x + 1,0486 * y + 0,0021 * x * x + 0,0702 * x * y - 0,0674 * y * y$$

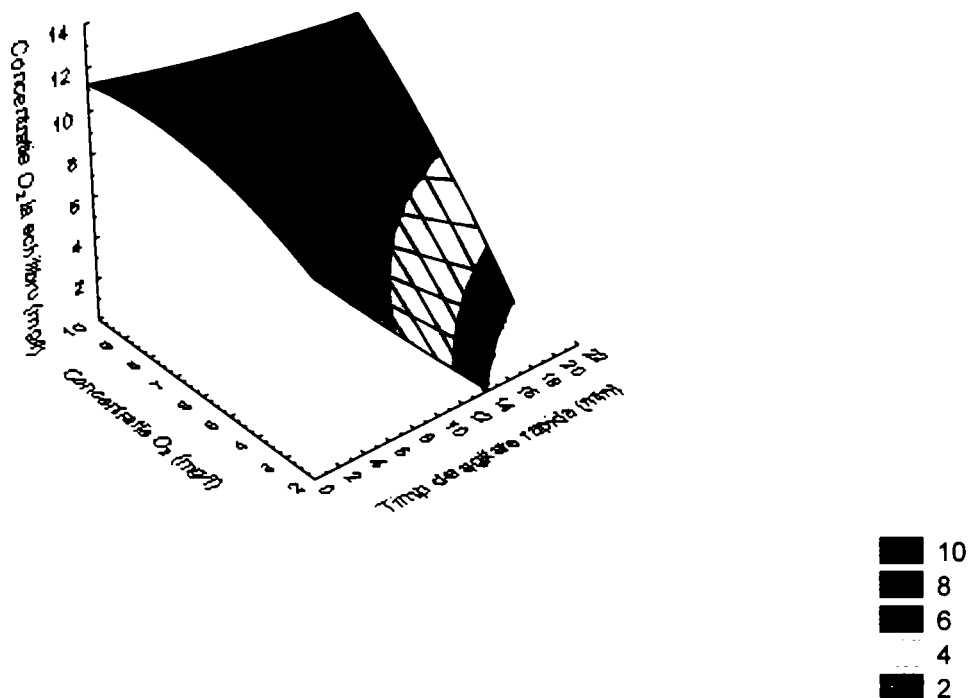


Figura 6.15. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 20 ml supernatant

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie O<sub>2</sub> la echilibru

$$z = 8,2601 - 0,4695 * x + 0,722 * y - 0,0002 * x * x + 0,0431 * x * y - 0,053 * y * y$$

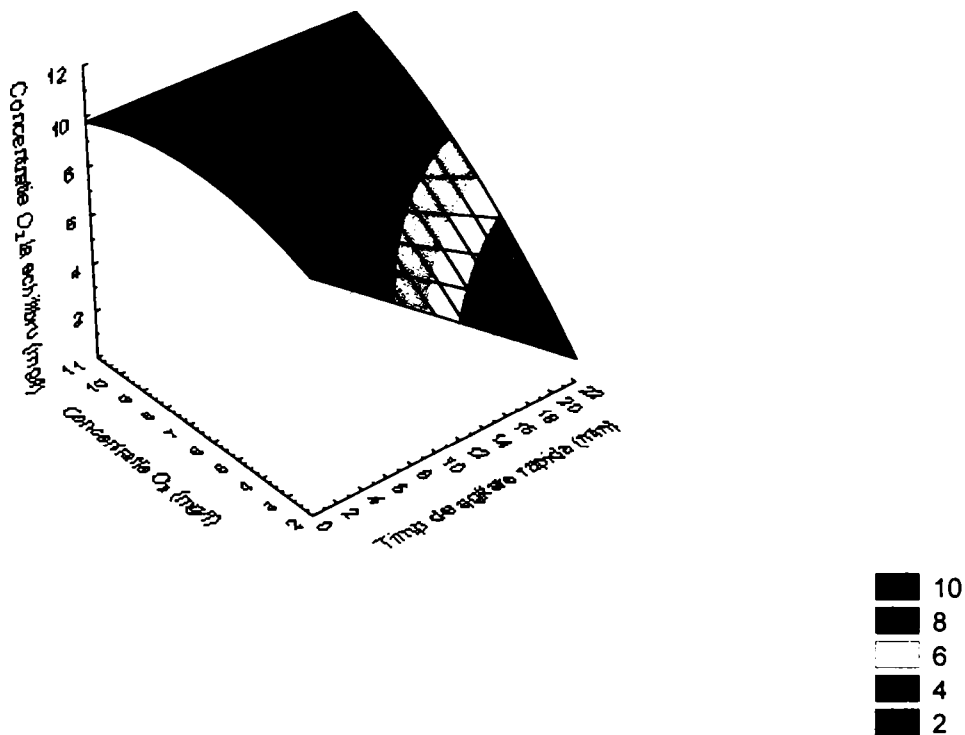


Figura 6.16. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la doză de nămol de 20 ml

Timp de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie fier  
 $z = 3,4818 - 1,4045 * x + 2,7881 * y - 0,1239 * x * x + 0,5728 * x * y - 0,643 * y * y$

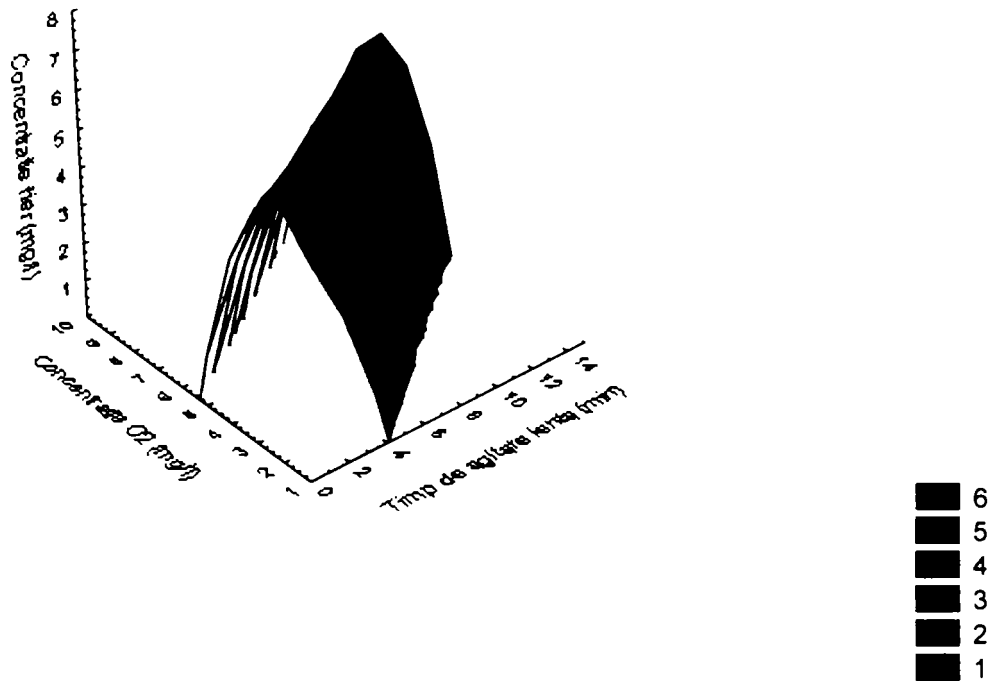


Figura 6.17. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la doză zero de nămol

Timp de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie fier  
 $z = 29,7157 + 3,2348 * x - 11,6429 * y + 0,1126 * x * x - 0,7888 * x * y + 1,3642 * y * y$

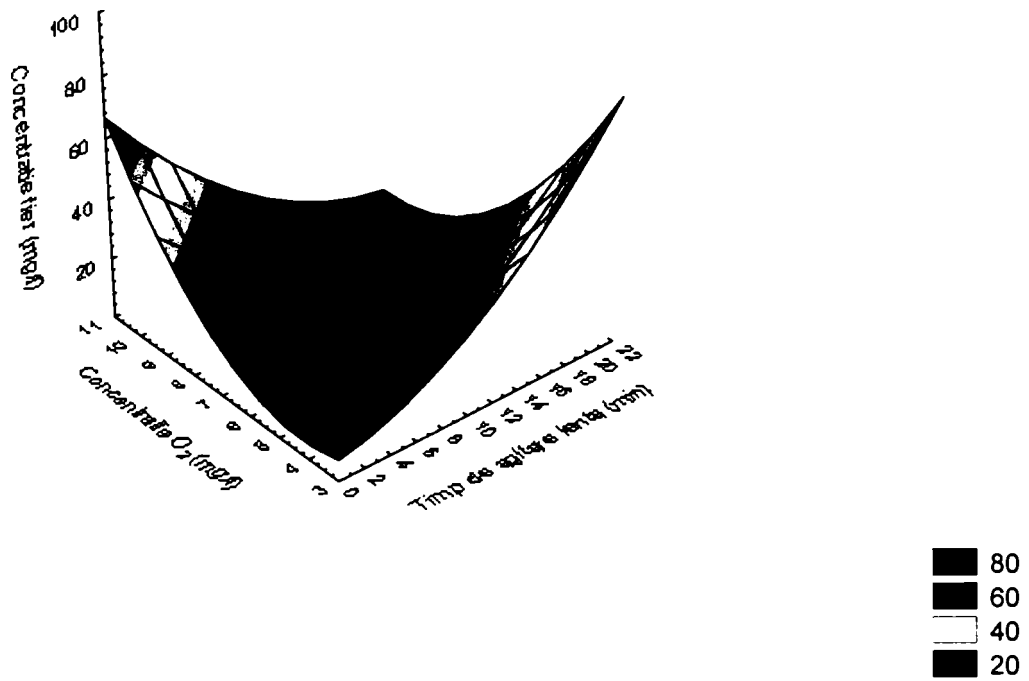


Figura 6.18. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 5 ml

Timp de agitare lentă - concentrație  $O_2$  - concentrație fier  
 $z = 7,2415 + 3,4279 \cdot x - 3,0134 \cdot y - 0,0463 \cdot x \cdot x - 0,146 \cdot x \cdot y - 0,0185 \cdot y \cdot y$

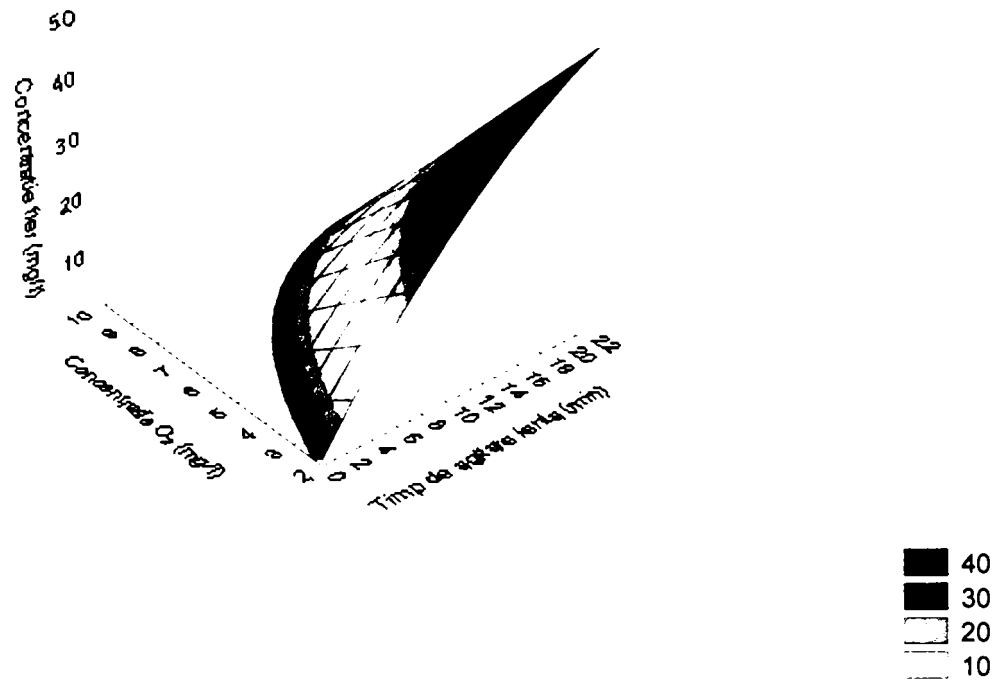


Figura 6.19. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

Timp de agitare lentă - concentrație  $O_2$  - concentrație fier  
 $z = 10,2651 + 1,2127 \cdot x - 3,9419 \cdot y + 0,0744 \cdot x \cdot x - 0,4605 \cdot x \cdot y + 0,6949 \cdot y \cdot y$

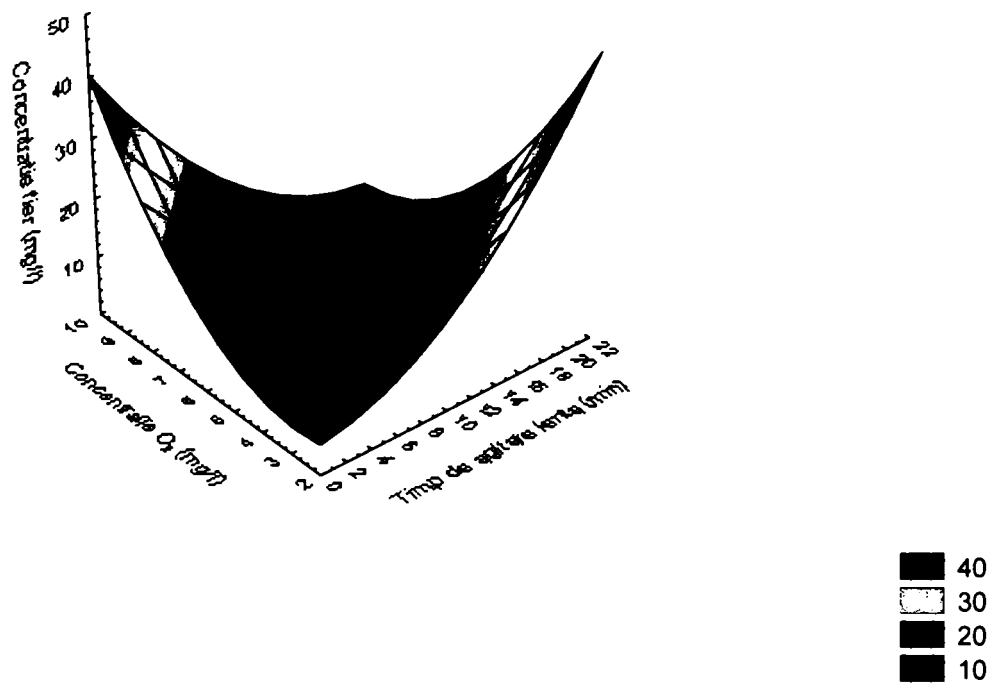


Figura 6.20. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie fier  
 $z = 4,0455 - 0,3679 * x + 0,587 * y - 0,0396 * x * x + 0,1364 * x * y - 0,116 * y * y$

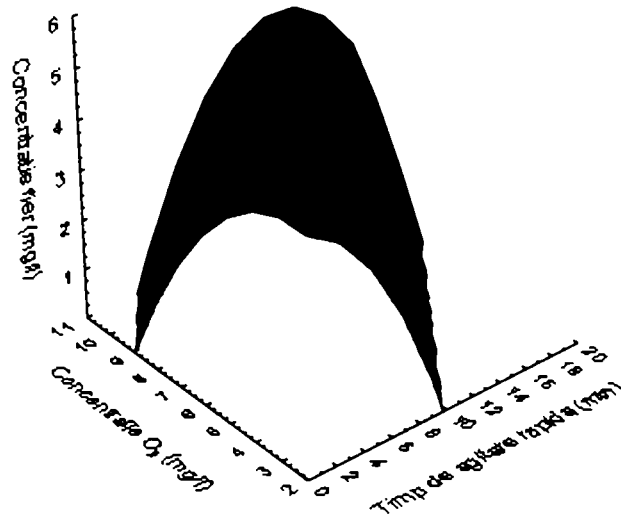


Figura 6.21. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație fier, la doză zero de nămol

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie fier  
 $z = 8,1102 + 0,6416 * x - 2,0398 * y + 0,0212 * x * x - 0,1654 * x * y + 0,2456 * y * y$

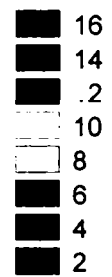
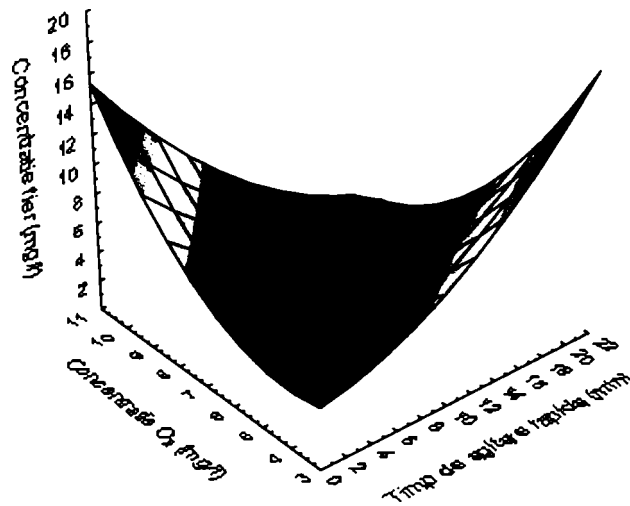


Figura 6.22. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie fier  
 $z = 16,9135 + 1,6381*x - 4,8823*y + 0,0036*x*x - 0,2136*x*y + 0,4141*y*y$

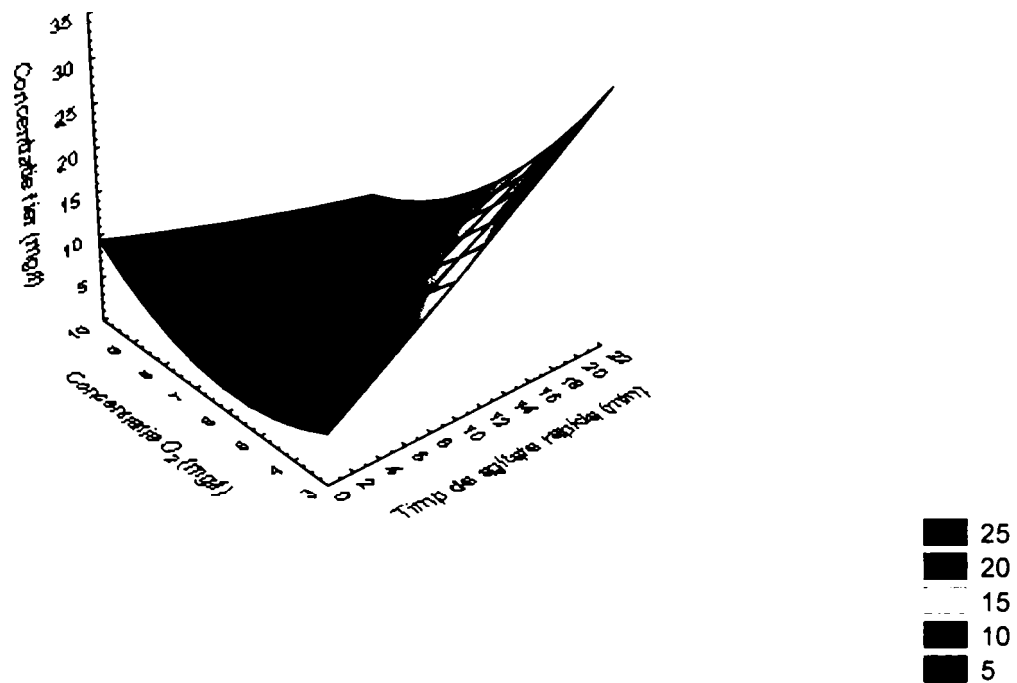


Figura 6.23. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml supernatant

Timp de agitare rapida - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie fier  
 $z = 22,1072 + 2,4225*x - 7,4285*y + 0,0503*x*x - 0,4343*x*y + 0,7126*y*y$

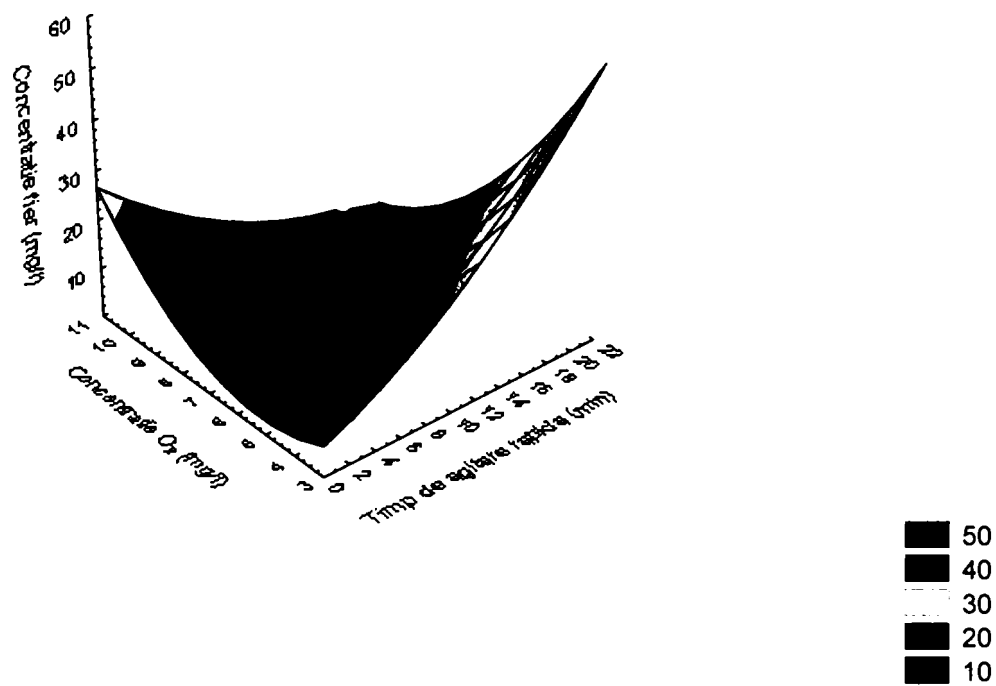


Figura 6.24. Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație fier la o doză de nămol de 20 ml



Timp de agitare rapida - turbiditate - concentratie fier  
 $z = 4,72 - 0,0094 * x - 0,1026 * y + 0,0005 * x * x + 0,0049 * x * y - 0,0172 * y * y$

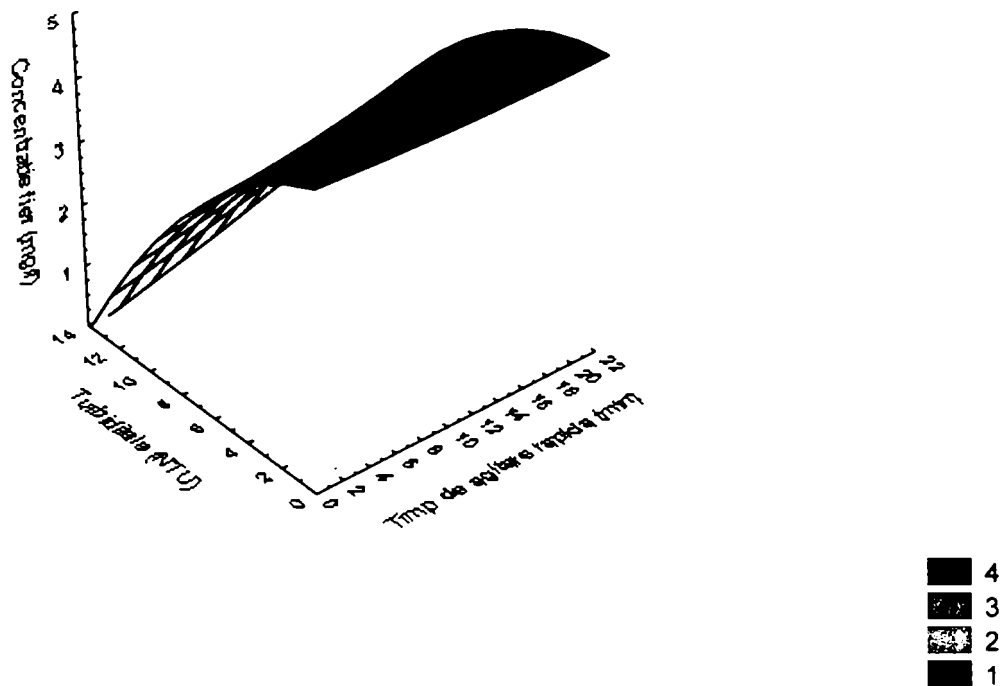


Figura 6.25. Dependența timp de agitare rapidă, turbiditate, concentrație fier, la doză zero de nămol

Timp de agitare rapida - turbiditate - concentratie fier  
 $z = 3,7 - 0,0184 * x + 0,538 * y - 0,0016 * x * x - 0,0769 * x * y + 0,0683 * y * y$

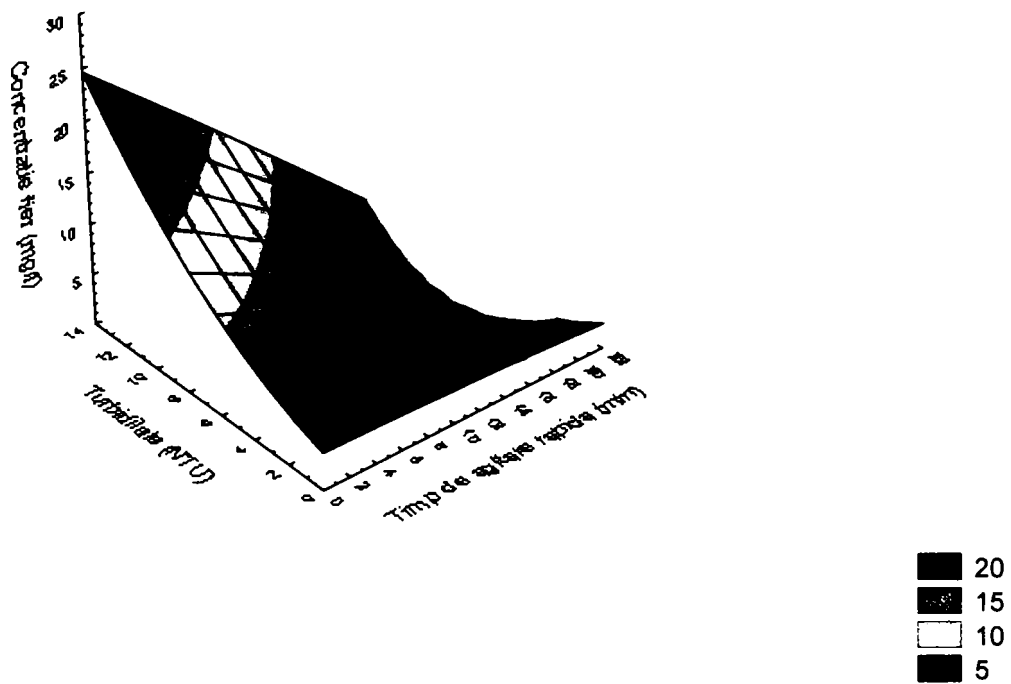


Figura 6.26. Dependența timp de agitare rapidă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

Timp de agitare rapida - turbiditate - concentratie fier  
 $z = 4,5 - 0,0723 \cdot x + 0,3185 \cdot y + 0,0018 \cdot x \cdot x - 0,0443 \cdot x \cdot y + 0,0208 \cdot y \cdot y$

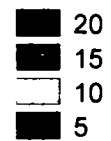
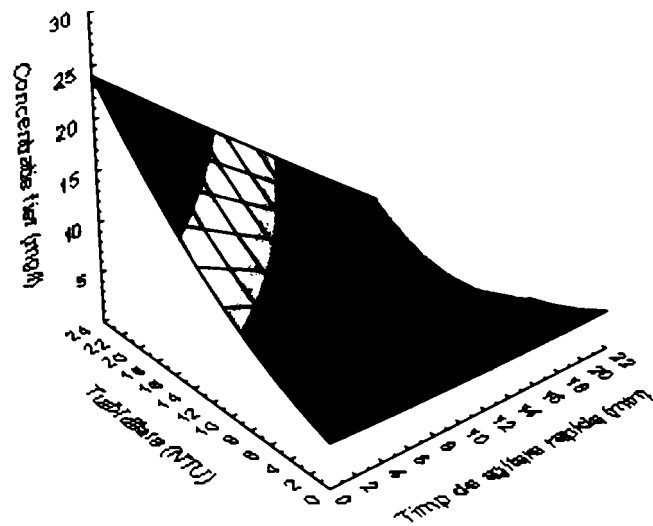


Figura 6.27. Dependența timp de agitare rapidă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml supernatant

Timp de agitare rapida - turbiditate - concentratie fier  
 $z = 3,42 - 0,0413 \cdot x + 0,1173 \cdot y + 0,0035 \cdot x \cdot x - 0,0223 \cdot x \cdot y + 0,0061 \cdot y \cdot y$

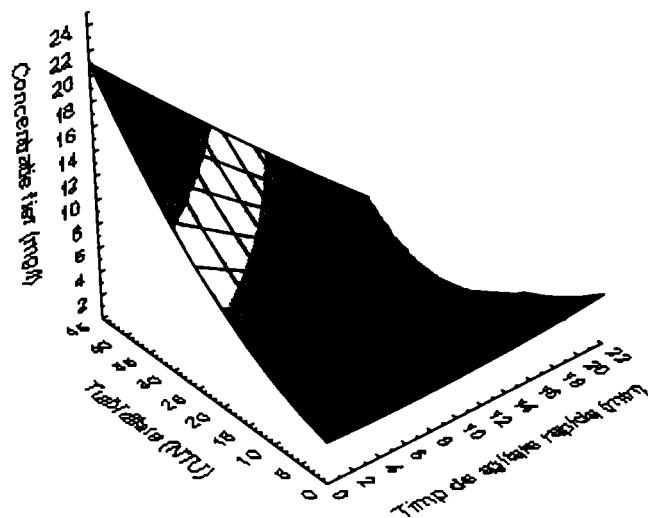


Figura 6.28. Dependența timp de agitare rapidă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml

### 6.1.2. Recirculare apă filtrare II (demanganizare)

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare lentă la o doză de nămol de 5 ml. Ecuația este:  $y = 3,3100 + 0,7243 x - 0,0204 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare lentă la o doză de nămol de 10 ml. Ecuația este:  $y = 2,7380 + 0,8043 x - 0,0231 x^2$ .

Dependența concentrației  $O_2$  de timpul de agitare lentă la o doză de nămol de 20 ml. Ecuația este:  $y = 2,9460 + 0,7713 x - 0,0222 x^2$ .

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 5 ml. Ecuația este:  $y = 4,3240 + 0,1191 x - 0,0150 x^2$ .

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 10 ml. Ecuația este:  $y = 4,0060 + 0,1722 x - 0,0160 x^2$ .

Dependența concentrației fierului rezidual în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 20 ml. Ecuația este:  $y = 4,2300 - 0,0082 x - 0,0084 x^2$ .

Dependența pH -ului în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 5 ml. Ecuația este:  $y = 6,9780 + 0,0218 x + 5,80357 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Dependența pH -ului în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 10 ml. Ecuația este:  $y = 6,9280 + 0,0216 x + 5,35714 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Dependența pH -ului în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 20 ml. Ecuația este:  $y = 6,9720 + 0,0128 x + 8,48214 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 5 ml. Ecuația este:  $y = 10,2360 - 0,7456 x + 0,0562 x^2$ .

Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 10 ml. Ecuația este:  $y = 9,5020 - 0,4691 x + 0,0464 x^2$ .

Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă, la o doză de nămol de 20 ml. Ecuația este:  $y = 13,4900 - 0,3819 x + 0,0465 x^2$ .

Timp de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - pH  
 $z = 6,2343 - 0,093 \cdot x + 0,3159 \cdot y - 0,0017 \cdot x^2 + 0,0195 \cdot x \cdot y - 0,0309 \cdot y^2$

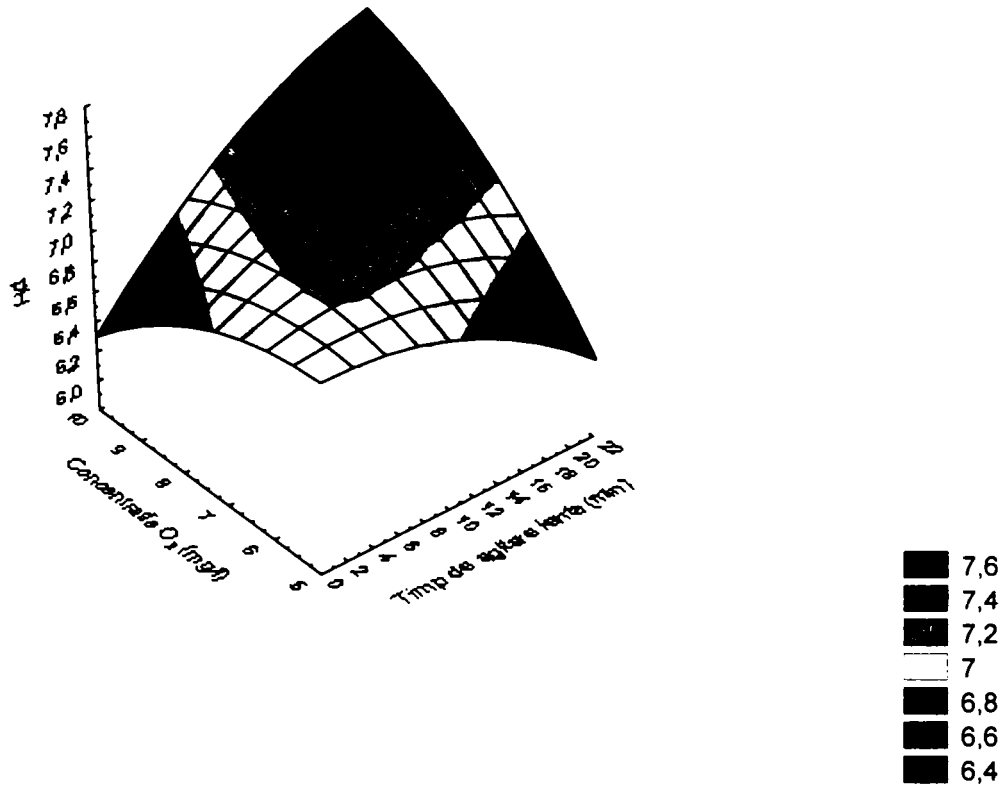


Figura 6.29. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 5 ml

Timp de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - pH  
 $z = 7,292 - 0,0062 \cdot x - 0,0885 \cdot y + 0,0004 \cdot x^2 + 0,0029 \cdot x \cdot y + 0,006 \cdot y^2$

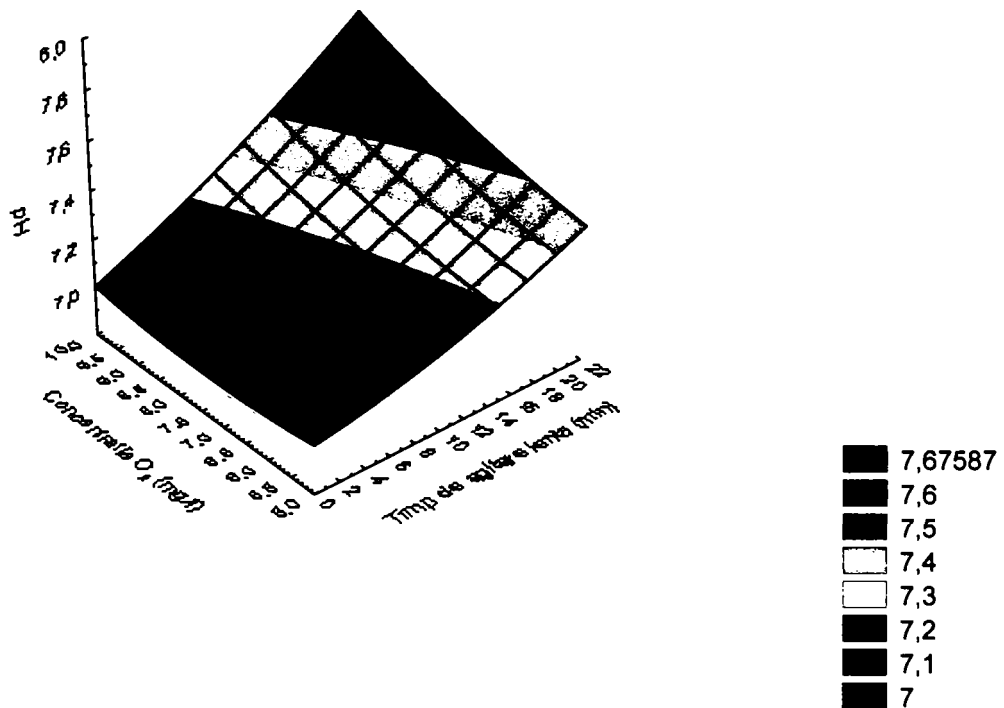


Figura 6.30. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 10 ml

Timp de agitare lentă - concentrație  $O_2$  - pH  
 $z = 4,8021 - 0,198 * x + 0,8437 * y - 0,0041 * x * x + 0,04 * x * y - 0,0805 * y * y$

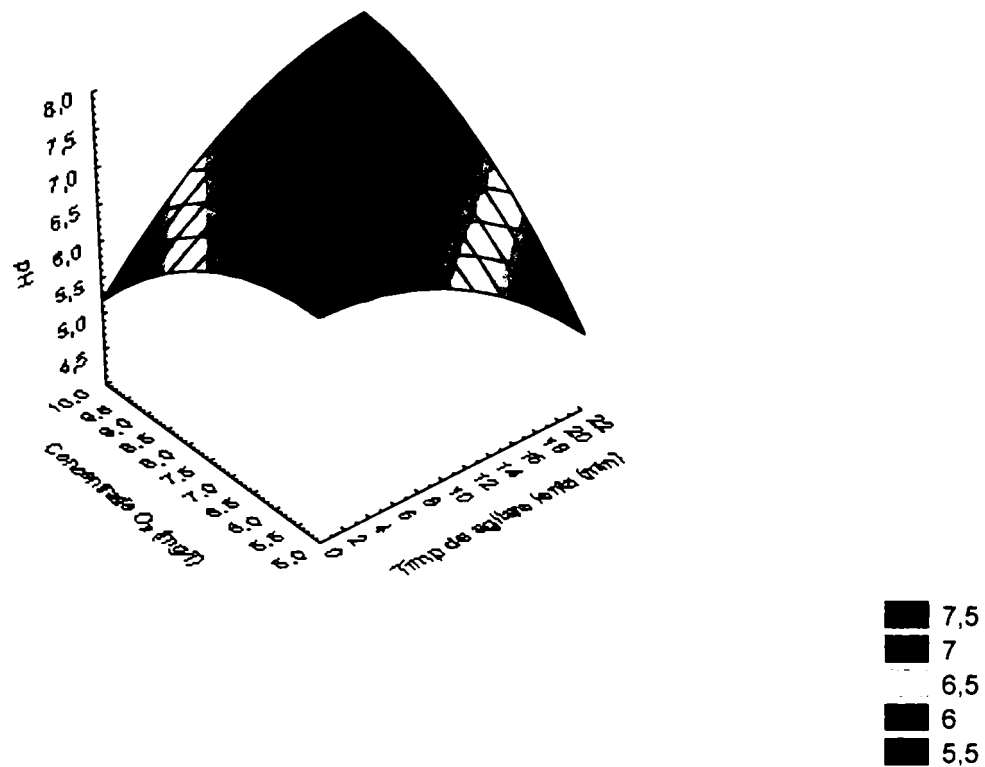


Figura 6.31. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 20 ml

Timp de agitare lentă - concentrație  $O_2$  - concentrație fier  
 $z = 17,1069 + 1,3452 * x - 5,0164 * y + 0,0232 * x * x - 0,2624 * x * y + 0,5002 * y * y$

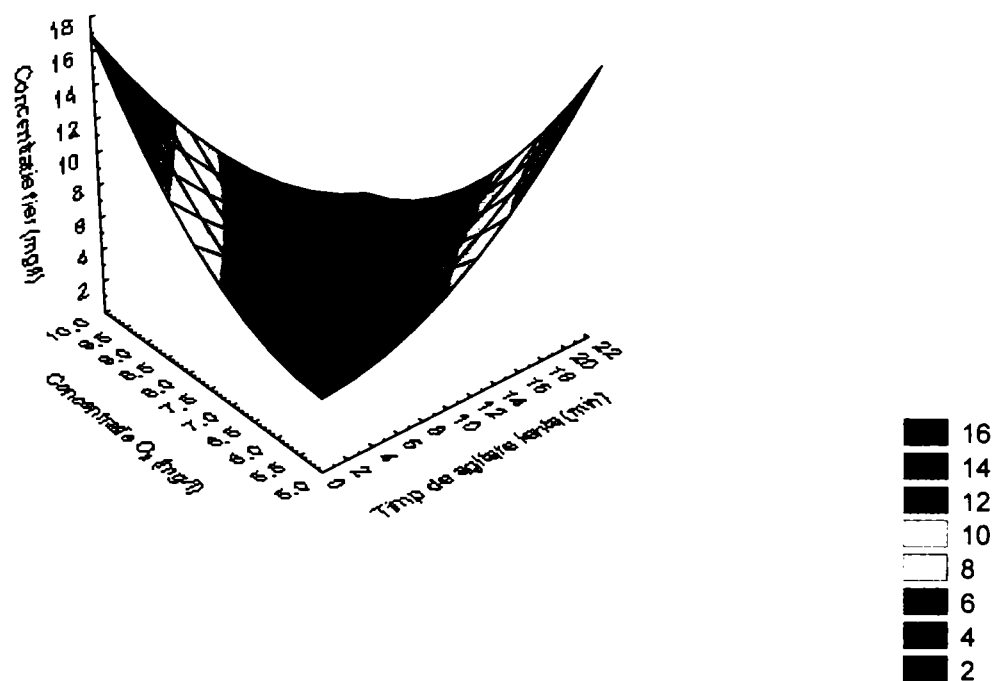


Figura 6.32. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 5 ml

Timpe de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie fier  
 $z = 35,8586 + 2,6826 \cdot x - 12,1416 \cdot y + 0,0612 \cdot x \cdot x - 0,5464 \cdot x \cdot y + 1,1784 \cdot y \cdot y$

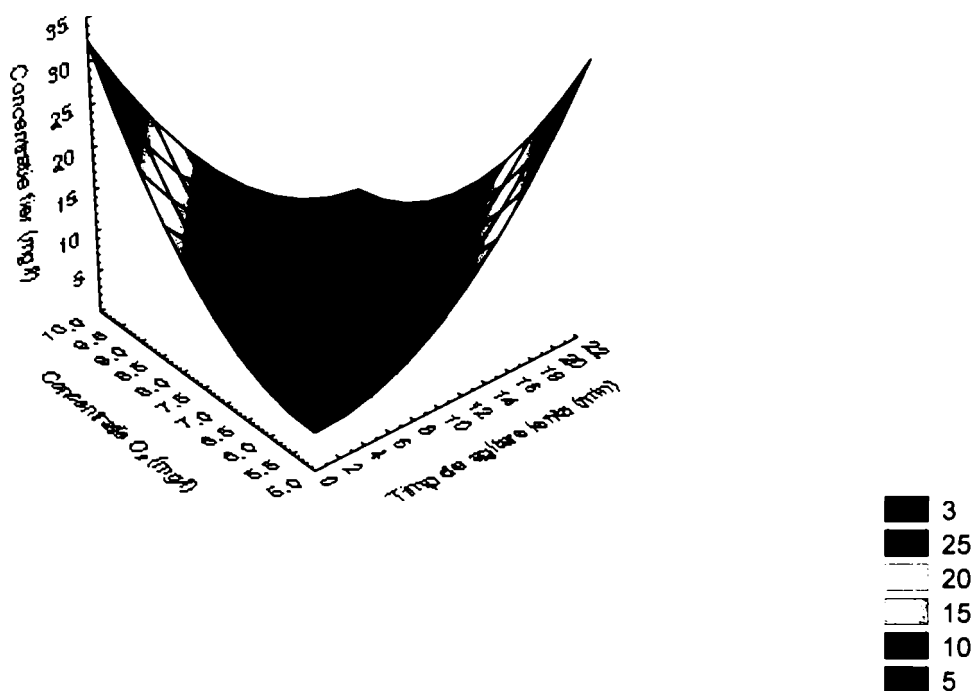


Figura 6.33. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

Timpe de agitare lenta - concentratie O<sub>2</sub> - concentratie fier  
 $z = 7,2773 + 0,4485 \cdot x - 1,3983 \cdot y + 0,0061 \cdot x \cdot x - 0,0986 \cdot x \cdot y + 0,1559 \cdot y \cdot y$

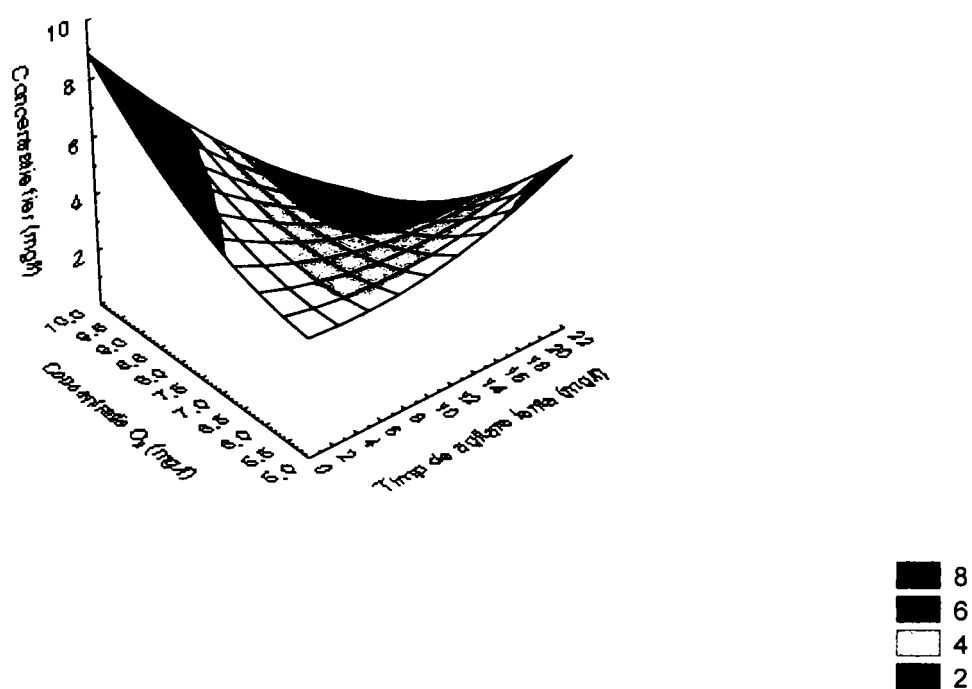


Figura 6.34. Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml

Timp de agitare lentă - turbiditate - concentrație fier  
 $z = 2,3556 + 1,055 \cdot x - 0,6959 \cdot y - 0,0101 \cdot x \cdot x - 0,1225 \cdot x \cdot y + 0,1181 \cdot y \cdot y$

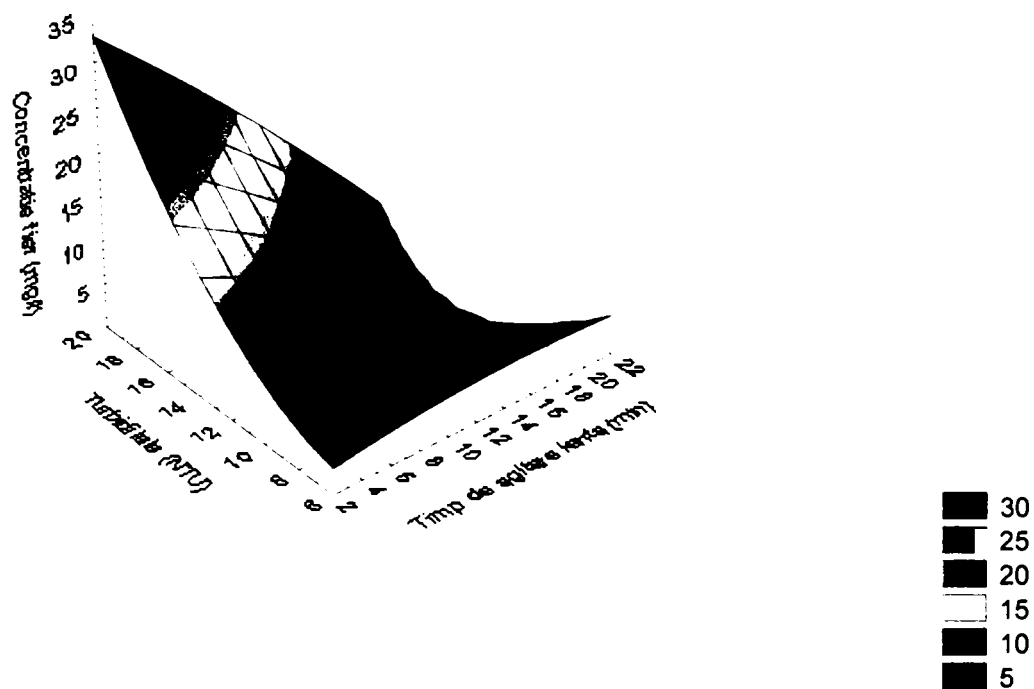


Figura 6.35. Dependența timp de agitare lentă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 5 ml

Timp de agitare lentă - turbiditate - concentrație fier  
 $z = 7,5174 + 0,4562 \cdot x - 0,8525 \cdot y + 0,0375 \cdot x \cdot x - 0,1101 \cdot x \cdot y + 0,0758 \cdot y \cdot y$

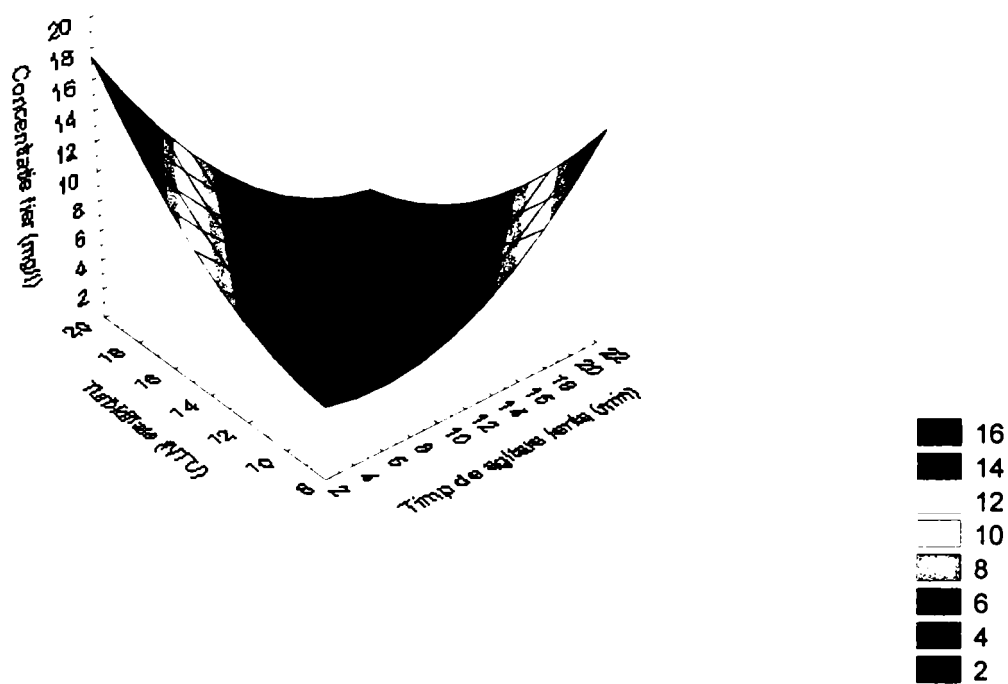


Figura 6.36. Dependența timp de agitare lentă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

Timp de agitare lentă - turbiditate - concentrație fier  
 $z = 7,8502 + 0,3044 \cdot x - 0,6266 \cdot y - 0,0011 \cdot x^2 - 0,0276 \cdot x \cdot y + 0,0269 \cdot y^2$

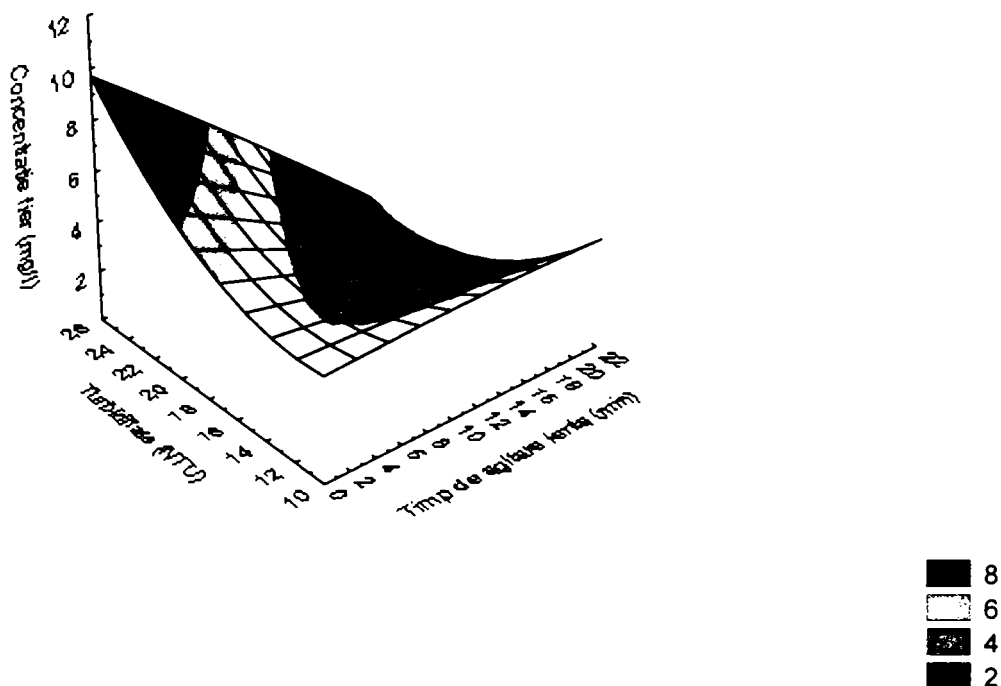


Figura 6.37. Dependența timp de agitare lentă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml

## 6.2. Relații de interdependență dintre parametrii caracteristici pentru apa de suprafață

Curba de coagulare a suspensiilor din apa de Bega numai cu sulfat de aluminiu (dependența turbiditate în funcție de doza de coagulant). Ecuația este:  
 $y = 1,3605 + 10,2145 / (1 + e^{(x - 4,5126) / 0,5055})$ .

Curba de coagulare a suspensiilor din apă folosind sulfat de aluminiu și nămol (dependența turbiditate în funcție de doza de coagulant). Ecuația este:  
 $y = 1,1266 + 8,8916 / (1 + e^{(x - 2,2626) / 1,1511})$ .

Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză zero de nămol. Ecuația este:  $y = 1,8289 + 9,7852 / (1 + e^{(x - 7,3177) / 1,4124})$ .

Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză de nămol de 86,25 mg/l. Ecuația este:  $y = 1,2029 + 10,5687 / (1 + e^{(x - 5,7047) / 2,4179})$ .



Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză de nămol de 172,5 mg/l. Ecuația este:  $y = 0,8061 + 11,3701/(1 + e^{(x-3,8864)/3,2057})$ .

Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză de nămol de 258,75 mg/l. Ecuația este:  $y = 0,5087 + 8,2464/(1 + e^{(x-5,6352)/3,0537})$ .

Dependența turbidității apei în funcție de timpul de agitare lentă la doză de nămol de 345 mg/l. Ecuația este:  $y = 0,5640 + 5,5093/(1 + e^{(x-7,8669)/2,0653})$ .

Dependența turbidității apei cu nămol de doză de nămol. Ecuația este:

$$y = -9,41048 + 1,12142 x.$$

Dependența turbidității la doză zero de doză de nămol. Ecuația este:

$$y = 11,5786 - 0,0009 x - 0,00009 x^2 + 1,2093 \cdot 10^{-7} x^3.$$

Dependența concentrației aluminiului rezidual de doză de nămol recirculat.

Ecuația este:  $y = 0,1412 + 0,3115 e^{-x/172,1108}$ .

Dependența concentrației aluminiului rezidual de timpul de agitare lentă la o doză de nămol recirculat de 345 mg/l. Ecuația este:

$$y = 0,8025 - 0,0337 x + 0,0003 x^2.$$

Dependența turbidității apei de procentul de apă spălare filtre recirculat. Ecuația este:  $y = 0,6558 + 5,3841 e^{(-x/7,3153)}$ .

Dependența concentrației aluminiului rezidual de procentul de apă de spălare filtre din volumul total al apei. Ecuația este:  $y = 0,1166 + 0,5732 e^{(-x/9,9284)}$ .

Dependența turbidității apei de timpul de agitare lentă la procent zero de apă de spălare filtre din volumul total al apei. Ecuația este:

$$y = 10,4125 - 0,9501 x + 0,0247 x^2.$$

Dependența turbidității apei de timpul de agitare lentă la un procent de 12,5 % de apă de spălare filtre din volumul total al apei. Ecuația este:

$$y = 8,0100 - 0,6884 x + 0,0168 x^2.$$

Dependența turbidității apei de timpul de agitare lentă la un procent de 25 % de apă de spălare filtre din volumul total al apei. Ecuația este:

$$y = 5,2575 - 0,3741 x + 0,0071 x^2.$$

Dependența concentrației aluminiului rezidual de timpul de agitare lentă la un procent zero de apă de spălare filtre din volumul total al apei. Ecuația este:

$$y = 1,2425 - 0,1033 x + 0,0027 x^2.$$

Dependența concentrației aluminiului rezidual de timpul de agitare lentă la un procent de 12,5 % apă de spălare filtre din volumul total al apei. Ecuația este:

$$y = 1,1500 - 0,0918 x + 0,0022 x^2.$$

Dependența concentrației aluminiului rezidual de timpul de agitare lentă la un procent de 25 % apă de spălare filtre din volumul total al apei. Ecuația este:  
 $y = 0,9675 - 0,0709 x + 0,0015 x^2$ .

Dependența turbidității la doză zero de procentul de apă de spălare filtre recirculat. Ecuația este  $y = 6,1349 - 0,0703 x + 2,72043 \cdot 10^{-4} x^2$ .

Variația turbidității cu doza de coagulant la doză de clor zero. Ecuația este:  
 $y = 4,7403a - 4,3227/(1 + e^{-(x - 6,3538)/0,6032})$ .

Variația culorii cu doza de coagulant la o doză de clor zero. Ecuația este:  
 $y = 2,2884 + 12,7546/(1 + e^{(x - 6,3937)/1,2524})$ .

Variația turbidității cu doza de coagulant la o doză de clor de 1 mg/l. Ecuația este:  
 $y = 0,3951 + 3,8103/(1 + e^{(x - 4,6084)/0,7661})$

Variația culorii cu doza de coagulant la o doză de clor de 1mg/l. Ecuația este:  
 $y = 4,3910 + 10,2308/(1 + e^{(x - 4,8702)/0,7677})$ .

Variația turbidității cu doza de coagulant la o doză de clor de 2 mg/l. Ecuația este:  
 $y = 4,0117 - 3,6390/(1 + e^{-(x - 4,3235)/0,6918})$ .

Variația culorii cu doza de coagulant la o doză de clor de 2 mg/l. Ecuația este:  
 $y = 3,9332 + 8,1283/(1 + e^{(x - 4,5816)/0,8258})$ .

Variația turbidității cu doza de coagulant la o doză de clor 3 mg/l. Ecuația este de:  
 $y = 3,9416 - 3,5721/(1 + e^{-(x - 4,4330)/0,5632})$ .

Variația culorii cu doza de coagulant la o doză de clor 3 mg/l. Ecuația este:  
 $y = 2,8804 + 9,1778/(1 + e^{(x - 4,8120)/0,8684})$ .

Timpe de agitare - turbiditate - concentrație Al rez  
 $z = 0,2075 + 0,0027 * x + 0,4281 * y - 7,9593E-5 * x * x - 0,0172 * x * y - 0,0521 * y * y$

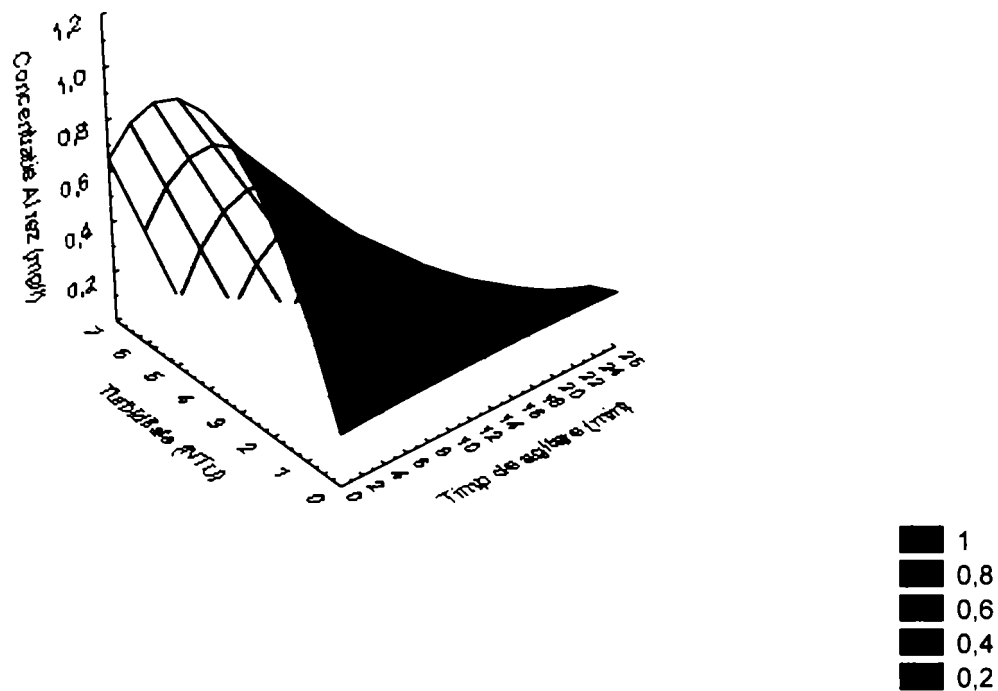


Figura 6.38. Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la o doză de nămol de 345 mg/l

Doza nămol - turbiditate inițială - turbiditate finală  
 $z = 12,2978 + 0,0443 * x - 0,0587 * y - 0,0005 * x * x + 0,0008 * x * y - 0,0003 * y * y$

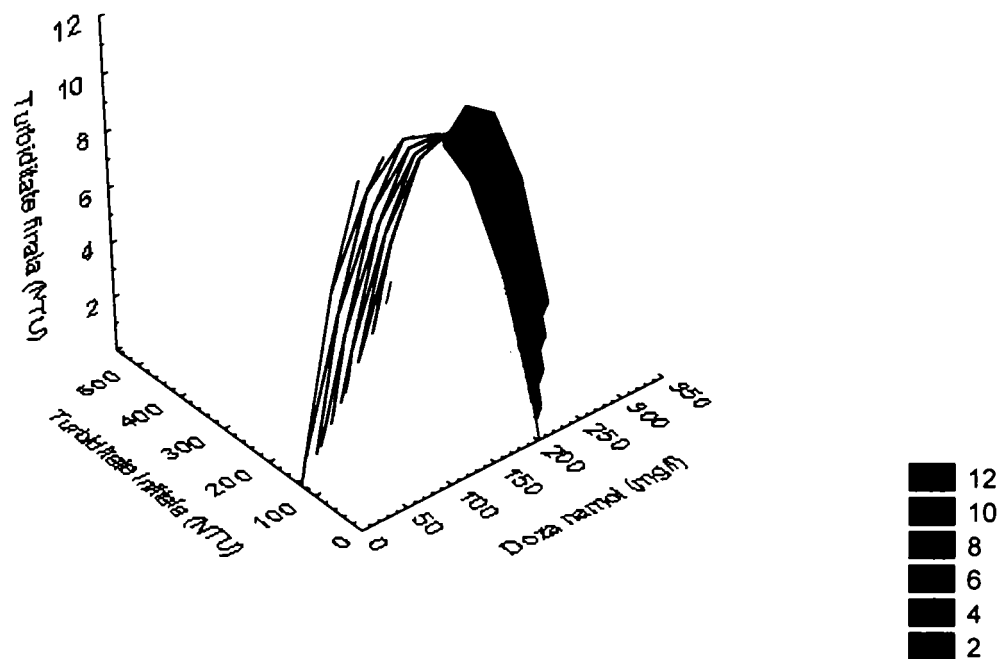


Figura 6.39. Dependența doză de nămol, turbiditate inițială, turbiditate finală, la doză zero de coagulant

Volum apă spalare filtre - turbiditate - concentrație Al rez  
 $z = -0,0907 + 0,0069 * x + 0,2979 * y - 3,9162E-5 * x * x - 0,0061 * x * y - 0,0279 * y * y$

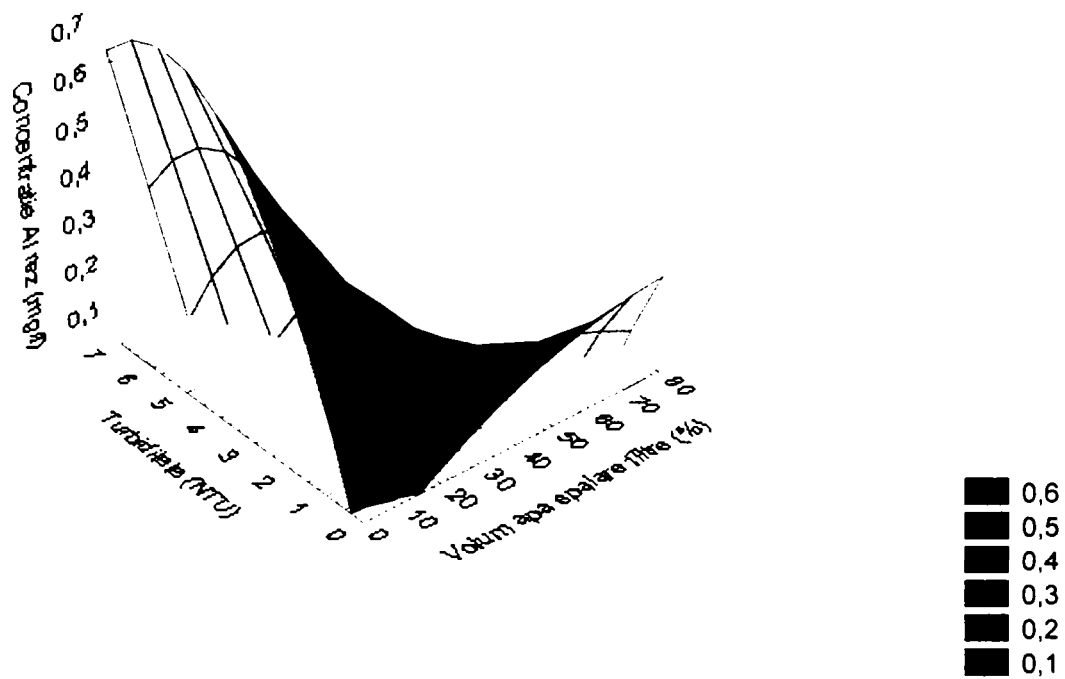


Figura 6.40. Dependența volum apă spălare filtre, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual

Temp de agitare - turbiditate - concentrație Al rez  
 $z = 3,6362 - 0,247 * x - 1,0216 * y + 0,0044 * x * x + 0,0366 * x * y + 0,09 * y * y$

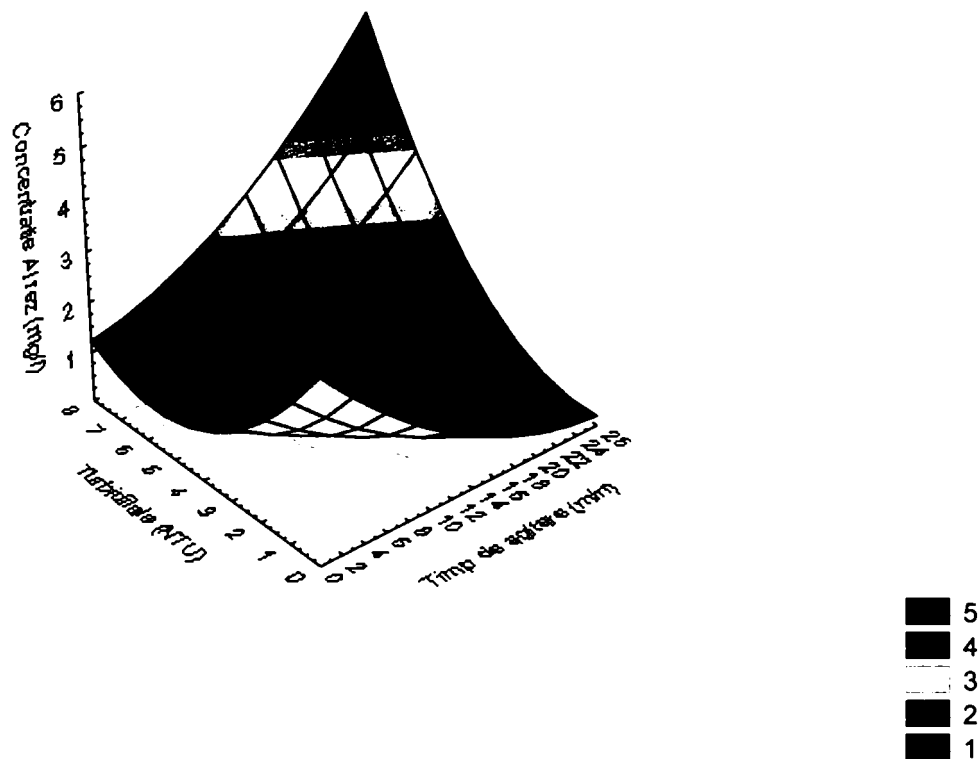


Figura 6.41. Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la procent zero de apă de spălare filtre

Timp de agitare - turbiditate - concentrație Al rez  
 $z = 3,0017 - 0,2116 * x - 0,9919 * y + 0,0038 * x * x + 0,0377 * x * y + 0,1098 * y * y$

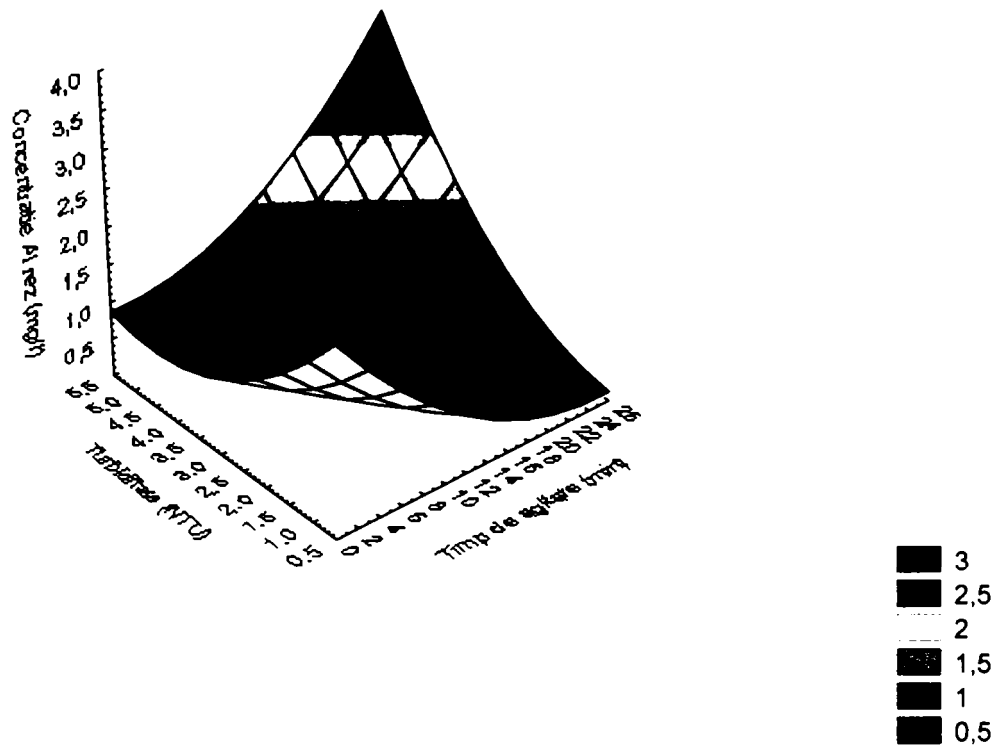


Figura 6.42. Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la un procent de 12,5 % de apă de spălare filtre

Timp de agitare - turbiditate - concentrație Al rez  
 $z = 4,1683 - 0,3058 * x - 1,9551 * y + 0,0056 * x * x + 0,0757 * x * y + 0,2761 * y * y$

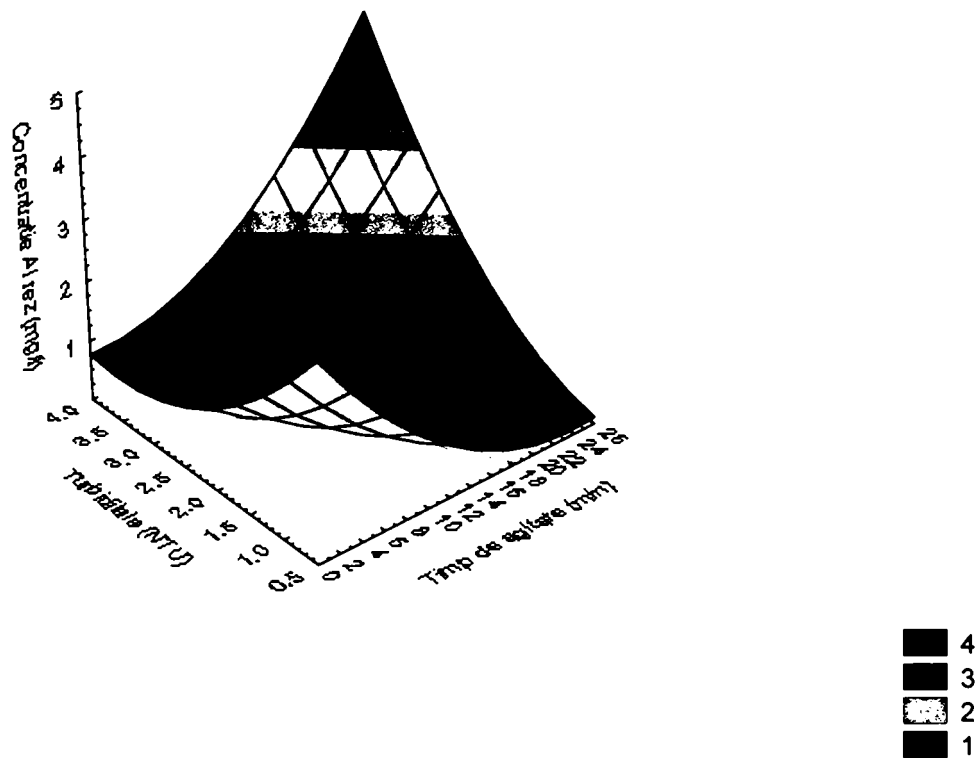


Figura 6.43. Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la un procent de 25 % de apă de spălare filtre

Doza SA - consum de clor - necesar de clor  
 $z = 0,6 + 3,1268E-13 \cdot x + 1 \cdot y + 3,4368E-14 \cdot x \cdot x - 8,7994E-13 \cdot x \cdot y - 1,0811E-9 \cdot y \cdot y$

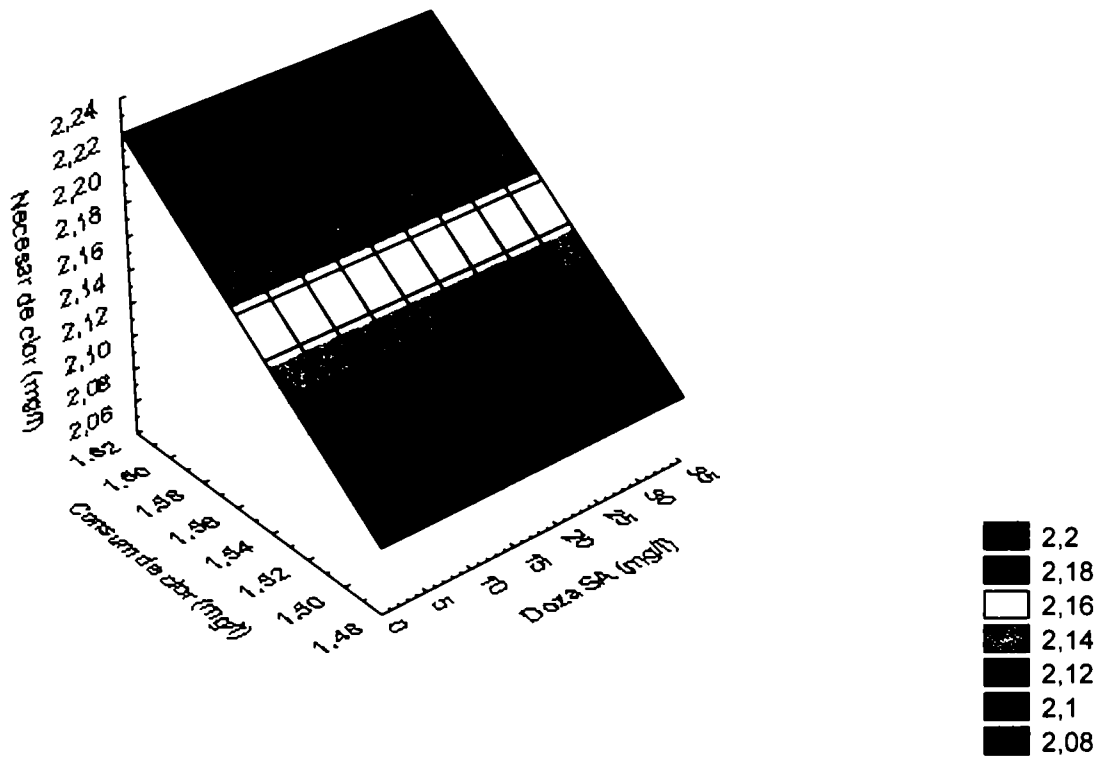


Figura 6.44. Dependența doză coagulant, consum de clor, necesar de clor la preclorare

Doza SA - consum de clor - necesar de clor  
 $z = 0,6 - 8,3513E-11 \cdot x + 1 \cdot y + 7,0203E-14 \cdot x \cdot x + 4,9661E-11 \cdot x \cdot y + 8,7473E-9 \cdot y \cdot y$

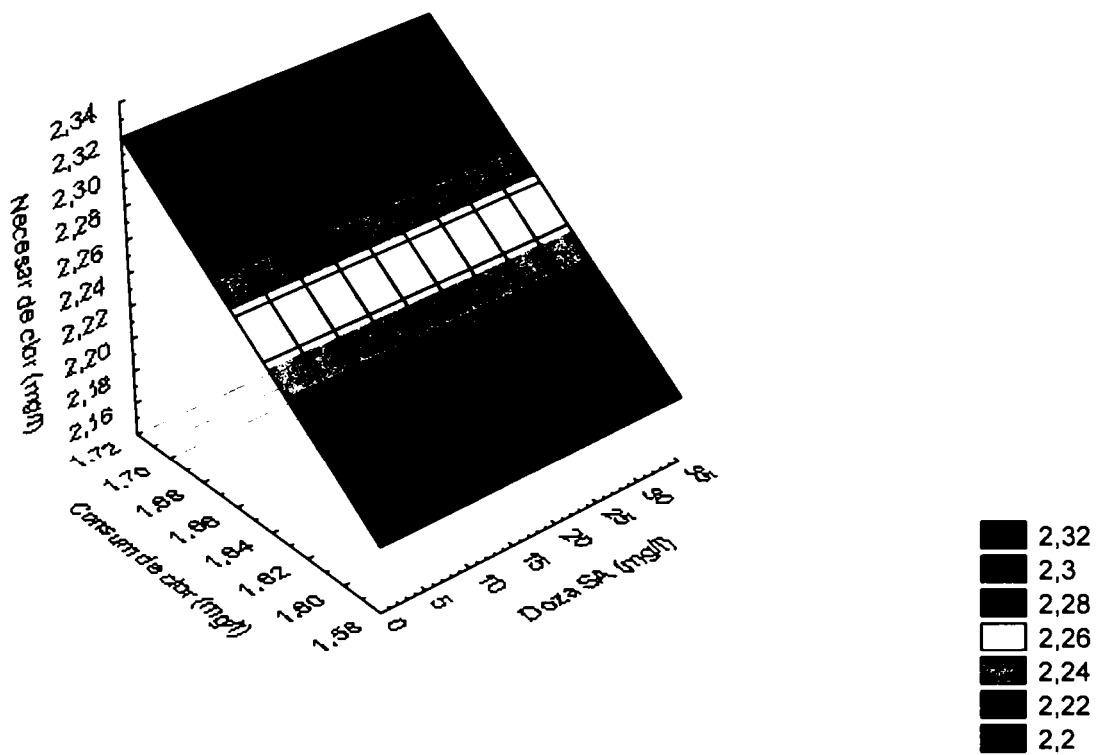


Figura 6.45. Dependența doză coagulant, consum de clor, necesar de clor la postclorare

Doza clor - consum de clor - necesar de clor  
 $z = -7,5933 - 10,42*x + 25,6*y - 2,9927*x*x + 14,5818*x*y - 17,5758*y*y$

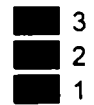
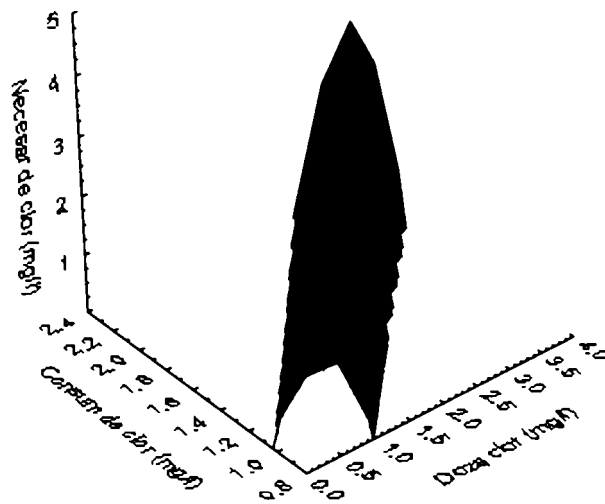


Figura 6.46. Dependența doză de clor, consum de clor, necesar de clor la preclorare

Doza clor - consum de clor - necesar de clor  
 $z = 14,0247 - 55,0736*x + 54,1773*y + 47,388*x*x - 88,9632*x*y + 41,4716*y*y$

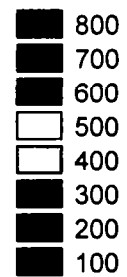
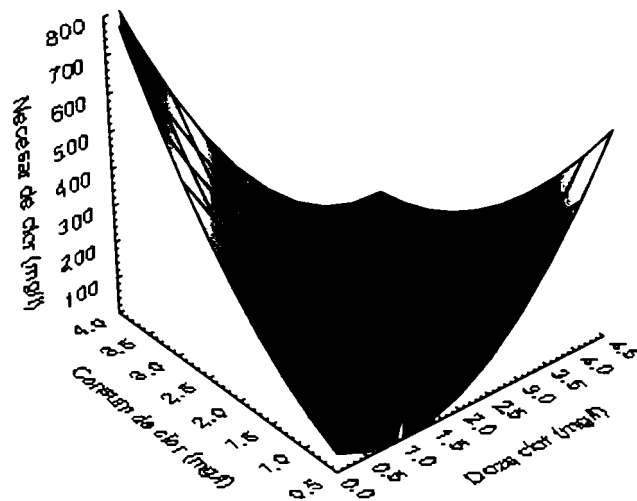


Figura 6.47. Dependența doză de clor, consum de clor, necesar de clor la postclorare

Doza SA - turbiditate - culoare

$$z = -12,2278 + 3,3777 * x + 10,3057 * y - 0,1998 * x * x - 0,6555 * x * y - 0,9653 * y * y$$

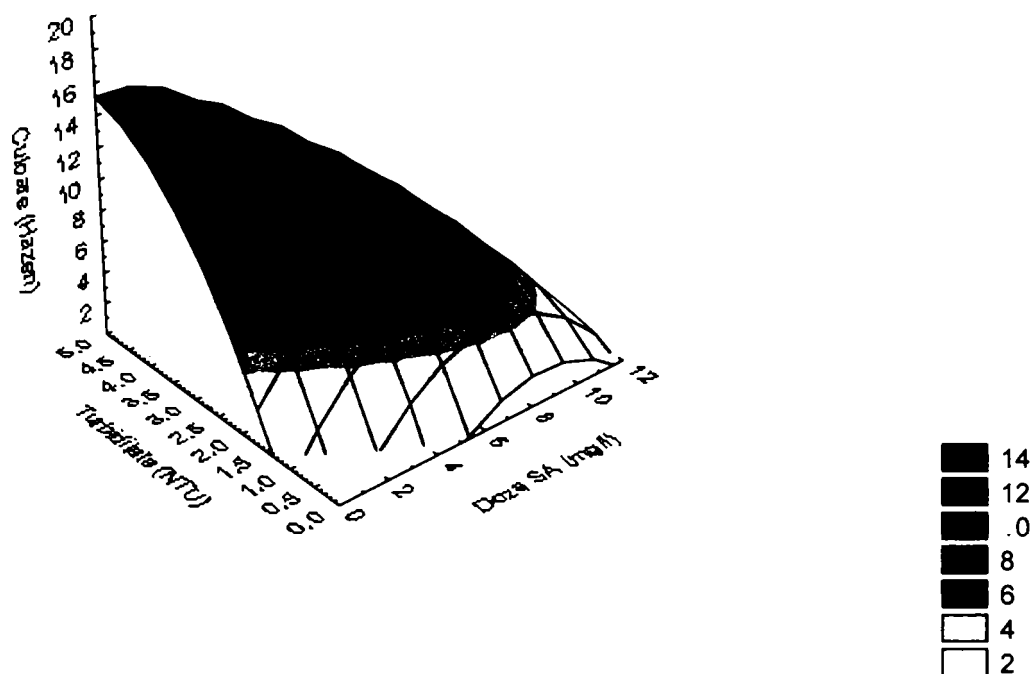


Figura 6.48. Dependența doză coagulant, turbiditate, culoare, la doză zero de clor

Doza SA - turbiditate - culoare

$$z = 61,6744 - 11,423 * x - 22,0954 * y + 0,5522 * x * x + 2,4388 * x * y + 2,6131 * y * y$$

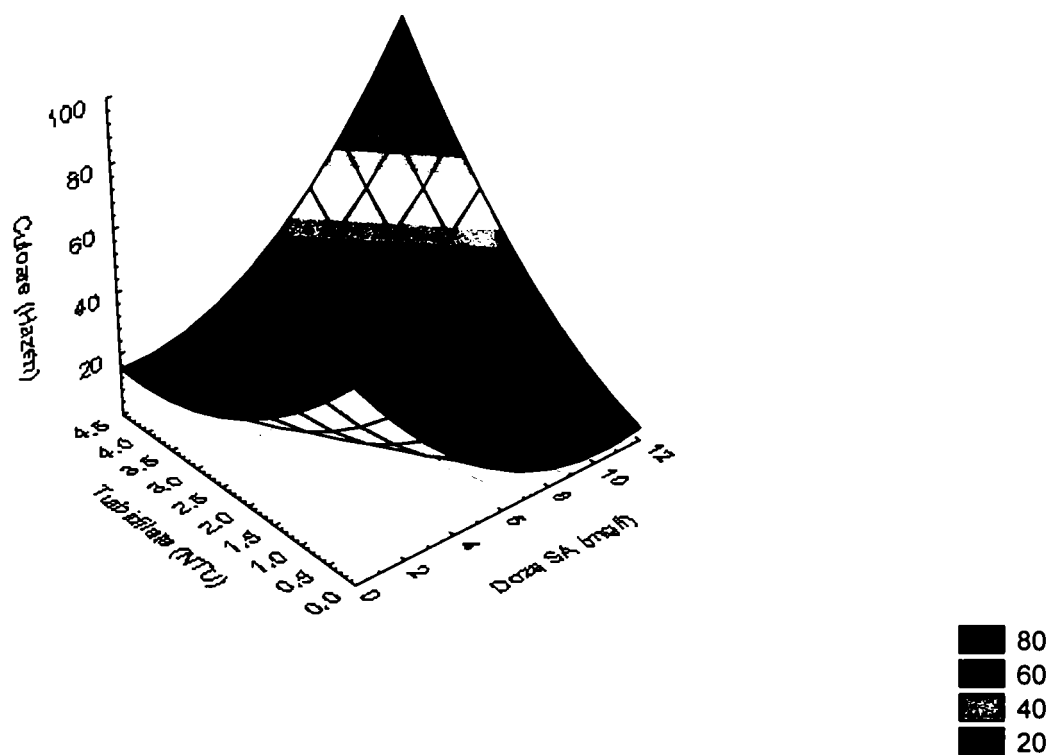


Figura 6.49. Dependența doză coagulant, turbiditate, culoare, la o doză de clor de 1 mg/l



Doza SA - turbiditate - culoare  
 $z = -60,0654 + 12,6777 \cdot x + 33,5328 \cdot y - 0,6386 \cdot x^2 - 2,8978 \cdot x \cdot y - 3,8998 \cdot y^2$

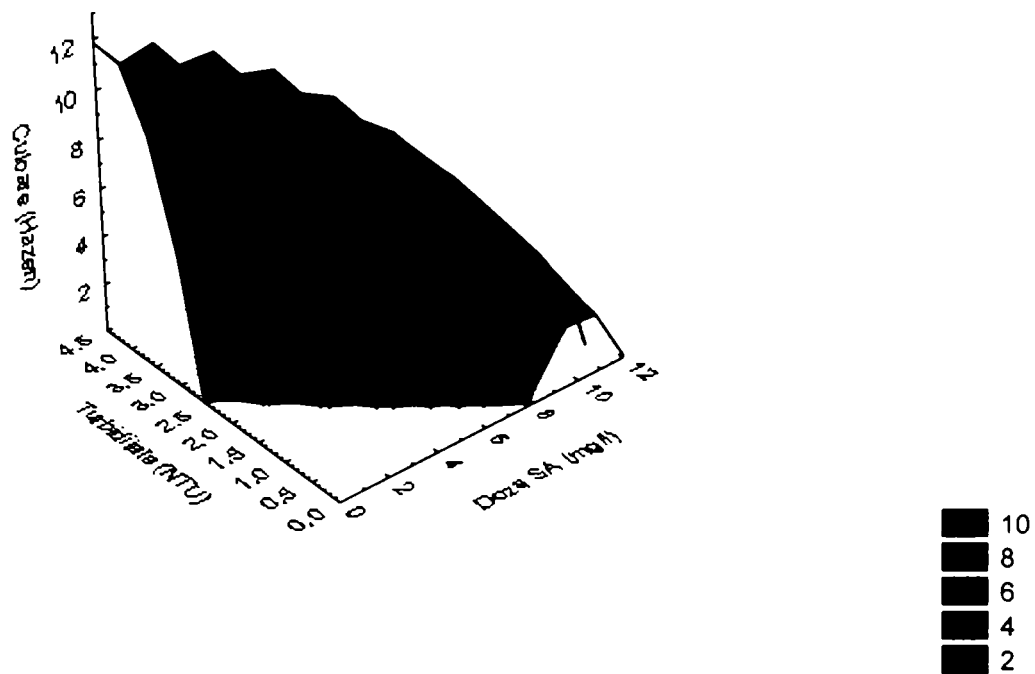


Figura 6.50. Dependența doză coagulant, turbiditate, culoare, la o doză de clor de 2 mg/l

Doza SA - turbiditate - culoare  
 $z = -26,6255 + 5,572 \cdot x + 19,372 \cdot y - 0,2771 \cdot x^2 - 1,39 \cdot x \cdot y - 2,4252 \cdot y^2$

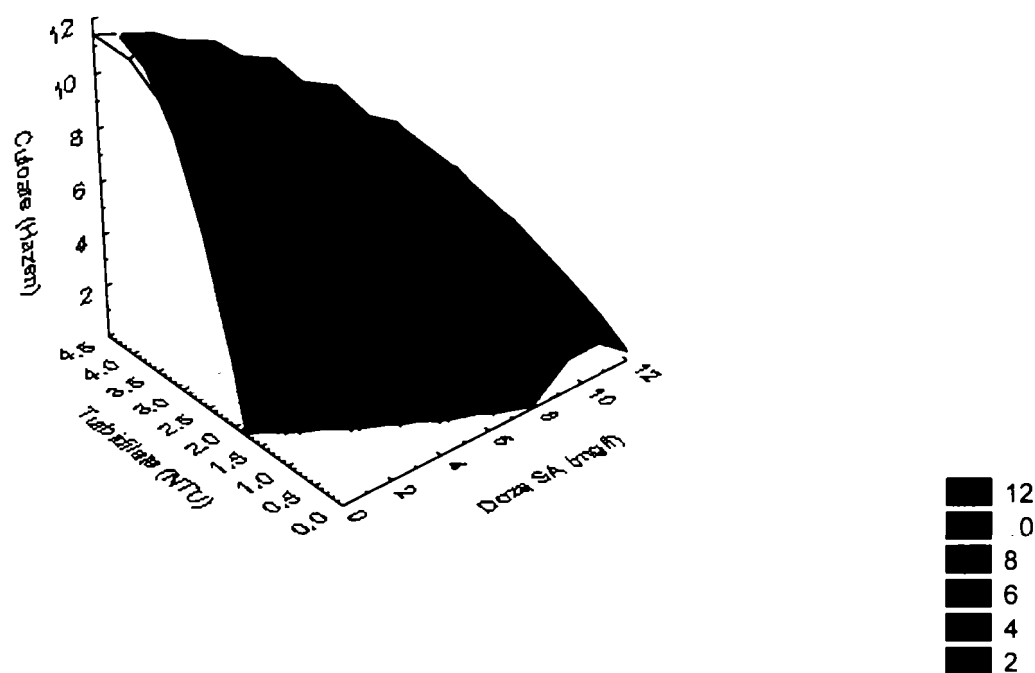


Figura 6.51. Dependența doză coagulant, turbiditate, culoare, la o doză de clor de 3 mg/l

## 7. Testarea performanțelor modelelor matematice experimentale obținute

Atunci când dorim să comparăm un model teoretic cu unul experimental, apare întotdeauna problema concordanței dintre valorile teoretice și cele determinate experimental. În reprezentările obținute în capitolul 6, trebuie menționat de la început că suprafața de referință (modelul teoretic) nu este o suprafață analitică în sens clasic (determinată prin calcul matematic obișnuit), ci este o suprafață determinată prin metode sofisticate de aproximare (funcțiile curbe). Acest lucru pune de la început problema unui anumit prag de aproximare pe care putem să-l considerăm implicit. Întrucât obținerea datelor este afectată de erori, în modelul experimental este introdusă o anumită incertitudine, fapt ce îi conferă un caracter probabilistic. [16]

Ceea ce se urmărește este obținerea unui model care să aibă un grad de eroare antestabilit și implicit un grad de aplicabilitate practică satisfăcător.

Problema determinării pragului de aproximare care poate fi atins pe un model oarecare neclasic este o problemă în sine, în jurul căreia discuțiile între teoreticienii și practicienii domeniului sunt abia la început. Deocamdată nu se cunoaște o metodă generală de calcul a gradului de aproximare a unui model. Se pune problema găsirii unor modele funcționale, mai ales că, din punct de vedere practic, apare întotdeauna problema costurilor legate de obținerea unui model. [119]

După calcularea parametrilor modelului este necesar să se efectueze o comparație între predicțiile modelului și datele furnizate de procesul real. Dacă modelul este adecvat, el poate fi acceptat cu condiția să nu poată fi simplificat, de pildă prin eliminarea unor termeni sau variabile importante. [16]

### 7.1. Modele matematice statistice experimentale

Utilizând programul Statistica 6.0 s-au realizat reprezentările tridimensionale din capitolul 6, cu ajutorul cărora s-au determinat modelele matematice care sunt ecuațiile de aproximare a suprafețelor prin regresie neliniară, selectând modelul de aproximare *Quadrat Surface*, coeficientul de încredere setat la introducerea variabilelor fiind de 95 %.

Dependențele dintre parametrii urmărite sunt prezentate în continuare:

### 7.1.1. Dependențele dintre parametrii caracteristici pentru apa subterană

#### 7.1.1.1. Recirculare apă filtrare I (deferizare)

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la doză zero de nămol

$$z = -38,2328 - 53,757 x + 88,9285 y + 0,9733 x^2 + 0,9443 xy - 3,1971 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
 y – valorile pentru concentrația oxigenului  
 z – valorile pentru concentrația dioxidului de carbon

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la o doză de nămol de 5 ml

$$z = 52,4775 - 1,5949 x - 3,2595 y + 0,1255 x^2 - 0,4372 xy + 0,6103 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
 y – valorile pentru concentrația oxigenului  
 z – valorile pentru concentrația dioxidului de carbon

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 92,1376 + 34,6376 x - 37,5651 y - 0,1642 x^2 - 2,5559 xy + 1,2779 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
 y – valorile pentru concentrația oxigenului  
 z – valorile pentru concentrația dioxidului de carbon

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la o doză de nămol de 20 ml

$$z = 117,295 + 24,2305 x - 45,3855 y - 0,1236 x^2 - 1,7122 xy + 2,3902 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
 y – valorile pentru concentrația oxigenului  
 z – valorile pentru concentrația dioxidului de carbon

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la doză zero de nămol

$$z = 6,8959 - 0,0431 x + 0,0624 y + 0,0005 x^2 + 0,0059 xy - 0,0059 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru pH

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 6,9141 + 0,0418 x + 0,0293 y - 0,001 x^2 + 0,003 xy - 0,0067 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru pH

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 20 ml supernatant

$$z = 8,0092 + 0,8394 x - 0,658 y - 0,0037 x^2 - 0,0617 xy + 0,0304 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru pH

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 20 ml

$$z = 6,8154 - 0,1306 x + 0,1263 y + 0,0003 x^2 + 0,0143 xy - 0,0095 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru pH

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la doză zero de nămol

$$z = 10,0167 - 0,0149 x + 0,0273 y - 0,0065 x^2 + 0,0257 xy - 0,0305 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru concentrația oxigenului la echilibru

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 5 ml

$$z = 10,3222 + 0,0666 x - 0,1719 y + 0,0007 x^2 - 0,0115 xy + 0,0155 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația oxigenului la echilibru

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 11,3752 + 0,4324 x - 0,866 y + 0,0026 x^2 - 0,0546 xy + 0,074 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația oxigenului la echilibru

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 20 ml

$$z = 9,5699 - 0,2252 x + 0,2844 y + 0,0044 x^2 - 0,0011 xy + 0,0019 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația oxigenului la echilibru

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la doză zero de nămol

$$z = 14,6178 + 2,2255 x - 2,9017 y - 0,0044 x^2 - 0,1983 xy + 0,2044 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația oxigenului la echilibru

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 5,8515 - 1,3719 x + 1,874 y + 0,0021 x^2 + 0,12 xy - 0,1283 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația oxigenului la echilibru

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la o doză de nămol de 20 ml supernatant

$$z = 7,5399 - 0,8306 x + 1,0486 y + 0,0021 x^2 + 0,0702 xy - 0,0674 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația oxigenului la echilibru

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la doză de nămol de 20 ml

$$z = 8,2601 - 0,4695 x + 0,722 y - 0,0002 x^2 + 0,0431 xy - 0,053 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația oxigenului la echilibru

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la doză zero de nămol

$$z = 3,4818 - 1,4045 x + 2,7881 y - 0,1239 x^2 + 0,5728 xy - 0,643 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 5 ml

$$z = 29,7157 + 3,2348 x - 11,6429 y + 0,1126 x^2 - 0,7888 xy + 1,3642 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 7,2415 + 3,4279 x - 3,0134 y - 0,0463 x^2 - 0,146 xy - 0,0185 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml

$$z = 10,2651 + 1,2127 x - 3,9419 y + 0,0744 x^2 - 0,4605 xy + 0,6949 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație fier, la doză zero de nămol

$$z = 4,0455 - 0,3679 x + 0,587y - 0,0396 x^2 + 0,1364 xy - 0,116 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 8,1102 + 0,6416 x - 2,0398 y + 0,0212 x^2 - 0,1654 xy + 0,2456 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml supernatant

$$z = 16,9135 + 1,6381 x - 4,8823 y + 0,0036 x^2 - 0,2136 xy + 0,4141 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație fier la o doză de nămol de 20 ml

$$z = 22,1072 + 2,4225 x - 7,4285 y + 0,0503 x^2 - 0,4343 xy + 0,7126 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare rapidă, turbiditate, concentrație fier, la doză zero de nămol

$$z = 4,72 - 0,0094 x - 0,1026 y + 0,0005 x^2 + 0,0049 xy - 0,0172 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare rapidă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 3,7 - 0,0184 x + 0,538 y - 0,0016 x^2 - 0,0769 xy + 0,0683 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare rapidă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml supernatant

$$z = 4,5 - 0,0723 x + 0,3185 y + 0,0018 x^2 - 0,0443 xy + 0,0208 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare rapidă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml

$$z = 3,42 - 0,0413 x + 0,1173 y + 0,0035 x^2 - 0,0223 xy + 0,0061 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare rapidă

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația fierului



### 7.1.1.2. Recirculare apă filtrare II (demanganizare)

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 5 ml

$$z = 6,2343 - 0,093 x + 0,3159 y - 0,0017 x^2 + 0,0195 xy - 0,0309 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru pH

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 7,292 - 0,0062 x - 0,0885 y + 0,0004 x^2 + 0,0029 xy + 0,006 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru pH

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, pH, la o doză de nămol de 20 ml

$$z = 4,8021 - 0,198 x + 0,8437 y - 0,0041 x^2 + 0,04 xy - 0,0805 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru pH

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 5 ml

$$z = 17,1069 + 1,3452 x - 5,0164 y + 0,0232 x^2 - 0,2624 xy + 0,5002 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 35,8586 + 2,6826 x - 12,1416 y + 0,0612 x^2 - 0,5464 xy + 1,1784 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml

$$z = 7,2773 + 0,4485 x - 1,3983 y + 0,0061 x^2 - 0,0986 xy + 0,1559 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru concentrația oxigenului  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare lentă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 5 ml

$$z = 2,3556 + 1,055 x - 0,6959 y - 0,0101x^2 - 0,1225 xy + 0,1181y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru turbiditate  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare lentă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 10 ml

$$z = 7,5174 + 0,4562 x - 0,8525 y + 0,0375 x^2 - 0,1101 xy + 0,0758 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru turbiditate  
z – valorile pentru concentrația fierului

Dependența timp de agitare lentă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml

$$z = 7,8502 + 0,3044 x - 0,6266 y - 0,0011 x^2 - 0,0276 xy + 0,0269 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă  
y – valorile pentru turbiditate  
z – valorile pentru concentrația fierului

### 7.1.2. Dependente dintre parametrii caracteristici pentru apa de suprafață

Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la o doză de nămol de 345 mg/l

$$z = 0,2075 + 0,0027 x + 0,4281 y - 7,9593E-5 x^2 - 0,0172 xy - 0,0521 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația aluminiului rezidual

Dependența doză de nămol, turbiditate inițială, turbiditate finală, la doză zero de coagulant

$$z = 12,2978 + 0,0443 x - 0,0587 y - 0,0005 x^2 + 0,0008 xy - 0,0003 y^2$$

unde : x – valorile pentru doza de nămol

y – valorile pentru turbiditatea inițială

z – valorile pentru turbiditatea finală

Dependența volum apă spălare filtre, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual

$$z = -0,0907 + 0,0069 x + 0,2979 y - 3,9162 \cdot 10^{-5} x^2 - 0,0061 xy - 0,0279 y^2$$

unde : x – valorile pentru volumul de apă spălare filtre

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația aluminiului rezidual

Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la procent zero de apă de spălare filtre

$$z = 3,6362 - 0,247 x - 1,0216 y + 0,0044 x^2 + 0,0366 xy + 0,09 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația aluminiului rezidual

Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la un procent de 12,5 % de apă de spălare filtre

$$z = 3,0017 - 0,2116 x - 0,9919 y + 0,0038 x^2 + 0,0377 xy + 0,1098 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația aluminiului rezidual

Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la un procent de 25 % de apă de spălare filtre

$$z = 4,1683 - 0,3058 x - 1,9551 y + 0,0056 x^2 + 0,0757 xy + 0,2761 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația aluminiului rezidual

Dependența doză coagulant, consum de clor, necesar de clor la preclorare

$$z = 0,6 + 3,1268 \cdot 10^{-13} x + y + 3,4368 \cdot 10^{-14} x^2 - 8,7994 \cdot 10^{-13} xy - 1,0811 \cdot 10^{-9} y^2$$

unde : x – valorile pentru doza de coagulant

y – valorile pentru consumul de clor

z – valorile pentru necesarul de clor

Dependența doză coagulant, consum de clor, necesar de clor la postclorare

$$z = 0,6 - 8,351 \cdot 10^{-11} x + y + 7,0203 \cdot 10^{-14} x^2 + 4,9661 \cdot 10^{-11} xy + 8,7473 \cdot 10^{-9} y^2$$

unde : x – valorile pentru doza de coagulant

y – valorile pentru consumul de clor

z – valorile pentru necesarul de clor

Dependența doză de clor, consum de clor, necesar de clor la preclorare

$$z = -7,5933 - 10,42 x + 25,6 y - 2,9927 x^2 + 14,5818 xy - 17,5758 y^2$$

unde : x – valorile pentru doza de clor

y – valorile pentru consumul de clor

z – valorile pentru necesarul de clor

Dependența doză de clor, consum de clor, necesar de clor la postclorare

$$z = 14,0247 - 55,0736 x + 54,1773 y + 47,388 x^2 - 88,9632 xy + 41,4716 y^2$$

unde : x – valorile pentru doza de clor

y – valorile pentru consumul de clor

z – valorile pentru necesarul de clor

Dependența doză coagulant, turbiditate, culoare, la doză zero de clor

$$z = -12,2278 + 3,3777 x + 10,3057 y - 0,1998 x^2 - 0,6555 xy - 0,9653 y^2$$

unde : x – valorile pentru doza de coagulant

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru culoare

Dependența doză coagulant, turbiditate, culoare, la o doză de clor de 1 mg/l

$$z = 61,6744 - 11,423 x - 22,0954 y + 0,5522 x^2 + 2,4388 xy + 2,6131 y^2$$

unde : x – valorile pentru doza de coagulant

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru culoare

Dependența doză coagulant, turbiditate, culoare, la o doză de clor de 2 mg/l

$$z = -60,0654 + 12,6777 x + 33,5328 y - 0,6386 x^2 - 2,8978 xy - 3,8998 y^2$$

unde : x – valorile pentru doza de coagulant

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru culoare

Dependența doză coagulant, turbiditate, culoare, la o doză de clor de 3 mg/l

$$z = -26,6255 + 5,572 x + 19,372 y - 0,2771 x^2 - 1,39 xy - 2,4252 y^2$$

unde : x – valorile pentru doza de coagulant

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru culoare

## 7.2. Modul de operare în vederea testării

Pentru a verifica modelele matematice obținute și prezentate anterior se determină experimental valorile parametrilor asociați cu variabilele x, z și z (altele decât cele cu ajutorul cărora s-a construit modelul matematic).

Determinarea valorilor pentru parametrul asociat variabilei z din modelele matematice se face prin introducerea valorilor corespunzătoare pentru parametrii asociați variabilelor x și y în programul de rezolvare a ecuațiilor matematice. Acesta calculează pe baza ecuațiilor suprafețelor, valoarea corespunzătoare de pe suprafață a parametrului asociat variabilei z.

Pe baza valorilor experimentale obținute pentru parametrii asociați variabilelor  $x$  și  $y$  se calculează pentru fiecare din dependențele considerate, valoarea parametrului asociat variabilei  $z$  de pe suprafață, notat  $z$  calculat. Aceste date se compară cu cele obținute experimental.

Pentru aceste valori calculate și experimentale se calculează: abaterea standard, dispersia și coeficientul de corelare.

Pentru cazul în care avem două rezultate paralele ale determinărilor pentru o probă, iar numărul total de probe este  $m$ , relația de calcul pentru abaterea standard și dispersie sunt: [120 -123]

$$\text{Abaterea standard: } S = \sqrt{\frac{\sum (x_{\text{exp}} - x_{\text{calc}})^2}{2m}}$$

$$\text{Dispersia: } \sigma^2 = \frac{\sum (x_{\text{exp}} - x_{\text{calc}})^2}{2m}$$

Coeficientul de corelare  $R$ , al modelului matematic cu cel real este:

$$R = \sqrt{\frac{S_t - S_r}{S_t}}$$

unde:  $S_t$  – deviația standard

$S_r$  – deviația modelului față de experiment

$$S_t = \sum (x_{\text{exp}} - x_{\text{calc}})^2$$

$$S_r = \sigma^2$$

Coeficientul de corelare trebuie să tindă spre valoarea 1, pentru a da o corelație bună.

### 7.3. Calculele matematice efectuate în vederea testării

**Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la doză zero de nămol (recirculare apă filtrare I - deferizare)**

$$z = -38,2328 - 53,757 x + 88,9285 y + 0,9733 x^2 + 0,9443 xy - 3,1971 y^2$$

unde :  $x$  – valorile pentru timpul de agitare lentă

$y$  – valorile pentru concentrația oxigenului

$z$  – valorile pentru concentrația dioxidului de carbon

Timp de agitare lentă (min)	Concentrația oxigenului (mg/l)	Concentrația dioxidului de carbon (mg/l) (experimental)	Concentrația dioxidului de carbon (mg/l) (calcul)
3	2,91	44,83	49,2
5	4,04	41,73	43,47
10	6,67	33,53	35,62
14	8,31	26,46	28,01

Abaterea standard este:  $S = 1,9$

Dispersia este:  $\sigma^2 = 3,61$

Deviația standard este:  $S_t = 28,8951$

Deviația modelului față de experiment este:  $S_r = 3,61$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9354$ , valoarea sa se apropie de 1, deci corelația aleasă este bună.

### **Dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la doză zero de nămol (recirculare apă filtrare I - deferizare)**

$$z = 6,8959 - 0,0431 x + 0,0624 y + 0,0005 x^2 + 0,0059 xy - 0,0059 y^2$$

unde :  $x$  – valorile pentru timpul de agitare rapidă

$y$  – valorile pentru concentrația oxigenului

$z$  – valorile pentru pH

Timp de agitare rapidă (min)	Concentrația oxigenului (mg/l)	pH (experimental)	pH (calcul)
3	4,83	7,05	7,02
5	6,32	7,1	7,03
10	8,37	7,32	7,12
14	9,12	7,47	7,22

Abaterea standard este:  $S = 0,1163$

Dispersia este:  $\sigma^2 = 0,0135$

Deviația standard este:  $S_t = 0,1083$

Deviația modelului față de experiment este:  $S_r = 0,0135$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9356$ , valoarea sa se apropie de 1, deci corelația aleasă este bună.

**Dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 5 ml (recirculare apă filtrare I - deferizare)**

$$z = 29,7157 + 3,2348 x - 11,6429 y + 0,1126 x^2 - 0,7888 xy + 1,3642 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă

y – valorile pentru concentrația oxigenului

z – valorile pentru concentrația fierului

Timp de agitare lentă (min)	Concentrația oxigenului (mg/l)	Concentrația fierului (experimental)	Concentrația fierului (calcul)
3	2,91	4,64	11,21
5	4,04	4,58	7,99
10	6,67	4,2	3,74
14	8,31	3,5	2,75

Abateră standard este:  $S = 2,6335$

Dispersia este:  $\sigma^2 = 6,945$

Deviația standard este:  $S_t = 55,5671$

Deviația modelului față de experiment este:  $S_r = 6,945$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9354$ , valoarea sa se apropie de 1, deci corelația aleasă este bună.

**Dependența timp de agitare lentă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml (recirculare apă filtrare II - demanganizare)**

$$z = 7,8502 + 0,3044 x - 0,6266 y - 0,0011 x^2 - 0,0276 xy + 0,0269 y^2$$

unde : x – valorile pentru timpul de agitare lentă

y – valorile pentru turbiditate

z – valorile pentru concentrația fierului

Timp de agitare lentă (min)	Turbiditate (NTU)	Concentrația fierului (experimental)	Concentrația fierului (calcul)
3	12,76	4,12	4,08
5	12,78	3,98	3,96
10	14,32	3,31	3,37
14	17,25	2,47	2,42



Abaterea standard este:  $S = 0,0318$

Dispersia este:  $\sigma^2 = 0,001$

Deviația standard este:  $S_t = 0,0081$

Deviația modelului față de experiment este:  $S_r = 0,001$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9362$ , valoarea sa se apropie de 1, deci corelația aleasă este bună.

**Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la o doză de nămol de 345 mg/l**

$$z = 0,2075 + 0,0027 x + 0,4281 y - 7,9593 \cdot 10^{-5} x^2 - 0,0172 xy - 0,0521 y^2$$

unde :  $x$  – valorile pentru timpul de agitare

$y$  – valorile pentru turbiditate

$z$  – valorile pentru concentrația aluminiului rezidual

Timp de agitare (min)	Turbiditate (NTU)	Concentrația $Al_{rez}$ (experimental)	Concentrația $Al_{rez}$ (calcul)
4	5,32	0,67	0,65
6	4,43	0,6	0,63
12	1,21	0,43	0,42
16	0,65	0,34	0,31

Abaterea standard este:  $S = 0,0169$

Dispersia este:  $\sigma^2 = 0,0002$

Deviația standard este:  $S_t = 0,0023$

Deviația modelului față de experiment este:  $S_r = 0,0002$

Coeficientul de corelare este  $R = 0,9555$ , valoarea sa se apropie de 1, deci corelația aleasă este bună.

**Dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la un procent de 12,5 % de apă de spălare filtre**

$$z = 3,0017 - 0,2116 x - 0,9919 y + 0,0038 x^2 + 0,0377 xy + 0,1098 y^2$$

unde :  $x$  – valorile pentru timpul de agitare

$y$  – valorile pentru turbiditate

$z$  – valorile pentru concentrația aluminiului rezidual

Timp de agitare (min)	Turbiditate (NTU)	Concentrația Al <sub>rez</sub> (mg/l) (experimental)	Concentrația Al <sub>rez</sub> (mg/l) (calcul)
4	5,52	0,82	0,91
6	4,48	0,66	0,64
12	2,16	0,37	0,35
16	1,29	0,23	0,27

Abaterea standard este:  $S = 0,0362$

Dispersia este:  $\sigma^2 = 0,0013$

Deviația standard este:  $S_t = 0,0105$

Deviația modelului față de experiment este:  $S_r = 0,0013$

Coeфициentul de corelare este  $R = 0,9360$ , valoarea sa se apropie de 1, deci corelația aleasă este bună.

## 8. Concluzii și contribuții originale

### 8.1. Concluzii generale

Lucrarea are un caracter interdisciplinar și străbate mai multe domenii ale științei, cum ar fi:

- chimie analitică
- chimie anorganică
- chimie fizică
- inginerie chimică
- statistică
- matematică (metode de calcul, ecuații)
- informatică (soft –uri Origin Lab 6.0. Statistica 6.0)
- optimizare (verificarea gradului de adecvanță și aproximare a modelelor matematice în raport cu cele experimentale).

În lucrare s-au urmărit următoarele obiective:

***1. Realizarea unei documentări bibliografice referitoare la sursele de apă subterană și de suprafață, la caracteristicile fizice, chimice și biologice ale acestora, caracteristici care influențează alegerea procesului tehnologic de potabilizare.***

Acest obiectiv s-a realizat prin studierea unui număr de 22 de referințe bibliografice, din care multe de ultimă oră.

Apele subterane în comparație cu apele de suprafață, satisfac unitățile industriale și gospodăriile individuale în măsură mai mică din punct de vedere cantitativ decât calitativ, deoarece straturile acvifere oferă o apă cu debite mici, dar în majoritatea cazurilor corespunzătoare calitativ.

Necesarul tot mai mare de apă a dus la utilizarea apelor de suprafață care oferă debite importante față de sursele subterane, dar de o calitate mai slabă.

Proprietățile apei în starea ei naturală nu satisfac de cele mai multe ori condițiile de calitate cerute de consumatori. Corectarea calităților apei, în vederea satisfacerii condițiilor impuse de diversele utilizări, se realizează prin procedee de tratare, determinate de natura și starea de dispersie a substanțelor minerale și organice conținute în apă, substanțe care, după caz, trebuie total sau parțial eliminate.

*2. Documentare referitoare la metodologiile de potabilizare a apelor subterane și de suprafață, la criteriile de alegere a surselor de apă, la principalele operații tehnologice din cadrul procesului de potabilizare, precum și la schemele tehnologice de tratare utilizate în practică (în funcție de calitatea apei brute).*

Pentru acest obiectiv s-au studiat 89 referințe bibliografice legate de principalele operații care intervin în cadrul proceselor de potabilizare a apelor subterane și de suprafață.

Alegerea metodologiei de potabilizare este un proces complex și trebuie să se țină cont de mulți factori. Alegerea procesului tehnologic de tratare a apei este dictată de calitatea sursei de apă și de costurile necesare obținerii unei ape potabile care să îndeplinească condițiile de calitate impuse.

Calitatea apei brute afectează procesul de tratare și implicit costul apei. Evaluarea surselor alternative de apă trebuie să cuprindă nu numai analiza costurilor procesului de tratare ci și costurile legate de colectarea apei, transmiterea și distribuția ei. Locul unde se află sursa de apă față de uzina de tratare și punctul unde trebuie să ajungă apa tratată se reflectă în prețul apei.

Principalele problemele care apar în cazul apelor subterane sunt legate de duritatea mare, de prezența fierului și a manganului.

Au fost descrise aici operațiile de aerare și filtrare din cadrul procesului de deferizare – demanganizare, precipitarea chimică, schimbul ionic.

De asemenea au fost prezentate în finalul subcapitolului legat de metodologiile de potabilizare a apelor subterane patru scheme de tratare a apelor subterane în scop potabil în funcție de calitatea și caracteristicile apei brute. Acestea sunt:

- schema de tratare a apei subterane cu exces de var
- schema de tratare a apei subterane cu var prin tratament divizat
- schema de tratare a apei subterane cu schimbători de ioni
- schema de tratare a apelor subterane bogate în fier și mangan, cu o duritate acceptabilă.

În cazul metodologiilor de potabilizare a apelor de suprafață au fost descrise principalele operații de tratare care intervin în potabilizarea apelor de suprafață. Acestea sunt desnisiparea, coagularea, decantarea și flotația, filtrarea, oxidarea chimică, adsorbția compușilor organici pe carbune activ, dezinfecția și fluorarea.

Sunt prezentate în încheierea capitolului câteva scheme de tratare a apei de suprafață:

- schema de tratare convențională a apei de suprafață
- schema de tratare a apei de suprafață cu filtrare directă
- schema de tratare a apei de suprafață cu coagulare pe filtre

**3. Elaborarea (propunerea) unor procese tehnologice de potabilizare a apelor subterane și de suprafață cu eliminarea problemelor care apar în procesele clasice de tratare. Prezentarea schemelor proceselor tehnologice propuse.**

În alegerea unui proces de potabilizare a apelor un rol foarte important îl ocupă calitatea sursei de apă.

În propunerea procesului tehnologic s-au luat în considerare sursele de apă subterană existente în jurul municipiului Timișoara.

Procesele de tratare pentru sursele de apă subterane bogate în fier și mangan, dar cu o duritate acceptabilă, includ în general operații de oxidare și îndepărtare a precipitatelor de fier și mangan formate (operații de deferizare – demanganizare).

Procesul tehnologic de deferizare - demanganizare a apei subterane propus cuprinde următoarele faze: aerare, filtrare în două trepte și dezinfecție.

Prin recircularea apei de spălare a filtrelor se realizează îmbunătățirea procesului de filtrare și se evită, de asemenea depunerile de hidroxid de fier pe paletele rotorului și pe pereții camerei de aerare.

Suspensiile recirculate cu apa de spălare vor constitui centrii de cristalizare pentru materiile generate prin contactul oxigenului cu apa la camera de aerare, accelerând procesul de deferizare, având loc astfel o substanțială îmbunătățire a procesului de deferizare-demanganizare.

În propunerea procesului tehnologic de potabilizare a apelor de suprafață s-a luat în considerare ca sursă de apă de suprafață apa râului Bega.

Procesul tehnologic de potabilizare a apei de suprafață care prezintă variații sezoniere ale turbidității, culorii, gustului și mirosului cuprinde următoarele faze: trecerea apei peste grătare, dezinfecție primară, coagulare, decantare, filtrare, dezinfecție.

Apele de spălare și limpezire a filtrelor împreună cu suspensiile acumulate în filtru se recirculă în camera de amestec. De asemenea o parte din nămolul provenit de la decantare se recirculă tot în camera de amestec (în anumite circumstanțe) iar restul este trecut la tratare.

Prin recircularea apelor de spălare a filtrelor și a decantoarelor la faza de coagulare se poate realiza o îmbunătățire semnificativă a tuturor parametrilor acesteia, pentru care se recomandă recircularea lor înainte de operația de amestecare.

Recircularea nămolului și a apelor de spălare a filtrelor este o soluție, atunci când se utilizează sulfat de aluminiu ca și coagulant, pentru reducerea concentrației aluminiului rezidual mai ales în cazul unor turbidități reduse și temperaturi scăzute.

**4. *Prezentarea scopului determinărilor experimentale efectuate, alegerea și precizarea metodelor de investigare utilizate, a parametrilor mășurați (definirea celor originali). Prezentarea aparaturii și echipamentelor utilizate la efectuarea determinărilor experimentale.***

În cadrul determinărilor experimentale s-au determinat în principal următorii parametri: concentrația oxigenul dizolvat, pH –ul, turbiditatea, turbiditatea la doză zero, turbiditatea critică, turbiditatea limită, concentrația clorului liber, concentrația clorului total, doza de clor, necesarul de clor, consumul de clor, doza de coagulant, doza critică de coagulant, timpul de agitare lentă, timpul critic de agitare lentă, concentrația aluminiului rezidual, fracțiunile de aluminiu rezidual, culoarea.

S-au mai determinat concentrația fierului, manganului, a ionului  $\text{NH}_4^+$ , a azoților și azotaților, precum și concentrația trihalometanilor (THM).

Parametrii mășurați în cadrul determinărilor experimentale sunt parametrii ce caracterizează diferitele operații din cadrul proceselor de tratare a apelor subterane și de suprafață în scop potabil.

Sunt descrise metodele de investigare utilizate pentru determinarea parametrilor amintiti mai sus și de asemenea este prezentată aparatura utilizată și anume: agitator magnetic cu 10 trepte de turație IKA, multimetru de tip WTW Multi Line P4 CellOx 325, spectroquant SQ 118 MERK, turbidimetru Hach 2100, clorometru Palintest 1000, aparat Jar-Test cu șase posturi Phipps&Bird, cromatograf Perkin-Elmer Auto System XL, spectrometru de absorbție atomică SPECTRA AAS VARIAN cu cuptor de grafit GTA 110.

**5. *Interpretarea și prelucrarea matematică a rezultatelor determinărilor experimentale efectuate pentru apa subterană și pentru apa de suprafață. Elaborarea modelelor matematice experimentale și compararea cu cele teoretice.***

Caracteristica cea mai importantă a unui model matematic este aceea de a putea reda corect interdependența variabilelor procesului în domeniul dorit. Astfel, dacă un model matematic corespunde acestei cerințe este indiferent dacă relațiile folosite în cadrul modelului au un substrat fizic sau sunt doar niște relații arbitrare dar care însă satisfac cerința amintită anterior.

Elaborarea unui model matematic statistic implică efectuarea unor măsurători cu scopul acumulării de date experimentale suficiente pentru obținerea unui model utilizabil al procesului. Datorită acestei limitări, un model matematic statistic nu poate fi obținut în situația în care nu pot fi efectuate măsurători în sistemul pe care dorim să-l modelăm.

Elaborarea experimentală a modelului matematic presupune obținerea datelor, prelucrarea lor statistică și interpretarea rezultatelor. Cum obținerea datelor experimentale este afectată de erori, în modelul experimental este introdusă o anumită incertitudine, fapt ce îi conferă un caracter probabilistic.



Prelucrarea matematică a datelor experimentale s-a realizat cu ajutorul programului Origin Lab 6.

*Interpretarea și prelucrarea matematică a determinărilor experimentale efectuate pentru apa subterană*

Nerealizarea în totalitate a indicilor de calitate, evacuarea la canal a unui volum important de apă de spălare relativ scumpă și de calitate, au fost premisele determinărilor în care s-a urmărit :

- analiza instalației industriale de deferizare-demanganizare prin prisma performanțelor realizate
- studii privind posibilitatea recirculării apelor de spălare.
- stabilirea pe baza analizei celor două metode de determinare a clorului din apă (colorimetrică și volumetrică) a avantajelor și dezavantajelor utilizării celor două variante
- analiza comparativă a curbelor de clorare după fiecare fază de tratare a apei subterane (aerare, filtrare I, filtrare II).

Rezultatele determinărilor experimentale efectuate pentru apa subterană sunt prezentate în tabele 5.1 – 5.25 și în figurile 5.1 – 5.63.

Concluziile deduse din analiza tabelelor și graficelor sunt următoarele:

1. Eliminarea fierului și manganului are loc practic pe filtre.
2. Un factor limitativ al procesului de demanganizare îl constituie conținutul de  $\text{NH}_3$  din apa brută, compus care concurează reacția de oxidare a manganului, reducând potențialul redox prin consumul oxigenului. Nu este indicat un conținut mai mare de 1 mg/l  $\text{NH}_3$  în condițiile actualei tehnologii.
3. Oxidarea și precipitarea manganului au loc practic după separarea fierului, condiții în care se poate îmbunătăți procesul de demanganizare prin mărirea vitezei de deferizare;
4. Prin recircularea apelor de spălare care conțin  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  se poate accelera procesul de deferizare în anumite condiții, particulele de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  constituie în prima fază centri de cristalizare, explicația fiind dată de forța motrice ridicată și precipitatul deja format.
5. Mărind viteza de deferizare prin recircularea suspensiilor se asigură un timp mai mare de oxidare pentru mangan, ceea ce face ca în aceste condiții aerarea să fie eficientă și pentru îndepărtarea manganului.
6. Un consum imediat de clor de circa 2,5 mg/l în cazul apei brute care se reduce la 1 mg/l în cazul apei aerate, indicând că după aerare nu toți reducătorii sunt oxidați
7. Clorul dozat corespunzător break-pointului apei brute și apei aerate scade cu 3 mg/l după aerare, valoare care corespunde consumului imediat de clor a apei brute dar nu și diferenței dintre consumul imediat de clor a apei brute și apei aerate.

8. Break-pointul apei filtrate I este apropiat celui corespunzător apei aerate. Observația sugerează ideea unei slabe modificări a concentrației consumatorilor de clor liber ca urmare a acestei operații

9. Valoarea break-pointului apei filtrate treapta a II – a este însă mult mai mică cu circa 3 mg de clor decât a apei filtrate treapta I, în această operație având loc o reducere substanțială a consumatorilor de clor, scăderea valorii corespunzătoare a break-pointului în acest caz poate fi asociată scăderii conținutului de oxigen, respectiv nitrificării  $\text{NH}_4^+$ .

Toate ecuațiile modelelor matematice experimentale au avut un coeficient de regresie foarte apropiat de 1.

### *Interpretarea și prelucrarea matematică a determinărilor experimentale efectuate pentru apa de suprafață*

În cadrul determinărilor experimentale efectuate pentru apa de suprafață s-au urmărit:

- punctul din flux în care se recirculă apele de spălare și limpezire a filtrelor și decantoarelor
- efectul recirculării acestora asupra procesului de coagulare
- efectul recirculării asupra unor caracteristici ale apei decantate
- stabilirea formelor aluminiului rezidual din apa de Bega și apa potabilă
- influența preclorării și postclorării asupra consumului și necesarului de clor
- influența preclorării asupra procesului de coagulare
- variația clorului pe fluxul tehnologic de potabilizare a apei de suprafață în funcție de metoda de analiză
- pierderea de clor pe diferitele operații ale Jar-Testului
- influența dozei de coagulant asupra concentrației trihalometanilor

Rezultatele determinărilor experimentale efectuate pentru apa subterană sunt prezentate în tabele 5.26 – 5.57 și în figurile 5.64 – 5.114.

Concluziile deduse din analiza tabelelor și graficelor sunt următoarele:

1. Recircularea nămolului are o acțiune benefică asupra procesului de coagulare, îmbunătățind toți parametrii coagulării, pentru care se recomandă recircularea lui înainte de operația de amestecare.

2. Doza de nămol care se justifică este de 200 mg SU/l. Prezența nămolului recirculat reduce doza de coagulant cu 40%. Reducerea dozei de coagulant și efectul pozitiv al recirculării nămolului este cu atât mai mare cu cât doza de nămol este mai mare.

3. Reducerea dozei de coagulant s-a explicat prin reducerea turbidității la doză zero și implicit a dozei critice.



4. Recircularea nămolului nu influențează timpul critic și nici timpul necesar agitării lente, dar conduce la scăderea accentuată a concentrației aluminiului rezidual.

6. Recircularea ASF este benefică în procesul de coagulare-decantare conducând la reducerea cu 33% a dozei de coagulant la un raport de 12,5 - 25% de ASF și reducerea cu 50% a concentrației aluminiului rezidual. Performanțele sunt cu atât mai ridicate cu cât procentul de ASF din amestec este mai mare.

7. Recircularea ASF nu reduce timpul de agitare lentă definit prin timpul critic de agitare lentă, parametru care ar putea explica performanțele care se realizează.

8. Recircularea ASF reduce însă turbiditatea la doză zero  $T_0$ . Această reducere este proporțională cu procentul de ASF. Această reducere explică și performanțele realizate prin recircularea ASF.

9. Procesul clasic de tratare a apei de suprafață care cuprinde operațiile: coagulare, floculare, decantare, filtrare, reduce concentrația majoritatea formelor aluminiului rezidual, în special a aluminiului total reactiv (cu 81,7 %), cât și a aluminiului particulat (96 %), în special atunci când turbiditatea apei brute este mare.

10. În cazul unor turbidități reduse ale apei brute utilizarea sulfatului de aluminiu la tratarea apei, poate duce la creșterea concentrației aluminiului rezidual în apa potabilă și deci a formelor sub care se prezintă acesta. Majoritatea formelor aluminiului rezidual cresc cu 20 % până la 75 %, mai puțin aluminiul particulat. În acest caz recircularea nămolului poate fi o soluție, pentru reducerea concentrației aluminiului rezidual.

11. În apa brută cea mai mare parte din aluminiu este aluminiul particulat (mai ales în cazul în care turbiditatea apei brute este ridicată) cu valori între 57 și 86 %, aluminiul dizolvat având valori mult mai mici cuprinse între 14 și 43 %. În apa potabilă însă concentrația aluminiului particulat este mai mică, aluminiul dizolvat fiind majoritar, peste 80 %, indiferent de turbiditatea apei brute. Rezultatele demonstrează că operațiile procesului tehnologic de tratare a apei, dar în special filtrarea, duc la scăderea accentuată a aluminiului particulat din apa potabilă.

12. În apa brută cea mai mare parte a aluminiului dizolvat s-a dovedit a fi de natură organică. În apa potabilă, concentrația aluminiului dizolvat anorganic crește având valori cuprinse între 60 și 80 %. Acest lucru se poate datora faptului că materialele humice cu capacitate de complexare mare a aluminiului au fost îndepărtate iar materiile organice reziduale manifestă o capacitate de legare a aluminiului scăzută.

13. Consumul și necesarul de clor este practic constant la aceeași doză de clor, influența dozei de coagulant este practic nulă. Consumul de clor la preclorare este mai mare decât cel de la postclorare cu aproximativ 11%.

14. Consumul și necesarul de clor crește cu creșterea dozei de clor, consumul fiind mai mare la preclorare

15. Preclorarea influențează favorabil procesul de coagulare prin creșterea dozei de clor duce la scăderea turbidității al doză zero și a dozei necesare de coagulant dar la doze mici conduce la creșterea culorii pentru aceeași doză de coagulant.

16. Din punctul de vedere al scăderii clorului de-a lungul fluxului tehnologic de remarcat este faptul că pierderile pe fiecare operație nu sunt mari, dar există diferențe mari între cele 2 metode, ele neputând fi corelate printr-un factor de corelare, metoda cu DPD arătând valori mai mari ale concentrației clorului.

17. Se observă o pierdere procentuală a clorului pe întreaga durată a Jar-Testului de 22% atât pentru clorul liber cât și pentru clorul total. Comparând pierderile pe fiecare operație se observă că cea mai mare pierdere se înregistrează la agitarea rapidă, cea mai mică la agitarea lentă. Pierderea clorului liber este mai mare decât pierderea clorului total pe anumite faze lucru explicabil prin faptul că o parte din clorul liber trece în clor legat.

18. O creștere a dozei de coagulant duce la obținerea unor concentrații mai mici de THM atât la preclorare cât și la postclorare, observându-se o scădere a concentrației a concentrației THM la aceeași doză de coagulant la postclorare în comparație cu preclorarea.

Toate ecuațiile modelelor matematice experimentale au avut un coeficient de regresie foarte apropiat de 1.

### ***6. Determinarea relațiilor de interdependență dintre principalii parametri ce caracterizează procesul de potabilizare a apelor subterane și de suprafață.***

În cadrul acestui capitol sunt prezentate relațiile de interdependență dintre principalii parametri determinați în cadrul determinărilor experimentale, parametri ce caracterizează procesele de potabilizare a apelor subterane și a apelor de suprafață. Relațiile prezentate au fost obținute utilizând programul Origin Lab 6.0. și reprezintă ecuațiile modelelor matematice deduse în capitolul 5.

Utilizând programul Statistica 6.0. au fost reprezentate tridimensional dependențele dintre diferiți parametri determinați experimental în capitolul 5. De asemenea au fost deduse cu ajutorul aceluiași program și ecuațiile matematice corespunzătoare suprafețelor tridimensionale, ecuații care reprezintă de fapt relațiile de interdependență dintre acești parametri.

Aceste relații de dependență sunt:

*Pentru apa subterană în cazul recirculării apei de spălare a filtrelor de la treapta I (deferizare):*

- dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la diferite doze de nămol

- dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la diferite doze de nămol
- dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la diferite doze de nămol
- dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație oxigen la echilibru, la diferite doze de nămol
- dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la diferite doze de nămol
- dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, concentrație fier, la diferite doze de nămol
- dependența timp de agitare rapidă, turbiditate, concentrație fier, la diferite doze de nămol

*Pentru apa subterană în cazul recirculării apei de spălare a filtrelor de la treapta II (demanganizare):*

- dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, pH, la diferite doze de nămol
- dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la diferite doze de nămol
- dependența timp de agitare lentă, turbiditate, concentrație fier, la diferite doze de nămol

*Pentru apa de suprafață:*

- dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la o doză de nămol de 345 mg/l
- dependența doză de nămol, turbiditate inițială, turbiditate finală, la doză zero de coagulant
- dependența volum apă spălare filtre, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual
- dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la diferite procente de apă de spălare filtre
- dependența doză coagulant, consum de clor, necesar de clor la preclorare
- dependența doză coagulant, consum de clor, necesar de clor la postclorare
- dependența doză de clor, consum de clor, necesar de clor la preclorare
- dependența doză de clor, consum de clor, necesar de clor la postclorare
- dependența doză coagulant, turbiditate, culoare, la diferite doze de clor

Toate aceste relații de interdependență dintre parametrii ce caracterizează procesele de potabilizare a apelor subterane și de suprafață obținute prin elaborarea modelelor matematice experimentale prezentate în capitolele 5 și 6 pot fi de real folos cercetătorilor și inginerilor care lucrează în domeniul tratării apelor în scop potabil. Prin utilizarea acestor relații se reduce numărul parametrilor caracteristici ce trebuie determinați experimental și prin aceasta

numărul determinărilor experimentale ce trebuiesc efectuate, se scurtează timpul necesar efectuării unei analize a procesului tehnologic și găsirii soluției optime pentru rezolvarea problemelor care pot apărea în exploatare.

### ***7. Testarea performanțelor modelelor matematice experimentale obținute.***

Utilizând programul Statistica 6.0 s-au realizat reprezentările tridimensionale din capitolul 6, cu ajutorul cărora s-au determinat modelele matematice care sunt ecuațiile de aproximare a suprafețelor prin regresie neliniară, selectând modelul de aproximare *Quadrat Surface*, coeficientul de încredere setat la introducerea variabilelor fiind de 95 %.

Pentru a verifica modelele matematice obținute se determină experimental valorile parametrilor asociați cu variabilele  $x$ ,  $y$  și  $z$  (altele decât cele cu ajutorul cărora s-a construit modelul matematic).

Determinarea valorilor pentru parametrul asociat variabilei  $z$  din modelele matematice se face prin introducerea valorilor corespunzătoare pentru parametrii asociați variabilelor  $x$  și  $y$  în programul de rezolvare a ecuațiilor matematice. Acesta calculează pe baza ecuațiilor suprafețelor, valoarea corespunzătoare de pe suprafață a parametrului asociat variabilei  $z$ .

Pe baza valorilor experimentale obținute pentru parametrii asociați variabilelor  $x$  și  $y$  se calculează pentru fiecare din dependențele considerate, valoarea parametrului asociat variabilei  $z$  de pe suprafață, notat  $z$  calculat. Aceste date se compară cu cele obținute experimental.

Pentru aceste valori calculate și experimentale se calculează: abaterea standard, dispersia și coeficientul de corelare.

Pentru toate cazurile în care s-au verificat modelele experimentale obținute, valorile coeficienților de corelare s-au apropiat de valoarea 1, deci corelațiile alese au fost bune.

## **8.2. Contribuții originale**

Contribuțiile personale originale în realizarea acestei teze de doctorat constau în propunerea recirculării apelor de spălare a filtrelor la faza de aerare în cadrul procesului de potabilizare a apelor subterane și a recirculării apelor de spălare a filtrelor și a nămolului de la decantoare la faza de amestecare rapidă în cadrul procesului de potabilizare a apelor de suprafață, precum și stabilirea efectelor recirculării acestor ape asupra unor parametrii ce caracterizează procesul tehnologic de potabilizare.

În cazul studiilor legate de potabilizarea apelor subterane pe baza corelărilor observate între concentrația dioxidului de carbon, valoarea pH-ului și concentrația oxigenului s-a apreciat oxigenarea apei din urmărirea acestor parametrii corelați cu determinări sporadice a concentrației oxigenului din apă.

Pe baza determinărilor experimentale s-a demonstrat că:

- eliminarea fierului și manganului are loc practic pe filtre,
- un factor limitativ al procesului de demanganizare îl constituie conținutul de  $\text{NH}_3$  din apa brută, compus care concurează reacția de oxidare a manganului, reducând potențialul redox prin consumul oxigenului.

- oxidarea și precipitarea manganului au loc practic după separarea fierului, condiții în care se poate îmbunătăți procesul de demanganizare prin mărirea vitezei de deferizare;

- prin recircularea apelor de spălare care conțin  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  se poate accelera procesul de deferizare în anumite condiții, particulele de  $\text{Fe}(\text{OH})_3$  constituie în prima fază centrii de cristalizare, explicația fiind dată de forța motrice ridicată și precipitatul deja format.

- în cazul recirculării apelor de spălare a filtrelor de la treapta a II a de filtrare (demanganizare), mai bogate în mangan nu se constată o îndepărtare semnificativă a manganului, în schimb îndepărtarea fierului este favorizată de prezența nămolului

- mărind viteza de deferizare prin recircularea suspensiilor se asigură un timp mai mare de oxidare pentru mangan, ceea ce face ca în aceste condiții aerarea să fie eficientă și pentru îndepărtarea manganului.

S-au analizat comparativ curbele de clorare pentru apa brută, apa aerată, apa filtrare I (treapta a I-a de filtrare, deferizare) și apă filtrare II (treapta a II-a de filtrare, demanganizare) desprinzându-se următoarele concluzii:

- un consum imediat de clor de circa 2,5 mg/l în cazul apei brute care se reduce la 1 mg/l în cazul apei aerate, indicând că după aerare nu toți reducătorii sunt oxidați

- clorul dozat corespunzător break-pointului apei brute și apei aerate scade cu 3 mg/l după aerare, valoare care corespunde consumului imediat de clor a apei brute dar nu și diferenței dintre consumul imediat de clor a apei brute și apei aerate.

- break-pointul apei filtrate I este apropiat celui corespunzător apei aerate. Observația sugerează ideea unei slabe modificări a concentrației consumatorilor de clor liber ca urmare a acestei operații

- valoarea break-pointului apei filtrate treapta a II – a este însă mult mai mică cu circa 3 mg de clor decât a apei filtrate treapta I, în această operație având loc o reducere substanțială a consumatorilor de clor, scăderea valorii corespunzătoare a break-pointului în acest caz poate fi asociată scăderii conținutului de oxigen, respectiv nitrificării  $\text{NH}_4^+$ .

În cazul studiilor legate de potabilizarea apelor de suprafață au fost definiți o serie de parametri ce pot caracteriza procesul de coagulare a suspensiilor din apa de suprafață și anume turbiditatea critică, turbiditatea limită, doza critică de coagulant, timpul critic de agitare lentă. De asemenea s-a utilizat caracterizarea apei clorate prin urmărirea culorii.



Pe lângă cele prezentate anterior pentru caracterizarea apelor de spălare a filtrelor s-a utilizat și o metodă originală conform căreia apa se caracterizează prin turbiditatea la doză zero ( $T_0$ ) și concentrația aluminiului rezidual la doză zero.

La prelucrarea și interpretarea rezultatelor s-a trasat curba de coagulare și pe baza ei s-au stabilit parametrii caracteristici: turbiditate la doză zero ( $T_0$ ), turbiditate critică ( $T_C$ ), doza critică ( $D_C$ ) și turbiditatea limită ( $T_L$ ).

S-au utilizat comparativ metodele pentru determinarea clorului propuse de Standardul românesc (metoda cu ortotoluidină) și metoda propusă de Standardul american (metoda cu DPD) pentru urmărirea variației clorului pe fluxul tehnologic de potabilizare a apei la Uzina 2 și al Uzina 4 Timișoara.

S-a observat scăderea clorului de-a lungul fluxului tehnologic. De remarcat este faptul că pierderile pe fiecare operație nu sunt mari, dar există diferențe mari între cele două metode, ele neputând fi corelate printr-un factor de corelare, metoda cu DPD arătând valori mai mari ale concentrației clorului.

Pentru prima dată la noi în țară au fost determinate fracțiunile de aluminiu din apa brută și apa potabilă. Pentru determinarea acestor fracțiuni s-a folosit metoda Van Benschoten and Edzwald. Fracțiunile de aluminiu determinate au fost: aluminiul total reactiv, aluminiul total dizolvat, aluminiul dizolvat monomeric, aluminiul dizolvat legat organic, aluminiul dizolvat organic monomeric, aluminiul particulat, aluminiul dizolvat anorganic, aluminiul polimeric coloidal puternic legat, aluminiul dizolvat organic monomeric.

Pe baza determinărilor experimentale s-a demonstrat că:

- recircularea nămolului are o acțiune benefică asupra procesului de coagulare, îmbunătățind toți parametrii coagulării, pentru care se recomandă recircularea lui înainte de operația de amestecare.

- reducerea dozei de coagulant s-a explicat prin reducerea turbidității la doză zero și implicit a dozei critice.

- recircularea nămolului nu influențează timpul critic și nici timpul necesar agitării lente, dar conduce la scăderea accentuată a concentrației aluminiului rezidual.

- recircularea ASF este benefică în procesul de coagulare-decantare conducând la reducerea cu 33% a dozei de coagulant la un raport de 12,5 - 25% de ASF și reducerea cu 50% a concentrației aluminiului rezidual. Performanțele sunt cu atât mai ridicate cu cât procentul de ASF din amestec este mai mare.

- recircularea ASF nu reduce timpul de agitare lentă definit prin timpul critic de agitare lentă, parametru care ar putea explica performanțele care se realizează.

- recircularea ASF reduce însă turbiditatea la doză zero  $T_0$ . Această reducere este proporțională cu procentul de ASF. Această reducere explică și performanțele realizate prin recircularea ASF.

- procesul clasic de tratare a apei de suprafață care cuprinde operațiile: coagulare, floculare, decantare, filtrare, reduce concentrația majoritatea formelor aluminiului rezidual, în special a aluminiului total reactiv (cu 81,7 %) și a

aluminiului particulat (96 %), în special atunci când turbiditatea apei brute este mare.

- în cazul unor turbidități reduse ale apei brute utilizarea sulfatului de aluminiu la tratarea apei, poate duce la creșterea concentrației aluminiului rezidual în apa potabilă și deci a formelor sub care se prezintă acesta. Majoritatea formelor aluminiului rezidual cresc cu 20 % până la 75 %, mai puțin aluminiul particulat. În acest caz recircularea nămolului poate fi o soluție, pentru reducerea concentrației aluminiului rezidual.

- în apa brută cea mai mare parte din aluminiu este aluminiul particulat (mai ales în cazul în care turbiditatea apei brute este ridicată) cu valori între 57 și 86 %, aluminiul dizolvat având valori mult mai mici cuprinse între 14 și 43 %. În apa potabilă însă concentrația aluminiului particulat este mai mică, aluminiul dizolvat fiind majoritar, peste 80 %, indiferent de turbiditatea apei brute. Rezultatele demonstrează că operațiile procesului tehnologic de tratare a apei, dar în special filtrarea, duc la scăderea accentuată a aluminiului particulat din apa potabilă.

- în apa brută cea mai mare parte a aluminiului dizolvat s-a dovedit a fi de natură organică. În apa potabilă, concentrația aluminiului dizolvat anorganic crește având valori cuprinse între 60 și 80 %. Acest lucru se poate datora faptului că materialele humice cu capacitate de complexare mare a aluminiului au fost îndepărtate iar materiile organice reziduale manifestă o capacitate de legare a aluminiului scăzută.

- consumul și necesarul de clor este practic constant la aceeași doză de clor, influența dozei de coagulant este practic nulă. Consumul de clor la preclorare este mai mare decât cel de la postclorare cu aproximativ 11%.

- preclorarea influențează favorabil procesul de coagulare prin creșterea dozei de clor duce la scăderea turbidității al doză zero și a dozei necesare de coagulant dar la doze mici conduce la creșterea culorii pentru aceeași doză de coagulant.

- pierdere procentuală a clorului pe întreaga durată a Jar-Testului de 22% atât pentru clorul liber cât și pentru clorul total. Comparând pierderile pe fiecare operație se observă că cea mai mare pierdere se înregistrează la agitarea rapidă, cea mai mică la agitarea lentă. Pierderea clorului liber este mai mare decât pierderea clorului total pe anumite faze lucru explicabil prin faptul că o parte din clorul liber trece în clor legat.

S-au abordat metode computerizate de prelucrarea matematică a rezultatelor experimentale, s-au elaborat modelele experimentale și s-au comparat cu cele teoretice.

Prelucrarea matematică a datelor experimentale s-a realizat cu ajutorul programului Origin Lab 6. Cu ajutorul acestuia s-au stabilit ecuațiile matematice ale modelelor experimentale.

Toate ecuațiile modelelor matematice experimentale au avut un coeficient de regresie foarte apropiat de 1.

Utilizând programul Statistica 6.0 s-au realizat reprezentările tridimensionale din capitolul 6, cu ajutorul cărora s-au determinat modelele matematice care sunt ecuațiile de aproximare a suprafețelor prin regresie neliniară, selectând modelul de aproximare *Quadrat Surface*, coeficientul de încredere setat la introducerea variabilelor fiind de 95 %.

De asemenea au fost deduse cu ajutorul aceluiași program și ecuațiile matematice corespunzătoare suprafețelor tridimensionale, ecuații care reprezintă de fapt relațiile de interdependență dintre acești parametri și care pot fi de real folos cercetătorilor și inginerilor care lucrează în domeniul tratării apelor în scop potabil.

Prin utilizarea acestor relații se reduce numărul parametrilor caracteristici ce trebuie determinați experimental și prin aceasta numărul determinărilor experimentale ce trebuiesc efectuate, se scurtează timpul necesar efectuării unei analize a procesului tehnologic și găsirii soluției optime pentru rezolvarea problemelor care pot apărea în exploatare.

Pentru a verifica modelele matematice obținute s-au determinat experimental valorile parametrilor asociați cu variabilele  $x$ ,  $y$  și  $z$  (altele decât cele cu ajutorul cărora s-a construit modelul matematic).

Determinarea valorilor pentru parametrul asociat variabilei  $z$  din modelele matematice s-a realizat prin introducerea valorilor corespunzătoare pentru parametrii asociați variabilelor  $x$  și  $y$  în programul de rezolvare a ecuațiilor matematice. Acesta calculează pe baza ecuațiilor suprafețelor, valoarea corespunzătoare de pe suprafață a parametrului asociat variabilei  $z$ .

Pe baza valorilor experimentale obținute pentru parametrii asociați variabilelor  $x$  și  $y$  s-a calculat pentru fiecare din dependențele considerate, valoarea parametrului asociat variabilei  $z$  de pe suprafață, notat  $z$  calculat. Aceste date s-au comparat cu cele obținute experimental.

Pentru aceste valori calculate și experimentale s-au calculat: abaterea standard, dispersia și coeficientul de corelare.

Pentru toate cazurile în care s-au verificat modelele experimentale obținute, valorile coeficienților de corelare s-au apropiat de valoarea 1, deci corelațiile alese au fost bune.

Astfel pentru dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație dioxid de carbon, la doză zero de nămol (recirculare apă filtrare I - deferizare) coeficientul de corelare este  $R = 0,9354$ , valoarea sa se apropie de 1.

Pentru dependența timp de agitare rapidă, concentrație oxigen, pH, la doză zero de nămol (recirculare apă filtrare I - deferizare) coeficientul de corelare este  $R = 0,9356$ .

Pentru dependența timp de agitare lentă, concentrație oxigen, concentrație fier, la o doză de nămol de 5 ml (recirculare apă filtrare I - deferizare) coeficientul de corelare este  $R = 0,9354$ .

Pentru dependența timp de agitare lentă, turbiditate, concentrație fier, la o doză de nămol de 20 ml (recirculare apă filtrare II - demanganizare) coeficientul de corelare este  $R = 0,9362$ .



Pentru dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la o doză de nămol de 345 mg/l coeficientul de corelare este  $R = 0,9555$ .

Pentru dependența timp de agitare, turbiditate, concentrație aluminiu rezidual, la un procent de 12,5 % de apă de spălare filtre coeficientul de corelare este  $R = 0,9360$ .

## Bibliografie

1. AWWA - Water Quality and Treatment, 4th ed., Denver, CO: American Water Works Association, McGraw – Hill, Inc., 1990
2. Degremont - Memento technique de l'eau, vol. II, Paris, 1980
3. Rojanschi, V. - Din tainele unui pahar cu apă, Ed. Ceres, București, 1985
4. Baker, M.N. - The Quest for Pure Water, American Water Works Association, Denver, CO, 1981
5. Mănescu A. – Alimentări cu Apă, vol. II, Institutul de Construcții București, 1974
6. Degrémont - Water Treatment Handbook, vol.1, Sixth edition, 1991
7. Pîslărașu, I., Rotaru, N., Teodorescu, M. - Alimentări cu Apă, Ed. Tehnică, București, 1972
8. Carabeț A.- Protecția resurselor de apă subterană, Editura Mirton, Timișoara 1999
9. Stumm, W., Morgan, J.J. - Aquatic Chemistry, 2nd ed. (New York: John Wiley & Sons, Inc., 1981)
10. Gauthier E., Fortier I, Courchesne F., Pepin P., Mortimer J., Gauvreau D. - Aluminium Forms in Drinking Water and Risk of Alzheimer's Disease, Ecotoxicology and Environmental Safety, Environmental Research, Section A, 84, 234-246, 2000
11. Schitu M., Meloni Patrizia, Contu A. - Aluminium Fractions in Drinking Water from Reservoirs, Ecotoxicology and Environmental Safety, Environmental Research, Section A, 46, 29-33, 2000
12. American Academy of Microbiology - A Global Decline in Microbiological Safety of Water: A Call for Action. Report prepared by T.E. Ford and R.R. Colwell. 1996
13. World Health Organization – Guidelines for drinking - water quality. 2nd Ed. Vol. 1 Recommendations. 1993
14. Regli, S., Berger, P., Macler, B., and Haas, C – Proposed Decision Tree for Management of Risks in Drinking Water: Consideration For Health and Socioeconomic Factors. Pp. 39-80. Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical & Microbial Risks. ILSI. 1993
15. Singer, P.C. – Formation and Characterization of Disinfection By-products. Safety of Water Disinfection: Balancing Chemical & Microbial Risks. Pp. 201-221. ILSI. 1993
16. Todinca T., Geantă M. - Modelarea și simularea proceselor chimice. Aplicații în Matlab, , Timișoara, 1999
17. Perju Delia, Todinca T., Șuta M. - Optimizări în industria chimică, Timișoara, 1993
18. Lucaci A.I., Agachi P.Ș. - Optimizarea proceselor din industria chimică, Editura Tehnică, București, 2002
19. Perju Delia, Todinca T. - Automatizarea proceselor chimice. Partea a II-a, Editura Politehnica, Timișoara, 1995

20. Bretonean M.- Apele subterane, o importantă bogăție naturală Editura Ceres, București 1981
21. Nițescu S.- Deferizarea și demanganizarea apei, Editura Tehnică, București 1977
22. Tchobanoglous G., Schroeder E.D. - Water Quality, Addison–Wesley Publishing Company, 1987
23. Faust, S.D., McWhorter, J.G. - Water Chemistry, in Gehm, H.W., Bregman, J.I., (eds.), Handbook of Water Resources and Pollution Control, Van Nostrand Reinhold, New York, 1976
24. Humenick, M.J. - Water and Wastewater Treatment, Marcel Dekker, New York, 1977
25. O'Melia, C.R. - In: Aquatic Surface Chemistry, W. Stumm, Ed. New York: Wiley – Interscience, 1987
26. Sorg, T.J., et al. - Treatment Technology to Meet the Interim Primary Drinking Water Regulations for Inorganics, part 3, J. AWWA, 70 (12), p. 680 – 691, 1978
27. Benefield, L.D., Judkins, J.F., Weand, B.L. - Process Chemistry for Water and Wastewater Treatment, Prentice-Hall, Englewood-Cliffs, N.J. 1982
28. Lowenthal, R.E., Marais, G.V.R. - Carbonate Chemistry of Aquatic Systems: Theory and Application, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, 1976
29. Cadena, F, Midkiff, W.S., O'Conner, G.A. - The Calcium Carbonate Ion-Pair as a Limit to Hardness Removal, J. AWWA, vol.66, No. 9, September, 1974
30. Merrill, D.T. - Chemical Conditioning for Water Softening and Corrosion Control, Proc. Fifth Environmental Engineers' Conference, Montana State University, June 16-18, 1976
31. Reh, C.V. - Lime Soda Softening Processes, in Robert Sanks (ed.), Water Treatment Plant Design, Ann Arbor Science Publishers, Ann Arbor, Michigan, 1978
32. Wolf, H.W., Safferman, R.S., Mixson, A.R., Stringer, C.E. - Virus Inactivation during Tertiary Treatment, j.AWWA, vol. 66, No. 9, September, 1974
33. Bowers, A.E. - Ion Exchange Softening, in The Quest for Pure Water, vol. 2, 2ed., AWWA, Denver, 1980
34. Snoeyink, V.L, Cairns-Chambers, C., Pfeffer, J.L. - Strong-Acid Ion Exchange for Removing Barium, Radium, and Hardness, J.AWWA, vol. 79, No. 8, August, 1987
35. Cochei, V. și colab. - Bazele Tehnologiei Chimice, vol. II, I.P. "Traian Vuia" Timișoara, 1964
36. Edzwald, J.K. - Coagulation of Humic Substances, AIChE Symp. Ser. No. 190, vol. 75, p. 54, 1978
37. Hall, E.S., Packham - Coagulation of Organic Color with Hydrolyzing Coagulants, J. AWWA, 57:1149, 1965

38. O'Melia, C.R. - In: *Physiochemical Processes for Water Quality Control*, W.J. Weber, Jr., Ed. (New York: John Wiley & Sons, Inc., 1972)
39. Gemmel, R.S. - *Mixing and Sedimentation*, in *Water Quality and Treatment*, 3rd ed., McGraw-Hill, New York, 1971
40. Krasner S.W., Amy G. - Jar Test Evaluations of Enhanced Coagulation, *J. AWWA*, 93-106, october 1995
41. Dempsey, B.A. et al., *J. Am. Water Works Assoc.*, 76(4):141, (1984)
42. Edwards, G.A., Amirtharajah, A., *J. Am. Water Works Assoc.*, 77(3):50, (1985)
43. Kitchener, J.A. - The Froth Flotation Process: Past, Present and Future – In Brief, in *The Scientific Basis of Flotation*, Netherlands, 1984
44. Zabel, T.F. - Flotation in Water Treatment, in *The Scientific Basis of Flotation* (Ives, K.J. ed.), NATO ASI Series, Martinus Nijhoff Publishers, The Hague, Netherlands, 1984
45. O'Melia, C.R. - In: *Aquatic Surface Chemistry*, W. Stumm, Ed. New York: Wiley – Interscience, 1989
46. **Moșoarcă, G.E.** - Aluminiul rezidual în apa potabilă, Editura Politehnica, Timișoara, 2004
47. Glaze, W.H. - Drinking Water Treatment with Ozone, *Environ. Sci. Tech.*, vol. 21, p. 224, 1987
48. Marin, O.J., *J. AWWA*, 86 (12):42, 1994
49. Collins, M.R., et al., *J. AWWA*, 84 (5):80, 1992
50. Craft, F.T. - Comparison of Sand and Anthracite for Rapid Filtration, *J. AWWA*, 63 (1), 1971
51. Logsdon, G.S., Thurman, V.C., Frindt, E.S., Stoecker, J.G. - Evaluating Sedimentation and Various Filter Media for Removal Giardia Cysts, *J. AWWA*, 77 (2):61, 1985
52. Rojanschi, V. - Contribuții la Stabilirea Parametrilor de Proiectare și Exploatare a Filtrelor Rapide cu Debit Variabil, *Studii de Alimentări cu Apă*, vol. IX, București, 1976
53. Amirtharajah, A., Cleansby, L.J. - Predicting Expansion of Filters During Backwash, *J. AWWA*, 64 (1), 1972
54. Baylis, J.R. - Washing and Maintenance of Filters, *J. AWWA*, 52 (2), 1964
55. Friedman, R, Rojanschi, V. - Metode Noi de Filtrare a Apei, *Studii de Sinteză*, București, 1972
56. Ives, K.J., Miller, G.D., Stone, W.A. - Filtration, *J. of the Institution of Water Eng.*, 25 (1), 1971
57. Amirtharajah, A. - Optimum Backwashing of Sand Filters, *J. Environ. Eng. Div. ASCE*, 104 (5):917, 1978
58. McBride, D.G., Siemak, R.C., Tate, C.H., Trussell, - Pilot Plant Investigations for Treatment of Owens River Water, *Proc. AWWA, Annual Conf. Anaheim, California*, 1977
59. Babitt, E.H., Donald, J.J. - *Water Supply Engineering*, McGraw-Hill, London, 1958

60. AWWA - Standard for Filtering Material, Standard B100-80, Denver, 1980
61. Conley, W.R. - Experiences with Anthracite Sand Filters, J. AWWA, 53 (12):1473, 1961
62. O'Melia, C.R., Stumm, W. - Theory of Water Filtration, J. AWWA, 59 (11):1393, 1967
63. Graham, N.J.D. et al., J. AWWA, 84 (5):105, 1992
64. Stukenberg, J.R., Hesby, J.C., J. AWWA, 83 (9):90, 1991
65. Haberer, K., Schmidt, S.N., J. AWWA, 83 (9):82, 1991
66. Camp, Th.R. - Theory of Water Filtration, J. San. Eng. Division, 90 (4), 1964
67. Culp, R.L. - Direct Filtration, J. AWWA, 68 (6):375, 1977
68. Cullen, T.R., Letterman, R.D. - The Effect of Slow Sand Filter Maintenance on Water Quality, J. AWWA, 77 (12):48, 1985
69. Fox, K.R., Miltner, R.J., Longsdon, G.S., Dicks, D.L., Drolet, L.F. - Pilot Plant Studies of Slow - Rate Filtration, J. AWWA, 76 (12):62, 1984
70. Cleansby, J.L., Hilmoe, D.J., Dimitracopoulos, C.J. - Slow Sand and Direct In-Line Filtration of a Surface Water, J. AWWA, 76 (12):44, 1984
71. Letterman, R.D. - Filtration Strategies to Meet the Surface Water Treatment Rule, AWWA, Denver, CO, 1991
72. Slezak, L.A., Sims, R.C. - The Application and Effectiveness of Slow Sand Filtration in the United States, J. AWWA, 76 (12):38, 1985
73. Bellamy, W.D., Silverman, G.P., Hendricks, D.W., Longsdon G.S. - Removing Giardia Cysts with Slow Sand Filtration, J. AWWA, 77 (2):52, 1985
74. Longsdon, G.S., Symons, J.M., Hoye, R.L.Jr., Arozarena, M.M. - Removal of Giardia Cysts and Cyst Models by Filtration, J. AWWA, 73 (2):111, 1981
75. Longsdon, G.S., et al., J. AWWA, 85 (12):39, 1993
76. Huisman, L. - Rapid Filtration, Part. I, Delft University of Technology, Delft, The Netherlands, 1974
77. Westerhoff, G.P. - Experience with Higher Filtration Rates, J. AWWA, 63 (6):376, 1971
78. Amirtharajah, A. - Fundamentals and Theory of Air Scour, J. Environ. Eng. Div. ASCE, 110 (3):573, 1984
79. Committee Report - The Status of Direct Filtration, J. AWWA, 72 (7):405, 1980
80. Hutchinson, W.R., High - Rate Direct Filtration, J. AWWA, 68 (6):292, 1976
81. Letterman, R.D., Longsdon, G.S. - Survey of Direct Filtration Practice, proc. AWWA Annual Conf. New Orleans, 1976
82. Tate, C.H., Lang, J.S., Hutchinson, H.L. - Pilot Plant Tests of Direct Filtration, J. AWWA, 69 (7):379, 1977
83. Wagner, E.G., Hudson, H.E. - Low - Dosage, High - Rate Direct Filtration, J. AWWA, 74 (5):256, 1982
84. Monsevizt, J.T., Rexing, D.J., Williams, Heckler, J. - Some Practical Experience in Direct Filtration, J. AWWA, 70 (10):584, 1978

85. Baker, R.J. - Characteristics of Chlorine Compounds, J. Water Pollution Control Fed., vol. 41, 1969
86. Blanck, C.A. - Trihalomethane reduction in operating Water Treatment Plants, J. AWWA, 71 (9):525, 1979
87. Brodtman, N.V., Russo, P.J. - The Use of Chloramine for Reduction of Trihalomethanes and Disinfection of Drinking Water, J. AWWA, 71 (1):40, 1972
88. Rook, J.J. - Haloforms in Drinking Water, J. AWWA, 68 (3):168, 1976
89. Trussell, R., Kreft, P. - Engineering Consideration of Chloramine Application, AWWA Sem. Proc.: Chloramination for THM Control: Principles and practices, AWWA Annual Conf., Dallas, Texas, 1984
90. Glaze, W.H. - Drinking Water Treatment with Ozone, Environ. Sci. Tech., vol. 21, p. 224, 1987
91. Maloney, S.W., et al. - Ozone – GAC Following Conventional U. S. Drinking Water Treatment, J. AWWA, 77 (2):62, 1985
92. Miller, G.W., Rice, R.G., Robson, C.M., Scullin, R.L., Kuhn, W., Wolf, H. - An Assessment of Ozone and Chlorine Dioxide Technology for Treatment of Municipal Water Supplies, EPA – 600/2-78-147, EPA, Cincinnati, October, 1978
93. Environmental Science and Engineering - Study of Effectiveness of Activated Carbon Organic technology for Removal of Specific Materials from Organic Chemical Processes, EPA Rep. No. 68032610, 1981
94. Lettinga, G., et al. - The Use of Flocculated Powdered Activated Carbon in Water Treatment, Prog. Water Tech., vol. 10, p. 537 – 554, 1978
95. Singley, J.E., et al. - Use of Powdered Activated Carbon for Removal of Specific Organic Compounds, Sem Proc.: Controlling Organics in Drinking Water, proc. AWWA Annual Conf., San Francisco, California, 1979
96. Wood, P.R., de Marco, J. - Effectiveness of Various Adsorbents in Removing Organic Compounds from Water. Part I: Removing Purgeable Halogenated Organics, in McGuire, M.J., Suffet, I.H., (eds.), Activated Carbon Adsorption of Organics from Aqueous Phase, vol. II, Ann Arbor Science, Ann Arbor, Mi., 1980
97. Hansen, R.E. - Experiences With Removing Organics from Water, Public Works, October, 1977
98. Maloney, S.W., et al. - Ozone – GAC Following Conventional U. S. Drinking Water Treatment, J. AWWA, 77 (2):62, 1985
99. Sigworth, E.A., Smith, S.B. - Adsorption of Inorganic Compounds by Activated Carbon, J. AWWA, 64 (6):386, 1972
100. Rook, J.J. - Formation of Haloforms during Chlorination of Natural Waters, Water Treat. Exam., vol. 23, p. 234, 1974
101. Coheci, D., Brînzei, E., Duda Laura - Cercetări privind îmbunătățirea apei municipiului Timișoara. 1. Identificarea unor compuși orgaoclorurați în apa brută (trihalometani, clorofenoli și pesticide), Vol. Simpozionului "Zilele Acadamice Timișene", Ediția a V-a, Timișoara, 22-24 mai, 1997



102. Bogatu, C., Leszczynska Danuta, Dzurik, A., Nicolau Margareta, Vlaicu, I., **Moșoarcă, G. E.** - Studies on the Use of Chloramines to Minimize DOCL formation in Treated Water, Chem. Bull. "POLITEHNICA" Univ. (Timișoara), Vol. 47 (61),1-2, 2002
103. Bogatu, C., Botau, D., Chis Diana, Vlaicu, I., **Mosoarca, G. E.**, Negrea, P., Iovi, A., Zapartan Mihaela - Spectrophotometric analysis of chlorine dioxide in water solutions, Chem. Bull. "POLITEHNICA" Univ. (Timișoara), Vol. 47 (61), 1-2, 2002
104. Petca Gh, **Moșoarcă G. E.** - Influența preclorării și postclorării asupra unor parametri ai procesului de potabilizare a apelor de suprafață. Lucrările Conferinței cu participare internațională "Instalații pentru construcții și confortul ambiental" Ediția a 12-a Timișoara, 2003
105. Petca Gh., Bodor Katalin - Eficiența operațiilor de coagulare - decantare din tehnologia de potabilizare a apei din Bega - Zilele Academice Timișene, Timișoara, 1999
106. Petca Gh, Bodor Katalin, **Moșoarcă G. E.** - Efectul recirculării nămolului asupra operațiilor de coagulare - decantare. Lucrările Conferinței cu participare internațională "Instalații pentru construcții și confortul ambiental", Editia a 10-a Timișoara 26-27 aprilie 2001
107. Petca, Gh., **Mosoarca, G.E.** - Effect of filter water washing recycling on some parameters of coagulation – settling proces, Chem. Bull. "POLITEHNICA" Univ. (Timișoara), Vol. 47 (61), 1-2, 2002
108. **Mosoarca, G.E.** - Aluminium fractions in raw and finished water samples from Bega river, Chem. Bull. "POLITEHNICA" Univ. (Timișoara), Vol. 47 (61), 1-2, 2002
109. Wölfel, P. - Flockung und Sedimentation (mit und ohne Schlammkontakt) - DVGW-SCHRIFTENREINE, Wasser Nr. 42, Eschborn, 1985
110. Crapper, M.D.R., Boni, D. - Aluminum in human brains disease - an overview. Neurotoxicol. 1 3-16, (1980)
111. Davidson, A.M., Walker, G.S., Lewins A.M. - Water supply aluminum concentrations, dialysis dementia, and effects of reverse osmosis water treatment. Lancet 2 785-787, (1982)
112. Gardner, M.J., Gunn, A.M. - Bioavailability of Al from food and drinking water. Proc. Royal Soc. Med. Round Table Series:Alzheimer's Diseases and the Environment, London, UK, (1991)
113. Jekel, M.R. - Aluminum in water: How it can be removed? Use of aluminum salts in treatment. Proc. of the Int. Water Supply Ass., Copenhagen, Denmark, May 25-31, (1991)
114. Martyn, C.N., Osmand, C., Edwardson, J.A., Barker, D.J.P., Harris, E.C., Lacey, R.F.C. - Geographical relation between Alzheimer's disease and aluminum in drinking water. The Lancet. I (8629):59-62, (1989)
115. Schecher, W.D., Driscoll, C.T. - An evaluation of equilibrium calculations within acidification models: The effect of uncertainty in measured chemical components. Water Resour. Res. 24, 533-542 (1988)

116. Petca Gh., Marsavina Dalila, Bodor Katalin - Utilizarea sulfatului de aluminiu prehidrolizat într-o instalație pilot la potabilizarea apei din Bega, Zilele Academice Timișene, Timișoara, 1999
117. \*\*\*\*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 19th Edition 1995, Prepared and published jointly by APHA, AWWA, WEF.
118. \*\*\*\* Standard de Stat, STAS 6364-92
119. Zurada, M.J. - Introduction to Artificial Neural Systems, PWS Publishing Company, California, 1981
120. \*\*\*\*Colecție STAS (STAS 7122-65) Statistica matematică în tehnică; Seria tehnică A, 59, Editura de Stat pentru imprimare și publicații, 1966
121. Resa, D, s.a. - Probleme de statistică rezolvate pe calculator. Editura Facla, Timișoara, 1984
122. Ceașescu, D. - Tratarea statistică a datelor chimico-analitice, Editura Tehnică, București, 1973
123. Ceașescu, D. - Utilizarea statisticii matematice în chimia analitică, Editura Tehnică, București, 1982