

Acest dosar este prezentat exclusiv pentru informare.

Stimate cititor!

Daca DVS doriți sa copiați acest dosar, el urmează a fi inlaturat fara intirziere, imediat dupa ce ati făcut cunoștința cu conținutul lui. Copiind si pastrind dosarul in cauza, DVS va asumați toata responsabilitatea in conformitate cu legislația in vigoare. Toate drepturile de autor asupra dosarului dat se păstrează dupa deținătorul de drept. Orice utilizare in scopuri comerciale sau alte scopuri, cu excepția utilizării in scopuri de informare prealabila este interzisa.

Publicarea acestui document nu atrage dupa sine nici un fel de cistig comercial.

Insa astfel de documente contribuie rapid la ridicarea profesionalismului si spiritualității cititorilor si servește drept reclama a edițiilor de hirtie a acestor documente.

UNIVERSITATEA TEHNICA "GH. ASACHI" IASI
FACULTATEA DE HIDROTEHNICA

Prof. dr. ing. Mihai Dima

CANALIZĂRI

vol. II

(EPURAREA APELOR UZATE)

PREFATĂ

Lucrarea de față reprezintă o continuitate a cursului de "CANALIZĂRI" apărută la rotaprintul Institutului Politehnic Iași în anul 1989, ambele fiind concepute în conformitate cu programa analitică aprobată de Ministerul Învățământului.

Conținutul acestui volum se referă la prezentarea construcțiilor, instalațiilor a procedeelelor de epurare, a fenomenelor fizico-chimice și biologice etc. aferente epurării apelor uzate, precum și furnizarea tuturor parametrilor necesari proiectării stațiilor de epurare comunale. La elaborarea cursului au fost folosite cele mai recente referințe bibliografice, precum și rezultatele cercetării, proiectării și exploatații din țara noastră ori de câte ori a fost necesar, s-au furnizat și datele sau parametrii corespunzători unor construcții instalații și dispozitive automate oferite de diverse firme de specialitate din străinătate sau de cele nou înființate în țara noastră.

O atenție deosebită s-a acordat liniei tehnologice de tratare și valorificare a nămolurilor rezultate în urma epurării apelor uzate.

Cursul se adresează, în primul rând studenților secției de Inginerie Sanitară și Protecția Mediului, însă poate fi util și studenților de la celelalte secții ale facultăților de Hidrotehnică și Construcții. De asemenea, prin nivelul la care sunt tratate și prin gradul de detaliere a problemelor cuprinse în prezentul curs, acesta poate fi util și specialiștilor care lucrează în domeniul protecției mediului, știut fiind că împiedicarea poluării apelor naturale se realizează, în principal, prin epurarea apelor uzate. De altfel, Legea Protecției Mediului nr. 137/1995 și Legea Apelor nr. 107/1996, recent promulgată de către Parlamentul României, prevăd că protecția calității apelor constituie o obligație a autorităților administrației publice centrale și locale, precum și a tuturor persoanelor fizice sau juridice.

Autorul își exprimă pe această cale mulțumirile sale întregului colectiv de cadre didactice al Catedrei de Construcții Hidrotehnice și Inginerie Sanitară care au răspuns cu competență, înalt profesionalism și colegialitate tuturor solicitărilor mele pe parcursul elaborării lucrării.

De asemenea, aduc mulțumiri doamnei Cristina Cemătescu pentru sprijinul acordat la redactarea computerizată a manuscrisului și la finalizarea tuturor datărilor ce se impun la elaborarea unei asemenea lucrări.

Autorul

CUPRINS

	pag
Prefață	
CAP.1. PREVENIREA POLUĂRII ȘI EPURAREA APELOR UZATE	
CA MĂSURI DE PROTECȚIE A CALITĂȚII APELOR	2
1.1. Considerații generale asupra poluării apelor	2
1.2. Obiectivele epurării apelor uzate	4
1.3. Prevenirea polării apelor	6
CAP.2. COMPOZIȚIA ȘI CARACTERISTICILE APELOR UZATE	9
2.1. Compoziția apelor uzate	10
2.2. Caracteristicile apelor uzate și modul lor de determinare	11
2.2.1. Prelevarea probelor de apă	11
2.2.2. Aparat pentru recoltarea automată a probelor de apă uzată	13
2.3. Caracteristicile fizice	18
2.4. Caracteristicile chimice	22
2.5. Caracteristici bacteriologice și biologice	42
2.6. Determinarea concentrației poluanților din apele uzate	44
2.7. Substanțe valorificabile din ape uzate	45
CAP.3. PROCESE ȘI PROCEDEE DE EPURARE A APELOR UZATE	47
3.1. Procedee de epurare	48
3.2. Debitul hidraulic de dimensionare a stațiilor de epurare	53
3.3. Debitul substanțelor poluante	54
CAP.4. AUTOEPURAREA RECEPTORILOR	56
4.1. Impurificarea receptorilor	56
4.2. Autoepurarea apelor de suprafață	59
4.2.1. Autoepurarea organică	68

4.2.1.1. Consumul de oxigen (dezoxigenarea) apelor de suprafață	69
4.2.1.2. Dizolvarea oxigenului (reaerarea) în apele de suprafață	71
4.2.1.3. Bilanțul oxigenului dizolvat în apele de suprafață	77
4.2.2. Autoepurarea bacterială a apelor de suprafață	82
4.2.3. Autoepurarea solurilor și a straturilor acvifere subterane	84
CAP.5. SCHEMELE STAȚIILOR DE EPURARE	86
5.1. Condiții de calitate privind evacuarea apelor uzate în apele de suprafață	86
5.2. Determinarea gradului de epurare necesar apelor uzate	88
5.2.1. Calculul gradului de epurare necesar privind materiile în suspensie	90
5.2.2. Calculul gradului de epurare necesar privind CBO ₅	92
5.2.3. Calculul gradului de epurare privind oxigenul dizolvat (O ₂) în apa receptorului	94
5.2.4. Calculul gradului de epurare necesar după reacția activă (pH)	99
5.2.5. Calculul gradului de epurare necesar privind substanțele toxice	101
5.3. Scheme de stații de epurare	102
CAP.6. EPURAREA MECANICĂ A APELOR UZATE MENAJERE	107
6.1. Grătare	107
6.1.1. Preiucrarea depunerilor reținute pe grătare	116
6.2. Prezentarea teoretică a procesului de separare a suspensiilor sedimentabile și a celor plutitoare	118
6.2.1. Sedimentarea particulelor discrete	125
6.2.2. Sedimentarea particulelor floculente	137
6.2.3. Proiectarea bazinelor de sedimentare a suspensiilor sedimentabile și a celor plutitoare	143

6.2.3.1. Deznisipatoare	143
6.2.3.1.1. Deznisipatoare orizontale	144
6.2.3.1.2. Deznisipatoare verticale	160
6.2.3.1.3. Deznisipatoare aerate	162
6.2.3.2. Separatoare de grăsimi	164
6.2.3.3. Decantoare primare	182
6.2.3.3.1. Decantoare primare orizontale longitudinale	187
6.2.3.3.2. Decantoare primare orizontale radiale	195
6.2.3.3.3. Decantoare primare verticale	200
6.2.3.3.4. Decantoare cu etaj	204
CAP.7. EPURAREA BIOLOGICĂ A APELOR UZATE MENAJERE	211
7.1. Considerații generale asupra desfășurării procesului de epurare în instalațiile de epurare biologică	212
7.1.2. Ecologia procesului	219
7.1.3. Factorii care influențează reacțiile chimice	228
7.2. Epurarea biologică naturală	232
7.2.1. Câmpuri de irigare și de infiltrare	232
7.2.1.1. Proiectarea câmpurilor de irigare și de infiltrare	240
7.2.2. Iazuri biologice (de stabilizare)	250
7.3. Epurarea biologică artificială	254
7.3.1. Filtre biologice	255
7.3.1.1. Alcătuirea filtrelor biologice	264
7.3.1.2. Clasificarea filtrelor biologice	275
7.3.1.2.1. Filtre biologice de mică încărcare	279
7.3.1.2.2. Filtre biologice de mare încărcare	280
7.3.1.2.3. Filtre biologice de foarte mare încărcare	282
7.3.1.3. Proiectarea filtrelor biologice de mică și de mare încărcare	282
7.3.1.4. Filtre biologice speciale	291
7.3.1.5. Elemente generale de exploatare a filtrelor biologice	297
7.4. Bazine de aerare cu nămol activ	300
7.4.1. Scheme principale de funcționare a bazinelor cu	

nămol activ	308
7.4.2. Nămol activ. Calitățile biologice, fizice și chimice ale nămolului activ	312
7.4.2.1. Recircularea nămolului activ	314
7.4.2.2. Nămolul activ în exces	316
7.4.2.3. Vârsta nămolului activ	317
7.4.3. Proiectarea bazinelor de aerare	319
7.4.3.1. Sisteme de aerare	327
7.4.3.1.1. Sisteme de aerare pneumatică	329
7.4.3.1.1.1. Proiectarea sistemelor de aerare pneumatică	337
7.4.3.1.2. Sisteme de aerare mecanică	342
7.4.3.1.2.1. Recomandări de proiectare a bazinelor cu aerare mecanică	354
7.4.3.1.3. Avantajele și dezavantajele sistemelor de aerare	356
7.5. Decantoare secundare	357
7.5.1. Decantoare orizontale longitudinale	357
7.5.2. Decantoare orizontale radiale	362
7.6. Elemente generale de exploatare a bazinelor de aerare	364
CAP. 8. EPURAREA TERȚIARĂ A APELOR UZATE	368
8.1. Scopul epurării terțiare	368
8.2. Procedee utilizate pentru eliminarea sărurilor cu conținut de azot și fosfor	371
8.2.1. Eliminarea fosforului	371
8.2.2. Eliminarea azotului	376
8.3. Eliminarea bacteriilor patogene (dezinfecția)	385
CAP. 9. TRATAREA NĂMOLURILOR	390
9.1. Formarea și caracteristicile nămolurilor	392
9.1.1. Cantități specifice de nămol	393
9.1.2. Caracteristicile nămolurilor	395
9.1.2.1. Caracteristici fizice	395
9.1.2.2. Caracteristici chimice	400

9.1.2.3. Caracteristici biologice și bacteriologice	402
9.2. Procese și procedee de prelucrare a nămolurilor	403
9.2.1. Fermentarea nămolurilor	403
9.2.1.1. Fermentarea anaerobă	403
9.2.1.1.1. Construcții și instalații	410
9.2.1.2. Fermentarea aerobă	433
9.2.2. Ingroșarea nămolului	435
9.2.3. Tratarea preliminară a nămolurilor	440
9.2.4. Deshidratarea nămolului	446
9.2.4.1. Deshidratarea naturală	447
9.2.4.2. Deshidratarea mecanică	454
9.2.4.3. Deshidratarea avansată	463
9.3. Valorificarea și evacuarea finală	466
CAP. 10. STAȚII DE EPURARE DE MICĂ CAPACITATE	471
10.1. Stații de epurare convențională (clasice)	472
10.2. Stații de epurare monobloc și compacte	474
10.2.1. Sanțuri de oxidare	480
10.3. Exploatarea stațiilor de mică capacitate	484
BIBLIOGRAFIE	485

CAP. 1. PREVENIREA POLUĂRII ȘI EPURAREA

APELOR UZATE CA MĂSURI DE PROTECȚIE A CALITĂȚII APELOR

1.1. CONSIDERAȚII GENERALE ASUPRA POLUĂRII APELOR

Apa, în circuitul ei, trece prin diverse locuri de întrebuințare (procese tehnologice, folosințe menajere) se încarcă cu diverse materiale și substanțe care o degradează, îi strică calitatea, făcând-o, în general, nefolosibilă în continuare. Producția de ape uzate înregistrează o creștere anuală medie de circa 3% și este de așteptat ca volumul de apă uzată să se dubleze la finele acestui secol. Efectul acestor ape asupra râurilor (principalele surse de apă) este dublu: se reduce cantitatea de apă curată necesară în viitor și se restituie un volum corespunzător de ape uzate, conducând la poluarea râurilor. În plus, nu numai cantitatea de deșeuri a crescut cantitativ și în volum, dar și caracterul acestora s-a modificat. De exemplu, marea extindere a industriei chimice de sinteză cu numeroasele sale produse, a provocat apariția de reziduuri necunoscute înainte. Această schimbare a caracterului reziduurilor reprezintă o problemă mai grea decât creșterea cantității. Până de curând majoritatea substanțelor organice care se foloseau erau de natură naturală, adică ele erau sintetizate pe cale biologică, fiind deci biodegradabile. Este caracteristic pentru majoritatea substanțelor sintetizate artificial că, datorită structurii lor, ele nu intră ușor, sau deloc, în reacții biologice, constituind substanțe nebiodegradabile care participă intens la poluarea apelor. Această situație devine evidentă dacă facem o comparație între materialul natural și înlocuitorul său sintetic: lemn cu plastic, bumbac sau lână cu nilon sau terilenă, săpun cu detergenți etc.

Pe de altă parte, pe măsură ce concentrarea populației crește, în mod corespunzător crește și concentrația deșeurilor. Sistemul de transport hidraulic al acestor deșeuri este acela care face să fie posibilă viața în orașe și acest sistem este totodată responsabil de poluarea râurilor.

Canalizarea crează iluzia că toate aceste deșeuri care devin poluanți ai apelor în natură, nu mai există îndată ce dispar din vedere.

Aceasta nu înseamnă că sistemul de transport hidraulic al deșeurilor trebuie considerat ca nesatisfăcător, ci din contra, constituind o componentă a vieții moderne, trebuie extins și mereu perfecționat. Se impune însă o modificare de atitudine a oamenilor, a conștiinței lor sociale. Un element esențial pentru soluționarea acestei probleme este înțelegerea și dorința sinceră din partea fiecărui locuitor de a face tot ce este necesar pentru a apăra calitatea apei din surse naturale împotriva poluării ei.

Se pare că gravitatea problemelor de poluare a apelor este percepută mai clar de individ atunci când le examinează la o scară mai mare și într-o măsură mai mică când participă personal la folosirea apei. Este suficient să se observe practica destul de obișnuită în locuințele urbane de a scăpa de cele mai variate produse nedorite prin aruncarea lor la canalizare (uleiuri, medicamente, vopsele, deșeuri de hârtie, chimicale alterate etc). Această optică, de a scăpa de produsele nedorite, în oarecare măsură, este susținută de părerea destul de răspândită că poluarea resurselor naturale poate fi combătută relativ ușor prin epurarea apelor uzate. De asemenea, există tendința de a privi poluarea apei ca un fenomen recent descoperit și pentru care, în trecut s-a făcut foarte puțin sau nimic. Lucrările de reducere a poluării resurselor naturale au fost efectuate într-un mod extrem de modest. Chiar și cuvântul APĂ UZATĂ, cauza cea mai mare a poluării existente, are o rezonanță neplăcută și mai puțin elegantă în vorbirea curentă. Din literatură rezultă că în unele țări care au pășit pe calea industrializării și urbanizării sistematice, din motive psihologice, au fost nevoite să schimbe denumirea din "departamentul evacuării apelor uzate" în "departamentul combaterii poluării apelor". În același context, se arată că o unitate de cercetare intitulată "Institutul de epurare a apelor uzate" a fost nevoită să-și schimbe denumirea în "Institutul de combatere a poluării apelor", unul din motive a fost repulsia anumitor orașe de a fi sediul unor

congrese organizate de o instituție atît de evident legată de apa uzată. Poluarea apelor constituie un subiect internațional și face obiectul a numeroase congrese și conferințe internaționale.

1.2. OBIECTIVELE EPURĂRII APELOR UZATE

Pentru asigurarea cantitativă și calitativă a apei necesare tuturor folosințelor (industrii, irigații, orașe etc) este necesar, ca pe lângă alte lucrări și măsuri de gospodărire a apelor, să se asigure utilizarea cu randament maxim a instalațiilor de epurare existente și să se dezvolte noi tehnologii de epurare capabile să asigure, din apa epurată o nouă resursă de apă pentru alimentarea sistemelor de irigații sau pentru industrii.

Procesul de epurare constă în îndepărtarea din apele uzate a substanțelor poluante în scopul protecției calității apelor și în general a mediului înconjurător. Epurarea constituie unul din aspectele poluării apei. Stabilirea comportării multiplelor substanțe care poluează apele de suprafață, precum și efectele lor asupra organismelor vii fac obiectul epurării apelor. Epurarea apelor uzate se efectuează în construcții și instalații grupate într-o anumită succesiune tehnologică în cadrul unei stații de epurare. Mărimea stației de epurare va depinde de cantitatea și calitatea apelor uzate și ale receptorului și de condițiile tehnice de calitate care trebuie să le îndeplinească amestecul dintre apa uzată și a receptorului în aval de punctul de deversare a apelor uzate, astfel încât folosințele din aval să nu fie afectate. Metodele și schemele tehnologice de epurare diferă după proveniența apelor uzate, respectiv după calitatea lor care exprimă concentrația lor în diferite substanțe poluante. În această direcție se poate afirma cu certitudine că există o mare diferențiere între apele uzate menajere și apele uzate industriale. Din acest motiv, în literatura tehnică de specialitate, sînt expuse metodele și caracteristicile instalațiilor din stația de epurare pentru ape uzate menajere și separat pentru ape uzate industriale. În practica curentă, canalizarea localităților prevede evacuarea în comun a apelor uzate menajere și a celor industriale, amestecul lor conducînd la formarea apelor uzate orășenești și la epurarea lor într-o

stație de epurare comună dimensionată la indicatori de calitate aferenți apelor uzate menajere. Dacă apele uzate industriale nu îndeplinesc acești indicatori, ele vor fi supuse unui proces preliminar de epurare parțială locală (preepurare) în cazul când urmează a fi evacuate într-o canalizare de ape uzate menajere, sau vor fi epurate total, când ele sunt vărsate direct în receptor.

O caracteristică a stațiilor de epurare o reprezintă "materia primă" care este apa uzată a cărei puritate este destul de ridicată. În acest context, se evidențiază că apele uzate din canalizarea orășenească conțin, în medie, 99,9% apă (circa 1000 mg/l, respectiv ppm- substanțe poluante), iar unele ape uzate industriale considerate puternic poluate, conțin peste 99% apă (10.000 mg/l sau ppm conținut de poluanți). Sunt rare procesele industriale care urmăresc purificarea unor produse atât de "pure". Pe de altă parte sunt puține procese industriale care urmăresc extragerea unor materiale la concentrații atât de mici cum sunt cele ale poluanților din apă; uneori se impune îndepărtarea avansată a unor substanțe prezente în apă la concentrații sub 1 mg/l (ppm). Pentru comparație se menționează că un minereu de fier este considerat adecvat de prelucrare dacă conține 400.000 g/t (ppm) fier, iar cel de aur dacă conținutul în metal prețios depășește 1 ppm. Randamentul impus la eliminarea poluanților din apă (gradul de epurare) este adesea la ordinul a 80% și chiar peste 95%, valori superioare celor obișnuite în prelucrările industriale, care se mai bucură și de avantajul unor concentrații inițiale mari, favorabile unor viteze de reacție și de transfer de masă ridicate. Dacă se mai ține seama de instabilitatea pronunțată a compoziției apelor uzate la care nici proiectantul și nici personalul de exploatare nu pot interveni, dificultatea obținerii unor performanțe stabile în unele stații de epurare apare și mai evidentă. În plus, una din metodele de bază aplicate pentru eliminarea poluanților organici din apele uzate, epurarea biologică, operează cu populații eterogene de microorganisme, cu evoluție deosebit de greu de prevăzut și de dirijat.

Stațiile de epurare se realizează cu costuri de investiții mari și cu cheltuieli de exploatare ridicate care, numai parțial, pot fi recuperate. Din acest motiv, încă de la faza de proiectare și mai târziu în timpul exploatării, se impun studii tehnico-economice aprofundate în vederea găsirii soluțiilor

care să contribuie la reducerea diferitelor costuri. În acest scop, se are în vedere aplicarea unor măsuri preliminare de prevenire a poluării apelor, respectiv ușurarea epurării apelor uzate.

1.3. PREVENIREA POLUĂRII APELOR

Având în vedere că schemele actuale de epurare se bazează aproape în întregime pe imitarea unor procese din natură, iar apele uzate prezintă concentrații tot mai mari de poluanți, cu o structură chimică a acestora extrem de variabilă, uneori chiar necunoscută, randamentul stațiilor de epurare nu mai poate satisface cerințele impuse de realizarea gradelor de epurare necesare. În mod inevitabil se impune o perfecționare a tehnologiilor de epurare, după ce în prealabil au fost luate toate măsurile de prevenire sau de limitare a fenomenului de poluare a apelor. Ultimul aspect menționat poate fi caracterizat astfel:

- micșorarea evacuării specifice de poluanți antrenati de apă, raportate la unitatea de activitate sau de produs. Este cazul specific din unitățile industriale unde se constată, fie din cauza folosirii unei tehnologii necorespunzătoare, fie din lipsa respectării unei discipline tehnologice, evacuarea unor cantități importante de substanțe poluante. De asemenea, în procesele industriale, la poluarea apei pot contribui, în mare măsură, pierderile de produse datorate îmbinărilor neetanșe, deversărilor de lichide prin preaplinuri necontrolate, prin revărsarea spumei etc;

- colectarea și tratarea reziduurilor apoase într-o formă cât mai concentrată. Trebuie combătută mentalitatea destul de răspândită precum că diluarea atenuază poluarea. O astfel de apreciere este în contradicție cu legea conservării materiei; diluarea nu modifică debitul poluanților descărcați. Pentru obținerea de ape uzate cât mai concentrate trebuie adoptate practici de reducere a consumului de apă (spălarea produselor în contracurent, evitarea diluării cu apă a reziduurilor apoase consistente pentru mărirea fluidității etc) și aplicarea procedurii de recirculare a apelor;

- renunțarea la sistemele de îndepărtare pe cale hidraulică a materialelor și deșeurilor solide rezultate de la locurile de desfășurare a activităților sociale și economice. Este mai eficientă fărâmițarea cu ajutorul tocătoarelor a acestor materiale pentru a le face transportabile hidraulic ca materiale groșiere care vor fi reținute în stația de epurare (această soluție va conduce la creșterea cantităților de depuneri din stația de epurare). Apa este folosită adesea pentru spălarea și transportul reziduurilor, chiar și atunci când acestea sunt incompatibile cu apa (materiale hidrofobe sau insolubile). Multe resturi insolubile (pulber. Jepuse pe pardoseli și pe instalații, resturi de țesuturi din abatoare, dejecții de la unități zootehnice etc) pot fi îndepărtate total sau în cea mai mare parte, pe cale mecanică sau pneumatică;

- uniformizarea debitelor și compoziției poluanților evacuați cu ajutorul apei, constituie o condiție de bază pentru stabilitatea performanțelor stațiilor de epurare și pentru protecția vieții acvatice din receptor. La unitățile economice cu un regim discontinu de activitate, este mai economic ca uniformizarea să se aplice afluenților locali concentrați, cu debit mic față de soluția actuală frecvent folosită de uniformizare a afluentului total care, încorporând o proporție mare de ape slab poluate conduce la un debit foarte mare și necesită un volum mare de bazine cu un cost de investiție ridicat;

- folosirea, transportul, manipularea și depozitarea, în interiorul așezărilor omenești și în jurul acestora a substanțelor radioactive și a celor puternic toxice, nu pot fi efectuate decât cu asigurarea unor condiții speciale de prevenire a poluării mediului înconjurător stabilite de organele de specialitate;

- folosirea la irigații a apelor uzate orășenești, în special pentru localități mici, conduce la reducerea mărimii stației de epurare și la creșterea producției agricole;

- recuperarea și valorificarea substanțelor utile din ape și din reziduuri apoase, în special în cazul apelor industriale, conduc la reducerea capacității stației de epurare și deci a cheltuielilor de investiții, precum și la posibilitatea de micșorare a duratei de amortizare a investițiilor pe seama valorificării substanțelor utile extrase.

În concluzie, lupta împotriva poluării cursurilor de apă de către afluenții reziduali din orașe și industrii impune construcția accelerată a stațiilor de epurare, în care substanțele poluante sunt extrase prin procedee fizice, chimice și biologice. Toate procedeele conduc la reziduuri concentrate, unde se regăsesc materiile poluării sub formă de nămoluri. Problemele adevărate de epurare reprezintă, în momentul de față, probleme de tratare și eliminare a acestor nămoluri, dat fiind complexitatea structurii și compoziției lor.

CAP. 2. COMPOZIȚIA ȘI CARACTERISTICILE

APELOR UZATE

Acțiunea pe care apele uzate o exercită asupra receptorilor depinde de compoziția și de concentrația lor în substanțe poluante. Pentru a putea proteja o stație de epurare capabilă de a elimina poluarea receptorilor este necesar ca, în prealabil, să fie cunoscute toate aspectele privind compoziția și caracteristicile apelor de canalizare deversate în receptori. Având în vedere că în localitățile canalizate, transportul hidraulic se realizează pentru ape menajere în amestec cu apele uzate industriale, compoziția acestor ape variază de la oraș la oraș, situație ce impune, în special pentru orașele cu un grad mare de industrializare, ca la proiectarea stațiilor de epurare să se utilizeze parametri privind compoziția acestora rezultați în urma analizelor de laborator, evitându-se adoptarea empirică a parametrilor furnizați de literatura de specialitate, care în general se referă la apele menajere.

Totuși, având în vedere că descărcarea apelor industriale în rețeaua de canalizare publică a centrelor populate de desfășoară în conformitate cu normativul C 90-83 care impune anumite restricții calitative, la proiectarea stațiilor de epurare orășenești se poate admite că parametri privind compoziția apelor uzate orășenești sunt apropiați valorilor ce caracterizează apele uzate menajere.

În continuare se vor face referiri la caracteristicile apelor uzate menajere, inclusiv dimensionarea stațiilor de epurare, urmând ca epurarea apelor uzate industriale să constituie un capitol separat al prezentului curs.

2.1. COMPOZIȚIA APELOR UZATE

Din punct de vedere a stării fizice, materiile și substanțele poluante din apele uzate se împart în:

- * materii insolubile aflate în apă sub forma unor suspensii grosiere, cu diametrul particulelor de ordinul zecimilor de mm și sub formă de suspensii, emulsii și spumă;
- * particule coloidale, cu diametrul de la 0,1 până la 0,01 μ , fiind formate din suspensii care au sarcină electrică negativă;
- * substanțe dizolvate care se află în apă sub forma particulelor molecular dispersate care nu formează o fază distinctă, sistemul devenind monofazic, adică soluție reală.

Din punct de vedere a naturii lor, substanțele poluante pot fi minerale, organice, bacteriologice și biologice.

Poluanții minerali provin din soluțiile sărurilor minerale, soluțiile de acizi și de baze, uleiurile minerale, particulele argiloase, particulele de minereuri, de zgură, nisip etc.

Poluanții organici pot fi de proveniență vegetală și animală. Cei de natură vegetală au ca element chimic principal carbonul și se referă la: resturi de plante, fructe, legume, hârtie, uleiuri vegetale etc. Cei de natură animală, caracterizați chimic printr-un conținut ridicat de azot, sunt specifici apelor fecaloid-menajere, precum și din resturile țesuturilor musculare și adipoase ale animalelor, substanțe din industria piscicolă etc.

Poluanții de natură bacteriologică și biologică reprezintă microorganisme de diferite specii: ciuperci de drojdie și mușci, alge mărunte și bacterii, inclusiv bacteriile patogene (agenți ai tifosului intestinal, ai dizenteriei etc). Acest gen de impurificare este caracteristică apelor menajere și anumitor categorii de ape uzate industriale (abatoare, spitale de boli contagioase, fabrici de prelucrare a pieilor, industrii de medicamente etc). Din punct de vedere chimic, acești poluanți pot fi incluși în categoria celor organici, dar, datorită interacțiunilor cu celelalte categorii de poluanți, pot fi categorisiți într-o grupă specială.

În studiul problemei compoziției apelor uzate, un parametru de bază îl reprezintă concentrația poluanților, adică cantitatea de substanțe impurificatoare care revine la unitatea de volum de apă și care se exprimă de obicei în mg/dm³ sau g/m³ (în unele publicații, unitatea de măsură este sub forma, părți per milion-ppm). Variațiile concentrațiilor poluanților din apele uzate menajere care ajung în stația de epurare sunt maxime dimineața și seara, minime fiind în timpul nopții.

Dezvoltarea activităților care folosesc energia atomică, în scopuri pașnice (centrale electrice, institute de cercetări etc), conduc, în special în ultimul timp, la evacuarea de mari cantități de ape uzate, în compoziția cărora predomină diferite elemente radioactive. Acestea, datorită radiației, pot prezenta un real pericol pentru sănătatea oamenilor și a animalelor. Drept unitate de măsură a radioactivității s-a adoptat Curie (1 Curie - exprimă cantitatea de radioactiv ce iradiază 3,7x10¹⁰ dezintegrări pe secundă).

2.2. CARACTERISTICILE APELOR UZATE ȘI

MODUL LOR DE DETERMINARE

2.2.1. Prelevarea probelor de apă

Este cunoscut faptul că, compoziția apelor uzate este variabilă în timp și spațiu. Chiar o probă de apă luată din același punct, la un anumit moment, poate prezenta caracteristici variabile, după cum aceasta este luată de la suprafață (unde conține materii plutitoare) sau de la fund (unde conține materii decantabile).

Recoltarea probelor de apă uzată constituie o etapă deosebit de importantă în desfășurarea proceselor de analiză fizică, chimică și bacteriologică a apei, întrucât rezultatele obținute trebuie să caracterizeze situația reală comparabilă cu rezultatele obținute în alte puncte de recoltare. Momentul recoltării și frecvența acestora se vor stabili în funcție de proveniența apelor uzate și de natura determinărilor ce urmează a se

efectua (ape uzate brute, ape epurate mecanic, ape epurate mecano-biologice etc). În general, frecvența recoltării trebuie să depășească frecvența variațiilor cantitative și calitative ale apelor uzate, sau cel mult să se suprapună; sub acest aspect se cunosc două tipuri de recoltări și anume: recoltare instantanee sau probe unice când variațiile sunt reduse, iar determinările se efectuează manual sau cu aparate portabile și recoltări continue sau probe medii când variațiile sunt mari, determinările efectuându-se, în marea lor majoritate, pe cale instrumentală. În acest ultim caz se recomandă să se ia probe proporționale cu debitul timp de 24 ore, recoltarea făcându-se, din oră în oră, manual sau cu ajutorul prelevatoarelor automate. Recoltarea probelor poate fi efectuată în vase de sticlă sau de plastic cu capacitatea de 1-2 dm³. Containerele de plastic deși sunt mai avantajoase din punct de vedere practic - fiind mai ușoare și mai rezistente la îngheț - creează o serie de dificultăți la spălarea cu agenți chimici mai puternici.

În cazul în care prelevările se fac în vase separate, în mod uzual numărul maxim de probe pe un ciclu complet este de 24, atât durata acestui ciclu, cât și frecvența de prelevare putând fi ușor ajustabile. Deoarece determinările se efectuează de la câteva ore până la câteva zile diferență, timp în care pot interveni o serie de modificări chimice sau biochimice în probele respective, probele trebuie ținute la o temperatură scăzută (+5°C). Utilizarea unei temperaturi mai joase de 5°C nu este indicată deoarece sunt afectate suspensiile solide în stare coloidală. De altfel chiar la 5°C este vizibilă o ușoară tendință de creștere a conținutului în suspensii solide (5-10%).

Dacă probele sunt menținute la temperatura mediului ambiant, în intervalul de timp de 24 - 72 de ore de la momentul prelevării și până la cel al determinărilor, intervin o serie de modificări, în special la indicatorii: CBO₅, NO₃⁻, NO₂⁻, NH₃ și la suspensiile solide. În ce privește conținutul de amoniac la probele de apă decantate, s-a constatat o creștere în timp a concentrației (circa 3% după 24 de ore la temperatura de 30°C) datorită hidrolizei ureei în prezența ureazei. Deoarece această reacție este enzimatică, are loc și la temperaturi scăzute, păstrarea probelor la 5°C nu

îndepărtează acest fenomen. Pentru obținerea unor rezultate concludente, comparabile, intervalul de timp scurs între recoltarea probelor și cel al determinărilor trebuie să fie egal cu durata teoretică de parcurgere a apei prin fiecare obiect din cadrul stațiilor de epurare a marilor orașe; această situație presupune prelevarea probelor de la intrarea și de la ieșirea fiecărei unități. La stațiile mici de epurare eficiența acestuia se stabilește prin prelevarea probelor de la intrarea și ieșirea din stație. Majoritatea determinărilor se efectuează în laboratoare de profil, rezultatele obținute fiind evidențiate în fișele de analiză care cuprind toate caracteristicile fizice, chimice, bacteriologice și biologice ale probelor de apă uzată analizate.

2.2.2. Aparate pentru recoltarea automată a probelor de apă uzată

O clasificare a prelevărilor de ape uzate s-ar putea face după principiul de funcționare (discontinui, continui, cu presiune, cu vacuum etc) sau de utilizare (ape brute, efluenți primari sau secundari, nămoluri, ape de

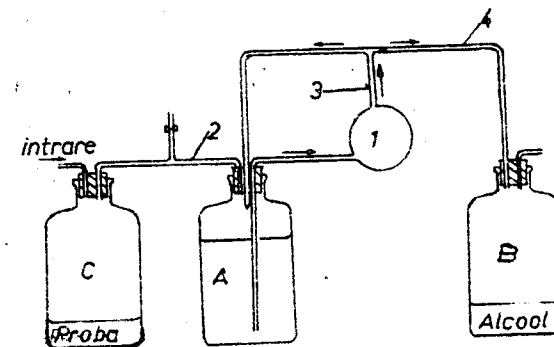


Fig. 2.1. Dispozitiv portabil pentru prelevarea unor volume mici de probă

1 - pompă; 2 - tub Ø 3 mm; 3 - capilară Ø 1 mm; 4 - capilară Ø 0,5 mm și lungimea de 50 mm

suprafață etc), punctul de prelevare fiind de la canale închise sau deschise, prin gravitație sau pompare. Indiferent de construcția tehnică, se disting două tipuri de prelevatoare automate: portabile, mai mult pentru probele (discontinui) la efluenți industriali și ape de suprafață - și fixe, folosite de obicei în stațiile de epurare sau stații automate de control a calității apelor receptorului.

Prelevatoarele portabile sunt folosite frecvent pentru controale inopinate și pentru estimarea rapidă a unor situații locale care au cauzat prejudicii deosebite receptorilor din apropiere. În țara noastră se depun eforturi susținute pentru realizarea unor asemenea aparate. Un dispozitiv portabil pentru prelevarea unor volume mici de probe, dintr-un efluent este arătat în figura 2.1.

Prin intermediul unei pompe de presiune cu diafragmă se transferă, continuu, alcool din vasul (A) în vasul (B). Ca urmare a reducerii de presiune în sistem, proba de apă va intra în vasul de prelevare (C). Pentru a se asigura un debit de prelevare constant și cât mai mic, atât pe conducta de ieșire a pompei, cât și pe cea de legătură cu vasul (B) sunt montate două tuburi capilare, ultimul cu rolul de a conduce la subpresiuni mici în sistem. Tot echipamentul este montat într-o cutie căptușită cu poliester expandat pentru a se putea folosi sistemul și la temperaturi reduse.

Prelevatoarele fixe cu recoltare continuă pot fi cu vacuumcompresie sau cu compresie.

Principiul de funcționare a primului tip de aparat, cu vacuumcompresie

este prezentat în figura 2.2.

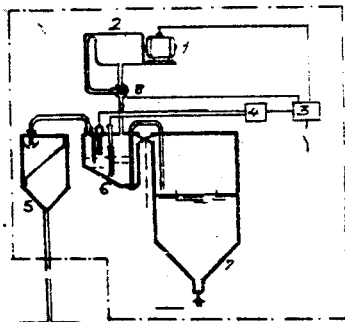


Fig. 2.2 Sistem de prelevare cu vacuumcompresie

1,2-electromotorul și pompa de aer;
3 - comutator; 4 - relee de debit;
5 - separator de probă; 6 - dispozitiv de măsurare a debitului prelevat; 7 - precollector de probe;
8 - valvă

Acest aparat, utilizat frecvent pentru urmărirea calității apelor uzate și a apelor de suprafață din Anglia, prezintă unele dificultăți legate de acțiunea corozivă a atmosferei care se manifestă prin atacarea și depunerea de material pe electrodul colector, cauzând erori în comportamentul de măsurare a volumului de apă prelevat.

În camera de măsură a probei (6) se aplică o presiune de către pompa de presiune (1) astfel ca lichidul de la proba anterioară să fie înlăturat. După un timp prestabilit, se schimbă, automat, valva (8), astfel că în camera (6) se aplică un vacuum, proba fiind dirijată mai întâi în separatorul (5) cu rolul de a reține primul front ce conține o concentrație ridicată în suspensii și în grăsimi, de unde apoi, prin sifonare, trece în camera de măsură (6). În momentul în care lichidul din camera (6) ajunge la un electrod de imersie ajustabilă, circuitul electric secundar se închide, oprindu-se operația de aspirare a probei de apă uzată. Ciclul se repetă, presiunea aplicându-se

în (6), ceea ce corespunde cu trecerea probei din (6), în vasul de prelevare din (7), golirea separatorului (5) și a conductei de aspirație. Prelevatorul cu compresie funcționează după schema prezentată în figura 2.3.

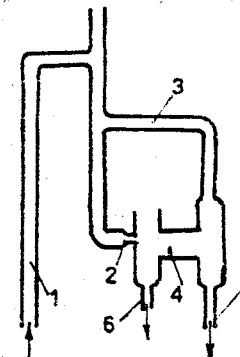


Fig. 2.3. Schema de funcționare a prelevatorului automat cu compresie

Proba pompată prin conducta (2) terminată cu o duză, care are rolul de a dirija jetul de apă pe deasupra intrării în vasul de prelevare (6), este trecută direct prin conducta de ieșire (5). În această primă operație care durează 3 minute, se asigură spălarea sistemului de proba anterioară. În cazul când viteza de pompare depășește capacitatea de evacuare a duzei, excesul de apă este evacuat prin conducta (3) spre conducta de ieșire (5). În momentul în care pompa se oprește, coloana de apă prelevată prin conducta (1), ajunge prin conducta (6) în vasul colector de probe.

Prelevatoarele automate frecvent aplicate sunt cele cu recoltare proporțională cu timpul și în special cele proporționale cu debitul. Primul tip, cu programare în timp nu oferă siguranța unei probe semnificative, deoarece nu ține seama de variația debitului în timp. Dacă, de exemplu, la un efluent cu debit relativ mic și cu o apă de calitate satisfăcătoare apare o creștere a debitului (pe un interval de câteva minute) și o schimbare bruscă de pH, acest lucru nu va putea fi ilustrat pe probe medii prelevate cu același debit pe întreg ciclul de operații. Datorită acestor inconveniențe, se recomandă folosirea prelevatoarelor automate cu frecvențe de recoltare a probelor proporționale cu debitul efluentului (în figura 2.4. este prezentată schema de principiu a unui asemenea aparat).

Controlul automat al calității apelor, necesar perfecționării activității de protecție a calității resurselor de apă, a cunoscut, în țara noastră o dezvoltare de aparate - de concepție originală - extrem de variată (Varduca - 1986). Astfel, pentru prelevatoare de probe de apă s-au realizat trei prototipuri capabile să pună în evidență, în mai mare măsură, frecvențele și amplitudinile reprezentative ale calității apelor naturale și a celor uzate, după cum urmează:

- prelevatoare tip ARPA care asigură posibilitatea recoltării a 24 probe de apă de 1.000 cm³ fiecare probă. Spre deosebire de vechiul tip (ARPO), probele nu mai au o compoziție medie orară, ci instantanee. Noul produs se caracterizează printr-o fiabilitate și precizie sporită, un gabarit cu 40% mai redus și un consum energetic echivalent cu 25% din cel necesar prelevatoarelor ARPO;

- prelevatorul tip S3A care permite recoltarea automată simultană de la trei adâncimi reglabile, a 24 probe de apă în 24 ore (în prezent este

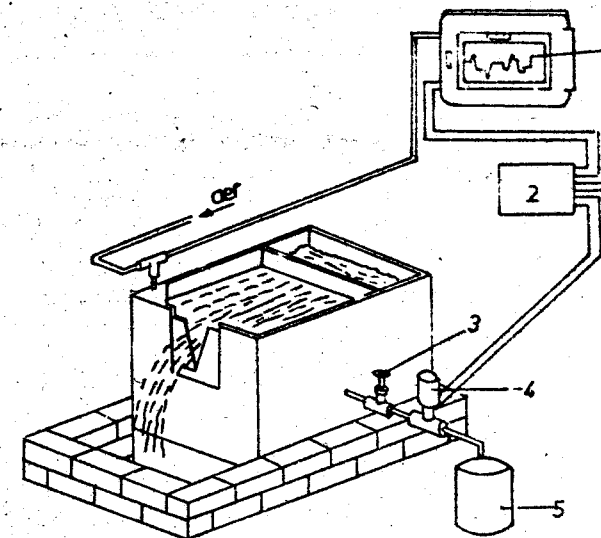


Fig. 2.4. Schema de principiu a unui prelevator la care debitul de prelevare este proporțional cu debitul efluentului
1 - înregistrator de debit; 2 - relee de conectare;
3 - valvă manuală 4 - valvă submersibilă;
5 - rezervor de probă

aplicat acest aparat la supravegherea automată a calității apelor fluviului Dunărea și pentru subsistemul ape litorale);

- prelevator submersibil care asigură recoltarea automată a unei singure probe de apă pe o perioadă prestabilă de timp, fiind indicat pentru controlul apelor uzate de infiltrație și a apelor subterane.

Pentru supravegherea calității apelor, s-au realizat stații automate multiparametrice care asigură măsurarea a numeroși indicatori de calitate. În acest scop, aparatele respective de tip EMCCA sunt echipate cu următoarea structură de circuite hidraulice:

- * circuite hidraulice de analiză în flux continuu, fără o tratare prealabilă a probei de apă (folosite pentru măsurarea oxigenului dizolvat, temperatură, pH, conductivitate, materii în suspensii, potențial redox);

- * circuite hidraulice în flux continuu cu termostatarea probei de apă pentru determinarea clorurilor, fluorurilor, nitratilor, densității etc);
- * circuite hidraulice de analiză în flux continuu cu tratarea chimică prealabilă a probei de apă și termostatare (canale de măsură pentru cianuri, sulfuri etc);
- * circuite de analiză în flux discret cu tratarea chimică prealabilă a apei, stirparea componentului urmărit (canale de măsură pentru NH_3 și N-NO_3).

Alături de aceste echipamente multiparametrice, pentru controlul automat a calității apelor uzate s-a asimilat o nouă gamă de echipamente uniparametrice de tip UNIPAM (de exemplu: UNIPAM - suspensii; UNIPAM- CO_2 ; UNIPAM-N etc)

2.3. CARACTERISTICILE FIZICE

- Temperatura apelor uzate influențează majoritatea reacțiilor fizice și biochimice care au loc în procesul de epurare. Apele uzate menajere au o temperatură cu 2 - 3⁰C mai ridicată decât temperatura apelor de alimentare, cu excepția cazului de deversări de ape calde tehnologice sau când în rețea se infiltrează ape subterane.

Determinarea temperaturii se efectuează numai la locul de recoltare prin introducerea termometrului în apa de cercetat, iar citirea temperaturii se face după 10 minute de la introducerea termometrului fără a-l scoate din apă. Paralel cu determinarea temperaturii apei se determină și temperatura aerului.

- Turbiditatea apelor uzate este dată de particulele foarte fine aflate în suspensie, care nu sedimentează în timp. Turbiditatea nu constituie o determinare curentă a apelor uzate, deoarece nu există o proportionalitate directă între turbiditate și conținutul lor în suspensii. Analizele de laborator se exprimă în grade de turbiditate, 1 grad de turbiditate corespunzând la

1 mg SiO_2/dm^3 de apă. Orientativ, apele uzate menajere prezintă valori ale gradului de turbiditate în limitele de 400 - 500⁰ în scara siliceii

- Culoarea apelor uzate menajere proaspete este gri deschis, iar culoarea gri închis indică începutul procesului de fermentare a materiilor organice existente în aceste ape. Pentru apele uzate care prezintă alte nuanțe de culori, rezultă că amestecul acestora cu apele uzate industriale care pătrund în rețeaua de canalizare este dominat de acestea din urmă (ape verzi de la industriile de legume, ape galbene de la industriile prelucrătoare de clor, ape roșii de la uzine metalurgice etc.)

- Mirosul apelor uzate menajere proaspete este aproape imperceptibil; intrarea în fermentație a materiilor organice este indicată de mirosuri de hidrogen sulfurat, de putregai sau de alte mirosuri de produse de descompunere. Apele uzate orășenești pot avea mirosuri diferite imprimate de natura și proveniența apelor uzate industriale.

- Materiile solide totale (MST) care se găsesc în apa uzată pot fi în stare de suspensie (organice și minerale) și materii solide dizolvate (organice și minerale). Materiile solide în suspensie, la rândul lor, pot fi separabile prin decantare și materii coloidale. În funcție de dimensiunile diferitelor particule (gradul de dispersie) și de greutatea specifică a acestor particule, materiile solide în suspensie se pot depune sub formă de sediment, pot pluti la suprafața apei sau pot pluti în masa apei (materiile coloidale).

Pentru determinarea materiilor solide separabile prin decantare se folosesc conuri Imhoff, gradate în cm^3 la partea inferioară și cu o capacitate de 1 dm^3 . Apa uzată de analizat introdusă în conul Imhoff se lasă în repaus și se citește nivelul la care a ajuns sedimentul direct pe gradația de pe con, în cm^3 , după 5, 10, 15, 30, 60, 90 și 120 minute rezultatele exprimându-se în părți de volum, în ml/dm^3 sau în părți de greutate (după uscarea sedimentului la o temperatură de 105⁰C și cântărirea lui), în mg/dm^3 .

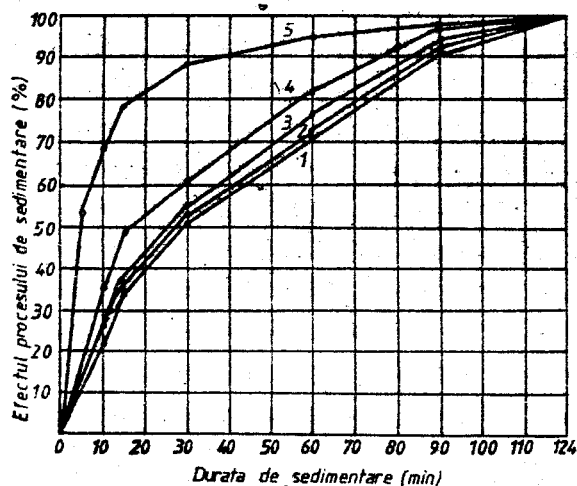


Fig. 2.5. Curbele de sedimentare pentru materiile solide în suspensie separabile prin decantor

- 1 - pentru ape uzate menajere cu o concentrație a materiilor solide de 0,5-1,5 ml/dm³; 2 - idem de 1,6-2,5 ml/dm³;
 3 - idem 2,6-3,4 ml/dm³; 4 - idem 3,5-4,7 ml/dm³;
 5 - idem 5,5-16,3 ml/dm³

Cantitatea de sediment care s-a depus la intervalele de timp menționate se exprimă în procente din volumul depunerilor care se formează după 120 minute de sedimentare, deoarece în cazul apelor uzate menajere procesul de sedimentare se consideră terminat în acest interval de timp. Aceste procente indică randamentul procesului de sedimentare. Întocmindu-se curbe de sedimentare după modelul prezentat în figura 2.5.

Analizele apelor uzate menajere indică o cantitate totală a materiilor solide de 65 g/om.zi, din care materiile solide decantabile reprezintă 35-50 g/om.zi (în medie 40 g/om.zi), ceea ce reprezintă 60 - 75% din materiile solide totale. În cazul îndepărtării unei părți din reziduurile menajere solide prin mărunțire (tocare) și evacuare apoi hidraulic, prin rețeaua de

canalizare, se înregistrează o creștere semnificativă (circa 100 g/om.zi) a depunerilor în stația de epurare. Pentru determinarea materiilor solide în suspensie neseparabile prin decantare, se folosește procedeul filtrării într-un creuzet de porțelan găurit care are pe fund un filtru de asbest. O cantitate de apă uzată cu un volum determinat (de obicei 1 dm³) este filtrată și se cântărește, după uscare, sedimentul rămas pe filtru; acesta reprezintă materiile solide în suspensie, din care se scad materiile în suspensie decantabile determinate separat, după procedeul arătat mai sus, iar diferența va reprezenta cantitatea de materii solide în suspensie neseparabile prin decantare.

Prin introducerea creuzetului cu filtru de asbest într-un cuptor de calcinare la temperatura de 600°C, timp de o oră, rezultă o cenușă care reprezintă cantitatea de materii solide în suspensie de natură minerală, iar ceea ce a dispărut (volatilizat) va reprezenta partea organică a materiilor solide. Cu toate că rezultatele nu sunt riguros exacte, deoarece prin ardere au mai dispărut și o parte din materiile minerale, volatile, totuși în tehnica epurării apelor se admite această metodă de evidențiere a materiilor organice din apele uzate. În sedimentele apelor uzate menajere, cantitatea de cenușă (cantitatea reziduurilor de calcinare) variază între 20 și 30%, iar cantitatea de substanță volatilizată reprezintă 70-80%. Amestecarea apelor uzate menajere cu apele uzate industriale poate modifica foarte mult conținutul rezidului de calcinare a sedimentului în ambele sensuri.

Diferența dintre rezidul fix la 105°C și rezidul calcinat la 600°C reprezintă materiile solide organice prezente în apa uzată.

Materiile solide dizolvate, semidizolvate și cele coloidale de natură organică și anorganică, se determină prin evaporarea într-o etuvă la 105°C, timp de 60 minute, într-un creuzet de platină a apei filtrate care a trecut prin filtrul de azbest menționat mai sus și respectiv prin cântărirea depunerilor rămase pe fundul creuzetului care reprezintă rezidul fix al apei respective. Partea minerală și partea organică a acestor materii solide dizolvate se determină cu ajutorul cuptorului de calcinare la 600°C, așa cum s-a arătat.

2.4. CARACTERISTICILE CHIMICE

Compoziția chimică a apelor uzate menajere este foarte mult influențată de conținutul de proteine, grăsimi și hidrocarbonați din produsele alimentare, precum și de compoziția apei din rețeaua de alimentare cu apă, care conține în anumite limite, carbonați, sulfati, cloruri, fier etc.

Proteinele din organismul viu, în procesul schimbului de substanțe, conduc la formarea ureei $\text{CO}(\text{NH}_2)_2$, care sub influența bacteriilor fermentative se transformă în azot amoniacal, formă frecventă în care azotul se află în apele uzate. În afară de azot, substanțele organice care intră în compoziția apelor uzate menajere, mai conțin carbon, sulf, fosfor, potasiu, sodiu și clor sub formă de săruri. Determinările de laborator ale caracteristicilor chimice se pot clasifica în analize anorganice (aciditatea, alcalinitatea, pH, sulfați, nitrați etc) și analize organice (oxigenul dizolvat, consum biochimic de oxigen, consum chimic de oxigen etc).

A. Analize anorganice

- Aciditatea apelor uzate este determinată de prezența bioxidului de carbon liber, a acizilor minerali și a sărurilor acizilor tari cu baze slabe. Ea se exprimă în ml substanță alcalină normală pentru neutralizarea unui dm^3 de apă. Acest parametru este indicat a fi determinat pentru apele uzate industriale care ajung în stația de epurare orășenească.

- Alcalinitatea apelor uzate este dată de prezența bicarbonaților, carbonaților alcalini și a hidroxizilor. Apele uzate menajere sunt ușor alcaline, caracterizate prin valoare pH-ului în limitele de 7,2-7,6. În laborator această caracteristică chimică se determină prin neutralizarea unui dm^3 de apă de analizat cu o soluție de HCl diluat la 0,1 N exprimată în ml.

- pH-ul apelor uzate poate fi acid sau alcalin și constituie o cauză importantă perturbatoare a proceselor biologice din cadrul unei stații de epurare. Spre deosebire de aciditatea sau alcalinitatea unei ape, acest parametru exprimă numai intensitatea acidității sau alcalinității, adică nu există o legătură directă între pH-ul unei ape și cantitatea de acizi sau alcali care este în compoziția apei respective. Este posibil ca două soluții apoase să prezinte aceleași valori ale pH-ului, cu toate că concentrația lor în acizi sau baze poate fi diferită.

Concentrația în ioni de hidrogen a apelor naturale, adică pH-ul care exprimă reacția activă a apei prezintă valoarea 7 (ape neutre). Reacția apelor va fi acidă pentru $\text{pH} = 0 - 7$ și va fi alcalină pentru $\text{pH} = 7 - 14$. Pentru determinarea pH-ului apei se folosesc metode colorimetrice și electrocolorimetrice. Pentru rapiditatea operației se folosesc discuri colorate cu hârtie de turnesol sau aparate digitale electronice.

- Potențialul de oxidoreducere (potențialul Redox) exprimă logaritmul cu semn schimbat al presiunii hidrogenului gazos (în atmosferă) în echilibru cu oxigenul molecular dizolvat în soluție. În scara Redox, notația rH dă indicații asupra puterii de oxidare sau reducere a apei uzate sau a depunerilor. Astfel, pentru rH sub valoarea 15, se poate aprecia că proba analizată se află în stare de reducere corespunzătoare fermentării anaerobe, iar valori peste 25 caracterizează o probă în faza de oxidare aerobă.

În laborator, în proba de apă sau de nămol se introduc doi electrozi, unul de platină și celălalt de hidrogen și se determină diferența de potențial, în paralel fiind măsurat și pH-ul probei de care se ține seama la calculul valorilor rH.

- Clorurile și sulfurile din apele uzate pot influența procesele biologice de epurare dacă cantitățile lor depășesc anumite limite. Clorurile sub formă de ioni de clor din apa uzată menajeră provin în special, din urina de origine animală sau umană, ca urmare a consumului în alimentație a clorurii de sodiu. Sulfurile din apele uzate menajere pot fi determinate și puse în evidență sub formă de sulfuri totale, sulfuri de carbon și hidrogen

sulfurat (care ne dă indicații asupra lipsei oxigenului din apă și apariții proceselor anaerobe)

• Metalele grele existente, în special, în apele uzate industriale sunt toxice pentru microorganismele care participă la epurarea biologică a apelor și la fermentarea anaerobă a nămolurilor. Limitele admisibile pentru Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, Co, sunt evidențiate în STAS 4706-88. Determinarea lor în laborator prin analize standard necesită durate mari de timp și un echipament complex derivat din necesitatea utilizării unei game largi de reactivi. În ultimul timp se practică metoda spectrometriei cu absorbție atomică al cărui aparat este capabil să determine un număr de 27 elemente minerale, între care și metalele grele menționate.

• Substanțe radioactive folosite din ce în ce mai mult în medicină, tehnică etc, precum și la centralele atomice crează noi probleme celor care se ocupă cu protecția calității apelor. Aceste substanțe care emit radiații influențează procesele de epurare și pot fi periculoase pentru personalul de exploatare.

• Detergenții din apele uzate sunt substanțe tensioactive a căror structură moleculară este formată din două grupări, o grupare hidrofobă și alta hidrofilă. După felul cum disociază în apă, detergenții pot fi:

- * detergenți anionici a căror grupare hidrofilă are un caracter acid și disociază în ionul pozitiv (cationul) și ionul negativ (anionul) care este radicalul tensioactiv al moleculei. Detergenții anionici evacuați din gospodării și din industrii sunt cei mai dăunători procesului de epurare (coboară tensiunea apei la suprafață sau interfacial și în acest fel mărește umiditatea substanțelor cu care apa este în contact; emulsifică grăsimile și uleiurile, distrag bacteriile și alte organisme necesare epurării biologice, provoacă spumă abundentă la suprafața apei în bazinele de aerare).
- * detergenți cationici care au gruparea hidrofilă cu caracter bazic.
- * detergenți neionici a căror grupare hidrofilă nu disociază în apă.

Detergenții sintetici menționați, datorită modificării tensiunii superficiale, pot favoriza acțiunea nocivă a unor toxice, ușurând absorbția acestora.

• Nitriții ($R NO_2$) și nitrații ($R NO_3$) sunt conținuți în apa uzată proaspătă în concentrații mai reduse. Concentrații mai mari înregistrează în stațiile de epurare (R poate reprezenta K, Na etc).

Nitriții din apa uzată provin din oxidarea incompletă a amoniacului în prezența bacteriilor nitrificatoare, deci prezența nitriților indică o apă proaspătă în curs de transformare. Cantitățile maxime de nitriți din apele uzate menajere nu depășesc $0,1 \text{ mg } NO_2^- / \text{dm}^3$. Uneori nitriții pot proveni și din reducerea nitraților în prezența unei flore reducătoare și a unor temperaturi mai ridicate a mediului (vara). Determinarea nitriților (azotitilor) se efectuează imediat după recoltare, pentru a preveni unele schimbări în echilibrul azotului prin activitate biologică.

Nitrații (azotații) din apă provin din mineralizarea substanțelor organice poluante de natură proteică sau din fertilizatori și pesticide ce conțin azot. Prezența nitraților indică o apă stabilă din punct de vedere al transformării. Nitrații pot constitui un factor de dezvoltare a algelor sau a altor vegetale acvaticе, fiind recomandată prezența lor în apa râurilor. În apele uzate menajere cantitățile de nitrați variază între $0,1$ și $0,4 \text{ mg } NO_3^- / \text{dm}^3$. În stațiile de epurare, prezența nitraților în apa epurată biologic indică o epurare bună și completă a apelor uzate brute.

• Produsele petroliere, grăsimi și uleiuri formează o peliculă plutoare care împiedică oxigenarea apei. Prezența acestor substanțe în stația de epurare este dăunătoare deoarece pot colmata filtrele biologice, sau pot împiedica dezvoltarea proceselor biochimice în bazinele de aerare cu nămol activ și în procesele de fermentare ale nămolurilor. În apele menajere prezența acestor substanțe este nesemnificativă, cantități mai mari se găsesc în unele ape uzate industriale. De exemplu, prezența în apa industrială a unor hidrocarburi de origine petrolieră în concentrații mai mari de $5 \text{ mg} / \text{dm}^3$ se simte prin miros, situație frecvent întâlnită la apele

evacuate din combinatele petrochimice. În laborator, produsele petroliere se extrag cu eter de petrol și după evaporarea solventului se cântăresc.

B. Analize organice

Substanțele organice din apele uzate menajere provin din dejecțiile umane și animale, din resturile de alimente, legume și fructe, precum și din alte materii organice evacuate în rețeaua de canalizare. Prezența substanțelor organice în apă poate reduce oxigenul din apă până la zero, iar în apa lipsită de oxigen, substanțele organice se descompun prin procese anaerobe care au loc concomitent cu producerea hidrogenului sulfurat și altor gaze rău mirositoare și toxice (indol, scatul etc).

• Oxigenul dizolvat este un indicator care arată în mod global gradul de poluare al apelor cu substanțe organice.

Cantitatea de oxigen care se poate dizolva în apa curată - așa numita limită de saturație - depinde de temperatură și variază de la 7,63 mg/dm³ la 30°C, la 9,17 mg/dm³ la 20°C și la 14,23 mg/dm³ la 0°C. Solubilitatea oxigenului în apă mai depinde și de turbulența la suprafața apei, de presiunea atmosferică, mărimea suprafeței de contact, cantitatea de oxigen din apă sau din atmosferă etc.

Oxigenarea apei poate avea loc prin dizolvarea oxigenului din aer sau, în anumite condiții speciale, prin degajarea oxigenului în procesul de fotosinteză al vegetației acvatică. La un grad de saturație de 100% oxigenarea apei prin dizolvarea oxigenului atmosferic se reduce practic la zero; fac excepție apele având un grad ridicat de turbulență care pot ajunge la suprasaturare. De asemenea, procesul de suprasaturare poate fi cauzat și de procesul de fotosinteză care se manifestă mai intens în apele stătătoare și în anotimpul cald; la "înflorirea" apei suprasaturația poate depăși 200%.

Cantitatea de oxigen care lipsește unei ape pentru a atinge limita de saturare se numește deficit de oxigen și indică o impurificare anterioară cu

substanțe organice, care a condus la consumarea totală sau parțială a oxigenului dizolvat.

Oxigenul dizolvat se determină chimic prin procedeul Winckle (STAS 6536-82), în care un compus manganos absoarbe oxigenul din apă. O atenție deosebită se impune la recoltarea probelor pentru a evita ca apele uzate să nu absoarbă oxigen din aer. În ultima vreme se utilizează frecvent oximetre cu electrod pentru oxigen, în diferite variante comerciale.

Conținutul de oxigen din apa uzată indică gradul de prospețime al apei brute, precum și stadiul descompunerii substanțelor organice în instalații biologice și în apele naturale.

Fiind un indicator global care pune în evidență starea de impurificare organică a apelor uzate, se recomandă ca acest indicator privind oxigenul dizolvat, să fie analizat în asociație cu consumul bichimic de oxigen, consumul chimic de oxigen, și stabilitatea relativă a apelor uzate.

• Consumul bichimic de oxigen (CBO) exprimat în mg/dm³ reprezintă cantitatea de oxigen consumat de către bacterii și alte microorganisme pentru descompunerea bichimică, în condiții aerobe, a substanțelor organice biodegradabile la temperatura și în timpul standard, de obicei la 20°C și 5 zile, în care caz se notează cu CBO₅.

Determinarea mării CBO₅ se face în funcție de destinația analizei probei, atât pentru apele uzate brute cât și pentru apele epurate mecanic. Rezultă că CBO₅ va indica cantitatea de oxigen necesară pentru oxidarea materiilor organice coloidale și dizolvate, precum și a acelei părți de materiale organice nedizolvată care a fost reținută în decantoare (în apele uzate menajere aceste depuneri conțin circa 1/3 din totalul solidelor organice, așa cum se prezintă în tabelul 2.1).

În apele uzate menajere, precum și în apele uzate industriale care au o compoziție apropiată cu cea a apelor uzate menajere, mărimea CBO₅ variază în limitele de 100 și 400 mg/dm³; în apele uzate industriale acest indicator variază în limite foarte largi în funcție de proveniența lor.

Mineralizarea biochimică a substanțelor organice, respectiv consumul biochimic de oxigen, este un proces complex care, în apele bogate în oxigen, se produce în două faze:

- * faza primară (a carbonului) în care oxigenul se consumă pentru oxidarea substanțelor organice care conțin carbon și producerea de bioxid de carbon care rămâne în soluție sau se degajă. Această primă fază are o durată la apele uzate menajere de aproximativ 20 zile, la temperatura de 20°C.
- * faza secundară (a azotului) în care oxigenul se consumă pentru oxidarea substanțelor organice care conțin azot, producându-se oxidarea până la stadiul de nitriți (sărurile acidului azotos, N_2O_3) și apoi până la stadiul de nitrați (sărurile acidului azotic (N_2O_5)).

Tabelul 2.1.

Compoziția medie a apelor uzate menajere (Imhoff-1966)
în g/loc x zi

Materii solide	Totale	Minerale	Organice	CBO ₅
Totale	250	105	145	54
Dizolvate	160	80	80	12
In suspensie din care:	90	25	65	42
Sedimenta- bile	54	15	39	19
Nesedimen- tabile	36	10	26	23

Această fază începe după circa 10 zile, la temperatura apei de 20°C și se desfășoară într-o perioadă mai îndelungată, de circa 100 zile; această fază poartă denumirea de nitrificare a substanțelor organice. În figura 2.6 este prezentat graficul de desfășurare a procesului de mineralizare biochimică a substanțelor organice din apele uzate pentru diferite temperaturi ale apelor.

La proiectarea unei stații de epurare, prezintă interes determinarea CBO₅-ului aferent primei faze de oxidare a substanțelor organice, faza secundară fiind mai puțin semnificativă în procesele de oxidare a substanțelor organice din apă; această fază de nitrificare acționează în scopul mineralizării materiilor organice din nămolul rezultat din decantarea apei.

Viteza de oxidare în faza de carbon sau viteza de consum a oxigenului la o temperatură constantă este proporțională în fiecare moment cu

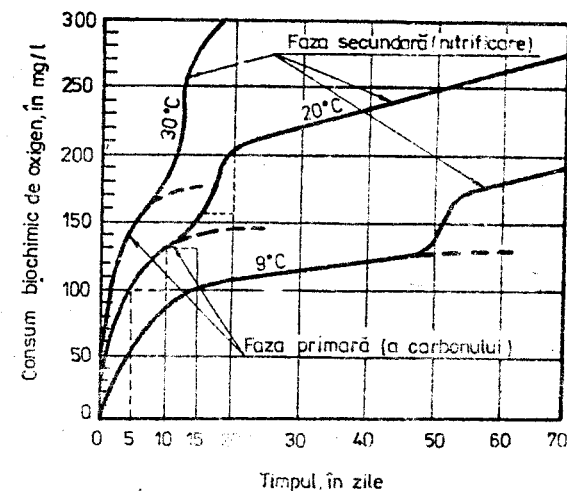


Fig. 2.6. Consumul biochimic de oxigen

cantitatea de substanță care se află în apă. Prin urmare, pe măsura oxidării substanței organice, în cazul când nu există un aport suplimentar de substanță organică, viteza de oxidare scade treptat.

Având la bază legile reacției moleculare, Streeter și Phelps (1925) și mai târziu Theriault (1927), în urma a numeroase experiențe, au stabilit că consumul necesar de oxigen pentru oxidarea substanțelor organice este în mod constant proporțională cu cantitatea de materie organică peintrată în reacție. Dacă vom nota cu L_0 cantitatea de oxigen necesară pentru oxidarea întregii cantități de materie organică în timp de 20 zile prezentă în apele

uzate la începutul procesului, iar prin X_t cantitatea de oxigen consumată în timpul t de la începerea procesului, atunci cantitatea de oxigen L_t necesară pentru oxidarea substanțelor organice rămase după trecerea timpului t , va fi egală cu, $L_t = L_0 - X_t$.

În aceste condiții, legea lui Streeter și Phelps, poate fi exprimată prin ecuația diferențială:

$$\frac{dX_t}{dt} = K_1(L_0 - X_t) \quad (2.1)$$

în care: K_1 este viteza consumului de oxigen (coeficient de proporționalitate). Prin integrarea ecuației (2.1) se obține:

$$-\ln(L_0 - X_t) = K_1 t + C; \text{ pentru } t = 0, X_t = 0, \text{ iar } C = -\ln L_0;$$

se transformă logaritmi naturali în logaritmi zecimali, adică:

$$k_1 = K_1 \log e = 0,434 K_1$$

În aceste condiții se poate scrie:

$$k_1 t = \log \frac{L_0}{L_0 - X_t} \quad (2.2)$$

Din această ultimă ecuație rezultă ecuațiile de bază privind procesul de oxidare în faza primară a substanțelor organice din apele uzate sau din apele naturale:

$$L_t = L_0 10^{-k_1 t} \quad (2.3)$$

$$X_t = L_0 (1 - 10^{-k_1 t}) \quad (2.4)$$

Ecuația (2.3) exprimă oxigenul biologic necesar (OBN) apei după ce a trecut timpul t , iar ecuația (2.4) exprimă consumul biologic de oxigen (CBO) până la timpul t , între ele existând o relație de proporționalitate

inversă. Reprezentarea grafică a celor două ecuații este arătată în fig.2.7-a, iar sub formă generală în fig. 2.7-b.

Prin cercetări experimentale s-a stabilit că raportul între valorile CBO₅ și CBO₂₀ (L_0) variază în funcție de mărimea vitezei de oxidare (k_1) și de temperatura apelor. Astfel, la o valoare a vitezei de oxidare $k_1 = 0.1$ și pentru o temperatură a apelor uzate menajere de 20°C, CBO₅ reprezintă 68,4% din CBO₂₀, așa cum se observă și în graficul din figura 2.8.

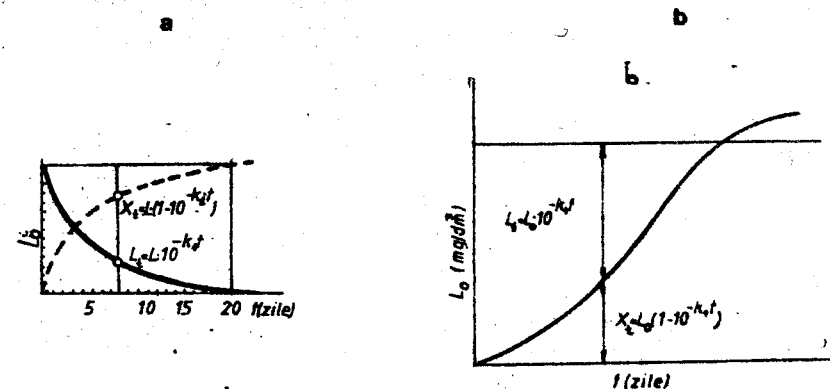


Fig. 2.7. Variația consumului primar de oxigen

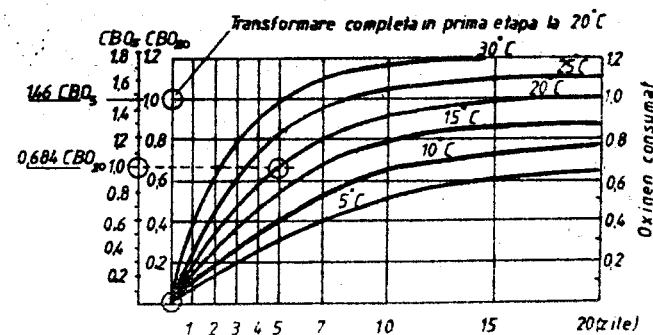


Fig. 2.8. Consumul biologic de oxigen în faza primară de oxidare a substanțelor organice

În general, la stabilirea CBO-ului unei ape uzate este necesar a se determina mărimea vitezei de oxidare k_1 (este impropriu noțiunea de constanta vitezei de oxidare) și valoarea consumului biologic de oxigen primar total (L_0), care variază în limite destul de largi la apele uzate orășenești și în special la apele uzate industriale.

În acest scop, literatura de specialitate menționează lucrările lui Thomas unde problema poate fi rezolvată pe cale analitică (1937) sau pe cale grafică (1950), lucrările cercetătorului japonez Yoshinori Fujimoto (1964), metoda fracției remanente de CBO, a cercetătorului Beunzo Gomez (Lima, 1956) și metoda determinării CBO-ului în diferite momente ale desfășurării procesului de oxidare, expusă de Moore, Thomas și Snow (1950).

Valorile vitezei de consum a oxigenului biologic, k_1 variază, în afară de compoziția apelor uzate, de modul de variație a temperaturii apelor, valori maxime vor corespunde temperaturilor ridicate ale apelor. Prin cercetări de laborator, Streeter și Phelps (1925), au stabilit următoarea relație a vitezei consumului biologic de oxigen în funcție de temperatură:

$$k_1(T_2) = k_1(T_1) \cdot 1,047^{(T_2 - T_1)} \quad (2.5)$$

unde:

$k_1(T_1)$ și $k_1(T_2)$ - reprezintă viteza consumului primar de oxigen la temperaturile T_1 °C și T_2 °C

1,047 - coeficient de corecție valabil pentru temperaturi ale apei, de 15 - 30° C

Analizele de laborator se efectuează de obicei la temperatura apelor de 20° C, deci relația (2.5) care se utilizează curent în calcule va avea forma:

$$k_1(T) = k_1(20) \cdot 1,047^{(T-20)} \quad (2.5')$$

Pentru apele uzate menajere, în calculele estimative se admite $k_1 = 0.1$ cu toate că în realitate această valoare variază în limitele 0.08 - 0.25, ceea ce indică o diversificare și un caracter variabil al substanțelor organice conținute în apele de canalizare evacuate în diferite perioade ale anului.

Consumul primar de oxigen (L_0) variază în funcție de temperatură conform relației stabilită de Theriault (1927):

$$L_0(T) = L_{20}[1 + 0,02(T - 20)] \quad (2.6)$$

Timpul t , necesar pentru reducerea consumului de oxigen de la valoarea L_0 la valoarea L_t , conform relației (2.2), va fi:

$$t = \frac{1}{k_1} \log \frac{L_0}{L_t} \quad (2.7)$$

Din această relație se constată că, teoretic, este imposibil să se realizeze o oxidare completă a substanțelor organice existente în apele uzate, la care L_t să ajungă la zero, deoarece timpul necesar pentru aceasta ar fi infinit.

Oxidarea substanțelor organice conținute în amestecul de ape uzate menajere și ape uzate industriale se desfășoară după o lege mai complexă, diferită de cea monomoleculară expusă mai sus. În majoritatea cazurilor consumul total primar de oxigen biologic este evidențiat de o reacție de ordinul 2 descrisă de următoarea ecuație bimoleculară:

$$\frac{dX_t}{dt} = K(L_0 - X_t)^2 \quad (2.8)$$

Viteza consumului biologic de oxigen, exprimată prin coeficientul K , în zile⁻¹, va avea valori de ordinul 0,0006 (Jucov - 1969).

Concentrația tuturor poluanților din apele uzate, inclusiv a celor organici se micșorează odată cu creșterea normei de consum de apă, așa cum se arată în tabelul 2.2 pentru apele uzate menajere.

Tabelul 2.2.

Dependența CBO₂₀ în funcție de norma de consum

Norma de consum (q) - dm ³ /loc.zi -	100	150	200	250	300	400
CBO ₂₀ - mg/dm ³	400	267	200	160	133	100

Valoarea totală a consumului primar biochimic de oxigen (CBO₂₀) pentru apa decantată, reprezintă circa 40 g/loc.zi, ceea ce permite determinarea lui L₀ în mg/dm³, pentru apele uzate menajere în funcție de norma de consum, q în dm³/loc.zi, cu ajutorul relației:

$$L_0 = \frac{a \cdot 1000}{q} \quad (2.9)$$

în care a reprezintă CBO₂₀/loc.zi, iar rezultatele sunt prezentate în tabelul 2.2.

Cercetările efectuate de Bazeakina (1958) au arătat că valoarea CBO₂₀ nu oglindește cu strictețe cantitatea totală de substanțe organice conținute în apele uzate, deoarece această valoare ia în considerare substanțele organice care sunt consumate pentru metabolismul bacteriilor, precum și substanțele organice stabile care nu sunt afectate de însuși procesul biochimic.

Procesele de oxidare aferente celor două faze, primară și secundară, permit determinarea consumului biochimic de oxigen, cu ajutorul relației:

$$X_t = L_1(1 - 10^{-k_1 t}) + L_2(1 - 10^{-k_2 t}) \quad (2.10)$$

în care:

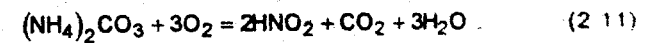
X_t - consumul CBO la timpul t;

L₁, L₂ - consumul CBO pentru oxidarea substanțelor organice compuși

a₁ carbonului, respectiv a substanțelor organice care conțin azot;

k₁, k₂ - viteza consumului de oxigen în faza primară, respectiv în faza secundară.

Faza secundară (a azotului) se desfășoară, parțial în paralel cu faza primară, dar, în mod normal această fază de nitrificare va începe numai după ce s-a asigurat oxigenul biochimic necesar oxidării substanțelor organice care conțin carbon. Cantitatea de oxigen cuprinsă în nitriți și nitrați, rezultă din următoarele reacții biochimice a azotului amoniac:



Pentru formarea nitriților, conform ecuației (2.11), rezultă că la două părți greutate azot sunt necesare 6 părți greutate oxigen iar pentru formarea nitraților, conform ecuației (2.11') sunt necesari, în plus, încă două părți greutate oxigen, adică în total 8 părți greutate. Dat fiind că greutatea atomică a azotului este 14, iar a oxigenului 16, pentru oxidarea până la stadiul de nitrați sunt necesare pentru 2 x 14 = 28 părți greutate azot 8 x 16 = 128 părți greutate oxigen. Deci, pentru un mg azot sunt necesare 128 / 28 = 4,57 mg oxigen. Viteza consumului de oxigen în faza secundară (nitrificatoare) este mai redusă decât în faza primară, orientativ, considerându-se, k₂ = (0,2 - 0,3)k₁.

În laborator, determinarea CBO₅ sau CBO₂₀ se face pe probe de apă diluată și nediluată, conform STAS 6560-89.

În practica curentă eficiența unei stații de epurare cu treaptă mecanică și biologică se bazează numai pe ecuațiile stabilite pentru faza primară de oxidare a substanțelor organice.

◦ Consumul chimic de oxigen (CCO) sau oxidabilitatea apei reprezintă cantitatea de oxigen, în mg/dm³, necesară pentru oxidarea tuturor substanțelor organice sau minerale oxidabile fără ajutorul bacteriilor. Oxidabilitatea reprezintă cantitatea de oxigen echivalentă cu

Tabelul 2.2.

Dependența CBO₂₀ în funcție de norma de consum

Norma de consum (q) - dm ³ /loc.zi -	100	150	200	250	300	400
CBO ₂₀ - mg/dm ³	400	267	200	160	133	100

Valoarea totală a consumului primar biochimic de oxigen (CBO₂₀) pentru apa decantată, reprezintă circa 40 g/loc.zi, ceea ce permite determinarea lui L₀ în mg./dm³, pentru apele uzate menajere în funcție de norma de consum, q în dm³/loc.zi, cu ajutorul relației:

$$L_0 = \frac{a \cdot 1000}{q} \quad (2.9)$$

în care a reprezintă CBO₂₀/loc.zi, iar rezultatele sunt prezentate în tabelul 2.2.

Cercetările efectuate de Bazeakina (1958) au arătat că valoarea CBO₂₀ nu oglindește cu strictețe cantitatea totală de substanțe organice conținute în apele uzate, deoarece această valoare ia în considerare substanțele organice care sunt consumate pentru metabolismul bacteriilor, precum și substanțele organice stabile care nu sunt afectate de însuși procesul biochimic.

Procesele de oxidare aferente celor două faze, primară și secundară, permit determinarea consumului biochimic de oxigen, cu ajutorul relației:

$$X_t = L_1(1 - 10^{-k_1 t}) + L_2(1 - 10^{-k_2 t}) \quad (2.10)$$

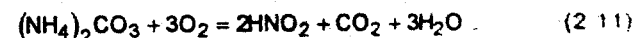
în care:

X_t - consumul CBO la timpul t;

L₁, L₂ - consumul CBO pentru oxidarea substanțelor organice compuși a) carbonului, respectiv a substanțelor organice care conțin azot;

k₁, k₂ - viteza consumului de oxigen în faza primară, respectiv în faza secundară.

Faza secundară (a azotului) se desfășoară, parțial în paralel cu faza primară, dar, în mod normal această fază de nitrificare va începe numai după ce s-a asigurat oxigenul biochimic necesar oxidării substanțelor organice care conțin carbon. Cantitatea de oxigen cuprinsă în nitrit și nitrați, rezultă din următoarele reacții biochimice a azotului amoniacal:



Pentru formarea nitriților, conform ecuației (2.11), rezultă că la două părți greutate azot sunt necesare 6 părți greutate oxigen iar pentru formarea nitraților, conform ecuației (2.11') sunt necesari, în plus, încă două părți greutate oxigen, adică în total 8 părți greutate. Dat fiind că greutatea atomică a azotului este 14, iar a oxigenului 16, pentru oxidarea până la stadiul de nitrați sunt necesare pentru 2 x 14 = 28 părți greutate azot, 8 x 16 = 128 părți greutate oxigen. Deci, pentru un mg azot sunt necesare 128 : 28 = 4,57 mg oxigen. Viteza consumului de oxigen în faza secundară (nitrificatoare) este mai redusă decât în faza primară, orientativ, considerându-se, k₂ = (0,2 - 0,3)k₁.

În laborator, determinarea CBO₅ sau CBO₂₀ se face pe probe de apă diluată și nediluată, conform STAS 6560-89.

În practica curentă eficiența unei stații de epurare cu treaptă mecanică și biologică se bazează numai pe ecuațiile stabilite pentru faza primară de oxidare a substanțelor organice.

• Consumul chimic de oxigen (CCO) sau oxidabilitatea apei, reprezintă cantitatea de oxigen, în mg/dm³, necesară pentru oxidarea tuturor substanțelor organice sau minerale oxidabile fără ajutorul bacteriilor. Oxidabilitatea reprezintă cantitatea de oxigen echivalentă cu

consumul de oxidat. Substanțele organice sunt oxidate la cald, iar cele minerale la rece. Oxigenul chimic necesar se consumă destul de repede (uneori chiar într-o oră), motiv ce recomandă efectuarea acestei determinări la apele uzate, în special la cele în amestec cu apele uzate industriale, pentru a elimina unele neajunsuri specifice determinării CBO-ului legate de timpul mare necesar efectuării analizei, incertitudinea stabilirii vitezei consumului de oxigen k_1 și a consumului total de oxigen L_0 în faza primară.

Pentru apele uzate industriale care conțin substanțe toxice ce distrug microorganismele din apă și deci nu se poate determina CBO, această determinare va constitui singurul indicator asupra prezenței substanțelor organice; în schimb nu oferă posibilitatea de a diferenția materia organică stabilă și nestabilă (putrescibilă) din apa uzată.

Determinarea consumului chimic de oxigen (CCO) după metoda standard (STAS 6954-84) se efectuează prin metoda cu permanganat de potasiu, iar pentru apele intens poluate, prin metoda cu bicromat de potasiu. Prima metodă evidențiază cantitatea de substanțe organice și anorganice oxidabile prin oxidarea acestora cu permanganat de potasiu în mediu acid și la cald, iar permanganatul rămas în exces se determină cu acid oxalic. La a doua metodă, substanțele organice din apa uzată sunt oxidate cu bicromat de potasiu în mediu de acid sulfuric, la cald, în prezența sulfatului de argint. O concentrație mare a ionilor de clor în raport cu concentrația substanțelor organice face inaplicabilă această metodă (exemplu, apa mării).

În cazul prezenței în apă a unor substanțe greu oxidabile (benzen, toluen, piridină) rezultatele nu reflectă conținutul real în substanțe organice.

Raportul dintre mărimile CBO - CCO ale unei ape uzate diferă în funcție de proveniența ei. Pentru apele uzate menajere se apreciază că CBO_{20} reprezintă circa 86% din CCO. În apele uzate industriale care conțin cantități importante de substanțe organice nebiodegradabile, valoarea CCO depășește pe cea a CBO_{20} cu peste 50%.

Pentru aceste ape în figura 2.9 se prezintă graficul raportului dintre CCO și CBO în procesul lor de epurare biologică.

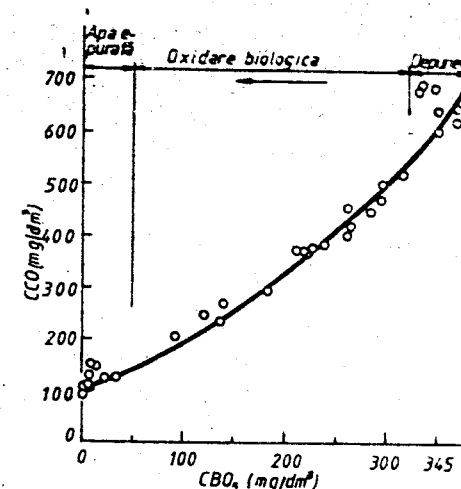


Figura 2.9. Reprezentarea grafică a raportului dintre CBO și CCO.

♦ Carbonul organic total (COT) constituie o metodă de determinare a nivelului de poluare organică a apelor uzate, care, spre deosebire de determinările prin CBO și CCO rezultatele sunt mai exacte datorită eliminării variabilelor care intervin în analizele CBO și CCO.

În esență, metoda constă în oxidarea materiilor organice cu carbon și conversia lor în bioxid de carbon și apă; gazul generat se captează printr-o soluție caustică de concentrație standard și cu ajutorul unui analizor de carbon se determină, măsurând titrimetric bioxidul de carbon, concentrația materiilor organice din apă. Metoda este simplă și rapidă (câteva minute). Principiul metodei constă în oxidarea completă a unei probe de apă uzată, iar bioxidul de carbon rezultat este injectat într-o coloană cu un suport ce formează faza staționară și care se încălzește la o anumită temperatură.

Faza mobilă o formează gazul purtător prin intermediul căruia bioxidul de carbon este scos de pe coloană. Un detector ce este amplasat la ieșirea din coloană, înregistrată variațiile de concentrație cu sunt înregistrate pe o cromatogramă sub formă de picuri. Suprafața picului este proporțională cu concentrația de materii organice din apa uzată. Timpul de reținere este timpul din momentul injectării probei și până la apariția vârfului maxim al curbei.

Pentru stabilirea unei scări de etalonare, se folosesc concentrații succesive în etalon care se injectează în coloană în aceleași condiții ca și proba. Mărimea suprafeței picului obținută la probă se interpolează pe curba de etalonare. Analizorul de carbon se încadrează în grupa aparatelor cromatografice în faza gazoasă.

• Consumul total de oxigen (CTO) determinat pe principiul cromatografiei în faza gazoasă evidențiază toate substanțele organice și anorganice existente în proba de ape uzate care intră în reacții chimice până la nivelul de oxizi stabili. Gazul purtător - faza mobilă - îl constituie azotul. Reacțiile chimice care au loc la intervale diferite de timp în analizorul de gaze se desfășoară astfel (tabelul 2.3.):

- carbonul este transformat în dioxid de carbon;
- hidrogenul este convertit spre apă;
- azotul în stare trivalentă aunge în stare de acid nitric;
- ionul de sulfid este, în mod parțial, convertit în sulfat;
- ionul de sulfură este, parțial, convertit spre sulfat.

Tabelul 2.3.

Reacțiile chimice ce caracterizează consumul total de oxigen (CTO)

Reacția	Formula chimică a produsului oxidat	Eficiența reacției
$C + O_2$	CO_2	95 - 100%
$2H_2 + O_2$	$2H_2O$	95 - 100%
$2N^{+3} + O_2$	$2NO$	~ 95%
$S^{2-} + O_2$	SO_4^{2-}	~ 78%
$SO_3^{2-} + \frac{1}{2}O_2$	SO_4^{2-}	~ 72%

Eficiența acestei determinări, în special pentru apele uzate industriale poate fi apreciată sensibil apropiată cu realitatea privind compoziția organică a acestor ape, întrucât în acest mod sunt oxidate și substanțe greu

oxidabile. Prin cercetări experimentale s-a stabilit că CCO reprezintă circa 85 - 95% din CTO.

În încercarea de a corela CBO-ul sau CCO-ul pentru apele uzate industriale cu determinarea privind COT-ul ar trebui să se pună în evidență variabilele care intervin la fiecare determinare, astfel:

- o parte din CBO a mai multor materii organice este atribuită oxidării cu bicromat a fierului feros, azotului, sulfurilor, sulfurilor și a altor substanțe anorganice; analizele COT nu includ oxidarea acestor substanțe.

- determinările CBO și CCO nu includ mulți compuși organici care sunt parțial sau total, rezistenți la oxidarea biochimică sau oxidarea cu bicromat. Totuși, carbonul organic total din acești compuși este regăsit în analizele COT;

- determinarea CBO este susceptibilă la variabilele care se referă la aclimatizarea bacteriilor, diluarea, temperatura, pH-ul și substanțele toxice.

Determinările CCO și COT sunt independente față de aceste variabile.

Pentru apele uzate menajere sunt prezentați în tabelul 2.4. indicatorii orientativi de poluare organică exprimați prin analizele arătate mai sus (W.W.Eckenfelder-1970)

Tabelul 2.4.

Cerința de oxigen și carbonul organic din apele uzate menajere

Proba de apă uzată	CBO ₅ mg/dm ³	CCO mg/dm ³	COT mg/dm ³	CBO ₅	CCO
				COT	COT
Apă brută	105	304	65	1,63	4,68
	92	264	70	1,32	3,76
	84	235	57	1,47	4,12
	89	263	61	1,46	4,32
Apă epurată în treapta mecanică	68	299	51	1,33	5,85
	66	220	61	1,08	3,60
	59	200	58	1,02	3,45
	46	146	46	1,00	3,19
Apă epurată mecanic și biologic	16	85	34	0,47	2,50
	19	95	38	0,50	2,50
	20	85	33	0,61	2,58
	14	81	40	0,35	2,02

Raportul CBO₅/COT pentru apele uzate menajere a fost stabilit de Wuhrmann (1964) până la valoarea de 1,87, iar pentru amestecul de ape uzate menajere cu cele industriale acest raport variază între 1,35 și 2,62.

• Azotul sub formă de amoniac liber, azotul organic, nitriții și nitrații constituie azotul total din apa uzată brută. Amoniacul liber constituie rezultatul descompunerii bacteriene a materiilor organice. În apele uzate menajere amoniacul liber poate varia în limitele 15 - 50 mg/dm³. Azotul organic (provenit din compușii biologici proteine, peptide amino acizi) și amoniacul liber reprezintă indicatori de bază care pun în evidență gradul de poluare organică azotoasă ale apelor uzate. În general, apele uzate menajere proaspete au un conținut ridicat de azot organic și scăzut de amoniac liber; situația este în raport invers pentru apele uzate mai puțin proaspete care au intrat deja în fermentație. Cantitatea de azot amoniacal reprezintă 7 - 8 g/loc.zi, iar concentrația lui în apa uzată menajeră este de circa 25 mg/dm³. Determinarea în laborator a azotului total din apele uzate și în special a azotului organic și a amoniacului liber prezintă interes în ceea ce privește proiectarea treptei biologice de epurare a acestor ape. Având în vedere că în localitățile urbane sunt supuse epurării un amestec de ape uzate (ape orășenești), pentru a realiza o eficiență corespunzătoare a treptei biologice trebuie asigurat un anumit raport între concentrația în materii organice și azot adică, CBO₅/N = 100/5.

Dacă acest raport nu este asigurat, situație frecventă în unele ape uzate industriale, se procedează la asigurarea de azot suplimentar. Determinarea în laborator a azotului total din apele uzate se face în conformitate cu prevederile STAS 7312-85, iar a azotului amoniacal conform STAS 8683-86; determinarea nitraților și a nitriților va respecta prevederile STAS 8900-89, respectiv STAS 8900/2-86.

• Putrescibilitatea, stabilitatea și stabilitatea relativă a apelor uzate menajere constituie o determinare caracteristică a acestor ape lipsite, parțial au total de oxigen. Substanțele organice din apele uzate cu conținut foarte scăzut de oxigen suferă o descompunere anaerobă emanând un miros

dezagreabil; se spune că apa este putrescibilă. Inversul putrescibilității îi prezintă stabilitatea apelor uzate. Stabilitatea relativă este definită de raportul, în procente, dintre cantitatea de oxigen existentă în apă sub formă de oxigen dizolvat și oxigenul conținut în nitriți și nitrați și cererea de oxigen pentru a satisface faza primară de consum a oxigenului (CBO₂₀). În laborator această determinare se efectuează cu ajutorul albastrului de metilen, soluție 0,5% care se introduce în proba de apă, înregistrându-se numărul de zile până s-a obținut decolorarea completă a albastrului de metilen. Astfel, la temperatura apelor de 20°C și a unei decolorări după 12 ore, stabilitatea apelor este de 11%, la decolorarea în ziua a 7-a stabilitatea este de 80%, iar decolorarea în ziua a 20-a corespunde unei stabilități de 99%; în cazul stabilității de 100% procesul de putrefacție a apelor nu va mai avea loc. La o temperatură mai mică de 20°C stabilitatea apelor uzate crește în mod corespunzător. Cu cât stabilitatea apei uzate este mai mare cu atât pericolul intrării ei în putrefacție este mai mic și în mod direct se reduce efectul de poluare al bazinului de apă receptor. Stabilitatea relativă, în procente, se poate determina și pe cale teoretică cu ajutorul relației

$$\%S = 100(1 - 10^{-k_1 t}) \quad (2.12)$$

iar pentru $k_1 = 0,1$ rezultă:

$$\%S = 100(1 - 0,794^t) \quad (2.12')$$

în care, t este timpul, în zile, necesar pentru decolorarea apei la temperatura de 20°C.

Valoarea stabilității relative calculată cu relația (2.12') pentru un anumit interval de zile în care s-a înregistrat decolorarea apei, rezultă din tabelul 2.5.

Pentru apele uzate menajere brute valoarea stabilității relative este sub 11%, iar pentru apele care au fost epurate mecanic și biologic, stabilitatea crește până la 99%.

Tabelul 2.5.

Valori ale stabilității relative, în %, la temperatura de 20°C

Decolorarea - în zile -	Stabilitatea relativă - în % -	Decolorarea - în zile -	Stabilitatea relativă - în % -
1	21	9	87
2	37	10	90
3	50	11	92
4	60	12	94
5	68	13	95
6	75	14	96
7	80	16	97
8	84	20	99

2.5. CARACTERISTICI BACTERIOLOGICE ȘI BIOLOGICE

Apele uzate în compoziția cărora se află materii organice, sunt populate și cu specii de organisme care valorifică resursele de hrană respective și care, în decursul dezvoltării lor, s-au adaptat unor condiții unilaterale de mediu. Aceste organisme constituie indicatorul biologic ce caracterizează pozitiv gradul de încărcare a apei cu substanțe organice sau gradul său de saprobitate. Organismele respective sunt formate din bacterii, protozoare, alge etc.

Din punct de vedere al nutriției, bacteriile se împart în autotrofe și heterotrofe. Bacteriile autotrofe utilizează pentru hrană substanțe minerale. Carbonul necesar pentru sinteza glucidelor, lipidelor și protidelor îl iau din bioxidul de carbon, carbonați și bicarbonați.

Bacteriile heterotrofe au nevoie de materii organice ca sursă de carbon și de energie. Din grupa acestor bacterii fac parte: saprofitele care utilizează materii organice moarte și care joacă rolul principal în procesul de autoepurare, și parazite, care se dezvoltă în corpul organismelor animale și umane și care apar numai întâmplător în apele poluate; unele sunt

patogene, reprezentând un pericol pentru sănătatea omului (bacteriile tifosului intestinal, a dezinteriei, a holerei, a febrei tifoide etc.).

Pentru determinarea gradului de infectare a apei cu bacterii patogene se efectuează o analiză a apelor pentru a pune în evidență existența bacteriilor din grupa Coli-bacterii care prezintă un component tipic al microflorei intestinale. Bacteria Coli nu constituie o bacterie patogenă (este o bacterie banală), dar constituie un indicator al existenței în apa uzată a dejecțiilor de animale și umane și deci existența de bacterii patogene.

Pentru a aprecia gradul de poluare bacteriană a apei uzate se determină titrul - Coli (titrul bacteriei intestinale Coli) care reprezintă volumul cel mai mic de apă uzată în care există o singură bacterie Coli. La un titru Coli egal cu 0,1 numărul de bacterii într-un cm^3 de apă uzată este de 10 colibacili. Astfel, dacă titrul-coli are valoarea 100, rezultă că la 100 cm^3 de apă revine o bacterie Coli. Pentru apele uzate menajere titrul - coli prezintă o valoare medie de 10^{-6} , adică o bacterie Coli revine la un volum de apă de 10^6 cm^3 . Uneori se determină Coli test, adică numărul bacteriilor Coli conținuți într-un dm^3 de apă uzată.

Volumul total al masei bacteriale (la un conținut de apă în corpul bacteriilor de 80 - 95%) în apa uzată, în ciuda dimensiunii lor microscopice este destul de important. Astfel, la un număr de 100 milioane bacterii/ cm^3 apă uzată, volumul masei bacteriale reprezintă $0.4 \text{ cm}^3/\text{dm}^3$, sau 400 dm^3 la fiecare 1.000 m^3 ape uzate.

Determinarea organismelor existente în apele uzate după sistemul saprobiilor care cuprinde speciile de organisme caracteristice apelor impurificate cu substanțe organice își găsește o aplicare din ce în ce mai largă. Astfel, prezența sau absența unor organisme poate oferi indicații asupra desfășurării procesului de epurare biologică din cadrul unei stații de epurare. Aceeași observație este valabilă și în cazul proceselor de fermentare anaerobă a nămolurilor. Varietatea organismelor în procesele tehnologice menționate este mai mare față de cea existentă în apele uzate brute unde speciile de organisme sunt foarte reduse, ceea ce impune efectuarea de analize biologice, în mod sistematic, în stațiile de epurare.

Față de analiza chimică, analiza biologică a apelor uzate prezintă unele avantaje și dezavantaje.

Avantajul cel mai important constă în valoarea ei retrospectivă. Dacă analiza chimică oferă informații asupra unor caracteristici ale apei valabile numai pentru momentul prelevării probelor, analiza biologică furnizează date medii ce oglindesc situația în trecut pe o perioadă îndelungată de timp. Acest avantaj este consecința așa-numitei inerții biologice ce caracterizează materia primă. Reacția unui organism, răspunsul acestuia față de factorii de mediu (temperatură, oxigen, pH, prezența unor concentrații ridicate de anumite substanțe toxice etc) nu au loc imediat, ci se petrec într-o anumită perioadă de timp. Analiza biologică, în schimb, nu poate furniza valori cantitative asupra proceselor de poluare și nici nu poate indica natura poluantului. În această situație, metodele de analiză fizico-chimică a apelor uzate se completează reciproc cu metodele de analiză biologică. Dacă o poluare puternică nu este greu de identificat, în schimb când intervine o poluare slabă se poate pune în evidență numai printr-o analiză atentă a condițiilor biologice corelată cu datele chimice.

2.6. DETERMINAREA CONCENTRAȚIEI

POLUANȚILOR DIN APELE UZATE

Pentru apele uzate menajere, compoziția acestora este în general cunoscută și rămâne mai mult sau mai puțin constantă, valorile medii ale principalilor indicatori fiind prezentate în tabelul 2.1.

În canalizările orașenești se înregistrează variații calitative deosebite față de cea a apelor uzate menajere, determinată de aportul apelor uzate industriale sau a altora care sunt introduse în rețeaua de canalizare și în stații de epurare. Cunoscând cantitățile celor două categorii de ape uzate ce se amestecă în rețeaua de canalizare, precum și calitățile lor evidențiate prin analizele de laborator, se poate determina concentrația medie a acestui

amestec, C_{am} în g/m^3 sau mg/dm^3 pentru fiecare tip de poluant existent în compoziția acestor ape, cu ajutorul relației:

$$C_{am} = \frac{C_m \cdot Q_m + C_i \cdot Q_i}{Q_m + Q_i} \quad (2.13)$$

în care:

C_m și C_i - reprezintă concentrația poluantului stabilit prin analizele apelor uzate menajere, respectiv în apele uzate industriale, în g/m^3 sau mg/dm^3 ;

Q_m și Q_i - debitele medii ale apelor uzate menajere și a apelor uzate industriale, în m^3/zi sau dm^3/zi .

Un alt procedeu care ia în considerare influența apelor uzate industriale asupra rețelei de canalizare și în special asupra stației de epurare, constă în determinarea numărului echivalent de locuitori (N_{echiv}) adică numărul suplimentar de locuitori (fictivi) care, din punct de vedere calitativ, introduc în sistemul de canalizare o cantitate de poluanți echivalentă cu cea produsă de apele industriale. Poluanții de referință pot fi: materii organice (CO_2), materii în suspensii existenți în apele uzate menajere (tabelul 2.1). Frecvent se calculează locuitorii echivalenți în funcție de CO_2 ($64 mg/dm^3$), dar procedeu nu a cunoscut o generalizare în țara noastră deoarece atât industriile, cât și apele pe care le evacuează depind de un număr mare de factori locali.

2.7. SUBSTANȚE VALORIFICABILE DIN APE UZATE

Apele uzate menajere conțin importante cantități de azot, fosfor și potasiu în raport de 5:1:2,4 (în gunoierul de grădă, acest raport este de 2:1:2,4), care reprezintă îngrășăminte prețioase pentru culturile agricole. După conținutul de azot, care constituie elementul de bază în metabolismul plantelor, fiecare 1.000 m^3 ape uzate menajere este echivalent cu 100 tone

gunoi de grajd. Asemenea ape, după epurarea mecanică, pot fi valorificate la irigarea culturilor, însă este necesar să se respecte regulile sanitare impuse de caracteristicile bacteriologice menționate.

Din procesele de epurare a apelor uzate rezultă nămolul care în urma fermentării lui, rezultă gaze de fermentație (biogaz) cu un conținut de peste 70% în metan, ce pot fi valorificate drept gaze combustibile; nămolurile fermentate pot fi utilizate ca îngrășământ agricol în urma avizului sanitar în ceea ce privește existența sau nu a bacteriilor patogene. Din nămolurile active se produce vitamina B₁₂, precum și furaj proteinat pentru hrana animalelor.

Din apele uzate industriale și din nămolurile reținute în stațiile de epurare se pot valorifica importante cantități de materii prime existente în compoziția acestora, oferind posibilitatea de a reduce durata de amortizare a cheltuielilor de investiții. Astfel, din industria metalurgică, electronică, electrotehnică, electro-casnică, tăbăcării etc. se obțin săruri metalice de crom, zinc, nichel, cupru etc, care pot și trebuie reintroduse în circuitul economic.

De asemenea, din unele ape industriale se pot recupera uleiuri, grăsimi, produse petroliere etc, iar din diferite amestecuri de nămoluri, zguri, cenuși, sterili în amestec cu materiale clasice și/sau alți lianți se obțin materiale de construcții (cărămizi, mortare, materiale de umplură și impermeabilizare etc).

În concepția actuală, industria apei, pentru că se poate aprecia că este o adevărată industrie, trebuie să se ocupe în egală măsură atât de produsele dorite - apa în cantitate suficientă și de calitate corespunzătoare - cât și produsele nedorite - apa uzată și nămoluri rezultate din epurarea acestor ape.

CAP. 3. PROCESE ȘI PROCEDEE DE EPURARE

A. APELOR UZATE

Epurarea apelor uzate constituie ansamblul de măsuri și procedee prin care impuritățile de natură minerală, organică și bacteriologică conținute în apele uzate sunt eliminate sau reduse la anumite limite, astfel încât aceste ape să nu afecteze caracteristicile calitative ale receptorului în care se evacuează.

În tehnologia epurării apelor se utilizează mai multe procedee având la bază procese fizice, chimice și biologice: aceste procese se combină în cazul unui anumit procedeu sau în diferite procedee, ceea ce permite obținerea unor eficiențe ridicate de epurare, precum și posibilitatea eșalonării investițiilor necesare execuției stației de epurare.

Procesele fizice, având la bază fenomenele de separație lichid - solid, sau lichid - substanțe plutoare, datorită diferenței lor de greutate, constituie unele dintre cele mai importante procese ce intervin în cadrul epurării apelor uzate.

Procesele chimice intervin în cazul dezinfectării apelor uzate în compoziția cărora predomină bacterii patogene, sau la eliminarea substanțelor în suspensie, coloidale și dizolvate cu ajutorul substanțelor chimice (reactivi).

Pentru eliminarea din apele uzate a substanțelor organice în stare de soluție, acționează procesele chimice în paralel cu cele biologice, constituind așa-numitele procese de natură biochimică (denumite și procese biologice). Procesele biologice care intervin la epurarea apelor uzate sunt procese aerobe, condiționate fiind de existența microorganismelor aerobe a căror activitate de oxidare și mineralizare a substanțelor organice depinde de realizarea unui mediu aerob definit de existența oxigenului furnizat de atmosferă sau de apă. Cele mai importante produse ale oxidării substanțelor organice sunt bioxidul de carbon (CO₂), acidul azotic (N₂O₃) și

anhidrida azotică (N_2O_5); acești acizi se transformă imediat după formarea lor în săruri solubile în apă (carbonați, nitrați, sulfati), iar CO_2 se degajă parțial în atmosferă.

Procesele biologice utilizate la stabilizarea depunerilor organice (nămoluri) rezultate din epurarea apelor uzate, sunt procese biologice anaerobe care folosesc, în activitatea microorganismelor anaerobe, oxigenul legat chimic de azot din nitriții și nitrații existenți în nămoluri. Aceste procese se realizează în bazinele de fermentare a nămolului (metantancuri, decantoare cu etaj etc).

3.1. PROCEDEE DE EPURARE

În funcție de caracteristicile apelor uzate definite de proveniența acestor ape, la care se adaugă condițiile de calitate la deversare în receptori impuse de STAS 4706-88, procedeele de epurare, având la bază procesele arătate, pot fi mecanice, mecano-chimice și mecano-biologice.

Epurarea apelor uzate, indiferent de procedeele folosite, cuprind două mari grupe de operații:

- reținerea substanțelor poluante sau a celor ce pot fi valorificate ulterior având ca efect final, obținerea apei epurate ce poate fi reintrodusă în circuitul natural;
- prelucrarea depunerilor rezultate din epurarea apelor.

• Procedeele de epurare mecanică asigură reținerea, prin procese fizice, a substanțelor poluante sedimentabile din apele uzate, folosind în acest scop, construcții și instalații a căror alcătuire diferă după mărimea suspensiilor reținute. Astfel, pentru reținerea corpurilor și suspensiilor mari se folosesc grătare și site; în unele situații de scheme de epurare, această operație se numește epurare preliminară. Pentru separarea, prin flotare sau gravitațională, a grăsimilor și emulsiilor care plutesc în masa apei uzate, se folosesc separatoare de grăsimi, iar sedimentarea sau decantarea materiilor solide în suspensie separabile prin decantare, are loc în deznisipatoare, decantoare, fosse septice etc. Acest procedeu de epurare este folosit

frecvent în epurarea apelor uzate menajere, constituind o etapă intermediară de realizare totală a epurării apelor, îndeosebi pentru localitățile în care stația de epurare se construiește simultan cu canalizarea localității. În cazul când în canalizarea orășenească sunt deversate mari cantități de ape uzate industriale, pentru a proteja desfășurarea normală a proceselor de epurare în treaptă mecanică, se prevede o epurare preliminară alcătuită din bazine de egalizare a debitelor și de uniformizare a concentrațiilor (în cazul apelor uzate industriale evacuate în șarje tehnologice), sau din bazine de neutralizare pentru apele puternic acide sau alcaline.

• Procedeele de epurare mecano-chimică se aplică la apele uzate în compoziția cărora predomină materii solide în suspensie, coloidale și dizolvate care nu pot fi reținute decât numai prin tratarea acestor ape cu reactivi chimici de coagulare. Pentru a crește eficiența procesului chimic, apele vor fi supuse, în prealabil, epurării mecanice, de aceea acest procedeu poartă denumirea de epurare mecano-chimică. La apele uzate menajere, acest procedeu se aplică la dezinfectarea apelor uzate, procedeu fiind aplicat frecvent în epurarea apelor uzate industriale.

În mod obișnuit epurarea mecanică și epurarea mecano-chimică constituie epurarea primară a apelor uzate, iar construcțiile și instalațiile aferente alcătuiesc treapta mecanică a unei stații de epurare.

• Procedeele de epurare mecano-biologică se bazează pe acțiunea comună a proceselor mecanice, chimice și biologice și pot avea loc în condiții naturale (câmpuri de irigare și de infiltrare, iazuri biologice etc.) sau în condiții artificiale prin filtrare biologică (filtre biologice de mică sau de mare încărcare, filtre biologice scufundate, filtre turn, aerofiltre etc.) sau în bazine de aerare cu nămol activ de mică sau de mare încărcare, cu aerare normală sau prelungită. Pentru apele uzate industriale în compoziția cărora lipsesc substanțele nutritive, (azot și fosfor) necesare bacteriilor aerobe, se prevăd bazine speciale pentru introducerea acestor substanțe chimice (este mai economică soluția de epurare în comun a acestor ape industriale cu apele uzate menajere, deoarece deșeurile orășenești contin suficiente cantități de azot și fosfor).

Construcțiile și instalațiile în care se realizează procesele biochimice de epurare biologică, alcătuiesc treapta secundară a stației de epurare, având drept scop final, reținerea materiilor solide în soluții și în special a celor organice. Nămolul produs în treapta biologică este reținut, prin decantare, în decantoarele secundare, numite și bazine clarificatoare. În această treaptă de epurare sunt necesare, dat fiind complexitatea proceselor, unele construcții și instalații de deservire (instalații pentru producerea și introducerea artificială a aerului, stații de pompare și conducte pentru transportul și distribuția nămolului activ etc).

În condițiile funcționării normale a treptei de epurare primare și secundare, eficiența acestora exprimată prin gradul de epurare realizat în ceea ce privește materiile organice și a materiilor în suspensie, separabile prin decantare, poate fi apreciat la 75-92%. De exemplu, apele uzate menajere epurate complet (primar și secundar), vor conține 15 - 20 mg CBO₅/dm³ și 20 - 30 mg suspensii/dm³ la deversare în receptor. Apele uzate orășenești vor avea valori superioare acestora, mărirea lor depinzând de încărcarea în poluanți a apelor uzate industriale. În acest caz, obținerea de valori mai mici presupune suplimentarea schemei clasice a stației de epurare (de exemplu, introducerea de mai multe trepte de epurare biologică).

• Epurarea terțiară este epurarea de finisare care se aplică după cele două trepte ale procesului clasic de epurare și constă în totalitatea procedeele folosite în scopul eliminării din apele uzate a anumitor substanțe, numite rezistente sau refractare, care odată ajunse în receptor afectează calitățile de potabilitate ale acestora. De exemplu, detergenții care nu au putut fi reținuți în epurarea clasică, favorizează apariția spumei la suprafața apelor receptorului, care pe lângă aspectul inestetic ce-l cauzează, nu permite oxigenarea apei. De asemenea, compușii azotului și ai fosforului care în treapta primară și secundară sunt reținuți în limitele de 40 - 58%, odată ajunși în receptor (în special în lacurile de acumulare sau în ape cu viteze lente de curgere) contribuie la dezvoltarea excesivă a florei acvatice (alge și plante) cauzând procesul de eutrofizare a apelor cu consecințe neplăcute asupra calității apelor.

Epurarea terțiară sau epurarea avansată a apelor (Advanced Waste Treatment - denumire oficializată în S.U.A.) urmărește eliminarea din apa epurată a substanțelor refractare, astfel ca apa epurată, în contextul actual al crizei de apă, să poată fi refolosită, chiar în scopuri potabile, iar impuritățile reținute să fie complet distruse pentru a nu afecta, în nici un fel, calitatea apelor naturale.

În acest scop, se utilizează procese fizice de epurare (filtrarea și micrositarea), procese fizico-chimice (adsorbția, coagularea, schimbul ionic, evaporarea, osmoza inversă, electrodializa etc) și procese biochimice (incinerarea, iazuri biologice, bazine de nitrificare și de denitrificare, dezinfecția etc). Epurarea terțiară este recomandată ca treapta a treia de epurare în stațiile orășenești, întrucât, odată cu dezvoltarea și diversificarea ramurilor industriale, a crescut și numărul poluanților care numai parțial, pot fi eliminați prin procedeele clasice de epurare.

În figura 3.1 se prezintă o schemă generală orientativă de epurare a apelor uzate orășenești, precum și circuitul tehnologic de tratare a nămolurilor.

• Tratarea nămolurilor rezultate din epurarea apelor uzate în cele trei trepte de epurare constă în fermentarea și deshidratarea lor. Deși fermentarea anaerobă ca proces biologic de stabilizare a nămolurilor organice este frecvent aplicată în stațiile de epurare, totuși, în ultimul timp, se promovează soluția de fermentare aerobă la temperaturi și presiuni ridicate care prezintă avantaje tehnice și economice superioare primului sistem. Îngroșarea gravitațională sau prin flotare este folosită pentru concentrarea nămolurilor brute și a nămolurilor fermentare până la 4 - 12% în funcție de natura nămolului. Pentru deshidratarea nămolului se poate aplica soluția naturală cu platforme de nămol, iar pentru cantități mari de nămoluri se recomandă deshidratarea artificială pe cale termică sau mecanică (vacuumfiltre, centrifugare, filtre prese etc). Nămolurile stabilizate și deshidratate se pot valorifica sub formă de îngrășământ organic în agricultură sau sub alte forme utile.

3.2. DEBITUL HIDRAULIC DE DIMENSIONARE A STAȚIILOR DE EPURARE

Debitele hidraulice caracteristice stațiilor de epurare sunt: debitul zilnic mediu ($Q_{zi\ med.}$), debitul zilnic maxim ($Q_{zi\ max.}$), debitul orar maxim ($Q_{or\ max.}$) și debitul orar minim ($Q_{or\ min.}$), stabilite în conformitate cu prevederile STAS 1846-1990 "Canalizări, determinarea cantităților de apă de canalizare". Valorile acestor debite caracteristice se stabilesc în cadrul rețelei de canalizare și a unei stații de epurare pentru o localitate urbană, pe baza schiței de sistematizare care oferă toate elementele de calcul pentru o perioadă de perspectivă, de 20 - 25 ani, privind cantitățile de ape menajere, industriale, meteorice etc., în conformitate cu prevederile STAS 1343-1991 și STAS 1846-1990. Pentru o localitate urbană la care se prevede extinderea rețelei de canalizare și a stației de epurare, debitele caracteristice necesare vor fi stabilite prin măsurători efectuate în diferite puncte ale rețelei și a stației de epurare, iar datele obținute se prelucrează, rezultând graficele de variații zilnice, lunare, anuale etc., care constituie elementele de bază pentru proiectare.

Debitele hidraulice de dimensionare ale obiectelor din cadrul stației de epurare se stabilesc în funcție de sistemul de canalizare adoptat și de procedeele de epurare prevăzute. Astfel, în sistemul de canalizare separativ, debitul de calcul pentru obiectele situate în amonte de decantorul primar, exceptând separatorul de grăsimi și decantorul primar, va fi debitul orar maxim ($Q_{or\ max.}$), iar debitul de verificare va fi debitul orar minim ($Q_{or\ min.}$), al apelor de canalizare. Pentru separatorul de grăsimi, decantorul primar și obiectele componente ale treptei biologice, debitul de calcul va fi debitul zilnic maxim ($Q_{zi\ max.}$), iar debitul de verificare debitul orar maxim ($Q_{or\ max.}$).

Pentru stațiile de epurare aferente sistemelor unitare de canalizare, debitul de calcul pentru obiectele stației situate în amonte de decantorul

primar, exceptând separatorul de grăsimi, va fi dublul debitului orar maxim ($2Q_{or\ max.}$), iar debitul de verificare, debitul orar minim ($Q_{or\ min.}$) al apelor de canalizare. Pentru a realiza două debite maxime orare care intră în stația de epurare, în amontele treptei mecanice a stației se prevede un deversor sau un bazin de retenție cu deversor care este dimensionat la un grad de diluție egal cu 2 (în anumite situații impuse de protecția calității receptorului și cu o fundamentare tehnico-economică corespunzătoare, se poate introduce în stația de epurare un debit sporit de ape de canalizare aferent unui grad de diluție mărit la 3 - 4). Pentru separatorul de grăsimi, decantorul primar și obiectele treptei biologice, debitul de calcul va fi debitul zilnic maxim ($Q_{zi\ max.}$) iar debitul de verificare - $2Q_{or\ max.}$ pentru separatorul de grăsimi și decantorul primar, respectiv $Q_{or\ max.}$ pentru obiectele treptei biologice de epurare (această verificare presupune existența unui deversor în amontele treptei biologice, care deversează în receptor un debit egal cu $Q_{or\ max.}$ epurat numai mecanic în timpul ploilor).

Bazinele de retenție se vor dimensiona pe bază de variante de calcul, pentru capacitatea de volum și pentru capacitatea de descărcare a bazinului (prin pompare sau gravitațional), alegându-se varianta optimă din punct de vedere tehnic și economic (se va avea în vedere că bazinele de retenție sunt oportune pe amplasamentul stației de epurare numai în cazul sistemului de canalizare separativ, când, din anumite motive, apa pluvială nu poate fi evacuată integral în receptor, fiind trecută prin stația de epurare, ceea ce conduce la suplimentarea debitului hidraulic al acesteia).

3.3. DEBITUL SUBSTANȚELOR POLUANTE

Condițiile de vărsare a apelor uzate în receptori evidențiate în STAS 4706-1988 - "Apă de suprafață. Categoriile și condiții tehnice de calitate" impun anumite limite de substanțe poluante care pot fi deversate în receptori, astfel încât să nu fie afectate calitatea apei corespunzătoare folosințelor din aval punctului de deversare. În aceste condiții, o importanță deosebită trebuie acordată mărimii debitului substanțelor poluante care va

constitui, în special la proiectarea stațiilor de epurare orășenești, unde aportul apelor uzate industriale este preponderent, un parametru de bază la dimensionarea stației de epurare (în acest caz debitul hidraulic va fi folosit la stabilirea capacităților de epurare, sau poate fi utilizat ca element de verificare).

Încărcarea apelor cu substanțe organice, exprimată prin CBO_5 , constituie unul din parametrii de bază privind dimensionarea stației de epurare și în special a treptei biologice. Orientativ, se va avea în vedere, că apele uzate menajere prezintă o încărcare organică de 150 - 250 mg/dm^3 , cele orășenești de 300 - 500 mg/dm^3 , iar unele ape uzate industriale pot depăși valorile de 700 - 1.000 mg/dm^3 . Indiferent de mărimea debitului hidraulic, dimensionarea stației de epurare trebuie să satisfacă condiția de deversare a unui efluent care să nu conțină o cantitate de substanță organică, exprimată în CBO_5 , mai mare de 25 g/dm^3 .

Linia tehnologică a nămolurilor privind tratarea și neutralizarea lor, se dimensionează numai în funcție de debitul substanțelor poluante care le conțin.

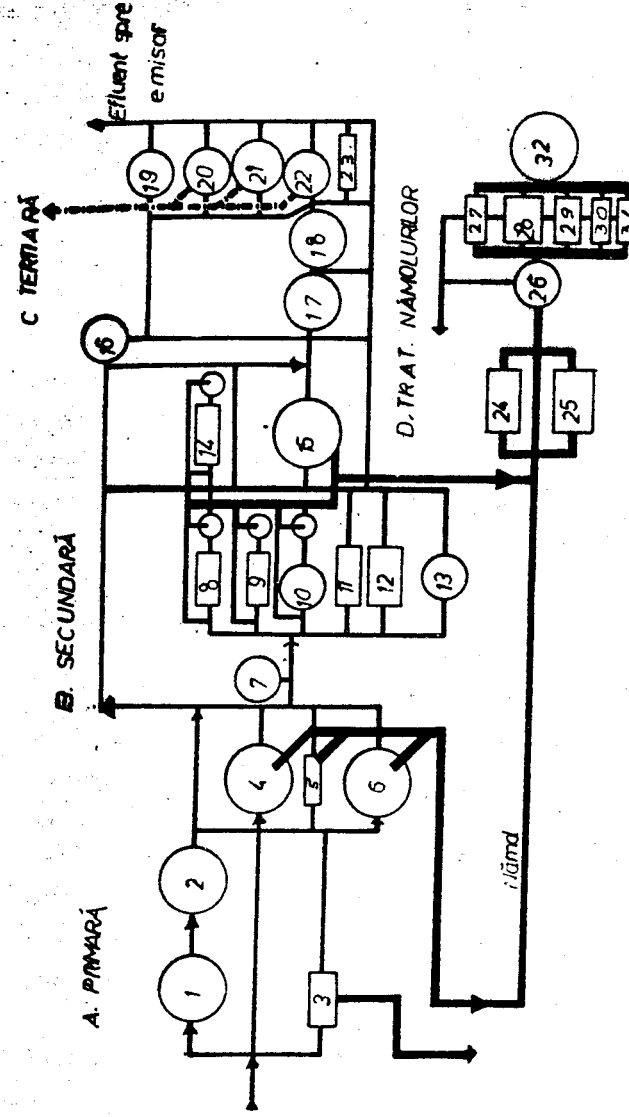


Figura 3.1 - Scema tehnologică generală a apelor uzate și de tratare a nămolurilor.

- A - epurare primară; B - Epurare secundară; C - epurare terțiară; D - tratarea nămolurilor
 1 - bazin de egalizare; 2 - neutralizarea apelor; 3 - separator de ulei; 4 - decantarea primară; 5 - flotație;
 6 - coagulare chimică; 7 - bazin pentru adăugare de nutrienți; 8 - bazin cu nămol activ; 9 - bazin cu aerare prelungită; 10 - filtrare biologică; 11 - epurare biologică naturală (iazuri biologice); 12 - idem, câmpuri de irigații; 13 - oxidare chimică; 14 - denitrificarea; 15 - coagulare chimică; 16 - stirparea; 17 - filtrarea și micrositarea; 18 - adsorbția; 19 - electrodializa; 20 - schimb ionic; 21 - evaporarea; 22 - osmoza inversă;
 23 - dezinfecția; 24 - tratarea termică; 25 - fermentare aerobă sau anaerobă; 26 - îngroșător de nămol;
 27 - deshidratare sub apă; 28 - platforme de nămol; 29 - vacuum filtre; 30 - centrifugare; 31 - filtre prese;
 32 - valorificare în agricultură.

CAP. 4. AUTOEPURAREA RECEPTORILOR

4.1. IMPURIFICAREA RECEPTORILOR

Evacuarea apelor de canalizare dintr-un centru populat, conduce, în majoritatea cazurilor, la apariția fenomenului de poluare a receptorilor. De regulă, drept receptor, este folosită apa curgătoare din imediata apropiere a locuințelor respective (pârâu, râu, fluviu etc) precum și mările pe a căror litoral se află centre populate.

În unele situații, de excepție, receptorii pot fi definiți de solurile infiltrabile, depresiuni cu scurgere asigurată în condiții naturale, apele subterane, lacurile naturale și artificiale etc, unde în mod obișnuit, se trimit cantități mici de ape uzate.

Impurificarea apelor de suprafață și subterane poate fi naturală sau artificială.

Impurificarea naturală a apei poate fi permanentă, atunci când, de exemplu, apele subterane sau cele de suprafață vin în contact și extrag substanțele impurificatoare din straturile de roci pe care le străbat (impurificare cu clorură de sodiu sau cu metale grele), precum și impurificare naturală periodică, atunci când apare la anumite intervale de timp, fiind datorată unor fenomene periodice, de exemplu, apele din ploii care antrenează diferite suspensii și deșeuri minerale sau organice de pe suprafața versanților unui râu, producând o impurificare accentuată a râului exprimată prin reducerea oxigenului din apă și/sau modificarea proprietăților fizice și organoleptice. Cel mai tipic și în același timp cel mai frecvent exemplu de impurificare naturală a apelor de suprafață stătătoare (lacuri) sau a apelor curgătoare cu viteze lente, este acela produs de "înflorirea" apei, cauzată de dezvoltarea excesivă a unor specii fitoplanctonice, în deosebi alge albastre, alge verzi, flagelate și diatomee, dându-i un aspect caracteristic de "supă de legume" cu un miros specific de

pește stricat, mușgai etc, apele având o culoare verde, verde-albăstrui, brună, roșie etc, după natura speciilor dezvoltate în exces. Datorită mirosului și gustului specific, apa unor astfel de lacuri sau râuri nu poate fi utilizată nici, cel puțin, în scopuri recreative, cu atât mai puțin ca apă potabilă. Impurificarea naturală a apelor de suprafață este luată în considerație, intervenind în calculele de epurare în ceea ce privește conținutul lor în suspensii și în materii organice existente înainte de gura de vărsare a apelor uzate în receptor.

Impurificarea artificială a bazinelor de apă poate fi sistematică ca urmare a evacuării hidraulice, prin rețelele de canalizare, a apelor uzate menajere și industriale, iar, uneori poate fi accidentală, cauzată de substanțele fitofarmaceutice și îngrășămintele chimice care nu ajung în bazinele de apă prin anumite puncte, ci pe suprafețe întinse.

Mecanismul producerii impurificării artificiale (poluare) a bazinelor de apă și acțiunea dăunătoare a substanțelor impurificatoare diferă în funcție de natura, starea fizică și concentrația acestora, în funcție de tipul resursei de apă - ape subterane, ape de suprafață continentale, mări și oceane.

În cazul resurselor de apă subterană, poluarea se produce prin infiltrarea substanțelor impurificatoare lichide sau solubile, datorită neetanșeității instalațiilor și construcțiilor tehnologice, sau ca urmare a împrăștierei involuntare a lor pe suprafața terenului în cursul operațiilor de încărcare, transport, descărcare și depozitare, sau a depozitării voite, de exemplu, ca îngrășămintele agricole. Aceste substanțe sunt dizolvate sau diluate de apele meteorice și pot fi antrenate de acestea, prin infiltrare, în straturile de apă freatică. Infiltrarea directă în apa subterană, prin puțuri, a apelor uzate nu este admisă de normele sanitare, tocmai pentru a evita poluarea. (Există situații în care apele uzate sunt introduse în teren la mică adâncime în cadrul instalațiilor de epurare biologică prin irigație sau infiltrație, operațiuni care trebuie să se realizeze astfel încât să nu polueze resursele de apă subterană).

În cazul resurselor de apă de suprafață continentale, poluarea se produce, fie direct ca urmare a evacuării prin canalizare a apelor uzate neepurate sau insuficient epurate, fie indirect, prin antrenarea în cursurile

de apă de către apele meteorice a impurităților răspândite pe suprafața solului.

În cazul mărilor și oceanelor poluarea se produce în special în zonele de coastă datorită deversării apelor uzate neepurate sub pretextul diluării foarte mari care s-ar realiza prin amestecul cu apa mării. Se constată însă că acest amestec se realizează numai parțial datorită diferenței de densitate dintre apa dulce evacuată și apa sărată a mării, la care se adaugă și efectul curenților de coastă. Un aspect distinct în poluarea apelor marine, în zonele de larg, îl are poluarea cu produse petroliere, agravată în anii din urmă datorită creșterii traficului vaselor petroliere și a riscurilor de eșuare sau scufundare a unor asemenea vase, când întreaga cantitate de hidrocarburi se răspândește la suprafața apei dând naștere la așa-numita marea neagră.

În funcție de agentul poluant deversat în bazine de apă, impurificarea poate fi de natură fizică (produsă de materiile solide aflate în suspensie în apa uzată), chimică (cauzată de substanțele chimice lichide sau solubile), biologică (consecința prezenței în apa uzată a organismelor vii), bacteriologică (datorită bacteriilor patogene și a virusurilor care predomină în compoziția apelor uzate) și termică (pentru apele cu o temperatură de peste 50°C).

Efectul acestor genuri de impurificări asupra apelor de suprafață se manifestă sub următoarele forme:

- * modificarea proprietăților organoleptice prin apariția unui gust și miros specific, cauzat de fermentarea anaerobă;
- * modificarea proprietăților fizice prin schimbarea turbureții culorii, temperaturii, conductibilității electrice etc;
- * apariția substanțelor plutitoare la suprafață și formarea de sedimente (depuneri) pe fundul receptorului;
- * modificarea caracteristicilor chimice prin schimbarea reacției și durtății, reducerea cantității de oxigen dizolvat în apă, apariția unor substanțe toxice etc;
- * creșterea numărului de bacterii, printre acestea putându-se găsi și bacterii patogene;
- * distrugerea faunei (în special a fondului piscicol) și florei prin consumarea oxigenului dizolvat;

* crearea unei atmosfere insalubre care afectează igiena așezărilor omenești și peisajul turistic al zonei.

4.2. AUTOEPURAREA APELOR DE SUPRAFAȚĂ

Apele de suprafață prezintă, ca și atmosfera, o capacitate importantă de a atenua efectele poluanților, pe de o parte prin diluare, iar pe de altă parte, prin producerea de pocese de precipitare, absorbție sau adsorbție, neutralizare, oxidare sau reducere etc.

După vărsarea apelor uzate în apele de suprafață, are loc modificarea proprietăților fizice și sedimentarea substanțelor în suspensie pe patul albiei, cauzând o poluare primară cu efectele arătate mai sus. Prin fermentarea materiilor organice din substanțele în suspensii depuse, rezultă o poluare secundară a receptorului caracterizată prin degajarea gazelor de fermentație care antrenează restul de suspensii la suprafața apei pe care le transportă în aval de curentul apei.

Dacă nu intervin alte surse de impurificare pe parcursul apelor, se constată că, treptat, ca urmare a unor fenomene complexe bazate îndeosebi pe capacitatea de dizolvare a aerului (deci și a oxigenului) și pe existența bacteriilor mineralizatoare, materiile organice introduse de apele uzate se oxidează. În acest mod, apa de suprafață revine la starea ei inițială.

Prin autoepurare se înțelege ansamblul proceselor naturale de epurare prin care receptorii sunt readuși la caracteristicile lor calitative inițiale. Aceste procese naturale de epurare se desfășoară după aceleași legi obiective, indiferent de natura receptorului, în schimb desfășurarea lor ca durată sau ordine de succesiune și amplasare, depind de gradul de impurificare, de temperatură, de viteza și timpul de curgere a apei până la punctul de folosință, de mărimea depozitelor de sedimente pe patul albiei, de hidrografia bazinului etc. Considerentele menționate, conduc la concluzia că în cursurile de apă procesele de autoepurare sunt de mai mare intensitate comparativ cu cele din bazinele de apă închise (lacuri) sau din solurile infiltrabile.

Factorii generali care acționează în procesul de autoepurare sunt de natură fizică, chimică și biologică.

Factorii fizici care influențează durata și intensitatea autoepurării sunt: sedimentarea, luminozitatea, greutatea specifică, vâscozitatea, temperatura și caracteristicile hidraulice.

Sedimentarea suspensiilor din apele uzate poate fi sub formă de pelicule subțiri de nămol sau în straturi mai groase (bancuri de nămol). Modul cum aceste sedimente participă la autoepurarea apei variază în funcție de cantitățile depuse, de temperatură și de regimul hidraulic al receptorului. Nămolul depus în cantități mici pe patul albiei are o influență redusă, deoarece consumă cantități mici de oxigen pentru mineralizarea materiilor organice și dezvoltă cantități neînsemnate de gaze de fermentare. Când sedimentele sunt în cantități mari sub forma unor straturi groase de nămol, iar apele sunt cu debite și viteze reduse, la partea superioară, pe o grosime mică, de 4 - 5 cm, are loc un proces aerob de mineralizare, iar în straturile inferioare, din lipsă de oxigen, procesul este anaerob. Acest ultim proces este caracterizat prin durate mari de fermentare (de exemplu, la temperatura apei de 20°C durata de fermentare este de 20 ori mai mare decât a nămolului fermentat în bazinele de fermentare), iar cantitatea de materii organice din aceste depuneri nu depășește limita de 30% (față de 70% cât conține nămolul orășenesc supus fermentării în stațiile de epurare). În timpul verii, când temperatura este mare, procesele anaerobe se intensifică și prin degajarea unor cantități mari de gaze sunt antrenate la suprafața apei, importante cantități de nămol de pe patul albiei, foarte putrescibile, care consumă mari cantități de oxigen din apă. Această situație devine critică, dacă se are în vedere că în această perioadă apele au debitele cele mai mici și nu dispun de oxigen în cantități suficiente.

La apele de suprafață cu debite și viteze mari, când nămolurile sunt puse în mișcare de-a lungul curentului, influența sedimentelor asupra procesului de autoepurare este mai atenuată, deoarece aceste ape dispun de oxigen în concentrații mai mari față de apele mici.

Din cele arătate, rezultă că autoepurarea unei ape de suprafață depinde de cantitățile de depuneri, originea lor minerală sau organică, precum și de regimul hidraulic al receptorului.

Greutatea specifică și vâscozitatea apei, care la rândul lor variază cu temperatura și cu concentrația în săruri minerale, influențează condițiile de amestec a apei uzate cu apele receptorului. Apa fără săruri are greutatea specifică maximă la temperatura de 4°C, iar la apa cu săruri greutatea specifică crește liniar cu conținutul în aceste săruri. Vâscozitatea apei crește cu conținutul în săruri și scade cu temperatura.

Lumina pătrunsă în apă constituie o sursă de energie pentru procesele fotosintetice, pentru unele reacții fotochimice și determină mișcări pe verticală ale unor organisme acvaticе, deoarece o parte din lumină este convertită în căldură. Incepând de la adâncimea de 1,0 m circa 53% din cantitatea totală de raze solare absorbite sunt transformate în căldură, ajungându-se la adâncimea de 10,0 m la un procent aproximativ de 99%. Diferența de temperatură și deci de greutate specifică împinge apele reci la fund, dând naștere la curenți interiori ascensionali a căror intensitate crește și în funcție de viteza vântului (fenomenul este caracteristic apelor din lacuri sau râuri cu viteze reduse).

Temperatura influențează majoritatea proceselor fizice, chimice și biologice care participă în cadrul autoepurării.

Temperatura acționează în conformitate cu legea lui Van t'Hoff, care arată că transformarea materiei organice din apă este cu atât mai intensă, cu cât temperatura este mai mare și că viteza de reacție se dublează la ridicarea temperaturii cu 10°C.

Pentru viața acvatică care contribuie la autoepurare, temperatura apei constituie un factor important. De asemenea, de temperatură depinde solubilitatea oxigenului în apă, consumul de oxigen pentru mineralizarea materiilor organice și procesul de reoxigenare a apelor. Temperatura apei și aerului constituie parametrii importanți în determinările privind calitatea apei receptorului. În acest scop, toate stațiile de control automat a calității apei sunt dotate cu senzori pentru înregistrarea temperaturii apei și aerului (vezi cap. 2.2).

Caracteristicile hidraulice ale albiei (debitul, adâncimea, lățimea, viteza de curgere a apei, relieful patului albiei, sinuozitatea albiei etc), constituie elemente de o deosebită importanță pentru evidențierea posibilităților de autoepurare ale apelor de suprafață.

Prin evacuarea apelor uzate în apele de suprafață, are loc un proces fizic de amestec al celor două fluide, proces care depinde, în mare măsură, de caracteristicile hidraulice ale receptorului. Astfel, cantitatea de substanțe poluante de un anumit tip (în suspensie, minerale sau organice etc), după amestec, se poate determina cu relația:

$$C_{am} = \frac{CQ + cq}{Q + q} \quad (4.1)$$

în care:

C_{am} - este cantitatea de substanță poluantă de un anumit tip care se găsește în amestecul dintre apa uzată și a receptorului;

C - idem, în apa receptorului înainte de vărsare a apei uzate;

c - idem, în apă uzată;

Q - debitul receptorului care reprezintă debitul mediu lunar cu asigurarea de 95%;

q - idem, al apelor uzate ($Q_{zi \max}$)

În zona de vărsare a apelor uzate se produce o diluare a acestora, la început parțială și apoi completă când amestecul dintre cele două fluide devine omogen.

Gradul de diluție corespunzător amestecului omogen este diferit de raportul dintre debitul receptorului Q și debitul apelor uzate, fiind exprimat prin relația:

$$d = \frac{Q}{q} \quad (4.2)$$

Debitul apei de suprafață (al receptorului) Q este așa cum s-a arătat debitul mediu lunar minim anual, cu asigurarea de 95%, mărimea acestuia fiind stabilită de organul de gospodărire a apelor care emite acordul pentru

deversarea apelor uzate. Pentru unitățile economice care deversează apă uzată prin mai multe guri de vărsare, gradul de diluție se determină corespunzător debitului total evacuat.

Deoarece în zona de deversare a apelor uzate nu poate avea loc un amestec complet, în calcule nu trebuie considerat întregul debit al râului. Din acest motiv, diluția reală a apelor uzate la un moment dat sau distanța față de punctul de deversare va fi dată de relația (4.2) corectată cu ajutorul unui coeficient, numit coeficient de amestec, care reflectă partea din apele receptorului ce se amestecă cu apele uzate în diferite secțiuni intermediare ale receptorului până la secțiunea de amestec omogen.

Relația de calcul a diluției reale se prezintă sub forma:

$$d = \frac{a \cdot Q}{q} \quad (4.2')$$

Coeficientul de amestec, a , prezintă valori subunitare care cresc pe măsură ce secțiunea de calcul a diluției este mai aproape de cea a amestecului complet, unde $a = 1$; produsul $a \cdot Q$ reprezintă debitul de diluție al receptorului. Cu cât este mai mare diferența între debitul apelor uzate și debitul receptorului, cu atât este mai mare distanța între locul de deversare a apelor uzate și locul unde se produce amestecul complet.

Coeficientul de amestec se determină cu formula stabilită de I.D.Rodziler:

$$a = \frac{1 - e^{-\alpha L}}{1 + \frac{Q}{q} e^{-\alpha L}} \quad (4.3)$$

în care:

α - este un coeficient care ia în considerare factorii hidraulici ai procesului de amestec;

L - distanța dintre secțiunea de evacuare a apelor uzate și secțiunea de calcul care se consideră la un km amonte de secțiunea de folosință.

Din ecuația (4.3) rezultă că, cu cât diluția (Q/q) este mai mare, cu atât amestecul se face mai greu, respectiv, a , are o valoare mai mică.

Coeficientul α se determină cu ajutorul expresiei stabilită de

V.A.Frolov, sub forma:

$$\alpha = \xi \cdot \sqrt{\frac{D_T}{q}} \quad (4.4)$$

în care:

- ξ - coeficient ce caracterizează modul de evacuare a apei uzate în receptor; pentru evacuări concentrate, lângă mal, $\xi=1,0$; evacuarea în talveg în zona de viteze maxime, $\xi=1,5$; evacuarea în talveg prin intermediul instalațiilor de dispersie, $\xi=3,0$;
- ϕ - coeficient de sinuozitate al receptorului (raportul dintre distanța reală, după talveg și distanța în linie dreaptă între secțiunea de evacuare a apelor uzate și secțiunea de calcul);

D_T - coeficientul difuziei turbulente care pentru râurile de șes se poate obține din relația:

$$D_T = \frac{V \cdot H}{200} \quad (4.5)$$

în care:

- V - viteza medie a receptorului în m/s;
- H - adâncimea medie a receptorului, în m;

Distanța L_{am} în m, la care se realizează amestecul total al apelor uzate cu debitul receptorului se determină prin intermediul ecuației (4.3) rezolvată în raport cu L , obținând următoarea expresie:

$$L_{am} = \left[\frac{2,3}{a} \cdot \log \frac{aQ + q}{(1-a)q} \right]^3 \quad (4.6)$$

Se constată că în secțiunea transversală unde are loc amestecul complet, $a = 1$, corespunde unei distanțe infinite. Din acest motiv, în

calculele practice, se consideră $a = 0,7 - 0,8$, adică secțiuni transversale care apa uzată se amestecă în procent de 70 - 80% cu debitul receptorului.

Pentru a favoriza realizarea unui amestec cât mai eficient și la distanțe relativ mici a celor două feluri de ape, se recomandă soluția de evacuare prin dispersie a apelor uzate. În acest mod se creează condiții optime de desfășurare a procesului de autoepurare a receptorului care urmează a neutraliza poluanții determinați cu relația (4,1).

FACTORII CHIMICI ÎN AUTOEPURARE acționează în același timp cu ceilalți factori, sau creează condiții preliminare pentru factorii biologici. Elementele chimice care participă la autoepurare sunt: bioxidul de carbon, oxigenul, azotul și fosforul. Fenomenele chimice preponderente în autoepurarea apelor, constau în hidroliza și oxidarea materiilor organice din apele receptorului, amestecate cu apele uzate brute sau parțial epurate.

Bioxidul de carbon acționează în cadrul fotosintezei (asimilația clorofiliană care se produce în straturile superioare ale apei permite, pe lângă absorbția de către plante a CO_2 și eliberarea de oxigen descompunerea hidraților de carbon în compuși simpli, cum ar fi carbon, amidon etc) și în reacțiile chimice cu diferite substanțe poluante ajunse în receptor. De asemenea, CO_2 din compoziția bicarbonaților reprezintă o rezervă de alcalinitate a receptorului și servește la neutralizarea acizilor, modificând reacția apei.

Oxigenul este un factor important în metabolismul vieții, împreună cu bioxidul de carbon. Atât timp cât cursul de apă conține suficient oxigen (prin fotosinteză și prin reaerare la suprafața apei) procesul de autoepurare se desfășoară în mod normal. Scăderea cantității de oxigen dizolvat în apă poate avea loc ca urmare a proceselor de respirație a organismelor acvatice, a proceselor de mineralizare a materiilor organice și ca rezultat al oxidării unor compuși chimici. Mineralizarea materiilor organice în condițiile naturale - autoepurarea - se realizează mult mai încet ca în condițiile artificiale: astfel o reducere de 90% a CBO₅ necesită circa 10 zile în apa unui râu mare și adânc, în timp ce într-un bazin cu nămol activ sunt necesare circa 10 ore, iar într-un filtru biologic procesul se termină într-o oră.

Alte substanțe chimice sunt necesare pentru dezvoltarea organismelor acvatice mineralizatoare (care consumă azot, fosfor, fier, mangan), în timp ce alte substanțe chimice din categoria metalelor grele (crom, zinc, cupru etc) inhibează aceste procese și prezența lor trebuie limitată.

FACTORII BIOLOGICI ÎN AUTOEPURARE

contribuie în cea mai mare măsură la autoepurarea apelor de suprafață, iar existența lor este puternic influențată de factorii fizici și chimici. Principalele grupe de organisme cu rol în procesul de autoepurare sunt bacteriile, protozoarele, plantele și animalele acvatice etc. Ansamblul de organisme în suspensie din apele acvatice care intervin pentru realizarea autoepurării poartă denumirea de plancton. O apă săracă în plancton oferă condiții insuficiente autoepurării. Dezvoltarea planctonului în apele naturale are loc pe seama materiilor organice din apele uzate ajunse în râu, în cantități limitate, desăvârșirea procesului de autoepurare organică fiind posibil și pe baza proceselor fizico-chimice.

Bacteriile au rolul principal în procesul de autoepurare a apelor, restul organismelor, cu puține excepții, constituind transformările începute de bacterii, eventual stimulând unele dintre ele. Unele bacterii din apă se dezvoltă în prezența oxigenului, iar altele în absența lui. Din acest punct de vedere se pot deosebi: aerobe, care au nevoie de oxigen liber și care joacă rolul principal în autoepurarea apelor, anaerobe, care utilizează în procesele lor metabolice oxigenul combinat chimic (din sulfat, azotați etc) și facultativ aerobe, care au posibilitatea să utilizeze atât oxigenul molecular, cât și cel combinat chimic.

Bacteriile aerobe sunt organisme care au posibilitatea de a activa oxigenul molecular ca acceptor de hidrogen, iar bacteriile anaerobe sunt adaptate să activeze în acest sens o altă substanță (ionul sulfat, azotat etc).

Bacteriile facultativ aerobe pot utiliza ambele mecanisme.

Asimilarea substanțelor organice de către bacterii se realizează prin procese de degradare și de sinteză, în care produșii rezultați sunt utilizați în construirea materiei celulare proprii. Sinteza celulară se realizează cu ajutorul energiei produse în procesele de degradare, procese care constau în reacții de oxidare în cadrul respirației celulare. Respirația celulară constă

o serie de dehidrogenări și din combinarea hidrogenului rezultat cu acceptor care în respirația aerobă este oxigenul dizolvat, liber, iar în respirația anaerobă o substanță oarecare.

Bacteriile aparținând regnului vegetal, se compun din celule microscopice umplute cu un suc bogat în apă. Ele trăiesc în colonii care spre deosebire de celula bacteriei pot fi văzute cu ochiul liber. Bacteriile sunt sensibile față de oscilațiile termice, de chimismul apei, de lumina solară și suportă un spectru relativ îngust al pH-ului (între 5,5 și 8,5).

În timpul procesului de degradare a materiilor organice, bacteriile aerobe consumă, prin adsorbție, această hrană, eliminând, în mod continuu, prin învelișul (membrana) care acoperă celulele, produsele finale ale activității lor metabolice, sub formă lichidă sau gazoasă. Schimbul de substanțe se face prin traversarea de către acestea a membranei care nu permite să treacă decât apa, gazele și materiile în soluție. Materiile solide și coloidale trebuie în prealabil să fie dizolvate în apă; această operație se face prin intermediul enzimelor care sunt substanțe lichide active, de naturi proteică, secretate de membrană. Unele sunt intracelulare (endoenzime), iar altele extracelulare (exoenzime), ambele enzime fiind sensibile la variații de temperatură, pH și substanțe toxice. După funcția pe care o îndeplinesc se deosebesc mai multe grupe de enzime: esteraze, carbohidraze, proteaze, amidaze, decarboxilaze, oxidaze, dehidrogenaze etc.

Importanța bacteriilor în procesul de mineralizare a materiilor organice se datorește și numărului lor foarte mare, rezultat al vitezei de reproducere în mediu nutritiv, prin diviziune, rezultând o suprafață mare de acțiune. În comparație cu masa corpului, suprafața bacteriilor este foarte mare. De exemplu, pentru un kg din greutatea corpului omenesc revin 0,04 m² suprafață corporală în timp ce pentru un kg bacterii revin 4.000 m² suprafață, deci de 100.000 de ori mai mult decât la om. Împreună cu bacteriile trăiesc protozoarele (ciliate și flagelate, animale mici, primitive) care se hrănesc cu bacterii menținând astfel un echilibru biologic în mediu respectiv, cu consecințe favorabile asupra activității metabolice a bacteriilor.

Problema asigurării oxigenului necesar bacteriilor este destul de dificilă: este știut faptul că în apă există numai 0,8% oxigen dizolvat, în

apă, la temperatură normală, în comparație cu 21% cât se găsește în atmosferă.

Mineralizarea în condiții aerobe se realizează fără producere de miros, apa râului este în general limpede și populația animală și vegetală se dezvoltă normal.

Dintre bacteriile aerobe care iau parte la mineralizare, pot fi citate unele producătoare de pigmenți ca *Bacterium prodigiosum*, *Pseudomonas fluorescens* etc.

În mediul organic de pe fundul lacurilor eutrofe, în toate apele poluate cu substanțe organice, în nămolul depus pe patul albiei etc, au loc procese de fermentare anaerobă cu producere de gaze în care predomină acidul de carbon și hidrogenul sulfurat (dacă fermentarea este acidă), sau oxid de carbon metan (la fermentarea alcalină). Mineralizarea în condiții anaerobe se realizează mai încet decât cea aerobă.

Plantele acvatice contribuie la autoepurare pe seama oxigenului eliberat prin fotosinteză, precum și prin reținerea substanțelor organice pe care apoi le asimilează.

Animalele acvatice, (bureți, scoici, viermi etc) participă direct în procesul de autoepurare prin filtrarea apei și nămolului, precum și indirect, prin distrugerea substanțelor anorganice ca verigi ale lanțului trofic.

Întreaga dezvoltare biologică a unui bazin de apă este strâns dependentă de factorii fizici și chimici care asigură factorii de mediu în care flora și fauna metabolică participă intens la autoepurarea apei.

4.2.1. Autoepurarea organică

Cu toate că în ultimii ani impurificarea apelor capătă un caracter tot mai complex datorită diversității substanțelor chimice evacuate de industrie, principala sursă de impurificare o constituie tot materiile organice. De aceea, la analiza procesului de autoepurare trebuie să ne referim, în primul rând, la aceste materii, la mineralizarea lor și eliminarea lor din apă.

La baza proceselor de mineralizare a materiilor organice se află oxigenul, elementul necesar în procesul de autoepurare. În mediul anaerob, descompunerile sunt incomplete, oprindu-se la niște produși intermediari care se oxidează ulterior, o dată cu schimbarea condițiilor de mediu.

Într-o secțiune a apei de suprafață, în fiecare moment este consumată în acest proces o cantitate de oxigen, dar, în același timp, apare o altă cantitate prin dizolvarea oxigenului din atmosferă sau prin fotosinteză. Variația oxigenului dizolvat și consumul biochimic de oxigen în diferite puncte ale bazinului pot da o imagine concludentă asupra procesului de autoepurare organică.

4.2.1.1. Consumul de oxigen (dezoxigenarea) al apelor de suprafață

Experimental s-a constatat că în unele cazuri mineralizarea materiei organice în mediile acvatice urmează legea reacțiilor monomoleculare, adică viteza de reacție este proporțională în fiecare moment cu concentrația substanței din mediul în care reacționează. În acest scop, au fost formulate de către Streeter și Phelps unele ipoteze și expresii matematice care sunt fundamentale în cinetica desfășurării procesului de mineralizare a materiilor organice (v. cap. 2.4.).

Astfel, între două secțiuni (A și B) ale unui curs de apă aflate la o distanță care este parcursă în timpul t , reducerea concentrației substanțelor organice în apă în procesul de autoepurare, poate fi calculată cu ajutorul următoarelor ecuații, dacă între cele două puncte nu intervin factori care să influențeze oxidarea biochimică normală:

$$L_B = L_A \cdot 10^{-k_1 t} \quad (4.7)$$

$$X_B = L_A (1 - 10^{-k_1 t}) \quad (4.8)$$

în care

L_A - concentrația materiilor organice biodegradabile din apă, exprimate în CBC_{20} în secțiunea A,

k_1 - concentrația materiilor organice biodegradabile rămase în soluție la timpul t , sau CBO din secțiunea care este necesar apei până la 20 zile, după ce s-a scurs timpul t ;

X_B - reducerea concentrației materiilor organice biodegradabile în procesul de autoepurare efectuat în timpul t , sau consumul primar de oxigen biochimic în secțiunea B;

k_1 - viteza consumului de oxigen (constanta de dezoxigenare).

În ceea ce privește viteza consumului de oxigen din apă, aceasta variază în funcție de condițiile fizico-chimice ale mediului (temperatură, compoziția chimică a apei) și de regimul hidrologic al emisarului (viteza de curgere și adâncimea apei fiind preponderente). La apele de suprafață cu adâncime mică influența plantelor de fund și a bacteriilor este mult mai puternică față de apele cu adâncime mare, producând o descompunere rapidă a substanței organice, o solubilitate mai mare a oxigenului în apă, o viteză rapidă a proceselor biologice și deci o creștere a constantei k_1 . În același timp și tendința de creștere a constantei k_1 se constată la râurile cu viteze mari de curgere față de cele cu curgere lentă, deoarece vitezele mari conduc la răscolirea nămolului de fund, care este un mare consumator de oxigen.

Viteza consumului de oxigen pentru apele uzate, la temperatura de $20^\circ C$, are valoarea, $k_1 = 0,1$ literatură de specialitate numind-o și viteză normală a consumului de oxigen. În procesul de autoepurare, constanta k_1 poate fi admisă cu valorile prezentate în tabelul 4.1 stabilite pentru apele de suprafață cu diferite regimuri hidraulice.

Deoarece influența temperaturii asupra vitezei consumului de oxigen este foarte hotărâtoare, toate calculele vor fi conduse conform relațiilor prezentate anterior (v. cap. 2.4); dacă temperatura apei nu diferă mai mult cu $1 - 2^\circ C$ față de temperatura de $20^\circ C$, se poate neglija influența temperaturii asupra vitezei consumului de autoepurare organică.

Tabelul 4.1.

Valorile vitezei consumului de oxigen pentru
diferiți emisari

Tipul emisarului	Valoarea k_1 (zile ⁻¹)
Apa de suprafață cu debite și adâncimi mari	0,1
Apa de suprafață cu debite mari și impurificare puternică	0,15
Apa de suprafață cu debite medii	0,20 - 0,25
Apa de suprafață cu debite mici	0,3
Apa de suprafață cu debite mici și viteze mari	0,6

4.2.1.2. Dizolvarea oxigenului (reaerarea)

in apele de suprafață

După cum s-a arătat, într-o secțiune a emisarului, paralel cu consumul de oxigen din apă, se produce și împropățarea cu oxigen a acestuia ca urmare a reoxigenării, care se manifestă prin diferite moduri.

Oxigenul existent în apă înainte de primirea apelor uzate constituie prima sursă de reoxigenare de care trebuie să se țină seama în calculele privind autoepurarea organică. Această cantitate de oxigen este limitată de concentrația la saturație, care, la rândul ei, depinde în primul rând de temperatură, și scade odată cu presiunea atmosferică în condiții de temperatură constantă, precum și de mărimea debitului receptorului. Având în vedere variațiile debitului apelor de suprafață, sezoniere, lunare etc. în contact cu apele uzate, acest oxigen poate fi consumat, imediat iar până la reoxigenarea apelor trece un timp oarecare în care materiile organice nu se pot mineraliza. Chiar în cazul unor debite mari ale emisarului în raport cu cele ale apelor uzate, oxigenul existent în apa emisarului nu constituie o sursă sigură de aprovizionare cu oxigen necesar proceselor de autoepurare. Trebuie, de asemenea, să țină seama de consumul de oxigen al depunerilor de pe patul albiei, care are un caracter permanent în cazul amenajărilor

tehnice efectuate asupra receptorului, acestea pot influența pozitiv sau negativ furnizarea de oxigen.

A doua sursă de reoxigenare a apelor o constituie oxigenul produs în fotosinteză de către plantele acvatice, în principal de către alg-
ele. Acest proces are loc în special în apele stătătoare și în anotimpul cald, și constă în asimilarea bioxidului de carbon de către vegetația acvatică sub acțiunea radiației solare, concomitent cu degajarea de oxigen, care poate produce și o suprasaturare a apei în cazul prezenței algelor în cantități mari; la răcirirea apei, suprasaturația poate depăși 200%. Fotosinteza prezintă variații ciclice diurne și anuale, cu maxime vara în timpul zilei, între orele 10 și 16. În timpul nopții procesul se oprește, fenomenul fiind negativ, cu consum de oxigen și eliminarea de bioxid de carbon. Plantele acvatice furnizează oxigen numai în perioada aprilie - octombrie și este consumat în întregime în august și septembrie. Din acest motiv în calculele capacității de autoepurare nu se iau în considerare cantitățile de oxigen produse din activitatea plantelor verzi.

A treia sursă de reoxigenare a apelor de suprafață o constituie reerarea prin dizolvarea oxigenului din atmosferă. Cantitatea de oxigen păstrată prin reaerare constituie sursa cea mai importantă pentru reoxigenarea apelor. Absorbția oxigenului din aer are loc numai în cadrul apelor de suprafață, procesul fiind favorizat și de gradul de turbulență al apei, de caracteristicile fizice și biologice ale emisarului, temperatura și adâncimea apei etc.

Raportul dintre concentrația, C a oxigenului determinată pentru o anumită apă și concentrația C_s la saturație corespunzătoare temperaturii respective se numește grad de saturație în oxigen și se exprimă de obicei sub formă procentuală ($S\% = 100 C/C_s$). În practică se utilizează și termenul de deficit de oxigen sau deficit de saturație ($D = C_s - C$, în mg/dm^3).

Pentru calculele cantității de oxigen dizolvat în apă, prin reaerare, se folosește formularea matematică a lui Phelps, conform căreia, viteza de dizolvare este proporțională cu deficitul de oxigen al apei. Legea de creștere a deficitului de oxigen se exprimă prin ecuația:

$$-\frac{dD_t}{dt} = k_2 D_0 \quad (4.9)$$

în care:

D_0 - este deficitul de oxigen față de cel de saturație al emisarului la începutul procesului, în mg/dm^3 ;

D_t - deficitul de oxigen după trecerea timpului t de la începutul procesului, în mg/dm^3 ;

k_2 - coeficient de reaerare, în zile⁻¹.

Prin integrarea ecuației (4.9) în limitele de timp de la zero la t se obține:

$$\ln \frac{D_0}{D_t} = k_2 t; \quad \ln \frac{D_t}{D_0} = -k_2 t \quad (4.10)$$

Transformând logaritmi naturali în logaritmi zecimali și notând nou coeficient de reaerare cu $k_2 = k_2 \lg e = 0,434 \cdot k_2$, se obține:

$$\lg \frac{D_t}{D_0} = -k_2 t \quad (4.11)$$

Prin eliminarea logaritmilor, se obține expresia de calcul a deficitului de oxigen după trecerea timpului t , în această perioadă fiind dizolvat oxigenul în apă prin reaerare:

$$D_t = D_0 \cdot 10^{-k_2 t} \quad (4.12)$$

Din ecuația (4.11) rezultă că parametrul k_2 , care reprezintă constanta vitezei de dizolvare a oxigenului, între două puncte de pe receptor parcursă de apă în timpul t , poate fi ușor calculat, dacă se determină deficitul de oxigen în cele două puncte. Mărimea constantei k_2 , spre deosebire de constanta k_1 , nu poate fi determinată în laborator deoarece depinde de condițiile locale privind contactul suprafeței apei cu atmosfera (gradul de

de saturație a apei, adâncimea și viteza apei, de vegetația acvatică care intervine în special când viteza apei este mică și patul mîlos etc).

Streeter și Phelps au propus relația:

$$k_2 = C \frac{V^n}{h^2} \quad (4.13)$$

C și n - constante care depind de panta albiei în primul rând, precum și de celelalte caracteristici ale albiei ($C = 0,39 \cdot 10^{1,66 \cdot J} + 17$ pentru albiei rugoase și $C = 11 \cdot J^{2,3}$ pentru albiei netede, J fiind panta);

V și h - viteza medie și adâncimea medie a apei pe tronsonul studiat.

Negulescu M. (1966) a stabilit următoarea expresie rezultată în urma unor cercetări pe teren și în laborator:

$$k_2 = 4,74 \left(\frac{V}{h}\right)^{0,85} \quad (4.14)$$

unde V și h au aceleași semnificații ca în ecuația (4.13).

Din relațiile prezentate, rezultă că acest coeficient crește la viteze mici ale emisarului și va descrește la râuri cu adâncimea mare. Pentru albiei rapide, se recomandă valorile lui k_2 din tabelul 4.2.

Influența temperaturii asupra temperaturii k_2 , în conformitate cu ecuația stabilită de Streeter, va fi:

$$k_{2(T)} = k_{2(20)} \cdot 10^{16(T-20)} \quad (4.15)$$

unde T este temperatura efectivă a apei emisarului care poate fi diferită de temperatura standard, admisă de 20°C.

Tabelul 4.2.

Coeficientul de reaerare în funcție de
caracteristicile emisarului

Caracteristicile emisarului	Valoarea k_2 la temperatura apei de:					
	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C	30°C
Emisari cu viteză foarte mică de curgere sau ape staționare	-	-	0,11	0,15	-	-
Emisari cu viteză mică de curgere	0,16	0,17	0,18	0,20	0,21	0,24
Emisari cu viteză mare de curgere	0,38	0,42	0,46	0,50	0,54	0,58
Emisari cu viteză foarte mare de curgere	-	0,68	0,74	0,80	0,86	0,92

Temperatura are în general o influență redusă asupra vitezei de reaerare, deoarece prin creșterea temperaturii apei se produce o compensare între creșterea dizolvării și scăderea solubilității oxigenului.

În condițiile unor cursuri de apă supuse unor impurificări organice accentuate, asigurarea oxigenului prin reaerare naturală devine inefficientă nu numai pentru autoepurarea organică, ci însăși pentru întreaga viață acvatică a râului. În aceste situații se impune adoptarea soluției de reaerare artificială.

Sistemele de reaerare artificială nu pot fi considerate ca mijloace de înlocuire a stațiilor de epurare a apelor uzate; aceste sisteme au numai rolul de a suplimenta, în perioadele și zonele critice, lipsa oxigenului dizolvat din apa receptorilor naturali. Reaerarea artificială a cursurilor de apă poate fi luată în considerație ca o alternativă în raport cu aplicarea unor procedee de epurare avansată, în special în cazul unor surse de ape uzate provenite din centrele populate. Reaerarea artificială poate fi realizată cel mai simplu cu ajutorul unor praguri de 0,25 - 0,3 m înălțime, executate din materiale locale, extrase chiar din albiile râurilor, sau din elemente gonflabile cu aer comprimat sau apă, fiind montate numai în perioadele când se impune o cantitate mai mare de oxigen. Prin căderea apei în cascade, pe lângă îmbogățirea cu oxigen, se realizează și eliminarea unor gaze nocive

dizolvate în apele impurificate, cum sunt, de exemplu, hidrogenul sulfurat și amoniacul, ambele deosebit de toxice pentru viața acvatică.

Reaerarea naturală combinată cu cea artificială (când se impune), trebuie să asigure o concentrație minimă a oxigenului în apă de circa 40% din concentrația de saturație a oxigenului în apă. La această limită corespunde concentrații ale oxigenului dizolvat în apă de ordinul a 4 mg/dm³ la 15°C și de 3,3 mg/dm³ la 25°C, capacități capabile de a menține un mediu aerob al emisarului. În tabelul 4.3. se prezintă concentrația de saturație a apei în oxigen dizolvat pentru diferite temperaturi și diferite concentrații în cloruri la presiunea atmosferică de 760 mm Hg și la un conținut de oxigen în aer de 21%.

Tabelul 4.3.

Concentrația de saturație a oxigenului dizolvat în apă

Temperatura °C	Pentru apele de suprafață ce conțin cloruri mg/dm ³				
	0	5,0	10,0	15,0	20,0
0	14,62	13,79	12,97	12,14	11,32
1	14,23	13,41	12,61	11,82	11,03
2	13,84	13,05	12,28	11,52	10,76
3	13,48	12,72	11,98	11,24	10,50
4	13,13	12,41	11,69	10,97	10,25
5	12,80	12,09	11,39	10,70	10,01
6	12,48	11,79	11,12	10,45	9,78
7	12,17	11,51	10,85	10,21	9,57
8	11,87	11,24	10,61	9,98	9,36
9	11,59	10,97	10,36	9,76	9,17
10	11,33	10,73	10,13	9,55	8,98
11	11,08	10,49	9,92	9,35	8,80
12	10,83	10,28	9,72	9,17	8,62
13	10,60	10,05	9,52	8,98	8,46
14	10,37	9,85	9,32	8,80	8,30
15	10,15	9,65	9,14	8,60	8,14
16	9,95	9,48	8,96	8,40	7,99

17	9,74	9,26	8,78	8,30	7,84
18	9,54	9,07	8,62	8,15	7,70
19	9,35	8,89	8,45	8,00	7,56
20	9,17	8,73	8,30	7,86	7,42
21	8,99	8,57	8,14	7,71	7,28
22	8,83	8,42	7,99	7,57	7,14
23	8,68	8,27	7,85	7,43	7,00
24	8,53	8,12	7,71	7,30	6,87
25	8,38	7,96	7,56	7,15	6,74
26	8,22	7,81	7,42	7,02	6,61
27	8,07	7,67	7,28	6,88	6,49
28	7,92	7,53	7,14	6,75	6,37
29	7,77	7,39	7,00	6,62	6,25
30	7,63	7,25	6,86	6,49	6,13

4.2.1.3. Bilanțul oxigenului dizolvat în apele de suprafață

Prezența oxigenului dizolvat în apă (sub formă moleculară, O_2) are o importanță deosebită, așa cum s-a arătat, pentru asigurarea salubrității apelor naturale, inclusiv pentru existența majorității organismelor acvatice.

În lipsa oxigenului dizolvat din apă, chiar numai la scăderea concentrației acestuia sub anumite limite minime admisibile, organismele acvatice, dispar, iar în apa lipsită de oxigen substanțele organice se descompun prin procese anaerobe, cu producerea hidrogenului sulfurat și a altor gaze rău mirositoare și toxice.

Din motivele prezentate, rezultă că este obligatoriu să se cunoască, în fiecare moment, care este concentrația oxigenului dizolvat în apa unui receptor, ținând seama de simultaneitatea desfășurării celor două procese: de consum a oxigenului în procesul de autoepurare organică și de dizolvare a oxigenului, prin reaerare în apa emisarului.

Bilanțul oxigenului din râu care ține seama de cele două procese antagoniste, din punct de vedere al oxigenului poate fi determinat în orice secțiune de-a lungul unui curs de apă, pe baza formulărilor matematice emise de Streeter și Phleps (1925), Fair (1939) și Thomas (1948).

Astfel, în primul proces de autoepurare organică, unde viteza de oxidare biologică a materiilor organice este proporțională cu cantitatea de materie organică rămasă neoxidată, conduce la creșterea deficitului de oxigen din apă, sub forma:

$$\frac{dD_t}{dt} = k_1 L \quad (4.16)$$

Al doilea proces, de dizolvare a oxigenului, conduce la decreșterea deficitului de oxigen, întrucât viteza cu care apa curată este reaerată în condiții de temperatură constantă și amestec turbulent, este direct proporțională cu deficitul de oxigen existent, putând scrie:

$$\frac{dD_t}{dt} = -k_2 D \quad (4.17)$$

Deficitul total real, care exprimă bilanțul oxigenului în apă va rezulta din suma algebrică a celor două ecuații, adică:

$$\frac{dD_t}{dt} = k_1 L - k_2 D \quad (4.18)$$

Prin integrarea acestei ecuații diferențiale neomogene de tip Leibnitz, în limitele $t = 0$ și $t = t$, iar în punctul de evacuare a apelor uzate, pentru $t = 0$, $D = D_0$ și $L = L_0$, se obține următoarea expresie exprimată în logaritmi în baza 10:

$$D_t = \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1} (10^{-k_1 t} - 10^{-k_2 t}) + D_0 \cdot 10^{-k_2 t} \quad (4.19)$$

L_0 - consumul primar total de oxigen (CBO_{20}) la începutul procesului (în punctul de evacuare), în mg/dm^3 .

D_0 - deficitul inițial de oxigen (în punctul de evacuare a apelor uzate), în mg/dm^3 .

D_t - deficitul de oxigen față de saturație la timpul t , în mg/dm^3 .

k_1 și k_2 - constanta de dezoxigenare, respectiv de reaerare, în zile⁻¹.

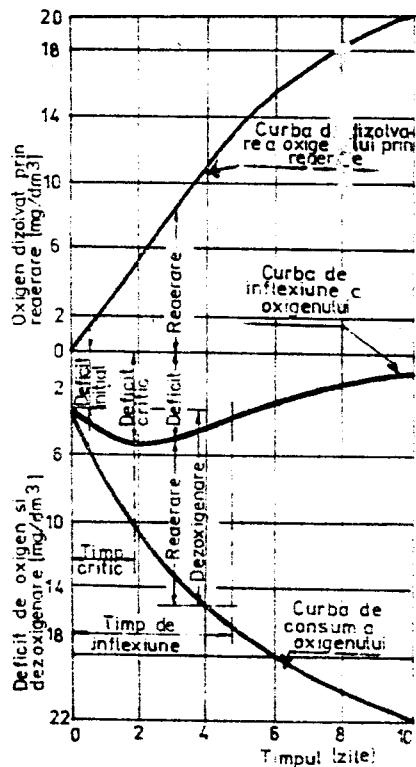


Figura 4.1. Curba de variație a bilanțului de oxigen dizolvat în procesul de autoepurare

Dacă la evacuarea apelor uzate în emisar, apele acestuia prezintă un deficit, în calculele de epurare se ține seama și de acest deficit inițial (D_0).

Reprezentarea grafică a bilanțului de oxigen dizolvat în apa emisarului deficit de ecuația (4.19), rezultă prin însumarea grafică a consumului de oxigen după relația (2.3) și oxigenului dizolvat prin reaerare exprimat de ecuația (4.12), graficul fiind prezentat în figura 4.1. Această curbă caracterizează procesul consumului de oxigen de reaerare în fiecare moment și de aceea ea reprezintă curba de variație a vitezei deficitului de oxigen (mai poartă denumirea de curbă de inflexiune a oxigenului sau

curba rezultantă a oxigenului).

După cum se observă, la începutul procesului, cantitatea totală de oxigen dizolvat scade până la o valoare minimă, după care începe să crească ca urmare a aportului de oxigen provenit din reaerare. Punctul de pe curbă care corespunde conținutului minim de oxigen pune în evidență existența unui deficit maxim de oxigen, denumit deficit critic, iar timpul la care se realizează se numește timp critic. Acest punct se obține din ecuația (4.19) punând condiția de anulare a primei derivate, de unde rezultă relația:

$$t_{cr} = \frac{\lg \left\{ \frac{k_2}{k_1} \left[1 - \frac{D_0(k_2 - k_1)}{k_1 L_0} \right] \right\}}{k_2 - k_1} \quad (4.20)$$

Deficitul maxim de oxigen se obține prin introducerea valorii timpului critic în ecuația (4.19) și se determină apoi valoarea minimă a oxigenului dizolvat în râu, care nu trebuie să coboare sub anumite limite impuse de menținerea vieții acvatice în receptor, respectiv asigurarea calității apelor.

Regimul de oxigen în receptor depinde de temperatura apei și de concentrația în poluanți organici ai apelor uzate evacuate în emisar. Astfel,

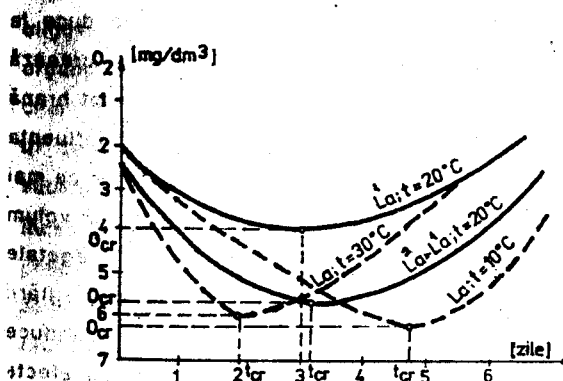


Figura 4.2. Influența temperaturii și a CBO inițial asupra variației consumului de oxigen dizolvat

odată cu creșterea temperaturii apei, viteza de consum a oxigenului prezintă valori ridicate și în consecință punctele de deficit maxim vor înregistra durate de timp mai reduse. În condițiile când temperatura se menține constantă, dar variază concentrația inițială în materii organice (L_0), timpul de înregistrare a deficitului maxim cresc odată cu mărirea lui L_0 , (exprimată în

CBC₂₀). Aceste aspecte sunt evidențiate în figura 4.2. unde prin linii întrerupte sunt prezentate curbele oxigenului la diferite temperaturi ale apei, iar prin linie continuă, curbele pentru diferite încărcări organice inițiale.

Pentru rezolvarea ecuațiilor privind bilanțul oxigenului din apa emisarului se apelează la calculul automat cu ajutorul calculatoarelor electronice. Aceste calcule trebuie verificate și comparate cu cele rezultate în urma măsurătorilor efectuate pe tronsonul de râu studiat. Soluția ideală constă în suprapunerea celor două curbe de oxigen, una rezultată din calcul și cealaltă pe baza determinărilor de pe teren, ceea ce indică că procesul de autoepurare se desfășoară normal. În realitate, între cele două curbe apar diferențe mai mici sau mai mari, în funcție de gradul de influență a unor procese sau indicatori care nu au putut fi evaluate în calcule. În această categorie de factori care influențează dinamica procesului, fără a putea stabili exact aportul lor negativ sau pozitiv, fac parte procesele fermentative din nămolul de pe patul albiei, biomasa plantelor clorofilene ca producătoare de oxigen, fauna și flora acvatică consumatoare de oxigen, eventualele poluări intermediare etc.

În lacurile naturale și în cele artificiale circulația apei în straturile superioare este menținută datorită acțiunii vântului, ceea ce conduce la saturarea lor completă cu oxigen. Această situație de suprafață creează condiții normale pentru dezvoltarea planctonului care servește drept hrană pentru pești. Sub o anumită grosime a stratului de apă, acolo unde influența vântului încetează să mai fie activă, densitatea apei devine din ce în ce mai mare. Apa din straturile de fund nu poate depăși acest nivel, în acest volum de apă se adună, din straturile superioare, resturile organismelor vegetale și animale care intră în putrefacție cu degajare de gaze specifice fermentării anaerobe. În care predomină hidrogenul sulfurat. Această situație conduce la diminuarea oxigenului din apă și la înrăutățirea calității apei cu efecte neplăcute asupra caracteristicilor de potabilitate ale lor. Pentru a elimina ultimul aspect arătat, frecvent întâlnit în zona prizei de captare a apei pentru populație, se recomandă soluția aerării artificiale prin utilizarea unor sisteme mecanice sau pneumatice submersibile.

4.2.2. Autoepurarea bacterială a apelor de suprafață

Impurificarea bacteriologică a apelor de suprafață este caracterizată prin existența în apele uzate menajere sau industriale a unor micro- sau macroorganisme care au o acțiune negativă asupra calității igienice ale apei și asupra utilizării acestora în scopuri economice.

Unele organisme (bacterii patogene, virusuri, protozoare parazite, viermi paraziți etc) pot avea acțiune directă asupra sănătății omului și animalelor prin consumarea acestor ape. Dezvoltarea în număr mare a unor alge provoacă fenomenul de "înflorire" a apei, cu consecințele cunoscute. Dezvoltarea excesivă a algelor albastre pot da gastroenterite omului și animalelor.

Impurificarea biologică este adesea consecința impurificării organice a apelor. Sub aspect biologic s-a propus să se clasifice cursurile de apă după sistemul saprobiilor care ține seama de organismele animale și vegetale de a se dezvolta în ape încărcate cu materii organice în descompunere. Zonele saprobe ale cursurilor de apă pot fi: polisaprobe, mezosaprobe și oligosaprobe. În zona polisaprobă apele sunt cel mai puternic contaminate, organic și bacterial, aici manifestându-se intens procese de reducere chimică cu consecințe directe asupra reducerii totale a oxigenului din ape. În zona mezosaprobă, fiind zonă de impurificare mijlocie, apar două subzone: α - mezosaprobă în care predomină procesele de reducere și încep cele de oxidare și β - mezosaprobă unde procesele de oxidare sunt preponderente, mineralizarea materiilor organice fiind determinantă. Apele din zona oligosaprobe sunt slab impurificate cu materii organice și cu bacterii, râul fiind populat cu organisme de apă curată.

Indicatorii de poluare a unei ape cu efluenți reziduali sunt bacteriile patogene conținute în dejecțiile umane și animale. Primul indicator al contaminării bacteriologice îl constituie prezența *Bacillus coli*. Al doilea indicator îl reprezintă contaminarea cu streptococi de proveniență fecală care sunt mai rezistenți decât coliformii la acțiunea clorului. Determinarea

organismelor care oferă indicații asupra contaminării cu ape uzate poate efectua fie prin metoda diluției, fie prin metoda membranei filtrante.

Reducerea numărului de bacterii constituie un indicator important al procesului de autoepurare al apelor de suprafață. Legile după care se desfășoară procesul de autoepurare bacterială în apele de suprafață nu sunt complet elucidate. Totuși, la fel ca în procesul autoepurării organice, se poate admite că viteza de distrugere a bacteriilor într-un mediu nefavorabil dezvoltării lor, reprezintă un procent fix din numărul de bacterii moarte în fiecare unitate de timp succesivă, ceea ce se poate scrie:

$$\frac{dB}{dt} = k \cdot B \quad (4.21)$$

După integrare și transformare în logaritmi zecimali, se obține:

$$B = B_0 \cdot 10^{-kt} \quad (4.22)$$

în care:

B - numărul de bacterii rămase după timpul t;

B₀ - numărul inițial de bacterii;

k - viteza de distrugere a bacteriilor.

Raportul B/B₀ exprimă proporția de bacterii care supraviețuiește în apă iar (1 - B/B₀) proporția care a murit.

Constanta k variază în limite destul de largi în funcție de condițiile de mediu în care se desfășoară procesul de autoepurare bacterială (temperatură, pH, sedimentarea și adsorbția, regimul hidrologic al râului etc)

Unele cercetări au stabilit că maximum impurificării bacteriale poate avea loc la o distanță mare în aval de locul amestecării practice complete. În anotimpul călduros, Stroganov (1938) a constatat următoarea viteză a procesului de autoepurare bacterială: după 24 ore au rămas în apă 50% din numărul bacteriilor, după 48 ore, 10 - 25%, după 72 ore, 10%, iar după 96 ore numărul de bacterii rămase a fost ne semnificativ. În timpul friguros

procesul este extrem de lent. Pentru a evita impurificarea bacterială a apelor se consideră că operația de dezinfectare a apelor uzate este foarte importantă și absolut necesară apelor evacuate din unitățile medicale, din industria alimentară etc.

4.2.3. Autoepurarea solurilor și a straturilor acvifere subterane

La infiltrarea lentă în sol a apelor uzate, substanțele în suspensie și cele coloidale sunt reținute pe suprafața particulelor solide ale solului unde se formează o peliculă biologică populată cu diverse microorganisme în care predomină bacteriile aerobe sau anaerobe, după cum se găsesc în straturi aerate sau neaerate ale solului. Procesele aerobe au loc până la adâncimi de 0,25 - 0,30 m unde se află oxigen în cantități suficiente prin difuzia lui din aer. La adâncimi mai mari de un metru unde eficiența aerării naturale încetează complet, au loc procese anaerobe. În general, aerul pătrunde în sol odată cu apele uzate, cu excepția cazurilor când terenul este inundat.

Autoepurarea solurilor poate fi considerată activă pe o adâncime de până la un metru unde pe baza unor procese complexe de natură fizică, chimică și biologică se mineralizează, aerob sau anaerob, substanțele organice din apele uzate și sunt distruse bacteriile transportate de aceste ape.

Capacitatea de autoepurare a solurilor se exprimă prin cantitatea de oxigen, în grame, care poate fi obținută pe un m² de sol timp de o zi pentru oxidarea substanțelor organice din apa uzată. Această caracteristică specifică fiecărui tip de sol, se mai numește și capacitate de oxidare a solului.

La solurile cu spații mari între granule (cu structură ghemulară), în afară de capacitatea de infiltrare mărită vor fi caracterizate de o intensitate rapidă a proceselor de mineralizare aerobă, datorită capacității ridicate de oxidare (autoepurare).

Solurile neglomerulare cu structură compactă prezintă spații capilare mici între particulele solide, deci capacități de infiltrare reduse pentru apă uzată care nici nu are condiții de autoepurare aerobă; în aceste soluri, produc fenomene anaerobe, mai puțin eficiente pentru oxidarea substanțelor și pentru asimilarea de către plante.

La proiectarea construcțiilor și instalațiilor de epurare biologică naturală a apelor uzate se va ține seama de capacitatea de autoepurare a solurilor.

Autoepurarea straturilor acvifere se desfășoară pe baza unor procese fizice (limpezirea apei prin sedimentare, coagulare și filtrare), procese chimice (aerarea apei, oxidarea și combinarea substanțelor conținute în apă cu alte substanțe din sol, neutralizarea substanțelor din apă uzată etc.) și procese biologice (aerobe sau anaerobe).

Se recomandă, pentru ușurința procesului de autoepurare a solurilor și a straturilor acvifere, reținerea materiilor insolubile din apă printr-o epurare preliminară în cadrul treptei mecanice.

CAP. 5. SCHEMELE STATIILOR DE EPURARE

5.1. CONDIȚII DE CALITATE PRIVIND EVACUAREA APELOR UZATE ÎN APELE DE SUPRAFAȚĂ

În vederea protecției apelor ca factor natural al mediului înconjurător, ca element de bază pentru viață și desfășurarea activităților socio-economice, evacuarea apelor uzate în apele de suprafață se face numai în condițiile prevăzute de Legea Apelor nr. 8/1974 și cu respectarea prevederilor DCS nr. 414/1979.

Pentru respectarea acestor condiții, sunt necesare numeroase studii și cercetări cu caracter tematic și aplicativ care să furnizeze date de proiectare în vederea stabilirii schemei optime a stației de epurare.

Condițiile tehnice de calitate pe care trebuie să le îndeplinească apele de suprafață, după amestecul lor cu apele uzate brute sau epurate, sunt prezentate în STAS 4706-88, cu precizarea că aceste condiții de calitate sunt specificate de către Regia "Apele Române" în grija căroră se află bazinele hidrografice. Conform domeniului de utilizare, apele de suprafață de pe teritoriul României se clasifică în trei categorii de calitate, notate cu I, II și III, așa cum sunt arătate în tabelul 5.1, la care s-au prezentat și valorile limită pentru diferiți indicatori de calitate. Aceste valori trebuie realizate în secțiunea de control situată la un km amonte de punctul sau zona de folosință pentru apele de suprafață din categoria I-a și a II-a, respectiv pentru apele din categoria a III-a, în secțiunea de evacuare a apelor uzate. Condițiile de calitate ale apei din categoria a III-a corespund și cerințelor de desfășurare a proceselor biologice care asigură autoepurarea. Rezultă de aici necesitatea ca evacuările de apă uzată nu trebuie să impurifice emisarul sub limitele categoriei a III-a de calitate. Pentru a fi îndeplinită

această cerință, se impune în afara acestor măsuri, evacuarea prin
separare a apelor uzate în emisar.

În tabelul 5.2 sunt prezentate valorile limită ale principalelor
substanțe poluante din apele uzate, corespunzătoare gradelor de diluție cu
de 1,50 și 100; pentru gradele de diluție diferite de cele indicate,
valorile limită se stabilesc prin interpolare.

Tabelul 5.1.

Domeniul de utilizare al apelor de suprafață și valorile
limită pentru unele caracteristici de calitate a apei

Cate- goria	Domeniul de utilizare	Caracteristici de calitate
I	- alimentarea centralizată cu apă potabilă	$O_2 \geq 6 \text{ mg/dm}^3$
	- alimentarea centralizată cu apă a unităților de creștere a animalelor	$CBO_5 \leq 5 \text{ mg/dm}^3$
	- alimentarea centralizată cu apă a întreprinderilor din industrie alimentară și din alte ramuri de activitate care necesită apă de calitate a celei potabile	$CCO - Mn = 10 \text{ mg/dm}^3$
	- reproducerea și dezvoltarea salmonidelor în amenajări piscicole	$CCO - Cr = 10 \text{ mg/dm}^3$
II	- stranduri organizate, piscine	$Bacili coli = 10^5/\text{dm}^3$
	- alimentarea cu apă a amenajărilor piscicole cu excepția celor salmonicole	$O_2 \geq 5 \text{ mg/dm}^3$
	- alimentarea cu apă a unor procese tehnologice industriale	$CBO_5 \leq 7 \text{ mg/dm}^3$
III	- scopuri urbanistice și de agrement	$CCO - Mn = 15 \text{ mg/dm}^3$
	- alimentarea cu apă a sistemelor de irigații	$O_2 \geq 4 \text{ mg/dm}^3$
	- alimentarea cu apă a industriilor pentru scopuri tehnologice	$CBO_5 \leq 12 \text{ mg/dm}^3$ $CCO - Mn = 25 \text{ mg/dm}^3$ $CCO - Cr = 30 \text{ mg/dm}^3$

Tabelul 5.2

Valorile admisibile ale principalelor substanțe poluante din apele uzate înainte de evacuarea acestora în apele de suprafață

Nr. crt.	Substanța poluantă sau indicatorul de încărcare	U/M	Val. limită în fct. de gradul de diluție		
			Grad de diluție		
			1	50	100
1.	Materii în suspensie	mg/dm ³	25	100	200
2.	CBO ₅	mg/dm ³	15	60	100
3.	Hidrogen sulfurat (H ₂ S)	mg/dm ³	0.1	1	2
4.	pH		6.5 - 8.5	6.5 - 8.5	6.5 - 8.5
5.	Cianuri (CN)	mg/dm ³	0,1	1	2

Se recomandă ca evacuarea în emisar a apelor uzate ale căror grade de diluție sunt cuprinse între 50 și 100, să se realizeze prin guri de vărsare speciale de difuzie - amestec în vederea obținerii de valori limită admisibile ale poluanților în dreptul gurii de vărsare sau, în absența acestora, pe distanțe reduse. Dacă această soluție nu este posibilă, se respectă limita înscrisă pentru gradul de diluție 50, măbind corespunzător capacitatea stației de epurare.

Pentru lacurile monumente ale naturii, pentru apele stătătoare cu salinitate ridicată, precum și pentru Marea Neagră, condițiile tehnice de calitate se stabilesc pentru fiecare caz în parte de către Ministerul Apelor, Pădurilor și Protecției Mediului, cu consultarea Ministerului Sănătății și a celorlalți factori interesați.

5.2. DETERMINAREA GRADULUI DE EPURARE

NECESAR APELOR UZATE

Valorile limită admisibile ale principalelor substanțe poluante din apele uzate, înainte de evacuarea lor în receptor, sunt stabilite prin DCS nr. 414/1979 (în tabelul 5.2, sunt prezentați câțiva indicatori). Se are în vedere că după evacuarea apelor uzate în receptor, cu încărcăturile respective de

poluanți, ele se amestecă cu cele deja prezente în receptor și după un anumit timp, când s-a realizat diluția corespunzătoare amestecului complet al celor două feluri de ape, aceste ape omogene pot căpăta caracteristicile calitative corespunzătoare receptorului respectiv numai pe baza autoepurării, cu condiția ca pe parcurs să nu fi intervenit alți factori exteriori cu influențe negative.

Depășirea limitelor până la care apele de suprafață pot fi considerate ca stații naturale de epurare sub influența proceselor de autoepurare arătate, impun construirea de stații de epurare pentru reținerea și neutralizarea artificială a poluanților din apele uzate.

Prin grad de epurare necesar se înțelege procentul de reducere, ca măsură a epurării, a unei părți din elementele poluante de natură fizică, chimică și biologică din apele uzate, astfel încât, partea rămasă în apă uzată să reprezinte valoarea limită admisibilă stabilită prin DCS nr. 414/1979, iar după amestecarea și diluția cu apele receptorului să fie realizată indicatorii tehnici de calitate indicați în STAS 4706-88.

Sub formă matematică această cerință dacă se ține seama numai de diluție, poate fi exprimată prin următoarea relație generală:

$$C_{uz}q + C_r \cdot a \cdot Q \leq (a \cdot Q + q)C_{maxadm} \quad (5.1)$$

în care:

C_{uz} - concentrația poluanților de un anumit tip (suspensii, minerale sau organice, pH, substanțe toxice etc) din apele uzate evacuate în receptor, care nu vor depăși limitele admisibile stabilite de DCS nr. 414/1979;

C_r - concentrația aceluiași tip de poluant în apa receptorului în amonte față de locul de evacuare a apei uzate;

Q și q - debitul receptorului cu asigurarea de 95% și debitul apelor uzate ($Q_{zi\ max}$) evacuat în receptor;

a - coeficientul de amestec care arată partea din debitul receptorului care participă în mod real la diluția apelor uzate;

$C_{\max \text{ adm}}$ - concentrația maximă admisibilă a aceluiași tip de poluanți amestecul omogen al celor două feluri de ape, în conformitate cu STAS 4706-88.

Conform definiției și ținând seama de ecuația (5.1), gradul de epurare se calculează cu relația:

$$E\% = \frac{C_i - C_e}{C_i} \times 100 \quad (5.2)$$

în care:

C_i - reprezintă concentrația inițială a poluantului de un anumit tip din apele uzate pentru care se determină gradul de epurare;

C_e - concentrația aceluiași poluant, după epurarea apelor (sinonim cu C_{uz} din relația 5.1), a cărei valoare, după amestecul cu apa receptorului, să fie inferioară valorilor limită nominalizate în STAS 4706-88.

Determinarea gradului de epurare se face pentru următorii indicatori materii în suspensie, substanțe organice (pe bază de CBO_5 sau O_2), modificării reacției active a apei din receptor (pH), substanțe toxice etc.

5.2.1. Calculul gradului de epurare necesar privind materiile în suspensie

Concentrația în suspensii se determină cu relația (4.1), dacă amestecul nu se realizează complet până în secțiunea de calcul concentrația se stabilește conform ecuațiilor (4.2) ... (4.6), calculându-se și distanța până unde se realizează amestecul complet. Gradul de epurare având în vedere relația (5.2), poate fi calculat cu relația:

$$E\% = \frac{M_i - M_e}{M_i} \times 100 \quad (5.3)$$

în care:

M_i - reprezintă cantitatea de materii în suspensii, în mg/dm^3 din apele uzate brute ce intră în stația de epurare;

M_e - cantitatea de materii în suspensie, în mg/dm^3 , ce poate fi evacuată în emisar, din tabelul 5.2.

În funcție de valoarea obținută a gradului de epurare, se compară cu datele din tabelul 5.3 care exprimă eficiența construcțiilor și instalațiilor unei stații de epurare, stabilindu-se astfel, schema de epurare necesară acestor ape.

Tabelul 5.3

Eficiența construcțiilor de epurare

Procedee de epurare și construcțiile respective	Eficiența, în %		
	CBO_5	Suspensii separabile prin decantare	Bacterii
Mecanice			
- grătare, site etc	5 - 10	5 - 20	10 - 20
- ciznăpatoare, decantoare	25 - 40	40 - 70	25 - 75
Chimico-chimice			
- inst. de coagulare + decantare	50 - 85	70 - 90	40 - 80
- stații de clorare (apă brută sau decantată)	15 - 30	-	90 - 95
- apă epurată biologic	-	-	98 - 99
Mecano-biologică naturală și filtre			
- decantoare + câmpuri de irigare și filtre	90 - 95	85 - 95	95 - 98

Mecano-biologică artificială			
- cu filtre biologice de mare încărcare	65 - 90	65 - 92	70 - 90
- cu filtre biologice de mică încărcare	80 - 95	70 - 92	90 - 95
- bazine de nămol activ de mare încărcare	50 - 75	75 - 85	70 - 90
- idem, de mică încărcare	75 - 95	85 - 95	90 - 98

5.2.2. Calculul gradului de epurare necesar privind CBO₅

Acest calcul se poate efectua prin două metode:

- prin aerarea naturală a apei până în secțiunea de calcul, procesele de autoepurare având la bază reacții biochimice;
- prin diluția apelor uzate în apele receptorului și neglijarea aerării apei (metodă aproximativă).

Bilanțul oxigenului biochimic necesar amestecului celor două feluri de ape în secțiunea de verificare este dat de următoarea ecuația:

$$q \cdot L_{uz} \cdot 10^{-k_1 t} + a \cdot Q \cdot L_r \cdot 10^{-k_1 t} = (a \cdot Q + q) L_{am} \quad (5.4)$$

în care:

L_{uz} - CBO₅ al apei uzate epurate în secțiunea de evacuare, conform valorilor din tabelul 5.2

k_1 - viteza consumului de oxigen din apele uzate înainte de evacuarea lor în emisar (la temperatura apelor de 20°C

$k_1 = 0.1$)

L_r - CBO₅ al apelor receptorului în secțiunea de evacuare a apelor uzate;

k_1 - constanta vitezei de consum a oxigenului din apele receptorului în amonte de secțiunea de evacuare a apelor, conform tabelului 4.1.;

L_{am} - CBO₅ admisă în amestecul celor două feluri de ape în secțiunea de calcul, STAS 4706-88 (tabelul 5.1);

a, q, Q - coeficient de amestec, debitul apelor uzate și debitul receptorului;

t - durata parcurgerii apei, în zile, de la secțiunea de evacuare a apelor uzate până la secțiunea de calcul, durată care exprimă raportul dintre distanța, după talveg, dintre cele două secțiuni și viteza medie a receptorului pe tronsonul studiat.

Din ecuația (5.4) rezultă valoarea limită de substanțe organice exprimată în CBO₅, ce poate fi evacuată în receptor;

$$L_{uz} = \frac{a \cdot Q}{q} \cdot \frac{1}{10^{-k_1 t}} (L_{am} - L_r \cdot 10^{-k_1 t}) + \frac{L_{am}}{10^{-k_1 t}} \quad (5.5)$$

Calculul fără considerarea aerării apei, având la bază numai diluția apelor, permite obținerea următoarei ecuații de bilanț, a consumului biochimic de oxigen:

$$L_{uz} \cdot q + a \cdot Q \cdot L_r = (a \cdot Q + q) L_{am} \quad (5.6)$$

unde rezultă valoarea limită de CBO₅ din apa epurată care este evacuată în emisar:

$$L_{uz} = \frac{a \cdot Q}{q} (L_{am} - L_r) + L_{am} \quad (5.7)$$

Pentru râurile de categoria a III-a, condițiile de calitate, respectiv gradul de epurare, se verifică în secțiunea de evacuare a apelor uzate, unde se consideră că amestecul este complet; calculele se conduc cu ajutorul ecuației (5.7), cu precizarea că L_{am} reprezintă CBO_5 din STAS 4706-88 pentru râuri de categoria a III-a.

Gradul de epurare necesar apelor uzate din punct de vedere a materiilor organice, exprimate prin CBO_5 , se va calcula cu relația:

$$E\% = \frac{L_0 - L_{uz}}{L_0} \times 100 \quad (5.8)$$

în care:

L_0 - reprezintă CBO_5 , în mg/dm^3 , al apelor uzate brute ce intră în stația de epurare;

L_{uz} - valorile limită admisibile, în mg/dm^3 , de CBO_5 ce se evacuează în emisar, calculate cu relațiile (5.5) sau (5.7).

Pentru stabilirea schemei de epurare, valoarea gradului de epurare stabilită cu relația (5.8) este corelată cu valorile din tabelul 5.3.

5.2.3. Calculul gradului de epurare necesar privind oxigenul dizolvat (O_2) în apa receptorului

Tinând seama că în receptor regimul oxigenului dizolvat într-o secțiune oarecare este determinat de desfășurarea simultană a celor două procese, de consum a oxigenului din apă în cadrul autoepurării organice și de îmbogățire cu oxigen, prin reaerare, la suprafața apelor, se urmărește ca în punctul cu deficitul maxim corespunzător timpului critic să fie asigurat o cantitate minimă de oxigen (de exemplu, $4 mg/dm^3$, pentru

apelor uzate de categoria a III-a), care să asigure menținerea vieții acvatice în emisar.

Timpul critic în zile, de parcurgere a apei râului de la secțiunea de evacuare a apelor uzate până la acel punct unde se înregistrează deficitul maxim de oxigen se determină cu relația:

$$t_{cr} = \frac{\lg \left[\frac{k_2^r}{k_1^r} \cdot \left[1 - \frac{D_0(k_2^r - k_1^r)}{L_0 k_1^r} \right] \right]}{k_2^r - k_1^r} \quad (5.9)$$

în care:

k_1^r - reprezintă viteza consumului de oxigen al apei receptorului în amonte de secțiunea de evacuare a apelor uzate (din tabelul 4.1.);

k_2^r - coeficientul de reaerare a apei receptorului în amonte de secțiunea de evacuare a apelor uzate (din tabelul 4.2.);

D_0 - deficitul inițial de oxigen din apa receptorului în amonte de secțiunea de evacuare a apelor uzate;

L_0 - consumul primar de oxigen (CBO_{20}) al amestecului de apă uzată și de râu în secțiunea de evacuare a apelor uzate.

Deficitul inițial de oxigen, în mg/dm^3 , se determină cu relația:

$$D_0 = O_s - O_r \quad (5.10)$$

în care:

O_s - oxigenul dizolvat la saturație din apa receptorului la temperatura de calcul (din tabelul 4.3);

O_r - oxigen dizolvat în receptor în amonte de secțiunea de evacuare a apelor uzate.

Consumul primar total de oxigen, exprimat prin CBO_{20} , în mg/dm^3 al amestecului celor două feluri de ape în secțiunea de evacuare rezultă din relația:

$$L_0 = \frac{q \cdot L_{uz} + a \cdot Q \cdot L_r}{q + a \cdot Q} \quad (5.11)$$

în care:

L_{uz} - reprezintă materia organică din apele uzate epurate care ajunge în receptor; această valoare se determină cu relația (5.5) sau (5.7) cu mențiunea că se va avea în vedere transformarea CBO_5 în CBO_{20} . În acest mod se verifică dacă impurificarea receptorului admisibilă după criteriul CBO_5 nu va pune în pericol regimul de oxigen dizolvat al receptorului;

L_r - CBO_{20} din apa receptorului în amonte de secțiunea de evacuare a apelor uzate.

Deficitul critic va fi calculat conform relației (4.19), în care s-a introdus timpul critic, adică:

$$D_{cr} = \frac{k_1^r \cdot L_0}{k_2^r - k_1^r} \left(10^{-k_1^r t_{cr}} - 10^{-k_2^r t_{cr}} \right) + D_0 \cdot 10^{-k_2^r t_{cr}} \quad (5.12)$$

În continuare se calculează diferența dintre concentrația oxigenului la saturatie și cel critic ($O_r = O_s - D_{cr}$) și se verifică dacă valoarea obținută depășește limita admisibilă indicată în STAS 4706-88 pentru categoria respectivă de calitate a receptorului, pentru ca, în final, să se calculeze gradul de epurare. Dacă diferența este mai mică, calculul se refac alegându-se un deficit corespunzător cantității minime de oxigen impusă de STAS 4706-88 ($D_{cr} = O_s - O_{min}$) pentru care se calculează timpul critic corespunzător, avându-se în vedere că, prin încercări succesive, se stabilește valoarea L_0 .

După stabilirea gradului de epurare necesar privind oxigenul dizolvat, se face o comparație cu cel calculat după CBO_5 , alegându-se valoarea mai mare.

Calculul regimului de oxigen va fi mai precis și mai complet dacă toate variabilele din ecuațiile (5.9) . . . (5.12) sunt determinate pe cale directă prin vizitarea preliminară a tronsonului de receptor unde se presupune a se realiza evacuarea apelor uzate.

Un alt procedeu de calcul al gradului de epurare necesar, îl reprezintă metoda Fair (1956) care pe baza unor cercetări pe diferite tipuri de ape de suprafață (iazuri, lacuri mari, râuri cu regimuri de viteze variabile etc.), a stabilit timpul critic pentru care deficitul de oxigen este maxim, precum și "factorii de încărcare", în mg/dm^3 , care pot fi aplicați amestecului de ape de suprafață și de suprafață, cu respectarea condițiilor de calitate impuse de

Ecuatia de bilanț al oxigenului pentru ape curgătoare, a fost stabilită în forma:

$$L_{uz} \cdot q + Q \cdot L_r = (Q + q) L_{am} \quad (5.13)$$

$$L_{am} = F \cdot D_{max} \quad (5.14)$$

L_{uz} - substanțe organice admisibile, exprimate în CBO_5 , al apelor uzate din secțiunea de evacuare, în mg/dm^3 ;

L_{am} - substanțele organice, exprimate în CBO_5 , din amestecul celor două feluri de ape, în mg/dm^3 ;

F - factor de încărcare, în mg/dm^3 , din tabelul 5.4;

D_{max} - deficitul maxim de oxigen în aval de secțiunea de evacuare a apelor uzate, rezultat din diferența dintre oxigenul la saturatie (tabelul 4.3) și oxigenul ce trebuie să existe în orice moment în apă (STAS 4706-88).

Din relația (5.13) se calculează valoarea limită admisibilă de materie organică ce poate fi evacuată în receptor (L_{uz}) și se determină apoi gradul de epurare necesar.

În cazul lacurilor, ținând seama de diluția relativă definită de raportul L_{uz}/L_{am} , se determină valoarea limită admisibilă de CBO_5 (L_{uz}) din relația:

$$\frac{V_{lac}}{q} = t_{cr} \frac{L_{uz}}{L_{am}} \quad (5.15)$$

în care: V_{lac} este volumul apei din lac, în m^3 , iar t_{cr} este timpul critic conform datelor din tabelul 5.4. Se determină apoi gradul de epurare necesar.

Tabelul 5.4

Factorii de încărcare F , în mg/dm^3 și timpii critici, în zile, pentru diferite tipuri de apă de suprafață

Tipul apei de suprafață	a. Conținutul de oxigen în secțiunea de deversare este la limita admisibilă			b. Conținutul de oxigen în secțiunea de deversare este egal cu cel de saturare, adică 10,2 g/l la 15°C, 9,2 mg/l la 20°C, 8 mg/l la 25°C			Durata de aerare a apei t_c (zile) până la punctul unde deficitul de O_2 este maxim		
	Durata de curgere			Durata de curgere			Durata de curgere		
	15°C	20°C	25°C	15°C	20°C	25°C	15°C	20°C	25°C
1. Eleștee	0,6	0,5	0,4	2,1	1,6	1,3	5,9	5,0	4,3
2. Lacuri mari	1,1	0,9	0,7	2,7	2,1	1,6	4,5	3,9	3,3
3. Cursuri de apă cu curgere lentă	1,6	1,2	0,9	3,2	2,5	2,0	3,8	3,2	2,8
4. Cursuri de ape mari	2,2	1,7	1,3	4,0	3,2	2,5	3,0	2,6	2,3
5. Cursuri de apă cu curgere rapidă	3,5	2,7	2,1	5,4	4,3	3,3	2,3	2,0	1,8
6. Cursuri de apă cu curgere foarte rapidă	22,0	17,0	13,0	25,0	20,0	15,0	0,6	0,6	0,5

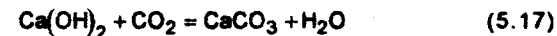
5.2.4. Calculul gradului de epurare necesar după reacția activă (pH)

Pentru a putea evacua apele uzate acide sau bazice într-un receptor, trebuie să se ia în considerare capacitatea neutralizantă a acestuia. Această caracteristică este dată de conținutul de bicarbonați de calciu $Ca(HCO_3)_2$ și bicarbonați de magneziu $Mg(HCO_3)_2$ existent în apele receptorului, care determină duritatea apei receptorului, precum și conținutul de acid carbonic liber sub formă de anhidridă carbonică dizolvată (CO_2). Dacă conținutul de acid carbonic este dat în mg/dm^3 , atunci, pentru trecerea lui în concentrație molară, numărul de mg de CO_2 se împarte cu 44. Pentru bicarbonații exprimați în mg/dm^3 , recalcularea se face prin introducerea raportului greutateilor moleculare, $61/44 = 1,39$.

Acizii care se evacuează în emisar împreună cu apele uzate (de proveniență industrială) reacționează cu bicarbonații, punând în libertate acidul carbonic, în urma acestor reacții se reduce cantitatea de bicarbonați din apă; reacția de neutralizare a acidului sulfuric se prezintă astfel:



Când în apă se introduc alcalii, apa este neutralizată de acidul carbonic liber, de exemplu:



Neutralizarea alcaliilor se face și pe seama distrugerii bicarbonaților la limitele echilibrului acidului carbonic, sub forma:



În acest scop, s-a determinat experimental, că nu este indicat să se utilizeze pentru neutralizare, o cantitate mai mare decât 1/3 din fondul de bicarbonați ai receptorilor.

În conformitate cu prevederile DCS nr. 414/1979, valoarea pH a apei receptorului, după evacuarea apelor uzate, trebuie să rămână în limitele 6,5 - 8,5 pentru orice diluție.

Dependența între reacția activă a apei (pH) și conținutul în această apă a acidului carbonic din bicarbonați și a acidului carbonic liber, în mg/dm^3 , se exprimă prin ecuația:

$$\text{pH} = 6,52 + \lg \text{CO}_2^{\text{bic}} - \lg \text{CO}_2^{\text{liber}} \quad (5.19)$$

în care:

6,52 - valoarea logaritmului negativ a constantei de disociere a CO_2
($k = 3 \cdot 10^{-7}$);

CO_2^{bic} - cantitatea de acid carbonic legat, în mval sau mg/dm^3 ;

$\text{CO}_2^{\text{liber}}$ - cantitatea de acid carbonic liber, în mval sau mg/dm^3 .

La evacuarea unei ape uzate acide, determinarea valorii admisibile de acid (Ac), în mg/dm^3 , ce poate fi amestecat cu apele receptorului, din condiția ca valoarea pH = 6,5, se poate stabili cu relația (5.19), astfel:

$$6,52 - 6,50 = \lg \frac{\text{CO}_2^{\text{lib}} + \text{Ac}}{\text{CO}_2^{\text{bic}} - \text{Ac}} = 0,02 \quad (5.20)$$

de unde rezultă:

$$\text{Ac} = 0,511 \text{CO}_2^{\text{bic}} - 0,488 \cdot \text{CO}_2^{\text{lib}} < \frac{1}{3} \text{CO}_2^{\text{bic}} \quad (5.21)$$

Gradul de epurare necesar apelor acide va fi:

$$E\% = \frac{\text{Ac}^{\text{uz}} - \text{Ac}}{\text{Ac}^{\text{uz}}} \times 100 \quad (5.22)$$

în care:

Ac^{uz} - cantitatea de acid existentă în apa uzată industrială, în mg/dm^3 ;

Ac - cantitatea admisibilă a fi evacuată în receptor, în mg/dm^3 .

La evacuarea apelor alcaline, cantitatea admisibilă de alcalii (Al), în mg/dm^3 , ce poate fi evacuată în receptor astfel ca pH = 8,5, rezultă din ecuația (5.19), pusă sub forma:

$$6,52 - 8,50 = -1,98 = 2,02 + \lg \frac{\text{CO}_2^{\text{lib}} - \text{Al}}{\text{CO}_2^{\text{bic}} + \text{Al}} \quad (5.23)$$

de unde rezultă:

$$\text{Al} = 0,99 \cdot \text{CO}_2^{\text{lib}} - 0,0104 \cdot \text{CO}_2^{\text{bic}} \quad (5.24)$$

Cu această valoare se determină gradul de epurare necesar apelor alcaline, folosind relația (5.22).

5.2.5. Calculul gradului de epurare necesar privind substanțele toxice

În secțiunea de calcul considerată la 1 km amonte de zona de folosință, sau în secțiunea de evacuare (pentru receptori de categoria a III-a) se poate scrie următoarea ecuație de bilanț a substanțelor toxice:

$$Q \cdot C_{\text{ad}} + a \cdot Q \cdot C_r = (a \cdot Q + q) C_{\text{lim}} \quad (5.25)$$

de unde:

$$C_{ad} = \frac{a \cdot Q}{q} (C_{lim} - C_r) + C_{lim} \quad (5.26)$$

în care:

C_{ad} - concentrația admisibilă de substanțe toxice din apele uzate ce poate fi evacuată în receptor, în mg/dm^3 ;

C_{lim} - concentrația limită admisibilă de substanțe toxice în secțiunea de calcul, în mg/dm^3 (STAS 4706-88);

C_r - concentrația în substanțe toxice a apelor emisarului în amonte de gura de vărsare, în mg/dm^3 .

5.3. SCHEME DE STAȚII DE EPURARE

Totalitatea construcțiilor și instalațiilor pentru epurarea apelor și tratarea nămolurilor, la care se adaugă elementele tehnologice (canale, conducte, jgheburii etc.) între aceste obiecte, inclusiv construcțiile și instalațiile de deservire, formează stația sau uzina de epurare.

Schema stației de epurare se prezintă sub forma unei schițe care indică succesiunea în plan a obiectelor principale care asigură epurarea apelor și tratarea depunerilor. Schema nu trebuie confundată cu planul de situație al stației de epurare, unde obiectele, elementele de legătură, instalațiile etc. sunt prezentate cu cote de nivel, dimensiuni, distanțe între obiecte etc.; în același timp, planul de situație este însoțit de un profil tehnologic din care trebuie să rezulte amplasarea relativă, în planul vertical, a obiectelor din stația de epurare, cu indicarea circulației apei și depunerilor, gravitațional sau prin pompare.

Schema unei stații de epurare se stabilește în funcție de mărimea gradului de epurare necesar apelor uzate, de modul de tratare a depunerilor, de suprafața de teren disponibilă pentru amplasarea stației de

epurare de factorii locali privind natura emisarului, a terenului de fundații, alimentarea cu energie electrică etc.

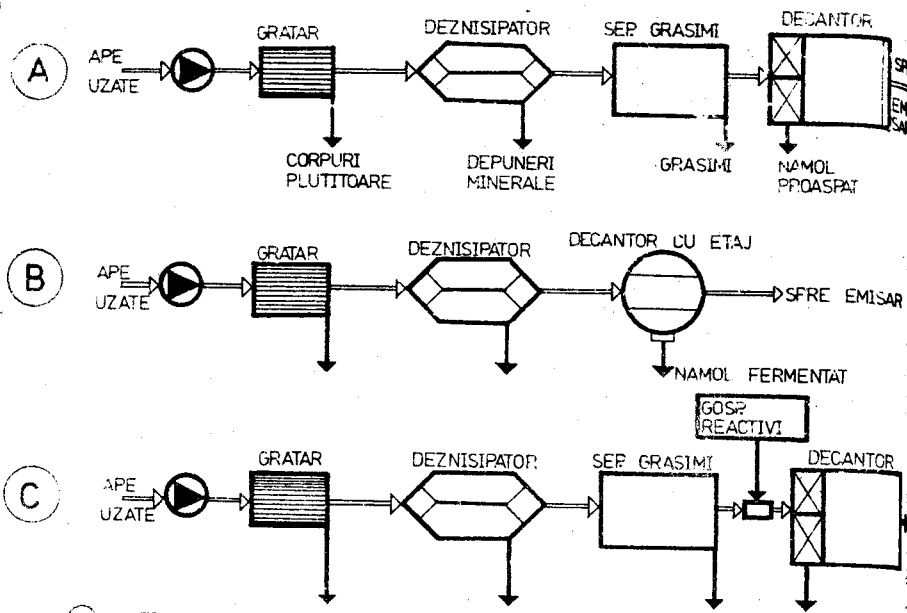
Apele uzate trebuie epurate mecanic în orice sistem de canalizare și pentru orice emisar, indiferent dacă din calculul gradului de epurare necesar rezultă valori negative de epurare. Pentru localități cu o populație mică până la 15 - 20 mii de locuitori, în funcție de condițiile locale, se poate recurge la epurarea mecanică pe baza utilizării unor procese cu eficiență de epurare ridicată (de exemplu: aerarea prelungită până la stabilizarea totală a apelor uzate și a nămolului).

Epurarea biologică poate fi analizată în mai multe variante tehnologice, cu descrierea în detaliu a fiecărei variante pentru a pune în evidență eficiența realizată, utilajele și instalațiile necesare, bilanțul energetic, furnizorii de echipamente etc.

Schemele prezentate în figurile 5.1. - 5.4. fac parte din categoria sistemelor clasice de epurare, specifice apelor uzate menajere. Pentru apele uzate orășenești sau pentru apele uzate industriale, aceste scheme pot fi simplificate sau completate cu alte obiecte de epurare (de exemplu: epurarea avansată).

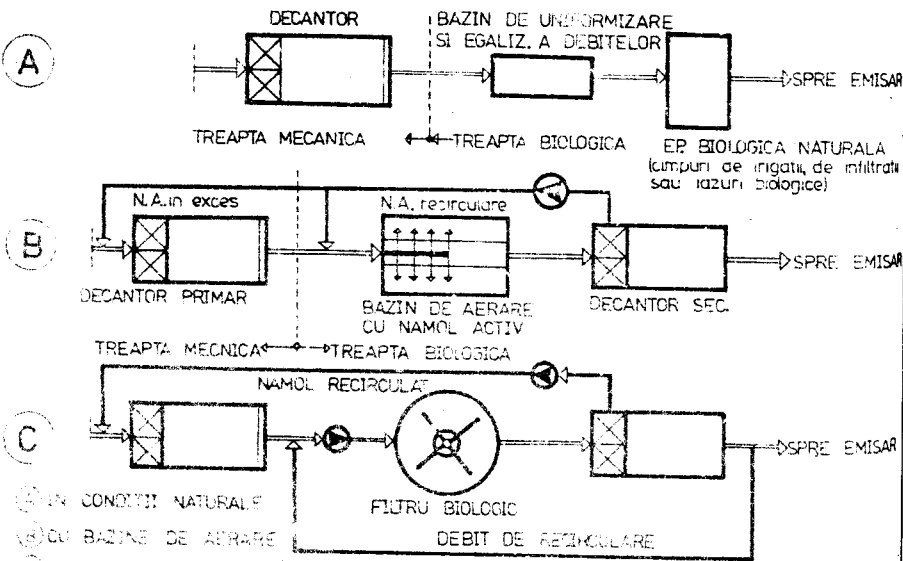
Ca recomandare de ordin general, la stabilirea unei scheme de stație de epurare, trebuie ca obiectele funcționale să ocupe o suprafață cât mai mică, transportul apei uzate și a nămolului să se facă pe distanțe cât mai mici și să evite încrucișări repetate ale conductelor și canalelor. Pentru o bună exploatare trebuie prevăzute canale de ocolire, atât pentru întreaga stație de epurare, cât și pentru treptele de epurare, uneori chiar și pentru obiectele principale din circuitul tehnologic al apei și nămolului.

Pentru epurarea bacteriologică, se vor prevedea decantoare de contact pentru amestecul acestor ape cu dezinfectantul folosit (clor, ozon).



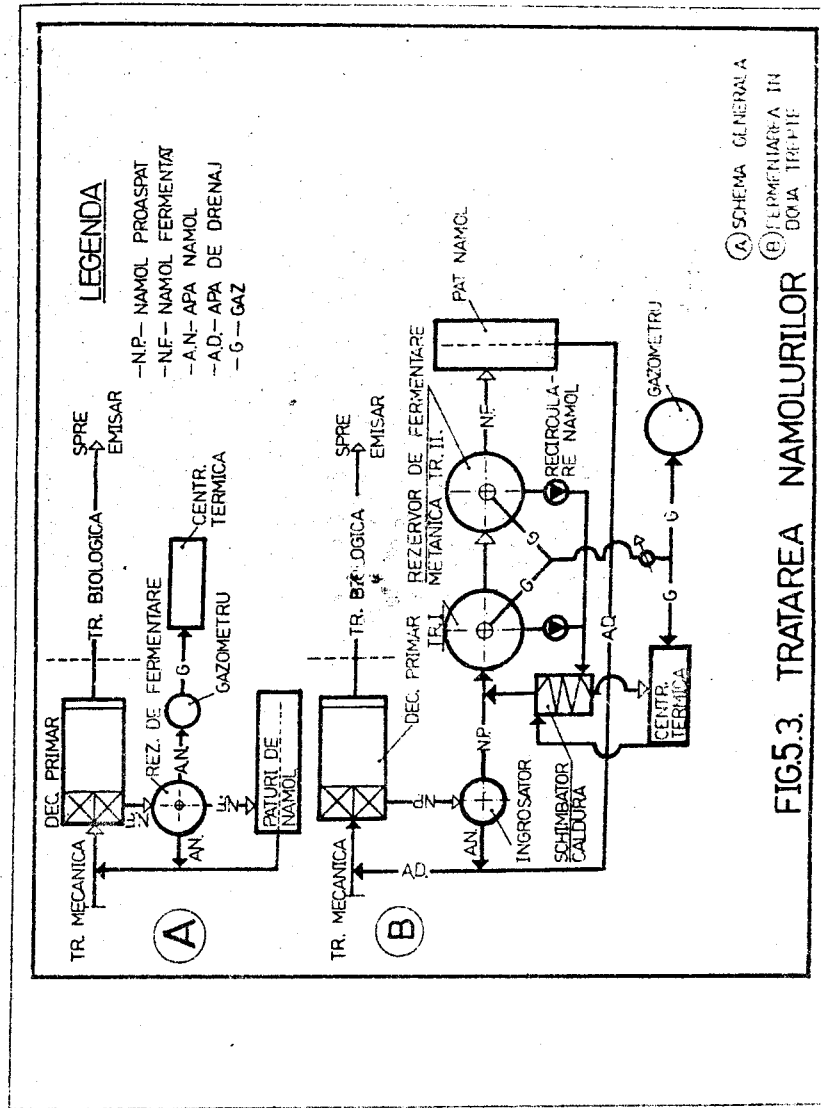
- (A) CU FERMENTARE SEPARATA A NAMOLULUI
 (B) CU DECANTARE CU ETAJ
 (C) PENTRU ELIMINAREA SUSPENSIIILOR COLOIDALE (mec-chim)

FIG 5.1. SCHEMA EPURARII MECANICE



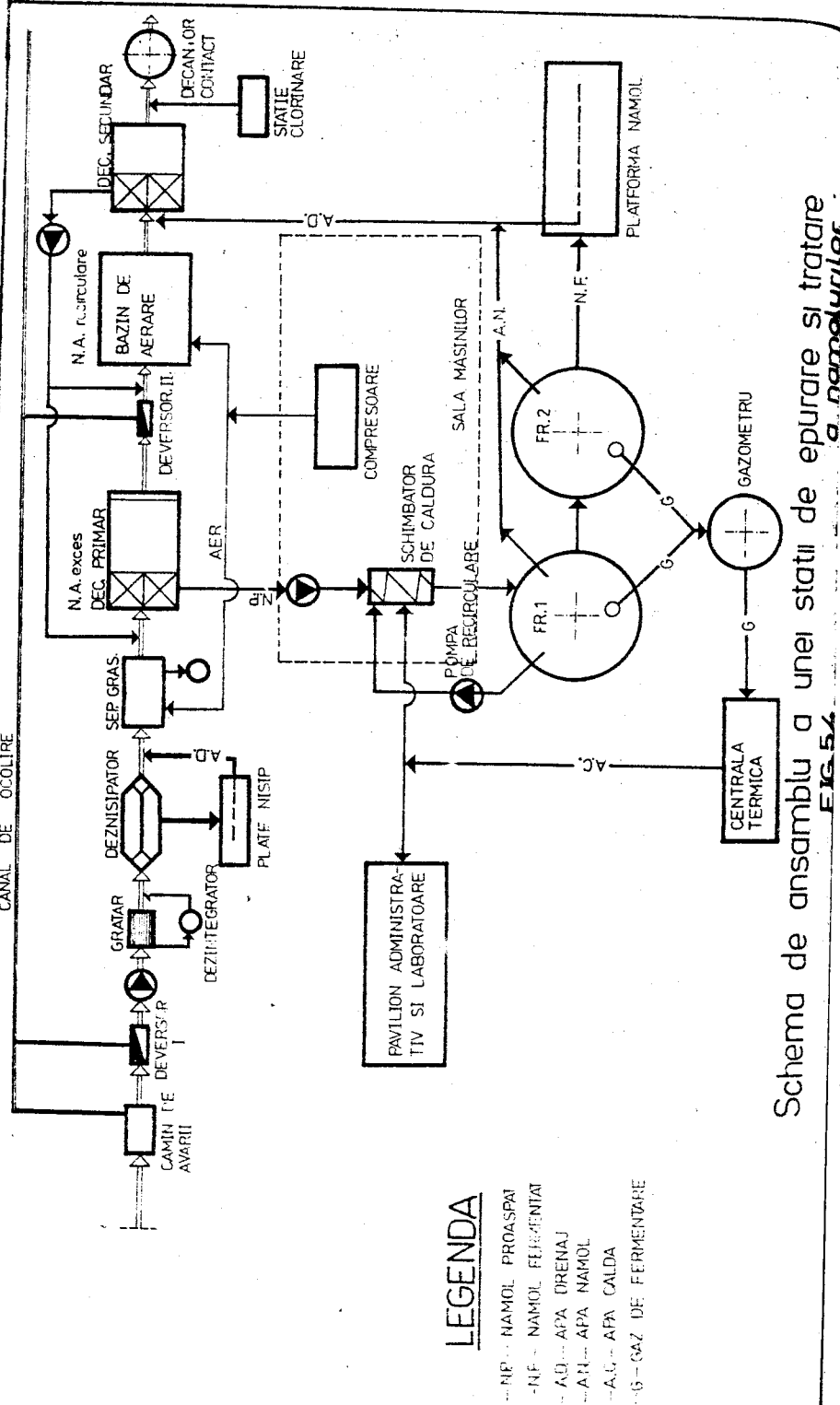
- (A) IN CONDITII NATURALE
 (B) CU BAZINE DE AERARE
 (C) FOTOFILOGICE

FIG 5.2. SCHEMA EPURARII BIOLOGICE



- (A) SCHEMA GENERALA
 (B) FERMENTAREA IN DOMA TR. II

FIG 5.3. TRATAREA NAMOLURILOR



Schema de ansamblu a unei statii de epurare si tratare a namolurilor

CAP. 6. EPURAREA MECANICĂ A APELOR

UZATE MENAJERE

Acest procedeu de epurare asigură eliminarea din apele uzate menajere a materiilor insolubile și a celor care plutesc pe baza unor procese fizice definite de diferențele de densitate ale acestora față de cea a apei.

Impuritățile grosiere și grele sunt reținute pe grătare, site (în special apele uzate industriale), deznisipatoare și decantoare, iar cele ușoare sunt reținute în separatoarele de grăsimi. Eficiența acestei trepte de epurare, din punct de vedere al reducerii suspensiilor, a încărcării organice și a bacteriilor, este arătată în tabelul 5.3.

6.1. GRĂTARE

Grătarele, conform STAS 12431-86, se prevăd la toate stațiile de epurare, indiferent de sistemul de canalizare adoptat și independent de procedeele de intrare a apei în stația de epurare - prin curgere gravitațională sau sub presiune. În acest din urmă caz, grătarele se prevăd înaintea stației de pompare.

Scopul grătarelor este de a reține corpurile plutitoare și suspensiile mari din apele uzate (crengi și alte bucăți din material plastic, de lemn, animale moarte, legume, cărpe și diferite corpuri aduse prin plutire etc.), pentru a proteja mecanismele și utilajele din stația de epurare și pentru a reduce pericolul de colmatare ale canalelor de legătură dintre obiectele stației de epurare.

Grătarele se confecționează sub forma unor panouri metalice, plane sau curbe, în interiorul cărora se sudează bare de oțel paralele prin care sunt trecute apele uzate. În funcție de distanța dintre aceste bare, se

deosebesc grătare rare și grătare dese. Barele cele mai frecvent folosite sunt cele de secțiune dreptunghiulară (10 x 40 mm sau 8 x 60 mm), dimensiunea minimă fiind așezată normal pe direcția de parcurgere a apei. Pentru a reduce mărimea pierderilor hidraulice la trecerea apei prin grătar, se recomandă rotunjirea muchiilor barelor. În unele situații se poate accepta soluția cu bare cu secțiunea rotundă care, sub aspect hidraulic, prezintă rezistențe minime, în schimb sunt dificile de curățat în timpul exploataării.

Grătarele rare îndeplinesc de obicei rolul de protecție a grătarelor dese împotriva corpurilor mari plutitoare. Distanța între barele acestui grătar variază în limitele 50-100 mm.

Grătarele dese prezintă deschiderile dintre bare de 16 - 20 mm, când curățirea lor este manuală, și de 25 - 60 mm, la curățirea lor mecanică. Cele din fața stațiilor de pompare a apelor uzate brute au interspațiile de 50 - 150 mm.

După modul lor de curățire, panourile de grătar pot fi verticale sau înclinate. Cele cu curățire manuală se recomandă a fi înclinate față de orizontală, sub un unghi de 30 - 45°, iar grătarele cu curățire mecanică pot avea o înclinare de 45 - 90° (frecvent acest unghi este cuprins între 60 și 75°).

Grătarele sunt amplasate în camere speciale amenajate care reprezintă o supralărgire a canalului din amonte, sub un unghi de racordare de 20°, pentru a evita formarea curenților turbionari. Pentru a preîntâmpina apariția remului datorită colmatării grătarului cauzată de o exploatare necorespunzătoare, se prevede un canal de ocolire (by-pass) care va asigura evacuarea apelor uzate fără a inunda camera grătarului și a zonelor din apropiere. De obicei grătarele se montează în aer liber și numai în locuri cu temperaturi minime sub 6°C se va examina necesitatea amplasării lor în clădiri pentru a proteja, împotriva intemperiilor, mecanismele de curățire și de tocare a reținerilor de pe grătare.

Grătarele cu curățire manuală (fig. 6.1.) se utilizează numai la stațiile de epurare mici cu debite până la 0,1 m³/s, care deservește maximum 15.000 locuitori. Curățirea se face cu greble, cângi, lopeti etc, iar pentru ușurarea exploataării se vor prevedea platforme de lucru la nivelul părții superioare a

grătarului, lățimea minimă a acestora fiind de 0,8 m. Având în vedere debitele mari de debite ce se înregistrează în perioadele ploioase sau de-a lungul unui an, exploatarea va fi mult ușurată dacă se prevăd

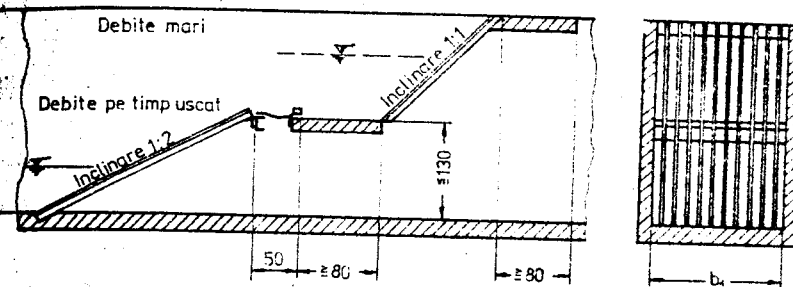


Figura 6.1. Grătar plan cu curățire manuală

panouri de grătare aferente debitelor respective.

Grătarul cu curățire mecanică (fig. 6.2.) constituie soluția aplicată la stațiile de epurare ce deservește peste 15.000 locuitori, deoarece, în afară de faptul că elimină necesitatea unui personal de deservire continuă, asigură condiții bune de curgere a apei prin interspațiile grătarului fără a

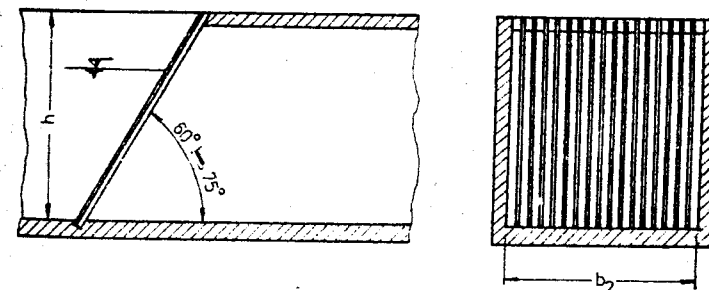


Figura 6.2. Grătar plan cu curățire mecanică

exista riscul apariției mirosurilor neplăcute în zonă.

Spre deosebire de grătarele cu curățire manuală unde nu se prevede panouri grătare de rezervă, la cele cu curățire mecanică este necesar să se prevadă minimum un grătar de rezervă. Curățirea grătarului este realizată de cele mai multe ori cu greble mecanice care se deplasează prin deschizăturile barelor grătarului prin intermediul unor lanțuri sau cabluri. Mecanismul de curățire acționează intermitent, el fiind comandat de un motor plutitor care pune în funcțiune mecanismul în momentul când pierderea sarcină a depășit o anumită valoare. În unele situații se pot aplica și curățitoare glisante care se rotesc pe o bandă, așa cum este prezentat în

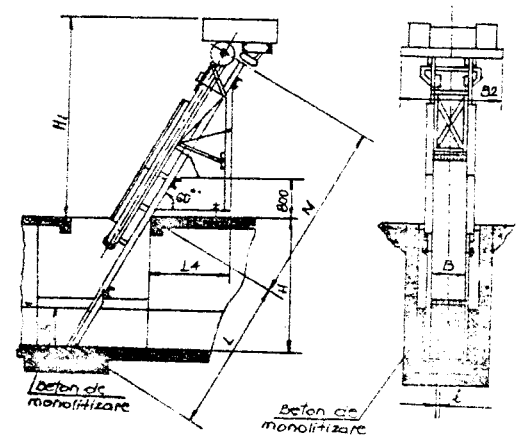


Figura 6.3. Grătar cu curățire mecanică

... din tabelul 6.1., lățimea grătarelor este limitată la cea ce presupune aducerea de mai multe compartimente în camera grătarilor. Fiecare compartiment va fi prevăzut cu stavile închidere pentru a permite repararea grătarelor și a mecanismelor de curățire. În cazul când depunerile reținute pe grătare depășesc cantitatea de 0,1 m³/zi, iar procedeul de curățire este mecanizat, se vor prevedea obligatoriu utilaje pentru tocarea (fărămitarea) acestor depuneri.

În afară de grătare plane, se pot folosi și grătare curbe cu curățire mecanică, care se compun dintr-un schelet metalic încastrat în beton și prevăzut cu două greble care curăță prin intermitență grătarul. Distân-

... barele panoului se consideră de 16 mm, iar viteza apei printre bare va fi între 0,8 - 1,1 m/s.

Tabelul 6.1.

Caracteristicile tehnice ale grătarelor plane cu curățire mecanică

Caracteristici	Lățimea panoului grătarului B (mm)					
	500	600	800	1.000	1.250	1.600
Debit minim (l/s)	75	110	190	300	480	770
Debit mediu (l/s)	110	160	290	450	720	1.200
Debit maxim (l/s)	150	210	380	590	950	1.600
Adâncimea canalei (H mm)	4500	4000	3500	3000	2500	2000
Lățimea suprafeței (H ₁ mm)	3470			4300		
Lățimea platformei de lucru (L ₁ mm)	1200			1720		
Adâncimea apei în canal (h mm)	630			1250		
Motor	0,75 Kw/1000 rot/min			1,5 Kw/1500 rot/min		

Pentru comanda utilajului se specifică denumirea urmasului de fabricație și schema de montaj (de exemplu grătar curb cu curățire mecanică de 0,6 dreapta). În figura 6.4. este prezentat un grătar curb furnizat de UNIO Satu Mare cu schema de montaj în dreapta.

Dimensionarea grătarului se face în funcție de debitul apelor uzate, de mărimea interspațiilor adoptate între barele grătarului și de lățimea barelor metalice din care se execută panouri - grătar. Se va avea în vedere ca viteza apei prin grătar, din condiția de a nu se antrena depunerile prin interspațiile grătarului, să nu depășească 0,7 m/s la debitul zilnic mediu și de maximum 1,2 m/s pentru debitul orar maxim.

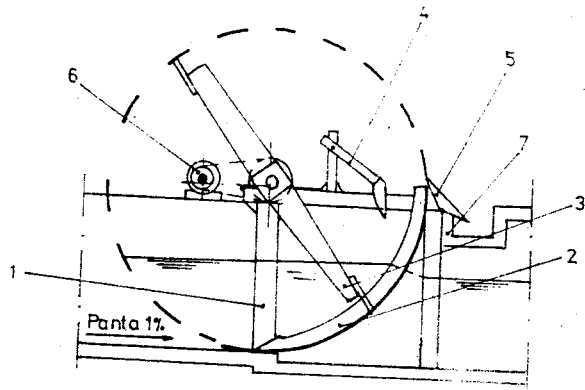


Figura 6.4. Grătar cu curățire mecanică

- 1 - sașiu; 2 - grătar; 3 - greblă; 4 - curățitor de greblă;
5 - descărcător; 6 - mecanism de antrenare; 7 - jgheab colector

În amonte de grătar, limita minimă a vitezei este de 0,4 m/s la debitul minim al apelor uzate, iar limita maximă este de 0,9 m/s corespunzătoare debitelor maxime și a celor pe timp de ploaie (aceste limite de viteze nu vor permite depunerea materiilor în suspensie pe radierul camerei grătarului).

Pentru a realiza vitezele menționate, radierul camerei grătarului trebuie să prevadă cu o pantă de cel puțin 0,001.

Aria suprafeței utile de lucru a grătarului (a interspațiilor) se determină prin calcul, dar trebuie să se verifice ca să nu fie mai mică decât dublul suprafeței utile din canalul de intrare a apei brute. În cazul curățirii manuale și nu mai mică de 1,2 în cazul curățirii manuale.

Dimensionarea din punct de vedere hidraulic se desfășoară conform datelor din figura 6.5., după cum urmează:

Se determină numărul n de interspații ale grătarului, din relația

$$n = \frac{Q_c}{b \cdot v \cdot H_u} \sin \alpha \quad (6.1)$$

în care:

- Q_c - debitul de calcul, în m^3/s , care se consideră egal cu $2 \cdot Q_{or \max}$ în sistemul unitar de canalizare și $Q_{or \max}$ în sistemul separativ;

- b - distanța între barele grătarului, în m;
 v - viteza apei prin interspațiile grătarului, în m/s;
 H_u - înălțimea apei în canalul deschis de intrare la grătar, în m (corespunzătoare debitului luat în calcul);
 α - unghiul pe care îl face grătarul cu orizontala.

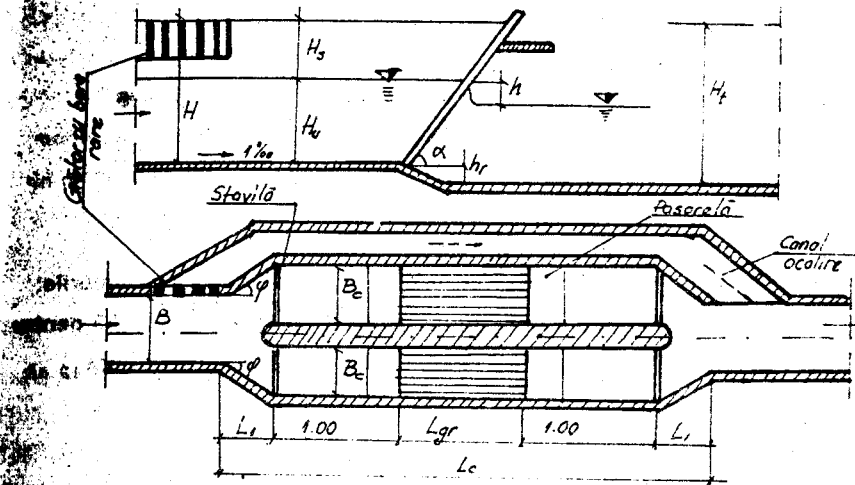


Figura 6.5. Elementele geometrice ale camerei grătarului

Lățimea panoului de grătar va fi:

$$B_{gr} = b \cdot n + (n - 1) \cdot g \quad (6.2)$$

în care g reprezintă grosimea grătarului, în m.

Lățimea comparimentului din camera grătarului, va rezulta din relația:

$$B_c = B_{gr} + C \quad (6.3)$$

în care C reprezintă lățimea pieselor de prindere a grătarului în pereții camerei, în m (se consideră 0,25 - 0,30 m).

Valoarea obținută din relația (6.2.) permite alegerea panoului - grătar standard din tabelul 6.1.

Se verifică viteza de curgere a apei în amonte de grătar, v_a , în m/s, care nu trebuie să depășească limitele minime și maxime menționate, în acest mod se asigură menținerea radierului curat, fără depuneri. Se va folosi relația:

$$v_a = \frac{Q_c}{B_c \cdot H_u} \quad (6.4)$$

Pierderea de sarcină prin grătar se determină cu ajutorul relației lui O. Kirschmer (1926) urmărindu-se, în timpul exploatării, ca mărimea acestei pierderi de sarcină să nu depășească 15 cm pentru a se evita crearea de remuuri în canalul de intrare a apelor uzate brute sau inundarea camerei grătarelor. Relația folosită va fi:

$$h = \beta \left(\frac{g}{b} \right)^{\frac{4}{3}} \frac{v_a^2}{2 \cdot g} \sin \alpha \quad (6.5.)$$

în care:

- h - pierderea de sarcină prin grătar, în m;
- β - coeficient de formă a barelor grătarului care poate avea valorile: 2,42 pentru bare dreptunghiulare cu muchii ascuțite; 1,83 pentru bare dreptunghiulare cu muchii rotunjite; 1,79 pentru bare rotunde etc;
- g - grosimea barei, în m;
- b - lățimea interspațiilor dintre bare, în m;
- v_a - viteza apei în amonte de grătar, în m/s;
- α - unghiul de înclinare al grătarului față de orizontală.

La stabilirea profilului în lung a liniei apei, pentru a ține seama de colmatarea grătarului, radierul din avalul grătarului se va coborî pe o înălțime h_r, care va reprezenta de trei ori mărimea pierderilor de sarcină calculată cu relația (6.5) dar nu mai mică de 15 cm.

Proiecția pe orizontală a grătarului, L_{gr}, în m, rezultă din relația:

$$L_{gr} = (H_u + H_s) \operatorname{ctg} \alpha \quad (6.6.)$$

în care H_s este înălțimea de siguranță care se consideră de până la 0,5 m.

Lungimea pe care are loc supralărgirea canalului de intrare a apelor uzate, L₁, în m, se calculează în funcție de unghiul φ = 20°, astfel:

$$L_1 = \frac{B_c - B}{2} \operatorname{ctg} \varphi = 1,37(B_c - B) \quad (6.7.)$$

Cantitatea de rețineri pe grătar depinde de lățimea interspațiilor și de modul lor de curățire (manual sau mecanic). Volumul de depuneri reținute, V_d, în m³/zi, pentru apele uzate menajere, se calculează cu relația:

$$V_d = \frac{N \cdot p}{365} \cdot \frac{1}{1000} \quad (6.8.)$$

în care:

- N - populația deservită de stația de epurare;
- p - norma de depunere, în dm³/loc.an, cu greutatea specifică de 750 daN/m³ și o umiditate de 80%; orientativ se pot folosi valorile din tabelul 6.2., cu precizarea că aceste valori pot ajunge de 5 ori mai mari.

Tabelul 6.2.

Cantități de rețineri pe grătare

Lățimile interspațiilor între bare (mm)	Cantitatea de rețineri dm ³ /om an la curățire	
	Manuală	Mecanică
16	5,0	6,0
20	4,0	5,0
25	3,0	3,5
30	2,5	3,0
40	2,0	2,5
50	1,5	2,0

În anotimpul călduros depunerile reținute pe grătare trebuie tratate cu înălțimea de curățire de var pentru evitarea atragerii muștelor și întârzierea fermentării.

6.1.1. Prelucrarea depunerilor reținute pe grătar

La stațiile mici de epurare, reținerile de pe grătare sunt transportate, cu ajutorul sacilor de plastic perforați, în exteriorul stației unde se îngroapă împreună cu alte materiale hidrofiele (turba, varul etc). Se poate aplica și soluția de compostare a reținerilor împreună cu gunoiul menajer.

În marile stații de epurare reținerile de pe grătare sunt incinerate la o temperatură de 800°C. În lipsa acestor crematorii se poate adopta soluția fărâmițării depunerilor cu ajutorul unor utilaje de fărâmițare numite dezintegratoare, și apoi reintroducerea lor în apa uzată înainte de grătare, sau, direct, în bazinele de fermentare. Aceste utilaje, figura 6.6 sunt amplasate imediat în vecinătatea grătarelor și prin intermediul ciocanelor sau cuțitelor care sunt în dotarea lor, realizează fărâmițarea materialului, fiind apoi evacuat hidraulic în amonte grătarului. În țara noastră se folosesc dezintegratoare cu ax vertical cu o productivitate de 2 m³/h, la un necesar de putere de 7,5 kW (furnizor IMUM - Baia Mare) și dezintegratoare

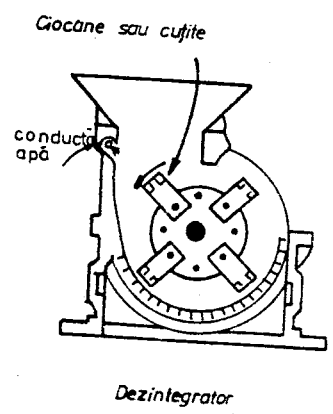


Figura 6.6. Dezintegrator

apreciază la circa 12 ore pe zi.

Apa necesară pentru evacuarea materialului fărâmițat este asigurată de o conductă de alimentare cu apă industrială. Ventilul electromagnetic pe conducta de apă este sincronizat cu funcționarea motorului electric al utilajului de fărâmițat.

Funcționarea utilajului de fărâmițare cu ajutorul nămolului activ din decantoarele secundare, în prealabil îngroșat la umiditatea de 97%, elimină necesitatea apei industriale, dar permite dirijarea acestui amestec în bazinele de fermentare a nămolului.

În ultimul timp, prelucrarea depunerilor reținute pe grătare a cunoscut o perfecționare tehnologică prin utilizarea unor utilaje numite cominutoare care execută simultan, reținerea și fărâmițarea depunerilor. Aceste operații de reținere și fărâmițare a depunerilor au loc direct în canal, fără necesitatea lor din apă, ceea ce evită producerea de mirosuri neplăcute îmbunătățind astfel condițiile sanitare de exploatare a stației de epurare.

Din punct de vedere constructiv, cominutorul este alcătuit dintr-un tambur rotativ cu fante de 6 - 10 mm, îndeplinind funcția de grătar, iar în exteriorul tamburului sunt montate o serie de cuțite și bare de fărâmițare. Acest tambur rotativ se află în interiorul unui cilindru fix, care pe fața inferioară, este prevăzut, de asemenea, cu o serie de dinți, (așezați ca un șarjant) de fărâmițare.

În timpul rotirii tamburului, materiile în suspensie din apa uzată sunt atrase în dreptul orificiilor (fantelor) acestuia, fiind fărâmițate până la dimensiuni mai mici decât ale fantelor, după care sunt evacuate pe la partea inferioară a utilajului și se depun în decantoare.

Pentru o funcționare corespunzătoare a mecanismelor și pentru o bună reținere a suspensiilor pe tambur este necesar să se asigure o diferență de nivel, Δh, a apei în canalul de intrare și de evacuare, care să fie echivalentă cu pierderea de sarcină. Aceste pierderi de sarcini variază între 50 mm, pentru utilajele de dimensiuni mici, până la 100 mm la cele de dimensiuni mari. În figura 6.7. este arătat unul din cominutoarele folosite frecvent în stațiile de epurare.

Pentru amplasarea lor nu sunt necesare bazine separate, însă camera în care se montează trebuie să asigure curgerea circulară a apelor uzate.

Când în compoziția apelor predomină corpuri și materii abrazive, amplasarea cominutoarelor se va face după deznisipatoare.

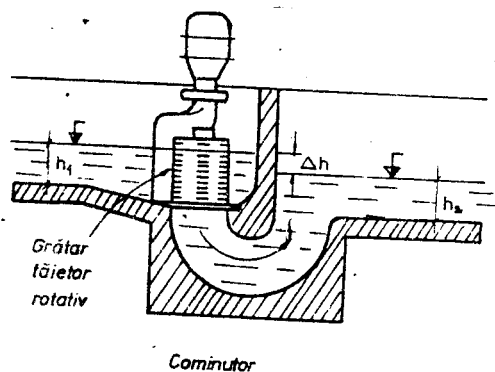


Figura 6.7. Cominator

Avantajul cominutoarelor constă în automatizarea completă a funcționării lor, montajul în aer liber și consum redus de energie electrică.

6.2. PREZENTAREA TEORETICĂ A PROCESULUI DE SEPARARE A SUSPENSIIILOR SEDIMENTABILE ȘI A CELOR PLUTITOARE

Natura particulelor în suspensie din apele uzate este extrem de eterogenă. Caracteristicile particulelor se pot modifica sub acțiunea factorilor fizici (uzură mecanică etc) sau chimici (fragmentare, aglomerare, floculare etc). Comportarea particulelor în lichid depinde de caracteristicile lor principale privind mărimea, forma, greutatea specifică, viteza de cădere într-un lichid în repaus (mărimea hidraulică), stare coloidală, stare de floculare, grad de saturație etc.

Mărimea geometrică a particulelor solide constituie cea mai importantă caracteristică deoarece influențează asupra condițiilor de cădere în lichid și asupra deplasării lor în curent.

Forma particulelor materiilor în suspensie este variabilă și greu de determinat, motiv ce determină introducerea în calcule a unui coeficient de corecție pentru a caracteriza această caracteristică a particulelor.

Densitatea

specifică a particulelor ρ_s variază în limite destul de largi, între $0,01 \text{ g/cm}^3$ pentru particulele coloidale din nămolul decantoarelor și $2,65 \text{ g/cm}^3$ pentru particulele solide minerale reținute în deznisipatoare. În funcție de raportul ce există între densitatea

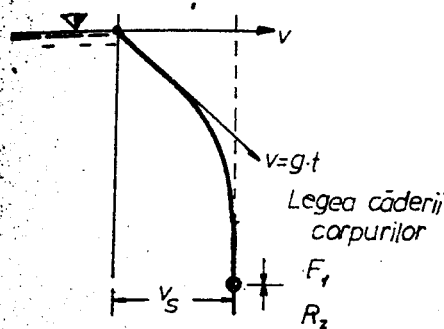


Figura 6.8. Traiectoria unei particule discrete într-un bazin cu apă în repaus

specifică a suspensiilor și cele ale apei ρ_a , deosebim următoarele situații: când $\rho_s > \rho_a$ are loc procesul de sedimentare a suspensiilor, când $\rho_s < \rho_a$ suspensiile plutesc la suprafața apei (cazul grăsimilor minerale și animale, hidrocarburi etc) și când $\rho_s = \rho_a$ suspensiile plutesc în masa apei sub formă de emulsii sau dispersii coloidale, iar pentru reținerea lor se folosesc procedee chimice (coagularea) sau procedee fizice (flotația).

O particulă care nu-și modifică mărimea, forma sau greutatea în timpul sedimentării face parte din categoria particulelor discrete. Căderea unei particule discrete într-un lichid în repaus are loc sub acțiunea greutății proprii care depinde de dimensiunea și forma particulei, la care se opune forța hidrostatică (Arhimede) și forța de rezistență la mișcare datorită frecării cu lichidul caracterizat de densitate, coeficientul de viscozitate dinamică etc (figura 6.8.).

În conformitate cu legile căderii libere a corpurilor în atmosferă, particula are la început o mișcare accelerată până când rezistența de frecare cu lichidul egalează forța de cădere care acționează asupra

particulei; din acest moment particula sedimentează cu o viteză uniformă corespunzătoare forme și greutatei ei.

Forța de cădere F_1 echivalentă cu greutatea particulei în lichid, va fi dată de relația:

$$F_1 = g(\rho_s - \rho)V \quad (6.9)$$

în care:

- ρ_s - densitatea particulei;
- ρ - densitatea apei;
- g - accelerația gravitațională;
- V - volumul particulei.

Pe de altă parte forța de frecare notată cu R_z poate fi determinată aplicând teorema "π" a dependenței funcționale dintre factorii fizici care intervin în mișcare (diametrul particulei, densitatea apei etc). Ia care se adaugă regimul de mișcare a apei (turbulent sau laminar), rezultând următoarea relație:

$$R_z = \frac{C_D \cdot A_c \cdot \rho \cdot v_s^2}{2} \quad (6.10)$$

în care

- R_z - forța de frecare în regim turbulent de mișcare;
- C_D - coeficientul de frecare al lui Newton;
- A_c - secțiunea transversală a particulei proiectată pe direcția perpendiculară a mișcării;
- ρ - densitatea apei;
- v_s - viteza de sedimentare (de cădere) a particulei.

Viteza de sedimentare a unei particule discrete va rezulta din condiția $F_1 = R_z$ adică din egalitatea relației (6.9) cu relația (6.10), obținându-se

$$v_s^2 = \frac{2 \cdot g \cdot (\rho_s - \rho)}{C_D} \cdot \frac{v}{\rho} \cdot \frac{v}{A_c} \quad (6.11)$$

Pentru cazul particular al particulelor discrete de formă sferică unde: $v = \frac{d^3}{6}$ și $A_c = \pi \frac{d^2}{4}$, expresia vitezei de sedimentare va rezulta din relația:

$$v_s^2 = \frac{2 \cdot g \cdot (\rho_s - \rho)}{C_D} \cdot \frac{4}{\rho} \cdot \frac{d}{6} \quad (6.12')$$

$$v_s^2 = \frac{4}{3} \cdot \frac{g}{C_D} \cdot \frac{(\rho_s - \rho)}{\rho} \cdot d \quad (6.12)$$

Coeficientul de frecare al lui Newton, C_D , variază în funcție de regimul de mișcare al fluidului din lichidul ce înconjoară particulele în mișcare, adică numărul lui Reynolds ($Re = v_s d / \nu$, în care ν reprezintă viscozitatea cinematică a fluidului; între viscozitatea dinamică și cea cinematică există următoarea relație: $\mu = \nu \cdot \rho$).

În figura 6.9 este prezentat graficul de variație a coeficientului de frecare al lui Newton în funcție de numărul lui Reynolds.

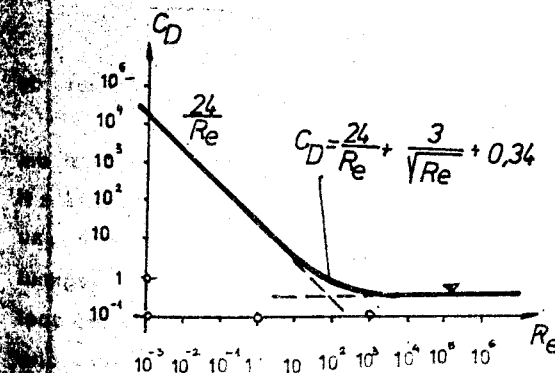


Figura 6.9. Variația coeficientului de frecare al lui Newton (C_D) în funcție de Re

Sedimentarea în regim laminar ($Re < 1$) este specifică particulelor discrete de dimensiuni foarte mici care se separă într-o apă liniștită, sau a particulelor care sedimentează într-un lichid mai vâscos decât apa. Coeficientul de frecare C_D în lichide

vâscoase are valoarea, $C_D = 24/Re = 24 \cdot \nu / v_s \cdot d$, care introdus în ecuația (6.12) se obține:

$$v_s = \frac{g \cdot (\rho_s - \rho) \cdot d^2}{18 \nu \cdot \rho} \quad (6.13)$$

care reprezintă legea lui Stokes ce caracterizează viteza de sedimentare a particulelor discrete în regim laminar de mișcare; rezultă că această viteză crește cu pătratul dimensiunii particulelor la care se adaugă și influența temperaturii lichidului.

În regim turbulent de mișcare a apei ($Re \geq 2 \cdot 10^3 - 10^4$), coeficientul de frecare C_D , conform graficului din figura 6.9., are o valoare constantă, de circa 0.4. Ecuația (6.12) poate fi scrisă sub forma:

$$v_s^2 = \frac{4}{3} \cdot \frac{g \cdot (\rho_s - \rho)}{0.4 \cdot \rho} \cdot d \quad (6.14)$$

sau
$$v_s = 5.7 \left[\left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho} \right) \cdot d \right]^{1/2} \quad (6.14')$$

Relația (6.14') exprimă legea lui Newton de sedimentare a particulelor discrete în regim turbulent de mișcare a apei unde influența temperaturii este neglijabilă.

Pentru un regim intermediar de mișcare a apei ($0.5 < Re < 10^3$), coeficientul de frecare este dat de relația:

$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{3}{\sqrt{Re}} + 0.34 \quad (6.15)$$

Cu ajutorul relației (6.12) se determină valoarea vitezei de sedimentare corespunzător acestui regim de tranziție.

Pentru rapiditatea efectuării calculului se poate utiliza graficul din figura 6.10 unde pe orizontală se alege diametrul particulei ce urmează a fi sedimentată din lichid, iar pe verticală, viteza de sedimentare sau ascensională, v_s , în cm/s (stânga) sau în m/h (dreapta) pentru regimul respectiv de mișcare a apei. Graficul a fost întocmit pentru temperatura apei de 20°C. $\rho_s = 1.01 - 2.65 \text{ g/cm}^3$, $\nu = 1.01 \cdot 10^{-2} \text{ cm}^2/\text{s}$; pentru alte temperaturi valorile din diagramă se multiplică cu cele obținute în schița din partea de jos a graficului din figura 6.10.

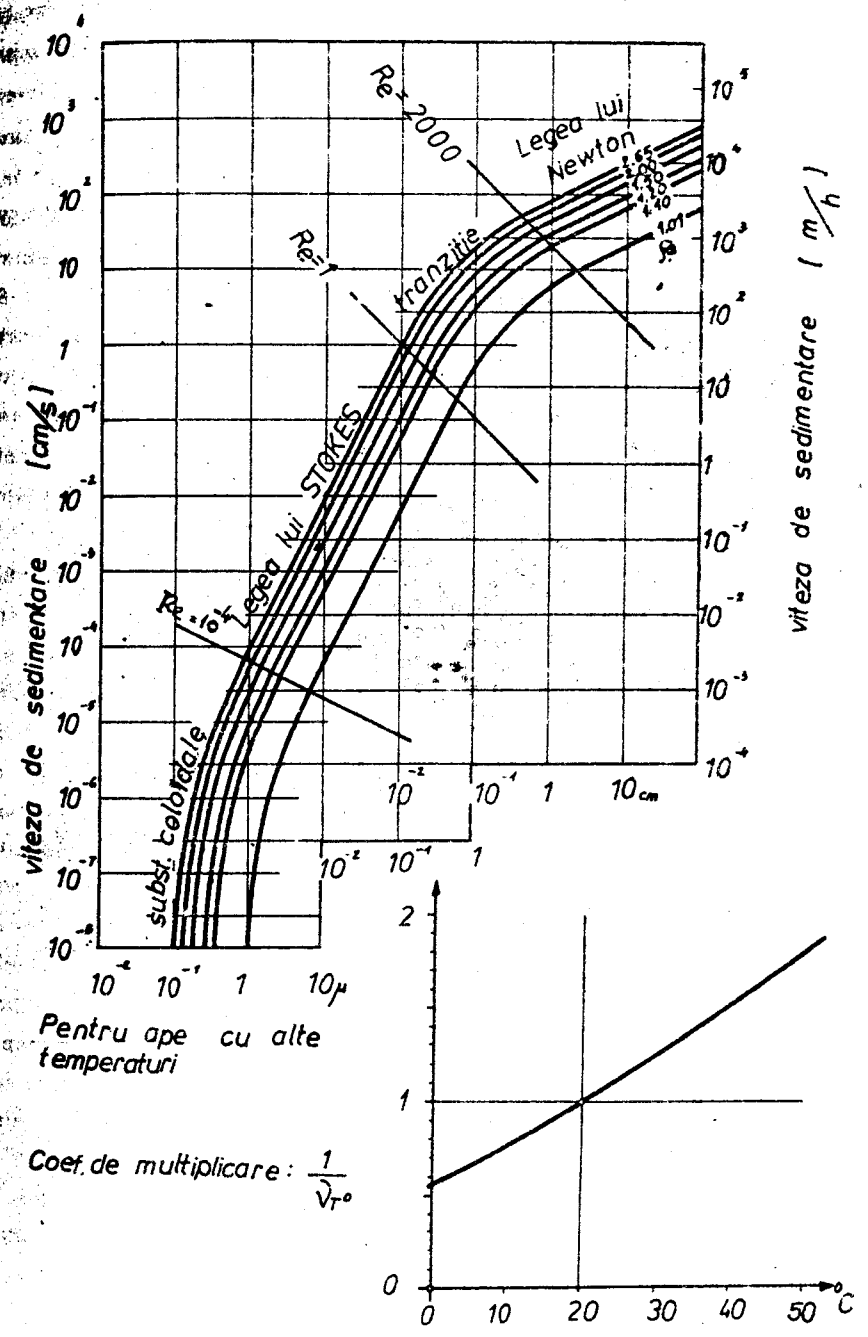


Fig. 6.10

Particulele în suspensie din apele uzate nu sunt sferice, iar raportul dintre suprafața acestora raportată la unitatea de volum este mai mare ca a sferelor și de aceea sedimentează mult mai încet față de particulele ideale în formă de sferă. De asemenea, coeficienții de frecare (C_D) variază în funcție de orientarea particulelor față de direcția de curgere și de mărimea numărului lui Reynolds. Cercetările experimentale au pus în evidență că forma particulelor se manifestă evident asupra vitezei de sedimentare pentru valori mari ale numărului lui Reynolds ($Re > 10$), iar pentru $Re < 1$, valorile vitezelor de sedimentare ale particulelor de formă neregulată reprezintă 73 - 78% din vitezele de sedimentare ale particulelor sferice.

Reducerea valorilor teoretice ale vitezelor de sedimentare se poate datora și altor cauze. Printre acestea, de o importanță deosebită, o reprezintă concentrația suspensiilor și tendința relativă a particulelor de a adera între ele.

Cercetările efectuate de Camp (1946) și Fitch (1955) au căutat să determine legătura ce există între variabilele de calcul ale construcțiilor de sedimentare și elementele măsurabile care caracterizează suspensiilor. În acest scop s-a ajuns la concluzia că particulele în suspensie din apele

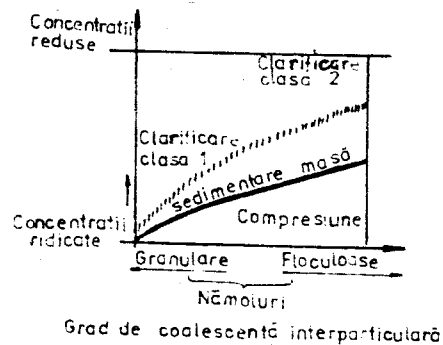


Figura 6.11. Diagrama diferitelor moduri de decantare

uzate se pot depune în patru moduri diferite, grupate în trei zone sau regimuri de sedimentare diferențiată (figura 6.11).

În zona de concentrații reduse (partea superioară a diagramei), particulele se depun individual cu viteze uniforme (de exemplu, nisipurile) alcătuind modul de decantare denumit clarificare clasa 1, sau reunite

separate, alcătuind clarificarea clasa a 2-a, regim de sedimentare ce caracterizează cele mai multe din suspensiile conținute în apele uzate.

Când materiile în suspensie prezintă forțe de coeziune între ele și concentrații ridicate (de exemplu, nămolurile active), se petrece fenomenul de sedimentare în masă. În acest regim (zonă), suspensiile sunt considerate ca un solid de consistență de apropiate pentru a adera într-o structură plastică, care se desface sau formând o masă care lasă o linie netă de demarcație între nămol și lichidul turbid de deasupra.

La concentrații ridicate, diferitele straturi ale sistemului floculant încep să se așeze, începând de la radierul bazinului și fiecare strat devine un suport mecanic pentru straturile superioare. Greutatea suspensiilor nu este echilibrată numai de forțele hidraulice și nemaifiind cu totul în echilibru, apar forțe de compresiune care conduc la formarea zonei (nămolului) de compresiune (de exemplu, nămolul supus procesului de îngroșare).

La cele patru moduri de decantare, particulele se comportă cu totul diferit, deci calculul bazinului de sedimentare prezintă particularități care vor fi analizate în continuare.

6.2.1. Sedimentarea particulelor discrete

Într-o suspensie ce se încadrează în această clasă de sedimente, fiecare particulă se depune prin și relativ față de fluidul înconjurător, cu o viteză constantă, care depinde de caracteristicile fluidului și de dimensiunile, forma și densitatea particulei. Este cazul particulelor de origine minerală (nisip, zgură etc) care să găsim în compoziția apelor uzate. Eliminarea lor realizându-se în bazine speciale, numite decantatoarele.

Pentru formularea ecuațiilor de bază ale sedimentării într-un astfel de bazin se admit următoarele ipoteze:

a - În bazin, procesul de separare a particulelor în suspensie desfășoară ca într-un rezervor cu apă staționară având înălțimea, h_0 , egală cu cea din bazin.

b - Concentrația suspensiilor separabile prin decantare este uniformă în secțiunea transversală a curentului.

c - Particulele care au atins radierul bazinului sunt considerate depuneri și rămân în stare nemișcată.

Considerând un nivel oarecare într-un bazin în care apa este în regim staționar, acest nivel va fi traversat de o concentrație constantă de particule cu aceleași caracteristici, cu viteză constantă și deci vor fi eliminați complet din apă sub formă de depuneri pe radierul bazinului (cele teoretice menționate).

Cantitatea totală de particule care traversează stratul situat verticală la o înălțime y , spre radierul bazinului, va fi dată de relația:

$$R = A \cdot C \cdot v_s \cdot t_s \quad (6.16)$$

în care:

R - cantitatea de particule eliminate (randamentul);

A - suprafața bazinului normal pe direcția de cădere a particulelor;

v_s - viteza de sedimentare;

t_s - timpul de sedimentare;

C - concentrația particulelor de caracteristici date, imediat deasupra nivelului considerat (concentrația inițială a particulelor).

Masa de particule de acest fel cuprinsă, la originea timpului, între două planuri orizontale y și y_0 distanțate cu h_0 între ele va fi:

$$R_0 = A \cdot C \cdot h_0 \quad (6.17)$$

Procentul de particule îndepărtate (eficiența), va fi:

$$E = \frac{R}{R_0} = \frac{A \cdot C \cdot v_s \cdot t_s}{A \cdot C \cdot h_0} = v_s \frac{t_s}{h_0} \quad (6.18)$$

Ecuația (6.18) arată că fracțiunea de particule cu caracteristici date este proporțională cu masa totală de particule care este eliminată pe o înălțime h_0 a bazinului.

Prin urmare, funcția de viteza de sedimentare și de raportul t_s/h_0 . Cele mai mici particule eliminate total vor prezenta o viteză de sedimentare v_{s0} egală cu viteza ascensională V_{s0} a lui t_s/h_0 , raport care prezintă dimensiunile unei viteze și se numește viteză ascensională ($V_{s0} = h_0/t_s$), adică viteza particulei care în condițiile unei ape staționare, parcurge toată înălțimea h_0 și se depune pe radierul bazinului.

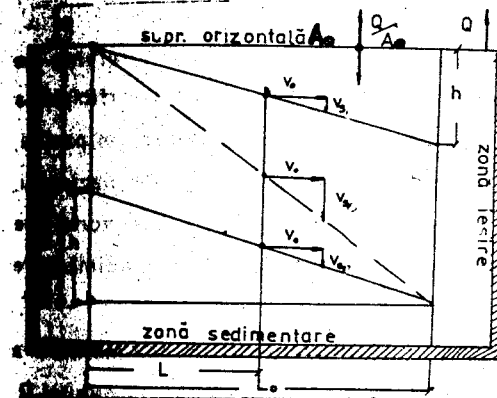


Figura 6.12. Curbele de sedimentare pentru particule discrete într-un bazin dreptunghiular

În fiecare direcție luată de particulă este determinată de suma vectorială a vitezei de sedimentare v_s a particulei și a vitezei de curgere orizontală v_0 a apei.

Dacă Q este debitul de apă care traversează bazinul și A_0 este suprafața orizontală a bazinului de sedimentare, durata teoretică de reținere a apei în bazin, t_0 , va fi:

$$t_0 = \frac{A_0 h_0}{Q} = \frac{V_{cl}}{Q} \quad (6.19)$$

Particulele a căror viteză de sedimentare $V_s > V_{s0}$ sunt reținute în bazin. V_{s0} reprezintă viteza particulei care în timpul de rămânere a apei în bazin t_0 parcurge toată înălțimea h_0 de apă din bazin, atingând radierul, adică $V_{s0} = h_0/t_0$.

În aceste condiții și ținând seama de ecuația (6.19) în care V_0 reprezintă volumul bazinului în care are loc sedimentarea, rezultă:

$$V_{s0} = \frac{Q}{A_0} \quad (6.20)$$

Relația (6.20) definește un parametru important ce intervine în dimensionarea bazinelor de sedimentare, numit încărcare superficială a bazinelor. Particulele cu o viteză de sedimentare $V_s < V_{s0}$ se depun parțial, sedimentarea lor depinzând de înălțimea h de deasupra radierului bazinului; la admisia apei în bazin (la o înălțime $h < h_0$, deasupra zonei de sedimentare, se vor depune toate particulele cu o viteză de sedimentare $V_s < V_{s0}$).

Raportul Q/A_0 nu determină numai viteza critică de sedimentare a particulelor care cu siguranță se vor depune, ci și, în funcție de debitul Q , dimensiunile suprafeței orizontale a bazinului care trebuie prevăzute pentru ca particulele care se deplasează cu o viteză de sedimentare V_{s0} să se poată sedimenta în totalitate. De aceea, raportul Q/A_0 este denumit "sarcină de suprafață" sau "mărime hidraulică".

Eficiența sedimentării particulelor discrete în regim de curgere a apei printr-un bazin ideal, față de regimul staționar poate fi apreciat aplicând condiția de egalitate a rapoartelor Q/A_0 (regim de curgere a apei) și h_0/t_0 (regim staționar), adică:

$$V_{s0} = \frac{h_0}{t_0} = \frac{h_0}{A_0 \cdot \frac{h_0}{Q}} = \frac{Q}{A_0} \quad (6.20')$$

Procesul de sedimentare a apelor uzate este un proces complex care este în mare măsură, de proveniența apelor uzate. Din acest motiv sunt necesare studii de laborator care să stabilească în condiții reale, curbele caracteristice ale sedimentării cu ajutorul cărora se pune în evidență legătura ce există între cantitatea de suspensii și timpul lor de sedimentare, respectiv cantitatea de suspensii depuse și viteza medie de sedimentare.

În acest scop, se ia o probă de apă și după filtrarea, uscarea și pesajul suspensiilor se determină cantitatea totală de materii în suspensii p_0 , raportată la volumul probei care va defini concentrația în suspensii a apei respective.

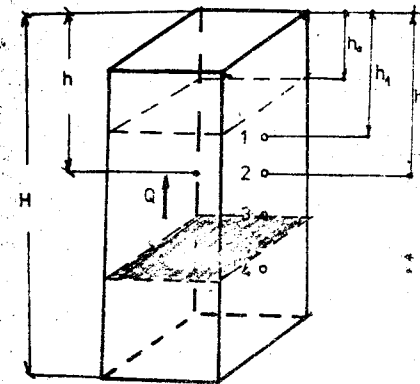


Figura 6.13. Coloană experimentală pentru studiul sedimentării

și la diferite adâncimi, față de nivelul superior al coloanei (figura 6.13).

Concentrația particulelor din suspensie la un anumit nivel se va măsura odată cu reducerea timpului. Particulele care se depun în timpul t sunt mișcate cu o viteză de sedimentare egală sau superioară lui $V_0 = H/t$.

Aceste particule se depun pe fundul vasului cu un randament (eficiență) de 100%.

Pentru aceste particule se poate spune că V_0 este viteza critică.

Pentru adâncimea h_1 se va determina viteza V_1 de sedimentare a căreia îi va corespunde un debit de sedimentare, $Q_1 = V_1 A_0$; pentru adâncimea h_2 , $Q_2 = V_2 A_0$ ș.a.m.d.

Admițând omogenitatea suspensiei și viteza de sedimentare constantă se poate determina curba de frecvență a vitezelor de sedimentare care este reprezentată sub forma unei curbe granulometrice (cumulative) a fracțiunilor de particule ce se depun cu o viteză determinată. Bazați pe curba de frecvență a vitezelor de sedimentare a suspensiilor se poate determina cu ușurință importanța fracțiunii p_0 a particulelor, corespunzând unei viteze de sedimentare V_0 . O altă fracțiune a particulelor p se vor depune cu o viteză V inferioară lui V_0 , cu toate că ele se găseau inițial la o distanță $V \cdot H / V_0$ deasupra fundului vasului. De aici rezultă că randamentul sedimentării de particule cu viteza v este dat de raportul V/V_0 (de exemplu, randamentul sedimentării între punctul 1 și 2 din vasul experimental va fi: $p_1 = h_1/h_2 = V_1/V_2$). Dacă o parte de suspensii dp prezintă o viteză de sedimentare V , randamentul total poate fi exprimat prin relația:

$$P_t = (1 - p_0) + \frac{1}{V_0} \int_0^{p_0} p_0 \cdot V \cdot dp \quad (6.21)$$

Integrala $\int_0^{p_0} p_0 \cdot V \cdot dp$ poate fi calculată cu ajutorul curbei de frecvență a vitezelor de sedimentare din figura 6.14. Din relația (6.21) rezultă că randamentul sedimentării este mai ridicat în cazul unei viteze critice V_0 mai mici. Eficiența poate fi mărită în mod vizibil, prelungind durata experimentului.

Într-un bazin cu secțiune dreptunghiulară în care apa cu suspensii se deplasează cu o viteză orizontală constantă, randamentul particulelor a căror viteză de sedimentare este V_s se va calcula în funcție de raportul V_s/V_{s0} sau $\frac{V_s}{Q/A_0}$, folosind relația (6.21).

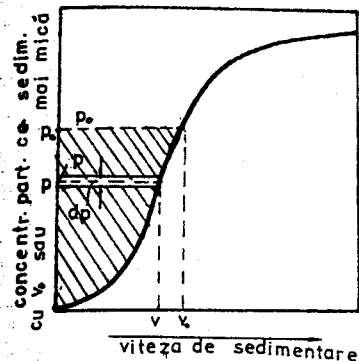


Figura 6.14. Curba frecvenței de repartitie a vitezei de sedimentare

suspensiilor alcătuite din particule discrete cu radiere suplimentare la intervale $h = V_s \cdot t_d$. Cu cât numărul de radiere suplimentare este mai mare, atât viteza de sedimentare poate fi mai mică, deci randamentul crește pe măsura reținerii particulelor de dimensiuni foarte mici.

Randamentul (eficiența) sedimentării particulelor dintr-o suspensie constituie un parametru important privind proiectarea și exploatarea bazinelor de sedimentare (deznisipatoare sau decantoare).

Pentru a determina eficiența de sedimentare se va avea în vedere:

- caracteristicile apelor uzate (temperatura, viscozitatea dinamică și cinematică, proveniența etc);
- caracteristicile particulelor solide (concentrația, starea lor fizică, densitatea etc);
- caracteristicile bazinului de sedimentare (timpul real de sedimentare, viteza orizontală a suspensiei, raportul dintre adâncimea și lungimea bazinului, aria secțiunii orizontale etc);
- alte caracteristici ce se referă la condițiile de amestec ale apelor în bazin (acțiunea curenților orizontali și verticali din bazin provocat de mișcarea vântului, de diferențe de densitate etc); la apele uzate, spre deosebire de cele potabile pot interveni și efectele de natură biochimică datorată, în special, de suspensiile de natură organică.

Expresia, $\frac{V_s}{Q/A_0}$ a fost

stabilită de Hazen (1904) și arată că eficiența sedimentării nu este influențată de adâncimea apei în bazin și de timpul de staționare. Rezultă că particulele cu o viteză $V_s < V_{s0}$ pot fi reținute în bazine cu mișcarea apei pe verticală. Această constatare atrage după sine amenajarea bazinelor de sedimentare a

Având în vedere toți acești factori care intervin cu o pondere mai mică sau mai mare în procesul de sedimentare, rezultă că problema este deosebit de complexă și dificil de rezolvat prin metode matematice.

Pentru particulele discrete existente în apele uzate, cercetările experimentale efectuate de Hazen (1904) au permis trasarea unor curbe de eficiență ale sedimentării prezentate în figura 6.15. Aceste curbe ajută la determinarea timpului real de sedimentare ale particulelor discrete de o anumită mărime care se deplasează în bazin cu o anumită viteză de lichidului, în funcție de timpul de sedimentare corespunzător apei în stare de repaus ($t_0 = h_0/V_{s0}$), în condițiile realizării unei eficiențe de sedimentare dorite sau impuse. În același timp, curbele de eficiență exprimă și modul de variație a încărcării superficiale (Q/A_0) în funcție de gradul de îndepărtare al suspensiilor discrete și de caracteristicile bazinului de sedimentare.

Cantitatea de suspensii corespunzătoare unei viteze de sedimentare V_{s0} care ajunge pe radierul bazinului în timpul t , poate fi exprimată sub forma unei relații de următoarea formă:

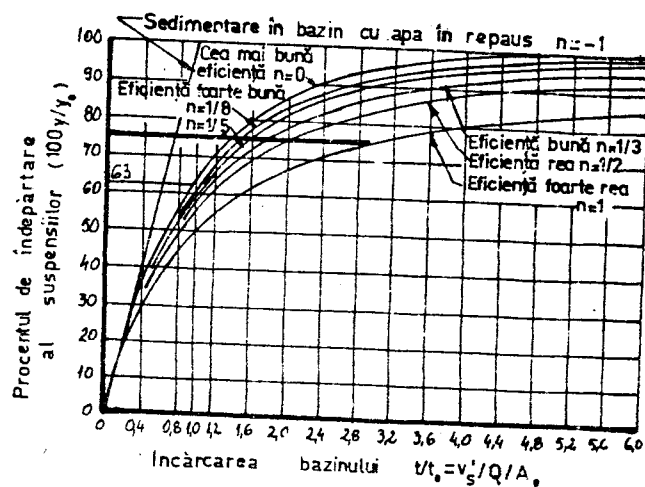


Figura 6.15. Curbele de eficiență ale sedimentării în funcție de procentul de reducere a suspensiilor și de încărcarea bazinului de sedimentare

$$\frac{y}{y_0} = 1 - (1 + n \cdot k \cdot t)^{-\frac{1}{n}} \quad (6.22)$$

cantitatea de suspensii inițiale din apa uzată;

timp, la timpul t ;

coeficient definit de caracteristicile bazinului de sedimentare;

coeficient de sedimentare în regim staționar care caracterizează

capacitatea de sedimentare a suspensiilor în funcție de timpul t_0

necesar unei particule cu viteza de sedimentare V_{s0} să

sedimenteze pe înălțimea h_0 a bazinului ($k = 1/t_0 = V_{s0}/h_0$).

coeficientul n variază în limitele de la 0 la 1, iar curbele de

eficiență pentru diferite valori ale lui n ($n = 1, 1/2, 1/3, 1/5, 1/8$ și 0)

sunt prezentate în figura 6.15). Maximum de eficiență, adică de îndepărtare a

suspensiilor, corespunde raporturilor $t/t_0 = 1$ sau $V_s/V_{s0} = \frac{V_s}{Q/A_0} = 1$.

De exemplu, pentru o eficiență de 63%, în loc de 100% cât corespunde sedimentării apei

în repaus (linia dreaptă reprezintă eficiența într-un bazin cu

repaus în care $n = -1$).

Pentru o îndepărtare a suspensiilor la o eficiență dorită, de exemplu

de 63%, la o viteză de sedimentare (V_s) cunoscută, valorile t/t_0 , sau $\frac{V_s}{Q/A_0}$,

pot fi determinate din curbele de eficiență. Dinții autori exprimă un coeficient de siguranță, sunt de 1,4 pentru

o eficiență bună ($n = 0$); 1,5 pentru o eficiență bună ($n = 1/4$) și 3,0

pentru o eficiență foarte slabă ($n = 1$). Aceste valori implică faptul că pentru

o eficiență de 75%, timpul real de sedimentare

trebuie mărit cu 40% pentru cea mai bună

eficiență și cu 300% pentru cea mai slabă eficiență, față de timpul necesar

pentru a sedimenta într-un bazin cu apă în repaus; în același context, încărcarea

trebuie redusă la $100/1,4 = 71\%$, sau $100/3 = 33\%$.

Într-un bazin ideal, mișcarea apei este permanentă și uniformă, de fiecare unitate de volum de lichid este reținută un timp bine definit același pentru toate valorile t_0 (timpul t_0 este considerat timpul teoretic definit de relația $t_0 = V_0/Q$).

Într-un bazin ideal de sedimentare a apelor uzate, timpul efectiv (real) de rămânere a apei în bazin poate fi mai mare sau mai mic decât t_0 . Gradul de scurt circuitare, respectiv de întârziere conduce la perturbarea procesului de sedimentare, respectiv la reducerea eficienței sedimentării, asemenea situații eficiența sedimentării este apreciată în funcție de eficiența hidraulică.

Eficiența hidraulică exprimă gradul de folosire a unui volum util al bazinului de sedimentare și poate fi determinată în funcție de mărimea raportului dintre timpul real de trecere a apei prin bazin și timpul teoretic.

Prin diverse cercetări și experimentări s-a evidențiat că eficiența hidraulică depinde de modul cum curge apa în bazinul de sedimentare, respectiv de spectrul vitezelor în diferite puncte ale bazinului. Măsurarea vitezelor în diferite secțiuni ale bazinului este dificilă din cauza factorilor aleatori la care se adaugă și lipsa unei aparaturi care în mediul apelor uzate nu poate să evidențieze viteze de ordinul milimetrelor pe secundă.

Din aceste motive se aplică frecvent metoda trasorilor. Aceasta constă în marcarea cu un traser a unui anumit volum de apă care intră în bazin (deznisipator sau decantor) la un moment dat, iar la ieșirea din bazin se măsoară concentrația traserului în apă, utilizând în acest scop, una din caracteristicile sale care poate fi: chimică, optică sau radioactivă.

Concentrația traserului este proporțională cu debitul de apă care ieșea din bazin și variația ei în timp reflectă, global, spectrul vitezelor din interiorul bazinului.

Datorită unui puternic proces de amestec ce are loc în bazin, precum și din cauza neuniformității vitezelor, ieșirea din bazin a apei marcate, în cazul experiențelor la scară industrială, durează, practic, timp de câteva zile și teoretic infinit. Primele fracțiuni de apă marcată apar relativ repede la ieșire (în efluent), după 15 - 40 min. Concentrația traserului crește atingând un maxim și apoi scade tinzând, exponențial, către zero.

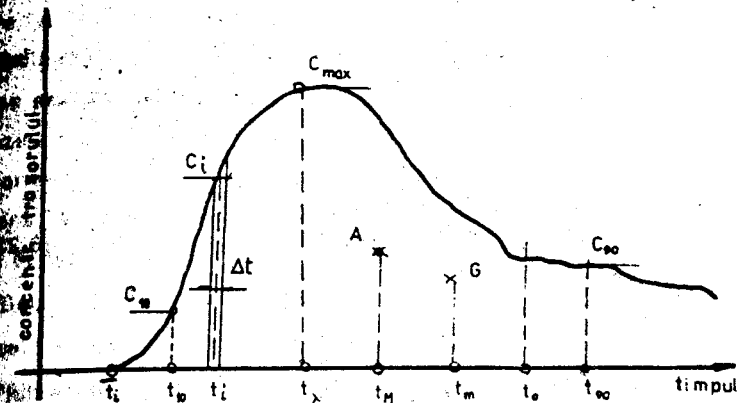


Figura 6.16. Parametrii caracteristici ai unei curbe de dispersie

Se obțin curbe de genul celor din figura 6.16 denumite curbe de dispersie sau curbe de variație a concentrației substanței trasoare. Aria de sub curbă este proporțională cu cantitatea de traser cu care a fost influențat.

Forma generală a distribuției traserului în bazin este caracterizată prin următorii timpi:

1. Timpul inițial (t_i) corespunzător timpului de identificare a traserului în efluent;

2. Timpul corespunzător identificării în efluent a numai a 10% din cantitatea de traser (t_{10});

3. Timpul modul (t_x) care reprezintă timpul măsurat de la identificarea traserului până la concentrația sa maximă în efluent;

4. Timpul median (t_M) corespunzător timpului între cel inițial și cel dinaintea punctului A de sub curba dispersiei;

5. Timpul mediu (t_m) este măsurat față de momentul identificării traserului și până la cel corespunzător centrului de greutate (punctul G) al ariei de sub curba de dispersie;

6. Timpul teoretic de sedimentare (t_0);

- timpul (t_{90}) corespunzător cantității de traser eliminat din apă în procent de 90%.

În mod obișnuit se consideră drept timp real de trecere timpul mediu (t_m). Pentru determinarea timpului mediu de trecere se utilizează următoarea relația:

$$t_m = \frac{\sum C_i \cdot \Delta t \cdot t_i}{\sum C_i \cdot \Delta t} \quad (6.23)$$

în care:

C_i - concentrația traserului în efluentul bazinului la momentul

oarecare t_i ;

Δt - intervalul scurt de timp în care se consideră concentrația C_i cu valori constante.

Eficiența volumetrică a bazinului, în procente se va calcula cu relația

$$E_v = t_m \frac{100}{t_0} \quad (6.24)$$

Din relația (6.24) se observă că eficiența scade atunci când timpul real de trecere este inferior lui t_0 , această situație fiind posibilă datorită anomaliilor care dau naștere turbioanelor sau unghiurilor, moarte ale bazinului unde nu se produc depuneri.

Intrucât curba dispersiei este o curbă deschisă, stabilirea timpului real de trecere prezintă dificultăți deoarece valoarea acestuia este dependentă de lungimea care se ia în calcul din spatele (coada) curbei. Eliminarea acestui neajuns se poate face stabilind, conventional, lungimea care se ia în calcul din coada curbei. De obicei această parte a curbei se elimină atunci când concentrația traserului scade sub 1/10 din cea avută la timpul modul (maximă), sau când a iesit din bazin 90% din cantitatea de traser care a fost marcată apa la intrare. Unii cercetători (MORILLO - 1932)

și a se avea în vedere raportul t_{90}/t_{10} , numit indice Morrill, a cărui valoare se limitează la 2,40 - 2,50.

De asemenea, curba dispersiei poate prezenta diverse forme în cazul în care se produc schimbări ale curentului între spațiile active și cele moarte ale bazinului. Lipsa unei repartiții egale între alimentarea și evacuarea apei, forma adecvată a părților bazinului care să permită o repartiție egală, pe toată secțiunea curentului de apă, pot genera anomalii ale curbei de dispersie.

Deoarece timpul modul (t_λ) este un invariant al curbei de dispersie, indiferent de forma ei, iar în același timp se poate determina ușor și destul de precis, acest parametru va fi folosit pentru calculul eficienței hidraulice.

Raportul t_λ/t_0 va constitui criteriul de bază pentru aprecierea eficienței hidraulice a unui bazin de sedimentare și poartă denumirea de factor de utilizare a volumului util al bazinelor de sedimentare.

Factorul de utilizare variază proporțional cu debitul apelor uzate care se sedimentează. La debite mari factorul de utilizare crește, curgerea devine mai stabilă, iar la debite mici, acest factor scade punând în evidență o curgere mai haotică, mărindu-se volumul ocupat de zonele moarte.

Un parametru important care influențează mărimea eficienței hidraulice a unui bazin de sedimentare, îl reprezintă diferența de densitate dintre influent și apa din decantor.

Eficiența hidraulică care pune în evidență eficiența sedimentării unei suspensii într-un bazin (deznisipator sau decantor) necesită studii și cercetări aprofundate în continuare, deoarece interpretarea curbelor de dispersie și definirea timpului real de trecere nu sunt încă suficient de bine cunoscute și clarificate științific în literatura de specialitate.

6.2.2. Sedimentarea particulelor floculente

Mecanismul de sedimentare a particulelor sub formă de flocoane, în cazul apelor uzate încărcate cu suspensii organice, nu a fost analizat cu aceeași precizie ca acela de sedimentare a particulelor discrete.

Apele care conțin particule floculente se comportă diferit din punct de vedere a sedimentării față de cele care conțin particule discrete. Procesul are loc în bazine speciale, numite decantoare, iar adâncimea decantorului prezintă, față de deznisipare, o importanță deosebită, deoarece flocoanele se aglomerează în timpul căderii lor, își măresc greutatea, iar viteza de sedimentare crește pe măsură ce flocoanele se apropie de fundul bazinului.

Calitativ, flocularea apare ca rezultat al ciocnirii particulelor între ele și că orice factor care mărește probabilitatea acestor ciocniri, contribuie la creșterea vitezei de floculare.

Acești factori pot fi generați de mișcarea browniană a apei, de gradientii de viteză și de vitezele de decantare diferite ale particulelor floculente.

Aglomerarea și în același timp, caracteristicile finale ale suspensiei cu flocoane sunt determinate de numărul de ciocniri ale particulelor. Pentru a demonstra că, concentrarea particulelor în aglomerări depinde de diferența dintre diametrul lor și că densitatea favorizează acest proces, se presupune că în timpul decantării o particulă în formă de sferă cu diametrul d_i și viteza de sedimentare v_i va veni în contact, în unitatea de timp, cu o altă particulă sferică, mai mică, cu diametrul d_j care sedimentează cu viteza v_j . Ambele particule se găsesc în interiorul unui cilindru cu diametrul mai mare decât $d_i + d_j$ și cu o înălțime egală cu $v_i - v_j$.

Cele două particule trebuie să se întâlnească pe această distanță verticală, coborând în suspensie, pe durata unității de timp. Presupunând că suspensia conține pe unitate de volum n_i particule sferice cu diametrul d_i și n_j particule cu diametrul d_j , numărul de ciocniri între particulele menționate, în unitate de volum și de timp, va fi exprimată de valoarea N_{ij} , conform relației:

$$N_{ij} = n_i \cdot n_j \cdot \frac{\pi}{4} (d_i + d_j)^2 (v_i - v_j) \quad (6.25)$$

sferice sunt de aceeași densitate și de așa mărime că acestea sedimentează în conformitate cu legea lui Stokes (6.13) se obține relația:

$$N_{ij} = n_i \cdot n_j \cdot \frac{\pi}{72} \frac{g(\rho_s - \rho)}{\nu} (d_i + d_j)^3 (d_i - d_j) \quad (6.26)$$

Relația (6.26) stabilită în ipoteza cu particulele sferice pentru a simplifica calculul, arată că aglomerarea posibilă atinge cea mai mare eficiență la concentrații și mărimi mari ale particulelor și la diferențe semnificative între dimensiunile și greutățile acestora.

S-a încercat să se demonstreze că acolo unde flocularea intervine prin decantare diferențială, decantarea ar trebui să fie determinată de viteza ascendentă. Pentru o viteză ascendentă cunoscută, probabilitatea de ciocnire variază în funcție de durata de decantare, respectiv de adâncimea bazinului. Cele mai multe aglomerări de flocoane sunt relativ mici. Pe măsură ce aglomerările cresc în mărime, cresc și gradientii de viteză peste o anumită viteză, aglomerările nu mai rezistă și apare procesul de desfacere a lor. De obicei la această situație extremă se ajunge greu în decantare și ceea ce este mai important de reținut, aglomerările de dimensiuni mari conduc la o decantare eficientă fiind determinată de viteza ascendentă.

O aglomerare de flocoane absoarbe o anumită cantitate de apă, ducând la o mărire a volumului și la reducerea densității lor. Aglomerarea conține, în mod normal, particule de densitate ρ_s și un procent, p de apă (în greutate) cu densitatea ρ care micșorează densitatea ρ_a a aglomerării de flocoane, ceea ce se poate scrie:

$$\rho_a = \frac{100}{100 - p + \frac{p}{\rho_s}} = \frac{100 \cdot \rho_s \cdot \rho}{\rho(\rho_s - \rho) + 100 \cdot \rho} \quad (6.27)$$

Volumul aglomerării, V_a , se poate determina în funcție de volumul particulelor ($\sum V$) prin relația:

$$V_a = \frac{100 \cdot \rho_s \cdot \sum V}{[(100 - p)\rho_a]} \quad (6.28)$$

Dacă în relația (6.28) com considera, de exemplu: $\rho_s = 2,65$; $p = 90\%$; $\rho = 1,0$; densitatea aglomerării (6.27) va fi: $\rho_a = 1,056$ iar volumul aglomerării, $V_a = 25 \sum V$ (volumul aglomerării va fi de 25 de ori mai mare decât al particulelor).

Conținutul de apă al aglomerărilor este redus prin compresiune (zona de compresiune din figura 6.11) pe radierul bazinului de sedimentare; totuși, volumul acestor depuneri este suficient de mare întrucât forțele de compresiune sunt relativ mici.

Eficiența decantării particulelor floculente depinde de adâncimea bazinului, dar este greu de stabilit, cu precizie, o curbă a repartiției vitezelor și de a deduce eficiența eliminării acestor suspensii la diferite adâncimi.

Deoarece nu există o metodă analitică satisfăcătoare care să evidențieze modul de variație a eficienței sedimentării în funcție de viteză și timpul de sedimentare a particulelor floculente, se recomandă aplicarea metodelor experimentale efectuate în laborator sau în stația pilot (O'Connor și Eckenfelder, 1958).

Aceste studii experimentale constau în stabilirea concentrației suspensiilor floculente la diferite adâncimi și intervale de timp, prin utilizarea unui vas experimental după modelul celui din figura 6.13. Se recomandă ca înălțimea vasului să fie aproape egală cu adâncimea efectivă a decantorului prototip, iar pe întreaga durată a cercetării, temperatura trebuie să se mențină constantă.

La diferite adâncimi ale vasului, pentru prelevarea probelor de apă, se prevăd robinete. Concentrațiile suspensiilor determinate pentru fiecare adâncime corespunzătoare unui anumit timp de retenție, sunt exprimate în procente față de concentrația inițială.

Diferența între o anumită valoare a concentrației față de procentul de 100% reprezintă fracțiunea de particule care deja s-a sedimentat în vasul experimental după trecerea timpului respectiv.

Rezultatele obținute asupra diferențelor respective de concentrații se grafic, unde pe verticală sunt specificate adâncimile punctelor de măsură iar pe orizontală, duratele lor corespunzătoare. Prin unirea punctelor de concentrații egale se obțin diagramele de sedimentare aferente unei concentrații indicat, adică traseul particulelor floculente care trebuie să fie străbătut într-un decantor ideal. Traseul nelinier este specific particulelor floculente, față de cel liniar al particulelor discrete iar concavitatea pronunțată a acestor curbe indică creșterea efectului floculant al vitezei de sedimentare (la unele ape uzate aceste curbe pot fi

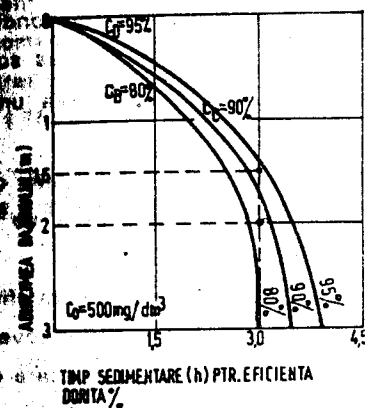


Fig. 6.17. Diagramele de sedimentare ale suspensiilor floculente

adâncime a vasului experimental, respectiv a decantorului, să fie egală cu adâncimea efectivă a decantorului prototip, iar pe întreaga durată a cercetării, temperatura trebuie să se mențină constantă.

La diferite adâncimi ale vasului, pentru prelevarea probelor de apă, se prevăd robinete. Concentrațiile suspensiilor determinate pentru fiecare adâncime corespunzătoare unui anumit timp de retenție, sunt exprimate în procente față de concentrația inițială.

Diferența între o anumită valoare a concentrației față de procentul de 100% reprezintă fracțiunea de particule care deja s-a sedimentat în vasul experimental după trecerea timpului respectiv.

De exemplu, urmărind diagramele din figura 6.17, la un timp de retenție de 3 ore, suspensia floculantă cu concentrația de 80% va fi eliminată complet la adâncimea de 3,0 m, viteza de sedimentare fiind...

"întinse" cu o concavitate extrem de redusă, ceea ce indică o viteză de sedimentare redusă și deci durate mari de retenție pentru a putea fi eliminate).

Pentru exemplificare, se consideră curbele de egale concentrații din figura 6.17 care au fost stabilite în condiții de laborator. Viteza de sedimentare V_0 poate fi definită în ipoteza de a elimina total un anumit procent de suspensii (curba $C_B = 80\%$) pe

adâncime a vasului experimental, respectiv a decantorului, să fie egală cu adâncimea efectivă a decantorului prototip, iar pe întreaga durată a cercetării, temperatura trebuie să se mențină constantă.

La diferite adâncimi ale vasului, pentru prelevarea probelor de apă, se prevăd robinete. Concentrațiile suspensiilor determinate pentru fiecare adâncime corespunzătoare unui anumit timp de retenție, sunt exprimate în procente față de concentrația inițială.

Diferența între o anumită valoare a concentrației față de procentul de 100% reprezintă fracțiunea de particule care deja s-a sedimentat în vasul experimental după trecerea timpului respectiv.

De exemplu, urmărind diagramele din figura 6.17, la un timp de retenție de 3 ore, suspensia floculantă cu concentrația de 80% va fi eliminată complet la adâncimea de 3,0 m, viteza de sedimentare fiind...

$V_0 = \frac{3 \text{ m}}{3 \text{ h}} = \frac{1 \text{ m}}{1 \text{ h}}$. Corespunzător acestei durate de sedimentare, particulele turbureală formate datorită inerției lichidului care pătrunde în

floculente de pe celelalte curbe de concentrație, vor fi eliminate parțial. Curenți de suprafață provocați de acțiunea vântului, curenți verticali (convecție etc), la care se adaugă spațiile moarte unde nu se produc sedimentații și care reduc capacitatea efectivă a bazinului.

adâncimea de 2,0 m (cele cuprinse între curbele C_C și C_B) și la adâncimea de 1,5 m (între curbele C_D și C_C), cărora le corespund următoarele viteze de sedimentare: $V_s = \frac{2}{3} = 0,67 \text{ m/h}$ și $V_s = \frac{15}{3} = 0,5 \text{ m/h}$. În aceste condiții, eficiența totală a decantării particulelor floculente se va calcula astfel:

$$C_B + (C_C - C_B) \frac{V_s}{V_0} + (C_D - C_C) \frac{V_s}{V_0} = 80,0 + 6,67 + 2,50 = 89,17\%$$

Corespunzător duratei de sedimentare de 3 ore, în condițiile unei decantări ideale, eficiența este ridicată, în schimb încărcarea superficială este redusă, de $24 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{zi}$, ceea ce presupune epurarea unor debite reduse.

Mărimea eficienței decantoarelor reale este influențată de natura apelor uzate, de concentrația lor inițială în suspensii și de condițiile hidraulice privind mișcarea apei în decantor.

Natura apelor uzate poate avea un efect important asupra eficienței de eliminare a suspensiilor floculente. De exemplu, apele uzate provenite de la fabricile de celuloză și hârtie pot să conțină oxid de calciu care contribuie semnificativ la creșterea eficienței, în comparație cu aceleași ape, dar care nu conțin substanța respectivă. Această situație se datorează efectului floculant al oxidului de calciu, cât și densității mai mare a suspensiei.

În ceea ce privește concentrația inițială, apele uzate care conțin concentrații ridicate de suspensii floculente, prezintă o eficiență de decantare mai mare. Deoarece efectele floculării sunt dependente de concentrația inițială, este necesar ca pentru anticiparea domeniului de concentrații ce pot fi eliminate total, să se efectueze cercetări experimentale, așa cum s-a arătat mai sus.

Pe baza acestor cercetări rezultă timpul de retenție și încărcarea superficială necesare pentru realizarea eficienței dorite.

Condițiile hidraulice privind mișcarea apei într-un decantor real, diferă foarte mult de cele dintr-un decantor ideal, întrucât sunt influențate de curenți de apă de proveniențe diferite, în funcție de natura lor (de exemplu

de turbureală formate datorită inerției lichidului care pătrunde în decantor. Curenți de suprafață provocați de acțiunea vântului, curenți verticali (convecție etc), la care se adaugă spațiile moarte unde nu se produc sedimentații și care reduc capacitatea efectivă a bazinului.

Conținutul final al factorilor arătați conduc la creșterea timpului de retenție față de cel teoretic și la reducerea vitezelor (încălcări locale).

În aceste motive, la proiectarea decantoarelor, se vor efectua calcule preliminare cu ajutorul metodei trasărilor, sau se vor folosi coeficienți de corecție pentru ajustarea calculului teoretic. În acest scop se recomandă majorarea timpului de retenție în limitele de 1,5 - 2,0 și reducerea vitezelor de sedimentare, respectiv a încărcării superficiale cu până la 0,75.

2.3. Proiectarea bazinelor de sedimentare a suspensiilor sedimentabile și a celor plutitoare

6.2.3.1. Deznisipatoare

Se prezintă sub forma unor bazine speciale din beton armat unde sunt depuse suspensiile granulare sub formă de particule discrete care nu se aglomerează, independent unele de altele, cu o viteză constantă. Această viteză, așa cum s-a arătat, depinde de forma, mărimea și greutatea particulei.

În compoziția acestor depuneri predomină particulele de origine nisipoasă, în special nisipurile antrenate de apele de canalizare de pe suprafața centrelor populate, motiv pentru care bazinele se numesc deznisipatoare.

Necesitatea tehnologică a deznisipatoarelor în cadrul unei stații de epurare este justificată de protecția instalațiilor mecanice în mișcare față de acțiunile abrazive a nisipului, de reducerea volumelor utile ale bazinelor de fermentare a nămolului organic ocupate cu acest material

inert, precum și pentru a evita formarea de depuneri pe conductele canalele de legătură care pot modifica regimul hidraulic al influentului.

Amplasamentul deznisipatoarelor, din considerentele menționate va prevedea la începutul liniei tehnologice de epurare mecanică a apelor uzate, imediat după grătare; poate să fie precedată și de stația de pompare cu condiția ca aceasta să fie echipată cu pompe elicoïdale de tip melc.

Normativul P28-84 prevede construirea de deznisipatoare la stațiile de epurare, indiferent de sistemul de canalizare adoptat, mențiunea că pentru apele uzate din sistemul cooperativ de canalizare oportunitatea lor este justificată pentru debite care depășesc 3.000 (localități cu o populație mai mare de 10.000 locuitori).

În deznisipatoare sunt reținute particule de nisip cu diametrul mai mare de 0,2 - 0,3 mm și până la maximum 1,0 mm, (experimental) constat că eficiența deznisipatoarelor scade dacă particulele granule prezintă dimensiuni mai mici de 0,2 mm în procent mai mare de 50% cantitatea totală).

După direcția de mișcare a apei în aceste bazine se deosebesc deznisipatoare orizontale cu mișcarea apei în lungul bazinului și deznisipatoare verticale unde mișcarea apei se face pe verticală.

În funcție de modul de curățire a depunerilor, se deosebesc deznisipatoare cu curățire manuală și deznisipatoare cu curățire mecanică și curățire hidraulică.

Alegerea soluției constructive de deznisipator și a procedurii de curățire depinde de mărimea debitului, de cantitatea și calitatea nisipului și de tipul de echipament mecanic ce poate fi ușor procurat, spațiul disponibil și amplasamentul stației de epurare etc.

Se va avea în vedere că în deznisipatoare sunt reținute și cantități mici de materii organice antrenate de particule minerale sau dezinfectate împreună cu acestea, mai ales la viteze mici.

6.2.3.1.1. Deznisipatoare orizontale

Se mai numesc și deznisipatoare tip canal deoarece lățimea lor este puțin mai mare decât cea a canalului de intrare a apelor uzate brute.

Aceste deznisipatoare au forma în plan dreptunghiulară cu raportul dintre două laturi cuprins între 10 și 15, fiind prevăzute cu două sau mai multe compartimente (canale).

Pentru debite mici se preconizează bazine alcătuite din două compartimente separate prin stăvilare care permit funcționarea lor prin rotație în ambele sensuri. În acest mod se asigură condiții pentru curățirea manuală a fiecărui compartiment, având în vedere că nisipul este reținut la suprafața material drenant sub care se prevede un dren comandat de o vană care, în momentul rezultată de la golirea compartimentului ce urmează a fi curățat, este comandată înapoi în stație. În secțiunea trasversală, fiecare canal are formă dreptunghiulară iar radierul are o pantă de 0,02 - 0,05 în sens invers direcției de mișcare a apei.

În figura 6.18 se prezintă un asemenea tip de deznisipator cunoscut

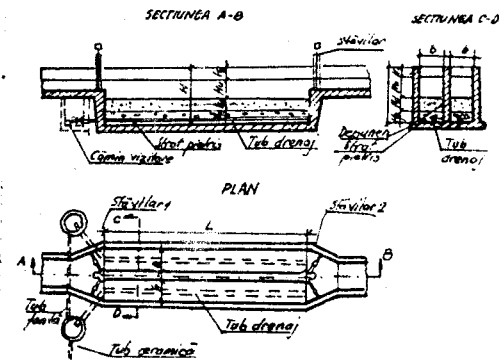
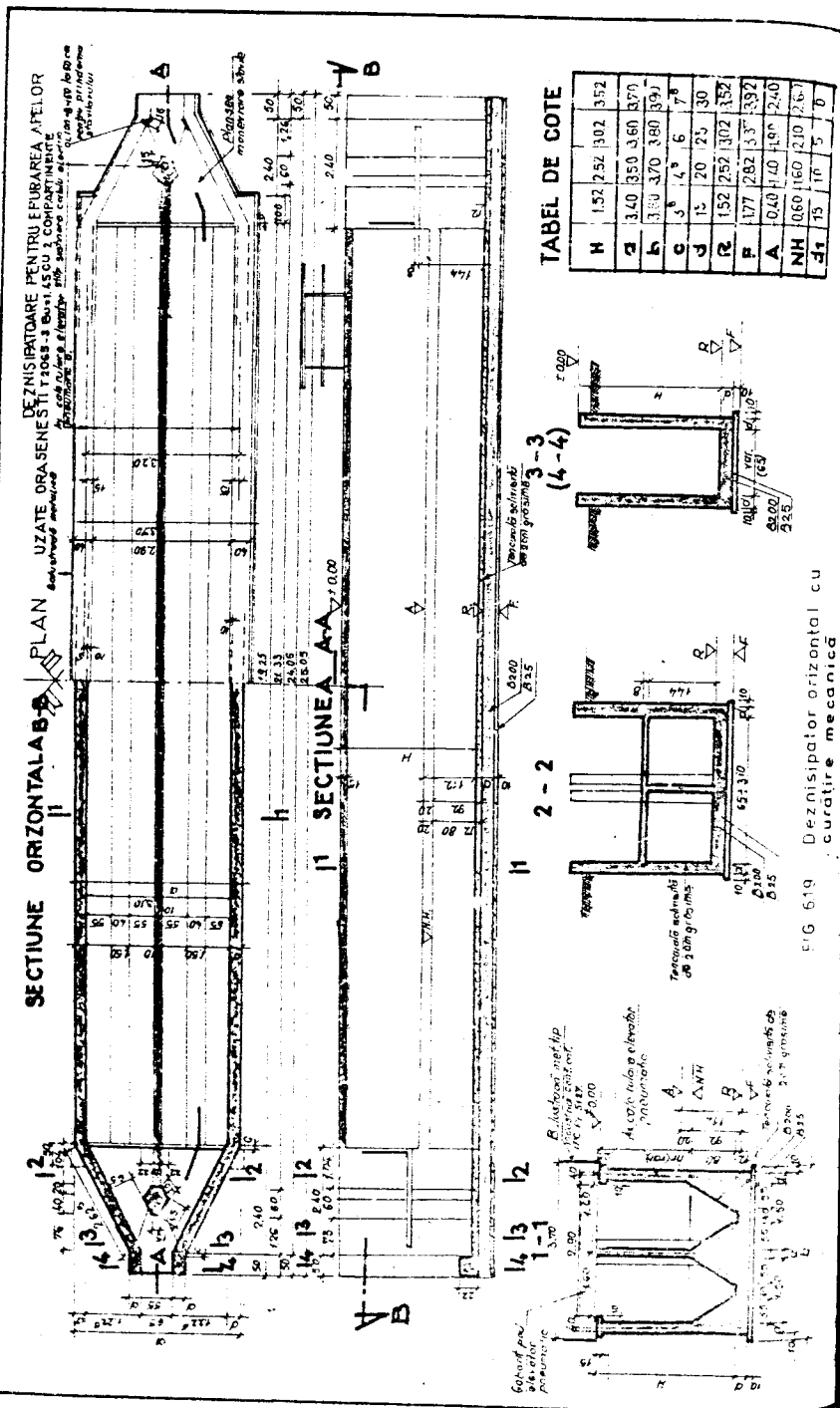


Figura 6.18. Deznisipator cu curățire manuală tip Eszen

de specialitate de deznisipator tip Eszen.

Evacuarea manuală a nisipurilor este admisă numai pentru cantități mici de până la 0,5 m³/zi. În acest scop se curăță nisipul de pe radier cu



...te terasiere, iar îndepărtarea lui se face prin relee de lopătare sau
...transportoare. Operația de curățire și evacuare a nisipului trebuie
...să se facă în timp cât mai scurt pentru a evita apariția procesului de
...putrefacție a eventualelor particule organice reținute în bazin.

Pentru debite mari, curățirea se realizează mecanizat, sub apă, în mod
...continu, folosindu-se hidroelevatoarele sau pompe montate pe un cărucior
...rulant. Secțiunea transversală a acestor deznisipatoare are formă
...trapezoidală, sau, pentru ușurința execuției, sub formă trapezoidală. Când
...deznisipatorul are un singur compartiment cu curățire mecanică se prevede,
...în caz de considerente de exploatare continuă și sigură, un alt compartiment de
...bypass, (de by-pass) prevăzut cu curățire manuală.

La proiectarea deznisipatoarelor orizontale se recomandă a avea în
...vedere proiectele tip elaborate de PROED București. Un astfel de bazin, cu
...un singur compartiment este prevăzut în figura 6.19, lățimea unui
...compartiment fiind de 1,50 m, iar adâncimea totală variază între 1,50 și 3,0
...m în funcție de mărimea debitului. Pentru curățirea și evacuarea nisipului se
...poate adopta, fie soluția de curățător cu lame care se deplasează pe căile de
...roluri montate în lungul bazinului (acest utilaj este furnizat de UNIO Satu
...Mare și se aplică la bazine adânci), fie soluția cu pompe de vid tip AIRLIFT
...furnizate de același furnizor și aplicat cu precădere la bazinele cu adâncimi
...mici. În unele situații se aplică pompe Mammuth, care datorită simplității
...de construcție se confecționează direct pe șantier la dimensiunile impuse de debitele
...de apă de exploatare. Când bazinul prezintă lățimi mai mari, radierul, în secțiunea
...transversală, se execută în formă de W, iar de-a lungul fiecărui adâncituri
...se deplasează câte o pompă de nisip tip AIRLIFT.

Proiectarea deznisipatoarelor orizontale constă în stabilirea formei și
...dimensiunilor interioare ale bazinului, în dimensionarea instalațiilor de
...curățire și evacuare a depunerilor și în dimensionarea dispozitivelor pentru menținerea
...la viteze constante a apei în deznisipator.

Drumul urmat de o particulă discretă care sedimentează în bazinul
...trapezoidal cu mișcarea apei pe orizontală este arătat în figura 6.20.

El este determinat de suma vectorilor vitezei de sedimentare V_s și de
...viteza pe orizontală V_0 . Toate particulele cu o viteză de sedimentare
...mai mică decât V_0 sunt reținute în bazin.

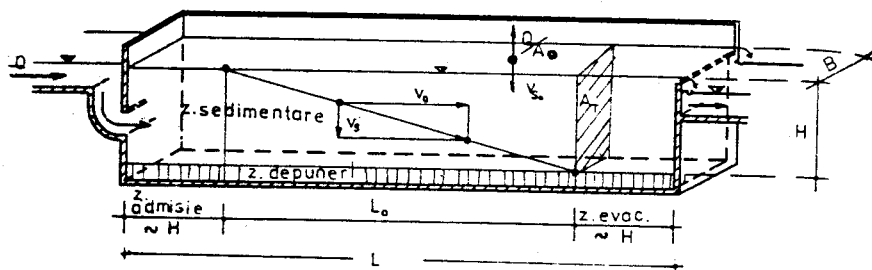


Figura 6.20. Curba de sedimentare a unei particule discrete într-un bazin dreptunghiular cu circulația apei pe orizontală

Viteza orizontală a apei V_0 în bazin este în strânsă dependență de viteza critică la care este antrenat materialul depus pe radierul deznisipatorului. Prin cercetări experimentale îndelungate s-a ajuns la concluzia că viteza orizontală a apei trebuie să fie mai mică sau egală cu viteza critică la care apa uzată antrenează suspensiile depuse pe fundul bazinului. Valoarea maximă a acestei viteze orizontale este de 0,3 m/s corespunzătoare debitului orar maxim, iar valoarea minimă este de 0,05 m/s pentru debitul orar minim.

În ceea ce privește viteza de sedimentare V_s , aceasta depinde de diametrul particulelor și greutatea lor. Valorile acestor viteze de sedimentare pot fi cunoscute cu ajutorul curbelor de variație a vitezelor de sedimentare din figura 6.10. La proiectarea deznisipatoarelor se admite ipoteza că eficiența lor poate fi considerată foarte bună, dacă depunerile reținute reprezintă 65 - 75% din cantitatea de nisip conținută în apele uzate. Corespunzător acestei eficiențe îi corespund particulele de nisip cu diametrul de 0,2 - 0,25 mm (a se vedea figura 6.15)

Secțiunea transversală a deznisipatorului se calculează cu relația:

$$A_T = \frac{Q_c}{V_0} \quad (6.29)$$

- debitul de calcul, în m^3/s , în sistemul separativ de canalizare reprezintă debitul orar maxim, verificarea făcându-se la debitul orar minim; în sistemul unitar de canalizare, acest debit este egal cu dublul debitului orar maxim (a se vedea par. 3.2);
- viteza apei pe orizontală, în m/s (frecvent 0,3 m/s).

Utilul util al deznisipatorului, V_{dez} , în m^3 , rezultă din relația:

$$V_{dez} = Q_c \cdot t_{dz} \quad (6.30)$$

- reprezintă timpul de trecere a apei prin bazin, în s, care se poate considera de 30 - 50 s (în alte țări se admite 70 - 120 s).

Secțiunea orizontală, A_0 , în m^2 , se calculează cu relația propusă de A. ... care ține seama de turbulența lichidului ce împiedică ... a particulei cu viteza ei teoretică stabilită anterior, ceea ce se ...

$$A_0 = \frac{Q_c}{V_s} = \frac{Q_c}{\sqrt{V_{s0}^2 - w^2}} \quad (6.31)$$

- viteza medie de sedimentare a particulelor de nisip, de mărime dată, în mm/s;
- mărimea hidraulică a particulelor sau încărcarea hidraulică de suprafață a bazinului (Q/A_0) care variază în funcție de diametrul particulelor de formă sferică și de temperatura apei aflată în stare de repaus în bazin (tabelul 6.3);

w - componenta verticală a pulsației vitezei în regim turbulent de mișcare și exprimă valoric un procent de 5% din mărimea vitezei orizontale de mișcare a apei în bazin.

Tabelul 6.3

Mărimea hidraulică (V_{s0}) în funcție de diametrul particulelor și temperatura apei, în cm/s

Materi- alul	Temp. apei °C	Diametrul particulei, în mm						
		0,1	0,16	0,20	0,25	0,30	0,40	0,50
Nisip $\rho_s = 2,65$ g/cm ³	0°C	0,5	1,2	1,8	2,4	3,0	4,0	6,2
	10°C	0,65	1,4	2,1	3,0	4,5	6,0	8,0
	20°C	0,80	1,8	2,5	4,0	5,5	7,1	9,0

Din relația (6.31) se constată că secțiunea orizontală trebuie corectată cu un coeficient supraunitar, astfel că suprafața mărită va asigura eficiența necesară în condițiile existenței curenților care se formează în bazin, determinată de regimul turbulent existent în deznisipator.

Literatura germană (Inhoff-Fair 1956) recomandă următoarea relație:

$$A_0 = \frac{Q_s}{V_{s\text{ef}}} \quad (6.32)$$

în care viteza de sedimentare efectivă (reală), $V_{s\text{ef}}$, se calculează în funcție de relația: $V_{s\text{ef}} = \alpha \cdot V_s$; coeficientul α se determină în funcție de raportul V_0/V_s conform valorilor din tabelul 6.4 stabilite de Camp, Kalbskof ș.a. (1948).

La proiectarea curentă a deznisipatorului se acceptă în calcul coeficient supraunitar β definit de raportul celor două viteze ($\beta = V_s/V_{s\text{ef}}$) care în limitele normale de eficiență a deznisipatorului (de 65 - 75%), poate avea valori de 1,5 - 2,0 adică (figura 6.15):

$$A_0 = \beta \frac{Q_c}{V_s} \quad (6.33)$$

Pentru calculul ariei orizontale a deznisipatorului se pot folosi și rezultatele experimentale ale lui Babbitt și Baumann (1958) prezentate în figura 6.5.

Mărimea deznisipatorului, L, în mm, poate fi calculată cu relația:

$$L = \beta \cdot V_0 \cdot t_{dz} \quad (6.34)$$

Tabelul 6.4

Valorile coeficientului α

Raportul V_0/V_s	Viteza orizontală a apei, V_0 , în cm/s						
	0	5	10	15	20	25	30
1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
1,25	-	0,99	0,97	0,93	0,87	0,79	0,70
1,50	-	0,98	0,94	0,86	0,75	0,60	0,43
1,75	-	0,98	0,93	0,83	0,70	0,54	0,34
2,00	-	0,98	0,92	0,82	0,68	0,51	0,29
2,25	-	0,98	0,92	0,81	0,67	0,48	0,25
2,50	-	0,98	0,91	0,81	0,66	0,47	0,23

Exemplu: $V_s = 1$ cm/s și $V_0 = 30$ cm/s, raportul $V_0/V_s = 30$, ceea ce corespunde $\alpha = 0,23$ și deci $V_{s\text{ef}} = 0,23$ cm/s

Tabelul 6.5

Valorile încărcărilor de suprafață ale deznisipatoarelor în funcție de diametrul particulelor

Diametrul particulei în mm	Încărcarea hidraulică de suprafață a bazinului ($m^3/m^2 \cdot zi$) (Q/A_0)
0,79	2.960
0,36	2.075
0,28	1.540
0,17	1.030

Mărimea lungimii deznisipatoarelor poate ajunge chiar până la 36 m, se va corela cu lățimea deznisipatorului care din motive de eficiență recomandă ca raportul L/B să fie în limitele de 10 - 15.

Lățimea totală a deznisipatorului B, în m, rezultă din relația:

$$B = \frac{A_0}{L} = n \cdot b \quad (6.35)$$

în care:

n - numărul de compartimente (canale) de deznisipare de lățime b, astfel încât $n = B/b$ să fie minimum două;

b - lățimea unui canal, care, așa cum s-a arătat trebuie să fie ceva mai mare decât lățimea canalului de acces; se recomandă, b = 0,6 - 2,0 m iar uneori această lățime poate ajunge la 3,0 - 5,0 m în funcție de mărimea debitului.

Adâncimea apei în bazin nu are influență asupra desfășurării procesului de sedimentare, valorile de 1,0 - 2,0 m se adoptă ca fiind considerente de a nu rezulta lungimi prea mari ale deznisipatoare.

Volumul de depuneri în m^3 , se calculează, în special pentru deznisipatoarele curățite manual, în funcție de numărul de locuitori, conform relației:

$$V_d = \frac{N \cdot p \cdot T}{1000} \quad (6.36)$$

în care:

N - numărul de locuitori deserviți de canalizare;

p - cantitatea unitară de depuneri în $dm^3/loc \cdot zi$, care orientativ conform normativului P26-84, se poate considera: 0,015 - 0,030 $dm^3/om \cdot zi$ pentru sistemul unitar și de 0,005 - 0,010 $dm^3/om \cdot zi$ pentru apele din sistemul separativ;

T - timpul în zile între două curățiri succesive care se ia de maxim două zile pentru a preveni apariția fenomenelor de fermentație.

ale suspensiilor organice.

Creșterea volumetrică, a depunerilor poate fi considerată de 1,5 ori față de o umiditate medie de 60%.

Nisipul extras din deznisipator se poate folosi pentru completarea și înălțarea drenant al platformelor de uscare, pentru umplerea depresiunilor, pentru construcția pavajelor sau chiar pentru tencuieli, după o prealabilă curățare. Dehidratarea nisipului scos din bazin se face pe platforme de beton amplasate în imediata apropiere a deznisipatorului.

Pentru asigurarea funcționării deznisipatoarelor la parametrii optima trebuie luate măsuri speciale în amonte și avalul bazinului. Astfel, în amonte trebuie ca în canalul de racordare a grătarului cu deznisipator să se realizeze o viteză orizontală nu trebuie să coboare sub 0,4 m/s pentru debitul orar maxim iar pentru reducerea efectului turbulenței curentului, acest canal să se realizeze în formă rectilinie pe o lungime de 5 - 10 m. Radierul deznisipatorului se realizează la o înălțime mai jos față de el al canalului cu 15 - 45 cm; el trebuie să fie în formă de canal, fără denivelări în care s-ar putea acumula substanțe floculente.

În aval de deznisipator trebuie să se prevadă dispozitive pentru menținerea vitezei orizontale constante la variațiile de debit, în special la debitele mici din timp de ploaie. O soluție mai veche constă în a prevedea dispozitive de scoatere din funcțiune a unor compartimente corespunzătoare debitelor mici, sau operația inversă, corespunzătoare debitelor maxime. În prezent se folosesc deversoare de tip proporțional și de tip Sutro amplasate în avalul deznisipatorului și dimensionate astfel încât la variația înălțimii apei în deznisipator, ca urmare a variației debitului, viteza să rămână constantă. Mai frecvent, se utilizează azi, soluția de canale cu modificări în forma a secțiunii de scurgere care asigură viteza constantă în deznisipatorii în secțiunea orizontală în formă de parabolă prin îngustarea, în amonte și în aval, a canalului dreptunghiular din aval; în același timp, aceste dispozitive au și rolul de debitmetre.

Deversoarele cu ecran de tip proporțional și de tip Sutro este prezentat în figura 6.21 unde se constată că diferența dintre ele constă în forma a secțiunii de scurgere: la primul tip, ambii pereți sunt curbi, în timp ce la al doilea tip, unul este curb, iar celălalt drept.

Debitul ce curge prin deznisipator, Q , este o funcție simplă înălțimea, h , a apei, adică:

$$Q = K \cdot h^n \quad (6.37)$$

în care:

k și n sunt constante.

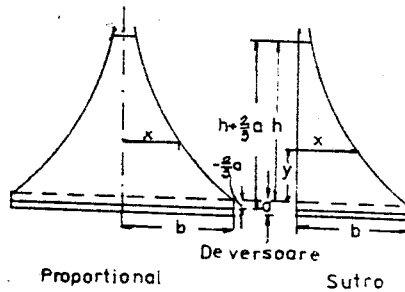


Figura 6.21. Deversoare de tip "proporțional" și Sutro

Această condiție este îndeplinită, conform cercetărilor efectuate de Camp (1942), când lățimea (b) este definită de relația:

$$b = \frac{n \cdot k \cdot h^{n-1}}{V_0} \quad (6.39)$$

Când debitul este reglat de un deversor proporțional (figura 6.2) pentru $n = 1$, deci $Q = K \cdot h$, ecuația (6.39) devine:

$$b = \frac{k}{V_0} = ct \quad (6.40)$$

Acest raport este constant pentru exemplul dat iar compartimentul deznisipatorului prezintă o secțiune dreptunghiulară.

Pentru un deznisipator cu secțiune parabolică ($n = 3/2$), rezultă:

Pentru menținerea constantă a vitezei orizontale în caz când încărcarea hidrolică (Q) variază ca urmare a fluctuațiilor de debit, lățimea (b) a apei, la deznisipator, trebuie să fie astfel aleasă încât să fie satisfăcută egalitatea:

$$Q = k \cdot h^n = V_0 \int_0^h b \cdot dh \quad (6.38)$$

$$Q = k \cdot b \cdot h^2 \quad (6.41)$$

$$b = \frac{3}{2} \cdot \frac{k \cdot b \cdot h^2}{V} = \frac{3}{2} \cdot \frac{Q}{h \cdot V_0} \quad (6.42)$$

care corespunde ecuației unei parabole. Ecuația parabolei este deci de forma:

$$\left(\frac{b}{2}\right)^2 = 2 \cdot p \cdot h \quad (6.43)$$

unde p este parametrul parabolei.

Exemplu:

Să se dimensioneze deznisipatorul orizontal și deversorul tip proporțional montat în peretele aval al bazinului. Se consideră că deznisipatorul trebuie să asigure reținerea particulelor cu diametrul mai mare de 0,20 mm. Debitul variază astfel: $Q_{max} = 114 \cdot 10^6 \text{ dm}^3/\text{zi} = 1,32 \text{ m}^3/\text{s}$; $Q_{med} = 57 \cdot 10^6 \text{ dm}^3/\text{zi}$, $Q_{min} = 28,5 \cdot 10^6 \text{ dm}^3/\text{zi}$. Viteza orizontală, din condiția de a nu antrena materialul depus pe raziul bazinului (viteza critică), se consideră 27 cm/s. Pentru particulele cu diametrul de 0,20 mm cu densitatea de 2,65 g/cm³ și la o temperatură a suspensiei de 10°C, viteza de sedimentare rezultă din figura 6.10 este $V_s = 2,75 \text{ cm/s}$. Prin utilizarea graficului din figura 6.15, considerând o eficiență de sedimentare de 70 - 80% și curba cu $n = 1/8$, rezultă un coeficient de corecție cu valoarea de 2,30; se poate calcula încărcarea superficială: $V_{s0} = V_s/2,30 = 2,75/2,30 = 1,19 \text{ cm/s}$ sau $V_{s0} = Q/A_0 = 1,19 \cdot 864 = 1,027 \text{ m}^3/\text{m}^2/\text{zi}$ (valoarea apropiată cu cea recomandată în tabelul 6.5)

Aria orizontală a deznisipatorului: $A_0 = Q_{max}/V_{s0} = 114/1,027 = 111 \text{ m}^2$; aria transversală: $A_T = Q_{max}/V_0 = 114 \cdot 10^6/2,786 \cdot 400 = 4,90 \text{ m}^2$; $A_0 = L \cdot b = 111,0 \text{ m}^2$, $A_T = h_u \cdot b = 4,90 \text{ m}^2$. Ne propunem ca adâncimea de sedimentare (utilă) în bazin, $h_u = 1,37 \text{ m}$; lățimea $b = A_T/h_u = 4,90/1,37 = 3,57 \text{ m}$; lungimea $L = A_0/b = 111/3,57 = 30,9 \text{ m}$ (Toate aceste elemente de calcul sunt prezentate în figura 6.22).

Timpul teoretic de deznisipare: $t_{dz} = V_0/Q = (30,9 \cdot 3,57 \cdot 1,36) \cdot 10^3 / 114 \cdot 10^6 = 86.400/114 = 757 \text{ s}$, timpul de

sedimentare a particulei considerate cu viteza de sedimentare corectată: $t_0 \approx h_u/V_{so} = 137 \text{ cm}/1,19 \text{ cm/s} = 115 \text{ s}$ și $t_0 = 137/2,75 = 50 \text{ s}$ (timpul real de sedimentare).

Pentru dimensionarea deversorului tip proporțional, se poate aplica relația simplificată a lui Rivas Mijares (1961), prin care debitul variază în funcție de sarcina deversorului, adică:

$$Q = 184 \cdot X \cdot h^{3/2} \quad (6.44)$$

în care (conform figurii 6.22):

- Q - debitul deversant, în m^3/s ;
- X - lățimea deversorului, în m;
- h - sarcina deversorului, în m.

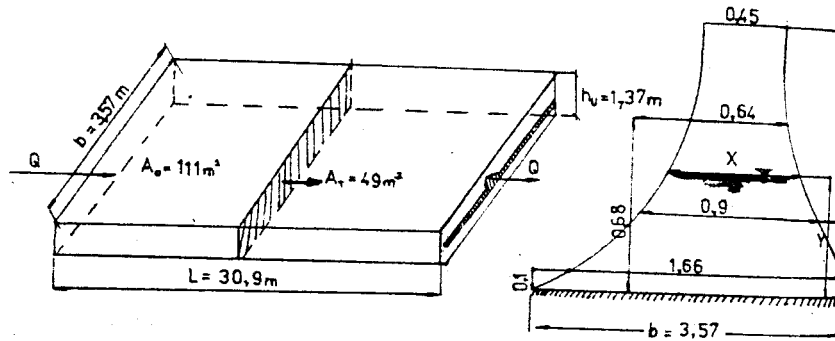


Figura 6.22. Deznisipator orizontal și deversorul tip proporțional pentru menținerea vitezei constante

Relația (6.44) poate fi scrisă sub forma:

$$Q = 184 \left(X \cdot h^{3/2} \right) \cdot h \quad (6.45)$$

Sub această formă, relația (6.44), se identifică cu relația (6.38), adică debitul variază cu adâncimea apei h, ceea ce înseamnă că valorile de

sunt constante în condițiile variației debitului, ceea ce se poate

$$X \cdot h^2 = X_1 \cdot h_1^2 = K \text{ (const)} \quad (6.46)$$

Exemplu:

Calculul adâncimii maxime: $h_{max} = A_T/b = 4,90/3,57 = 1,37 \text{ m}$ (această valoare coincide cu adâncimea apei în bazin); calculul lățimii deversorului a apei prin deversor:

$$Q_{max} = 184 (X_{max} \cdot h_{max}^{1/2}) h_{max} = 184 \cdot X_{max} \cdot h_{max}^{3/2} = 1,32 \text{ m}^3/\text{s}, \text{ adică:}$$

$$\frac{1,32}{184} = X_{max} \cdot h_{max}^{3/2}, \text{ de unde: } X_{max} = \frac{1,32}{184} (1,37)^{3/2} = \frac{1,32}{2,94} = 0,45 \text{ m}$$

Pentru debitul maxim, valoarea constantă va fi: $K = X \cdot h^{1/2} = 0,45 \cdot (1,37)^{1/2} = 0,526$. Pentru celelalte mărimi ale debitului calculul conduce asemănător. Astfel, pentru debitul mediu: $Q_{med} = 0,66 \text{ m}^3/\text{s}$; secțiunea transversală, $A_T/b = 2,44/3,57 = 0,68 \text{ m}$; lățimea (X) a apei pentru $K = 0,526$ va fi:

$$X_{med} = \frac{K}{h_{med}^{1/2}} = \frac{0,526}{(0,68)^{1/2}} = 0,638 \text{ m}$$

Pentru debitul minim, $Q_{min} = 0,33 \text{ m}^3/\text{s}$; $A_T = Q_{min}/V_0 = 0,33/0,27 = 1,22 \text{ m}^2$; $h_{min} = A_T/b = 1,22/3,57 = 0,34$; $X_{min} = \frac{K}{h_{min}^{1/2}} = \frac{0,526}{(0,34)^{1/2}} = 0,905 \text{ m}$.

Pentru o adâncime minimă de 0,10 m, lățimea $l = K/h^{0,5} = 0,526/0,10^{0,5} = 1,665 \text{ m}$.

Proiectarea canalelor cu secțiunea îngustă - debitmetrele tip Parshall. Pentru proiectarea acestora se recomandă a se elabora în conformitate cu instrucțiunile tehnice pentru măsurarea debitelor.

Debitmetrul Parshall (figura 6.23) prezintă o strângere în limitele de 1/3 din lățimea canalului de legătură și o denivelare a radierului ce se face în funcție de mărimea debitului.

În cazul mișcării libere a apei uzate, debitul dispozitivului Parshall, în funcție de adâncimea apei, se calculează cu următoarele relații stabilite prin studii experimentale:

$$Q = 0,384 \cdot h^{1,56} \quad \text{pentru } B < 0,15 \text{ m} \quad (6.47)$$

$$Q = 2,365 \cdot B \cdot h^n \quad \text{pentru } 0,30 < B < 1,80 \text{ m} \quad (6.48)$$

în care n este o constantă ce variază în funcție de lățimea B a canalului.
Se consideră curgerea liberă, ceea ce înseamnă că aplicarea relațiilor (6.47) și (6.48) dau rezultate corecte, dacă la ieșirea din secțiune

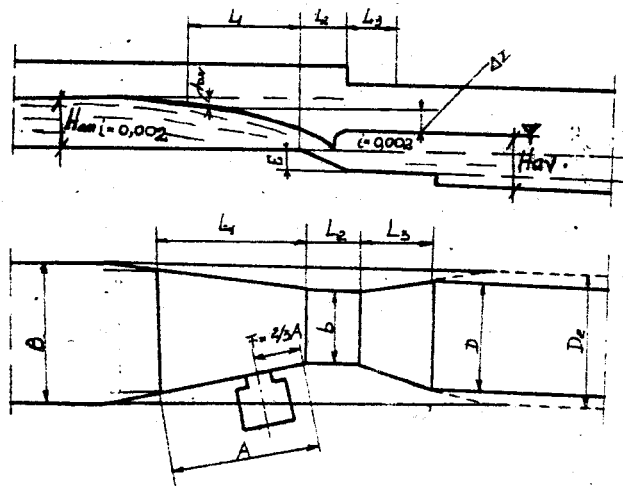


Figura 6.23. Canalul Parshall

strangulată, adâncimea apei din aval este mai mică decât 0,5 H pentru B ≤ 15 cm și mai mică decât 0,7 H pentru B > 30 cm.

Canalul Venturi (figura 6.24), spre deosebire de cel de tip Parshall are radierul orizontal, este mai ușor de executat și frecvent aplicat. Este recomandat chiar de Organizația Internațională de Standardizare.

Coeficientul de strangulare, exprimat prin raportul b/B, se recomandă în limitele de 1/2 - 1/3. Relațiile de dimensionare au la bază studiile și cercetările de laborator efectuate pe modele hidraulice. Orientativ se poate utiliza următoarea relație de calcul:

$$Q = 1,705 \cdot C_e \cdot C_v \cdot b \cdot H^2 \quad (6.49)$$

coeficient de debit;

coeficient de corecție (produsul $C_e \cdot C_v = 1,12 = ct$)

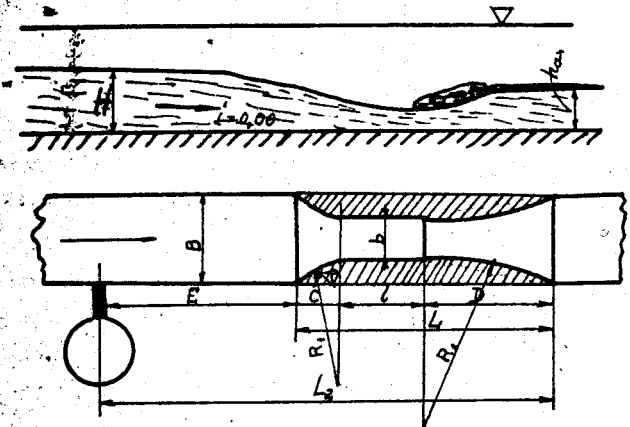


Figura 6.24. Canalul Venturi

Se recomandă în vedere amenajarea lor pe canalele parabolice, debitmetrele pot dimensiona cu ajutorul relației stabilită pentru deversoarele strangulate ($Q = K \cdot b \cdot h^{3/2}$) cu mențiunea că în acest caz, b va reprezenta lățimea strangulată a canalului, iar valoarea constantei K se poate admite

Exemplu

Să se dimensioneze canalul Venturi cunoscând: $Q_{max} = 0,212 \text{ m}^3/\text{s}$; $Q_{min} = 0,0425 \text{ m}^3/\text{s}$, viteza orizontală a apei, $v_0 = 0,148 \text{ m/s}$ (care trebuie să fie constantă); lățimea îngustată a canalului, $b = 8 \text{ cm} = 0,08 \text{ m}$.

Se aplică relația (6.44), $Q = 1,85 \cdot b \cdot h^{3/2} = 1,85 \cdot 0,08 \cdot h^{3/2}$; $h = (Q_{max}/1,85)^{2/3}$; $h_{max} = (0,212/1,85)^{2/3} = (0,1146)^{2/3} = 0,435 \text{ m}$; $h_{min} = (Q_{min}/1,85)^{2/3} = (0,02297)^{2/3} = 0,143 \text{ m}$.

$B_{max} = 3/2 \cdot (0,212/1,269 \cdot 0,23) = 1,09 \text{ m}$; $B_{min} = 3/2 \cdot (0,0425/0,435 \cdot 0,23) = 0,67 \text{ m}$.

Debitmetrul Venturi trebuie amplasat pe canalul de legătură de la deznisipator, în aliniament, care în amonte trebuie să aibă o lungime de 16,0 m, iar în aval, 10,0 - 15,0 m.

6.2.3.1.2. Deznisipatoare verticale

La acest tip de deznisipatoare, mișcarea apei are loc pe verticală, jos în sus, iar eficiența lor, comparativ cu cele de deznisipatoare orizontale, este mai redusă deoarece suprafața lor circulară este mică și nu permite decât reținerea particulelor de dimensiuni mari.

Forma lor în plan este circulară și se caracterizează prin adâncimi mari de construcție. Având în vedere eficiența redusă și forma constructivă

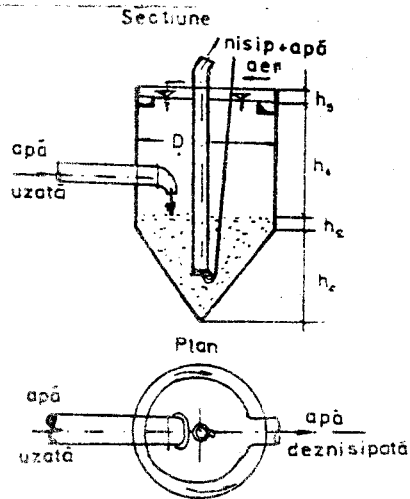


Figura 6.25. Deznisipator vertical

forma unui trunchi de con, având înclinarea pereților sub un unghi maxim de 45°. Nisipul este evacuat cu ajutorul pompelor Marmuth. Dacă deznisipată se evacuează prin jgheabul periferic prevăzut în partea superioară a bazinului.

În planșă a deznisipatorului vertical o constituie deznisipator

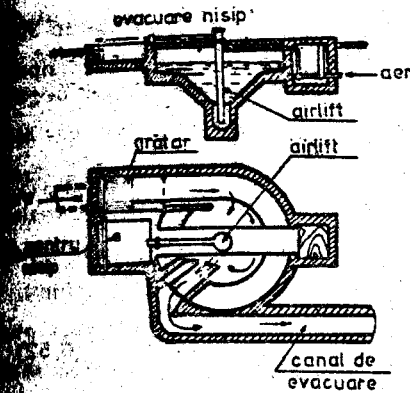


Figura 6.26. Deznisipator vertical cu mișcare tangențială

de viteză Hazen.

Dacă bazinul prezintă o suprafață orizontală uniformă, trebuie ca viteza ascendentă să fie mai mică decât viteza minimă de sedimentare a particulelor care trebuie îndepărtate.

Debitul de calcul și de verificare sunt aceleași ca și pentru deznisipatoarele orizontale.

Secțiunea orizontală se calculează cu relația:

$$A_0 = \frac{Q_c}{V_a} \quad (6.50)$$

Q_c - debitul de calcul;

V_a - viteza ascendențială a apei care variază în funcție de diametrul particulelor ce trebuie reținute (pentru particulele cu diametrul de 0,2 - 0,4 m/m, $V_a = 2 - 5$ cm/s).

tangențial (figura 6.26) caracterizat prin adâncimea utilă redusă.

Înainte acestui deznisipator se montează un grătar cu curățire manuală.

Viteza apei la intrare se consideră de 0,6 - 0,8 m/s, iar durata de traversare a apei prin deznisipator, de 30 - 45 s și de 25 s la trecerea debitului minim.

Dimensionarea decantatoarelor verticale se bazează pe mărimea hidraulică de suprafață care reprezintă, convențional, circulația apei sub formă de fire paralele în sens vertical și poartă

Din relația (6.47) rezultă diametrul deznisipatorului, care, din motive de eficiență, se limitează la maximum 8,0 m.

Durata de trecere a apei prin deznisipator, se recomandă de 30-120 s, rezultând astfel adâncimea zonei de sedimentare (utilă) a deznisipatorului din relația:

$$h_1 = V_a \cdot t \quad (6.51)$$

Înălțimea totală a bazinului, va fi:

$$H = h_s + h_1 + h_2 + h_c \quad (6.52)$$

în care:

h_s - înălțimea de siguranță (0,3 - 0,4 m);

h_2 - înălțimea depunerilor în partea cilindrică;

h_c - înălțimea conului cu depuneri.

Pentru a nu reduce din spațiul de sedimentare, se recomandă evacuarea la timp a nisipului acumulat.

6.2.3.1.3. Deznisipatoare aerate

În compoziția depunerilor reținute în deznisipatoarele studiate anterior, s-a constatat existența unor cantități suficiente de substanțe organice. Această situație impune evacuarea continuă sau la intervale scurte a acestor depuneri, pentru a evita intrarea lor în fermentație.

Acest neajuns se poate elimina prin proiectarea de deznisipatoare aerate care, în afară de faptul că asigură o reținere a particulelor fine de nisip fără materii organice, mai asigură și o răcire a apelor uzate prin introducerea aerului din atmosferă.

Aerarea acestor bazine, de regulă pneumatică, poate fi reglată în funcție de cantitatea și calitatea apelor, astfel încât să se mențină o viteză orizontală constantă, fără a mai fi necesare, dispozitive speciale pentru menținerea vitezei constante.

Forma acestor bazine este rectangulară, pe latura lungă fiind montată o rețea de conducte de distribuție a aerului. Prin conductele acestea sunt montate din loc în loc și care se termină la 20 - 80 cm de radier, aerul este difuzat în masa apei prin intermediul unor difuzori poroși. În secțiunea transversală a compartimentului se formează curenți de aer în jurul cărora se asigură menținerea neîntreruptă în stare de suspensie a particulelor organice pentru a fi evacuate odată cu apele uzate în mișcarea orizontală. Radierul bazinului este prevăzut cu o pantă de 1 - 5% spre exterior pentru a facilita colectarea a nisipului.

Pentru a se mențină o viteză critică de antrenare a depunerilor de 0,25 m/s și ca aceasta să rămână constantă, prin insuflarea de aer sub formă de curenți orizontali și în condițiile unei viteze orizontale a apei ce variază între 0,05 și 0,20 m/s, trebuie ca viteza de spălare dată de spirala de curent să fie de minimum 0,39 m/s.

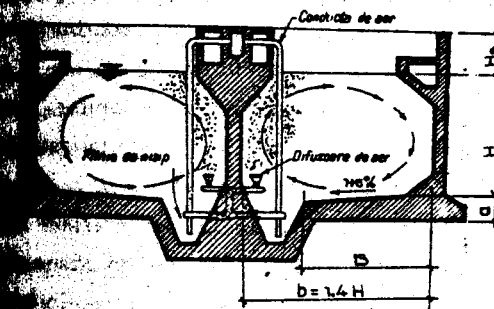


Figura 6.27. Deznisipator aerat

Adâncimea bazei de nisip va fi de $0,07 \cdot H^2$.

Se consideră că în aceste deznisipatoare aerate sunt reținute granule de nisip cu diametrul de 0,15 - 0,30 mm, având vitezele de sedimentare indicate în figura 6.10.

Timpul de deznisipare se apreciază la valori de 90 - 180 s, iar pe timp lung poate ajunge la 240 s.

În ceea ce privește cantitatea de aer necesară pentru menținerea unei viteze constante de 0,25 - 0,30 m/s, normele sovietice recomandă un debit de aer de 2 - 3 Nm³/hm², iar normele germane, de 3 - 5 Nm³/hm.

Lungimea deznisipatorului variază în limitele de 15 - 20 m, adâncimea depunerilor de pe radier, în m, se poate calcula cu relația:

$$h_d = \frac{2 \cdot N \cdot p}{365 \cdot 0,07 \cdot H^2} = (4 - 9) \cdot \frac{N}{H^2} \quad (6.53)$$

în care:

N - numărul de locuitori deserviți de stația de epurare;

p - norma specifică de depuneri, de 5 - 12 m³/loc.an;

H - adâncimea utilă a bazinului;

0,07·H² - secțiunea transversală a bașei de nisip.

6.2.3.2. Separatoare de grăsimi

Sunt bazine rectangulare de beton armat în care sunt reținute substanțele mai ușoare ca apa (uleiuri, grăsimi, hidrocarburi, etc.) și substanțe care plutesc în masa apei sub formă de emulsii.

Dacă rețeaua de canalizare funcționează în sistem unitar, amplasarea acestor bazine este după deznisipatoare, iar când rețeaua este în sistem separativ, după grătare, deoarece deznisipatorul poate lipsi.

Conform STAS E 12264-84, separatoarele de grăsimi se prevăd obligatoriu când epurarea mecanică este urmată de epurarea biologică deoarece peliculele de grăsimi ajunse în filtrele biologice sau în bazinele de aerare influențează negativ procesele transferului de oxigen pentru menținerea unui mediu aerob necesar reacțiilor biochimice.

De asemenea, separatoarele de grăsimi se prevăd în cazul când în compoziția apelor uzate există o concentrație mai mare de 150 mg/dm³ de substanțe grase extractibile în eter de petrol, care nu sunt separabile de suprafața apei, și posibil de evacuat în decantoarele primare prin intermediul dispozitivelor de raclare la suprafața apei.

Spre a evita depunerile și pentru a mări randamentul de eliminare a particulelor ușoare, în suspensie din apă, se aplică procedeul flotatiei, prin introducerea aerului, care antrenează la suprafață particulele fine de grăsimi aflate în stare de emulsii în masa apei.

mod obișnuit, substanțele mai ușoare ca apa care plutesc la suprafață sunt eliminate în decantoarele primare, ceea ce face ca acestea să constituie o treaptă suplimentară de separare a substanțelor

de natură și concentrația particulelor ce trebuie îndepărtate și se pot folosi următoarele tehnologii:

1. Separarea naturală prin intermediul unor bazine deschise unde apa curge cu o viteză mică și permite ridicarea la suprafață a particulelor

2. Separarea prin aerare la joasă presiune (0,5 - 0,7 bari), realizată în bazine deschise, aerul comprimat cu suflante fiind introdus prin radierul inferior unde sunt montate dispozitivele de dispersie (plăci poroase, tuburi etc.). Datorită insufliării aerului și ținând seama de mișcarea pe suprafața apei, se formează un curent în spirală, care participă efectiv la separarea grăsimilor (același principiu arătat la deznisipatoarele aerate);

3. Separarea prin flotare la presiuni ridicate de peste 1,0 bari în bazine închise urmata de destinderea bruscă a amestecului;

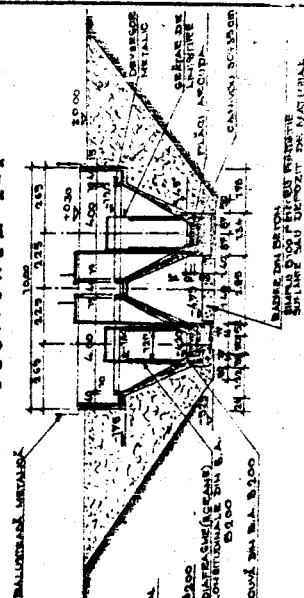
4. Separarea sub vid, după ce în prealabil apele au fost saturate cu aer prin metode de aerare.

Primele două tehnologii sunt frecvent aplicate apelor uzate menajere, iar celelalte două se recomandă pentru apele uzate industriale provenite din activități petroliere, metalurgică, minieră, alimentară etc., caracterizate de existența unor cantități mari și ușoare în concentrații ridicate.

Procedeul tehnologic de separare a grăsimilor prin flotare constituie, în esență, un proces de preaerare a apei care contribuie la creșterea eficienței de primare prin intensificarea procesului de floculare a substanțelor în suspensie precum și eliminarea gazelor de fermentație specifice acestor ape. Elementul flotației poate fi substanțial îmbunătățit, dacă, o dată cu aerul, se introduce și clor gazos în doze de până la 1,5 mg/dm³.

Substanțele grase colectate în separatoarele de grăsimi nu sunt utilizabile pentru alte folosințe. Cele de natură organică (animale) sunt

SECTIUNEA 2-2



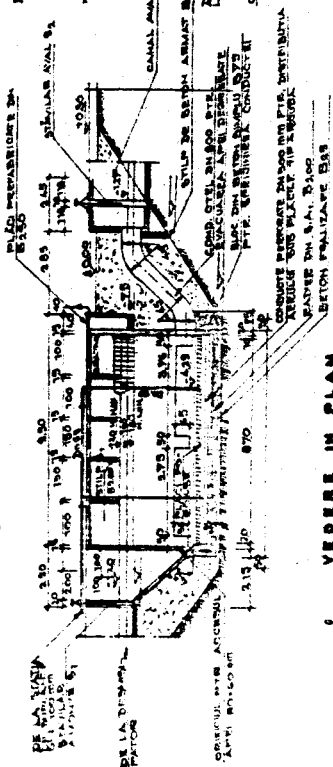
PLANUL DE DETALI AL BAZINULUI
 SECTIUNEA 2-2
 - CU PLACI ARGUDA
 - CU BUCURIA M

NOTA

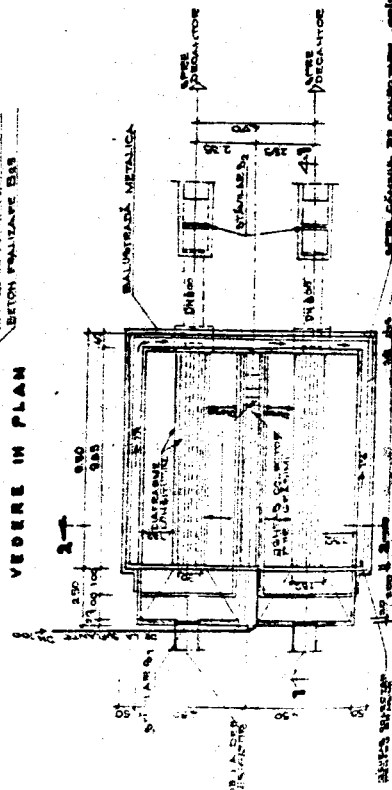
- SEPARATORUL DE GRĂSIMI DE PESTE EPURATA IN
 2 VARIANTE DIN PUNCT DE VEDERE AL DIFUZARII
 AERULUI :

- CU PLACI ARGUDA
 - CU BUCURIA M

SECTIUNEA 1-1



VEDERE IN PLAN



...tancurile de fermentare anaerobă a materiilor organice, ...grăsimilor producând o cantitate sporită de gaz combustibil cu o ...cătorică; grăsimile minerale sunt colectate în recipiente după ...solnorate.

Figura 6.28 se prezintă un bazin de flotare tip ISLGC, proiect T... pentru localități cu 15.000 locuitori. Aerul comprimat este ...difuzorul bazinului prin intermediul plăcilor poroase tip Arcuda ...prevăzută pentru drenarea apei filtrante la filtre). Pentru a limita ...în bazin datorită insufliării aerului, partea centrală este ...pe părțile laterale prin doi pereți verticali. În compartimentele ...unde apa este liniștită, se produce separarea substanțelor ușoare. ...sunt prevăzuți cu goluri, la nivelul apei, pentru a permite ...particulelor ușoare din compartimentul central în compartimentul

...care se acumulează la partea superioară a compartimentelor ...ajung la o anumită grosime, sunt evacuate împreună cu o ...de apă, în rigola de grăsimi și de aici într-un cămin de ...central.

...separarea acestor substanțe grase în rigolă este posibilă prin ...stăvilii din aval care strangulează secțiunea de curgere a ...evacuare a apelor uzate. Această conductă pleacă de la partea ...bazinului, fiind prevăzută cu diametrul mic pentru a realiza ...de mișcare a apei capabile să antreneze toate materiile solide ...difuzorul bazinului.

...dimensionarea hidraulică a unui separator de grăsimi constă în ...dimensiunilor acestuia și a debitului de aer ce trebuie insuflat. ...calcul și de verificare sunt cele specificate anterior.

...separarea naturală, respectiv ridicarea gravitațională, a particulelor ...ca apa, se realizează în conformitate cu legea lui Stokes, ...matiei (6.13), particularizată substanțelor grase. Separarea ...este definită de suprafața de separare și de timpul de rămânere ...bazin.

...secțiunii orizontale medii de separare, în m^2 , se determină cu

relația:

$$A_0 = \frac{Q_c}{V_a} \quad (6.54)$$

în care:

Q_c - debitul de calcul, în m^3/s ;

V_a - viteza ascensională minimă care permite ridicarea particulelor ușoare de dimensiuni reduse, în m/s ; STAS E 12264 - 84 recomandă viteza ascensională, exprimată sub formă de încărcare superficială, de 8,0 - 15,0 $m^3/m^2 \cdot h$; normele elvețiene indică parametrii din tabelul 6.6., având în vedere o eficiență de 95% în separarea grăsimilor cu diametrul particulelor mai mici de 0,25 mm.

Tabelul 6.6.

Norme elvețiene pentru dimensionarea separatorului de grăsimi

Greutatea specifică a grăsimilor (daN/dm^3)	Viteza ascensională minimă $V_a = (m/h)$	Suprafața separabilă pentru $Q_c=1$ dm^3/s (A_0) m^2
0,75	22,50	0,16
0,80	18,00	0,20
0,85	13,50	0,27
0,90	9,00	0,40

Dimensionarea pe baza timpului de trecere a apei prin separator, se face pe baza relațiilor:

$$L = V_0 \cdot t_s; \quad V = Q_c \cdot t_s; \quad B = \frac{A_0}{L} \quad (6.55)$$

în care:

L - lungimea bazinului, în m, care se recomandă mai mică de 20,0 m (se recomandă raportul $L/B > 2,5$);

t_s - timpul de trecere a apei prin separator, în min; pentru separarea

naturală, prin gravitație, se recomandă 10 min, iar în cazul când se insuflă aer comprimat, acest timp se reduce la 4 - 5 min;

B - lățimea medie la oglinda apei pentru debitul de calcul (se vor prevedea minimum două compartimente, $n = 2$, iar lățimea unui compartiment la oglinda apei se recomandă în limitele, $B_1 = 2,0 - 4,5$ m);

V_0 - viteza orizontală a apei uzate în separator care poate fi apreciată în $0,1 - 0,2$ m/s , dar se poate calcula cu relația:

$$V_0 = \frac{Q_c}{n \cdot A_1} \quad (6.56)$$

A_1 reprezintă aria secțiunii transversale a unui compartiment, care, după cum rezultă din figura 6.28 este de forma unui trapez regulat, adică:

$$A_1 = \frac{B_1 + b}{2} \cdot H \quad (6.57)$$

H - înălțimea compartimentului la partea inferioară care se determină din condițiile respectării adâncimii apei în separatorul de grăsimi și pentru o înclinare a pereților, $\alpha = 60 - 70^\circ$;

b - lățimea unui compartiment, măsurat la oglinda apei ($B_1 = 2 - 4,5$ m);

H - adâncimea apei în separatorului de grăsimi, care se recomandă de $1,2 - 3,0$ m.

Pentru efectuarea dimensionării separatorului de grăsimi, se determină încărcarea superficială care trebuie să îndeplinească condiția:

$$U = \frac{Q_c}{A_0} \leq V_a \quad (6.58)$$

în care aria longitudinală exprimă produsul: $A_0 = n \cdot B_1 \cdot L$.

Viteza longitudinală a apei uzate va trebui să respecte condiția:

$$V_0 \leq 15 \cdot V_a \quad (6.59)$$

Dimensionarea deversorului aferent jgheabului de colectare grăsimilor are în vedere ca sarcina deversorului h_v , la debitul de verificare ($Q_v = Q_{or.max}$), să nu depășească creasta deversorului a cărui înălțime a fost determinată pentru satisfacerea cerințelor impuse de debitul de calcul ($Q_c = Q_{zi.max}$). În același timp, timpul mediu de trecere a apei prin separator corespunzător debitului de verificare, trebuie să respecte relația:

$$t_v = \frac{V_v}{Q_v} \geq 4 \text{ min} \quad (6.60)$$

în care V_v reprezintă volumul de apă din separator corespunzător debitului de verificare (Q_v), care se determină cu relația:

$$V_v = V + n \cdot B_1 \cdot L \cdot h_v = n \cdot A_1 \cdot L + n \cdot B_1 \cdot L \cdot h_v \quad (6.61)$$

Debitul de aer, în Nm^3/h , care se introduce în mod continuu la presiune de 0,5 - 0,7 bari se calculează cu relația:

$$Q_{aer} = q_{aer} \cdot Q_c \quad (6.62)$$

în care:

q_{aer} - debitul de aer specific, în Nm^3/m^3 apă uzată; ($q = 0,3 Nm^3$ aer/ m^3 apă, pentru plăci poroase și de $0,6 Nm^3/m^3$ apă, pentru tuburi perforate);

Q_c - debitul de calcul pentru apa uzată, în m^3/h .

În calculele orientative se poate estima că volumul substanțelor grase din apele uzate menajere reprezintă 1 - 5 dm^3/om an și exprimă o eficiență a acestor separatoare de grăsimi de 50 - 85%.

Una dintre variantele de realizare a separatorului de grăsimi clasic, o reprezintă separatorul realizat cu pachete din plăci plane sau ondulate paralele, sau varianta cu tuburi circulare. Acest tip de separator este economic din punct de vedere energetic și asigură o eficiență de 80 - 99%.

La baza separării substanțelor grase din apă stă principiul fizic al sedimentării naturale datorat diferenței de densitate dintre grăsime și mediul de sedimentare (apa). Desfășurarea acestui proces natural presupune că mărimea particulelor de grăsimi, densitatea lor, tensiunea lor superficială etc., să fie suficient de ridicată pentru a le permite să se ridice independent sau sub forma unor aglomerări de grăsimi la suprafața lichidului. Rezultă că acest proces este mult mai lent decât procesul de sedimentare a particulelor solide mai grele decât apa, deoarece în acest caz se observă că fenomenul se produce în sens invers.

Separatorul de grăsimi cu plăci ondulate constituie o aplicație a legii lui Stokes din 1904, care precizează, așa cum s-a arătat anterior, că viteza de sedimentării suspensiilor din apă depinde numai de mărimea particulelor, tensiunea lor superficială ($u = Q/A$), influența adâncimii apei (H) fiind neglijabilă. Această concluzie atrage după sine etajarea bazinelor de sedimentare cu radiere suplimentare la distanța de H/n , mărind astfel de n ori viteza de sedimentare și implicit eficiența sedimentării. În acest mod o particulă va parcurge o distanță de n ori mai mică, într-un timp de n ori mai mic.

Primele tipuri de separatoare de grăsimi s-au realizat din plăci plane sau ondulate înclinate pentru a permite evacuarea suspensiilor gravimetrice din separator spre partea inferioară a bazinului, de unde, prin procedee mecanice, să fie evacuate. Ulterior, în locul plăcilor plane s-au utilizat plăci perforate care au permis îmbunătățirea procesului.

În prezent, aceste tipuri de separatoare au cunoscut o largă aplicabilitate în domeniul de epurare din SUA, Anglia, Franța etc., după anul 1960, când s-au început să se proiecteze și să se realizeze bazine particularizate la emulsiile de grăsimi prezente în compoziția apelor uzate menajere sau industriale.

În aceste bazine, particulele independente de grăsimi aflate într-un fluid în mișcare

prin două plăci paralele sau în interiorul unui tub cu secțiunea circulară sunt antrenate, pe de o parte cu o viteză longitudinală (V_L) a fluidului (paralelă cu plăcile sau cu axa tubului), iar pe de altă parte, de către viteza de ridicare) ascensională datorate diferenței de densitate dintre apă și grăsime (V_a).

O particulă de grăsime (figura 6.29) plecând dintr-un punct I (situat

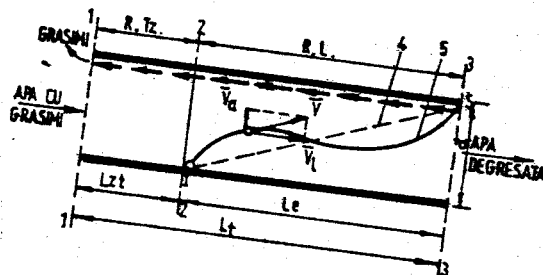


Figura 6.29. Elementele specifice procesului de separare a grăsimii între două plăci paralele sau într-un tub

- 1-1 - secțiunea de intrare a fluidului;
- 2-2 - secțiunea unde începe regimul laminar și are loc procesul de separare a grăsimilor;
- 3-3 - secțiunea de ieșire;
- 4 - traiectoria aproximativă a unei particule de grăsime;
- 5 - traiectoria reală;
- R.Tz - regim de tranziție;
- RL - regim laminar.

placa inferioară) se va deplasa pe o traiectorie tangentă vectorului vitezei rezultant ($V = V_L + V_a$), întâlnind placa superioară în punctul S, după parcurgerea unei distanțe L_e denumită distanță efectivă de separare. În acest moment particula de grăsime se va deplasa în contracurent, de-a lungul generatoarei superioare până în secțiunea 1 - 1 de ieșire din pachetul de plăci apoi, fiind captată de un jgheab transversal de dirijare a grăsimilor spre zona de acumulare din bazin. Pentru a asigura condiții optime de separare naturală a acestor grăsimi, este necesar, în afară

de menționate mai sus, să se asigure un regim laminar de mișcare a fluidului uzate cât și a grăsimilor pe distanța efectivă de separare (L_e).

Acest lucru se traduce analitic prin condițiile:

$$10^{-4} \leq Re^x = \frac{V_a \cdot D}{\nu} \leq 1 \quad (6.63)$$

$$Re = \frac{V_L \cdot R}{\nu} \leq 200 \quad (6.64)$$

Re^x - numărul lui Reynolds al mișcării particulelor de grăsimi;

V_a - viteza ascensională a grăsimilor;

D - diametrul particulelor de grăsimi;

ν - coeficientul cinematic de viscozitate al mediului fluid;

Re - numărul Reynolds al mișcării fluidului;

V_L - viteza medie longitudinală a curentului de fluid;

R - raza hidraulică a secțiunii de curgere.

În cazul în care sunt îndeplinite condițiile din ecuațiile (6.63) și (6.64), viteza ascensională se calculează cu relația lui Stokes particularizată pentru grăsimi:

$$V_a = \frac{g \cdot D^2 (\rho - \rho_g)}{18 \cdot \eta} \quad (6.65)$$

ρ - densitatea mediului fluid;

ρ_g - idem, al grăsimilor;

η - coeficient de viscozitate dinamică a mediului fluid.

În relația (6.65) se deduce cu ușurință că particulele de grăsimi se vor separa cu atât mai ușor cu cât diametrul D este mai mare și densitatea

mai apropiată de cea a mediului, iar temperatura acestuia din urmă este ridicată.

În secțiunea 1-1 de intrare a apei în pachet, nu pot fi îndeplinite condițiile regimului laminar evidențiate prin ecuațiile (6.63) și (6.64) deoarece fluidul care intră în bazin fiind în regim turbulent de mișcare necesită un timp, de tranziție pentru a se încadra regimului laminar. Mișcarea a fluidului prin pachetul de plăci. Lungimea zonei de tranziție corespunzătoare regimului tranzitoriu de mișcare, conform cercetărilor efectuate pe modele (Mateescu - 1964) se poate calcula cu relația:

$$L_{zt} = 0,10 \cdot d \cdot Re \quad (6.66)$$

în care:

d - distanța între plăcile paralele, sau diametrul interior al tubului;

Re - numărul lui Reynolds al mișcării fluidului definit de ecuația (6.64).

Separatorul de grăsimi constă într-un bazin din beton armat în care se introduc pachete din plăci ondulate sau din tuburi cu secțiunea circulară înclinată sub un unghi α față de orizontală (figura 6.30)

Apa uzată care conține grăsimi libere sau sub formă de emulsii este dirijată spre bazin prin intermediul unor canale laterale de aducere. Deversarea apei din bazin are loc în spațiul denumit cameră de aducere prevăzută, în aval, cu un grătar de liniștire și uniformizare a curgerii și spre pachetul din plăci sau din tuburi. De grătar se sudează un timpan care îndeplinește rolul de a separa în bazin zona de admisie a apei brute de zona de acumulare a grăsimilor eliminare din apă. Grătarul de distribuție a apei se montează cu o înclinare față de orizontală, definită de unghiul 90°

Pachetul din plăci sau din tuburi se introduce într-un cadru de protecție sub forma unei cutii rectangulare cu fetele laterale din tablă zinc sau din alt material rezistent la coroziune. Acest cadru va deservi la manipularea pachetului în perioadele de reparații. Pachetul este prevăzută la ambele capete cu jgheaburi rotunjite care să satisfacă următoarele cerințe: cel din amonte va colecta și elimina grăsimile în zona lor de acumulare

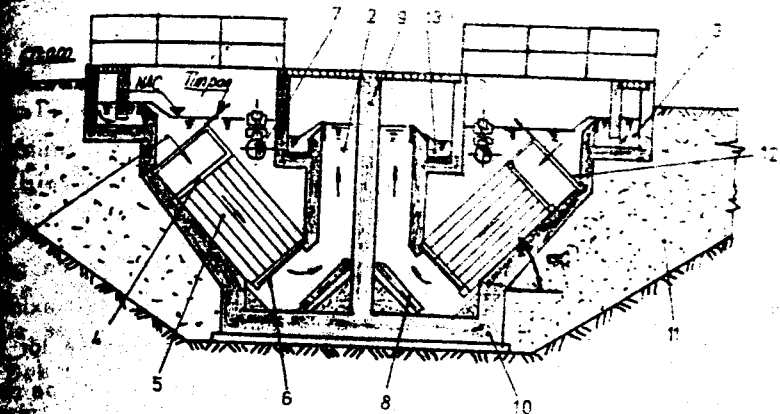


Figura 6.30. Separator de grăsimi cu pachete din plăci sau din tuburi înclinate

1 - camera de admisie apă brută; 2 - camera de evacuare apă degresată; 3 - canal de acces apă uzată; 4 - jgheaburi pentru evacuarea grăsimilor; 5 - pachet din plăci ondulate plane sau ondulate; 6 - jgheaburi pentru evacuarea suspensiilor gravimetrice; 7 - dispozitiv de colectare și evacuare a grăsimilor; 8 - sisteme de separare și evacuare a suspensiilor de pe radierul bazinului; 9 - grătar central de separare a compartimentelor; 10 - radier; 11 - amplutură din materiale locale; 12 - grătar de distribuție a apei uzate; 13 - canal de evacuare a apei degresate.

se prevăd diverse dispozitive (conductă cu fante, jgheaburi, bandă transportoare etc) care asigură evacuarea peliculei sau a grăsimii spre recipientii de depozitare de lângă bazin, iar în aval colectează suspensiile din apă spre zona de depuneri de la fundul bazinului, de unde sunt evacuate, în exterior, prin pompare sau prin acțiune de presiune hidraulică. Suprafața jgheaburilor nu trebuie să fie înclinată de 30% din suprafața transversală a pachetului.

Distanța dintre planul jgheabului de dirijare a grăsimilor și secțiunea de ieșire din pachet se recomandă de 5 - 10 cm; aceeași distanță se recomandă între jgheabul de dirijare a suspensiilor și secțiunea de ieșire din pachet.

Apa degresată și fără suspensii se acumulează în camera din aval și este separată de aceasta cu un perete vertical, fiind evacuată apa

din bazin prin intermediul unor jgheaburi amplasate în zona centrală a bazinului.

Dimensionarea tehnologică a separatorului constă în determinarea numărului de pachete necesar, după ce în prealabil s-a ales tipul construcției de element component al pachetului. În acest scop, se pot utiliza pachete din plăci plane paralele (P.P.P.), din plăci ondulate paralele (P.P.O.) și din tuburi paralele (P.T.).

Se calculează viteza ascensională a unei particule de grăsime în relația (6.65) în ipoteza că eficiența separatorului va fi maximă pentru particulele cu diametrul $D = 100 - 150 \mu\text{m}$, iar densitatea lor se poate aprecia de $\rho = 0,9 \text{ g/cm}^3$. În același timp se verifică condițiile de realizare a unei curgeri laminare prin pachet cu ajutorul ecuațiilor (6.63) și (6.64), sau prin utilizarea acestor ecuații scrise sub o formă mai simplificată.

$$Re \leq \frac{L_{z1}}{0,1 \cdot d} < 200, \quad \text{sau} \quad 10^{-4} < Re^x < 1 \quad (6.67)$$

în care:

L_{z1} - lungimea zonei de tranziție care nu trebuie să depășească 50 cm

$$(L_{z1} = 0,1 \cdot d, Re \leq 50);$$

d - distanța între două plăci paralele care se recomandă de 3 - 4 cm.

Timpul de ridicare a unei particule de grăsime trebuie să îndeplinească condiția:

$$t_r = \frac{d}{v_a \cdot \cos \alpha} \leq t = \frac{L_e}{v_L - v_a \cdot \sin \alpha} \quad (6.68)$$

în care:

t - timpul mediu de parcurgere efectivă a lungimii de separare (lungimea pachetului), în s;

α - unghiul de înclinare al pachetului care se recomandă de 30° pentru

ape uzate cu concentrații în suspensii sub 50 mg/dm^3 și de 45° sau 60° când aceste concentrații depășesc 40 mg/dm^3 ;

- lungimea efectivă a pachetului în care are loc procesul de separare, care se recomandă, $L_e \geq 125 \text{ cm}$;

- viteza longitudinală a apei uzate prin spațiile dintre plăci ale pachetului (se determină din relația 6.64).

La dimensionarea canalului de acces a apei uzate în camera de separare se recomandă un debit specific de până la $20 \text{ dm}^3/\text{s} \cdot \text{m}$.

Debitul capabil a fi prelucrat de un pachet de plăci sau tuburi se determină cu relația:

$$Q_p = v_L \cdot S \quad (6.69)$$

unde S reprezintă suprafața netă (de curgere) a unui pachet care se determină în funcție de suprafața brută a secțiunii transversale. Calculele se fac astfel:

pentru pachete din plăci plane sau ondulate (figura 6.31)

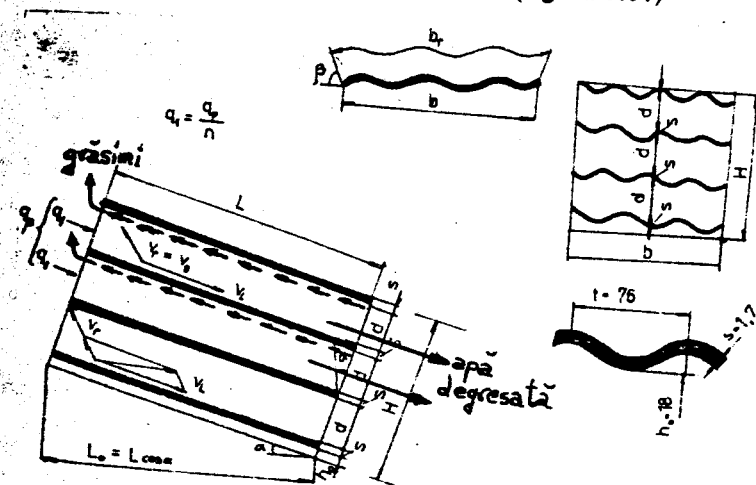


Figura 6.31. Elementele hidraulice și geometrice ale unui pachet din plăci ondulate sau plane paralele

$$n_1 = \frac{H+d-h_0}{d+s}; \quad S = S_0 - n_1 \cdot \beta \cdot b \cdot s; \quad S_0 = b \cdot H \quad (6.70)$$

în care:

- n - numărul de interspații dintre plăci;
- n_1 - numărul de plăci ($n_1 = n+1$);
- S_0 - aria brută a secțiunii transversale;
- b - lățimea secțiunii transversale a pachetului, se recomandă 100 cm;
- H - înălțimea totală a pachetului, se recomandă 100 cm;
- s - grosimea plăcii (circa 1,7 cm);
- h_0 - înălțimea unei ondule, circa 18 cm;
- β - unghiul care exprimă raportul dintre lățimea reală a plăcii și lățimea de curgere a apei.

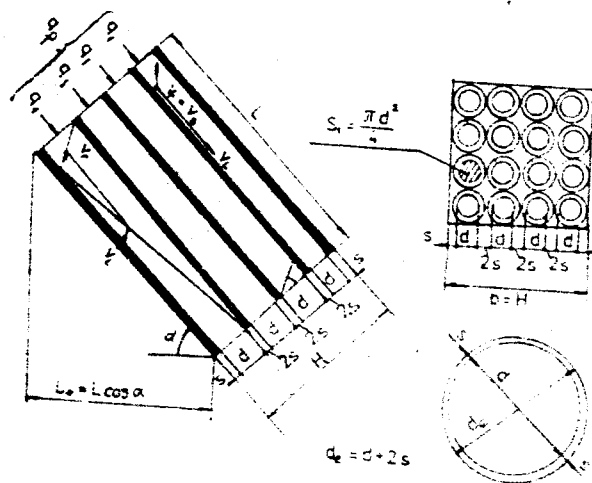


Figura 6.32 - Elemente hidraulice și geometrice ale unui pachet alcătuit din tuburi

pentru pachete alcătuite din tuburi (figura 6.32)

$$S = n^2 \left[d_e^2 - \frac{\pi}{4} (d_e^2 - d^2) \right]; \quad H = b = n \cdot d_e = 100 \text{ cm} \quad (6.71)$$

$$N = n^2; \quad d_e = d + 2 \cdot s$$

- n - numărul de tuburi pe un rând;
- N - numărul total de tuburi din pachet;
- d_e - diametrul exterior al tubului;
- d - diametrul interior.

După stabilirea formei și dimensiunile unui pachet se determină aria superficială care trebuie să îndeplinească condiția:

pentru plăci ondulate: $u = \frac{q_p}{b \cdot L_T (n_1 - 1) \frac{\cos \alpha}{c_0}} = \frac{q_p}{A} < V_a \quad (6.72)$

pentru tuburi: $u = \frac{q_p}{d \cdot L_T \cdot N \frac{\cos \alpha}{c_0}} \leq V_a \quad (6.72')$

L_T - lungimea totală a pachetului ($L_T = L_{zt} + L_e$), care se recomandă:

$$L_T = 175 \text{ cm};$$

c_0 - coeficient de siguranță egal cu 1,05.

Numărul necesar de pachete n_p se calculează cu relația:

$$n_p = \frac{Q_c}{q_p} \quad (6.73)$$

Înălțimea bazinului în care se amplasează pachetele se va calcula cu:

relatia:

$$B_0 = n_p \cdot b_c + (n_p + 1) \cdot s_0 \quad (6.74)$$

în care:

b_c - lățimea cadrului de protecție a unui pachet;

s_0 - distanța dintre două cadre de protecție a pachetelor, sau dintre cadre și pereții bazinului (se recomandă, $s_0 = 2 - 3$ cm).

Proiectarea separatoarelor de grăsimi echipate cu pachete tip PT sau PT se poate face utilizând caracteristicile geometrice precizate în tabelele 6.6 și 6.7.

Tabelul 6.6

Caracteristici geometrice pentru pachete din plăci ondulate

Tipul de pachet	d	Nr. de plăci	Nr. de inter-spații	Înălțimea		Lățimea		Suprafața		α	R
				Brută	Netă	pachetului	reală a plăcii (br)	transv netă	de separare oriz(A)		
				H	h	b	cm	S _z	cm ²		
PPO.	20	46	45	100	918	100	111	9.132	64.95 55.03 37.50	30 45 60	0,8
PPO.	30	32	31	100,24	948	100	111	9420	44.74 36.52 25.83	30 45 60	1,4
PPO.	40	24	23	100	938	100	111	9547	33.20 27.10 19.17	30 45 60	1,8

LUNGIMEA TOTALĂ A PACHETULUI L₁ = 175 cm.

Tabelul 6.7

Caracteristici geometrice pentru pachete din tuburi cu secțiune circulară

Tipul de pachet	Diam. tubului		Dimens. pachet		Nr. de tuburi	Suprafața		α
	Interior	Exterior	Înălțime	Lățime		Transv. netă	De sep. oriz.	
	d	de	H	b	S	A		
	cm	cm	cm	cm	cm ²	m ²		
PT.	2,6	3,2	100	100	961	8189	38.84 31.70 22.44	30 45 60
PT.	3,6	4,0	100	100	625	8508	32.475 26.51 18.75	30 45 60
PT.	4,5	5,0	100	100	400	8508	25.96 21.21 15.00	30 45 60

LUNGIMEA TOTALĂ A PACHETULUI L₁ = 175 cm.

6.2.3.3. Decantoare primare

Decantoarele sunt bazine deschise în care se separă substanțele mai mici de 0,20 mm care în majoritatea lor, se prezintă sub formă de particule floculente, precum și substanțele ușoare care plutesc la suprafața apei.

Funcția de gradul necesar de epurare a apelor uzate, procesul de decantare este folosit, fie în scopul prelucrării preliminare a acestora înainte de epurării lor în treapta biologică, fie ca procedeu de epurare finală. În conformitate cu condițiile sanitare locale se impune numai decantarea suspensiilor din apele uzate.

În direcția de mișcare a apei uzate în decantoare, acestea se împart în două grupe: decantoare orizontale și decantoare verticale; o parte din decantoarele orizontale sunt decantoarele radiale. În decantoarele orizontale apele uzate circulă aproape orizontal; în cele verticale apa circulă de jos în sus, iar în decantoarele radiale apa se deplasează de la centru spre periferie, cu aproximativ aceeași înclinare față de orizontală ca și la decantoarele orizontale.

Factorii fundamentali ai sedimentării particulelor floculente, așa cum s-a arătat, sunt influențați de numeroși factori, dintre aceștia cei mai importanți, pot fi considerați timpul de decantare, încărcarea superficială sau viteza de decantare și accesul sau evacuarea cât mai uniformă a apei din decantor. În cazul deznisipatoare parametrul principal de dimensionare respectiv încărcarea, îl constituie încărcarea superficială ($m^3/m^2 \cdot h$), la decantoare, deosebită semnificație este timpul de decantare, deși literatura de specialitate recomandă oportunitatea utilizării încărcării superficiale la dimensionarea decantoarelor.

Luând în vedere complexitatea condițiilor fizico-chimice și hidraulice care influențează asupra cinematiei procesului de sedimentare sau de decantare la suprafața a particulelor dispersate din apele uzate, se recomandă efectuarea de experimente prealabile, în condiții de laborator, pentru diferite tipuri de ape uzate, care vor constitui parametrii de bază privind

dimensionarea acestor bazine.

Un exemplu tipic îl reprezintă întocmirea diagramelor de sedimentare a suspensiilor floculente (figura 2.5) când porțiunea curbei devine o aproape orizontală paralelă cu axa absciselor, rezultă durata de decantare corespunzătoare depunerii totale ale particulelor din apa uzată analizată.

Durata de decantare, t_d , în ore, conform STAS 4162/1-89 "Canalizări de decantare primare", se recomandă de minimum 1,5 ore corespunzător debitului de calcul. Normele sovietice recomandă durate minime de decantare de 1,5 ore pentru decantare primare care sunt precedate de treapta biologică de epurare (filtre biologice sau bazine de aerare) și apele nu trebuie să conțină o densitate mai mare de 150 mg/dm^3 substanțe în suspensie. Dacă cantitatea substanțelor în suspensie în apa decantată depășește 150 mg/dm^3 și urmează epurarea biologică naturală (câmpuri de irigații sau de infiltrații), durata decantării poate fi redusă la 0,5 - 1,0 ore.

Normele germane recomandă durate de decantare primară a apelor uzate menajere de 1,5 - 2,0 ore cu excepția stațiilor de epurare prevăzute cu filtre biologice scufundate la care durata de decantare se reduce la 1,5 ore; aceleași norme indică durate de 0,2 - 0,3 h la debite maxime în timpul de ploaie.

Normele americane prin "Standardul celor zece State" (1950) recomandă durate de decantare menționate în tabelul 6.9.

Aceleași norme precizează că timpul mediu de decantare de 2 h poate fi redus sau mărit în funcție de situațiile locale. Astfel, timpul mediu de decantare se reduce la o oră când apele uzate decantate sunt folosite la irigații, iar pentru apele uzate decantate cu concentrații în materie de suspensii maximum 200 mg/dm^3 care urmează a fi epurate biologic în bazine de aerare, precum și pentru apele uzate tratate în prealabil cu coagularea, această durată se reduce la 0,5 ore.

Tabelul 6.9

Durata de decantare, în ore

Încărcare superficială ($\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$)	Adâncimi medii ale decantorului (m)		
	2,0	2,5	3,0
1,00	2,00	2,50	3,00
1,40	1,60	1,80	2,25
1,70	1,25	1,40	1,75

În cazul în care durata de decantare până la 3,5 ore se recomandă în cazul decantării primare trebuie să asigure o reducere importantă a CBO₅. Pentru staturile de ape uzate menajere, decantoarele primare sunt recomandate pentru apele uzate industriale care conțin substanțe bactericide sau

se recomandă pentru apele uzate menajere un timp de timp de decantare de 1,5 ore în cazul când adâncimea decantorului este în medie de 2,5 m și de 3,0 h când stația de epurare este prevăzută numai cu decantare primară.

În proiectarea decantoarelor sunt necesare studii privitoare la sedimentare sau de ridicare la suprafață a materiilor în suspensie. Tabelul 6.9 prezintă, prin încărcarea superficială sau hidraulică, în $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$, recomandările STAS 4162/1-89, mărimea acestei încărcări de suprafață, variaza în funcție de concentrația inițială a materiilor în suspensie din apa uzată și de adâncimea decantoarelor în ceea ce privește eliminarea suspensiilor, așa cum este prezentat în tabelul 6.10.

În proiectarea americană prin "Standardul celor zece State din S.U.A." se recomandă valoarea de $1,00 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ pentru decantoarele primare care nu sunt precedate de treapta biologică și de $1,70 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ pentru cazul când decantarea este urmată de treapta biologică.

În scopul măririi eficienței de reducere a suspensiilor în decantorul primar, următoarele măsuri de stare de creșterea duratei de decantare se mai folosesc următoarele soluții tehnologice: a) adăugarea unor substanțe în suspensie

care sedimentează ușor, în speță nămolul activ din decantorul secundar, care îndeplinește rolul de adjuvant și de biocoagulator; b) aerarea preliminară a apelor uzate care contribuie la formarea flocoanelor prin intensificarea numărului de contacte ale particulelor floculente (din acest motiv, separatorul de grăsimi care funcționează prin flotare contribuie și la preaerarea apelor); c) pentru apele uzate industriale se recomandă tratarea preliminară cu coagulanți chimici care contribuie la creșterea dimensiunilor aglomerărilor.

Eficiența decantării primare asupra reducerii materiilor organice exprimată în CBO_5 , este de 20 - 25%.

Cercetările de laborator au stabilit că încărcările superficiale pot fi mărite în decantoarele verticale datorită stratului de depuneri traversat de apa brută care acționează ca un filtru, atât timp cât încărcările superficiale nu depășesc $2.20 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$.

Tabelul 6.10

**Încărcarea superficială (viteza de sedimentare)
la decantoarele primare**

Eficiența reducerii suspensiilor în decantor, în %	Încărcarea superficială, în $\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ pentru concentrațiile:		
	$\leq 200 \text{ mg}/\text{dm}^3$	$200-300 \text{ mg}/\text{dm}^3$	$\geq 300 \text{ mg}/\text{dm}^3$
40 - 45	2,3	2,7	3,0
45 - 50	1,8	2,3	2,6
50 - 55	1,2	1,5	1,9
55 - 60	0,7	1,1	1,5

Încărcarea cu substanțe în suspensie, exprimată în substanță uscată nu constituie pentru decantoarele primare un parametru important privind dimensionarea acestora, deoarece, cu excepția deversorului peste care se evacuează apele decantate, acestea nu influențează eficiența lor. De exemplu, încărcările $1.7 - 35.0 \text{ kg}/\text{m}^2$, au arătat pe baza studiilor

realizate că eficiența decantoarelor primare nu este influențată. Acest lucru privind încărcarea cu substanțe solide în suspensie trebuie urmărit în special în ceea ce privește obținerea unei consistente cât mai mari a nămolului, care este favorabil din punct de vedere al exploatarei. Această condiție poate fi realizată numai prin mărirea timpului de decantare, însă, la decantoarele primare, poate conduce la scăderea eficienței decantoarelor. În condiții normale de funcționare, în special la decantoarele secundare, se poate realiza o concentrație a nămolurilor de 2,5 - 3,0 ori mai mare decât în cazul amestecului de apă - nămol intrată în decantor.

Pentru a asigura o bună funcționare a decantoarelor și o eficiență ridicată în ceea ce privește reținerea suspensiilor din apă, trebuie ca distribuția și evacuarea apei să se facă cât mai uniform. Distribuția apei prin decantoarele primare și a firelor de curent în decantoare trebuie realizată pe toată lățimea, precum și pe toată lățimea ori perimetrul distribuitorului. În decantoarele primare se prevăd camere de repartitie (distribuție) așezate în fața distribuitorului, dotate cu stăvilare sau orificii cu ajutorul cărora se reglează nivelul și respectiv nivelurile de apă în fiecare compartiment. Pentru o bună funcționare a curentului, trebuie ca accesul apei să se facă la o distanță de cel puțin o înălțime de radier, iar pentru disiparea energiei cinetice a curentului se prevăd scări de apă pe pereții semiscufundați.

Evacuarea apei din decantor este reglată prin deversoare metalice, partea de sus realizată sub forma unor dinți de ferestruu (deversoare de tip dinte), iar partea de jos este fixată de rigola de colectare a apei decantate. Pentru a asigura o evacuare cât mai uniformă, trebuie ca rigolele de colectare să fie perfect orizontale. Deficiențele de execuție ale rigolelor sau eventualele înclinări (tasări) ale bazinului, pot fi eliminate prin montarea unei rigole verticale a deversorului care va realiza orizontalitatea impusă de condițiile de eficiență maximă a decantorului. Dimensionarea rigolelor din cadrul decantoarelor primare se recomandă la o încărcare superficială de lungime de până la $60 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$ la debitul pe timp uscat și de până la $100 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$; la debitul pe timp de ploaie viteza apei decantate va fi de cel puțin $0,7 \text{ m/s}$ pentru menținerea curată, fără depuneri, a rigolei.

Amplasamentul bazinelor de decantare trebuie să prevadă cel puțin două compartimente în funcțiune cu dispozitive de separare; un canal de ocolire

va asigura scoaterea din funcțiune a fiecărei unități de decantare. La alegerea dimensiunilor decantoarelor se va avea în vedere că la suprafața apei în bazinele largi se pot forma valuri datorită vântului, care va influența eficiența procesului de decantare (un vânt de 30 km/h produce valuri cu înălțimea de 0,15 - 0,30 m care pot împrăști apa peste marginile bazinului). Unii autori recomandă ca între adâncimea reală a apei și lungimea decantorului să se respecte un raport de 1:20 până la 1:35.

Pentru a reduce din înălțimea utilă, în ultimul timp, s-au realizat decantoare tubulare în care apa circulă printr-o serie de tuburi înclinate sub un unghi de 40 - 60°, suspensiile având un drum mai mic de parcurs până la radierul tubului, deci timpul de decantare este mult mai redus.

6.2.3.3.1. Decantoare primare orizontale longitudinale

Sunt bazine din beton armat cu forma în plan dreptunghiulară, având lungimi cuprinse între 30 m și 100 m și adâncimi medii de 3,0 m. Aceste bazine se construiesc separat sau în grupuri, în scopul obținerii unor reduceri ale suprafețelor de teren și economisirea volumelor de beton în pereți, precum și pentru utilizarea în comun ale instalațiilor de curățire. Radierul bazinului se execută cu o pantă medie de 0,01, inversă sensului de curgere a apei, pentru o mai ușoară alunecare a nămolului spre pâlnia de colectare situată la capătul amonte al decantorului.

Colectarea nămolului spre pâlnia de namol se poate face mecanic prin mecanisme răzuitoare montate pe un cărucior (figura 6.33) sau pe un lanț, fără sfârșit, precum și manual, cu ajutorul hidromonitoarelor. Când se folosește răzuitoarul mobil montat pe cărucior, în fața căruciorului se prevede o lamă pentru colectarea spumei și a substanțelor grase care plutesc la suprafața apei, acestea fiind împinse spre un jgheab pentru evacuarea materiilor plutitoare, fiind așezat la partea amonte a decantorului.

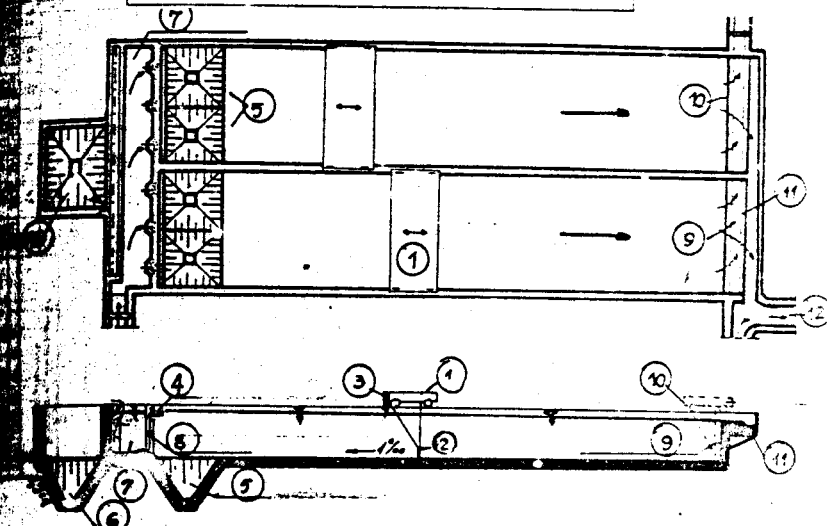


Figura 6.33. Decantor orizontal cu răzuitoar montat pe cărucior
1 - cărucior; 2 - lamă răzuitoare nămol; 3 - lamă pentru colectarea spumei și a substanțelor grase; 4 - rigolă pentru evacuarea nămolului și a substanțelor grase; 5 - pâlnie de nămol; 6 - puț de colectare nămol; 7 - cameră de distribuție a apei; 8 - orificii de colectare a apei; 9 - jgheab pentru colectarea apei decantate; 10 - deflector triunghiular; 11 - deversor în caz de avarii; 12 - evacuarea apei spre emisar

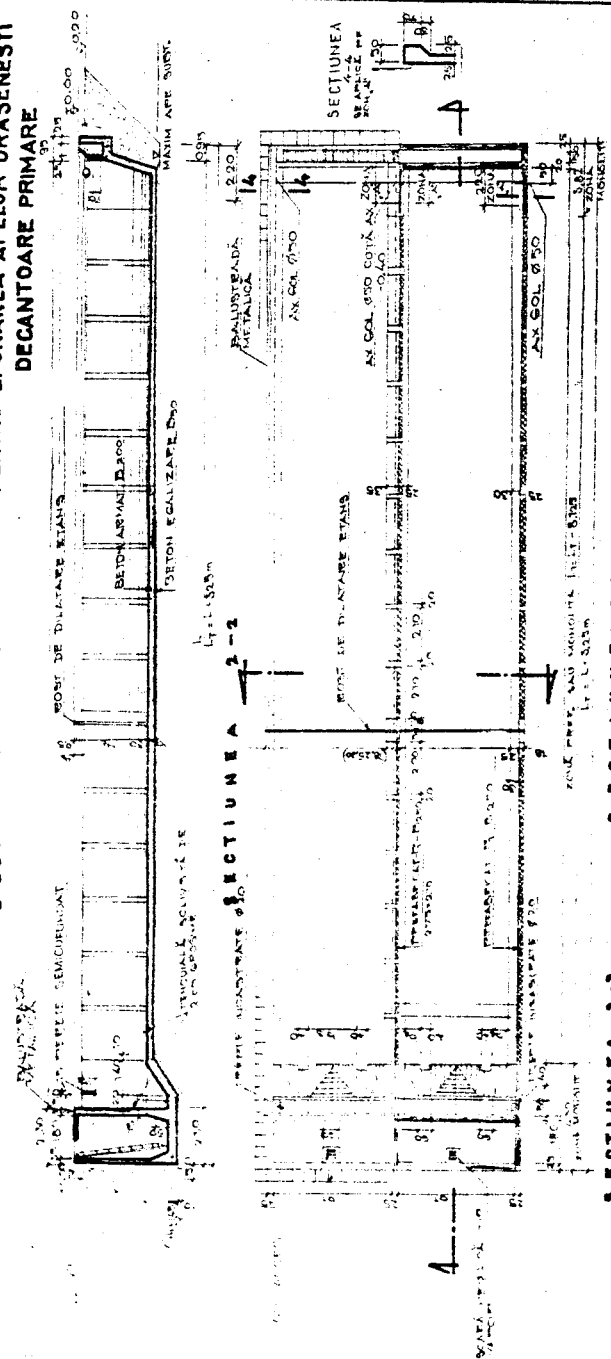
Indepărtarea nămolului din pâlnie se face prin gravitație (dacă condițiile locale permit) folosind o conductă cu diametrul minim de 200 mm, sau prin pompare folosind o conductă de refulare cu un diametru mai mare de 300 mm, precum și prin presiunea hidrostatică (cazul cel mai răspândit), în acest caz diametrul minim al conductei fiind de 200 mm.

O deosebită importanță în ceea ce privește asigurarea unei eficiențe ridicate a decantoarelor orizontale, o reprezintă, așa cum s-a arătat, asigurarea unei distribuții uniforme a apei în decantor. În acest scop se poate aplica soluția cu deflector sau soluția numai prin pereți găuriți, acestea fiind îndreptate către radier pentru ca prin schimbarea ulterioară a direcției de curgere a apei, să se asigure uniformizarea curentului pe toată suprafața apei în bazin. În figura 6.34 se prezintă soluția cu deflector și orificii pentru distribuția uniformă a apei în decantorul orizontal.

În figura 6.35 este prezentat un decantor orizontal longitudinal din

DECANTOR ORIZONTAL LONGITUDINAL
PENTRU EPURAREA APELOR ORASENESTI
DECANTOARE PRIMARE

SECTIUNEA 1-1



SECTIUNEA 3-3

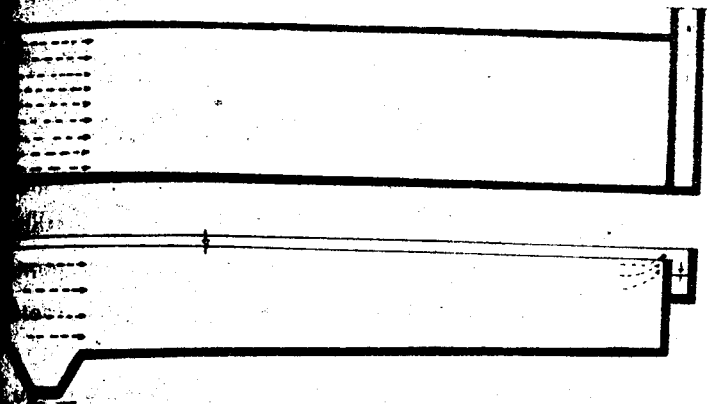


Figura 6.34. - Dispozitive de distribuție a apei cu orificii și deflector utilizate la decantorul orizontal longitudinal

prefabricate conform proiectului tip T 1208/1980 elaborat de București. Pentru curățirea decantorului se folosește raclorul tip DLP (longitudinal primar) furnizat de fabrica UNIO Satu Mare, în game de lățime ce variază între DLP₃ și DLP₉, adică pentru lățimi ale decantorului între 3,0 și 9,0 m. Pentru distribuția uniformă a apei în bazin și pentru disiparea energiei cinetice, la intrare, se prevăd pereți laterali semiscufunțați cu înălțimea de 0,5 - 0,7 m așezați la o distanță de 0,7 m față de orificiile - deflectoare. Uneori se execută pereți semiscufunțați și în capătul aval al decantorului la o distanță de 0,30 m față de deflector. Deversorul funcționează de obicei neînecat fiind alcătuit din două plăci, reglabile pe verticală, având la partea superioară creștături rotunjite ale căror laturi fac un unghi de 90°.

Dimensionarea tehnologică constă în stabilirea numărului și dimensiunilor geometrice ale decantoarelor în conformitate cu prevederile STAS 82-89.

Volumul decantorului se determină cu relația:

$$V = Q_c \cdot t_d \quad (6.75)$$

în care:

Q_c - debitul de calcul, în m^3/h , care reprezintă debitul maxim zilnic al apelor uzate menajere, indiferent de sistemul de canalizare; verificarea se face la $2 \cdot Q_{or \max}$ pentru canalizările în sistem unitar și la $Q_{or \max}$ pentru cele în sistem separativ;

t - durata de decantare, în h, conform STAS 4162-89, sau din tabela 6.9.

Aria suprafeței orizontale a decantorului rezultă din relația:

$$A_0 = \frac{Q_c}{u} \quad (6.76)$$

în care u este încărcarea superficială (viteza de sedimentare), care în funcție de un număr de date experimentale, poate fi stabilită în conformitate cu datele din tabelul 6.10.

Aria suprafeței transversale a decantorului se poate calcula cu ajutorul relației:

$$A_T = \frac{Q_c}{V_0} \quad (6.77)$$

în care V_0 este viteza orizontală a apei care nu trebuie să depășească valoarea de 10 mm/s.

Înălțimea decantorului, în m, rezultă din relația:

$$L = V_0 \cdot t_d \quad (6.78)$$

Lățimea totală a decantorului, în m, va fi:

$$B = \frac{A_0}{L} = n \cdot b_1 \quad (6.79)$$

Numărul de compartimente care trebuie să fie minimum două bucăți pentru cazul emisarilor de categoria a I-a și a II-a;

b_1 - lățimea unui compartiment în m.

Pe baza acestor elemente calculate se va alege tipul de decantor longitudinal având în vedere datele din figura 6.36 și elementele tehnice corespunzătoare din tabelul 6.11 conform STAS 4162-89.

Înălțimea zonei utile de sedimentare, în m, va fi:

$$h_u = \frac{V}{Q_0} \quad \text{sau} \quad h_u = u \cdot t_d \quad (6.80)$$

Pentru stabilirea tipului de decantor din tabelul 6.11 se va calcula

viteza superficială efectivă ($U_{ef} = \frac{Q_c}{A_0}$) care trebuie să verifice condițiile din tabelul 6.10).

(în tabelul 6.10).

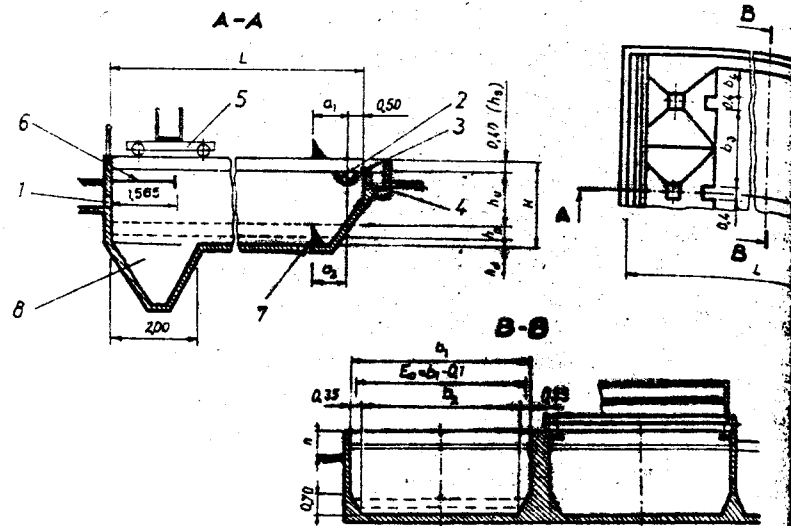


Figura 6.36. - Decantor horizontal longitudinal (STAS 4162-89)
 1 - dispozitiv de distribuție a apei; 2 - jgheab pentru colectarea
 materiilor plutoare; 3 - deversor triunghiular; 4 - rigolă pentru
 colectarea apei decantate; 5 - pod raclor; 6 - tampon amonte pod
 raclor; 7 - tampon aval pod raclor; 8 - pâlnie colectoare pentru
 nămol.

Tabelul

Elementele geometrice ale decantarelor horizontale longitudinale

b_1 (m)	L (m)	$A_0=b_1L$ (m^2)	b_2 (m)	b_3 (m)	b_4 (m)	h_u (m)	h_s (m)	h_n (m)
1	2	3	4	5	6	7	8	9
3,0	20...30	60...90	2,3	1,10	0,20	1,80	0,40	0,20
4,0	25...40	100...160	3,3	1,60	0,45	2,00	0,40	0,20
5,0	30...50	150...250	4,3	2,10	0,70	2,20	0,40	0,20
6,0	40...55	240...330	5,3	2,60	0,85	2,50	0,40	0,20
7,0	45...60	315...420	6,3	3,10	1,20	2,65	0,40	0,20
8,0	50...65	400...520	7,3	3,60	1,45	2,80	0,40	0,20
9,0	55...70	495...630	8,3	4,10	1,70	2,95	0,40	0,20

Tabelul 6.11 (continuare)

E_c (m)	$A_T=b_1 \cdot h_u$ (m^2)	$V=A_0 \cdot h_u$ (m^3)	a_1 (m)	a_2 (m)
12	13	14	15	16
2,90	5,40	108...162	0,27	0,97
3,90	8,00	195...312	0,27	0,97
4,90	11,00	322...537	0,27	0,97
5,90	15,00	540...835	0,26	1,175
6,80	18,55	935...1130	0,25	1,38
7,90	22,40	1120...1456	0,23	1,69
8,90	26,55	1460...1860	0,23	1,69

în interiorul decantarelor longitudinale, curgerea apei și
 depunerea materiilor sedimentabile pun în evidență zonele arătate în figura

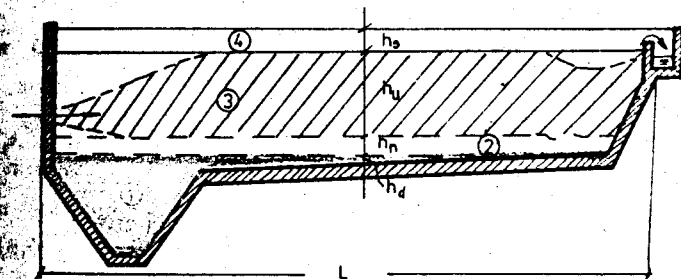


Figura 6.37. Schema de calcul a unui decantor horizontal
 longitudinal și evidențierea zonelor din bazin

1 - zona depunerilor cu înălțimea h_d ; 2 - zona neutră (h_n); 3 - zona
 de sedimentare (h_u); 4 - zona de siguranță (h_s)

Volumul de nămol, în m^3/zi , se calculează cu relația:

$$V_n = \frac{(1-E) \cdot C_i}{\gamma_n} \cdot Q_c \cdot \frac{100}{100-p} \quad (6.81)$$

în care:

E - eficiența decantării, conform tabelului 6.10;

C_i - concentrația inițială cu materii în suspensie a apelor uzate brute, în daN/cm^3 ;

γ_n - greutatea specifică a nămolului, apreciată la valori de 1100 - 1200 daN/m^3 ;

p - umiditatea nămolului primar, orientativ, 95%;

Q_c - debitul de calcul al apelor uzate, în m^3/zi .

Adâncimea stratului de nămol pe radierul bazinului, se calculează în ipoteza că volumul pâlniei de nămol înmagazinează producția zilnică de depuneri pe o durată de până la 6 ore (deci, minim patru evacuări zilnice pentru a evita apariția procesului de fermentare anaerobă.

Dimensiunea defletoarelor pentru distribuția uniformă a apei în decantor constă în stabilirea necesarului de orificii; în acest scop, se admite ca distanța dintre acestea să fie de 1,0 m, atât pe verticală, cât și pe orizontală, iar debitul specific unui deflector este de 4 - 7 $dm^3/s \cdot m^2$.

Dimensiunile jgheabului de colectare a apei decantate trebuie să satisfacă condiția de asigurare a unei viteze minime de 0,6 - 0,8 m/s la un debit deversat egal cu $2 \cdot Q_{or,max}$.

Viteza de deplasare a podului raclor se consideră de 2 - 5 cm/s, astfel încât ciclul tur - retur să nu depășească 45 min. Puterea necesară antrenării dispozitivelor mecanice de curățire a nămolului poate fi evaluată la 1 C.P./1.000 m^2 de bazin, însă trebuie să se țină seama că la pornire este nevoie de o putere de 10 ori mai mare și că deci motoarele trebuie dimensionate corespunzător.

6.2.3.3.2. Decantoare primare horizontale radiale

Acste decantoare, cunoscute în literatura de specialitate sub numele de decantoare DORR, prezintă particularitatea că viteza de curgere a apei, în direcție radială, variază de la valoarea maximă în centrul decantorului până la o valoare minimă în dreptul jgheabului periferic

Accesul apei în decantor se face printr-o conductă care trece pe sub podul raclor, iar distribuția ei în bazin se realizează prin orificii - defletoare realizate pe perimetrul unui cilindru central executat din beton sau din metal; în această situație distribuția apei se poate realiza printr-un perete concentric realizat cu marginea inferioară la o adâncime egală cu 2/3 din înălțimea totală de sedimentare. Muchia inferioară a acestui cilindru central se află aproximativ la nivelul părții inferioare a peretelui exterior al decantorului. Diametrul acestuia va reprezenta circa 10 - 20% din diametrul decantorului. În interiorul cilindrului central se află capătul conductei de distribuție care se termină la 20 - 30 cm sub nivelul apei. În figura 6.38 se prezintă accesul de distribuție a apei într-un decantor radial.

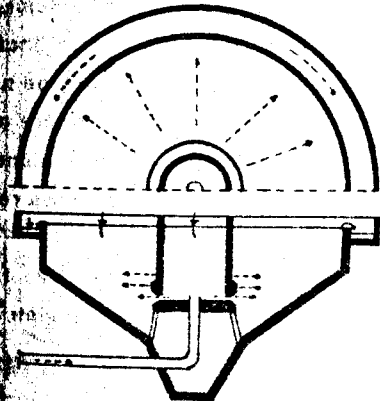


Figura 6.38. Distribuția apei în decantorul radial

Evacuarea apei decantate se face într-o rigolă periferică, prevăzută cu un deversor metallic reglabil pe verticală, având muchia superioară în formă de dinți de ferestrău, la fel ca la decantoarele orizontale. La unele decantoare, rigola de colectare este așezată la 1,0 - 2,0 m distanță de peretele decantorului, accesul apei în rigolă făcându-se pe latura dinspre peretele unde se găsește și

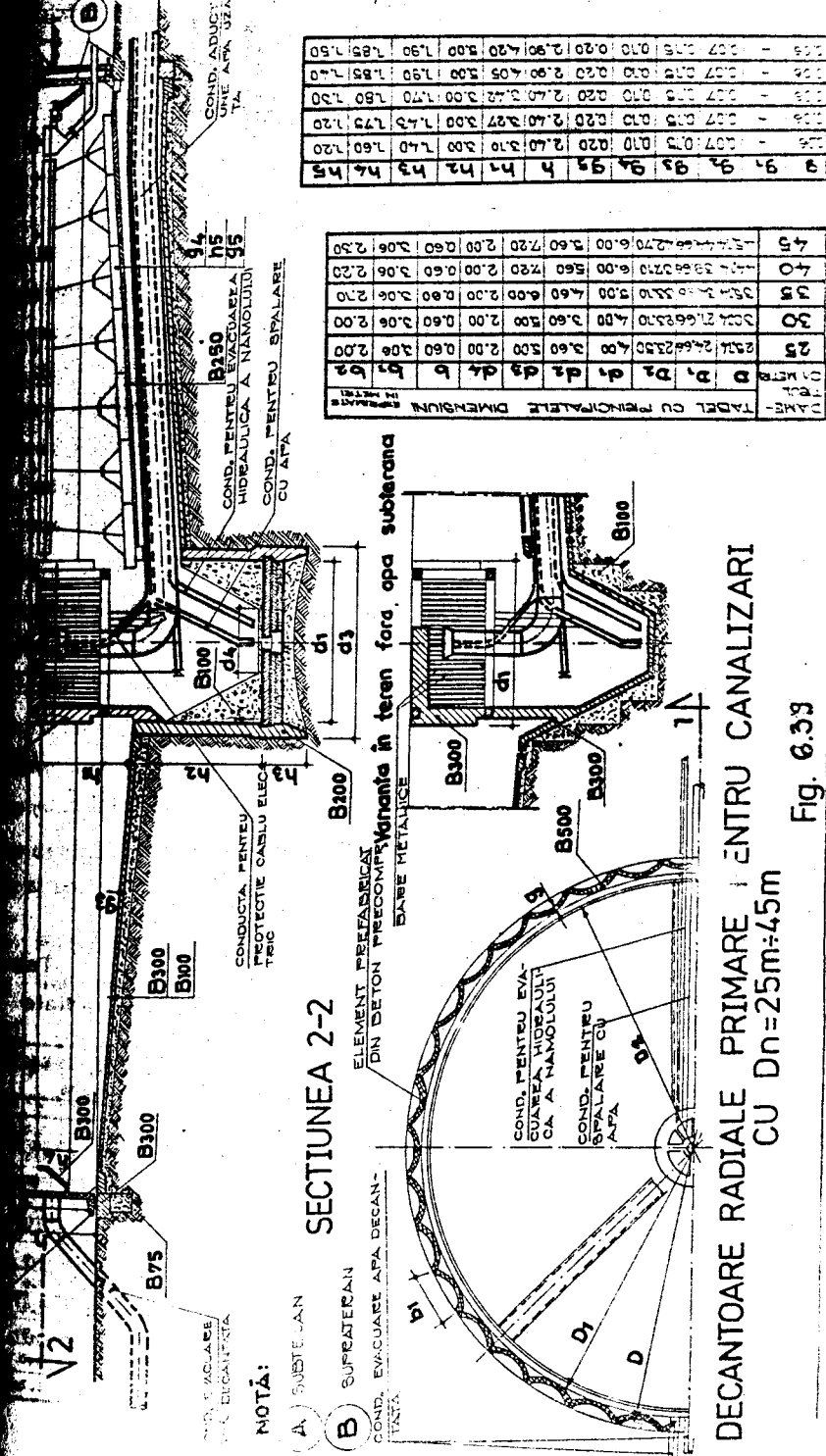
deversorul reglabil.

Nămolul depus pe radierul decantorului este răzuit și împins în pâlnie de nămol cu ajutorul unui pod raclor prevăzut cu mai multe brațe de cauciuc sunt fixate niște palete reglabile; pe aceste palete se atașează benzi de cauciuc care asigură un contact uniform cu radierul bazinului. Podul raclor este echipat, la partea superioară, cu un braț metalic de lungime egală sau mai mare cu 1/4 din diametru, având rolul de a colecta materiile plutitoare din decantor și dirijarea lor într-o pâlnie de evacuare independentă. Nămolul colectat în bașă este evacuat, prin intermitență, folosind aceleași procedee ca și la decantoarele orizontale.

În figura 6.39 este prezentat un decantor radial primar conform proiectului tip nr. 1182/1980 elaborat de I.P.C.T. București în două variante de construcție (varianta A - îngropat, și varianta B - suprateran). Proiectul se referă la decantoarele primare radiale cu diametre de 25 - 45 m având pereții realizați din elemente prefabricate din beton armat de formă curbă, convexitatea panourilor fiind în contact cu apa din decantor. Asamblarea și etanșeitatea necesară se realizează prin postcompresie la partea superioară și inferioară.

Podul raclor se realizează în axul decantorului, iar deplasarea lui se face prin intermediul a două roți montate pe pereții bazinului. Viteza periferică de deplasare a podului raclor se ia de 4 cm/s, astfel încât să se realizeze 1-3 curățiri pe oră. La stabilirea dimensiunilor pâlniei de nămol se va avea în vedere ca volumul acesteia să nu permită o staționare mai multă de 4 ore, din motivele arătate mai sus. Pentru o ușoară alunecare a nămolului, pereții pâlniei vor avea înclinarea de 2:1, iar înclinarea radierului se recomandă de 1:15, respectiv o pantă mai mare de 0,07.

Dimensionarea decantoarelor primare radiale se va face în conformitate cu prevederile STAS 4162/1-89, elementele geometrice fiind prezentate în figura 6.40, iar valorile acestora în tabelul 6.12.



DECANTOARE RADIALE PRIMARE ÎNTRU CANALIZARI CU Dn=25m÷45m Fig. 6.39

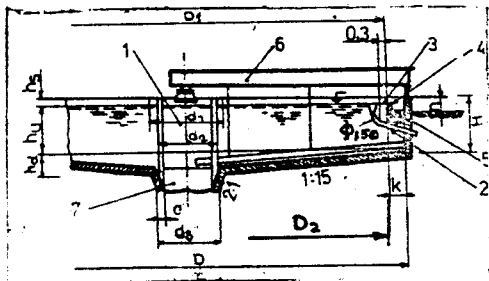


Figura 6.40. Decantor radial (STAS 4162/1-89)

1 - camera de distribuție a dispozitivului de distribuție a (orificii cu deflectoare sau p concentrice admisiei); 2 - pentru colectarea materiilor titoare; 3 - perete semiîncal deversor triunghiular; 5 - pentru colectarea apei decantate; 6 - pod raclor; 7 - pâlnie pentru colectarea nămolului.

Volumul decantorului se determină cu relația:

$$V = Q_c \cdot t_d \quad (6.82)$$

în care:

Q_c - debitul de calcul, în m^3/h , egal cu $Q_{zi \max}$;

t_d - timpul de colectare primară a apelor uzate (la fel ca la decantoarele longitudinale).

Tabelul 6.1

Elementele geometrice ale decantoarelor radiale

D	D ₂	d ₁	A ₀	d ₂	d ₃	h ₅	h _u	H	D ₁	b	V ₀ = A ₀ · h ₅	K	C
m	m	m	m ²	m	m	m	m	m	m	m	m ³	m	m
16	14,7	3,0	105	2,6	3,0	0,3	1,6	1,90	16,74	0,50	264	1,3	0,2
18	16,7	3,0	174	2,8	3,0	0,3	1,6	2,00	18,74	0,50	343	1,3	0,2
20	18,5	3,0	264	2,8	3,0	0,3	1,6	2,10	20,74	0,50	423	1,3	0,2
22	20,3	4,0	320	3,6	4,0	0,3	1,6	2,20	22,74	0,50	512	1,3	0,2
25	22,9	4,0	423	3,6	4,0	0,4	2,0	2,40	25,74	0,50	648	1,3	0,2
28	26,1	4,0	524	3,6	4,0	0,4	2,0	2,40	28,74	0,50	808	1,3	0,2
30	28,1	4,0	610	3,6	4,0	0,4	2,0	2,40	30,74	0,50	920	1,3	0,2
32	30,1	5,0	695	4,6	5,0	0,4	2,0	2,40	32,74	0,50	1090	1,3	0,3
35	33,1	5,0	823	4,6	5,0	0,4	2,0	2,40	35,74	0,50	1288	1,3	0,3
40	37,7	8,0	1091	5,6	6,0	0,4	2,5	2,90	40,74	0,60	2028	2,3	0,4
45	42,7	8,0	1407	5,6	6,0	0,4	2,5	2,90	45,74	0,60	2728	2,3	0,4

suprafeței orizontale a spațiului util de decantare rezultă din

$$A_0 = \frac{Q_c}{u} = \frac{\pi(D_2^2 - d_1^2)}{4} \quad (6.83)$$

Înălțimea utilă a zonei de sedimentare, în m, se calculează cu relațiile

$$h_u = u \cdot t_d \quad \text{sau} \quad h_u = \frac{V}{A_0} \quad (6.84)$$

Prin calcule preliminare vor permite să se stabilească apoi care va fi modelul de decantor ce se va adopta, conform datelor din tabelul 6.1, și să se aibă în vedere un număr minim de două decantoare.

Timpul de nămol depus într-o zi se determină cu relația (6.81), după care se calculează înălțimea depunerilor pe raclier (h_d).

Înălțimea decantorului, va rezulta astfel:

la margine: $H = h_s + h_u$;

în centru: $H = h_s + h_u + h_p + h_d$

unde h_p - diferența de înălțime datorită pantei raclierului;

h_d - înălțimea depunerilor în dreptul pâlniei.

În cazul racliei periferice de colectare a apei decantate se prevede cu pantă de 1:10 să se realizeze o viteză minimă de 0,7 m/s corespunzătoare debitului egal cu cel de calcul.

Dimensionarea deversorului triunghiular va avea în vedere să se evite încărcări la ieșirea apei deversate în limitele de 60 - 180 l/s și să se formeze un film de apă în formă de cască în conformitate cu formele arătate anterior.

Proiectarea decantoarelor radiale se va indica și tipul de raclor cu care se va echipa, alegîndu-se din gama produselor tip DRP (decanator radial periferic) realizate de UNIO Satu Mare, cel care se încadrează în diametrul

6.2.3.3.3. Decantare primare verticale

Se recomandă în cazul când spațiul disponibil este foarte limitat

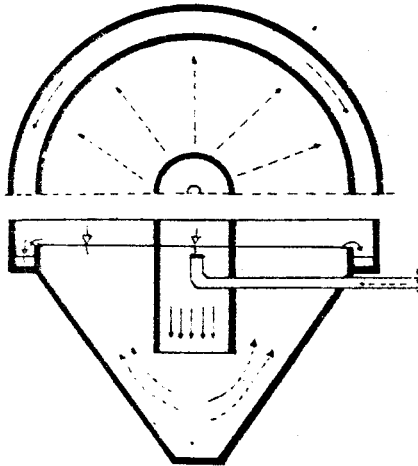


Figura 6.41. Distribuția apei în decantorul vertical

ridică lent spre rigola de evacuare. Toate aceste aspecte cinematice apei în decantorul vertical sunt prezentate în figura 6.41.

Uniformitatea distribuției apei uzate pe secțiunea transversală a decantorului depinde de mai mulți parametri, dintre care se evidențiază viteza de mișcare în tubul central și în spațiul de decantare, raportul dintre adâncimea și diametrul decantorului și înălțimea stratului de apă situat în tubul central (stratul neutru). În unele decantare, pentru o mai bună repartizare a apei pe întreaga secțiune a decantorului și pentru evitarea turbulențelor sedimentului de către apă care coboară, tubul central se execută cu o supralărgire, sub forma unei pâinii, având diametrul cu 50% mai mare decât de cel al tubului. Din aceleași considerente, la aceste decantare verticale se prevede, un deflector reglabil pe verticală (distanța min

când nivelul apelor subterane se află la adâncimi mai mari de 8,0 m, din motive legate de eficiență, diametrele maxime nu depășesc 7,0 m, debitul de apă care trebuie epurate, este de până la 10.000 m³/zi.

Din punct de vedere constructiv, decantorele verticale se execută în forma unor bazine cilindrice cu fund conic.

Accesul apei în decantorul vertical are loc prin intermediul unui tub central și coboară pe acesta până la partea inferioară a acestuia.

La ieșirea apei din tubul central, direcția de mișcare se modifică și devine radial în spațiul de decantare, apoi

se ridică lent spre rigola de evacuare.

0,50 m), al cărui diametru depășește diametrul evazării tubului cu cel puțin 10 ori.

Fiecare particulă sedimentabilă care intră în decantor, tinde să se deplaseze, împreună cu stratul de apă, de jos în sus, cu aceeași viteză V cu care se deplasează și apa; în același timp, sub acțiunea greutății proprii,

particula tinde să se deplaseze în jos, cu viteza U_0 , care depinde de greutatea și forma particulei, de concentrația în suspensii a apei și de viscozitatea lichidului. Pentru ca particula să nu fie scoasă din decantor, la intrare trebuie să se verifice ca $V = U_0$, particula va pluti în stare de suspensie, iar când $U_0 > V$,

particulele se vor sedimenta. Altă categorie de particule cu $U_0 < V$ vor fi antrenate spre jgheabul de evacuare, împreună cu apa, în schimb, în drumul lor

în decantor, aceste particule vor întâlni o zonă care plutesc particulele ($U_0 = V$), așa cum se vede în figura 6.42, și vor fi reținute în această zonă, care funcționează ca un "filtru în suspensie".

Trecând prin acest filtru și ciocnindu-se cu particulele respective se formează aglomerări de particule care îndeplinesc condițiile necesare de sedimentare.

Pe baza a ceea ce s-a arătat, condițiile necesare de sedimentare în decantare se recomandă ca aceste decantore verticale să fie utilizate în locul decantarelor secundare după filtrele biologice sau după bazinele de flocoare activ, deoarece stratul gros de flocoane care se formează sub stratul de filtru, conduce la creșterea eficienței procesului de decantare.

Dimensionarea acestor decantore, în vederea stabilirii elementelor constructive prezentate în figura 6.42, va respecta, în principiu, precizările făcute la decantorele anterioare, conform STAS 4162/1-89. Viteza caracteristică a apei, V , pentru apele uzate menajere se va limita la 0,7 m/s.

În ceea ce privește timpul de decantare se va încadra în normele de timp arătate mai sus. În acest context, se adoptă și valorile corespunzătoare privind suprafața de suprafață a decantorului (tabelul 6.10).

Suprafața de suprafață a decantorului (tabelul 6.10).

Secțiunea orizontală a zonei de decantare, va fi calculată cu relația:

$$A_0 = \frac{Q_c}{u} = \frac{\pi(D^2 - d_1^2)}{4} \quad (6.86)$$

D - diametrul decantorului vertical, maximum 7,0 m;

Q_c - debitul de calcul, conform celor prevăzute la decantorul orizontal.

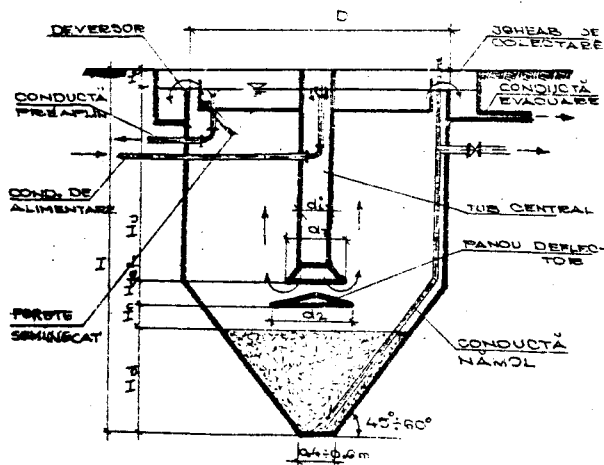


Figura 6.42. Decantor vertical

d_1 - diametrul tubului interior (a camerei de distribuție) care se calculează cu ajutorul relației (6.80).

Aria tubului central:

$$A_1 = \frac{Q_c}{v_1} = \frac{\pi \cdot d_1^2}{4} \quad (6.86)$$

unde v_1 - reprezintă viteza apei în tubul central care se adoptă la 30 mm/s iar când se prevede deflector, această viteză nu trebuie să depășească 100 mm/s.

Înălțimea utilă (H_u) al compartimentului de decantare (H_u) = $u \cdot t_d$ trebuie să fie mai mare de 4,0 m și trebuie să satisfacă condiția:

$$\frac{H_u}{(D - a)} > 0,8 \quad (6.87)$$

și dacă nu se verifică, se mărește adâncimea utilă în cazul când, inițial, s-a adoptat valoarea minimă de 2,75 m.

Lungimea tubului central, H_t , trebuie să fie mai mică decât înălțimea utilă a decantorului, adică:

$$H_t = 0,8 \cdot H_u \quad (6.88)$$

Distanța de la partea inferioară a tubului central, până la panoul deflector (în cazul când panoul este prevăzut cu deflector) se determină cu

$$H_{def} = \frac{Q_c}{\pi \cdot d_1 \cdot n \cdot V_1} \quad (6.89)$$

d_1 - diametrul evazării tubului central ($d_1 \approx 1,5 \cdot d_i$);

n - numărul de decantoare (minimum două);

V_1 - viteza de trecere a apei din tubul central în decantor, care se recomandă 200 mm/s.

La stabilirea numărului de decantoare se pot admite și diametre mai mici de 7,0 m, până la maximum 10,0 m, cu recomandarea de a se folosi, în afară de jgheabul periferic, jgheaburi radiale, astfel încât să se evite scurgerea deversorului de pe rigolele de colectare să nu depășească viteza de 1,5 dm³/s·m. În rigolele de colectare și în conducta de plecare a nămolului decantate, viteza minimă se consideră de 0,7 m/s, corespunzătoare unei viteze de verificare care poate fi $2 \cdot Q_{or,max}$.

Zona de nămol a decantorului ocupă de obicei partea tronconică. La înclinarea pereților este mai mare de 1:1 pentru a asigura alunecarea nămolului. Evacuarea nămolului din această pâlnie colectoare se realizează hidraulic, prin sifonare sau prin pompare.

Adâncimea totală a decantorului se determină cu relația:

$$H = H_s + H_u + H_{def} + H_n + H_d \quad (6.90)$$

Din relația (6.90) rezultă că aceste decantoare sunt caracterizate de adâncimi mari, constituind un mare neajuns, deoarece conduce la investiții suplimentare în cazul prezenței apei subterane sau în cazul când terenul de fundație impune construirea decantorului în cheson.

Evacuarea apei decantate în rigola de colectare are loc pe toată circumferința (interioară sau exterioară) prin intermediul deversoarelor tringhiulare.

Pentru reținerea materiilor plutitoare și dirijarea lor în pâniile speciale, se prevăd pereți semiînecați amplasați la o distanță de 0,3 - 0,5 m față de rigole; partea inferioară a acestor pereți este sub apă pe o adâncime de 0,25 - 0,30 m, iar partea superioară se află deasupra nivelului apei pe o înălțime de 0,20 - 0,30 m.

6.2.3.3.4. Decantoare cu etaj

Decantoarele cu etaj (în literatura de specialitate mai poartă denumirea de decantoare Imhoff sau decantoare Emscher), sunt bazine din beton, armat, de formă cilindrică sau paralelipipedică, folosite frecvent la decantarea primară a debitelor mici și mijlocii evacuate din localități sau așezări izolate (stațiuni balneoclimaterice, sanatorii etc.) care nu depășesc 20.000 locuitori sau 10.000 m³/zi.

În aceste bazine, la partea superioară are loc procesul de decantare a apei printr-un jgheab care funcționează după principiul unui decantor orizontal longitudinal, iar la partea inferioară, în digester, are loc fermentarea anaerobă, la temperatura mediului ambiant, (fermentare criofilă) a nămolurilor sedimentate în decantor. Nămolul din decantor ajunge în digester prin intermediul unei deschizături longitudinale (fante) cu lățimea sub 0,25 m ce se prevăd la partea inferioară a jgheabului decantor.

În figura 6.43 se arată schema unui decantor cu etaj cu două jgheaburi - decantoare, iar în figura 6.44 se prezintă un decantor cu două jgheaburi pentru 1.500 locuitori, conform proiectului tip elaborat de ISLGC București (la proiectare se va ține seama de existența acestor proiecte întocmite pentru 200, 500, 1.500 și 2 x 2.500 locuitori).

Jgheaburile, în secțiune transversală, sunt formate dintr-o secțiune tringhiulară cu dimensiunile $b \times h_1$ și o secțiune triunghiulară. la partea inferioară pe adâncimea h_2 . Pereții au înclinarea de 1,2:1 pentru o evacuare rapidă a depunerilor în etajul inferior prin fanta din vârful jgheabului.

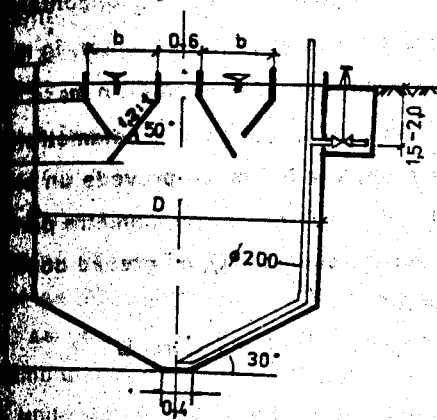


Fig. 6.43. Schema decantorului cu etaj cu două jgheaburi - decantoare

Se asigură o curgere uniformă a apei pe întreaga secțiune transversală.

Fluxul apei în jgheab și evacuarea apei decantate se realizează în mod ca și la decantoarele orizontale, prin intermediul rigolelor care se întregă lățimea a jgheabului. În fața rigolelor de intrare la o distanță de 0,5 - 0,7 m se prevăd ecrane semiscufundate pentru asigurarea unei curgeri uniforme a apei în decantor, iar la extremitatea zonei de decantare se prevede, de asemenea, un ecran semiînecat pentru reținerea materiilor plutitoare. Pe rigola de evacuare se prevăd deversoare cu o înălțime pe verticală, care trebuie să asigure o orizontalitate perfectă în evacuarea apei decantate cât mai uniform.

Formele constructive ale jgheaburilor - decantoare se determină cu următoarele relații:

Marginea inferioară a jgheabului depășește marginea celuilalt perete înclinat cu 0,15 m pentru ca particulele de nămol și bulele de gaz ce se ridică în urma procesului de fermentare să nu ajungă în spațiul de decantare. Lățimea jgheabului nu trebuie să depășească 3,0 m, iar adâncimea ($h_1 + h_2$) se recomandă de 1,2-2,0 m, deoarece, în cazul adoptării de adâncimi mai mari nu se

$$n = \frac{L_j}{l_j}; \quad V_j = Q_c \cdot t_d; \quad L_j = \frac{V_j}{A_j}; \quad A_j = b \cdot h_1 + 0,3 \cdot b^2 \quad (6.91)$$

în care:

V_j - volumul jgheaburilor - decantoare, în m^3 ;

Q_c - debitul de calcul, în m^3/h , care se consideră $Q_{zi \text{ max}}$;

t_d - timpul de decantare, în h (idem, decantoare orizontale);

A_j - secțiunea transversală a unui jgheab - decantor, în m^2 ;

L_j - lungimea totală a jgheaburilor - decantoare, în m;

l_j - lungimea de jgheab dintr-un singur bazin cu diametrul D, în m;

la bazine cu diametre până la 6,0 m, se prevede un singur jgheab;

la bazine cu diametre până la 10,0 m, se prevede două jgheaburi

(mărimi mai mari nu se recomandă), se prevăd două jgheaburi

în consecință, $l_j = 2 \cdot D$;

n - numărul de decantoare cu etaj cu diametrul D.

Dacă din calcule rezultă un număr mare de decantoare cu etaj, se grupează câte două fiind alimentate printr-o rigolă prevăzută în exteriorul decantoarelor pe care se montează mai multe stăvilare cu scopul de a schimba, periodic, sensul de curgere al apei în jgheaburile - decantoare pentru a asigura vederea uniformizării depunerilor în cele două camere de fermentare.

Suspensiile sedimentabile care ajung în etajul inferior (digestor) suferă procesul de fermentare anaerobă. În cazul unei funcționări normale (fermentare metanică) procesul se desfășoară fără degajarea de gaze neplăcute mirosului și fără apariția exagerată de spumă la suprafața decantorului. Deoarece aceste spații de fermentare sunt neîncălzite, durata de fermentare se întinde pe durate de 60 - 120 zile. Din acest motiv se urmărește menținerea în interior, a unei temperaturi cât mai constante de valori de $15 - 20^\circ C$, ceea ce impune execuția lor în întregime subterană, parțial îngropate, iar pe diferența de înălțime, se protejează cu umplutură de pământ.

La exploatarea decantoarelor cu etaj se va urmări ca permanent să existe condițiile necesare de mediu pentru menținerea unei fermentații

această condiție, presupune luarea următoarelor măsuri: la suprafața apei de fermentație se va face amorsarea procesului cu nămol de alt tip de inocul, în cantitatea de 10 - 15% din volumul de fermentare; distrugerea periodică a crustei care apare la suprafața apei, formată din particule de nămol ridicate împreună cu gazele de fermentație și care atunci când devine groasă poate să conducă la înfundarea jgheaburilor - decantor; eliminarea continuă a spumei care apare la suprafața apei din bazin, sau utilizarea de antispumanti în cazurile de apă uzată care conțin detergenți.

Pentru a împiedica colmatarea fantelor, se recomandă să se prevadă o înălțime de asigurare de 0,50 m sub aceasta, înălțime ce va caracteriza înălțimea (H_n) a decantorului.

Evacuarea nămolului fermentat se realizează prin conducte de fontă sau beton de 200 mm care funcționează prin diferențe de presiune în interiorul acestora. Se prevede o ramnificație la adâncimea de 1.5 - 2.0 m care să ducă nămolul într-un cămin alăturat prevăzut cu două compartimente

unde se găsește vana de manevră, și altul umed, unde sosește nămolul fermentat, care este dirijat, apoi, spre platformele de uscare.

Platformele de uscare sunt situate în spațiului de fermentare delimitat de radierul bazinului și un alt radier situat cu 0,50 m sub nivelul muchiei inferioare a jgheaburilor - decantor.

Se calculează cu relația:

$$V_f = \frac{c \cdot N}{1000} \quad (6.92)$$

unde:

V_f - volumul de locuitori deserviți;

c - capacitatea specifică de fermentare, în dm^3/om , care se ia din Tabelul 6.13

Tabelul 6.13

Capacități specifice de fermentare a decantoarelor cu etaj

Temperatura medie a apei de fermentare ($^\circ C$)	Capacitatea specifică de fermentare (dm^3/om)	Durata de fermentare (zile)
7	75	150
8	65	120
10	50	90

Aceste capacități specifice de fermentare se pot majora astfel: cu 50% când decantoarele cu etaj constituie decantorul primar din cadrul unei stații de epurare mecano-biologică; cu 50% în cazul aglomerărilor foarte mici (pentru 200 locuitori); cu 20% când temperatura medie anuală este mai mică de 7°C.

În vederea unei bune alunecări a nămolului fermentat spre partea centrală, acolo unde se află capătul inferior al conductei de nămol, partea tronconică a digesterului se execută înclinat sub un unghi de 30°.

Adâncimea totală a decantorului cu etaj, apreciată la 8 - 10 m, se determină cu relația:

$$H = h_s + h_j + h_n + h_d \quad (6.93)$$

în care:

h_s - înălțimea spațiului de siguranță, deasupra nivelului apei din bazin, orientativ 0,40 - 0,50 m;

h_j - înălțimea jgheabului ($h_j = h_1 + h_2$) care se ia sub 2,0 m;

h_n - înălțimea zonei neutre, circa 0,50 m;

h_d - înălțimea depunerilor în digester.

Având în vedere că decantoarele cu etaj, în marea lor majoritate, reprezintă obiectul de bază al stațiilor de epurare pentru localitățile agricole și industriale în curs de modernizare, un colectiv de specialiști din I.P. Iași din cadrul RAJAC - Iași a propus o soluție îmbunătățită a decantorului cu etaj, așa cum se arată în figura 6.44 (Brevet R.S.R. nr. 90012/1986). În esență, forma și dimensiunile constructive ale digesterului se păstrează în conformitate cu proiectele tip amintite. În schimb, jgheaburile longitudinale se înlocuiesc cu un jgheab periferic. În acest mod se eliberează partea centrală a bazinului unde se prevede amplasarea unui clopot gazometru (figura 6.45) pentru captarea gazului de fermentare în care predomină metanul care îi oferă calitatea de gaz combustibil. Pentru îmbunătățirea eficienței, s-au prevăzut dispozitive mecanice necesare distrugerii crustelor pentru omogenizarea amestecului dintre depunerile proaspete și cele fermentate. Măsurătorile efectuate la stația de epurare a orașului Hârlău, unde au fost implementate aceste decantoare cu etaj modificate pentru

valorificarea gazelor de fermentație, au arătat că acest aport este capabil de a soluționa unele nevoi locale de energie termică. Astfel, datorită la o perioadă îndelungată de funcționare, contribuie la echilibrarea balanței energetice a țării noastre.

CAP. 7. EPURAREA BIOLOGICĂ A APELOR

UZATE MENAJERE

Epurarea biologică a apelor uzate constituie un procedeu de tratare a de canalizare bazate pe fenomene biochimice ce decurg din metabolismul microorganismelor ce populează apa uzată și are ca scop eliminarea din aceste ape a suspensiilor coloidale sau dizolvate de natură organică.

Epurarea biologică este o ramură a biotehnologiei, adică a acelei ramuri științifice care studiază interacțiunile dintre biologie și tehnologie prin care procesele biologice sunt aplicate cu procedee tehnice adecvate unde sunt create anumite condiții de mediu astfel încât, concordanța dintre reacțiile microorganismelor și apa uzată să conducă la obținerea unei ape epurate lipsită practic total de substanțe organice asimilabile.

În deosebire de ceea ce se petrece în apele de suprafață privind epurarea organică (vezi cap. 4), la epurarea în instalațiile de epurare biologică sunt create condiții de a menține un contact permanent între masa de microorganisme și apele uzate.

De regulă, procesele de epurare biologică sunt precedate de o treaptă de epurare mecanică a apelor uzate, care are ca scop reținerea majorității suspensiilor decantabile și a celor în stare de plutire. Pentru unele categorii de ape uzate se impune și procesul mecano - chimic de epurare preliminară care presupune coagularea și flocularea suspensiilor din apă.

Epurarea biologică se poate realiza, așa cum s-a arătat în cap. 3, în două grupe mari de construcții și instalații:

- construcții și instalații în care epurarea biologică se realizează în condiții apropiate de cele naturale - câmpuri de irigații, câmpuri de infiltrații și iazuri biologice;
- construcții și instalații în care epurarea biologică se realizează în condiții create artificial - filtre biologice și bazine cu nămol activ.

Datorită suprafețelor mari de teren pe care le necesită, instalațiile de epurare biologică naturală au cunoscut o dezvoltare limitată, fiind frecvent utilizate numai acolo unde condițiile locale oferă anumite avantaje

economice, sau când emisarul aflat în apropiere impune deversarea apelor uzate cu un grad mare de epurare.

În acest context, epurarea biologică a apelor uzate este concepută pe cale artificială. În prima perioadă a utilizării procesului de epurare biologică artificială, s-au folosit cu precădere filtrele biologice, în asigurarea unei eficiențe satisfăcătoare printr-o exploatare simplă. Cu toate acestea, gen de construcții au dovedit o "robustețe" mare la variațiile de concentrații ale apelor uzate, totuși, în ultimii 10 - 20 ani, ca urmare a creșterii debitelor menajere și industriale și a studiilor efectuate, s-a ajuns la concluzia că epurarea biologică artificială în bazine cu nămol activ și cu filtre biologice, constituind soluția frecvent aplicată în stații de epurare orășenești și industriale.

7.1. CONSIDERAȚII GENERALE ASUPRA DESFĂȘURĂRII

PROCESULUI DE EPURARE ÎN INSTALAȚIILE

DE EPURARE BIOLOGICĂ

Procedeele de epurare biologică utilizează una din cele două grupuri fiziologice diferite de microorganismele: aerobe sau anaerobe. Microorganismele anaerobe se folosesc pentru fermentarea nămolurilor și pentru fermentarea unor ape industriale concentrate. Microorganismele aerobe sunt folosite în mod curent la epurarea majorității apelor uzate de caracter predominant organic și, în ultima vreme, la fermentarea aerobă a nămolurilor.

Deși procedeele aerobe de epurare biologică în biofiltre, în bazine cu nămol activ, pe câmpuri de irigații și în iazuri diferă între ele cu privire la timpul de contact între microorganismele și apa uzată, necesarul de oxigen și modul de utilizare a nămolurilor biologice etc. fenomenele biochimice esențiale sunt identice.

Procesele de epurare biologică nu pot avea loc decât în cazul în care apele uzate supuse epurării au valoare biologică, respectiv conțin, pe

conțin substanțe nutritive, iar pe de altă parte, dispun de o anumită necesitate a sintezei organice.

Substanțele organice din apele uzate menajere, prin natura lor, având un conținut complex de substanțe organice biodegradabile, întrunesc condițiile unei epurări biologice.

Conținutul în substanțe organice a apelor uzate industriale variază în funcție de activitatea industriei și a materiilor prime prelucrate. Unele substanțe rezistente în apele uzate industriale sunt degradate cu ușurință de către microorganismele aerobe, altele sunt rezistente, pentru îndepărtarea lor, corespunzător adaptată, iar altele sunt rezistente la atacul microorganismelor sau sunt degradate în timp îndelungat.

Conținutul în substanțe organice din apele uzate, considerată global, reprezintă substratul dezvoltării microorganismelor.

În momentul în care apa uzată întâlnește o suprafață de contact, pe suprafața de contact dintre apa uzată și suprafața de contact se dezvoltă colonii de microorganismele și alte numeroase microorganismele. Aceste populații mixte de microorganismele și alte microorganismele (în special protozoare și unele bacterii) poartă denumirea de biomasa sistemului respectiv de epurare. Biomasa se dezvoltă la filtrele biologice și la câmpurile de irigare și de infiltrație, prezentând sub forma unei pojghițe (membrane) fixată pe suprafața de contact filtrant. La bazinele cu nămol activ, biomasa se prezintă sub forma unor pelicule care plutesc în masa apei, fiind definită, calitativ și cantitativ, ca nămolul activat existent în bazin.

Transferul de substanțe organice se face prin metabolism de către o populație de microorganismele (biomasa), iar eficiența va fi maximă atunci când sunt asigurate toate condițiile realizării unei suprafețe de contact cât mai mari. Epurarea biologică este un fenomen de suprafață și a menținerii condițiilor favorabile desfășurării procesului (temperatura, alimentarea cu oxigen și apă, încălzirea organică sau hidraulică etc). Transferul de substanțe organice din apa uzată spre biomasa prin contact interfacial și prin adsorbție imediat următor, de sorbție (adsorbție și absorbție) va fi deci determinat de mărimea principalului parametru care este interfața apă uzată - biomasa. Este foarte important a se urmări ca să nu se formeze pelicule de

reacții catabolice care conduc la obținerea unor produși finali inofenși (de exemplu: CO_2 , H_2O , NO_3^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} etc.), inhibarea reacțiilor enzimactice de către substanțele toxice etc);

- procese hidraulice (de curgere, timpi de retenție, viteze de sedimentare, încărcări hidraulice etc).

Desfășurarea fenomenelor biochimice caracterizate prin procese de asimilare sau de sinteză și prin procese de dezasimilare sau de oxidare.

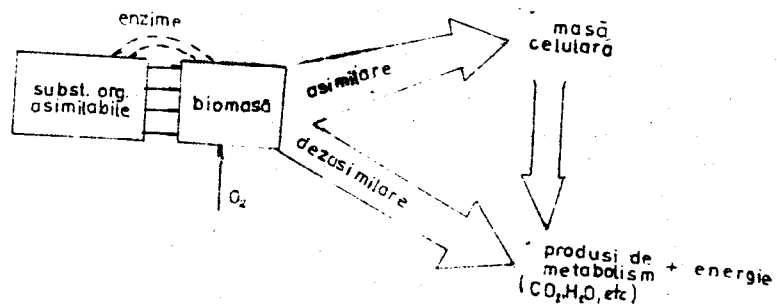


Figura 7.1. Schema proceselor generale de metabolisme în epurarea aerobă

este prezentată schematic în figura 7.1.

Din figura 7.1. rezultă că reacțiile metabolice ale microorganismelor se desfășoară simultan prin cele două laturi contradictorii și inseparabile: prin catabolism sau dezasimilație, în care are loc degradarea (oxidarea) substanțelor organice, mai ales în scopul obținerii energiei, și prin anabolism sau asimilație, în care are loc sinteza materialului celular folosind energia eliberată în reacțiile de oxidare.

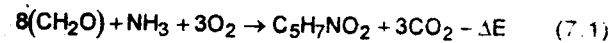
Mineralizarea substanțelor organice (transformarea elementelor celulare în compuși simpli) (transformarea elementelor celulare în compuși simpli) se face prin consumul de oxigen. Din această cauză după cum s-a menționat, substanțele organice din apele uzate sunt de cele mai multe ori măsurate și exprimate, cantitativ, prin cantitatea de oxigen cerută pentru reacțiile chimice și biochimice de oxidare (CCO sau CBO₅).

Una din caracteristicile principale ale epurării apelor uzate în instalațiile de epurare biologică este procesul de nitrificare, de consum

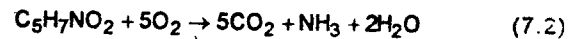
pentru oxidarea formelor de azot trivalent (NH_3 , NO_2^-) la forma oxidată maximă, NO_3^- . Acest proces se va aplica atunci când este necesară obținerea unor ape epurate cu un conținut minim de CBO_5 . În unele cazuri locale privind calitatea emisarului, sau când se intenționează să se folosească ca fertilizator. Oxidarea substanțelor organice de azot organic sau amoniac poate fi așa de avansată încât să conțină cantități apreciabile de nitrați și foarte puțin de nitriți (NO_2^-) și NO_3^-).

De exemplu, substanțele organice din apele uzate se prezintă sub formă de glucoză, iar azotul sub formă de amoniac, reacțiile biochimice de oxidare se prezintă sub forma:

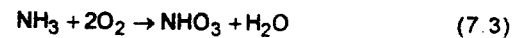
Transformarea substanțelor organice dizolvate în material celular:



Oxidarea substanțelor organice acumulate sub formă de material celular:

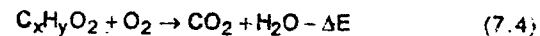


Nitrificarea (oxidarea NH_3):



Formă generală, ecuațiile biochimice pot fi scrise sub forma:

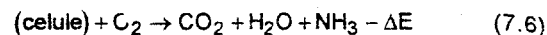
Oxidarea materiei organice:



Sintetizarea materialului celular:



- oxidarea celulară:



Reacțiile de oxido-reducere a substanțelor organice sunt producătoare de energie fiind cuplate cu reacțiile de sinteză a materiei celulare noi; aceste reacții nu pot fi despărțite deoarece ultimele sunt endotermice, suma energiilor libere conducând la ΔE negativ. Despre fenomenele, pe de o parte, în oxidare pe de altă parte în sinteză, s-a făcută cu scop didactic.

Reacțiile de sinteză conduc la formarea componentilor biomasei majore (lipide, glucide, dar mai ales proteine). Compoziția chimică a microorganismelor poate conduce, în condiții optime, la stabilirea unor formule empirice relativ constante. Acestea pot fi de forma: $\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2$ pentru bacterii; $\text{C}_{10}\text{H}_{17}\text{NO}_6$ pentru fungii; $\text{C}_5\text{H}_8\text{NO}_2$ sau $\text{C}_{5,7}\text{H}_{9,8}\text{NO}_{2,3}$ pentru protozoare. Datorită predominanței cantitative a bacteriilor în biomasă, formula chimică, medie a acesteia este: $(\text{C}_5\text{H}_7\text{NO}_2)_n$.

Pentru obținerea materialului celular nou, sunt necesare următoarele elemente esențiale:

- C, H, O, N, S, P - în cantități relativ mari,
- K, Mg, Mn, Ca, Fe, Co, Cu, Zn, Mo - în cantități mici.

Existența acestor elemente în apele uzate exprimă condiția necesară a substratului, adică posibilitatea de tratabilitate biologică a apelor uzate, cu excepția nitraților și fosfaților, cea mai mare parte din materialele care intră în compoziția biomasei, sunt existente în apele uzate. Cerința de azot și fosfor a microorganismelor este satisfăcută de apele uzate menajere și de cele ale unor industrii. Cerințele minime de azot și fosfor sunt exprimate de relația: $\text{CBO}_5:\text{N}:\text{P} = 150:5:1$ (pentru apă caldă) și $90:5:1$ (pentru nămol). Cerința în elemente biogene N și P duce la perturbări în ceea ce privește activitatea biomasei, ceea ce impune,

lipsite de aceste elemente - cazul unor ape industriale - acestea să fie aduse pe cale artificială.

În vederea elementelor care stau la baza epurării biologice a apelor uzate, în figura 7.2. se prezintă schema simplificată a acestor

microorganismele implicate în procesele aerobe necesită pentru viața lor (ansamblul proceselor vitale de asimilare a unor substanțe din mediul înconjurător și de eliminare a produselor de dezasimilare în mediu) în mod normal, necesarul de oxigen este acoperit de oxigenul dizolvat în apă, prezent în proporție foarte mică (0,8% vol.) față de oxigenul din aer (21% vol.). Aceasta face mediul acvatic foarte sensibil la variațiile de oxigen ale microorganismelor, în sensul că poate deveni cu ușurință deficitar în oxigen.

Capacitatea de epurare a unei instalații biologice depinde de masa de microorganisme (biomasă) pe care o conține. Ea este limitată de cantitatea de poluanți care poate fi asimilată de unitatea de biomasă în unitatea de timp. Prin urmare, cantitatea de poluanți organici aplicată în unitatea de timp pe o biomasă (încărcarea organică) este la rândul său limitată

7.1.2. Ecologia procesului

Compoziția biomasei intră în substanță organică vie, enzime, săruri minerale, amoniac, substanțe organice bio și nebiodegradabile, precum și substanțe organice aflate în diverse stadii de biodegradabilitate.

În ansamblu, o instalație de epurare biologică reprezintă un sistem cu trăsături specifice.

În ecologia sistemului se înțelege atât varietatea de organisme ce se dezvoltă formând o biocenoză, cât și întregul complex de factori fizici și chimici care acestea trăiesc și se dezvoltă, adică biotopul. Ecosistemul este definit, sub formă generală, un nivel de integrare a materiei într-o funcție funcțională alcătuită din doi componente: unul anorganic (biotopul) și unul organic (biocenoză), fiecare component funcționând pe baza

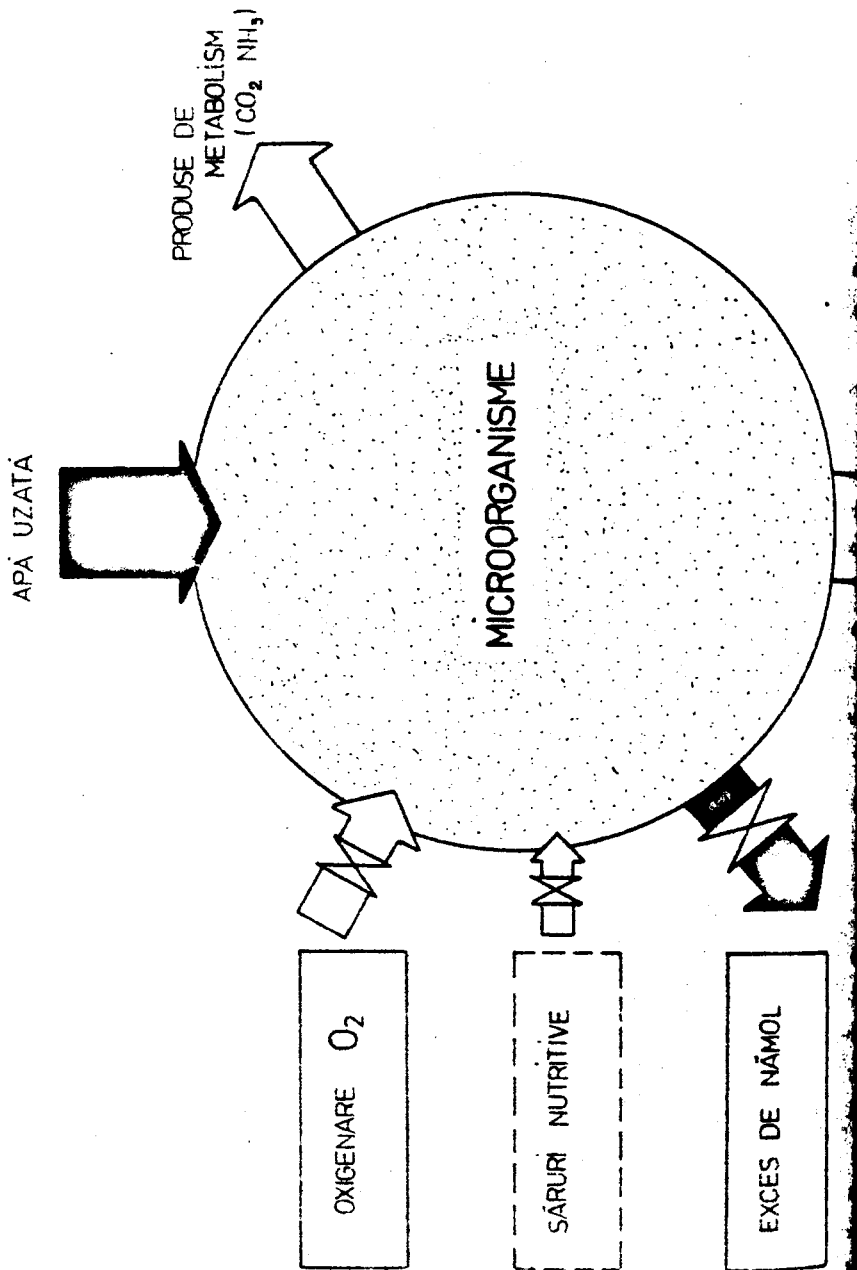


Fig. 7.2

primită de la celălalt. Intre ei există o strânsă interdependență și materie și energie.

cea funcțională a instalațiilor de epurare biologică care exprimă procesului va fi alcătuit din bazinul cu nămol activ sau filtrul care se află apa uzată (biotopul) și membrana biologică sau care alcătuiesc biocenoza.

biocenoza din aceste instalații se supune legităților existente în toate sistemele naturale și anume: se formează spontan, se dezvoltă și se menține selectând anumite condiții din mediul în care trăiește și pe care îl

instalațiile de epurare biologică artificiale, spre deosebire de cele naturale constituie ecosisteme în care a intervenit omul, iar intensitatea procesului este dependentă de mecanismele reglabile de om.

Pentru înțelegerea și stăpânirea procesului de epurare biologică este necesar să se cunoască microorganismele care populează instalațiile de epurare și caracteristicile și modul de viață al acestora.

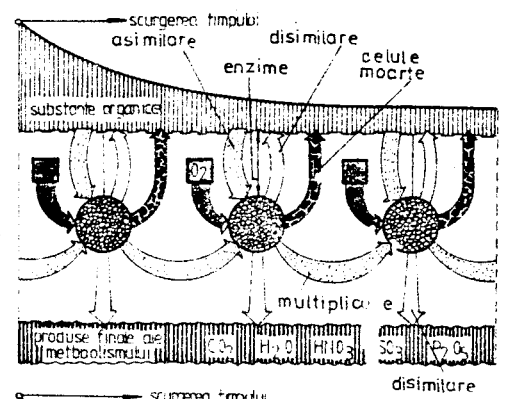
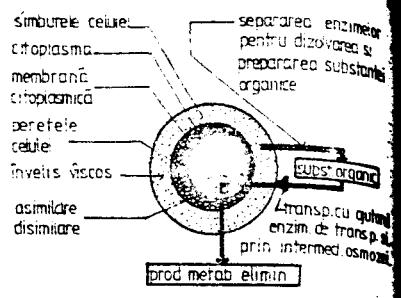
În general, microorganismele care concurează la procesul de epurare biologică aparțin regnului "Protista" fiind alcătuite din: bacterii, ciuperci, alge, protozoare și metazoare. Aportul dominant în epurarea biologică îl au bacteriile (peste 90%).

Bacteriile sunt organisme monocelulare care utilizează hrană organică. Fiecare celulă este un organism independent, capabil să execute acțiunile necesare vieții. Mărimea celulei bacteriene variază în timpul ciclului de viață având limitele cuprinse între 0,3 și 50μ; bacteriile comune din natură au limitele cuprinse între 0,3 și 3μ (Mc Kinney, 1962) și celula bacteriană are forme: sferică, cilindrică, spirală etc. Bacteriile sunt formate din 70-80% apă și 20% substanță uscată, din care 90% reprezintă substanțe organice. Fracția organică are compoziția medie de 53%C, 29%O, 12%N și aceasta conduce la formula empirică aproximativă, C₅H₇NO₂.

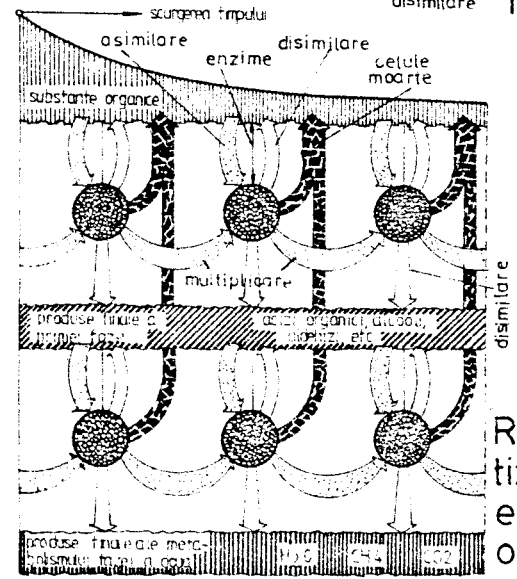
În general, structura celulei bacteriene cuprinde părțile componente prezentate în figura 7.3.a.

În punct de vedere al mediului în care trăiesc, bacteriile din instalațiile de epurare (biomasă) sunt strict aerobe, deci folosind în mod necesar oxigenul dizolvat în apa uzată, fie facultativ aerobe pentru care prezența

Reprezentarea schematică a unei bacterii cu proces de metabolism.



a. Reprezentarea schematică a degradării aerobe a substanțelor organice.



b. Reprezentarea schematică a degradării anaerobe a substanțelor organice.

d. Exemplu pentru de-scurgerea procesului de degradare în cazul hidra-țelor de carbon

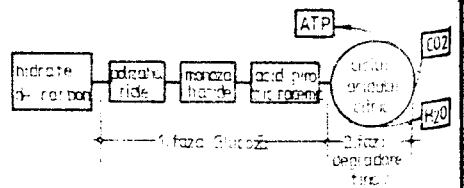


fig. 73.

...ului dizolvat nu reprezintă o necesitate absolută, ele fiind capabile de degradarea substanțelor organice și în condiții de concentrații mai mici de oxigen, sau chiar în condiții de anaerobie. Marea majoritate a bacteriilor sunt heterotrofe (saprofite) deci folosesc substanțe organice ca sursă de carbon și de energie. În biomasa instalațiilor de epurare biologică există și bacterii autotrofe care sunt capabile să-și formeze toate structurile necesare din substanțe anorganice, sursa de carbon fiind asigurată de CO₂. Un exemplu sulfobacterii, care oxidează H₂S la S sau la SO₄⁻, bacterii nitrifiante care oxidează amoniacul la azotit (Nitrosomonas) și azotitul la nitrat (Nitrobacter). Toate bacteriile autotrofe sunt strict aerobe. Cele mai multe tipuri de bacterii se înmulțesc prin diviziunea binară universală, binară, care comportă 4 stadii: a) diviziunea nucleară; b) alungirea celulară; c) diviziunea celulară; d) separarea celulară.

Transferul substanțelor organice din mediul înconjurător în interiorul celulei bacteriene se face, la nivel de moleculă, pe principiul presiunii osmotice.

Transferul direct este posibil atunci când substanța organică din mediul acvatic este constituită din molecule mici (micromolecule care au până la 6 atomi de carbon). În cazul în care substanța organică este constituită din molecule mari (macromolecule conținând mai mult de 6 atomi de carbon), celula bacteriană emite în exterior un tip de enzimă (exoenzime) care are rolul de a scinde macromoleculele în micromolecule, astfel încât acestea să poată trece prin membrana semipermeabilă a celulei bacteriene.

Din punct de vedere al metabolismului energetic, deosebim bacterii fotoautotrofe (energia provine din radiația solară), și bacterii chemotrofe (energia provine din descompunerea compușilor chimici organici sau anorganici) în cadrul reacțiilor biochimice de oxidare.

În procesul de oxidare (dezasimilație), energia solară poate fi utilizată numai de bacteriile fototrofe (fotosintetice).

Reacțiile biochimice de oxido-reducere pot fi de mai multe feluri:
- respirație aerobă, când pentru oxidarea substanțelor organice se culege O₂ din aer;

- respirație anaerobă, când O_2 este luat din diverși compuși ca: HNO_3 , H_2SO_4 , H_2CO_3 ;

- fermentare, când substanța organică este în același timp și oxidant și oxidat.

În funcție de modul cum este obținută energia în procesul de oxidare, cantitatea de material celular obținută din aceeași cantitate de nutrienți este diferită. Când energia este obținută pe calea respirației aerobe, transformarea nutrienților (substanțele organice) în material celular este de 60%, iar când este obținută pe calea fermentării, proporția este de numai 5%.

După aspectul morfologic bacteriile se pot împărți în patru grupe și anume: bacterii în îngrămădiri, în formațiuni zoogleale, filamentoase și libere.

În condiții normale, bacteriile în îngrămădiri constituie grupul dominant în procesul de epurare, reprezentând adesea 90% din masa nămolului activ. S-a constatat experimental că există un paralelism între modificările suferite în timp de aceste bacterii și valorile eficienței de epurare, exprimată în reducerea CBO_5 .

Formațiile zoogleale apar în cazul încărcărilor organice mari unde se înregistrează, la început, deficit de oxigen. Privită la microscop biomasa care conține aceste formații zoogleale, apare dezlănată, lichidul este plin de bacterii libere, iar cele în îngrămădiri sunt puține și predomină unele bacterii filamentoase și ciupercile care determină umflarea nămolului.

Bacteriile filamentoase prezintă o componentă frecventă a flocoanelor de nămol activ (*Sphaerotilus natans*, *Beggiatoa alba* etc). Dezvoltarea excesivă a acestor bacterii formează o rețea deasă în ochiuri în interiorul căreia apa și aerul circulă cu mare greutate ajungându-se la o carență de hrană și oxigen care dăunează și celorlalte microorganisme, cauzându-le dispariția. Când domină bacteriile filamentoase, eficiența de epurare este scăzută, iar biomasa nu decantează în clarificatorul final (se manifestă tendința de plutire a nămolului activ în decantoarele secundare).

Bacteriile libere sunt prezente permanent în apa uzată, iar numărul și tipurile de bacterii libere, reprezintă unul din indicatorii cei mai rapizi și sensibili ai gradului de stabilitate a biocenozelor bazinelor cu nămol activat.

Cea mai bogată floră bacteriană, mai ales sub aspect calitativ, se găsește în nămolul activ menajer, datorită compoziției apelor uzate în substanțele organice nutritive și în factori de creștere (Genul *Pseudomonas* ocupă un loc predominant printre bacteriile din nămolul activ).

În epurarea apelor uzate industriale, flora bacteriană a diferitelor tipuri active variază calitativ și cantitativ. Astfel, apele industriale cu conținut bogat în proteine favorizează dezvoltarea genurilor *Alcaligenes*, *Thiomicrobium*, și *Bacillus*, iar conținutul în glucide favorizează dezvoltarea genului *Pseudomonas*; acizii organici, aldehide, acetone și alcooli favorizează dezvoltarea genurilor *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Thiomicrobium*.

Ciupercile sunt organisme nefotosintetice care adsorb hrana, ca și bacteriile, în stare dizolvată. Ele joacă de obicei un rol secundar în epurarea apelor uzate, putând degrada substanțe organice de naturi diferite: celuloză, fenoli, hidrocarburi etc. S-a constatat că intervenția ciupercilor în procesul de epurare biologică este cauzată de concentrația scăzută de oxigen provocată de încărcarea organică excesivă din apele uzate, de scăderea scăzută a pH-ului (sub 7) și de cantitatea scăzută de azot. Când ciupercile se înmulțesc mult, apare fenomenul de umflare a nămolului activ ceea ce indică o slabă decantare și o eficiență redusă a procesului de epurare biologică cauzată și de distrugerea florei bacteriene.

Protozoarele constituie un component aproape obligatoriu al nămolului activ. Fiind organisme predatoare, contribuie la epurarea apelor prin menținerea unui echilibru în dezvoltarea bacteriilor, mai ales a celor libere, jucând un rol de seamă la limpezirea apelor epurate. Dintre ele, mai importante în procesele de epurare sunt ciliatele și flagelatele. Un singur ciliat poate ingera între 20.000 și 40.000 bacterii/oră (*Schäfer*, 1968). Protozoarele sunt strict aerobe și majoritatea ingerează hrană, ca bacterii, în formă solidă, dar se pot hrăni și prin difuzia în celulă a substanțelor organice dizolvate, dacă acestea sunt în concentrație mare, de 5 - 10 g/dm³ sau mai mult. Unele flagelatele care pot metaboliza și substanțe organice în concentrații

reduse. Multe protozoare nu își pot întetiza toate substanțele necesare creșterii și depind de bacterii în furnizarea acestor produși. Forma empirică a protoplasmii protozoarelor este $C_7H_{14}NO_5$.

Metazoarele sunt reprezentate în biomasă prin puține grupe și anume rotiferii, nematode, crustacei. Rotiferii apar numai în nămoluri active și au o capacitate mare de stabilizare a apelor uzate, deci în mediu cu conținut scăzut de substanțe organice. Sunt organisme strict aerobe, având ca principală sursă de hrană bacterii și particule organice.

Între microorganismele care alcătuiesc biomasă instalațiilor de epurare biologică există interrelații, dintre care o însemnată mare sunt relațiile trofice (de hrană). În biomasă producătorii de substanță organică sunt în special bacteriile, care formează protoplasmă prin degradarea diferitelor substanțe organice dizolvate în apele uzate. Consumatorii producătorilor sunt protozoarele și metazoarele. Protozoarele bacterivore (mai ales ciliatele libere și fixe) reprezintă consumatorii primari, acestea servesc ca hrană consumatorilor secundari (rotiferi, suctori, nematode etc.).

Raportându-se la fenomenele naturale de autoepurare din râuri, se constată că filtrele biologice reproduc anumite procese care au loc în fundul apei, iar instalațiile cu nămol activat le reproduc pe cele care au loc în masa apei, unde se observă formații sporadice de flocoane bacteriene.

Película biologică a biofiltrelor conține, la suprafața ei, bacterii strict aerobe (specii de *Bacillus*), la mijloc, domină formele facultativ anaerobe din genurile *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Micrococcus* și unele enterobacteriacee, iar la partea inferioară, bacterii strict anaerobe (*Desulfovibrio*). Stratul de la suprafața biofiltrului, dat fiind prezența luminii, este populat uneori și cu alge (plante mici verzi) și diatomee, dar însă nu joacă un rol important în epurarea apelor, deoarece ele utilizează în special ioni anorganici.

Prezența bacteriilor determină și prezența microorganismelor bacterivore și mai ales a protozoarelor, care iau o dezvoltare mare. Prezența acestora implică și existența altor inele ale lanțului trofic, formate din metazoare (crustacei, larve de insecte, rotifere etc.) care se hrănesc cu seama protozoarelor și cu detritusul format după moartea organismelor respective. Existența bacteriilor filamentoase de genul *Sphaerotilus*

Prezența filantului este un indicator de supraîncărcare organică a stratului, iar prezența ciupercilor arată scăderea pH-ului; dezvoltarea în masa a dipterului *Psychoda* este o dovadă a cantităților mari de detritus. Prezența dipterului *Psychoda*, numită curent musca *Psychoda* este un indicator al existenței necorespunzătoare a biofiltrului (película biologică este prea groasă, sau, din lipsa evacuării ei, a produs colmatarea stratului filtrant).

Flora acvatică a unui filtru biologic prezintă variații calitative și cantitative pe înălțimea stratului filtrant în funcție de schimbările de hrană și de conținutul de oxigen. La partea superioară a filtrului membrana biologică conține majoritatea microorganismelor menționate, dar pe măsură ce apa curgătoare pătrunde în adâncime, respectiv este mai curată, apar schimbări în compoziția și felul microorganismelor prezente la diferite niveluri, iar hrana de la suprafața granulelor nu mai este constituită din materii organice proaspete, ci mai mult din deșeuri produse de microorganisme în procesul lor de transformare.

Bazinele cu nămol activ prezintă o floră acvatică mai puțin variată ca în cazul filtrelor biologice. Aici există un mediu acvatic relativ uniform, flocoanele antrenate de curentul de apă, sunt răspândite uniform în bazin și conțin, în general, microorganisme de același fel. Organismele din grupa bacteriilor sunt foarte rare. Aici bacteriile sunt principalii agenți ai epurării, iar protozoarele indică modul cum decurge această epurare și contribuția asupra modului de funcționare a instalației dau și flocoanele de nămol activ. Cu cât cresc în mărime, suprafața de contact este redusă în raport cu volumul lor, iar pe de altă parte, difuzia hranei în interiorul flocoanelor, respectiv eliminarea substanței organice degradate, se face mai ușor. Vârsta flocoanelor definită de conținutul de flocoane în recirculare și de dimensiunile flocoanelor noi formate într-un anumit timp, determină eficiența epurării. Cu cât vârsta este mai mare, cu atât crește proporția de celule moarte în compoziția flocoanelor și numărul celulelor active.

În ecologia aerobă a iazurilor biologice, algele ocupă locul cel mai important. Dintre acestea, cele mai frecvente sunt algele albastre și algele verzi care aparțin genurilor *Chlorella*, *Scenedesmus*, *Euglena* (alge verzi) și *Microcystis*, *Anabaena* (alge albastre). Populația aerobă dominată de bacterii asigură CO_2 pentru alge care, la rândul lor, furnizează oxigenul

necesar apei pentru menținerea unui mediu aerob. Iazurile de stabilizare (iazuri de oxidare) se mai utilizează și ca o a treia treaptă de epurare (epurare avansată) deoarece cantitățile mari de azotați (nitrați) pe care le conține efluentul din epurarea secundară sunt consumate de alge care se dezvoltă în aceste bazine, astfel încât se preîntâmpină eutrofizarea emisarului.

7.1.3. Factorii care influențează reacțiile metabolice

Dintre factorii cu influență deosebită asupra desfășurării reacțiilor, afară de cei care se referă la substanțele inhibante (toxice) ale activității enzimatică precum și acei care definesc raportul optim între elementele majore (tratabilitatea biologică) sunt factorii de mediu ce se referă la temperatură, conținutul în oxigen dizolvat, agitarea etc.

Apele uzate tratabile biologic, aerate, permit adaptarea și dezvoltarea unei populații mixte de microorganisme (bacterii, ciuperci, protozoare, unele metazoare); datorită relațiilor de metabolism, substanțele organice din aceste ape sunt eliminate, iar biomasa se dezvoltă. Echilibrul din reacțiile de oxidare a substratului și de sinteză a materialului celular poate conduce la îndepărtarea, în procente foarte ridicate, de 85 - 95% din materiile organice. Viteza de îndepărtare a substratului este condiționată de viteza de dezvoltare a biomasei, care la rândul ei depinde de următorii factori:

- compoziția biologică a biomasei;
- sursa de hrană (calitatea și concentrația substratului);
- factori de mediu (temperatura, oxigenul dizolvat etc).

Temperatura are un efect hotărâtor asupra vitezei reacțiilor biologice. Ea intervine, în principal, asupra vitezelor de creștere a microorganismelor și a vitezei de consum a substratului. Se consideră că la temperatura de 20 - 40°C, substratul este oxidat și biomasa este sintetizată mai repede decât la 20°C (această temperatură fiind considerată ca etalon al temperaturii de lucru)

Temperatura influențează asupra condițiilor fizico - chimice ale apei, când viscozitatea apei, capacitatea de a lua prin difuzie oxigenul din aer și de a-l menține în soluție.

În instalațiile de epurare biologică unde apele uzate menajere prezintă temperatură cvasiconstantă (mai ridicată cu 4 - 5°C față de apa potabilă), timpul de epurare nu este afectat esențial față de cel din apele de suprafață, în timpul autoepurării. S-a demonstrat (Friedmann, 1973) că timpul de epurare aerobă sunt aproape independente de variațiile de temperatură la concentrații mici ale substratului. Deoarece microorganismele posedă o anumită capacitate de acomodare termică, la variațiile de temperatură s-a constatat că sunt stânjenite mai mult procesele fizico - chimice de transfer a substratului în biomasă, față de procesele de sinteză și de amoniacare a acesteia. În condițiile termice din țara noastră, procesele de epurare biologică au eficiențe mai ridicate în timpul verii față de timpul friguros. Din acest motiv punerea în funcțiune a instalațiilor biologice se va face vara deoarece timpul de amorsare este mai redus. De exemplu, amorsarea unui filtru biologic durează 2 - 3 săptămâni, în timp ce la iarnă câteva luni. Bazinele cu nămol activ, spre deosebire de filtrele biologice, fie vara, fie iarna, necesită 10 - 15 zile pentru amorsare. Această diferență se datorește faptului că adaptarea nămolului activ la temperaturi scăzute (mai mari ca 20°C) se face mai greu decât la temperaturi scăzute. Amorsările efectuate cu nămoluri active la 15 - 19°C, au arătat că acestea se adaptează la 4°C în două săptămâni, dar la temperaturi mai mari (20 - 25°C) după câteva luni (Rogovskaia, 1969). Temperaturile scăzute, deși, în general, scad activitatea metabolică, ceea ce interzic dezvoltarea biomasei, nu au influență negativă, semnificativă, asupra dezvoltării și eficienței filtrelor.

În ceea ce privește necesarul de oxigen la temperaturi crescute în timpul menținerii unei concentrații de oxigen dizolvat în apa curată de suprafață, la temperatura de 39°C necesarul de aer devine de 1,64 ori mai mare decât la 20°C.

Creșterea activității metabolice cu temperatura a condus în ultimul timp, la experimentarea și aplicarea epurării aerobe termofile, temperaturi de 45 - 55°C

Oxigenul este necesar atât apei uzate, cât și biomasei. Alimentația cu oxigen atmosferic trebuie menținută în permanență la un nivel satisfăcător pentru a avea o eficiență constantă. Se urmărește ca membrana biologică (la biofiltre, câmpuri de irigare și de infiltrație) să fie permanent în contact cu aerul, iar în bazinele cu nămol activ, introducerea aerului în bazin să asigure un contact cât mai intim al acestuia cu biomasa. În același timp, aerarea trebuie să asigure omogenizarea amestecului de apă uzată - flocoane de nămol activ și să favorizeze difuzia oxigenului dizolvat în toată masa.

La determinarea capacității de oxigenare a utilajelor de aerare folosite pentru asigurarea unei aerări corespunzătoare, se va avea în vedere că numai 10% din capacitatea de oxigen atmosferic furnizat pneumatic este absorbită de amestecul de apă uzată - flocoane din bazinele cu nămol activ. Capacitatea de oxigenare a materialului filtrant din biofiltre trebuie să asigure un excedent important de oxigen atmosferic, deoarece membrana biologică absoarbe numai 5% pentru necesitățile metabolice; la câmpurile de irigare și de infiltrație oxigenul absorbit depășește 50% din oxigenul existent în porii pământului.

În ultimul timp au fost elaborate procedee de epurare cu nămol activ în care aerul atmosferic este înlocuit cu oxigenul pur. Această tehnică permite o solubilitate a oxigenului de aproximativ 5 ori mai mare, ceea ce conduce la scăderea până la 5 ori a debitului de gaz necesar transferului unei mase determinate de oxigen, comparativ cu debitul de aer. Utilizarea oxigenului pur în locul oxigenului atmosferic conduce la următoarele avantaje (Brouzes, 1973):

- Consum energetic redus aferent pompării gazului;
- Valori ridicate ale capacității de oxigenare, ceea ce permite epurarea efluenților industriali puternic încărcăți organic;
- Reducerea volumului bazinelor de aerare.

În plus, cercetări recente (Sezgin, 1978) confirmă influența favorabilă a oxigenului asupra umflării nămolului; la încărcări mari ale nămolului,

oxigenarea atmosferică nu a prevenit creșterea indicelui de nămol. Reducerea oxigenului pur a împiedicat procesul de umflare. Acest fenomen nu a cunoscut o largă utilizare deoarece tehnicile de separare a nămolului din aer sunt prohibitive.

Turbulența poate contribui, alături de temperatură și concentrația disponibilă a oxigenului, la creșterea activității metabolice a biomasei. Prin deplasarea apelor uzate pe suprafața materialului filtrant din biofiltre, provoacă un fenomen de turbulență care dă naștere unei "stratife de înprospătare" care favorizează transferul de oxigen spre membrana biologică. În bazinele cu nămol activ în afară de menținerea nămolului în mediu, turbulența are rolul foarte important de a contribui, prin amestecare la contactul intim între hrană, oxigen și microorganisme. În același timp, turbulența contribuie la îndepărtarea stratului apos din imediata vecinătate a membranei biologice sau a nămolului strat, sărăcit în oxigen și substanțe nutritive și încărcat cu produse de metabolism, reușind astfel continua aprovizionare a microorganismelor. De asemenea, turbulența crescută în bazinele cu nămol activ reduce dimensiunea flocoanelor datorită fenomenului de forfecare și astfel mărește suprafața de contact a biomasei, măbind viteza de asimilare a nutrienților și viteza de respirație.

Turbulența crescută conduce la viteze de consum mărite, dar are avantajul producerii de efluenți tulburi.

Reprezentarea schematică a procesului de epurare biologică este prezentată în figura 7.3.b, iar cea a procesului biologic anaerob în figura 7.3.c.

Atât în procesele aerobe cât și în cele anaerobe, înmulțirea microorganismelor determină formarea de biomasă nouă, care reprezintă unul dintre produsele concentrate ale epurării biologice. Epurarea anaerobă a apelor uzate (aplicată în zootehnie, industria alimentară etc), spre deosebire de cea aerobă, se realizează în incinte închise (bazine de fermentare) ferite de accesul oxigenului care inhibă activitatea microorganismelor anaerobe.

7.2. EPURAREA BIOLOGICĂ NATURALĂ

Epurarea biologică naturală se bazează pe capacitatea naturală de autoepurare organică a solului și a apelor. Ea asigură un înalt grad de epurare, până la 95 - 99%, fiind recomandată acolo unde emisarul impune evacuarea unei ape curate, sau în acele cazuri în care această metodă se dovedește, tehnic și economic, avantajoasă.

Epurarea biologică naturală se realizează pe câmpuri de irigare, câmpuri de infiltrare, filtre de nisip și iazuri biologice (de stabilizare).

Aplicarea metodei nu a cunoscut o largă răspândire, în special la câmpurile de irigații, din motive de igienă și protecția muncii. De asemenea, această metodă prezintă o mare deficiență tehnică, și anume, procesele de epurare nu pot fi reglate cu ușurință în funcție de variația calității apelor uzate.

Spre deosebire de metodele biologice artificiale, epurarea biologică naturală se desfășoară în absența oricăror forme de energie produse de om (electrică, mecanică, termică etc). Acest procedeu folosește fie energia gravitațională la infiltrarea apei în sol (câmpuri de irigații, de infiltrație etc), fie energia solară și eoliană la iazurile biologice.

7.2.1. Câmpuri de irigare și de infiltrare

Infiltrarea lentă în sol a apelor uzate menajere în câmpuri de irigare și de infiltrare constituie un procedeu complex, în care, pe lângă efectul de epurare a apelor uzate trebuie luat în considerație și aspectul valorificării agricole a apei (ca apă de irigație) și a substanțelor utile din apa uzată (N, P, K) ca elemente fertilizante.

De obicei câmpurile de irigare sunt asociate cu câmpurile de infiltrare care au rolul numai pentru epurarea apelor, ele deservind pe primele în perioadele cu ploii abundente, când nu este nevoie de apă pentru culturi în perioadele de strânsul recoltei etc.

Aplicarea acestor câmpuri se recomandă în zonele cu precipitații medii, sub 600 mm/an. Țara noastră are un regim de precipitații neuniform distribuit, atât pe suprafața țării, cât și în decursul unui an. Conform datelor "Atlasul climatologic", zonele cu precipitații reduse cuprind: Câmpia de Vest, Dobrogea, Câmpia de Vest, Moldova și câteva porțiuni din Podișul de Vest și din Munții Apuseni și Carpații Meridionali din România și Ungaria. Această situație a impus ca, până în prezent, să fie aplicat în Dobrogea și în unele zone din Podișul de Vest și în unele zone din Munții Apuseni și Carpații Meridionali să se procedeze pe o suprafață de circa 800 ha în zona Dobrogei, unde canalele respective de irigații de la Palazu, Ovidiu, Cocoșu etc sunt utilizate, în perioada mai - septembrie, cu efluentul stației de epurare din stația Nord (treapta mecanică). Experiența acumulată la exploatarea acestor sisteme de irigații, a condus, pe baza unor norme judicios stabilite, la introducerea utilizării apelor uzate în condiții eficiente la sistemele mari de irigații și la amenajările locale din alte zone ale țării noastre.

Pentru preîntâmpinarea colmatării sistemelor de transport și a canalelor irigate, conținutul de materii în suspensie trebuie să fie minim; în acest scop se vor utiliza numai ape epurate mecanic (STAS 4162/1-89).

Folosirea apelor uzate epurate mecanic ca apă de irigație presupune stabilirea indicatorilor precizați în STAS R. 9450-83 "Apa pentru irigația agricolă", indicatori ce se referă la calitatea apelor (salini, toxici, infecto-contagioși etc).

Conform prevederilor din STAS R. 9450-83, indicatorii privitori la conținutul de săruri salin existente în compoziția apelor uzate decantate de la stația de epurare Constanța Nord, clasifică aceste ape în clasa C₃ (reziduu alcalin echivalent NaCl = 300 mg/l), ceea ce le recomandă ca utilizabile cu amenajări speciale pentru irigații și drenaj, numai pe soluri impermeabile cultivate cu plante rezistente la salinitate. O mențiune specială trebuie făcută în privința indicatorilor infecto-contagioși; în funcție de numărul germeilor coliformi/dm³, apa uzată orășenească epurată mecanic se încadrează în clasa "Apă de mare poluată" cu numărul de 10⁵ germeni coliformi/dm³, utilizabilă numai pentru solurile cu pânză freatică de peste 4,0 m adâncime și pentru culturile ale căror produse sunt prelucrate termic industrial, precum și pentru culturile produse vegetale nealimentare. Normele din S.U.A. precizează că apele de mare poluată și apele de cultură agricolă ale căror produse se consumă în stare crudă în alimentația publică, sunt excluse de la irigația cu apă uzată.

În Israel (Ihmann, 1976) Ministerul Sănătății Publice nu permite folosirea efluenților epurați mecanic decât la: culturi industriale (bumbac etc), fânături, legume care se consumă numai după fierbere (cartofi, vinete etc) plantații de citrice, plante și arbuști ornamentali, plante cultivate pentru semințe (floarea soarelui) cu condiția ca irigația să se facă prin brazde, pomi fructiferi (meri, pruni, peri etc) cu condiția ca irigația să înceteze cu o lună înainte de recoltare.

În vederea asigurării securității muncii personalului care lucrează la sistemele de irigații, intervalul de timp de la ultima udare și până la recoltare (perioadă de carență), pentru diferitele culturi sunt prezentate în tabelul 7.1.

Tabelul 7.1

Intervalul de timp de la ultima udare și până la recoltare

Cultura	Perioada de carență, în zile	
	norme sovietice	norme germane
Cereale	16	până la înflorire
Nutrețuri și culturi pentru însilozare	14	-
Culturi tehnice (sfecclă, plante textile)	14	28
Cartofi comestibili	14	până la înflorire
Lucernă și trifoi	14	14
Zarzavaturi care nu se consumă crude	20	-
Arbuști fructiferi, căpșuni, sfecclă de zahăr, sfecclă furajeră	-	28
Cartofi folosiți în industrie	-	28

Distanța minimă între terenurile irigate cu apă uzată și așezările omenești (drumuri, căi ferate etc) se consideră de 200 - 500 m.

Terenurile agricole destinate irigației se împart în parcele, având lungimile de 1.000 - 1.200 și lățimile de 150 - 250, raportul mediu dintre cele două dimensiuni fiind de 5:1. Panta longitudinală a parcelelor se recomandă să aibă valorile de 0,001 - 0,002 pentru terenurile argilo-nisipoase și de 0,03 pentru terenurile nisipoase, iar panta transversală să aibă limita valorilor de 0,002 - 0,005.

Prăștierea apelor uzate decantate pe parcelele de irigații se poate face numai dacă solul este pretabil. Această caracteristică a solului va depinde de: panta terenului, textura solului, permeabilitatea solului, nivelul freatic, intensitatea salinizării, intensitatea solonetizării etc.

În fiecare caz, în vecinătatea stațiilor de epurare orășenești, utilizarea terenurilor agricole la irigare cu ape uzate decantate se va face numai cu avizul specialiștilor în agrotehnică. Pentru cunoașterea evoluției solului în perioada utilizării apelor uzate ca ape de irigații, este necesară cunoașterea și urmărirea în timp a însușirilor fizico-chimice ale solului.

Terenurile de irigare și de infiltrație sunt alcătuite, așa cum s-a arătat, din terenuri aplanate și înconjurate de diguri realizate din pământul rezultat din nivelarea terenului (în limitele pantelor menționate), prevăzute cu diguri necesare pentru transportul și distribuția apelor uzate, precum și cu diguri pentru colectarea și evacuarea apelor infiltrate în sol.

În figura 7.4. se prezintă o schemă de epurare cu câmpuri de irigare care cuprinde canalul principal, de aducțiune, a apei epurate mecanic, canalul de distribuție a apei pe parcele (canalele de distribuție și canalele de irigație), precum și rețeaua de desecare a parcelelor (canale de irigație și drenaje). Deoarece apele uzate menajere au debite relativ mici (la rețelele de canalizare în sistem separativ), iar necesarul de apă de irigare este variabil (în funcție de anotimp, umiditatea solului, condițiile agrotehnice etc), se impune realizarea unor bazine de stocare între bazinele de apă uzată și sistemul de distribuție pe parcele. În aceste bazine de stocare se produce o decantare suplimentară și o îndepărtare mai avansată a impurităților.

Rețeaua de distribuție a apei uzate pe parcele este alcătuită dintr-o rețea cu caracter permanent și una cu caracter sezonier. Canalele de distribuție și de irigație care alcătuiesc rețeaua permanentă, se execută sub formă de canale deschise, asigurând răspândirea apei pe rețeaua provizorie (temporală) de irigație care diferă în funcție de metoda de udare adoptată (prin brazde, pe fâșii sau prin inundare, pe la suprafața solului și prin infiltrație).

Canalele de distribuție și de irigație care alcătuiesc rețeaua sezonieră, se execută sub formă de canale deschise, asigurând răspândirea apei pe rețeaua provizorie (temporală) de irigație care diferă în funcție de metoda de udare adoptată (prin brazde, pe fâșii sau prin inundare, pe la suprafața solului și prin infiltrație).

Canalele de distribuție și de irigație care alcătuiesc rețeaua sezonieră, se execută sub formă de canale deschise, asigurând răspândirea apei pe rețeaua provizorie (temporală) de irigație care diferă în funcție de metoda de udare adoptată (prin brazde, pe fâșii sau prin inundare, pe la suprafața solului și prin infiltrație).

Canalele de distribuție și de irigație care alcătuiesc rețeaua sezonieră, se execută sub formă de canale deschise, asigurând răspândirea apei pe rețeaua provizorie (temporală) de irigație care diferă în funcție de metoda de udare adoptată (prin brazde, pe fâșii sau prin inundare, pe la suprafața solului și prin infiltrație).

Canalele de distribuție și de irigație care alcătuiesc rețeaua sezonieră, se execută sub formă de canale deschise, asigurând răspândirea apei pe rețeaua provizorie (temporală) de irigație care diferă în funcție de metoda de udare adoptată (prin brazde, pe fâșii sau prin inundare, pe la suprafața solului și prin infiltrație).

Canalele de distribuție și de irigație care alcătuiesc rețeaua sezonieră, se execută sub formă de canale deschise, asigurând răspândirea apei pe rețeaua provizorie (temporală) de irigație care diferă în funcție de metoda de udare adoptată (prin brazde, pe fâșii sau prin inundare, pe la suprafața solului și prin infiltrație).

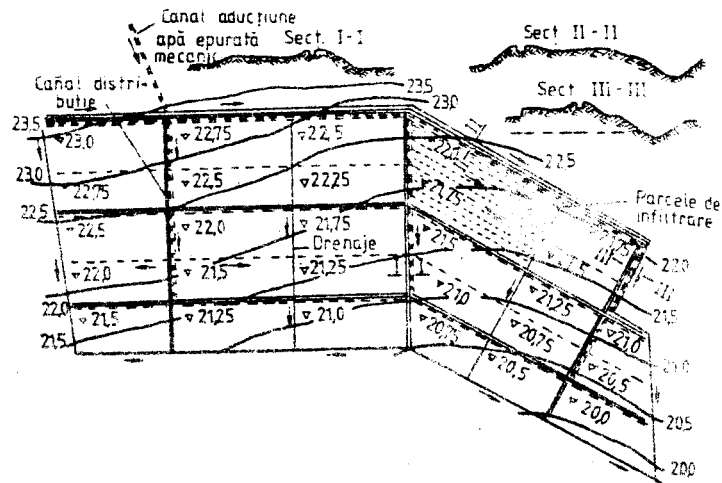


Figura 7.4. Schema parcelilor și a instalațiilor necesare pentru câmp de irigație

Alegerea unuia din sistemele de răspândire, cunoscute și în irigațiilor cu ape naturale, depinde de natura solului, de panta terenului, felul culturii, etc. La irigarea prin brazde (figura 7.5.) rețeaua provizorie compune din rigole de irigare, amplasate la distanțe de 10 - 20 m și brazde de udare care se prevăd la distanțe de 1,0 m una de alta. Pământul scos din brazde vor forma straturile pe care se cultivă legumele.

În cazul irigației pe fașii a fânțetelor (metoda de udare prin inundare suprafețelor), rețeaua provizorie se compune din rigole de irigare din care apa uzată este răspândită pe fașii cu lățimea de 10 - 15 m, delimitată de diguri de pământ de mică înălțime (figura 7.6)

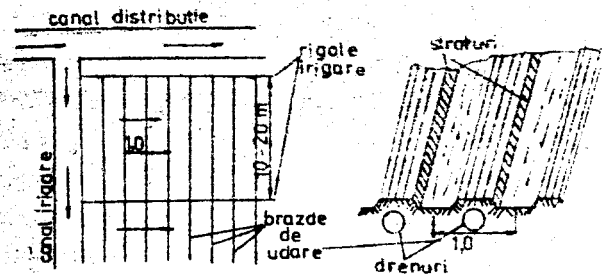


Figura 7.5. Irigarea culturilor prin brazde

În cazul irigării pe la suprafața solului, cunoscut în literatura de specialitate (Ionescu-Sisești, 1981) sub denumirea de scurgerea naturală pe parcele înierbate (S.S.P.I.), este un procedeu de epurare

naturală a apelor uzate pe un suport biologic fix; apele uzate sunt aplicate la partea superioară a unor parcele înclinate înierbate și se colectează în nișe jgheaburi; la partea inferioară (fig. 7.7).

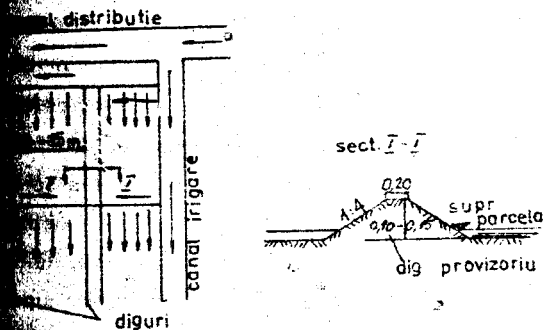


Figura 7.6. Irigarea culturilor pe fașii



Figura 7.7. Irigarea culturilor pe la suprafața solului

Epurarea are loc prin pro- fizice, chimice și biologice, dat scurgerii apei uzate în strat su pe o pantă înierbată. Parcelele prevăzute cu lungimi de 30 - 4 iar panta se alege de 2 - 8 g urmărindu-se să se valorifice că bine panta naturală. Proce S.S.P.I. este indicat pe amplasamente cu sol

permeabil, sau cu strat impermeabil (argilă) la 0,3 - 0,6 m adâncime.

Eficiența procedului S.S.P.I. depinde de lungimea pantei și de de epurare preliminară; ea este influențată de timpul friguros (de exa la temperatura solului de până la 10°C, valorile CBO₅ în efluent cresc la peste 30 mg/dm³). Sistemul S.S.P.I. trebuie realizat simultan, în multe parcele, astfel ca periodic câte una să poată fi scoasă din funcțio cosită apoi, eventual reînsământată.

Rețeaua de desecare asigură umiditatea necesară culturilor, evi putrezirea rădăcinilor și aerează solul în intervalul dintre udări pen asigură menținerea unui mediu aerob necesar procesului de epu biologică. Din rețea fac parte drenurile, canalele de desecare, can colectoare și guri de vărsare a apei epurate în emisar. Când se a procedeu de irigare prin brazde sau pe fâșii este necesar a se execu rețeaua de desecare; procedeu S.S.P.I. și procedeu prin aspersiun necesită drenaj, deoarece se trimite apă în limitele necesarului. Dren executate sub formă de canale deschise se aplică la solurile nisipoase, permeabile, iar cele închise, prin tuburi ceramice găurite, se prevă solurile slab permeabile (argiloase, argilo-nisipoase cu granule mici etc).

Canalele colectoare și canalele secundare de desecare se exe sub forma unor șanțuri de formă trapezoidală, fiind prevăzute îmbrăcămîni de protecție.

Drenajul închis realizat din tuburi ceramice cu diametrul de 100 mm se amplasează sub fiecare parcelă pe lungimi de până la 100

pe o panta de 0,0025 - 0,005 care asigură viteze ale efluentului de 0,2 - 0,3 m/s.

Pe câmpurile de irigare și de infiltrare se mai prevăd și unele lucrări de întreținere care au rolul de a asigura o desfășurare normală a proceselor de epurare ale apelor uzate, cum ar fi: stăvilare, vane, cămine de vizitare etc. Pentru asigurarea exploatării corespunzătoare ale conductelor și canalelor de irigare se aplică următoarele tipuri: diguri pentru separarea parcelelor cu înălțimea de 0,5 - 1,0 m care pot servi și drept drum de acces ale utilajelor și atelajelor agricole. Lățimea coronamentului este de 2,5 - 3,0 m (se aproximează că lățimea reprezintă 5 - 10% din suprafața parcelelor, constituind circa 5 - 10% din suprafața terenului de 100 ha de teren); plantații pentru a împiedica transportul muștelor, a muștelor etc. În anotimpul friguros, infiltrarea apei pe câmpuri scade sau încetează din cauza înghețării solului. Cu toate că în această perioadă nu se fac culturi, totuși apa uzată evacuată din cenrele populate trebuie să fie evacuată înainte de a fi evacuată în emisar. Pentru localități mici, cu debite mici, cea mai simplă soluție constă în inundarea câmpurilor și înghețarea apei pe suprafața parcelelor care se va infiltra lent în sol în zilele următoare de primăvară. Pe câmpurile mari de irigare din apropierea orașelor populate de mare importanță, irigarea se continuă pe toată perioada rece, utilizând în acest scop, circa 70 - 80% din suprafața totală a parcelelor. Se aplică procedeu de irigare sub gheață care constă în executarea unor brazde de 25 - 30 cm care se umplu cu apă uzată într-un interval de 50 - 60 cm, urmărind a se realiza pe crestele brazdelor un pod de gheață de 20 - 30 cm grosime sub care irigarea se desfășoară în mod normal pe toată perioada rece.

Totuși, primăvara, dezghețarea podului de gheață provoacă înghețarea și înghețarea pregătirii parcelelor pentru însămânțarea culturilor agricole ceea ce constituie un mare neajuns al acestui procedeu de epurare.

Fertilitatea câmpurilor de irigare descrește cu timpul și este necesară ca, cauză, la interval de 20 - 25 ani, pentru regenerarea solului (Imhoff, 1966).

7.2.1.1. Proiectarea câmpurilor de irigare și de infiltrare

Calcululele necesare dimensionării câmpurilor de irigare și de infiltrare se vor efectua având la bază următoarele studii preliminare:

- caracterizarea apelor uzate ca apă de irigație: stabilirea pericolului, eventual, de colmatare, de sărăturare, de alcalinizare, de intoxicare, de infectare a solului etc;
- analiza oportunității aplicării irigațiilor cu ape uzate pentru compensarea deficitului de umiditate;
- stabilirea pretabilității terenului agricol la împrăștierea apelor uzate în câmp:
 - stabilirea culturilor pretabile și a asolamentelor;
 - stabilirea nivelului pânzei freatice și a capacității de epurare a solului;
 - estimarea necesarului de teren;
 - alegerea amplasamentelor și efectuarea investigațiilor pedoameliorative ale solului;
 - stabilirea parametrilor pentru evaluarea fezabilității întregului proiect;
 - alegerea variantei optime.

La stabilirea oportunității aplicării procedurii naturale de epurare biologică a apelor uzate pe câmpuri de irigare și de infiltrare se va avea în vedere, pe de o parte aspectul energetic, iar pe de altă parte volumul de investiții necesare, în comparație cu instalațiile de epurare biologică artificială. În același context trebuie precizat că solul prezintă avantaje față de apele de suprafață. Astfel, cantitatea de oxigen la m^3 de sol este de câteva ori mai mare decât cea conținută într-un m^3 de apă complet saturată cu oxigen. De exemplu, într-un sol nisipos cu 40% porozitate și 50% saturare cu apă, conținutul de aer din sol reprezintă $0,2 m^3/m^3$ de sol. La temperatura de $0^\circ C$ și cu o bună expunere la vânt a solului, cantitatea de

din sol, la adâncimea de 0,5 m este de $0,2 \times 21,1\% = 0,0422 m^3$, adică 0,0603 kg O_2 (Pricop, 1965).

În general, literatura de specialitate precizează că, în mod teoretic, cantitatea de oxigen potențial absorbită de un sol poate fi 2 - 9 tone O_2 /ha zi, variația fiind în funcție de umiditatea solului. Un sol bine aerisit, cu o porozitate optimă datorită unei întrețineri corespunzătoare și care să aibă o capacitate de epurare a substanțelor organice distribuite la suprafața sa, de până la 85% (Ionescu ș.a., 1985). Gradul de epurare biologică naturală prin infiltrare în sol, asigură în filtrat valorile de 2 - 6 mg COD_5/dm^3 , corespunzând cerințelor apelor de suprafață. În instalațiile de epurare biologică artificială se ating, în efluent, valori de 30 - 40 mg COD_5/dm^3 și, mai rar, de 10 - 20 mg CBO_5/dm^3 .

Efectul de epurare al solului se manifestă și prin reținerea de către acesta a unor însemnate cantități de elemente fertilizante care contribuie la creșterea de culturi agricole.

Prin folosirea corectă a apelor uzate în agricultură, termenul de purificare a solului își pierde sensul, după cum fertilizarea solului cu gună de grajd nu poate fi numită impurificare. În cazul depășirii normelor de epurare recomandate sau al existenței în sol a apei din precipitații, este posibilă contaminarea straturilor mai adânci. Condițiile de mediu din solul în care apele uzate sunt favorabile bacteriilor saprofite ca urmare a existenței de spații goale din jurul particulelor de sol cu mare suprafață de contact, condiții aerobe, umiditate suficientă, absența variației de temperatură și lumină. Datorită activității antagonice a bacteriilor saprofite, bacteriile care ajung în sol dispar relativ repede.

Una din problemele importante privind dimensionarea câmpurilor de irigare și de infiltrare, constă în stabilirea cantităților de apă necesare pentru irigare. Determinarea necesarului de apă urmărește satisfacerea nevoilor biologice pentru creșterea culturilor, nevoile pentru ameliorarea sărăturilor (în acest caz), acoperirea pierderilor prin infiltrații de pe terenurile irigate și de pe rețeaua de canale de distribuție, precum și satisfacerea nevoilor proprii tehnologice (spălarea canalelor colmatare, spălarea solului de stocare etc.)

Necesarul de apă specific se determină prin metoda bilanțului apei în sol, în conformitate cu prevederile STAS 1343/4-89. Acest necesar specific de apă care trebuie aprovizionat de sistemul de alimentare cu apă se determină cu următoarea relație:

$$D = E_p - 10 \cdot P - F - R_i - R_f \quad (7.7)$$

În care:

- D - reprezintă necesarul de apă specific, denumit în cazul amenajărilor pentru irigații și deficit, în $m^3/\text{lună} \cdot \text{ha}$; se determină pe intervale de o lună, pe șirul de ani și perioadei de calcul;
- E_p - evapotranspirația potențială, în $m^3/\text{lună} \cdot \text{ha}$; se calculează în condițiile existenței în sol a unei umezeli optime și pentru cultura plantelor care se preconizează;
- P - precipitațiile utile care pot fi reținute în sol, în $\text{mm}/\text{lună}$;
- F - aportul de apă din pânza freatică, în $m^3/\text{lună} \cdot \text{ha}$;
- R_i - rezerva de apă din sol, la începutul lunii, în m^3/ha ;
- R_f - idem, la sfârșitul lunii, în m^3/ha .

În cazul în care datele din relația (7.7), calculate în conformitate cu Instrucțiunile tehnice ale Ministerului Agriculturii, conduc la valoarea lui D cu semn negativ, în calcule, această valoare, se consideră zero.

Bilanțul apei în sol se poate stabili și pentru intervale mai mici de o lună. În special la rezolvarea problemelor de exploatare ale sistemelor de irigații.

Necesarul de apă specific udărilor de spălare în vederea ameliorării sărăturilor, se calculează pe baza elementelor experimentale în corelație cu proprietățile solurilor, circulația apelor subterane etc. Pierderile de apă pe terenurile irigate se determină pe baza caracteristicilor metodelor de împrăștiere (udare) preconizate (inundare, scurgere la suprafață, aspersiune etc), a proprietăților solurilor și a straturilor suport, cu precizarea că, limita maximă a acestor pierderi să nu depășească 15% din necesarul de apă total al sistemului de alimentare cu apă.

pe baza determinării elementelor ale sistemului de alimentare cu apă și debitul lunar de calcul (D_c) care se determină, fie prin alegerea duratei maxime a cerinței de apă din anii asigurați în ciclul de ani de calcul (minimum 20 ani), fie printr-un calcul tehnico-economic adecvat. Necesarul de apă se determină cu ajutorul relației (7.7), la care se adaugă necesarul de apă pentru satisfacerea nevoilor tehnologice proprii și necesarul de apă pe terenurile irigate. Cerința de apă în anii neasigurați se determină pe bază de calcule tehnico-economice care, obligatoriu, vor avea în vedere cheltuielile necesare pentru asigurarea apei în strânsă legătură cu aspectele sociale și economice asupra sistemului.

Dimensionarea sistemului de alimentare cu apă se face pe baza debitului (q), în $\text{dm}^3/\text{s} \cdot \text{ha}$, calculat cu relația:

$$q = \frac{D_c}{T} \quad (7.8)$$

unde T este durata în secunde, de distribuire a apei pe parcursul unei luni de regulă, diferă de la obiect la obiect în cadrul sistemului de alimentare cu apă.

În cazul când se utilizează ape uzate ca ape de irigații și în lipsa acestora necesare pentru determinarea bilanțului apei în sol, dimensiunile sistemelor de irigare și de infiltrare, precum și a instalațiilor de alimentare cu apă și de desecare, se va face pe baza normelor de irigare, a normelor de udare și a normelor de infiltrare.

Norma de irigare (N_i) reprezintă cantitatea de apă, în m^3 , care poate fi aplicată pe un ha de teren în timp de o zi. Această normă variază în funcție de cultura și de natura solului.

Norma de udare (N_u) reprezintă cantitatea de apă, în m^3 , care poate fi aplicată pe un ha de teren, la o singură udare. De exemplu norma de udare de circa 50 mm/ha în trei reprize pe zi, reprezintă o normă de irigare de circa 150 mm ($1.500 m^3/\text{ha} \cdot \text{zi}$). Norma de udare trebuie stabilită pentru fiecare tip de sol cu luarea în considerare a deficitului de umiditate și a necesarului de apă al culturilor.

Norma de infiltrare (N_f) reprezintă cantitatea de apă, în m^3 , care este trimisă pe un ha de teren în timp de o zi, în vederea epurării biologice a apelor uzate. Valoarea acestei norme va fi condiționată numai de caracteristicile solului.

În tabelul 7.2. se indică normele de udare și de irigare pentru diverse culturi (Pricop și Salay, 1965).

Tabelul 7.2.

Norme de udare și de irigare cu ape uzate în funcție de culturi

	Cultura	Norma de udare (m^3/ha)		Norma de irigare ($m^3/ha \cdot zi$)
		de la	până la	
Culturi principale	1. Cereale-toamnă	200	300	300
	2. Cereale-primăvară	200	450	450
	3. Rapiță-toamnă	250	500	1.500
	4. Cartofi timpurii	200	400	800
	5. Cartofi mijlocii	200	400	600
	6. Cartofi târzii	200	400	600
	7. Sfeclă	400	500	1.500
	8. Trifoi	500	600	3.000
	9. Porumb	500	750	4.000
	10. Fânete	500	750	4.000
	11. Pășuni	500	750	7.000
Culturi intercalate	1. Secară-nutreț	200	400	1.000
	2. Porumb-nutreț	400	600	1.500
	3. Trifoi	400	600	1.500

Normele de udare din tabelul 7.2. au în vedere realizarea eficientă de epurare a solului, iar normele de irigații cu ape uzate s-au determinat strânsă legătură cu asolamentele.

Normele de infiltrare (N_f), conform cercetărilor efectuate în fostă Uniunea Sovietică (Jukov, 1969), sunt prezentate în tabelul 7.3. Fiind variabile pentru zone cu precipitații medii de 300 - 500 mm/an.

Tabelul 7.3.

Normele de infiltrare cu ape uzate decantate

Temperatura medie a aerului $O^{\circ}C$	Norma de infiltrare, $m^3/ha \cdot zi$ la o adâncime a apelor subterane de:		
	1,5 m	2,0 m	3,0 m
până la 3,5	50	55	60
3,5 - 6	65	70	75
6 - 11	70	75	85
până la 3,5	80	85	100
3,5 - 6	90	100	120
6 - 11	100	110	130
până la 3,5	120	140	180
3,5 - 6	150	175	225
6 - 11	160	190	235

Observație: Pentru zonele unde precipitațiile medii sunt de 500 - 700 mm/an, normele din tabelul 7.3 se vor reduce cu 15 - 25%, iar pentru zonele cu precipitații mai mari de 700 mm/an, procentul de reducere va fi de 25 - 35%; limita inferioară se aplică solurilor nisipoase, iar cea superioară solurilor nisipoase.

Suprafața totală necesară pentru amenajarea câmpurilor de irigare și de rezervație, se compune din suprafața utilă (irigată), suprafața de rezervă și suprafața din câmpurile de infiltrare necesară în perioadele de timp când nu este posibilă irigația, precum și o suprafață suplimentară necesară pentru amenajarea digurilor, a drumurilor, a canalelor de distribuție și de desecare.

Suprafața totală (A_t), în ha, se determină cu relația:

$$A_t = A_i + A_r + A_d \quad (7.9)$$

unde A_i - suprafața câmpurilor de irigare, în ha;

A_r - suprafața câmpurilor de infiltrare (de rezervă), ha;

A_d - suprafața necesară digurilor, drumurilor etc., în ha.

Suprafața câmpurilor de irigare se calculează astfel:

$$A_i = \frac{Q_{uz}}{N_f} \quad (7.10)$$

în care:

Q_{uz} - debitul apelor uzate decantate (mediu zilnic), în m^3/zi ;

N_i - norma de irigare, în $m^3/ha \cdot zi$.

Suprafața câmpurilor de infiltrare se poate determina, în calcul preliminar, sub formă procentuală raportată la suprafața irigată, adică:

$$A_f = (15 - 50\%)A_i \quad (7.11)$$

Această suprafață se poate determina mai riguros cu ajutorul relației:

$$A_f = \alpha \frac{Q_{uz}}{N_f} = \alpha \frac{A_i N_i}{N_f} \quad (7.12)$$

în care:

α - este un coeficient care exprimă partea din debitul total de apă uzată ce se distribuie pe câmpurile de infiltrare. Valoarea acestui coeficient este cu atât mai mică, cu cât temperatura medie anuală a zonei respective este mai ridicată și cu cât culturile de pe câmpurile de irigație sunt mai diversificate; orientativ, se consideră următoarele valori: pentru temperatura medie anuală sub $5^\circ C$, $\alpha=0,75$ pentru $T=10^\circ C$ și $\alpha=0,5$ pentru $T=15^\circ C$.

Q_{uz} , N_i , N_f , A_i - notațiile cunoscute.

La un raport $N_i/N_f=0,3$ și $\alpha=0,5$, suprafața câmpurilor de infiltrare reprezintă 15% din A_i , iar la un raport $N_i/N_f=0,5$ și $\alpha=1$, această suprafață va fi de 50%.

Suprafața necesară construcțiilor auxiliare reprezintă:

$$A_d = k(A_i + A_f) \quad (7.13)$$

unde k este un coeficient care ține seama de suplimentarea suprafețelor necesare, datorită amenajărilor de lucrări auxiliare (diguri, drumuri etc.); orientativ, valoarea lui $k=0,15 - 0,25$, dar poate ajunge și la 0,50 în cazul terenurilor cu relief accidentat, cu pante de 0,02 - 0,03, când parcelele vecine au înălțimi diferite.

În timpul iernii, după înghețarea parțială a solului, infiltrarea apei în teren devine extrem de lentă, ceea ce favorizează formarea unui strat de gheață sub suprafața de gheață. Grosimea acestui strat se calculează cu ajutorul relației:

$$h_g = \frac{\beta \cdot Q_{uz} \cdot T_i}{\gamma \cdot A_{in}} + h_0 \quad (7.14)$$

unde β - este un coeficient care exprimă valoarea filtrației apelor uzate pe suprafața de gheață în timpul de iarnă; se consideră 0,3 - 0,75 pentru soluri argiloase și 0,6 - 0,75 pentru solurile nisipoase;

T_i - durata perioadei de îngheț, în zile;

γ - greutatea specifică a gheții, circa $0,9 t/m^3$;

A_{in} - suprafața pe care se continuă irigarea în timp de iarnă, fiind considerată la 75 % din A_i , în m^2 ;

h_0 - grosimea stratului de zăpadă ce se depune pe suprafața gheții, circa 0,10 m.

Înălțimea stratului de gheață calculat cu relația (7.14) va trebui să nu depășească 0,7 - 0,8 m pentru a nu rezulta înălțimi mari necesare digurilor și pentru ca această condiție nu este îndeplinită se va aplica procedeul de irigație sub gheață, așa cum s-a descris mai înainte).

Rețeaua de distribuție a apelor uzate, alcătuită dintr-un canal principal și din canale de distribuție (de irigare) se calculează cu ajutorul formulelor cunoscute din hidraulică în ipoteza mișcării uniforme, iar viteza în canale trebuie să excludă posibilitatea colmatării canalelor sau a erodării pereților.

Debitul de calcul ce revine unei parcele de un ha va fi evidențiat de următoarea relație:

$$q_i = \frac{1000 \cdot \alpha \cdot N_i \cdot t}{3600 \cdot t_d} \quad (7.15)$$

în care:

- q_i - debitul de irigare (hidromodulul), în $\text{dm}^3/\text{s}\cdot\text{ha}$;
- N_i - norma de irigare, în $\text{m}^3/\text{ha}\cdot\text{zi}$;
- t - perioada între două udări succesive, în zile (cca. 5 zile);
- t_d - norma de udare, în ore (se consideră 1 h pentru un ha).

Debitul calculat cu relația (7.15) se compară cu debitul orar maxim al apelor uzate și dacă acesta va fi mai mare, rețeaua de distribuție se dimensionează cu ultimul debit.

Rețeaua de desecare se dimensionează la debitul apelor evacuate de pe parcelă cu suprafața de un ha, având în vedere intervalul de timp în care se produce desecarea, utilizându-se relația:

$$q_d = \frac{1000 \cdot \alpha \cdot N_i \cdot t \cdot n}{86400 \cdot t_d} \quad (7.16)$$

în care:

- q_d - debitul de desecare colectat de pe suprafața unui ha de parcelă (modulul de scurgere), în $\text{dm}^3/\text{s}\cdot\text{ha}$;
- α - coeficient de infiltrație în sol, care se adoptă de obicei cu valoarea de 0.5 (restul de apă se consideră absorbită de plante și se pierde prin evaporare la suprafața solului);
- N_i, t - notațiile din relația (7.15);
- n - coeficient care ține seama de pătrunderea neuniformă a apei în rețeaua de drenaj și care se consideră cu valoarea de 1,5;
- t_d - timpul în care are loc evacuarea apei prin rețeaua de desecare, în zile (circa (0,4 - 0,5)·t).

Debitul de calcul al unui dren se calculează cu relația:

$$Q_d = q_d \cdot A_d \quad (7.17)$$

A_d reprezintă suprafața, în ha, deservită de un singur dren care se calculează astfel:

$$A_d = \frac{L \cdot b}{10000} \quad (7.18)$$

L - lungimea drenului, în m (nu trebuie să depășească 120 m);

b - distanța între drenuri, în m;

n - distanța, în m, dintre drenurile sau șanțurile de desecare se determină astfel:

$$b = 632 \cdot (H - h) \cdot \sqrt{\frac{k}{q_d}} \quad (7.19)$$

H - adâncimea la care se așează drenajul, în m (se apreciază

adâncimi de 1,2 - 1,5 m pentru drenajul închis și adâncimi de 1,5 - 2,0 m pentru canale de desecare);

h - adâncimea de drenare, în m (circa 0,60 m pentru fâneață, circa 1,0 m pentru legume etc.);

k - coeficient de permeabilitate (infiltrație), în cm/s, (circa 1,0 -

0,1 cm/s pentru nisip și circa 0,004 - 0,001 cm/s pentru soluri argilo-nisipoase);

q_d - modulul de scurgere, în $\text{dm}^3/\text{s}\cdot\text{ha}$.

Pentru calculele preliminare, distanța între drenuri se poate lua de 8 -

10 m în soluri argilo-nisipoase, de 12 - 15 m în soluri nisipo-argiloase și de 15 - 20 m în soluri nisipoase.

7.2.2. Iazuri biologice (de stabilizare)

Iazurile biologice, denumite și iazuri de oxidare (de stabilizare) sau bazine, se prezintă sub forma unor bazine de apă amenajate în depresiuni naturale cu adâncimi de 1,0 - 2,0 m, unde are loc epurarea biologică a apelor uzate pe baza unor procese asemănătoare autoepurării apelor.

Iazurile biologice, corect proiectate, executate și exploatare, pot asigura eficiențe de epurare mari cu costuri de investiții și mai ales de exploatare, reduse atunci când există terenuri disponibile inapte pentru alte construcții.

Oxigenul necesar evoluției aerobe a proceselor biochimice este furnizată prin reaerarea naturală și prin acțiunea de fotosinteză a algelor din iazuri. Din acest motiv, suprafața iazului constituie un parametru de mare importanță care favorizează pătrunderea oxigenului în toată masa apei din iaz, la acest proces participând și curenții vântului care produc amestecarea straturilor de apă de la diferite adâncimi. Pentru aceeași adâncime a iazului, cu cât suprafața acestuia este mai mare, cu atât efectul amestecului generat de vântului se va extinde la o adâncime mai mare.

Adâncimea iazurilor biologice este determinată și de forța de penetrație a razelor solare, fiind recomandabil să se adopte adâncimi de 0,75 - 1,25 m, deși în mod curent aceste adâncimi se consideră de 1,0 - 2,0 m. La iazuri cu adâncimi mai mari de 1,0 m, fermentarea nămolului depus pe fund se face în condiții anaerobe, ceea ce poate crea o zonă cu evoluția de gaze cu mirosuri neplăcute.

Diversitatea proceselor fizice, chimice și biochimice ce au loc în iazurile biologice (sedimentare, bioflocularea, oxidarea aerobă, fermentarea biologică, fotosinteza etc), nu pot fi complet controlate în exploatare, deoarece desfășurarea lor este în funcție de condițiile climatice (temperatură, precipitații, vânt, luminozitate, stratul de gheață de la suprafața iazului etc), de timpul de retenție, de compoziția și debitul apelor uzate, de grosimea stratului de nămol depus în iaz etc.

Literatura de specialitate (Gioyna, 1972) recomandă ca în zonele unde se înregistrează variații mari de temperatură (vara și iarna), adâncimea iazului unde se trimit ape uzate, epurate mecanic, poate să ajungă la 2-3 m.

La proiectarea iazurilor biologice sunt necesare următoarele elemente preliminare:

- studii calitative și cantitative asupra apelor uzate;
- studii hidrologice și meteorologice efectuate în zona de amplasare a iazurilor, din care să rezulte: temperatura medie a aerului, vântul dominant, gradul de acoperire a cerului, luminozitatea, evaporarea, precipitațiile etc;
- studii topografice și geotehnice (adâncimea la care se află plaja freatică, duritatea rocilor, porozitatea solului etc);
- condițiile de evacuare, posibilitățile de reutilizare a apei epurate, combaterea mirosurilor, a muștelor, rozătoarelor etc;
- posibilitățile tehnice de recirculare a apei pentru asigurarea unui mediu aerob în iaz, sau utilizarea aerării artificiale cu ajutorul aeratoarelor mecanice amplasate în diferite puncte pe suprafața iazului.

Dimensionarea iazurilor biologice se efectuează pe baza încărcării organice de suprafață (l_{OA}), exprimată în kg CBO₅/ha·zi, sau pe baza încărcării organice în funcție de numărul de locuitori. Valorile acestor încărcări organice sunt prezentate în tabelul 7.4.

Tabelul 7.4

Parametrii de dimensionare a iazurilor biologice în funcție de condițiile climatice

Nr. crt.	Condiții climatice	l_{OA} (kg CBO ₅ /ha·zi)	Încărc. în loc. (nr. loc/ha)	Timp de retenție (zile)
1.	Temperaturi moderate vara; strat de gheață circa 4 luni/an	40 - 50	30 - 1.000	60 - 100
2.	Temperaturi moderate mare parte din an, mai ridicate vara; strat de gheață ocazional, fără înnoirări prelungite	50 - 100	100 - 2.000	30 - 60

Notă: Valorile din tabelul 7.4 au fost stabilite în următoarele ipoteze: timpul de retenție pentru apele uzate decantate se va reduce cu 50%; pierderea de apă prin evaporare și exfiltrare este acoperită de apele din precipitații; debitul specific al apelor uzate

este 100 dm³/loc·zi, având o încărcare organică de 50 g CBO₅/loc·zi.

Timpul de retenție al apei în iaz, în zile, se determină cu relația:

$$T = \frac{V}{Q} \quad (7.20)$$

unde:

V - volumul util al iazului, în m³;

Q - debitul mediu zilnic al apelor uzate, în m³/zi.

Volumul util al iazurilor biologice, în m³, se calculează ținând seama de factorul de temperatură și de viteza de oxidare a materiilor organice cu ajutorul relației:

$$V = 3,5 \cdot 10^{-5} \cdot F_1 \cdot \theta^{(35-t)} \quad (7.21)$$

unde:

F₁ - factorul de încărcare organică, în mg CBO₅/zi;

θ - coeficientul de temperatură al reacției, (θ = 1,085), care se calculează în funcție de viteza de oxidare a materiilor organice (θ^(35-t) = K₃₅/K_t; în calcule s-a avut în vedere temperatura apei de 35°C);

t - temperatura medie a apei din iaz în luna cea mai rece a anului, în °C.

Factorul de încărcare organică se stabilește prin relația:

$$F_1 = N \cdot q \cdot L_0 = Q \cdot L_0 \quad (7.22)$$

unde:

N - numărul de locuitori;

q - debitul specific al apelor uzate, în dm³/loc·zi;

L₀ - CBO₅-ul apelor uzate introduse în iaz, în mg O₂/dm³.

Suprafața iazului biologic se poate determina cu ajutorul relației (7.21) care se raportează la adâncimea impusă, sau se poate calcula cu relația:

$$A = \frac{F_1}{l_{0A}} \quad (7.23)$$

în care l_{0A} este încărcarea organică de suprafață, în kg CBO₅/ha·zi care se ia din tabelul 7.4.

În cazurile în care apele uzate conțin substanțe greu biodegradabile sau toxice, volumul și suprafața iazurilor se suplimentează corespunzător pe baza rezultatelor experimentale.

Iazurile biologice pot fi alcătuite din unul sau mai multe compartimente, în cazul din urmă, compartimentele sunt legate în serie sau în paralel.

Soluția frecvent aplicată este cu compartimentele legate în serie, întrucât se obține un grad ridicat de epurare; primul compartiment este împărțit în două, cu funcționare alternativă, pentru a permite curățarea lor periodică (la intervale de 2-3 ani), iar ultimele compartimente sunt populate cu pește (aici cantitatea de oxigen trebuie să fie în permanență de peste 3 mg O₂/dm³).

Sistemul de amplasare în paralel a iazurilor biologice prezintă avantajul unei flexibilități mai mare în exploatare, asigură o distribuție mai uniformă a încărcării organice, temperaturii și pH-ului apelor uzate.

Admisia apelor uzate se recomandă a se face prin mai multe puncte, folosind conducte imersate la 20-30 cm sub nivelul apei, în felul acesta se vor evita apariția de zone moarte, acolo unde se manifestă intens procesele de fermentare anaerobă.

Evacuarea apei din iaz este indicată a se efectua printr-un sistem de conducte și armături care să permită captarea apei de la diferite adâncimi; de asemenea, se vor prevedea conducte de golire a iazului. În cazul în care dezvoltarea algelor este foarte puternică, la evacuare se va prevedea o instalație de reținere a acestora.

Pentru o bună exploatare a iazurilor (remedieri, curățiri etc.) trebuie ca între compartimentele iazurilor să se prevadă posibilitatea de a scoate

scut a compartimentelor care impun asemenea lucrări. De asemenea, necesare conducte de by-pass aferente ultimelor compartimente, acolo unde se află crescătoriile de pești, pentru a nu compromite producția de pește în perioadele când apele uzate sosesc cu încărcări organice în depășirea celor normale luate în calcul.

Se recomandă ca, periodic, digurile și stăvilarele dintre compartimente să fie controlate și remediate, iar vegetația de pe taluzuri să fie permanent tăiată, cea în exces fiind îndepărtată. Digurile de separare a compartimentelor vor avea lățimi corespunzătoare pentru a se putea circula ușor în vederea operațiilor de curățire a iazurilor.

Iazurile biologice și-au găsit o largă răspândire în S.U.A., R.F.G. și în Japonia, fiind avantajoase, în special pentru apele uzate din centrele industriale, unde sunt mai mici, cu debite de până la 3000 m³/zi.

7.3. EPURAREA BIOLOGICĂ ARTIFICIALĂ

Epurarea biologică artificială a apelor uzate constituie treapta finală a unei stații de epurare, iar necesitatea ei a rezultat din cerințele tehnico - economice și din greutățile întâmpinate la epurarea biologică naturală. Ultimele aspecte se referă la necesitatea unor suprafețe mari de teren, în special pentru epurarea debitelor mari de ape uzate, dependența gradului de epurare de factorii naturali (natura solului, climă, temperatura etc), precum și de imposibilitatea reglării procesului la cerințele calitative ale apelor uzate.

Epurarea biologică artificială se realizează, așa cum s-a arătat, în bazine biologice și în bazine cu nămol activat, fiind urmate, spre deosebire de epurarea biologică naturală, de o decantare secundară unde se rețin produsele de metabolism ale procesului biochimic (membrana biologică, nămolul activat).

7.3.1. Filtre biologice

Procedeele de biofiltrare reprezintă cea mai veche metodă a epurării biologice a apelor uzate, fiind aplicată în practică de peste opt decenii. Inițial, filtrele pentru ape uzate, constituiau o adaptare a filtrelor de nisip pentru tratarea apei. Apele uzate erau trecute lent prin filtrul cu strat de nisip grosier în care se dezvoltau microorganisme capabile să rețină și să degradeze materiile organice. Necesitatea de a putea aplica încărcări organice mai mari pe unitatea de volum, a dus la folosirea pietrișului mărgăritar, a prundișului, și în final, a pietrei sparte de dimensiuni, relativ mari. Tendința este de a se trece, în viitor, la folosirea unor umpluturi de material plastic, care să înlocuiască piatra.

Din punct de vedere funcțional, filtrele biologice sunt instalații robuste în funcționare, cu consum relativ mic de energie, nu necesită control riguros de laborator și deci, pot funcționa fără un personal cu calificare superioară. Totuși, având capacitatea de epurare limitată de volumele specifice, relativ mari ale construcției, filtrele biologice sunt recomandate pentru stațiile de epurare de capacitate mică și mijlocie, larg utilizate în condițiile urbanizării rapide a localităților din țara noastră.

După modul de funcționare, filtrele biologice se împart în filtre biologice de contact (cu funcționare discontinuă) și filtre biologice percolatoare sau cu picurare (cu funcționare continuă).

După eficiența și randamentul lor, se deosebesc două tipuri principale de filtre biologice picurătoare: de mică încărcare și de mare încărcare. În primele, încărcarea hidraulică este mică, de 1 - 4 m³/m²-zi, iar timpul de contact între apa uzată și pelicula biologică este relativ mare, putându-se realiza o eficiență de circa 80%, iar prin recircularea apei, până la 90%. În filtrele biologice de mare încărcare hidraulică, de peste 100 m³/m²-zi, randamentul este mare deoarece pot epura cantități mai mari de apă uzată, însă, timpul de contact între apa uzată și microorganisme fiind mic, eficiența este de numai 65 - 75%. Pe lângă acestea, mai există și alte tipuri de filtre biologice care vor fi descrise în continuare. Filtrele biologice de contact datorită productivității reduse și a costului ridicat, nu se mai folosesc

at. Filtrele cu funcționare continuă sunt, așa cum s-a arătat, de diferite dimensiuni, însă toate au același principiu de funcționare. Astfel, apele uzate, în mod obișnuit epurate mecanic, ajung, gravitațional sau prin pompare, la stațiile de distribuție care asigură o repartitie continuă și uniformă a apelor uzate pe suprafața materialului filtrant. Lichidul se prelinge pe suprafața materialului filtrant sub forma unui strat subțire care înaintează de la stratul superior spre stratul inferior, până ajunge la baza biofiltrului de contact. Prin intermediul unor rigole, apa epurată biologic este dirijată în canalele de colectare secundar.

Reținerea substanței organice din apa uzată se efectuează, în primul rând, la nivelul peliculei biologice, formată, așa cum s-a arătat la început, din pelicula de apă și din pelicula de aer. Reținerea particulelor sau a părților componente ale stratului filtrant, se realizează prin intermediul activității metabolice ale microorganismelor existente în pelicula biologică. Reținerea peliculei biologice este absorbit din aerul existent în spațiile

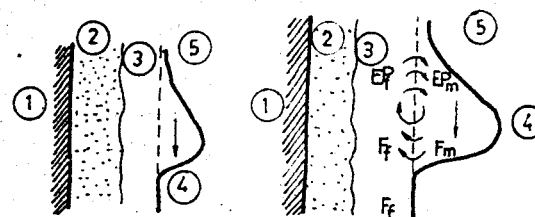


Figura 7.8. Modelul curgerii apei în biofiltru și modelul transferului substanțelor organice

- 1 - piatră (umplutură); 2 - pelicula biologică;
- 3 - apa fixată; 4 - stratul de apă în mișcare;
- 5 - aer

elemente, în proporție directă cu deficitul acesti gaz din lichid, la aer - apă. Prin difuzie el pătrunde în interior, în stratul de lichid până la suprafața peliculei, fiind caracterizat, totuși, ca un proces guvern timer de gradientii de concentrație.

Schematic, procesul de filtrare este arătat în figura 7.8. (după Kinney, 1962). Apa distribuită pe toată suprafața biofilmului este dirijată prin intermediul unor dozatoare, în șarje, caracterizate de o mică pauză între două udări succesive. Ca urmare lichidul sosește pe materialul filtru în valuri brusce și apoi îl părăsește lăsând în urmă un strat din ce în ce mai subțire și care se deplasează mai încet. Deplasarea undei (valului) de apă provoacă un fenomen de turbulență, care produce, la interfața aer-lichid, înlocuirea straturilor saturate în oxigen cu straturile inferioare nesaturate, proces denumit, în mod obișnuit "reînnoirea suprafeței", favorizând astfel transferul de oxigen spre pelicula biologică. Cantitatea totală de oxigen transferabil unității de volum de biofiltru, pe unitatea de timp, este corelată direct cu suprafața filmului (peliculei) biologic expus la curentul continuu de aer alimentat. În mod indirect, suprafața filmului biologic este dependentă de suprafața liberă a granulelor de umplutură a biofiltrului.

Apa care se prelinge pe suprafața peliculei biologice conține o cantitate de materie organică ce trebuie eliminată. Acest lichid se amestecă parțial cu "stratul de apă fixat" la suprafața peliculei biologice.

Dacă concentrația materiei organice din stratul fixat este mai mare decât în stratul de apă în mișcare, materia organică va fi transferată în apă, și invers, iar dacă situația este inversă, materia organică va fi transferată în apă curgătoare, a cărei concentrație va crește. Transferul cel mai rapid are loc când concentrația substanțelor organice, în valul de apă care sosește, este mai mare și cea în stratul de apă fixat este minimă. Microorganismele din pelicula biologică reduc concentrația materiei organice din stratul fixat, o parte din aceasta fiind transformată în substanțe celulare (îngroșarea peliculei) și o altă parte este oxidată pentru obținerea de energie necesară sintezei. Viteza activității microbiene este direct proporțională cu concentrația substanțelor organice. Straturile superioare ale umpluturii biofiltru primesc cea mai mare concentrație de substanțe organice, aici fiind cea mai intensă activitate biochimică, după care, treptat, viteza activității microbiene scade pe măsură ce se ajunge spre straturile inferioare ale biofiltrului biologic.

Viteza de oxidare a substanțelor organice scade cu timpul (adâncimea biofiltrului) și este imposibil ca toată cantitatea de materie organică să

fi oxidată; pentru aceasta ar trebui o înălțime infinită, ceea ce, practic, este imposibil de realizat.

Cu cât perioada de contact între apa reziduală și suprafața peliculei biologice este mai scurtă, respectiv, biofiltrul este mai puțin înalt, iar încărcarea hidraulică este mai mare, cu atât va fi mai mare concentrația în materie organică a efluentului evacuat din filtrul biologic.

Pe de altă parte, cu cât apa uzată va fi mai încărcată în materie organică, cu atât și viteza transferului de masă organică va fi mai mare și, ca consecință, viteza de creștere a peliculei biologice va fi sporită. Aceasta duce la o stimulare a dezvoltării biomasei în așa natură, încât concentrația de oxigen disponibilă va fi consumată, iar biofiltrul devine anaerob. În asemenea cazuri se folosește diluarea apelor uzate brute cu ape curate.

O dezvoltare exagerată a peliculei biologice poate duce la colmatarea spațiilor dintre elementele umpluturii filtrului biologic și apariția muștelor și a altor insecte. În acest context, se face precizarea că eficiența filtrului este minimă atunci când pelicula biologică este de mai mare grosime sau când este complet de pe suprafața umpluturii și, crește la maximum, când pelicula biologică nu va permite variații mari de eficiență.

Gradul de eficiență a biodegradării substanțelor organice va depinde de structura biologică a peliculei, de suprafața acesteia care depinde de dimensiunile și forma elementelor de umplutură, de încărcarea hidraulică, de durata de retenție a apei uzate în filtrul biologic care depinde de dimensiunea acestuia, de concentrația substanțelor organice în apa uzată, de temperatura apelor uzate etc.

Relațiile teoretice care iau în considerare toți parametrii arătați mai sus sunt destul de complexe nefiind utilizate în calculele de proiectare deoarece verificarea lor experimentală nu este încă clară.

Cercetările experimentale întreprinse de Eckenfelder (1970) au stabilit că eficiența de îndepărtare, prin oxidare, a materiilor organice în filtrele biologice, fără recirculare, poate fi reprezentată prin relația:

$$\frac{L_e}{L_0} = e^{-\left[\frac{KH^{(1-m)}}{I_h^n} \right]} \quad (7.24)$$

în care:

L_e - este CBO_5 -al efluentului, în mg/dm^3 ;

L_0 - CBO_5 al influentului, în mg/dm^3 ;

e - baza logaritmilor naturali = 2,718;

K - constanta vitezei de eliminare a materiilor organice care este în funcție de suprafața specifică a umpluturii și de caracteristicile apei uzate;

H - înălțimea stratului filtrant, în m;

I_h - încărcarea hidraulică a biofiltrului, în $m^3/m^2 \cdot h$;

n - constantă care este funcție de suprafața specifică și de natura materialului filtrant;

m - constantă a înălțimii filtrului biologic (H) care exprimă distribuția membranei pe înălțimea filtrului.

Această relație definește specificul epurării în filtrul biologic unde eficiența scade pe măsură ce apa uzată se apropie de baza filtrului, acolo unde membrana biologică este mai puțin populată în microorganisme și mai puțin eficientă; pe de altă parte, prin creșterea încărcării hidraulice membrana biologică este eliminată rapid de filtru.

Înălțimea biofiltrului este în medie de 2,0 m, din care numai pe primul metru se dezvoltă o peliculă biologică continuă. În ipoteza că materialul de umplutură prezintă o dimensiune cunoscută, suprafața peliculei biologice devine o funcție definită pe înălțimea filtrului, iar activitatea ei nu poate fi considerată uniformă pe întreaga înălțime, așa cum s-a arătat mai sus.

Din aceste considerente, formulările matematice privind eficiența filtrelor biologice trebuie completate cu diferiți indici de corecție a căror mărime se stabilește prin cercetări experimentale.

În vederea prevenirii acumulării excesive de peliculă biologică și respectiv de material mineralizat, ceea ce atrage după sine o reducere corespunzătoare a eficienței filtrului biologic, se procedează la mărirea vitezei de filtrare prin recircularea efluentului. Recircularea va servi și

la încărcării organice ale apelor uzate care depășesc $300 mg/dm^3$.

Prin diluție, se realizează o uniformizare, prin diluție, a încărcării filtrului.

Factorul unui filtru biologic cu recirculare este rezultatul sumei dintre debitul de recirculare Q_r și debitul influentului brut Q_c . Raportul de recirculare este dat de relația:

$$R = \frac{Q_r}{Q_c} \quad (7.25)$$

unde:

- debitul de recirculare, în m^3/zi ;

- debitul de calcul maxim zilnic, în m^3/zi .

Efectul cantitativ și calitativ al recirculării va fi determinat de factorul hidraulic și factorul biologic al recirculării.

Factorul hidraulic al recirculării pune în evidență că în orice

filtru, într-un filtru cu recirculare, există o fracțiune de lichid $Q_c/(Q_r+Q_c)$

care trece pentru prima oară prin filtru, iar o altă fracțiune, care era anterior

într-o trecere, în momentul considerat este la a doua trecere. Numărul

de treceri, respectiv factorul hidraulic al recirculării, la orice moment

poate fi o serie, care poate fi scrisă sub forma:

$$F_h = \frac{1 \cdot Q_c}{Q_c + Q_r} + \frac{2 \cdot Q_c}{Q_c + Q_r} \cdot \frac{Q_c}{Q_c + Q_r} + \frac{3 \cdot Q_c}{Q_c + Q_r} \cdot \frac{Q_c}{Q_c + Q_r} \cdot \frac{Q_c}{(Q_c + Q_r)^2} + \dots \quad (7.26)$$

Întrucât $Q_c/(Q_c+Q_r)$ este dat factor comun, efectuând apoi operațiile

se obține expresia factorului hidraulic al recirculării sub forma:

$$F_h = 1 + \frac{Q_r}{Q_c} \quad (7.27)$$

Factorul biologic al recirculării indică proporția de materie organică

care trece la fiecare trecere a apei prin filtru. Numărul mediu de treceri ale

materiei organice prin filtru, respectiv factorul biologic al recirculării (Fair și Geyer, 1956), este dat de seria:

$$F_b = \frac{1 \cdot Q_c \cdot f^0}{Q_c + Q_r} + \frac{2 \cdot Q_c \cdot f^1}{Q_c + Q_r} \cdot \frac{Q_r}{Q_c + Q_r} + \frac{3 \cdot Q_c \cdot f^2}{Q_c + Q_r} \cdot \frac{Q_r^2}{(Q_c + Q_r)^2} + \dots \quad (7.28)$$

Făcându-se operațiile necesare aferente formulării matematice ale seriilor, se obține ecuația:

$$F_b = \frac{1 + \frac{Q_r}{Q_c}}{\left[1 + (1-f) \frac{Q_r}{Q_c}\right]^2} \quad (7.29)$$

sau

$$F_b = \frac{F_h}{(1+0,1 \cdot R)^2} \quad (7.30)$$

Valorile coeficientului f care indică, prin diferența $(1-f)$, proporția de materie organică eliminată la fiecare trecere, variază în limitele de 0,81 și 0,95 (în relația (7.30) s-a admis $f = 0,9$, adică 10% de materie organică se elimină la fiecare trecere a apei prin filtru).

Dacă relația (7.29) este derivată în raport cu coeficientul de recirculare, păstrând pe f constant, se află valoarea lui Q_r/Q_c corespunzătoare valorii maxime a factorului biologic al recirculării, adică $F_{b \max}$ va fi calculat cu relația:

$$\frac{Q_r}{Q_c} = \frac{2 \cdot f - 1}{1 - f} \quad (7.31)$$

Pentru rapiditatea calculelor se poate utiliza graficul din figura 7.9 întocmit de Consiliul Național al Cercetării din S.U.A. (N.C.R. - National Research Council).

Recircularea este necesară, în special, la filtrele biologice cu mări organice mari și la cele în două trepte, iar raportul de recirculare comandă cu valori de 0,5 - 3,0.

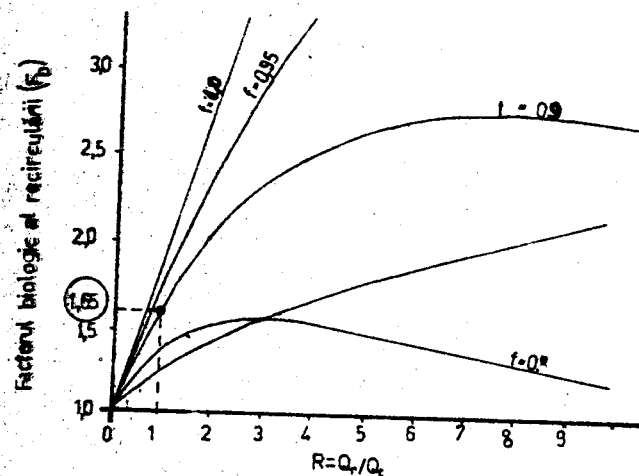


Figura 7.9. Relația între factorul biologic al recirculării și raportul de recirculare pentru diferite valori ale lui f

Exemplu:

Pentru un raport de recirculare $R = Q_r/Q_c = 1$ și $f = 0,9$ (90%) să se determine: numărul de treceri a apei prin filtru (factorul hidraulic), numărul efectiv de treceri (factorul biologic), raportul de recirculare necesar pentru obținerea factorului biologic maxim și numărul de treceri (hidraulice și biologice) corespunzătoare acestuia: din relația (7.27): $F_h = (1+1)/1 = 2$; din relația (7.30): $F_b = (1+1)/(1+(1-0,9) \cdot 1) = 1,65$ (așa cum rezultă și din graficul din figura 7.9); din relația (7.31): $Q_r/Q_c = (2 \cdot 0,9) - 1,0 / (1,0 - 0,9) = 8$ pentru care F_b este maxim; corespunzător raportului de recirculare $R = Q_r/Q_c = 8$ numărul de treceri efective vor fi: $F_h = (1+8)/1 = 9$ și $F_b = (1+8)/(1+0,8)^2 = 2,78$, iar $F_b/F_h = 2,78/9,0 = 0,31$.

Gradul de epurare al unei stații de epurare alcătuit din treaptă mecanică (cu eficiența E_1) și treaptă biologică (cu eficiența E_2) exprimate în procente, se va determina cu relația:

$$E = E_1 + \left[\frac{(100 - E_1) \cdot E_2}{100} \right] \quad (7.32)$$

și

$$E_2 = \frac{100(E - E_1)}{100 - E_1} \quad (7.33)$$

Dacă se ține seama de încărcarea organică a apelor uzate la intrarea în stația de epurare (C_1 în mg CBO₅/dm³), la ieșirea din treapta mecanică (C_2 în mg CBO₅/dm³) și în efluentul treptei biologice (C_3 în mg CBO₅/dm³), gradul de epurare în cazul fără recirculare a apelor uzate, va fi calculat astfel:

$$E = \frac{100(C_1 - C_3)}{C_1};$$

$$E_1 = \frac{100(C_1 - C_2)}{C_1}; \quad (7.34)$$

$$E_2 = \frac{100(C_2 - C_3)}{C_2}$$

Dacă se utilizează recircularea, eficiența va fi:

$$E = 100 \left(\frac{C_1 - C_3}{C_1} \right);$$

$$E_1 = 100 \left[\frac{(C_1 - C_2) \cdot Q_c - (C_2 - C_3) \cdot Q_r}{C_1 \cdot Q_c} \right] \quad (7.35)$$

$$E_2 = 100 \left[\frac{(C_2 - C_3)(Q_c + Q_r)}{C_2 \cdot Q_c + (C_2 - C_3) \cdot Q_r} \right]$$

Eficiența filtrelor biologice va fi influențată în mare măsură, de variațiile de încărcare organică și în mai mică măsură, de variațiile de debit exprimate sub formă de încărcări hidraulice. Dacă acestea din urmă prezintă valori ridicate, specifice filtrelor biologice de mare încărcare, există riscul antrenării peliculei biologice de pe suprafața materialului filtrant, cu consecințe directe asupra eficienței. În mod normal, variația încărcării

hidraulice nu influențează eficiența dacă încărcarea organică rămâne constantă; această ultimă condiție se realizează prin recircularea efluentului.

Eficiența biofiltrelor este influențată de temperatura apelor uzate și a aerului. Un biofiltru, cu încărcarea organică mare, tinde să mențină o temperatură mai ridicată în timpul iernii, față de unul slab încărcat. Pare că metabolismul bacterian elimină căldură. Totuși, în perioadele de iarnă, cu temperaturi scăzute, eficiența va scădea cu circa 30%, ceea ce necesită luarea unor măsuri de protecție (acoperirea biofiltrelor, executarea unor paravane împotriva vânturilor reci etc).

7.3.1.1. Alcătuirea filtrelor biologice

Părțile componente ale biofiltrelor, indiferent de tipul lor, sunt următoarele (figura 7.10):

- materialul filtrant alcătuit din materiale locale;
- radiatorul drenant de susținere a materialului filtrant;
- radiatorul de colectare și dirijare a apei epurate;
- pereții exteriori;
- instalațiile de distribuție a apei.

Forma în plan a biofiltrelor este, în majoritatea cazurilor circulară, cu excepția că, inițial, s-au executat de formă dreptunghiulară. Față de nivelul

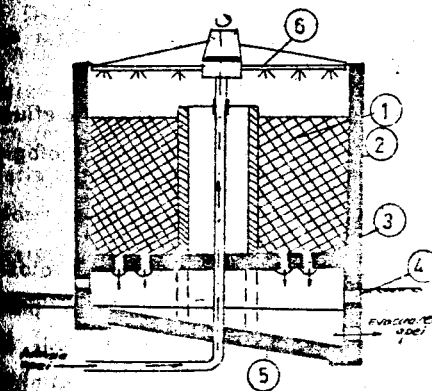


Figura 7.10. Filtru biologic

- 1 - materialul filtrant;
- 2 - peretele filtrului biologic
- 3 - radiator drenant;
- 4 - orificii de ventilație;
- 5 - radiatorul de colectare a apei epurate;
- 6 - instalație pentru distribuția apei uzate

terenului, filtrele pot fi supraterane sau subterane. Al doilea tip, în prezent nu se mai recomandă din cauza dificultăților de exploatare legate de asigurarea necesarului de aer pentru menținerea unui mediu aerob în interiorul filtrului.

Materialul filtrant îndeplinește un rol extrem de important în filtrarea biologică a apelor uzate, ceea ce impune ca la alegerea materialului să se aibă în vedere următoarele condiții calitative:

- suprafața granulelor să fie cât mai rugoasă și poroasă, pentru obținerea unei suprafețe cât mai mari de contact cu pelicula biologică și a unei bune aderențe a acesteia;
- să fie rezistente la variațiile de temperatură și de compoziție a apelor uzate, precum și la eventualele gaze corozive care se formează în procesul epurării (mai ales CO_2);
- să nu conțină substanțe care să provoace degradarea peliculei biologice;
- să nu conțină corpuri străine (roci de altă natură, pământ, resturi animale sau vegetale, pulberi etc);
- să nu fie presate la introducerea în filtre (se recomandă încărcarea cu ajutorul benzilor transportoare);
- să fie rezistente la acțiunea mecanică a stratului de deasupra, să nu se geleviteze (testarea cu sulfat de sodiu), la frecare și exfoliere etc;
- să favorizeze distribuția uniformă a apei pe întreaga suprafață a filtrului;
- să prezinte suficiente goluri pentru a asigura filmului de apă o aprovizionare continuă cu aer;
- golurile umpluturii trebuie să permită trecerea liberă a efluentului și a tuturor materiilor organice solide detașate din pelicula biologică, ceea ce trebuie să fie antrenate continuu de curentul de apă;
- să fie ieftine și ușor de procurat.

Ținând seama de aceste cerințe, materialele frecvent folosite sunt zgura de cazan, cocs, piatră spartă, cărămidă etc. În prezent se experimentează înlocuirea acestor materiale tradiționale cu materiale sintetice plastice, ceramice etc. Aceste materiale noi de umplutură au fost experimentate în ultimii ani, fiind mult mai ușoare decât piatră, oferind

avantajul că actuala structură de rezistență alcătuită din elemente grele poate să fie înlocuită cu o structură ușoară și zveltă, care îi permite să se monteze pe înălțimi mari, cu consecințe favorabile asupra eficienței de operare și asupra reducerii cheltuielilor de investiții.

În cazul filtrelor biologice de mică încărcare, materialul filtrant dispus pe o înălțime de circa 2,0 m, se așează, în funcție de dimensiunile granulelor, într-un strat filtrant de repartitie a apei uzate, cu dimensiunile granulelor de 30 mm și cu o adâncime, de la partea superioară, de 0,20 m; la partea inferioară se așează un strat de susținere alcătuit din granule de 30 - 50 mm; la partea inferioară se așează un strat de susținere alcătuit din granule de 50 - 70 mm și cu o adâncime de 0,2 m. Dimensiunile mari ale granulelor din ultimul strat vor favoriza eliminarea continuă a peliculei biologice spre decantoarele inferioare, iar golurile mari dintre granule asigură un transfer eficient al gazului de aer spre pelicula biologică.

Cercetările efectuate în S.U.A. au stabilit că eficiențe maxime se obțin când întreaga înălțime a biofiltrului se utilizează granule cu dimensiunile de 75 mm.

Materialul de umplutură pentru filtrele biologice de mare încărcare se așează, a fi dispus pe toată înălțimea, fără stratificația amintită, dimensiunile granulelor fiind cuprinse între 40 și 80 mm. În cazul unei soluții de filtrare în două trepte, materialul cu dimensiuni mai mari se așează în prima treaptă.

De drept material filtrant, la început s-a folosit zgura de cazan și cocsul, dar în ultimul timp, piatră spartă, piatră de râu, tufuri vulcanice etc, care, în funcție de dimensiunile menționate prezintă o suprafață specifică de 50 - 100 m^2/m^3 , la un volum de goluri de 40 - 55%. Dacă în locul acestor materiale tradiționale s-ar utiliza corpuri din materiale plastice, acestea, conform cercetărilor efectuate în S.U.A. și în Anglia, sunt caracterizate de o suprafață specifică de 100 - 200 m^2/m^3 și un volum de goluri de 90 - 95%, ceea ce permite realizarea de filtre biologice cu încărcări organice foarte mari. (La încărcări organice de peste 6.000 g $\text{CBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{zi}$ curbele de eficiență devin asimptotice la eficiența de 60% pentru apa uzată

menajeră. 50% pentru ape cu conținut de hidrați de carbon și 40% pentru ape fenolice)

În alte țări s-au experimentat umpluturi realizate din cărămizi de sticlă spongioasă. Cercetările au pus în evidență eficacitatea acestui tip de material de umplutură față de piatra spartă, în special, referitoare la suprafața specifică mare de contact. În aceste filtre biologice pot fi epurate ape uzate cu încărcarea organică de până la 300 mg/dm^3 , față de 200 mg/dm^3 cât se admite la cele cu umplutură din material clasic.

Înălțimea stratului filtrant variază cu gradul de încărcare organică a apelor uzate. Astfel, pentru ape puternic încărcate este necesar un timp de parcurgere a apei prin filtru mai mare, ceea ce solicită înălțimi mari, iar pentru înălțimi reduse, dar epurarea se va realiza în două trepte. Din punct de vedere economic, filtrele cu o singură treaptă sunt mai avantajoase. Pentru filtrele biologice de mică încărcare se recomandă adâncimi medii de până la 2,0 m, iar pentru cele de mare încărcare, înălțimea poate fi de 1,0 - 3,0 m (valoarea minimă se adoptă în cazul epurării biologice parțiale, iar valoarea maximă corespunde epurării complete); când se asigură o bună ventilație în cazul filtrelor cu umplutură din material plastic, înălțimea poate să ajungă până la 6,0 - 8,0 m. Se va avea însă în vedere costul de construcție progresiv în funcție de înălțimea biofiltrului. Această restricție economică poate fi satisfăcută prin adoptarea de înălțimi reduse și recircularea intensă a efluentului.

Legătura dintre volumul materialului filtrant și debitul apelor uzate supuse epurării, se exprimă prin următoarele caracteristici:

- încărcarea volumetrică (I_v) exprimă raportul dintre cantitatea de apă uzată ce poate fi epurată de unitatea de volum de material filtrant în unitatea de timp și se exprimă în $\text{m}^3/\text{m}^3 \cdot \text{zi}$;

- încărcarea organică specifică (I_o) exprimă capacitatea de oxidare a materialului filtrant, adică cantitatea de oxigen necesară pentru oxidarea materiilor organice, ce poate fi obținută în unitatea de timp de pe un m^3 de material de umplutură și se exprimă în $\text{g CBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{zi}$;

- încărcarea hidraulică (I_h) reprezintă cantitatea de apă uzată ce poate fi trimisă pe unitatea de suprafață a materialului filtrant în unitatea de timp

pe suprafața materialului filtrant. Pelicula biologică să fie permanent udată și, în același timp, să se reînnoiască în mod continuu spre decantoarele secundare, și se exprimă în $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{zi}$.

Pereții laterali ai biofiltrului se construiesc din beton armat monolit sau din elemente prefabricate din beton armat cu grosimi de 20 - 30 cm. Pentru filtre de mici capacități mici de filtrare, pereții se pot realiza din cărămidă, piatră de râu sau alte materiale locale, iar dacă se dispune de un amplasament potrivit de mare, materialul filtrant se așează cu panta corespunzătoare față de taluzul natural, eliminând necesitatea pereților. Pereții vor avea o înălțime care să depășească nivelul umpluturii cu 0,50 m pentru reducerea efectului de vântului asupra procesului de distribuție a apei pe suprafața materialului filtrant a filtrului. Uneori, în pereți sunt practicate goluri în care se montează rigole de 0,50 m lungime, pentru recoltarea probelor de peliculă biologică la diferite adâncimi ale filtrului. La nivelul dintre cele două trepte ale filtrului se prevăd deschideri pe toată circumferința peretilor pentru asigurarea ventilației naturale a filtrului. În anotimpul friguros aceste goluri din pereți se închid, parțial, cu stăvilare pentru a menține o temperatură optimă necesară desfășurării proceselor biochimice.

Radierul drenant constituie, ca și la filtrele pentru apă potabilă, un element de rezistență al umpluturii filtrului și elementul de colectare a apei epurate. Acest radier se execută frecvent din plăci prefabricate montate pe un sistem de sprijin din beton sau din cărămidă a căror înălțime este de 0,4 - 0,6 m. Distanța dintre plăci este egală cu înălțimea minimă ce trebuie să fie dintre radierul drenant și nivelul umpluturii compact. Aria golurilor dintre radierul drenant trebuie să reprezinte între 5 - 8% din aria totală a suprafeței orizontale a filtrului. Prin aceste goluri se asigură atât evacuarea apei și a peliculei biologice, cât și circulația aerului în masa umpluturii. Pentru a evita colmatarea golurilor cu peliculă biologică, viteza apei prin goluri va fi de cel puțin 0,6 m/s.

Radierul compact al filtrului se execută din beton armat pe o fundație din beton sau piatră spartă sau nisip; pe suprafața radierului se prevăd rigole pentru recoltarea și evacuarea apei epurate și a peliculei biologice spre decantorul secundar care este racordată la canalul de alimentare a decantorului secundar. Rigolele se așează la o distanță de 1,5 - 4,0 m cu pante de 1 - 2% pentru a asigura scurgerea apei către exterior. La filtrele biologice cu dimensiuni reduse, aceste rigole de scurgere se pot realiza și în exterior. Pentru radierul compact trebuie să se prevădă, acceptându-se o înclinare a radierului

spre canalul exterior de evacuare a apei epurate. Rigolele sunt dimensionate la un grad de umplere de 0,5 și la viteze mai mari de 0,7 m/s, astfel încât să antreneze și pelicula biologică. Periodic, se efectuează spălarea drenurilor și a rigolelor cu jeturi de apă sub presiune pentru a elimina bucățile de peliculă biologică care nu a fost antrenată de curentul de apă epurată. În modul acesta se creează un mediu igienic, lipsit de prezența muștelor *Psychoda*. Aceste muște nu înțepă, însă pătrunde în urechile, nările oamenilor și animalelor. Raza de zbor a acestor muște este foarte mică, de 50 - 100 m, dar vântul le transportă la mari distanțe. Prezența muștelor *Psychoda* este un indiciu de funcționare necorespunzătoare a filtrului, fie datorită grosimii prea mari a peliculei biologice, fie antrenarea și depozitarea de peliculă la baza filtrului și colmatarea golurilor radiale drenant, conducând în final la băltirea apei pe suprafața umpluturii.

Ventilația biofiltrelor se realizează prin tiraj natural datorită diferenței de temperatură între aerul exterior și cel din interiorul filtrului biologic. Curentul de aer intră sau iese pe la suprafața filtrului și prin golurile existente între cele două radiere. Temperatura din interiorul filtrului se poate considera, cu mici excepții, egală cu temperatura apelor uzate. Din acest motiv, aerul din interiorul filtrului este iarna mai cald, adică mai ușor și vara mai rece, adică mai greu, față de cel din exteriorul filtrului. Tirajul natural va fi iarna ascendent (de la drenaj spre suprafață), iar vara descendent. În perioadele când temperatura din interior este egală cu cea din exterior ventilația poate înceta complet. Mai trebuie ținut seama de influența vântului la aprecierea temperaturii exterioare.

Intensitatea ventilației mai depinde, de asemenea, de înălțimea umpluturii, de dimensiunile golurilor dintre granule și de suprafața deschiderilor dintre radiere (normele americane recomandă ca această suprafață să reprezinte circa 15% din suprafața orizontală a filtrului biologic). Cu cât granulele materialului filtrant sunt mai mici, cu atât condițiile de ventilație sunt mai dificile. Se va avea în vedere, conform cercetărilor experimentale, că oxigenul din aerul introdus în biofiltru este consumat în procesul de epurare biochimică în procent de până la 10%. Această cantitate de oxigen va fi asigurată numai în condițiile în care diferența de temperatură între interiorul și exteriorul filtrului, va fi mai

de 2°C. Când această diferență scade sub 2°C curentul se oprește și suprafața valoare, începe să formeze un curent ascendent. Pe de altă parte, procesul de oxidare a materiilor organice necesită o temperatură minimă de 10°C; sub această valoare, procesul încetează. Din motivele arătate, în cazul de amplasare a biofiltrelor se prevăd construcții închise pentru asigurarea lor.

Ventilația lor poate fi asigurată pe cale naturală sau, mai rar, pe cale mecanică, prin introducerea pneumatică a aerului pe la partea inferioară a filtrului (în literatura de specialitate, asemenea filtre se numesc aerofiltre).

Distribuția apei uzate la suprafața biofiltrelor se realizează cu ajutorul distribuitorilor fixe sau mobile. Indiferent de sistemul de distribuție adoptat, trebuie să se urmărească menținerea permanentă a peliculei biologice în stare umedă, pentru o funcționare eficientă a acesteia. Apa uzată să fie uniform distribuită pe întreaga suprafață orizontală a filtrului. Distribuția apei decantate la filtre poate fi continuă sau intermitentă. În primul caz, apa ajunge în sistemul de distribuție prin gravitație sau prin pompare, iar în al doilea caz, prin pompare sau prin intermediul unui rezervor de dozare.

Din categoria distribuitorilor fixe fac parte jgheburile sau conductele găurite și sprinclerele. Adoptarea acestui sistem de distribuție a apei necesită existența unui filtru de formă dreptunghiulară în plan și a unui rezervor de dozare. În prezent asemenea instalații fixe de distribuție a apelor uzate se aplică foarte rar din cauza complexității echipamentului și a costului întreținerii relativ costisitoare. Se recomandă pentru capacități mici de epurare care folosesc rezervoare dozatoare cu funcționare automată.

Distribuitorii mobile sunt de tipul rotativ și de tipul du-te-veno.

Distribuitorul rotativ (figura 7.11), cunoscut în literatura de specialitate sub denumirea de roata Segner, este alcătuit dintr-o parte fixă și o coloană rotativă B la care sunt fixate 2 - 4 conducte de distribuție prevăzute cu orificii ce asigură udarea uniformă și continuă a umpluturii filtrante.

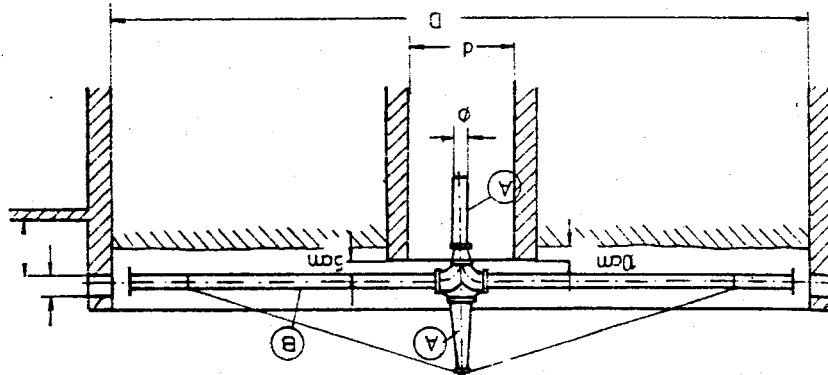


Figura 7.11. Distribuitor rotativ

Apa uzată ajunge în coloana verticală datorită unei presiuni asigurate din exterior (amplasarea camerei de distribuție la o diferență de nivel corespunzătoare, utilizarea de stații de pompare etc). Din coloană apa este dirijată spre conductele de distribuție radiale prevăzute cu orificii a căror diametru este de 10 - 15 mm, iar distanța dintre aceste orificii, din condiții de asigurări unei udări uniforme, crește de la periferie spre centru. Pentru ca jeturile de apă să nu fie perturbate de curenții de aer generați de vânt, ajutoarele orificiilor se montează la o distanță de 15 - 25 cm față de suprafața orizontală a materialului filtrant. Distribuitorul rotativ se rotește lent, cu o turație de 0,5 rot/min (cu diametrul până la 25 m) și de 2 rot/min la cele mici, această rotire realizându-se prin autopropulsare ca urmare a reacției jeturilor din orificii. Pentru punerea în mișcare a dispozitivului de distribuție a apei este necesară o presiune relativ mică, de 0,2 - 1,0 m, fapt ce constituie un criteriu energetic favorabil de implementare a acestor distribuitoare rotative în echiparea filtrelor biologice. În plus, aceste dispozitive de distribuție a apei elimină necesitatea executării rezervoarelor de dozare. Aceste aspecte au condus la o răspândire largă a distribuitorilor rotative în multe țări (S.U.A., Anglia, R.F.G., R.S.Cehoslovacia etc).

În cazul când debitul apelor uzate prezintă variații mari cantitative, se recomandă adoptarea de soluții constructive care să permită funcționarea automată a conductelor de distribuție, în sensul de a dirija, apa uzată numai la două brațe (în loc de patru) atunci când debitul prezintă valori minime. Pentru stații de epurare de mică capacitate caracterizate prin debite reduse

indicat ca alimentarea distribuitorului să se facă prin intermediul unui orificiu de dozare. În acest caz, având în vedere că distribuția apei este radială, dozatorul se va amplasa la o cota care să asigure o presiune de 1,5 - 2,5 m.

Un neajuns al acestui tip de distribuitor se referă la obligativitatea utilizării filtrelor biologice de formă circulară în plan al căror diametru nu trebuie să depășească 40 - 60 m. Pe timp de iarnă exploatarea este mai dificilă, ceea ce presupune o îngrijire permanentă în vederea eliminării stratului de gheață și a dopurilor de apă înghețată.

Calculul hidraulic al distribuitorului rotativ constă în determinarea debitului necesare pentru asigurarea vitezei de evacuare a apei prin orificii, viteză ce permite atât o distribuție uniformă a apei uzate pe suprafața stratului filtrant, cât și rotirea corespunzătoare a dispozitivului. În acest scop, este necesar a se calcula numărul de orificii pe brațele de distribuție și distanțele de amplasare ale acestora față de axa centrală a distribuitorului.

Presiunea necesară autopropulsării distribuitorului, în mm H₂O, se poate determina cu relația:

$$H = q^2 \left[\frac{256 \cdot 10^6}{m^2 \cdot d^4} - \frac{81 \cdot 10^6}{D_b^4} + \frac{294 \cdot D_d}{10^3 \cdot k^2} \right] \quad (7.36)$$

unde:

q - debitul de calcul al unui braț distribuitor, în dm³/s;

m - numărul de orificii pe un braț;

d - diametrul orificiilor, în mm;

D_d - diametrul distribuitorului rotativ, în mm, care se consideră cu cel puțin 200 mm mai mic decât diametrul filtrului biologic;

k - modul de debit, în dm³/s, care variază în funcție de diametrul brațelor, conform tabelului 7.5;

Tabelul 7.5.

Valorile modului de debit din ecuația (7.36)

D _b în mm	Diametrul conductelor orizontale								
	50	63	75	100	125	150	175	200	250
în dm ³ /s	6,0	11,3	19,0	43	86	134	209	300	560

Numărul orificiilor pe un braț al distribuitorului se poate calcula cu relația:

$$m = \frac{1}{1 - \left(1 - \frac{a}{D_d}\right)^2} \quad (7.37)$$

în care a reprezintă dublul distanței dintre ultimele două orificii, în mm, care se consideră 80 - 100 mm. Așa cum s-a arătat, distanța dintre orificiile de pe conductele orizontale este variabilă, mai mare către centru (circa 300 mm) și mai mică la periferie (circa 40 mm).

Distanța unui orificiu oarecare amplasat pe brațul distribuitorului în raport cu axa centrală de rotație poate fi determinată cu expresia:

$$d_i = \frac{D_d}{2} \sqrt{\frac{i}{m}} \quad (7.38)$$

în care i este numărul orificiului față de ax.

Numărul de rotații pe minut al distribuitorului se poate calcula orientativ cu relația:

$$n = \frac{34,78 \cdot q \cdot 10^6}{m \cdot d^2 \cdot D_d} \quad (7.39)$$

în care:

- d - diametrul orificiilor;
- q - debitul care alimentează un braț;
- m - numărul orificiilor;
- D_d - diametrul distribuitorului.

Distribuitorii mobile de tip du-te - vino sunt utilizați pentru filtre biologice de formă dreptunghiulară în plan. Ele pot fi autopropulsate sau pot fi acționate de un motor electric. Acest tip de distribuitor, aplicat la stații mici de epurare, este alcătuit dintr-un cilindru de tablă, gol în interior, pe a cărui suprafață exterioară sunt fixate niște cupe (asemănătoare roților hidraulice). Cilindrul este amplasat deasupra filtrului, fiind fixat pe

mediu unui ax ce se sprijină pe două perechi de roți care se deplasează pe șinele de rulare montate pe pereții longitudinali ai bazinului (vezi figura 7.12)

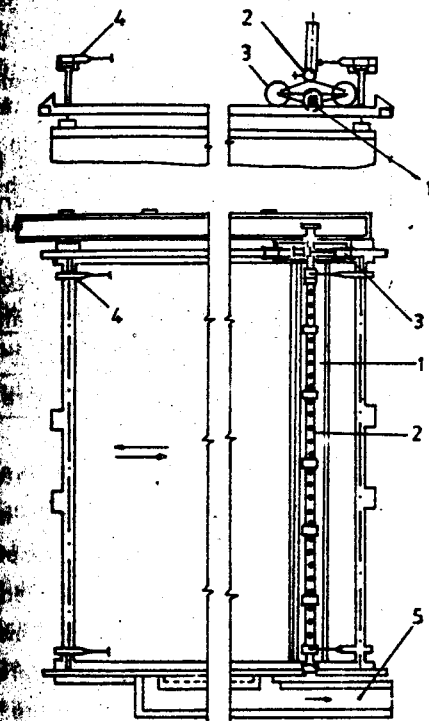


Figura 7.12. Distribuitor du-te - vino

a - secțiune longitudinală;

b - vedere în plan;

1 - cilindru tablă echipat cu cupe; 2 - conductă

perforată; 3 - roți de deplasare; 4 - tampon

de apă uzată; 5 - jgheab apă uzată.

Pe suprafața a filtrului, un jgheab longitudinal plin cu apă uzată. Alimentarea conductei perforate se realizează din acest jgheab prin intermediul unui tampon sau a unui rezervor de uzare. În anotimpul friguros se impun măsuri speciale de exploatare împotriva înghețului.

Deasupra cilindrului se prevede o conductă cu diametrul de 100-150 mm.

Conducta este perforată cu orificii ale căror diametru sunt de 3 - 5 cm. Apa uzată distribuită de aceste orificii ajunge la cupe, pe o singură parte a cilindrului și prin greutatea apei, cilindrul este pus în stare de rotație. Această mișcare se transmite roților și întregului dispozitiv capătă o mișcare de translație. Când distribuitorul ajunge la capăt, aici sunt prevăzute niște tamponi opritoare care comută în mod automat, dirijarea apei pe cealaltă parte a cilindrului și distribuitorul se deplasează invers.

7.3.1.2. Clasificarea filtrelor biologice

Filtrele biologice percolatoare cu funcționare continuă se clasifică în funcție de capacitatea lor de a reține și degrada materia organică din apele uzate, în filtre de mică încărcare, de mare încărcare și, în ultimul timp, de foarte mare încărcare (la aceste filtre materialul de umplutură este piatră, a fost înlocuit cu structuri din material plastic).

După gradul de epurare realizat, filtrele biologice de mare încărcare se clasifică în filtre de epurare totală sau completă a materiei organice și cu epurarea parțială a acestora.

După procedeul de ventilare a materialului filtrant se deosebesc filtrele biologice cu aerare naturală și filtre biologice cu ventilație artificială.

Indiferent de schema tehnologică adoptată în cadrul unei stații de epurare, după filtrul biologic se vor amplasa decantoare secundare unde se reține membrana biologică evacuată împreună cu apele epurate.

După cum s-a arătat, eficiența epurării a filtrului biologic este mică în cazul când membrana biologică atinge grosimi mari, iar în momentul când această membrană este desprinsă de pe suprafața umpluturii antrenată de apa epurată spre decantoarele secundare, eficiența va fi maximă deoarece umplutura va fi acoperită de un strat subțire a membranei biologice. Din acest motiv se poate afirma că un filtru biologic care elimină continuu pelicula biologică, nu va permite variații mari de eficiență. În acest scop, se recomandă creșterea încărcării hidraulice a filtrului prin recircularea apelor epurate care oferă posibilitatea menținerii unor membrane biologice de grosimi reduse, excesul fiind îndepărtat continuu spre decantoarele secundare. Această soluție va conduce, în același timp, și la activizarea straturilor inferioare ale filtrului, ceea ce va permite epurarea apelor uzate cu încărcări organice mai ridicate. În general, încărcarea hidraulică a unui filtru este limitată de viteza de epărare a membranei biologice.

Parametrii principali ce intervin în calculul recirculării sunt raportul de recirculare, definit de relația (7.25), factorul hidraulic al recirculării reprezentat de raportul dintre suma debitului de recirculare și de cal-

ta debitul de calcul (relația 7.27) și factorul biologic al recirculării exprimă numărul efectiv de treceri ale apei prin filtru biologic, în funcție de proporția de materie eliminată (relația 7.30). Pentru diferite rapoarte de recirculării, în tabelul 7.6, sunt prezentate valorile celorlalți parametri în ipoteza că la fiecare trecere a apei prin filtru se elimină 10% din materia organică. Din acest tabel rezultă că factorul hidraulic al recirculării crește paralel cu creșterea raportului de recirculare, în timp ce factorul biologic al recirculării nu crește substanțial pentru valori ale lui $R = 0,5 - 3,0$. În acest motiv se recomandă a considera în calcule valori ale raportului de recirculare în limitele de 0,5 - 3,0.

Tabelul 7.6

Raport de recirculare (R)	0,5	1	2	4	8	16
Factor hidraulic al recirculării (Fh)	1,5	2	3	5	9	17
Factor biologic al recirculării (Fb)	1,36	1,65	2,08	2,55	2,78	2,51

la dimensionarea schemelor tehnologice unde se prevede recircularea apelor uzate, debitul de recirculare va constitui un debit suplimentar ce trebuie luat în calcul la stabilirea dimensiunilor și caracteristicilor tuturor construcțiilor, inclusiv a pompelor și utilajelor aferente.

Schemele de recirculare diferă în funcție de natura filtrelor biologice utilizate (de mică sau de mare încărcare), de mărimea încărcării organice din apele uzate care determină necesitatea unei scheme tehnologice cu o treaptă sau mai multe trepte de epurare dispuse în serie.

În cazul filtrelor biologice de mică încărcare numite și filtre biologice percolatoare, recircularea apelor nu este obligatorie, constituind o operație facultativă care se aplică atunci când se urmărește îmbunătățirea rezultatelor în ceea ce privește randamentul de eficiență al procesului sau al celor de exploatare. Astfel, prin recirculare se urmărește reducerea la minimum a perioadelor de repaus și asigurarea presiunii de autopropulsare a distribuitorilor de aer, evitarea mirosului prin îmbunătățirea apei, evitarea dezvoltării muștelor și a algelor, etc.

Recircularea se poate efectua fie cu apa decantată din decantorul primar (pentru a reduce perioadele de repaus), fie cu ape evacuate din

filtrului biologic (pentru a reduce concentrația organică a apelor uzate care intră în filtrul biologic), așa după cum se prezintă în figura 7.13.

Deoarece depunerile din decantorul secundar (nămolul) este antrenată împreună cu apele uzate prin aceeași conductă, s-a menționat pe schema circuitul nămolului (N).

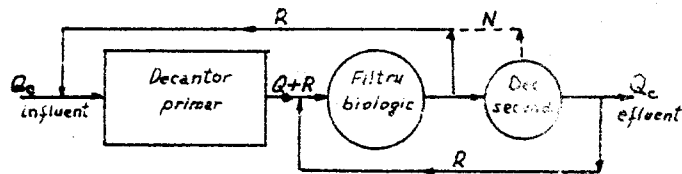


Figura 7.13. Schema de recirculare a filtrelor biologice de mică încărcare

Pentru filtrele biologice de mare încărcare, recircularea constituie o operație frecvent aplicată în vederea reducerii încărcării organice ale apelor.

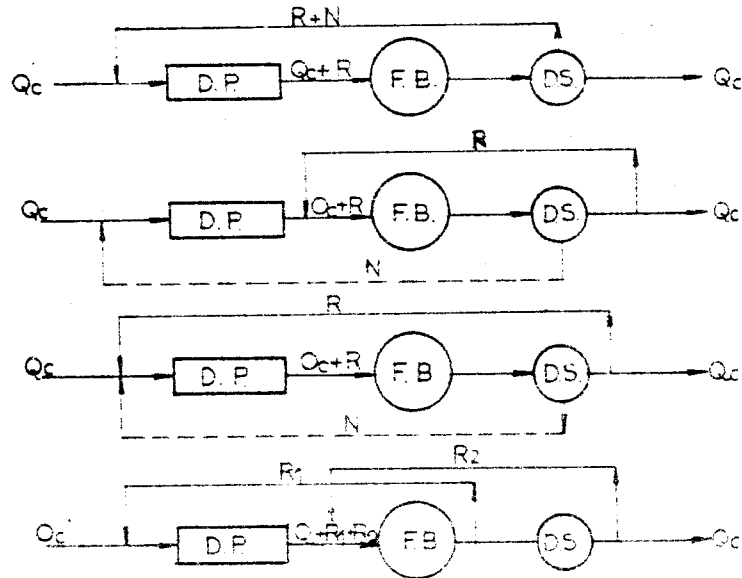


Figura 7.14. Scheme de recirculare a filtrelor biologice de mare încărcare

ate, respectiv pentru uniformizarea încărcării filtrului biologic prin diluție. În acest mod se asigură o îmbunătățire a calității efluentului și obținerea unei eficiențe constante a filtrului. În figura 7.14 sunt prezentate cele mai cunoscute scheme de recirculare aplicate în stațiile de epurare.

Pentru a preveni spălarea integrală a membranei biologice, important este nu alegerea schemei, ci mărimea raportului de recirculare. În cazul în care apele uzate sunt puternic încărcate cu materii organice și nu există posibilitatea de a mări înălțimea filtrelor biologice, se adoptă o schemă biologică cu două sau mai multe trepte de epurare. Schemele de recirculare posibile pentru epurarea biologică în două trepte sunt prezentate în figura 7.15.

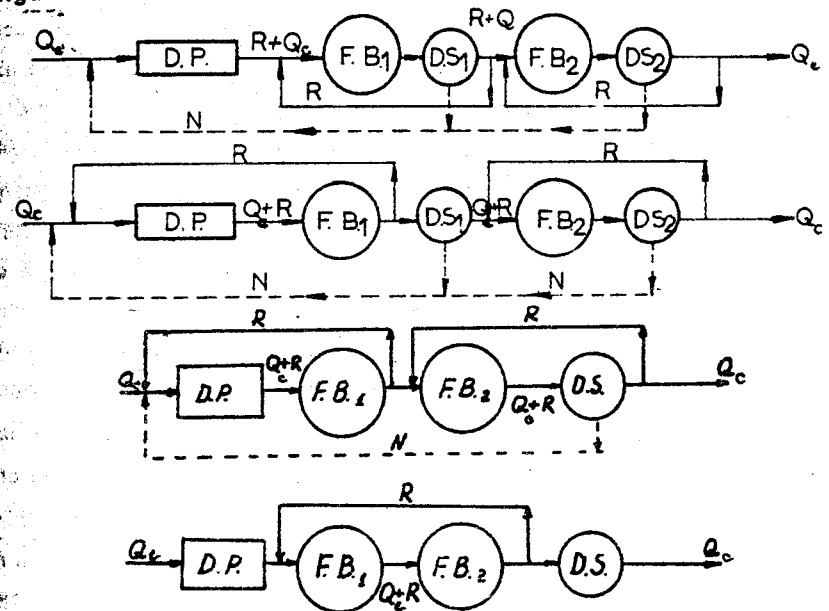


Figura 7.15. Scheme de recirculare a filtrelor biologice cu două trepte

Primele două scheme sunt frecvent aplicate în stațiile de epurare care primesc ape uzate cu mari încărcări organice, cu precizarea că în treapta a doua se prevede un filtru biologic de mică încărcare. Ultimele două scheme

vor fi utilizate în stațiile de epurare echipate cu un filtru de mică încărcare care la un moment dat devine supraîncărcat și nu asigură calitatea corespunzătoare efluentului, ceea ce impune ca în amonte să se amplaseze un filtru biologic de mare încărcare, ambele având un decantor secundar comun care se va adopta noilor condiții de exploatare. Alegerea uneia din schemele de recirculare prezentate se va face în urma unor calcule de eficiență particularizate condițiilor locale specifice fiecărei stații de epurare.

7.3.1.2.1. Filtre biologice de mică încărcare

Se mai numesc și biofiltre sau filtre biologice standard care au apărut prima dată în Anglia în anul 1893. Particularitatea acestor filtre constă în oxidarea aproape completă a materiilor organice reținute în apele uzate ce le străbat, valorile încărcării organice și a celei hidraulice fiind mici în comparație cu celelalte filtre. Încărcarea organică a acestor filtre se consideră de $80 - 400 \text{ g CBO}_5/\text{m}^3\text{-zi}$, iar cea hidraulică de $1 - 4 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-zi}$ și asigură o eficiență de epurare a materiilor organice de până la 85%; prin recircularea parțială a efluentului epurat, pentru a asigura o bună udare a biofiltrului, se poate obține o eficiență de peste 90%.

Dacă se admite debitul specific al apelor uzate menajere ca fiind în medie de $200 \text{ dm}^3/\text{loc-zi}$, iar încărcarea lor organică de $54 \text{ g CBO}_5/\text{loc-zi}$, rezultă următoarele încărcări hidraulice echivalente în numărul de locuitori: $1000/200 = 5$ și $4000/200 = 20$ locuitori/ $\text{m}^2\text{-zi}$. Corespunzător acestor valori, încărcarea organică aplicată unei suprafețe unitare de filtru în timp de o zi, va fi: $5 \times 54 = 270$ și $20 \times 54 = 1080 \text{ g CBO}_5/\text{m}^2\text{-zi}$. Dacă adâncimea medie a materialului filtrant se consideră $1,8 \text{ m}$, rezultă: $270/1,8 = 150$ și $1080/1,8 = 600 \text{ g CBO}_5/\text{m}^3$ de umplutură și zi, valori ce exprimă încărcarea organică maximă a acestor biofiltre. Se va ține seama de faptul că din totalul înălțimii, în medie de $2,0 \text{ m}$, numai pe primul metru se dezvoltă o peliculă biologică continuă, așa cum s-a menționat anterior. Din punct de vedere al

transferului de oxigen, aceste filtre sunt supradimensionate, capacitatea de transfer depășind cu mult necesarul. Această situație favorizează procesul de nitrificare și stabilizare avansată a nămolului, iar efluentul prezintă un grad ridicat de puritate. În cazul apelor uzate cu încărcări organice peste cele arătate, acest tip de filtru ar necesita volume mari de material filtrant, respectiv cheltuieli de investiții ridicate. Filtrul biologic de mică încărcare este foarte sensibil la variații ale concentrației substanței organice (șocuri de concentrații). Pentru evitarea dezvoltării muștelor prin metoda, pe suprafața stratului filtrant se procedează la spălări periodice cu apă se dispersează apă cu un conținut de clor de circa $3 \text{ mg Cl}_2/\text{dm}^3$.

7.3.1.2.2. Filtre biologice de mare încărcare

Construcția acestor filtre a început în prima decadă a secolului XX sub denumirea de aerofiltre în Europa și de biofiltre de mare încărcare în S.U.A. Necesitatea lor a fost impusă de satisfacerea cerințelor de epurare a unor surse de ape uzate cu valori ridicate. În acest scop, s-a mărit încărcarea hidraulică a filtrului la $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-zi}$ și s-a constatat că filtrul este capabil să adsorbă și să mineralizeze o mai mare cantitate de substanțe organice, cu mențiunea că în efluent se păstrează o concentrație însemnată de materii organice. Acest fenomen a fost eliminat prin recircularea efluentului pentru a dilua încărcarea organică din apele uzate. Cercetările și studiile efectuate în diferite stații de epurare au arătat că filtrele biologice de mare încărcare funcționează, cu eficiențe de epurare de $65 - 75\%$, la încărcări hidraulice cu valori de $10 - 40 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-zi}$. Când debitul apelor uzate nu asigură valoarea minimă a încărcării hidraulice de $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{-zi}$ recircularea nu este necesară. Dacă încărcarea hidraulică exprimată în locuitori echivalenți, indică $1000/200 = 50$ și $40.000/200 = 200$ locuitori, raportați la m^2 de suprafață transversală a filtrului în timp de o zi, încărcarea organică corespunzătoare va fi: $50 \times 54 = 2.700 \text{ g}$ și $200 \times 54 = 10.800 \text{ g CBO}_5/\text{m}^2\text{-zi}$. Această încărcare organică raportată la unitatea de volum de material filtrant va fi în limitele $2.700/1,8 = 1.500$ și $10.800/1,8 = 6.000 \text{ g CBO}_5/\text{m}^3\text{-zi}$. Înălțimea filtrului, așa cum s-a arătat, constituie un parametru important al

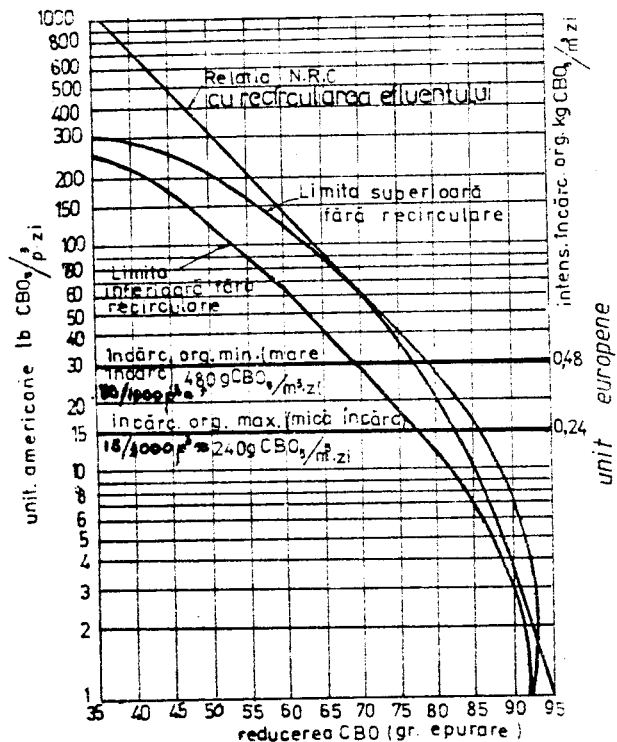


Figura 7.16. Incărcarea organică aplicată filtrelor biologice în funcție de eficiența reducerii CBO₅

alcătuirii stratului filtrant sunt mai mari față de cele din filtrele de mică încărcare, iar dispunerea lor pe înălțime este uniformă și nu în straturi de lucru.

Filtrele biologice de mare încărcare concepute a funcționa la parametri situați între limita superioară a filtrului de mică încărcare și limita inferioară a filtrului de mare încărcare, au prezentat dificultăți în exploatare datorită faptului că încărcarea organică aplicată, a favorizat o dezvoltare abundentă a peliculei biologice, iar încărcarea hidraulică nu a fost suficientă pentru a favoriza autocurățirea continuă a acesteia. În figura 7.16 sunt date graficele de variație ale încărcării organice aplicate filtrelor

procesului. Înălțimi mici, până la 1,0m, se adoptă în cazul când epurarea biologică este parțială, iar înălțimi mari, în jur de 2,0 - 3,0 m, se recomandă în cazul epurării biologice complete sau totale ale apelor uzate (când se adoptă soluția de aerare artificială a filtrului, adâncimea umpluturii poate ajunge până la 4,0 m).

La aceste filtre biologice de mare încărcare, dimensiunile granulelor ce intră în

șir de mică și de mare încărcare în funcție de eficiența procesului de

7.3.1.2.3. Filtre biologice de foarte mare încărcare

La aceste filtre materialul de umplură îl reprezintă structurile din material plastic care permit aplicarea unor încărcări hidraulice de peste $1000 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{zi}$. Cercetările efectuate pe aceste filtre indică realizarea unor randamente de peste 97%. Această performanță ridicată de epurare se explică faptul că la proces participă nu numai membrana dezvoltată pe materialul de umplură, ci și flocoanele biologice aflate în starea de suspensie în apa recirculată, ceea ce face ca procesul să se apropie mult de aerare cu nămol activat. La o încărcare cu substanțe organice de peste $3.000 \text{ g CBO}_5/\text{m}^3\text{zi}$, eficiența variază în limitele de 55 - 70%.

7.3.1.3. Proiectarea filtrelor biologice de mică și de mare încărcare

Metodele curente utilizate la dimensionarea filtrelor biologice de mică și de mare încărcare, sunt bazate mai mult pe experiența de exploatare decât pe teoria fundamentală. Corelațiile stabilite între parametrii biologici obținuți, la mai multe sute de filtre biologice, a condus la stabilirea de relații matematice empirice recomandate în tehnica proiectării, luându-se seama și de factorii locali.

Parametrii tehnologici de bază pentru proiectare sunt: încărcarea hidraulică, încărcarea organică, gradul de recirculare și eficiența de epurare (în ce privește reducerea CBO₅). Acești parametri vor avea valori diferențiate în funcție de gradul epurării (totală sau parțială), iar la schema tehnologică prevăzută cu epurare totală, parametrii menționați vor varia în funcție de tipul filtrului (de mică, medie și normală încărcare).

Aceste valori sunt prezentate în tabelul 7.7.

Tabelul 7.7

Nr. crt	Gradul epurării tipul filtrului biologic încărcări Eficiențe de epurare	Epurare totală			Epurare parțială	
		mică încărc	medie încărc	norm. încărc	mare încărc	f. mare încărc
1.	Încărcare organică l_0 (g CBO ₅ /m ³ ·zi)	≤ 200	200 - 450	450 - 750	750 - 1100	≤ 5000
2.	Încărcare hidraulică l_h (m ³ /m ² ·zi)	< 4	8 - 16	12 - 24	17 - 36	70
3.	Efic. medie de reducere CBO ₅ (%)	92	88	83	77	72
4.	CBO ₅ la ieșirea din decanț. secundar (mg/dm ³)	≤ 20	≤ 25	≤ 30	≤ 45	≤ 50

*) Filtre biologice umplute cu structuri din material plastic

Una din relațiile matematice empirice cele mai folosite în S.U.A. este cea stabilită de Consiliul Național al Cercetării (NRC) bazate pe date culese de la stațiile de epurare pentru unitățile militare. Pentru filtre biologice, cu o singură treaptă, formula NRC cu sau fără recirculare transformată în sistemul metric de Azevedo Netto (Brazilia - 1964) este în forma:

$$E_1 = \frac{100}{1 + 0,443 \sqrt{\frac{W}{V \cdot F_b}}} \quad (7.40)$$

în care:

E_1 - eficiența în % a filtrului biologic din prima treaptă;

W - încărcarea organică aplicată, în kg CBO₅/zi;

V - volumul stratului filtrant în m³;

F_b - factorul biologic al recirculării, se calculează cu relația (7.30).

Pentru un filtru biologic care constituie cea de-a doua treaptă, în cazul în care schema tehnologică este cu două trepte, eficiența procesului, în funcție de recirculare sau fără recircularea efluentului, va fi:

$$E_2 = \frac{100}{1 + \frac{0,443}{(1-E_1)} \sqrt{\frac{W'}{V \cdot F_b}}} \quad (7.41)$$

E_2 - eficiența în % din treapta secundară a schemei tehnologice fără recirculare;

W' - încărcarea organică rămasă din prima treaptă, kg CBO₅/zi;

E_1 - eficiența primei trepte.

Exemplu:

Să se determine volumul de material filtrant necesar filtrelor de mare încărcare dintr-o schemă de epurare în două trepte, știind că eficiența este de 70% în prima treaptă și de 50% în a doua treaptă. Se consideră: debitul apelor uzate, $Q = 20 \cdot 10^3$ m³/zi; încărcarea organică a apelor uzate epurate mecanic este de 105 mg/dm³; coeficientul de recirculare, $R = 1$; coeficientul $f = 0,9$, dar proporția de materie organică eliminată la fiecare trecere $(1 - f)$ este de 10%.

Rezolvare

Încărcarea organică ce intră în primul filtru biologic este $W = 105 \times 20 = 2.100$ kg CBO₅/zi; pentru $R = 1$, adică $R/Q = 1$, factorul hidraulic, $F_b = Q + R/Q = 2$, iar factorul biologic rezultă din relația (7.30), adică, $F_b = (1 + R/Q) / [1 + (1 - 0,9) \cdot 1]^2 = 1,65$. Din relația (7.40) se obține volumul necesar de filtrare aferent primei trepte, adică,

$$E_1 = 70 = \frac{100}{1 + 0,443 \sqrt{\frac{2100}{V \cdot 1,65}}} \quad \text{sau} \quad \frac{100}{70} = 1 + 0,443 \sqrt{\frac{12+2}{V}}, \quad \text{de unde}$$

volumul materialului filtrant rezultă: $V = 1.272/0,944 = 1.350$ m³; pentru o adâncime $H = 1,5$ m, aria filtrului rezultă: $A = V/H = 1.350/1,5 = 900$ m².

Filtrul biologic din treapta a doua va primi o încărcare organică, de la prima treaptă, de circa 30% față de cea inițială, adică $0,3 \times 105 = 31,5$ mg/dm³, iar încărcarea organică aplicată filtrului va fi: $W' = 31,5 \times 20 = 630$ kg CBO₅/zi.

Din relația (7.41) se obține volumul filtrului din treapta a doua, adică: $E_2 = 50 = \frac{100}{1 + \frac{0,443}{(1-0,7)} \sqrt{\frac{W}{V \cdot F_b}}} = \frac{100}{1 + \frac{0,443}{0,3} \sqrt{\frac{381}{V}}}$, de unde, $V =$

$$381/0,461 = 827 \text{ m}^3; \text{ pentru } H = 1,2 \text{ m, aria filtrului va fi, } A = V/H = 827/1,2 = 690 \text{ m}^2.$$

O altă încercare de a elabora un model matematic unitar pentru procesele de epurare în filtre biologice, a fost făcută de W.W. Eckenfelder Jr. Conform acestei metode, procentul de reducere a materiilor organice este corelat cu cantitatea de membrană biologică care așa cum s-a arătat, scade cu adâncimea filtrului. Eficiența epurării biologice pentru filtre biologice fără recirculare, poate fi reprezentată printr-o relație în care intervine înălțimea stratului filtrant precum și coeficienții care exprimă unele particularități ale materialului filtrant și ale apelor uzate. Relația propusă are forma:

$$\frac{L_e}{L_0} = e^{-\frac{k_1 H}{L_0}} \quad (7.42)$$

în care:

L_0 - CBO₅ al influentului, în mg/dm³;

L_e - CBO₅ al efluentului, în mg/dm³;

H - înălțimea stratului filtrant, în m;

L_h - încărcarea hidraulică, în m³/m²oră;

k, k_1 - coeficienții care depind de tratabilitatea apei uzate, de înălțimea și natura stratului filtrant, de încărcarea hidraulică, de suprafața specifică a materialului filtrant etc.

Cercetările efectuate de Schultze și Velz (RFG), precum și de Eckenfelder W.W. (SUA), au stabilit pentru coeficientul k_1 valori de 0,67 respectiv 0,5.

Cercetările efectuate de ICPGA - București în perioada 1980 - 1981: în pilot cu ape uzate dintr-un colector al Capitalei, au stabilit următoarele medii pentru coeficienții k și k_1 (tabelul 7.8.)

Tabelul 7.8

Materialul filtrant	k_1	k	Valori k pentru:	
			$k_1 = 0,67$ (Velz)	$k_1 = 0,5$ (Eckenfelder)
Volcanic mediu poros	0,48	0,310	0,351	0,351
Volcanic microporos	0,37	0,275	0,344	0,306
Gră spartă	0,17	0,193	0,294	0,264

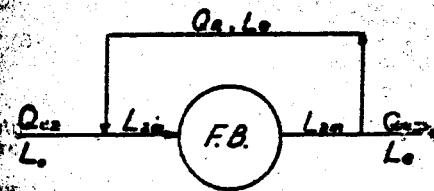


Figura 7.17. Schema uzuală a unei recirculări

$$L_{am}(Q_{uz} + Q_R) = Q_{uz} \cdot L_0 + Q_R \cdot L_e \quad (7.43)$$

L_{am} - CBO₅ al amestecului de ape uzate cu apele de recirculare ce intră în filtru, în g CBO₅/dm³;

L_0 - CBO₅ din apele uzate supuse epurării biologice, g/dm³;

Q_R, Q_{uz} - debitul de recirculare și debitul de calcul al apelor uzate;

L_e - CBO₅ din efluent, g/dm³.

Știind că coeficientul sau raportul de recirculare este definit de raportul, $R = Q_R/Q_{uz}$, din relația (7.43) rezultă:

$$R = \frac{L_0 - L_{am}}{L_{am} - L_e} \quad (7.44)$$

Dacă se cunoaște mărimea raportului de recirculare (R), se poate determina valoarea CBO₅ al amestecului influentului cu efluentul, deci va defini încărcarea organică aplicată filtrului, utilizând următoarea relație:

$$L_{am} = \frac{L_0 + R \cdot L_e}{1 + R} \quad (7.45)$$

Metoda T.S.S.F. (Ten State Standarde Formulation) recomandă următoarea relație:

$$L_e = \frac{1}{3} L_{am} \quad (7.46)$$

După normele SNIP II - G.6 - 62, mărimea lui L_{am}, în g/m³, se determină cu ajutorul relației:

$$L_{am} = k L_e \quad (7.47)$$

În care k este un coeficient care variază în funcție de temperatura medie a apelor uzate și de înălțimea utilă a filtrului, conform datelor din tabelul 7.9.

O altă metodă de calcul a încărcării unui filtru biologic prevăzut cu recirculare, a fost propusă de cercetătorul german Rincke - 1975, conform căreia eficiența filtrului biologic poate fi scrisă sub formă:

$$E_b = 93 - 0,017 \cdot l_0 \quad (7.48)$$

și

$$E_b = \frac{L_{am} - L_e}{L_{am}} \cdot 100 \quad (7.49)$$

Încărcarea organică din relația (7.48) poate fi scrisă sub formă:

$$l_0 = \left(93 - \frac{L_{am} - L_e}{L_{am}} \cdot 100 \right) \frac{1}{0,017} = 58,82 \left(93 - \frac{L_{am} - L_e}{L_{am}} \cdot 100 \right) \quad (7.50)$$

Tabelul 7.9.

Temperatura medie a apelor uzate pe timp de iarnă °C	Înălțimea utilă a filtrului				
	2,0	2,5	3,0	3,5	4,0
8 - 10	2,5	3,3	4,4	5,7	7,5
10 - 14	3,3	4,4	5,7	7,5	9,6
peste 14 ^o	4,4	5,7	7,5	9,6	12,0

Pentru stabilirea expresiei L_{am} care permite apoi calculul debitului de recirculare (Q_R) și implicit al raportului de recirculare (R), se impun o serie de înălțimii utile a filtrului, precum și a celorlalți parametri biologici din tabelul 7.7, ceea ce se poate scrie:

$$V = L_{am} \frac{Q_{am}}{l_0}; \quad A = \frac{Q_{am}}{l_h}; \quad H = L_{am} \frac{l_h}{l_0} \quad (7.51)$$

Aceste expresii substituite în relația (7.50) conduce la următoarea relație de gradul doi:

$$L_{am}^2 + 412 \frac{H}{l_h} L_{am} - 5882 \frac{H \cdot L_e}{l_h} = 0 \quad (7.52)$$

Rădăcina întâia din această ecuație se introduce în ecuația (7.43) se obține valoarea Q_R și R , iar cu relația (7.50) se determină încărcarea organică care se compare cu cea admisă în calculele inițiale. Pentru simplificarea calculelor, Rincke a elaborat graficul din figura 7.18.

Sub o formă mai simplificată, încărcarea organică L_{am} se poate determina cu ajutorul relației:

$$L_{am} = \frac{Q_c \cdot L_0 + Q_R \cdot L_e}{Q_c + Q_R} \quad (7.53)$$

Eficiența filtrării biologice prevăzută cu recirculare, se poate determina cu ajutorul următoarei relații propusă de Eckenfelder W.W.Jr.:

$$\frac{L_e}{L_{am}} = \frac{e^{-\frac{K}{1+R}}}{(1+R) - R \cdot e^{-\frac{K}{1+R}}} \quad (7.54)$$

Această relație poate fi folosită la dimensionarea filtrelor biologice în condiția ca, constantele respective să fie determinate pentru mediul filtrat respectiv, prin cercetări experimentale, așa cum s-a prezentat în tabelul 7.2.

Dacă din calcule, încărcarea hidraulică rezultă cu valori mai mici de $10 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{zi}$ (la filtrele biologice de mare încărcare), este necesar să se reducă înălțimea filtrului și să se mărească valoarea raportului de recirculare.

La dimensionarea instalațiilor de epurare mecano-biologice prevăzute cu recirculare, toate construcțiile, instalațiile, aparatele etc. trebuie dimensionate ținând seama și de debitul de recirculare.

Filtrele biologice sunt alcătuite din mai multe unități de filtrare, a căror suprafață orizontală se recomandă între 1.000 și 2.000 m^2 . Forma în plan depinde de soluția aleasă privind distribuția apei: circulară pentru distribuitoare rotative și dreptunghiulară pentru distribuția du-te - vino sau cu sprinklere.

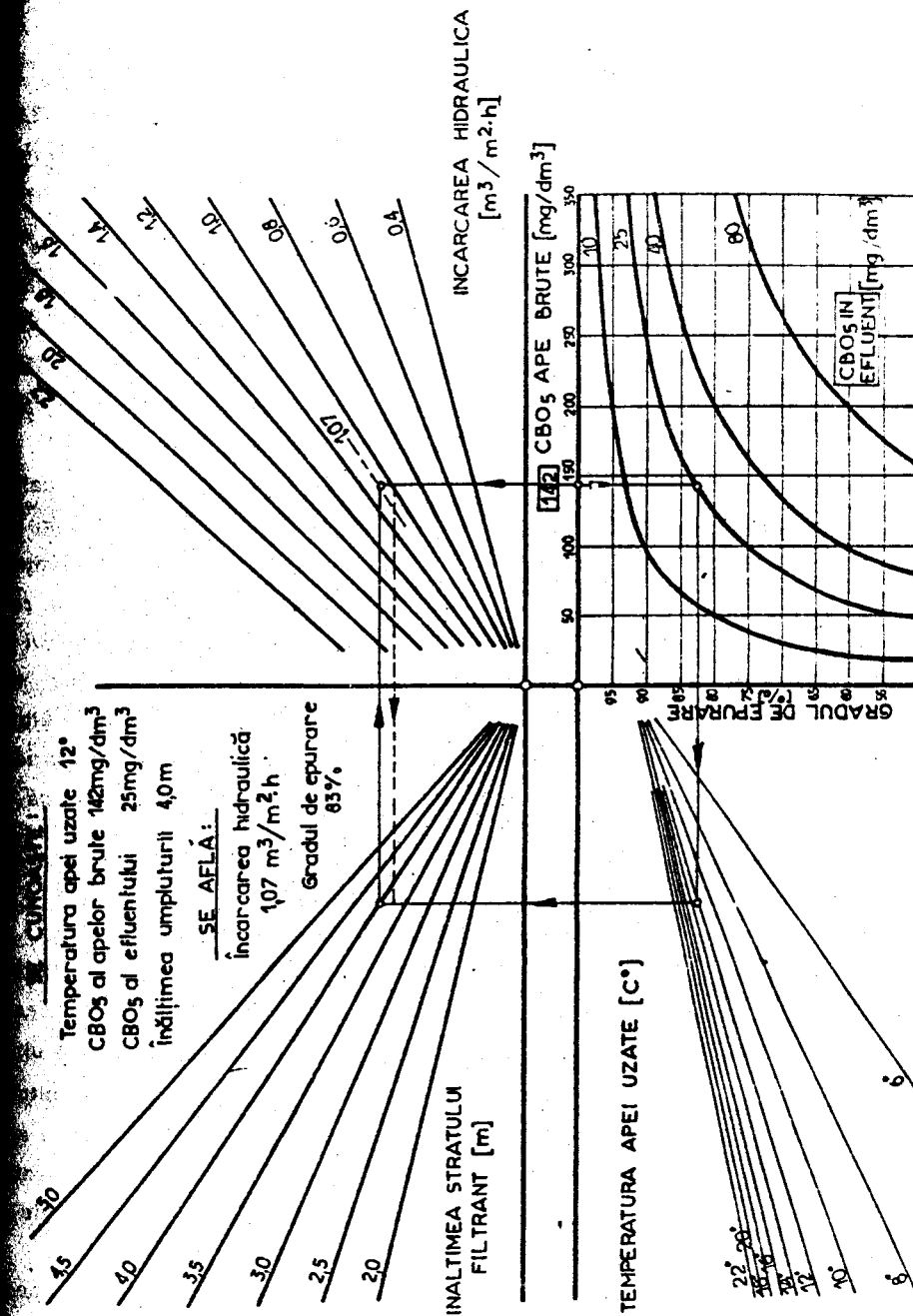


Fig. 7.18

7.3.1.4. Filtre biologice speciale

În această grupă de filtre biologice sunt cuprinse filtrele de mare înălțime (de tip turn) și filtrele cu discuri rotative.

Filtrele biologice turn (figura 7.19) sunt caracterizate de înălțimi mari în comparație cu suprafața orizontală care este de formă circulară.

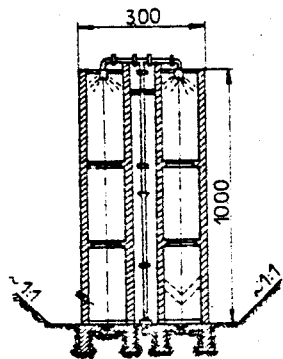


Figura 7.19. Filtru biologic turn

Raportul dintre înălțime și diametru variază între 6:1 până la 8:1. Filtrul este alcătuit din mai multe straturi filtrante de 2,00 - 4,50 m grosime dispuse pe verticală, separate între ele pe înălțimi de 0,5 m. Aceste interspații contribuie la realizarea unui puternic tiraj, respectiv la aerarea intensă a stratului filtrant. La dimensionarea filtrelor turn se recomandă a se adopta înălțimea de până la 10 m pentru epurarea apelor uzate cu încărcarea organică de 20 mg CBO₅/dm³, iar pentru apele cu concentrații mai mari de 350

mg CBO₅/dm³ se recomandă înălțimea de până la 15 m.

La evacuarea apelor epurate se poate admite o încărcare organică de 20 - 50 mg/dm³. Recircularea apelor este utilizată mai puțin. Aceste filtre biologice, datorită înălțimii mari de construcție prezintă avantajul, prin reducerea CBO₅ al apelor uzate puternic încărcate, în schimb cheltuielile investiții sunt direct proporționale cu înălțimea. Din aceste motive aplicarea filtrelor turn se recomandă pentru localități sub 10.000 locuitori, sau pentru obiective izolate care evacuează ape uzate cu concentrații mari de materie organică (fabrici de conserve, sanatorii, clinici veterinare etc.).

Filtre biologice cu discuri sunt cunoscute în literatura de specialitate sub diverse denumiri: bio - discuri, suprafețe biologice rotative (RBS), contactori biologici rotativi, BIO-SURF etc.

Instalația constă, în esență, dintr-o serie de discuri de diametru mare (0-3,0 m), confecționate din materiale ușoare (în majoritatea cazurilor, materiale plastice), montate cu interspații mici (de circa 10 - 40 mm) pe un suport orizontal suspendat deasupra nivelului apelor uzate din bazinele de epurare biologică. Aceste bazine legate în serie, alimentate cu apă uzată mecanic, au forma radierului semicirculară, urmând forma bazinelor de bio-discuri (figura 7.20)

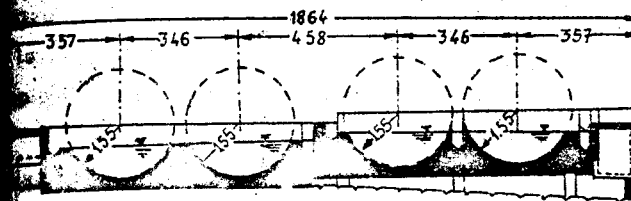


Figura 7.20. Schema de funcționare a instalației de epurare cu biodiscuri (modelul instalației de studii și cercetări de la Institutul de Cercetări pentru Ape Uzate din Stuttgart R.F.G.)

Prin rotația lentă a biodiscurilor ($n = 2 - 4$ rot/min, viteza periferică fiind de circa 0,3 m/s), aproximativ 40% din suprafața biodiscurilor este imersată sub în apa uzată (rezultatele privind eficiența maximă a procesului indică o înălțime de imersie a discurilor de 10 - 15 cm sub nivelul axului), creându-se astfel condiții optime pentru dezvoltarea membranei biologice și o bună oxigenare. Membrana fixată pe biodiscuri, are grosimea limitată (poate admite această grosime de până la 4 mm) prin acțiunea forțelor de antrenare dezvoltate de mișcarea de rotație a biodiscurilor; din această cauză în apa uzată din bazin, există în permanență, flocoane de nămol activate desprinse de pe discuri, contribuind la mărirea înălțimii filtrului (așa cum s-a arătat la filtrele biologice de foarte mare capacitate hidraulică), în condițiile unui timp de contact relativ scurt și cu pierderi umuri specifice scăzute de energie.

Acest sistem de filtrare biologică derivă din categoria filtrelor biologice scufundate, care, de-a lungul timpului au cunoscut evoluții biologice impuse de necesitatea perfecționării procesului de epurare și au dat la un consum energetic cât mai redus. Acest ultim aspect a fost

analizat în diferite stații pilot din Europa (Franța, RFG, Elveția) și din S.U.A., propunându-se următoarele soluții:

- confecționarea biodiscurilor din materiale cât mai ușoare și cu suprafața specifică cât mai mare (biodiscurile tip fagure au o suprafață specifică de $110 \text{ m}^2/\text{m}^3$, față de $70 \text{ m}^2/\text{m}^3$ la biodiscurile plane, iar greutatea pachetelor este de circa 30% din greutatea pachetelor cu biodiscuri plane);
- utilizarea aerului comprimat, la presiuni de ordinul 0,2 bari pentru punerea în mișcare a biodiscurilor;
- simplificarea, funcție de condițiile locale, a sistemului de susținere și mecanismului de antrenare a pachetelor de biodiscuri, așa fel încât consumul de energie electrică să nu depășească $50 \text{ W/m}\cdot\text{ax}$ la biodiscuri având $D = 2,0 \text{ m}$, respectiv $75 \text{ W/m}\cdot\text{ax}$ la cele având $D = 3,0 \text{ m}$;
- utilizarea sistemelor hidraulice de antrenare a biodiscurilor (sistemul BIO - CLEAN pe o instalație testată în Italia, pentru epurarea unui debit de $0,7 \text{ dm}^3/\text{s}$, a necesitat un moto-reductor cu puterea redusă de $0,05 \text{ kW}$ pentru asigurarea rotirii biodiscurilor la turația dorită unde s-a intervenit și cu energie hidraulică).

Pentru asigurarea unor grade ridicate de epurare biologică a apelor uzate, instalația se execută cu mai multe trepte de epurare; astfel, pentru două trepte, cercetările au arătat că randamentul este de 85%, pentru trei trepte 90%, iar pentru eficiențe mai mari de 90% sunt necesare un număr și mai mare de trepte (instalația din figura 7.20 este prevăzută cu patru trepte de epurare).

Cercetările efectuate în S.U.A. arată că deși investițiile necesare realizării unei stații de epurare cu biodiscuri, sunt aproximativ egale cu cele necesare realizării unei stații de epurare cu nămol activ, cheltuielile de exploatare și consumul de energie sunt de circa 30% mai scăzute în primul caz. În plus calitatea apei epurate este foarte bună și constantă (aproape de cea a apei epurate terțiar), iar simplitatea instalației nu ridică probleme deosebite de supraveghere. Procesul nu este afectat de șocurile de debit. Aceste caracteristici fac ca biodiscurile să fie foarte indicate pentru stațiile de epurare ale localităților mici și mijlocii.

Pentru dimensionarea acestor instalații, diverși autori au propus relații empirice, grafice, abace, programe de calcul, proiecte tip etc. care în

con condiții pot fi de un real ajutor proiectanților. Alți autori prezintă relații de modelare matematică a procesului și propun, diverse relații de

Având în vedere particularitățile tehnice și funcționale ale acestui tip de instalație de epurare biologică, un grup de cercetători români din cadrul Institutului de Cercetări Hidraulice și Mecanice Fluidelor din București, au efectuat, în perioada 1981 - 1993, măsurători pe un model experimental, la scară semiindustrială, folosind biodiscuri plane și biodiscuri fagure, ajungând la următoarele concluzii și recomandări de aplicare:

- tipul biodiscului (plan sau fagure) a influențat în mai mică măsură eficiența procesului de epurare;
- eficiența de epurare biologică depinde direct de încărcarea organică aplicată ($\text{CBO}_5/\text{m}^2\cdot\text{zi}$) și de turația biodiscurilor;
- încărcările hidraulice foarte mari cu care s-a lucrat din cauza apei uzate slab încărcate organic ($0,5 - 2,2 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{zi}$, față de $0,05 - 0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2\cdot\text{zi}$ recomandate de literatură) nu au avut efect negativ asupra eficienței de epurare;
- pentru biodiscurile fagure, valoarea medie a consumului de energie electrică a fost de $1,085 \text{ kWh/kg CBO}_5$ redus;
- influența sensului de rotație a biodiscurilor nu afectează eficiența procesului de epurare;
- concentrația oxigenului dizolvat în apa uzată în bazinele instalației a scăzut sub $1,4 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$;
- volumul nămolului acumulat zilnic în decantorul secundar, a crescut semnificativ cu creșterea încărcării organice și a numărului de turații aplicate biodiscurilor; se poate anticipa un volum mediu de $13 - 16 \text{ cm}^3/\text{zi g CBO}_5$.

Față de cele arătate, rezultă că eficiența de epurare a acestor stații depinde, în primul rând de încărcările organice aplicate, pentru asigurarea condițiilor de calitate impuse efluentului final. În acest scop se recomandă parametrii din tabelul 7.10.

Tabelul 7.10

Parametrii pentru dimensionarea filtrelor cu biodiscuri

CBO ₅ în efluent (mg CBO ₅ /dm ³)	Încărcarea organică (I ₀) (mg CBO ₅ /m ² zi)	Turația optimă (rot/min)	Nr. de trepte succesive
10	8	3,0 - 3,5	4,0
15	13		
20	17		
25	20		
30	24		
35	30		

Suprafața necesară biodiscurilor, în m², se poate determina cu relația:

$$A_b = \frac{C_0}{I_0} \quad (7.55)$$

unde:

C₀ - concentrația totală de materie organică din apele uzate supuse epurării biologice, în g CBO₅/zi;

I₀ - încărcarea organică aplicată pentru realizarea valorii CBO₅ din efluent impuse prin avizul Regiei Apele Române (tabelul 7.10).

Pentru realizarea gradului de epurare impus acestor ape, instalația constă dintr-un bazin de beton armat sau metalic compartimentat în patru compartimente (trepte) de epurare, fiecare compartiment fiind echipat cu câte un pachet de biodiscuri având diametrul D = 2,0 m. Suprafața unui strat fagure este (suprafața lamele + suprafața disc cu D = 2,0 m) dată de:

$$A_s = s_l + s_d = 5,11 + 6,28 = 11,39 \approx 11,40 \text{ m}^2$$

Numărul necesar de straturi:

$$N_s = \frac{A_b}{A_s} \quad (7.56)$$

Lungimea axului pentru fiecare linie de straturi de fagure:

$$L = N_s \cdot g_s + 2 \cdot d \quad (7.57)$$

unde:

g_s - grosimea unui strat care rezultă din însumarea grosimii lamelei și a discului, admițând un interspațiu (b) de 20 mm, adică g_s = 2·d + b = 40 mm;

d - grosimea discurilor de la capetele pachetului (de rigidizare), d = 10 - 12 mm.

Volumul net al jigheabului în care se așează pachetul cu discuri:

$$V_{\text{net}} = 0,32 \cdot D^2 (L - N_s \cdot d) \quad (7.58)$$

Numărul de rotații făcute de discuri pe minut:

$$n = \frac{6,37}{D} \left(0,9 - \frac{V_{\text{net}}}{Q_c} \right) \quad (7.59)$$

unde Q_c este debitul de calcul, în m³/h; numărul de rotații obținut din relația (7.59) trebuie să se încadreze în limitele indicate în tabelul 7.10.

Pentru acționarea pachetelor montate în cele patru trepte se recomandă să se utilizeze un motoreductor cu angrenaj cilindric în trei trepte, tip 71-0,37/750-HO₁ (cu motor de 0,37 kW, turație motor 750 rot/min, la ieșire 1C rot/min).

Având în vedere că aceste instalații cu biodiscuri sunt robuste și simple în funcționare, care realizează eficiențe de epurare ridicabile în funcție de necesități, cu cheltuieli de exploatare și întreținere reduse și cu consumuri mici de energie electrică, se recomandă proiectanților să promoveze această soluție de epurare biologică a apelor uzate evacuate din aglomerații sub 10.000 locuitori. Un model de schemă tehnologică de epurare pentru o localitate cu 5.000 locuitori este prezentată în figura 7.21.

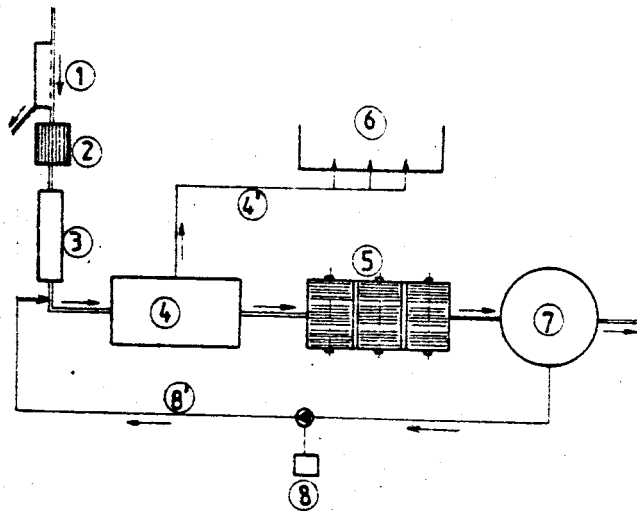


Figura 7.21. Schemă tehnologică a unei stații de epurare pentru o localitate sub 5.000 locuitori

1 - deversor; 2 - grătar; 3 - deznisipator aerat; 4 - decantor cu etaj; 5 - filtru biologic cu biodiscuri; 6 - platforme pentru deshidratare nămol; 7 - decantor secundar; 8 - stație de pompare; 8' - recirculare nămol biologic (membrană).

7.3.1.5. Elemente generale de exploatare a filtrelor biologice

Eficiența filtrelor biologice variază, așa cum s-a arătat, în funcție de încărcarea hidraulică și organică, de sistemul de distribuție adoptat, de materialul folosit, de gradul de recirculare etc.

de biologice, constituie o soluție ce prezintă importante avantaje: simplă, consum redus de energie, robustețe în funcționare (se rezistă la șocuri de încărcare), capacitate ridicată de nitrificare a materiei organice etc.

În ceea ce privește utilizarea filtrelor biologice a cunoscut o aplicabilitate largă în cadrul stațiilor de epurare orășenești, multe dintre cele existente funcționează la întreaga lor capacitate, fie din motive legate de proiectare, fie din nerespectarea normelor de exploatare.

Elementul de bază a exploatării este cea a menținerii permanente a echilibrului între cantitatea de organisme din membrana biologică și cantitatea de hrană (materii organice din apele uzate) ce li se pune la dispoziție. Pentru a evita, a introducerii, în fiecare filtru biologic, a unei cantități prea mari de hrană care acesta este capabil să-l prelucereze. Un debit prea mare face ca apa să curgă prea repede peste pelicula biologică, ceea ce nu permite dezvoltarea biologică și chimică între apă și membrană, în special când grosimea membranei este mare. Un debit mic face ca materialul filtrant să rămână complet acoperit cu peliculă de apă în mișcare, ceea ce reduce eficiența filtrului și prin aceasta, eficiența lui.

Elementul de bază al exploatării îl constituie repartizarea uniformă a debitului de apă uzată pe întreaga suprafață. Realizarea acestei repartizări presupune buna funcționare a sistemelor de distribuție fixe sau mobile (curățarea conductelor, desfundare orificii etc.) și curățarea suprafeței interioare a corpurilor care ar bloca-o (frunze sau alte materiale aduse de vânt).

Elementul de bază de exploatare se referă la menținerea permanentă a membranelor biologice în stare aerobă. În consecință, trebuie asigurate condiții de aerare necesare, ceea ce presupune menținerea liberă a tuturor corpurilor de aerare prin care se realizează ventilația (în cazul ventilației naturale), funcționarea a ventilatoarelor (în cazul ventilației artificiale). De asemenea, este necesar să se efectueze, periodic, examene microscopice asupra membranei biologice la diferite adâncimi. Analizele biologice vor permite să se determine dacă organismele ce trăiesc în filtru sunt cele aerobe capabile să realizeze procesul de epurare biologică la eficiența dorită. Efectuarea acestor analize microscopice presupune existența unor dispozitive speciale

pentru recoltarea de probe de biopeliculă, precum și existența, în filtrul, a unor sertare metalice, dispuse la diferite adâncimi, de unde se recoltează probele respective.

Dificultățile frecvente în exploatarea filtrelor biologice:

- 1) Oprirea mișcării distribuitoarelor rotative. Această defecțiune poate fi cauzată fie de blocarea axului central (din lipsa ungerii), fie de înfundarea a prea multe din orificiile de pe conductele de distribuție.
- 2) Inghetul constituie cauza celor mai mari dificultăți întâmpinate în exploatarea, prin formarea de gheață la suprafața filtrelor și a sistemelor de distribuție.
- 3) Distrugerea vieții din filtru datorită prezenței în apele uzate ale unor substanțe toxice de origine industrială (singura soluție, în asemenea situații, constă în preepurarea eficientă a apelor industriale în cazul de față).
- 4) Înmulțirea excesivă a musculițelor *Psychoda*, constituie un indicator al supraîncărcării organice pentru filtrul biologic respectiv. Se iau măsuri urgente de combatere a acestei deficiențe de expunere (utilizarea insecticidelor nu se recomandă, ea ducând la distrugerea completă a vieții din filtru), fie prin introducerea de clor în apa uzată la doze astfel stabilite încât în apa filtrată să existe o concentrație reziduală de circa $1,0 \text{ mg/dm}^3$, fie prin inundarea filtrului timp de câteva ore, odată pe săptămână (vara), sau odată pe decadă (primăvara și toamna), fie chiar oprirea filtrului pe o perioadă de 1 - 2 zile, astfel încât să nu mai existe condițiile alternative de uscat și umed, favorabile dezvoltării larvelor.
- 5) Băltirea apei la suprafața filtrului a cărei cauză principală o constituie introducerea în filtru a unor ape uzate cu încărcare organică mare care favorizează o dezvoltare excesivă a membranei biologice. Grosimea mare a acestei membrane duce la obturarea golurilor și deci a secțiunilor de trecere a apei. Alte cauze ale băltirii apei: închiderea golurilor cu frunze, praf etc. aduse de apă, eficiența redusă a treptei de epurare primară în ceea ce privește reținerea grăsimilor și suspensiilor decantabile etc. Măsurile de remediere pot fi: a) creșterea temporară a gradului de recirculare în instalația permite; b) afânarea, cu lopata sau furca, a stratului

la suprafața filtrului pe o grosime de 15 - 30 cm; c) înlocuirea completă sau totală a materialului filtrant etc.;

mirosurile mai puțin plăcute pot proveni tot din interiorul filtrului, datorită faptului că, datorită mării a membranei biologice, se dezvoltă, în interiorul ei, bacterii anaerobe de fermentație (se elimină acest neajuns prin clorirea de clor).

mirosurile mai puțin plăcute pot proveni tot din interiorul filtrului, datorită faptului că, datorită mării a membranei biologice, se dezvoltă, în interiorul ei, bacterii anaerobe de fermentație (se elimină acest neajuns prin clorirea de clor).

În perioada exploatării filtrelor biologice trebuie ținută evidența următoarelor elemente: debitul de apă uzată introdus în filtru, procentul de apă uzată care au loc băltiri etc. Pentru decantoarele secundare trebuie înregistrat numărul de ore de funcționare a podului raclor, numărul de nămol evacuate, intervalele de timp între două evacuări etc.

7.4. BAZINE DE AERARE CU NĂMOL ACTIV

Epurarea biologică cu nămol activ a apelor uzate în bazine de aerare este în prezent, procedeul cel mai utilizat în stațiile de epurare ale orașelor și comunele urbane. Această extindere a procedurii este justificată de numeroase avantaje, în comparație cu filtrele biologice: realizarea unor epurări mai ridicate, atât iarna cât și vara, sunt lipsite de mirosuri neplăcute și de prezența muștelor *Psychoda*, suprafețele specifice de aerare sunt mai reduse, permite o mai ușoară adaptare a procesului de aerare din stația de epurare la modificări de durată ale caracteristicilor apelor uzate etc. Marele inconvenient al acestui procedeu este de ordin economic deoarece necesită un consum specific de energie mai ridicat, energia fiind absorbită de utilajele care furnizează oxigenul necesar proceselor aerobe. În această direcție, privind neajunsurile de aerare cu nămol activ, se poate menționa și aspectul legat de

complexitatea exploatării, la care se adaugă sensibilitatea sportului față de variațiile caracteristicilor fizico-chimice ale apelor uzate.

Din punct de vedere constructiv, un bazin de aerare se prezintă în forma unui bazin rectangular din beton armat, unde epurarea biologică are loc în prezența unui amestec de nămol activ și apă uzată. Pentru asigurarea unui contact intim și continuu a celor doi componenți ai amestecului, se impune o agitare permanentă a acestora cu ajutorul aerului care asigură, în același timp, și oxigenul necesar coloniilor de microorganisme aerobice existente în compoziția nămolului activ, sub formă de flocoane. În afara agitării și aerării amestecului, în bazin se urmărește a se menține o concentrație cvasiconstantă a nămolului activ, ca urmare a recirculării anumite părți din nămolul sedimentat în decantorul secundar.

Din descrierea, în detaliu, a procesului de epurare biologică a apelor uzate (subcapitolul 7.1) s-a reținut că simultan cu eliminarea substanțelor organice impurificatoare, se obține creșterea nămolului activ (biomasa) sub forma materialului celular insolubil și sedimentabil în decantorul secundar. O parte din acest nămol este utilizat în scopuri tehnologice proprii (nămolul activ de recirculare), iar diferența numită nămolul activ în exces, este dirijată în decantoarele primare pentru a le mări productivitatea de eliminare a suspensiilor datorită prezenței flocoanelor care au efectul unui coagulant.

Pentru determinarea eficienței proceselor de epurare biologică în bazinele de aerare, trebuie cunoscută cinetica proceselor care au loc (cinetica biologică este o știință relativ nouă care nu este încă pe deplin elaborată). Cinetica reacțiilor se referă la studiul dinamicii proceselor desfășurate de organismele vii, începând cu celula individuală și sfârșind cu interacțiunile populațiilor de organisme complexe.

În bazinul cu nămol activ, cinetica reacțiilor se referă la cinetica consumării substratului sau a producerii produsului de biosinteză.

Modelarea matematică a proceselor de creștere ale populațiilor de celule este cunoscută sub diferite forme, dintre care cea mai utilizată este reacția propusă de Monod (1942), care exprimă legătura ce există între viteza de creștere specifică (constanta vitezei de creștere bacteriană) și concentrația substratului. În calculele estimative, viteza de creștere

celular se consideră, $k=0,50 - 0,75$ g material celular/g CBO₅

reducerea materiilor organice din apele uzate ce intră în bazinul de aerare să fie considerată că se realizează în două faze:

1) reducerea inițială ridicată corespunzătoare materiilor organice în stare de suspensii, coloidale și parțial în stare solubile, ușor degradabile;

2) reducerea a doua de reducere lentă, progresivă a materiilor organice

de natură rezistentă la stări fizice ale materiilor organice din apele uzate, și a compușilor chimici care conduc la îndepărtarea lor din apele uzate, pot fi realizate pentru materiile în stare de suspensie, reducerea are loc prin adsorbția în flocoane de nămol activ;

3) adsorbția constituie de fapt faza preponderentă a procesului, fiind realizată pentru materiile organice în stare solubilă, iar intensitatea procesului este proporțională cu concentrația nămolului activ în bazin, de vârstă medie;

4) pentru cele în stare coloidale, eliminarea are loc prin adsorbția lor la suprafața flocoanelor de nămol activ.

5) reacțiile de degradare a diferitelor materii organice sunt catalizate de enzime.

6) rezultatele experimentale, exprimate prin diferite modele matematice, confirmă evidentă că pentru apele uzate cu concentrații mari în CBO₅,

viteza de producerii materiilor organice, raportată la unitatea celulară va rămâne constantă până la o anumită limită de concentrație a substratului, după care pentru valori ale acestuia mai reduse, viteza variază numai în funcție

de concentrația materiilor organice și va fi descrescătoare. Reprezentarea grafică a vitezei de reacție, față de concentrația substratului este arătată în

figura 7.1 din care rezultă că această diagramă se prezintă sub forma unei hiperbole.

Pentru concentrații reduse ale substratului, viteza de reacție urmează o cinetică de ordinul unu, iar la concentrații mari, cinetica de ordinul zero.

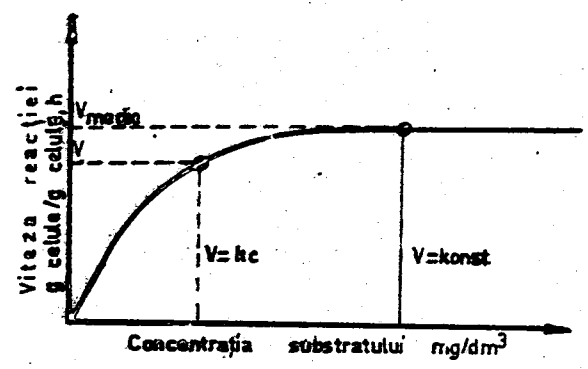


Figura 7.22. Viteza de creștere a biomasei în funcție de concentrația substratului

este un proces rapid atunci când condițiile de mediu sunt favorabile. Astfel, dacă se consideră o anumită cantitate de mediu nutritiv în stare solubilă și se inoculează cu un individ de un anumit tip, care poate crește în acele condiții, creșterea numărului de indivizi va urma o curbă denumită curbă de creștere sau de dezvoltare a masei bacteriene. Această curbă (figura 7.23)

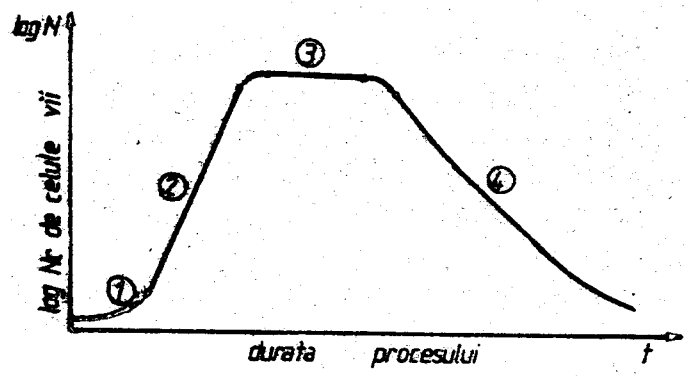


Figura 7.23. Curba creșterii masei de microorganisme
1 - faza de stagnare; 2 - faza de creștere logaritmică; 3 - faza de maximum staționară; 4 - faza de autooxidare (endogenă)

prin trasarea logaritmului numărului de celule vii din masa bacteriană în funcție de timp, fiind alcătuită din patru faze diferite, după cum urmează:

Faza de stagnare (în unele materiale de specialitate, se mai spune faza de lag) este cea în care microorganismele își adaptează mecanismul enzimatic la noul mediu, își selectează acele tipuri de enzime care să poată lucra în mediul respectiv;

Faza de creștere exponențială care începe numai după adaptarea organismului la mediul de viață respectiv, moment în care celula bacteriană modifică metabolismul și drept urmare începe înmulțirea, cu o viteză de creștere, iar timpul de generare prezintă o valoare minimă posibilă, în condițiile de mediu oferite. Inmulțirea celulei are loc prin diviziune transversală (binară). În condițiile existenței unui mediu teoretic

ideal, o celulă, în timp de 48 ore se va înmulți la un număr de 2^{144} celule, adică va ajunge la o greutate de $2 \cdot 10^{26}t$ echivalentă cu de 4000 ori greutatea pământului. În realitate această fază de creștere a masei bacteriene prin sinteză va cunoaște anumite limitări, reglementate, în afară de condițiile de mediu, de concentrația substratului apei uzate;

Faza de maximum staționară arată că viteza dezvoltării începe să scadă, fie ca rezultat al acumulării de substanțe toxice fie ca urmare a pierderii echilibrului între viteza de apariție a microorganismelor moarte și viteza de înmulțire;

Faza de autooxidare (faza endogenă) când cantitatea de mediu nutritiv ajunge la minimum, astfel încât microorganismele sunt nevoite să trăiască din propriul lor material biologic. Viteza de dispariție a microorganismelor ajunge la valori maxime, iar numărul lor descrește exponențial. Acesta va fi momentul când epurarea apei s-a realizat la maximum.

Pentru ca procesul de epurare să se desfășoare normal este necesar să se mențină bazinele cu nămol activ, factorii de bază - microorganismele, substanțele organice din apele uzate și oxigenul dizolvat - să se găsească în anumit raport.

Determinarea necesarului de oxigen și producția prin sinteză, a masei bacteriene constituie parametrii de bază privind proiectarea sistemelor de epurare și de dirijare a nămolului din decantoarele secundare.

Cercetările efectuate de Mc'Kinney au arătat că din totalul CBO_5 introdus în procesul de epurare, $1/3$ este utilizat de CBO_5 al apelor uzate pentru energie, iar $2/3$ este utilizat pentru sinteza materialului celular.

Pe durata procesului de epurare, între masa de microorganisme și cantitatea de substanțe organice din apele uzate și consumul de oxigen dizolvat se stabilește o corelație bine determinată, așa cum se vede în figura 7.24 (s-a admis că această corelație este valabilă pentru un bazin cu o cantitate finită de materii organice și din care, pe durata procesului, s-a extras material celular nou format).

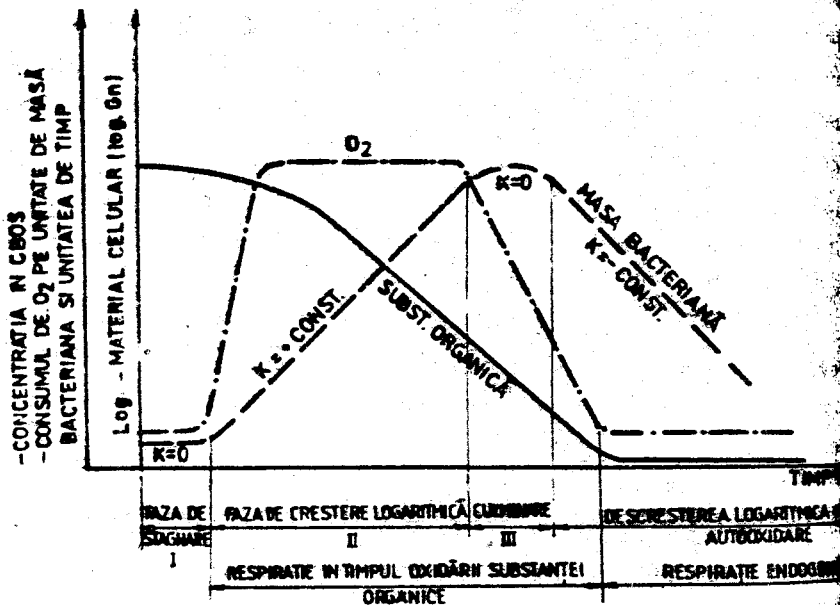


Figura 7.24. Corelația dintre masa de microorganisme, cantitatea de materii organice din apa uzată și consumul de oxigen dizolvat.

Din analiza diagramelor de variație a indicatorilor menționați, se pot preciza:

- microorganismele care vor supraviețui condițiilor de mediu pot dezvolta conform curbei creșterii obișnuite, prezentată în figura 7.24.

- în faza de stagnare și în faza de maxim staționar viteza creșterii (k) prezintă valori egale cu zero; în faza de creștere exponențială, valoarea este pozitivă și constantă, iar în faza de oxidare, k este din nou constant, dar cu valori negative;

- în faza de stagnare, cantitatea de substanțe organice rămâne neschimbată, iar în timpul fazelor următoare, se reduce substanțial atingând valori foarte reduse;

- consumul de oxigen dizolvat de către microorganismele aerobe este limitat în faza de stagnare, limitat numai la oxigenul necesar respirației endogene (bază) ale acestora, urmând apoi o creștere bruscă corespunzătoare fazei de creștere a microorganismelor, atingând valoarea maximă. Această valoare maximă se menține constantă pe întreaga durată a fazei exponențiale de creștere, descrescând din nou în următoarele faze, până la valoarea inițială a respirației endogene.

Dinamica degradării materiilor organice în bazinul cu nămol activ se poate evidenția astfel:

- CBO_5 degradat în prima fază de oxidare biochimică, se oxidează ușor până la stadiul de CO_2 și H_2O . În această fază se degajă energia care este utilizată de microorganisme pentru sinteza substanței celulare a nămolului activ. Durata acestei faze este de circa o oră. Reacțiile care au loc în această fază pot fi exprimate sub forma ecuațiilor (7.2) sau (7.4):

- CBO_5 acumulat în materialul celular (sinteza substanței celulare a nămolului activ din restul materiilor organice rămase în apa uzată). Această fază este definită de ecuația (7.1) sau de (7.5). Proportia dintre materiile organice oxidate și cele sintetizate variază în funcție de raportul ce există între substrat și biomasa nămolului activ, așa cum se arată în figura 7.25. De obicei materiile organice din apele uzate care se transformă în material celular nou este în medie de 60%, necesitând pentru aceasta, un consum de oxigen de circa 50% din greutatea materiilor organice exprimate în CBO_5 .

- CBO_5 oxidat în timpul respirației endogene sau faza oxidării substanței celulare a nămolului activ. Această fază de oxidare începe

după 20 - 24 ore de aerare a nămolului activ și se termină după 2 zile. Această fază este reprezentată de ecuația (7.3) sau de (7.6).

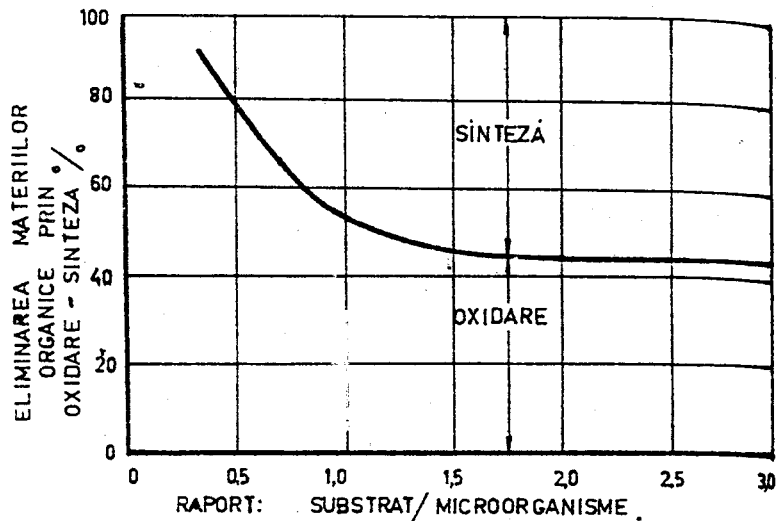


Figura 7.25. Eliminarea materiilor organice din apele uzate prin procesele de oxidare și sinteză

În afară de fazele arătate, trebuie să se aibă în vedere și de CBO_5 utilizat pentru nămolul activ recirculat și de CBO_5 evacuat în emisar.

Reprezentarea grafică a degradării materiilor organice în bazinul de nămol activ, având în vedere cele precizate mai sus, este arătată în figura 7.26.

După cum rezultă din graficele figurilor 7.25 și 7.26, un parametru important al procesului care intervine cu o pondere deosebită, îl reprezintă factorul de încărcare al sistemului definit de raportul:

$$k = \frac{\frac{\text{substratul}}{\text{unitate de timp}}}{\text{nămol activ din sistem}} = \frac{\text{materiile organice} \left(\frac{\text{kg } CBO_5}{\text{zi}} \right)}{\text{kg nămol activ}}$$

care după cum se va vedea în continuare, poartă denumirea de încărcare

de nămolului activ și va constitui un parametru de bază privind funcționarea acestor bazine.

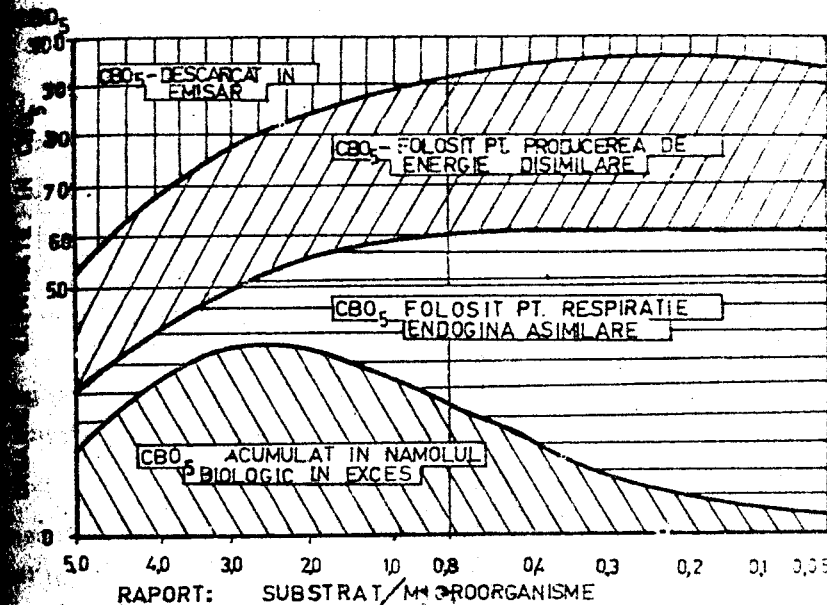


Figura 7.26. Variația eliminării materiilor organice din apele uzate în funcție de încărcarea masică definită de raportul dintre substrat și microorganisme dintr-un bazin cu nămol activ

7.4.1. Scheme principale de funcționare a bazinelor cu nămol activ

După variația concentrației substanțelor organice (CBO_5) în lichidul din bazinul de aerare, deosebim două tipuri de bazine (omogene și heterogene), cu următoarele scheme tehnologice:

1. Bazine de aerare omogene cu amestecare totală, cărora le corespunde schema din figura 7.27, fiind caracterizate prin aceea că în orice punct din interior, lichidul prezintă aceeași compoziție, iar indicatorii fizico-chimici și biologici ai efluentului sunt aceeași cu cei ai lichidului din bazin. Acest tip de bazin de aerare de formă pătrată, se recomandă în stațiile mici de epurare, unde datorită cantităților reduse de ape uzate,

cantitățile de nămol activ sunt și ele mici nefiind capabile să preia șocuri

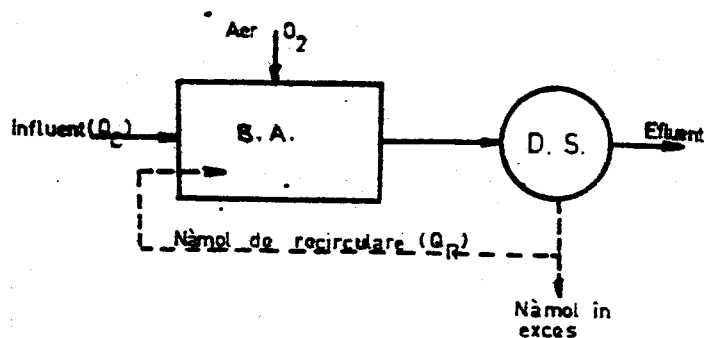


Figura 7.27. Bazine de aerare omogene

de CBO_5 sau de substanțe toxice.

2 - scheme de bazine de aerare neomogene, cu concentrație descrescătoare în lungul bazinului, deci compoziția chimică și fizică a lichidului din interior variază în toate punctele bazinului. De regulă aceste bazine neomogene au forma în plan rectangulară (față de primele a căror formă în plan este apropiată unui pătrat), iar scurgerea lichidului este longitudinală. Sunt recomandate pentru stațiile de epurare mijlocii și mari, unde vârfurile de CBO_5 și substanțele toxice

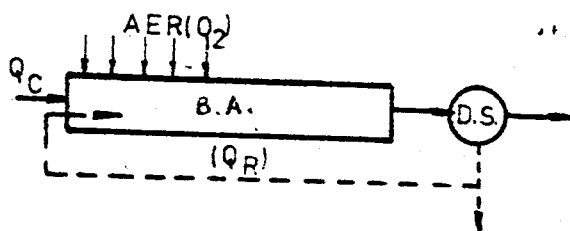


Figura 7.28. Bazin de aerare neomogen cu introducerea concentrată a apei și a nămolului activ

din apele uzate se reduc treptat, pe măsura parcurgerii bazinului de aerare, ajungând ca la ieșirea din bazin să aibă valori foarte mici.

În mod normal aceste bazine de tip neomogen, sunt al

imentate, concentrat, cât și cu nămol activ, conform figurii 7.28. În decursul timpului s-au experimentat și aplicat în practică și alte scheme

de introducere a nămolului în acest tip de bazine, deosebindu-se următoarele scheme:

- schema distribuției fracționate a încărcării organice din apă

(figura 7.29) care mai poartă denumirea și de schema Gould după numele celui ce a conceput-o și aplicat-o în anul 1939 la stația de epurare de la Tallomons Island-New York

- schema prin care apa este introdusă

concentrat în capătul amonte, iar nămolul activ distribuit fracționat în lungul bazinului de aerare pe $(1/3 - 2/3)$ din lungimea bazinului (figura 7.30) și schema combinată a celor arătate mai înainte (figura 7.31);

Figura 7.29. Bazine de aerare neomogene cu distribuția fracționată a apei uzate

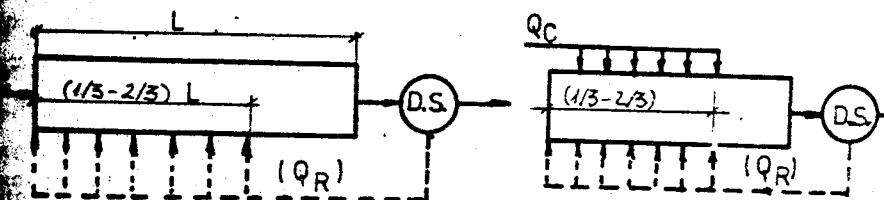


Figura 7.30. Bazine de aerare neomogene cu introducerea fracționată a nămolului activ

Figura 7.31. Bazin de aerare neomogen cu introducerea fracționată a apei și a nămolului activ

- schema epurării în două trepte (figura 7.32) corespunde la trecerea apei, caracterizată de o mare încărcare organică, printr-o pereche de bazine de aerare și de decantoarele secundare. În ceea ce privește nămolul activ în exces dintr-o treaptă poate fi recirculat în cealaltă, sau pot fi utilizate alte variante tehnologice.

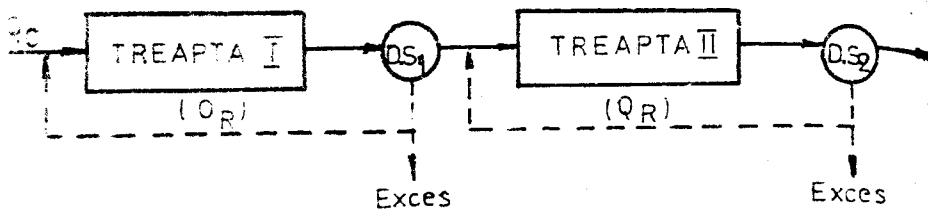


Figura 7.32. Schema de epurare în două trepte

4 - schema de epurare cu regenerarea nămolului sau schema stabilizării de contact (figura 7.33) se recomandă pentru epurarea apelor uzate în

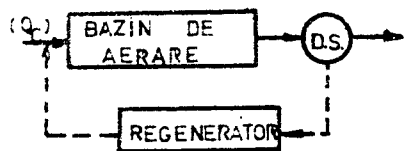


Figura 7.33. Schema de epurare cu regenerarea nămolului

în decantorul secundar să aibă calitățile cerute unui nămol activ, se impune regenerarea, prin aerare separată a acestuia, după care se va utiliza ca nămol de recirculare.

5 - schema de epurare cu aerare prelungită (figura 7.34) cu oxidare totală a substanțelor organice din apă și cu stabilizarea nămolului

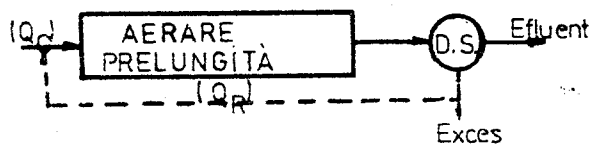


Figura 7.34. Schema de epurare cu aerare prelungită (oxidare totală)

(fermentarea aerobă), ceea ce conduce la obținerea unor cantități reduse de nămol în exces care este dirijat spre instalațiile de

deshidratare. Duratele de aerare sunt de ordinul zilelor, deci un consum ridicat de energie electrică, ceea ce limitează aplicarea schemei pentru debite mici.

7.4.2. Nămolul activ. Calitățile biologice, fizice și chimice ale nămolului activ

Asupra calităților biologice ale nămolului activ s-au prezentat în capitolul 7.1.2, care sunt microorganismele care participă la procesul de epurare biologică. Încărcarea unei instalații biologice poate fi cunoscută după biocenoza existentă. Instalațiile de mare încărcare au o biocenoză în care domină bacteriile de genul Zooglea (ciliatele sunt în număr redus). În aceste instalații hrana necesară microorganismelor este deficientă pentru a evita autoxidarea, prin care o parte din nămolul activ este mineralizat. Asemenea instalații sunt caracterizate de randamente mari de epurare, însă necesită un consum ridicat de energie. La instalațiile biologice de mică încărcare organică, crește numărul ciliatelor, care, prin înfrângerea bacteriilor libere, nelegate în colonii, participă la îmbunătățirea calității apei epurate sub aspectul eliminării unei cantități suplimentare de D.S., ca urmare a eliminării bacteriilor libere provenite din procesul de autoxidare (faza endogenă).

Calitățile fizice ale nămolului activ caracterizează modul de alcătuire a flocoanelor de nămol activ, cu referire asupra concentrației de materie în suspensie (MTS) care influențează procesul de epurare. În aceeași măsură, este important și procesul de sedimentare maximă a flocoanelor în decantorul secundar. O bună floculare a nămolului, exprimată printr-o concentrație mai ridicată a MTS-ului, combinată cu o bună decantare a nămolului activ sunt condițiile necesare realizării unei eficiențe ridicate a epurării biologice.

Aceste însușiri ale nămolului activ sunt puse în evidență de indicele volumetric al nămolului (I_{VN}), numit și indexul Mohlman. Acest indice definește ca volumul unui gram de materii totale în suspensie, considerat la umiditatea corespunzătoare și determinat după un timp de 30 min de sedimentare; se exprimă în cm^3/g . Procesul de epurare dintr-un bazin de nămol activ se desfășoară în condiții bune dacă $I_{VN} = 50 - 150 cm^3/g$; la creșterea a indicelui Mohlman peste $200 cm^3/g$ se poate vorbi despre nămol înfoiat (bolnav), cu proprietăți de decantare extrem de reduse, care favorizează formării acestui nămol ușor, care plutește la suprafața apei din decantor și constituie secundar o constituie de voltarea, cu preponderență, a bacteriilor filiforme (*Sphaerotilus*) și a lungiilor.

Literatura de specialitate și cercetările recente indică existența unei strânse interdependențe dintre indicele volumetric al nămolului activ și încărcarea organică a nămolului activ (I_{ON}). Acest ultim indicator constituie un parametru important de care se va ține seama la proiectarea și asemenea instalații biologice. Acest parametru va exprima, așa cum s-a arătat, cantitatea totală de substanță organică, exprimată în $kg CBO_5$ aferentă, în decurs de o zi, unui kilogram din fracțiunea volatilă a nămolului activ (NV), conținut în bazinul de aerare.

La bazinele cu încărcări organice mici, corespunzătoare instalațiilor de mineralizare a nămolului activ, indicele de nămol prezintă o valoare scăzută. Prin creșterea încărcării organice a nămolului activ, va crește și valoarea indicelui volumetric al nămolului. Orientativ, se consideră că încărcarea organică de $0,3 kg CBO_5/kg NV$ zi poate fi admisă ca o valoare critică, deoarece la depășirea acestei valori apare o creștere bruscă a I_{VN} care, ulterior, descrește proporțional cu creșterea încărcării organice. La proiectarea bazinelor se poate admite o zonă critică a încărcării organice între stabilită între valorile de $0,3 - 1,5 kg CBO_5/kg NV$ zi, această gamă de încărcări vor conduce la eficiențe de epurare în limite destul de avansate de 83 până la 90%.

Un alt indicator fizic al nămolului activ îl constituie procentul de materii totale în suspensii (MTS) separabile prin decantare, sau raportul dintre procente dintre volumul de nămol rezultat din decantarea timp de 30 min

atecului din bazinul de aerare, într-un cilindru (con Imhoff) de $1 dm^3$ și volumul probei tot de $1 dm^3$. Acest raport variază între 10 - 25%, cu medie de 12%, volumul de nămol activ depus reprezentând 100 - 250 ml/dm^3 .

Calitățile chimice ale nămolului activ exprimă conținutul azotului organic din albuminele care intră în componența organismelor vii. Conținutul de azot organic este apreciat la circa 4 - 8% din valoarea MTS. Un conținut scăzut în azot organic înseamnă o încărcare ridicată a flocculelor cu substanțe anorganice, deci o activitate biochimică mai redusă.

7.4.2.1. Recircularea nămolului activ

Constituie, așa cum s-a arătat, o componentă tehnologică a procesului de epurare biologică, necesară pentru a menține în bazin o anumită concentrație a nămolului activ, impusă de încărcarea organică a apelor ce urmează a fi epurate și de gradul de epurare necesar a se realiza.

Așa cum s-a arătat, în bazinul de aerare sunt două categorii de nămoluri: nămolul de recirculare, care acționează direct asupra procesului de aerare și care ar fi asemuit cu cel care constituie membrana filtrelor biologice și nămolul în exces. Se impune o precizare și anume că spre deosebire de nămolurile biologice, cantitatea de nămol de recirculare poate fi reglată, în vederea obținerii unui grad de epurare dorit a se realiza.

Procentul de nămol de recirculare variază între 30% și 100% din volumul apelor uzate introduse în bazin. Valorile de până la 30% corespund bazinelor cu încărcări organice reduse, iar cele de până la 100% pentru bazinele de mare încărcare. Din considerente legate de reducerea duratei de aerare, se recomandă, indiferent de mărimea încărcării organice, ca recircularea să atingă valori apropiate de 100%.

Făcându-se bilanțul MTS în sistemul bazin de aerare - decantor secundar din figura 7.35, cu neglijarea nămolului activ evacuat în exces și considerând că nămolul activ nu este pierdut din decantorul secundar, se poate determina coeficientul de recirculare din relația:

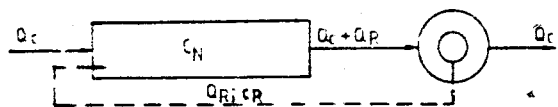


Figura 7.35. Schema de calcul a cantității de nămol activ de recirculare

$$Q_R \cdot C_R = (Q_C + Q_R) C_N \quad (7.60)$$

în care:

- Q_R - debitul de nămol activ de recirculare, în m^3/z ;
- C_R - concentrația nămolului activ preluat din decantorul secundar și reintrodus în bazinul de aerare, în $kg\ MTS/m^3$;
- Q_C - debitul de calcul al apelor uzate, în m^3/z ;
- C_N - concentrația nămolului activ din bazinul de aerare reprezentând $kg\ MTS$ ce se găsește într-un m^3 de amestec de apă uzată și nămol în $kg\ MTS/m^3$.

Dacă în relația (7.60) se exprimă coeficientul de recirculare definit ca raportul debitelor, $R = Q_R/Q_C$, atunci rezultă expresia de calcul a acestui coeficient, sub forma:

$$\%R = \frac{C_N}{C_R - C_N} \cdot 100 \quad (7.61)$$

Dacă se consideră că în decantorul secundar, umiditatea medie a nămolului activ este de 99%, atunci valoarea concentrației $C_R = 100\ MTS/m^3$. Cunoscând că indicele volumetric al nămolului reprezintă inver-

sitatea nămolului din decantorul secundar, adică $lv_N = 1000/C_R$, coeficientul de recirculare devine:

$$\%R = \frac{C_N \cdot lv_N}{1000 - C_N \cdot lv_N} \cdot 100 \quad (7.62)$$

Relația (7.62), utilă exploataării în ceea ce privește eficiența procesului de aerare, exprimă legătura dintre valoarea indicelui volumetric al nămolului și mărimea concentrației nămolului activ în bazinul de aerare. De exemplu, dacă se admit valori pentru $lv_N = 50 - 150\ dm^3/kg$, se poate observa că, pentru o valoare a coeficientului de recirculare care este intensitatea recirculării nămolului, astfel ca eficiența de aerare să fie corespunzătoare gradului de epurare dorit. O recirculare de 100% se va accepta numai în cazul unui nămol ușor, cu tendințe de a se umfla. Din punctul de vedere al examinării microscopice se disting două tipuri de nămol ușor (umflat): nămol în componența căruia se găsesc bacterii crescute de bacterii filamentoase și nămol în componența căruia se găsesc puține microorganisme filamentoase, în schimb densități crescute de zooglee ramificate, având învelișul zoogleal puternic hidratat (Fig. 7.36).

7.4.2.2. Nămolul activ în exces

Reprezintă cantitatea de nămol activ care nu mai este necesară pentru procesul de epurare, fiind exprimată în $kg\ MTS$ evacuate zilnic din bazinul de aerare; poate fi exprimată și în volume de nămol atunci când se ține seama de considerarea umiditatea acestuia de 98,5 - 99,5%.

Cantitatea de nămol în exces ($1 - R$) depinde de mai mulți factori. Cel mai important este ponderea cea mai importantă o reprezintă cantitatea de CBO₅ din apă uzată la care se adaugă factorul privind menținerea concentrației nămolului activ în bazinul de aerare.

Este știut că nămolul activ de recirculare își mărește neîncetat cantitatea prin proliferarea microorganismelor (biomasei) datorită hranei și a apei uzate nou sosită în bazin.

Cantitatea de nămol în exces care trebuie evacuată, pentru a menține constantă cantitatea de nămol de recirculare, se estimează la 1,5 - 3,0% din cantitatea de apă uzată care intră în aerotanc (Imhoff, 1966).

Producția zilnică de nămol în exces, în kg MTS/zi, se poate calcula cu ajutorul relației propusă de Huncken, relație acceptată de STAS 11566-82, având forma:

$$N_{ex} = 12 \cdot \frac{Q_{ON}}{Q_N} \cdot E_B \cdot L_{5B} \quad (7.63)$$

în care:

- Q_{ON} - încărcarea organică a nămolului, în zile⁻¹;
- E_B - eficiența treptei biologice, în unități zecimale;
- L_{5B} - cantitatea de CBO_5 din ape uzate ce intră în trapta biologică, în kg/zi.

Nămolul în exces poate fi trimis, spre tratare, în rezervoarele de fermentare metanică, după ce în prealabil a fost supus unui proces de reducere a umidității în bazine speciale numite îngroșătoare de nămol. Dacă schema tehnologică a stației de epurare prezintă un aranjament corespunzător, se recomandă ca acest nămol să fie pompat într-un câmin din fața decantoarelor primare, prezentând următoarele avantaje:

- creșterea eficienței decantoarelor primare, deoarece flocoanele de nămol activ au efectul unui coagulant;
- amestecul celor două feluri de nămoluri conține mai puțină apă și în consecință volume reduse de nămol vor fi dirijate spre rezervoarele de fermentare, eliminând necesitatea obligatoriu a îngroșătorului de nămol.

7.4.2.3. Vârsta nămolului activ

Așa cum indicele de volum al nămolului reprezintă un parametru important privind desfășurarea procesului de epurare biologică, la fel și vârsta nămolului constituie un indicator privind eficiența procesului.

Vârsta nămolului poate fi definită ca timpul, în zile, necesar reînnoirii nămolului și depinde de cantitatea nămolului activ din bazinul de aerare și de cantitatea nămolului în exces, adică:

$$V_n = \frac{G_N}{N_{ex}} \quad (7.64)$$

G_N - cantitatea de nămol activ din bazin, kg MTS;

N_{ex} - producția zilnică de nămol în exces, în kg MTS/zi.

Conform M.G.Fair și C.J.Geyer (1962), vârsta nămolului reprezintă timpul în zile, în care o particulă în suspensie rămâne sub aerare, adică raportul dintre cantitatea de nămol activ și încărcarea cu substanțe în exces a apelor uzate ce intră în bazinul de aerare, fiind definită de

$$V_n = \frac{G_N}{G_B} \quad (7.65)$$

G_B - cantitatea de CBO_5 din influent, în kg MTS/zi;

G_N - definit în relația (7.64)

Imhoff definește vârsta nămolului, în zile, ca fiind raportul dintre cantitatea de nămol activ din bazin și cantitatea de nămol în exces, ambele exprimate în volume, conform relației:

$$V_n = \frac{Q_R \cdot T}{24} \cdot \frac{1}{V_{ex}} \quad (7.66)$$

Q_R - cantitatea de nămol recirculat care exprimă o parte din debitul
ape uzate supuse aerării ($Q_R = R \cdot Q_C$), în m^3/z ;

T - timpul de aerare, în ore;

V_{ex} - volumul nămolului în exces care reprezintă 1,5 - 3,0% din debitul
apelor uzate, în m^3/z .

Dacă, de exemplu, se consideră procentul mediu de nămol recirculat de 50% și cel în exces de 1,5%, rezultă, în baza ecuației (7.67) că atunci când nămolul în exces a fost evacuat din bazin, el a trecut în aerare de $50/1,5 \approx 33$ ori prin sistemul de aerare, iar dacă s-ar considera durata aerare de 2,4 ore, acest nămol ar fi supus aerării (vârsta nămolului) timp de $33 \times 2,4 = 79,2$ zile sau $33 \times 0,1 = 3,3$ zile.

Cu cât apa uzată este mai încărcată în substanțe organice, cu atât cantitatea de nămol este mai mare și, respectiv, este mai mare producția de nămol în exces.

Potențialul de oxidare a materiei organice descrește cu vârsta nămolului, adică cu cât gradul de epurare este mai mare, cu atât vârsta nămolului va avea valori mai mari. Astfel, pentru grade de epurare ridicate ($E_B > 98\%$), adică pentru acele instalații cu încărcări organice reduse și vârstă nămolului este mare, de circa 20 zile; pentru grade de epurare de 80 - 90%, vârsta nămolului este 1 - 2 zile. În cazul aerării prelungite, de ordinul a 9 - 10 zile, nămolul activ are aspect de "nămol îmbătrânit" fiind cu un conținut avansat de mineralizare.

7.4.3. Proiectarea bazinelor de aerare

Epurarea biologică a apelor uzate nu este caracterizată numai de consumarea substanțelor organice ci, concomitent, prin creșterea în greutate a biomasei.

Materiile totale în suspensie (MTS) din bazinele de aerare, parțial de natură cantitativ al biomasei, sunt amestecuri de substanțe anorganice și organice, acestea din urmă fiind formate din substanță vie și nevie. Substanțele

inerte, în ansamblul lor, se determină din rezidul uscat, deci din rezidutul MTS prin calcinare la $600^\circ C$. Pierderea la calcinare este considerată ca partea organică.

Dimensionarea bazinelor de aerare utilizează ca parametru de bază cantitatea de materie volatilă a nămolului activ, adică suspensiile volatile sau cantitatea volatilă (SV).

Fracțiunea de biomasă volatilă, activă, depinde de fracțiunea organică brută și de vârsta nămolului (cu cât floconul este mai bătrân, cu atât cantitatea de materie volatilă scade). Se admite că SV din nămolul activ variază între valorile 0,55 - 0,70 pentru bazinele cu aerare îndelungată și de 0,70 - 0,85 pentru bazinele de mică și mare încărcare. Aceste valori se referă în general la apele uzate menajere (STAS 11566-82), pentru apele uzate industriale fiind necesare analize de laborator în vederea stabilirii acestor valori.

Proiectarea bazinelor de aerare constă în stabilirea următoarelor caracteristici care vor fi diferențiate apoi în funcție de sistemul de aerare utilizat (pneumatică sau mecanică): volumul bazinului de aerare, debitul nămolului recirculat, timpul de aerare, consumul de oxigen necesar, cantitatea de oxigenare necesar a fi instalată și elementele caracteristice sistemului de aerare.

Indicatorul de bază în funcție de care se va face dimensionarea biologică a bazinului de aerare, îl reprezintă eficiența treptei de epurare biologică, adică gradul de epurare necesar apelor uzate epurate mecanic înainte de a fi trimise la receptor. Acest grad de epurare trebuie realizat din condiția protecției calității receptorului (STAS 4706-88). În acest scop, se utilizează relația:

$$\%E_B = \frac{L_{SB} - L_{SE}}{L_{SB}} \cdot 100 \quad (7.67)$$

unde:

L_{SB} - cantitatea de CBO_5 din apa uzată epurată mecanic și urmează a fi prelucrată biologic, în kg MTS/z;

L_{SE} - cantitatea de CBO_5 pentru apa uzată efluentă din treapta de epurare biologică (STAS 4706-88), în kg MTS/z.

În funcție de mărimea gradului de epurare se adoptă valorile recomandate de STAS 11566-82 privind încărcarea organică a nămolului (l_{ON}) și concentrația nămolului activ (C_N) din bazinul de aerare, conform tabelului 7.11.

Tabelul 7.11

Eficiența treptei biologice	Eb %	70-80	80-82	82-90	90-93	93-98
Încărcarea organică a nămolului	kg CBO ₅ kg SV · zi	> 2,5	1,5-2,5	0,3-1,5	0,1-0,3	< 1,0
Concentrația nămolului activ în bazin	kg MTS m ³	2	2	3	4	5

Încărcarea organică a nămolului (l_{ON}) definită, așa cum s-a arătat mai înainte, va exprima cantitatea de CBO₅ din apele uzate, exprimată în kg MTS ce poate fi îndepărtată de un kg din fracțiunea volatilă a nămolului activ (SV) în timp de o zi.

Așa cum se observă din tabelul 7.11, în cazul epurării biologice îndelungate (bazine de oxidare totală, șanțuri oxidante etc.) valoarea l_{ON} nu va depăși 0,1 kg CBO₅/kgSV · zi; pentru bazine de mică încărcare valorile vor fi limitate $0,1 < l_{ON} < 0,3$, iar pentru bazine cu eficiență obișnuită (convențională) se adoptă valorile de $0,3 < l_{ON} < 1,5$; bazinele de mare încărcare vor avea $1,5 < l_{ON} < 2,5$, iar cele de foarte mare încărcare prezintă $l_{ON} > 2,5$ kg CBO₅/kg SV · zi, când epurarea este parțială.

Cercetările experimentale au stabilit că pentru realizarea de eficiențe biologice mai mari de 85%, este obligatoriu menținerea unei concentrații a nămolului activ în bazin de minimum 3 kg MTS/m³, fără să se pună în evidență existența unui factor de legătură dintre l_{ON} și Eb.

Concentrația nămolului activ în bazin, în kg MTS/m³, se determină cu ajutorul relației:

$$C_N = \frac{C_V}{\epsilon} \quad (7.68)$$

C_N - concentrația fracțiunii volatile a nămolului activ ce se găsește într-un metru cub de amestec apă uzată și nămol activ, în kg SV/m³;

ϵ - coeficient care exprimă fracțiunea volatilă din nămolul activ, având valorile: 0,70 - 0,80 pentru $l_{ON} > 0,1$ și 0,55 - 0,70 pentru $l_{ON} < 0,1$ kg CBO₅/kg SV · zi.

Încărcarea organică a bazinului de aerare (l_{ob}) sau încărcarea organică constituie un alt parametru al procesului, constituind, de obicei, factor de verificare privind dimensionarea acestor bazine. Acest parametru exprimă cantitatea de substanță organică, exprimată în kg CBO₅ care poate fi îndepărtată de un metru cub de volum util de bazin de aerare, în curs de o zi. Considerată ca o valoare independentă, mărimea l_{ob} este volumetrică a bazinului, nu exprimă eficiența reală a procesului, deoarece valorile acestuia sunt dependente numai de concentrația apei și substanțele organice biodegradabile și de durata de aerare. Prin urmare, acest indicator se poate calcula cu ajutorul relației:

$$l_{ob} = C_V \cdot l_{ON} \quad (7.69)$$

C_V - concentrația fracțiunii volatile a nămolului, în kg SV/m³;

l_{ON} - încărcarea organică a nămolului, în kg CBO₅/kg SV · zi.

Prin ajutorul relației (7.69) se poate determina volumul bazinului de aerare, în m³, astfel:

$$V = \frac{L_{SB}}{l_{ob}} \quad (7.70)$$

Cunoscând volumul bazinului și valoarea debitului apelor uzate nămolului activ recirculat, se poate calcula timpul (durata) efectivă de aerare, în ore, folosind relația:

$$T_{ef} = \frac{V}{(Q_C + Q_R)} \quad (7.71)$$

Când se urmărește realizarea unei epurări biologice parțiale (cu încărcări mari), durata de aerare pentru apele uzate menajere este acceptată de până la 3 ore; pentru bazine de mică încărcare, această durată poate depăși 8 ore.

Oxigenul necesar (ON) procesului de epurare biologică variază în raport cu numeroși factori, astfel încât cantitatea de oxigen, în total, utilizată pentru respirația de substrat, respirația endogenă și, de asemenea, proceselor de nitrificare, se determină cu relația:

$$ON = a \cdot E_B \cdot L_{5B} + b \cdot G_{NV} + c(N_i - N_e) \quad (7.72)$$

în care:

a - coeficientul respirației de substrat, reprezentând cantitatea de oxigen consumată de microorganisme pentru degradarea unui kilogram de substanță uscată organică exprimată prin CBO_5 , având valoarea medie de $0,5 \text{ kg O}_2/\text{kg MTS}$ pentru ape uzate orășenești;

E_B - eficiența treptei biologice, în unități zecimale;

L_{5B} - conform relației (7.67);

b - coeficientul respirației endogene, reprezentând cantitatea de oxigen consumată de un kg de nămol activ, partea volatilă, în timp de o zi, având valori de $0,15 - 0,17 \text{ kg O}_2/\text{kg SV} \cdot \text{zi}$;

G_{NV} - cantitatea de nămol activ din bazinul de aerare exprimată în fracțiunea volatilă ($G_{NV} = G_N \cdot \epsilon$), în kg SV;

c - coeficientul respirației de substrat în procesul de nitrificare, reprezentând cantitatea de oxigen consumată de microorganisme

pentru degradarea unui kg de compuși ai azotului ($CBO_5 - N$),

având valoarea de $3,4 \text{ kg O}_2/\text{kg } CBO_5 - N$;

- cantitatea influentă de azot amoniacal, în kg/zi;

- cantitatea efluentă de azot amoniacal, în kg/zi.

Pentru eficiențe de epurare biologică de până la 90% (considerată epurare completă în ceea ce privește eliminarea materiei organice și a carbonului ($CBO_5 - C$), nu se consideră necesar a se calcula și termenul al treilea al ecuației (7.72), deoarece procesele de nitrificare și oxidarea materiilor organice cu legături N ($CBO_5 - N$) sunt neglijabile.

Pentru stabilirea cantității necesare de oxigen din bazin, se va avea în vedere că, în afară de oxigenul necesar proceselor biochimice menționate mai sus, în bazin va trebui ca în permanentă să existe o concentrație de oxigen liber de $1 - 2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$ în toate părțile bazinului. De asemenea, se va avea în vedere că intensitatea procesului de consum a oxigenului va

cunoaște un maxim în primele ore ale procesului, adică în partea amonte a bazinului (figura 7.36), ceea ce presupune ca și dispozitivele de aerare să fie concentrate în această zonă. Procedul de introducere a aerului în cantități variabile de-a lungul bazinului este cunoscut sub numele de aerare treptată. Această necesitate poate fi evitată dacă se adoptă schema distribuției fracționate a încărcării organice.

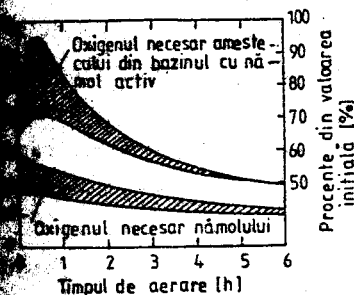


Fig. 7.36. Oxigenul necesar în bazinul de aerare

este preluat din aerul din nămol și din aerul introdus artificial prin diverse sisteme de aerare (mecanică, mecanic etc). În calcule se va avea în vedere că un procent mic de mic de oxigen din aer ($5 - 15\%$) este utilizat, ceea ce presupune

asigurarea unor cantități foarte mari de aer. Cantitatea de aer se exprimă în m³ aer normal (la temperatura de 0°C și la presiunea de 760 mm Hg) și va nota Nm³ aer/m³ bazin·zi. În calculele estimative se admite un consum de aer de 1,0 - 3,0 Nm³/m³ bazin·h.

Capacitatea de oxigenare (CO) constituie un indicator de utilizat la determinarea caracteristicilor sistemelor de aerare adoptate în bazinului.

Noțiunea de capacitate de oxigenare este definită prin cantitatea de oxigen, în g O₂, introdusă într-o oră într-un m³ de apă curată la presiune normală de 760 mm Hg și la temperatura apei de 10°C în condițiile de absență totală de oxigen în apă (în acest scop, în proba de apă curată se elimină oxigenul din apă cu ajutorul sulfitului de sodiu).

Pentru determinarea acestui parametru se are în vedere că viteza de dizolvare a oxigenului în apă este mare, în schimb viteza de difuzie este extrem de redusă. Din aceste motive, straturile limite de contact aer - apă sunt saturate în oxigen, în schimb straturile din masa apei sunt lipsite de oxigen. Această situație impune reînnoirea permanentă a straturilor limitate de oxigen, fiind necesară o turbulență ridicată în bazinele de aerare cu nămol activ. De aici rezultă că acest parametru variază în funcție de sistemul de aerare adoptat și de condițiile de lucru ale acestuia.

Capacitatea de oxigenare definită mai sus pentru apă curată particularizează la apele uzate (condiții de exploatare a utilajelor de aerare), pe baza unor coeficienți ce se stabilesc pe cale experimentală. Mărimea acestora, pentru apele uzate orășenești, poate fi considerată în intervalul 0,7 - 0,9.

Capacitatea de oxigenare se stabilește, fie folosind valori aproximative (CO ≈ 2 ON), fie se calculează pe baza unor relații stabilite pe principiul penetrației fază gazoasă - fază lichidă, fie se stabilește în condiții reale prin determinări în laborator.

În conformitate cu prevederile din STAS 11566-82, capacitatea de oxigenare, respectiv cantitatea de oxigen, în kg O₂/zi, ce trebuie introdusă în bazinele de aerare prin diferite scheme de aerare în vederea asigurării oxigenului necesar proceselor de epurare, se determină cu relația:

$$CO = ON \frac{1}{\alpha} \frac{C_s}{C_{SA} - C_B} \sqrt{\frac{k_{10}}{k_T} \cdot \frac{760}{P}} \quad (7.73)$$

- ON - oxigenul necesar proceselor biologice, conform ecuației (7.72), în kg O₂/zi;
- α - raportul dintre capacitatea de transfer a oxigenului în apa uzată și capacitatea de transfer a oxigenului în apa curată al unui anumit sistem de oxigenare (se recomandă valoarea de 0,9 pentru ape uzate orășenești);
- C_s - concentrația la saturație a oxigenului în apă în condiții standard (temperatura apei 10°C, presiunea atmosferică 760 mm Hg și apă curată), având valori conform celor din tabelul 7.12;
- C_{SA} - concentrația la saturație a oxigenului în amestecul apă - nămol la temperatura de lucru T având valori conform celor din tabelul 7.12 (se recomandă adoptarea valorii pentru T = 20°C);
- C_B - concentrația efectivă a oxigenului în amestecul apă - nămol din bazin la temperatura de lucru, având valori uzuale de 1 - 2 mg O₂/dm³;
- k₁₀, k_T - coeficienți de transfer al oxigenului în apă, în condiții standard (10°C), respectiv la temperatura de lucru (T), în ore⁻¹. Raportul $\sqrt{\frac{k_{10}}{k_T}}$ este prezentat în tabelul 7.13.
- P - presiunea barometrică medie anuală din localitatea respectivă, în mm Hg.

Tabelul 7.12

T°C	0	5	10	15	20	25	30
mg O ₂ /dm ³	14,6	12,8	11,3	10,2	9,2	8,4	7,6
mg O ₂ /dm ³	11,3	10,0	9,0	8,1	7,4	6,7	6,1

Tabelul 7.12

T ^o C	9	10	11	12	13	14	15
$\frac{k_{10}}{k_T}$	1,01	1,00	0,98	0,96	0,95	0,93	0,91

Tabelul 7.13 (continuare)

T ^o C	16	17	18	19	20	21	22
$\frac{k_{10}}{k_T}$	0,89	0,88	0,86	0,84	0,83	0,81	0,80

În practică se utilizează noțiunea de capacitate de oxigenare sau înțelesul unei viteze de creștere a concentrației de oxigen în timp. Pe altă parte, consumul de oxigen al flocoanelor de nămol activ se efectuează de obicei mai repede decât aportul de oxigen, ceea ce presupune că aportul de oxigen trebuie îmbunătățit, cu toate că instalațiile de aerare prezintă capacități limitative de oxigenare.

7.4.3.1. Sisteme de aerare

Instalațiile de aerare la bazinele cu nămol activ trebuie să îndeplinească următoarele condiții:

- să furnizeze oxigenul necesar proceselor tehnologice pentru ca acestea să se desfășoare în condiții aerobe;
- să asigure o circulație continuă a flocoanelor de nămol activ în bazin, pentru a favoriza existența unei suprafețe de contact maximă a biomasei cu apa ce intră în bazin;
- să realizeze o agitare suficientă a amestecului apă - nămol activ, la viteza curenților la nivelul radierului să aibă valori care să elimine depunerile în bazin;
- consumul de energie electrică, raportat la producția de oxigen, să prezinte valori minime;
- cheltuielile de exploatare ale sistemelor de aerare, inclusiv cheltuielile legate de procurarea de piese de schimb și de subansamble, să fie cât mai mici;

Forma geometrică a bazinelor de aerare trebuie corelată cu instalația de aerare adoptată, astfel încât eficiența aerării asupra procesului de epurare să fie maximă.

Exigentele cerințe sunt satisfăcute, în anumite limite de eficiență, care vor fi prezentate în continuare, de diverse tipuri de instalații de aerare.

Indiferent de sistemul de aerare, trebuie să se aibă în vedere forma de aer vehiculată și modul de transfer a oxigenului din aer în apă. Este cunoscut că 1,0 m³ de aer uscat la temperatura de 0^oC și la presiunea de 760 mm Hg, definit fizic ca Nm³ de aer, prezintă o greutate de 1,293 kg/N-m³ și conține 300 g O₂; la temperatura de 20^oC și la aceeași presiune, densitatea este de 1,206 kg/m³ și conține 280 g O₂. Transferul de oxigen din aer în scopul epurării biologice a apelor uzate este influențat de modul de variație a unor mărimi fizice (presiunea, temperatura) și de caracteristicile apelor uzate (biodegradabilitatea materiilor organice, cantitatea acestora în apă, conținutul de oxigen inițial etc.).

În principiu, cantitatea de oxigen transferată apei din aerul introdus de către sistemele de aerare, va fi cu atât mai mare, cu cât bulele de aer ce se ridică în masa apei sunt mai fine și se mențin un timp îndelungat în apă, adică cu cât va fi mai mare turbulența apei, respectiv viteza de reînnoirea suprafeței de apă saturat în oxigen, acest strat limită definind suprafața de contact aer - apă.

Diferențierea sistemelor de aerare se poate rezuma la modalitatea de aerare cu aer a bazinului, deosebindu-se:

Aerare cu aer comprimat la care aerul este insuflat prin intermediul unor corpuri de aerare amplasate la adâncimi diferite în bazin. În acest scop, instalația este alcătuită din stații de comprimare a aerului, echipate cu suflante sau compresoare, rețeaua de distribuție, dispozitivele de dispersie a aerului în apă și aparatul de măsură, control și reglaj a debitului.

Aerarea de suprafață unde prin intermediul unor dispozitive mecanice se produce o turbulență la nivelul suprafeței de contact aer - apă, având loc o mișcare a întregului volum de apă din bazin, adică o "pompare" a lichidului la suprafața liberă sau la o cotă oarecare a apei din adâncimea bazinului..

3. Aerarea combinată a celor două sisteme de aerare arătate, funcționează pe principiul distribuției aerului în masa de apă și forțării convecției cu echipamente mecanice; acest sistem mixt se recomandă în special pentru epurarea biologică a apelor puternic impurificate organic.

Alteza dintre aerarea pneumatică și mecanică este destul de mică, deoarece intervin o serie de condiții locale și de exploatare. În general, sistemele de aerare mecanică au o capacitate mai mică de aerare față de cele pneumatice, necesitând volume mari de bazin de aerare și funcționează cu o concentrație MTS mai mică.

7.4.3.1.1. SISTEME DE AERARE PNEUMATICĂ

Aerarea pneumatică constă în introducerea în bazinele cu nămol de aer sub presiune, iar oxigenul trece în apă din bulele de aer care se formează și care au tendința de a se ridica la suprafață. Diametrul bulelor de aer este dependent de diametrul orificiului, vâscozitatea și densitatea lichidului, de relația care există între debitul volumic de aer și presiunea la orificiu. Materiile poluante din apele uzate reduc tensiunea superficială, având ca efect final micșorarea energiei necesare pentru reducerea dimensiunii bulelor de aer.

După mărimea bulelor de aer din masa apei se deosebesc sistemele de aerare în distribuție cu bule fine (prin orificii mai mici de 0,3 mm), cu bule medii (orificii de 2 - 4 mm) și cu bule mari la care diametrul orificiilor este de cel puțin 10 mm.

Bazinele cu aerare pneumatică sunt de două tipuri: cu difuzori poroși și cu conducte găurite. Primul tip este specific sistemului de aerare în distribuție cu bule fine:

Difuzoarele poroase se realizează în general sub formă de plăci sau domuri (clopote) ceramice și din tuburi diferite confecționate din materiale plastice.

Mediile poroase se execută din particule foarte fine materiale silice - aluminoase sau din ciment special în care se introduc

de carborund. Particulele metalice, granulele de cuarț și oxid de fier și de carbon sunt sinterizate astfel încât să dea o masă cu structură uniformă și porozitate de 30 - 36%. Tehnologiile actuale de fabricație permit obținerea de materiale poroase cu diametrul porilor de cel puțin 10 μm [Roques, H - 1980].

Difuzoarele executate din materiale ceramice sunt cele care dau rezultate cele mai fine, fiind cunoscute următoarele tipuri de compoziții: ceramice de oxid de aluminiu vitrificate, legate ceramic, produs având denumirea comercială de Kellundite (Ferro Corporation), AlOXITE (Alundum Co) sau Alundum (Norton Co.); ceramice de silice pură, legate prin vitrifiere - silicatate, produs având denumirea comercială de Filtros (Ferro Corporation); ceramice de silice pură, legate cu rășini, produs cunoscut în SUA sub denumirea de Electroflo (Ferro Corporation) și de Brandol (Schumachersche) în Germania.

Difuzoarele poroase, cu rolul de a distribui aerul în masa de apă, trebuie să îndeplinească următoarele condiții:

- rezistență mecanică ridicată;

- rezistență la acțiunea apei uzate;

- rezistență la coroziune mecanică ușoară;

- permeabilitate ridicată și uniformă la aer.

Permeabilitatea constituie o caracteristică principală a difuzorilor și este fiind definită prin debitul de aer ce trece prin unitatea de suprafață a difuzorului într-un minut, testat uscat la 50 mm H₂O pierdere de presiune, în condiții normale de temperatură și umiditate. Pentru o funcționare optimă se recomandă materiale ceramice cu permeabilități de 12 - 24 Nm³/m²·min la o diferență de presiune prin pori de 50 mm H₂O.

În legătură cu această caracteristică este și principalul neajuns al difuzorilor poroși, respectiv colmatarea lor la fața exterioară (în contact cu apa) sau săruri de fier, carbonați și particule fine de nămol activ, iar la fața inferioară (în contact cu aerul), cu particulele fine de praf conținute în aer.

Acest ultim aspect presupune realizarea unei purificări avansate a aerului înainte de a fi trecut prin difuzori. În acest sens, concentrația

recomandată în SUA pentru praful din aer este de maximum 0,003 mg/m³. Pentru exemplificare se arată că o reducere a conținutului de praf de la 0,05 mg/m³ la 0,015 mg/m³, a făcut să crească durata de funcționare a difuzorilor de circa 5 ori. În aceleași cazuri, pierderile de presiune la difuzor, care pentru aer curat erau de 173 mm H₂O, au crescut până la 2000 mm H₂O atunci când concentrația prafului a atins 1,3 mg/m³. Experimentele în SUA a arătat că deși difuzorii poroși colmatați se pot curăța periodic (cheltuieli mari de energie), totuși după anumite intervale de timp trebuie înlocuiți.

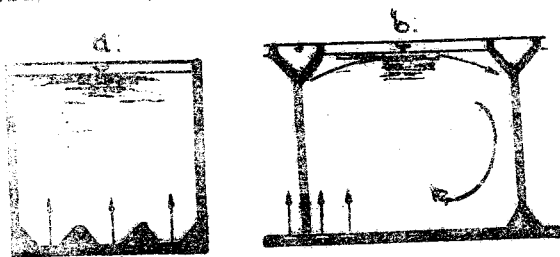


Figura 7.37. Bazin de aerare cu plăci poroase

Difuzorii realizați sub formă de plăci se produc în mare diversitate de tipuri. În funcție de dimensiunile ale plăcilor sunt realizate în dimensiuni de 0,3 m cu grosimi de 25,32 și 38 mm și permeabilități de

și 120 Nm³/h·m² placă. Montajul se face direct pe radierul bazinului din rame metalice sau din beton prefabricat. Intre plăci, radierul bazinului se execută în formă de dinți de fierăstrău cu înclinarea de 45° și înălțimea de 300 - 500 mm (figura 7.37 a). Suprafața ocupată de plăcile poroase este de 25% din totalul radierului. Pentru evitarea formării de spații închise și a circulației de apă, pereții la partea de sus și de jos au o înălțime de 30 - 50 cm și o înclinare de 45°.

În funcție de tehnologia, plăcile pot fi montate fie uniform pe toată suprafața radierului pentru stații mici fie lateral de-a lungul pereților ambilor bazini, astfel încât să se creeze un curent în spirală (figura 7.37 b). În același timp se poate realiza și aerarea transversală în bazin de 0,9 - 0,9 m înălțime pe plăci sau pe o parte din suprafața activă pe radier. Pentru a obține o aerare de calitate se recomandă de 3,0 Nm³ aer/h·m³ bazin.

Difuzoarele poroase de tip Dom (figura 7.38) se montează direct pe radierul de aer de pe radier, constituind, în prezent, dispozitivele de aerare pneumatică a stațiilor de epurare biologică din Anglia. Înălțimea uzuală este de 17,8 cm. Aceste dispozitive se utilizează frecvent și în România, iar în SUA sunt utilizate în special cele din varianta având diametrul de 45 cm, pentru aerarea iazurilor.

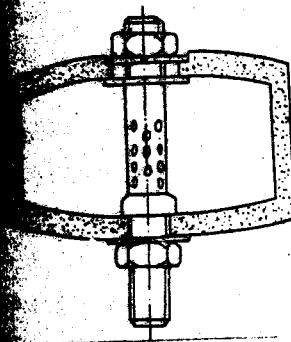


Figura 7.38 Difuzor poros de tip Dom

Difuzoarele sub formă de tuburi din ceramică au dimensiuni standard (lungimi 60 cm, diametre de 35, 50 și 75 mm și grosimi ale pereților de 9,5 - 16 mm). În

Difuzoarele poroase sub formă de tuburi din ceramică sau din materiale plastice sunt mai avantajoase deoarece sunt mai ușor îndepărtate pentru curățit și pot fi rearanjate pentru a schimba repartiția aerului, mult mai repede decât plăcile. Cele din material ceramic sunt de diverse tipuri și construcții, după firma producătoare.

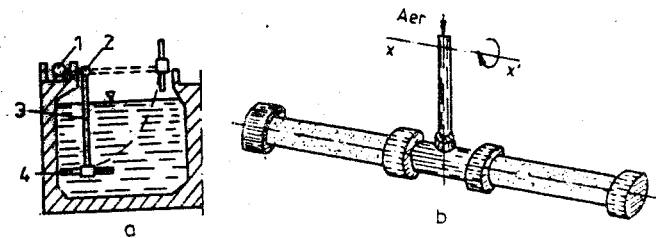


Figura 7.39. Bazin de aerare cu difuzor poros sub formă de tuburi
a - poziție de funcționare și de revizie; b - detaliu difuzor poros;

1 - conductă de aer comprimat; 2 - articulație; 3 - conductă de aer; 4 - tub poros cilindric

în funcție de tehnologia, tuburile de lungimea de 1,0 și diametre de 70 - 100 mm.

Tuburile din material plastic (rigide sau elastice), reprezintă o alternativă la cele din ceramică sau din sticlă acoperite cu un strat de fibre sau

șesături din material plastic, bucăți de tricot tip ciorap din fibre elastice montate pe capsule rigide. Avantajul acestor difuzori (cunoscuți sub denumirea de "Precision", "Flexofuser", "Colaflex", "Raypro" etc.) este greutatea mică, rezistența mare la coroziune, curățire ușoară etc.

În figura 7.39 se prezintă un asemenea difuzor de tip tubular care se montează în grupuri de câte 8 pe un braț basculant, în jurul axei x - x'. În perioada reviziei permite ridicarea difuzoarelor, amplasate la 50 cm față de radier, la suprafața bazinului. Toate părțile componente se realizează din material plastic rezistent la coroziune. Mantoaia cilindrică care asigură dispersia aerului are o porozitate de 56%, cu diametrul mediu al orificiilor de 90 μ m, ceea ce conduce la obținerea bulelor de 2 - 3 mm. Debitul de aer variază în limitele de 5 - 15 $\text{Nm}^3/\text{h}\cdot\text{buc.}$

În figura 7.40 se prezintă o vedere de ansamblu privind montajul și plasarea a unei instalații de distribuție pneumatică a aerului într-un bazin de aerare, în două variante: cu tuburi poroase și țevi perforate cu orificii medii.

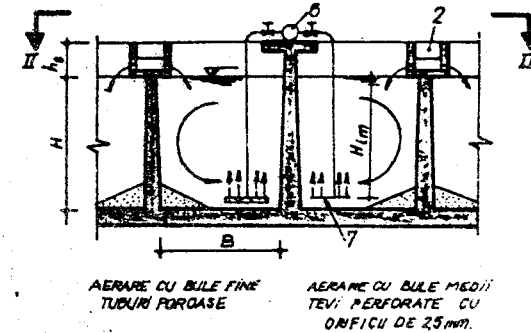
Sistemul de aerare cu conducte găurite este specific distribuției aerului cu bule medii și mari. Aerarea cu bule medii presupune orificii cu diametrul de 2 - 3 mm, rezultând bule de aer cu diametrul de 4 - 10 mm. Orificiile se execută la distanțe de circa 5 cm unul de altul, fiind așezate în două generații care au între ele un unghi la centru de 90°. Se cunosc mai multe variante tehnologice de montaj, dintre care cele mai răspândite sunt: conducte găurite așezate la 15 - 30 cm de radier lângă unul din radier și conducte găurite imersate numai la 0,8 (sistem INKA).

Primul sistem, cu curent în spirală, impune o soluție constructivă adecvată pentru a ajuta la crearea curentului transversal și evitarea de-aerării moarte. În figura 7.41 se prezintă o secțiune transversală printr-un bazin de aerare.

Sistemul INKA (figura 7.42) este dotat cu difuzoare de tipul tuburilor perforate, asamblate, în general, sub formă de grătare. La mijlocul bazinului, în lungul lui, se montează un ecran care ajută la formarea curentului transversal.

Tuburile perforate au orificii sau duze cu diametrul de 2 - 3 mm (bule medii), până la 5 - 10 mm (bule mari). Ele se amplasează în

SECTIUNEA I-I



VEDEREA II-II

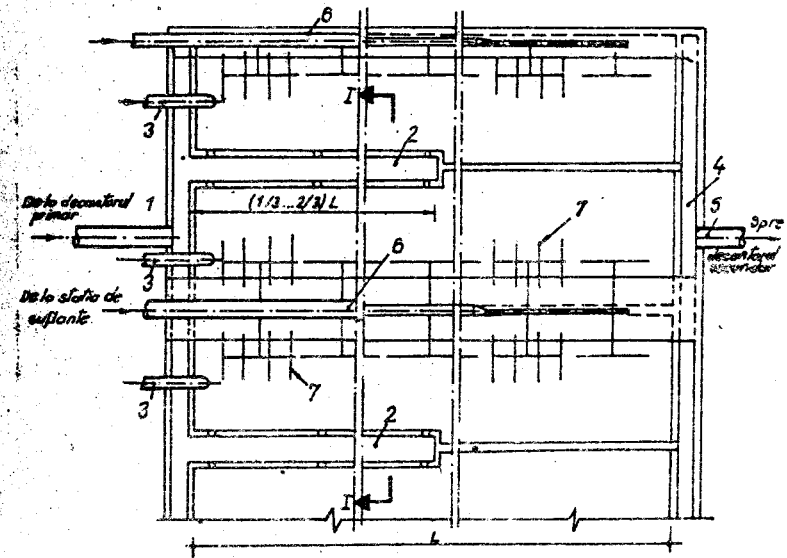


Figura 7.40. Bazin cu aerare pneumatică

1 - conducte de admisie a apei uzate; 2 - jgheab de distribuție fracționată a apei uzate; 3 - conducta de admisie a nămolului activ; 4 - jgheab de colectare a apei epurate și a nămolului activ; 5 - conducta de evacuare; 6 - conducta de distribuție aer; 7 - distribuitor de aer (tuburi poroase sau țevi perforate)

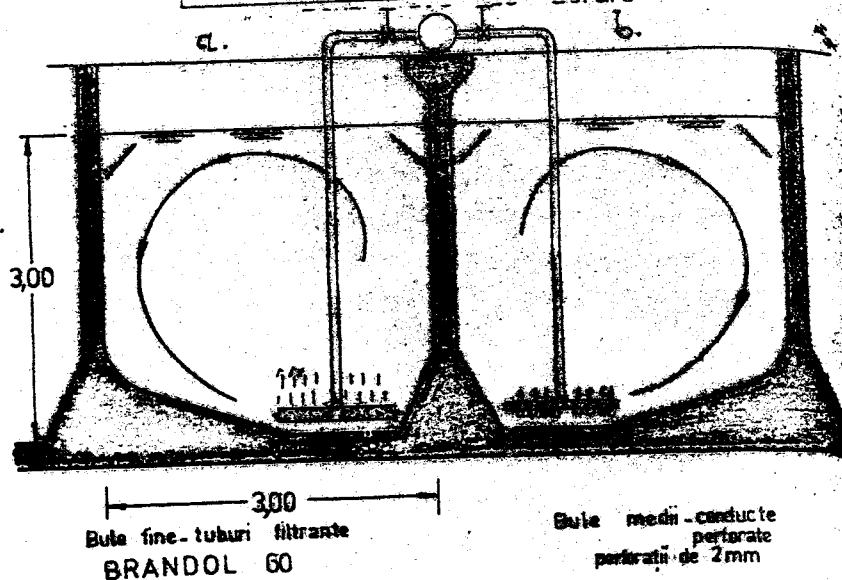


Figura 7.41. Aerare pneumatică
a - cu bule fine; b - cu bule medii

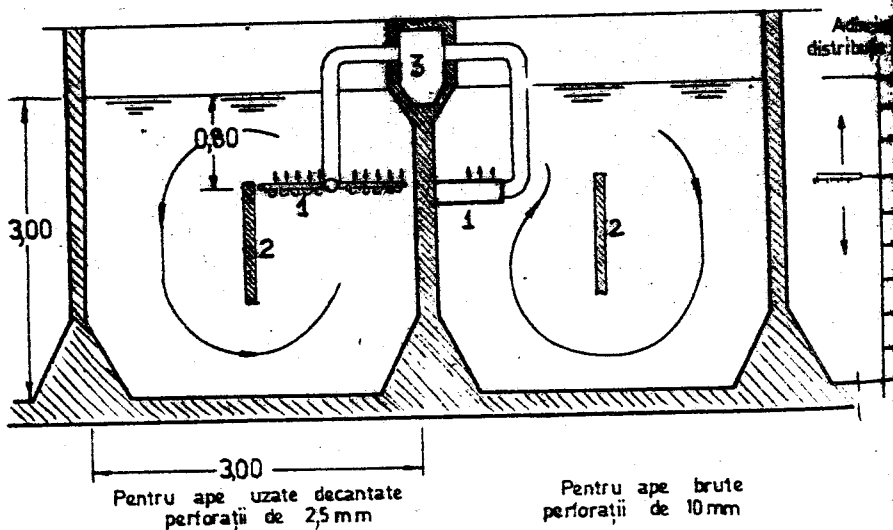


Figura 7.42. Echipament de oxigenare cu bule medii și mari
1 - conductă perforată; 2 - ecran pentru dirijarea mișcării; 3 - canal distribuție a aerului

verticală, câte 6 - 10 bucăți, în baterie, pe un braț vertical care le susține cu aer comprimat.

Aerul comprimat nu trebuie trecut prin filtru (avantaj al acestui sistem) deoarece au dimensiuni suficient de mari pentru a evita înfundarea lor. Colmatarea orificiilor apare, în general, datorită nămolului activ. Pentru a evita acest fenomen, duzele (orificiile) se amplasează pe partea inferioară a conductei orizontale, cu direcția de injectare a aerului spre radier.

Intrucât transferul de O_2 din aer în apă este direct proporțional cu suprafața de contact dintre aer și apă, precum și cu presiunea, în cazul când aerul este introdus la circa 0,8 m de la suprafața apei, pentru aceeași cantitate de O_2 este necesar un volum mai mare, de circa 5 - 10 ori, decât în sistemul clasic (cu introducerea aerului la 3 - 4 m adâncime). Consumul de energie în final este același la ambele sisteme.

Față de sistemul de aerare cu bule fine, sistemul de aerare cu bule medii, are un consum de energie mai mare cu 10 - 25%, în schimb sunt ușor de întreținut deoarece nu se colmatează în timpul funcționării.

Sistemul de distribuție a aerului cu bule mari, nefiind colmatabil, se recomandă la aerarea apelor uzate nedecantate, cum este cazul instalațiilor de preepurare, la instalațiile de agitare a apelor brute în vederea decantării, sau la instalațiile de aerare de la bazinele de stabilizare pentru îndepărtarea nămolurilor. Intrucât la acest sistem de distribuție a aerului cu bule mari, eficiența în ceea ce privește transferul de oxigen este mai mică, consumul de aer, respectiv de energie, este mai mare decât în cazul bule medii.

Sistemul de aerare pneumatică trebuie să fie corectat cu măsuri de caracter constructiv. Astfel, bazinul de aerare se împarte în compartimente cu lățimea B, iar înălțimea apei (H) se recomandă de 3.0 m. Lățimea unui compartiment se consideră de $(1,0 - 1,5)H$; lungimea unui compartiment se va admite în limitele, $L = (S - 1B)B$; adâncimea unui compartiment va fi de adâncimea (H) a apei la care se adaugă o zonă de siguranță de 0,5 m.

7.4.3.1.1.1. PROIECTAREA SISTEMELOR DE AERARE PNEUMATICĂ

Echipamentele utilizate pentru aerarea pneumatică a apelor uzate de bazinele cu nămol activ cuprind dispozitivele de dispersie a aerului, conducte pentru transport și distribuție, compresoare (sufliante), la care se adaugă armăturile de reglare, siguranță etc.

Pentru proiectarea dispozitivelor de dispersie (difuzori) este necesar să se cunoască capacitatea de oxigenare orară (CO') în $kg O_2/h$, care se calculează cu relația:

$$CO' = \frac{CO}{\delta} \quad (7.74)$$

în care:

CO - conform relației (7.73);

δ - coeficient a cărui valori sunt în funcție de mărimea stației de epurare, astfel: $\delta = 15$ pentru $Q \leq 50 dm^3/s$; $\delta = 20$ pentru $Q = 50 - 250 dm^3/s$; $\delta = 24$ pentru $Q > 250 dm^3/s$.

Cantitatea necesară de aer, în $N \cdot m^3/h$, pentru varianta cu bule fine prin tuburi poroase, se determină cu relația:

$$C_{aer} = \frac{CO' \cdot 10^5}{g_1 \cdot \eta_{AT}} \quad (7.75)$$

în care:

g_1 - cantitatea de oxigen dintr-un metru cub de aer, având valorile:

$$g_1 = 300 g O_2/Nm^3 \text{ aer pentru } T = 0^\circ C$$

$$g_1 = 280 g O_2/Nm^3 \text{ aer pentru } T = 20^\circ C$$

η_{AT} - eficiența de transfer a oxigenului în apă pentru adâncimea de imersie a sistemului de distribuție a aerului, determinată cu relația:

$$\eta_{AT} = \eta_A \cdot H_{im} \quad (7.76)$$

eficiența de transfer a oxigenului în apă pe metru de adâncimea. în $\% \cdot m$; se determină experimental, în condiții standard pentru fiecare sistem de aerare pneumatic în parte (informativ se poate considera $\eta_A = 3,7\% \cdot m$);

H_{im} - adâncimea de imersie a sistemului de distribuție, în m.

L - lungimea desfășurată a tuburilor poroase, în m, se determină cu

$$L = \frac{C_{aer}}{u} \quad (7.77)$$

unde u este coeficientul de utilizare a răului poros la sistemele de aerare prin bule fine, în $Nm^3 \text{ aer}/h \cdot m$. Valoarea acestui coeficient se determină experimental; în cazul în care nu se dispune de date obținute din cercetare, se determină utilizând diagrama din figura 7.43. Există un număr de studii experimentale efectuate de ICPGA - 1984 pentru care s-a determinat valoarea lui u în cazul utilizării difuzorilor neporoși de tip VALVA, VIBRO și pentru care încă nu pot fi generalizați.

În cazul aerării cu bule medii, cantitatea de aer (C_{aer}) calculată cu relația (7.75) se majorează cu 20 - 40%, ținând seama de eficiența mai mică a acestora.

În aceleași considerente, la aerarea cu bule mari, relația (7.75) va fi majoreată cu 40 - 80%.

Pentru aceste valori majorate privind cantitatea necesară de aer, se va determina lungimea țevilor perforate, numărul de orificii și debitul specific la fiecare orificiu.

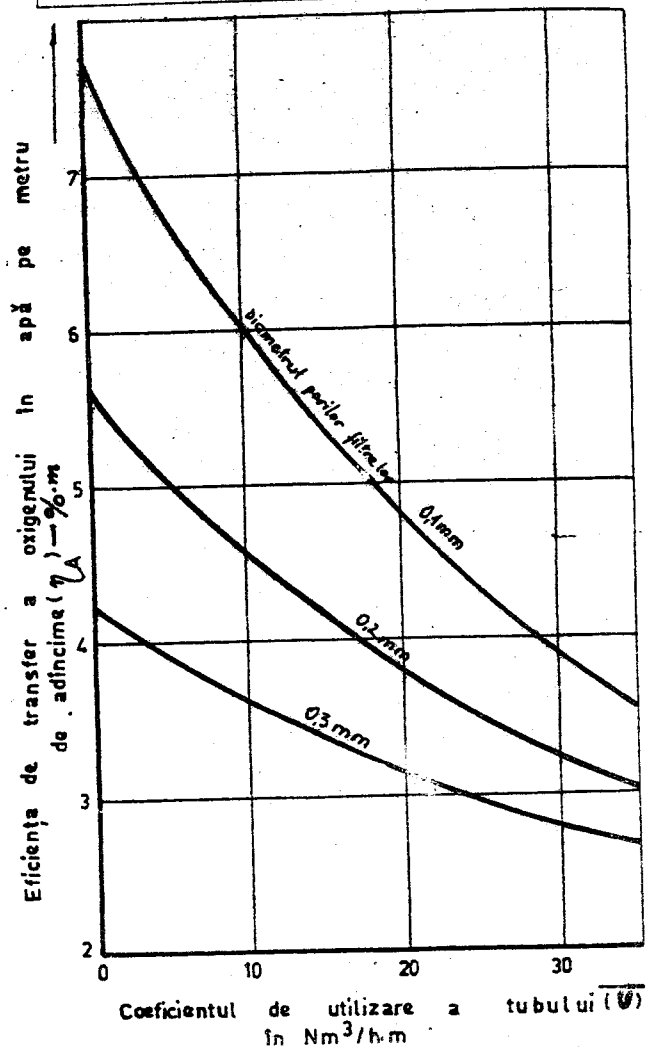


Figura 7.43. Diagrame de calcul pentru difuzorii de distribuție a aerului.

Conductele pentru transportul aerului trebuie să fie executate din materiale rezistente la coroziune (galvanizate, material plastic etc.). În aceste conducte se prevăd vane și debitmetre de aer. Diametrul conductelor, în m, se calculează cu relația:

$$D = \sqrt{\frac{4 \cdot C_{aer}}{\pi \cdot v}} \quad (7.78)$$

- debitul de calcul al aerului, în Nm³/s;
- viteză medie, în m/s, care se consideră de 10 - 15 m/s pentru conductele principale de la compresor și de 3 - 5 m/s pentru conductele de distribuție a aerului.

Potrivirea motorului la compresor, în Kw, se calculează cu ajutorul:

$$P = \frac{L \cdot C_{aer}}{102 \cdot \eta} \quad (7.79)$$

- C_{aer} - cu semnificația cunoscută;
- coeficient de randament, $\eta = 0,7 - 0,8$
- L - lucrul mecanic consumat pentru comprimarea unui m³ de aer de la presiunea inițială p_1 în bari ($p_1 = 1$ bari) la presiunea p_2 - ce ține seama de pierderile de sarcină, adică:

$$L = 34400(p_2^{0,29} - p_1) = 34400 \left[\left(\frac{10,3 + H_{aer}}{10,3} \right)^{0,29} - 1 \right] \quad (7.80)$$

- L - lucrul mecanic, în daN/Nm³ aer;
- H_{aer} - presiunea la compresor, în m, care se calculează cu relațiile cunoscute din hidraulică ținându-se seama de pierderile de sarcină locale și liniare; aceste pierderi de sarcină sunt, în general limitate la 25% din înălțimea apei din bazin ($H_{aer} = 1,25 \cdot H$).

Puterea brută pentru aerare se determină orientativ astfel:

- pentru aerare cu bule fine este necesar minimum 6 W/Nm^3 la un metru adâncime de bazin (în condiții bune de lucru) și de $5,5 \text{ W/Nm}^3$ la un metru adâncime (în condiții medii);

- pentru aerare cu bule medii și mari se impune $5,5 \text{ W/Nm}^3$ la un metru adâncime (condiții bune) și $5,0 \text{ W/Nm}^3$ aer și metru adâncime (condiții medii).

În funcție de cei trei parametri, C_{aer} ($\text{Nm}^3_{aer}/\text{h}$), H_{aer} ($\text{m H}_2\text{O}$) și P_{aer} (kW) se aleg ca utilaje: ventilatoare ($H_{aer} = 2,0 \text{ m H}_2\text{O}$), turbosuflante Roots ($H_{aer} = 7 \text{ m H}_2\text{O}$) și turbocompresoare pentru $H_{aer} = 10 \text{ m H}_2\text{O}$. În general, compresoarele cu piston nu se folosesc datorită puterii mari consumate produse prin ciclul lor de funcționare.

Suflantele sunt agregate mecanice utilizate pentru aer sau gaze în instalații de transport pneumatic, de barbotare, desprăfuire, ventilație. Constructiv, ele sunt turbosuflante sau suflante cu rotor de distribuție. Turbosuflantele sunt alcătuite în principal de mai multe ventilații înseriate (multietajate). Ele sunt capabile să asigure presiuni de până la 10 bar.

Suflantele cu rotor de distribuție (SRD) sunt constituite pe principiul pompei volumice cu pistoane rotative Roots, fiind fabricate în țara noastră (Nicolina Iași).

Compressoarele se utilizează la instalațiile care necesită aer comprimat la presiuni de 2 - 12 bar, deci se folosesc mai puțin la aerarea apelor din bazin cu nămol activ.

Stațiile generatoare de aer comprimat sunt echipate cu filtre pentru epurarea aerului, separatoare de ulei și de apă, regulatoare de presiune, recipienti tampon, instalații de automatizare, instalații pentru răcirea aerului etc.

În ceea ce privește filtrele de purificare a aerului, acestea pot fi:

- filtre uscate al căror element filtrant este confecționat din lână de vâscositate, pânză, lână, fibre de sticlă, materiale sintetice etc. Ele se dimensionează pentru o viteză a aerului de 0,15 - 0,35 m/s și au o pierdere de presiune de 35 - 20 mm H_2O . Datorită vitezelor mici de trecere a aerului

se folosesc filtre cu posibilitatea să rețină particulele de praf foarte fine. Curățarea lor se face în momentul în care pierderea de sarcină este de 2 - 3 ori mai mare decât cea inițială;

- filtre umede (vâscoase) sunt executate sub forma unui labirint din metalică, fibre de sticlă, lână etc, îmbibate cu ulei sau alt lichid vâscos. Se dimensionează pentru o viteză de trecere a aerului de 1,5 - 1,9 m/s și o pierdere de presiune de 1 - 10 mm H_2O . Sunt indicate pentru epurarea aerului care pătrunde în difuzoare neporoase;

- electrofiltre bazate pe efectul Corona negativ cu intensități ale câmpului de 25 - 70 kV/cm și lungimi de 3 - 4 m. Se execută în două trepte de încărcare opusă. În prima treaptă curentul este de 12 kV particulele fiind atrase unui câmp ionizat și apoi, în a doua treaptă sunt colectate de plăci de încărcare opusă la tensiunea de 6 kV. Aerul se deplasează cu o viteză de 0,8 - 1,5 m/s în filtrele tubulare și de 0,5 - 1,0 m/s în cele cu plăci. Se asigură un grad ridicat de purificare a aerului, de 90 - 99%, fiind capabile să rețină particule cu dimensiuni sub $0,5 \mu\text{m}$. În schimb, sunt necesare pompe.

7.4.3.1.2. Sisteme de aerare mecanică

Echipamentele mecanice de oxigenare a apei uzate și nămolului din bazin. Căminele de aerare cuprind totalitatea agregatelor care prin mijloace mecanice asigură atât dispersia lichidului în aer, cât și antrenarea aerului atmosferic sub formă de bule, prin recircularea continuă a unei cantități de aer.

Trăsăturile funcționării echipamentelor mecanice de oxigenare sunt:

- în principal ele pompează un lichid, fie axial fie radial, prin organul de antrenare amplasat la suprafață sau la o adâncime oarecare a apei din bazin;
- lichidul pompat crează o zonă de turbulență intensă în jurul rotorului care este locul admisiei apei și aerului atmosferic.

Echipeamentele mecanice de oxigenare, după modul de amplasare organului activ, se clasifică în:

- echipamente de suprafață: aeratoare cu rotor și ax vertical, aeratoare cu ax orizontal (perii Kessener);
- echipamente de medie adâncime la care organul activ este amplasat la adâncimea de 1 - 2 m față de suprafața apei;
- echipamente de mare adâncime cu rotorul amplasat la circa 4 - 6 m față de nivelul apei din bazin.

Aeratoarele cu ax orizontal (cu palete sau perii) sunt recomandate pentru stații de epurare de mică capacitate.

Periile de aerare au apărut inițial în Anglia, în 1916, fiind executate din "paie de Piassara" (fibră de palmier), iar ulterior s-au perfecționat sub forma rotoarelor cu dinți metalici flexibili sau din material plastic.

Periile de aerare, cunoscute sub denumirea de perii Kessener, se utilizează în următoarele moduri:

- a - amplasate la marginea bazinului de aerare, paralel cu peretele vertical și pe jumătate imersate, rotindu-se în jurul axei proprii (figura 7.44)

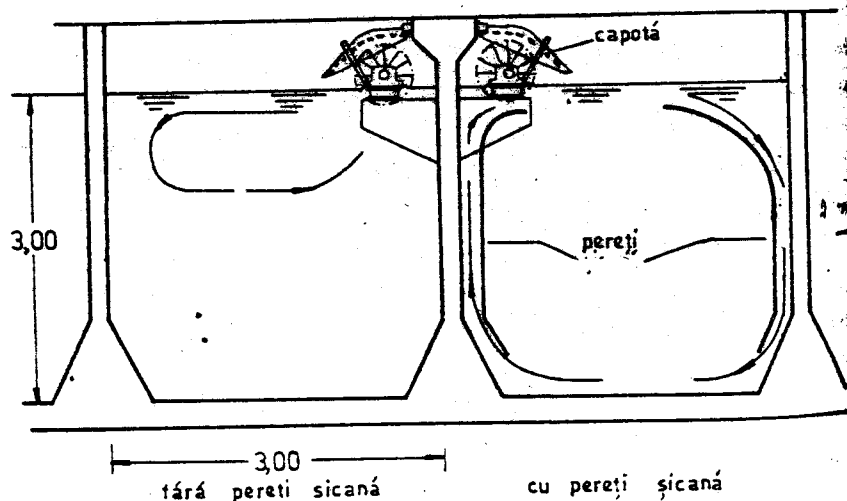


Figura 7.44. Perie Kessener montată la un bazin de aerare

pentru a favoriza realizarea unor viteze pe radier mai mari de 0,15 m/s, se prevede executarea unor pereți submersibili, pe ambele părți ale bazinului;

b - amplasate transversal într-un canal de mică adâncime (șanțuri de oxidare), realizând o circulație longitudinală a apei (figura 7.45).

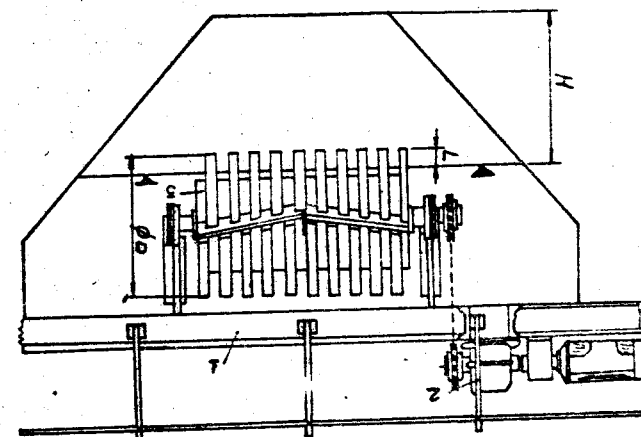


Figura 7.45. Perie Kessener amplasată într-un șanț de oxidare
1 - platformă; 2 - grup de antrenare; 3 - rotor; L - adâncimea de imersie;
 ϕD - diametrul rotorului

Palele periei se execută din tablă de oțel galvanizat, sau din material plastic, având lățimi de 50 - 75 mm. Poziția radială a fiecărei palete este înclinată cu 30° în raport cu precedenta.

Capacitatea de oxigenare crește aproape liniar cu adâncimea de imersie (L) a palelor ce alcătuiesc periile (5 - 15 cm), iar rotația este de 75 - 100 rot/min.

Peria de aerare este acoperită cu o capotă metalică care protejează rotorul și grupul contra picăturilor de apă. Lagărele pot fi capsulate (cu ulei) sau deschise, echipate cu cuzineți inferioari și ungere cu apă.

Pentru reducerea vibrațiilor se montează cuplaje elastice între motor și reductor și între reductor și arborele periei.

Periile de aerare sunt mai puțin utilizate în stațiile de epurare, în comparație cu aerătoarele cu ax vertical, datorită performanțelor mai reduse și a vitezelor mai mici induse în masa apei. Sunt indicate la epurarea apelor cu șanțuri de oxidare, cu recomandarea de a se da o atenție deosebită asupra depunerilor care pot apărea în prima porțiune de după perie, în zona interioară.

În țara noastră, la firma UTEC Baia Mare se execută perii de aerare într-o gamă largă de dimensiuni.

Aeratorul mecanic cu ax vertical constituie soluția cea mai răspândită în prezent. Aeratorul este o mașină hidrodinamică care transformă energia mecanică, furnizată de un grup motoreductor, în energie hidraulică prin intermediul unei mărimi cu caracter turbionar. Termenul "turbionar" este folosit în sensul mișcării imprimată lichidului prin rotor și a celei induse, în genul unei curgeri elicoidale în bazinul de aerare.

În figura 7.46 sunt prezentate părțile principale ale unui aerator cu ax vertical care se montează printr-un sistem fix pe o pasarelă a bazinului, sau pe un sistem mobil cu plutitori.

Grupul motoreductor prezintă interes în ceea ce privește consumul de energie, iar randamentul acestuia influențează direct consumul de energie electrică față de oxigenul introdus în bazin, adică kWh/kg O₂.

Rotorul constituie partea principală a agregatului mecanic. Este alcătuit dintr-un disc de intrare inferior cu diametrul D_1 și unui de ieșire superior pe care sunt așezate palele a căror număr variază în funcție de diametrul D_2 . Acest diametru (D_2) constituie caracteristica nominală de identificare a aeratorului, respectiv de alegere din cataloagele firmelor furnizoare a tipului de aerator pe baza căruia se vor determina dimensiunile în plan a bazinului de aerare. Lățimea palelor la ieșire (b) depinde de diametrul D_2 , iar autori arată că depinde de adâncimea de imersie.

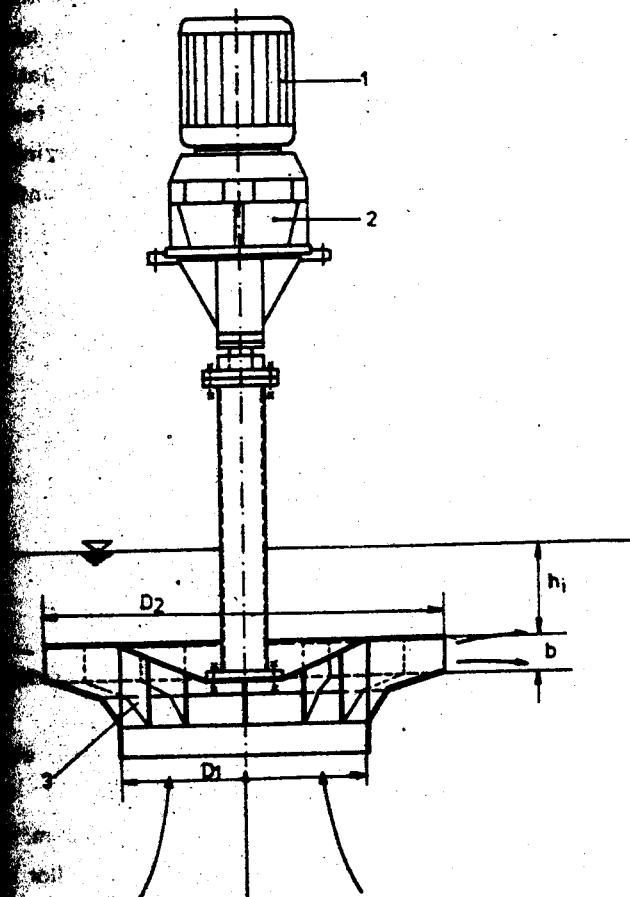


Figura 7.46. Aerator cu ax vertical
1 - motor; 2 - reductor; 3 - rotor

ar introduse în apă.

Rotorul pompează o cantitate de amestec apă - nămol din bazin, creând astfel în jurul său o zonă de turbulență intensă. Imaginea optică a jetului este dependentă de imersia rotorului (h_i). Astfel, pentru imersiuni pozitive mari, rotorul aruncă apa sub formă de jet continuu, în timp ce la valori negative, (rotor scos afară din apă), lichidul este pulverizat sub formă de picături. Oxigenul este preluat din aerul atmosferic prin picături de apă și prin suprafața mare de contact a bulelor

Important este și asigurarea unei viteze periferice a rotorului și asigurarea, pe de o parte realizarea unei viteze pe radier de minimum $0,1$ m/s, pentru a elimina depunerile, iar pe de altă parte o viteză prea mare poate conduce la distrugerea flăcoanelor cu consecințe negative asupra procesului de epurare biologică. Din aceste considerente se recomandă ca viteza periferică a rotorului să fie de $4 - 5$ m/s, ceea ce reprezintă circa 60 rot/min. În figura 7.47 se arată modul de circulație a curenților în

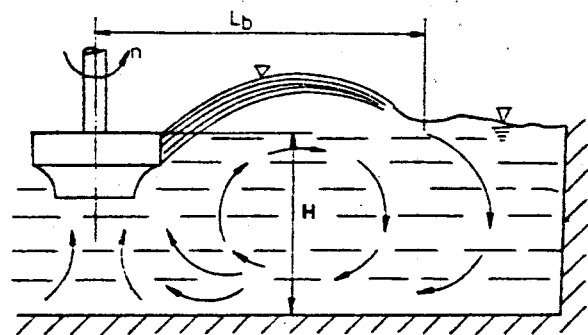


Figura 7.47. Zona de acțiune a unui aerator de suprafață

din bazin și lungimea jetului de apă pulverizată în atmosferă, elemente care se vor ține seama la stabilirea dimensiunilor bazinului.

Dacă adâncimea apei în bazin este mai mare de $3,0$ m, este probabil să se asigure o distribuție corespunzătoare a curenților interiori în figura 7.47 respectiv a vitezei de fund menționate, ceea ce conduce la depunerea nămolului pe radier. Eliminarea acestui fenomen nedorit se realizează prin montarea unui tub de aspirație între radier și aerator (figura 7.48). Tubul de aspirație nu permite mărirea adâncimii de lucru peste $1,5$ m adâncimea normală deoarece la adâncimi mai mari apar curenți de circulație numai în zona cilindrului de dirijare a mișcării.

La unele stații de epurare din străinătate s-a adoptat soluția de epurare în bazine de aerare de mare adâncime, cu două rotoare la adâncime dispuse pe același ax, realizând un regim de circulație generat

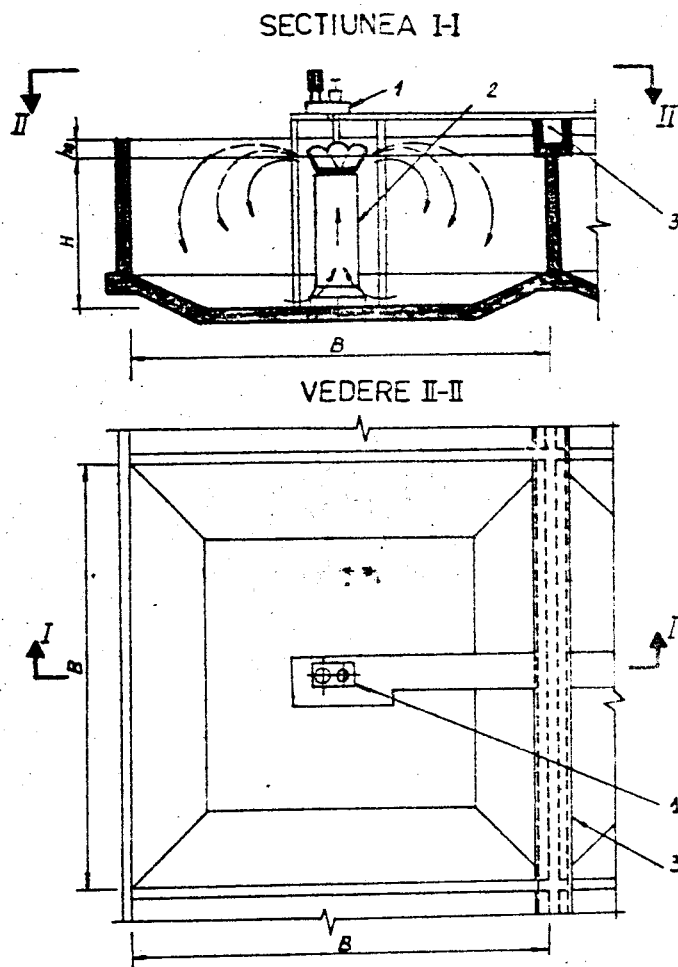


Figura 7.48. Aerator mecanic cu tub de aspirație

1 - motoreductor; 2 - tub de aspirație; 3 - jgheab de admisie apă brută

bazin sub forma unui curent unic, identic ca în cazul situației ideale de circulație a unui aerator mecanic de suprafață (figura 7.49).

Turbine de aerare (rotoare)

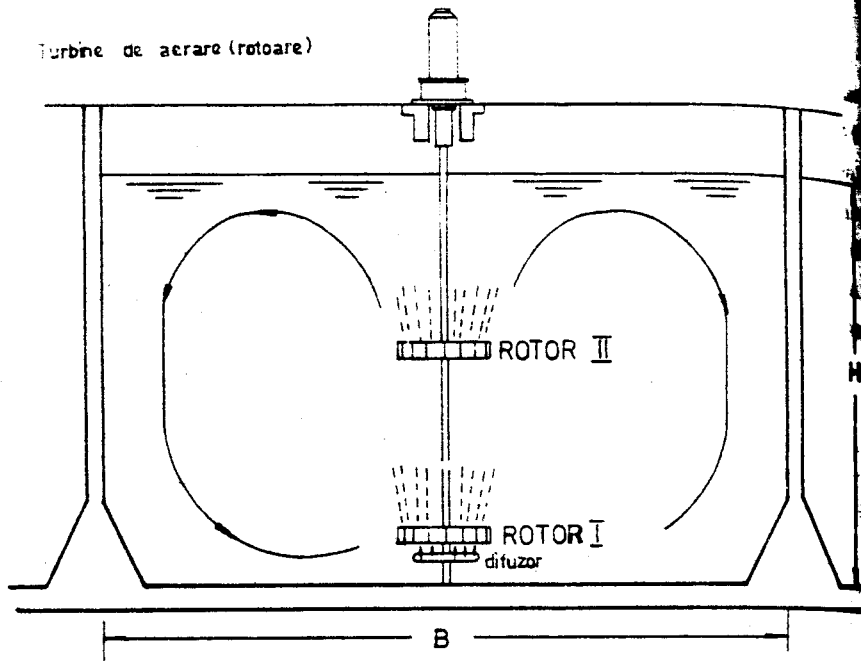
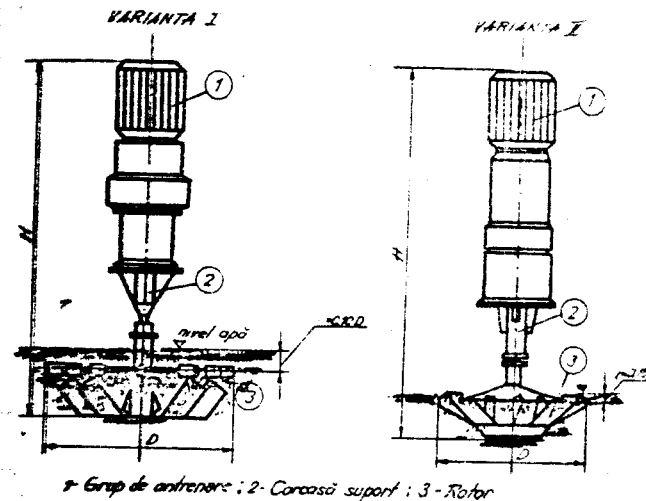


Figura 7.49. Aerator de adâncime sistem Dorr

Din punct de vedere a rotației rotorului, aeratoarele sunt de tip lente (cu rotații de maximum 80 rot/min, fiind prevăzute cu reductoare de rotații) și de tip rapid cu rotații mari.

Puterea instalată în grupurile de aerare, reprezintă circa 60 - 80% din totalul stației de epurare. Din acest motiv, firmele constructoare se preocupă permanent de îmbunătățirea performanțelor de funcționare ale acestor echipamente în funcție de consumul său energetic. Astfel în figura 7.50 și 7.51 sunt prezentate aeratoarele lente produse de firma S.C. UTEC S.A. Baia Mare, precum și caracteristicile lor.

În figura 7.50 se prezintă, în două variante constructive, aeratorul mecanic vertical care se compune dintr-un rotor (o construcție sudată din oțel - carbon protejat anticoroziv prin acoperire cu rășini epoxi ALOREX sau COREX - P), suport de acționare (având un arbore intermediar montat în două lagăre cu rulmenți) și grupul de acționare (format din electromotor și reductor cu instalație de ungere). Prezintă o eficiență de aerare brută de 1,5 kg O₂/kW h.



Nr.	Simbol aerator	D m.m.	H m.m.	Pulverea kg	n rot/min	Productiv kg O ₂ /h
1	AMV I - 500 x 2,2/180	500		2,2	180	50
2	AMV I - 1000 x 7,5/90	1000		7,5	90	220
3	AMV I - 1500 x 18,5/60	1500		18,5	60	530
4	AMV I - 2000 x 37/45	2000		37	45	1000
5	AMV I - 2500 x 55/39	2500		55	39	1600
6	AMV I - 3000 x 75/30	3000		75	30	2020
7	AMV II - 500 x 2,2/180	500	1880	2,2	180	50
8	AMV II - 1000 x 7,5/90	1000	2900	7,5	90	220
9	AMV II - 1500 x 18,5/60	1500	3970	18,5	60	530
10	AMV II - 2000 x 37/45	2000	4670	37	45	1000
11	AMV II - 2500 x 55/39	2500	5030	55	39	1600
12	AMV II - 3000 x 75/30	3000	5390	75	30	2020

Figura 7.50. Aerator mecanic vertical

În figura 7.51 sunt prezentate caracteristicile constructive ale unui aerator mecanic vertical cu imersie reglabilă. Se compune dintr-un grup de acționare (format din electromotor, reductor planetar în prima treaptă de reducere și reductor cilindric în a doua treaptă), dispozitivul de reglare a imersiei (cu comandă manuală sau automat), axii care transmite mișcarea de la grupul de

acionare la rotor și, ultima parte, rotorul pe care se aplică palate înclinate în raport cu axul său. Reglajul imersiei se aplică în funcție de cerința cantității de oxigen impusă de încărcarea organică din bazinul de aerare. Reglajul influențează puterea consumată.

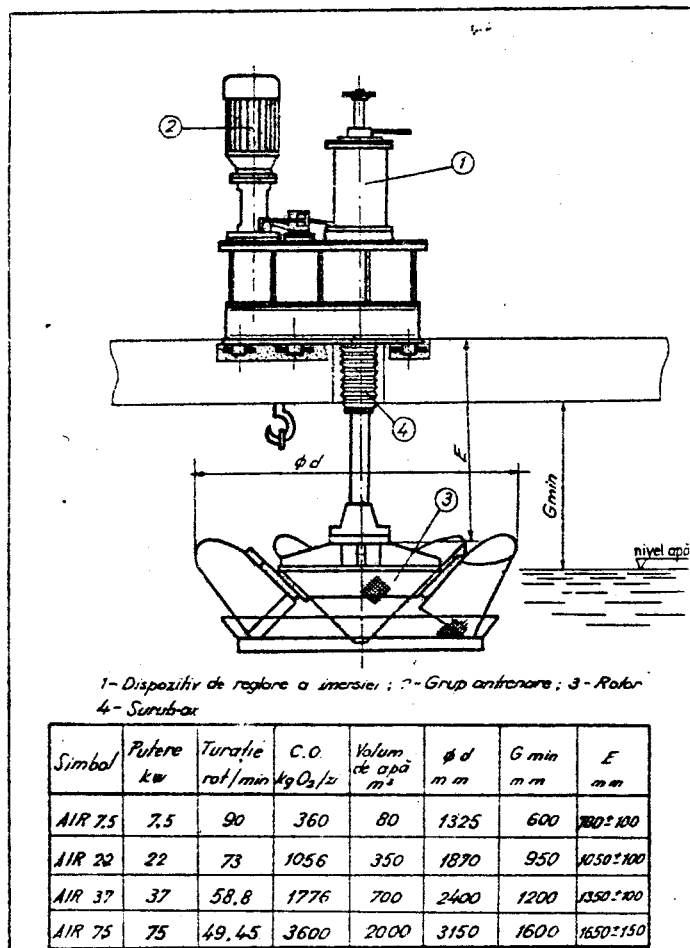


Figura 7.51. Aerator cu imersie reglabilă

Aeratorul mecanic rapid de suprafață, a apărut pe plan mondial în ultimele decenii. El se compune dintr-un electromotor, cu turația de 1500 sau 975 rot/min pe axul căruia se montează direct un rotor de tip pompă

axială care funcționează întubat într-o carcasă cilindrică exterioră. Deoarece apă - nămol din bazin, pompat de rotor este dirijat prin difuzorul parțial paralel cu suprafața liberă a apei din bazin sub formă de jet și picături.

În raport cu aeratoarele mecanice lente, acestea prezintă următoarele avantaje:

- investiție redusă prin eliminarea reductorului de turație;
- construcție cu gabarite mici, datorită turațiilor mari ale rotorului;
- reducerea sensibilității la modificarea imersiunii;
- fiabilitate crescută.

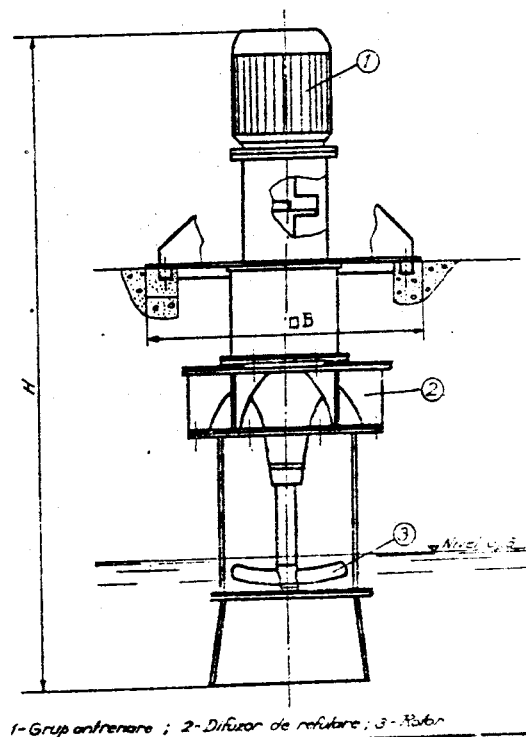
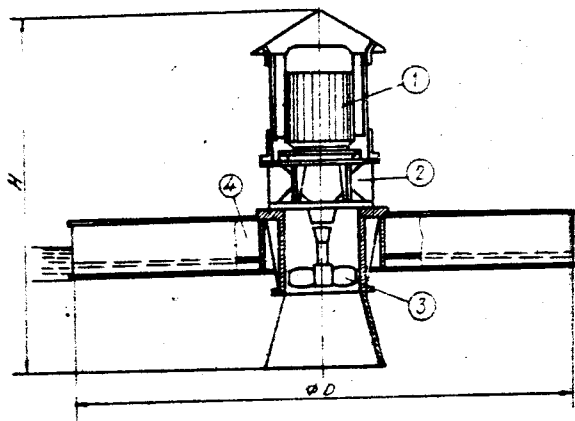


Figura 7.52. Aerator axial fix

Dezavantajul principal constă, în reducerea coeficientului economic (O_2/kW) și a vitezei induse în masa de apă din bazin. Datorită turației mici, sub rotor se formează un vârtej care poate produce, la adâncimi mici, îndepărtarea radierului. În acest scop, fie că se mărește adâncimea de lucru, fie se montează pe radier, în ajul rotorului, a unei plăci metalice. La adâncimi mai mari de apă față de cele indicate de firma furnizoare, se montează sub aerator, un tub cilindric de aspirație, care să asigure realizarea vitezei pe rotor de minimum 0,15 m/s. În figurile 7.52 și 7.53 se prezintă două tipuri



1- Grup acționare ; 2- Difuzor de refulare ; 3- Rotor ; 4- Flotor

Simbol	Produs	Putere kW	Turație rot/min	CO kgO ₂ /zi	Volum de apă m ³ /s	H m	φ D mm
AAF 11	7598	11	1500	360	120	1570	2000
AAF 22	7654	22	975	1050	450	2800	2400
AAF 37	7750	37	975	1776	750	2800	2800
AAF 55	7850	55	975	2360	1800	2750	3800
AAF 75	7524	75	975	3600	2000	3395	4200

Figura 7.53. Aerator axial cu flotor

de aeratoare construite la firma S.C.UTEC S.A. Baia Mare.

În figura 7.52 sunt prezentate caracteristicile funcționale ale aeratorului axial fix. Se compune dintr-un corp, cu difuzor de refulare, rotor

cu două pale, arbore, cuplaj și electromotor; turația rotorului este egală cu cea a electromotorului. Rotorul este de tip pompă axială clasică și corp, iar refularea se face printr-un difuzor care produce și aerarea apei. Coeficientul economic al celor cinci tipuri de aeratoare este între 33 și 48 kg O₂/kW, iar adâncimea apei variază de la 3,7 m pentru tipul AA75 și 5,5 (AA75).

Aeratorul axial cu flotor din figura 7.53 se compune dintr-un corp de aerare, difuzor de refulare, rotor axial cu două pale, electromotor și flotor. Geometria rotorului este identică cu cea a electromotorului. Acest tip de aerator permite variația de nivel din bazinul de aerare. Parametrul principal al aeratorului este, la fel ca și la celelalte tipuri, puterea nominală (kW) care se determină în funcție de geometria bazinului și de capacitatea de aerare necesară.

7.4.3.1.2.1. RECOMANDĂRI DE PROIECTARE A BAZINELOR CU AERARE MECANICĂ

Tipul și numărul de aeratoare mecanice se determină în funcție de capacitatea de oxigenare necesară (CO) și de oxigenarea specifică a tipului de aerator (CO_s) care este precizată în prospectul firmei furnizoare, adică:

$$n = \frac{CO}{CO_s} \quad (7.81)$$

unde:

CO - conform relației (7.73);

CO_s - conform prospectului firmei furnizoare.

Forma constructivă a bazinului de aerare (a fiecărui compartiment aerat de un aerator), are o mare importanță, trebuind să fie astfel aleasă, încât să nu permită realizarea de spații moarte sau locuri pentru depunerea sedimentului activ. De obicei, compartimentul aferent unui mecanism cu rotor are forma pătrată cu latura B și cu radierul înclinat în părțile laterale, așa cum este arătat în figura 7.46. Dacă din calcule, prin aplicarea relației

(7.81), rezultă mai multe aeratoare, acestea sunt așezate în bazine alungite, având lățimea egală cu latura pătratului, în cazul în care ar fi existat un singur aerator. Dacă aeratoarele se amplasează pe două linii paralele, lățimea bazinului va fi $2B$. Este necesar ca bazinul să fie compartimentat longitudinal (etaș) și transversal cu pereți permeabili submersibili (circa 5 cm sub nivelul apei) sau insubmersibili, astfel încât aeratoarele să nu se influențeze între ele, reducându-și capacitatea de oxigenare. Fiecărui compartiment trebuie să i se creeze instalațiile necesare (stavile, vane etc) pentru a putea fi exploatat în cadrul schemei dorite. Dimensiunile și numărul de compartimente se determină astfel încât să fie respectată relația:

$$V = n \cdot V_1 \quad (7.82)$$

în care:

V - volumul bazinului calculat cu relația (7.70);

n - numărul de compartimente care este egal cu numărul de aeratoare determinat cu relația (7.81);

V_1 - volumul unui compartiment de aerare

Dimensiunile fiecărui compartiment de aerare aferente fiecărui tip de aerator mecanic vor fi apoi verificate respectându-se următoarele condiții:

- raportul între latura bazinului și adâncimea apei, $B/H = 2 - 4$;
- raportul dintre latura bazinului și diametrul rotorului, $B/D_2 = 5 - 9$;
- raportul între înălțimea apei și diametrul rotorului, $H/D_2 = 2 - 5$.

Odată cu compartimentarea bazinului, este necesară și amenajarea radierului bazinului cu pantele corespunzătoare unei bune circulații a amestecului apă - nămol activ.

7.4.3.1.3. Avantajele și dezavantajele sistemelor de aerare

A. Sisteme pneumatice

- realizarea de bazine cu suprafață mai mică datorită adâncimilor mari;
- nu sunt influențate de variația nivelului apei în bazin;
- exploatarea mai simplă - numai câteva motoare în funcțiune - în rest fixe;
- la defectarea unei suflante, nu se întrerupe linia de epurare ci se în funcțiune agregatul de rezervă;
- capacitatea de oxigenare poate fi mărită în prima parte a bazinului de aerare prin reglarea corespunzătoare a debitului de aer la distribuitoare;
- în timpul nopții când debitele de apă sunt reduse, se poate scoate în funcțiune una sau mai multe suflante;
- la defectarea unui pachet de țevi perforate, nu se scoate din funcțiune bazinul de aerare, ci numai acestea, în vederea curățirii lor;
- nu sunt influențate de îngheț;
- flexibilitatea sistemului care permite modificarea procedului de aerare biologică după oricare din tipurile cunoscute (convențional, contact cu bulizare, aerare în trepte etc), fără reamenajări prea importante ale instalațiilor.

B. Sisteme mecanice

- necesită bazine cu suprafață mai mare deoarece aeratoarele au o capacitate mai mică de aerare;
- sunt influențate de variația nivelului apei în bazin;
- exploatare dificilă deoarece toate utilajele sunt în funcțiune;
- la bazinele de aerare eterogene, la scoaterea din funcțiune a unui aerator, trebuie oprită toată linia până la remedierea defecțiunilor;
- capacitatea de oxigenare constantă în toate compartimentele unei linii de epurare;
- nu oferă posibilitatea corelării consumului de oxigen, cu capacitatea de oxigenare;

- sunt influențate de îngheț.

În ceea ce privește consumul de energie, ambele sisteme necesită puteri instalate mari, preocupările actuale ale firmelor constructoare sunt orientate spre îmbunătățirea coeficientului economic (kg O₂/kW). Orientativ, sistemele de aerare mecanice necesită un necesar energetic mai redus, cu 5 - 10% față de sistemele pneumatice, în schimb aspectele precizate mai sus, conduc la adoptarea sistemului pneumatic, în special la stațiile mari de epurare.

7.5. DECANTOARE SECUNDARE

În decantoarele secundare se reține membrana biologică sau flocoanele de nămol activ evacuate odată cu effluentul din filtrele biologice, respectiv din bazinele de aerare. Rezultă că decantorul secundar constituie o parte componentă de bază a treptei de epurare biologică.

Din punct de vedere constructiv, decantoarele secundare frecvent folosite sunt de tip longitudinal și radial, echipate cu dispozitive adecvate pentru colectarea și evacuarea nămolului în mod continuu sau cu intermitență, intervalul de timp dintre două evacuări de nămol să nu fie mai mare de 4,0 ore. Având în vedere că acest nămol prezintă un conținut mare de apă, evacuarea lui se face prin sifonare, sau prin pompare; podul raclor este echipat cu conducte de sucțiune care dirijează nămolul spre o rigolă pentru evacuarea lui în exterior.

Alegerea tipului de decantor, a numărului și mărimea decantoarelor se face pe considerente tehnico-economice, cu respectarea prevederilor din STAS 4162/2-89 "Decantoare secundare".

7.5.1. Decantoare orizontale longitudinale

Forma, dimensiunile și caracteristicile tehnologice sunt conform figurii 7.54, cu precizarea că în figura 7.54 a se prezintă echipamentul pentru evacuarea nămolului prin sifonare, iar în figura 7.54 b, cu evacuarea prin pompare.

Dimensionarea decantorului se face în funcție de debitul maxim al apelor uzate (Q_{zi max}), iar pentru verificare se adaugă și debitul de circulare, adică Q_v = Q_{zi max} + Q_R.

Suprafața orizontală a compartimentelor de decantare se determină cu ajutorul relației:

$$A_0 = \frac{Q_c}{U_{S_c}} \text{ sau } A_0 = \frac{Q_v}{U_{S_v}} \quad (7.83)$$

în care:

Q_c - debitul de calcul (Q_{zi max}), în m³/h;

U_{S_c}, U_{S_v} - încărcarea superficială, adică debitul apelor uzate (de

calcul sau de verificare) aferent unui m² de suprafață orizontală utilă de decantare, în m/h (din tabelul 7.14).

Tabelul 7.14

Tipul instalației ce precede decantorul secundar	Încărcarea superficială (m/h)	
	U _{S_c}	U _{S_v}
Filtre biologice de mică sau de mare încărcare	0,7 - 1,5	max. 2,7
Bazin de aerare, exclusiv cele cu aerare prel.	0,7 - 1,2	max. 2,2
Bazin de aerare cu aerare prelungită	0,35 - 0,7	max. 1,4

Pentru a stabili toate elementele geometrice ale decantorului, specificate în figura 7.54, cu valoarea cunoscută a ariei orizontale se apelează la datele din tabelul 7.15 cu următoarele precizări:

- lungimea rigolei laterale pentru colectarea apei decantate este L_u/2;
- lungimea utilă a decantorului longitudinal, L_u = L - 1,0;
- aria utilă a decantorului, A_u = L_u (B - B₃);
- volumul util al decantorului, V_u = A_u · h_u.

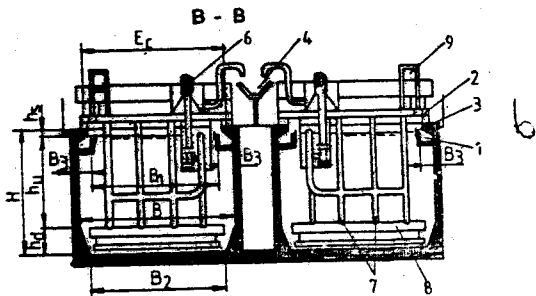
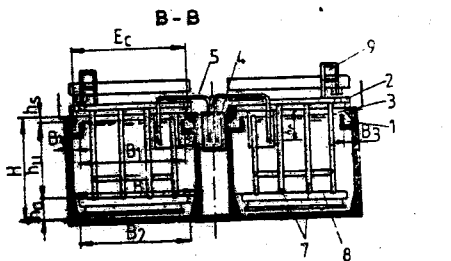
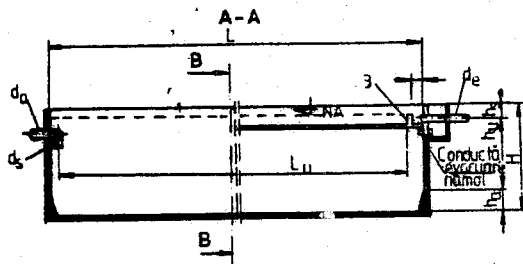
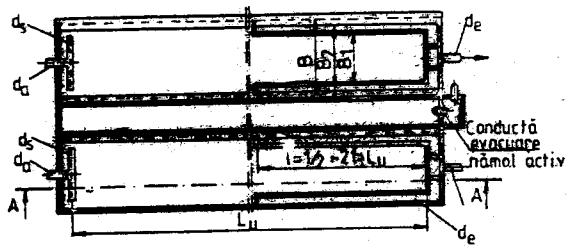


Figura 7.54. Decantor secundar orizontal longitudinal

- 1 - rigolă pentru colectarea apei decantate; 2 - pod raclor; 3 - deversor;
- 4 - rigolă pentru evacuarea nămolului; 5 - dispozitiv de sifonare nămol;
- 6 - pompă pentru evacuare nămol; 7 - conducte de aspirație; 8 - lama racloare;
- 9 - instalația electrică; d_a - conducta de aducțiune a apei;
- d_s - dispozitiv de distribuție a apei; d_e - conductă de evacuare a apei

Pentru decantoarele secundare amplasate după bazinele de aerare cu mișcare activă, se poate calcula aria orizontală a decantorului în funcție de încărcarea superficială cu materii în suspensie (I_{SS}). Acest parametru exprimă cantitatea totală de MTS, în decurs de o zi, aferentă unui m^2 de suprafață orizontală utilă de decantare și se determină cu relația:

$$I_{SS} = \frac{C (Q_C + Q_R)}{N A_0} \quad (7.84)$$

unde:

I_{SS} - încărcarea superficială cu MTS, în $kg/m^2 \cdot zi$;

C_N - concentrația nămolului activ din bazinul de aerare, în $kg MTS/m^3$;

Q_C, Q_R, A_0 - notațiile cunoscute.

DECANTOARE ORIZONTALE LONGITUDINALE

TABELUL 7.15

B m	L m	A _U m ²	B ₁ m	B ₂ m	B ₃ m	h _U m	h _s m	h _d m	H m	h _r m	E _c m	V _U m ³	d _a mm	d _e mm	d _s mm
1,5	21...35	64... 108,8	2,9	2,8	0,3	2,4	0,3	0,3	3,0	1,62	3,4	154,0... 261,0	150 250	100 150	
2,0	25...40	88,8... 144,3	3,4	3,3	0,3	2,6	0,3	0,3	3,2	1,61	3,9	231,0... 375	200 300	100 150	
2,5	30...50	132,5... 255,4	4,2	4,3	0,4	2,7	0,3	0,4	3,4	1,595	4,9	358,0... 609	200 400	100 200	
3,0	35...55	190,4... 302,4	5,2	5,3	0,4	2,9	0,3	0,4	3,6	1,595	5,9	552,0... 877	250 400	100 200	
3,5	44...60	283,8... 389,4	6,2	6,3	0,4	3,1	0,3	0,4	3,8	1,595	6,9	880,0... 1207	300 500	125 250	
4,0	50...70	372,4... 524,4	7,2	7,3	0,4	3,3	0,3	0,4	4,0	1,515	7,9	1229... 1731	400 600	150 250	
4,5	55...75	464,4... 636,4	8,2	8,3	0,4	3,3	0,3	0,4	4,0	1,525	8,9	1533... 2100	400 600	150 250	
5,0	60...80	566,4... 758,4	9,2	9,3	0,4	3,3	0,3	0,4	4,0	1,525	9,9	1869... 2503	400 700	150 250	

În ceea ce privește valorile lui l_{ss} , Imhoff recomandă valori de 2,5 - 3,75 kg MTS/m²·h la nămolurile cu l_{VN} sub 150 ml/g, iar experiența de până acum din țara noastră, indică valori de 2,7 - 2,9 kg MTS/m²·h.

Suprafața orizontală utilă a decantorului calculată cu relația (7.83) sau (7.84) va fi luată în considerare aceea cu valoarea cea mai mare.

Ca element de verificare a dimensionării decantorului, îl reprezintă timpul de decantare care se determină cu relația:

$$td_c = \frac{h_u}{U_{S_c}} \quad \text{sau} \quad td_v = \frac{h_u}{U_{S_v}} \quad (7.85)$$

în care:

td_c, td_u - timpul de decantare, în ore, aferent debitului de calcul, respectiv debitului de verificare (tabelul 7.16);

h_u - adâncimea utilă, în m (din tabelul 7.15);

U_{S_c}, U_{S_v} - încărcarea superficială, în m/h.

Tabelul 7.16

Timpul de decantare

Tipul de instalație ce precede decantorul secundar	Încărcarea superficială (ore)	
	td_c	td_v
Filtre biologice de mică sau de mare încărcare	1,5 - 2,5	min. 1,0
Bazin de aerare, exclusiv cu aerare prelungită	3,5 - 4,0	min. 2,0
Bazin de aerare cu aerare prelungită	3,0 - 4,0	min. 2,0

Rigolele laterale pentru colectarea apei decantate sunt prevăzute cu devorsor, iar dimensionarea acestuia se va face la un debit cu valori de până la 10 m³/h·m devorsor.

7.5.2. Decantare orizontale radiale

Se dimensionează cu aceleași relații folosite la decantoarele longitudinale și cu respectarea timpului de retenție în decantor din tabelul 7.16.

Forma, dimensiunile și caracteristicile tehnologice ale acestor decantoare sunt conform figurii 7.55 și tabelul 7.17, cu mențiunea că în figura 7.55 a se prezintă sistemul de evacuare a nămolului prin sucțiune

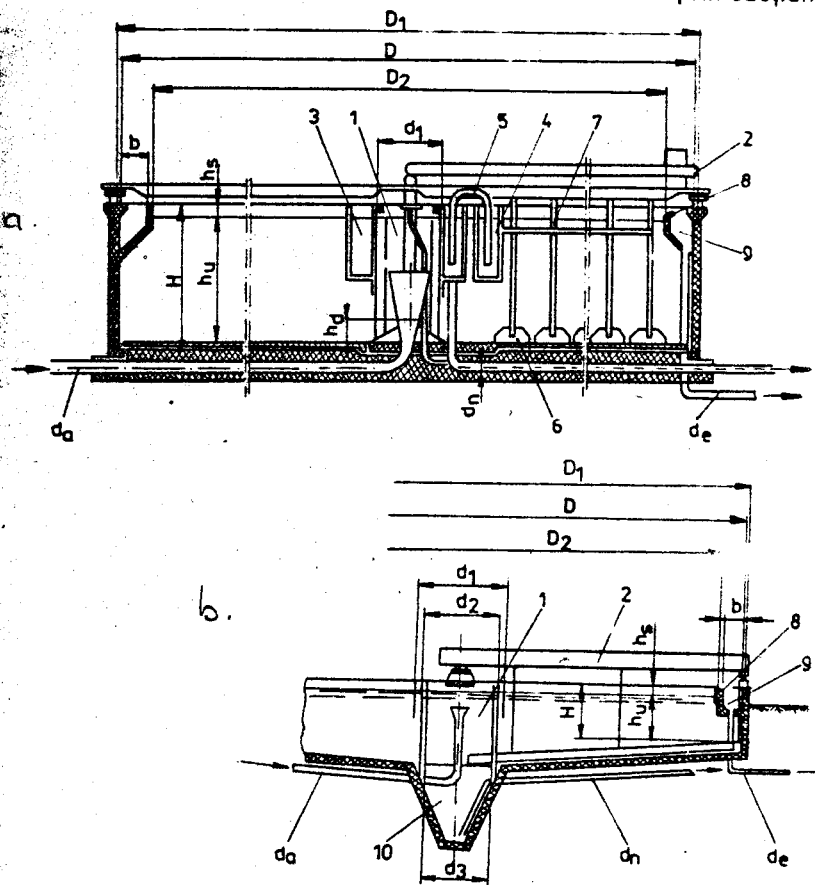


Figura 7.55. Decantor secundar orizontal radial

1-camara de distribuție; 2-pod raclor; 3-jgheab colector inelar fix pentru nămol; 4-jgheab colector mobil pentru nămol; 5-conductă sifon; 6-guri de aspirație nămol; 7-țevi verticale de aspirație; 8-devorsor triunghiular sau lamelar; 9-rigolă pentru colectarea apei decantate; 10-pâlnie pentru colectarea nămolului; d_a -conductă de admisie a apei; d_e -conductă de evacuare apă decantată; d_n -conductă de evacuare nămol activ

hidraulică aplicată la decantoarele radiale cu diametrul (D) de 30 - 50 m, iar în figura 7.55 b cu evacuare, prin raclare, a nămolului spre bașa de nămol, recomandată pentru cele cu diametrul (D) de 15 - 25 m

DECANTARE ORIZONTALE RADIALE

TABELUL 7

D m	D ₁ m	D ₂ m	A _U m ²	d ₁ m	d ₂ m	d ₃ m	h _s m	h _U m	h _d m	H m	b m	V _U m ³	d _a mm	d _e mm
16	16,14	14,7	165	3,0	2,6	3,0	0,4	2,5	0,43	2,9	0,5	413	250 350	200 300
20	20,14	18,5	264	3,0	2,6	3,0	0,4	2,5	0,57	2,9	0,6	669	300 400	250 350
25	25,14	23,5	423	4,0	3,6	4,0	0,4	2,5	0,70	2,9	0,6	1058	350 500	300 400
30	30,14	28,1	616	2,3	-	-	0,4	3,0	-	3,4	0,8	1848	500 700	400 600
35	35,14	33,1	856	2,3	-	-	0,4	3,0	-	3,4	0,8	2568	600 800	400 600
40	40,14	37,7	1109	3,0	-	-	0,4	3,5	-	3,9	1,0	3882	700 1000	500 700
45	45,14	42,7	1424	3,0	-	-	0,4	3,5	-	3,9	1,0	4984	700 1000	600 800
50	50,14	47,7	1779	3,0	-	-	0,4	3,5	-	3,9	1,0	6227	1000 1200	700 1000

Decantoarele orizontale radiale vor avea suprafața utilă, ținând seama de notațiile din figura 7.55, astfel $A_U = 0,785(D_2^2 - d_1^2)$. Cele cu diametrul mai mare de 50 m se prevăd numai pe bază de justificare tehnico-economică aprobată de beneficiar odată cu proiectul. În asemenea cazuri, proiectul trebuie să cuprindă și măsuri pentru combaterea tendinței de creștere a turbulenței din cauza vântului. Nu se prevăd decantoare radiale cu diametrul mai mic de 15 m.

Instalațiile din dotarea decantoarelor secundare (poduri raclare, tubulatură de aspirație a nămolului, pompe de nămol etc), vor fi furnizate de

constructoare din țara noastră (UTEC Baia Mare, ADISS Baia Mare) sau în urma organizării de licitații de către proiectant sau beneficiar.

7.6. ELEMENTE GENERALE DE EXPLOATARE

A BAZINELOR DE AERARE

Exploatarea bazinelor de aerare presupune, în prealabil, amorsarea nămolului biologic. În acest scop, se folosește un debit de 25 - 30% din debitul total. Formarea nămolului activ, prin aerarea apei uzate din bazin, poate realiza într-o perioadă de 1 - 4 săptămâni, în funcție de caracteristicile apei uzate, de capacitatea bazinului de aerare și de timpul în care se face, exprimat prin temperatura aerului și a apei.

Pentru ca amorsarea să progreseze normal, trebuie să se asigure permanent în bazin o cantitate de oxigen dizolvat de 2 - 3 mg/dm³. În funcție de concentrația oxigenului dizolvat, se reglează intensitatea de aerare a aerului, respectiv turația și imersia aeratoarelor.

În perioada de amorsare este necesară mărirea treptată a concentrației nămolului activ până la atingerea valorii finale de 2,5 - 4 kg/m³ prin recircularea, la început, a întregii cantități de nămol activ din decantorul secundar. Pe măsura creșterii concentrației nămolului activ și a debitului de epurare, constatat prin analize de laborator, se va mări treptat debitul de apă uzată decantată introdus în bazinul de aerare, astfel încât atunci când se ajunge la concentrația normală a nămolului activ de 2,5 - 4 kg/m³ (în funcție de gradul de epurare dorit) să se ajungă și la debitul normal de funcționare, prevăzut în proiect.

Amorsarea se consideră terminată dacă pentru debitul de calcul al instalației se ating, timp de circa 10 zile, parametrii de epurare prevăzuți în documentația de proiectare.

La stațiile de epurare biologică parțială (concentrații ale nămolului activ sub 2 kg/m³), la care se prevăd adesea bazine separate pentru regenerarea (regenerarea) nămolului activ, acestea se pun în funcțiune odată cu începerea amorsării bazinului de aerare, întreg nămolul din decantorul

secundar este mai întâi introdus în regenerator și de aici, în bazinul de nămol activ.

La stațiile de epurare biologică în două trepte, la care se prevăd decantoare secundare după fiecare treaptă, iar recircularea nămolului activ se face separat în cadrul fiecărui trepte, pentru amorsare se pun în funcțiune ambele trepte, dar la început, pe lângă recircularea integrală a nămolului activ din cadrul treptei unu, se trimite integral la această treaptă și nămolul activ depus în decantorul secundar al treptei a doua. Pe măsură ce creșterii concentrației nămolului în bazinul de aerare al treptei I, se reduce treptat debitul de nămol pompat de la decantorul secundar al treptei a II-a, mărindu-se în același timp, treptat, debitul de nămol activ recirculat în cadrul treptei a II-a. În acest mod se ajunge ca în final să se pompeze de la decantorul secundar al treptei a II-a spre treapta a I-a, numai nămolul în exces.

În exploatarea curentă a bazinelor de aerare cu nămol activ, indiferent de tipul tehnologic și constructiv adoptat, trebuie să fie îndeplinite următoarele condiții de bază:

- menținerea concentrației nămolului activ în toate punctele bazinului la valorile din proiect;
 - concentrația oxigenului dizolvat, în toate punctele bazinului să fie în limitele de 1 - 2 mg/dm³;
 - funcționarea continuă a sistemului de aerare și reglarea vanelor pe conductele de aer (la aerarea pneumatică) sau a adâncimii de imersie (la aerarea mecanică) pentru asigurarea oxigenului liber dizolvat în apă;
 - menținerea indicelui de nămol (Mohlmann) sub 100 cm³/g nămol activ în substanță uscată;
 - în decantoarele secundare se va avea grijă să se mențină un strat cât mai mic de nămol, sub 0,30 m de la radierul bazinului, iar timpul de staționare în decantor să fie sub 4 ore;
 - determinarea cantității de nămol activ de recirculare în funcție de valoarea concentrației de nămol din bazin și de valoarea indicelui de nămol.
- Întreținerea bazinului de aerare constă în:
- curățirea periodică a țevilor perforate pentru distribuția aerului;
 - revizia periodică a aeratoarelor;

- întreținerea permanentă a deversoarelor decantoarelor secundare astfel ca debitul evacuat să fie uniform pe întreg conturul deversorilor;
- întreținerea în bună stare a jgheaburilor de distribuție a apei și a țevilor de repartiție;

- Reglarea robinetilor și a vanelor de pe conductele de distribuție a aerului comprimat în vederea asigurării unei distribuții uniforme a aerului pe toate compartimentele bazinului de aerare.

Întreținerea bazinelor de aerare constă din efectuarea de reparații curente (de două ori pe an) și reparații capitale (când apar necesare), deranjând total procesul de epurare).

Ca defecțiuni posibile ce urmează a fi reparate, se semnalează cele legate de deteriorarea betonului, corodarea pieselor metalice, defecțiuni ale vanelor și stăvilarelor de închidere/deschidere a apei etc. Pentru remedierea defecțiunilor la sistemul de distribuție a aerului, nu este necesară scoaterea din funcțiune a compartimentului bazinului de aerare, ci numai demontarea pachetului respectiv de țevi și ridicarea lor pe platformă pentru reparație. În cazul aerării mecanice, defecțiunile frecvente se produc asupra reductoarelor și uneori prin arderea electromotoarelor. Aceste piese se înlocuiesc fără a se goli bazinul de aerare.

Cele mai frecvente dintre deranjamentele de exploatare a bazinelor de aerare sunt legate de calitatea necorespunzătoare a nămolului activ.

Astfel, creșterea indicelui de nămol conduce la îmbolnăvirea acestuia, la "umflarea" nămolului. Sunt mai multe cauze care conduc la apariția nămolului bolnav, dintre care se pot preciza: scăderea oxigenului dizolvat în bazin sub 1,0 mg/dm³; creșterea cantității de substanțe organice peste limita de mineralizare a biomasei din bazin; existența în compoziția apelor uzate de metale grele (Pb, Cu, Zn, Hg) care au acțiune toxică asupra biomasei. Pentru remedierea acestei situații se procedează la reducerea cantității de apă uzată (o parte se dirijează, pe o perioadă de timp, direct în receptor), intensificarea aerării, mărirea debitului de nămol în exces și reducerea celui recirculat.

În unele cazuri se poate constata ridicarea nămolului activ la suprafața bazinului care constituie, de asemenea, o anomalie. Această situație apare în cazul nitrificării excesive a apelor uzate prin ținerea în

circuit a nămolului un timp prea îndelungat în bazinul de aerare și decantorul secundar. Ridicarea nămolului, ca urmare a nitrificării excesive, este explicată prin faptul că bacteriile iau oxigenul din nitriții dizolvați în apă, ceea ce are ca rezultat producerea de azot gazos și dioxid de carbon. Bulele de gaz scad densitatea nămolului până când o parte, sau tot nămolul, plutește la suprafață. Această acțiune este mai intensă în decantorul secundar dacă se lasă să se acumuleze pe radier o grosime prea mare de nămol. În efluentul decantorului secundar se constată, prin analize de laborator, creșterea considerabilă a solidelor în suspensie.

Pentru remedierea acestei anomalii se recomandă mărirea debitului de nămol evacuat din decantorul secundar, reducerea timpului de rămânere a apei în bazinul de aerare și reducerea duratei de oxigenare a amestecului apă - nămol.

În scopul urmăririi exploatării și realizării unei eficiențe cât mai mari, trebuie să existe un registru în care se vor specifica următorii indicatori:

- 1 - oxigenul dizolvat existent zilnic în bazinele de aerare, decantoarele secundare și în sistemul de nămol recirculat;
- 2 - CBO_5 al apei uzate care intră în bazinul de aerare și care iese din decantorul secundar, în funcție de care se pot regla cantitățile de aer introduse în bazin;
- 3 - cantitatea de nămol de recirculare și în exces;
- 4 - cantitatea de aer introdus în bazin și consumul de curent electric;
- 5 - eventualele defecțiuni înregistrate și modul de remediere.

CAP. 8. EPURAREA TERȚIARĂ A

APELOR UZATE

Creșterea continuă a nevoilor de apă în lume ca și dezvoltarea construcțiilor hidrotehnice și prin aceasta realizarea de noi lacuri artificiale au făcut ca lacurile să fie solicitate din ce în ce mai mult ca surse de apă potabilă și industrială. În aceste condiții poluarea secundară a lacurilor devine o problemă care se pune an de an cu o acuitate sporită în diverse țări ale lumii, și bineînțeles, și în țara noastră.

8.1. SCOPUL EPURĂRII TERȚIARE

Evacuarea mecano-biologică asigură eliminarea, în prima treaptă (mecanică), a materiilor solide în suspensie decantabile și a grăsimilor care pot fi flotate, iar în treapta a II-a (biologică) se elimină cea mai mare parte din materiile organice dizolvate și în suspensie, precum și degradarea unor substanțe toxice cum ar fi cromul hexavalent și cianurile.

Totuși, aceste procese clasice de epurare au o eficiență limitată în ceea ce privește reținerea detergenților, a produselor petroliere, hidrocarburi aromatice substituie (mai ales intermediari pentru coloranți, medicamente, fibre sintetice etc), bacterii patogene, săruri anorganice fertilizante (azotați și fosfați) etc.

Deși concentrațiile acestor substanțe în efluent, respectiv în receptor sunt de obicei scăzute, de multe ori imperceptibile organoleptic, efectele lor fiziologice posibile nu pot fi neglijate deoarece consumarea acestor ape ca apă potabilă reprezintă un pericol potențial pentru sănătatea publică, iar ingerarea continuă a acestor substanțe cu concentrații reduse, pot avea efecte cumulative cu efecte imprevizibile pentru om și animale.

Prezența spumei datorită detergentilor și a sărurilor fertilizante în apa epurată conduce, pe de o parte la afectarea calității estetice a receptorului, iar pe de altă parte la proliferarea algelor planctonice. Ca toate plantele verzi, algele folosesc dioxidul de carbon din apă pentru a-l transforma în materie organică cu ajutorul clorofilei și a energiei solare și tot astfel metabolizează compușii anorganici de azot, fosfor și potasiu.

Dezvoltarea în apele lacurilor și în râurile lente a planctonului și a plantelor acvatice superioare autotrofe, duce - prin descompunerea acestora - la modificări puternice și funeste ale regimului biochimic, modificări accentuate și prin suprasaturarea în oxigen a straturilor superioare în perioadele calde și însorite și dezoxigenare parțială sau totală a straturilor de adâncime în timpul stăgării, datorită stratificării termice și de aici perturbări pentru diversele procese de oxigenare a materiilor organice, crearea unui mediu anaerob și formarea nămolului de fund în stare de putrefacție. Astfel, poluării "primare" rezolvată prin epurarea mecano-biologică, i se substituie o poluare "secundară" aparent mai puțin accentuată, dar care în timp îndelungat se dovedește a fi extrem de periculoasă și agresivă pentru fauna acvatică.

Inconveniențele directe și previzibile sunt de ordin igienic și estetic, ca și de faptul că apa receptorului devine din ce în ce mai greu de tratat prin apariția unor specii indesezabile de fitoplancton care perturbă funcționarea instalațiilor de filtrare și chiar a microfiltrelor și dau un gust neplăcut apei potabile.

Prezența sărurilor fertilizante în apa epurată prin procedeele mecanice și biologice studiate anterior, indică că aceste trepte de epurare nu au posibilitatea de a reține aceste substanțe. Unele cercetări (Wuhrman, 1974) arată că procedeele clasice de epurare elimină circa 50% azot și 40% fosfor total. Alte observații efectuate la diferite stații de epurare ale cantonului Zürich (Elveția) au constatat că procesul de îndepărtare, prin procesul biologic, a compusului fosforului (P_{total}) oscilează în medie între 17% și 26%. Însă în unele cazuri pot rezulta randamente cu mult inferioare, ca urmare a mineralizării fosforului organic, astfel că efluentul final conține mai mulți fosfați dizolvați decât apa predecanțată.

Din cele arătate rezultă necesitatea de a elabora o tehnologie de tratare a apelor uzate care să o completeze pe cea aplicată până în prezent, pentru a se obține o apă care să poată fi folosită fără restricții, în unitatea unde a fost impurificată.

Prin epurarea terțiară sau treapta a III-a de epurare se înțelege o nouă tehnologie de reținere din apele uzate a compușilor azotului și fosforului (în special), precum și a altor impurificatori a căror structură chimică și biologică nu permit a fi reținute și eliminate într-o stație de epurare obișnuită. Aceste noi procese tehnologice se pot aplica nu numai pe cele două trepte, ci chiar direct apei uzate brute sau într-un stadiu precare convenabil al procesului clasic.

Metodele aplicate pentru epurarea terțiară sunt de natură fizică, chimică și biologică. În general obiectivele epurării terțiare nu pot fi atinse prin utilizarea unui procedeu în întregime biologic sau în întregime fizico-chimic. De exemplu, în cazul unui procedeu fizico-chimic, cum ar fi adsorbția pe cărbune activ pentru reținerea substanțelor organice solubile, este în evidență, prin datele experimentale, că o parte măsurabilă a acțiunii de îndepărtare a acestor substanțe se datorește activității biologice din apă și din patul expandat și ca atare trebuie considerat ca un procedeu combinat biologic și fizico-chimic.

O metodă fizică aplicată frecvent în epurarea terțiară a apelor uzate constă în filtrarea apei prin intermediul filtrelor de nisip. Ele sunt proiectate în condiții similare cu filtrele rapide din stațiile de tratare a apelor, viteza de filtrare fiind variabilă în funcție de concentrația suspensiilor din apa uzată. Cercetările recente, indică o eficiență de 70 - 90% în ceea ce privește reținerea suspensiilor și 35 - 75% din punct de vedere al CBO₅. Filtrarea în nisip produce o scădere a oxigenului dizolvat în efluent, ceea ce impune trecerea acestor ape prin bazine de aerare în vederea creșterii conținutului de oxigen a efluentului deversat în receptor.

8.2. PROCEDEE UTILIZATE PENTRU ELIMINAREA SĂRURILOR CU CONȚINUT DE AZOT ȘI FOSFOR

Ar fi de dorit, pentru a evita complet creșterea producției de biomasă în receptor, ca descărcarea de ape uzate epurate, să prezinte un conținut de substanțe nutritive coborât la nivelul concentrațiilor din apele nepoluante, exigențe care ar implica pentru efluenții finali nu conținut în P_{total} de $0,03 \text{ mg/dm}^3$, respectiv N_{total} de $0,3 \text{ mg/dm}^3$ (STAS 4706-88).

Practic, cu mijloacele tehnice actuale și menținerea cheltuielilor de exploatare în limite raționale, se pot realiza concentrații în efluentul final de $0,5 - 0,6 \text{ mg } P_{total}/\text{dm}^3$ și $2 - 4 \text{ mg } N_{total}/\text{dm}^3$.

8.2.1. Eliminarea fosforului

Concentrațiile uzuale de fosfor la apele uzate menajere din centrele urbane, sunt indicate în tabelul 8.1.

Tabelul 8.1.

Apa uzată	PO_4^- mg/dm^3	$P_{organic} + P_{polifostat}$ mg P/dm^3	Total mg P/dm^3
- după treapta primară	2 - 4,8 (37%)	4 - 6 (63%)	6 - 10 (100%)
- după treapta biologică	2,5 - 6 (85%)	1,5 (15%)	4 - 7 (100%)

Reducerea fosforului după treapta biologică este de ordinul a 20 - 35% în funcție de condițiile de exploatare din stația de epurare și de compoziția apelor uzate. Această reducere poate fi mai importantă la apele uzate bogate în carbon ($CBO_5 - C$) incorporat mai mult în biomasă, sau cu concentrații puternice de ioni anorganici (fier sau duritate Ca), concentrații care favorizează precipitarea.

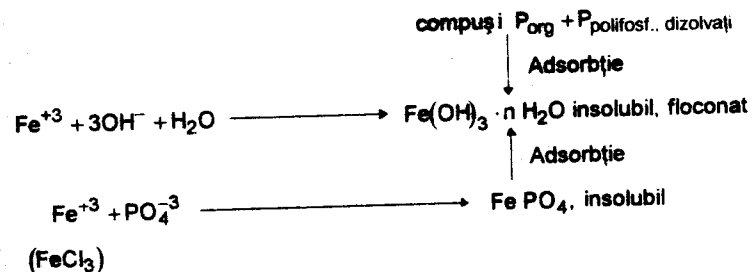
Tehnica cea mai uzuală de reținere a fosforului este fizico-chimică având la bază procese de precipitare și adsorbție cu ajutorul coagulanților.

În scop, se folosesc ionii de Fe^{+3} , Al^{+3} și Ca^{+2} proveniți din soluții de clorură ferică ($FeCl_3$), sulfat de aluminiu ($(SO_4)_3Al_2$) și/sau var stins ($Ca(OH)_2$).

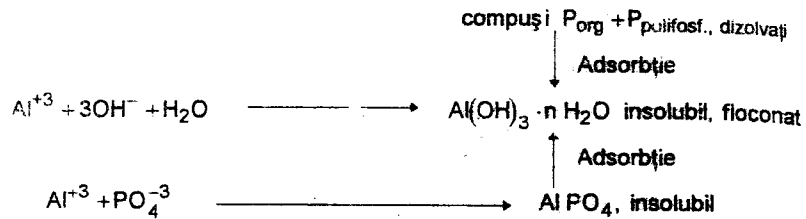
Transformarea compușilor fosforului cu ajutorul acestor reactivi de precipitare, în condițiile realizării unui pH adecvat, duce la formarea unor fosfați (PO_4^-) greu solubili, flocculanți și ușor sedimentabili. Mai mult, acești compuși au și o bună capacitate de adsorbție a fosfaților organici și a fosfaților.

Este important de menționat că aceste procese de precipitare se desfășoară destul de lent. Controlul timpilor de reacție necesari trebuie asigurat prin organizarea procesului și prin dimensionarea corespunzătoare a bazinelor. În condițiile de concentrații și temperaturi medii ale apelor uzate, timpul de reacție pentru cei trei reactivi menționați trebuie să fie de ordinul a 30 - 60 minute.

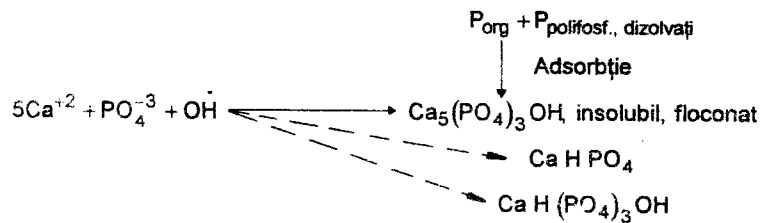
Clorura ferică ($FeCl_3$) prezintă marele avantaj, față de ceilalți coagulanți, că este ieftină, iar fosforul feric obținut este greu solubil. Utilizarea clorurii ferice nu se limitează numai la fosforul mineral, ci se extinde și asupra fosforului organic și, fiind deja oxidată la maximum, nu consumă oxigen, deci nu frânează procesele biologice necesare epurării. Reacțiile de precipitare au loc în condițiile unui pH = 7 - 8, iar stoechiometria procesului este de forma:



Sulfatul de aluminiu folosit în soluție apoasă cu conținut ridicat de aluminiu, la un pH = 6 - 7, conduce la următoarea reacție de precipitare:



Varul, $\text{Ca}(\text{OH})_2$, sub formă pulverulentă sau sub formă de lapte de var, necesită pentru precipitare un pH = 10,5 - 11, iar reacția de precipitare se prezintă astfel:



Cantitățile de Fe, Al, sau Ca, teoretic necesare, se bazează pe conversiunea stoichiometrică a (PO_4^{-3}) . Este însă necesar să se dozeze cantități suplimentare de reactivi până la obținerea unor hidroxihidrați buni floclanți și care să poată adsorbi compușii fosfați reziduali.

Pentru a asigura formarea flocoanelor se recomandă ca reactivii introduși în bazin să fie permanent agitați, prin aerare sau agitare mecanică, după care se lasă un timp corespunzător pentru reacție și decantare.

În principiu se dispune de mai multe posibilități de introducere a reactivului de precipitare (R.P.) în schema tehnologică a unei stații de epurare, rezultând ca posibilități: precipitarea preliminară, precipitarea simultană și precipitarea secundară, posibilități indicate în figura 8.1. (părțile care trebuie să asigure timpii de reacție sunt hașurate).

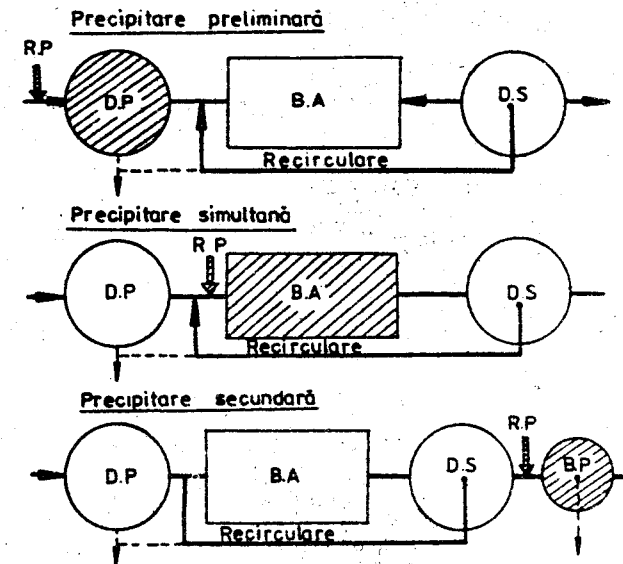


Figura 8.1. Scheme tehnologice de defosfatere a apelor uzate

Precipitarea preliminară constă în introducerea reactivului în influențului decantorului primar, prezentând următoarele avantaje:

- necesită un volum mic de construcții suplimentare (numai un bazin de amestec și de floclare);
- face posibilă tratarea unei părți din apele uzate diminuând astfel încărcarea în treapta biologică;
- produsele de precipitare vor amplifica efectul decantării primare.

Această schemă tehnologică presupune și apariția unor riscuri legate de:

- asigurarea unui control riguros asupra mărimii procesului de eliminare a P, existând un risc serios de a rămâne insuficient fosfor necesar ca nutrient în treapta biologică;
- obținerea unor condiții optime de floclare într-o apă brută este dificil de realizat din cauza riscului de stabilizare prin lanțurile cauzate de

substanțele organice disociate în apa uzată și de aici rezultă o slabă eficiență în utilizarea produselor de precipitare.

Precipitarea simultană presupune adăugarea reactivului de precipitare în influentul bazinului de aerare sau al decantorului secundar. În ambele cazuri reactivul este bazinul de aerare, dar în ultimul caz aparține pericolului de stabilizare prin formarea lanțurilor cauzate de materiile organice este mai redus. Ca și în schema precedentă, nici aici nu sunt necesare construcții suplimentare, decât o stație de dozare. În schimb, pot fi evidențiate următoarele inconveniente:

- limitează alegerea reactivilor de precipitare (numai sărurile de Fe și Al) deoarece utilizarea varului conduce la un pH foarte ridicat, care stopează activitatea biologică;

- flocularea hidroxihidraților în prezența nămolurilor active funcționează necorespunzător. Particulele de hidroxid, fiind dispersate, tulbură efluentul din decantorul secundar. În cazul precipitării cu Cl_3Fe , adeseori se constată precipitații cu rugină în decantorul secundar sau în colectorul de evacuare;

- cantitățile de nămol din bazinul de aerare cresc considerabil datorită reactivilor de precipitare, partea de nămol biologic trebuind să nu descrească pentru a menține eficiența epurării biologice;

- sunt necesare spații suplimentare de peste 50% în decantorul secundar pentru a putea primi aceste produse de precipitare.

Precipitarea secundară (posterioră) se realizează separat după treapta biologică, schema cuprinzând toate compartimentele necesare (preparare, amestec, reacție) și un decantor pentru sedimentarea flocoanelor, realizându-se o stație de epurare terțiară propriu-zisă. De asemenea se prevede și recircularea internă a nămolurilor din decantor în bazinul de reacție care este dimensionat la un timp de reacție de 20 - 30 minute.

Această schemă tehnologică prezintă avantajele următoare:

- precipitarea fosforului este independentă de epurarea biologică și poate funcționa cu orice tip de reactiv;

- nămolurile de precipitare anorganice pot fi tratate separat: deshidratarea acestora fiind mai bună față de amestecul acestui nămol cu cel biologic;

- se realizează o puternică eliminare suplimentară a poluanților reziduali prin efectul de adsorbție al reactivilor de precipitare;

- efluenții sunt foarte curați.

Principalul dezavantaj al acestui procedeu constă în suplimentarea cheltuielilor de investiții cu circa 10% față de o stație de epurare clasică cu nămol activ.

Tinând seama de avantajele și dezavantajele tehnice, siguranța în exploatare, costul și gradul de eficiență totală, rezultă că precipitarea secundară apare ca un sistem superior, iar primele două sisteme tehnologice sunt utilizabile numai într-o perioadă de tranziție până se va executa treapta terțiară pentru defosfotarea apelor uzate.

În legătură cu aplicarea acestei tehnologii de eliminarea fosforului din apa uzată se ridică mai multe probleme ce trebuie analizate pentru a defini definitiv detaliile instalației, cum ar fi:

- care este coagulantul cel mai indicat și cât de mult nămol se produce în urma precipitării fosfaților;

- în ce măsură se poate recupera coagulantul;

- care sunt particularitățile fracțiunii coloidale solubile și non-adsorbabile a materiilor organice din apa uzată brută;

- dacă fierul rezidual, ajuns în receptor, nu favorizează dezvoltarea anumitor alge (cercetările de până acum efectuate în Germania, au demonstrat că utilizarea clorurii ferice nu produce dezvoltarea de alge și nici chiar a algei albastre, caracteristică apelor cu conținut de fier).

8.2.2. Eliminarea azotului

Așa cum s-a arătat în cap. 2, azotul total din apa uzată brută este definit de următoarele componente: amoniac liber, azot organic, nitriți și nitrați. După epurarea biologică, în apele uzate urbane se găsesc următoarele proporții de compuși azotici dizolvați, așa cum rezultă din tabelul 8.2.

Tabelul 8.2.

Forma de azot	N rezidual după treapta biologică	
	fără nitrificare	cu nitrificare
Azot total (N total)	100%	100%
Săruri de amoniu (NH_4^+)	70%	3%
Nitriți și nitrați ($\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^-$)	10%	92%
Azot organic (N organic)	20%	5%

Trebuie menționat că în cazul compușilor de azot organici sau anorganici dizolvați în apele uzate (aminoacizi, amine, NH_4 , NO_2^- și NO_3^-) nu s-au identificat reacții de precipitare cu ajutorul produselor chimice de uz curent.

În principiu, eliminarea azotului se poate realiza prin următoarele procedee:

1 - Reținerea compușilor de azot organic prin schimburi de ioni sau adsorbție pe carbon activ. Datorită costurilor ridicate, acest procedeu nu a cunoscut o largă răspândire pentru epurarea apelor urbane, ci numai pentru anumite ape uzate industriale cu concentrații ridicate de azot.

2 - Aducerea compușilor de azot la forma de nitriți, respectiv nitrați (nitrificare) și reducerea oxigenului prin respirația microorganismelor (denitrificare) rezultând azot liber care se volatilizează.

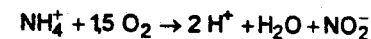
3 - Aducerea compușilor de azot la forma de amoniu și reducerea la forma de amoniac, care se volatilizează.

Procedeul de nitrificare - denitrificare constă în oxidarea compușilor azotoși prin utilizarea unei cantități suplimentare de oxigen față de cea necesară substanțelor consumatoare de oxigen ($\text{CBO}_5 - \text{C}$) și apoi reducerea oxigenului din nitriți prin respirație endogenă a bacteriilor denitrificatoare și eliberarea azotului, gaz volatil.

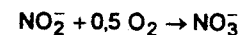
Nitrificarea reprezintă procesul de oxidare, cu ajutorul bacteriilor autotrofe și heterotrofe, a ionului de amoniu la faza de nitrați (azotați), trecând prin faza de azotit (nitriți), necesitând un consum de oxigen de 4,75 kg O_2 /kg azot din NH_4^+ .

Procesul de oxidare se desfășoară deci, în două faze:

- în prima fază are loc oxidarea amoniului la faza de nitrit, sub acțiunea bacteriilor autotrofe, obligate aerobe, de tipul Nitrozomonas (Nitrozobacterii), reacția fiind de forma:



- în faza a doua are loc oxidarea nitriților la nitrați, realizată de bacterii (de ex. Nitrobacter), reacția având forma:



Viteza de consum a oxigenului în faza de nitrificare este mai redusă decât în faza de oxidare a materiilor organice compuși ai carbonului. Cu toate că cinetica reacției globale de nitrificare, în condițiile tipice ale epurării biologice, este încă puțin cunoscută, totuși desfășurarea procesului este influențată de condițiile de mediu (pH, temperatură, oxigen dizolvat) și de vârsta nămolului.

Mentținerea pH-ului la un nivel optim care să permită dioxidului de carbon să se disperseze în atmosferă, trebuie să stea în atenția celor ce conduc exploatarea stației de epurare. procesul de nitrificare distruge alcalinitatea și pH-ul poate coborâ la nivele care să înhibe activitatea, dacă nu se iau măsuri de corectarea pH-ului cu lapte de var. Teoretic se consideră că 7,2 kg de alcalinitate totală/kg NH_3 oxidat se distruge în proces. Studiile efectuate de Engel și Alexander(1984) indică nivelul optim al pH-ului situat între 8,4 și 8,6, așa cum rezultă din diagrama din figura 8.2.

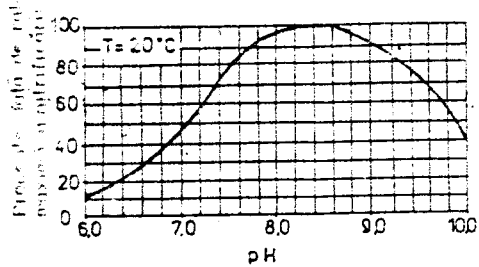


Figura 8.2. Variația procesului de nitrificare în funcție de pH

Când în stația de epurare se utilizează reactivi care dau aciditate (de ex. sulfat de aluminiu la defosforizare), vor fi necesare cantități suplimentare de var pentru corectarea pH-ului.

În ceea ce privește schema tehnologică de epurare care permit obținerea unui efluent nitrificat, deosebim:

- schemă într-o singură fază, în care în același bazin de aerare are loc eliminarea substanțelor organice ($CBO_5 - C$) și nitrificarea compușilor azotoși ($CBO_5 - N$). Această soluție impune creșterea duratei de aerare a apelor (sistem de aerare prelungit) și implicit a mărimii bazinelor de aerare, cât și a instalațiilor generatoare de aer;

- schemă în două faze (figura 8.3.), în care cele două procese sunt realizate în bazine distincte. Se estimează că o cantitate de $CBO_5 - (C+N)$ de ordinul 40 - 50 mg/l poate fi tolerată în alimentarea unității de nitrificare.

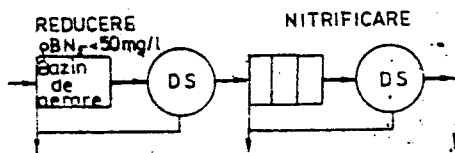


Figura 8.3. Schema tehnologică de epurare biologică cu bazin separat de nitrificare

de schema într-o singură fază.

În funcție de calitatea bazinului receptor și de concentrația în NO_3^- a efluentului, aceste scheme tehnologice pot fi completate cu bazine pentru denitrificare.

Pentru dimensionarea bazinelor de nitrificare, se admite:

- concentrația organică a influentului: $CBO_5 - C = 30 \text{ mg/l}$, $CBO_5 - N$ și $NH_3 - N = 15 \text{ mg/dm}^3$;

- oxigenul necesar: pentru oxidarea $CBO_5 - C = 1.5 \text{ kg O}_2/\text{kg CBO}_5 - C$, pentru oxidarea $CBO_5 - N = 4,6 \text{ kg O}_2/\text{kg CBO}_5 - N$;

- încărcarea volumetrică a bazinului se consideră, din lipsă de date,

valorile experimentale oferite de cercetările efectuate în stația de epurare Marlboro, Mass USA, prezentate în figura 8.4.

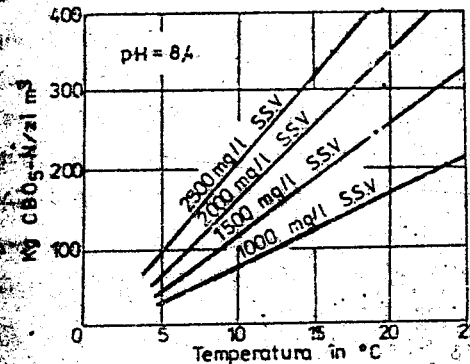


Figura 8.4. Încărcările admisibile pentru bazinul de nitrificare

- timpul de retenție (de aerare) — 4 - 6 ore;

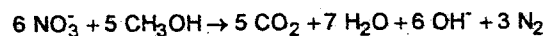
- decantorul secundar se va dimensiona la o încărcare hidraulică medie de $15 - 25 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{zi}$, cu o adâncime utilă de 4 - 5 m.

Denitrificarea poate fi definită ca procesul de respirație a oxigenului nitriți, respectiv nitrați de către bacteriile denitrificatoare, facultative din mediul activ. Aproximativ 40% din bacteriile dintr-un bazin de aerare sunt capabile să utilizeze NO_2^- sau NO_3^- în loc de O_2 ca acceptori de electroni în lanțul respirator. Produsele finale ale acestui lanț respirator sunt N_2 (gaz) în cantități minime de N_2O (gaz). În condiții de pH normal 7 - 7,2 sunt necesare condiții de anaerobie.

Necesitatea procesului de denitrificare este impusă de prezența permanentă în apele naturale de azotați (nitrați) proveniți ca urmare a locuării în receptori a efluentului stațiilor de epurare urbane și industriale, precum și a apelor provenite de la fermele zootehnice, la care se adaugă prășămintele chimice dispersate pe terenurile agricole. Așa cum s-a

arătat, ionul de NO_3^- și cel de fosfor sunt asimilați cu ușurință de către alge, contribuind la apariția fenomenului de "înflorire" a lacurilor și a râurilor cu curgere lentă, de înmulțire explozivă și exagerată a acestor organisme cu consecințe negative asupra calității apei, prin eutrofizarea lor. De asemenea, deși ionul NO_3^- în sine nu este toxic, în schimb prin ingerare, la mamifere, prin reducerea sa la nitrit (de către microflora intestinală și pH-ul stomacal acid, mai ales la copii și animalele tinere), oxidează ionul feroș din hematii la ionul feric, micșorând astfel capacitatea sângelui de a fi purtător de oxigen (Ognean - 1987). Această stare este cunoscută ca methemoglobinemie și poate conduce la asfixie și la moarte. Standardele Uniunii Europene pentru apa de băut specifică faptul că NO_3^- nu trebuie să depășească 50 mg/l, ceea ce este echivalent cu 11 miligrame pe litru de nitrat N (concentrația NO_2^- din apa de băut trebuie să fie nulă). Aceste considerente au condus la includerea procesului de denitrificare la stațiile de epurare, de obicei ca treaptă terțiară.

Procesul de denitrificare biologică este realizat de o mare varietate de bacterii comune, heterotrofe, facultative și într-o măsură mai mică de bacteriile autotrofe. Este necesar a se preciza că afluenții din treapta de nitrificare au un conținut redus de $\text{CBO}_5 - \text{C}$. În aceste condiții denitrificarea este foarte lentă. În acest context, este necesară o sursă de carbon organic pentru a furniza energia necesară de reducere a ionului de azotat, adică trebuie realizat un anumit raport C/N al apelor uzate de minimum 5/1. În acest scop se poate utiliza alcoolul metilic (metanolul) sau glucoza. Cu toate că prețul metanolului a crescut ca urmare a crizei petrolului, totuși având capacități complet oxidabile și în consecință produce mai puțin nămol, acest produs este cel mai recomandat în desfășurarea procesului de denitrificare. Reacția de denitrificare va fi de forma:



Cantitatea de metanol recomandabilă este de 3 - 4 kg pentru nitrarea unui kg de azot din NO_3^- , însă trebuie atent controlată, căci orice exces, produce cantități nedorite de $\text{CBO}_5 - \text{C}$ suplimentar.

Pentru glucoză ca sursă de carbon, reacția totală de denitrificare este:



Despre sistemele enzimice implicate în denitrificare se cunoaște foarte puțin. Termenul de nitrat - reductază este un termen colectiv pentru unul sau mai multe sisteme reducătoare de azotați, într-un mediu cu pH optim de 7,5. Dacă pH-ul efluentului din instalația de nitrificare va fi și uneori valoarea de 7,5, acest lucru nu trebuie să ne alarmeze, deoarece dioxidul de carbon generat prin oxidarea materiilor cu conținut de carbon, va reduce rapid pH-ul sub 7,5 și de aici rezultă că nu este necesar utilizarea de chimicale pentru controlul pH-ului. Nămolurile rezultate din denitrificare au caracteristici de decantare asemănătoare cu nămolurile biologice bune și un conținut în substanțe volatile de circa 65%.

Denitrificarea fiind un proces de reducere pe cale anaerobă a nitraților din apă, procesul se desfășoară în bazine anoxice (mediu de viață lipsit de oxigen). În aceste bazine are loc o agitare a amestecului pentru a permite menținerea substanțelor solide în suspensie, dar suficient de lentă pentru a preveni contactul cu oxigenul atmosferic cât mai mult cu putință. În unele cazuri se poate prevedea o acoperire pentru a evita contactul cu atmosfera.

Tehnologic, denitrificarea se poate realiza în instalațiile de epurare biologică cu nămol activ la care se efectuează unele modificări, pentru a se crea o zonă anoxică, sau în bazine speciale independente care reprezintă treapta terțiară.

Prima schemă tehnologică constă în amestecul nămolului de circulare cu efluentul treptei primare care se dirijează în zona anoxică a tanului de aerare, acolo unde lipsesc instalațiile de difuzare a aerului și se montează, așa cum s-a arătat, numai agitatoare mecanice cu rotație lentă. În acest mod se estimează reducerea concentrației NO_3^- în efluent cu circa 50%.

În figura 8.5. se prezintă schema unei asemenea instalații:

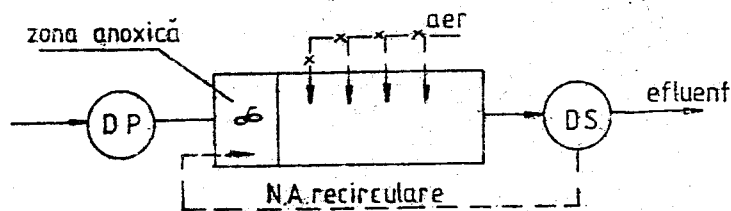


Figura 8.5. Schema fluxului tehnologic de epurare biologică a apelor uzate, incluzând denitrificare

Pentru creșterea eficienței procesului de denitrificare a apelor uzate, se poate aplica schema de epurare în două trepte, unde în prima treaptă - denitrificatoare - se elimină azotul din NO_3^- și a unei părți din $\text{CBO}_5 - \text{C}$, iar în a doua treaptă - aerobă - este desăvârșită eliminarea $\text{CBO}_5 - \text{C}$ și oxidarea sărurilor de amoniu la azotat, urmând ca prin recircularea în prima treaptă, acesta să fie redus la N_2 (gaz). În acest scop, efluentul treptei primare este dirijat astfel: o parte (a) intră în bazinul predenitrificator, iar cealaltă parte (1-a) curge direct în treapta biologică; diferența de debit (b) din efluentul final este recirculată în prima treaptă pentru obținerea produselor finale ale procesului de denitrificare. Această schemă este arătată în figura 8.6.

O schemă simplă cu bazinul de denitrificare amplasat după bazinul de

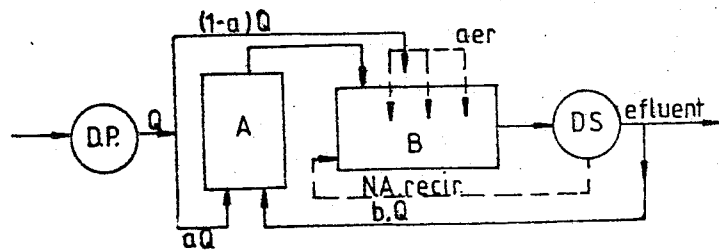


Figura 8.6. Schema fluxului tehnologic de epurare biologică cu nămol activ, în două trepte

A - treapta predenitrificare; B - treapta de epurare biologică

este prezentată în figura 8.7.

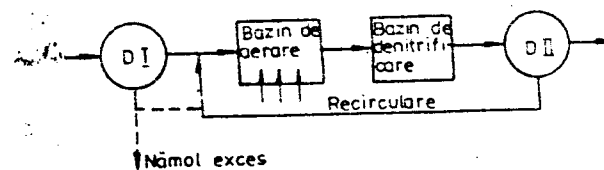


Figura 8.7. Schema fluxului tehnologic de epurare biologică și bazin de denitrificare pentru epurarea terțiară a apelor uzate

În această schemă, nitrificarea are loc în bazinul de aerare prin producerea unei cantități suplimentare de aer, cu prelungirea duratei de aerare, iar anaerobia din bazinul de denitrificare nu hrănește nămolul activ din partea sa de bacterii denitrificatoare. Schema prezintă inconvenientul condițiilor zonelor cu climat temperat prin faptul că în perioadele reci nu se poate realiza o nitrificare completă, iar pe de altă parte timpul mare de retenție în bazinul de denitrificare prezintă pericolul de îmbătrânire a nămolului. Este știut că o bună denitrificare a apelor uzate este în funcție de nitrificare cât mai completă.

Parametrul cel mai important care intervine la dimensionarea bazinilor denitrificatoare, este temperatura apelor uzate care nu trebuie să fie joasă sub 10°C . Stabilirea încărcărilor admisibile a materiilor organice și azotului ($\text{CBO}_5 - \text{N}$ sau $\text{NO}_3 - \text{N}$) în m^3 și zi ce pot fi prelucrate în aceste bazine de denitrificare se aleg în funcție de temperatura apelor uzate.

Astfel, în figura 8.8. sunt prezentate încărcările admisibile ce vor fi necesare pentru stabilirea dimensiunilor acestor bazine, diagramele respective fiind stabilite pe baza cercetărilor efectuate la stația de epurare din Manassas, Virginia (USA).

Din diagramă rezultă că volumul necesar la temperatura de 10°C va fi două ori mai mare ca cel necesar la temperatura de 20°C . prin urmare.

pentru a realiza o denitrificare completă și în anotimpul friguros este necesar a se adopta o dimensionare cu un coeficient mărit de siguranță.

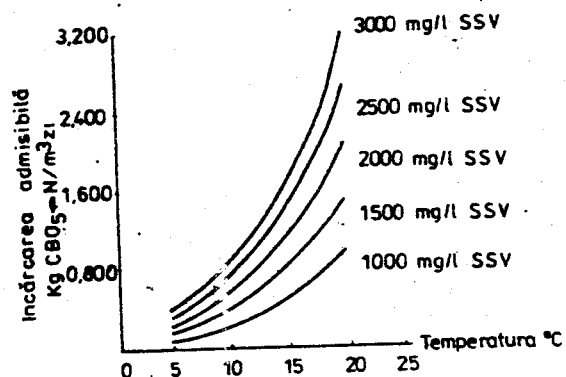


Figura 8.8. Variația încărcărilor admisibile a bazinelor denitrificatoare în funcție de temperatură

De exemplu, timpul de retenție a nămolului activ (timpul de retenție celular) este de 4 zile la temperatura de 20 - 30°C și de 8 zile la 10°C, în cazul epurării apelor uzate ușor tratabile biologic (Stensel, 1973).

Denitrificarea apelor uzate se poate realiza și cu ajutorul biofiltrelor, cu precizarea ca aici viteza de eliminare a azotului este mai mică față de bazinele de aerare cu nămol activ.

8.3. ELIMINAREA BACTERIILOR PATOGENE (DEZINFECȚIA)

Dezinfecția poate fi considerată, de asemenea, ca un procedeu de epurare biologică care se aplică în treapta de epurare terțiară, în scopul eliminării bacteriilor patogene din apa uzată epurată, în prealabil, prin metode clasice.

Aplicarea procesului este oportună în cazul apelor uzate industriale (tâbăcării, abatoare, unități de creștere a animalelor, fabrici de conserve,

fermentativă etc.), cât și apelor uzate urbane care conțin germeni patogeni.

Trebuie să se facă distincție între dezinfecție și sterilizare. Sterilizarea presupune distrugerea tuturor microorganismelor (bacterii, alge, viruși, virusuri etc), în timp ce dezinfecția nu distruge toate microorganismele, ci numai pe acele care prezintă pericol pentru sănătatea umană.

Mecanismul dezinfecției cuprinde două faze: pătrunderea dezinfectantului prin pereții celulari pe de o parte și denaturarea materiei genetice din protoplasmă, inclusiv a enzimelor, pe de altă parte. Agenții chimici (ozon, clor, brom, iod etc.) pot degrada materia celulară reacționând direct cu aceasta, în timp ce metodele fizice induc modificări chimice ale acestui material.

Viteza de distrugere a microorganismelor corespunde unei reacții de ordinul întâi, respectiv viteza de organisme distruse în unitatea de timp este proporțională cu concentrația acestora în momentul considerat, adică:

$$\frac{dN}{dt} = k \cdot N \quad (8.1)$$

unde:

N - numărul de organisme la timpul t pe unitatea de volum;

k - constanta de viteză de distrugere, cu dimensiunea t^{-1} .

Prin integrarea ecuației (8.1) se obține expresia care definește numărul de organisme la timpul t în funcție de numărul acestora, N_0 la timpul t_0 (concentrația inițială), sub forma:

$$N = N_0 \cdot e^{-k \cdot t} \quad (8.2)$$

Viteza de distrugere a organismelor (k) este influențată și de concentrația dezinfectantului (C). Intre aceasta și timpul necesar distrugerii există relația:

$$C^n \cdot t = \text{const} \quad (8.3)$$

În care n este un coeficient de diluție după Van't Hoff, o măsură a ordinului reacției. Dacă n este mai mare ca 1, eficiența dezinfectantului scade rapid, ca și cum ar fi diluat; dacă n este mai mic ca 1, timpul de contact este mai important ca dozajul: când $n = 1$, concentrația și timpul au aceeași pondere în acțiunea de dezinfecție.

Pentru a exprima influența temperaturii asupra vitezei de dezinfecție, s-a propus relația empirică:

$$k_t = k_2 \cdot d^{(t-20)} \quad (8.4)$$

În care:

k_t - constanta de viteză la temperatura t ;

k_2 - constanta de viteză la 20°C ;

d - o constantă empirică (se stabilește experimental).

Efectul de dezinfecție este influențat și de prezența în apă a altor substanțe, mai ales compuși organici, care pot reacționa cu agenții dezinfecțanți inactivându-i.

Procedeele de dezinfecție pot fi fizice și chimice.

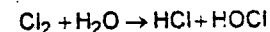
Dintre metodele fizice de dezinfecție se menționează metoda termică și de iradiere cu radiații de energie ridicată. Dezinfecția termică este rar aplicată, datorită consumurilor mari de energie. Iradierea este foarte eficientă, folosindu-se razele gama, razele x și cele ultraviolete (frecvent aplicată).

Procedeele chimice de dezinfecție utilizează următorii dezinfecțanți: clorul, bromul, halogenii și iodul, precum și ozonul și permanganatul de potasiu, ultimii numai în situații speciale deoarece sunt foarte costisitori.

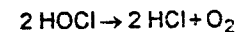
Pentru dezinfecția apelor uzate se folosește în mod obișnuit clorul sau compușii lui (clorura de calciu, hipocloritul de sodiu etc.). Clorul este furnizat fie sub formă lichidă, fie gazoasă (clor lichefiat prin comprimare la

10 bari și răcire). Clorul lichid este preferat pentru dezinfecția apelor deoarece are prețul de cost cel mai redus în comparație cu ceilalți dezinfecțanți.

Reacțiile chimice ale clorului în contact cu apa, sunt:



Acidul hipocloros, în continuare, se descompune astfel:



Oxigenul format este un oxidant puternic care produce dezinfecția, iar clorul acționează asupra bacteriilor provocând distrugerea lor.

Doza de clor este considerată eficientă dacă în apa uzată, după scurta perioadă de timp de contact (20 - 30 min), mai există o cantitate de clor rezidual de 0,5 - 1,0 mg/dm³.

Amoniacul prezent în apa uzată reacționează cu clorul activ dând cloramină (în funcție de raportul clor activ - amoniac) la monodi- și di-cloramină, care la rândul său poate fi oxidată, de un exces de clor, la nitrat molecular.

Introducerea clorului în apa uzată se poate face direct cu clor gazos sau sub formă de soluție. Primul procedeu, de alimentare directă cu clor gazos nu este răspândit, fiind aplicat mai mult la stațiile mici de epurare. Alimentarea clorului sub formă de soluție, constituie forma utilizată în prezent la toate stațiile de epurare. În prealabil se prepară o soluție de clor în apă și după aceea prin intermediul unor aparate, numite cloratoare, se introduce soluția de clor în apa uzată.

Cloratoarele funcționează sub presiune sau sub vacuum. În figura 8.9. este prezentată schema de funcționare a unui clorator cu vacuum tip France - Tiernan. Diafragma mecanică pentru reglarea debitului de clor este proiectată să evacueze automat clorul, în eventualitatea unei dereglări a vacuumului. Acest aparat este mai fiabil decât cel ce funcționează sub presiune, deoarece clorul, vacuumul și soluția de apă cu clor sunt reglate cu

membrane mecanice care realizează o funcționare sigură a distribuției clorului.

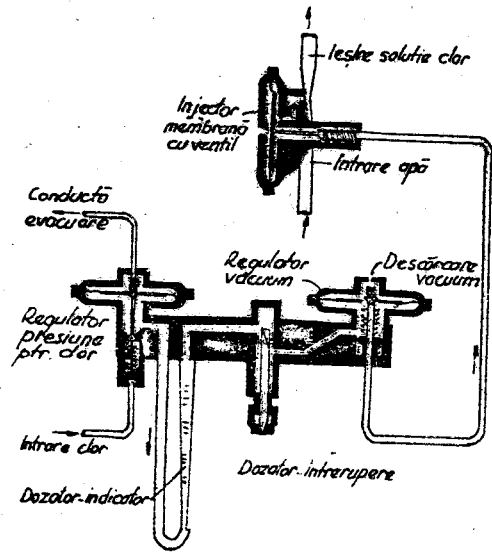


Figura 8.9. Clorator cu vacuum

CAP. 9. TRATAREA NĂMOLURILOR

Epurarea apelor uzate, în vederea evacuării în receptorii naturali sau recirculării lor, conduce la reținerea și formarea unor cantități importante de nămoluri ce înglobează atât materiile poluante din apele brute, cât și cele formate în procesele de epurare. O stație de epurare poate fi considerată eficientă nu numai dacă efluentul se încadrează în limitele impuse de calitatea receptului, ci și dacă nămolurile rezultate au fost tratate suficient de bine în vederea valorificării lor finale, fără a afecta calitatea factorilor de mediu din zona respectivă.

Procedeele de tratare a nămolurilor sunt multiple și variate, cu mult mai multe față de cele folosite în tehnica epurării apelor uzate. Nu se pot stabili rețete și tehnologii universal valabile, ci fiecare obiectiv trebuie studiat în condițiile sale specifice, pe baza cunoașterii aprofundate a caracteristicilor nămolurilor supuse prelucrării și a performanțelor obținute în procesele unitare.

La baza tuturor procedeelelor de tratare a nămolurilor stau două procese tehnologice și anume stabilizarea prin fermentare (anaerobă sau aerobă) și eliminarea apei din nămol (deshidratarea). Între aceste două procedee de bază există diverse combinații de procedee a căror aplicare se face diferențiat în funcție de condițiile locale definite de cantitatea și calitatea nămolurilor, de posibilitatea asigurării terenurilor pentru amplasarea instalațiilor și construcțiilor respective, de disponibilitatea de energie etc.

Clasificarea procedeelelor de tratare a nămolurilor se poate face după criteriul reducerii umidității, după criteriul diminuării componentei organice, după criteriul prețului de cost etc.

În tabelul 9.1. se prezintă o clasificare după criteriul reducerii umidității care permite îmbinarea diferitelor procedee unitare în schemele tehnologice de pe circuitul nămolului din cadrul unei stații de epurare.

Tabelul 9.1.

Grupa de prelucrare	Procedeele de prelucrare
A. Condiționare	1. Fermentare anaerobă sau aerobă 2. Îngroșare gravitațională sau prin flotare 3. Elutriere 4. Condiționare chimică 5. Condiționare termică
B. Deshidratare până la umiditatea de 50 - 80%	1. Iazuri de nămol 2. Paturi de deshidratare 3. Deshidratare mecanică - statică 4. Deshidratare mecanică - dinamică
C. Deshidratare sub 26% umiditate	1. Deshidratarea termică 2. Împrăștiere pe teren sau acoperirea unor incinte
D. Prelucrare finală în vederea reintegrării în mediul natural și valorificării	1. Incinerare 2. Evacuare în mare sau subteran 3. Compostare împreună cu gunoaiile 4. Livrare cu agent de condiționare a solului 5. Halde permanente 6. Acumulare pentru valorificare ulterioară

În grupa A sunt evidențiate procedeele de pretratare a nămolurilor cu o reducere mică a umidității, în schimb cu o modificare a structurii acestuia.

Grupa B cuprinde procedee de deshidratare naturală și mecanică (statice sau dinamice), cu o reducere semnificativă a umidității nămolurilor. Procedeele din această grupă impun, în cele mai multe cazuri, combinarea cu unul din procedeele din grupa A.

În grupa C sunt incluse procedee care conduc la o concentrare avansată a nămolului (până la o umiditate de 25%), unele dintre ele constituind chiar soluții finale de prelucrare.

Din grupa D fac parte procedeele de prelucrare finală care asigură fie reintegrarea nămolului în mediul înconjurător, fie valorificarea potențialului său util în agricultură.

Din tabelul 9.1. rezultă că procedeele de prelucrare conduc la obținerea următoarelor tipuri de nămoluri:

- nămol stabilizat (aerob sau anaerob);
- nămol deshidratat (natural sau artificial);
- nămol igienizat (prin pasteurizare, tratare chimică sau compostare);
- nămol fixat, rezultat prin solidificare în scopul imobilizării compușilor toxici;
- cenușă, rezultată din incinerarea nămolurilor.

La proiectarea unei stații de epurare, în cadrul fluxului tehnologic al nămolului se analizează mai întâi oportunitatea fermentării (stabilizării) nămolului proaspăt, sau înlocuirea acestui procedeu cu un altul mai avantajos. În anumite situații, cum ar fi, de exemplu, nămolurile industriale care nu fermentează, rezultă că soluția fermentării este exclusă. În acest mod se elimină construcția rezervoarelor de fermentare, care pe lângă necesitatea unor cheltuieli ridicate (20 - 30% din cheltuielile de investiții ale unei stații de epurare), ocupă mari suprafețe de teren. De regulă, nămolurile proaspete din stațiile de epurare urbane, sunt prelucrate în prealabil prin fermentare anaerobă, după care urmează procesele de deshidratare naturală sau artificială și în final valorificarea lui în agricultură ca îngrășământ organic, dacă corespunde din punct de vedere bacteriologic (pentru a elimina acest risc, nămolul va fi igienizat prin pasteurizare). Prin fermentare anaerobă are loc o mineralizare a substanțelor organice inofensive față de mediu, la care se adaugă și gaz de fermentație care este un gaz combustibil ușor de valorificat. La stațiile mici de epurare, se recomandă înlocuirea fermentării anaerobe cu fermentarea aerobă, cu respectarea anumitor condiții tehnice care se vor descrie în continuare.

9.1. FORMAREA ȘI CARACTERISTICILE NĂMOLURILOR

Principalele tipuri de nămol ce se formează în procesele de epurare a apelor uzate sunt:

- nămol primar, rezultat din treapta mecanică de epurare;

- nămol secundar, rezultat din treapta de epurare biologică (nămol activ recirculat, nămol activ în exces, peliculă biologică);

- nămol amestecat (mixt), rezultat din amestecul de nămol primar cu nămol activ în exces (soluție frecventă în cadrul stațiilor de epurare urbane);

- nămol de precipitare, rezultat din epurarea fizico-chimică a apei uzate prin adaos de agenți de neutralizare, precipitare, coagulare-floculare.

În funcție de compoziția chimică, nămolurile pot fi:

- nămoluri cu compoziție predominant anorganică, care conțin peste 50% substanțe minerale (în substanță uscată);

- nămoluri cu compoziție predominant organică, care conțin peste 50% substanțe volatile (în substanță uscată).

Tinând seama de stadiul de prelucrare în cadrul stației de epurare, deosebim:

- nămol primar brut;
- nămol activ în exces proaspăt (nămol secundar);
- amestec de nămol proaspăt (primar și secundar);
- nămol stabilizat (aerob sau anaerob).

9.1.1. Cantități specifice de nămol

Cantitățile de nămol ce se rețin în diferite trepte de epurare sunt variate de la o sursă la alta, în funcție de caracteristicile fizio-chimice ale apei uzate brute, de procedeul și gradul de epurare impus.

În stațiile de epurare urbane, cantitatea de nămol se poate calcula în funcție de numărul de locuitori racordați la rețeaua de canalizare, de consumul specific de apă, de gradul de confort edilitar al locuințelor etc. Pe baza unor cercetări îndelungate (K. Imhoff - 1991) asupra unor localități din Germania canalizate în sistem separativ, s-au stabilit valorile medii specifice de nămol provenite din stațiile de epurare, prezentate în tabelul 9.2. S-a avut în vedere un consum specific de apă de 150 dm³/loc.zi. Aceste cantități specifice de nămol pot fi considerate orientative deoarece ele variază în funcție de:

- compoziția apelor uzate și numărul treptelor de epurare;

- aportul de ape uzate industriale în canalizarea urbană;

- majorarea cu până la 20% a valorilor din tabelul 9.2. în cazul orașelor canalizate în sistem unitar care folosesc bazine de retenție pe durata ploilor, iar după încetarea lor, toate depunerile din aceste bazine sunt introduse în rețea (în SUA, pentru canalizările din sistem unitar valorile se măresc cu 50 - 100%);

- majorarea cu 20 - 40% în cazul când se folosesc procese fizico-chimice, deoarece nămolul de precipitare reprezintă un nămol suplimentar în stația de epurare;

- valorile din tabelul 9.2 vor fi considerate acceptabile în cazul unui sistem unitar de canalizare echipat cu numeroase deversoare pe parcurs, iar dacă în amonte de stația de epurare există un deversor care diluează apele în raport de 1:1.

Tabelul 9.2.

Tipul nămolului	Materii solide totale g/loc.zi	Partea organică %	Materii solide %	Umiditatea %	Cantit. de nămol dm ³ /loc.zi
	a.	b.	c.	d.	a $\frac{100}{1000}$
A. Nămol proaspăt					
1. din decant. primare	54	38	5 - 10	90 - 95	0,72
2. din decant. secund. după biofiltre	10 - 20	6 - 12	4 - 8	92 - 96	0,25
3. din decant. secund. după bazine de aerare	20 - 30	15 - 23	0,5-2,5	97,5-99,5	1,7
B. Nămol fermentat					
1. nămol primar fermentat	34	17	5 - 12	88-95	0,40
2. amestec cu nămol după biofiltre	40 - 48	20-24	5 - 10	90-95	0,60
3. amestec cu nămol după bazine de aerare	48-60	24-30	4 - 8	92-96	0,90

Din tabelul 9.2. se constată că în urma fermentării nămolurilor, prin conversia materiilor organice în gaze și apă, volumul se reduce cu 1/3 față de volumul nămolului proaspăt.

9.1.2. Caracteristicile nămolurilor

Pentru caracterizarea nămolurilor se apelează la indicatori generali (umiditate, greutate specifică, pH, raport mineral - volatil, putere calorică etc) și la indicatorii specifici (substanțe fertilizante, detergenți, metale grele, uleiuri și grăsimi etc.), în funcție de compoziția apei uzate.

Datorită naturii complexe a nămolurilor, indicatorii generali și specifici se completează cu alți parametri ce caracterizează modul de completare a nămolurilor la anumite procese de prelucrare (fermentabilitate, filtrabilitate, compresibilitate, flotabilitate etc.).

9.1.2.1. Caracteristici fizice

Principalele caracteristici fizice care prezintă interes în tehnologia de prelucrare a nămolurilor sunt analizate în cele ce urmează:

Culoarea și mirosul furnizează primele informații asupra stării nămolului. Nămolurile proaspete din decantoarele primare sunt de culoare cenușie deschis și au un miros aproape imperceptibil. Ele conțin resturi menajere și intră ușor în fermentație cu degajare de mirosuri neplăcute (hidrogen sulfurat). Nămolurile biologice din decantoarele secundare de după filtrele biologice au o culoare maronie, iar la cele de după bazinul de aerare (nămolul activ) culoarea variază de la galben - brun, brun - cenușiu la brun închis în funcție de speciile bacteriene predominante. Mirosul nămolului activ proaspăt, bine aerat, este un miros slab, de humus; nămolul activ începe să miroase a substanță organică în descompunere numai în cazul în care concentrația de oxigen din apă este insuficientă pentru a menține condiții aerobe, sau geometria bazinelor permite stagnarea și acumularea nămolului activ în locuri lipsite de o bună oxigenare (de ex. în colțurile bazinului de aerare, în decantorul secundar etc.). Nămolurile care au fermentat complet au o culoare neagră (datorită sulfurii de fier) și miros de gudron.

Umiditatea sau conținutul de apă variază în limite foarte largi, în funcție de natura nămolului (mineral sau organic), de treapta de epurare din care provine (primar, secundar, de precipitare etc.), așa cum rezultă și din

tabelul 9.2. Umiditatea nămolului se exprimă în procente și se determină în laborator prin uscare în etuvă la temperatura de 105°C, sau cu analizorul de umiditate (UMIDOTEST).

Umiditatea nămolurilor provine din următoarele feluri de apă: liberă (existentă între particulele solide), legată coloidal prin tensiuni superficiale de particulele coloidale din nămol, legată capilar și higroscopică. Reducerea volumului de nămol pe seama eliminării apei și a schimbării structurii nămolului, constituie elementul de bază în tratarea nămolurilor. În acest scop, schema tehnologică va fi alcătuită din îngroșătoare (pentru eliminarea apei libere), construcții și instalații naturale sau artificiale de deshidratare (pentru apa liberă și cea legată coloidal), instalații de uscare prin metode termice (pentru apa coloidală și capilară) etc.

Variațiile de volum, ca urmare a schimbării umidității, sau conținutului de materii solide totale, se determină cu relația:

$$V_2 = V_1 \frac{100 - U_1}{100 - U_2} \quad (9.1)$$

în care:

V_1, V_2 - volumele inițiale și finale de nămol, în m^3/zi ,

U_1, U_2 - umiditățile respective ale nămolului, în %.

Greutatea specifică a nămolului depinde de greutatea specifică a materiilor solide pe care le conține, de umiditatea lor și de proveniența nămolului din cadrul stației: nămolul primar brut are o greutate specifică de 1,004 - 1,010 t/m^3 , nămolul activ în exces are valori mai mici, în jur de 1,001 t/m^3 , iar după îngroșare, 1,003 t/m^3 . În calculele estimative, având în vedere că umiditatea medie a nămolurilor depășește 90%, se poate accepta greutatea specifică a nămolurilor egală cu cea a apei.

Filtrabilitatea unui nămol reprezintă proprietatea acestuia de a ceda apa prin filtrare și se exprimă, cantitativ, prin rezistența specifică la filtrare (r , în cm/g) și coeficientul de compresibilitate (s). Acești parametri

reprezintă unii dintre cei mai importanți în ceea ce privește deshidratarea nămolurilor și instrumente de apreciere a condiționării nămolului.

Determinarea rezistenței specifice la filtrare are la bază ecuațiile lui Poiseuille și Darcy stabilite pentru curgerea fluidelor prin medii poroase capilare, cu modificările propuse de Kozeny și Caraman pentru nămoluri.

Rezistența specifică la filtrare, în cm/g, se calculează cu relația:

$$r = \frac{2 \cdot b \cdot P \cdot A^2}{\eta \cdot c} \quad (9.2)$$

în care:

b - panta dreptei din reprezentarea grafică a raportului $t/v \rightarrow v$, în s/cm^6 ;

P - diferența de presiune aplicată în laborator, în dyn/cm^2 ;

A - suprafața de filtrare, în cm^2 ;

η - viscozitatea dinamică a filtrului (la temperatura probei), în $g/cm \cdot s$;

c - concentrația de solide în turtă pe unitatea de volum, în g/cm^3 , care variază în funcție de umiditatea inițială (U_i) și cea finală (U_f) a probei. Se calculează cu relația:

$$- \text{pentru nămoluri ușor filtrabile: } c = \frac{(100 - U_i)(100 - U_f)}{100(U_i - U_f)} \quad (9.3)$$

$$- \text{pentru nămoluri greu filtrabile la care umiditatea finală este apropiată de cea inițială: } c = \frac{100 - U_i}{U_i} \quad (9.4)$$

Determinarea rezistenței la filtrare cu relația (9.2) presupune măsurători în laborator, folosind aparate special construite în acest scop, constând din pâlnie Büchner, pompă de vacuum, cilindri gradați, vacuum metru etc.

Proba de nămol (turta) este de circa 70 cm^3 , cu umiditatea inițială (U_i) și temperatura cunoscută. Se așează deasupra unei hârtii de filtru în pâlniile Büchner și se cronometrează timpul de colectare, în cilindrii gradați, a volumului de filtrat (apă) la diferite depresiuni de lucru. După ce ultima picătură s-a scurs, sau după maximum 20 min (pentru nămolurile greu filtrabile), se oprește pompa de vid, se scoate proba de nămol din pâlnie, se omogenizează și se determină umiditatea finală (U_f).

Având valorile rezistenței specifice la filtrare calculate cu relația (9.2) și corelându-se cu proveniența lor, se poate face o clasificare a nămolurilor, astfel:

- nămoluri greu filtrabile, având $r = 10^{12} - 10^{13} \text{ cm/g}$, care cuprind nămolurile urbane brute și fermentate;

- nămoluri cu filtrabilitate medie, cu $r = 10^{10} - 10^{12} \text{ cm/g}$, aici grupându-se de obicei nămolurile industriale;

- nămoluri ușor filtrabile, cu $r \leq 10^{10} \text{ cm/g}$, care cuprind nămolurile urbane condiționate chimic, precum și unele nămoluri minerale.

Pentru determinarea coeficientului de compresibilitate, se aplică relația:

$$r = r_0 \cdot P^s \quad (9.5)$$

în care:

r_0 - rezistența specifică la filtrare la $P = 1$;

s - exponent, denumit coeficient de compresibilitate.

Pentru calculul coeficientului de compresibilitate (s) se determină rezistența specifică la filtrare la mai multe depresiuni. Din reprezentarea grafică, la scara logaritmică ($\lg r$ și $\lg P$) se obține o dreaptă a cărei pantă este s. Relația (9.5) exprimă influența compresibilității asupra rezistenței specifice la filtrare. Pentru nămolurile incompresibile, $s = 0$ și $r = r_0$, rezultă că rezistența specifică la filtrare este independentă de presiune.

În funcție de valoarea coeficientului de compresibilitate, nămolurile se clasifică în:

- nămoluri cu coeficient de compresibilitate subunitar de 0,6 - 0,9, adică nămoluri urbane, brute și fermentate, precum și unele nămoluri industriale;

- nămoluri cu coeficient de compresibilitate supraunitar, specifice unor nămoluri industriale.

Puterea calorică a nămolului variază în funcție de conținutul în substanță organică (substanțe volatile). Orientativ, se poate determina cu ajutorul relației empirice:

$$PCn = SV \cdot 44,4 \quad (9.6)$$

în care:

PCn - puterea calorică netă;

SV - conținutul în substanțe volatile.

Sunt recomandate în literatură și alte relații pentru calculul puterii calorice a nămolurilor. Experimental, puterea calorică se determină cu ajutorul bombei calorimetrice. Nămolurile primare caracterizate de o concentrație ridicată în substanțe organice au o putere calorică mai mare față de nămolurile fermentate, așa cum rezultă și din tabelul 9.3.

Tabelul 9.3.

Natura nămolului	Materii solide %	Materii volatile %	Putere calorică în kj/kg nămol	
			experim.	calculat
Nămol primar	7,7	63,3	17.400	16.500
Nămol slab fermentat	4,5	52,2	13.400	13.600
Nămol bine fermentat	9,2	40,8	11.100	10.600
Nămol foarte bine fermentat	9,6	30,6	6.800	8.000

Se poate exprima puterea calorică și în kilocalorii, cunoscând că 1 Kcal = 4,2 KJ.

9.1.2.2. Caracteristici chimice

Valoarea pH-ului în desfășurarea procesului de fermentare metanică a nămolului trebuie să fie de 7 - 7,5, adică un proces slab alcalin. Dacă nămolul se află într-o fază de fermentare acidă, valoarea pH este sub 6, această fază constituind, așa cum se va prezenta în continuare, faza de început a fermentării metanice. Nu sunt permise valori ale pH-ului mai mari de 8,5 care, de asemenea, conduce la dereglarea procesului de fermentare. În concluzie, indicatorul pH trebuie permanent controlat și menținut în limitele arătate, în special când apele uzate urbane sunt influențate de deversări masive de ape industriale.

Substanțe solide totale. Așa cum s-a arătat, nămolul conține, în medie, peste 90% apă, restul fiind constituit din substanțe solide uscate care, din punct de vedere chimic, pot fi minerale și organice (volatile). Prin introducerea unei probe de nămol la temperatura de 105°C, se determină umiditatea, respectiv reziduul fix care exprimă cantitatea de substanțe solide totale din nămolul respectiv. Pentru a determina partea organică (volatilă) a reziduului fix, se introduce proba de nămol într-un cuptor de calcinare la temperatura de 550°C. Un nămol primar conține 95 - 97% apă și 3 - 5% substanță solidă, din care circa 70% reprezintă partea volatilă. Dacă acest nămol este apoi fermentat, partea organică se reduce cu 40 - 50%, iar partea minerală crește cu 60 - 65%.

Indicatorul mineral și volatil în substanță uscată constituie un criteriu de clasificare a nămolurilor (nămolul organic prezintă $M/V < 1$, iar cel anorganic prezintă $M/V > 1$) și un criteriu de selecție a procedeelelor de prelucrare, întrucât un nămol organic este putrescibil și se are în vedere mai întâi stabilizarea sa, mai ales pe cale biologică (fermentare aerobă sau anaerobă), pe când un nămol anorganic se prelucrează prin procedee fizico-chimice (solidificare, extracție de componente utile etc.).

Fermentabilitatea nămolurilor se măsoară prin analiza fermentării unui amestec de nămol proaspăt cu nămol bine fermentat, amestecul în volum, reprezentând două părți nămol proaspăt și o parte nămol fermentat. Acest amestec de nămol este analizat într-o stație pilot timp de circa 30 zile, cu respectarea condițiilor corespunzătoare de mediu. Pe parcursul

experimentului, se determină cantitatea și compoziția gazului, cantitatea de acizi volatili și pH-ul.

Substanțele organice din nămolurile proaspete, apreciate la 60 - 80% din cantitatea totală de substanță uscată, conduc la o structură poroasă a nămolurilor care cedează greu apa, iar din punct de vedere chimic, predomină hidrocarbonații, grăsimile și proteinele. Studiile experimentale privind fermentabilitatea nămolurilor, au pus în evidență următoarele cantități de gaze:

- hidrați de carbon - 0,790 Nm³/kg cu o compoziție 50% CH₄ și 50% CO₂;
- grăsimi - 1,250 Nm³/kg cu o compoziție 68% CH₄ și 32% CO₂;
- proteine - 0,700 Nm³/kg cu o compoziție 71% CH₄ și 29% CO₂.

Producția de gaz se referă la kg substanță organică redusă, fiind maximă la materiile organice cu o compoziție ridicată de grăsimi. În cazul nămolului proaspăt urban, cantitatea de gaz, în medie, se poate considera de 0,85 - 1,0 Nm³/kg materii solide organice reduse (degradate). Dacă se consideră materia organică din nămolul proaspăt, atunci producția poate fi estimată la 0,4 - 0,7 Nm³ gaz/kg materie organică introdusă în bazin spre fermentare.

Cantitățile de acizi volatili trebuie să fie de circa 500 mg/dm³ (sub 2.000 mg/dm³ și peste 300 mg/dm³, calculate în acid acetic). La valori mai mari de 2.000 mg/dm³, există riscul ca fermentarea metanică să se oprească, astfel că fermentarea acidă va fi dominantă și deci vor apărea gaze rău mirositoare și un nămol extrem de periculos pentru calitatea mediului. Deci conținutul de acizi volatili reprezintă un indicator important al fermentării.

Metale grele și nutrienți. Conținutul de nutrienți (N, P, K) prezintă o importanță deosebită atunci când se are în vedere valorificarea nămolului ca îngrășământ agricol sau ca agent de condiționare a solului. De

asemenea, utilizarea agricolă a nămolului este condiționată de prezența și cantitatea metalelor grele (cupru, cianuri, arsen, plumb etc) care prezintă un grad ridicat de toxicitate. Dacă nămolul menajer conține cantități reduse de metale grele, în general sub limitele admisibile, nămolul rezultat din epurarea în comun a apelor menajere cu cele industriale conduce, în funcție de profilul industriei, la creșterea concentrației de metale grele în nămol.

9.1.2.3. Caracteristici biologice și bacteriologice

Nămolurile proaspete din cadrul unei stații de epurare prezintă caracteristici biologice și bacteriologice asemănătoare cu cele ale apei uzate supuse epurării, cu mențiunea că diminuarea lor în faza apoasă se traduce ca o concentrare în faza solidă (nămol). Nămolul proaspăt poate să conțină microorganisme patogene, ouă de helminți etc, care se regăsesc în apele uzate. Deci, din punct de vedere epidemico-igienic, nămolul proaspăt este extrem de periculos. În condițiile fermentării anaerobe, bacteriile patogene și ouăle de helminți vor fi distruse, totuși nămolul fermentat trebuie în prealabil pasteurizat la temperatura de 70°C înainte de a fi utilizat în agricultură ca îngrășământ, eliminând riscul unei contaminări bacteriologice a culturilor.

O altă soluție constă în compostarea nămolului, având la bază procese biochimice complexe ce produc o humificare a materiei organice, iar datorită temperaturii se produce și o dezinfecție a nămolului.

Unele categorii de ape uzate ce nu prezintă un mediu prielnic de viață pentru microorganisme (pH acid, prezența unor metale toxice etc.), conduc la formarea de nămoluri fără potențial patogen.

9.2. PROCESSE ȘI PROCEDEE DE PRELUCRARE

A NĂMOLULUI

9.2.1. Fermentarea nămolurilor

Fermentarea nămolurilor proaspete, în vederea unei prelucrări ulterioare sau depozitării lor, se poate realiza prin procedee sau procese anaerobe sau aerobe - primele fiind cel mai des folosite.

9.2.1.1. Fermentarea anaerobă

Prin fermentare anaerobă se înțelege procesul de degradare biologică a substanțelor organice, având la bază activitatea bacteriilor metanice. În urma acestui proces are loc o reducere de volum a nămolului, ca urmare a bioconversiei substanțelor organice în gaze și apă. Fermentarea anaerobă poate fi socotită ca un procedeu de condiționare, având în vedere modificarea structurii (nămol negru care conține sulfură de fier) și a filtrabilității. În același timp, prin fermentare sunt distruse bacteriile patogene, ouăle de helminți etc., motiv pentru care acest procedeu de tratare a nămolurilor a cunoscut o largă aplicabilitate.

Cinetica fermentării anaerobe se desfășoară sub influența a două grupe principale de bacterii care trăiesc în simbioză în același mediu fizic și chimic:

- facultativ anaerobe, acido-producătoare, care transformă substanțele organice complexe (hidrați de carbon, proteine, grăsimi) în substanțe organice mai simple (acizi organici, alcoolii, etc) cu ajutorul enzimelor extracelulare;

- obligat anaerobe, metano-producătoare, care utilizează ca hrană moleculele mai simple de substanțe organice și cu ajutorul enzimelor intracelulare sunt transformate în compuși simpli: apă, bioxid de carbon și metan.

Rezultă că fermentarea anaerobă este un proces ce se desfășoară în două faze:

a - faza de lichefiere a substanțelor organice și de formare a acizilor volatili (faza acidă, nemetanogenă);

b - faza de gazeificare (metanogenă), în care se continuă conversia produșilor din prima fază în gaze (CH_4 și CO_2).

Schematic, cele două faze, sunt redată în figura 9.1. (a se vedea și

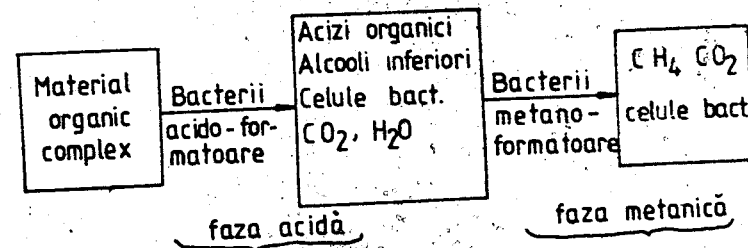


Figura 9.1. Fazele fermentării anaerobe a nămolului

fig. 7.3.c)

În prima fază, viteza de reacție (conversie) este foarte mare, astfel că glucidele sunt degradate, în primele zeci de ore, în proporție de 70%, substanțele cu azot (proteine, aminoacizii) circa 55%, în timp ce lipidele nu sunt degradate în timp foarte scurt.

În faza a doua, care folosesc acizii grași și alcalii inferiori ca substrat al bacteriilor metanice, are loc, într-un ritm mai lent, gazeificarea acestor produși intermediari.

Viteza de reacție globală a procesului este dată de faza cea mai lentă, cea de gazeificare, datorită vitezei de multiplicare reduse a bacteriilor și de mare sensibilitate la condițiile de mediu. Pentru creșterea și multiplicarea bacteriilor metanice este necesar un potențial redox scăzut, de - 400 până la - 500 mV. Viteza creșterii acestor bacterii este de 5 - 6 ori mai mică decât a bacteriilor acido-formatoare (nemetanogene).

În fermentarea metanică, stabilizarea (mineralizarea) substanțelor organice este direct legată de producția de gaze. S-a arătat, în paragraful anterior, că producția de gaz este de 400 - 600 Ndm³/kg substanță volatilă

al cărui conținut volumetric în metan este de aproximativ 70%. Din cercetările efectuate până în prezent se desprind două concluzii:

1 - Volumul de gaz produs sau cantitatea de substanțe organice, exprimate în substanțe volatile, distruse în timpul fermentării atinge o limită sau o valoare finală care corespunde cantității inițiale a acestor substanțe.

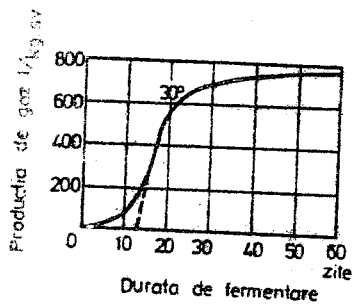


Figura 9.2. Variația producției de gaz în funcție de durata de fermentare a nămolului

Ambele proporții constante și valoarea limită, variază în funcție de temperatură. În acest scop, s-a analizat cinetica procesului de fermentare, exprimată prin producția de gaz în timp pentru o probă de nămol, nealimentat, la temperatura de 35°C. Se observă, din figura 9.2 că procesul de fermentare tinde asimptotic spre valori mari de fermentare pentru a obține producții maxime de gaz, ceea ce este total neeconomic din punct de vedere a necesității de volume mari de rezervoare.

La început, viteza de fermentare și de producere a gazului este mică și apoi crește, pentru ca la finele procesului să descrească din nou, atunci când producția de gaz se apropie de valoarea limită.

Durata minimă care trebuie avută în vedere este de 12 zile. Forma acestei curbe este asemănătoare cu cea a dezvoltării bacteriilor. În cazul alimentării continue cu nămol proaspăt, se poate evita timpul de pornire (de amorsare a procesului) prin folosirea de nămol inoculat cu fermenți (enzime) sau prin amestecul nămolului proaspăt cu cel fermentat adică recircularea nămolului din interiorul fermentatorului după ce s-a adăugat nămol proaspăt.

Procesul de fermentare anaerobă este influențat de foarte mulți factori, care pot fi grupați în două mari categorii:

1 - Caracteristicile fizico-chimice ale nămolului supus fermentării: concentrația substanțelor solide, raportul M/V, raportul dintre componenta organică și elementele nutritive (azot și fosfor), prezența unor substanțe toxice sau inhibatoare (metale grele) etc;

2 - Concepția și condițiile de exploatare ale instalațiilor de fermentare: temperatura, sistemul de alimentare - evacuare, sistemul de încălzire, de omogenizare, timpul de fermentare, încărcarea organică etc.

Concentrația substanțelor solide din nămol trebuie să fie astfel aleasă încât să asigure apa fiziologică necesară bacteriilor. Se recomandă concentrații de 5- 10% materii solide (umiditatea de 90 - 95%); concentrații mai ridicate, peste 12%, creează dificultăți la pompare și omogenizare.

Componenta organică a fazei solide prezintă, de asemenea, importanță în procesul de mineralizare și în producția gazului. Se apreciază că o reducere minimă de 50% a componentei organice în urma procesului de fermentare, asigură o stabilitate relativă a nămolului. Compoziția gazului nu este influențată de gradul de descompunere al materiei organice, ci de componentele organice (grăsimi, proteine, hidrați de carbon) așa cum s-a arătat în paragraful anterior.

Componenta minerală, mai ales în conținutul de săruri de azot și fosfor (nutrienți), prezintă importanță în fermentarea nămolului. Astfel, pentru o producție bună de gaz, trebuie să fie un raport minim între carbon organic și azot, organic de 13 - 14 (valori mai mari ale acestui raport, C/N, conduce la producții mai mari de gaz). Cationii de Ca, Mg, K, NH₄ în concentrații de peste 10 g/dm³ pot influența fermentarea prin inhibarea procesului. Sărurile de sodiu sunt relativ toxice față de bacteriile metanice, astfel că în cazul de neutralizare a nămolului supus fermentării să se evite hidroxidul de sodiu.

Influența substanțelor toxice asupra procesului de fermentare este legată de prezența metalelor grele (Ni, Cr, Zi, Cu, Pb etc.) și a pesticidelor (în special organo-clorurate), toate acestea producând dereglări în fermentarea nămolurilor.

Influența pH-ului este prezentată în figura 9.3, de unde rezultă că valorile optime sunt date în intervalul 6,8 și 7,6, interval în care producția și

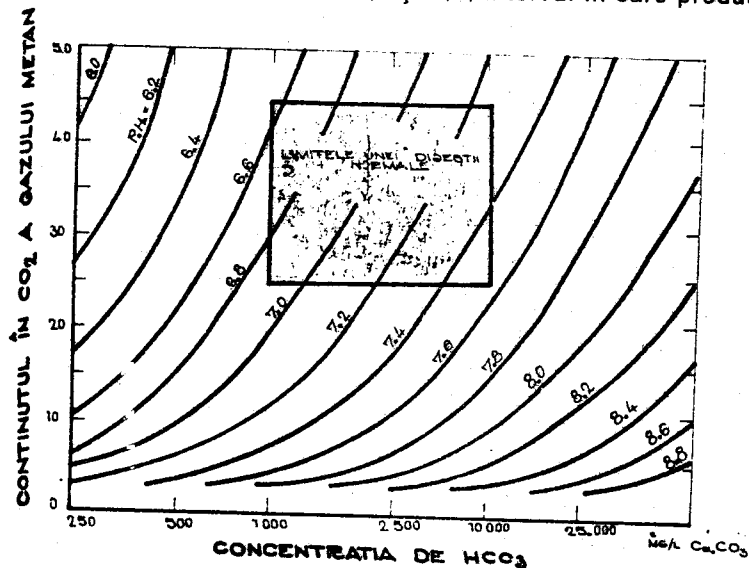


Figura 9.3. Limitele de variație a pH-ului în funcție de compoziția gazului exprimat în CO_2

compoziția gazului sunt normale. Modificarea pH-ului apare fie la modificarea calității nămolului, proaspăt (prezența substanțelor toxice sau inhibatoare), fie la exploatarea incorectă a instalației (creșterea încărcării organice, modificarea temperaturii, neomogenizare etc.).

Încărcarea organică a rezervoarelor de fermentare este exprimată în kg substanțe volatile raportată la m^3 rezervor și zi, constituind unul din parametrii de proiectare și funcționare ai rezervorului, ce condiționează gradul de mineralizare și durata de fermentare. Valoarea încărcării organice depinde, în principal, de gradul de dotare cu echipamente a rezervorului (de amestec, de recirculare, de încălzire etc.). Din figura 9.4 rezultă că încărcările până la $4,8 - 5,0 \text{ kg SV/m}^3\text{-zi}$ reprezintă valori maxime ce nu trebuie depășite și cărora le corespund o durată de fermentare de până la 20 zile (timp de retenție hidraulică).

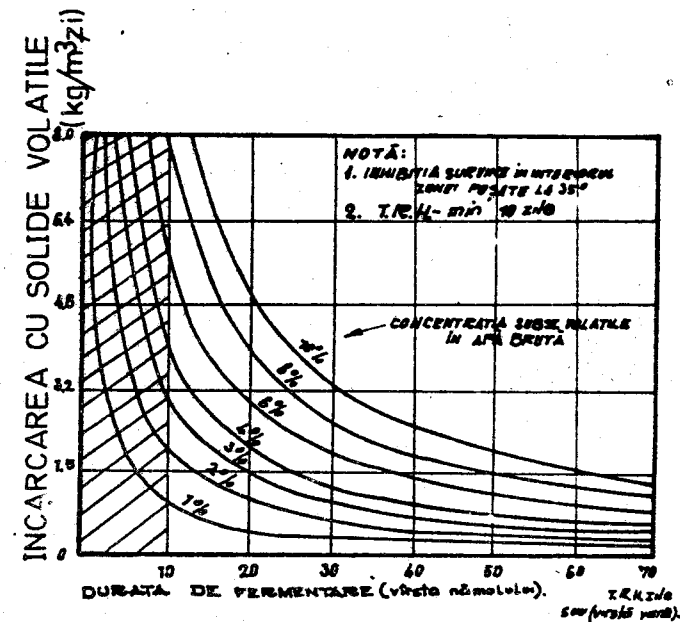


Figura 9.4. Variația încărcării organice în procesul de fermentare în funcție de durata de fermentare pentru diferite concentrații a substanțelor solide din nămol

Influența temperaturii este arătată în figura 9.5 din care rezultă și producția de gaz la diferite temperaturi și durate de fermentare. În general, fermentarea anaerobă se poate realiza într-un interval larg de temperatură, între 4 și 60°C cu aclimatizarea bacteriilor în anumite zone de temperatură. Din punct de vedere termic, procesele de fermentare se pot clasifica în trei categorii:

- fermentare la temperatura mediului ambiant, fără încălzirea nămolului, în care acționează bacteriile criofile;
- fermentare cu încălzire moderată a nămolului, de $30 - 35^\circ\text{C}$, în care acționează bacteriile mezofile;
- fermentare cu temperaturi ridicate, de $50 - 60^\circ\text{C}$, specifică bacteriilor termofile.

În funcție de activitatea di-feritelor feluri de bacterii metanice care acționează în procesul de metanogeneză și fermentarea respectivă se va numi crioofilă, mezofilă sau termofilă.

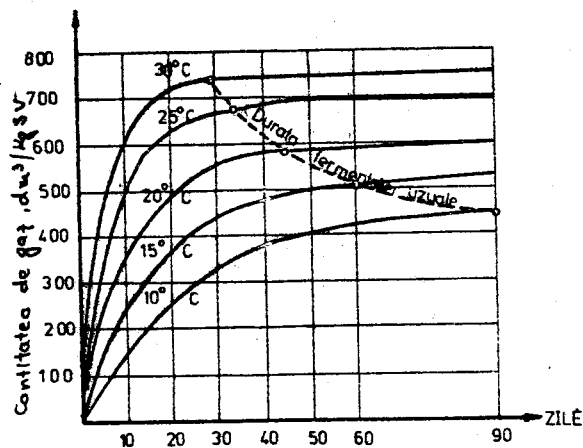


Figura 9.5. Influența temperaturii asupra duratei de fermentare și asupra producției de gaz

Fermentarea utilizată cel mai larg este cea mezofilă. Fermentarea termofilă, deși prezintă unele avantaje, ca reducerea duratei de fermentare și implicit a volumului instalațiilor, este totuși rar aplicată, deoarece necesită consumuri suplimentare de energie calorică și formează cruste și spume

în bazine.

Indiferent de soluția fermentării adoptate, important este menținerea ei într-un regim constant, deoarece bacteriile metanice sunt foarte sensibile la variații de temperatură, chiar cu 2 - 3°C.

Încălzirea fermentatoarelor la temperaturile proiectate se face cu schimbătoare de căldură (exterioare sau interioare), care asigură și o omogenizare - inoculare a nămolului, precum și o preîncălzire a nămolului brut.

9.2.1.1.1. Construcții și instalații

Construcțiile aferente fermentării anaerobe a nămolului se pot diferenția din mai multe puncte de vedere. Astfel, după poziția spațiului de fermentare față de apa uzată, deosebim:

- comune cu apa uzată: fose septice, decantoare cu etaj, iazuri de nămol;

- separate de apa uzată: rezervoare și bazine de fermentare.

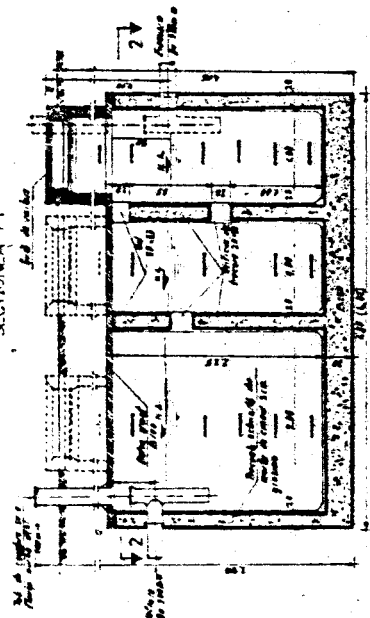
Fosele septice sunt construcții în care, într-un singur volum, se produce simultan atât decantarea apei, cât și fermentarea nămolului rezultat din sedimentare. Ele sunt folosite pentru obiective izolate care deserveșc maximum 50 - 100 locuitori, adică pentru un debit de până la 15 m³/zi. Timpul de decantare, respectiv de epurare este de minimum 2 zile și maxim 10 zile. La un debit specific de 150 dm³/loc.zi rezultă un volum de 300 dm³/loc, până la 1.500 dm³/loc. Volumul din urmă permite epurarea biologică deoarece aici nu fermentează numai nămolul, ci și apa uzată.

Efluentul poate fi evacuat în bazine de infiltrație existente în apropiere, sau se poate vidanța cu ajutorul unor utilaje speciale și se transportă la cea mai apropiată stație de epurare. Nămolul se evacuează odată sau de două ori pe an. După fiecare evacuare se lasă în bazin o cantitate de nămol "cept", adică un nămol ce conține bacterii metanice necesare pentru fermentarea nămolului proaspăt ce urmează a fi mineralizat.

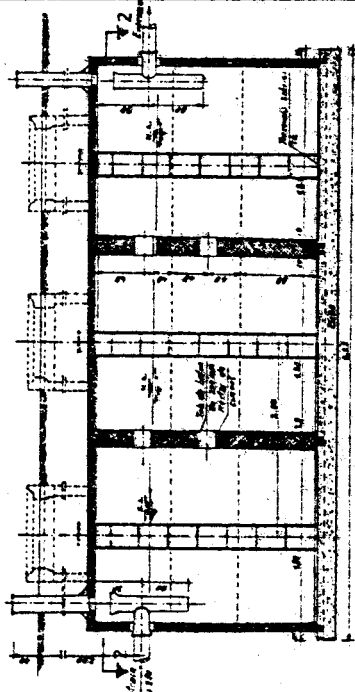
Materialul de execuție a foselor este betonul monolit, cărămida sau tuburile prefabricate din beton. În figura 9.6. este dată o fosă septică pentru 100 locuitori, în două variante: din beton monolit și din prefabricate de beton.

FOSA SEPTICĂ - 100 LOCUITORI -
SOLUȚIE CONSTRUCȚIVĂ - MONOLIT ȘI PREFABRICAT

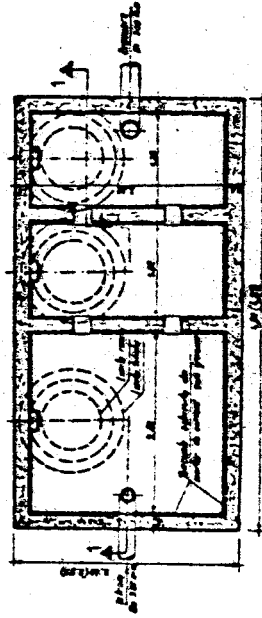
VARIANTA MONOLIT
SECȚIUNEA 1-1



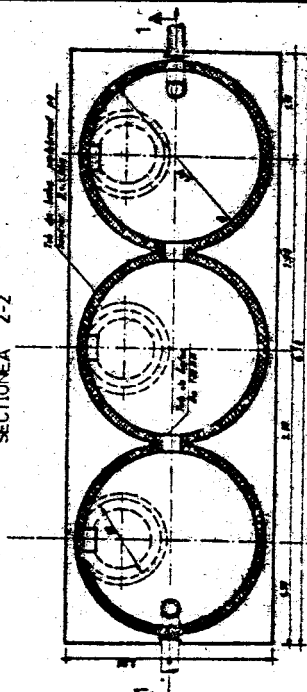
VARIANTA PREFABRICAT
SECȚIUNEA 1-1



SECȚIUNEA 2-2



SECȚIUNEA 2-2



NOTĂ: În cazul în care se utilizează ca material pentru construcția pereților exteriori și interiori beton monolit, se recomandă utilizarea betonului cu adăugarea de fibră de sticlă în cantitate de 0,1% din greutatea betonului.

1. În cazul în care se utilizează ca material pentru construcția pereților exteriori și interiori beton monolit, se recomandă utilizarea betonului cu adăugarea de fibră de sticlă în cantitate de 0,1% din greutatea betonului.

FIG. 9.6

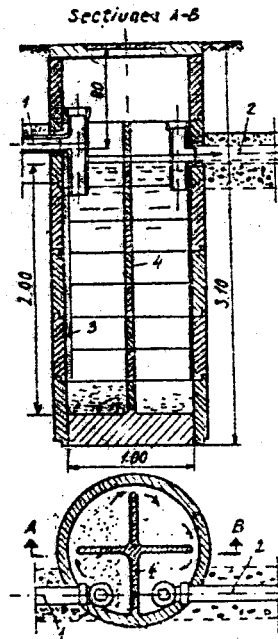


Figura 9.7. Fose septice

- 1 - conducta de alimentare
- 2 - conducta de evacuare
- 3 - perete exterior prefabricat
- 4 - perete interior din beton monolit

Decantoare cu etaj (Imhoff) îndeplinesc rolul de decantoare a apei (etajul superior) și de fermentare a nămolurilor (etajul inferior), ambele funcțiuni fiind desfășurate într-un bazin din beton armat cu forma în plan circulară sau dreptunghiulară. Descrierea lor în detaliu și modul de dimensionare s-a făcut în paragraful 6.2.3.3.4. La dimensionarea spațiului de fermentare, Imhoff recomandă următoarele valori specifice: 50 dm³/loc pentru epurarea mecanică și 100 dm³/loc pentru epurarea mecanică și

Se observă că volumul de decantare - fermentare este compartimentat pe direcția curentului, fiecare compartiment fiind prevăzut cu gură de vizitare și tuburi de ventilație.

Pentru colectivități mici, de sub 50 locuitori, se poate adopta o fosă septică cu forma din figura 9.7, unde circulația apei este perimetrală, fiind asigurată de existența unui perete interior cu mai multe ramificații care delimitează zonele de depunere ale nămolului.

Pentru calculul zonei de nămol a fosei septice se consideră o normă de depunere de 0,8 dm³/loc·zi la o umiditate de 95%. În perioada de 180 zile dintre două evacuări a nămolului fermentat, se poate estima că umiditatea nămolului, datorită compactării scade la 90%, iar volumul nămolului, ca urmare a fermentării substanțelor organice, se reduce, în medie, cu 30%.

biologică a apelor uzate, în condițiile unei temperaturi exterioare de 8 - 10°C.

Problema cea mai dificilă la aceste decantoare constă în distrugerea crustei care se formează la suprafața bazinului, crustă formată din materiale ușoare (grăsimi, păr, materiale fibroase etc.) care se ridică, împreună cu nămolul plutitor, de către gazele rezultate din procesul de fermentare. Pentru distrugerea sau îndepărtarea crustei se folosește apă sub presiune adusă printr-o conductă al cărui capăt deșează la partea de sus a laturei triunghiului ce constituie igheabul de decantare, în acest mod nu mai este stânjenit procesul de sedimentare. Pentru a împiedica colmatarea acestor fante, se recomandă ca deasupra și dedesubtul acestora să existe câte o zonă neutră cu înălțimea de circa 50 cm; zona neutră de dedesubt protejează fantele contra crustei și nămolului, iar cea de deasupra contra nămolului plutitor, care uneori poate coborâ și colmata fantele. La unele decantoare, în această zonă se execută goluri în pereții exteriori prevăzute cu stavilare pe unde se evacuează crusta.

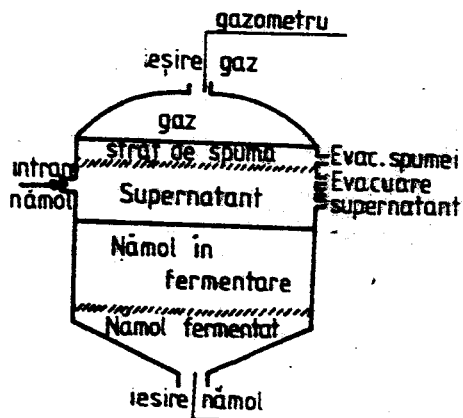


Figura 9.8. Instalație de fermentare de mică încărcare

frecvent aplicată pentru deshidratarea lor naturală. La proiectarea acestor

iazuri se recomandă o încărcare de 20 kg materii solide din nămolul proaspăt la 1,0 m³ de lagună (Nemerow - 1963).

Rezervoare de fermentare (metantancuri) reprezintă soluția frecvent aplicată pentru localitățile ce depășesc 20.000 locuitori, ele putând fi de mică sau de mare încărcare. Se cunosc următoarele scheme tehnologice:

1. - scheme standard, de mică încărcare (figura 9.8) într-o singură treaptă în care introducerea nămolului proaspăt și evacuarea celui fermentat se face prin intermitență (2 - 3 ori/zi). Lipsa agitării favorizează apariția în digester a următoarelor zone: zona de spumă (la partea superioară), o zonă de supernatant (apă de nămol), o zonă ocupată de nămol în curs de fermentare (zona activă) și zona inferioară în care sedimentează nămolul fermentat și inert (mineral). Instalațiile de acest gen nefiind încălzite, au o durată de fermentare de peste 30 zile, specifică fermentației criofile.

Periodic se evacuează apa de nămol și spuma pentru a mări zona activă de fermentare.

2. - Schema de mare încărcare într-o treaptă (figura 9.9) este prevăzută cu instalații de amestecare și încălzire, fiind cea mai răspândită în momentul de față.

Temperatura interioară este de 30 - 35°C (fermentare mezofilă), iar durata de fermentare este de peste 15 zile. Alimentarea și evacuarea este continuă, amestecul este omogen și se elimină supernatantul.

3. - Schema de fermentare în două trepte (figura 9.10), se caracterizează prin faptul că primul fermentator este încălzit la

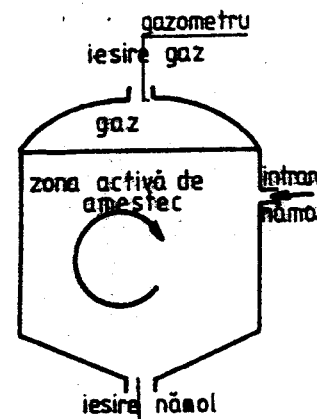


Figura 9.9. Instalație de fermentare de mare încărcare

temperatura de $30 - 35^{\circ}\text{C}$, masa de nămol este într-o continuă mișcare - ascensoare, supernatantul nu se evacuează, iar procentul de formare a gazului este de circa 67% după 5 zile de de 90% după 14 - 15 zile (limita la care se consideră practic fermentarea terminată).

Din cele arătate, rezultă că prima treaptă de fermentare are loc într-un rezervor de mare încărcare. În treapta a doua, de regulă neîncălzită, fermentarea continuă mai lent și deoarece nu sunt prevăzute dispozitive de amestec, în interior se formează stratificația zonelor precizate la fermentatoarele de mică încărcare. Aici, timp de 3 - 5 zile are loc un proces de îngroșare a nămolurilor fermentate, iar supernatantul rezultat ca urmare a eliminării apei din nămolul fermentat este evacuat periodic pentru a economisi volumul bazinului. Bazinul este deschis și rareori acoperit cu un rezervor de captarea gazului.

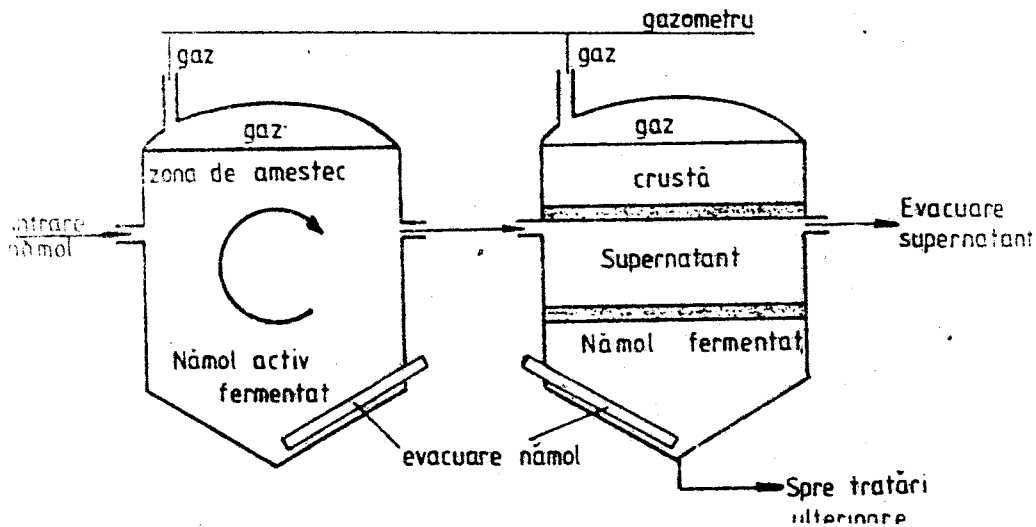


Figura 9.10. Instalație de fermentare în două trepte

4 - Schema de fermentare de contact (figura 9.11) este asemănătoare schemei precedente, cu deosebire că aici nămolul fermentat din treapta a doua este recirculat în prima treaptă pentru însămănțarea nămolului proaspăt. Schema lucrează analog treptei biologice cu bazine de aerare și în prezent nu cunoaște o răspândire prea mare.

La noi în țară majoritatea schemelor de epurare sunt prevăzute cu rezervor de fermentare de mare încărcare într-o singură treaptă. La București, unde stația de epurare este în construcție, s-a prevăzut fermentarea în două trepte.

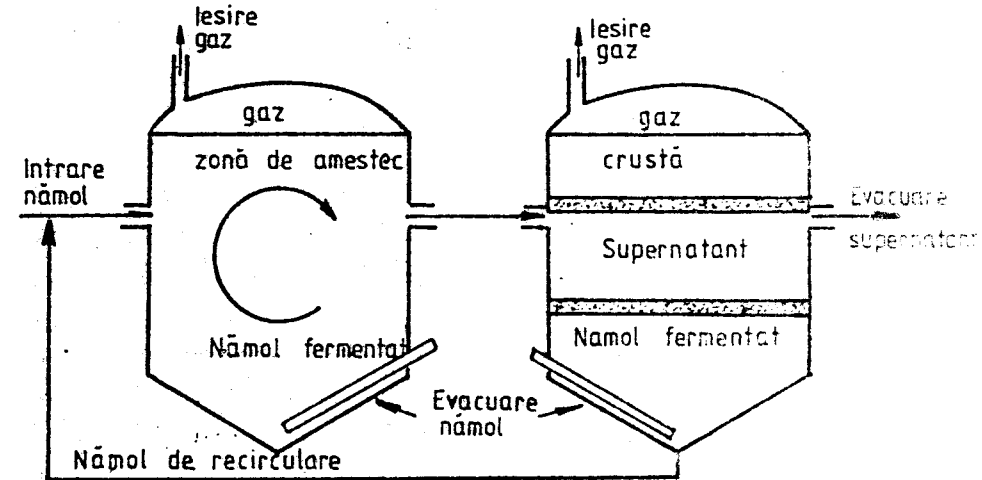


Figura 9.11. Instalație de fermentare de contact

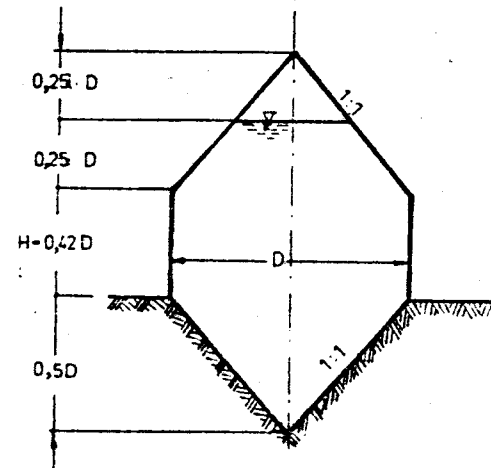


Figura 9.12. Elemente geometrice ale rezervoarelor de fermentare

Forma constructivă a digesterelor este de obicei circulară, raportul dintre diametru și înălțime fiind cele arătate în figura 9.12, pe baza studiilor efectuate la unele institute de specialitate din Germania. În țara noastră, rezervoarele de fermentare de mare încărcare sunt tipizate pentru volume de 750, 1.000, 1.500, 3.000, 4.000 și 6.000 m³.

Forma de rezervor din fig. 9.12 a fost studiată în urma studiului privind obți-

nera de pierderi minime de căldură prin pereții bazinului. Această condiție este satisfăcută de un rezervor sferic la care raportul dintre suprafața exterioară și volum este minim. În aceeași ipoteză se încadrează și formele cilindrice ale căror diametru este apropiat de valoarea înălțimii. Acest tip de rezervor cilindric, reprezintă o soluție constructivă simplă, aplicată frecvent la unele stații de epurare din SUA, în schimb implică unele deficiențe de exploatare (existența zonelor moarte, dificultăți în procesul de amestecare - omogenizare etc). Forma din figura 9.12, spre deosebire de forma cilindrică, permite montarea în vârful conului a instalațiilor de distrugere a cruste și a unor instalații de amestec - omogenizare a nămolului. Această formă clasică a rezervoarelor de fermentare, în special la cele de mare capacitate, ridică probleme de dimensionare statică și de rezistență în zonele de îmbinare a membranelor inferioare și superioare cu zona cilindrică, zone unde intervin tensiuni suplimentare periculoase care pot afecta etanșeitatea rezervorului. Din acest motiv, aceste zone au fost înlocuite cu soluții constructive continue (în loc de zone frânte) ca urmare a progresului înregistrat la rezolvarea structurilor spațiale din beton armat precomprimat.

În figura 9.13 se prezintă o evoluție a formelor constructive care în afara siguranței statice și garantarea etanșeității au adus îmbunătățire funcțională prin realizarea unor pereți interiori netezi, fără puncte unghiulare, care asigură o mai bună omogenizare a nămolului.

Formele noi au la bază procedeul pretensionării și posttensionării armăturii. Până la capacități de fermentare de 2.000 m^3 se recomandă forma constructivă clasică, dacă condițiile tehnice ale terenului de fundații sunt bune. Această soluție constructivă se poate aplica și pentru capacități mai mari, până la 3.500 m^3 , cu recomandarea ca să se acorde o atenție deosebită zonelor frânte (inele de îmbinare) unde se aplică pretensionarea armăturii suplimentare.

Formele noi de rezervoare rezultă din studiul suprafețelor de rotație, linia meridianei modificându-se continuu, iar din punct de vedere a execuției lor, pretensionarea întregului ansamblu, constituie singura alternativă economică. Deoarece forma constructivă imprimă un aspect

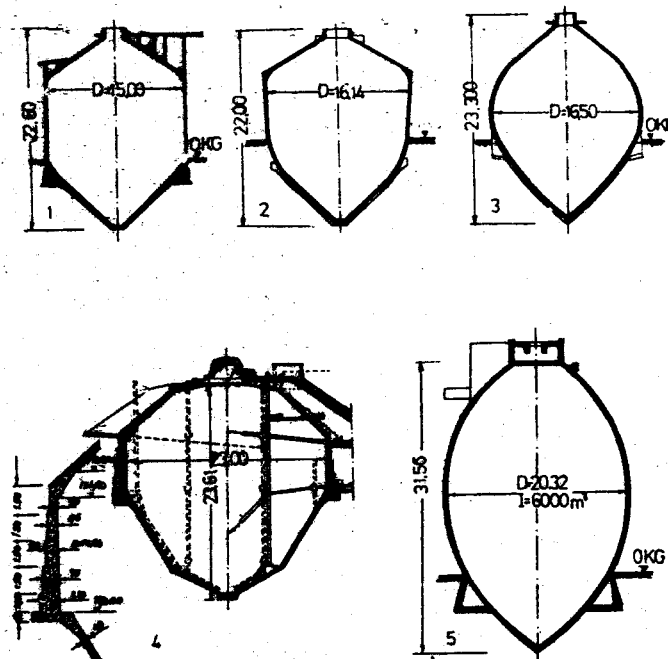


Figura 9.13. Forme constructive ale rezervoarelor de fermentare
1-formă clasică; 2-cu membrană cilindrică inferioară alungită; 3-fără puncte unghiulare; 4-cu segmente liniare (6.100 m^3); 5-în formă de pară (6.000 m^3)

arhitectonic important al stației de epurare, se impune a avea în vedere alegerea variantei care să satisfacă și această cerință.

Se va avea în vedere că rezervoarele de mare capacitate sunt mai economice din punct de vedere al bilanțului termic, față de soluția folosirii mai multor rezervoare mici însumând aceeași capacitate. De obicei se aleg două rezervoare de aceeași capacitate, între care se prevede o construcție specială numită cameră de manevră (camera vanelor). Aici sunt montate pompele de recirculare a nămolului, instalațiile de încălzire a nămolului, numeroase vane de manevră, echipamentul de control al fermentării, echipamentul electric de control etc. Această cameră trebuie să fie bine ventilată și prevăzută cu sisteme automate de anunțare a pericolului de

explozie a gazelor, în cazul când amestecul dintre metan și aer depășește anumite limite.

Instalațiile interioare din aceste rezervoare cât și din camera de manevră au următoarele atribuții:

- distrugerea capacului (stratului) plutitor care se formează la suprafața nămolului prin ridicarea materialului ușor care nu fermentează (substanțe fitoase, păr, lemn, material plastic etc.) care împiedică trecerea gazului spre captatorul de gaz și, în același timp, ocupă o parte din volumul util;

- recircularea și omogenizarea nămolului proaspăt cu cel fermentat, cel cu temperatura mai mare cu cel cu temperatura mai joasă;

- încălzirea spațiului de fermentare sau încălzirea nămolului proaspăt;

- inocularea (însămânțarea) nămolului proaspăt.

Pentru distrugerea crustei (capacului plutitor) se folosesc diferite

procedee tehnice și anume:

a) trimiterea de apă de nămol (supernant) sau apă curată sub formă de jeturi sub presiune (figura 9.14). Se recomandă utilizarea apei de nămol deoarece produce și o însămânțare a nămolului prin bacteriile pe care le con-

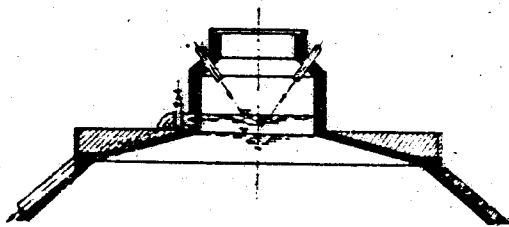


Figura 9.14. Distrugerea crustei cu ajutorul jetului de apă

ține, în același timp având și o temperatură mai ridicată față de cea a apei curate

b) trimiterea de nămol proaspăt, sub presiune, deasupra crustei care o antrenează în masa nămolului;

c) insuflare de gaz rezultat în timpul fermentării, sub crustă care o distruge și apoi se scufundă. Gazul se poate folosi și pentru recircularea nămolului în interiorul bazinului, folosind în acest scop compresoare speciale tip antiex (la un raport de gaz metan - aer de 1:5 - 1:15, acest amestec poate exploata);

d) cu mijloace mecanice (palete montate pe un motor fixat în acoperișul rezervorului sau turbine montate în tuburi metalice verticale fixate în axul rezervorului).

Recircularea nămolului, respectiv omogenizarea, constituie operația principală care condiționează desfășurarea normală a procesului de fermentare. Prin aceasta, nămolul proaspăt se repartizează în toată masa de nămol existentă în spațiul de fermentare. Se asigură astfel o repartiție uniformă a temperaturii și a indicelui pH, se reduce crusta, se utilizează rațional întreg spațiul de fermentare și se reduce timpul de fermentare, sporindu-se, totodată, cantitatea de gaze obținută pe unitatea de volum. Operația se efectuează prin mijloace mecanice (utilizate mai rar), hidraulice (hidroelevatoare, pompe centrifugale etc) și mixte. Soluția frecventă utilizată în țara noastră este cu montaj în interiorul rezervorului a unui tub metalic central având la partea superioară o zonă evazată unde se amplasează o elice acționată de un electromotor așezat deasupra acoperișului. Elicea, care se rotește cu 750 rot/min are rolul unei pompe axiale care vehiculează nămolul de sus în jos, aspirând, în același timp și crusta de nămol. Capacitatea dispozitivului, elice și tub, trebuie astfel aleasă încât volumul rezervorului să fie recirculat de două ori pe zi.

Încălzirea spațiului de fermentare care să asigure condiții de fermentare mezofilă se face prin încălzirea nămolului folosind mai multe procedee, ele fiind asociate, în prezent, cu preîncălzirea nămolului. Ca agent termic se folosește apa caldă sau vaporii de apă. După modul de încălzire a nămolului, sistemele pot fi: încălzire directă cu ajutorul unei tubulaturi orizontale (fixă sau mobilă), sau prin tubulatură verticală, montate în interiorul rezervorului, cu ajutorul gazelor încălzite și cu ajutorul aburului viu insuflat direct în spațiul de fermentare. Al doilea sistem este cu încălzire indirectă, folosind schimbătoarele de căldură montate în camera vanelor sau în interiorul rezervorului, prin care circulă apa caldă sau vaporii care cedează căldură prin pereții țevilor către nămolul proaspăt care circulă în sens opus. Încălzirea nămolului în schimbătoare de căldură constituie procedeul cel mai răspândit, cel în formă de spirală fiind aplicat la majoritatea stațiilor de epurare. Are un corp în formă de tambur în care este montată o spirală dublă (în plan vertical) închisă, prin care circulă agentul

termic: la exteriorul spiralei circulă nămolul care este scos din rezervor și după încălzirea lui în acest schimbător, este refulat din nou în rezervor. Acest circuit (cu montarea schimbătorului în camera vanelor) al nămolului produce, în același timp, omogenizarea prin amestec, precum și recircularea lor cu ajutorul pompelor centrifugale.

Temperaturile suprafețelor pe care se face schimbul de căldură, dacă acestea nu se mișcă, trebuie să rămână sub 60°C , pentru a nu se produce depuneri, iar viteza apei să fie de $0,6 - 1,5 \text{ m/s}$ (viteza nămolului va fi de $1,0 - 1,5 \text{ m/s}$).

În figura 9.15 se arată un rezervor de fermentare de mare încărcare echipat cu instalațiile de amestec, încălzire, inclusiv conductele necesare exploatării procesului.

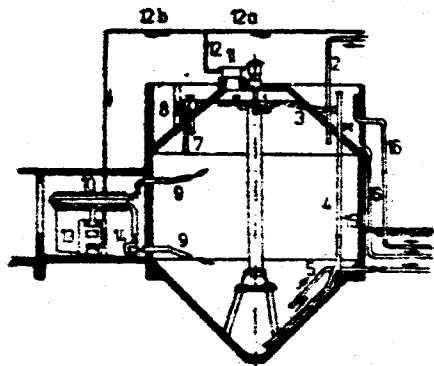


Figura 9.15. Instalațiile aferente unui rezervor de fermentare de mare încărcare
1 - amestecător; 2 - conductă pentru introducerea nămol proaspăt; 3 - conductă pentru evacuare crustă; 4 - conductă pentru evacuarea nămolului de pe fundul rezervorului; 5 - conductă pentru evacuare nămol fermentat; 6 - conductă pentru evacuarea nămolului plutitor; 7 - conductă pentru evacuarea supernatantului; 8 - deversor; 9 - conducte pentru recircularea nămolului; 10 - schimbător de căldură; 11 - captator de gaz; 12 - conductă de gaz; 12.a - spre gazometru; 12.b - spre cazanul de încălzire; 13 - cazan de încălzire; 14 - pompă de nămol; 15 - gură de vizitare; 16 - conductă de preaplin

Deoarece în interiorul rezervorului nu se poate efectua un control riguros asupra stării tehnice a conductelor și asupra exploatării lor privind posibilitatea de formare a dopurilor, se recomandă aplicarea variantei cu conducte montate în exterior (figura 9.16).

În cazul când schimbătorul de căldură se montează în interiorul rezervorului (figura 9.17), recircularea se efectuează numai cu pompe, lipsind tubul de amestecare din centrul rezervorului; restul de conducte arătate în figura 9.15 rămân cu aceleași obligații de funcționalitate.

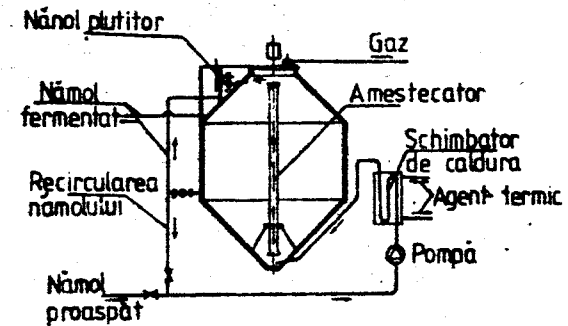
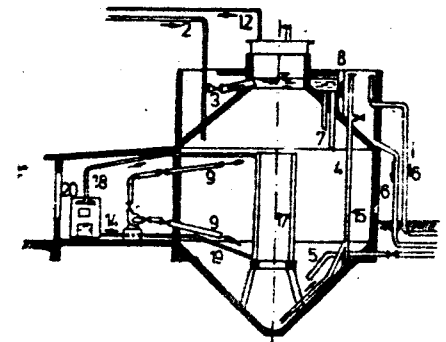


Figura 9.16. Rezervor de fermentare de mare încărcare cu conductele montate în exterior

Figura 9.17. Rezervor de fermentare de mare încărcare cu schimbător de căldură alcătuit din pereți dubli montat în interior

2 - cond. nămol proaspăt; 3 - cond. pentru evacuare nămol plutitor; 4 - cond. pentru evacuare nămol fermentat; 5 - cond. evacuare nămol de pe fund; 6 - conductă evacuare nămol plutitor; 7 - cond. pentru evacuare apă de nămol; 8 - deversor; 9 - conductă pentru recirculare; 11 - captator de gaz; 12 - cond. de gaz; 14 - pompă de nămol pentru recircularea nămolului; 15 - gură de vizitare; 16 - cond. de preaplin; 17 - schimbător de căldură cu pereți dubli; 18 - agent termic la 60°C (tur); 19 - agent termic la 50°C (retur); 20 - cazan de încălzire



După cum se observă din figurile 9.15 și 9.17 conductele de nămol sunt plasate la diferite niveluri, în funcție de scopul lor. Conducta de acces la nămolului proaspăt aduce nămolul la partea superioară, în timp ce conducta de evacuare a nămolului fermentat pleacă de la partea cea mai de jos a rezervorului. Evacuarea nămolului se realizează de obicei prin diferența de presiune hidrostatică, creându-se și posibilitatea evacuării cu ajutorul pompelor de recirculare. Conducta de preaplin, care nu trebuie echipată cu vane, are capătul superior în apropiere de partea cea mai de sus a rezervorului, sau în bazinul format pe acoperișul rezervorului. Conducta pentru evacuarea supernatantului pot fi pendulante sau sunt construite sub forma unui selector de nivel (2 - 4 conducte la niveluri diferite, la distanța de 50 - 60 cm una de alta, așezate pe peretele vertical la 1,0 - 1,2 m sub nivelul nămolului). Pentru a stabili nivelul de unde trebuie evacuat supernatantul, se montează, pe peretele bazinului, o serie de conducte de luare a probelor. Uneori sunt prevăzute, pentru evacuarea corpurilor plutitoare care nu pot fi distruse prin amestecarea crustei, conducte independente care le dirijează în bazinul de pe acoperișul rezervorului. Toare conductele care vehiculează nămolul trebuie să aibă diametre mai mari de 150 mm, iar una din părți să fie totdeauna deschisă pentru a asigura ventilarea lor de gazele de fermentație. În scopul reviziei periodice a interiorului rezervorului, se prevede pe peretele vertical o gură

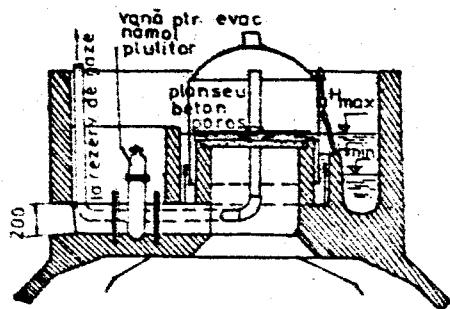


Figura 9.18. Captator de gaz

supravegherea modului de comportare a instalațiilor de distrugere a ei. În punctul cel mai înalt a rezervorului se află captatorul de gaze, sub forma unui turn circular cu secțiune orizontală, a cărui bază inferioară se găsește deasupra nivelului nămolului la 1,0 - 1,2 m și chiar mai mult. Captatorul este un cilindru metalic, așezat vertical la care se racordează stuful conductei de gaz (figura 9.18).

În turn se găsește, într-un spațiu izolat, supapa de siguranță cu gardă hidraulică care limitează presiunea maximă a gazului din rezervorul de fermentare la 0,15 - 0,20 m H₂O. Prin montarea supapei de siguranță în interiorul turnului se evită, în timpul iernii înghețarea lichidului care formează garda hidraulică. Pe turn se montează și o gură de vizitare (cu diametrul de 50 cm) cu închidere etanșă, prin care se poate controla starea instalației interioare.

Fermentarea nămolului în două trepte, recomandată la stațiile de epurare ce deserveșc localități cu peste 300.000 locuitori, are în vedere recuperarea unei cantități suplimentare de gaz și realizarea unui nămol îngroșat cu calitate superioară de prelucrare ulterioară. În prima treaptă, încălzită și echipată cu instalații de amestecare-omogenizare, se degajă circa 90% din cantitatea totală de gaze, după 14 zile de fermentare. În treapta a doua se continuă fermentarea și are loc procesul de îngroșare a nămolului fermentat, cu eliminarea permanentă a supernatantului. Ambele trepte sunt unite prin tuburi ϕ 200 mm la înălțimea zonei de fermentare, în așa fel încât să funcționeze pe principiul vaselor comunicante. Fermentarea în două trepte, construcție a firmei DORR-OLIVER (S.U.A.), prezentată în figura 9.19, s-a aplicat la stația de epurare AIRE - Geneva. Digestorul primar a fost dimensionat la o încărcare organică de 4,5 kg SV/m³-zi, la o temperatură de fermentare de 35°C. Digestorul secundar, de tip bazin deschis, cu gazometru la partea superioară, este neîncălzit. Gazometrul reprezintă un depozit ce acumulează circa 15% din cantitatea zilnică de gaz care a fost estimată la 0,94 N·m³ gaz/kg materie organică degreajată, cu o putere calorică de circa 5.000 kcal/N·m³.

Rezervoarele de fermentare a nămolurilor sunt echipate cu aparate de măsură și control. Astfel, pentru măsurarea temperaturii nămolului proaspăt,

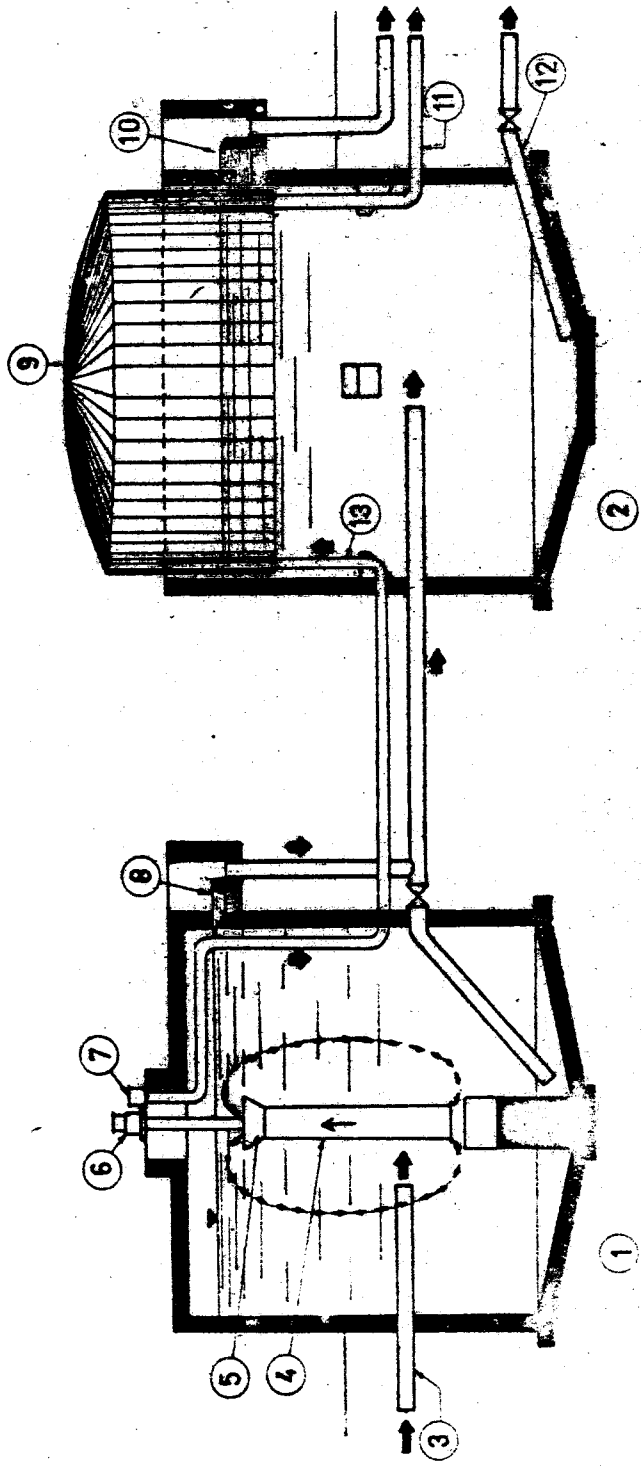


Figura 9.19. Instalație de fermentare în două trepte (Stația de epurare - Geneva)

1 - digester primar (prima treaptă); 2 - digester secundar (treapta a doua); 3 - conductă alimentare nămol proaspăt; 4 - amestecător; 5 - rotorul dispozitivului mecanic; 6 - electromotor; 7 - captator de gaz; 8 - conductă preaplin; 9 - clopot gazometru; 10 - evacuare supernatant; 11 - conductă de gaz; 12 - conductă pentru evacuare nămol fermentat - îngroșat; 13 - conductă de gaz

fermentat și în curs de fermentare sunt folosite termometre plasate pe perete rezervorului, la diferite niveluri și în interior. Pentru evidențierea nivelului apei de nămol, a crustei etc, se montează indicatoare de nivel care pătrund în bazin la diferite adâncimi, pentru ca tubul piezometric să fie umplut cu diferite feluri de lichid întâlnit pe verticala rezervorului. De asemenea, se prevăd indicatoare de pH, precum și dispozitive de luarea probelor de nămol, de gaz (pentru a stabili concentrația CO₂) și dispozitive pentru prepararea și dozarea laptelui de var care intră în funcțiune în momentul în care procesul are tendința de a deveni acid. Sunt prevăzute și aparate de măsurare a debitului de gaz și a debitului de nămol proaspăt și fermentat. Monitorizarea desfășurării procesului de fermentare se efectuează de la un pupitru de comandă unde sunt transmise toate datele necesare, prin telecomandă, de către aparatura menționată.

La punerea în funcțiune a unui rezervor de fermentare se va folosi o cantitate de nămol bine fermentat dintr-un alt recipient de fermentare. Această cantitate de nămol, va reprezenta 10% din volumul rezervorului, după care se adaugă, treptat, nămol proaspăt care va fi permanent amestecat cu cel însămănțat cu bacterii metanice, având grijă să asigurăm o temperatură de 30 - 36⁰C. În momentul când cantitatea de gaze a ajuns la valoarea limită, iar în compoziția acestuia domină metanul, procesul poate fi considerat amorsat, iar instalația intră în funcțiune normală. Pe parcurs, se urmărește valoarea pH-ului, iar analizele de laborator trebuie să stabilească valoarea acizilor volatili care trebuie să se încadreze în limitele menționate.

Dimensionarea tehnologică a rezervoarelor de fermentare constă în determinarea volumului de fermentare, a dozei de încărcare zilnică a volumului de gaze evacuate, a duratei de fermentare, a cantității de căldură necesară, precum și dimensiunile instalațiilor de amestecare, de transport a nămolului, a pompelor de recirculare, inclusiv stabilirea aparatelor de măsură și control.

Deoarece, pentru stabilirea volumului de fermentare, nu s-a reușit o exprimare matematică a procesului, calculele se efectuează prin diferite metode având la bază cercetările experimentale efectuate de Pöpel Roediger, Noack etc.

- După numărul de locuitori, volumul de fermentare se calculează în funcție de volumul specific de fermentare a cărui valoare, conform literaturii de specialitate (Imhoff, 1991, Triebel - 1978), este indicată în tabelul 9.4..

Tabelul 9.4.

Natura nămolului proaspăt	Volumul specific de fermentare-dm ³ /loc			
	Mică încărc.	Mare încărc.	În două trepte	
			tr.I	tr.II
Nămol-treapta mecanică	150	20	6	-
De la treapta mecanică și filtre biol.de mică încărc.	180	25	10	65
Idem, de mare încărc.	220	30	13	65
De la tr. mecan. și bazinul de aerare de mică încărc.	320	40	24	95
Idem, de mare încărc.	220	35	19	95

- După durata de fermentare, T_f în zile, volumul rezervorului de fermentare se calculează cu relația:

$$V_f = \frac{V_1 + V_2}{2} \cdot T_f \quad (9.7)$$

în care:

V_1 - volumul nămolului proaspăt, în m³/zi;

V_2 - volumul nămolului fermentat existent în rezervor care se consideră 1/3 din cel proaspăt, în m³/zi;

T_f - durata de fermentare (vârsta nămolului) care trebuie să fie mai mare de 12 zile (obișnuit 20 - 25 zile).

- După mărimea dozei de încărcare zilnică, volumul de fermentare rezultă din relația:

$$V_f = \frac{G_0}{I_0} \quad (9.8)$$

în care:

G_0 - cantitatea de materii organice, exprimată în substanță uscată, din nămolul proaspăt din cadrul stației de epurare ce urmează a fi stabilizat anaerob, în kgSV/zi.

I_0 - doza de încărcare organică zilnică, în kgSV/m³·zi; mărimea acesteia se stabilește în urma unor calcule tehnico-economice care țin seama de faptul că prin creșterea dozei se reduce volumul de fermentare, în schimb este afectat negativ gradul de conversie a materiilor organice cu consecințe directe asupra prelucrării ulterioare a acestor nămoluri; normele germane (Roediger - 1969) recomandă următoarele doze de încărcări zilnice: până la 2,0 kgSV/m³·zi pentru instalațiile mici de fermentare, de până la 3,0 kgSV/m³·zi pentru instalații medii și de până la 5,0 kgSV/m³·zi pentru instalații mari. Pe de altă parte, Kiess - 1970, recomandă valorile de 2,5 - 3,0 kgSV/m³·zi pentru durate de fermentare de până la 20 zile și 3,0 - 4,0 kgSV/m³·zi pentru durate de 12 - 15 zile.

- După cantitatea de nămol și de materii organice, pe baza unei relații empirice elaborată de Noack - 1964:

$$V_f = F \cdot \sqrt{20} \cdot a \quad (9.9)$$

F - cantitatea de nămol proaspăt, în m³/zi;

a - concentrația în materii organice solide a nămolului proaspăt, în %.

Volumul de fermentare calculat cu relația (9.9) se majorează cu 20% având în vedere condițiile specifice de exploatare legate de vârsta minimă a nămolului.

Dimensionarea efectuată după metodele indicate va permite proiectantului să opteze asupra soluției finale care să aibă în vedere respectarea duratei minime de fermentare, a dozei de încărcare optime și dacă în compoziția nămolului există substanțe toxice (metale grele) care împiedică desfășurarea normală a procesului de fermentare metanică.

Cantitatea de căldură ce trebuie furnizată în rezervoarele de fermentare se stabilește ținând seama de necesarul pentru încălzirea nămolului, pentru compensarea pierderilor de căldură prin pereți, radier și acoperiș, precum și compensarea pierderilor de căldură prin radiația conductelor.

încălzirea nămolului proaspăt necesită cantitatea de căldură, în Kcal/h, care se determină cu relația:

$$c_1 = V_n \cdot c_s (T_i - T_n) \quad (9.10)$$

în care:

- V_n - volumul nămolului proaspăt care trebuie încălzit, în dm^3/h ;
- c_s - căldura specifică a nămolului proaspăt, aproximativ aceeași cu a apei pentru concentrații solide în nămol de până la 10%, care se consideră de $1 \text{Kcal}/\text{dm}^3 \cdot \text{grad}$;
- T_i - temperatura interioară în rezervor, care se recomandă de $30 - 37^\circ\text{C}$ (fermentare mezofilă);
- T_n - temperatura nămolului proaspăt, în $^\circ\text{C}$ (vara se consideră $10 - 15^\circ\text{C}$, iar iarna $0 - 5^\circ\text{C}$).

Cantitatea de căldură necesară acoperirii pierderilor prin pereți, radier și acoperiș, în Kcal/h, va fi:

$$c_2 = (T_i - T_e) \cdot \sum k \cdot A \quad (9.11)$$

în care:

- T_i - temperatura de lucru a fermentatorului, în $^\circ\text{C}$;
- T_e - temperatura exterioară a mediului de contact în zona respectivă (pământ, aer etc), în $^\circ\text{C}$;
- k - coeficient de transfer de căldură prin pereți, radier și acoperiș, în $\text{Kcal}/\text{m}^2 \cdot \text{h} \cdot \text{grad}$, conform STAS 1907-86;
- A - mărimea suprafețelor de contact (pereți, radier, acoperiș) cu pământul sau aerul din zona respectivă, în m^2 .

Pentru stabilirea mărimii schimbătoarelor de căldură se va considera temperatura exterioară a aerului de $\pm 10^\circ$... -20°C , temperatura solului 0°C și

temperatura nămolului proaspăt de 5°C . Cantitatea totală de căldură, $C = C_1 + C_2$, la care se adaugă un spor de $5 - 10\%$ care reprezintă pierderile de căldură prin conducte și armătură, trebuie transferată în mod artificial, fie direct, fie indirect, așa cum s-a arătat anterior. Pentru reducerea pierderilor de căldură, rezervoarele vor fi prevăzute cu umpluturi de pământ în taluz, iar cele de mare capacitate, supraterane, vor avea pereții și acoperișul protejați cu o izolație termică corespunzătoare. Conductele de tur și retur a agentului termic se execută din oțel bine izolate termic și cu protecție interioară împotriva coroziunii. Conductele care transportă nămolul se execută din fontă, de asemenea izolate termic.

Producția de gaz diferă în funcție de compoziția nămolului proaspăt, de temperatura de fermentare și de durata de fermentare (vârsta nămolului). Conform cercetărilor efectuate de F. Popel - 1964, cantitatea maximă de gaz, în Nm^3/zi , se determină cu relația:

$$G_{\max} = 138 \cdot \sqrt{T \cdot G_0} \quad (9.12)$$

iar durata de fermentare, în zile, va fi:

$$T_f = 175 \cdot 10^{-0.03 \cdot T} \quad (9.13)$$

în care:

- T - temperatura de fermentare, în $^\circ\text{C}$;
- G_0 - cantitatea de matrii organice solide din nămolul proaspăt, în t/zi .

Cantitatea de gaz, practic obținută, va reprezenta $70 - 90\%$ din cantitatea teoretică calculată cu relația (9.12). În acest scop, în tabelul 9.5 sunt prezentate cantitățile specifice de gaz, în Nm^3/kgSV , conform graficului din figura 9.6.

Tabelul 9.5.

Temperatura °C	10	15	20	25	30
Producția maximă $\frac{Ndm^3}{kgSV}$	450	530	610	710	780
Prod. reală(90%) $\frac{Ndm^3}{kgSV}$	405	477	549	639	684
Durata de ferment.(zile)	90	60	45	30	27

Puterea calorică este de 5.500 - 5.900 kcal/Nm³ gaz, iar cea utilizabilă la arzător este de 0,85 · 5.500 = 4.750 kcal/Nm³. În compoziția lui predomină metanul (70%) și dioxidul de carbon (30%), fiind un gaz combustibil care este echivalent din punct de vedere energetic cu 1,0 kg cocs, 1,27 Nm³ gaz de iluminat, 5,1 Kwh, 0,56 kg motorină sau benzină, 0,47 Nm³ gaze naturale etc.

În funcție de numărul populației, se poate calcula cantitatea de gaz, unde capacitatea specifică de gaz se consideră de 14 - 20 Ndm³/loc-zi pentru nămolurile provenite din epurarea mecanică. Imhoff apreciază o producție de 0,5 Nm³ gaz/1,0 m³ nămol fermentat, iar alți autori sunt de părere că producția maximă de gaz nu poate depăși valoarea de 0,5 - 0,55 Nm³/kg de materie organică solidă intrată în rezervorul de fermentare și ceva mai mult decât dublul acestei producții la 1,0 kg de materie organică degradată.

Pentru înmagazinarea gazului de fermentație, se folosesc rezervoare speciale numite gazometre al căror volume se stabilesc la un procent de 30 -50% din producția zilnică de gaz. Ele se amplasează în apropierea rezervoarelor de fermentare, ambele obiective fiind protejate cu dispozitive adecvate de combatere a incendiilor și exploziilor. Constructiv, un gazometru este alcătuit dintr-o cuvă circulară de beton armat umplută cu apă, în care se așează un clopot cilindric ce se deplasează pe verticală sub acțiunea presiunii gazelor de 180 - 260 mm H₂O (figura 9.20)

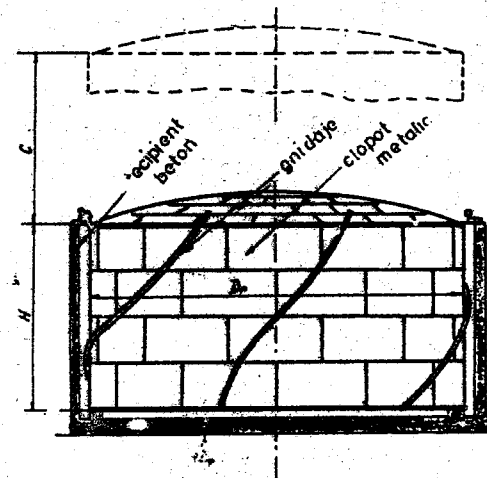
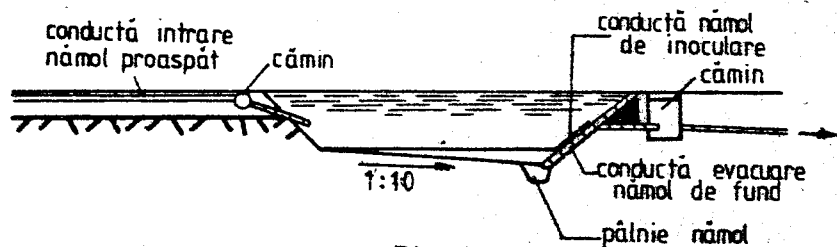


Figura 9.20. Rezervor de gaz

Baza inferioară a clopotului în poziția cea mai ridicată, trebuie să se găsească sub nivelul minim al nămolului din rezervorul de fermentare, cu cel puțin 2,0 m, pentru a evita pătrunderea aerului în gazul captat care poate da loc la explozii. Clopotul se protejează anticoroziv contra acțiunii dioxidului de carbon. Gazometrul este prevăzut cu conducte de preaplin, de golire a cuvei, conducte de intrare și ieșire a gazului, cu mire gradate, cu dispozitive de măsurare a debitelor de gaz (debitmetre), cu dispozitive de protecție contra flăcării etc. În străinătate se folosesc gazometre de tip rezervor închis unde înmagazinarea gazului se face la presiuni de 2 - 3 bari, gazul fiind utilizat de către motoarele cu gaz cu combustie internă care pun în funcțiune generatoarele de curent electric. Aceste motoare consumă circa 0,7 Nm³ gaz/kwh (la o stație de epurare pentru 1.000 locuitori, rezultă conform datelor de mai sus, o putere de 1,8 - 2,6 kW, iar pentru bazinele de aerare aferente stației este necesară o putere de 1,2 - 1,6 kW, deci stația de epurare este autonomă din punct de vedere energetic). În țara noastră, gazul de fermentație este utilizat la prepararea agentului termic necesar procesului de fermentare (apă caldă, abur etc), precum și la încălzirea spațiilor administrative din cadrul stației de epurare.

Bazine de fermentare a nămolului (fig.9.21) sunt construcții din

SECȚIUNEA A-A



PLAN

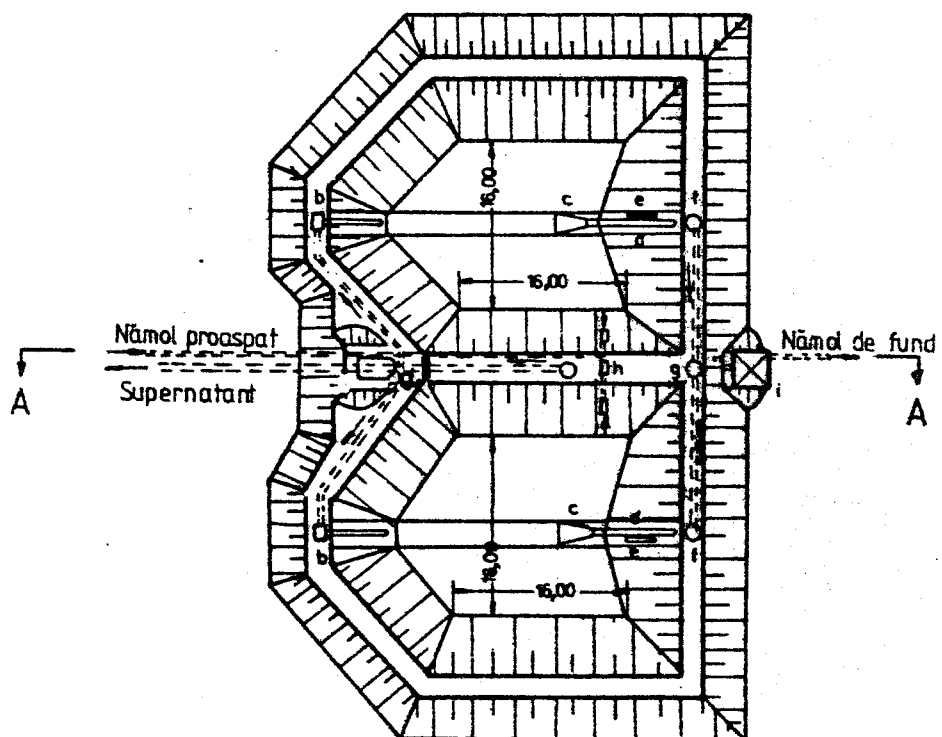


Figura 9.21. Bazin de fermentare deschis

pământ sau din beton armat în care se produce fermentarea în aer liber a nămolului. Tehnologic, aceste bazine pot funcționa ca o unitate independentă de fermentare a nămolurilor, fie ca treaptă a doua a metantancurilor cu două trepte. În primul caz, aceste bazine pot prezenta o

soluție economică pentru localități de până la 20.000 locuitori și când se dispune de teren suficient înalt altor folosințe agricole care se află la mare distanță de locuințe deoarece se emană gaze cu mirosuri nesuportabile. Aceste bazine se execută cu pereți cu taluze, rezultând acâncimi de 3,0 - 5,0 m. Panta fundului bazinului este de 1:10 - 1:20 către punctul cel mai jos unde se amplasează conducta de golire a nămolului fermentat. Pentru a menține o temperatură constantă a nămolului, crusta care se formează nu trebuie distrusă; ea împiedică și degajarea mirosurilor neplăcute. Pentru amorsarea procesului se aduce nămol fermentat (însămânțat) de la o stație de epurare din apropiere, după care se folosește nămolul propriu fermentat. Nămolul proaspăt împreună cu nămolul de inoculare se amestecă în camera a și prin conductele b ajunge în cele două bazine. Se recomandă un raport de 1:1 sau 2:1 dintre nămolul proaspăt și cel de inoculare. Nămolul fermentat este adus prin conductele c și d la stația de pompare pentru a fi evacuat spre locurile de depozitare finală. Apa de nămol (supernatant) este evacuată prin conducta h. La intervale de câțiva ani, bazinul trebuie golit și efectuată o revizie generală.

Dimensionarea acestor bazine are în vedere prescripțiile de la decantoarele cu etaj, recomandându-se următoarele capacități specifice de fermentare: 150 dm³/loc pentru nămolurile primare și 220 dm³/loc pentru nămolurile primare și secundare. Când reprezintă treapta a doua de fermentare, volumul lor va reprezenta 2/3 din volumul total de fermentare. Dacă suprafețele de teren sunt limitate, aceste bazine se construiesc din beton armat cu umplutură de pământ în jurul pereților pentru a realiza o izolație termică. Va fi echipat cu toate conductele menționate, cu stația de pompare pentru recircularea/evacuarea nămolului fermentat etc.

9.2.1.2. Fermentarea aerobă

Acest procedeu de tratare a nămolurilor, cunoscut și sub denumirea "procedeu de nămolului stabilizat", are la bază procesele biochimice cunoscute de la epurarea biologică a apelor uzate cu nămol activ. În acest scop, stabilizarea aerobă a nămolului poate avea loc în bazine separate sau în bazine comune cu apa uzată care urmează a fi epurată biologic.

Când procedeul are loc în comun, încărcarea organică a nămolului este mică, de 0,05 kg CBO₅/kgSV·zi, iar necesarul de oxigen este de aproximativ 3,0 kg O₂/kg CBO₅. Dacă se consideră un CBO₅ de 60 g/loc·zi și o concentrație a nămolului activ în bazin de 4,0 kgSV/m³, atunci la încărcarea organică a nămolului de 0,05 kg CBO₅/kgSV·zi, rezultă un volum de aerare de 300 dm³/loc. Deoarece această capacitate de aerare este de 6 ori mai mare față de procedeul de epurare cu nămol activ ($l_{OX} = 0,3$ kg CBO₅/kgSV·zi), rezultă că procesul de fermentare aerobă a nămolului în comun cu epurarea apelor uzate se va aplica numai la stații mici care deservesc 500 - 5.000 locuitori. Necesarul de oxigen pentru stabilizarea materiilor organice fiind mare, rezultă durate mari de aerare (de ordinul zilelor).

Fermentarea aerobă în bazine independente este frecvent aplicată în prezent deoarece se suportă mai bine șocurile biologice (încărcări accidentale cu materii organice în cantitate mare), întrucât masa de nămol activ în contact cu efluentul este mai mare și CBO₅ este mai mic. Necesitatea de oxigen este mai mică deoarece nămolul provenit dintr-un bazin de aerare, va solicita numai oxigenul necesar respirației endogene a nămolului (această valoare poate fi de 0,1 kg O₂/kgSV·zi). Consumul de oxigen crește liniar cu temperatura nămolului din bazin, având la bază legea lui van't Hoff, după care consumul de oxigen se dublează la o creștere a temperaturii cu 10°C. Bazinele fiind deschise, intensitatea proceselor variază în funcție de anotimp, adică de temperatură. În aceste bazine, durata de stabilizare (vârsta nămolului) este în funcție de temperatura nămolurilor proaspete, deoarece nu intervine încălzirea artificială ca la fermentarea anaerobă. Conform studiilor și cercetărilor experimentale (Baumgart - 1988), pentru temperaturi de până la 5°C, vârsta nămolului este de circa 30 zile, pentru 10°C este de 18 zile, iar pentru 20°C este de 8 zile. Gradul de stabilizare aerobă a nămolului, față de cea anaerobă care se poate aprecia prin producția de gaz, este dificil de apreciat, motiv pentru care sunt necesare analize repetate de laborator. Comparativ cu fermentarea anaerobă, procesul de stabilizare aerobă este mai puțin

influențat de substanțele toxice, este lipsit de miros și necesită o exploatare simplă. De asemenea, se înlocuiesc construcțiile înalte (rezervoare de fermentare) cu construcții de mică înălțime (bazine din beton armat) cu cheltuieli de investiții mai reduse. Dintre dezavantaje se semnalează, ca mai importante, consumul mare de energie pentru utilajele de aerare proprii, comparativ cu fermentarea anaerobă care produce și gaz de fermentare (sursă de energie). Din punct de vedere bacteriologic, fermentarea aerobă nu asigură distrugerea totală a bacteriilor patogene și a ouălor de helminți, așa cum se întâmplă la fermentarea anaerobă.

Comparând cele două sisteme de stabilizare biologică a nămolului organic, pentru stațiilor mari de epurare, apare net avantajos procedeul de stabilizare anaerobă, mai ales sub aspectul energetic.

9.2.2. Îngroșarea nămolului

Această metodă constituie cea mai simplă și larg răspândită metodă de concentrare a nămolului, având drept rezultat reducerea volumului și ameliorarea rezistenței specifice la filtrare. Gradul de îngroșare depinde de mai multe variabile, dintre care mai importante sunt: tipul de nămol (nămol activ, fermentat etc.), concentrația inițială a solidelor, temperatura, utilizarea agenților chimici, durata de îngroșare etc. Prin îngroșare, volumul nămolului, pe seama apei eliminate, se reduce de circa 20 ori față de volumul inițial, în schimb îngroșarea este eficientă până la o concentrație de solide de 8 - 10%.

Îngroșarea se poate realiza prin decantoare - îngroșătoare gravitaționale, flotare sau centrifugare.

Îngroșarea gravitațională se realizează în decantoare verticale (pentru stații mici) sau decantoare radiale (frecvent folosită). Gradul de îngroșare depinde de durata procesului și de înălțimea coloanei de apă (adâncimea bazinului) din decantor. Pentru a evita apariția unor procese de fermentație a nămolului proaspăt a căror gaze afectează calitatea procesului de îngroșare, adâncimea apei la perete nu trebuie să depășească 2,0 m; pentru nămolurile fermentate sau pentru nămoluri cu

structură granulară care intră greu în fermentația, această adâncime poate fi de 3,0 - 5,0 m. Panta radierului este mai mare față de cea a decantoarelor obișnuite, iar podul raclor este echipat cu o serie de bare metalice care se deplasează lent, cu o viteză de 1,0 rot/h, dirijând nămolul spre bașa de colectare centrală, de unde apoi se extrage. Barele metalice împiedică formarea pungilor de gaze de fermentație și favorizează îndesarea nămolului prin ușurarea circulației apei spre suprafață, în lungul barelor, de unde se evacuează prin rigolele perimetrice. În figura 9.22 se arată un îngroșător cu funcționare continuă prevăzut cu bare metalice montate pe podul raclor.

Pentru dimensionarea îngroșătoarelor de nămol se are în vedere două metode:

- prima se bazează pe experiența deja acumulată și se folosește în situația în care nu există la dispoziție nămolul care trebuie îngroșat;
- a doua constă în utilizarea testelor experimentale de laborator asupra nămolurilor care urmează a se îngroșa.

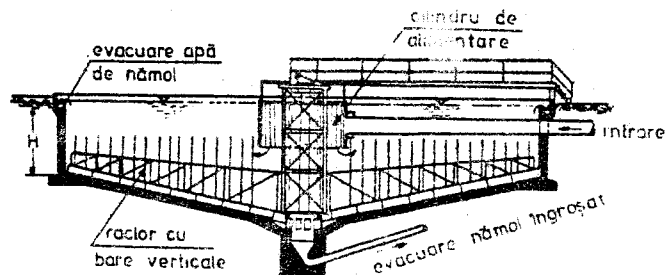


Figura 9.22. Îngroșător de nămol

Parametrul de bază al dimensionării pe bază de experiență este încărcarea cu solide a acestora (fluxul de solide) experimentată prin masa de solide uscate/suprafață și timp. Trebuie precizat că operația de îngroșare gravitațională a nămolului prezintă o limită peste care procesul devine neconvenabil. În tabelul 9.6 sunt date încărcarea cu solide și limita de îngroșare pentru diferite tipuri de nămoluri.

Tabelul 9.6.

Tipul de nămol	Încărcarea cu solide kgSV/m ² ·h	Concentrația de solide în îngroșat (%)
Nămol primar	4,0 - 6,0	8,0 - 10,0
Nămol activ	1,0 - 1,2	2,5 - 3,0
Nămol de la biofiltre	1,5 - 2,0	7,0 - 9,0
Nămol primar + activ	1,0 - 2,0	5,0 - 8,0
Nămol primar+peliculă biol.	2,0 - 2,4	7,0 - 9,0

Dimensionarea în acest caz implică simpla alegere a unei încărcări corespunzătoare nămolului ce urmează a fi îngroșat, utilizând următoarea relație de calcul a suprafeții orizontale a îngroșătorului:

$$A_0 = \frac{Q_s}{I_s} \quad (9.14)$$

în care:

Q_s - cantitatea de materii solide uscate din nămolul supus procesului de îngroșare, în kgSV/h;

I_s - încărcarea de suprafață cu solide a îngroșătorului, în kgSV/m²·h (tabelul 9.6).

Când se aplică metoda a doua de dimensionare, având la dispoziție nămolul ce se testează în laborator, se construiește graficul curbei de sedimentare a interfaței apă - nămol care permite determinarea suprafeței unitare a îngroșătorului (figura 9.23)

Din ecuația de bilanț a materiilor solide intrate și ieșite (îngroșate) din bazin, suprafața unitară a îngroșătorului, în m²·h/kgSV se calculează cu relația:

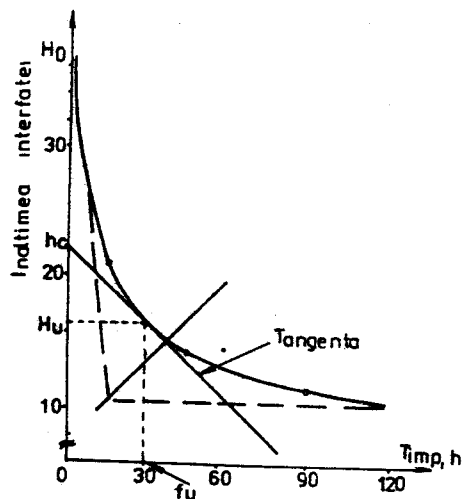


Figura 9.23. Metoda grafică pentru determinarea timpului de îngroșare, respectiv a ariei unitare

$$A_u = \frac{t_u}{C_0 \cdot H_0} \quad (9.15)$$

iar suprafața totală orizontală a îngroșătorului va fi:

$$A_0 = Q \cdot A_u \cdot C_0 \cdot K \quad (9.16)$$

în care:

t_u - timpul de îngroșare, în h;

C_0 - concentrația inițială cu solide, în kgSV/m^3 ;

H_0 - înălțimea inițială a coloanei experimentale, în m;

Q - debitul influent, în m^3/h ;

K - coeficient de corecție, având valoarea de 1,5.

În timpul funcționării unui decantor - îngroșător se formează trei zone distincte:

- zona de suprafață (de carificare) formată din lichidul decantat care conține o concentrație scăzută de nămol; el se elimină prin jgheaburi perimetrale sub formă de efluent; când în compoziția sa conține și nămol plutitor, el se dirijează spre stația de epurare;

- zona de alimentare formată din nămol cu o concentrație constantă aproape uniformă în volum; în această zonă concentrația nu este identică cu cea a nămolului de alimentare;

- zona de compactare (tasare) formată din nămol a cărui concentrație crește pe măsura înaintării spre radierul decantorului unde atinge concentrația de evacuare (de nămol îngroșat).

La exploatarea unui îngroșător este important menținerea constantă a adâncimii nămolului în bazin, adică o egalitate între vitezele de alimentare și de evacuare. Prin modificarea vitezei de evacuare a solidelor din îngroșător, adâncimea nămolului poate să crească sau să scadă contribuind la schimbarea concentrației de solide ce se evacuează. Prin mărirea vitezei de evacuare a solidelor, durata de staționare scade și implicit se reduce concentrația solidelor evacuate. Dimpotrivă, prin reducerea vitezei de evacuare se mărește durata de staționare, crește adâncimea nămolului, precum și concentrația solidelor evacuate. Menținerea acestei situații mult timp, presupune durate mari de staționare a nămolului, ceea ce ar putea conduce la apariția fenomenului de fermentare anaerobă, unde gazele de fermentație declanșează un proces de flotare a nămolului îngroșat și deci compromise calitatea procesului de îngroșare. În funcție de natura nămolului, timpul mediu de reținere a solidelor în îngroșător, este de 0,5 - 2,0 zile, iar volumul nămolului se poate reduce la 20% din volumul inițial.

Îngroșarea prin flotare se aplică pentru suspensii care au tendința de flotare și sunt rezistente la compactare prin acțiunea gravitațională. Se aplică procedeul de flotare cu aer dizolvat sub presiune, care prin destinderea la presiunea apropiată de cea atmosferică, elimină bule fine de aer care se atașează/înglobează în flocoanele de nămol și le ridică la suprafață. Prin asigurarea unei concentrații convenabile de materie în suspensii solide, la alimentare se practică recircularea unei fracțiuni de

efluent (30 - 150%). Principalii parametri ce influențează procesul de îngroșare prin flotare sunt: presiunea de lucru, concentrația de solide la alimentare, raportul de recirculare, durata de retenție etc. Se va avea în vedere necesitatea unei tehnologii de exploatare complexe și consum energetic mai mare față de îngroșarea gravitațională.

Îngroșarea prin centrifugare se recomandă pentru nămolul activ în exces, atunci când nu se dispune de spațiu pentru executarea de decantoare - îngroșătoare. Se folosește o centrifugă cu transportor elicoidal care reține circa 90% din materiile solide, nămolul activ în exces fiind în prealabil tratat cu floclanți. Ținând seama de viteza mare de rotație a echipamentului (de 6.000 rot/min), consumul de floclanți este mai mare datorită fragilității și ruperii flocoanelor, deci costurile de exploatare sunt mai mari decât în cazul altor procedee.

9.2.3. Tratarea preliminară a nămolurilor

Aducerea nămolurilor primare, secundare, brute sau stabilizate în categoria nămolurilor ușor filtrabile, deci cu rezistențe specifice de circa $10 \cdot 10^{10}$ cm/g se realizează printr-o tratare preliminară a acestor nămoluri utilizând următoarele procedee: tratarea (condiționarea) chimică, tratarea (condiționarea) termică, elutrierea etc. Teoretic, se poate obține rezultate satisfăcătoare și prin adaos de material inert (zgură, cenușă, rumeguș etc.), dar acest procedeu prezintă dezavantajul de a crește considerabil volumul de nămol ce trebuie prelucrat în continuare. Tratarea preliminară a nămolurilor constă deci în crearea condițiilor favorabile necesare prelucrării ulterioare (deshidratata naturală, artificială și avansată).

Condiționarea chimică (coagularea) nămolului cu reactivi chimici este o metodă de modificare a structurii sale, cu consecință asupra caracteristicilor de filtrare, în special în filtrele presă sau cu vacuum

Faza solidă a nămolului este formată, în principal, din particule fine dispersate și coloizi care sedimentează greu. Autocoagularea nămolului nu poate avea loc, deoarece ionii care înconjoară nucleul coloidal formează împreună cu acesta o micelă cu un strat dublu electric, având potențialul

zeta bine determinat. Stratul dublu electric și potențialul zeta apără particula de agregare. Scăderea potențialului zeta către zero conduce la coagularea coloizilor.

Această scădere a potențialului zeta se realizează prin adaos de electroliți cu sarcină electrică de sens contrar cu cea a nămolului.

Agenții de condiționare chimică (electroliți) a nămolului se pot grupa în trei categorii:

- minerali: sulfat de aluminiu, clorhidrat de aluminiu, clorură ferică, sulfat feros, sulfat feros clorinat, oxid de calciu etc;

- organici: polimeri sintetici (anionici, cationici sau neionici), cu diferite denumiri comerciale (Medasol, Polias), produși de policondensare (Ponilit) sau polimeri naturali;

- micști: amestec de polimeri sintetici cu săruri minerale sau amestec de coagulanți minerali.

Reactivii cei mai des utilizați sunt clorura ferică și varul, fiecare având un câmp de acțiune propriu. Sărurile de aluminiu, în special clorhidratul de aluminiu, sunt eficiente, mai puțin corozive, dar costul este mai ridicat. Dintre polimerii organici, cea cationici se pot utiliza singuri, iar cei anionici sau neionici, în asociere cu coagulanții minerali. În general, dozele de polimeri organici sunt mult mai reduse decât la cei minerali, dar costul este mai ridicat. Alegerea coagulantului și doza optimă se fac pe baza surselor experimentale de laborator, întrucât alegerea depinde de proveniența nămolului, compoziția sa chimică etc.

Doza optimă de coagulant se definește ca doza cea mai mică care în condiții de laborator produce un nămol cu rezistența specifică la filtrare de $10 \cdot 10^{10}$ cm/g.

Pentru verificarea condiționării chimice, stabilirea dozei de reactiv, coagulantul cel mai indicat etc, se efectuează diferite teste calitative și cantitative, după cum urmează:

- jar - testul poate oferi primele indicații, prin gradul de limpezire a lichidului separat, mărimea flocoanelor formate, viteza de depunere etc;

- timpul de crăpare a turtei este un test calitativ ce privește rezistența specifică la filtrare, la presiunea convențională de $4,95 \cdot 10$ dyne/cm²; o durată de crăpare a turtei de până la 60 s indică o bună condiționare;

- timpul de sucțiune capilară se determină cu aparatul CST (Capillary Suction Time). O valoare a CST de 10 - 12 s indică, de asemenea, o bună condiționare.

Rezistența specifică la filtrare și variația sa cu doza de coagulant este metoda prin care se obțin date cantitative ce pot fi utilizate și pentru calculul utilajelor de deshidratare. Aplicarea procedeeilor de condiționare prealabilă prin elutriere și de îngroșare prin decantare, conduce la o scădere de 3 - 4 ori a dozei de coagulant. Eficiența procesului de tratare (condiționare) chimică este legată și de o altă serie de factori tehnologici, ca: durata și intensitatea amestecului, ordinea de introducere a agenților chimici în cazul condiționării mixte etc.

Condiționarea (tratarea) termică are în vedere modificarea structurii nămolului cu ajutorul temperaturii și presiunii ridicate, astfel că nămolul poate fi deshidratat mecanic fără a apela la condiționarea chimică. Condiționarea termică se realizează la temperatura de 100 - 200°C, presiunea de 1 - 2,5 bar și durate de încălzire până la 60 min, depinzând de tipul și caracteristicile nămolului și de procedeul utilizat (Porteous, von Roll, Zimpro etc). În figura 9.24 se prezintă schema tehnologică a procedeeului PORTEOUS din care rezultă principalele instalații componente cuplate cu instalația de deshidratare cu filtre presă, urmate de incinerarea în comun cu gunoaiile menajere și recuperare de căldură sau de compostare și valorificare agricolă. Principalele părți ale instalației menționate, sunt: bazinul pentru stocarea nămolului proaspăt, schimbătorul de căldură în care nămolul este preîncălzit de nămolul tratat, reactorul în care se realizează tratarea nămolului la temperatura de 100 - 200°C, cazanul (boilerul) pentru prepararea aburului necesar ridicării temperaturii în reactor și bazinul de stocare a nămolului tratat. Această instalație de condiționare termică a nămolului are un consum de energie electrică de 3,0 - 4,0 kWh/m³ nămol și de circa 1,5 dm³ păcură/m³ nămol pentru prepararea aburului. Cantitatea de abur, ținând seama de pierderile de căldură din sistem, este de 60 - 70 kg abur/m³ nămol. Cu toate neajunsurile de ordin energetic, condiționarea termică se recomandă a fi aplicată deoarece elimină mirosurile neplăcute, asigură sterilizarea nămolului prin distrugerea

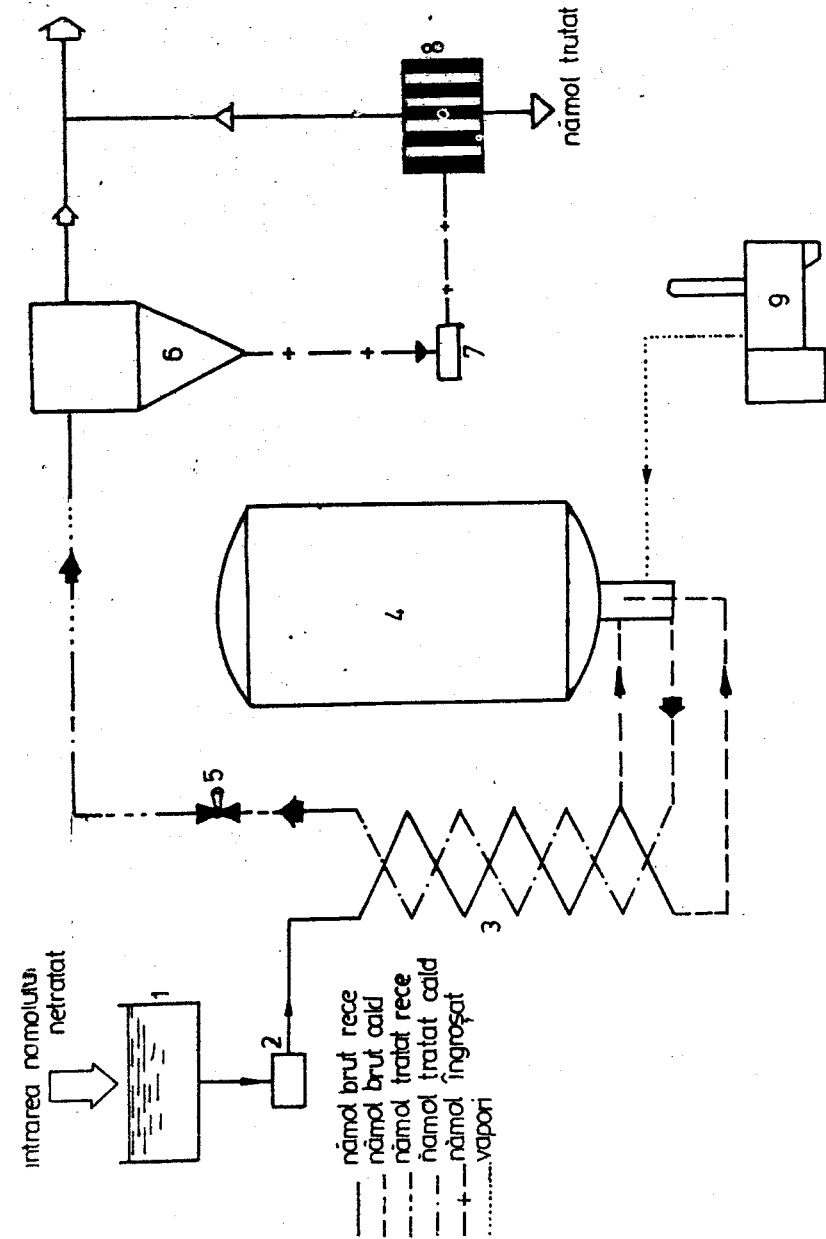


Figura 9.24. Schema instalației de condiționare termică a nămolului după procedeul Porteous

1 - bazin stocare nămol brut; 2 - pompă de mare presiune; 3 - schimbător de căldură; 4 - reactor termic; 5 - vană de descărcare automată; 6 - bazin de stocare nămol tratat rece; 7 - pompă; 8 - filtru presă; 9 - cazan pentru prepararea aburului

bacteriilor, reducerea conținutului de substanță organică, elimină necesitatea de reactivi chimici etc.

Elutrierea (spălarea) nămolului, împreună cu condiționarea chimică ocupă un loc important în cadrul tratării preliminare a nămolurilor. Elutrierea nămolului este un proces fizic de condiționare care asigură scăderea rezistenței specifice la filtrare prin eliminarea din nămolul fermentat sau brut mineral a coloizilor și a particulelor fin dispersate. Pe de altă parte, elutrierea reduce și alcalinitatea nămolului, necesară în special, când se prevede folosirea de reactivi pentru condiționarea nămolului (cazul vacuumfiltrelor).

Deoarece în procesul de fermentare anaerobă a nămolurilor organice, cantitatea de amoniac ce se formează, la care se adaugă acizi organici și bicarbonați conduc la o creștere a alcalinității de circa 60 ori față de nămolul brut, prin elutriere se reduce această alcalinitate și deci și necesarul de coagulant pentru condiționarea chimică.

Ca agent de elutriere se utilizează apa de râu, de rețea, din stația de epurare (după treapta biologică), iar din punct de vedere tehnologic această operație de desfășoară în bazin deschis care funcționează într-o treaptă, în două trepte sau în contra curent. Primele două scheme tehnologice au un caracter ciclic de funcționare (umplerea, spălarea, sedimentarea, golirea), procesul fiind intermitent. Aici nămolul împreună cu apa de spălare se amestecă, mecanic sau pneumatic, timp de 1,0 - 1,5 min, pentru a menține în suspensie masa de nămol, având grijă ca intensitatea de omogenizare să nu distrugă flocoanele naturale ce se formează. Important este ca să se respecte un anumit raport între nămol și apa de spălare, ceea ce presupune existența instalațiilor de măsurare a nămolurilor ce participă la proces. În acest context, o mare contribuție o au pompele de nămol, a căror caracteristici să acopere variațiile debitelor și concentrațiilor de nămol.

În instalațiile de elutriere în contracurent, procesul de spălare este continuu, apa circulând în contracurent cu nămolul; în ultimul bazin se introduce apa curată și se evacuează nămolul elutriat, iar în primul bazin se evacuează elutrientul, aici fiind introdus nămolul fermentat ce urmează a fi elutriat. Evacuarea nămolului din bazine trebuie făcută cu regularitate, evitându-se acumulările de nămol ce depășesc jumătate din înălțimea

bazinului. Comparativ cu tehnologia de funcționare intermitentă, la funcționarea în contracurent este nevoie de o cantitate mai mică de apă de spălare și o durată de reținere a nămolului de 2,0 - 2,5 ore, față de 4,0 ore la exploatarea intermitentă. La dimensionarea bazinelor se recomandă o încărcare maximă de 50 kgSU/m²-bazin-zi materii solide în suspensie uscate, sau 32,0 m³/m²-zi când se consideră debitul de nămol.

Raportul de elutriere se poate determina după criteriul rezistenței specifice la filtrare sau pe baza alcalinității inițiale și finale ale nămolului la care trebuie să ajungă după spălare, conform legii generale a diluției particularizate de Genter-1958. Ținând seama de alcalinitatea inițială a nămolului, alcalinitatea agentului de elutriere, de schema tehnologică aplicată etc, raportul de elutriere se poate determina cu ajutorul relațiilor:

- pentru elutrierea într-o singură treaptă:

$$N = \frac{D-E}{E-W} \quad (9.17)$$

- pentru elutrierea în n trepte:

$$N = \sqrt[n]{\frac{D-E}{E-W}} - 1 \quad (9.18)$$

- pentru elutrierea în contracurent:

$$N = \sqrt{\frac{D-E}{E-W} + 0,25} - 0,5 \quad (9.19)$$

în care:

N - raportul de elutriere care exprimă raportul volumetric între apa de spălare și apa de nămol;

D - alcalinitatea inițială a nămolului, în mg CaCO₃/dm³;

E - alcalinitatea finală a nămolului elutriat, în mg CaCO₃/dm³;

W - alcalinitatea apei de spălare, în mg CaCO₃/dm³;

n - numărul spălărilor.

Pentru raportul mari de elutriere, vor rezulta bazine cu capacități ridicate, iar apa de spălare la evacuare este încărcată cu amoniac și particule fine de nămol, ceea ce va conduce la supraîncărcarea stației de epurare.

Alte procedee de condiționare se referă la procedeul prin înghețare a nămolului care este similar cu condiționarea termică. La temperaturi scăzute, structura nămolului se modifică; iar la dezghețare cedează cu ușurință apa.

Condiționarea cu material inert trebuie analizată pentru anumite tipuri de nămol și surse de materiale inerte locale, fie pentru creșterea puterii calorice a nămolului (în cazul incinerării) fie pentru valorificarea nămolului în agricultură.

9.2.4. Deshidratarea nămolului

În mod obișnuit, nămolurile trebuie transportate cu vehicule la locul de valorificare sau de depozitare finală. Această operație nu este însă posibilă, deoarece nămolurile fermentate conțin mari cantități de apă, umiditatea lor ajungând la 95 - 97%. Această situație impune aplicarea unui proces de deshidratare chiar în stația de epurare; prin aceasta volumul lor se reduce considerabil și devin transportabile la uscat. În cazuri izolate se pot folosi iazuri de nămol, unde nămolul rămâne uneori pe loc, fără a mai fi necesar să fie transportat.

Deshidratarea se poate realiza prin următoarele procedee:

- naturale, de evaporare și drenare;
- artificiale, care pot fi mecanice și termice.

În funcție de gradul de reducere a umidității, deosebim următoarele metode de prelucrare a nămolurilor:

- deshidratarea naturală cu reducerea de umiditate la 75 - 80%;
- deshidratarea mecanică, până la 50 - 75%;
- deshidratarea termică (avansată), până la 20- 30%.

9.2.4.1. Deshidratarea naturală

Procedeele naturale sunt cele mai răspândite în prezent, deoarece simplitudinea de construcție, utilajul redus și munca, practic necalificată necesare în exploatare le fac accesibile în majoritatea stațiilor de epurare. În plus, procedeele naturale nu au nevoie de tratări preliminare, deci calitatea nămolului nu este alterată prin folosirea unor substanțe chimice, constituind un îngrășământ organic de bună calitate în agricultură.

Dezavantajul deshidratării naturale a nămolurilor, este legată de necesitatea existenței unor terenuri întinse și de dependența accentuată de condiții atmosferice, motiv pentru care acest procedeu devine neeconomic pentru localități mari, amplasate în zone geografice cu perioade mari de îngheț și cu precipitații abundente. În asemenea situații se recomandă deshidratarea mecanică cu filtre presă și filtre vacuum, cu un amendament în ceea ce privește prețul de cost al exploatării, care în afara necesității unui personal cu calificare superioară, include consumuri mari energetice.

Operația de deshidratare naturală se poate face în iazuri de nămol și pe platforme de uscare a nămolului.

Iazuri de nămol se aplează în depresiuni naturale sau în fostele cariere de nisip, de cărămidă etc, acolo unde condițiile locale oferă asemenea posibilități. Volumul acestora trebuie compartimentat în strânsă corelare cu cerințele de exploatare (fermentare, uscare, depozitare), astfel încât să se asigure o funcționare continuă. Deshidratarea nămolului sub apă, necesită ca și fermentarea deschisă, o perioadă îndelungată de stagnare, cu degajare de miros neplăcut și proliferarea insectelor. La câțiva ani o dată, iazurile trebuie golite de nămol și transportat la locurile de depozitare finală.

Platforme pentru uscarea nămolului sunt suprafețe de teren îndiguite în care se depozitează nămolul fermentat sau șlamuri industriale. Platformele se fac cu sau fără strat drenant în funcție de caracteristicile de permeabilitate ale solului și de poziția stratului acvifer. Dacă solul este permeabil și nu există pericolul infectării apei subterane, stratul de susținere a nămolului are rolul de a colecta (drena) apa de nămol. În caz contrar,

platformele se execută cu strat de susținere impermeabil (din beton cu îmbrăcăminte asfaltică).

Deshidratarea pe platforme se realizează datorită drenării și evaporării apei din nămol. Se are în vedere că nămolul fermentat evacuat din rezervoarele și bazinele de fermentare prezintă în compoziție și gaze care se află sub presiune. Când nămolul este evacuat în exterior, gazele respective precum și cele ce continuă să se degaje tind să se ridice la suprafață și o dată cu acestea se ridică și substanțele solide ce în mod normal au tendința contrară, de a se depune; astfel, se separă un strat de lichid relativ limpede care rămâne la fund și care poate fi ușor drenat. Drenarea începe să se producă din prima zi și se continuă 1 - 2 săptămâni, fiind corelată cu procesul de evaporare. Nămolul deshidratat (uscat) prezintă la suprafață fisuri sau crăpături care, în cazul unui nămol bine fermentat, sunt puține și înguste, nămolul nu miroase urât și nu atrage muștele, în timp ce un nămol insuficient fermentat (sau cu adaosuri chimice) prezintă crăpături largi, miroase urât și abundă în muște. După uscare nămolul este transportat la locul de depozitare finală sau direct la valorificare în agricultură.

Dimensiunile platformelor de uscare sunt alese în funcție de metoda adoptată pentru evacuarea nămolului deshidratat. Când evacuarea nămolului se face manual, lățimea patului nu trebuie să depășească 4,0 m (incărcarea dintr-o singură aruncătură de lopată, fără releu); când evacuarea se face cu mijloace mecanizate (benzi transportoare, excavatoare), lățimea ajunge până la 20 m.

Stratul de susținere drenant se execută din zgură, pietriș sau piatră spartă cu o grosime de 0,2 - 0,3 m (stratul de fund), peste care se așează un strat de nisip și pietriș mai fin, cu o grosime de 0,2 - 0,6 m. În stratul de fund se îngroapă tuburile de drenaj pentru colectarea apei de nămol. În locul stratului de nisip se poate turna un strat de beton de 0,15 m grosime cu interspații pentru colectarea apei. Platformele mai pot fi executate cu îmbrăcămintă impermeabilă, din beton acoperite cu un strat de asfalt, scurgerea apei făcându-se prin rigole acoperite cu plăci cu goluri.

Grosimea stratului de nămol ce se trimite pe paturi depinde de caracteristicile materialului și de climatul zonei respective. În general, o

înălțime de 0,20 m este recomandabilă pentru o climă temperată. Transportul nămolului spre platforme se face prin tuburi de oțel sau din azbociment, cu o viteză de 0,75 - 1,0 m/s. Diametrul minim fiind de 150 mm pentru cantități reduse de nămol, transportul se face prin jgheaburi cu secțiunea semicirculară. Din jgheaburi sau conducte de aducțiune a nămolului se ramifică o rețea de conducte de distribuție montate pe coronamentul digurilor, prevăzute cu vane de descărcare a nămolului pe paturi, în aceste locuri fiind montate plăci de beton (1,0 x 1,0 x 0,2) deasupra stratului de nisip care are drept scop protejarea stratului drenant. În apropierea platformelor se prevede o sursă de apă pentru spălarea periodică a jgheaburilor și a conductelor.

În figura 9.25 se arată o platformă compartimentată cu garduri prefabricate din beton armat.

Dimensionarea platformelor de nămol depinde de numeroși factori, dintre care se menționează natura și cantitatea nămolului, condițiile climatice etc. O pondere deosebită în determinarea suprafeței platformei de uscare o are timpul de deshidratare a cărei valoare depinde de grosimea stratului de nămol, care, așa cum s-a arătat, în zone cu climă temperată este de 0,20 m. În general, în climat temperat, durata de deshidratare este cuprinsă între 40 și 100 zile, ceea ce înseamnă că, în total, se poate conta pe o grosime de nămol ce se răspândește pe platformă de 1,5 - 2 m/an, respectiv o productivitate de 80 - 100 kgSU/m²-an.

Similitudinea dintre drenarea apei pe platforme și filtrabilitatea nămolului, a permis stabilirea unor relații pentru determinarea duratei de drenare a apei, relații ce s-au verificat cu datele experimentale, adică:

$$t_d = \frac{\eta \cdot R \cdot h^2 \cdot \rho_n (100 - W_f)(W_i - W_f)}{172,8 \cdot P(100 - W_f)} \quad (9.20)$$

unde:

t_d - timpul de drenare, în zile;

η - viscozitatea dinamică a nămolului, în g/cm·s;

circa 20 loc/m² platformă, iar pentru nămolul fermentat după epurarea mecanică și biologică, această încărcare variază între 6 și 11 loc/m².

- După încărcarea anuală o platformă de uscare, în m³/m²-an stabilită în funcție de soluția constructivă a stratului de susținere (tabelul 9.7).

Tabelul 9.7

Natura nămolului	Încărc. specif. a platformei m ³ /m ² -an	
	fără drenaj	cu drenaj
Nămol din decant. primare	1,0	1,5
Nămol ferment. în dec. cu etaj	1,5	2,0
Nămol ferm. în metantancuri	2,5	3,5

Suprafața utilă a platformei, în m², se calculează cu relația:

$$A_u = \frac{V}{l_a} \quad (9.21)$$

în care:

V - volumul nămolului ce urmează a fi supus deshidratării naturale pe platforme, în m³/an;

l_a - încărcarea anuală a platformei, în m³/m²-an.

Relația (9.21) poate fi adoptată corespunzător primei metode de calcul (după încărcarea cu materie solidă uscată), sau metodei a doua (după numărul de locuitori). Suprafața totală a platformelor de uscare rezultă prin majorarea celei utile, cu suprafața ocupată de diguri sau de garduri, precum și cu suprafața pe care se amplasează instalațiile aferente; pentru calcule estimative, aceste sporuri se pot lua de 30 - 50% la diguri și de 5 - 10% la garduri.

Numărul de platforme, care trebuie să fie minim trei, rezultă din raportul:

$$n = \frac{A_u}{A_1} \quad (9.22)$$

în care A₁ reprezintă suprafața utilă a unei parcele, în m², care se impune în funcție de relieful terenului, astfel încât să se compenseze lucrările de terasamente (lungimea mai mică de 50 m) și de asigurare a intrării directe a utilajelor de încărcare și transport (lățimea sub 20 m).

Înălțimea digurilor sau a gardurilor prefabricate, nu trebuie să fie mai mare de 1,0 m; din condiția de exploatare pe timp de iarnă, înălțimea se calculează cu relația:

$$h_d = \frac{0,75 \cdot V_i}{0,80 \cdot A_u} + h_0 \quad (9.23)$$

în care:

V_i - reprezintă volumul nămolului trimis pe platformele de uscare în perioada de îngheț, în m³ (durata înghețului este egală cu numărul zilelor cu temperatura medie sub -10°C, care în condițiile țării noastre se consideră 90 zile;

0,75 și 0,80 - coeficienți care țin seama că în timpul înghețului volumul depunerilor acumulate se reduce cu 25% și că nămolul se repartizează pe maximum 80% din suprafața utilă, restul suprafeței fiind rezervată pentru introducerea depunerilor în anotimpul călduros;

h₀ - înălțimea stratului de zăpadă ce acoperă nămolul de pe platformă (se estimează 0,10 m).

În ceea ce privește drenajul, acesta se execută în stratul de susținere sub forma unor tuburi cu diametrul interior de 75 mm, montate cu pantă de 0,002 în axul platformei. Drenajul se continuă în afara platformei, legându-se prin camere cu stația de epurare. Pentru reducerea suprafețelor de teren ocupate cu platforme de uscare a nămolului, în prezent se experimentează soluția cu drenuri verticale care prezintă o capacitate de drenare mult mai mare față de cele orizontale, situație ce permite adoptarea de încărcări 0,8 - 1,0 m (a unui strat), deci de 3 - 5 ori mai mari.

9.2.4.2. Deshidratarea mecanică

În tehnologia de prelucrare a nămolurilor capătă aplicabilitate, în special pentru stații de epurare ce deservește peste 100.000 locuitori, procedeele de deshidratare mecanice (statice și dinamice), în locul celor naturale, deoarece necesită spații reduse și nu suferă influența factorilor climatici.

Alegerea unuia din procedeele de deshidratare mecanică necesită studii prealabile de laborator privind filtrabilitatea nămolurilor și în final precizarea utilajului optim impus de specificul nămolurilor. Procedeele se bazează pe constatarea că supunând nămolul la diferite acțiuni mecanice de compresie sau de depresiune, este îndepărtată, în mare măsură, apa liberă existentă între particulele solide; pentru a se reduce în plus apa legată coloidal și capilar trebuie să se acționeze asupra schimbării structurii nămolului, nămolul trebuie supus unei tratări prealabile - coagulare, elutriere etc.

Vacuum filtre. Filtrarea prin subpresiune (sub vid) constituie în prezent procedeul tehnic cel mai larg utilizat pentru drenajul artificial al apei. Forma constructivă a vacuum - filtrelor poate fi sub formă de disc, taler sau tambur, ultimele fiind cele mai des folosite pentru deshidratarea nămolurilor provenite din epurarea apelor uzate. Acestea pot fi cu sau fără celule, cu suprafață filtrantă exterioară sau interioară. Când tamburul filtrului este împărțit în celule, acestea sunt izolate între ele. Un filtru cu tambur (fig. 9.26) constă dintr-un cilindru îmbrăcat cu o pânză filtrantă metalică sau din țesătură de material sintetic. Tamburul se rotește încet, cu o viteză medie de 1 rot/min, acesta intrând $1/5 - 1/4$ din diametrul rezervorului în rezervorul care este adus nămolul; în acest rezervor nămolul este permanent agitat pentru a fi menținut în stare de suspensie, viteza agitatorului fiind de 10 - 15 rot/min. În camerele ce intră în rezervorul de nămol se produce un vacuum de 300 - 700 mm Hg care conduce la formarea unui strat (turtă) de nămol de 3 - 10 mm grosime.

Vacuumul continuă și după ce cilindru a ieșit din cuva de nămol.

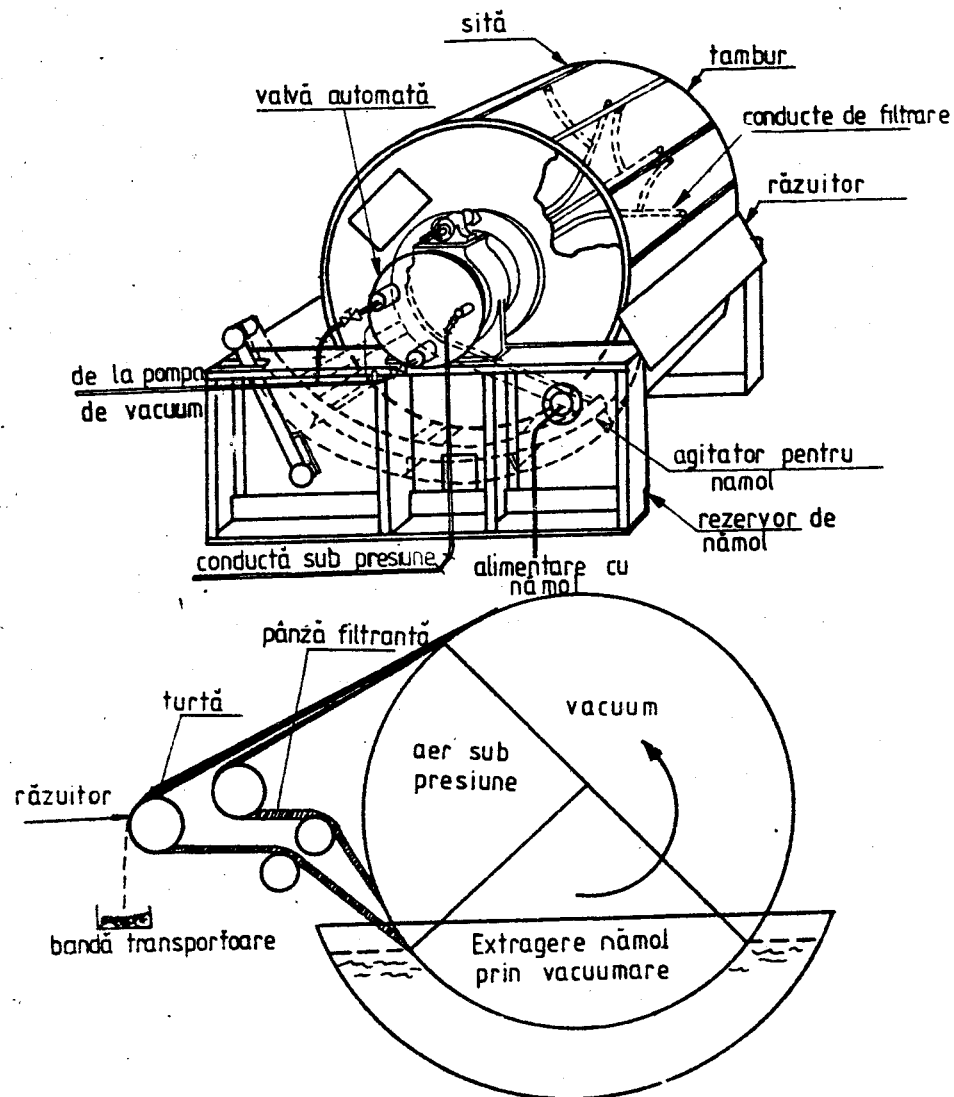


Figura 9.26. Vacuum filtru tip tambur.

provocând absorbirea și deshidratarea nămolului. Când compartimentele pe care s-a prins nămolul au ajuns spre finele unei curse a tamburului, în ele

se introduce aer sub presiune (1,0 - 2,0 bar) care provoacă desprinderea apei: aceasta este îndepărtată prin trecerea peste un răzuitor. Apa absorbită prin cilindru este trimisă în stația de epurare. Transportul la exterior, a turtei desprinse, se face cu o bandă transportoare.

Turtele de nămol rezultate de la filtrarea nămolului fermentat sunt fără miros: cele obținute în urma filtrării nămolului proaspăt produc miros neplăcut, de aceea trebuie tratate suplimentar.

În schema din figura 9.27 se arată că după descărcarea turtei, pâza filtrantă se spală cu un jet de apă sub presiune, înlăturându-se astfel pericolul colmatării. Nămolul adus în cuva de alimentare este în prealabil tratat cu clorură de fier la care se adaugă și lapte de var, dozele fiind stabilite pe baza testelor efectuate în laborator.

Pentru acționarea vacuum - filtrelor se consideră necesară o putere de circa $1,0 \text{ kW/m}^2$ de suprafață de filtrare; puterea pompelor de vacuum se stabilește considerând un necesar de aer comprimat de circa $10,0 \text{ m}^3/\text{min}$. pe 1 m^2 suprafață. Energia totală consumată de filtrele vacuum se apreciază la $0,0 \text{ kWh/m}^3$ de nămol filtrat.

Pentru determinarea suprafeței de filtrare necesară la o funcționare zilnică de 16 ore (în două schimburi), se utilizează relația (Jorgensen - 1979):

$$A = \frac{10 \cdot Q \cdot \rho_n (100 - W_i)}{16 \cdot L_t} \quad (9.24)$$

în care:

A - suprafața de filtrare necesară, în m^2 ;

Q - debitul de nămol, în m^3/zi ;

ρ_n - densitatea nămolului, în kg/m^3 ;

W_i - umiditatea inițială a nămolului, în %;

L_t - productivitatea (încărcarea) vacuum-filtrului, în $\text{kgSU/m}^2 \cdot \text{h}$.

Productivitatea vacuum-filtrului se poate stabili pe baza determinărilor de laborator - rezistența specifică la filtrare și coeficientul de

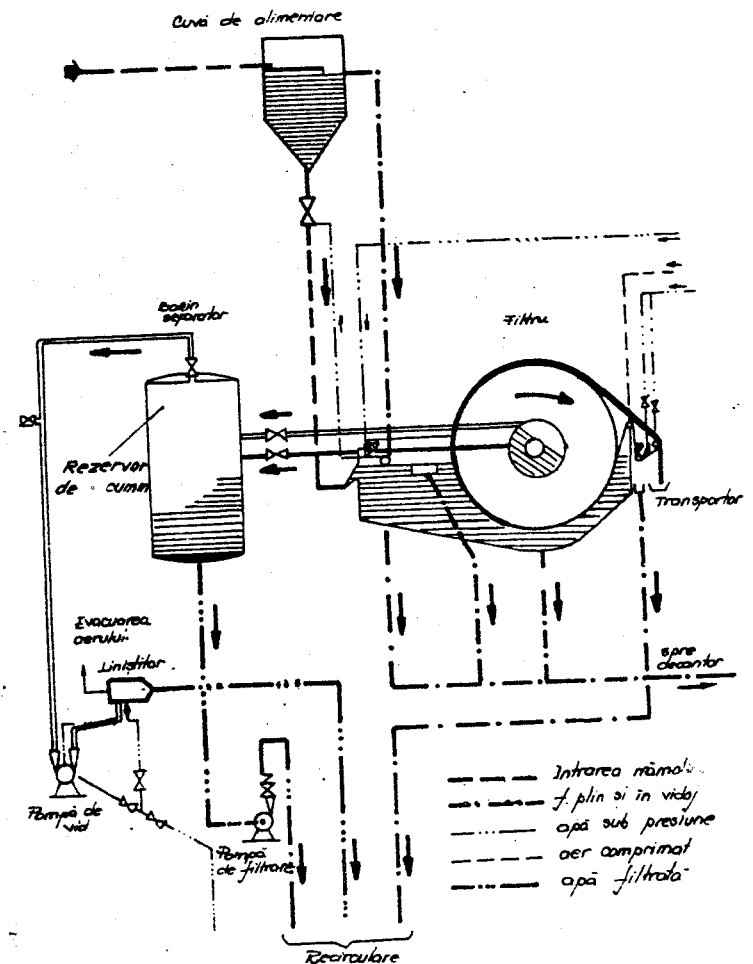


Figura 9.27. Schema de funcționare a unui filtru rotativ sub vid

compresibilitate - sau pe baza încercărilor în stația pilot, folosind următoarea relația:

$$L_1 = 0,25 \cdot K \cdot \sqrt{\frac{P \cdot m \cdot \rho_f (100 - W_i)(100 - W_f)}{\eta \cdot R \cdot M \cdot (W_i - W_f)}} \quad (9.25)$$

în care:

K - factor de corecție privind datele experimentale (0,75);

P - presiunea de lucru, în mmHg;

ρ_f - densitatea filtrului, în g/cm³;

W_i, W_f - umiditatea inițială, respectiv finală a nămolului, în %;

η - viscozitatea dinamică a filtrantului, în c.p.

$R = r \cdot 10^{-10}$, rezistența specifică convențională la filtrare a nămolului, în cm/g;

M - durata unei rotații a tamburului, în min;

m - fracțiunea de imersie a tamburului, în % (15 - 40%).

În calculele estimative se poate admite că productivitatea vacuum-filtrelor la deshidratarea nămolului activ și fermentat este de 5 - 10 kgSU/m²·h. pentru nămol amestecat și fermentat de 20 - 25 kgSU/m²·h și de circa 30 kgSU/m²·h pentru nămol primar fermentat.

La alegerea acestui procedeu de deshidratare se va avea în vedere și neajunsurile cauzate de degradarea relativ rapidă a pânzelor filtrante, umiditatea destul de ridicată a turtei (70 - 80%) și consum de energie ridicat (mai mare decât la filtrele presă).

Filtrele presă. Deshidratarea nămolului pe cale artificială în instalații de filtrare sub presiune a fost aplicată în urmă cu 80 ani, constituind primul procedeu de mare productivitate folosit în stațiile de epurare. Caracteristica principală a acestor filtre este concentrarea unei mari suprafețe de filtrare într-un echipament de dimensiuni reduse. Deși realizează turte de nămol a căror umiditate este redusă, chiar sub 40%, procedeul nu a cunoscut o largă aplicabilitate deoarece este neeconomic din cauza consumului mare de coagulanți (6 - 10% - de obicei var - în comparație cu 2,5 - 7% la filtre vacuum), la care se adaugă viteze de filtrare mult mai mici decât în cazul vacuum - filtrelor.

Filtrele presă pot fi adaptate pentru o gamă largă de suspensii, existând mai multe variante constructive diferențiate de forma și modul de funcționare a elementelor filtrante. În aceste instalații, nămolul îngroșat sau condiționat, este pompat cu pompe speciale în camerele filtrului formate din cadre metalice pătrate sau circulare pe care se așează țesătura filtrantă și prin care se filtrează nămolul. În funcție de grosimea turtelor (2 - 5 cm), caracteristicile nămolului și durata ciclului, presiunile necesare variază între 6,0 și 8,0 bar.

Durata de deshidratare a nămolurilor pe filtre-presă se calculează pe baza a două componente esențiale: timpul de deshidratare propriu-zis sau timpul de presare și durata de încărcare și descărcare a filtrului sau timpul auxiliar. Timpul de deshidratare propriu-zis variază între 1,0 și 6,0 ore, depinzând de caracteristicile nămolului, de gradul de condiționare, presiunea de lucru etc. Timpul auxiliar poate fi egal cu timpul de presare în cazul filtrelor cu încărcare și descărcare manuală, sau mai redus, 10 - 15 min, la instalațiile moderne, automatizate. După trecerea timpului de presare, ramele camerelor se desfac, iar turtele cad pe o bandă transportoare, în timp ce apa din nămol rezultată în timpul filtrării este reintrodusă în stația de epurare.

Parametrul principal de dimensionare a filtrului presă este durata de presare, în ore, care se poate determina pe baza caracteristicilor nămolului și a parametrilor constructivi ai instalației, folosind relația:

$$t_p = \frac{142 \cdot \eta \cdot R \cdot d^2 \cdot \rho_n (100 - W_f)(W_i - W_f)}{10^4 \cdot P(100 - W_i)} \quad (9.26)$$

în care:

η - viscozitatea dinamică a filtrului, în c.p.;

$R = r \cdot 10^{-10}$, rezistența specifică convențională la filtrare a nămolului, în cm/g;

d - distanța între plăci, în cm;

ρ_n - densitatea nămolului, în g/cm³;

W_i, W_f - umiditatea inițială, respectiv finală a nămolului, în %;

P - presiunea de lucru, în bar.

Caracteristicile nămolurilor se referă la rezistența specifică la filtrare care trebuie să aibă valori sub $50 \cdot 10^{10}$ cm/g (R mai mic de 50 cm/g) și coeficientul de compresibilitate $s > 1.0$.

La proiectare se va ține seama de principalele avantaje ale filtrelor - presă: capacitate mare de filtrare, consum redus de energie (3,0 kWh/m³-nămol), umiditate scăzută a turtelor etc, dar și de dezavantajele legate de consum mare de material filtrant, consum ridicat de reactivi pentru condiționare, consum mare de manoperă etc.

Centrifugarea. Deshidratarea prin centrifugare poate fi definită ca o separare accelerată sub influența unui câmp centrifugal, mai mare de obicei ori decât forța gravitațională. În centrifugă, viteza de sedimentare nu este constantă, din cauza variației câmpului, a cărui intensitate crește la centru. Particulele mai grele sunt aruncate mai departe, astfel încât pe perete se concentrează particulele de nămol alcătuind turtelile, iar în centrul camerei rămâne apa (centratul) care se evacuează. Turtele se răzuiesc de pe pereti în perioada de întrerupere a centrifugării. Operațiile de umplere, de centrifugare, de răzuire și de îndepărtare a turtelor se conduc automat. Deshidratarea centrifugală este influențată și de o serie de parametri ai echipamentului, parametri constructivi ce trebuie aleși în funcție de scopul urmărit. Tendința actuală se manifestă către utilizarea centrifugelor cu rotor compact și funcționare continuă. Aceste echipamente se pot grupa în trei categorii, cu domenii specifice de aplicare, astfel:

- centrifuge cu rotor conic, care produc o bună deshidratare și centrat limpede, dar nesdecvate pentru solide fine;

- centrifuge cu rotor cilindric, care produc, în general, în centrat limpede;

- centrifuge cu rotor cilindro-conic, care produc și turtelile bine deshidratate și centrat limpede.

Practica actuală indică, pentru nămoluri rezultate din spurarea apelor uzate, centrifuge cu rotor cilindro-conic cu raport între lungime și diametru de 0,5 și 2 sau chiar de 3, cu un unghi de înclinare relativ scăzut la partea conică. Pentru rezultate bune, grad înalt de recuperare a solidelor din nămol

(centrat limpede) se poate acționa prin creșterea debitului de alimentare, creșterea consistenței nămolului, creșterea temperaturii și creșterea dozei de coagulant.

Eficiența procesului se exprimă în funcție de gradul de eliminare a substanțelor solide din nămol și se calculează cu relația:

$$E = \frac{S_t(S_t - S_c)}{S_i(S_t - S_c)} \cdot 100 \quad (9.27)$$

în care:

E - randamentul de recuperare, în %;

S_t - conținutul de solide în turtă, în %;

S_i - conținutul de solide inițiale în nămol, în %;

S_c - conținutul de solide în centrat, în %.

Randamentul de recuperare atinge valori de peste 90%, iar umiditatea turtelor este variabilă în funcție de proveniența nămolului și gradul de condiționare. Cercetările recente efectuate cu o serie de centrifuge românești de tip cilindro-conice, folosind nămoluri brute și fermentate condiționate în prealabil cu polielectroliți cationici, au pus în evidență un randament de recuperare de 87 - 97,7%, turtelile cu umiditatea între 37 și 42%, iar conținutul de suspensii în centrat a fost de 200 - 700 mg/dm³.

Deshidratarea mecanică pe filtru presă cu bandă. Acesta este un echipament construit și introdus recent pentru deshidratarea nămolului și constă dintr-o bandă transportoare pe care se așează nămolul ce urmează a fi deshidratat, presiunea de lucru fiind realizată prin ajustarea corespunzătoare a roților finale (figura 9.28).

Parametrii de exploatare care influențează performanțele echipamentului sunt: debitul de nămol, viteza bandei, presiunea și debitul apei de spălare. Debitul de alimentare variază între 1,5 și 7,0 m³/h-m bandă. Viteza bandei poate fi de 0,01 m/s și poate ajunge la 0,10 m/s. Limita inferioară conduce la nămoluri bine deshidratate, în schimb nu este economică din punct de vedere a randamentului de lucru; limita superioară

a vitezei permite o productivitate mai mare, în schimb rezultă nămoluri cu umiditate mare. Spălarea utilajului se face cu efluentul stației de epurare, mărimea debitului fiind de 50 - 100% din debitul de nămol, la o presiune de

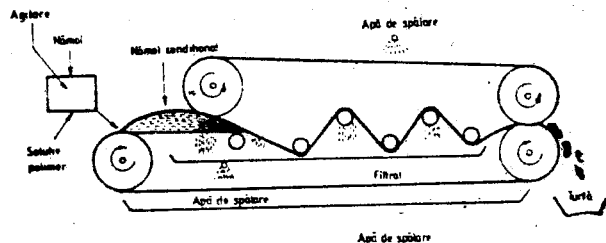


Figura 9.28. Filtru-presă cu bandă

4 - 6 bar. Consumul de energie este redus comparativ cu a procedeelelor indicate anterior, acest consum fiind de 0,5 - 1,0 kWh/m³ de nămol prelucrat. Fiind un procedeu nou în țara noastră, se prezintă în tabelul 9.8 performanțele acestui filtru cu bandă, conform datelor din literatura de specialitate europeană

Tabelul 9.8

Tipul de nămol	Conc. solide în alimentare	Solide în turtă	Doză de condiționare
	%	%	kg/t
Nămol primar brut	3 - 10	25 - 14	0,6 - 4,5
Năm. activ proaspăt	0,5 - 4	12 - 32	1,0 - 6,0
Amestec nămol primar+nămol activ	3 - 6	20 - 35	0,6 - 5,0
Năm. ferment. aerob	1 - 8	12 - 20	0,8 - 5,0
Năm. ferm. anaerob	3 - 9	18 - 34	1,5 - 4,5
Năm. condiț. termic	4 - 6	38 - 50	-

Datele din tabelul 9.8 indică că acest procedeu permite obținerea de turtă cu umiditate mult mai redusă față de celelalte procedee mecanice cu

costuri mici de exploatare, motiv pentru care se va extinde în viitor la echiparea stațiilor de epurare.

9.2.4.3. Deshidratarea avansată

Deshidratarea avansată a nămolurilor, cu reducerea componentei organice, se realizează prin procedee termice de prelucrare. În acest mod, în marile stații de epurare unde volumele de nămol sunt importante se asigură condiții de a manevra ușor nămolurile deshidratate, independent de condițiile atmosferice. Metodele frecvente aplicate la deshidratarea avansată a nămolurilor sunt: uscare termică și incinerarea.

Uscarea asigură deshidratarea nămolului, prin evaporarea forțată a apei, până la o umiditate de 10 - 15%, în instalații speciale și cu aport de energie exterioară. S-a calculat că pentru uscarea unui nămol cu umiditatea de circa 80%, până la umiditatea de circa 10%, sunt necesare circa 4.500 kcal/kg substanță uscată. Pentru reducerea necesarului de căldură se recomandă deshidratarea prealabilă a nămolului, de aceea deshidratarea termică este asociată cu aceea prin procedee mecanice. De asemenea, se recomandă preîncălzirea aerului admis în sistem și recuperarea căldurii reziduale.

Deși procedeu este costisitor și puțin aplicat, are totuși o serie de avantaje legate, mai ales, de valorificarea agricolă a nămolului, produce nămol steril, necesită suprafețe de depozitare mici, nu este influențat de prezența substanțelor toxice sau inhibitoare etc. Deoarece bilanțul termic este defavorabil, acest procedeu se va justifica economic numai în cazul recuperării unei părți de căldură. Pentru calculul necesarului de căldură ce trebuie furnizată sistemului, trebuie să se țină seama, în principal, de necesarul pentru evaporarea apei de nămol, preîncălzirea materialului, dezodorizarea gazelor rezultate etc. Principalele tipuri de instalații utilizate pentru uscarea termică a nămolului sunt: uscătoare cu vetre etajate, uscătoare rotative și uscătoare prin atomizare. Uscarea nămolului poate avea loc prin sisteme directe când nămolul vine în contact direct cu gazele fierbinți din instalație, sau prin sisteme indirecte, uscarea având loc pe suprafețe încălzite cu diferiți agenți termici (abur, apă fierbinte etc). Primul sistem este cel mai economic din punct de vedere energetic.

Incinerarea nămolului conduce la oxidarea completă a materiei organice, produsele finale fiind apa, bioxidul de carbon, dioxidul de sulf și cenușa (material inert). Acest procedeu se va aplica în cazul când nămolurile rezultate din epurarea apelor care conțin compuși organici și/sau anorganici toxici ce nu permit valorificarea agricolă, depozitarea pe sol sau aplicarea procedeelor de recuperare a substanțelor utile.

O condiție a folosirii incinerării este ca nămolul să aibă o umiditate scăzută (aplicarea reducerii prealabile a umidității) și o putere calorică suficientă, iar cantitatea de cenușă să fie cât mai mică. Puterea calorică a nămolului depinde, în special, de cantitatea substanțelor solide organice din compoziția sa. Din acest punct de vedere, nămolurile proaspete conțin mai multă substanță organică uscată față de nămolurile fermentate, motiv pentru care se recomandă evitarea stabilizării aerobe sau anaerobe a nămolurilor.

Prelucrarea nămolului înainte de incinerare, trebuie să conducă la autocombustie, deci fără aport exterior de căldură. Pentru atingerea acestui scop, nămolurile brute și fermentate a căror putere calorică este de 2.000 - 4.000 kcal/kgSU trebuie să fie tratate prin reducerea umidității sub 50 - 70%. Dacă umiditatea este mare, sau dacă temperatura de combustie trebuie să fie mai mare de 750°C, pentru a evita degajarea mirosurilor neplăcute apare necesitatea combustibilului suplimentar. Incinerarea nămolului semi plastic, cu o putere calorică mică și conținut ridicat de apă impune echipament special, pentru a menține un raport adecvat suprafață/volum în timpul combustiei.

Toate instalațiile de incinerare trebuie echipate cu instalații de spălare sau filtrare a gazelor de ardere, până la obținerea unui conținut de cenușă la evacuare de 150 - 200 g/m³ nămol.

Tehnica incinerării nămolurilor este într-o dezvoltare rapidă, realizându-se diferite procedee și instalații în acest scop. Ca procedee de bază, incinerarea se realizează în cuptoare rotative, cuptoare cu vetre multiple și ardere în strat (pat) fluidizat.

Cuptorul rotativ constă dintr-un cilindru căptușit cu material refractar, cu axul puțin înclinat în sus față de orizontală. Nămolul este injectat la capătul amonte și, în timp ce este ars, este transportat la cealaltă extremitate, prin mișcarea de rotație a cilindrului. Pentru a obține o

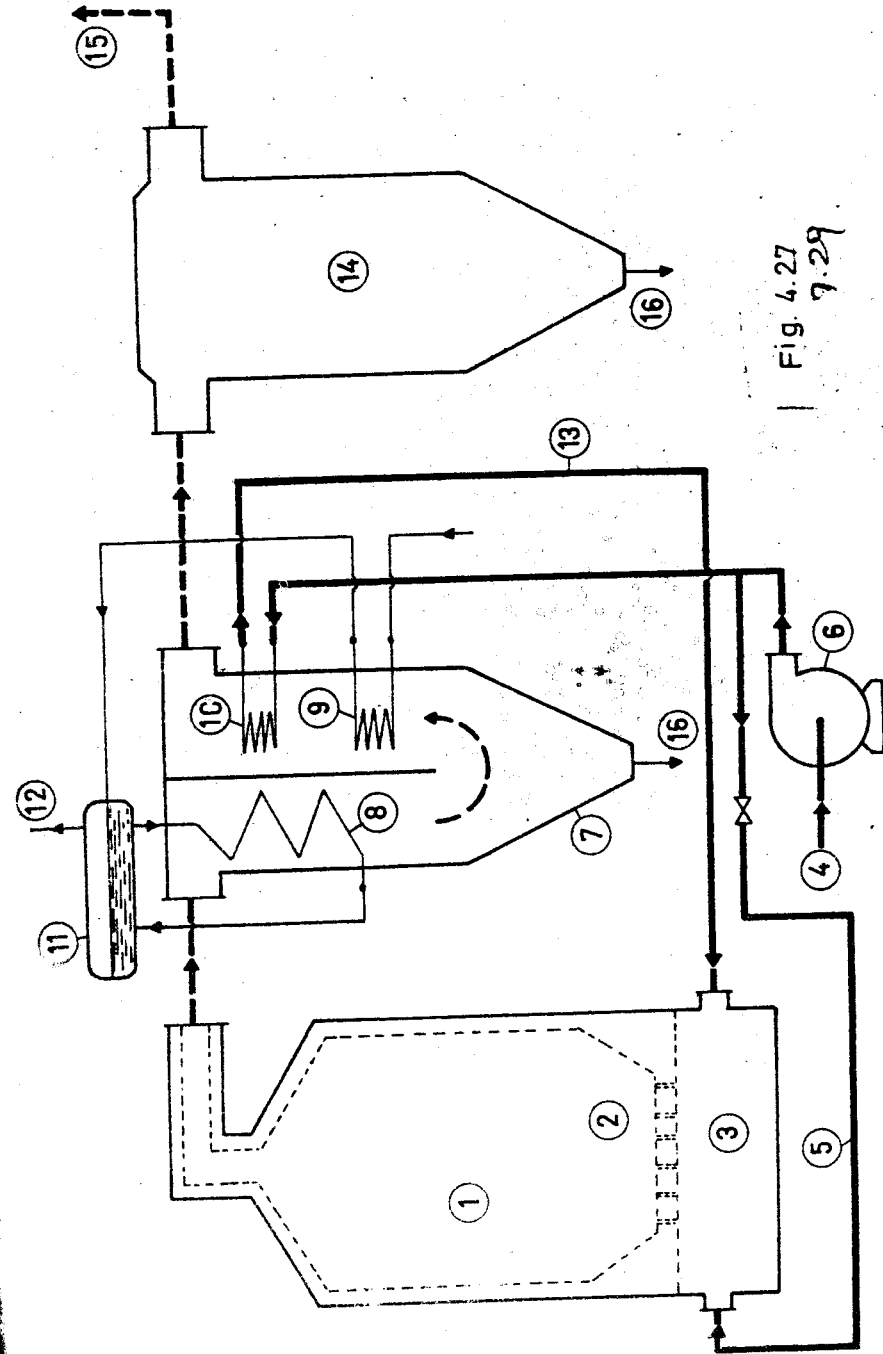


Fig. 4.27

7.29

Figura 9.29. Schema tehnologică a arderii pe pat fluidizat a nămolului, tip DORR - OLIVER

1 - cuptor cu pat fluidizat; 2 - stratul de nisip cuarțos; 3 - compartiment de suflat aer; 4 - aer rece aspirat; 5 - conductă aer rece; 6 - suflantă; 7 - schimbător de căldură; 8 - evaporator; 9 - cazan cald; 10 - încălzitor de aer; 11 - separator de gaze; 12 - filtru pentru gazele de ardere; 13 - cazan cald; 14 - cazan rece; 15 - separator de gaze; 16 - separator de cenușă recuperată.

suprafață de contact suficient de mare, se recomandă fărâmitarea turtelor de nămol înainte de alimentare.

Cuptorul cu vetre multiple se compune dintr-un cilindru vertical, din oțel căptușit cu cărămidă refractară și un ax central care se rotește cu 1,0 rot/min și pe care se montează brațele de agitare. În acest tip de instalații se creează trei zone de combustie: zona de uscare, zona de combustie și zona de răcire. Nămolul este introdus pe la partea superioară și coboară la partea inferioară datorită brațelor de agitare, care asigură și repartizarea pe vetre, pentru a se obține o suprafață de contact cât mai mare. Aerul necesar combustiei este introdus la partea inferioară; aerul rece este preîncălzit în preîncălzitor unde cenușa caldă evacuată transferă căldura aerului.

Cuptorul cu pat fluidizat constă dintr-un cilindru vertical, echipat cu dispozitive de injecție a aerului la partea inferioară și un suport pentru susținerea stratului de nisip fin care este fluidizat cu ajutorul aerului insuflat. Nămolul se introduce la partea superioară. Instalația cuprinde următoarele faze: pregătirea nămolului (reținerea corpurilor groșiere, mărunțirea sub 10 mm, deshidratarea mecanică) și combustia propriu-zisă a materialului la temperatura de 600 - 800°C. Apa din nămol se evaporă, în timp ce substanța combustibilă se gazeifică și arde, cu adaos, uneori, de combustibil convențional. Energia necesară unui astfel de proces este de circa 260 kWh/t material solid. Procedul arderii nămolului pe pat fluidizat este cunoscut și sub denumirea de procedul "Fluo-Solid". În figura 9.29 este prezentată schema tehnologică a arderii pe pat fluidizat a nămolurilor tip DORR-OLIVER (SUA) care prezintă următoarele caracteristici: patul fluidizat este format din nisip cuarțos cu 1,0 - 1,5 mm diametru; rezerva de căldură acumulată este de 143.000 kcal/m³; la un exces de 20% aer se furnizează tot oxigenul necesar oxidării

9.3. Valorificarea și evacuarea finală

Valorificarea nămolurilor nu constituie un scop în epurarea apelor uzate urbane; ea trebuie considerată numai ca fiind un mijloc de îndepărtare rațională a substanțelor nocive din apele uzate.

Nămolul din stațiile de epurare urbane conține, în afară de gazele de fermentare, unele substanțe care pot fi valorificate. Unele dintre acestea, cum sunt substanțele hrănitoare pentru sol și plante și-au găsit o largă utilizare. În schimb, recuperarea de metale și de alte substanțe utile se aplică în special la nămolurile provenite din apele uzate industriale.

Valorificarea fertilizatoare a nămolului variază în funcție de procesul de tratare a acestuia, deși valoarea lui ca îngrășământ este destul de redusă. Astfel, pentru nămolul proaspăt proporțiile între N:K:P sunt de 1:0,5:0,11, iar pentru nămolul fermentat sunt de 1:0,67:0,22, acestea fiind în general nesatisfăcătoare în comparație cu cele necesare solului. În plus, nămolul furnizează solului substanțe organice și microelemente (Fe, Mn, Zn, Cu, Mo etc). În același timp, el poate conține și o serie de elemente și substanțe nedorite, care, depășind o anumită concentrație pot deveni dăunătoare atât pentru sol și plante, cât și pentru apele de suprafață și subterane. În această categorie intră metalele toxice, microorganismele patogene și compușii organici persistenți.

Azotul total conținut în nămolul proaspăt este de 4,5% în greutate uscată și de 1,13% în nămolul fermentat, el fiind esențial pentru dezvoltarea frunzelor și tulpinelor plantelor. Fosforul sub forma de acid fosforic (P₂O₅) acționează asupra creșterii rădăcinilor plantelor, fiind 2,25% în nămolul proaspăt și de 0,75% în nămolul fermentat. Potasiul sub formă de oxid de potasiu (K₂O) ajută la formarea clorofilei, iar conținutul lui în nămol proaspăt este de 0,5% și de 0,25% în nămolul fermentat, exprimate în greutate uscată față de cea a nămolului proaspăt (Roediger - 1982). Substanțele organice din nămol participă la formarea humusului cu consecințe favorabile privind capacitatea solului de a reține apa, de a rezista la eroziune și de a constitui un substrat pentru bacterii.

Analizând valorile substanțelor fertilizante din nămolul proaspăt și cel fermentat, rezultă că nămolul fermentat conține cu 40 - 50% mai puține substanțe decât nămolul proaspăt, însă prezintă alte avantaje în comparație cu nămolul proaspăt. Folosirea nămolului în agricultură se face sub formă de nămol lichid proaspăt, nămolul lichid stabilizat aerob, nămol lichid pasteurizat, nămol deshidratat, nămol compostat, nămol uscat (granule sau pulbere) etc, în toate cazurile fiind obligatoriu a respecta normele și

restricțiile ecologice recomandate de agențiile de protecția mediului. De asemenea, în aceste reglementări și norme sunt specificate și limite pentru metale toxice, fie în nămolul utilizat ca fertilizant, fie în sol, după amestec cu nămol.

Pentru eliminarea pericolului de infectare a solului, a culturilor, apelor tratate etc, cu germeni patogeni, ouă de paraziți etc, trebuie luate o serie de măsuri de diminuare a potențialului infecțios. Cercetările efectuate pe diferite tipuri de nămol pun în evidență faptul că fermentarea anaerobă și stabilizarea aerobă conduc și la diminuarea potențialului patogen al nămolurilor, dar nu suficient pentru a permite utilizarea lor fără risc pentru mediul înconjurător. În acest scop, igieniștii consideră necesară o tratare suplimentară a nămolului (lichid sau deshidratat) în vederea dezinfecției lui recomandând pasteurizarea, iradierea, tratare cu agenți chimici la pH limită (2 sau 12), compostarea etc.

Pasteurizarea constă în încălzirea nămolului la 80 - 90°C câteva minute, înainte sau după fermentare, utilizând vapori de apă caldă sau arzătoare imersate. Procesul depinde de durata de contact și de temperatură, acești doi parametri fiind într-o perfectă corelație. Un alt procedeu de dezinfecție termică îl reprezintă și scarea nămolului.

Dezinfecția nămolului prin iradiere cu Co-60 a făcut la început obiectul unor experimentări de laborator și mai apoi a fost încercată într-o instalație existentă care constă dintr-un reactor (cu sursă de radiație) și un sistem automat care transportă nămolul pentru a fi supus tratării. Pentru protecția mediului și a personalului de exploatare, iradierea se face într-un tunel subteran cu lungime de 7,0 m, acoperit cu dale din beton masiv. Cercetările au confirmat distrugerea practică a tuturor germenilor patogeni și paraziților prin iradiere cu Co - 60 sau Ce - 137. Costul tratării depinde, în mare măsură, de prețul sursei de iradiere. Din acest motiv, procedeul devine nerentabil dacă nu se dispune de izotopi radioactivi în cantitate suficientă și la preț redus.

O altă metodă de dezinfecție a nămolului este tratarea cu var în cantități care să asigure pH=12. Nici un alt material special nu este necesar pentru acest procedeu.

Compostarea constituie un procedeu de mineralizare a materiei organice conținute în nămol cu ajutorul microorganismelor, realizându-se în final un material inofensiv, cu volum și greutate reduse, ce poate fi utilizat fără dificultăți, din punct de vedere igienic, ca îngrășământ agricol. Nămolul se pretează mult mai bine la compostare dacă este amestecat cu gunoi menajer. Parte din umiditatea nămolului este trecută gunoiiului menajer, realizându-se un amestec cu umiditatea medie de 40 - 50% și o proporție favorabilă a raportului între carbon și azot de 10/1 - 15/1, furnizând carbonul care este lipsă în nămol. Când se adoptă soluția de compostare numai a nămolului, atunci trebuie să se adauge materii uscate (turbă) pentru a favoriza trecerea aerului prin stratul de compost. Se urmărește să fie suficient oxigen din aerul atmosferic pentru ca procesul să se desfășoare în condiții aerobe, fără degajare de mirosuri neplăcute. Compostarea se poate realiza pe cale naturală sau pe cale artificială. În primul caz, materialul (nămolul + reziduuri uscate menajere) se compostează în grămezi - depozite de dimensiuni adecvate. În interiorul acestor grămezi temperatura se ridică spontan la circa 70°C având loc o diminuare avansată a potențialului patogen și o igienizare a materialului. Procesul durează în anotimpul călduros, circa 2 - 3 luni. Compostarea artificială se realizează într-un tambur rotativ (biostabilizator) unde amestecul menționat mai înainte este încălzit la temperatura de 60°C timp de 6 - 7 zile, după care materialul rezultat este așezat în grămezi de 1,50 m înălțime, unde după câteva zile de fermentare anaerobă poate fi folosit ca îngrășământ.

În principiu, o uzină de compostare a nămolurilor și gunoaielor menajere, comportă două faze principale: de preparare și de mineralizare.

În prima fază, deșeurile sunt sortate, sfărâmate, omogenizate, umidificate (deșeurile urbane), adică sunt preparate astfel încât să se asigure cele mai bune condiții pentru desfășurarea procesului de mineralizare. În faza a doua, are loc procesul de compostare propriu-zis, care se poate desfășura fie în grămadă (sau celule), fie după amorsare prealabilă în instalații speciale cu încălzire și umidificare convenabilă.

Pentru nămoluri ce nu se pretează la valorificare sau pentru cele ce nu au încă create condiții de valorificare, se pune problema unei depozitări finale, în condiții corespunzătoare de protecție a mediului înconjurător. În

acest scop, se pot folosi iazurile de nămol, halde speciale de depozitare, în subteran (mine și galerii părăsite), evacuarea în mare la distanțe convenabile față de țărm și la o anumită adâncime etc.

Iazurile de nămol, așa cum s-a arătat la iazurile de fermentare sau de deshidratare, se realizează în depresiuni sau prin îndiguirea terenurilor destinate depozitării, unde nămolul staționează un timp îndelungat. Adâncimea iazului se face cât mai mare, dar nu mai mică de 2,0 m, astfel încât să se creeze un spațiu cât mai mic de depozitare. Modul de transport al nămolului la locul de depozitare prezintă o mare importanță, întrucât cheltuielile de transport pot fi ridicate, însă trebuie evitată amplasarea iazului în imediata apropiere a centrului populat.

Haldele de depozitare se utilizează pentru materialul deshidratat, uscat sau cenușa de incinerare. Amplasarea acestor halde se face la o distanță de 2 - 3 km de centrele populate, folosind terenuri inapte altor folosințe, dimensionarea lor vizând perioade de depozitare de 10 - 15 ani. Sistemul de transport trebuie analizat cu cea mai mare grijă, întrucât constituie cea mai mare sursă de cheltuieli. Transportul nămolului uscat se face în vrac sau în saci, cu calea ferată sau cu autocamioane, în funcție de condițiile locale și de rezultatele calculelor tehnico-economice comparative.

Depozitarea pe sol a nămolurilor cu conținut toxic sau nociv se poate realiza prin aplicarea prealabilă a solidificării materialului și verificarea fixării componentilor urmăriți.

Procedeul de evacuare în mare, mult aplicat în urmă, este acum restâns în urma studiilor ecologice care arată influența nămolurilor evacuate asupra calității apei de mare care se resimte pe o rază destul de mare.

CAP. 10. STAȚII DE EPURARE DE

MICĂ CAPACITATE

Prin stații de epurare de mică capacitate se înțeleg, în general, acele construcții care epurează apele uzate cu debite mai mici de $20 \text{ dm}^3/\text{s}$. În Germania (Eicholz - 1968), se consideră că o clasificare a instalațiilor de epurare poate fi făcută în raport cu numărul de locuitori racordați la rețeaua de canalizare, adică: stații foarte mici, până la 50 locuitori; mici, de la 50 la 500 locuitori; mijlocii, de la 500 la 5000 locuitori; mari de la 5000 la 10.000 locuitori; centrale, peste 50.000 locuitori.

Debiturile specifice de apă de $150 \text{ dm}^3/\text{loc-zi}$ sunt recomandate de literatură de specialitate (Franța, Germania, Italia etc.). În țara noastră, STAS 1343-91 recomandă valori de 85 - $110 \text{ dm}^3/\text{loc-zi}$, în funcție de gradul de amenajare hidroedilitară. Având în vedere aceste debite specifice și clasificarea de mai sus a așilor de epurare, rezultă că stațiile de epurare foarte mici vor fi dimensionate la un debit de $0,05 \text{ dm}^3/\text{s}$, cele mici, la un debit de $1,0 \text{ dm}^3/\text{s}$, iar cele mijlocii, la un debit de $10,0 \text{ dm}^3/\text{s}$. În ceea ce privește calitatea apelor uzate, adică caracteristicile fizice, chimice și bacteriologice, datele din literatură indică valori apropiate celor corespunzătoare marilor aglomerații ($\text{CBO}_5 = 54 \text{ g/loc-zi}$, suspensiile decantabile = 60 g/loc-zi).

Stațiile de epurare de mică și medie capacitate se prevăd fie la obiective izolate (sanatorii, spitale, clădiri de locuit etc.), fie la stațiuni balneo-climaterice și, în mod deosebit, la epurarea apelor uzate provenite din mediul rural. În acest domeniu de aplicabilitate se remarcă variații mari, chiar bruște, ale apelor uzate din punct de vedere cantitativ și calitativ. Din acest motiv, se recomandă ca stațiile de epurare să fie precedate de un bazin tampon, de egalizare a debitelor și concentrațiilor. În particular, trebuie menționat că în conformitate cu prevederile literaturii de specialitate se recomandă ca pentru stațiile de epurare de acest gen ce deservește localități sau obiective izolate canalizate în sistem unitar, debitul de calcul să fie, pentru epurarea mecanică, de 3 - 5 ori debitul pe timp uscat (spre

deosebite de stațiile mari de epurare la care debitul de calcul este egal cu de 2 ori debitul pe timp uscat).

De asemenea, trebuie avut în vedere că în localități mici și mijlocii, la debitul de calcul al apelor menajere să se adauge și debitul evacuat de micile industrii agroalimentare (lăptării, abatoare, fabrici de conserve de fructe etc.), precum și apele uzate evacuate din sectorul agrozootehnic al gospodăriilor (unii autori recomandă că apele și dejecțiile din sectorul zootehnic să fie colectate separat și transportate direct pe terenurile agricole).

În principiu, asemenea stații de epurare nu diferă prin metode sau sisteme de epurare față de stațiile mari de epurare. În schimb vor diferi prin caracteristici constructive, adoptându-se soluții care să fie simple și sigure în exploatare, să nu necesite personal de înaltă calificare și să se poată construi pe suprafețe cât mai mici. În consecință, aceste stații de epurare pot fi realizate conform schemei clasice de epurare, sau după schema de stații monobloc.

10.1. STAȚII DE EPURARE CONVENȚIONALE (CLASICE)

Tehnologic, aceste stații de epurare sunt prevăzute cu un circuit al apei care prevede epurarea mecanică și biologică și un circuit al nămolurilor pentru stabilizarea lor.

În ceea ce privește epurarea mecanică, pentru localități până la 50 locuitori, se recomandă folosirea foselor septice unde se realizează atât decantarea apei cât și fermentarea nămolului. Pentru localitățile cu până la 5000 locuitori sunt recomandate decantoarele cu etaj care poate constitui o stație de epurare finală dacă condițiile de vărsare în receptor o permit fără a afecta calitatea naturală a apei de suprafață sau de adâncime unde deversează efluentul.

Epurarea mecano-biologică naturală constituie o soluție obișnuită pentru numeroase stații de mică capacitate, deoarece în acest mod, se poate folosi ca emisar terenul din apropiere sau o depresiune de teren fără apă în loc să se construiască un canal lung până la receptor. În acest scop,

se aplică tehnica de infiltrare subterană (puțuri absorbante sau câmpuri de filtrare) și de irigare subterană. Puțurile absorbante (utilizate tot mai rar) constituie o soluție admisibilă numai când terenul este permeabil și nu afectează calitatea apei freatice care trebuie să se găsească la mare adâncime. Apa care se introduce în puț va fi în prealabil epurată mecanic în fose septice sau în decantoare cu etaj. Se construiesc minimum două bucăți, astfel încât unul să rămână în funcțiune în timpul curățirii celuilalt. Diametrul obișnuit al puțurilor este de 1,0 m, dar se poate calcula la o încărcare, în locuitori, care trebuie să depășească valoarea de 1 loc/m². Câmpurile de infiltrare subterană sunt folosite pentru epurarea biologică a apelor uzate provenite din localități mici și mijlocii, după ce în prealabil au fost epurate mecanic în fose sau decantoare cu etaj.

De obicei, asemenea epurări necesită pompări; stația de pompare se montează înainte sau după fosa septică. De aici apele sunt răspândite în sol prin intermediul unei rețele de drenaj alcătuită din tuburi ceramice sau din beton cu diametrul de 75 mm, găurite pe treimea superioară cu orificii de 100 - 200 mm lungime și 15 - 20 mm lățime. Tuburile de drenaj sunt așezate la o adâncime de 0,6 - 0,9 m, spațiul din jurul tuburilor se umple cu piatră spartă sau pietriș. Distanța între drenuri este de 1,5 - 2,0 m la nisipuri și 2,0 - 3,0 m în soluri nisipo-argiloase. Pentru asigurarea scurgerii gravitaționale a apei, panta drenurilor va fi în medie de 0,003. Capetele tuburilor sunt prevăzute cu cămine de ventilație. Estimativ, la dimensionare se va avea în vedere o lungime de 10,0 m/loc în cazul solurilor din pietriș și nisip sau de 15 - 20,0 m/loc pentru soluri din nisip argilos sau argilă nisipoasă. Câmpurile de irigare subterană se aseamănă cu cele de infiltrare subterană, cu diferența că tuburile se îngroapă la adâncime mică, de 0,10 - 0,20 m sub nivelul solului, iar distanța între drenuri va fi de 0,6 - 0,8 m.

Dezavantajul principal al acestui procedeu de epurare mecano-biologică naturală, îl constituie necesitatea scoaterii din circuitul agricol a unor suprafețe mari de teren care în cazul localităților mici sunt greu de obținut.

Epurarea mecano-biologică artificială se realizează în filtre biologice și bazine de aerare cu nămol activ. Filtrele biologice sunt preferate bazinelor de aerare deoarece sunt mai simplu de exploatat și rezistă la

șocuri hidraulice. Se folosesc filtre obișnuite de mică încărcare, filtre biologice cu discuri, filtre biologice scufundate, tranșee filtrante etc. În ceea ce privește bazinele de aerare cu nămol activ, acestea se construiesc după principiile expuse în cap. 7. Utilizarea lor comportă deci, grătare, decantoare, bazine de aerare, decantoare secundare, spații pentru fermentare și platforme de uscare a nămolurilor. În general, se evită tipurile convenționale, preferându-se, de exemplu, bazinele pentru oxidarea totală, bazinele combinate, șanțurile de oxidare etc.

10.2. STAȚII DE EPURARE MONOBLOC ȘI COMPACTE

În vederea economisirii suprafețelor de teren și a unei exploatare mai simple, în aceste stații de epurare are loc, într-o construcție unică, epurarea mecanică și biologică (de obicei în filtre biologice). În figura 10.1 este dată schema unei stații monobloc realizată în Franța de firma Degremont.

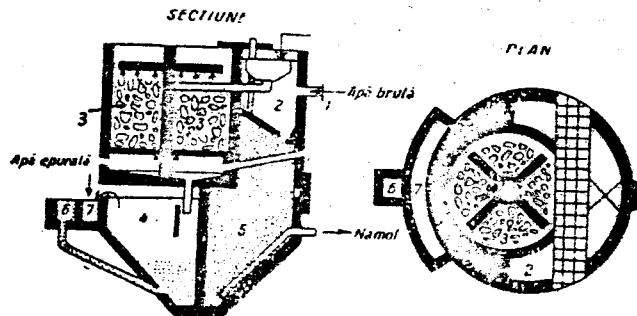


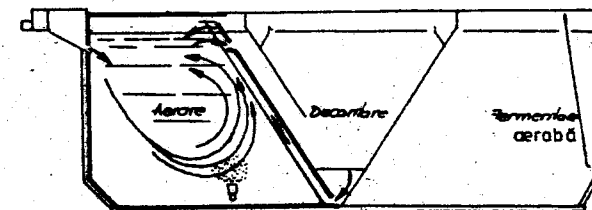
Figura 10.1. Stația de epurare monobloc tip Degremont

- 1 - intrare apă brută; 2 - decantor primar; 3 - filtru biologic; 4 - decantor secundar; 5 - spațiu de fermentare; 6 - evacuarea nămolului; 7 - evacuarea apei epurate

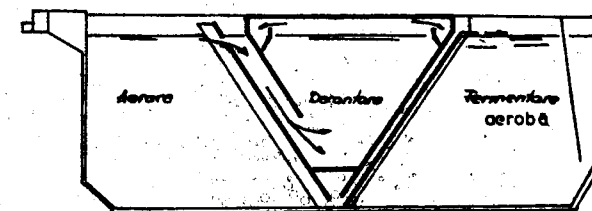
De obicei când se aplică procedeul de epurare biologică cu bazine de aerare, schema tehnologică se prezintă sub forma bazinelor compacte, cu

desfășurarea simultană a epurării biologice și stabilizarea aerobă a nămolurilor.

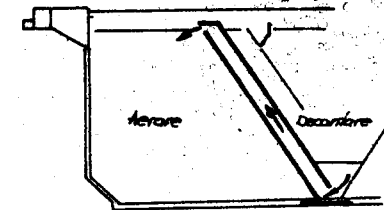
Compartiment de aerare



Decantarea nămolului activ în exces



Recircularea nămolului



Fermentare aerobă

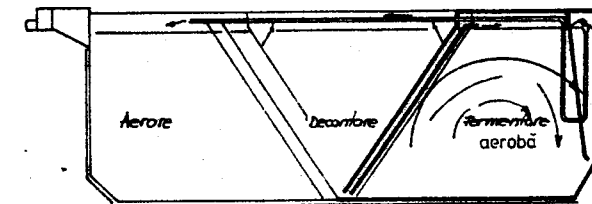


Figura 10.2. Fazele succesive de funcționare a unei stații de epurare tip "Minibloc" (Degremont - Franța)

Astfel, în figura 10.2 sunt arătate fazele succesive de funcționare a unei stații de epurare tip "Minibloc" concepută de firma Degremont. În

Compartimentul de aerare se utilizează sistemul pneumatic de aerare cu bule medii, iar volumul acestui spațiu s-a calculat la o încărcare organică a bazinului de 1,5 - 1,8 kg CBO₅/m³ zi. Capacitățile de execuție ale acestor instalații tipizate sunt pentru 100, 200, 300, 400, 500 locuitori.

Pentru epurarea apelor uzate de la gospodării individuale, sau pentru o colectivitate formată din 4 - 50 locuitori, firma DEUTSCHE GERATEBAU (Germania) a construit, după licența americană SPENCER, bazine de forma arătată în figura 10.3.

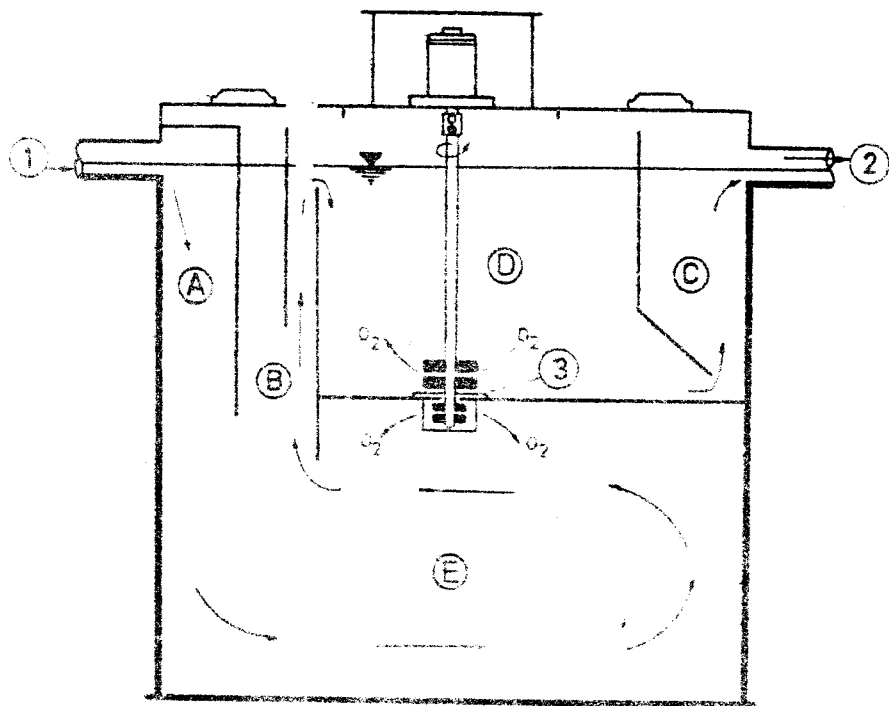


Figura 10.3. Stație de epurare de mică capacitate

A-cameră de primă apă brută, B-compartimente de înțirire și decantare primară, C-decantor secundar, D-compartiment de epurare biologică, E-stabilizare aerobă a nămolului, 1-intrare apă brută, 2- evacuare apă epurată

Aeratorul mecanic amplasat în interiorul lichidului este acționat de un motor electric de 200 - 250 W. Intreaga instalație este executată din tablă de oțel, prezintă o greutate de 1000 - 1500 kg și se montează direct la fața locului în câteva ore.

În figura 10.4 se prezintă bazinul ESSENER conceput de firma H. KOPPERS GmbH (Germania) care deservește o colectivitate formată din 50 - 1000 persoane, întreaga instalație fiind executată din tablă cu dimensiunile specificate în tabelul 10.1.

Tabelul 10.1

Nr.loc	a	b	c	d	e	f	Volum aerare m ³	Vol. dec. m ³
	φ mm	mm	mm	φ mm	mm	mm		
50	2500	1500	800	1500	400	1300	5	1,7
100	3200	1750	1000	2000	500	1500	10	3,3
150	3750	1900	1000	2250	500	1550	15	5,0
250	4750	2000	1000	2950	600	1700	25	8,5
350	5250	2250	$\frac{1000}{1500}$	3900	800	2000	50	17
500	6000	2500	$\frac{1000}{1500}$	3900	800	2000	50	17
750	7000	2700	$\frac{1000}{1500}$	4500	900	2100	75	25
1000	8000	3100	$\frac{1000}{1500}$	4900	1100	2450	100	30

În SUA, cele mai răspândite unități de epurare a apelor uzate prin metoda nămolului activ, pentru colectivități mici, sunt de tipul "Oxiquest". În Franța, firma Degremont execută în acest scop, instalații de tip DIAPAC în mai multe variante comerciale. Astfel, bazinul tip DIAPAC - UA, realizează, în același bazin, epurarea biologică a apelor și fermentarea aerobă a nămolurilor. În bazinul DIAPAC - SA și SV, stabilizarea aerobă a nămolului se face într-un bazin separat de cel de aerare. Pentru dimensionarea acestor instalații, firma Degremont recomandă următorii parametri: pentru instalațiile tip DIAPAC - UA - încărcarea organică a bazinului (I_{ob}) se va lua cu valori de 0,25 - 0,50 kg CBO₅ eliminat/m³ bazin-zi, iar timpul de

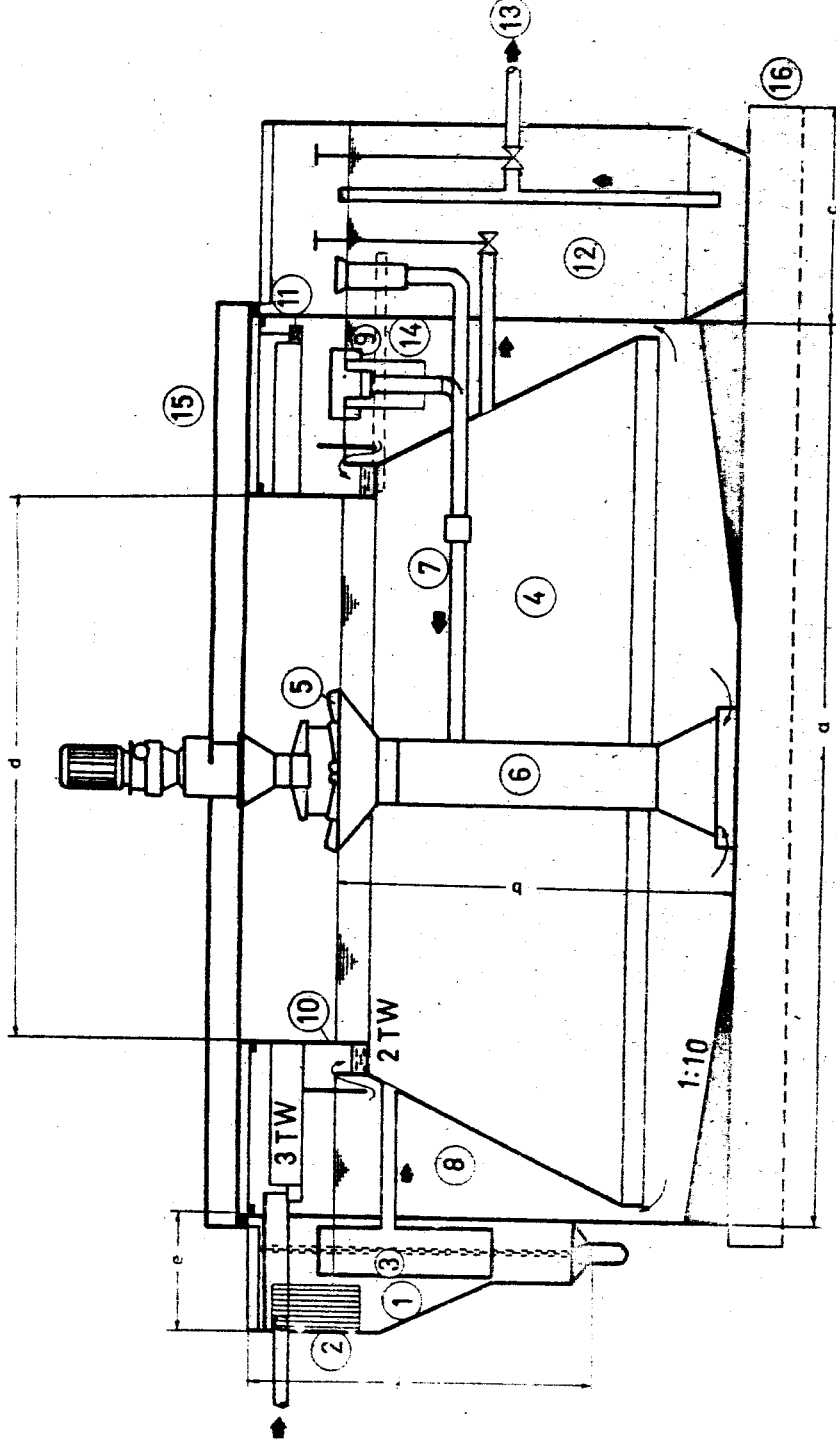
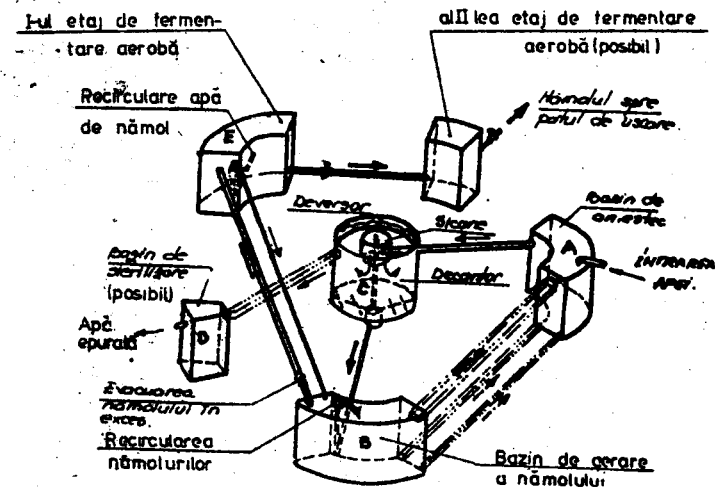


Figura 10.4. Stația de epurare de mică capacitate

1 - cameră primire apă brută; 2 - grătar; 3 - tub metallic imersat; 4 - zână de aerare; 5 - aerator mecanic tip Simplex; 6 - tub central de circulație a apei; 7 - bară de rigidizare a tubului; 8 - decantor secundar; 9 - evacuare nămol pluitor; 10 - țigheab de evacuare apă epurată; 11 - țigheab de preaplin; 12 - compartiment pentru acumulare nămol activ în exces; 13 - evacuare nămol în exces; 14 - recircularea nămolului; 15 - pasarela

rămânere a apei, la debitul mediu, este de 4 - 6 ore. Pentru bazine tip DIAPAC SA și SV, încărcarea organică a bazinului va fi de 1 - 2 kg $CBO_5/m^3 \cdot zi$, sau 25 - 50 loc/m^3 ; timpul de rămânere a apei în bazin, 8 - 16 zile; oxigenul necesar pentru respirația endogenă 0,1 - 0,2 kg $O_2/kgSU$ organică-zi; energia necesară pentru amestec și producere de oxigen 50 $W/m^3 \cdot bazin \cdot h$.



Figură 10.5. Schema desfășurată a unei stații de epurare de mică capacitate tip "Aeropac A" (SUA)

În figura 10.5 este prezentată schema desfășurată a unei stații de epurare compacte (combinată) de tip "AEROPAC A" având la bază, atât epurarea biologică cu nămol activ a apelor uzate, cât și fermentarea aerobă a nămolului. Instalația, concepută sub licența "Dravo Corporation" este alcătuită dintr-un bazin circular interior (decantorul) și unul exterior care este compartimentat în mai multe sectoare operaționale: amestec, aerare și fermentare aerobă a nămolurilor. Sistemul de aerare folosit este sistemul pneumatic prin conducte perforate montate la partea inferioară, iar debitul de calcul este de 200 - 7500 m^3/zi .

10.2.1. Șanțuri de oxidare

Șanțurile de oxidare reprezintă o instalație simplă, de epurare sub forma unor canale înelare alungite săpate sub nivelul terenului în care epurare biologică a apei se face cu nămol activ. Deoarece toate părțile componente ale șanțurilor de oxidare sunt grupate într-o construcție unică, ele pot fi considerate, în același timp și ca stații de epurare monobloc.

Primul șanț de oxidare a fost construit în Olanda în anul 1954 după un proiect original conceput de Pasveer. Apa uzată trecută în prealabil prin grătare este introdusă în șanțul de oxidare (aerare) unde este supusă unei puternice oxigenări cu ajutorul periiilor cu ax orizontal tip Kessener, care, în același timp, asigură apei o viteză minimă necesară de mișcare prin canal. Datorită avantajelor remarcabile ce le au față de stațiile mici de epurare descrise anterior, s-a înmulțit numărul acestora și s-au perfecționat din punct de vedere constructiv și a randamentului periiilor de aerare. Aceste avantaje constau din: costuri de investiții reduse; condiții ușoare de execuție și de exploatare; sensibilitate redusă la șocurile de încărcare hidraulică sau organică; randament superior al procesului de epurare biologică etc. Nu pot fi aplicate pentru localități cu mai mult de 6000 locuitori deoarece necesită suprafețe mari de teren de amplasare a șanțurilor și consum mare de energie pentru acționarea periei de aerare. În ceea ce privește funcționarea, șanțurile pot fi cu funcționare continuă și intermitentă.

În figura 10.6 sunt arătate diferite variante funcționale ale șanțurilor oxidante. Varianta cu un singur șanț (figura 10.6 A) presupune o funcționare discontinuă, adică oprirea periodică a periei de aerare timp de 0.5 ore, în care timp se depune și se evacuează nămolul activ în exces direct pe paturile de uscare. O formă perfecționată a acestei variante este cu decantor secundar (figura 10.6 D), adică după formarea nămolului activ în șanț, corespunzător cantitativ și calitativ, intră în funcțiune decantorul secundar. Apa epurată este deversată în receptor, parte din nămolul activ este recirculat iar partea în exces se pompează spre paturile de uscare.

Pentru a economisi costurile de investiții aferente decantorului secundar, s-a adoptat varianta cu un șanț compartimentat special (figura 10.6 C) care izolează fluxul normal al apei prin șanț, acest compartiment având rolul decantorului secundar. Pentru a asigura o funcționare continuă a procesului de epurare, s-a gândit varianta șanțului de oxidare dublu (figura 10.6 B) cu exploatare alternativă. Apa uzată brută este condusă prin intermediul unui distribuitor, fie în șanțul din dreapta, fie în cel din stânga. După câteva ore de funcționare se pune în mișcare peria din șanțul ce nu a fost folosit inițial, timp în care nămolul din șanțul, fost activ, se depune, iar apa epurată este pompată în receptor. După câteva ore de funcționare, șanțul care a fost utilizat drept șanț decantor,

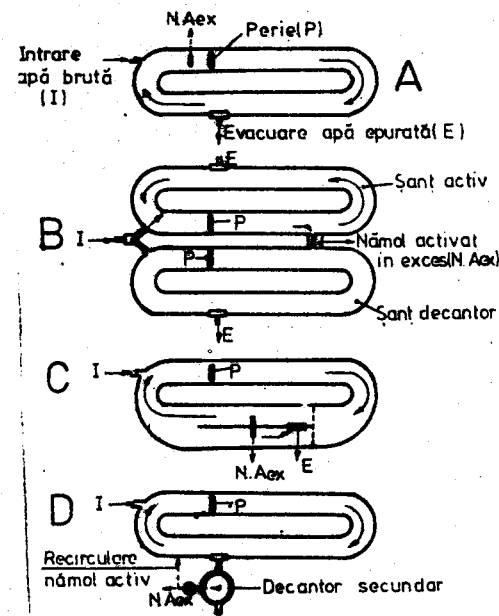


Figura 10.6. Variante constructive și funcționale ale șanțurilor oxidante

este repus în lucru.

O variantă de șanț de oxidare triplu, cu funcționare alternativă, folosit curent în Olanda este arătată în figura 10.7. Volumul șanțului principal reprezintă 2/3 din volumul total al șanțurilor, iar periele din acest șanț funcționează în permanență asigurând alimentarea celor două șanțuri care funcționează prin alternanță. În timpul orelor de repaus, nămolul activ se decantează și apa epurată este evacuată.

Exploatarea șanțurilor de oxidare prezintă unele aspecte deosebite în comparație de stațiile de epurare convenționale. În primul rând, problema depunerilor pe fundul șanțului, în special în prima treime a primei curbe, după perie

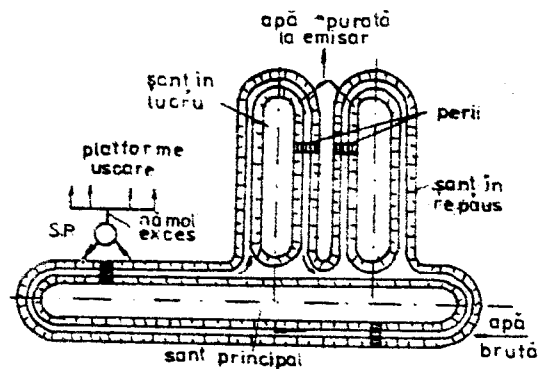


Figura 10.7. Șanț de oxidare triplu cu funcționare alternativă

la care trebuie evacuat nămolul, dacă această operație este bine să se facă de mai multe ori pe zi sau la intervale mai mari. În ceea ce privește calitatea efluentului, la o exploatare corectă, se obține o epurare superioară unei instalații convenționale cu nămol activ, motiv pentru care șanțurile se recomandă și la epurarea apelor uzate industriale cu încărcări organice ridicate (industria laptelui, a berei, a amidonului, abatoare etc). În timpul iernii se impun măsuri speciale de protecție a instalațiilor mecanice (motoare, perii de aerare, stăvilare etc.) împotriva depunerii de gheață.

Dimensionarea șanțurilor oxidate, în principiu, se conduce după aceleași relații folosite la dimensionarea bazinelor de aerare cu nămol activ, cu mențiunea că aici intervin unele particularități stabilite experimental de Pasveer - 1966 și confirmate de unele cercetări din țara noastră. Indicatorii de calcul au în vedere o eficiență de epurare de 92 - 94% și se referă la:

Dacă grosimea stratului de depuneri este mare, pot intra în fermentație cu degajarea de gaze cu miros neplăcut. La o exploatare normală se consideră necesară curățirea șanțurilor cel puțin o dată la 2 ani, ceea ce presupune că pe toată lungimea șanțului viteza apei nu trebuie să coboare sub 0,3 m/s. În general, nu este stăpânit aspectul privind intervalele

- încărcarea organică a nămolului, $I_{ON} = 0,03 - 0,05 \text{ kg CBO}_5/\text{kg SU}\cdot\text{zi}$;
 - încărcarea organică a șanțului, $I_{O\text{ș}} = 0,18 - 0,22 \text{ kg CBO}_5/\text{m}^3 \cdot \text{șanț}\cdot\text{zi}$;
 - concentrația nămolului activ, în șanț, $3,5 - 6,0 \text{ g SU}/\text{dm}^3$;
 - volumul șanțului de oxidare, $V = 0,3 \text{ m}^3/\text{loc}$, corespunzător la $54 \text{ g CBO}_5/\text{loc}\cdot\text{zi}$; raportat la metru linear de perie, volumul de aerare va fi de $120 \text{ m}^3/\text{m}\cdot\text{perie}$;

- viteza apei în șanț trebuie să fie mai mare de 0,3 m/s;

- pentru a nu produce depunerea nămolului pe fundul șanțului și pentru a menține în suspensie nămolul, viteza apei de 0,3 m/s poate fi asigurată de rotorul periei dacă raportul dintre volumul șanțului și un metru lungime de perie, are valoarea 150 (acest element de verificare a dimensionării efectuate, limitează lungimea șanțului la 120 m);

- în ceea ce privește alimentarea cu oxigen, rotoarele de aerare de tip perie au diametre cuprinse între 0,35 - 1,0 m (uzual se alege diametrul de 0,50 m) și viteze de rotație de 60 - 120 rot/min (frecvent se folosesc cu rotație de 100 rot/min), iar adâncimea de imersiune a periei este de 8,0 - 15,0 cm, care asigură o capacitate de oxigenare (CO) de $2 \text{ kg O}_2/\text{h}\cdot\text{m}\cdot\text{perie}$ (la $D_{\text{perie}} = 0,5 \text{ m}$, $V_r = 100 \text{ rot}/\text{min}$, $h_i = 12,5 \text{ cm}$);

- raportul dintre capacitatea de oxigenare (CO) și încărcarea cu substanțe organice (kg CBO_5) este de 2,0; intensitatea de aerare să fie de $2 \text{ kg O}_2/\text{kg CBO}_5$;

- oxigenul dizolvat în amestecul din șanț trebuie să rămână în jur de $2,0 \text{ mg}/\text{dm}^3$;

- consumul de energie pe locuitor deservit de șanț este de circa $20 \text{ kWh}/\text{loc}\cdot\text{an}$ sau $1,2 \text{ kWh}/\text{kg CBO}_5$ redus;

- nămolul în exces (N_{ex}) care se evacuează intermitent, de 1 - 2 ori/săptămână, se consideră de $1,5 \text{ dm}^3/\text{loc}\cdot\text{zi}$;

- pentru soluția cu decantor secundar, acesta este dimensionat pentru un timp de decantare de 1,0 h, iar pomparea nămolului din decantor trebuie realizată la cel mult 3,0 h; se consideră necesară recircularea unui volum de nămol de $20 \text{ dm}^3/\text{loc}\cdot\text{zi}$;

- suprafața platformelor de uscare se dimensionează pentru o încărcare de $0.1 \text{ m}^2/\text{loc}$;

- din punct de vedere constructiv, șanțul se realizează săpăt în pământ, la adâncimi de 0,5 - 1,0 m, cu secțiunea transversală de formă trapezoidală având lățimea la radier $b = 1,0 \text{ m}$ și lățimea la suprafața apei $B = 3 - 5 \text{ m}$, iar panta taluzelor de 1:1,5. Taluzurile și fundul șanțului se vor peria în zona periei, în rest se vor înierba. Racordarea laturilor longitudinale ale șanțurilor se vor face cu raze minime de 5,0 m.

10.3. EXPLOATAREA STAȚIILOR DE MICĂ CAPACITATE

Problema exploatării acestor stații de epurare, majoritatea amplasate în zone izolate sau în colectivități rurale, nu poate fi asigurată cu mijloace proprii deoarece reparațiile și întreținerea necesită cadre calificate și ateliere adecvate. Ori o asemenea stație de epurare nu justifică nici un muncitor calificat cu timp integral de muncă, iar pe de altă parte este greu de găsit un asemenea muncitor pentru fiecare comună, inclusiv un minilaborator pentru efectuarea principalelor analize chimice.

Singura soluție de rezolvare a exploatării și întreținerii acestor stații de epurare o reprezintă serviciile de exploatare și întreținerea localităților mai mari învecinate, sau folosirea serviciilor întreprinderilor specializate. De exemplu, Regiile Autonome de Apă și Canalizare din orașe și municipii trebuie să asigure asistență tehnică și efectuarea de analize de laborator ale probelor recoltate din aceste stații de epurare, pe baza unui contract de prestări servicii. Experiența mai îndelungată a unor firme europene, în acest domeniu, arată că instalația furnizată este însoțită de prospectul cu indicațiile tehnice de exploatare, muncitorii sunt instruiți prin organizarea unor cursuri de specialitate cu participare gratuită (cheltuielile aferente sunt suportate de firmă), iar lucrările de reparații curente și capitale se realizează de către firmă pe baza unui contract avantajos ambelor părți.

Nămolurile rezultate din aceste stații de epurare sunt răspândite pe terenurile agricole, sau este transportat la cea mai apropiată stație de epurare urbană

BIBLIOGRAFIE

1. ANDRONE, I. ș.a.: "Epurarea apelor uzate industriale", vol. II, Ed. Tehnică, București, 1989
2. ANTONIU, RADU, ș.a.: "Epurarea apelor uzate industriale", vol. I, Ed. Tehnică, București, 1987
3. AZEVEDO, NETTO, J.: "Filtracao Biologica", XI, *Cursos de Tratamiento Da Aquas Residuarias, Revista DAE del Brasil*, nr. 10, 1964
4. BABBIT, H.E.; BAUMANN, E.R.: "Sewerage and Sanitation", Ed. John Wiley and Sons, New-York, Ed. Chapman and Hall Ltd., 1968
5. BEUNZA, GOMEZ, A.: "Metodo de Estimacion de la Demanda Biologica", Ed. Publicacion de la Universidad de Lima, 1968
6. BOSSET, E.: "Eliminarea materiei organice din apele uzate", Ed. Tehnică, București, 1970
7. BOTNARIUC, N.; VADINEANU A.: "Ecologie", Ed. Didactică și Pedagogică, București, 1982
8. BRAHA, A.: "Cercetări asupra cineticii procesului de îngroșare a nămolurilor în condiții statice", partea I-a, *Korrespondenz Abwasser*, nr. 3, 1984, p. 171-177
9. BRAHA, A.: "Cercetări asupra cineticii procesului de îngroșare statică a nămolurilor", partea a II-a, *Korrespondenz Abwasser*, nr. 4, 1984, p. 222-233
10. CAMP, T.R.: "Sedimentation and the Design of Settling Tanks", A.S.C.E, paper Nr.2285, vol.111, 1946, p. 895-930
11. CERTOUSOV, D.M.: "Hidraulica", Ed. Tehnică, București, 1966
12. CICEI, A.: "Canalizarea și epurarea apelor din localități mici și mijlocii", Sinteză documentară, MAIASA, București, 1970

13. DAUTHUILLE, P. ș.a.: "Association de reacteurs a cultures fixées pour l'élimination de la pollution carbonée et azotée", T.M.S. - L'Eau, vol. 87, nr.4, 1992, p.177-185
14. DAVIAUD, J. ș.a.: "Comercializarea compostului urban și a nămolului de epurare", Techniques et Science Municipales, nr.11, 1984, p.527-532
15. DEGRÉMONT: "Memento technique", Paris, 1988
16. DIDAS, U. ș.a.: "Incinerarea nămolului în pat fluidizat. Perspective pentru Germania, experiențe din SUA", Wasser und Boden, nr.4, 1992, p.200-204
17. DIMA, M.: "Aspecte economice privind valorificarea energetică a reziduurilor organice", Simpozionul Național SINCOTC, Iași, 1981, p. 217-221
18. DIMA, M.: "Canalizări", vol. I și II, Lito I.P. Iași, 1971
19. DIMA, M.: "Considerații economice privind proiectarea rezervoarelor de fermentație metanică din cadrul stațiilor de epurare", Hidrotehnica, nr.2, 1983, p.60-62
20. DIMA, M.: "Contribuții la studiul și dimensionarea îngroșătoarelor de nămol", Teză de doctorat, Iași, 1976
21. DIMA, M.: "Posibilitatea creșterii cantității de gaze disponibile din stațiile de epurare prin reconsiderarea soluțiilor de proiectare", Hidrotehnica, nr.7, 1982, p. 216-220
22. DIMA, M.: "Proiectarea stațiilor de epurare", Lito I.P. Iași, 1981
23. DIMA, M.: "Unele aspecte privind proiectarea rezervoarelor de fermentare în două trepte", Hidrotehnica, nr.5, 1986, p.154-157
24. ECKENFELDER, W.W.: "Water Pollution Control", New-York, 1970
25. FAIR, G.M.; GEYER, J.: "Water Supply and Waste-Water Treatment", cap. 25, 1956
26. FAYET, G.: "Hydraulique", Ed. Erolles, Paris, 1991
27. FUJIMOTO, YOSHIMORI: "Graphical Use of First Stage BOD Equation", Journal of the Water Pollution control Federation, vol. 36, nr.1, 1964, p. 69-71

28. GENTER, A.L.: "Conditioning and Vacuum Filtration of Sludge", SIW, vol. 28, nr.7, 1956, p.829
29. GHEDERIM, V.: "Contribuții la tehnologia de deshidratare a nămolurilor provenite din epurarea apelor uzate", Teză de doctorat, București, 1971
30. GHEDERIM, V.: "Noi orientări în prelucrarea și valorificarea nămolurilor rezultate din tratarea și epurarea apelor", Timișoara, 1982
31. GIURCONIU, M.: "Hidraulică, lucrări edilitare și instalații sanitare", Ed. Didactică și Pedagogică, București, 1973
32. GLOYNA, E.F.: "Bassins de stabilisation des eaux usées", Organisation Mondiale de la Santé, Geneva, 1972
33. GOUSAILLES, M. ș.a.: "L'élimination de l'azote dans une grande station d'épuration urbaine: Valenton", T.S.M. - L'Eau, vol. 87, nr.4, 1992, p.201-204
34. GROGNET, G.: "Epurarea apelor uzate menajere", Tribune de L'Eau, nr. 38, 1989, p. 3-20
35. GYULA, F.: "Evaçuarea și valorificarea reziduurilor menajere", Ed. Tehnică, București, 1982
36. HAZEN, A.: "On Sedimentation", Transc. A.S.C.E., vol.53, 1904, p.45
37. HIHNECKER, G.H.: "Deshidratarea nămolurilor din stațiile de epurare", Wasser-Wirtschaft, nr.12, 1993, p. 672-675
38. IANULI, V. ș.a.: "Stații de epurare a apelor uzate orășenești", Partea I-a, Rotaprint, I.C. București, 1983
39. IMHOFF, K.: "Taschenbuch der Stadtentwässerung", 22. Auflage, Verlag Von R Oldenbourg; München, 1966
40. JONES, W.L. ș.a.: "Denitrificarea într-o instalație de epurare cu debit discontinuu prin folosirea substanțelor organice izolate", JWPCF, vol.63, nr.3, 1992, p.259-268
41. JUKOV, N.A.; KORLIN, A.I. ș.a.: "Canalizația", Moscova, 1969
42. KALBSKOPH, K.H.: "Teoretische Grundlagen, Bemessung und Verfahrensweise der Schlammeindickung", Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Aachen, 1971

43. KISS, S.; STEFANIC, G.: "Enzimologia mediului înconjurător", Ed. Ceres, București, 1991
44. KROGMANN, U.: "Compostarea - un proces de evacuare a deșeurilor menajere", Wasser und Boden, vol. 40, nr.9, 1988, p. 492-496
45. KROISS, H.: "Importanța bilanțului de masă pentru exploatarea și dimensionarea stațiilor de epurare privind eliminarea azotului", Korrespondenz Abwasser, vol. 41, nr.3, 1994, p. 416-424
46. KTAUTH, L.: "Schlammebelegungslagen zur Reinigung von organisch hochbelasteten Abwasser", Wasser-Wirtschaft, nr.5, 1973, p. 125-130
47. LOGAN, B.E.: "Transferul de oxigen în filtre biologice", Journal of Environmental Eng., nr. 6, 1993, p. 1059-1077
48. LUȚENCO, G.N.: "Epurarea fizico-chimică a apelor uzate orășenești", Ed. Constr., Moscova, 1984
49. MATEESCU, CR.: "Hidraulica", Ed. Didactică și Pedagogică, București, 1963
50. MC.KINNEY, R.E.: "Microbiology for Sanitary Engineers", cap. 21, 1962, p. 214
51. MEREDITH, D.W.: "Water quality monitoring", Effluent, Water Treatment Journal, nr. 4, 1972
52. MOORE, E.W.; THOMAS, H.A.JR.: "Simplified Method for Analysis of BOD Data", Sewage and Industrial Waters, vol. 22, nr. 10, 1950, p.1343
53. MORRIL, A.B.: "Sedimentation Basin Research and Design" JAWWA, vol. 24, nr.9, 1932, p. 1448-1450
54. NEGULESCU, M. ș.a.: "Protecția calității apelor", Ed. Tehnică, București, 1982
55. NEGULESCU, M.: "Epurarea apelor uzate orășenești", Ed. Tehnică, București, 1978
56. NEGULESCU, M.: "Municipal Waste Water Treatment" Amsterdam (Oxford, New-York, Tokio), Ed. "Elsevier", 1985, București, Ed. Tehnică 1985

57. NEGULESCU, M.; SECARĂ, E.: "Exploatarea instalațiilor de epurare a apelor uzate", Ed. Tehnică, București, 1977
58. NEVEU, A.; SAUNIER, B.: "Elimination de l'azote et du phosphore dans les eaux usées comunales recevant des effluents agro-alimentaires", T.S.M. - L'Eau, vol. 87, nr. 4, 1992, p. 205-212
59. OGNEAN, T. ș.a.: "Modelarea proceselor de epurare biologică", Ed. Academiei, București, 1987
60. PARSHALL, R.L.: "Trans.ASCE", vol. 89, 1926, p. 841
61. PASVEER, A.: "Oxidationsgraben. Vortrag, gehalten beim", Seminar des Österreichische Wasserwirtschaftsverbandes im Roach, Wien, 1966
62. PÖPEL, F.: "Leistung, Berechnung und Gestaltung von Tauchtröpkörperanlagen", München, 1964
63. POPESCU, V.: "Prevenirea poluării și epurarea apelor uzate - măsuri de protecția calității apelor", Simpozion Probleme actuale ale protecției, tratării și epurării apelor în România, Timișoara, 1984
64. REFLING, D.R. ș.a.: "Eliminarea azotului și fosforului pentru a obține un efluent de calitate foarte bună și la un cost scăzut", Water Env. and Technology, vol. IV, nr.1, 1992, p. 46-49
65. RIVAS, MIJARES, G.: "Tratamientos del Aqua Residual", Biblioteca de la Academia de Ciencias, Físicas, Matemáticas y Naturales, Venezuela, 1967
66. ROBESCU, D.: "Aspecte de similitudine a aeratoarelor mecanice utilizate în tehnica epurării apelor uzate", Hidrotehnica, vol. 38, nr.4, 1993, p. 21-23
67. RODIGER, H.: "Die anaerobische alkalische Schlammfäulung", Verlag R.Oldenbourg, München, 1960
68. ROJANSCHI, V.; OGNEAN, T.: "Cartea operatorului din stațiile de tratare și epurare a apelor", Ed. Tehnică, București, 1982

69. SBIERA, B.; DIMA, M.ș.a.: "Unele aspecte asupra fenomenului de eutrofizare a acumulării Podu-Iloaie", Hidrotehnica, vol.40, nr.6, 1995, p. 25-30
70. SKULTE, B.: "Irrigation With Sewage Effleunts", SIW, vol. 28, nr.1, 1956, p. 38-41
71. STOIANOVICI, S.ș.a.: "Calculul și construcția echipamentelor de oxiganare a apelor", Ed. Ceres, București, 1985
72. STREETER, H.W.; PHELPS, E.B.: "Studies of the pollution and natural purification of the Ohio River", Bul. 146, U.S. Pub. Health Service, 1925, reprinted 1958
73. TALMADGE, W.P.; FITCH, E.B.: "Determining Thickener Unit Areas", Ind. Eng. Chem., vol. 47, 1955, p. 38-46
74. TEODORESCU, I. ș.a.: "Optimizarea supravegherii calității apelor", Ed. Tehnică, București, 1984
75. THERIAULT, E.J.: "The Oxygen Demand of Polluted Waters", Public Health Bulletin, 173, 1927, p. 174-185
76. THOMAS, H.A.J.: "Graphical Determination of BOD Curve Constants" Water and Sewage Works, vol.97, 1950, p. 123-127
77. THOMAS, H.A.J.: "The Slope Method of Evaluating the constant of the First stage BOD Curve", Sewage Works Journal, vol. 9, nr.3, 1937, p. 425-431
78. TRIEBEL, W.D.: "Lehr-und Handbuch der Abwassertechnik", Band II, III, Zweite Auflage, Verlag von W. Ernest unde Sohn, München, 1976
79. URSU, I.; DIMA, M.; ș.a.: "Dezvoltarea producției de energie", vol. III, Ed. Dacia, Cluj Napoca, 1984
80. VACHON, A.; ș.a.: "La dephosphatation biologique des eaux usées. Illustration par l'experience de Blois", T.S.M. - L'Eau, vol. 87, nr.4, 1992, p.213-220
81. VAICUM, L.M.: "Epurarea apelor uzate cu nămol activ", Ed. Academiei, București, 1981

82. VANDER, BORGHT, P.: "Sisteme de epurare prin sol. Valorificarea agricolă a efluenților și dispozitive alternative" Tribune de L'Eau, nr. 6, 1992, p. 67-76
83. VARDUCA, A.: "Sisteme automate de prelevat probe de apă și nămoluri", Rev. "Tratarea și epurarea apelor", nr.11, 1973
84. VARDUCA, A.; ș.a.: "O nouă generație în aparatura de control automat al calității apelor", Hidrotehnica, vo. 31, nr.12, 1986, p. 27-35
85. VELZ, C.J.: "A basis law for performance of the trickling filtres", Sewage Works Journal, nr. 4, 1948
86. WUHRMANN, K.: "Hauptwirkung und Wechsel wirk Kenndaten einiger Betriebsparameter im Belebtschlammssystem. Ergebnisse mehrjähriger Grossversuche", Vortrag, Zurich, 1964
87. ZALETOVA, N.A.: "Despre eliminarea azotului și fosforului din apele uzate la stațiile de epurare urbane", Vodostabzenie i Sanit. Tehnika, nr. 9, 1993, p 3-5.
88. x x x "Catalog de proiecte tip pentru alimentări cu apă și canalizări", ISLGC, București, 1985
89. x x x "Indrumar de proiectare tehnologică a instalațiilor de epurare biologică a apelor uzate", ICPGA, București, 1981
90. x x x "Metode unificate de determinare a caracteristicile și tratabilității nămolurilor", ICPGA, București, 1983
91. x x x "Normativ pentru proiectarea tehnologică a stațiilor de epurare orășenești", 1987, București
92. x x x "Wasserwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen", Technische Universitat München, 1974