

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.

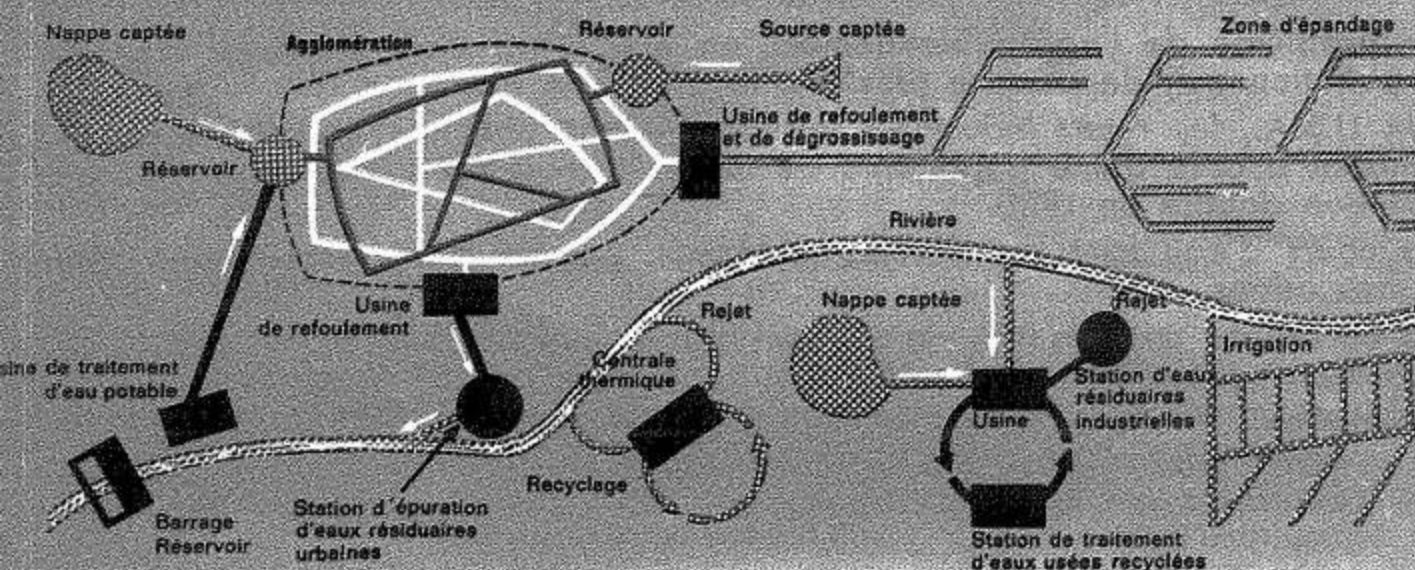
Orice utilizare in scopuri comerciale sau alte scopuri, cu excepția utilizării in scopuri de informare prealabila este interzisa.

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.

MIHAI DIMA

EPURAREA APELOR UZATE URBANE



EDITURA JUNIMEA

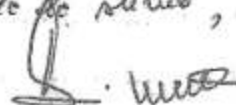
Prof.univ.dr.ing. MIHAI DIMA

Str. Lug. E.- Gh. Nichita

- Director General -

cu alese sentimente de stime,

22.10.1998.



EPURAREA APELOR UZATE

URBANE

Editura JUNIMEA

IASI - 1998

Referent științific:

Prof. univ. dr. ing. MATEI MACOVEANU
Universitatea Tehnică „Gh. Asachi” Iași

2004. 01. 22

EPURAREA APELOR UZATE

URBANE

EDITURA UNIVERSITATEA

ISBN: 973-37-0344-3

1997 - 1271

CUPRINS

Prefață	6
Capitolul 1. PREVENIREA POLLUĂRII ȘI EPURAREA APELOR UZATE CA MĂSURI DE PROTECȚIE A CALITĂȚII APELOR	7
1.1. Considerații generale asupra poluării apelor	7
1.2. Obiectivele epurării apelor uzate	9
1.3. Prevenirea poluării apelor	11
Capitolul 2. COMPOZIȚIA ȘI CARACTERISTICILE APELOR UZATE	13
2.1. Compoziția apelor uzate	13
2.2. Caracteristicile apelor uzate și modul lor de determinare	15
2.2.1. Protecția rezervelor de apă	15
2.3. Caracteristicile fizice	17
2.4. Caracteristicile chimice	20
2.5. Caracteristicile bacteriologice și biologice	43
2.6. Determinarea concentrației poluanților din apele uzate	45
2.7. Substanțe valorificabile din ape uzate	46
Capitolul 3. PROCESE ȘI PROCEEDEE DE EPURARE A APELOR UZATE	49
3.1. Procedee de epurare	49
3.2. Debitul hidrologic de dimensionare a stațiilor de epurare	55
3.3. Debitul substanțelor poluante	57
Capitolul 4. AUTOEPURAREA RECEPTORILOR	58
4.1. Imperificarea receptorilor	58
4.2. Autoepurarea apelor de suprafață	62
4.2.1. Autoepurarea organică	73
4.2.2. Autoepurarea bacteriană a apelor de suprafață	89
4.2.3. Autoepurarea solurilor și a straturilor aceluie subterane	91
Capitolul 5. SCHEMELE STAȚIILOR DE EPURARE	93
5.1. Condiții de calitate privind evacuarea apelor uzate în apele de suprafață	93
5.2. Determinarea gradului de epurare necesar apelor uzate	96
5.2.1. Calculul gradului de epurare necesar privind materiile în suspensie	98
5.2.2. Calculul gradului de epurare necesar privind CBO	100
5.2.3. Calculul gradului de epurare privind oxigenul dizolvat (O ₂) în apă receptorului	103
5.2.4. Calculul gradului de epurare necesar după reacția activă (pH)	106
5.2.5. Calculul gradului de epurare necesar privind substanțele toxice	111
5.3. Scheme de stații de epurare	112

Capitolul 6.

EPURAREA MECANICĂ A APELOR UZATE MENAJERE

6.1. Grătara	117
6.2. Prezentarea teoretică a procesului de separare a suspensiilor sedimentabile și a celor plutitoare	128
6.2.1. Sedimentarea particulelor discrete	137
6.2.2. Sedimentarea particulelor în formă de flocoane	142
6.2.3. Proiectarea bazinelor de sedimentare a suspensiilor sedimentabile și a celor plutitoare	147
6.2.3.1. Deznisipatoare	147
6.2.3.1.1. Deznisipatoare orizontale	148
6.2.3.1.2. Deznisipatoare verticale	150
6.2.3.1.3. Deznisipatoare aerate	153
6.2.3.2. Separatoare de grăsimi	156
6.2.3.3. Decantoare primare	170
6.2.3.3.1. Decantoare primare orizontale longitudinale	184
6.2.3.3.2. Decantoare primare orizontale radiale	193
6.2.3.3.3. Decantoare primare verticale	200
6.2.3.3.4. Decantoare cu etaj	205

Capitolul 7.

EPURAREA BIOLOGICĂ A APELOR UZATE MENAJERE

7.1. Considerenți generali asupra desfășurării procesului de epurare în instalațiile de epurare biologică	214
7.1.1. Ecologia procesului	223
7.1.2. Factorii care influențează reacțiile metabolice	232
7.2. Epurarea biologică naturală	236
7.2.1. Câmpuri de irigație și de infiltrație	237
7.2.1.1. Proiectarea câmpurilor de irigație și de infiltrație	246
7.2.2. Iazuri biologice (de stabilizare)	257
7.3. Epurarea biologică artificială	261
7.3.1. Filtre biologice	262
7.3.1.1. Alcătuirea filtrelor biologice	273
7.3.1.2. Clasificarea filtrelor biologice	284
7.3.1.2.1. Filtre biologice de mică încărcare	288
7.3.1.2.2. Filtre biologice de mare încărcare	292
7.3.1.2.3. Filtre biologice de foarte mare încărcare	293
7.3.1.3. Proiectarea filtrelor biologice de mică și de mare încărcare	294
7.3.1.4. Filtre biologice speciale	303
7.4. Bazine de aerare cu nămol activat	311
7.4.1. Scheme principale de funcționare a bazinelor cu nămol activat	320
7.4.2. Nămol activat. Calitățile biologice, fizice și chimice ale nămolului activat	325

7.4.2.1. Recircularea nămolului activ	328
7.4.2.2. Nămolul activat în exces	331
7.4.2.3. Vârsta nămolului activ	332
7.4.3. Proiectarea bazinelor de aerare	334
7.4.3.1. Sisteme de aerare	343
7.4.3.1.1. Sisteme de aerare pneumatică	345
7.4.3.1.1.1. Proiectarea sistemelor de aerare pneumatică	360
7.4.3.1.2. Sisteme de aerare mecanică	362
7.4.3.1.2.1. Recomandări de proiectare a bazinelor cu aerare mecanică	374
7.5. Decantare secundară	376
7.5.1. Decantare orizontale longitudinale	376
7.5.2. Decantare orizontale radiale	381

Capitolul 8.

EPURAREA TERȚIARĂ A APELOR UZATE

8.1. Scopul epurării terțiare	384
8.2. Procedece utilizate pentru eliminarea sărurilor cu conținut de azot și fosfor	387
8.2.1. Eliminarea fosforului	387
8.2.2. Eliminarea azotului	383
8.3. Eliminarea bacteriilor patogene (dezinfecția)	411

Capitolul 9.

TRATAREA NĂMOLURILOR

9.1. Formarea și caracteristicile nămolurilor	419
9.1.1. Cantități specifice de nămol	420
9.1.2. Caracteristicile nămolurilor	422
9.1.2.1. Caracteristici fizice	422
9.1.2.2. Caracteristici chimice	427
9.1.2.3. Caracteristici biologice și bacteriologice	430
9.2. Procedece și procedee de pretratare a nămolurilor	431
9.2.1. Fermentarea nămolurilor	431
9.2.1.1. Fermentarea anaerobă	431
9.2.1.1.1. Construcții și instalații	443
9.2.1.2. Fermentarea aerobă	468
9.2.2. Îngroșarea nămolului	470
9.2.3. Tratarea preliminară a nămolurilor	478
9.2.4. Deshidratarea nămolului	483
9.2.4.1. Deshidratarea naturală	484
9.2.4.2. Deshidratarea mecanică	492
9.2.4.3. Deshidratarea avansată	501
9.3. Valorificarea și evacuarea finală	504
9.3.1. Aspecte legislative privind valorificarea nămolului în agricultură	510

BIBLIOGRAFIE

BIBLIOGRAFIE	517
--------------	-----

PREFAȚĂ

Modernizarea societății contemporane a impus creșteri importante a consumului de apă, a volumului de ape izate, a numărului și complexității poluanților din aceste ape.

Cerința de apă în continuă creștere, solicită tot mai mult resursele naturale, limitate în marea majoritate a amplasamentelor.

În același timp, evacuarea unor mari cantități de ape uzate în emisari, obligă la aplicarea unor procedee eficiente și la folosirea unor echipamente și instalații adecvate, care să asigure depoluarea efluenților înainte de a fi deversate în apele de suprafață.

Dacă se are în vedere debitul efluenților urbani și încărcarea cu cele mai diverse tipuri de substanțe și în concentrații extrem de variate, ajungem firesc să fim conștienți cât de importantă este problema epurării apelor uzate urbane, atât pentru protejerea resurselor, cât și pentru recuperarea și reintroducerea în circuitul economic a numeroase substanțe, unele extrem de valoroase.

În contextul celor prezentate mai sus, cartea "Epurarea apelor uzate urbane", autor Prof. univ. dr. ing. Mihai Dima, se înscrie ca o lucrare de referință în domeniul atât prin modul de tratare și prezentare a problemelor, cât și prin bagajul informațional valoros pus la dispoziția cititorului.

Autorul, cadru didactic universitar cu o bogată experiență și cu un volum de cunoștințe de specialitate de mare complexitate și profunzime, oferă un material extrem de util în activitatea unui specialist în conceperea de procese tehnologice de epurare.

Prezentarea procedeeelor și echipamentelor care compun un proces tehnologic de apurare a unor ape uzate este susținută de o solidă fundamentare teoretică, mergând de multe ori până la utilizarea modelelor matematice în activitatea de proiectare tehnologică.

Stabilirea procesului tehnologic de epurare este asigurată de prezentarea factorilor fizico-mecanici, chimici și biologici cu rol determinativ în depoluarea unor efluenți, înainte de a fi evacuați în apele de suprafață.

De subliniat faptul că autorul consideră ferm că principalele măsuri de protecție a calității apelor sunt pe de o parte, prevenirea poluării, iar pe de altă parte epurarea apelor uzate.

De asemenea, nu este uitat nici procesul de autoepurare a receptorilor, dar nici procedeele de epurare terțiară prin care se elimină sărurile cu conținut de azot și de fosfor.

Cum este firesc, cartea se încheie cu un capitol consistent consacrat problemei tratării nămolurilor.

Cartea se prezintă ca un material bogat (300 pagini), valoros prin conținut și modul de prezentare și tratare, rod al unei munci laborioase și a unei bogate experiențe, acumulate în timp și în urma consultării a unui vast material bibliografic (peste 90 de titluri).

Recomand cu căldură cartea "Epurarea apelor uzate urbane" absolvenților profilului Ingineria Mediului, specialiștilor din institutele de cercetare și protecție cu preocupări în protecția calității factorului de mediu apă, specialiștilor care lucrează în Regia Autonomă "Apele Române" și în agențiile de Protecție a Mediului, precum și factorilor de răspundere din cadrul agenților economici generatori de ape uzate, a Prefecturilor și Primăriilor.

Cartea "Epurarea apelor uzate urbane", constituie un material foarte util și valoros pentru studenții profilului Ingineria Mediului și a celor de la Inginerie Sanitară și Protecția Mediului. De asemenea, poate constitui un material de referință și pentru studenții cu profil construcții din cadrul specializărilor Construcții Hidrotehnice și Construcții Civile, Agricole și Industriale.

Prof. univ. dr. ing. Matei Macoveanu

Capitolul 1

PREVENIREA POLUĂRII ȘI EPURAREA APELOR UZATE CA MĂSURI DE PROTECȚIE A CALITĂȚII APELOR

I.1. CONSIDERAȚII GENERALE ASUPRA POLUĂRII APELOR

Apa, în circuitul ei, trece prin diverse locuri de întrebuințare (proces tehnologic, 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 concentrația 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 creează 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 atât 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 orașenești 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 exploatarei, 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 antrenați 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 produs 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 fărâmișarea 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 (pulberi depuse pe pardoseli și pe instalații, resturi de țesături 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 discontinuu 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 bazină 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 a acestor nămoluri, dat fiind complexitatea structurii și compoziției lor.

Capitolul 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 NTPA002/1997 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 subiect ce va fi abordat în cazul altei lucrări.

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, decantabile 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 moleculare 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 zgară, 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 în 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/dm^3 sau g/m^3 (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.

2.2. CARACTERISTICILE APELOR UZATE ȘI MODUL LOR DE DETERMINARE

2.2.1. Prelevarea probelor de apă

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 puțin 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

În acest caz se recomandă să se ia probe proporționale cu debitul timp de 4 ore, recoltarea făcându-se, din oră în oră, manual sau cu ajutorul relevatoarelor automate. Recoltarea probelor poate fi efectuată în vase de sticlă sau de plastic cu capacitatea de 1-2 dm³. Containerele de lastic deși sunt mai avantajoase din punct de vedere practic - fiind mai ușoare și mai rezistente la îngheț - creează o serie de dificultăți la pălarea 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 0°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 curs 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 acestora 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.

2.3. 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 - 3°C 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. Parafel 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 proporționalitate 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 SiO₂/dm³ de apă. Orientativ, apele uzate menajere prezintă valori ale gradului de turbiditate în limitele de 400 - 500° în scara silicii.

• 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

industriile prelucrătoare de clor, ape roșii de la uzine metalurgice

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

• Materiile solide totale (MST) care se găsesc în apa uzată pot în stare de suspensie (organice și minerale) și materii solide solvate (organice și minerale). Materiile solide în suspensie, la ndul lor, pot fi separabile prin decantare și materii coloidale. In acție de dimensiunile diferitelor particule (gradul de dispersie) și de utatea specifică a acestor particule, materiile solide în suspensie se t depune sub formă de sediment, pot pluti la suprafața apei sau pot iti în masa apei (materiile coloidale).

Pentru determinarea materiilor solide separabile prin decantare folosesc conuri Imhoff, gradate în cm^3 la partea inferioară și cu o pacitate de 1 dm^3 . Apa uzată de analizat introdusă în conul Imhoff se ă în repaus și se citește nivelul la care a ajuns sedimentul direct pe adația de pe con, în cm^3 , după 5, 10, 15, 30, 60, 90 și 120 minute ultatele exprimându-se în părți de volum, în ml/dm^3 sau în părți de utate (după uscarea sedimentului la o temperatură de 105°C și tărirea lui), în mg/dm^3 .

Cantitatea de sediment care s-a depus la intervalele de timp nționate se exprimă în procente din volumul depunerilor care se mează după 120 minute de sedimentare, deoarece în cazul apelor ate menajere procesul de sedimentare se consideră terminat în acest erval de timp. Aceste procente indică randamentul procesului de imentare, întocmindu-se curbe de sedimentare după modelul zentat în figura 2.1.

Analizele apelor uzate menajere indică o cantitate totală a materiilor solide de 65 g/om.zi , din care, materiile solide decantabile reprezintă $35-50 \text{ g/om.zi}$ (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 neseperabile prin decantare, se folosește procedeul filtrării într-un creuzat de porțelan.

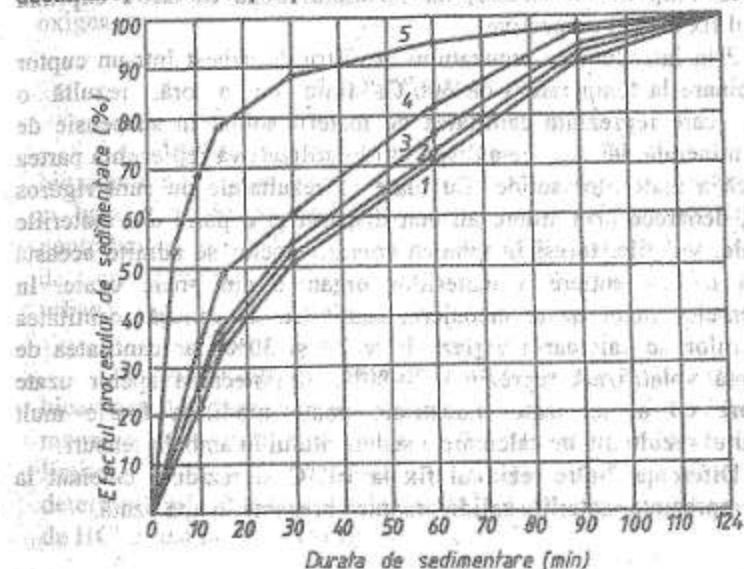


Fig. 2.1. Curbele de sedimentare pentru materiile solide în suspensie separabile prin decantare

- 1 - pentru ape uzate menajere cu o concentrație a materiilor solide de $0,5-1,5 \text{ ml/dm}^3$; 2 - idem de $1,6-2,5 \text{ ml/dm}^3$;
3 - idem $2,6-3,4 \text{ ml/dm}^3$; 4 - idem $3,5-4,7 \text{ ml/dm}^3$;
5 - idem $5,5-16,3 \text{ ml/dm}^3$

găurit care are pe fund un filtru de azbest. 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 neseperabile prin decantare. Materiile solide dizolvate, semidizolvate și cele coloidale de natură organică sau minerală se determină prin evaporarea într-o etuvă la 105°C timp de 60 minute, iar rezultatul după cântărire exprimă reziduul fix al apei respective.

Prin introducerea creuzatului cu filtru de azbest 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 rigurose 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 reziduului de calcinare a sedimentului în ambele sensuri.

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

2.4. CARACTERISTICILE CHIMICE

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

Proteinele din organismul viu, în procesul schimbului de substanțe, conduc la formarea ureei CO(NH₂)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, sulfatați, 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 dm³ de apă. Acest parametru este indicat a fi determinat pentru apele uzate industriale care ajung în stația de epurare urbană.

- Alcalinitatea apelor uzate este dată de prezența bicarbonaților, carbonaților alcalini și a hidroxizilor. Apele uzate menajere sunt ușor alcaline, caracterizate prin valoare pII-ului în limitele de 7,2-7,6. În laborator această caracteristică chimică se determină prin neutralizarea unui dm³ 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 pII-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 hidrogenul 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 apariția 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 spectrofotometriei cu absorbție atomică al cărui aparat este capabil să determine un număr de 27 clemente 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 hidofilă. După felul cum disociază în apă, detergenții pot fi:

♦ **detergenți anionici** a căror grupare hidofilă 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; distrug bacteriile și alte organisme necesare epurării biologice; provoacă spumă abundentă la suprafața apei în bazinele de aerare).

♦ **detergenți cationici** care au gruparea hidofilă 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 unei temperaturi mai ridicate a mediului (vara). Determinarea nitriților (azotiților) 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 acvatice, fiind recomandată prezența lor, în anumite limite, 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, în schimb pentru a atenua procesul de eutrofizare a apelor, se impune reducerea lor în compuși simpli (azot molecular) prin tehnologii de denitrificare.

- * Produsele petroliere, grăsimi și uleiuri formează o peliculă plutitoare 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 mg/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 apă 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, scatol 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 numită limită de saturație - depinde de temperatură și variază de la $7,63 \text{ mg/dm}^3$ la 30°C , la $9,17 \text{ mg/dm}^3$ la 20°C și la $14,23 \text{ mg/dm}^3$ 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 acvatice. La un grad de saturație de 100% oxigenarea apei prin dizolvarea oxigenului atmosferic se

reducе 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 Winckler (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 instalațiile 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 biochimic de oxigen, consumul chimic de oxigen, și stabilitatea relativă a apelor uzate.

* Consumul biochimic de oxigen (CBO) exprimat în mg/dm^3 reprezintă cantitatea de oxigen consumat de către bacterii și alte microorganisme pentru descompunerea biochimică, 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 CBO_5 .

Determinarea mărimii CBO_5 se face în funcție de destinația analizei probei, atât pentru apele uzate brute cât și pentru apele epurate. Rezultă că CBO_5 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 CBO_5 variază în limitele de 100 și $400 \text{ mg}/\text{dm}^3$; 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-1990)
în $\text{g}/\text{loc} \times \text{zi}$

Materii solide	Totale	Minerale	Organice	CBO_5
Totale	250	105	145	54
Dizolvate	160	80	80	12
În suspensie din care:	90	25	65	42
Sedimentabile	54	15	39	19
Nesedimentabile	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 nitrificarea substanțelor organice. În figura 2.2 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.

Viteza de oxidare în faza de carbon sau viteza de consum a oxigenului la o temperatură constantă este proporțională în fiecare moment cu 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 monomoleculare, Streeter și Phelps (1925) și mai târziu Theriault (1927), în urma a numeroase experiențe, au stabilit că viteza consumului de oxigen pentru oxidarea substanțelor organice este în orice moment proporțională cu cantitatea de materie organică neintrată 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, $L_t = L_0 - X_t$.

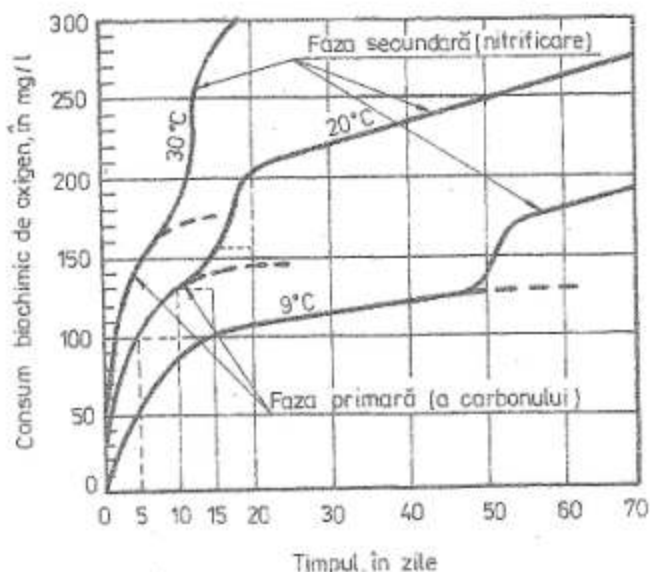


Fig. 2.2. Consumul biochimic de oxigen

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:

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

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

Ecuația (2.3) exprimă oxigenul biochimic necesar (OBN) apei după ce a trecut timpul t , iar ecuația (2.4) exprimă consumul biochimic 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.2.3-a, iar sub formă generală în fig. 2.3-b.

Prin cercetări experimentale s-a stabilit că raportul între valorile CBO_5 și CBO_{20} (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 $20^\circ C$, CBO_5 reprezintă 68,4% din CBO_{20} , așa cum se observă și în graficul din figura 2.4.

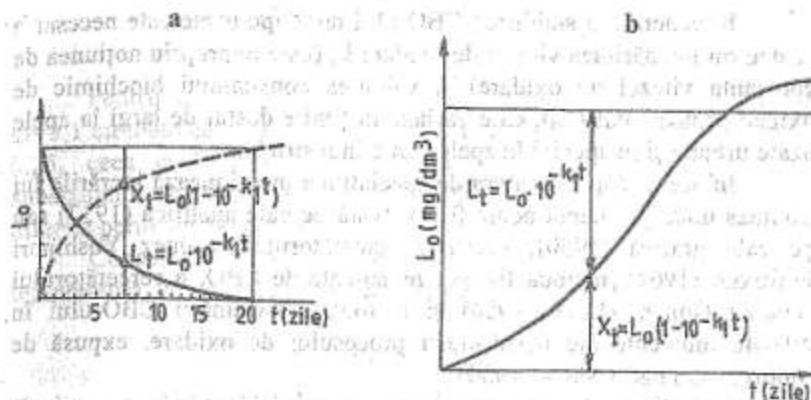


Fig. 2.3. Variația consumului primar de oxigen

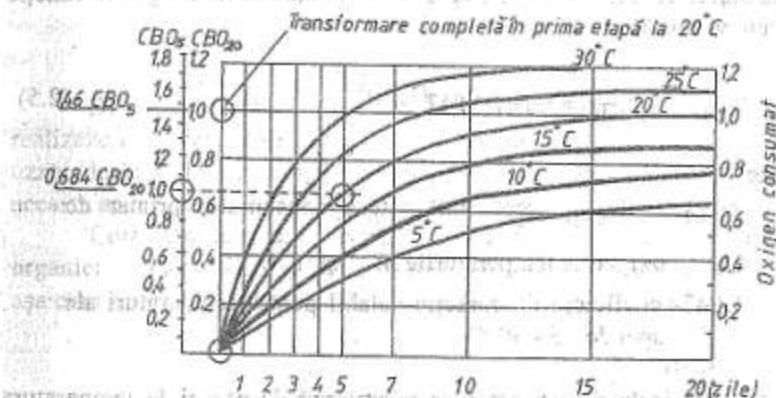


Fig. 2.4. Consumul biochimic de oxigen în faza primară de oxidare a substanțelor organice

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 biochimic de oxigen primar total (L_0), care variază în limite destul de largi la apele uzate urbane 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 biochimic, 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 biochimic 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 $T_1^\circ\text{C}$ și $T_2^\circ\text{C}$

1,047 - coeficient de corecție valabil pentru temperaturi ale apei de $15 - 30^\circ\text{C}$

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.

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 CBO_{20} în funcție de norma de consum

Norma de consum (q) - $\text{dm}^3/\text{loc.zi}$ -	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 (CBO_{20}) pentru apa decantată, reprezintă circa 40 g/loc.zi, ceea ce permite determinarea lui L_0 în mg./dm³, pentru apele uzate menajere în funcție de norma de consum, q în dm³/loc.zi, cu ajutorul relației:

$$L_0 = \frac{a \cdot 1.000}{q} \quad (2.9)$$

în care a reprezintă CBO_{20} /loc.zi, iar rezultatele sunt prezentate în tabelul 2.2.

Cercetările efectuate de Bazeakina (1958) au arătat că valoarea CBO_{20} 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.

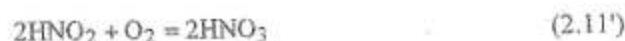
Procesele de oxidare aferente celor două faze, primară și secundară, permit determinarea consumului biochimic de oxigen, cu ajutorul relației:

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

în care:

- X_t - consumul CBO la timpul t ;
- L_1, L_2 - consumul CBO pentru oxidarea substanțelor organice compuși ai carbonului, respectiv a substanțelor organice care conțin azot;
- k_1, k_2 - 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 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 $2 \times 14 = 28$ părți greutate azot, $8 \times 16 = 128$ 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, $k_2 = (0,2 - 0,3)k_1$.

În laborator, determinarea CBO_5 sau CBO_{20} 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, fără a neglija procesul de nitrificare și de denitrificare în cazul apelor cu concentrații mari de azot amoniacal.

♦ 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 oxidant. 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%.

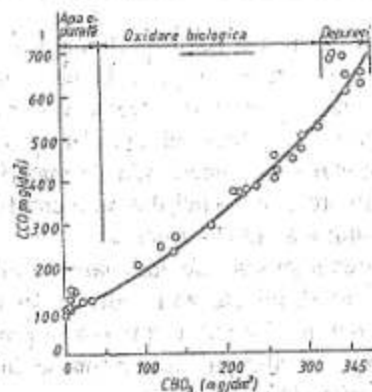


Figura 2.5. Reprezentarea grafică a raportului dintre CBO și CCO

Pentru aceste ape în figura 2.5 se prezintă graficul raportului dintre CCO și CBO în procesul lor de epurare biologică.

♦ **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 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, înregistrează variațiile de concentrație ce sunt exprimate 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 bioxid de carbon;
- hidrogenul este convertit spre apă;
- azotul în stare trivalentă ajunge în stare de acid nitric;
- ionul de sulfat 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%
$2 H_2 + O_2$	$2 H_2O$	95 - 100%

$2 N^{2+} + O_2$	$2 NO$	≈ 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 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	$\frac{CBO_5}{COT}$	$\frac{CCO}{COT}$
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 urbane și industriale, se procedează la asigurarea de azot suplimentar. Determinarea în laborator a azotului total din apele uzate se face în conformitate cu prevederile STAS 7312-83, iar a azotului amoniacal conform STAS 8683-70; determinarea nitraților și a nitriților va respecta prevederile STAS 8900-71, respectiv STAS 8900/2-71.

♦ **Putrescibilitatea, stabilitatea și stabilitatea relativă** a apelor uzate menajere constituie o determinare caracteristică a acestor ape lipsite, parțial sau 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 îl 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: saprofitice 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 prezentați în tabelul 2.1.

În canalizările urbane 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 stația 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 analize în apele 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 (CBO_5), materii în suspensii etc. existenți în apele uzate menajere (tabelul 2.1.). Frecvent se calculează locuitorii echivalenți în funcție de CBO_5 (54 g/loc-zi), 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 gunoii de grajd, 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 10 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 B_{12} , 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, steril în amestec cu materiale clasice și/sau alți lianți se obțin materiale de construcții (cărămizi, mortare, materiale de umplutură 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 de produsele nedorite - apa uzată și nămoluri rezultate din epurarea acestor ape.

Capitolul 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 plutitoare, 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 (CO_2), acidul azotic (N_2O_3) și anhidrid 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 activitate microorganismelor anaerobe, oxigenul legat chimic de azot din nitriții și nitrații existenți în nămoluri. Aceste procese se realizează în bazinele de fermentare a nămolului (metantancur 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 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, decantare, fose septice etc. Operația de reținere din apele uzate a compuşilor și a impurităților de dimensiuni mari, se numește degrosisarea apelor și se referă la procesele fizice ce au loc în grătare, deznisipatoare și separatoare de grăsimi. 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 orașenească 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 orașenești conțin 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 decantarele 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 CBO_5/dm^3 și 20 - 30 mg suspensii/ dm^3 la deversare în receptor. Apele uzate orășenești vor avea valori superioare acestora, mărimea 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 procedeelelor 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 - 50%, 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 (irigarea, 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 fermentate 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.

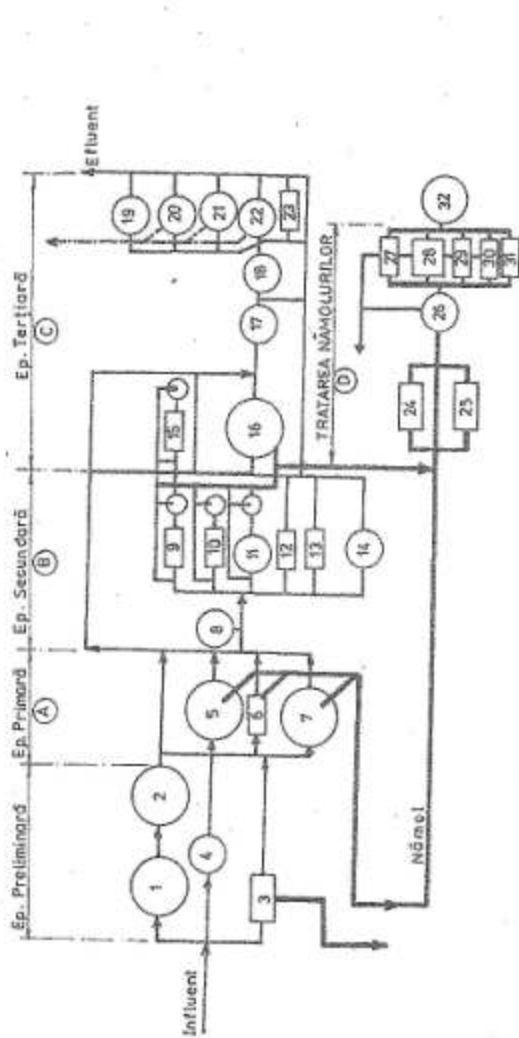


Figura 3.1. - Schema tehnologică generală de epurare a apelor uzate și de tratare a nămolurilor

A - epurare primară; B - Epurare secundară; C - Epurare terțiară; D - tratarea nămolurilor;
 1 - bazin de egalizare; 2 - neutralizarea apelor; 3 - separator de grăsimi; 4 - grătare (sito); 5 - decanțarea primară; 6 - flotație;
 7 - coagulare chimică; 8 - bazin pentru adsorbție de nutrienți; 9 - bazin cu nămol activ; 10 - bazin cu aerare prelungită; 11 - filtrare biologică;
 12 - epurare biologică naturală (înzăsi biologică); 13 - idem, câmpuri de irigații; 14 - oxidare chimică; 15 - denitrificare;
 16 - coagulare chimică; 17 - filtrarea și microsițarea; 18 - adsorbție; 19 - electroliză; 20 - schimb ionic; 21 - evaporare;
 22 - osmoză inversă; 23 - dezinfecție; 24 - tratarea termică; 25 - fermentare aerobă sau anaerobă; 26 - ingroșător de nămol;
 27 - dehidratare sub apă; 28 - planforine de nămol; 29 - vacuum filter; 30 - centrifugare; 31 - filtre prese; 32 - valorificare în agricultură.

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 1343-1995 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 amonte 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 amonte 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.

AUTOEPURAREA RECEPTORILOR

4.1. IMPURIFICAREA RECEPTORILOR

Evacuarea directă a 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 localității 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 antrenază 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 fitoplantonice, 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 îngrășămintă 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).

Caracterizarea calității apelor freatice se efectuează pe baza, atât a unor indicatori generali care se referă la regimul natural, cât și a unor indicatori specifici stabiliți în funcție de eventualele tipuri de poluare existente în zona respectivă. În zonele de amplasare a unor obiective industriale importante care pot reprezenta surse potențiale de poluare a subteranului, se instituie sisteme locale de monitorizare a calității apelor freatice. În acest scop, se vor amplasa un număr de foraje de observație, care vor permite a se pune în evidență eventualele poluări ale apelor subterane, precum și evoluția dinamică a acestora, în raport cu măsurile luate pentru eliminarea cauzelor care au produs aceste poluări.

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, (poluare punctiformă) fie indirect, prin antrenarea în cursurile de apă de către apele meteorice a impurităților răspândite pe suprafața solului (poluare dispersată).

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 maree neagră.

În funcție de agentul poluant deversat în bazinul 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 materiilor organice), bacteriologică (datorită bacteriilor patogene și a virusurilor care predomină în compoziția apelor uzate) și termică (pentru apele cu o temperatură de peste 30°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 turburelii, 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 procese 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 efecte 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, viscozitatea, 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 reduse pe patul albiei are o influență minoră, 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 viscozitatea 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. Viscositatea 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 acvatice, 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 curenti 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 parametri 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.

Caracteristicile hidraulice ale albiei (debitul, adâncimea, lățimea, panta, 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 minim anual cu probabilitatea 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 definit 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 probabilitatea de 95%, mărimea acestuia fiind stabilită de organul de gospodărire a apelor care emite acordul pentru deversarea apelor uzate. Pentru unitățile economice care deversează ape uzate 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:

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

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:

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

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 în care apa uzată se amestecă în procent de 70 - 80% cu debitul receptorului.

Pentru a favoriza realizarea unui amestec cât mai eficient și pe 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 CBO_5 necesită circa 10 zile în apa unui râu mare și adânc, în timp ce într-un bazin cu nămol activ sunt necesare circa 5 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 factori 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 naturale 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 sulfați, 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 într-o serie de dehidrogenări și din combinarea hidrogenului rezultat cu un acceptor, care în respirația aerobă este oxigenul dizolvat, liber, iar în respirația anaerobă este substanța 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 natură 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 $0,04 \text{ m}^2$ suprafață corporală în timp ce pentru un kg bacterii revin 4.000 m^2 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 mediul 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 volum, la temperatură normală, în comparație cu 21% cît 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 aérobe care iau parte la mineralizare, pot fi citate cele producătoare de pigmenți ca *Bacterium prodigiosum*, *Pseudomonas pyocyanea* etc.

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

Intr-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 CBO_{20} în secțiunea A;

L_B - 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 (constantă 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 intensitate rapidă a proceselor biologice și deci o creștere a constantei k_1 . Aceeași tendință 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°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 hotărâtoare, toate calculele vor fi conduse conform relațiilor prezentate anterior (v. cap. 2.4); dacă temperatura apei nu diferă mai mult cu 1 - 2°C față de temperatura de 20°C, se poate neglija influența temperaturii asupra procesului 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) în apele de suprafață

După cum s-a arătat, într-o secțiune a receptorului, paralel cu consumul de oxigen din apă, se produce și înprospătarea 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 hidrotehnice efectuate asupra receptorului, acestea pot influența pozitiv sau negativ furnizarea de oxigen.

A doua sursă de reoxigenare a apelor o constituie oxigenul produs prin fotosinteză de către plantele acvatice, în principal de către alge. 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 luminii solare, concomitent cu degajarea de oxigen, care poate produce chiar și o suprasaturare a apei în cazul prezenței algelor în cantități mari; la înflorirea apei, suprasaturația poate depăși 200%. Fotosinteza prezintă variații ciclice diurne și anuale, cu maxime vara în timpul zilei, între orele 14 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 reaerarea prin dizolvarea oxigenului din atmosferă. Cantitatea de oxigen obținută prin reaerare constituie sursa cea mai importantă pentru oxigenarea apelor. Absorbția oxigenului

din aer are loc numai în cadrul limitei de saturație, procesul fiind favorizat și de gradul de turbulență al apei, de caracteristicile fizice și biologice ale receptorului, 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 descreșterii deficitului de oxigen se exprimă prin ecuația:

$$-\frac{dD_1}{dt} = K_2 D_1 \quad (4.9)$$

în care:

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

D_1 - 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:

$$\ln \frac{D_0}{D_1} = k_2 t; \quad \ln \frac{D_1}{D_0} = -k_2 t \quad (4.10)$$

Transformând logaritmi naturali în logaritmi zecimali și notând noul coeficient de reaerare cu $k_2 = K_2 \lg e = 0,434 \cdot K_2$, se obține:

$$\lg \frac{D_1}{D_0} = -k_2 t \quad (4.11)$$

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:

$$D_1 = D_0 \cdot 10^{-k_2 t} \quad (4.12)$$

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 deficiturile 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 turbulență 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:

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

în care:

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

$$k_2 = 4,74 \left(\frac{V}{h} \right)^{0,25} \quad (4.14)$$

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

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

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

$$k_{2(T)} = k_{2(20)} \cdot 1,016^{(T-20)} \quad (4.15)$$

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

Tabelul 4.2.

Coeficientul de reaerare în funcție de caracteristicile receptorului

Caracteristicile receptorului	Valoarea k_2 la temperatura apei de:					
	5°C	10°C	15°C	20°C	25°C	30°C
- cu viteză foarte mică de curgere sau ape staționare	-	-	0,11	0,15	-	-
- cu viteză mică de curgere	0,16	0,17	0,18	0,20	0,21	0,24
- cu viteză mare de curgere	0,38	0,42	0,46	0,50	0,54	0,58
- 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 reacrare 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. Reacrarea 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 provenind din centrele populate. Reacrarea 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.

Reacrarea 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 ar corespunde concentrații ale oxigenului dizolvat în apă de ordinul a 4 mg/dm^3 la 15°C și de $3,3 \text{ mg/dm}^3$ 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 $^{\circ}\text{C}$	Pentru apele de suprafață ce conțin cloruri mg/dm^3				
	0	5,0	10,0	15,0	20,0
0	14,62	13,79	12,9	12,1	11,32
1	14,23	13,41	12,6	11,8	11,03
2	13,84	13,05	12,2	11,5	10,76
3	13,48	12,72	11,9	11,2	10,50
4	13,13	12,41	11,6	10,9	10,25
5	12,80	12,09	11,3	10,7	10,01
6	12,48	11,79	11,1	10,4	9,78
7	12,17	11,51	10,8	10,2	9,57
8	11,87	11,24	10,6	9,98	9,36
9	11,59	10,97	10,3	9,76	9,17
10	11,33	10,73	10,1	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	8,63	8,14
16	9,95	9,46	8,96	8,47	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 reacerare, în apa receptorului.

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 Phelps (1925), Fair (1939) și Thomas (1948).

Astfel, în primul proces de autoepurare organică, unde viteza de oxidare biochimică a materiilor organice este proporțională cu cantitatea de materii organice rămase neoxidate, conduce la creșterea deficitului de oxigen din apă sub forma:

$$\frac{dD_1}{dt} = k_1 L \quad (4.16)$$

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

$$\frac{dD_1}{dt} = -k_2 D \quad (4.17)$$

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

$$\frac{dD_1}{dt} = k_1 L - k_2 D \quad (4.18)$$

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:

$$D_1 = \frac{k_1 L_0}{k_2 - k_1} (10^{-k_2 t} - 10^{-k_1 t}) + D_0 \cdot 10^{-k_2 t} \quad (4.19)$$

în care:

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_1 - deficitul de oxigen față de saturație la timpul t , în mg/dm^3 ;

k_1 și k_2 - viteza de desoxigenare, respectiv de reacerare, în zile⁻¹.

Dacă la evacuarea apelor uzate în receptor, 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 receptorului definit de ecuația (4.19), rezultă prin însumarea grafică a consumului de oxigen după relația (2.3) și oxigenul dizolvat prin reacerare exprimat de ecuația (4.12), graficul fiind prezentat în figura 4.1. Această curbă

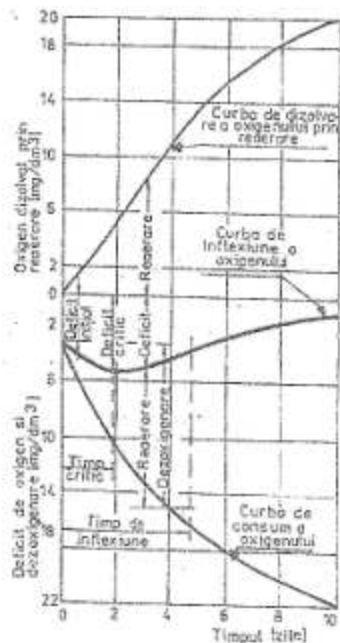


Figura 4.1. Curba de variație a bilanțului de oxigen dizolvat în procesul de autoepurare

caracterizează procesul consumului de oxigen de reacerare 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 curbă 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 reacerare. 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.

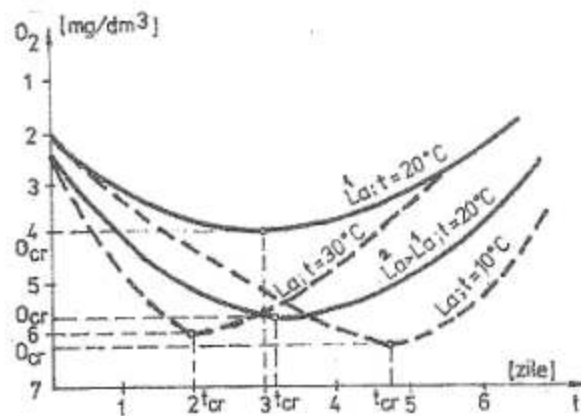


Figura 4.2. Influența temperaturii și a CBO inițial asupra variației consumului de oxigen dizolvat

Regimul de oxigen în receptor depinde de temperatura apei și de concentrația în poluanți organici ai apelor uzate evacuate în receptor. Astfel, 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), timpii de înregistrare a deficitului maxim cresc odată cu mărimea lui L_0 , (exprimată în CBO_{20}). 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 receptorului 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 clorofiliene ca producătoare de oxigen, fauna și flora acvatică consumatoare de oxigen, eventualele poluări intermediare etc.

4.2.2. Autoepurarea bacterială a apelor de suprafață

Impurificarea bacteriologică a apelor de suprafață este caracterizată de existența în apele uzate menajere sau industriale a unor micro- sau macroorganisme care au o acțiune negativă asupra calității igienice ale apei sau asupra utilizării acesteia 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 "inflorire" 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 zonei 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 reziduați sunt bacteriile nepatogene conținute în dejecțiile umane și animale. Primul indicator al contaminării bacteriologice constituie prezența *Bacillus coli*. Al doilea indicator reprezintă contaminarea cu streptococi de proveniență fecală care sunt mai rezistenți decât coliformii la acțiunea clorurii. 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 ;

B_0 - numărul inițial de bacterii;

k - viteza de distrugere a bacteriilor.

Raportul B/B_0 exprimă proporția de bacterii care supraviețuiește în apă, iar $(1 - B/B_0)$ 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 practic complete. În anotimpul calduros, 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 nesemnificativ. În timpul frigiduros 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 porțiuni 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 glomerulară), 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 apa uzată care nici nu are condiții de autoepurare aerobă; în aceste soluri se 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 apa 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.

Capitolul 5

SCHEMELE STATIILOR DE EPURARE

5.1. CONDITII 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 social-economice, evacuarea apelor uzate în apele de suprafață se face numai în condițiile prevăzute de Legea Apelor nr. 107/1996 și cu respectarea prevederilor NTPA-001/1997.

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 urmărite 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 receptorul sub limitele categoriei a III-a de calitate. Pentru a fi îndeplinită această cerință, se impune în afara acestor măsuri evacuarea prin dispersie a apelor uzate în emisar.

În tabelul 5.2 sunt prezentate limitele maxime admisibile ai principalilor indicatori de calitate ai apelor uzate (Normativ NTPA-001/1997), corespunzătoare unui grad de diluție mare ca trei. Pentru grade de diluție mai mici ca trei (cu excepția Fluviului Dunărea) se vor reduce proporțional aceste valori limită, cu respectarea indicatorilor de calitate prevăzuți în STAS 4706-88, pentru cel puțin categoria a II-a de calitate. Modul de calcul va ține seama de intervalul determinat de gradul de diluție 3:1, în care vor trebui respectate valorile, în apele uzate, corespunzătoare celor din tabelul 5.2 (ca limită superioară) și de valorile corespunzătoare gradului de diluție 1:1 (ca limită inferioară), situație în care se vor lua în calcul valorile indicate în STAS 4706/88 pentru cel puțin categoria a II-a de calitate. Între limita superioară și cea inferioară se consideră o variație liniară a valorilor limită, ceea ce permite a se calcula, prin extrapolare, valorilor pentru grade de diluție mai mici de 1:1. Pentru ape uzate cu debite mai mari de 500 dm³/s care sunt evacuate în receptori ai căror debite sunt de trei ori mai mari decât cele ale apelor uzate, la gura de vărsare se vor prevedea sisteme de dispersie/difuzie.

Tabelul 5.1.
Domeniul de utilizare al apelor de suprafață și valorile limită pentru unele caracteristici de calitate a apei

Categorie	Domeniul de utilizare	Caracteristici de calitate
I	- alimentarea centralizată cu apă potabilă	O ₂ ≥ 6 mg/dm ³ CBO ₅ ≤ 5 mg/dm ³ CCO - Mn = 10 mg/dm ³ CCO - Cr = 10 mg/dm ³ Bacili coli = 10 ⁵ /dm ³
	- alimentarea centralizată cu apă a unităților de creștere a animalelor	
	- alimentarea centralizată cu apă a întreprinderilor din industria alimentară și din alte ramuri de activitate care necesită apă de calitate a celei potabile	
II	- reproducerea și dezvoltarea salmonidelor în amenajări piscicole	O ₂ ≥ 5 mg/dm ³ CBO ₅ ≤ 7 mg/dm ³ CCO - Mn = 15 mg/dm ³
	- stranduri organizate, piscine	
	- alimentarea cu apă a amenajărilor piscicole cu excepția celor salmonele	
III	- alimentarea cu apă a unor procese tehnologice industriale	O ₂ ≥ 4 mg/dm ³ CBO ₅ ≤ 12 mg/dm ³ CCO - Mn = 25 mg/dm ³ CCO - Cr = 30 mg/dm ³
	- scopuri urbanistice și de agrement	
	- alimentarea cu apă a sistemelor de irigații	
IV	- alimentarea cu apă a industriilor pentru scopuri tehnologice (răcirea agregatelor etc.)	CCO - Mn = 25 mg/dm ³ CCO - Cr = 30 mg/dm ³
	- alimentarea cu apă a industriilor pentru scopuri tehnologice (răcirea agregatelor etc.)	

Tabelul 5.2
Valorile admisibile ale principalelor substanțe poluante din apele uzate înainte de evacuarea acestora în apele de suprafață

Nr.cri	Indicator de calitate	U.M.	Limite maxime admisibile
1.	Temperatura	°C	30
2.	pH	unit. pH	6,5 - 8,5
3.	Materii totale în suspensie (MTS)	mg/dm ³	60
4.	CBO ₅	mg/dm ³	20
5.	CCO - Mn	mg/dm ³	40
6.	CCO - Cr	mg/dm ³	70
7.	Azot amoniacal (NH ₄ ⁺)	mg/dm ³	2,0
8.	Azot total (N)	mg/dm ³	10,0
9.	Azotați (NO ₃ ⁻)	mg/dm ³	25,0

10.	Azoziți (NO_2^-)	mg/dm ³	1,0
11.	Sulfuri și hidrogen sulfurat (H_2S)	mg/dm ³	0,1
12.	Subst. extractibile cu eter de petrol	mg/dm ³	5,0
13.	Reziduu filtrat la 105°C	mg/dm ³	2000
14.	Bacterii coliforme totale	nr./100 cm ³	1 mil.

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 NTPA/001&1997 (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 ale 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 urmare a epurării, a unei părți din elementele poluante de natură fizică, chimică și biologică din apele uzate.

asfel încât, partea rămasă în apa epurată, să reprezinte valoarea limită admisibilă stabilită prin NTPA-001/1997, iar după amestecarea și diluția cu apele receptorului să fie realizați 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:

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

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 NTPA-001/1997;

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;

$C_{max adm}$ - concentrația maximă admisibilă a aceluiași tip de poluant în 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
- deznisipatoare, decantoare	25 - 40	40 - 70	25 - 75
Mecano-chimice			
- inst. de coagulare + decantare	50 - 85	70 - 90	40 - 80
- stații de clorare (apă brută sau decantată)	15 - 30	-	90 - 95
- idem, apă epurată biologic	-	-	98 - 99
Mecano-biologică naturală			

- 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 CBO_5

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:

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

în care:

L_{uz} - CBO_5 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 $20^\circ C$, $k_1 = 0,1$);

L_r - CBO_5 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} - CBO_5 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 CBO_5 , 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:

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

de unde rezultă valoarea limită de CBO_5 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 calculează 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, calculul 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 receptori 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 deversare a apelor uzate până la acel punct unde se înregistrează deficitul maxim de oxigen se determină cu relația:

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

în care:

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

k_2' - 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;

$L_1 = CBO_{20}$ 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:

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

În continuare se calculează diferența dintre concentrația oxigenului la saturație 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 reface 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 va face o comparație cu cel calculat după CBO_5 , alegându-se valoarea cea mai mare.

Calculul regimului de oxigen va fi mai precis și mai complet dacă toate mărimile din ecuațiile (5.9) . . . (5.12) sunt determinate pe cale directă prin studierea preliminară a tronsonului de receptor unde se presupune a se efectua 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 uzate și de suprafață, cu respectarea condițiilor de calitate impuse de norme.

Ecuția de bilanț al oxigenului pentru ape curgătoare, a fost stabilită sub forma:

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

și

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

în care:

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 saturație (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.

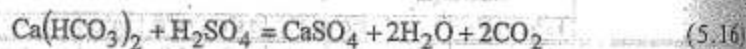
Tabelul 5.4
Factorii de încărcare F , în mg/dm^3 și timpii critici, în zile, pentru diferite tipuri de apă de suprafață

Tipul apei de suprafață	a. Conținutul de oxigen în secțiunea de deversare este egal cu cel de saturație, adică de deversare este la limita admisibilă			b. Conținutul de oxigen în secțiunea de deversare este egal cu cel de saturație, adică de deversare este la limita admisibilă			Durata de aerare a apei, t_c , [zile] până la punctul unde deficitul de O_2 este maxim		
	15°C	20°C	25°C	15°C	20°C	25°C	15°C	20°C	25°C
1. Eleștee	0,5	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

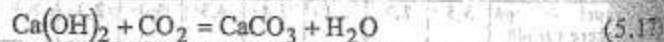
5.2.4. Calculul gradului de epurare necesar după reacția activă (pH)

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 $\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$ și bicarbonați de magneziu $\text{Mg}(\text{HCO}_3)_2$ 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 greutăților moleculare, $61/44 = 1,39$.

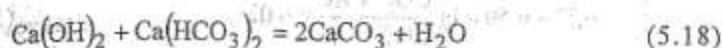
Acizii care se evacuează în emisar împreună cu apele uzate (de proveniență industrială) reacționează cu bicarbonații punând în libertate acidul carbonic, în urma acestor reacții se reduce cantitatea de bicarbonați din apă; reacția de neutralizare a acidului sulfuric se prezintă astfel:



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



Neutralizarea alcaliilor se face și pe seama distrugerii bicarbonaților în 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 NTPA-001/1997, 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 $\text{pH} = 6,5$, se poate stabili cu relația (5.19), astfel:

$$6,52 - 6,50 = \lg \frac{CO_2^{lib} + Ac}{CO_2^{bic} - Ac} = 0,02 \quad (5.20)$$

de unde rezultă:

$$Ac = 0,511 \cdot CO_2^{bic} - 0,488 \cdot CO_2^{lib} < \frac{1}{3} CO_2^{bic} \quad (5.21)$$

Gradul de epurare necesar apelor acide va fi:

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

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 formă:

$$6,52 = 8,50 = -1,98 = 2,02 + \lg \frac{CO_2^{lib} - Al}{CO_2^{bic} + Al} \quad (5.23)$$

de unde rezultă:

$$Al = 0,99 \cdot CO_2^{lib} - 0,0104 \cdot CO_2^{bic} \quad (5.24)$$

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:

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

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 substanță toxică 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 receptorului, a terenului de fundații, de alimentare cu energie electrică etc.

Apele uzate trebuie epurate mecanic în orice sistem de canalizare și pentru orice receptor, indiferent dacă din calculul gradului de epurare necesar rezultă valori negative de epurare. Pentru localități cu o populație de până la 15 - 20 mii de

locuitori, în funcție de condițiile locale, se poate renunța 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 schemelor 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.

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 scurte 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.

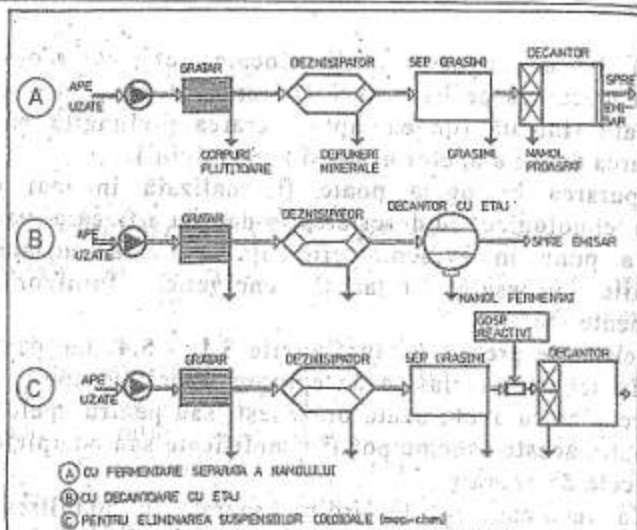


FIG 5.1 SCHEMA EPURARII MECANICE

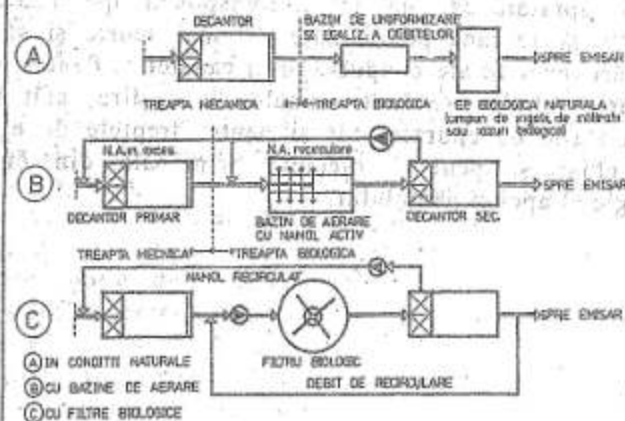


FIG 5.2 SCHEMA EPURARII BIOLOGICE

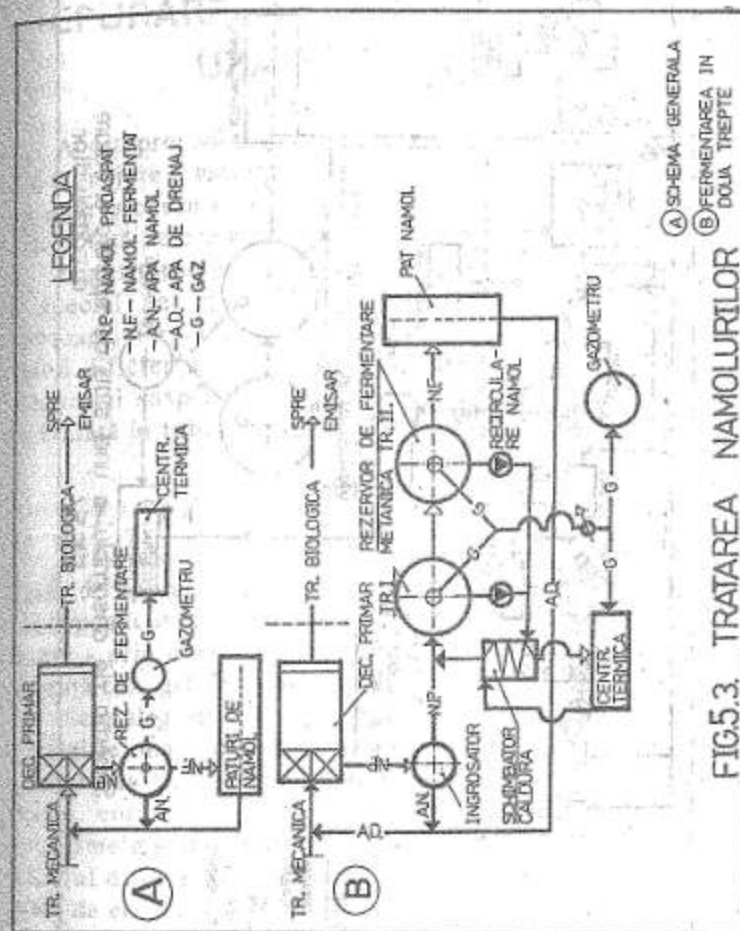
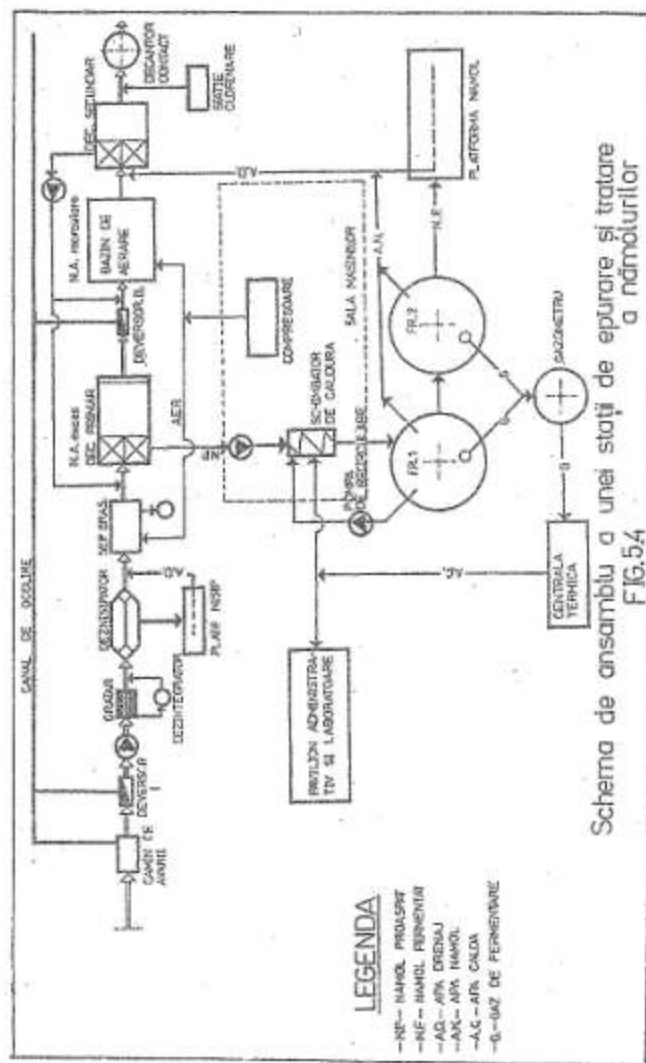


FIG 5.3 TRATAREA NANOLURILOR



Capitolul 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 la 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 procedeul 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, cârpe 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 exploatarei.

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, în 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 să fie 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°).

Față de aceste soluții clasice de grătare, în prezent se aplică grătare cu funcționare automată care, în afară de faptul că sunt caracterizate de o fiabilitate ridicată (piese în mișcare cu turație redusă), prezintă un consum mic de energie și o eficiență deosebită privind reducerea materiilor groșiere din apă deoarece interspațiile sunt mult mai mici, între 0,25 mm până la 15 mm.

Aceste instalații sunt executate din oțel inoxidabil de către diferite firme cu experiență în acest domeniu (Europa, America, Japonia etc.), permițând extragerea continuă a depunerilor de pe grătare și transportul lor la suprafață printr-un transportor melcat spre un jgheab din apropiere unde are loc

operația de spălare și apoi de presare, volumul fiind redus până la circa 55%. Materialul spălat și presat se transportă în containere speciale spre zonele de depozitare a deșeurilor urbane.

Astfel, la Stația de epurare a municipiului Iași unde în prezent se desfășoară acțiunea de modernizare și reînnoțire de către firma Mannesmann Demag A.G. Energie und Umweltechnik din Dusseldorf, grătarele rare din zona amonte a stației de pompare sunt înlocuite cu grătare noi complet automatizate cu interspații de 30 mm, panourile având înclinarea de 45°. Comanda curățirii grătarelor se face automat prin senzori de diferență a nivelului apei după sistemul bulelor de aer. După efectuarea operației de curățire, grebla grătarului intră în poziție de repaos până la primirea unei noi comenzi de intrare în lucru. După stația de pompare, se prevede o altă cameră a grătarelor alcătuită din patru panouri de grătare fine cu interspații de 6 mm. Fiecare panou este prevăzut cu o parte fixă și una mobilă care asigură operația de autocurățire pe toată suprafața grătarului în baza principiului de contra flux, eliminând astfel operația de curățire suplimentară. În imediata apropiere se află un șneș pentru transportarea materiilor reținute spre o instalație de spălare. Din motive de igienă și de protecție sanitară, această instalație este acoperită cu un scut de tablă dispus pe toată lungimea ei.

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 remuului 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 intemperiiilor, mecanismele de curățire și de tocarea a reținerilor de pe grătare.

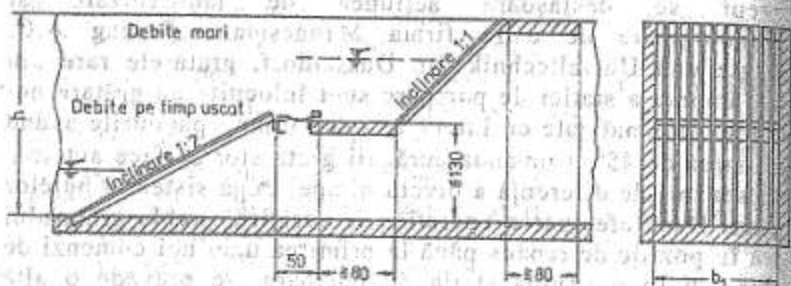


Figura 6.1. Grătar plan cu curățire manuală

Grătarele cu curățire manuală (fig. 6.1.) se utilizează numai la stațiile de epurare mici cu debite până la $0,1 \text{ m}^3/\text{s}$, care deservesc maximum 15.000 locuitori. Curățirea se face cu greble, cângi, lopiți etc, iar pentru ușurarea exploatării se vor prevedea platforme de lucru la nivelul părții superioare a grătarului, lățimea minimă a acestora fiind de 0,8 m. Având în vedere variațiile mari de debite ce se înregistrează în perioadele ploioase sau uscate de-a lungul unui an, exploatarea va fi mult ușurată dacă se prevăd două panouri de grătare aferente debitelor respective.

Grătarul cu curățire mecanică (fig. 6.2.) constituie soluția aplicată la stațiile de epurare ce deservesc 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 exista riscul apariției mirosurilor neplăcute în zonă.

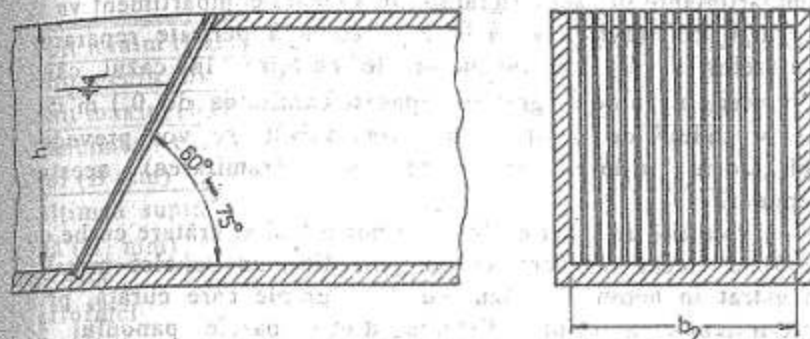


Figura 6.2. Grătar plan cu curățire mecanică

Spre deosebire de grătarele cu curățire manuală unde nu se prevăd 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 plutitor care pune în funcțiune mecanismul în momentul când pierderea de sarcină a depășit o anumită valoare. În unele situații se pot aplica curățitoare glisante care se rotesc pe o bandă, așa cum este prezentat în figura 6.3. un model fabricat la UNIO Satu Mare (existent în stațiile de epurare actuale). Grătarul plan cu curățire mecanică se notează

cu parametrii B, H și l, adică un grătar de 600-3000-10, conform caracteristicilor tehnice arătate în tabelul 6.1.

Așa cum se observă din tabelul 6.1., lățimea grătarelor este limitată, ceea ce presupune adoptarea de mai multe compartimente în camera grătarelor. Fiecare compartiment va fi prevăzut cu stavile de închidere pentru a permite repararea grătarelor și a mecanismelor de curățire. În cazul când depunerile reținute pe grătare depășesc cantitatea de $0,1 \text{ m}^3/\text{zi}$, iar procedeul de curățire este mecanizat, se vor prevedea obligatoriu utilaje pentru tocarea (fărâmițarea) 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, prevăzut cu două greble care curăță, prin intermitență, grătarul. Distanța dintre barele panoului se consideră de 16 mm, iar viteza apei printre bare variază între 0,8 - 1,1 m/s.

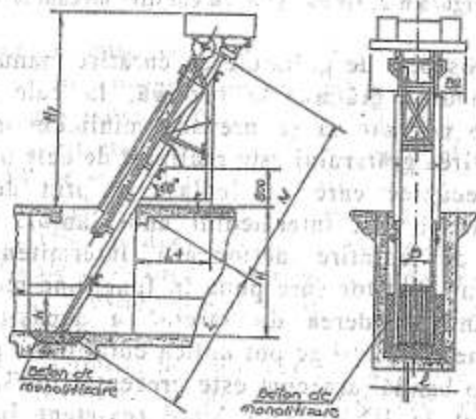


Figura 6.3. Grătar cu curățire mecanică

Tabelul 6.1.

Caracteristicile tehnice ale grătarelor plane cu curățire mecanică

Caracteristici	Lățimea panoului grătarului B (mm)					
	500	600	800	1000	1250	1600
Debit minim (l/s)	75	110	190	300	480	770
Debit mediu (l/s)	110	160	290	450	720	1200
Debit maxim (l/s)	150	210	380	590	950	1600
Adâncimea canalului (H mm)	4500	4000	3500	3000	2500	2000
Înălțimea supratecană (H ₁ mm)	3470			4300		
Lățimea platformei de lucru (L ₁ mm)	1200			1720		
Adâncimea apei în canal (h mm)	630			1250		
Electromotor	0,75 Kw/1000 rot/min			1,5 Kw/1500 rot/min		

Pentru comanda utilajului se specifică denumirea urmată de deschiderea 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 panourile 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.

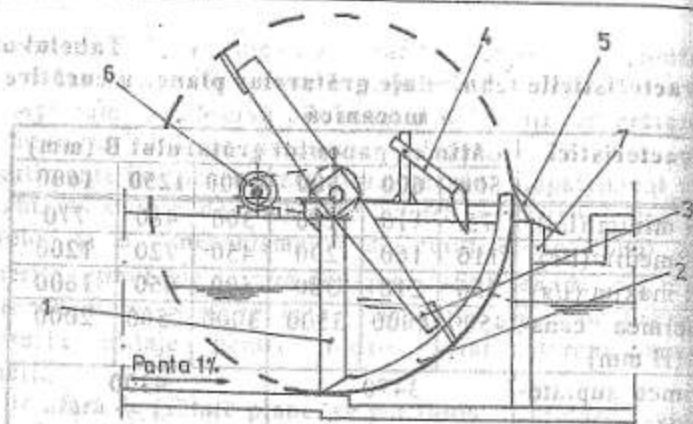


Figura 6.4. Grătar curb cu curățire mecanică
1 - sașiu; 2 - grătar; 3 - greblă; 4 - curățitor de greblă;
5 - descărcător; 6 - mecanism de antrenare; 7 - jgheab colector

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 se prevede 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 $2 Q_{or \max}$ 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.

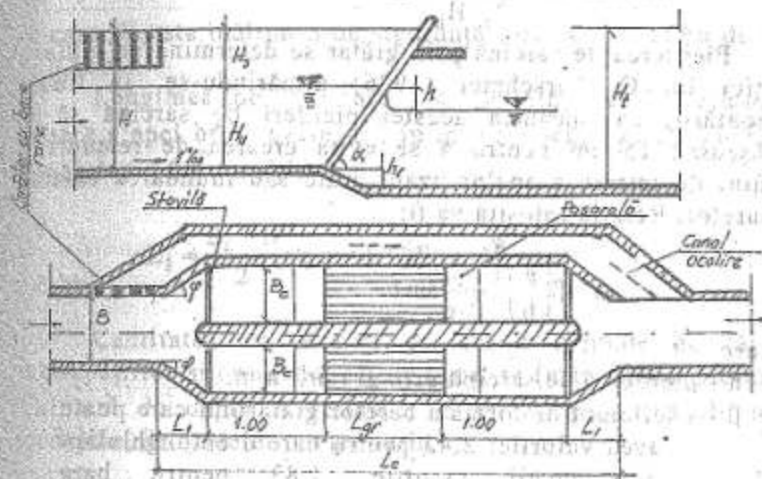


Figura 6.5. Elementele geometrice ale camerei grătarului

Lățimea panoului de grătar va fi:

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

în care g reprezintă grosimea barelor grătarului, în m.

Lățimea compartimentului 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 apei brute uzate, L_1 , în m, se calculează în funcție de unghiul $\phi = 20^\circ$, astfel:

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

Cantitatea de rețineri pe grătar depinde de lățimea interspațiilor și de modul lor de curățire (manual sau mecanic). Volumul de depuneri reținute, în m^3 /zi, pentru apele uzate menajere, se calculează cu relația:

$$V_d = \frac{N \cdot p \cdot 1}{365 \cdot 1.000} \quad (6.8)$$

în care:

- N - populația deservită de stația de epurare;

p - norma de depunere, în $\text{dm}^3/\text{loc.an}$, cu greutatea specifică de 750 daN/m^3 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 $\text{dm}^3/\text{om an}$ 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 clorură de var pentru evitarea atragerii muștelor și întârzierea fermentării lor.

6.2. PREZENTAREA TEORETICĂ A PROCESULUI DE SEPARARE A SUSPENSILOR 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, floclare etc.). Comportarea

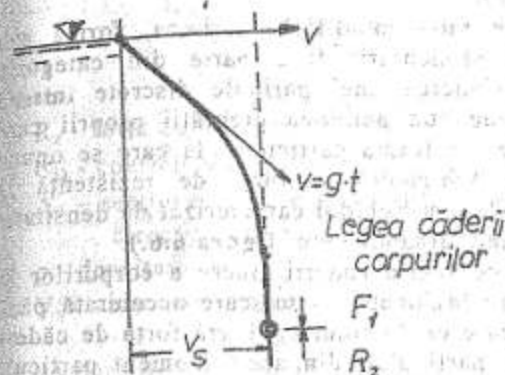


Figura 6.6. Traectoria unei particule discrete într-un bazin cu apă în repaus

Forma particulelor materiilor în suspensie este variabilă și greu de definit, motiv ce determină introducerea în calcule a unui coeficient de formă 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 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

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 floclare, 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.

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 portanța hidrostatică (Arhimede) și forța de rezistență la mișcare datorită frecărilor cu lichidul caracterizat de densitate, coeficientul de vâscozitate dinamică etc (figura 6.6.).

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 formei și greutății 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), la 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 tegim 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:

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

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

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

sau

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

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

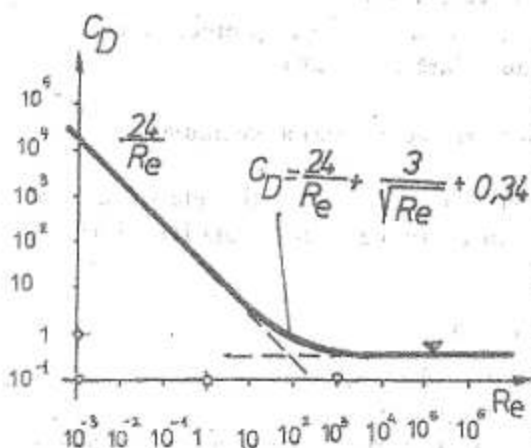


Figura 6.7. Variația coeficientului de frecare al lui Newton (C_D) în funcție de Re

ntul 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:

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

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 6.7., are o valoare constantă, de circa 0,4. Ecuația (6.12) poate fi scrisă sub forma:

$$v_s^2 = \frac{4}{3} \cdot \frac{g}{0,4} \cdot \frac{(\rho_s - \rho)}{\rho} \cdot d \quad (6.14)$$

sau

$$v_s = 5,7 \left[\left(\frac{\rho_s - \rho}{\rho} \right) \cdot d \right]^{1/2} \quad (6.14')$$

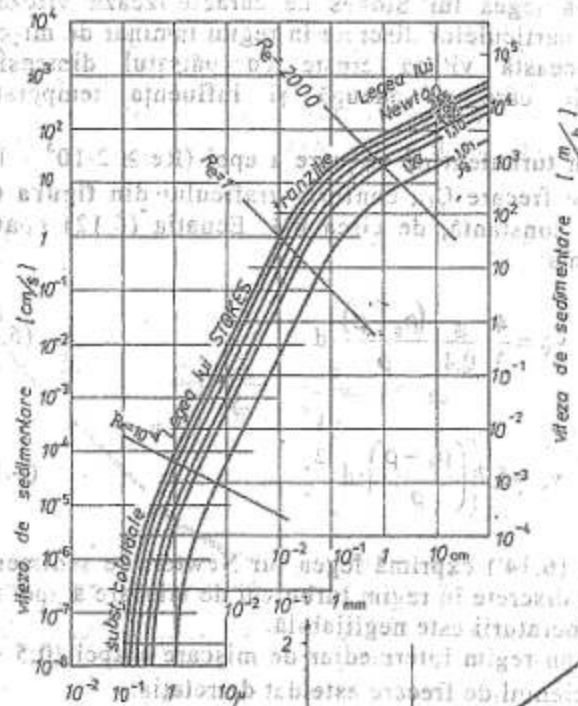
Relația (6.14') exprimă legea lui Newton de sedimentare a particulelor discrete în regim turbulent de mișcare a apei unde influența temperaturii este neglijabilă.

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 6.8 unde pe orizontală se alege diametrul particulei ce urmează a fi sedimentată din lichid, iar pe



Pentru ape cu alte temperaturi

Coef. de multiplicare: $\frac{1}{v_{s,20}}$

Fig. 6.8

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 6.8.

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 neregulate 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 suspensiile. În acest scop s-a ajuns la concluzia că particulele în suspensie din apele uzate se pot depune în patru moduri diferite, grupate în trei zone sau regimuri de sedimentare diferențiată (figura 6.9).



Grad de coalescență interparțială

Figura 6.9. Diagrama diferitelor moduri de decantare

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 clasă 1, sau reunite în flocoane separate, alcătuind clarificarea clasă a 2-a, regim de sedimentare ce caracterizează cele mai multe din suspensiile conținute în apele uzate.

Dacă 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 suficient de apropiate pentru a adera într-o structură plastică, depunându-se 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 suspensie, apar forțe de compresiune care conduc la formarea zonei (regimului) de

compresiune (de exemplu, nămolul supus procesului de îngroșare).

La cele patru moduri de decantare, particulele se comportă cu totul diferit, deci calculul bazinilor 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 găsească în compoziția apelor uzate.

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 se 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 ca depuneri și rămân în stare nemișcată.

Pentru a stabili o legătură între regimul staționar și cel în mișcare al apei, se consideră bazinul ideal conceput de Camp (1946) de formă dreptunghiulară în care direcția de curgere are numai o componentă orizontală, iar viteza este constantă pe toată lungimea bazinului. Drumul parcurs de fiecare particulă într-un asemenea bazin ideal, care funcționează ca o coloană de sedimentare a cărei h_0 este identică cu cea a bazinului, este arătat în figura 6.10. În fiecare punct direcția 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 suspensiei:

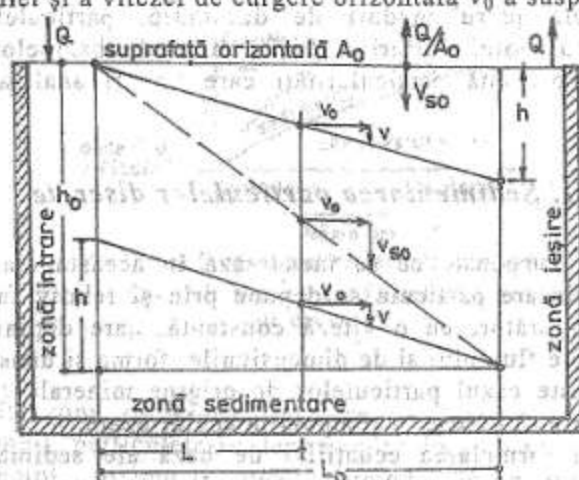


Figura 6.10. Curbele de sedimentare ale particulelor discrete într-un bazin dreptunghiular

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:

$$t_0 = \frac{A_0 h_0}{Q} = \frac{V_{ol}}{Q} \quad (6.16)$$

Pe de altă parte, timpul de decantare a unei particule discrete, este definit de relația:

$$t_s = \frac{h_0}{v_s} \quad (6.17)$$

în care:

h_0 - adâncimea apei în bazinul de sedimentare;
 v_s - viteza de sedimentare a particulei care depinde, așa cum s-a arătat, de tipul de mișcare a apei (laminar sau turbulent), de direcția de curgere (orizontală, verticală, turbionară) de viscozitatea cinematică a apei (ν), de forma și greutatea specifică a particulelor etc (valorile acestei viteze de sedimentare rezultă din fig. 6.10).

Tinând seama de ipotezele admise, rezultă că procesul de sedimentare poate fi considerat cu eficiență maximă, dacă este respectată condiția:

$$t_s \leq t_0 \quad (6.18)$$

Viteza de sedimentare a particulelor care se depun pe o distanță egală cu adâncimea reală în perioada de retenție teoretică, este dată de relația:

$$v_{s0} = \frac{Q}{A_0} \quad (6.19)$$

Relația (6.19) definește un parametru important ce intervine la dimensionarea bazinelor de sedimentare, numit încărcare superficială a bazinelor. 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".

Indepărtarea particulelor fine independent de adâncimea bazinului, este funcție numai de încărcarea hidraulică superficială. Toate particulele cu viteză de sedimentare mai mare de V_{s0} vor fi îndepărtate, iar cele cu viteze mai mici de V_{s0} vor fi îndepărtate cu viteze V/V_{s0} .

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:

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

Procesul de sedimentare a apelor uzate este un proces complex care depinde 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 raportul ce există între cantitatea de suspensii și timpul lor de sedimentare, respectiv cantitatea de suspensii depuse și viteza medie de sedimentare.

Într-un bazin cu secțiune dreptunghiulară în care apa cu suspensii se deplasează cu o viteză orizontală constantă, eliminarea particulelor a căror viteză de sedimentare este V_s , se

va calcula în funcție de raportul V_s/V_{s0} sau $\frac{V_s}{Q/A_0}$.

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

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

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

- caracteristicile apelor uzate (temperatura, vâscozitatea 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 acțiunea vântului, de diferențe de densitate etc); la apele uzate, spre deosebire de cele potabile pot interveni și efectele de natură biochimică cauzată, în special, de suspensiile de natură organică.

6.2.2. Sedimentarea particulelor în formă de flocoane

Mecanismul de sedimentare a particulelor sub formă de flocoane, specific apelor uzate brute încărcate cu suspensii organice, precum și în apele uzate epurate chimic prin coagulare, nu a fost analizat cu aceeași precizie ca acela de sedimentare a particulelor discrete.

Apele care conțin particule floculente (de exemplu, nămolul activ din decantoarele secundare) 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 deznisipatoare, 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, floclarea apare ca rezultat al ciocnirii particulelor între ele și că orice factor care mărește probabilitatea acestor ciocniri, contribuie la creșterea vitezei de floclare.

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.

S-a încercat să se demonstreze că acolo unde floclarea intervine numai 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

fragile. Pe măsură ce aglomerările cresc în mărime, cresc și gradientii de viteză; peste o anumită viteză, aglomerările nu mai rezistă și apare procesul de fărâmițare a lor. De obicei la această situație extremă se ajunge greu în practică și ceea ce este mai important de reținut, aglomerările de dimensiuni mari conduc la o decantare eficientă fiind determinată de viteza lor ascendentă.

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 viteza 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. 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 prezintă grafic, unde pe verticală sunt specificate adâncimile punctelor de prelevare, iar pe orizontală, duratele lor corespunzătoare. Prin unirea punctelor de concentrații egale se obțin diagramele de sedimentare aferente procentului de concentrații indicat, adică traseul particulelor floculente care urmează a fi străbătut într-un decantor ideal. Traseul neliniar este specific acestor particule floculente, față de cel liniar al particulelor discrete, iar concavitatea pronunțată a acestor curbe indică creșterea efectului floclant asupra vitezei de sedimentare (la unele ape uzate aceste curbe pot fi "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).

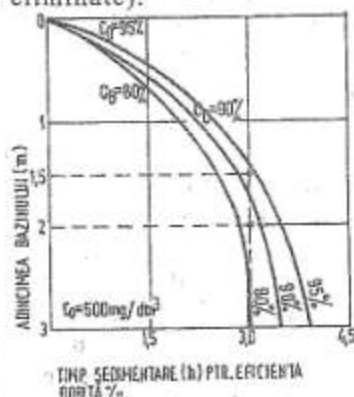


Figura 6.11. Diagramele de sedimentare ale suspensiilor floculente

Pentru exemplificare, se consideră curbele de egale concentrații din figura 6.11 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 întreaga adâncime a vasului experimental, respectiv a decantorului, raportată la timpul de retenție corespunzător.

Toate particulele care prezintă o viteză de sedimentare mai mare ca V_0 , vor fi eliminate din acest decantor ideal.

Particulele cu o viteză de sedimentare V_s , mai mică decât V_0 , vor fi eliminate, așa cum s-a mai arătat, în proporție directă definită de valoare V_s/V_0 . De exemplu, urmărind diagramele din figura 6.11, la un timp de retenție de 3 ore, suspensia floclantă 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 floculente de pe celelalte curbe de concentrație, vor fi eliminate parțial la 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 $V_s = \frac{1,5}{3} = 0,5\text{ m/h}$. În aceste condiții eficiența totală a decantării particulelor floculente se va calcula astfel:

$$C_A + (C_C - C_B) \frac{V_s}{V_0} + (C_D - C_C) \frac{V_s}{V_0} = 80,0 + 6,67 + 2,50 = 89,17\%$$

Corespunzător duratei de sedimentare de 3 ore, în condițiile unei decantări ideale, eficiența este ridicată, în schimb încărcarea superficială este redusă, de $24\text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{zi}$, 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 flocluant 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 floclente, prezintă o eficiență de decantare mai mare. Deoarece efectele floclării 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 curenții de apă de proveniențe diferite, în funcție de natura lor (de exemplu: curenți de turburență formați datorită inerției lichidului care pătrunde în bazin, curenți de suprafață provocați de acțiunea vântului, curenți verticali de convecție etc), la care se adaugă spațiile moarte unde nu se produc depuneri și care reduc capacitatea efectivă a bazinului.

Efectul final al factorilor arătați conduc la creșterea timpului de sedimentare față de cel teoretic și la reducerea vitezelor (încărcării superficiale).

Din aceste motive, la proiectarea decantoarelor, se vor efectua cercetări preliminare cu ajutorul metodei trasorilor, 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 1,25 - 1,75.

6.2.3. 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 reținute suspensiile granulare sub formă de particule discrete care sedimentează, 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 minerală, 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 împotriva acțiunii abrazive a nisipului, de reducerea volumelor utile ale rezervoarelor de fermentare a nămolului organic ocupate cu acest material inert, precum și pentru a evita formarea de depuneri pe conductele sau canalele de legătură care pot modifica regimul hidraulic al influentului.

Amplasamentul deznisipatoarelor, din considerentele menționate, se 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 elicoidale de tip melc.

Normativul P₂₃-84 prevede construirea de deznisipatoare la toate stațiile de epurare, indiferent de sistemul de canalizare adoptat, cu mențiunea că pentru apele uzate din sistemul separativ de canalizare, oportunitatea lor este justificată pentru debite care depășesc 3.000 m³/zi (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 s-a constatat că eficiența deznisipatoarelor scade dacă particulele granulare prezintă dimensiuni mai mici de 0,2 mm în procent mai mare de 50% din 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 lui de curățire depinde de mărimea debitului, de cantitatea și calitatea nisipului, de tipul de echipament mecanic ce poate fi ușor procurat, spațiul disponibil pe 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 depuse 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 față de cea a canalului de intrare a apelor uzate brute în stație. Aceste deznisipatoare au forma în plan dreptunghiulară cu raportul celor 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 intermitență. În acest mod se asigură condiții pentru curățirea manuală a fiecărui compartiment, având în vedere că nisipul este reținut la suprafața unui material drenant sub care se prevede un dren comandat de o

vană. Apa rezultată de la golirea compartimentului ce urmează a fi curățat, este dirijată înapoi în stație. În secțiunea transversală, 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 6.12 se prezintă un asemenea tip de deznisipator cunoscut în literatura de specialitate de deznisipator tip Essen.

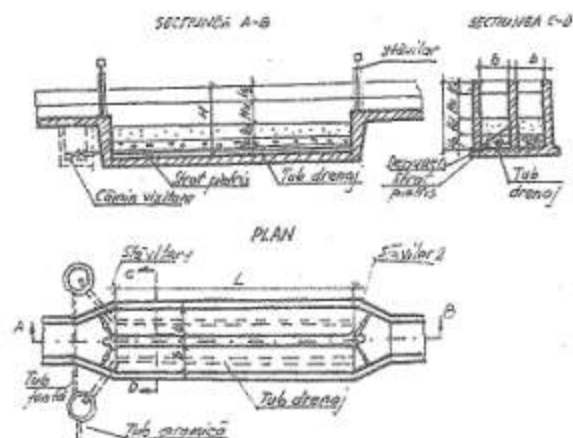
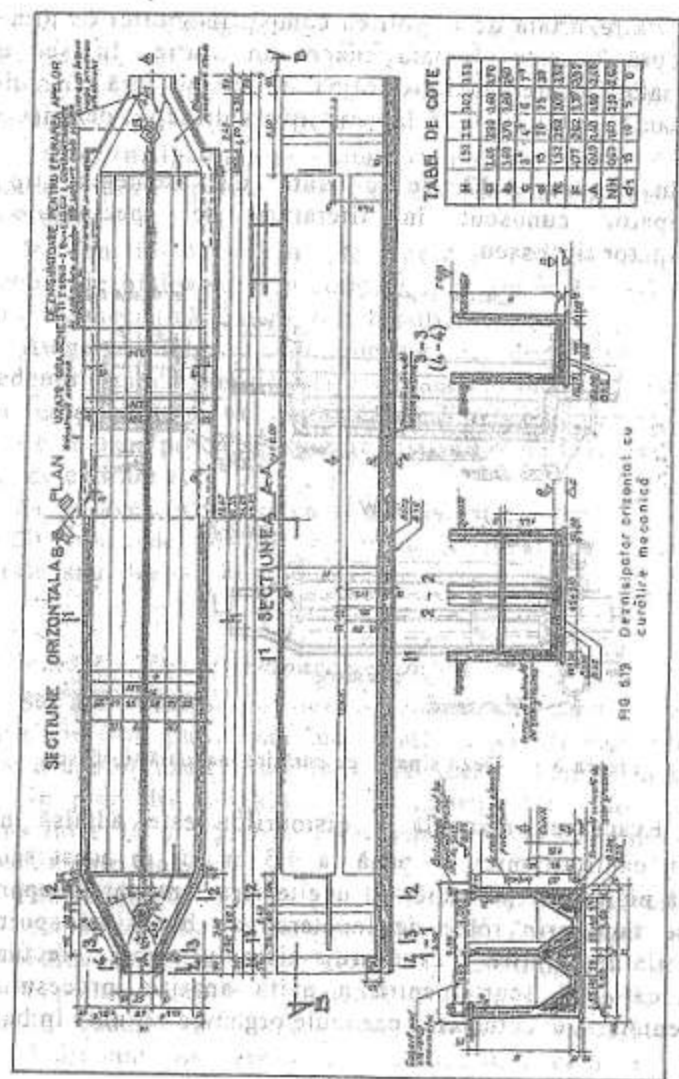


Figura 6.12. Deznisipator cu curățire manuală tip Essen

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 unelte terasiere, iar îndepărtarea lui se face prin relee de lopătare sau benzi transportoare. Operația de curățire și evacuare a nisipului trebuie efectuată în timp cât mai scurt pentru a evita apariția procesului de fermentație a eventualelor particule organice reținute în bazin.



Pentru debite mari, curăţirea se realizează mecanizat, sub apă, în mod continuu, folosindu-se hidroelevoatoarele sau pompe montate pe un cărucior mobil. Secţiunea transversală a acestor deznisipatoare are formă parabolică, sau, pentru uşurinţa execuţiei, sub formă trapezoidală. Când deznisipatorul are un singur compartiment cu curăţire mecanică se prevede, din considerente de exploatare continuă şi sigură, un alt compartiment de deznisipare, (de-by-pass) prevăzut cu curăţire manuală.

La proiectarea deznisipatoarelor orizontale se recomandă a avea în vedere proiectele tip elaborate de PROED Bucureşti. Un astfel de bazin, cu două compartimente este prevăzut în figura 6.13, lăţimea unui compartiment fiind de 1,50 m, iar adâncimea totală variază între 1,50 şi 3,0 m în funcţie de mărimea debitului. Pentru curăţirea şi evacuarea nisipului se prevede, fie soluţia de curăţător cu lame care se deplasează pe căile de rulare montate în lungul bazinului, fie soluţia cu pompe de vid tip AIRLIFT produs de acelaşi furnizor şi aplicat cu precădere la bazinele cu adâncimi reduse. În unele situaţii se aplică pompe Mammuth, care datorită simplităţii lor, se confecţionează direct pe şantier la dimensiunile impuse de debitele de exploatare. Când bazinul prezintă lăţimi mai mari, radierul, în secţiunea transversală, se execută în formă de W, iar de-a lungul fiecărei adâncituri se deplasează câte o pompă de nisip tip AIRLIFT.

Proiectarea deznisipatoarelor orizontale constă în stabilirea formei şi dimensiunilor interioare ale bazinului, în dimensionarea instalaţiilor de evacuare a depunerilor şi în dimensionarea dispozitivelor pentru menţinerea unei viteze constante a apei în deznisipator.

Drumul urmat de o particulă discretă care sedimentează în bazinul dreptunghiular cu mişcarea apei pe orizontală este arătat în figura 6.14.

El este determinat de suma vectorilor vitezei de sedimentare V_s și de deplasarea pe orizontală V_0 . Toate particulele cu o viteză de sedimentare $V_s > V_{s0}$ sunt reținute în bazin.

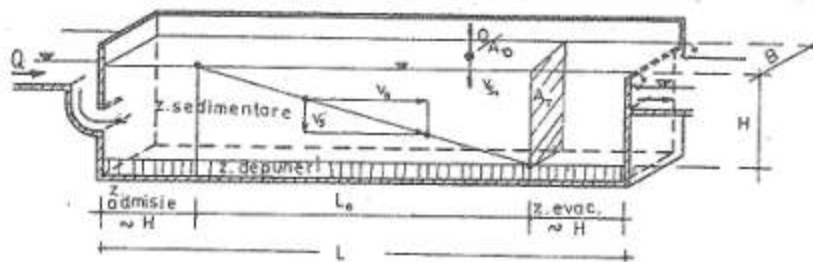


Figura 6.14. Curba de sedimentare a unei particule discrete într-un bazin dreptunghiular cu circulația apei pe orizontală

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 6.8.

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.

Secțiunea transversală a deznisipatorului se calculează cu relația:

$$A_T = \frac{Q_c}{V_0} \quad (6.21)$$

în care:

Q_c - 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);

V_0 - viteza apei pe orizontală, în m/s (frecvent 0,3 m/s).

Volumul util al deznisipatorului, V_{dez} , în m^3 , rezultă din relația:

$$V_{dez} = Q_c \cdot t_{dz} \quad (6.22)$$

în care:

t_{dz} - 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^3 , se calculează cu relația propusă de A. Karpinski care ține seama de turbulența lichidului ce împiedică sedimentarea particulei cu viteza ei teoretică stabilită anterior, ceea ce se poate scrie:

$$A_0 = \frac{Q_c}{V_s} + \frac{Q_c}{\sqrt{V_{s0}^2 - w^2}} \quad (6.23)$$

în care:

V_s - viteza medie de sedimentare a particulelor de nisip, de mărime dată, în mm/s;

V_{s0} - 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	1,0
Nisip $\rho_s=2,65$ g/cm ³	0°C	0,5	1,2	1,8	2,4	3,6	5,0	6,2	12,0
	10°C	0,65	1,4	2,1	3,0	4,5	6,0	8,0	14,0
	20°C	0,80	1,8	2,5	4,0	5,5	7,1	9,0	15,0

Din relația (6.23) 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 determinați de regimul turbulent din deznisipator.

Literatura germană (Inhoff-Fair) recomandă următoarea relație:

$$A_0 = \frac{Q_s}{V_{s\text{ef}}} \quad (6.24)$$

în care viteza de sedimentare efectivă (reală), $V_{s\text{ef}}$, se calculează cu 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.

La proiectarea curentă a deznisipatorului se acceptă în calcule un coeficient supraunitar β definit de raportul celor două viteze ($\beta = V_s/V_{s0}$) care în limitele normale de eficiență a deznisipatorului, de 65 - 75%, poate avea valori de 1,5 - 2,0 adică:

$$A_0 = \beta \frac{Q_c}{V_s} \quad (6.25)$$

Lungimea deznisipatorului, L , în mm, poate fi calculată cu relația:

$$L = \beta \cdot V_0 \cdot t_{dz} \quad (6.26)$$

Valorile coeficientului α

Raportul V_0/V_s	Viteza orizontală a apei, V_0 , în cm/s						
	0	5	10	15	20	25	30
0	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
5	-	0,99	0,97	0,93	0,87	0,79	0,70
10	-	0,98	0,94	0,86	0,75	0,60	0,43
15	-	0,98	0,93	0,83	0,70	0,54	0,34
20	-	0,98	0,92	0,82	0,68	0,51	0,29
25	-	0,98	0,92	0,81	0,67	0,48	0,25
30	-	0,98	0,91	0,81	0,66	0,47	0,23

(De 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 ef = $0,23$ cm/s)

Mărimea lungimii deznisipatoarelor poate ajunge chiar până la 36,0 m; se va corela cu lățimea deznisipatorului care din motive de eficiență se recomandă ca raportul L/B , să fie în limitele de 10 - 15.

Lățimea totală a deznisipatorului B , în m, rezultă din relația:

$$B = \frac{A_0}{L} = n \cdot b \quad (6.27)$$

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 din considerente de a nu rezulta lungimi prea mari de deznisipatoare.

Volumul de depuneri în m^3 , se calculează, în special la deznisipatoarele curățite manual, în funcție de numărul de locuitori, conform relației:

$$V_d = \frac{N \cdot p \cdot T}{1.000} \quad (6.28)$$

în care:

N - numărul de locuitori deserviți de canalizare;

p - cantitatea unitară de depuneri în dm^3/loc zi, care orientativ, conform normativului P₂₈-84, se poate considera: 0,015 - 0,030 dm^3/om zi pentru sistemul unitar și de 0,005 - 0,010 dm^3/om zi pentru apele din sistemul separativ;

T - timpul, în zile, între două curățiri succesive care se ia de maximum două zile pentru a preveni apariția fenomenelor de fermentație ale suspensiilor organice.

Greutatea volumetrică, a depunerilor poate fi considerată de 1,5 daN/dm^3 la o umiditate medie de 60%.

Nisipul extras din deznisipator se poate folosi pentru completarea stratului drenant al platformelor de uscare, pentru umplerea deprosiunilor, pentru construcția pavajelor sau chiar pentru tencușii, după o prealabilă spălare. Deshidratarea nisipului scos din bazin se face pe platforme de nisip amplasate în imediata apropiere a deznisipatorului.

Pentru asigurarea funcționării deznisipatoarelor la parametrii proiectați trebuie luate măsuri speciale în amonte și avalul bazinului. Astfel, în amonte trebuie ca în canalul de racordare a grătarului cu deznisipatorul viteza orizontală nu trebuie să coboare sub 0,4 m/s pentru debitul orar-minim, iar pentru reducerea efectului turbulenței curentului, acest canal să aibă forme rectilinii pe o lungime de 5 - 10 m. Radierul deznisipatorului se așază mai jos față de el al canalului cu 15 - 45 cm; el trebuie să fie orizontal, 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 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.

Proiectarea canalelor cu secțiunea îngustată - debitmetrele tip Parshall și Venturi se recomandă a se elabora în conformitate cu Instrucțiunile Tehnice pentru măsurarea debitelor.

Canalul Parshall (figura 6.15) prezintă o strângere în limitele de $1/3 - 1/2 = b/B$ din lățimea canalului de legătură și o denivelare a radierului ce se stabilește în funcție de mărimea debitului.

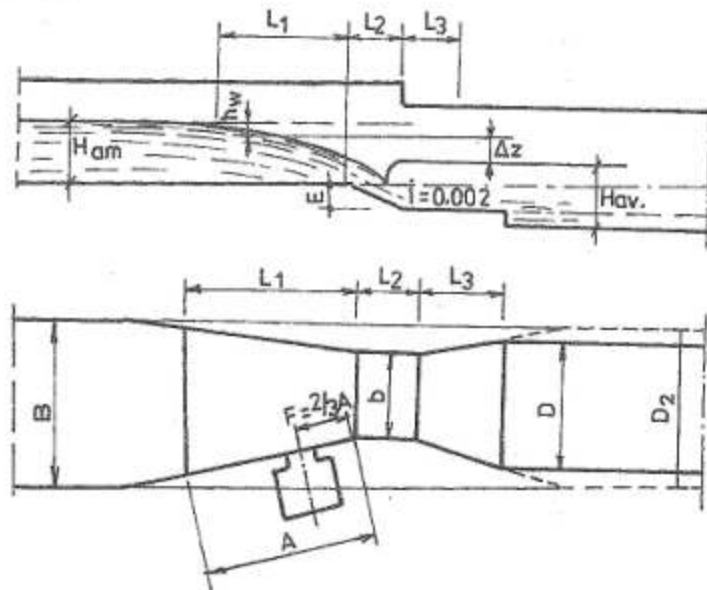


Figura 6.15. Canalul Parshall

În cazul mișcării libere a apei uzate, debitul dispozitivului Parshall, în m^3/s , se calculează cu următoarele relații stabilite prin studii experimentale:

$$Q = 0,384 \cdot h^{1,58} \text{ pentru } B < 0,15 \text{ m} \quad (6.29)$$

$$Q = 2,365 \cdot B \cdot h^n \text{ pentru } 0,30 < B < 1,80 \cdot n \quad (6.30)$$

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 (6.29) și (6.30) dau rezultate corecte, dacă la ieșirea din secțiunea strângută, adâncimea apei din aval este mai mică decât $0,5 H$ pentru $B \leq 15 \text{ cm}$ și mai mică decât $0,7 H$ pentru $B > 30 \text{ cm}$.

Canalul Venturi (figura 6.16), spre deosebire de cel de tip Parshall, are radierul orizontal, este mai ușor de executat și frecvent aplicat, fiind recomandat chiar de Organizația Internațională de Standardizare.

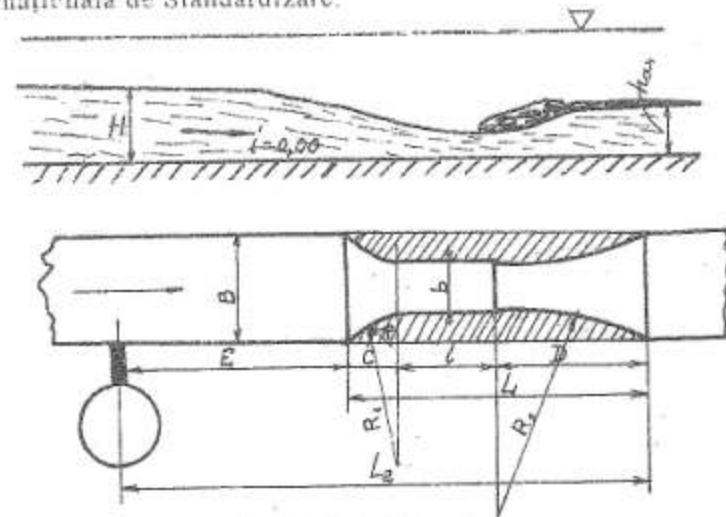


Figura 6.16. Canalul Venturi

Coefficientul de strângere, 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:

$$Q = 1,705 \cdot C_e \cdot C_v \cdot b \cdot H^{\frac{3}{2}} \quad (6.31)$$

în care:

C_e - coeficient de debit;

C_v - coeficient de corecție (produsul $C_e \cdot C_v = 1,12 = ct$)

Având în vedere amenajarea lor pe canalele parabolice, debitmetrele Venturi se pot dimensiona cu ajutorul relației stabilită pentru deversoarele proporționale ($Q = K \cdot b \cdot h^{3/2}$) cu mențiunea că în acest caz, b va reprezenta lățimea strânată a canalului, iar valoarea constantei K se poate admite 1,85.

Debitmetrul Venturi trebuie amplasat pe canalul de legătură de după deznisipator, în aliniament, care în amonte trebuie să aibă o lungime de 6,0 - 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, de jos în sus, iar eficiența lor, comparativ cu aceea a deznisipatoarelor orizontale, este mai redusă deoarece suprafața lor orizontală 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 circulară, greu de executat pe șantier, acest tip de deznisipatoare se vor aplica în stațiile de epurare de capacitate mică, cu debite sub $100 \text{ dm}^3/\text{s}$, sau în cazuri speciale impuse de insuficiența de spațiu de amplasare pe teren a deznisipatoarelor orizontale.

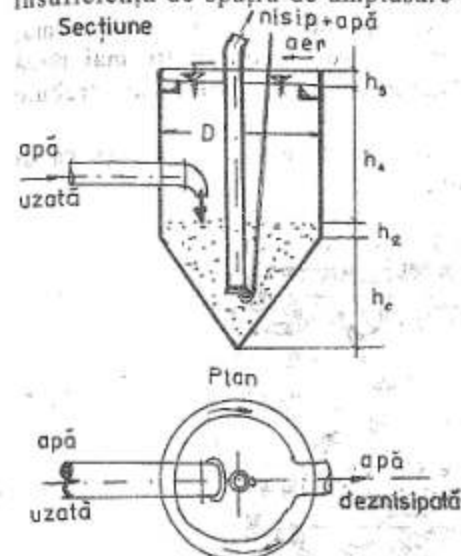


Figura 6.17. Deznisipator vertical

Intr-un deznisipator vertical de tip clasic (figura 6.17) alimentarea cu apă uzată se face pe verticală, de sus în jos, la un nivel apropiat de radier, pentru a permite realizarea de durate mai mari de sedimentare. Zona de acumulare a depunerilor este sub forma unui trunchi de con, având înclinarea pereților sub un unghi mai mare de 45° . Nisipul este evacuat cu ajutorul pompelor Mammuth, iar apa deznisipată se evacuează prin jgheabul periferic prevăzut la partea superioară a bazinului.

O variantă a deznisipatorului vertical care în prezent cunoaște o largă utilizare, o constituie deznisipatorul tangențial (figura 6.18) 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 decantoarelor verticale se bazează pe mărimea hidraulică de suprafață care reprezintă, convențional, circulația apei sub formă de fire paralele în sens vertical și poartă denumirea de viteză Hazen.

Dacă bazinul prezintă o suprafață orizontală uniformă, trebuie ca valoarea acestei viteze ascendente 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.

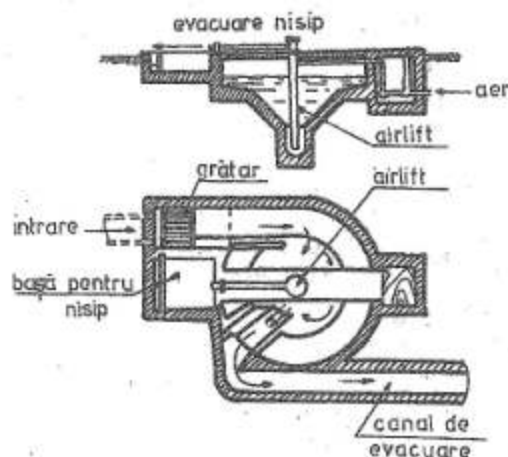


Figura 6.18. Deznisipator vertical cu mișcare tangențială

Secțiunea orizontală se calculează cu relația:

$$A_0 = \frac{Q_c}{V_n} \quad (6.32)$$

în care:

Q_c - debitul de calcul;

V_n - viteza ascensională a apei care variază în funcție de diametrul particulelor ce trebuie reținute (pentru particulele cu diametrul de 0,2 - 0,4 m/m, $V_n = 2 - 5$ cm/s).

Durata de trecere a apei prin deznisipator, se recomandă de 30-180 s, rezultând astfel adâncimea zonei de sedimentare (utilă) a deznisipatorului, din relația:

$$h_1 = V_n \cdot t \quad (6.33)$$

Înălțimea totală a bazinului, va fi:

$$H = h_s + h_1 + h_2 + h_c \quad (6.34)$$

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 prismatică, 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 prevăzută o rețea de conducte de distribuție a aerului. Prin conductele verticale montate din loc în loc și care se termină la 20 - 80 cm de radier, aerul este difuzat în masa apei prin țevi perforate care realizează bule mari sau medii sau prin difuzori poroși. În secțiunea transversală a compartimentului se formează curenți de aer cu mișcare de rotație ce asigură menținerea neîntreruptă în stare de suspensie a particulelor organice pentru a fi evacuate odată cu apele uzate în mișcarea lor orizontală. Radierul bazinului este prevăzut cu o pantă de 1 - 5% spre rigola de colectare a nisipului.

Pentru o viteză critică de antrenare a depunerilor de 0,25 m/s și care trebuie menținută constantă, prin însuflarea de aer sub formă de curenți laterali și în condițiile unei viteze perimetrice a apei ce variază între 0,05 în centrul secțiunii și 0,30 m/s la periferia acestuia, rezultă că viteza de spălare dată de spirala de curent să fie de 0,25 - 0,39 m/s (mișcarea de rotație în secțiune transversală se transformă pe lungimea bazinului într-un curent de apă spiralat).

În mod curent, secțiunea transversală a acestor bazine se determină din condiția ca viteza orizontală a apei să nu depășească 0,30 m/s la debitul de calcul. Între elementele geometrice ale acestei secțiuni (fig. 6.19) se recomandă:

$h = 1,4 \cdot H$, iar secțiunea bașii 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 arătate în figura 6.8.

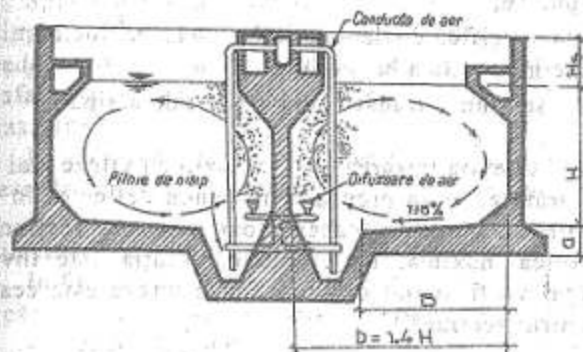


Figura 6.19. Deznisipator aerat

Timpul de deznisipare se apreciază la valori de 90 - 180 s, iar pe timp de ploaie 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 specific de aer de 2 - 3 Nm³/hm², iar normele germane, de 3 - 5 Nm³/hm.

Lungimea deznisipatorului variază în limitele de 15 - 20 m, iar adâncimea depunerilor acumulate în bașă, în m, se poate calcula cu relația:

$$h_d = \frac{2 \cdot N \cdot p}{365 \cdot 0,07 \cdot H^2} = (0,4 - 0,9) \cdot \frac{N}{H^2} \quad (6.35)$$

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 bazei de nisip.

Pentru a se evita intrarea apei în bazin cu viteze mai mari față de cele arătate, se va prevedea un panou deflector în zona amonte sau dirijarea laterală a apei în bazin în zona secțiunii cu viteză periferică maximă. La evacuare, soluția este inversă, adică efluentul va fi dirijat din zona unde viteza este cea mai mică (din centrul secțiunii).

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.) sau 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 la 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 flotației, de introducere a aerului, care antrenează la suprafață particulele fine și grăsimile aflate în stare de emulsii în masa apei.

În mod obișnuit, substanțele mai ușoare ca apa care plutesc la suprafață, sunt eliminate în decantoarele primare, ceea ce face ca aceste bazine să constituie o treaptă suplimentară de separare a substanțelor grase.

În funcție de natura și concentrația particulelor ce trebuie îndepărtate din apă se pot folosi următoarele tehnologii:

separarea naturală prin intermediul unor bazine deschise unde apa se mișcă cu o viteză mică și permite ridicarea la suprafață a particulelor ușoare;

separarea prin aerare la joasă presiune (0,5 - 0,7 bari), realizată în bazine deschise, aerul comprimat cu suflante fiind introdus prin radiatorul bazinului unde sunt montate dispozitivele de dispersie (plăci poroase, tuburi perforate etc.). Datorită insuflării aerului și ținând seama de mișcarea pe orizontală a apei, se formează un curent în spirală, care participă efectiv la separarea grăsimilor (același principiu arătat la deznisipatoarele aerate);

separarea prin flotare la presiuni ridicate de peste 1,0 bari în bazine închise, urmată de destinderea bruscă a amestecului;

separarea sub vid, după ce în prealabil apele au fost saturate cu aer în bazinele de aerare.

Primele tehnologii sunt frecvent aplicate apelor uzate menajere, iar ultimele două se recomandă pentru apele uzate

industriale provenite din industria petrolieră, minieră, alimentară etc, caracterizate de existența unor particule mari și ușoare în concentrații ridicate.

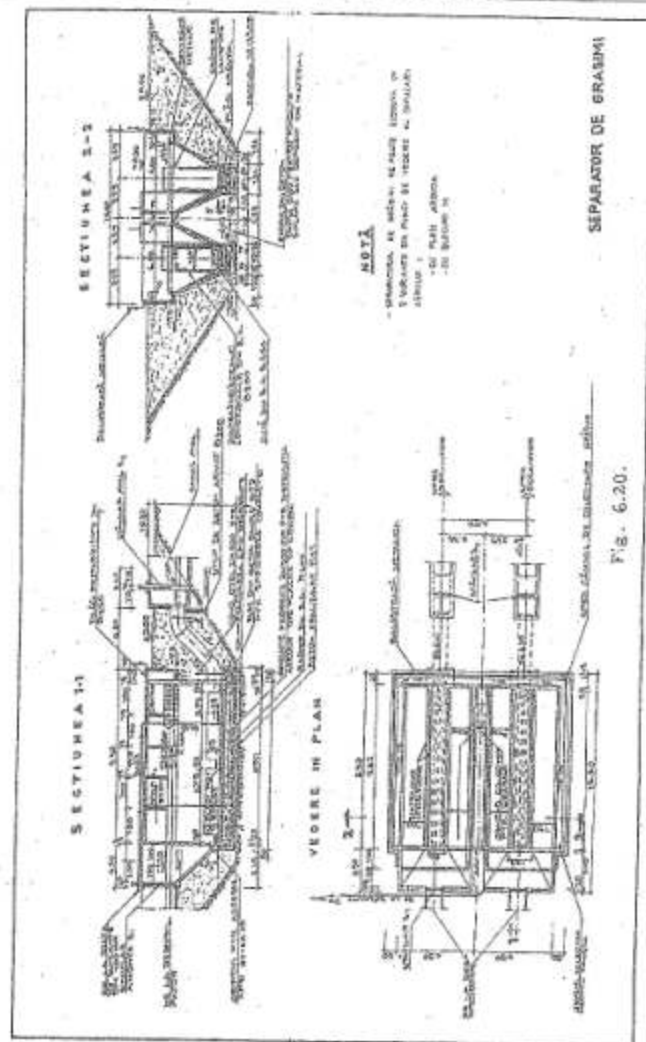
Procesul tehnologic de separare a grăsimilor prin flotare constituie, în același timp și un proces de preaerare a apei care contribuie la creșterea eficienței primare prin intensificarea procesului de floclare a substanțelor coloidale precum și eliminarea gazelor de fermentație specifice acestor ape.

Randamentul flotației poate fi substanțial îmbunătățit, dacă, o dată cu aerul, se introduce și clor gazos în doze de până la $1,5 \text{ mg/dm}^3$.

Substanțele grase colectate în separatoarele de grăsimi nu sunt recuperabile pentru alte folosințe. Cele de natură organică (animale) sunt dirijate spre tancurile de fermentare anaerobă a materiilor organice, adăugarea grăsimilor producând o cantitate sporită de gaz combustibil cu o mare putere calorică; grăsimile minerale sunt colectate în recipiente după care sunt incinerate.

În figura 6.20 se prezintă un bazin de flotare tip ISLGC, proiect T- 11513/1980 pentru localități cu 15.000 locuitori. Aerul comprimat este insuflat prin radierul bazinului prin intermediul plăcilor poroase tip Arcuda (folosite obișnuit pentru drenarea apei filtrante la filtre). Pentru a limita agitarea apei în bazin datorită insuflării aerului, partea centrală este separată de părțile laterale prin doi pereți verticali. În compartimentele laterale, unde apa este liniștită, se produce separarea substanțelor ușoare. Pereții verticali sunt prevăzuți cu goluri, la nivelul apei, pentru a permite trecerea particulelor ușoare din compartimentul central în compartimentul lateral.

Grăsimile care se acumulează la partea superioară a compartimentelor laterale, când ajung la o anumită grosime, sunt evacuate împreună cu o mică cantitate de apă, în rigola de grăsimi și de aici într-un cămin de colectare central.



Deversarea acestor substanțe grase în rigolă este posibilă prin manevrarea stavilei din aval care strangulează secțiunea de curgere a conductei de evacuare a apelor uzate. Această conductă pleacă de la partea inferioară a bazinului, fiind prevăzută cu diametrul mic pentru a realiza viteze mari de mișcare a apei capabile să antreneze toate materiile solide depuse pe radierul bazinului.

Dimensionarea hidraulică a unui separator de grăsimi constă în stabilirea dimensiunilor acestuia și a debitului de aer ce trebuie insuflat. Debitul de calcul și de verificare sunt cele specificate anterior.

Separarea naturală, respectiv ridicarea gravitațională, a particulelor mai ușoare ca apa, se realizează în conformitate cu legea lui Stokes, conform relației (6.13), particularizată substanțelor grase. Separarea prin flotare este definită de suprafața de separare și de timpul de rămânere a apei în bazin.

Aria secțiunii orizontale medii de separare, în m^2 , se determină cu relația:

$$A_0 = \frac{Q_c}{V_a} \quad (6.36)$$

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 o viteză 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 6.5.
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, are la bază relațiile:

$$L = V_0 \cdot t_s; \quad V = Q_c \cdot t_s; \quad B = \frac{A_0}{L} \quad (6.37)$$

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 la 0,1 - 0,2 m/s, dar se poate calcula cu relația:

$$V_0 = \frac{Q_c}{n \cdot A_1} \quad (6.38)$$

în care A_1 reprezintă aria secțiunii transversale a unui compartiment, care, așa-cum rezultă din figura 6.20 este de forma unui trapez regulat, adică:

$$A_1 = \frac{B_1 + b}{2} \cdot H \quad (6.39)$$

în care:

b - lățimea 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_1 - lățimea unui compartiment, măsurat la oglinda apei ($B_1 = 2 - 4,5$ cm);

H - adâncimea apei în separatorului de grăsimi, care se recomandă de 1,2 - 3,0 m.

După efectuarea dimensionării separatorului de grăsimi, se determină încărcarea superficială care trebuie să îndeplinească condiția:

$$U = \frac{Q_c}{A_0} \leq V_a \quad (6.40)$$

în care aria longitudinală exprimă produsul: $A_0 = n \cdot B_1 \cdot L$.

Viteza longitudinală a apei uzate va trebui să respecte condiția:

$$V_0 \leq 15 \cdot V_a \quad (6.41)$$

Dimensionarea deversorului aferent jgheabului de colectare a 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:

$$t_v = \frac{V_v}{Q_v} \geq 4 \text{ min} \quad (6.42)$$

în care V_v reprezintă volumul de apă din separator corespunzător debitului de verificare (Q_v), care se determină cu relația:

$$V_v = V + n \cdot B_1 \cdot L \cdot h_v = n \cdot A_1 \cdot L + n \cdot B_1 \cdot L \cdot h_v \quad (6.43)$$

Debitul de aer, în Nm^3/h , care se introduce în mod continuu la o presiune de 0,5 - 0,7 bari se calculează cu relația:

$$Q_{aer} = q_{aer} \cdot Q_c \quad (6.44)$$

în care:

q_{aer} - debitul de aer specific, în Nm^3/m^3 apă uzată; ($q_{aer} = 0,3$ 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 separate din apele uzate menajere reprezintă 1 - 5 dm³/om an și exprimă o eficiență a acestor separatoare de grăsimi de 50 - 85%.

O variantă a separatorului de grăsimi clasic, o reprezintă separatorul echipat cu pachete din plăci plane sau ondulate paralele, sau varianta cu pachete din tuburi circulare. Acest tip de separator este economic din punct de vedere energetic și asigură o eficiență de 80 - 99%, fiind recomandat pentru debitele mici și grăsimi libere sau slab emulsionate mecanic [38].

În ultimul timp, în țara noastră se aplică la stațiile de epurare urbane cu debite mari și medii, varianta de bazine din beton armat în care se desfășoară simultan procesul de deznisipare și de separare a grăsimilor prin flotare, remarcându-se printr-o eficiență de peste 90%. În secțiunea transversală, cele două zone funcționale sunt separate printr-un perete - grătar, astfel încât zona de deznisipare prin aerare să fie complementată de o zonă liniștită unde se acumulează emulsiile de grăsimi. Desfășurarea proceselor în cele două zone sunt identice cu cele descrise în capitolele anterioare, având la bază aceleași relații de calcul, cu precizarea că în compartimentul deznisipatorului aerat timpul de staționare variază între 150 și 250 s, iar în compartimentul de separare a grăsimilor, având în vedere intensitatea aerării, durata este de 100 - 150 s. Dispozitivele de însuflare a aerului în bazin se pot realiza din țevi din inox sau din materiale plastice cu orificii pentru bule medii sau mari, sau din difuzoare cu membrană elastică perforată. Radierul bazinului se execută înclinat sub un unghi de 40 - 45° pentru a permite alunecarea tuturor solidelor (nisipului) în canalul longitudinal executat sub formă de rigolă. Nisipul acumulat în rigolă este eliminat continuu prin intermediul unui raclor de nisip acționat de un pod rulant, iar în

unele situații se pot prevedea pompe speciale rezistente la acțiunea abrazivă a nisipului (sau pompe airlift), care dirijează acest amestec apă - nisip spre o bașă specială de nisip. De aici nisipul este supus unui proces de spălare în instalații speciale, denumite clasor de nisip (șnec cu jgheab, site cu efectul Coandă etc.) pentru a fi valorificat la prepararea betoanelor în fundații sau la betonarea drumurilor din incinta stației de epurare.

Constructiv, aceste bazine se pot realiza cu unul (pentru debite medii) sau două compartimente.

În figura 6.21 se prezintă elementele componente ale unui bazin cu un singur compartiment.

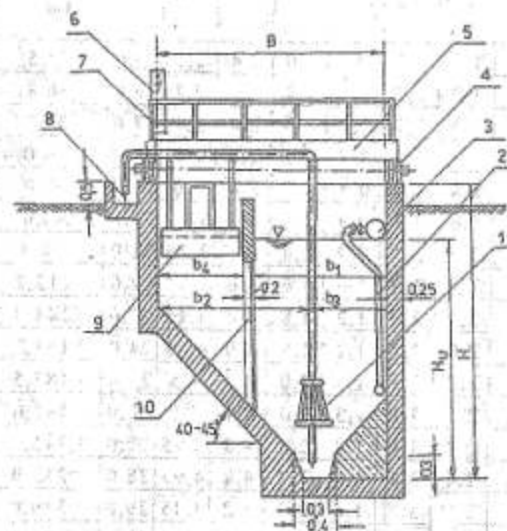


Figura 6.21. Bazin deznisipator - separator de grăsimi cu un singur compartiment.

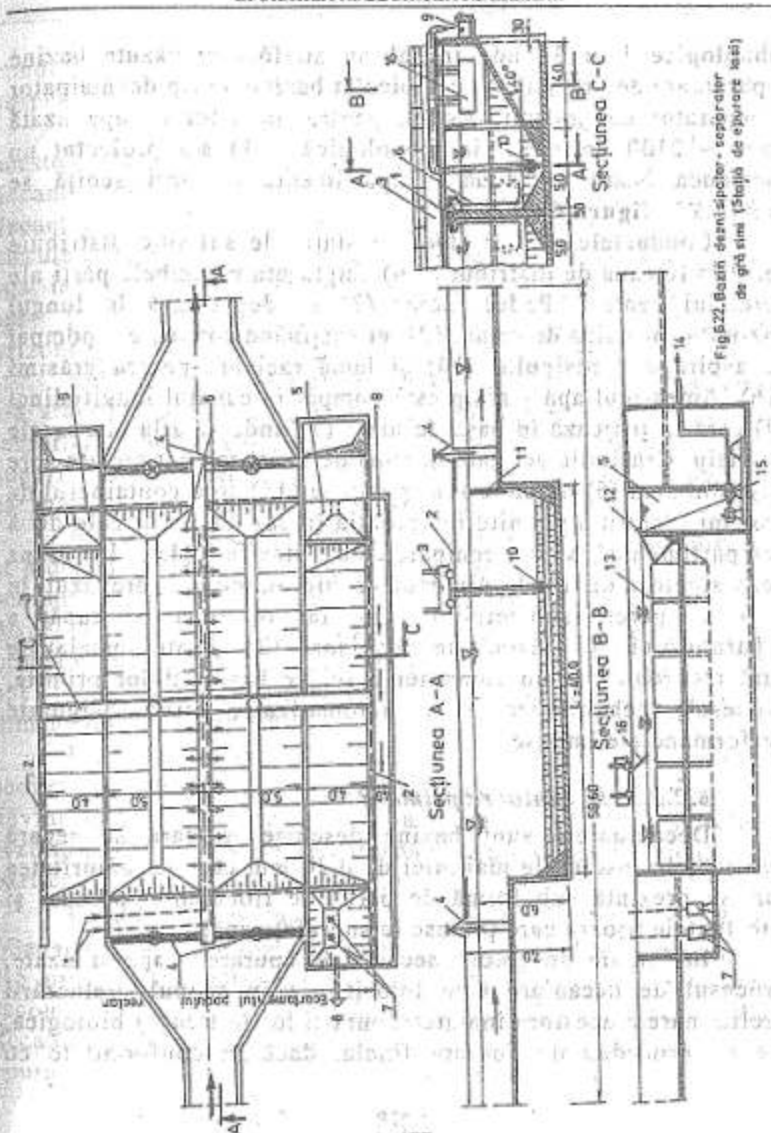
- 1 - pompă submersibilă pentru nisip; 2 - rețeaua de însuflare a aerului; 3 - conductă aer;
4 - cale de rulare; 5 - pod raclor; 6 - motor; 7 - balustradă; 8 - canal evacuare nisip;
9 - raclor grăsimi; 10 - perete - grătar de separare.

Având în vedere notațiile privind elementele geometrice ale bazinului din fig. 6.21 și ținând seama de relațiile de calcul cunoscute, s-a întocmit un exemplu de calcul, prezentat sintetic în tabelul 6.6: pentru diferite valori ale debitului apelor uzate.

Tabelul 6.6.
Valorile elementelor geometrice ale bazinului deznisipator - separator de grăsimi cu un singur compartiment

Q_{max} dm ³ /s	Secțiunea deznisipat. (m ²)	b_1 (m)	b_2 (m)	b_3 (m)	b_4 (m)	B (m)	H_s (cm)	L (m)	Volumul	
									Deznisip. (m ³)	Sep. grăsimi (m ³)
160	2,30	1,2	1,7	0,7	1,0	2,4	2,7	15,0	34,5	20,4
210	2,30	1,2	1,7	0,7	1,0	2,4	2,7	16,0	36,8	21,7
270	2,30	1,2	1,7	0,7	1,0	2,4	2,7	17,0	39,1	23,1
330	3,00	1,4	2,0	0,8	1,2	2,8	3,0	18,0	54,0	32,0
390	3,00	1,4	2,0	0,8	1,2	2,8	3,0	19,0	57,0	33,7
450	4,00	1,6	2,3	0,9	1,4	3,2	3,35	20,0	80,0	47,3
520	4,00	1,6	2,3	0,9	1,4	3,2	3,35	21,0	84,0	49,7
590	5,10	1,8	2,6	1,0	1,6	3,6	3,75	22,0	112,2	66,4
660	6,30	2,0	2,8	1,2	1,8	4,0	4,15	23,0	144,9	85,7
740	6,30	2,0	2,8	1,2	1,8	4,0	4,15	24,0	151,2	89,5
920	7,50	2,2	3,1	1,3	2,0	4,4	4,5	25,0	187,5	110,9
1000	7,50	2,2	3,1	1,3	2,0	4,4	4,5	26,0	195,0	115,4
1100	9,0	2,4	3,4	1,4	2,2	4,8	4,95	27,0	243,0	143,8
1200	9,0	2,4	3,4	1,4	2,2	4,8	4,95	28,0	252,0	149,1
1300	11,0	2,6	3,7	1,5	2,4	5,2	4,45	29,0	319,0	188,7
1500	11,0	2,6	3,7	1,5	2,4	5,2	5,45	30,0	330,0	195,3

În prezent la stația de epurare a municipiului Iași are loc modernizarea și re tehnologizarea tuturor proceselor de epurare a apelor uzate și de tratare a nămolurilor. Astfel pe liniile



tehnologice 1 și 3 unde inițial nu au fost prevăzute bazine separatoare de grăsimi, s-au proiectat bazine de tip deznisipator – separator de grăsimi. Astfel, pentru un debit de apă uzată 1600 – 2100 dm³/s (linia tehnologică – 1) s-a proiectat un asemenea bazin cu două compartimente a cărui schiță se prezintă în figura 6.22.

Conductele de aer (1) de la stația de suflante distribuie aerul la rețeaua de distribuție (6) amplasată pe ambele părți ale peretelui central. Podul raclor (3) se deplasează în lungul bazinului pe calea de rulare (2), el susținând conductele pompei de aspirație a nisipului (10) și lama raclor pentru grăsimi (16). Amestecul apă – nisip este pompat în canalul longitudinal (9) care îl dirijează în bașa de nisip (7) unde se află clasoarele de nisip. Grăsimile adunate în zona de liniștire sunt raclate spre bașa din aval (5) de unde sunt pompate (15) spre containerul de grăsimi. Pentru a permite intervenția în caz de avarii cele două compartimente sunt echipate cu stavile (4). În zona deznisipatorului aerat, din motive hidraulice s-a prevăzut în aval un perete submersibil (11), iar în zona de capăt a separatorului de grăsimi un deversor (12). Toate instalațiile sunt racordate la un computer care, pe baza datelor primite, procesele tehnologice sunt automatizate, fiind asigurate performanțele impuse.

6.2.3.3. Decantoare primare

Decantoarele sunt bazine deschise în care se separă substanțele insolubile 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.

În funcție de gradul necesar de epurare a apelor uzate, procesul de decantare este folosit, fie în scopul prelucrării preliminare a acestora înaintea epurării lor în treapta biologică, fie ca procedeu de epurare finală, dacă în conformitate cu

condițiile sanitare locale se impune numai separarea suspensiilor din apele uzate.

După direcția de mișcare a apei uzate în decantoare, acestea se împart în două grupe: decantoare orizontale și decantoare verticale; o variantă a decantoarelor 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.

Randamentul sedimentării particulelor floculente, așa cum s-a arătat, depinde de numeroși factori, dintre aceștia cei mai importanți, pot fi considerați, timpul de decantare, încărcarea superficială sau viteza de sedimentare și accesul sau evacuarea cât mai uniformă a apei din decantor.

Având în vedere complexitatea condițiilor fizico-chimice și hidraulice care influențează asupra cinematiei procesului de sedimentare sau de ridicare la suprafață a particulelor dispersate din apele uzate, se recomandă studii experimentale prealabile, în condiții de laborator, pentru diferite categorii de ape uzate, care vor constitui parametrii de bază privind dimensionarea acestor bazine.

Un exemplu tipic îl reprezintă întocmirea diagramelor de sedimentare a suspensiilor (figura 2.1) când porțiunea curbei devine o linie 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 - Decantoare primare", se recomandă de minimum 1,5 ore corespunzător debitului de calcul. Normele sovietice recomandă durate minime de decantare de 1,5 ore pentru decantoare primare care sunt precedate de treapta biologică de epurare (filtre biologice sau bazine de aerare) unde apele nu

trebuie să conțină o concentrație 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 1,0 - 1,5 ore; aceleași norme indică durate de 0,2 - 0,3 h la debite maxime pe timp de ploaie.

Normele americane prin "Standardul celor zece State" (1959), recomandă durate de decantare menționate în tabelul 6.7.

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 2 h se reduce la o oră când apele uzate decantate sunt folosite la irigații, iar pentru apele uzate decantate cu concentrații în materie de suspensie de maximum 200 mg/dm^3 care urmează a fi epurate biologic în bazine de aerare, precum și pentru apele uzate tratate în prealabil cu coagulanti, această durată se reduce la 0,5 ore.

Tabelul 6.7

Durata de decantare, în ore

Încărcarea 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

Creșterea duratei de decantare până la 3,5 ore se recomandă în cazul când decantarea primară trebuie să asigure o reducere importantă a CBO_5 , sau când, alături de apele uzate menajere, decantoarele primare sunt încărcate cu ape uzate industriale care conțin substanțe bactericide sau metale grele.

Imhoff recomandă pentru apele uzate menajere un timp de timp de decantare de 1,5 ore în cazul când adâncimea decantorului este în medie de 2,0 m și durate de 3,0 h când stația de epurare este prevăzută numai cu treapta mecanică.

Pentru proiectarea decantoarelor sunt necesare studii privitoare la viteza de sedimentare sau de ridicare la suprafață a materiilor în suspensie, exprimată global, prin încărcarea superficială sau hidraulică, în $\text{m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$. Conform STAS 4162/1-89, mărimea acestei încărcări de suprafață, variază în funcție de concentrația inițială a materiilor în suspensie din apa uzată și de eficiența decantoarelor în ceea ce privește eliminarea suspensiilor, așa cum se arată în tabelul 6.8.

Literatura americană prin "Standardul celor zece State din S.U.A." recomandă valoarea de $1,00 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ pentru decantoarele primare care nu sunt urmate de treapta biologică și de $1,70 \text{ m}^3/\text{m}^2 \cdot \text{h}$ pentru cazul când acestea sunt urmate de treapta biologică.

În scopul mării eficienței de reducere a suspensiilor în decantorul primar, în afară 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 și deznisipatoarele aerate 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 6.8

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:		
	≤ 200 mg/dm^3	200-300 mg/dm^3	≥ 300 mg/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 experimentale că eficiența decantoarelor primare nu este influențată. Acest indicator privind încărcarea cu substanțe solide în suspensie trebuie urmărit în ceea ce privește obținerea unei consistențe cât mai mari a nămolului, obiectiv care este favorabil din punct de vedere al exploatareii. Această cerință 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 admite o concentrație a nămolurilor de 2,5 - 3,0 ori mai mare decât concentrația 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 accesul și evacuarea apei să se facă cât mai uniform. Distribuția apei prin dispersarea firelor de curent în decantoare trebuie realizată pe toată înălțimea utilă, precum și pe toată lățimea ori perimetrul distribuitorului. În acest scop se prevăd camere de repartiție (distribuție) așezate în fața decantorului, dotate cu stăvilare sau orificii cu ajutorul cărora se reglează debitul, respectiv nivelurile de apă în fiecare compartiment. Pentru o bună distribuție a curentului, trebuie ca accesul apei să se facă la o distanță de 1,80 m față de radier, iar pentru disiparea energiei cinetice a curentului se vor prevedea pereți semiscufundați.

Evacuarea apei din decantor este reglată prin deversoare metalice, având partea de sus realizată sub forma unor dinți de forstrâu (deversoare triunghiulare), iar partea de jos este fixată de rigola de colectare a apei decantate. Pentru a asigura o evacuare cât mai uniformă, trebuie ca rigolele și deversoarele să fie perfect orizontale. Deficiențele de execuție ale rigolelor sau eventualele înclinări (tașări) ale bazinului, pot fi eliminate prin reglarea pe verticală a deversorului care va realiza orizontalitatea impusă de cerințele de eficiență maximă a decantorului. Dimensionarea deversoarelor din cadrul decantoarelor primare se recomandă la o încărcare pe unitate de lungime de până la $60 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{h}$ la debitul pe timp uscat și de până la $180 \text{ m}^3/\text{m} \cdot \text{h}$; la debitul pe timp de ploaie viteza apei decantate va fi mai mare de $0,7 \text{ m}/\text{s}$ pentru menținerea curată, fără depuneri, a rigolei.

Ansamblul 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 valori 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 nămol se poate face mecanic prin mecanisme răzuitoare montate pe un cărucior

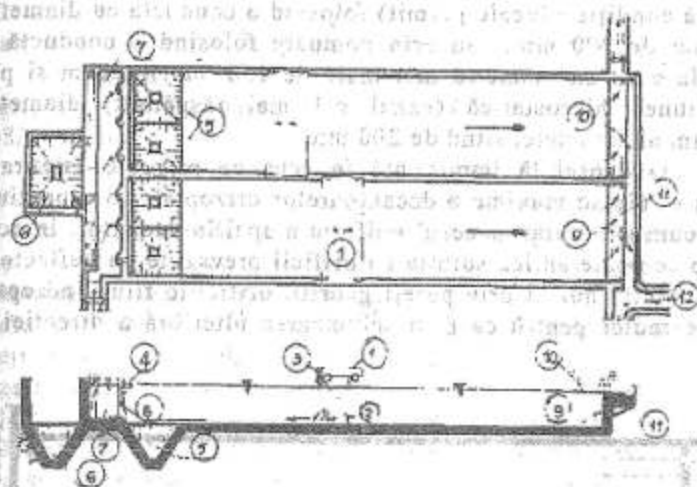


Figura 6.23. Decantor orizontal cu răzuitoare montate pe cărucior
1 - cărucior; 2 - lamă răzuitoare nămol; 3 - lamă pentru colectarea spumei și a substanțelor grase; 4 - rigolă pentru evacuarea spumei și a substanțelor grase; 5 - pâlnie de nămol; 6 - puț colector nămol; 7 - cameră de distribuție a apei; 8 - orificii de acces a apei; 9 - jgheab pentru colectarea apei decantate; 10 - deversor triunghiular; 11 - deversor în caz de avarii; 12 - evacuarea apei spre receptor; 13 - evacuare în treaptă biologică

(figura 6.23) sau pe un lanț fără stârșit, precum și manual, cu ajutorul hidromonitoarelor. Când se folosește răzuitoarelele mobile montate 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 special pentru evacuarea materiilor plutoare, fiind așezat la partea

amonte a decantorului.

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 150 mm, precum și prin presiunea hidrostatică (cazul cel mai răspândit) diametrul minim al conductei fiind de 200 mm.

O deosebită importanță în ceea ce privește asigurarea unei eficiențe maxime a decantoarelor orizontale, o reprezintă, așa cum s-a arătat, accesul uniform a apei în decantor. În acest scop se poate aplica soluția cu orificii prevăzute cu deflectoare sau soluția numai prin pereți găuriți, orificiile fiind îndreptate către radier pentru ca prin schimbarea ulterioară a direcției de

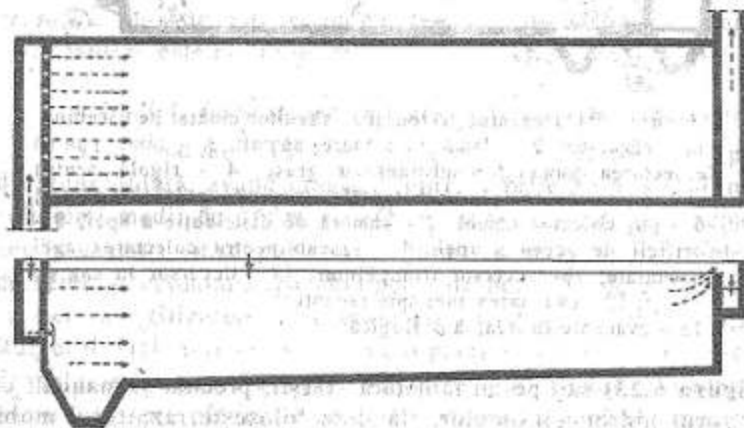


Figura 6.24. - Dispozitive de distribuție a apei cu orificii și deflector utilizate la decantorul orizontal longitudinal

curgere a apei, să se asigure uniformizarea curentului pe toată înălțimea apei în bazin. În figura 6.24 se prezintă soluția cu orificii și deflector pentru distribuția uniformă a apei în decantorul orizontal.

În figura 6.25 este prezentat un decantor orizontal longitudinal din elemente prefabricate conform proiectului tip T 1208/1980 elaborat de ISLGC București.

Pentru curățirea decantorului se folosește raclorul tip DLP (decantor longitudinal primar) furnizat de diferite firme din țară și din străinătate a căror performanțe și fiabilitate contribuie hotărâtor la buna desfășurare a proceselor tehnologice. Pentru distribuția uniformă a apei în bazin și în special pentru disiparea energiei cinetice, la intrare, se prevăd pereți transversali semiscufundați cu înălțimea de 0,5 - 0,7 m așezați la o distanță de 0,5 - 0,7 m față de orificiile - deflectoare. Uneori se execută pereți semiscufundați și în capătul aval al decantorului la o distanță de 0,30 m față de deversor. Deversorul funcționează de obicei neînecat fiind alcătuit din toată metalică, reglabilă pe verticală, având la partea superioară crestături triunghiulare ale căror laturi fac un unghi de 90°.

Dimensionarea tehnologică constă în stabilirea numărului și dimensiunilor geometrice ale decantoarelor în conformitate cu prevederile STAS 4162-89.

Volumul decantorului se determină cu relația:

$$V = Q_c \cdot t_d \quad (6.45)$$

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

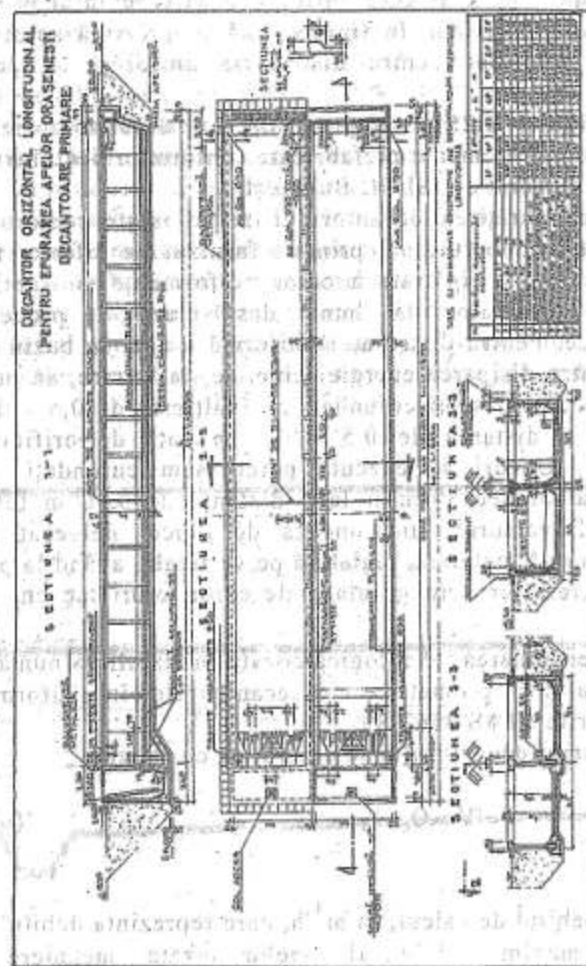


Fig. 6.25.

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 6.7.

Aria suprafeței orizontale a decantorului rezultă din relația:

$$A_0 = \frac{Q_c}{u} \quad (6.46)$$

în care u este încărcarea superficială (viteza de sedimentare), care în lipsa unor date experimentale, poate fi stabilită în conformitate cu datele din tabelul 6.8.

Aria suprafeței transversale a decantorului se poate calcula cu ajutorul relației:

$$A_T = \frac{Q_c}{V_0} \quad (6.47)$$

în care V_0 este viteza orizontală a apei care nu trebuie să depășească valoarea de 10 mm/s .

Lungimea decantorului, în m, rezultă din relația:

$$L = V_0 \cdot t_d \quad (6.48)$$

Lățimea totală a decantorului, în m, va fi:

$$B = \frac{A_s}{L} = n \cdot b_1 \quad (6.49)$$

în care:

- n - 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 orizontal longitudinal având în vedere datele din figura 6.26 și elementele geometrice corespunzătoare din tabelul 6.9 conform STAS 4162-89.

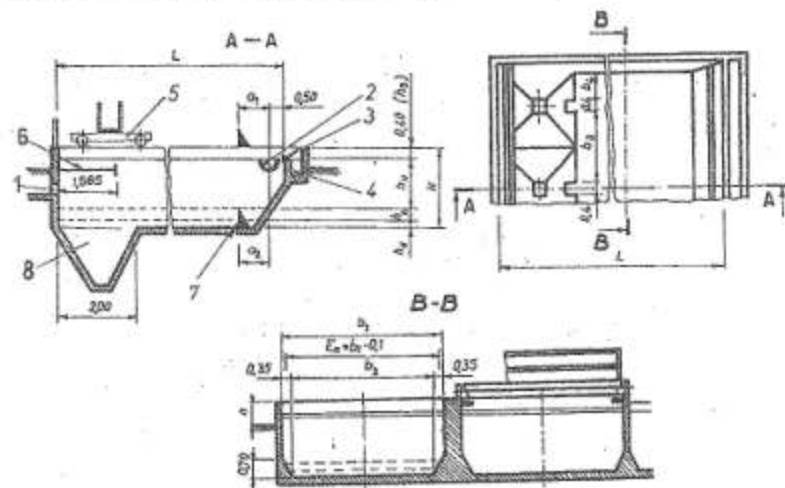


Figura 6.26. - Decantor orizontal longitudinal (STAS 4162-89)
 1 - dispozitiv de distribuție a apei; 2 - jgheab pentru colectarea materiilor plutoare; 3 - deversor triunghiular; 4 - rigolă pentru colectarea apei decantate; 5 - pod raclor; 6 - tampon amonte pod raclor; 7 - tampon aval pod raclor; 8 - pâlnie colectoare pentru nămol.

Înălțimea zonei utile de sedimentare, în m. va fi:

$$h_u = \frac{V}{Q_0} \text{ sau } h_u = u \cdot t_d \quad (0.50)$$

După stabilirea tipului de decantor din tabelul 6.9 se va calcula încărcarea superficială efectivă ($U_{ef} = \frac{Q_c}{A_0}$) care trebuie să verifice condiția: $U_{ef} \leq U$ (din tabelul 6.8).

Tabelul 6.9
Elementele geometrice ale decantoarelor orizontale longitudinale

b_1 (m)	L (m)	$A_0 = b_1 L$ (m^2)	b_2 (m)	b_3 (m)	b_4 (m)	h_u (m)	h_s (m)	h_n (m)	h_d (m)
1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
3.0	20...30	60...90	2,3	1,10	0,20	1,80	0,40	0,20	0,20
4.0	25...40	100...160	3,3	1,60	0,45	2,00	0,40	0,20	0,20
5.0	30...50	150...250	4,3	2,10	0,70	2,20	0,40	0,20	0,20
6.0	40...55	240...330	5,3	2,60	0,85	2,50	0,40	0,20	0,30
7.0	45...60	315...420	6,3	3,10	1,20	2,65	0,40	0,20	0,35
8.0	50...65	400...520	7,3	3,60	1,45	2,80	0,40	0,20	0,40
9.0	55...70	495...630	8,3	4,10	1,70	2,95	0,40	0,20	0,45

Tabelul 6.9 (continuare)

H (m)	E_c (m)	$A_T = b_1 \cdot h_u$ (m^2)	$V = A_0 \cdot h_n$ (m^3)	a_1 (m)	a_2 (m)
11	12	13	14	15	16
2,60	2,90	5,40	108...162	0,27	0,97
2,80	3,90	8,00	195...312	0,27	0,97
3,00	4,90	11,00	322...537	0,27	0,97

3,40	5,90	15,00	540...835	0,26	1,175
3,60	6,90	18,55	935...1130	0,25	1,38
3,80	7,90	22,40	1120...1456	0,23	1,69
4,00	8,90	26,55	1460...1860	0,23	1,69

În interiorul decantoarelor orizontale longitudinale, curgerea apei și depunerea materiilor sedimentabile pun în evidență zonele arătate în figura 6.27.

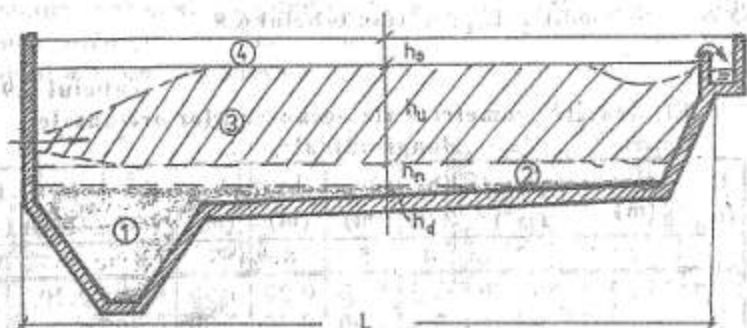


Figura 6.27. Schema de calcul a unui decantor orizontal longitudinal și evidențierea zonelor din bazin
1 - zona depunerilor cu înălțimea h_d ; 2 - zona neutră (h_n); 3 - zona utilă de sedimentare (h_u); 4 - zona de siguranță (h_s)

Volumul de nămol, în m^3/zi , se calculează cu relația:

$$V_n = \frac{E_d \cdot C_i}{\gamma_n} \cdot Q_c \cdot \frac{100}{100-p} \quad (6.51)$$

în care:

E_d - eficiența decantării, conform tabelului 6.8;

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 1000 - 1050 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.

Dimensionarea deflectoarelor 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 orizontale radiale

Aceste decantoare, cunoscute în literatura de specialitate sub denumirea de decantoare DORR, prezintă particularitatea că

viteza de circulație a apei, în direcție radială, variază de la valoarea maximă în centrul decantorului până la o valoare minimă în dreptul jgheabului periferic colector.

Accesul apei în decantor se face printr-o conductă care trece pe sub radierul decantorului, iar distribuția ei în bazin se realizează prin orificii - defletoare montate pe perimetrul unui cilindru central executat din beton sau din metal; în unele situații distribuția apei se poate realiza printr-un perete concentric admisiei, cu marginea inferioară la o adâncime egală cu $2/3$ din înălțimea zonei utile de sedimentare. Muchia inferioară a acestui cilindru central se montează 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 aducțiune care se termină la 20 - 30 cm sub nivelul apei. În figura 6.28 se arată modul de distribuție a apei într-un decantor radial.

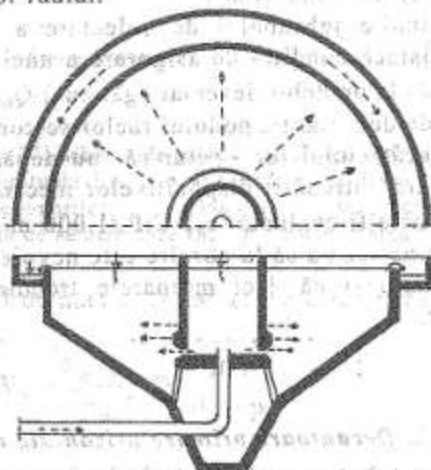


Figura 6.28. Distribuția apei în decantorul radial

Evacuarea apei decantate se face într-o rigolă periferică, prevăzută cu un deversor metalic 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 pâlnia de nămol cu ajutorul unui pod raclor prevăzut cu mai multe brațe de care 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 6.29 este prezentat un decantor radial primar conform proiectului tip nr. 1182/1980 elaborat de I.P.C.T. București în două variante de construcție (variante 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 postcomprimare la partea superioară și inferioară.

Volumul decantorului se determină cu relația:

$$V = Q_c \cdot t_d \quad (6.52)$$

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 decantoare orizontale longitudinale).

Tabelul 6.10.
Elementele geometrice ale decantoarelor radiale

D	D ₂	d ₁	A ₀	d ₂	d ₃	h _s	h _u	H	D ₁	b	V ₀ = A _s h _u	K	C	h _d
m	m	m	m ²	m	m	m	m	m	m	m	m ³	m	m	m
16	14,7	3,0	749	2,6	3,0	0,3	1,6	1,90	16,14	0,90	264	1,3	0,2	0,43
18	16,7	3,0	214	2,6	3,0	0,3	1,6	1,90	18,14	0,90	343	1,3	0,2	0,50
20	18,7	3,0	264	2,6	3,0	0,3	1,6	1,90	20,14	0,90	423	1,3	0,2	0,57
22	20,5	4,0	320	3,6	4,0	0,3	1,6	1,90	22,14	0,90	512	1,3	0,2	0,60
25	23,5	4,0	423	3,6	4,0	0,4	2,0	2,40	25,14	0,90	848	1,3	0,2	0,70
28	26,1	4,0	524	3,6	4,0	0,4	2,0	2,40	28,14	0,90	1048	1,3	0,2	0,80
30	28,1	4,0	610	3,6	4,0	0,4	2,0	2,40	30,14	0,90	1220	1,3	0,2	0,87
32	30,1	5,0	695	4,6	5,0	0,4	2,0	2,40	32,14	0,90	1380	1,3	0,3	0,90
35	33,1	5,0	843	4,6	5,0	0,4	2,0	2,40	35,14	0,90	1688	1,3	0,3	1,0
40	37,7	6,0	1091	5,6	6,0	0,4	2,5	2,90	40,14	0,90	2798	2,3	0,4	1,15
45	42,7	6,0	1407	5,6	6,0	0,4	2,5	2,90	45,14	0,90	3518	2,3	0,4	1,30

Aria suprafeței orizontale a spațiului util de decantare rezultă din relația:

$$A_0 = \frac{Q_c}{u} = \frac{\pi(D_2^2 - d_1^2)}{4} \quad (6.53)$$

Înălțimea utilă a zonei de sedimentare, în m, se calculează cu relațiile:

$$h_s = u \cdot t_d \text{ sau } h_s = \frac{V}{A_0} \quad (6.54)$$

Aceste calcule preliminare vor permite să se stabilească apoi care va fi tipul standard de decantor ce se va adopta, conform datelor din tabelul 6.10. Se va avea în vedere un număr minim de două decantoare.

Volumul de nămol depus într-o zi se determină cu relația (6.51), după care se calculează înălțimea depunerilor pe radier (h_d).

Adâncimea decantorului, va rezulta astfel:

- la margine: $H = h_s + h_0$;

- la centru: $H = h_s + h_0 + h_p + h_d$

în care:

h_p - diferența de înălțime datorită pantei radiatorului;

h_d - înălțimea depunerilor în dreptul pâlniei.

Jgheabul periferic de colectare a apei decantate se prevede cu pantă pentru a realiza o viteză minimă de 0,7 m/s corespunzătoare debitului egal cu $2 \cdot Q_{or \max}$. Dimensionarea deversorului triunghiular va avea în vedere respectarea încărcării la ieșirea apei deversate în limitele de 60 - 180 m^3/ml , conform celor arătate anterior.

La proiectarea decantoarelor radiale se va indica și tipul de raclor cu care va fi echipat.

6.2.3.3.3. Decantoare primare verticale

Se recomandă în cazul când spațiul disponibil este foarte limitat și 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, iar debitele ce trebuie epurate, sub $10.000 \text{ m}^3/\text{zi}$.

Din punct de vedere constructiv, decantoarele verticale se execută sub forma unor bazine cilindrice cu fundul conic.

Accesul apei în decantorul vertical are lor prin intermediul unui tub central și coboară pe acest tub până la partea inferioară a acestuia.

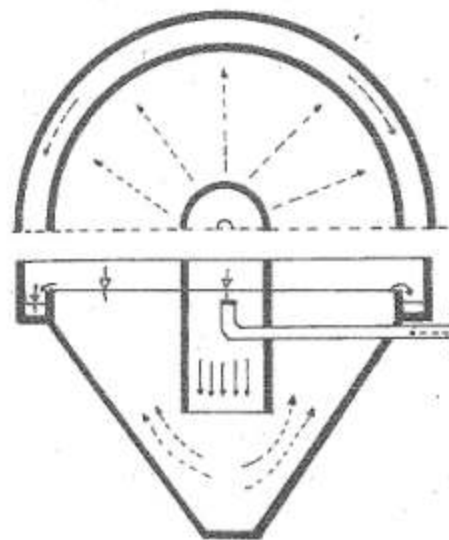


Figura 6.31. Distribuția apei în decantorul vertical

La ieșirea apei din tubul central, direcția de mișcare se modifică ușor radial în spațiul de decantare, apoi se ridică lent spre rigola de evacuare. Toate aceste aspecte cinematice ale apei în decantorul vertical sunt prezentate în figura 6.31.

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 sub tubul central (stratul neutru). În unele decantoare, pentru o mai bună repartizare a apei pe întreaga secțiune a decantorului și pentru evitarea turbulenței sedimentului de către apa care coboară, tubul central se execută cu o supralărgire, sub forma unei pâlnii, având diametrul cu 50% mai mare. Din aceleași considerente, la aceste decantoare verticale se prevede, un deflector, reglabil pe verticală (distanța minimă fiind de 0,50 m), al cărui diametru depășește diametrul evazării tubului cu 1,2 - 2,0 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 greutatei proprii, particula tinde să se deplaseze în jos, cu viteza U_0 , care depinde de dimensiunea și forma particulei, de concentrația în suspensii a apei și de vâscozitatea lichidului. Pentru ca particula să nu fie scoasă din decantor, la limita $V = U_0$, particula va pluti în stare de suspensie, iar când $U_0 > V$, particulele se vor sedimenta. Alți categorii de particule cu $U_0 < V$ vor fi antrenate spre jghebul de evacuare, împreună cu apa, în schimb, în drumul lor acestor particule vor întâlni o zonă care plutesc particulele ($U_0 = V$), așa numit "filtru în suspensie". Trecând prin acest filtru și ciocnindu-se cu particulele respective se formează aglomerări de particule care îndeplinesc așa cum s-a arătat, condițiile necesare de sedimentare. Această situație conduce la recomandarea ca aceste decantoare verticale să fie utilizate în special ca decantoare secundare după filtrele biologice sau după bazinele cu nămol activ, deoarece stratul gros de flocoane care se formează sub formă de filtru, conduce la creșterea eficienței procesului de decantare.

Dimensionarea acestor decantoare, în vederea stabilirii

elementelor geometrice prezentate în figura 6.32, va respecta, în principiu, precizările menționate la decantoarele anterioare, conform STAS 4162/1-89. Viteza ascensională a apei, V , pentru apele uzate menajere se va limita la 0,7 mm/s, iar timpul de decantare se va încadra în normele de timp arătate mai sus; în acest context, se adoptă și valorile corespunzătoare privind încărcarea de suprafață a decantorului (tabelul 6.8).

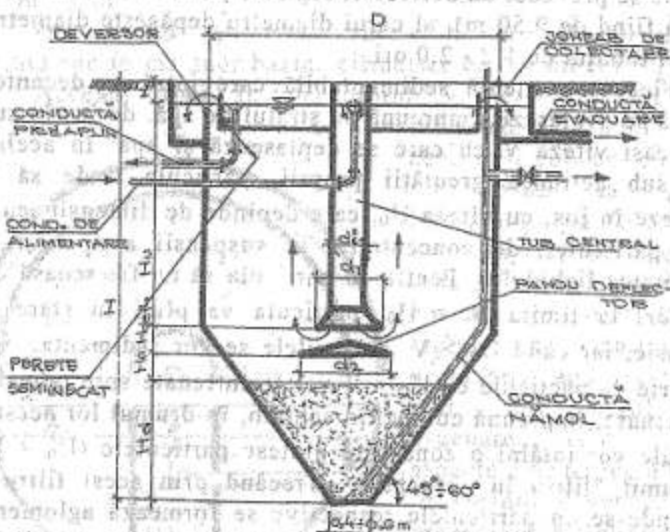


Figura 6.32. Decantor vertical

Secțiunea orizontală a zonei de decantare, va fi calculată cu relația:

$$A_0 = \frac{Q_c}{u} = \frac{\pi(D^2 - d_1^2)}{4} \quad (6.55)$$

în care:

- D - diametrul decantorului vertical, maximum 7,0 m;
- Q_c - debitul de calcul, conform celor prevăzute la decantorul orizontal;
- d_1 - diametrul tubului interior (a camerei de distribuție).

Aria tubului central:

$$A_1 = \frac{Q_c}{v_1} = \frac{\pi \cdot d_1^2}{4} \quad (6.56)$$

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_0) al compartimentului de decantare ($H_0 = u \cdot t_d$) nu trebuie să fie mai mare de 4,0 m și trebuie să satisfacă condiția:

$$\frac{H_0}{(D - d_1)} > 0,8 \quad (6.57)$$

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_1 , trebuie să fie mai mică decât înălțimea zonei utile a decantorului, adică:

$$H_1 = 0,8 \cdot H_0 \quad (6.58)$$

Distanța de la partea inferioară a tubului central, până la panoul deflector (în cazul când panoul este prevăzut cu

deflector) se determină cu relația:

$$H_{def} = \frac{Q_c}{\pi \cdot d_1 \cdot n \cdot V_1} \quad (6.59)$$

în care:

d_1 - diametrul evazării tubului central ($d_1 \approx 1,5 \cdot d_2$);

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 poate admite și diametre mai mari de 7,0 m, până la maximum 10,0 m, cu recomandarea de a se prevedea, în afară de jgheabul periferic, jgheaburi radiale, astfel încât încărcarea deversorului de pe rigolele de colectare să nu depășească valoarea de $1,5 \text{ dm}^3/\text{s} \cdot \text{m}$. În rigolele de colectare și în conducta de plecare a apei decantate, viteza minimă se consideră de 0,7 m/s, corespunzătoare debitului de verificare care poate fi $2 \cdot Q_{or \cdot \max}$.

Zona de nămol a decantorului ocupă de obicei partea tronconică, la care înclinarea pereților este mai mare de 1:1 pentru a asigura alunecarea ușoară a nămolului. Evacuarea nămolului din această pâlnie colectoare se realizează hidraulic, prin sifonare sau prin pompare.

Adâncimea totală a decantorului se determină cu relația:

$$H = H_1 + H_2 + H_{def} + H_3 + H_4 \quad (6.60)$$

Din relația (6.60) rezultă că aceste decantoare sunt caracterizate de adâncimi mari, constituind un mare neajuns, deoarece conduce la investiții suplimentare în cazul prezentei 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 materijilor plutitoare și dirijarea lor în pâlniile 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 $10.000 \text{ m}^3/\text{zi}$.

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 digestor, are loc fermentarea anaerobă, la temperatura mediului ambiant, (fermentare crioofilă) a nămolurilor sedimentate în decantor. Nămolul din decantor ajunge în digestor prin intermediul unei deschizături longitudinale (fante) cu lățimea sub 0,25 m ce se prevăd la partea inferioară a jgheabului decantor.

În figura 6.33 se arată schema unui decantor cu etaj cu două jgheaburi - decantoare, iar în figura 6.34 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.

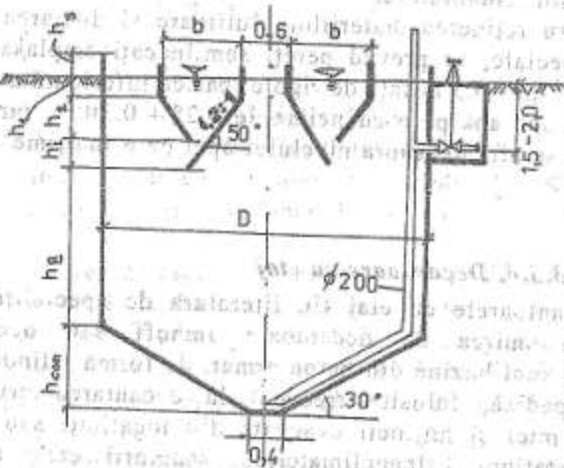


Figura 6.33. Schema decantorului cu etaj cu două jgheaburi - decantoare

Jgheaburile, în secțiune transversală, sunt formate dintr-o secțiune dreptunghiulară 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 alunecare rapidă a depunerilor în etajul inferior prin fanta din vârful triunghiului.

Marginea inferioară a unuia din pereții înclinați ai 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

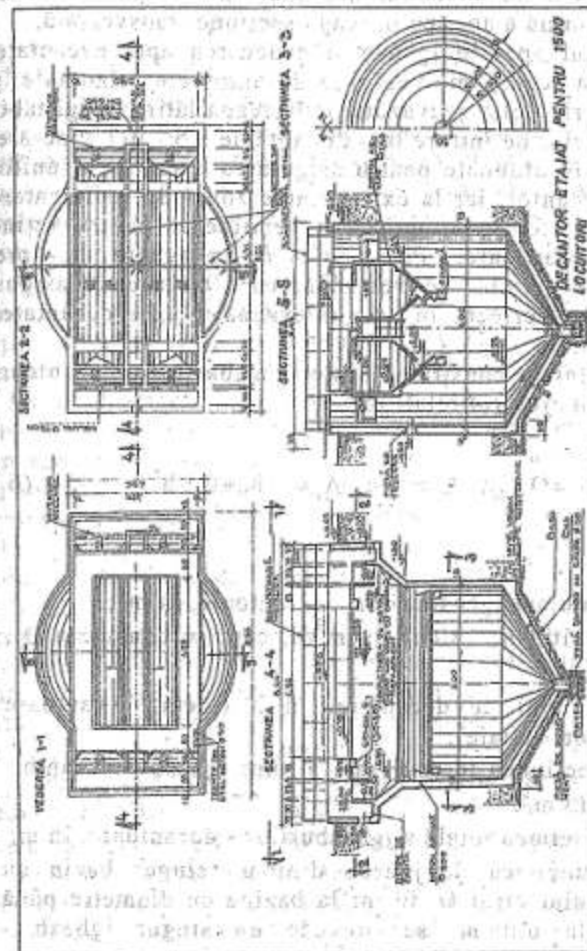


Fig. 6.34

cazul adoptării de adâncimi mai mari nu se poate realiza o curgere uniformă a apei pe întreaga secțiune transversală.

Accesul apei în jgheab și evacuarea apei decantate se realizează în același mod ca și la decantoarele orizontale, prin intermediul rigolelor prevăzute pe întreaga lățime a jgheabului. În fața rigolelor de intrare la o distanță de 0,5 - 0,7 m se prevăd ecrane semiscufundate pentru asigurarea distribuției uniforme a apei în decantor, iar la extremitatea zonei de sedimentare se prevede, de asemenea, un ecran semiînecat pentru reținerea materiilor plutitoare. Pe rigola de evacuare se prevăd deversoare reglabile, pe verticală, care trebuie să asigure o orizontalitate perfectă în scopul evacuării apei decantate cât mai uniform.

Elementele constructive ale jgheaburilor - decantoare se determină cu ajutorul relațiilor:

$$n = \frac{L_j}{l_j}; \quad V_j = Q_c \cdot t_d; \quad L_j = \frac{V_j}{A_j}; \quad A_j = b \cdot h_j + 0,3 \cdot b^2 \quad (6.61)$$

în care:

- V_j - volumul jgheaburilor - decantoare, în m^3 ;
- Q_c - debitul de calcul, în m^3/h , care se consideră $Q_{zi \max}$;
- 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 - decantor, adică $l_j = D$, iar la bazine cu diametre până la 10,0 m (mărimi mai mari nu se

recomandă), se prevăd două jgheaburi și în consecință, $l_j = 2 \cdot D$;

n - numărul de decantoare cu etaj cu diametrul D.

Suspensiile sedimentabile care ajung în etajul inferior (digestor) sunt supuse procesului de fermentare anaerobă. În cazul unei funcționări normale (fermentare metanică) procesul se desfășoară fără degajarea unor 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, la valori de 15 - 20°C, ceea ce impune execuția lor în întregime subteran, sau 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 fermentări metanice. Această condiție, presupune luarea următoarelor măsuri: la începutul ciclului de fermentație se va face amorsarea procesului cu nămol fermentat sau alt tip de inocul, în cantitatea de 10 - 15% din volumul spațiului 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 grosă poate să conducă la obturarea fantelor jgheabului - decantor; eliminarea continuă a spumei care se formează la suprafața apei din bazin, sau utilizarea de antispumantși în cazul apelor uzate care conțin detergenți.

Pentru a împiedica colmatarea fantelor, se recomandă a prevedea o înălțime de asigurare de 0,50 m sub aceasta, înălțime ce va caracteriza zona neutră (h_n) a decantorului.

Evacuarea nămolului fermentat se realizează prin conducte de fontă cu diametrul de 200 mm care funcționează prin diferențe de presiune. În acest scop, se prevede o ramnificație la adâncimea de 1,5 - 2,0 m care dirijează nămolul într-un cămin alăturat prevăzut cu două compartimente: unul

uscate, unde se găsește vana de manevră, și altul umed, unde sosește nămolul fermentat, care este dirijat, apoi, spre platformele de uscare.

Volumul spațiului de fermentare delimitat de radierul bazinului și un plan orizontal situat cu 0,50 m sub nivelul muchiei inferioare a jgheabului-decantor, se calculează cu relația:

$$V_f = \frac{c \cdot N}{1.000} \quad (6.62)$$

în care:

N - numărul de locuitori deserviți;

c - capacitatea specifică de fermentare, în dm^3/om , care se ia din tabelul 6.11

Tabelul 6.11

Capacități specifice de fermentare a decantoarelor cu etaj

Temperatura medie a aerului ($^{\circ}\text{C}$)	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 (sub 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°C .

Adâncimea totală a decantorului cu etaj, apreciată la 8 - 10 m se determină cu relația:

$$H = h_s + h_j + h_n + h_d \quad (6.63)$$

în care:

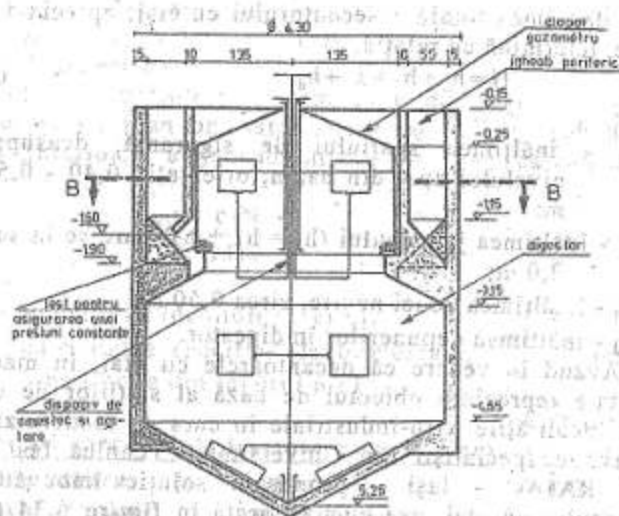
h_s - înălțimea spațiului de siguranță, deasupra nivelului apei din bazin, orientativ 0,40 - 0,50 m;

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 agro-industriale în curs de modernizare, un colectiv de specialiști din Universitatea Tehnică Iași și din cadrul RAJAC - Iași a propus o soluție îmbunătățită a decantorului cu etaj, așa cum se arată în figura 6.34 (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 gazometric (figura 6.34) 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 crustei și pentru omogenizarea amestecului dintre depunerile proaspete și cele fermentate. Măsurătorile efectuate la stația de epurare a orașului Hârlau unde au fost implementate aceste decantoare cu etaj modificate pentru captarea și valorificarea gazelor de fermentație, au arătat că acest aport energetic este capabil de a soluționa unele nevoi locale de energie termică, care, raportate la o perioadă îndelungată de funcționare, contribuie la îmbunătățirea balanței energetice a țării noastre.



Sectiune A-A

Sectiune B-B

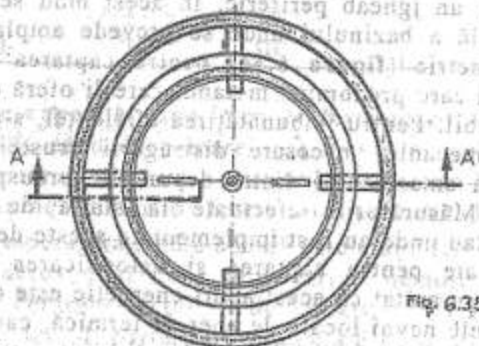


Fig. 6.35.

DECANTOR ETIAJAT CUPLAT CU GAZMETRU

Capitolul 7

EPURAREA BIOLOGICĂ A APELOR
UZATE MENAJERE

Epurarea biologică a apelor uzate constituie un procedeu de tratare a apelor de canalizare bazate pe fenomene biochimice ce decurg din metabolismul microorganismelor ce populează apa uzată și are ca scop reținerea din aceste ape a suspensiilor coloidale sau dizolvate de natură organică.

Epurarea biologică este o ramură a biotehnologiei, adică a acelei combinații între biologie și tehnologie prin care procesele biologice sunt conduse 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.

Spre deosebire de ceea ce se petrece în apele de suprafață privind autoepurarea 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 în vederea coagulării 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 desfășoară în condiții apropiate de cele naturale - câmpuri de irigații, câmpuri de infiltrații și iazuri biologice;

construcții și instalații în care epurarea biologică se desfășoară în condiții create artificial - filtre biologice și bazine cu nămol activat.

Datorită suprafețelor mari de teren pe care le necesită, instalațiile de epurare biologică naturală au cunoscut o dezvoltare limitată, fiind frecvent aplicate 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 numai pe cale artificială. În prima perioadă a utilizării procesului de epurare biologică artificială, s-au folosit cu precădere filtrele biologice, întrucât asigurau o eficiență satisfăcătoare printr-o exploatare simplă. Cu toate că acest gen de construcții au dovedit o "robustețe" mare la variațiile de debit și 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 activat este superioară filtrelor biologice, constituind soluția frecvent aplicată în stațiile de epurare orășenești și industriale.

7.1. CONSIDERAȚII GENERALE ASUPRA DESPĂȘURĂRII PROCESULUI DE EPURARE ÎN INSTALAȚIILE DE EPURARE BIOLOGICĂ

Procedeele de epurare biologică utilizează una din cele două grupe, fiziologic 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 cu caracter

predominant organic și, în ultima vreme, la fermentarea aerobă a nămolurilor.

Deși procedeele aerobe de epurare biologică în biofiltre, în bazine cu nămol activat, pe câmpuri de irigații și în iazuri diferă între ele cu privire la timpul de contact între microorganismele și apa uzată, necesarul de oxigen, modul de utilizare a nămolurilor biologice etc, fenomenele biochimice esențiale sunt identice.

Procese de epurare biologică nu pot avea loc decât în cazul în care apele uzate supuse epurării au valoare biologică, respectiv conțin, pe de o parte suficiente substanțe nutritive, iar pe de altă parte, dispun de substanțele necesare sintezei organice.

Apele uzate menajere, prin natura lor, având un conținut complex de substanțe organice biodegradabile, întrunesc condițiile unei epurări biologice.

Componența organică a apelor uzate industriale variază în funcție de specificul industriei și a materiilor prime prelucrate. Unele substanțe organice existente în apele uzate industriale sunt degradate cu ușurință de către microorganismele, alte substanțe solicită, pentru îndepărtarea lor, o floră selecționată adaptată, iar alte substanțe sunt rezistente la atacul microorganismelor sau sunt degradate în timp îndelungat.

Această substanță organică din apele uzate, considerată global, reprezintă substratul dezvoltării microorganismelor.

În momentul în care apa uzată întâlnește o suprafață de contact, pe interferența dintre apa uzată și suprafața de contact se dezvoltă colonii de bacterii și alte numeroase microorganismele. Aceste populații mixte de bacterii, ciuperci și alte microorganismele (în special protozoare și unele metazoare inferioare) poartă denumirea de biomasa sistemului respectiv de epurare. Astfel, la filtrele biologice și la câmpurile de irigare și de infiltrare, biomasa se prezintă sub forma unei pojghițe

(membrane) fixată pe suprafața materialului filtrant. La bazinele cu nămol activat, biomasa se prezintă sub forma unor flocoane care plutesc în masa apei, fiind definită, calitativ și cantitativ, de nămolul activat existent în bazin.

Îndepărtarea substanțelor organice se face prin metabolism de către o cultură mixtă de microorganisme (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 parametrilor favorabili desfășurării procesului (temperatura, alimentarea cu oxigen, încărcarea organică sau hidraulică etc). Transferul de substanțe organice din apa uzată spre biomasă prin contact interfacial și prin fenomenele imediat următor, de sorbție (adsorbție și absorbție) va fi deci condiționat de mărimea principalului parametru care este interfața apă uzată - biomasă (este foarte important a se urmări ca să nu se formeze pelicule de apă pe această interfață care va împiedica transferul de substanțe în și din celulele microorganismelor, sau să se acumuleze substanțe toxice).

În filtrele biologice mărimea suprafeței pe unitatea de volum variază în funcție de mărimea granulelor și a formei acestora care alcătuiesc materialul filtrant. De exemplu, materialul filtrant alcătuit din granule având diametrul de 2,5 cm prezintă o suprafață specifică de $111 \text{ m}^2/\text{m}^3$, iar pentru granule cu diametrul de 10 cm, această suprafață este de $31,1 \text{ m}^2/\text{m}^3$. Considerând pelicula biologică dezvoltată pe partea superioară a granulelor materialului filtrant (la suprafața de contact ale granulelor o parte din suprafața menționată mai sus nu este udată cu apă fiind lipsită de membrană) rezultă că transferul de substanțe organice spre pelicula biologică (biomasă) va fi mare la materialul filtrant alcătuit din granule de 2,5 cm, în schimb, din punct de vedere al transferului de

oxigen necesar biomasei, filtrul biologic cu granule de 10 cm va avea o capacitate mai mare față de cel cu granule de 2,5 cm deoarece volumul golurilor care asigură circulația aerului este mai mare.

În bazinele cu nămol activat suprafața flocoanelor nu este fixă ca în cazul filtrelor biologice, ci variază în funcție de mai mulți factori. Mărimea acestei suprafețe este mult mai mare față de cea a peliculei biologice, situație ce explică eficiența de epurare ridicată a bazinelor cu nămol activ. Orientativ, se consideră o suprafață de contact a flocoanelor de nămol activat de $1.600 \text{ m}^2/\text{m}^3$ de volum de bazin.

Schematic, procesul de epurare biologică se desfășoară astfel: substanțele organice din apele uzate sunt adsorbite și concentrate la suprafața biomasei; aici, prin activitatea enzimelor eliberate de celulă (exoenzime) substanțele sunt descompuse în unități mici care pătrund în celula microorganismelor unde sunt metabolizate; o parte a reacțiilor de oxidare care au loc, furnizează energie reacțiilor prin care se formează masa celulară nouă, iar produșii finali ai descompunerilor (produși de oxidare ca H_2O , CO_2 , azotați, sulfati, substanțe organice stabile etc) sunt eliberați în mediu.

Rezultă că prin epurarea biologică a apelor uzate, concomitent cu eliminarea substanței organice impurificatoare, se obține creșterea biomasei sub forma materialului celular insolubil, sedimentabil, precum și produși reziduali (de metabolism sau din distrugerea celulelor), unii ușor de îndepărtat (de ex. CO_2), alții care rămân dispersați în mediul lichid, conferind o anumită valoare CCO-ului și CBO₅-ului apei epurate.

Dezvoltarea biomasei, respectiv grosimea membranei biologice și volumul de flocoane, trebuie să rămână între anumite limite. Menținerea biomasei în limitele normale se

realizează prin evacuarea ei din sistem. Astfel, la filtrele biologice, dacă această biomasă exprimată prin grosimea peliculei (membranei) nu ar fi eliminată la timp, poate produce colmatarea stratului filtrant, sau, din imposibilitatea de a oxigena întreaga grosime a membranei se vor înregistra procese biologice anaerobe în straturile inferioare ale membranei. Eliminarea membranei poate avea loc pe cale naturală (la filtrele biologice de mică încărcare), sau prin autocurățire controlată, introducând recircularea apei, în cazul filtrelor biologice de mare încărcare. În ambele situații, excesul de membrană (biomasă) se reține în decantoarele secundare.

La bazinele cu nămol activat cantitatea de biomasă necesară procesului poate fi reglată, ca fiind mai mare sau mai mică în funcție de încărcarea organică a apelor uzate supuse epurării. Biomasă suplimentară procesului este eliminată (nămolul activat în exces) fie spre rezolvarea unor necesități tehnologice proprii (creșterea eficienței decantoarelor primare), fie spre stabilizarea finală în bazinele de fermentare a nămolului. Orientativ, creșterea biomasei, prin sinteză, se aproximează la 40 - 60% din capacitatea de substanță organică, asimilabilă, existentă în apa uzată menajeră.

Pentru eliminarea substanțelor organice din apele uzate brute, de la intrarea lor în stația de epurare, participă următoarele procese:

- procese fizice ale transferului de masă (separarea prin sedimentare a suspensiilor sedimentabile, a suspensiilor obținute prin coagulare, ca și a materialului celular sedimentabil din apa epurată);

- procese chimice (reacții de hidratare, de hidroliză, de precipitare, modificări ale pH-ului etc);

- procese biochimice (reacții de asimilare sau reacții anabolice caracterizate prin creșterea materialului celular, reacții de oxidare sau reacții catabolice care conduc la

obținerea unor produși finali inofensivi, inhibarea reacțiilor enzimatiche 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, este prezentată schematic în figura 7.1.

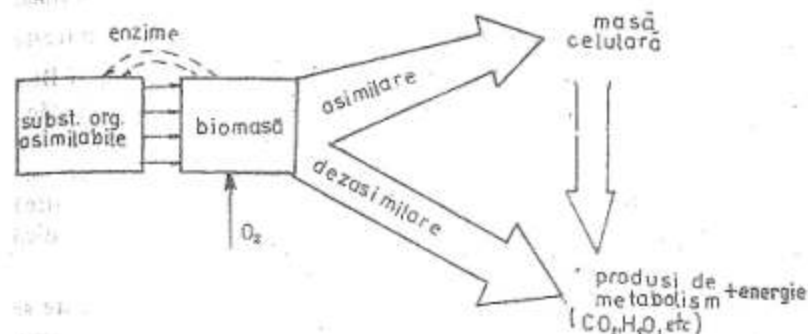


Figura 7.1. Schema proceselor generale de metabolism în epurarea aerobă

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 ce le compun în oxizi: CO_2 , H_2O , NO_2^- , NO_3^- , SO_2^- , PO_4^- etc) se face prin consum 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 oxigen (CCO sau CBO₅).

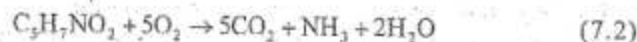
Una din caracteristicile principale ale epurării apelor uzate în instalațiile de epurare biologică este procesul de nitrificare, de consum al oxigenului pentru oxidarea formelor de azot trivalente (NH₃, NO₂) la forma de valență maximă, NO₃. Acest proces se va aplica atunci când se urmărește obținerea unor ape epurate cu un conținut minim de CBO₅ impus de condițiile locale privind calitatea emisarului, sau când se intenționează ca biomasa să fie folosită ca fertilizator. Oxidarea substanțelor organice cu conținut de azot organic sau amoniac poate fi așa de avansată, încât efluentul să conțină cantități apreciabile de nitrați și foarte puțini nitriți, adică săruri cu un conținut mare de oxigen (NO₃⁻).

Dacă, de exemplu, substanțele organice din apele uzate se prezintă sub formă de glucoză, iar azotul sub formă de amoniac, reacțiile biochimice de oxido-reducere se prezintă sub forma:

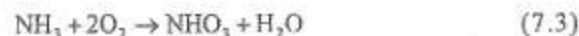
- transformarea substanțelor organice dizolvate în material celular:



- oxidarea substanțelor organice acumulate sub formă de material celular:

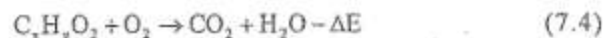


- nitrificarea (oxidarea NH₃):



Sub formă generală, ecuațiile biochimice pot fi scrise sub forma:

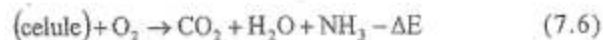
- oxidarea materiei organice:



- sinteza materialului celular:



- oxidarea celulară:



Reacțiile de oxido-reducere a substanțelor organice sunt reacții producătoare de energie fiind cuplate cu reacțiile de sinteză a materialului celular nou; aceste reacții nu pot fi despărțite deoarece ultimele fiind endotermice, suma energiilor libere conducând la ΔE negativ. Despărțirea fenomenelor, pe de o parte, în oxidare pe de altă parte în sinteză, este făcută cu scop didactic.

Reacțiile de sinteză conduc la formarea componenților biochimici majori (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: C₅H₇NO₂ pentru bacterii; C₁₀H₁₇NO₆ pentru fungii; C₅H₈NO₂ sau C_{5,7}H_{9,8}NO_{2,3} pentru

alge; $C_7H_{14}NO_3$ pentru protozoare. Datorită predominanței cantitative a bacteriilor în biomasă, formula chimică, medie a acesteia este: $(C_5H_7NO_2)_n$.

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 minimă necesară a substratului, adică posibilitatea de tratabilitate biologică a apelor uzate, cu excepția nitraților și fosfaților, cea mai mare parte a materialelor 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: $CBO_5:N:P = 150:5:1$ (pentru apa uzată) 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, pentru apele lipsite de aceste elemente - cazul unor ape industriale - acestea să fie introduse pe cale artificială.

Microorganismele implicate în procesele aerobe necesită pentru metabolism (ansamblul proceselor vitale de asimilare a unor substanțe din mediul înconjurător și de eliminare a produselor de dezasimilare în mediu) oxigen. În mod normal, necesarul de oxigen este acoperit de oxigenul molecular dizolvat în apă, prezent în proporție foarte mică (0,8% vol.) față de cea din aer (21% vol.). Aceasta face mediul acvatic foarte sensibil la nevoile 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 (biomasa) pe care o conține. Ea

este limitată de cantitatea de poluanți care poate fi asimilată de unitatea de biomasă în unitatea de timp. De aceea, cantitatea de poluanți organici aplicată în unitatea de timp unității de biomasă (încărcarea organică) este la rândul său limitată.

7.1.2. Ecologia procesului

În compoziția biomasei intră substanță organică vie, enzime, săruri minerale, amoniac, substanțe organice bio și nebiodegradabile, precum și substanțe organice aflate în diverse stadii de biodegradabilitate.

Luată în ansamblu, o instalație de epurare biologică reprezintă un ecosistem cu trăsături specifice.

Prin ecosistem se înțelege atât varietatea de organisme ce se grupează formând o biocenoză, cât și întregul complex de factori fizici și chimici în care acestea trăiesc și se dezvoltă, adică biotopul. Ecosistemul reprezintă, sub formă generală, un nivel de integrare a materiei într-o unitate funcțională alcătuită din doi componenți: unul anorganic (biotopul) și altul organic (biocenoza), fiecare component funcționând pe baza informației primită de la celălalt. Între ei există o strânsă interdependență și un flux de materie și energie.

Unitatea funcțională a instalațiilor de epurare biologică care exprimă ecosistemul procesului va fi alcătuit din bazinul cu nămol activat sau filtrul biologic în care se află apa uzată (biotopul) și membrana biologică sau flocoanele care alcătuiesc biocenoza.

Biocenoza din aceste instalații se supune legăturilor existente în toate biocenozele naturale și anume: se formează spontan, se dezvoltă și evoluează selectând anumite condiții din mediul în care trăiește și pe care îl modifică.

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.

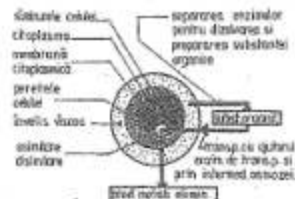
Pentru înțelegerea și stăpânirea procesului de epurare biologică este necesar a se cunoaște microorganismele care populează instalațiile de epurare, precum și caracteristicile și modul de viață al acestora.

În general, microorganismele care concurează la procesul de epurare biologică, aparțin regnului "Protista" fiind alcătuite din: bacterii, ciuperci inferioare, alge, protozoare și metazoare. Aportul dominant în epurarea biologică îl au bacteriile (peste 90%).

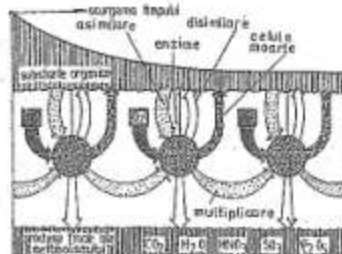
Bacteriile sunt organisme monocelulare care utilizează hrană solubilă; fiecare celulă este un organism independent, capabil să execute toate funcțiile necesare vieții. Mărimea celulei bacteriene variază în timpul creșterii, având limitele cuprinse între 0,3 și 50μ; bacteriile comune din nămolul activ au limitele cuprinse între 0,3 și 3μ (Mc Kinney, 1962) și celula de diverse forme: sferică, cilindrică, spirală etc. Bacteriile sunt formate din 80% apă și 20% substanță uscată, din care 90% reprezintă substanțe organice. Frația organică are compoziția medie de 53%C, 29%O, 12%N și 6%H, ceea ce conduce la formula empirică aproximativă, $C_5H_7NO_2$.

În general, structura celulei bacteriene cuprinde părțile componente indicate în figura 7.2.a.

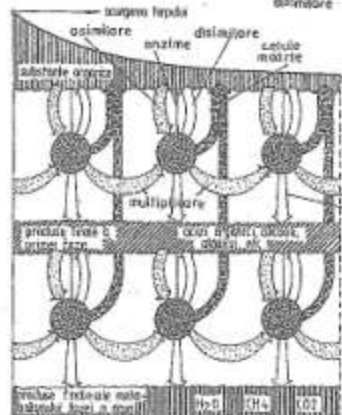
Reprezentarea schematică a unei bacterii cu proces de metabolism.



a.



b. Reprezentarea schematică a degradării aerobe a substanțelor organice.



c. Reprezentarea schematică a degradării anaerobe a substanțelor organice.

d. Exemplu pentru de-curgerea procesului de degradare în cazul hidratalelor de carbon

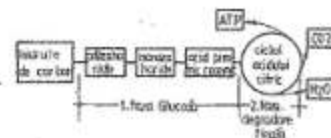


fig. 72

Din punct de vedere al mediului în care trăiesc, bacteriile din biocenoză (biomasă) sunt strict aerobe, deci folosind în mod necesar oxigenul dizolvat în apa uzată, fie facultativ aerobe pentru care prezența oxigenului dizolvat nu reprezintă o necesitate absolută, ele fiind capabile de degradarea substanțelor organice și în condiții de concentrații mai scăzute de oxigen, sau chiar în condiții de anaerobe. Marea majoritate a bacteriilor sunt heterotrofe (saprofitice), deci folosesc substanțe organice ca sursă de carbon și de energie. În biomasa instalațiilor de epurare biologică pot fi și bacterii autotrofe care sunt capabile să-și formeze toate structurile celulare din substanțe anorganice, sursa de carbon fiind asigurată de CO_2 , de exemplu sulfobacterii, care oxidează H_2S la S sau la SO_4 , bacterii nitrifiante care oxidează amoniacul la azotii (Nitrosomonas) și azotitul la azot (Nitrobacter). Toate bacteriile autotrofe sunt strict aerobe.

Cele mai multe tipuri de bacterii se înmulțesc prin diviziunea transversală, binară, care comportă 4 stadii: a) diviziunea nucleară; b) alun-girea celulară; c) diviziunea celulară; d) separarea celulară.

Transferul substanțelor organice din medii 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) ce are rolul de a scinda macromoleculele în micromolecule, astfel încât, acestea să poată trece prin membrana semipermeabilă a celulei bacteriene.

Din punct de vedere al metabolismului energetic, deosebim bacterii fototrofe (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 folosește O_2 din aer;

- respirație anaerobă, când O_2 este luat din deversii 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 activat. 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 dezlănțată, 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 activat (*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 nămoluri active variază calitativ și cantitativ. Astfel, apele industriale cu conținut bogat în proteine favorizează dezvoltarea genurilor *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, și *Bacillus*, iar conținutul în glucide favorizează dezvoltarea genului *Pseudomonas*; acizi organici, aldehide, acetone și alcooli stimulează dezvoltarea genurilor *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Bacillus*, *Achromomacter*.

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 ca: 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 valoarea scăzută a pH-ului (sub 7) și de cantitatea scăzută de azot. Când ciupercile se înmulțesc mult, apare fenomenul de umflare a nămolului activat, 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 biomasei. 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 (Scherb, 1958). Protozoarele sunt strict aerobe și majoritatea ingerează hrana ca particule solide, dar se pot hrăni și prin difuzia în celulă a substanțelor organice dizolvate, dacă acestea sunt în concentrație mare, de 5 - 10 g/dm³; excepție fac flagelatele care pot metaboliza și substanțe organice în concentrații reduse. Multe protozoare nu își pot sintetiza toate substanțele necesare creșterii și depind de bacterii în furnizarea acestor produși. Formula empirică a protoplasmei protozoarelor este C₇H₁₄NO₃.

Metazoarele sunt reprezentate în biomasa prin puține grupe și anume: rotiferi, nematode, crustacei. Rotiferii apar numai în nămoluri active cu 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 biomasa

instalațiilor de epurare biologică există interrelații, dintre care o însemnătate mare au relațiile trofice (de hrană). În biomasă producătorii de substanță organică vie 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, aceștia 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 pe fundul apei, iar instalațiile cu nămol activat le reproduc pe cele care au loc în masă apă, 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, dată fiind prezența luminii, este populat uneori și cu alge (plante mici verzi) și diatomee, care 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, iar prezența acestora implică și existența altor inele ale lanțului trofic, formate din metazoare (crustacei, larve de insecte, rotifere etc) care se hrănesc pe seama protozoarelor și cu detritusul format după moartea organismelor respective. Existența bacteriilor filamentoase de genul *Sphaerotilus* în biocenoză filtrului este un indicator de supraîncărcare organică a biofiltrului, iar prezența ciupercilor arată scăderea pH-ului; dezvoltarea în masă a dipterului

Psychoda este o dovadă a cantităților mari de detritus. Dipterul *Psychoda*, numită curent mușca *Psychoda* este un indicator a funcționării necorespunzătoare a biofiltrului (película biologică este prea groasă, sau, din lipsa evacuării ei, a producolmatarea stratului filtrant).

Flora acvatică a unui filtru biologic prezintă variații calitative și cantitative pe înălțimea stratului filtrant în funcție de schimbările de hrană și a aportului de oxigen. La parte superioară a filtrului membrana biologică conține majoritate microorganismelor menționate, dar pe măsură ce apa uzată pătrunde în adâncime, respectiv este mai curată, apar schimbări în conținutul și felul microorganismelor prezente la diferit niveluri, iar membrana de la suprafața granulelor nu mai este constituită din materii organice proaspete, ci mai mult din deșeuri produse de microorganisme în acțiunea lor de transformare.

Bazinele cu nămol activat prezintă o floră acvatică puțin variată ca a filtrelor biologice. Aici există un mediu acvatic relativ uniform, flocoanele sunt antrenate de curentul de apă, sunt răspândite uniform în bazin și conțin, în general, microorganisme de același fel. Organismele din grup metazoarelor sunt foarte rare. Aici bacteriile sunt principalii agenți ai epurării, iar protozoarele indică modul cum decurge această epurare. Indicații asupra modului de funcționare a instalației dau și flocoanele de nămol activat. Cu cât crește mărimea, suprafața de contact este redusă în raport cu volumul lor, iar pe de altă parte, difuzia hranei în interiorul floconului respectiv eliminarea substanței organice degradate, se face mai greu. Vârsta flocoanelor definită de conținutul de flocoane și recirculare și de cele noi formate într-un anumit timp determină eficiența epurării. Cu cât vârsta este mai mare, cu atât crește proporția de celule moarte în detrimentul celor active.

În ecologia aerobică 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 *Oscillatoria*, *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 effluentul 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, în 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 dintre reacțiile de oxidare a substratului și de sinteză a materialului celular nou poate conduce la îndepărtarea, în procente foarte ridicate, de 85 - 95% a materiilor 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 30 - 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, modificând viscozitatea apei, capacitatea de a lua prin difuzie oxigenul din atmosferă și de a-l menține în soluție.

În instalațiile de epurare biologică unde apele uzate menajere prezintă o temperatură cvasiconstantă (mai ridicată cu 4 - 5°C față de apa potabilă), procesul de epurare nu este afectat esențial față de cel din apele de suprafață, în timpul autoepurării. S-a demonstrat (Friedmann, 1973) că procesele 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 descompunere a acesteia. În condițiile termice din țara noastră, procesele de epurare biologică au eficiențe mai ridicate în timpul verii față de anotimpul 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 iarna, câteva luni. Bazinele cu nămol activat, spre deosebire de filtrele biologice, fie vara, fie iarna, necesită 10 - 15 zile pentru amorsare.

Această situație se datorește faptului că adaptarea nămolului activat la temperaturi crescute (mai mari ca 20°C) se face mai greu decât la temperaturi scăzute. Experimentări efectuate cu nămoluri active la $15 - 19^{\circ}\text{C}$, au arătat că aceste sisteme se adaptează la 4°C în două săptămâni, dar la temperaturi mai mari ca 30°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 bacteriilor.

În ceea ce privește necesarul de oxigen la temperaturi crescute în condițiile menținerii unei concentrații de oxigen dizolvat în apa curată de 3 mg/dm^3 , 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, la temperaturi de $45 - 55^{\circ}\text{C}$.

Oxigenul este necesar atât apei uzate, cât și biomasei. Alimentarea 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 infiltrare) să fie permanent în contact cu aerul, iar în bazinele cu nămol activat, introducerea aerului în apa din bazin să asigure un contact cât mai intim al acestuia cu biomasa; în același timp, aerarea trebuie să asigure omogenizarea amestecului 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 excident important de oxigen atmosferic, deoarece membrana biologică absoarbe numai 5% pentru necesitățile metabolice; la câmpurile de irigare și de infiltrare 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 transferării 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 confirmă influența favorabilă a oxigenului asupra evitării umflării nămolului; la încărcări mari ale nămolului, la care oxigenarea atmosferică nu a prevenit creșterea indicelui de nămol, introducerea oxigenului pur a împiedicat procesul de umflare. Acest procedeu nu a cunoscut o largă utilizare deoarece tehnicile de separare a oxigenului din aer sunt prohibitive.

Turbulența poate contribui, alături de temperatură și concentrația convenabilă a oxigenului, la creșterea activității metabolice a biomasei. Astfel, deplasarea apelor uzate pe suprafața materialului filtrant din biofiltre, provoacă un fenomen de turbulență care dă naștere unei "suprafețe de împropătare" care favorizează transferul de oxigen spre pelicula biologică. În bazinele cu nămol activ în afară de

menținerea suspensiei de nămol activat 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 rapidă a stratului apos din imediata vecinătate a membranei biologice sau a floconului strat, sărăcit în oxigen și substanțe nutritive și încărcat cu produși 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, mărind viteza de asimilare a impurităților și viteza de respirație.

Turbulența crescută conduce la viteze de consum mărite, dar are dezavantajul producerii de effluenți tulburi.

Reprezentarea schematică a procesului de epurare biologică este arătat în figura 7.2.b, iar cea a procesului biologic anaerob în figura 7.2.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 infiltrație, 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 infiltrație

Infiltrarea lentă în sol a apelor uzate menajere în câmpuri de irigare și de infiltrație 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 infiltrație care au rolul numai pentru epurarea apelor, ele deserving pe primele în perioadele cu ploi abundente, când nu este nevoie de apă pentru culturi, în perioadele de strânsul recoltei etc.

Aplicarea acestor câmpuri se recomandă în zonele cu precipitații slabe, 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 din "Atlasul climatologic", zonele cu precipitații reduse cupind: Câmpia Dunării, Dobrogea, Câmpia de Vest, Moldova și câteva porțiuni din Podișul Transilvaniei. Această situație a impus ca, până în prezent, să fie aplicat acest procedeu pe o suprafață de circa 800 ha în zona Dobrogei, unde sistemele respective de irigații de la Palazu, Ovidiu, Cocoșu etc sunt alimentate, în perioada mai - septembrie, cu efluentul stației de epurare Constanța Nord (treapta mecanică). Experiența acumulată la exploatarea acestor sisteme de irigații, a condus, pe baza unor norme judicioase stabilite, la extinderea 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 terenurilor irigate, conținutul de materii în suspensie trebuie să fie minim; în acest scop se vor utiliza numai ape epurate mecanic.

Folosirea apelor uzate epurate mecanic ca apă de irigație presupune respectarea indicatorilor precizați în STAS 9450-83 "Apa pentru irigarea culturilor agricole", indicatori ce se referă la calitatea apelor (salini, toxici, infecto-contagioși etc).

Conform prevederilor din STAS 9450-83, indicatorii privitori la reziduii salini existenți în compoziția apelor uzate decantate de la stația de epurare Constanța Nord, clasifică aceste ape în clasa C₃ (reziduu alcalin ridicat), ceea ce le recomandă ca utilizabile cu amenajări speciale pentru spălare și drenaj, numai pe soluri impermeabile cultivate cu plante tolerabile la salinitate. O mențiune specială trebuie făcută în privința indicatorilor infecto-contagioși; în funcție de numărul germenilor coliformi/dm³, apa uzată orășenească epurată mecanic se încadrează în "apă intens 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 produsele vegetale nealimentare. Normele din S.U.A. precizează că acele culturi agricole ale căror produse se consumă în stare crudă în alimentația publică, sunt excluse de la irigare cu apă uzată.

În Israel (Thomann, 1986) 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 rusești	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, sfeclă de zahăr, sfeclă 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 a avea valorile de 0,001 - 0,002 pentru terenurile argilo-nisipoase și de 0,002 pentru terenurile nisipoase, iar panta transversală, în limita valorilor de 0,002 - 0,005.

Imprăștierea apelor uzate decantate pe parcelele de irigații se poate utiliza numai dacă solul este pretabil. Această caracteristică a solului va depinde de: panta terenului, textura solului, permeabilitatea solului, nivelul apelor freatice, intensitatea salinizării, intensitatea solonetizării etc.

În fiecare caz, în vecinătatea stațiilor de epurare orășenești, pretabilierea terenurilor agricole la irigare cu ape uzate decantate se va stabili cu avizul specialiștilor în agrotehnică. Pentru cunoașterea evoluției calității solului în perioada utilizării apelor uzate ca ape de irigații, este necesară cunoașterea și urmărirea în timp a însușirilor fizico-chimice ale solului.

Câmpurile de irigare și de infiltrare sunt alcătuite, așa cum s-a arătat, din parcele aplanate și înconjurate de diguri realizate din pământul rezultat de la nivelarea terenului (în

limitele plantelor menționate), prevăzute cu instalații necesare pentru transportul și distribuția apelor uzate, precum și instalații pentru colectarea și evacuarea apelor infiltrate în sol.

În figura 7.3. se prezintă o schemă de epurare cu câmpuri de irigare și care cuprinde canalul principal, de aducțiune, a apei epurate mecanic, rețeaua de distribuție a apei pe parcele (canalele de distribuție și canalele de irigație), precum și rețeaua de desecare a parcelelor (canale de colectare și drenaje). Deoarece apele uzate menajere au debite relativ uniforme (la rețelele de canalizare în sistem separativ), iar necesarul de apă de irigare este variabil (în funcție de anotimp, umiditatea solului, cerințe agrotehnice etc), se impune realizarea unor bazine de stocare între sursa 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 helminților.

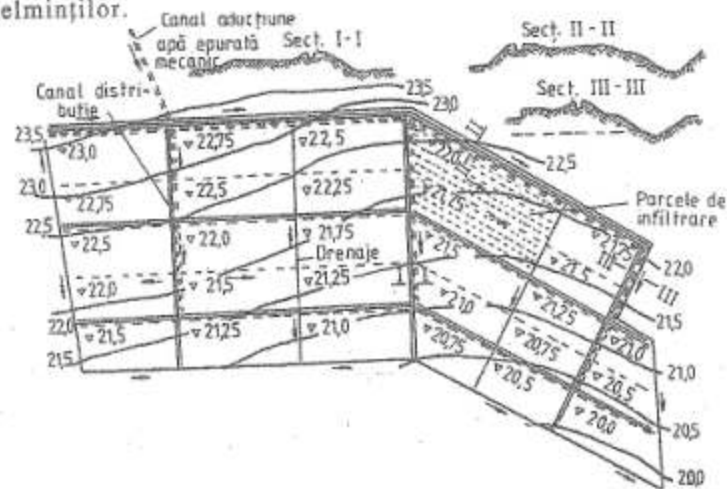


Figura 7.3. Schema parcelelor și a instalațiilor necesare pentru un câmp de irigare

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 (sezonieră) de irigație care diferă în funcție de metoda de udare adoptată (prin brazde, pe fâșii sau prin inundare, pe la suprafața solului și prin aspersiune).

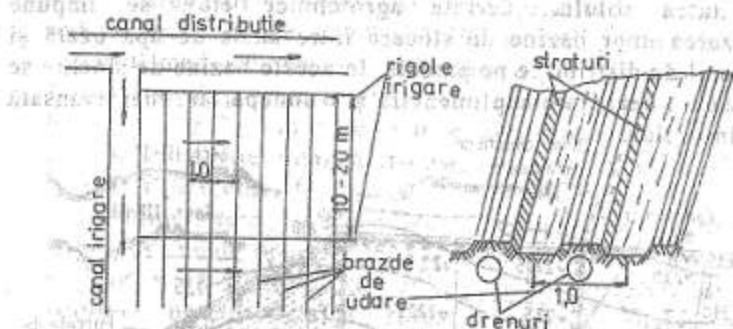


Figura 7.4. Irigarea culturilor prin brazde

Alegerea unuia din sistemele de răspândire, cunoscute și în cazul irigațiilor cu ape naturale, depinde de natura solului, de panta terenului, de felul culturii etc. La irigarea prin brazde (figura 7.4.) rețeaua provizorie se compune din rigole de irigație, amplasate la distanțe de 10 - 20 m și din brazde de udare care se prevăd la distanța de 1,0 m una de alta. Pământul scos din brazde vor forma straturile pe care se cultivă legumele.

În cazul irigației pe fâșii a fânețelor (metoda de udare prin inundarea suprafețelor); rețeaua provizorie se compune din rigole de irigație din care apa uzată este răspândită pe fâșiile cu lățimea de 10 - 15 m, delimitate cu diguri de pământ de mică înălțime (figura 7.5).

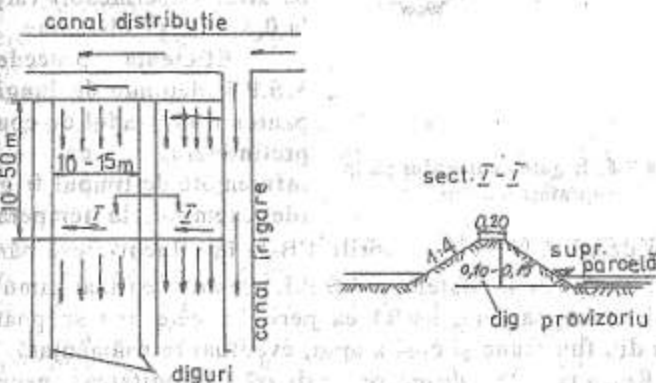


Figura 7.5. Irigarea culturilor pe fâșii

Procedeul de irigare pe la suprafața solului, cunoscut în literatura de specialitate (Ionescu-Sisești, 1981) sub denumirea de scurgerea superficială 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 niște igheaburi, la partea inferioară (fig. 7.6).

Epurarea are loc prin procese fizice, chimice și biologice, datorită scurgerii apei uzate în strat subțire pe o pantă înierbată. Parcelele sunt prevăzute cu lungimi de 30 - 45 m, iar



Figura 7.6. Irigarea culturilor pe la suprafața solului

solului de până la 10°C , valorile CBO_5 în efluent cresc până la peste 30 mg/dm^3). Sistemul S.S.P.I. trebuie realizat simultan, pe mai multe parcele, astfel ca periodic câte una să poată fi scoasă din funcțiune și cosită apoi, eventual reînsământată.

Rețeaua de desecare asigură umiditatea necesară culturilor, evitând putrezirea rădăcinilor și aerează solul în intervalul dintre udări pentru a asigura menținerea unui mediu aerob necesar procesului de epurare biologică. Din rețea fac parte drenurile, canalele de desecare, canalele colectoare și guri de vărsare a apei epurate în emisar. Când se aplică procedeul de irigare prin brazde sau pe fâșii este necesar a se executa și rețeaua de desecare; procedeul S.S.P.I. și procedeul prin aspersiune nu necesită drenaj, deoarece se trimite apă în limitele necesarului. Drenurile executate sub formă de canale deschise se aplică la solurile nisipoase, ușor permeabile, iar cele închise, prin tuburi ceramice găurite, se prevăd la solurile slab permeabile (argiloase, argilo-nisipoase cu granule mici etc).

Canalele colectoare și canalele secundare de desecare se execută sub forma unor șanțuri de formă trapezoidală, fiind prevăzute cu îmbrăcămîni de protecție.

Drenajul închis realizat din tuburi ceramice cu diametrul de 50 - 100 mm se amplasează sub fiecare parcelă pe lungimi de până la 100 m, având panta de 0,0025 - 0,005 care asigură viteze ale efluentului de 0,2 - 1,0 m/s.

Pe câmpurile de irigare și de infiltrare se mai prevăd și unele lucrări accesorii care au rolul de a asigura o desfășurare normală a proceselor de epurare ale apelor uzate, cum ar fi: stăvilure, vane, cămine de vizitare etc. necesare exploatării corespunzătoare ale conductelor și canalelor de diferite 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, dacă lățimea coronamentului este de 2,5 - 3,0 m (se aproximează că digurile reprezintă 5 - 10% din suprafața parcelelor, constituind circa 5 - 10 km la 100 ha de teren); plantații pentru a împiedica transportul muștelor, a mirosului etc. În anotimpul friguros, infiltrarea apei pe câmpuri scade sau chiar încetează din cauza înghețării solului. Cu toate că în această perioadă nu se fac culturi, totuși apa uzată evacuată din centrele populate trebuie epurată înainte de a fi evacuată în receptor. Pentru localități mici, cu debite reduse, cea mai simplă soluție constă în inundarea câmpurilor și înghețarea apei pe suprafața parcelelor care se va infiltra lent în sol în zilele călduroase de primăvară. Pe câmpurile mari de irigare din apropierea centrelor 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 procedeul de irigare sub gheață care constă în executarea unor brazde de 25 - 30 cm ce se umplu cu apă uzată într-un strat 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 întârzierea 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 o pauză, la interval de 20 - 25 ani, pentru regenerarea solului (Imhoff, 1981).

7.2.1.1. Proiectarea câmpurilor de irigare și de infiltrare

Calculule 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 natural 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 oxigen 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, 1985).

În general, literatura de specialitate precizează că, în mod teoretic, cantitatea de oxigen potențial absorbită de un sol poate fi 2 - 9 tone oxigen/ha zi, variația fiind în funcție de umiditatea solului. Un sol bine aerisit, cu o porozitate optimă datorită unei întrețineri corespunzătoare poate avea 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 CBO_5/dm^3 , corespunzând cerințelor apelor de suprafață. În instalațiile de epurare biologică artificială se ating, în efluent, valori de 30 - 40 mg CBO_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 plante a unor însemnate cantități de elemente fertilizante care contribuie la creșterea de culturi agricole.

Prin folosirea corectă a apelor uzate în agricultură, termenul de impurificare a solului își pierde sensul, după cum fertilizarea solului cu bălegar de grajd nu poate fi numită impurificare. În cazul depășirii normelor de udare recomandate sau al existenței în sol a apei din precipitații, este posibilă

contaminarea straturilor mai adânci. Condițiile de mediu din solul irigat cu ape uzate sunt favorabile bacteriilor saprofite ca urmare a existenței de spații goale din jurul particulelor de sol cu mare suprafață de colectare, condiții acrobe, 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 infiltrație, constă în stabilirea cantităților de apă necesare culturilor. Determinarea necesarului de apă urmărește satisfacerea nevoilor fiziologice pentru creșterea culturilor, nevoile pentru ameliorarea sărăturilor (dacă este cazul), acoperirea pierderilor prin infiltrații de pe terenurile cultivate și de pe rețeaua de canale de distribuție, precum și satisfacerea nevoilor proprii tehnologice (spălarea canalelor colmatate, spălarea bazinului 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:

$$D = E_p - 10 \cdot P - F - R_i - R_r \quad (7.7)$$

În care:

D - reprezintă necesarul de apă specific, denumit în cazul amenajărilor pentru irigații și deficit, în $m^3/lună \cdot ha$; se determină pe intervale de o lună, pe șirul de ani ai perioadei de calcul;

E_p - evapotranspirația potențială, în $m^3/lună \cdot ha$; 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 $mm/lună$;

F - aportul de apă din pânza freatică, în $m^3/lună \cdot ha$;

R_i - rezerva de apă din sol, la începutul lunii, în m^3/ha ;

R_r - 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 și Alimentației, 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.

La baza determinării elementelor ale sistemului de alimentare cu apă se află debitul lunar de calcul (D_c) care se determină, fie prin alegerea valorii lunare maxime a cerinței de apă din anii asigurați în ciclul de ani de calcul (minimum 20 ani), fie printr-un calcul tehnico-economic adecvat. Cerința de apă se determină cu ajutorul relației (7.7), la care se adaugă cerințele de apă pentru satisfacerea nevoilor tehnologice proprii și pierderile de apă pe terenurile irigate. Cerința de apă în anii neasigurați se stabilește pe bază de calcule tehnico-economice

care, obligatoriu, vor avea în vedere cheltuielile necesare pentru asigurarea apei în strânsă legătură cu efectele sociale și economice asupra sistemului.

Dimensionarea sistemului de alimentare cu apă se face pe baza hidromodului (q), în $\text{dm}^3/\text{s}\cdot\text{ha}$, calculat cu relația:

$$q = \frac{D_e}{T} \quad (7.8)$$

în care T este durata în secunde, de distribuire a apei pe parcursul unei luni care, 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 datelor necesare pentru determinarea bilanțului apei în sol, dimensionarea câmpurilor 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 trimisă pe un ha de teren în timp de o zi. Această normă variază în funcție de cultură și de natura solului.

Norma de udare (N_u) reprezintă cantitatea de apă, în m^3 , care poate fi trimisă pe un ha de teren, la o singură udare. De exemplu norma de udare de circa $50 \text{ mm}/\text{ha}$ în trei reprize pe zi reprezintă o normă de irigare de circa 150 mm ($1.500 \text{ m}^3/\text{ha}\cdot\text{zi}$). 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 ($\text{m}^3/\text{ha}\cdot\text{zi}$)
		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. Fânețe	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 eficienței de epurare a solului, iar normele de irigații cu ape uzate s-au determinat în strânsă legătură cu asolamentele.

Suprafața totală necesară pentru amenajarea câmpurilor de irigare și de infiltrare, se compune din suprafața utilă (irigată), suprafața de rezervă alcătuită din câmpurile de

infiltrare necesară în perioadele de timp când nu se efectuează irigații, precum și o suprafață suplimentară necesară pentru amenajarea digurilor, a drumurilor, a canalelor de distribuție și de desecare etc.

Suprafața totală (A_t), în ha, se determină cu relația:

$$A_t = A_i + A_f + A_d \quad (7.9)$$

în care:

A_i - suprafața câmpurilor de irigare, în ha;

A_f - suprafața câmpurilor de infiltrare (de rezervă), ha;

A_d - suprafața necesară digurilor, drumurilor etc. în ha.

Suprafața câmpurilor de irigare se calculează astfel:

$$A_i = \frac{Q_{uz}}{N_i} \quad (7.10)$$

în care:

Q_{uz} - debitul apelor uzate decantate (mediu zilnic), în $m^3/zî$;

N_i - norma de irigare, în $m^3/ha \cdot zî$.

Suprafața câmpurilor de infiltrare se poate determina, în calculele preliminare, 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:

$$A_f = \alpha \frac{Q_u}{N_f} = \alpha \frac{A_i N_i}{N_f} \quad (7.12)$$

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: $\alpha=1$ pentru temperatura medie anuală sub $5^{\circ}C$, $\alpha=0,75$ pentru $T=10^{\circ}C$ și $\alpha=0,75$ pentru $T=15^{\circ}C$.

Q_u , N_i , N_f , A_i - notațiile cunoscute.

La un raport $N_i/N_f=0,3$ și $\alpha=0,5$, suprafața câmpurilor de infiltrație 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:

$$A_d = k(A_i + A_f) \quad (7.13)$$

în care k este un coeficient care ține seama de suplimentarea suprafețelor de teren, 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 unui relief accidentat, cu pante de 0,02 - 0,03, când parcelele vecine au cote diferite.

În timpul iernii, după înghețarea parțială a solului, infiltrarea apei în sol este extrem de lentă, ceea ce favorizează formarea unui strat de gheață a cărui grosime se estimează cu ajutorul relației:

$$h_z = \frac{\beta \cdot Q_n \cdot T_i}{\gamma \cdot A_u} + h_0 \quad (7.14)$$

în care:

β - este un coeficient care exprimă valoarea filtrației apelor uzate pe timp 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/m³;

A_{in} - suprafața pe care se continuă irigarea în timp de iarnă, fiind considerată la 75 % din A_i , în m²;

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 (dacă această condiție nu este îndeplinită se va aplica procedul de infiltrație 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 relațiilor cunoscute din hidraulică în ipoteza mișcării uniforme, iar viteza apei în canale trebuie să excludă posibilitatea colmatării canalelor sau a eroziunii pereților.

Debitul de calcul ce revine unei parcele de un ha va fi evidențiat de relația:

$$q_i = \frac{1000 \cdot N_i \cdot t}{3600 \cdot t_u} \quad (7.15)$$

în care:

q_i - debitul de irigare (hidromodulul), în dm³/s-ha;

N_i - norma de irigare, în m³/ha-zi;

t - perioada între două udări succesive, în zile (cca. 5 zile);

t_u - 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 dm³/s-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:

$$Q_d = q_d \cdot A_d \quad (7.17)$$

în care A_d reprezintă suprafața, în ha, deservită de un singur dren care poate fi calculată astfel:

$$A_d = \frac{L \cdot b}{10000} \quad (7.18)$$

în care:

L - lungimea drenului, în m (nu trebuie să depășească 120 m);

b - distanța între drenuri, în m;

Distanța, în m, dintre drenurile sau șanțurile de desecare se determină cu relația:

$$b = 632 \cdot (H - h) \cdot \sqrt{\frac{k}{q_d}} \quad (7.19)$$

în care:

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 dm³/s-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 16 - 26 m în soluri nisipoase.

7.2.2. Iazuri biologice (de stabilizare)

Iazurile biologice, denumite și iazuri de oxidare (de stabilizare) sau lagune, 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 înalte pentru alte folosințe.

Oxygenul necesar evoluției aerobe a proceselor biochimice este furnizat prin reaerarea naturală și prin acțiunea de fotosinteză a algelor din iaz. Din acest motiv, suprafața iazului constituie un parametru de mare importanță care favorizează pătrunderea oxygenului 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 datorită 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 emanații de gaze cu mirosuri neplăcute.

Diversitatea proceselor fizice, chimice și biochimice ce

nu loc în iazurile biologice (sedimentare, bioflocularea, oxidarea aerobă, fermentarea metanică, 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 (Gloyna, 1972) recomandă ca în zonele unde se înregistrează variații mari de temperatură (vara și iarna), adâncimea iazului unde se trimite 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, vânturile dominante, gradul de acoperire a cerului, luminozitatea, evaporația, precipitațiile etc;

- studii topografice și geotehnice (adâncimea la care se află pânza freatică, duritatea rocilor, porozitatea solului etc);

- condițiile de evacuare, posibilitățile de reutilizare a apelor 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 (I_{OA}), exprimată în kg $CBO_5/ha \cdot zi$, sau pe baza încărcării organice în funcție de numărul de locuitori. Valorile acestor încărcări organice sunt prezentate în tabelul 7.3.

Tabelul 7.3.
Parametrii de dimensionare a iazurilor biologice în funcție de condițiile climatice

Nr. crt.	Condiții climatice	I_{OA} (kg $CBO_5/ha \cdot zi$)	Încărc. în loc. (nr. loc/ha)	Timp de retenție (zile)
1.	Temperaturi moderate vara; strat de gheață circa 4 luni/an	40 - 50	80 - 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 7.3 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 $100 \text{ dm}^3/\text{loc} \cdot \text{zi}$, având o încărcare organică de $50 \text{ g } CBO_5/\text{loc} \cdot \text{zi}$.

Timpul de retenție al apei în iaz, în zile, se determină cu relația:

$$T = \frac{V}{Q} \quad (7.20)$$

în care:

V - volumul util al iazului, în m^3 ;

Q - debitul mediu zilnic al apelor uzate, în m^3/zi .

Suprafața iazului biologic se poate determina cu ajutorul relației (7.21) care se raportează la adâncimea impusă, sau se poate calcula cu relația:

$$A = \frac{F_1}{I_{0A}} \quad (7.21)$$

în care I_{0A} este încărcarea organică de suprafață, în kg CBO₅/ha·zi care se ia din tabelul 7.3., iar F_1 este factorul de încărcare organică a iazului care exprimă cantitatea de materie organică, în CBO₅, din apele uzate introduse în iaz.

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 din circuit a compartimentelor care impun asemenea lucrări. De asemenea, sunt 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 superioare 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 urmărită, cea în exces fiind îndepărtată. Digurile de separare a compartimentelor vor avea lățimi corespunzătoare pentru a se putea circula cu utilajele de curățire a iazurilor.

Iazurile biologice și-au găsit o largă răspândire în S.U.A., Germania și în alte țări, fiind avantajoase, în special pentru apele uzate din centrele populate mai mici, cu debite de până la 3000 m³/zi.

7.3. EPURAREA BIOLOGICĂ ARTIFICIALĂ

Epurarea biologică artificială a apelor uzate constituie treapta secundară a unei stații de epurare, iar necesitatea ei a rezultat din considerente tehnico - economice și din greutatea

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, vânt, temperatură etc), precum și de imposibilitatea reglării procesului la variații calitative ale apelor uzate.

Epurarea biologică artificială se realizează, așa cum s-a arătat, în filtre 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, respectiv 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 din 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 în prezent. Filtrele cu funcționare continuă sunt, așa cum s-a arătat, de diferite tipuri, însă toate au același principiu de funcționare. Astfel, apele uzate, în prealabil epurate mecanic, ajung, gravitațional sau prin pompare, la dispozitivele de distribuție care asigură o repartiție continuă și uniformă a apei uzate pe suprafața materialului filtrant. Lichidul se prelinge pe suprafața materialului filtrant sub forma unui strat subțire care înaintază din stratul superior spre stratul inferior, până ajunge la baza biofiltrului de unde, prin intermediul unor rigole, apa epurată biologic este dirijată în decantorul secundar.

Reținerea substanței organice din apa uzată se efectuează,

În principal, la nivelul peliculei biologice, formată, așa cum s-a arătat la suprafața particulelor sau a părților componente ale stratului filtrant. Oxigenul necesar activității metabolice ale microorganismelor existente în compoziția peliculei biologice este absorbit din aerul existent în spațiile dintre elemente, în proporție directă cu deficitul acesti gaz din lichid, la interfața aer - apă. Prin difuzie el pătrunde în interior, în stratul de "lichid fixat", până la suprafața peliculei, fiind caracterizat, totuși, ca un proces lent și guvernat de gradientii de concentrație.

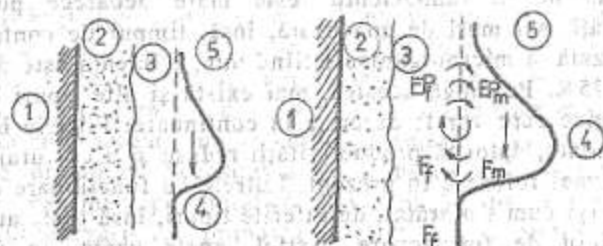


Figura 7.7. Modelul curgerii apei în biofiltru și modelul transferului substanțelor organice

- 1 - piatră (umplutură); 2 - pelicula biologică;
3 - apă fixată; 4 - stratul de apă în mișcare;
5 - aer

Schematic, procesul de filtrare este arătat în figura 7.7. (după Mc Kinney, 1962). Apa distribuită pe toată suprafața biofiltrului este dirijată, prin intermediul unor dozatoare, în garje, caracterizate de o mică pauză între două udări succesive. Ca urmare lichidul sosește pe materialul filtrant 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 mică decât în stratul de apă în mișcare, materia organică va fi transferată aceluia, iar dacă situația este inversă, materia organică va fi transferată apei 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 microbice este direct proporțională

cu concentrația substanțelor organice. Straturile superioare ale umpluturii din 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 filtrului biologic.

Viteza de oxidare a substanțelor organice scade cu timpul (adâncimea biofiltrului) și este imposibil ca toată cantitatea de materie organică să fie metabolizată; 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 este mai scurtă, respectiv, biofiltrul este mai puțin înalt, iar încărcarea hidraulică este mai mare, cu atât va fi mai mare concentrația în materii organice a efluentului evacuat din filtrul biologic.

Pe de altă parte, cu cât apa uzată va fi mai încărcată în materii organice, cu atât și viteza transferului de masă organică va fi mai mare și, în 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 recirculate.

O dezvoltare exagerată a peliculei biologice poate duce la colmatarea spațiilor dintre elementele umpluturii filtrului biologic și apariția muștelor Psychoda. În acest context, se face precizarea că eficiența filtrului este minimă atunci când pelicula biologică este de mai mare grosime sau lipsește 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 înălțimea 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:

$$\frac{L_e}{L_0} = e^{-\left[\frac{KH^m}{L_0}\right]} \quad (7.22)$$

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 umplură prezintă o dimensiune cunoscută, suprafața peliculei biologice devine o funcție definită de 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 stabilesc prin cercetări experimentale.

În vederea prevenirii acumulării excesive de peliculă biologică, 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 reducerea încărcării organice ale apelor uzate care depășesc 300 mg/dm^3 , asigurând o uniformizare, prin diluție, a încărcării filtrului.

Efluentul 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:

$$R = \frac{Q_r}{Q_c} \quad (7.23)$$

în care:

- Q_r - debitul de recirculare, în m^3/zi ;
- Q_c - 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 moment, 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 la prima trecere, în momentul considerat este la a doua trecere. Numărul mediu de treceri, respectiv factorul hidraulic al recirculării, la orice moment este deci o serie, care poate fi scrisă sub forma:

$$F_h = \frac{1 \cdot Q_c}{Q_c + Q_r} + \frac{2 \cdot Q_c}{Q_c + Q_r} \cdot \frac{Q_c}{Q_c + Q_r} + \frac{3 \cdot Q_c}{Q_c + Q_r} \cdot \frac{Q_c^2}{(Q_c + Q_r)^2} + \dots \quad (7.24)$$

Dacă $Q_c/(Q_c+Q_r)$ este dat factor comun, efectuând apoi operațiile necesare, se obține expresia factorului hidraulic al recirculării sub forma:

$$F_h = 1 + \frac{Q_r}{Q_c} \quad (7.25)$$

Factorul biologic al recirculării indică proporția de materie organică eliminată 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:

$$F_b = \frac{1 \cdot Q_c \cdot f^0}{Q_c + Q_r} + \frac{2 \cdot Q_c \cdot f^1}{Q_c + Q_r} \cdot \frac{Q_c}{Q_c + Q_r} + \frac{3 \cdot Q_c \cdot f^2}{Q_c + Q_r} \cdot \frac{Q_c^2}{(Q_c + Q_r)^2} + \dots \quad (7.26)$$

Făcându-se operațiile necesare aferente formulării matematice ale seriilor, se obține ecuația:

$$F_b = \frac{1 + \frac{Q_r}{Q_c}}{\left[1 + (1-f) \frac{Q_r}{Q_c}\right]^2} \quad (7.27)$$

sau

$$F_b = \frac{F_{b_{max}}}{(1 + 0,1 \cdot R)^2} \quad (7.28)$$

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 (7.28) s-a admis $f = 0,9$, adică 10% de materie organică se elimină la fiecare trecere a apei prin filtru).

Dacă relația (7.27) 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:

$$\frac{Q_r}{Q_c} = \frac{2 \cdot f - 1}{1 - f} \quad (7.29)$$

Pentru rapiditatea calculelor se poate utiliza graficul din figura 7.8 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 încărcări organice mari și la cele în două trepte, iar raportul de recirculare se recomandă cu valori de 0,5 - 3,0.

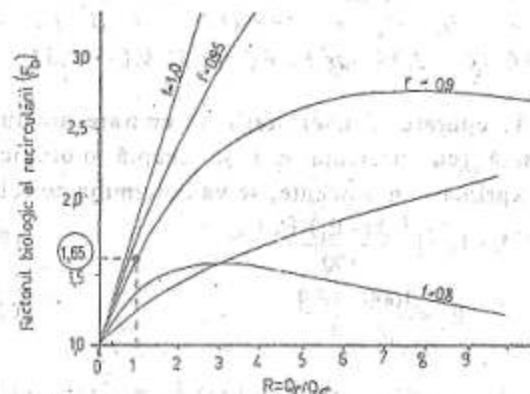


Figura 7.8. Relația între factorul biologic al recirculării și raportul de recirculare pentru diferite valori ale lui f

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 a materiei organice (factorul biologic), raportul de recirculare necesar pentru obținerea factorului biologic maxim și numărul de treceri (hidraulice și biologice) corespunzătoare acestuia: din relația (7.25): $F_h = (1+1)/1 = 2$; din relația (7.28): $F_b = (1+1)/(1+(1-0,9) \cdot 1) = 1,65$ (așa cum rezultă și din graficul din figura 7.8); din relația

(7.29): $Q_r/Q_c = (2 \cdot 0,9) - 1,0 / (1,0 - 0,9) = 8$ 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:

$$E = E_1 + \left[\frac{(100 - E_1) \cdot E_2}{100} \right] \quad (7.30)$$

și
$$E_2 = \frac{100(E - E_1)}{100 - E_1} \quad (7.31)$$

Dacă se ține seama de încărcarea organică a apelor uzate la intrarea în stația de epurare (C_1 în mg CBO_5/dm^3), la ieșirea din treapta mecanică (C_2 în mg CBO_5/dm^3) și în efluentul treptei biologice (C_3 în mg CBO_5/dm^3), gradul de epurare în cazul fără recirculare a apelor uzate, va fi calculat astfel:

$$E = \frac{100(C_1 - C_3)}{C_1} \quad (7.32)$$

$$E_1 = \frac{100(C_1 - C_2)}{C_1}$$

$$E_2 = \frac{100(C_2 - C_3)}{C_2}$$

Dacă se utilizează recircularea, eficiența va fi:

$$E = 100 \left(\frac{C_1 - C_3}{C_1} \right);$$

$$E_1 = 100 \left[\frac{(C_1 - C_2) \cdot Q_c - (C_2 - C_3) \cdot Q_r}{C_1 \cdot Q_c} \right]; \quad (7.33)$$

$$E_2 = 100 \left[\frac{(C_2 - C_3)(Q_c + Q_r)}{C_2 \cdot Q_c + (C_2 - C_3) \cdot Q_r} \right]$$

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, deoarece metabolismul bacterian elimină căldură. Totuși, în perioadele de iarnă, cu temperaturi scăzute, eficiența va scădea cu circa 30%, ceea ce impune 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 7.9):

- materialul filtrant alcătuit din materiale locale;

- radierul drenant de susținere a materialului filtrant;
- radierul 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 toate că, inițial, s-au executat de formă dreptunghiulară. Față de nivelul 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.

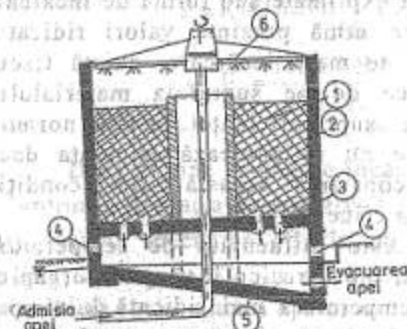


Figura 7.9. Filtru biologic

- 1 - materialul filtrant;
- 2 - peretele filtrului biologic;
- 3 - radier drenant;
- 4 - orificii de ventilație;
- 5 - radierul de colectare a apei epurate;
- 6 - instalație pentru distribuția apei uzate.

Materialul filtrant îndeplinește un rol extrem de important în filtrarea biologică a apelor uzate, ceea ce impune ca la alegerea materialului ideal 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, la gelevitate (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, care 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, experimentate în ultimii ani, fiind mult mai ușoare decât piatra, oferă posibilitatea ca actuala structură de rezistență alcătuită din elemente grele și rigide să fie înlocuită cu o structură ușoară și zveltă, care îi permite să se dezvolte pe înălțimi mari, cu consecințe favorabile asupra eficienței de epurare și asupra reducerii cheltuielilor de investiții.

La filtrele biologice de mică încărcare, materialul filtrant dispus pe o înălțime de circa 2,0 m, se așează, în funcție de dimensiunile granulelor, astfel: un strat filtrant de repartizare a apei uzate, cu dimensiunile granulelor de 20 - 30 mm și cu o

adâncime, de la partea superioară, de 0,20 m; la mijloc urmează stratul de lucru cu înălțimea de 1,60 m care este alcătuit din granule de 30 - 50 mm; la partea inferioară se așează un strat de susținere a greutății umpluturii de deasupra, având dimensiunile de 50 - 70 mm și înălțimea de 0,2 m. Dimensiunile mari ale granulelor din ultimul strat vor permite eliminarea continuă a peliculei biologice spre decantoarele secundare, iar golurile mari dintre granule asigură un transfer corespunzător de aer spre pelicula biologică.

Cercetările efectuate în S.U.A. au stabilit că eficiențe maxime se obțin dacă pe întreaga înălțime a biofiltrului se utilizează granule cu dimensiunile de 40 - 75 mm.

Materialul de umplură pentru filtrele biologice de mare încărcare se recomandă a fi dispus pe toată înălțimea, fără stratificația amintită, dimensiunile granulelor fiind cuprinse între 40 și 80 mm. În cazul când se aplică soluția de filtrare în două trepte, materialul cu dimensiuni mai mari este așezat în prima treaptă.

Drept material filtrant, la început s-a folosit zgura de cazan și coșul, iar, în ultimul timp, piatra spartă, piatra de râu, tufuri vulcanice etc, care, în general - la dimensiunile menționate prezintă o suprafață specifică de 50 - 95 m²/m³, 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 m²/m³ 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 CBO₅/m³·zi curbele de randament 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 umplură 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/dm³, față de 200 mg/dm³ cât se admite la cele cu umplură 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, sau 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 cea maximă corespunde epurării complete); când se asigură o bună ventilație, cazul filtrelor cu umplură din material plastic, înălțimea poate să ajungă la 6,0 - 8,0 m. Se va avea însă în vedere costul de construcție progresiv cu 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 supus 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 m³/m³·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 $g\ CBO_5/m^3 \cdot zi$.

- încărcarea hidraulică (I_h) reprezintă cantitatea de apă uzată ce poate fi trimisă pe unitatea de suprafață a materialului filtrant în unitatea de timp, astfel ca pelicula biologică să fie permanent udată și, în același timp, antrenată continuu spre decantoarele secundare, și se exprimă în $m^3/m^2 \cdot zi$.

Peretii laterali ai biofiltrului se construiesc din beton armat monolit sau din elemente prefabricate din beton armat cu grosimi de 20 - 30 cm. Pereții vor avea o înălțime care să depășească nivelul umpluturii cu 0,50 m pentru reducerea influenței vântului asupra procesului de distribuție a apei pe suprafața superioară a filtrului. Uneori, în pereți sunt practicate goluri în care se introduc cutii de 0,50 m lungime, pentru recoltarea probelor de peliculă biologică de la diferite adâncimi ale filtrului. La nivelul dintre cele două radier ale filtrului se prevăd deschideri pe toată circumferința pereților pentru ventilația naturală a filtrului. În anotimpul friguros aceste goluri din pereți se închid, parțial, cu stăvilare pentru a menține o temperatură corespunzătoare desfășurării proceselor biochimice.

Radierul drenant constituie, ca și la filtrele pentru apă potabilă, suportul de rezistență al umpluturii filtrului și elementul de colectare a apei epurate. Acest radier se execută frecvent din plăci prefabricate montate pe elemente de sprijin din beton sau din cărămidă a căror înălțime este de 0,4 - 0,6 m, adică înălțimea minimă ce trebuie să fie dintre radierul drenant și radierul compact. Aria golurilor dintre radierul drenant trebuie să reprezinte cel puțin 5 - 8% din aria totală a suprafeței orizontale a filtrului. Printre aceste goluri se asigură atât evacuarea apei și a peliculei biologice, cât și distribuția 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 de piatră spartă sau nisip; pe suprafața radiatorului se prevăd rigole pentru colectarea și evacuarea apei eșuate și a peliculei biologice spre rigola periferică ce este racordată la canalul de alimentare a decantorului secundar. Rigolele se așază la o distanță de 1,5 - 4,0 m cu pante de 1 - 5% spre exterior. La filtrele biologice cu dimensiuni reduse, aceste rigole de pe radierul compact pot să lipsească, acceptându-se o înclinare a radiatorului spre canalul exterior de evacuare a apei epurate. Rigolele vor fi dimensionate la un grad de umplere de 0,5 și la viteze mai mari de 0,7 m/s, capabile să antreneze și pelicula biologică. Periodic, se efectuează spălarea drenajilor și a rigolelor cu jeturi de apă sub presiune pentru eliminarea bucăților de peliculă biologică care nu a fost antrenată la apă epurată, în modul acesta se creează un mediu igienic, lipsit de prezența muștelor *Psychoda*. Aceste muște nu înțepă, însă pătrunde în ochii, urechile, nările oamenilor și animalelor. Zaza de zbor a acestor muște este 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 antrenării și depozitării de peliculă la baza filtrului și colmatarea golurilor radiatorului 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 din pereții existenți între cele două radier. 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,

iar vara va fi descendent. In perioadele când temperatura din interior este egală cu cea din exterior ventilația poate înceta complet. Mai trebuie ținut seama și de influența vântului la aprecierea temperaturii exterioare.

Intensitatea ventilației mai depine, 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 5%. Această cantitate de oxigen va fi asigurată numai în condițiile când diferența de temperatură între interiorul și exteriorul filtrului, va fi mai mare de 6°C . Când această diferență scade sub 2°C curentul se oprește și sub această valoare, începe să formeze un curent ascendent. Pe de altă parte, procesul de oxidare a materiilor organice necesită o temperatură minimă de $5 - 6^{\circ}\text{C}$; sub această valoare, procesul încetează. Din motivele arătate, în zonele reci de amplasare a biofiltrelor se prevăd construcții închise pentru adăpostirea lor.

Ventilația lor poate fi asigurată pe cale naturală sau, mai rar, pe cale artificială, 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, iar 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 unei întrețineri 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-vino.

Distribuitorul rotativ (figura 7.10), cunoscut în literatura de specialitate sub denumirea de roata Segner, este alcătuit dintr-o parte fixă A 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.

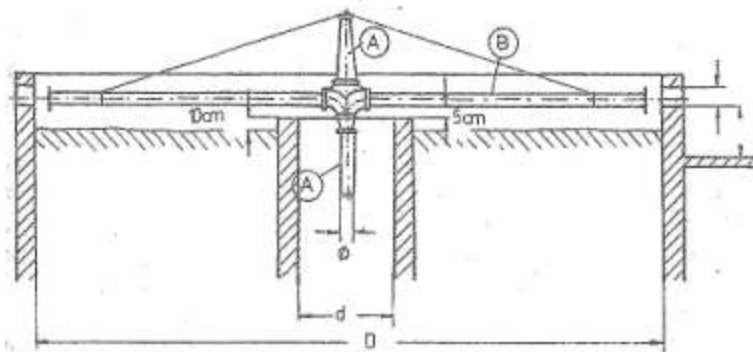


Figura 7.10. Distribuitor rotativ

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 condiția asigurării 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, ajutajele 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 distribuitoarelor 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, este indicat ca alimentarea distribuitorului să se facă prin intermediul unui rezervor de dozare. În acest caz, având în vedere că distribuția apei este gravitațională, dozatorul se va amplasa la o cotă care să asigure o presiune de 0,5 - 2,5 m.

Un neajuns al acestui tip de distribuitor se referă la obligativitatea executării 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.

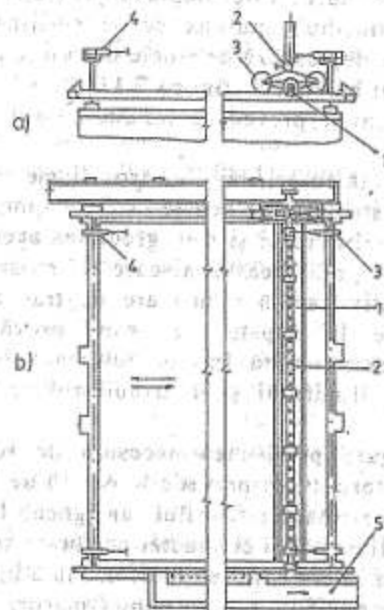


Figura 7.11. Distribuitor du-te - vino

a - secțiune longitudinală;

b - vedere în plan;

1-cilindru tablă echipat cu cupe; 2-conductă perforată; 3-roți de deplasare; 4-tampon opritor; 5-jgheab apă uzată.

Distribuitoarele mobile de tip du-te - vino sunt utilizate pentru filtre biologice de formă dreptunghiulară în plan. Ele pot fi autopropulsate sau pot fi acționate de un motor electric. Aceste tip de distribuitor, aplicat la stațiile mici de epurare, este alcătuit dintr-un cilindru de tablă, gol la interior, pe a cărui suprafață exterioară sunt fixate niște cupe (asemănătoare roților hidraulice). Cilindrul este amplasat deasupra filtrului, fiind fixat prin intermediul unui ax ce se sprijină pe două perechi de roți care se deplasează pe șinele de rulare montate pe pereții longitudinali ai bazinului (figura 7.11).

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 rotire. Această mișcare se transmite roților și întregului dispozitiv capătă o mișcare de translație. Când distribuitorul ajunge la capăt, aici sunt prevăzute niște tamponare opritoare care comută, în mod automat, dirijarea apei pe cealaltă parte a cilindrului și distribuitorul se deplasează invers.

Pentru a asigura presiunea necesară de rotire și de deplasare a distribuitorului, se prevede la o cotă de 0,6 - 0,8 m față de suprafața supra-rișoară a filtrului, un jgheab longitudinal plin cu apă uzată. Alimentarea conductei perforate se realizează din acest jgheab prin intermediul unui sifon sau a unui rezervor de dozare. În anotimpul friguros se impun măsuri speciale de exploatare împotriva înghețului.

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 materiile organice din apele uzate, în filtre de mică încărcare,

de mare încărcare și, în ultimul timp, de foarte mare încărcare (la aceste filtre materialul de umplură din piatră, a fost înlocuit cu structuri din material plastic).

După gradul de epurare realizat, filtrele biologice de mare încărcare se clasifică în filtre cu epurare totală sau completă a materiilor organice și cu epurarea parțială a acestora.

După procedeul de ventilare a materialului filtrant se deosebesc filtre 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 minimă în cazul când membrana biologică atinge grosimi mari, iar în momentul când această membrană este desprinsă de pe suprafața umpluturii și 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 unei 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 spălare a membranei biologice.

Parametrii principali ce intervin în calculul recirculării sunt: raportul de recirculare, definit de relația (7.23), factorul

hidraulic al recirculării reprezentat de raportul dintre suma debitului de recirculare și de calcul împărțită la debitul de calcul (relația 7.25) și factorul biologic al recirculării care exprimă numărul efectiv de treceri ale apei prin filtru biologic, exprimând proporția de materie eliminată (relația 7.28). Pentru diferite rapoarte ale recirculării, în tabelul 7.4. sunt prezentate valorile celorlalți parametri în ipoteza că la fiecare trecere a apei prin filtru se elimină 10% din încărcarea 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 $R = 2$ și 3 ; din acest motiv se recomandă a considera în calcule valori ale raportului de recirculare în limitele de 0,5 - 3,0.

Tabelul 7.4

Raportul de recirculare (R)	0,5	1	2	4	8	16
Factorul hidraulic al recirculării (Fh)	1,5	2	3	5	9	17
Factorul 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 participă la stabilirea dimensiunilor și caracteristicilor tuturor construcțiilor, instalațiilor și utilajelor aferente.

Schemele de recirculare diferă în funcție de natura filtrelor biologice adoptate (de mică sau de mare încărcare), de mărimea încărcării organice ale apelor uzate care determină necesitatea unei scheme tehnologice cu o singură sau mai multe trepte de epurare dispuse în serie.

În cazul filtrelor biologice de mică încărcare numite și filtre biologice standard, recircularea apelor nu este obligatorie, constituind o operație facultativă care se aplică atunci când se urmărește îmbunătățirea parametrilor de eficiență ai procesului sau ai celor de exploatare. Astfel, prin recirculare se urmărește reducerea la minimum a perioadelor de repaus, asigurarea presiunii de autopropulsare a distribuitorilor, prevenirea mirosului prin înprospătarea apei, evitarea dezvoltării muștelor *Psychoda*, etc.

Recircularea se poate efectua fie cu apa decantată din decantorul secundar (pentru a reduce perioadele de repaus), fie cu ape evacuate din filtrul biologic (pentru a reduce concentrația organică a apelor uzate care intră în filtrul biologic), așa după cum se prezintă în figura 7.12.

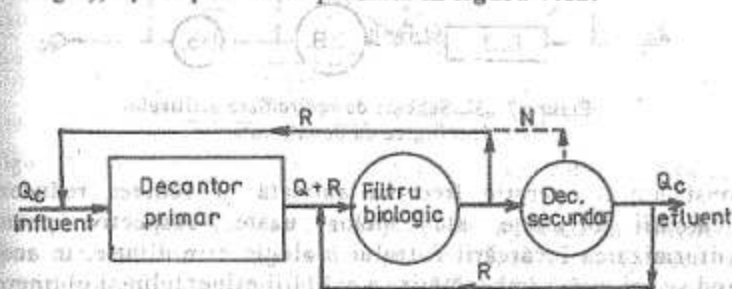


Figura 7.12. Schema de recirculare a filtrelor biologice de mică încărcare.

Deoarece depunerile din decantorul secundar (nămolul) este antrenat împreună cu apele uzate prin aceeași conductă, s-a menționat pe schemă și circuitul nămolului (N).

Pentru filtrele biologice de mare încărcare, recircularea

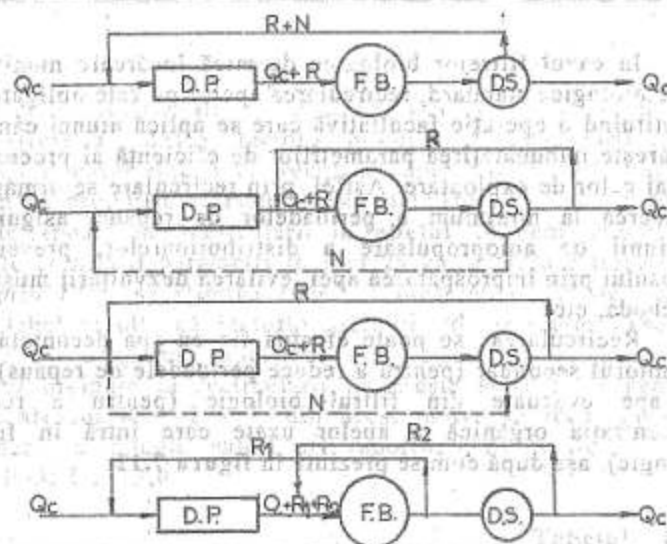


Figura 7.13. Scheme de recirculare a filtrelor biologice cu două trepte

constituie o operație frecvent aplicată în vederea reducerii încărcării organice ale apelor uzate, 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 7.13 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 când apele uzate sunt puternic încărcate cu materii organice și nu există posibilitatea de a mări înălțimea filtrelor biologice, se adoptă o schemă tehnologică cu două sau mai multe trepte de epurare. Schemele

de recirculare posibile pentru epurarea biologică în două trepte sunt prezentate în figura 7.14.

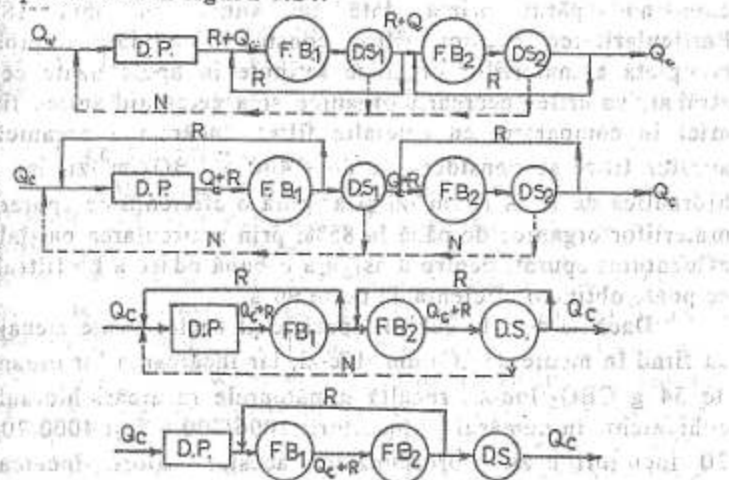


Figura 7.14. Scheme de recirculare a filtrelor biologice de mare încărcare

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 amplasaze 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. Incărcarea 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 limitele 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 *Psychoda*, pe suprafața stratului filtrant se procedează la spălări periodice sau 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 debite 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 mineralizeze o mai mare cantitate de substanțe organice, cu precizarea că în efluent se păstrează o concentrație însemnată de materii organice. Acest neajuns 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.

Incărcarea hidraulică exprimată în locuitori echivalenți, indică: $10.000/200 = 50$ și $40.000/200 = 200$ locuitori, raportați la m^2 de suprafață transversală a filtrului în timp de o zi. Incărcarea 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 oscila 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 procesului. Înălțimi mici, până la 1,0 m, 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).

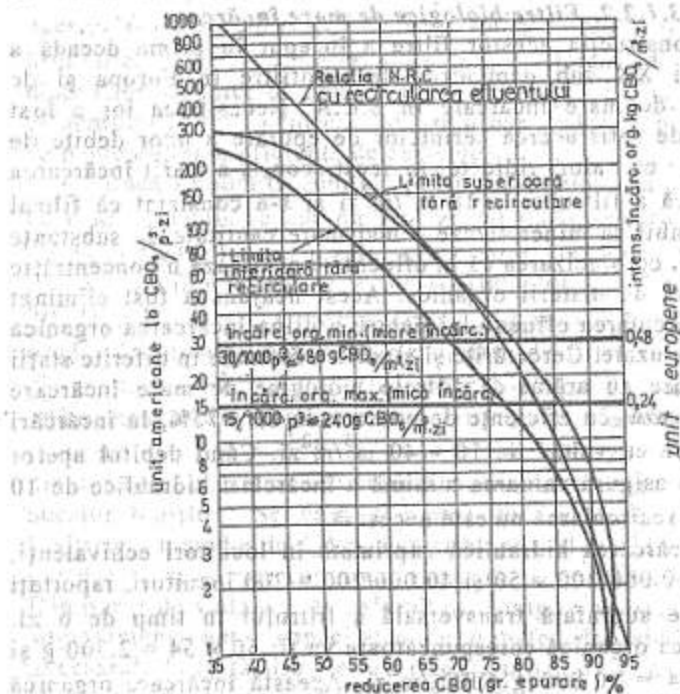


Figura 7.15. Încărcarea organică aplicată filtrelor biologice în funcție de eficiența reducerii CBO₅.

La aceste filtre biologice de mare încărcare, dimensiunile granulelor ce intră în alcătuirea 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 acestora. În figura 7.15 sunt date graficele de variație ale încărcării organice aplicate filtrelor biologice de mică și de mare încărcare în funcție de eficiența procesului de epurare.

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 $100 \text{ m}^3/\text{m}^2 \text{ zi}$. Cercetările efectuate pe aceste filtre indică realizarea unor eficiențe de peste 97%. Această performanță ridicată de epurare se explică prin 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 cel 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 sau de mare încărcare, sunt bazate mai mult pe experiența de exploatare decât pe teoria fundamentală. Corelațiile stabilite între parametrii tehnologici obținuți, la mai multe sute de filtre biologice, a condus la elaborarea de relații matematice empirice recomandate în tehnica proiectării ținându-se seama și de factorii locali.

Parametrii tehnologici de bază pentru proiectare sunt: încărcarea hidraulică, încărcarea organică, gradul de recirculare și eficiența de epurare dorită (în ce privește reducerea CBO_5). 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 7.5.

Tabelul 7.5.

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 $CBO_5/m^2 \cdot zi$)	≤ 200	200 - 450	450 - 750	750 - 1100	≤ 5000
2.	încărcare hidraulică l_h ($m^3/m^2 \cdot zi$)	< 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 decant. se- cundar (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 datele culese de la stațiile de epurare pentru unitățile militare. Pentru filtrele biologice, cu o singură treaptă, formula NRC cu sau fără recirculare, transformată în sistemul metric de Azevedo Netto (Brazilia - 1964) este de forma:

$$E_1 = \frac{100}{1 + 0,443 \sqrt{\frac{W}{V \cdot F_b}}} \quad (7.34)$$

în care:

E_1 - eficiența în % a filtrului biologic din prima treaptă;

W - încărcarea organică aplicată, în kg CBO_5/zi ;

V - volumul stratului filtrant în m^3 ;

F_b - factorul biologic al recirculării, se calculează cu relația (7.28).

Pentru un filtru biologic care constituie cea de-a doua treaptă, în cazul când schema tehnologică este cu două trepte, eficiența procesului, în ipoteza cu sau fără recircularea efluentului, va fi:

$$E_2 = \frac{100}{1 + \frac{0,443}{(1-E_1)} \sqrt{\frac{W'}{V \cdot F_b}}} \quad (7.35)$$

în care:

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 în două trepte, cunoscând 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 $f = 0,9$, iar 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 (7.28), adică, $F_b = (1 + R/Q) / [1 + (1 - 0,9) \cdot 1]^2 = 1,65$. Din relația (7.34) se obține volumul necesar de filtrare aferent primei trepte, adică,

$$E_1 = 70 = \frac{100}{1 + 0,443 \sqrt{\frac{2.100}{V \cdot 1,65}}} \text{ sau } \frac{100}{70} = 1 + 0,443 \sqrt{\frac{12+2}{V}}$$

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 (7.35) 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, $V = 381/0,461 = 827$ m³; pentru $H = 1,2$ m, aria filtrului va fi, $A = V/H = 827/1,2 = 690$ m².

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:

$$\frac{L_e}{L_0} = c \cdot \frac{H^k}{i_0^{k_1}} \quad (7.36)$$

în care:

- L_0 - CBO₅ al influentului, în mg/dm³;
- L_e - CBO₅ al efluentului, în mg/dm³;
- H - înălțimea stratului filtrant, în m;
- i_0 - încărcarea hidraulică, în m³/m² oră;
- 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 (Germania), precum și de Eckenfelder W.W. (SUA), au stabilit pentru coeficientul k_1 valori de 0,67 și respectiv 0,5.

Cercetările efectuate de ICPGA - București în perioada 1980 - 1981 în stații pilot cu ape uzate dintr-un colector al Capitalei, au stabilit următoarele valori medii pentru coeficienții k și k_1 (tabelul 7.6.)

Tabelul 7.6

Materialul filtrant	k_1	k	Valori k pentru:	
			$k_1 = 0,67$ (Velz)	$k_1 = 0,5$ (Eckenfelder)
Tuf vulcanic mediu poros	0,48	0,310	0,351	0,351
Tuf vulcanic microporos	0,37	0,275	0,344	0,306
Piatră spartă	0,17	0,193	0,294	0,264

Când intervine recircularea, conform notațiilor din figura 7.16, se calculează coeficientul de recirculare folosind următoarea ecuație de bilanț:

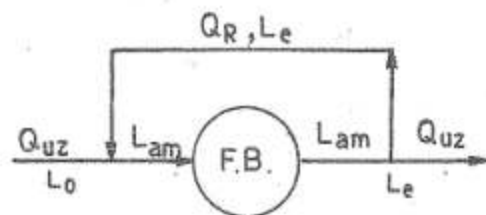


Figura 7.16. Schema uzuală a unei recirculări

$$L_{am}(Q_{uz} + Q_R) = Q_{uz} \cdot L_0 + Q_R \cdot L_e \quad (7.37)$$

în care:

- 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.

Stiind că coeficientul sau raportul de recirculare este definit de raportul, $R = Q_R/Q_{oz}$, din relația (7.21) rezultă:

$$R = \frac{L_0 - L_{am}}{L_{am} - L_e} \quad (7.38)$$

Dacă se cunoaște mărimea raportului de recirculare (R), se poate determina valoarea CBO_5 al amestecului influentului cu efluentul, deci va defini încărcarea organică aplicată filtrului, utilizând următoarea relație:

$$L_{am} = \frac{L_0 + R \cdot L_e}{1 + R} \quad (7.39)$$

Metoda T.S.S.F. (Ten State Standarde Formulation) recomandă următoarea relație:

$$L_e = \frac{1}{3} L_{am} \quad (7.40)$$

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 forma:

$$E_b = 93 - 0,017 \cdot I_0 \quad (7.41)$$

și

$$E_b = \frac{L_{am} - L_e}{L_{am}} \cdot 100 \quad (7.42)$$

Încărcarea organică din relația (7.41) poate fi scrisă sub forma:

$$I_0 = \left(93 - \frac{L_{am} - L_e}{L_{am}} \cdot 100 \right) \frac{1}{0,017} = 58,82 \left(93 - \frac{L_{am} - L_e}{L_{am}} \cdot 100 \right) \quad (7.43)$$

Pentru stabilirea expresiei L_{am} care permite apoi calculul debitului de recirculare (Q_R) și implicit al raportului de recirculare (R), se impune o valoare a înălțimii utile a filtrului, precum și a celorlalți parametri tehnologici din tabelul 7.5, ceea ce se poate scrie:

$$V = L_{am} \frac{Q_{am}}{I_0}; \quad A = \frac{Q_{am}}{I_h}; \quad H = L_{am} \frac{I_h}{I_0} \quad (7.44)$$

Aceste expresii substituite în relația (7.43) conduce la următoarea ecuație de gradul doi:

$$L_{am}^2 + 412 \frac{H}{I_h} L_{am} - 5882 \frac{H \cdot L_e}{I_h} = 0 \quad (7.45)$$

Rădăcina întâia din această ecuație se introduce în ecuația (7.37) și se obține valoarea Q_R și R, iar cu relația (7.43) se determină încărcarea organică care se compară cu cea admisă în calculele inițiale. Pentru simplificarea calculelor, Rincke a elaborat graficul din figura 7.17.

Sub o formă mai simplificată, încărcarea organică L_{am} se poate determina cu ajutorul relației:

$$L_{am} = \frac{Q_e \cdot L_0 + Q_R \cdot L_e}{Q_e + Q_R} \quad (7.46)$$

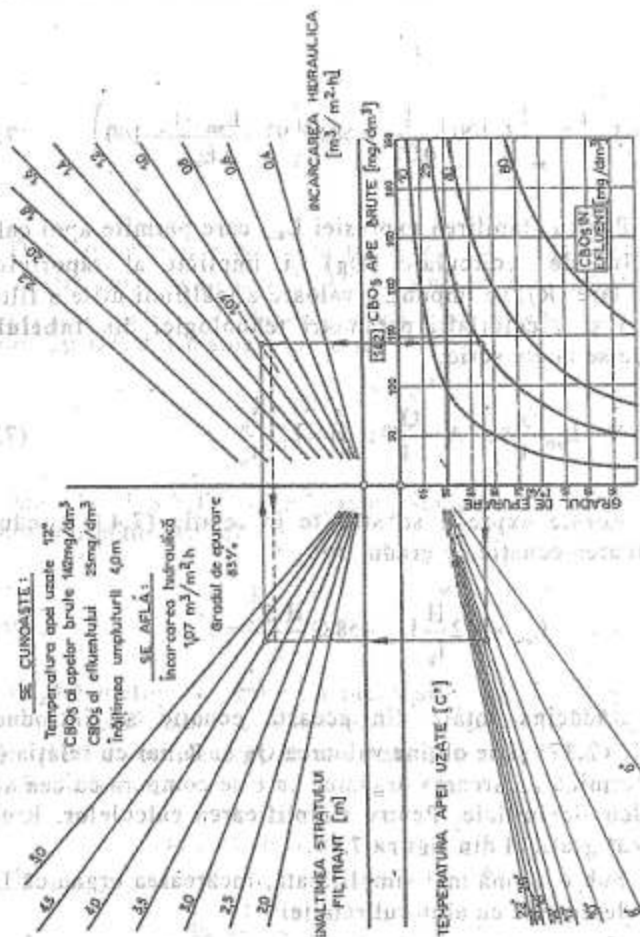


Fig. 7.17

Eficiența filtrării biologice prevăzută cu recirculare, se poate determina cu ajutorul următoarei relații propusă de Eckenfelder W.W.Jr.:

$$L_{am} = \frac{L_e e^{-\frac{H}{L_e}}}{(1+R) - R \cdot e^{-\frac{H}{L_e}}} \quad (7.47)$$

Accastă relație poate fi folosită la dimensionarea filtrelor biologice cu condiția ca, constantele respective să fie determinate pentru mediul filtrant respectiv, prin cercetări experimentale, așa cum s-a prezentat în tabelul 7.7.

Dacă din calcule, încărcarea hidraulică rezultă cu valori mai mici de $10 m^3/m^2 \cdot zi$ (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 cărei 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.

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 7.18) sunt caracterizate de

înălțimi mari în comparație cu suprafața orizontală care este de formă circulară.

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, fiind separate între ele pe înălțimi de 0,4 - 0,5 m. Aceste interspații contribuie la realizarea unui puternic tiraj, respectiv la aerarea

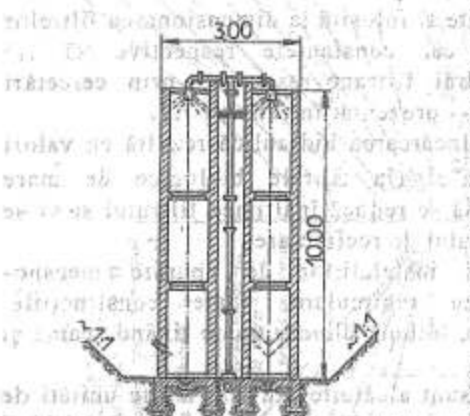


Figura 7.18. Filtru biologic turn

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 200 mg CBO₅/dm³, iar pentru apele cu concentrații mai mari de 350 mg CBO₅/dm³ se recomandă înălțimea de până la 15m. 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, privind reducerea CBO₅ al apelor uzate puternic încărcate, în schimb cheltuielile de 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 cu diametru mare (D=2,0-3,0 m), confecționate din materiale ușoare (în majoritatea cazurilor, materiale plastice), montate cu interspații mici (de circa 10 - 40 mm) pe un ax orizontal suspendat deasupra nivelului apelor uzate din bazinele de epurare biologică. Aceste bazine legate în serie, alimentate cu apă uzată epurată mecanic, au forma radiatorului semicirculară, urmând forma pachetelor de bio-discuri (figura 7.19.)

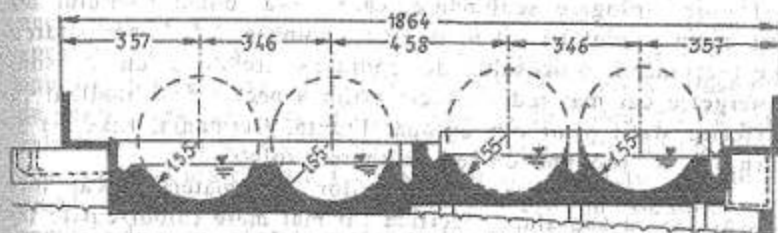


Figura 7.19. Schema de funcționare a instalației de epurare cu biodiscuri (modelul instalației de studii și cercetări de la Institutul de Cercetări pentru Ape Uzate din Stuttgart)

Prin rotirea lentă a biodiscurilor ($n = 2 - 4$ rot/min, viteza periferică fiind de circa $0,3$ m/s), aproximativ 40% din suprafața biodiscurilor este imersată succesiv în apa uzată (rezultatele privind eficiența maximă a procesului indică o adâncime de imersie a discurilor de $10 - 15$ cm sub nivelul axului), asigurându-se astfel condiții optime pentru dezvoltarea membranei biologice și o bună oxigenare. Membrana fixată pe biodiscuri are grosimea limitată (se 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 activat formate din membrana desprinsă de pe discuri, contribuind la mărirea eficienței filtrului (așa cum s-a arătat la filtrele biologice de foarte mare încărcare hidraulică). În condițiile unui timp de contact relativ scurt și cu consumuri specifice scăzute de energie.

Acest sistem de filtrare biologică derivă din categoria filtrelor biologice scufundate, care, de-a lungul timpului au cunoscut evoluții tehnologice impuse de necesitatea perfecționării procesului de epurare corelat la un consum energetic cât mai redus. Acest ultim aspect a fost analizat în diferite stații-pilot din Europa (Franța, Germania, 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 m²/m³, față de 70 m²/m³ 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 funcției de condițiile locale, a sistemului de susținere a mecanismului de antrenare a pachetelor de

biodiscuri, așa fel încât consumul de energie electrică să nu depășească 50 W/m-ax la biodiscuri având $D = 2,0$ m, respectiv 75 W/m-ax la cele având $D = 3,0$ m;

- utilizarea sistemelor hidraulice de antrenare a biodiscurilor (sistemul BIO - CLEAN pe o instalație testată în Italia, pentru epurarea unui debit de $0,7$ dm³/s, a necesitat un moto-reductor cu puterea redusă de $0,05$ 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 7.19 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 activat, cheltuielile de exploatare și consumul de energie sunt cu circa 30% mai scăzute în primul caz. În plus calitatea apei epurate este foarte bună și constantă (apropiată 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 anumite condiții pot fi de un real ajutor proiectanților. Alți autori prezintă încercări de modelare matematică a procesului și propun, diverse relații de calcul.

Având în vedere particularitățile tehnice și funcționale ale acestui tip de instalație de epurare biologică, un grup de cercetători români din cadrul ICIM 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 proiectare:

- tipul biodiscului (plan sau fagure) a influențat în mică măsură eficiența procesului de epurare;
- eficiența de epurare biologică depinde direct de încărcarea organică (I_0 în g $\text{CBO}_5/\text{m}^2\text{zi}$) și de turația biodiscurilor;
- încărcările hidraulice foarte mari cu care s-a lucrat din cauza apei uzate slab încărcate organic ($0,5 - 2,2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{zi}$, față de $0,05 - 0,2 \text{ m}^3/\text{m}^2\text{zi}$ 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 nu a scăzut sub $1,4 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$;
- volumul nămolului acumulat zilnic în decantorul secundar, a crescut odată cu creșterea încărcării organice și a numărului de turații a biodiscurilor; se poate anticipa un volum mediu de $13 - 16 \text{ cm}^3/\text{zi}$ g CBO_5 redus.

Față de cele arătate, rezultă că eficiența de epurare a acestor instalații depinde, în primul rând de încărcările organice aplicate, pentru realizarea condițiilor de calitate impuse efluentului final. În acest scop se recomandă parametrii din tabelul 7.7.

Tabelul 7.7
Parametrii pentru dimensionarea filtrelor cu biodiscuri

CBO_5 în efluent ($\text{mg CBO}_5/\text{dm}^3$)	Încărcarea organică (I_0) ($\text{mg CBO}_5/\text{m}^2\text{zi}$)	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 m^2 , se poate determina cu relația:

$$A_b = \frac{C_0}{I_0} \quad (7.48)$$

unde:

C_0 - concentrația totală de materie organică din apele uzate supuse epurării biologice, în g CBO_5/zi ;

I_0 - încărcarea organică aplicată pentru realizarea valorii CBO_5 din efluent impuse prin avizul Regiei Apele Române (tabelul 7.7).

Pentru acționarea pachetelor montate în cele patru trepte se recomandă a utiliza un motoreductor cu angrenaj cilindric în trei trepte, (cu motor de $0,37 \text{ kW}$, turație motor 750 rot/min , turația la ieșire 10 rot/min).

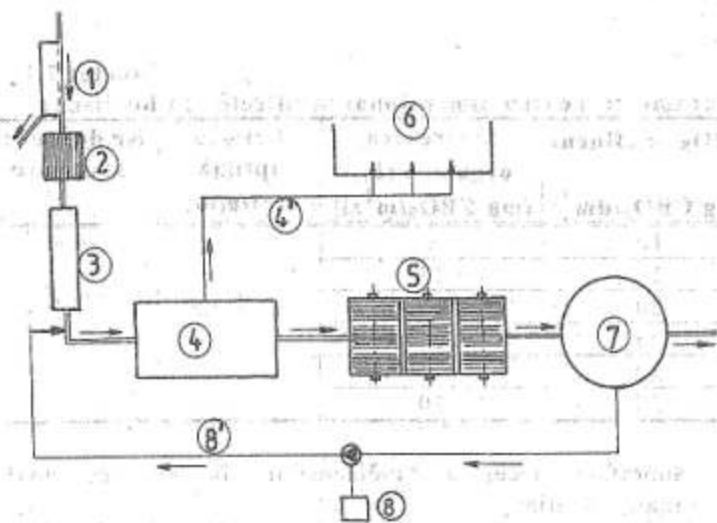


Figura 7.20. Schemă tehnologică a unei stații de epurare pentru o localitate sub 5.000 locuitori

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).

Având în vedere că aceste instalații cu biodiscuri sunt robuste și simple în funcționare, care realizează eficiențe de epurare ridicate, reglabile 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 de epurare pentru o localitate cu 5.000 locuitori este prezentată în figura 7.20.

7.4. BAZINE DE AERARE CU NĂMOL ACTIVAT

Epurarea biologică cu nămol activat a apelor uzate în bazine de aerare constituie, în prezent, procedeul cel mai utilizat în stațiile de epurare ale marilor centre urbane. Această extindere a procedurii este justificată de următoarele avantaje, în comparație cu filtrele biologice: realizarea unei eficiențe de epurare mai ridicate, atât iarna cât și vara, sunt lipsite de mirosul neplăcut și de prezența muștelor *Psychoda*, suprafețele specifice constituite sunt mai reduse, permite o mai ușoară adaptare a procesului tehnologic din stația de epurare la modificări de durată ale caracteristicilor apelor uzate etc. Mărele inconveniente ale acestui procedeu este de ordin energetic deoarece necesită un consum specific de energie mai ridicat, această energie fiind absorbită de utilajele care furnizează oxigenul necesar proceselor aerobe. În această direcție, privind neajunsurile bazinelor de aerare cu nămol activat, se poate menționa și aspectul legat de complexitatea exploatarei, la care se adaugă sensibilitatea sporită a procesului la variațiile caracteristicilor fizico-chimice ale apelor uzate.

Din punct de vedere constructiv, un bazin de aerare se prezintă sub forma unui bazin rectangular din beton armat, unde epurarea biologică are loc în prezența unui amestec de nămol activat 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 aerobe existente în compoziția nămolului activ, sub formă de flocoane. În afară de agitare și aerarea amestecului, în bazin se urmărește a se menține o concentrație cvasiconstantă a nămolului activat, ca urmare a recirculării unei 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 substanței organice impurificatoare, se obține creșterea nămolului activat (biomasa) sub forma materialului celular insolubil și sedimentabil în decantoarele secundare. O parte din acest nămol este utilizat în scopuri tehnologice proprii (nămolul activat de recirculare), iar diferența numită nămolul activat în exces, este dirijată în decantoarele primare pentru a le mări productivitatea de eliminare a suspensiilor datorită prezenței flocoanelor care au efectul unui coagulant.

În prezent, la proiectarea acestor bazine se are în vedere și eliminarea materiilor organice exprimate prin azot total, pe baza proceselor de nitrificare - denitrificare, prevăzându-se spații și echipamente tehnologice corespunzătoare.

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 în 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 a materialului celular se consideră, $k=0,50 - 0,75$ g material celular/g CBO₅ eliminate.

Reducerea materiilor organice din apele uzate ce intră în bazinul de aerare, poate fi considerată că se realizează în două faze:

- reducerea inițială ridicată corespunzătoare materiilor organice în stare de suspensii, coloidale și parțial în stare solubile, ușor biodegradabile;
- faza a doua de reducere lentă, progresivă a materiilor organice solubile.

Corespunzător stării fizice ale materiilor organice din apele uzate, procesele biochimice care conduc la îndepărtarea lor din apele uzate, pot fi:

- pentru materiile în stare de suspensie, reducerea are loc prin înglobarea lor în flocoane de nămol activ;
- biosorbția constituie de fapt faza preponderentă a procesului, fiind specifică materiilor organice în stare solubilă, iar intensitatea procesului este direct proporțională cu concentrația nămolului activ în bazin, de vârsta acestuia etc;
- pentru cele în stare coloidale, eliminarea are loc prin adsorbția lor la suprafața flocoanelor de nămol activ.

Reacțiile de degradare a diferitelor materii organice sunt catalizate de către enzime.

Cercelările experimentale, exprimate prin diferite modele matematice, au pus în evidență că pentru apele uzate cu concentrații mari în CBO₅, viteza reducerii 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 7.21 din care rezultă că această diagramă se prezintă sub forma unei curbe hiperbolice.

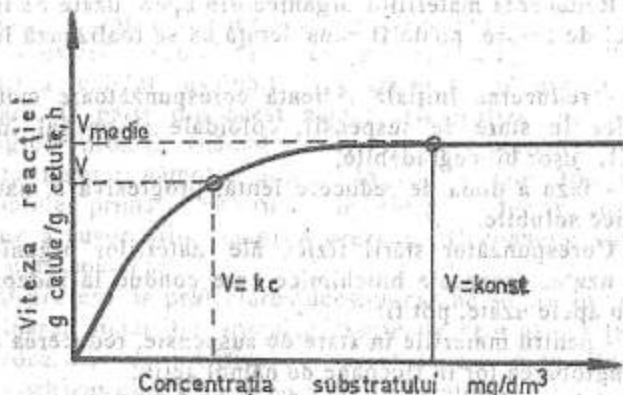


Figura 7.21. Viteza de creștere a biomasei în funcție de concentrația substratului

Pentru concentrații reduse ale substratului, viteza de reacție urmează cinetica de ordinul unu, iar la concentrații mari, cinetica de ordinul zero. În bazinele de aerare reacțiile de eliminare ale CBO_5 pot fi exprimate, cinetic, cu o bună aproximare de relațiile de reacție de ordinul unu ($v = k \cdot C$), deoarece viteza de reacție depinde numai de concentrația substratului.

Creșterea bacteriană, prin sinteză, 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 o inoculăm cu un individ de un anumit tip, care poate crește în acesta, creșterea numărului de indivizi va urma o curbă denumită curbă de creștere sau de dezvoltare a masei bacteriene. Această curbă (figura 7.22) se obține prin trasarea

logaritmului numărului de celule vii din masa bacteriană în funcție de timp, fiind alcătuită din patru faze diferite, după cum urmează:

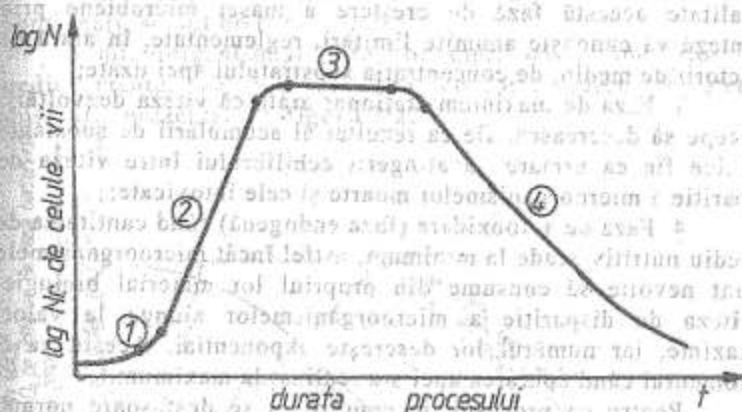


Figura 7.22. Curba creșterii masei de microorganisme

- 1 - faza de stagnare; 2 - faza de creștere logaritmică;
3 - faza de maximă staționare; 4 - faza de autooxidare (endogenă).

1. Faza de stagnare (în unele materiale de specialitate, se mai spune și faza de lag) este cea în care microorganismele își adaptează echipamentul enzimatic la noul mediu, își selectează acele tipuri de enzime care pot lucra în mediul respectiv;

2. Faza de creștere exponențială care începe numai după adaptarea organismului la mediul de viață respectiv, moment în care celula bacteriană își intensifică metabolismul și drept urmare începe înmulțirea, cu o viteză constantă, iar timpul de generare prezintă o valoare minimă posibilă, specifică condițiilor de mediu oferite. Înmulțirea celulei are loc prin diviziune transversală (binară). În condițiile existenței unui

mediu teoretic nutritiv, o celulă, în timp de 48 ore se va înmulți la un număr de 2^{144} celule, adică va ajunge la o greutate de $2 \cdot 10^{28}$ t echivalentă cu de 4000 ori greutatea pământului. În realitate această fază de creștere a masei microbiene prin sinteză va cunoaște anumite limitări, reglementate, în afară de factorii de mediu, de concentrația substratului apei uzate;

3. Faza de maximum staționar arată că viteza dezvoltării începe să scadă, fie ca rezultat al acumulării de substanțe toxice fie ca urmare a atingerii echilibrului între viteza de apariție a microorganismelor moarte și cele intoxicate;

4. Faza de autooxidare (faza endogenă) când cantitatea de mediu nutritiv scade la minimum, astfel încât microorganismele sunt nevoite să consume din propriul lor material biologic. Viteza de dispariție a microorganismelor ajunge la valori maxime, iar numărul lor scade exponențial. Acesta va fi momentul când epurarea apei s-a realizat la maximum.

Pentru ca procesul de epurare să se desfășoare normal este necesar ca în bazinele cu nămol activat, factorii de bază - microorganismele, substanțele organice din apele uzate și oxigenul dizolvat - să se găsească într-un anumit raport.

Determinarea necesarului de oxigen și producția prin sinteză a biomasei constituie parametrii de bază privind proiectarea sistemelor de aerare și de dirijare a nămolului din decantoarele secundare.

Cercetările efectuate de Mc.Kinney au arătat că din totalul oxigenului 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 microorganismele, cantitatea de substanțe organice din apele uzate și consumul de oxigen dizolvat se stabilește o corelație bine determinată, așa cum se arată în figura 7.23 (s-a admis că

această corelație este valabilă pentru cazul unui bazin cu o cantitate finită de materii organice și din care, pe durata aerării, nu s-a extras material celular nou format).

Din analiza diagramelor de variație a indicatorilor menționați, se pot preciza microorganismele care vor supraviețui condițiilor de mediu create, se pot dezvolta conform curbei creșterii obișnuite, prezentată în figura 7.22;

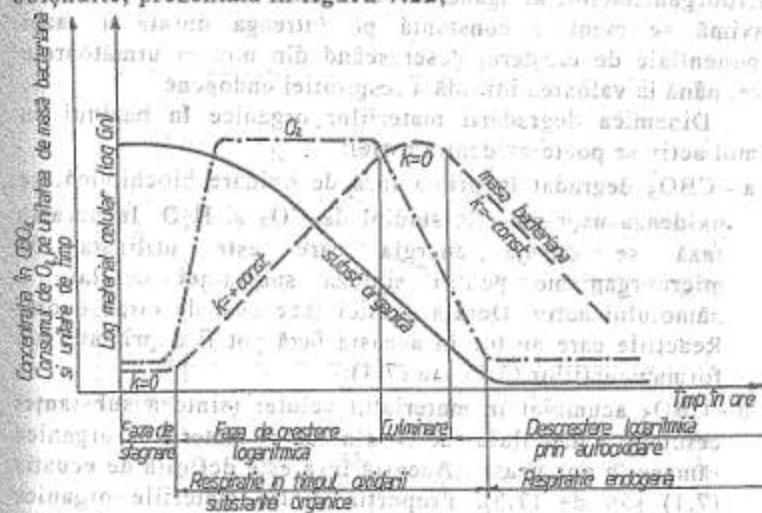


Figura 7.23. Corelația dintre masa de microorganismele, cantitatea de materii organice din apa uzată și consumul de oxigen dizolvat

în faza de stagnare și în faza de maximum staționar viteza creșterii bacteriene (k) prezintă valori egale cu zero; în faza de creștere exponențială, valoarea este pozitivă și constantă, iar în faza de autooxidare, 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, în faza de stagnare, limitat numai la oxigenul necesar respirației endogene (de 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:

a - 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 microorganismele 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);

b - 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). Proporția 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 7.24. 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 .

c - 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 - 3 zile. Această fază este reprezentată de ecuația (7.3) sau de (7.6).

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.

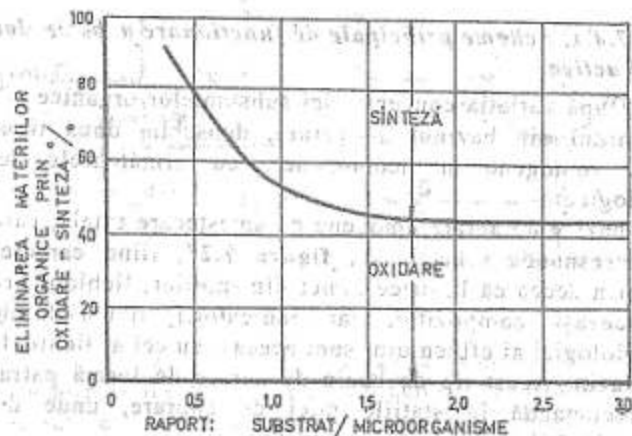


Figura 7.24. Eliminarea materiilor organice din apele uzate prin procesele de oxidare și sinteză

După cum rezultă din graficul figurii 7.24, un parametru important al procesului care intervine cu o pondere deosebită, îl reprezintă factorul de încărcare al sistemului definit de raportul:

$$k = \frac{\frac{\text{substratul}}{\text{unitate de timp}}}{\text{nămoli activ din sistem}} = \frac{\text{materiile organice} \left(\frac{\text{kg CBO}_5}{\text{zi}} \right)}{\text{kg nămol activ}}$$

care după cum se va vedea în continuare, poartă denumirea de încărcarea organică a nămolului activ și va constitui un parametru de bază privind proiectarea acestor bazine.

7.4.1. Scheme principale de funcționare a bazinelor cu nămol activ

După variația concentrației substanțelor organice (CBO₅) în lichidul din bazinul de aerare, deosebim două tipuri de bazine (omogene și neomogene), cu următoarele scheme tehnologice:

- 1 - bazine de aerare omogene cu amestecare totală, cărora le corespunde schema din figura 7.25, 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 de CBO₅ 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 CBO₅ și substanțele toxice din apele uzate se reduc treptat, pe măsura parcurgerii bazinului de aerare, ajungând ea la ieșirea din bazin să aibă valori foarte mici.

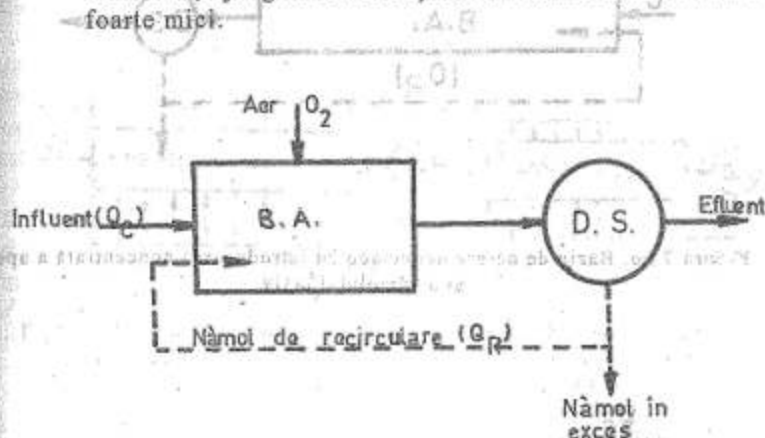


Figura 7.25. Bazine de aerare omogene

În mod normal aceste bazine de tip neomogen, sunt alimentate, concentrat, cât și cu nămol activ, conform figurii 7.26. 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 7.27) 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.

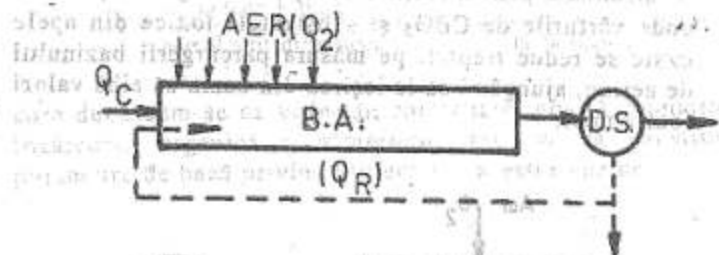


Figura 7.26. Bazin de aerare neomogen cu introducerea concentrată a apei și a nămolului activ

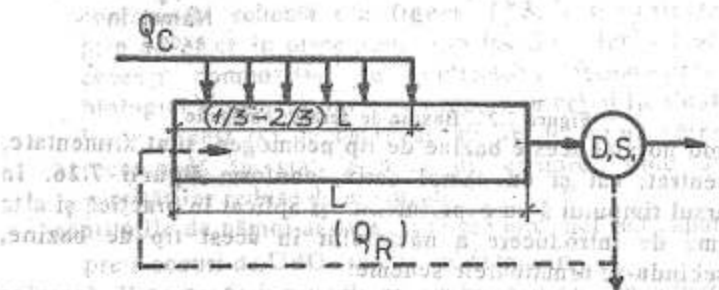


Figura 7.27. Bazine de aerare neomogene cu distribuția fracționată a apei uzate

- 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 7.28) și schema combinată a celor arătate mai înainte (figura 7.29);

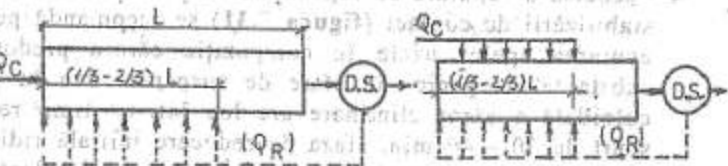


Figura 7.28. Bazine de aerare neomogene cu introducerea fracționată a nămolului activ

Figura 7.29. Bazin de aerare neomogen cu introducerea fracționată a apei și a nămolului activ

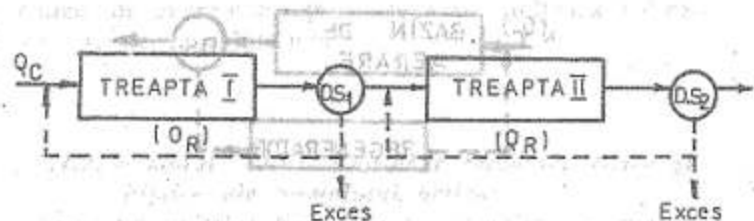


Figura 7.30. Schema de epurare în două trepte

- 3 - schema epurării în două trepte (figura 7.30) 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.
- 4 - schema de epurare cu regenerarea nămolului sau schema stabilizării de contact (figura 7.31) se recomandă pentru epurarea apelor uzate în compoziția cărora predomină substanțele organice în stare de suspensie sau în stare coloidală a căror eliminare are loc într-un timp relativ scurt de 30 - 40 min. (faza de reducere inițială ridicată, așa cum s-a arătat mai sus). Pentru ca nămolul colectat 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.



Figura 7.31. Schema de epurare cu regenerarea nămolului

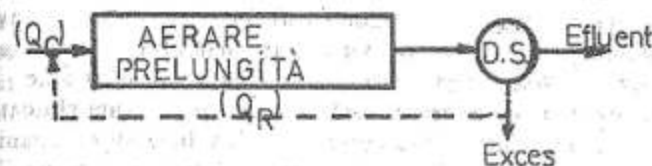


Figura 7.32. Schema de epurare cu aerare prelungită (oxidare totală)

- 5 - schema de epurare cu aerare prelungită (figura 7.32) cu oxidare totală a substanțelor organice din apă și cu stabilizarea nămolului (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 activat. Calitățile biologice, fizice și chimice ale nămolului activat

Asupra calităților biologice ale nămolului activat s-au prezentat, în detaliu, în subcapitolul 7.1.2, care sunt microorganismele care participă la procesul de epurare

biologică. Încărcarea unei instalații biologice poate fi recunoscută după biocenoză 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 suficientă pentru a evita autoxidarea, prin care o parte din nămolul activat 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 distrugerea bacteriilor libere, nelegate în colonii, participă la îmbunătățirea calității apei epurate sub aspectul eliminării unei cantități suplimentare de CBO_5 , 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 activat, cu referire asupra concentrației de materii totale 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 activat sunt condițiile necesare realizării unei eficiențe ridicate a epurării biologice.

Aceste însușiri ale nămolului activat sunt puse în evidență de indicele volumetric al nămolului (I_{VN}), numit și indexul Mohlmann. Acest indice se 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 cu nămol activat se desfășoară în condiții bune dacă $I_{VN} = 50 - 150 \text{ cm}^3/\text{g}$; la o creștere a indicelui Mohlmann peste $200 \text{ cm}^3/\text{g}$ se poate vorbi despre un nămol înfoiat (bolnav), cu

proprietăți de decantare extrem de reduse, cauza formării acestui nămol ușor, care plutește la suprafața apei din decantorul secundar o constituie dezvoltarea, cu preponderență, a bacteriilor filiforme (*Sphaerotilus*) și a fungiiilor. Pe baza urmării continue a valorii indexului Mohlmann, cu o aparatură corespunzătoare, se asigură o recirculare dinamică a nămolului activat din decantorul secundar.

Literatura de specialitate și cercetările recente indică existența unei strânse interdependențe dintre indicele volumetric al nămolului și încărcarea organică a nămolului activ (I_{ON}). Acest ultim indicator constituie un parametru important de care se va ține seama la proiectarea unor 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 activat (NV), conținut în bazinul de aerare.

La bazinele cu încărcări organice mici, corespunzătoare instalațiilor de mineralizare a nămolului activat, indicele de nămol prezintă o valoare scăzută, prin creșterea încărcării organice a nămolului activat, va crește și valoarea indicelui volumetric al nămolului. Orientativ, se consideră că încărcarea organică de $0,3 \text{ kg CBO}_5/\text{kg NV zi}$ 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 stabilită între valorile de $0,3 - 1,5 \text{ kg CBO}_5/\text{kg NV zi}$, 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, în procente dintre volumul de nămol

rezultat din decantarea timp de 30 min a amestecului din bazinul de aerare, într-un cilindru (con Imhoff) de 1 dm³ umplut până la acest reper. Acest raport variază între 10 - 25%, cu medie de 12%, volumul de nămol activ depus reprezentând 100 - 250 ml/dm³.

Calitățile chimice ale nămolului activ C_N exprimă conținutul azotului organic din albuminele care intră în componența organismelor vii. Conținutul în azot organic este apreciat la circa 4 - 8% din valoarea MTS. Un conținut mai scăzut în azot organic înseamnă o încărcare ridicată a flocoanelor 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 activat, impusă de încărcarea organică din apele uzate și de gradul de epurare necesar a se realiza.

Așa cum s-a arătat, nămolul din decantorul secundar reprezintă, din punct de vedere tehnologic, două aspecte funcționale: nămolul de recirculare care acționează direct asupra procesului și nămolul în exces care este îndepărtat din cadrul procesului.

Procentul de nămol de recirculare variază între 30% și 100% din debitul apelor uzate introduse în bazin. Valorile de până la 30% corespund unor bazine 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 procentul de recirculare să atingă valori de 100%.

Făcându-se bilanțul MTS în sistemul bazin de aerare

decantor secundar din figura 7.33, 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:

$$Q_R \cdot C_R = (Q_C + Q_R) C_N \quad (7.49)$$

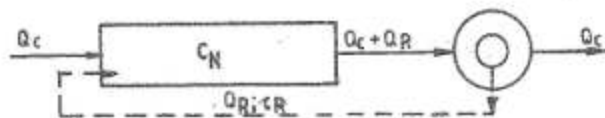


Figura 7.33. Schema de calcul a cantității de nămol activ de recirculare

în care:

Q_R - debitul de nămol activat de recirculare, în m³/zi;

C_R - concentrația nămolului activat preluat din decantorul secundar și reintrodus în bazinul de aerare, în kg MTS/m³;

Q_C - debitul de calcul al apelor uzate, în m³/zi;

C_N - concentrația nămolului activat din bazinul de aerare reprezentând MTS ce se găsește într-un m³ de amestec de apă uzată și nămol, în kg MTS/m³.

Dacă în relația (7.49) se exprimă coeficientul de recirculare definit de raportul debitelor, $R = Q_R/Q_C$, atunci

rezultă expresia de calcul a acestui coeficient, sub forma:

$$\%R = \frac{C_N}{C_R - C_N} \cdot 100 \quad (7.50)$$

Dacă se consideră că în decantorul secundar, umiditatea medie a nămolului activat este de 99%, atunci valoarea concentrației $C_R = 10 \text{ kg MTS/m}^3$. Cunoscând că indicele volumetric al nămolului reprezintă inversul concentrației nămolului din decantorul secundar, adică $I_{VN} = 1000/C_R$, relația coeficientului de recirculare devine:

$$\%R = \frac{C_N \cdot I_{VN}}{1000 - C_N \cdot I_{VN}} \cdot 100 \quad (7.51)$$

Relația (7.51), utilă exploatarei în ceea ce privește eficiența procesului de epurare, exprimă legătura dintre valoarea indicelui volumetric al nămolului și mărimea concentrației nămolului activ în bazinul de aerare. De exemplu, dacă se admit valori pentru $I_{VN} = 50 - 150 \text{ dm}^3/\text{kg}$, se poate calcula care este intensitatea recirculării nămolului, astfel ca eficiența procesului să fie corespunzătoare gradului de epurare dorit. O recirculare de peste 100% se va accepta numai în cazul unui nămol ușor, cu tendințe de plutire. Din punctul de vedere al examinării microscopice se disting două tipuri de nămol ușor (umflat): nămol în componența căruia se găsesc densități crescute de bacterii filamentoase și nămol în componența căruia se găsesc puține microorganisme filamentoase, în schimb densități crescute de bacterii zoogleale ramificate, având învelișul zoogleal puternic hidratat (Pipes, 1969).

7.4.2.2. Nămolul activat în exces

Reprezintă cantitatea de nămol activat care nu mai este necesară procesului de epurare, fiind exprimată în kg MTS evacuate zilnic din instalația de epurare; poate fi exprimată și în volume de nămol atunci când se ia în considerare umiditatea acestuia de 98,5 - 99,5%.

Cantitatea de nămol în exces (1 - R) depinde de mai mulți factori, dintre care ponderea cea mai importantă o reprezintă cantitatea de CBO_5 din apa uzată la care se adaugă factorul privind menținerea concentrației constante a nămolului activat în bazinul de aerare.

Este știut că nămolul activat de recirculare își mărește neîncetat volumul, prin proliferarea microorganismelor (biomasei) datorită hranei asigurată de apa uzată 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, 1990).

Producția zilnică de nămol în exces, în kg MTS/zi, se poate calcula cu ajutorul relației propusă de Huncken, relație acceptată de STAS 11566-91, având forma:

$$N_{ex} = 1,2 \cdot I_{ON}^{0,23} \cdot E_B \cdot L_{SB} \quad (7.52)$$

în care:

I_{ON} - încărcarea organică a nămolului, în kg CBO_5/kg zi;

E_B - eficiența treptei biologice, în unități zecimale;

L_{5B} - cantitatea de CBO_5 din apa uzată ce intră în treapta 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 cămin din fața decantoarelor primare, prezentând următoarele avantaje:

- creșterea eficienței decantoarelor primare, deoarece flocoanele de nămol activat 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 refinoirii nămolului și depinde de cantitatea nămolului activ din bazinul de aerare, precum și de cantitatea nămolului în exces, adică:

$$V_n = \frac{G_N}{N_{ex}} \quad (7.53)$$

în care:

G_N - cantitatea de nămol activat din bazin, kg MTS;

N_{ex} - producția zilnică de nămol în exces, în kg MTS/zi.

După M.G.Fair și C.J.Geyer (1962), vârsta nămolului reprezintă timpul mediu, în zile, în care o particulă în suspensie rămâne sub aerare, adică raportul între cantitatea de nămol activat și încărcarea cu substanțe în suspensie a apelor uzate ce intră în bazinul de aerare, fiind definită de relația:

$$V_n = \frac{G_N}{G_R} \quad (7.54)$$

în care:

G_R - cantitatea de CBO_5 din influent, în kg MTS/zi;

G_N - definit în relația (7.54)

Imhoff definește vârsta nămolului, în zile, ca fiind raportul dintre cantitatea de nămol activat din bazin și cantitatea de nămol în exces, ambele exprimate în volume, conform relației:

$$V_n = \frac{Q_R \cdot T}{24} \cdot \frac{1}{V_{ex}} \quad (7.55)$$

în care:

Q_R - cantitatea de nămol recirculat care exprimă o parte din debitul de ape uzate supuse aerării ($Q_R = R \cdot Q_c$), în m^3/zi ;

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/zi .

Dacă, de exemplu, se consideră procentul mediu de nămol de recirculare de 50% și cel în exces de 1,5%, rezultă, în baza ecuației (7.56) că atunci când nămolul în exces a fost evacuat din bazin, el a trecut de $50/1,5 \approx 33$ ori prin sistemul de aerare, iar dacă s-ar considera durata de aerare de 2,4 ore, acest nămol ar fi supus aerării (vârsta nămolului) timp de $33 \times 0,1 = 3,3$ 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, vârsta 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 activat are aspect de "nămol îmbătrânit" fiind cu un grad avansat de mineralizare.

7.4.3. Proiectarea bazinelor de aerare

Epurarea biologică a apelor uzate nu este caracterizată numai prin consumarea substanțelor organice ci, concomitent, prin creșterea în greutate a biomasei.

Materiile totale în suspensie (MTS) din bazinele de aerare, parametru cantitativ al biomasei, sunt amestecuri de substanțe anorganice și organice, acestea din urmă fiind formate din substanță vie și nevie. Substanțele organice, în ansamblul lor, se determină din reziduu, uscat, deci din conținutul MTS prin calcinare la 600°C . Pierderea la calcinare este considerată ca partea organică.

Fracțiunea de biomasă volatilă, activă, depinde de fracțiunea organică a apei brute și de vârsta nămolului (cu cât floconul este mai bătrân, cu atât această fracțiune volatilă scade). Se admite că SV din nămolul activ variază în limitele 0,55 - 0,70 pentru bazinele cu aerare îndelungată și de 0,70 - 0,80 pentru bazinele de mică și mare încărcare. Aceste valori se referă în special la apele uzate menajere (STAS 11566-82), pentru apele uzate industriale fiind necesare analize de laborator în vederea stabilirii acestui indicator.

Proiectarea bazinelor de aerare presupune existența studiilor și cercetărilor prevăzute în STAS 10859-91 și constă în stabilirea următoarelor elemente care vor fi diferențiate apoi în funcție de sistemul de aerare adoptat (pneumatică sau mecanică): volumul bazinului de aerare, debitul nămolului recirculat, timpul de aerare, consumul de oxigen necesar, capacitatea de oxigenare necesar a fi instalată și elementele caracteristice ale sistemului de aerare.

Indicatorul de bază în funcție de care se va face dimensionarea tehnologică a bazinului de aerare, îl reprezintă eficiența treptei de epurare biologică, adică gradul de epurare necesar apelor uzate epurate mecanic care trebuie realizat din condiția protecției calității receptorului (STAS 4706-88). În acest scop, se utilizează relația:

$$\%E_B = \frac{L_{5B} - L_{5E}}{L_{5B}} \cdot 100 \quad (7.56)$$

în care:

L_{5B} - cantitatea de CBO_5 din apa uzată epurată mecanic și urmează a fi prelucrată biologic, în kg MTS/zi;

L_{5E} - cantitatea de CBO_5 pentru apa uzată efluentă din treapta de epurare biologică (STAS 4706-88), în kg MTS/zi.

În funcție de mărimea gradului de epurare se adoptă valorile recomandate de STAS 11566-91 privind încărcarea organică a nămolului (I_{ON}) și concentrația nămolului activ (CN) din bazinul de aerare, conform tabelului 7.8.

Tabelul 7.8

Eficiența treptei biologice	Eb %	70-80	80-82	82-90	90-93	93-98
Încărcarea organică a nămolului	kg CBO ₅	> 2,5	1,5-2,5	0,3-1,5	0,1-0,3	< 1,0
	kg SV · z					
Concentrația nămolului activ în bazin	kg $\frac{MTS}{m^3}$	2	2,5	3	4	5

Încărcarea organică a nămolului (I_{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 de nămol activat din bazin în timp de o zi.

Așa cum se observă din tabelul 7.8, în cazul epurării biologice îndelungate (bazine de oxidare totală, șanțuri oxidante etc.) valoarea I_{ON} nu va depăși 0,1 kg CBO₅/kg·zi; pentru bazine de mică încărcare valorile vor fi limitate $0,1 < I_{ON} < 0,3$, iar pentru bazine cu eficiență obișnuită (convențională) se adoptă valorile de $0,3 < I_{ON} < 1,5$; bazinele de mare încărcare cu epurare parțială vor avea $1,5 < I_{ON} < 2,5$, iar cele de foarte mare încărcare (supraactive) prezintă $I_{ON} > 2,5$ kg CBO₅/kg·zi, când epurarea este, de asemenea, parțială.

Cercetările experimentale au stabilit că pentru realizarea de eficiențe biologice mai mari de 85%, este obligatoriu

menținerea unei concentrații a nămolului activat în bazin de minimum 3 kg MTS/m³, fără să se pună în evidență existența unui factor de legătură dintre I_{ON} și E_B .

Concentrația nămolului activat în bazin, în kg MTS/m³, se determină cu ajutorul relației:

$$C_N = \frac{G_N}{V} \quad (7.57)$$

în care:

G_N - cantitatea totală de nămol activat, în kg MTS, ce se găsește în bazin;

V - volumul util al bazinului, în m³.

Încărcarea organică a bazinului de aerare (I_{Ob}) sau încărcarea volumetrică constituie un alt parametru al procesului, constituind, de obicei, un indicator 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 decurs de o zi. Considerată ca o valoare independentă, mărimea încărcării volumetrice a bazinului, nu exprimă eficiența reală a procesului, deoarece valorile acestuia sunt dependente numai de concentrația apei uzate și substanțele organice biodegradabile și de durata de aerare. Orientativ, acest indicator se poate calcula cu ajutorul relației:

$$I_{Ob} = C_N \cdot I_{ON} \quad (7.58)$$

în care:

C_N - concentrația nămolului activat din bazin, în kg MTS/m³;

I_{ON} - încărcarea organică a nămolului, în kg CBO₅/kg·zi.

Cu ajutorul relației (7.58) se poate determina volumul bazinului de aerare, în m^3 , astfel:

$$V = \frac{I_{SB}}{I_{O_2}} \quad (7.59)$$

Cunoscând volumul bazinului și valoarea debitului apelor uzate și al nămolului activat recirculat, se poate calcula timpul (durata) efectiv de aerare, în ore, folosind relația:

$$T_{ef} = \frac{V}{(Q_c + Q_R)} \quad (7.60)$$

Când se urmărește realizarea unei epurări biologice cu eficiență mai mare de 85%, durata de aerare pentru apele uzate urbane poate fi de cel puțin 3 ore; pentru bazine de mică încărcare, această durată poate depăși 8 ore. În ceea ce privește debitul de recirculare, prevederile din STAS 11566-91 au în vedere o valoare maximă admisă în exploatare de 70% din debitul de calcul al apelor uzate.

Oxigenul necesar (ON) procesului de epurare biologică variază în raport cu numeroși factori, astfel încât cantitatea de oxigen, în $kg O_2/zi$ utilizată pentru respirația de substrat, respirația endogenă și, de la caz la caz, proceselor de nitrificare, se determină cu relația:

$$ON = a \cdot E_B \cdot I_{SB} + b \cdot G_N + c(N_i - N_e) \quad (7.61)$$

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 $0,5 kg O_2/kg MTS$ pentru ape uzate orășenești;

E_B - eficiența treptei biologice, în unități zecimale;

L_{SB} - conform relației (7.56);

b - coeficientul respirației endogene, reprezentând cantitatea de oxigen consumată de biomasa existentă într-un kg de nămol activat, în timp de o zi, având valori de $0,15 - 0,17 kg O_2/kg SV \cdot zi$;

G_N - cantitatea de nămol activat din bazinul de aerare exprimată în $kg MTS$ ($G_N = L_{SB}/I_{ON}$);

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 $3,4 kg O_2/kg CBO_5 - N$;

N_i - cantitatea influentă de azot amoniacal, în kg/zi ;

N_e - cantitatea efluentă de azot amoniacal, în kg/zi .

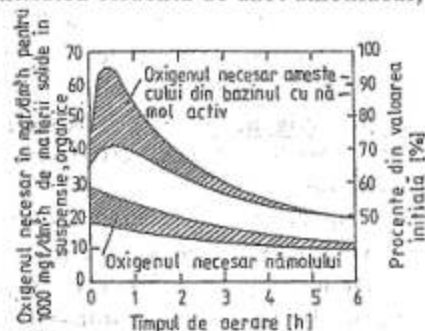


Figura 7.34. Oxigenul necesar în bazinul de aerare

La 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 mg O_2/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 7.34), 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.

Oxigenul necesar procesului de epurare biologică este preluat din atmosferă și din aerul introdus artificial prin diverse sisteme de aerare (pneumatică, mecanic etc). În calcule se va avea în vedere că un procent destul 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 m^3 aer normal (la temperatura de $0^\circ C$ și la presiunea de 760 mm Hg) și se va nota Nm^3 aer/ m^3 bazin·zi. În calculele estimative se admite un consum de aer de 1,0 - 3,0 Nm^3/m^3 bazin·h.

Capacitatea de oxigenare (CO) constituie un indicator de bază utilizat la determinarea caracteristicilor sistemelor de aerare adoptate bazinului.

Noțiunea de capacitate de oxigenare este definită prin cantitatea de oxigen, în g O_2 , introdusă într-o oră într-un m^3 de apă curată la presiune normală de 760 mm Hg și la temperatura apei de $10^\circ C$ în condițiile unei absențe totale 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 în oxigen. Această situație impune reînnoirea permanentă a straturilor limită saturate de oxigen, fiind necesară o turbulență ridicată în bazinele de aerare cu nămol activat. 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 se 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 de 0,7 - 0,9.

Capacitatea de oxigenare se stabilește, fie folosind valori aproximative ($CO \approx 2 ON$), 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 11566-91, capacitatea de oxigenare, respectiv cantitatea de oxigen, în kg O_2/zi , ce trebuie introdusă în bazinele de aerare prin diferite sisteme de aerare în vederea asigurării oxigenului necesar proceselor de epurare, se determină cu relația:

$$CO = ON \frac{1 - C_s}{\alpha C_{sA} - C_B} \sqrt{\frac{k_{10} \cdot 760}{k_T \cdot p}} \quad (7.62)$$

în care:

ON - oxigenul necesar proceselor biologice, conform ecuației (7.61), în kg O_2/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 urbane);

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 7.9;

C_{SA} - concentrația la saturație a oxigenului în amestecul apă - nămol la temperatura de lucru T , având valori conform celor din tabelul 7.9 (se recomandă adoptarea valorii pentru $T = 20^{\circ}\text{C}$);

C_B - concentrația efectivă a oxigenului în amestecul apă - nămol din bazin la temperatura de lucru, având valori uzuale de $1 - 2 \text{ mg O}_2/\text{dm}^3$;

k_{10} , k_T - coeficienți de transfer al oxigenului în apă, în condiții standard (10°C), respectiv la temperatura de lucru (T), în ore^{-1} ; raportul $\frac{k_{10}}{k_T}$ este prezentat în tabelul 7.10.

p - presiunea barometrică medie anuală din localitatea respectivă, în mm Hg.

Tabelul 7.9

$T^{\circ}\text{C}$	0	5	10	15	20	25	30
$C_s, \text{mg O}_2/\text{dm}^3$	14,6	12,8	11,3	10,2	9,2	8,4	7,6
$C_{SA}, \text{mg O}_2/\text{dm}^3$	11,3	10,0	9,0	8,1	7,4	6,7	6,1

Tabelul 7.10

$T^{\circ}\text{C}$	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 7.10 (continuare)

$T^{\circ}\text{C}$	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 sub înțelesul unei viteze de creștere a concentrației de oxigen în timp. Pe de altă parte, consumul de oxigen al flocoanelor de nămol activat 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 activat 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 activat din 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 activat, iar viteza curenților la nivelul radiatorului 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.

Aceste 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 cantitatea de aer vehiculată și modul de transfer a oxigenului din aer în apă. Este cunoscut că $1,0 \text{ m}^3$ de aer uscat la temperatura de 0°C și presiunea de 760 mm.Hg , definit fizic ca Nm^3 de aer, prezintă o densitate de $1,293 \text{ kg/Nm}^3$ și conține 300 g O_2 , la temperatura de 20°C și la aceeași presiune, densitatea este de $1,206 \text{ kg/m}^3$ și conține 280 g O_2 . Utilizarea oxigenului din aer în scopul epurării biologice a apelor uzate, depinde de modul de variație a unor mărimi fizice (presiunea, temperatura etc.) 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 difuzează în masa apei sunt mai fine și se mențin un timp îndelungat în apă, sau, cu cât va fi mai mare turbulența apei, respectiv viteza de reînnoirea stratului de apă saturat în oxigen, acest strat limită definind suprafața de contact aer - apă.

Diferențierea sistemelor de aerare se poate rezuma la modalitatea de alimentare cu aer a bazinului, deosebindu-se:

1. 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 aparatura de măsură, control și reglaj a debitului.

2. 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, adică funcționează pe principiul dispersării aerului în masa de apă și forțarea convecției cu echipamente mecanice; acest sistem mixt se recomandă în special pentru epurarea biologică a apelor puternic impurificate organic.

Alegerea dintre aerarea pneumatică și mecanică este destul de greu de făcut, 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 deoarece 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 activat, a aerului 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 bulei de aer este dependent de diametrul orificiului, vâscozitatea și densitatea lichidului, de relația care există între debitul volumic de aer și presiunea pe orificiu. Materiile poluante din apele uzate reduc tensiunea superficială, având ca efect final micșorarea energiei necesare pentru reducerea bulelor de aer.

După mărimea bulelor de aer din masa apei se deosebesc sisteme de 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 5 - 10 mm.

Bazinele cu aerare pneumatică care cunosc în prezent o largă extindere sunt prevăzute cu echipamente de distribuție a aerului a căror construcție și performanțe sunt într-un continuu proces de modernizare și de creștere a fiabilității lor. După caracteristicile lor fizice, aceste echipamente pot fi grupate astfel: difuzoare poroase, difuzoare neporoase (sub forma unor membrane elastice din cauciuc sau polipropilenă perforată), conducte găurite din inox cu perete subțire (1 - 3 mm) sau conducte din material plastic, aeratoare cu jet, cu aspirație sau cu tub U etc.

Difuzoarele poroase existente în stațiile vechi de epurare și la care se renunță treptat la ele din motive ce se vor prezenta în continuare, se realizează în general sub formă de tuburi, plăci sau domuri (clopote) ceramice și din tuburi diferite confecționate din materiale plastice.

Difuzoarele executate din materiale ceramice sunt cele care dau bulele cele mai fine, fiind cunoscute următoarele tipuri de compoziții:

- granule de oxid de aluminiu vitrificat, legate ceramic, produs având denumirea comercială de Kellundite (Ferro Corporation), Aloxit (Carborundum Co) sau Alundum (Norton Co.);

- granule de silice pură, legate prin vitrifiere - silicatate, produs având denumirea comercială de Filtros (Ferro Corporation);

- granule de silice pură, legate cu rășimi, produs cunoscut în SUA sub denumirea de Electroflo (Ferro Corporation) și de Brandol (Schumachersche Fabrik) în Germania.

Permeabilitatea constituie o caracteristică principală a difuzorilor poroși; 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 pierdere de presiune prin pori de 50 mm H₂O.

Legat de această caracteristică este și principalul neajuns al acestor difuzori poroși, respectiv colmatarea lor la fața exterioară (în contact cu apa), cu săruri de fier, carbonați și particule fine de nămol activat, iar la partea 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.

Experiența din SUA a arătat că deși difuzorii poroși colmatați se pot curăța periodic (cu cheltuieli mari de energie), totuși după anumite intervale de timp aceștia trebuie înlocuiți.

Difuzorii poroși realizați sub formă de plăci se produc într-o mare diversitate de tipuri. În SUA, dimensiunile standard ale plăcilor sunt de 0,3 x 0,3 m cu grosimi de 25,32 și 38 mm și permeabilități de 50,80 și 120 Nm³/h·m² placă. Montajul se face direct pe radierul bazinului, pe rame metalice sau din beton prefabricat.

Difuzoarele poroase de tip Dom (figura 7.35) se montează direct pe conductele de aer de pe radier, constituind, în prezent, dispozitivele frecvente de aerare pneumatică a stațiilor de epurare biologică din Anglia. Diametrul uzual este de 17,8 cm. Aceste dispozitive se mai utilizează și în Germania, iar în SUA sunt utilizate în special cele din varianta având diametrul de 45 cm, pentru aerarea iazurilor.

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. În SUA, tuburile ceramice au dimensiuni standard (lungimi 60 cm, diametre interioare de 35, 50 și 75 mm și grosimi ale peretilor de 9,5 - 16 mm). În Germania, tuburile de lungimea de 1,0 și diametre de 70 - 100 mm.

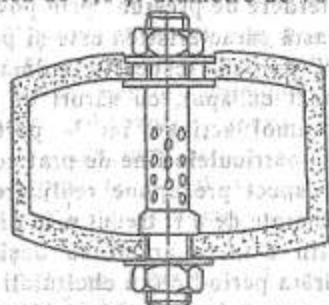


Figura 7.35 Difuzor poros de tip Dom

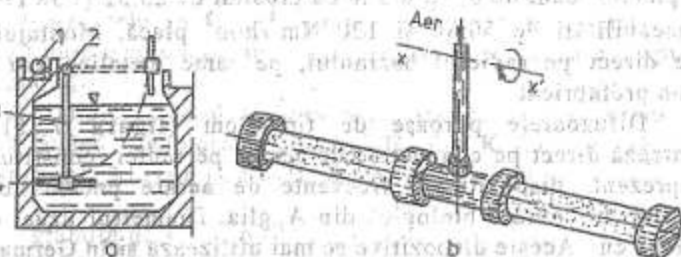


Figura 7.36. Bazin de aerare cu difuzor poros sub formă de tuburi
a - poziție de funcționare și de revizie; b - detaliu difuzor poros;
1 - conductă de aer comprimat; 2 - articulație; 3 - conductă de aer;
4 - tub poros cilindric

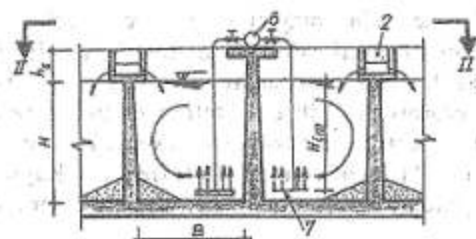
Tuburile din material plastic (rigide sau elastice), reprezintă combinații de țevă metalică sau din sticlă acoperite cu un strat de fibre sau țesături din material plastic, bucăți de tricot tip ciorap din fibre sintetice montate pe capsule rigide. Avantajul acestor difuzori (cunoscuți sub denumirea de "Precision", "Flexofuser", "Colaflex", "Raypro" etc, sunt: greutatea mică, rezistența mare la coroziune, curățire ușoară etc.

În figura 7.36 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', care în perioada reviziei permite ridicarea difuzoarelor, amplasate la 50 - 70 cm față de radier, la suprafața bazinului. Toate părțile componente se execută din material plastic rezistent la coroziune. Mantaua cilindrică pentru dispersia aerului are o porozitate de 56%, cu diametrul mediu al orificiilor de 90 μm, ceea ce conduce la obținerea bulelor de 2 - 3 mm. Debitul de aer variază în limitele de 5 - 15 Nm³/h-buc.

În figura 7.37 se prezintă o vedere de ansamblu privind modul de aplicare a unei instalații de distribuție pneumatică a aerului într-un bazin de aerare, în două variante: cu tuburi poroase și țevi perforate cu bule 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 pe două generatoare 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 pereți și conducte găurite imersate numai la 0,8 (sistem INKA).

SECTIUNEA I-I

AERARE CU BULE FINE
TUBURI POROASEAERARE CU BULE MEDII
TEVI PERFORATE CU
ORIFICII DE 25 mm.

VEDEREA II-II

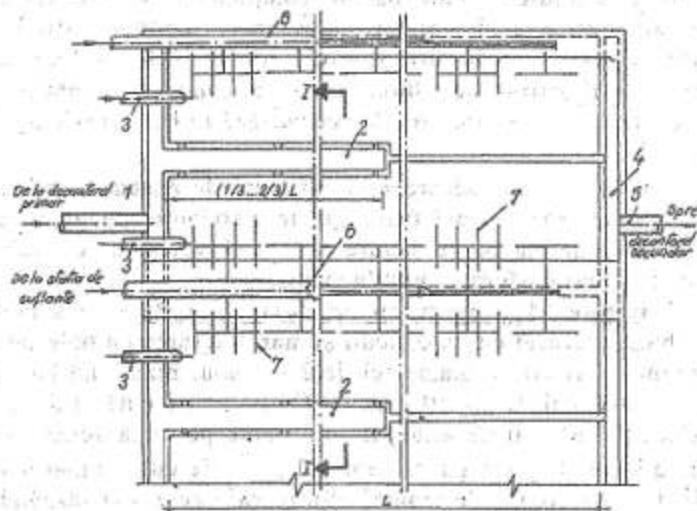
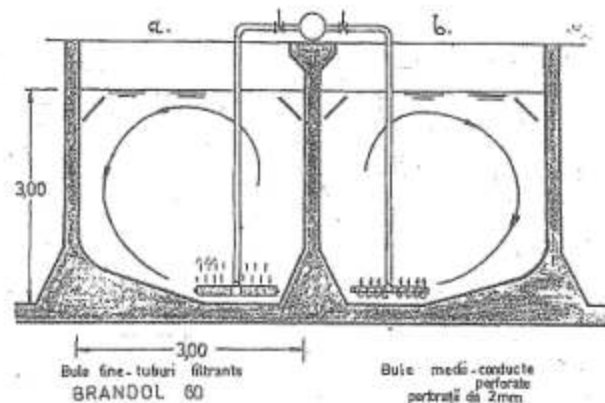


Figura 7.37. Bazin cu aerare pneumatică

- 1 - conducta 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 tevi perforate)

Primul sistem, cu curent în spirală, impune o soluție constructivă adecvată pentru a ajuta la crearea curentului transversal și evitarea de zone moarte. În figura 7.38 se prezintă o secțiune transversală printr-un bazin de aerare.

Figura 7.38. Aerare pneumatică
a - cu bule fine; b - cu bule medii

Sistemul INKA (figura 7.39) 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 poziție orizontală, câte 6 - 10 bucăți, în baterie, pe un braț vertical care le alimentează 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.

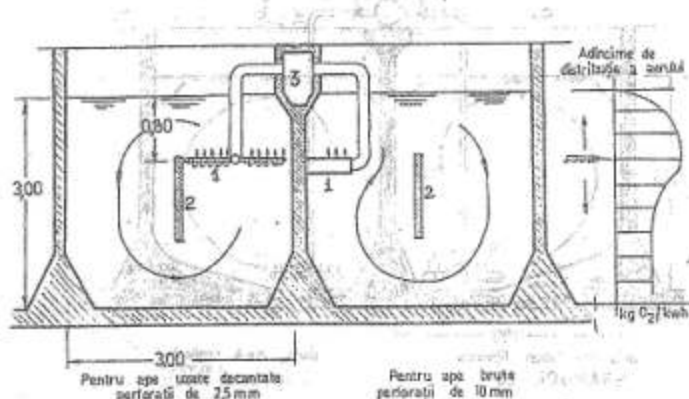


Figura 7.39. Echipament de oxigenare cu bule medii și mari.

1 - conductă perforată; 2 - ecran pentru dirijarea mișcării; 3 - canal de distribuție a aerului.

Intrucât transferul de O₂ din aer în apă este direct proporțional cu timpul 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 O₂ 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 exploatat 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 decantărilor, sau la instalațiile de aerare de la bazinele de stabilizare aerobă a nămolurilor. Intrucât la acest sistem de distribuție a aerului cu bule mari, eficiența în ceea ce privește transferul de oxigen este mai redusă, consumul de aer, respectiv de energie, este mai mare decât în cazul cu bule medii.

Sistemul de aerare pneumatică trebuie să fie corelat cu măsuri de ordin 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 poate admite în limitele, $L = (8 - 18) \cdot B$; adâncimea unui compartiment va fi dată de adâncimea (H) a apei la care se adaugă o zonă de siguranță de 0,5 - 0,8 m.

Difuzori cu membrană elastică, constituie în prezent o soluție modernă și frecvent aplicată pentru aerarea pneumatică a apelor uzate. Difuzorii cu membrană elastică pot fi sub formă de discuri, tuburi și panouri aeratoare.

Difuzorul sub formă de disc constă dintr-un suport metalic circular acoperit etanș cu o membrană elastică din cauciuc. Pentru a nu pătrunde apa în interior, difuzorul prezintă două componente: membrana elastică perforată ale cărei orificii sunt deschise când se atinge presiunea de regim a aerului, în caz contrar sunt închise, iar a doua componentă o reprezintă zona îngroșată (fără orificii) care are rolul de a obtura ștuțul de admisie a aerului în difuzor în cazul opririi (accidentale) a

furnizării de aer de către suflante. Acești difuzori sunt amplasați în apropierea radierului bazinului la distanțe care să asigure o uniformitate a aerării pe întreaga suprafață a bazinului, iar prinderea lor la rețeaua de conducte de distribuție a aerului se poate realiza prin înfilțare, prin sudură sau prin lipire.

Datorită capacităților specifice de oxigenare cu valori mari și la consumuri energetice reduse, și ținând seama de simplitatea în montare - demontare lor, aceste difuzoare sunt recomandate la deznisipatoare - separatoare de grăsimi, la aerarea convențională a apelor uzate în treapta biologică, la stabilizarea aerobă a nămolurilor, la aerarea iazurilor piscicole etc. Existența zonei îngroșate de obturare a admisiei aerului în difuzor, face posibilă utilizarea acestor difuzoare în echiparea bazinelor de nitrificare - denitrificare a apelor uzate.

În funcție de materialul din care se execută membrana elastică, de poziția zonei îngroșate și de modul de racordare a difuzorului la rețeaua de distribuție și de alte particularități constructive, se cunosc mai multe tipuri de difuzoare, cu diferite denumiri comerciale, care se pot procura de la diferite firme din țară și din străinătate [13]. La alegerea tipului de difuzor se va ține seama de condițiile locale (gradul de încărcare organică a apelor uzate, forma bazinelor existente, eficiența de epurare dorită etc.), corelate cu performanțele tehnologice garantate de furnizor, hotărârea finală fiind adoptată în urma analizării licențelor pe bază de licitații. În continuare se vor prezenta câteva prototipuri de difuzori tip disc, omologate și implementate la diferite stații de epurare din țara noastră și din alte țări europene, de care vor ține seama specialiștii noștri din acest domeniu.

Prima realizare a specialiștilor români în domeniul dispozitivelor pneumatice de aerare cu membrană elastică, o constituie difuzorul realizat la Bistrița (difuzor cu membrană

elastică Bistrița - DMB). Fiind ușor de procurat (lipsa cheltuielilor vamale) și având asigurată asistență tehnică ieftină, la prima vedere această ofertă devine profitabilă. Dacă se analizează și performanțele tehnice care sunt comparabile cu cele ale difuzoarelor produse de diferite firme din străinătate, se poate aplica cu succes în epurarea biologică a apelor uzate urbane, la fermentarea aerobă a nămolurilor etc. Din aceste considerente, în continuare se insistă asupra aspectelor constructive și asupra performanțelor tehnologice. Partea de rezistență a DMB este alcătuită din material plastic ușor convex prevăzută cu nervuri de rigidizare pentru prelurarea eforturilor din presiunea aerului. Pe acest corp este fixată membrana de cauciuc tip MNA de 3 mm grosime și cu un diametru de 310 mm. Din fig. 7.40 rezultă că membrana este prinsă de corpul difuzorului printr-un inel de aluminiu, ceea ce permite demontarea și montarea rapidă.

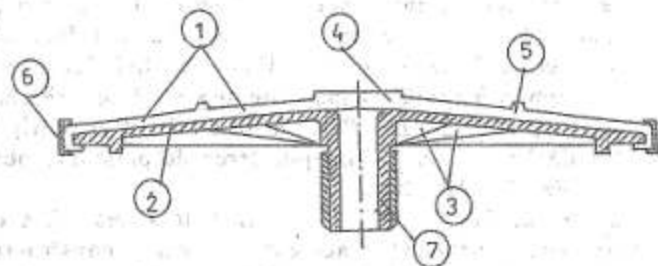


Fig. 7.40.

Difuzor cu membrană elastică Bistrița (DMB)

- 1 - membrana cu fante; 2 - suport din material plastic;
- 3 - nervuri de rigidizare; 4 - zona îngroșată a membranei;
- 5 - nervura membranei; 6 - inel de fixare din aluminiu;
- 7 - ștuț de racord la rețeaua de distribuție aer (1/2")

Pentru limitarea deformării membranei în timpul funcționării s-a prevăzut o nervură circulară de rigidizare. În centrul membranei se află zona circulară îngroșată, iar lateral, pe o zonă inelară sunt practicate 3800 fante cu o lungime de 1,5 mm care asigură o capacitate specifică de oxigenare (c'o) de $18,5 - 23 \text{ g O}_2/\text{Nm}^3 \text{ aer m}$ la un debit specific de aer $1 - 8 \text{ Nm}^3/\text{h}$ și la o densitate de amplasare de $4 \text{ bucăți}/\text{m}^2$. La stabilirea tipului de suflant se va avea în vedere că pierderea de presiune prin difuzor este de $15 - 45 \text{ mBar}$, iar eficiența energetică variază, în limitele de $4 - 2,5 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$ raportat la debitul specific de aer menționat.

Din realizările firmelor din străinătate se pot menționa câteva:

- difuzorul BIOFLEX, realizat de firma PASSAVANT are corpul de rezistență, din material plastic (poliamid armat cu fibră de sticlă) pe care se montează membrana de cauciuc (elastomer), având în zona centrală partea îngroșată, iar lateral sunt amplasate inelar fantele fine de distribuție a aerului. Din prospectul firmei rezultă că diametrul discului este de 235 mm și asigură o capacitate specifică de oxigenare (c'o) de $22 - 27 \text{ g O}_2/\text{Nm}^3 \text{ m}$ la un debit specific de aer de $12 - 2 \text{ Nm}^3/\text{h}$, iar pierderea de presiune locală este de $17 - 27 \text{ mBar}$;

- difuzorul ELASTOX - T realizat de firma GVA din Austria, prezintă aceleași părți constructive menționate (suport din material plastic și membrana de cauciuc cu perforații fine), cu deosebirea că în zona centrală unde se află partea îngroșată este prevăzută, suplimentar, un resort din inox pentru limitarea expansiunii membranei și pentru închiderea stufului de admisie a aerului în difuzor. Difuzoarele sunt dispuse la o distanță de $0,50 \text{ m}$, iar performanțele

tehnologice sunt aproape asemănătoare cu cele ale difuzorului BIOFLEX;

- difuzorul SANITAIRE este produsul firmei ITT FLYGT din Suedia și prezintă particularitatea față de celelalte că corpul suport al membranei de cauciuc (din elastomer) este sudat sau lipit de țeava din PVC cu diametrul exterior de 110 mm , care face parte din rețeaua de distribuție a aerului. În plus, corpul suport (disc convex) favorizează distribuția aerului și are rolul de clapet pentru a împiedica pătrunderea apei în sistemul de distribuție a aerului la oprirea sursei generatoare. Din datele prezentate în prospect, rezultă că asigură o capacitate specifică de oxigenare (c'o) de până la $20 \text{ g O}_2/\text{Nm}^3 \text{ m}$ adâncime de bazin, la un debit specific de aer de $1 - 6 \text{ Nm}^3/\text{h}$ și o eficiență energetică de $2,5 - 6,0 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$, cu o densitate de amplasare de $1 - 5 \text{ buc.}/\text{m}^2$.

A doua categorie de dispozitive pentru aerarea pneumatică, în afara celor de tip disc, o reprezintă tuburile cu membrană elastică, alcătuite dintr-o țeavă din material plastic acoperită cu un manșon de cauciuc. Aerul este introdus între tub și membrana de cauciuc perforată prin care este imersat în masa apei sub formă de bule fine și medii. În această categorie de echipamente, sunt numeroase realizări, dintre care se prezintă sintetic, difuzorul cu tub MAGNUM-CLIP produs de firma OTT System din Germania. Acest dispozitiv este alcătuit dintr-un tub de polipropilenă acoperit de o membrană de cauciuc perforată, fixată din loc în loc prin coliere, ceea ce permite o ușoară montare și demontare a membranei în timpul exploatării. Aceste tuburi pot fi montate în baterii pe sisteme articulate, ceea ce permite efectuarea de operații de remediere fără întreruperea aerării în restul bazinului și fără golirea

acestui. Alimentarea cu aer se realizează printr-o conductă plasată la partea inferioară a tubului.

În urma studiilor experimentale s-au obținut următoarele performanțe: capacitatea specifică de oxigenare (c'_{o}) este de 23 – 27 Nm^3/m adâncime pentru un debit specific de aer de 15 – 2 Nm^3/h m tub, iar eficiența energetică este de 4,2 – 4,7 $kg O_2/kWh$.

Spre deosebire de discuri și tuburi, în ultimul timp, sistemul de aerare pneumatică cunoaște o nouă concepție de distribuție a aerului care elimină rețeaua de distribuție aferentă fiecărui dispozitiv. Este vorba de panouri aeratoare la care aerarea se realizează pe suprafețe întinse, fiecare panou echipat cu o membrană elastică perforată fixat pe un suport care este cu alimentare proprie.

În figura 7.41 se prezintă schema unui panou de aerare tip MESSNER care este produs de firma AQUA Consult din Austria, a cărui placă de rezistență confecționată din material plastic, eternit sau oțel inox este rezemată direct pe radierul bazinului. Pe această placă se fixează o membrană elastică perforată (folie din material plastic) care este compartimentată cu tije intermediare pentru a limita umflarea membranei. Între placa de bază și membrană se însuflă aer printr-un furtun aferent fiecărui panou, iar pentru manevrarea cantității de aer se prevede câte un robinet cu ventil. În urma introducerii aerului comprimat sub membrană, aceasta se întinde sub forma unei perne de aer și se deschid porii care formează bule de 1 ... 3 mm. Când, din anumite motive, se întrerupe funcționarea suflantei, porii se închid, iar membrana rămâne întinsă (membrana revine la forma inițială numai atunci când conducta de aer este complet goală).

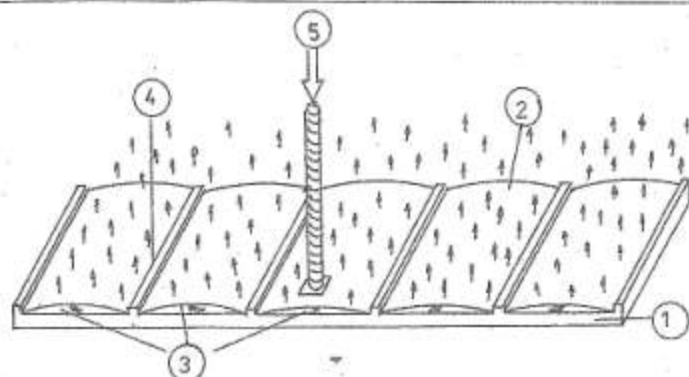


Fig. 7.41. Panou aerator MESSNER

1 – placă de bază; 2 – folie perforată; 3 – pernă de aer; 4 – tije intermediare; 5 – însuflare aer

Folia din material plastic prezintă o mare durabilitate în timp, deci și asupra mărimii bulelor de aer, iar suprafața ei fiind netedă nu permite aderarea substanțelor. Sunt recomandate pentru bazine cu radierul plan, gradul de acoperire poate ajunge până la 100%. Pentru asigurarea desfășurării proceselor de nitrificare – denitrificare, aceste panouri pot fi amplasate astfel încât să se creeze zone aerobe urmate de zone anaerobe (anoxice). Din catalogul acestui produs, rezultă indicatori superiori față de alte dispozitive de aerare, ceea ce constituie sistemul de aerare cel mai performant, cu perspective de aplicare frecventă în viitor. În urma testării acestui sistem, s-au obținut următorii indicatori: randamentul de oxigenare 20 – 40% (în bazine adânci până la 60%); capacitatea specifică de oxigenare (c'_{o}) 25 – 30 $g O_2/Nm^3$ m adâncime la un debit specific de aer de 1 – 4 Nm^3/m^2h (debitul minim fiind necesar pentru a împiedica depunerea nămolului în bazin); eficiența energetică este de 3 – 6 $kg O_2/kWh$; pierderea de presiune variază în funcție de debit, având valori de 50 ... 100 mBar.

O privire de ansamblu asupra echipamentelor de aerare pneumatică descrise mai sus, conduc la concluzia că dispozitivele cu membrană elastică sunt, în prezent, cele mai indicate sub aspect tehnic, economic și de exploatare. Totuși, specialistul trebuie să aibă în vedere condițiile specifice pentru fiecare caz (concentrațiile poluanților, treptele de epurare ce se impun, condiții de evacuare a efluentului în receptor etc.) să țină seama de îmbătrânirea membranei elastice în timp, să coreleze calitatea membranei cu existența unor substanțe din ape uzate care pot acționa direct asupra structurii cauciucului cu consecințe asupra pierderii elasticității care condiționează procesul de aerare prin închiderea și deschiderea fantelor conducând la parametri diferiți față de cei adoptați în calcul.

7.4.3.1.1. PROIECTAREA SISTEMELOR DE AERARE PNEUMATICĂ

Echipamentele utilizate pentru aerarea pneumatică a apelor uzate din bazinele cu nămol activat cuprind dispozitivele de dispersie a aerului, conducte pentru transport și distribuție, compresoare (suflante) la care se adaugă armăturile de reglare, siguranță etc, la care se adaugă instalațiile de automatizare pe întreg fluxul tehnologic, fiind montați senzori de debit, de concentrație a biomasei, de intensitatea aerării pentru menținerea concentrației de oxigen în bazin, analizoare pentru CBO_5 , $\text{NH}_4 - \text{N}$, $\text{NO}_3 - \text{N}$ etc, iar pe baza semnalelor transmise la ordinatorul central de proces se emit comenzile necesare de reglare a procesului în limitele ipotezelor admise în calcul.

Pentru proiectarea dispozitivelor de dispersie a sistemelor de aerare pneumatică, este necesar a se cunoaște capacitatea de oxigenare orară (CO') în $\text{kg O}_2/\text{h}$, care se calculează cu relația:

$$\text{CO}' = \frac{\text{CO}}{\delta} \quad (7.63)$$

în care:

CO - conform relației (7.62);
 δ - coeficient a cărui valori sunt în funcție de mărimea stației de epurare, astfel: $\delta=15$ pentru $Q \leq 50 \text{ dm}^3/\text{s}$; $\delta = 20$ pentru $Q = 50 - 250 \text{ dm}^3/\text{s}$; $\delta = 24$ pentru $Q > 250 \text{ dm}^3/\text{s}$.

Cantitatea necesară de aer, în $\text{N}\cdot\text{m}^3/\text{h}$, pentru varianta cu bule fine, prin tuburi poroase, se determină cu relația:

$$Q_{\text{aer}} = \frac{\text{CO}' \cdot 10^3}{c'_0 \cdot H} \quad (7.64)$$

în care:

CO' - conform relației (7.63), în $\text{kg O}_2/\text{h}$;
 c'_0 - capacitatea specifică de oxigenare (de transfer O_2) a sistemelor de insuflare a aerului pe metru adâncime a bazinului, în $\text{g O}_2/\text{Nm}^3$ de aer insuflat și metru adâncime de bazin. Valorile acestui indicator se stabilește pe cale experimentală în funcție de dispozitivul de aerare folosit, iar în lipsa acestora în STAS 11566 -91 se recomandă următoarele valori: aerare cu bule fine, 8 ... 10 $\text{g O}_2/\text{Nm}^3 \text{ m}$; aerare cu bule medii la medie presiune, 4,5 ... 5,5 $\text{g O}_2/\text{Nm}^3 \text{ m}$; aerare cu bule medii la joasă presiune, 6,5 ... 7,5 $\text{g O}_2/\text{Nm}^3 \text{ m}$; aerare cu bule mari, 4,0 ... 4,5 $\text{g O}_2/\text{Nm}^3 \text{ m}$;

H - adâncimea de imersie a sistemului de dispozitivului de dispersie a aerului, în metri.

Suflantele sunt agregate mecanice utilizate pentru aer sau gaze în instalații de transport pneumatic, de barbotare, desprăfuire, ventilație etc. Ele trebuie să fie fiabile și cu

caracteristici performante care să se preteze la automatizarea în suflării, fie prin reglarea turației motoarelor, fie prin reglarea unghiului de înclinare a paletelor rotorului și statorului (la turbosuflyante recomandate pentru debite mari, de peste 10000 Nm³/h). La alegerea tipului de suflante se va avea în vedere respectarea celor trei parametri rezultați din calcul (Q_{aer} în Nm³/h, presiunea necesară H_{aer} în bar și puterea instalată în kW), după care se alege firma furnizoare.

7.4.3.1.2. Sisteme de aerare mecanică

Echipamentele mecanice de oxigenare a apei uzate și nămolului din bazinele 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 apă.

Trăsăturile funcționării echipamentelor mecanice de oxigenare sunt:

- în principal ele pompează un lichid, fie axial fie radial, prin organul activ amplasat la suprafață sau la o adâncime oarecare a apei din bazin;

- lichidul pompat crează o zonă de turbulență intensă în jurul aeratorului care este locul admisiei apei și aerului atmosferic.

Echipamentele mecanice de oxigenare, după modul de amplasare a 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.

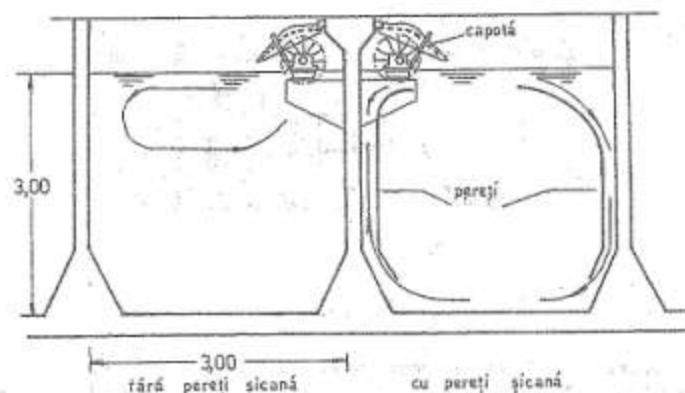


Figura 7.42. Perie Kessener montată la un bazin de aerare

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:

- amplasate la marginea bazinului de aerare, paralel cu peretele vertical și pe jumătate imersate, rotindu-se în jurul axei proprii (figura 7.42); pentru a favoriza realizarea unor viteze pe radier mai mari de 0,15 m/s, se prevăd executarea unor pereți submersibili, pe ambele părți ale bazinului;
- amplasate transversal într-un canal de mică adâncime (șanțuri de oxidare), realizând o circulație longitudinală a apei (figura 7.43).

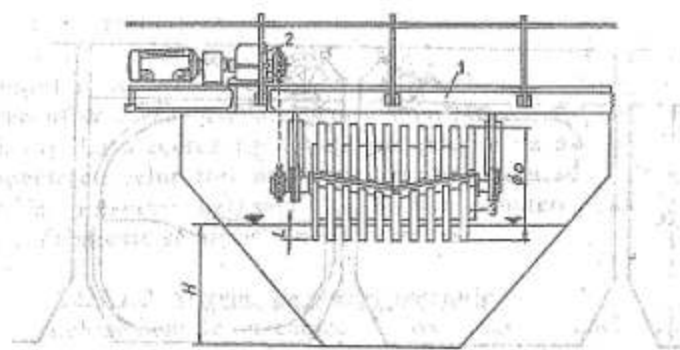


Figura 7.43. Perie Kessener amplasată într-un șanț de oxidare
1 - platformă; 2 - grup de antrenare; 3 - rotor; L - adâncimea de imersie;
 ϕD - diametrul rotorului

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 decalată cu 30° în raport cu precedenta.

Capacitatea de oxigenare crește aproape liniar cu adâncimea de imersie (L) a palelor ce alcătuiesc periele (5 - 15 cm), iar rotația este de 75 - 120 rot/min.

Peria de aerare este acoperită cu o capotă metalică care protejează lagărele și grupul contra picăturilor de apă. Lagărele pot fi capsulate (cu rulmenți) 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 aeratoarele 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

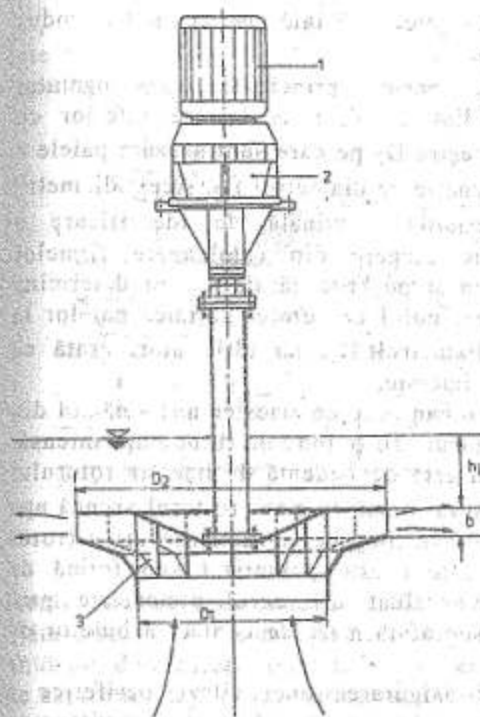


Figura 7.45. Aerator cu ax vertical
1 - motor; 2 - reductor; 3 - rotor

în figura 7.45 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

depuncțiilor care pot apărea în prima porțiune de după perie, spre zona interioară.

În țara noastră, la firma ADISS 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.

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 D₁ și unui de ieșire D₂ pe care sunt așezate palele a căror număr variază în funcție de diametrul D₂. Acest diametru (D₂) constituie caracteristica nominală de identificare a aeratorului, respectiv de alegere din cataloagele firmelor furnizoare a tipul de aerator pe baza căruia se vor determina dimensiunile în plan a bazinului de aerare. Lățimea palelor la ieșire (b) depinde de diametrul D₂, iar alți autori arată că depinde de adâncimea de imersie.

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 (h₁). Astfel, pentru imersiuni pozitive mari, rotorul aruncă apă 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 de aer introduse în apă.

Important este și asigurarea unei viteze periferice a rotorului care să asigure, pe de o parte realizarea unei viteze pe radier de minimum 0,15 m/s pentru a elimina depunerile, iar pe de altă parte o viteză prea mare poate să conducă la distrugerea flocoanelor 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 50 - 60 rot/min. În figura 7.46 se arată modul de circulație a curenților interiori din bazin și lungimea jetului de apă pulverizat în atmosferă, elemente de care se vor ține seama la stabilirea dimensiunilor bazinului.

Dacă adâncimea apei în bazin este mai mare de 3,0 m, este puțin probabil să se asigure o distribuție corespunzătoare a curenților interiori ca în figura 7.46 respectiv a vitezei de fund

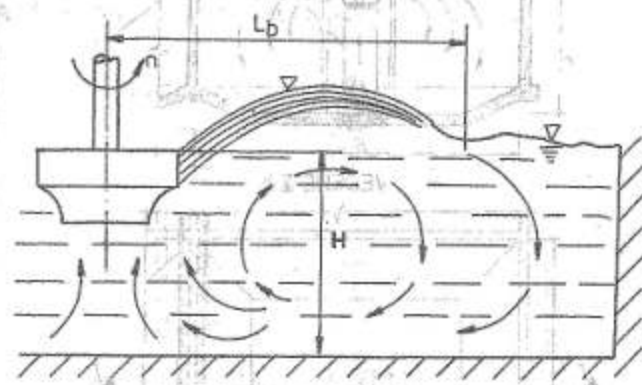


Figura 7.46. Zona de acțiune a unui aerator de suprafață

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 7.47). Tubul de aspirație nu permite mărirea adâncimii de lucru peste 1,5 ori adâncimea normală deoarece la adâncimi mai mari apar curenți de scurt-circuitare 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 de adâncime dispuse pe același ax, realizând un regim de circulație generală în bazin sub forma unui curent unic, identic ca în cazul situației ideale de funcționare a unui aerator mecanic de suprafață (figura 7.48).

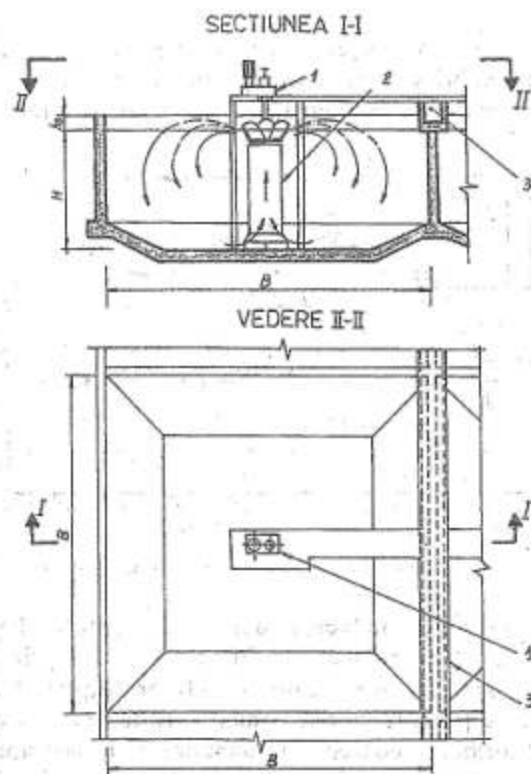


Figura 7.47. Aerator mecanic cu tub de aspirație
1 - motoreductor; 2 - tub de aspirație; 3 - jgheab de admisie apă brută

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 7.49 și 7.50 sunt prezentate aeratoarele lente produse de firma S.C. ADISS S.A. Baia Mare, precum și caracteristicile lor.

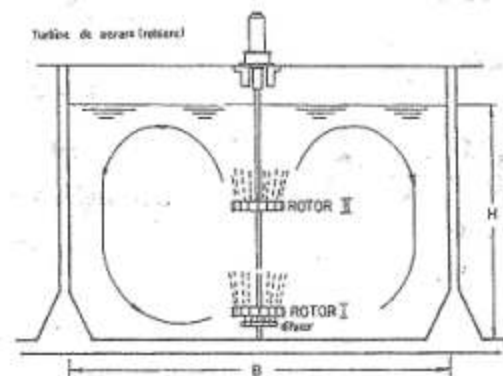
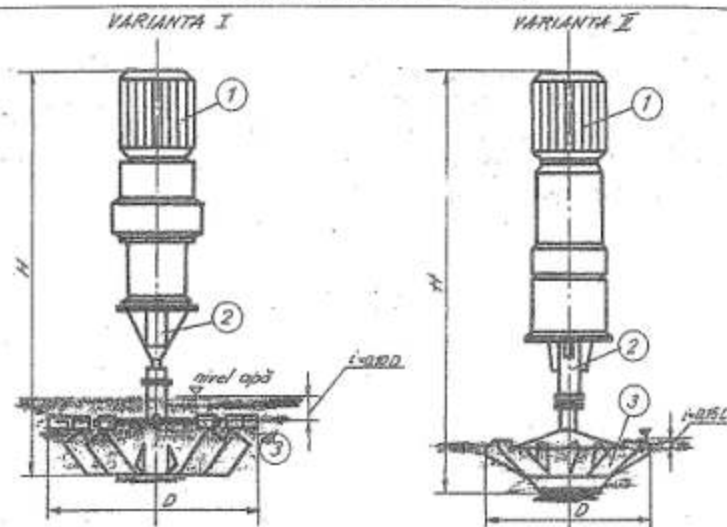


Figura 7.48. Aerator de adâncime sistem Dorr

În figura 7.49 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 - P, 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/kWh.

În figura 7.50 sunt prezentate caracteristicile constructive ale unui aerator cu imersie reglabilă. Se compune dintr-un grup de acționare (format din electromotor, reductor planetar în prima



1 - Grup de antrenare; 2 - Carcasă suport; 3 - Rotor

Nr. ord.	Simbol aerator	D m.m.	H m.m.	Puterea kw	n rot/min.	Productiv kg O ₂ /zi
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	5230	55	39	1600
12	AMV II - 3000 x 75/30	3000	5390	75	30	2020

Figura 7.49. Aerator mecanic vertical

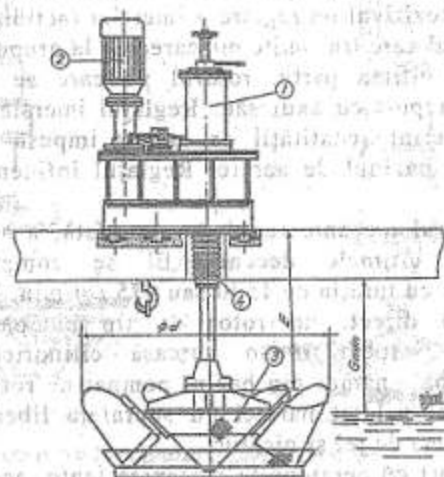
treaptă de reducere și reductor cu roți cilindrice în a doua treaptă), dispozitivul de reglare a imersiei (acționat manual sau automat), axul care transmite mișcarea de la grupul de acționare la rotor și, ultima parte, rotorul pe care se aplică palale inclinate în raport cu axul său. Reglajul imersiei se aplică în funcție de cerința cantității de oxigen impusă de încărcarea organică din bazinul de aerare. Reglajul influențează puterea consumată.

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. Debitul de apă - nămol din bazin, pompat de rotor este dirijat prin difuzorul paletat 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.

Dezavantajul principal constă, în reducerea coeficientului economic (kg O₂/kW) și a vitezelor induse în masa de apă din bazin. Datorită turației mari sub rotor se formează un vârtej care poate produce, la adâncimi mici, erodarea 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 radier de

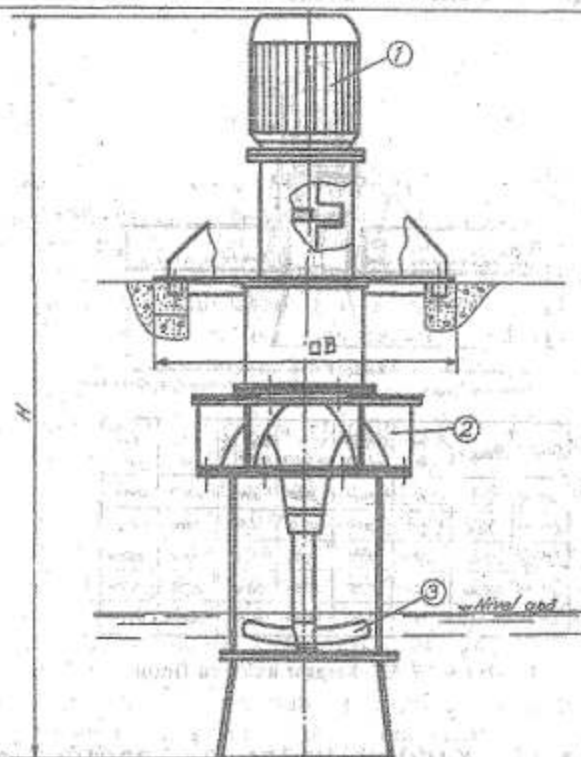


1- Dispozitiv de reglare a inaltimii ; 2- Grup antrenare ; 3- Rotar
4- Suruburi

Simbol	Potere kw	Turatie rot/min	C.O. kg O ₂ /h	Volume de apa m ³	β et m m	G min m m	L mm
AIR 25	7,5	90	360	80	1325	600	700*100
AIR 22	22	73	1056	350	1870	950	800*100
AIR 37	37	58,8	1778	700	2600	1200	1150*100
AIR 75	75	49,65	3600	2000	3150	1800	1600*150

Figura 7.50. Aerator cu imersie reglabila

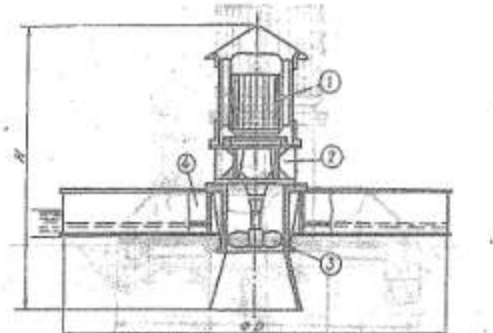
minimum 0,15 m/s. In figurile 7.51 și 7.52 se prezintă două tipuri de aeratoare construite la firma S.C.ADISS S.A. Baja Mare.



1- Grup antrenare ; 2- Difuzor de refulare ; 3- Rotar

Simbol	Produs kw	Potere kw	Turatie rot/min	C.O. kg O ₂ /h	Volume de apa m ³	H m	H m m	\square B mm	
AA 11	7716	11	33	1500	360	120	3,7	2185	800
AA 22	7739	22	48	975	1060	450	4,5	3080	1100
AA 37	7717	37	48	975	1780	750	5,1	3575	1150
AA 55	7849	55	43	975	2350	1500		3930	1320
AA 75	7524	75	48	975	3600	2000	5,5	4780	1720

Figura 7.51. Aerator axial fix



1 - Grup actionara; 2 - Difuzor de aer; 3 - Rotor; 4 - Flotant

Simbol	Produs	Putere kw	Viteză rot/min	CO kgO ₂ /h	Alte dati tehn	H m	d mm
AM 11	7598	11	1500	380	110	1370	2000
AM 22	7654	22	975	1050	150	2300	2400
AM 37	7750	37	975	1770	170	2900	2900
AM 55	7850	55	975	2350	1800	2750	3800
AM 75	7920	75	975	3600	2000	3395	4200

Figura 7.52. Aerator axial cu flotant

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:

$$n = \frac{CO}{CO_s} \quad (7.65)$$

în care:

CO - conform relației (7.63);

CO_s - conform prospectului firmei furnizoare.

Forma constructivă a bazinului de aerare (a fiecărui compartiment aferent unui aerator), are o mare importanță, trebuind să fie astfel aleasă, încât să nu permită realizarea de spații moarte sau locuri pentru depunerea nămolului activat. 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 7.47. Dacă din calcule, prin aplicarea relației (7.65), 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 (etanș) 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:

$$V = n \cdot V_1 \quad (7.66)$$

în care:

V - volumul bazinului calculat cu relația (7.59);

n - numărul de compartimente care este egal cu numărul de aeratoare determinat cu relația (7.65);

V₁ - 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 activat.

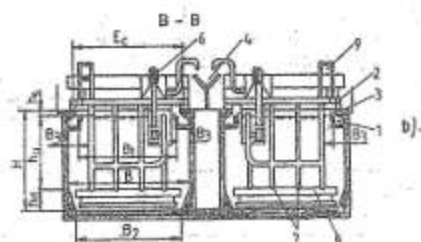
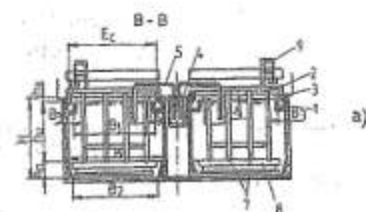
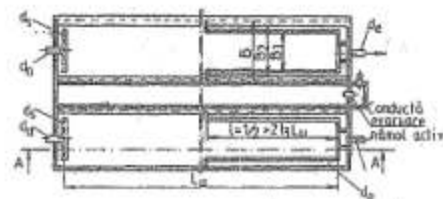
7.5. DECANTOARE SECUNDARE

În decantoarele secundare se reține membrana biologică sau flocoanele de nămol activat evacuate odată cu efluentul 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 aspirație 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. Decantare orizontală longitudinală

Forma, dimensiunile și caracteristicile tehnologice sunt conform figurii 7.53, cu precizarea că în figura 7.53 a se prezintă echipamentul pentru evacuarea nămolului prin sifonare, iar în figura 7.53 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 recirculare, adică $Q_v = Q_{zi\ max} + Q_R$.

Suprafața orizontală a compartimentelor de decantare se determină cu ajutorul relației:

$$A_0 = \frac{Q_c}{U_s} \text{ sau } A_0 = \frac{Q_v}{U_s} \quad (7.67)$$

în care:

Q_c - debitul de calcul ($Q_{zi\ max}$), în m^3/h ;

U_s, U_{s_0} - încărcarea superficială, adică debitul apelor uzate (de calcul sau de verificare) aferent unui m^2 de suprafață orizontală utilă de decantare, în m/h (din tabelul 7.11).

Tabelul 7.11

Tipul instalației ce precede decantorul secundar	Încărcarea superficială (m/h)	
	U_s	U_{s_0}
Filtre biologice de mică sau de mare încărcare	0,7 - 1,5	max. 2,7
Bazin de aerare, exclusiv oele 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 7.53, cu valoarea cunoscută a ariei orizontale se apelează la datele din tabelul 7.12 cu următoarele precizări:

- lungimea rigolei laterale pentru colectarea apei decantate este $L_u/2$;

- lungimea utilă a decantorului longitudinal, $L_u = L - l_0$;

- aria utilă a decantorului, $A_u = L_u (B - B_3)$;

- volumul util al decantorului, $V_u = A_u \cdot h_u$.

Pentru decantoarele secundare amplasate după bazinele de aerare cu nămol activat, 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:

$$I_{SS} = \frac{C_N(Q_c + Q_R)}{A_0} \quad (7.68)$$

în care:

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.

În ceea ce privește valorile lui I_{SS} , Imhoff recomandă valori de 2,5 - 3,75 $kg\ MTS/m^2 \cdot h$ la nămolurile cu I_{VN} sub 150 ml/g , iar experiența de până acum din țara noastră, indică valori de 2,7 - 2,9 $kg\ MTS/m^2 \cdot h$.

Suprafața orizontală utilă a decantorului calculată cu relația (7.67) sau (7.68) va fi luată în considerare aceea cu valoarea cea mai mare.

DECANTOARE ORIZONTALE
LONGITUDINALE

TABELUL 7.12.

B m	L m	A _u m ²	B ₁ m	B ₂ m	B ₃ m	h _u m	h _c m	h _d m	H m	h _r m	E _c m	V _u m ³	d ₀ mm	d _e mm	d _s mm
3,5	21...35	64... 108,6	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	
4,0	25...40	88,8... 144,3	3,4	3,3	0,3	2,6	0,3	0,3	3,2	1,81	3,9	231,0... 375	200... 300	100... 150	
5,0	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	
6,0	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	
7,0	44...60	283,8... 389,4	6,2	6,3	0,4	3,1	0,3	0,4	3,8	1,595	6,9	860,0... 1207	300... 500	125... 250	
8,0	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	
9,0	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	
10,0	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	

Ca element de verificare a dimensionării decantorului, îl reprezintă timpul de decantare care se determină cu relația:

$$td_c = \frac{h_u}{U_{S_c}} \text{ sau } td_v = \frac{h_u}{U_{S_v}} \quad (7.69)$$

în care:

td_c, td_v - timpul de decantare, în ore, aferent debitului de calcul, respectiv debitului de verificare (tabelul 7.13);

h_u - adâncimea utilă, în m (din tabelul 7.12);

U_{S_c}, U_{S_v} - încărcarea superficială, în m/h.

Tabelul 7.13

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 deversor, iar dimensionarea acestuia se va face la un debit cu valori de până la $10 \text{ m}^3/\text{h-m}$ deversor.

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 7.13.

Forma, dimensiunile și caracteristicile tehnologice ale acestor decantare sunt conform figurii 7.54 și tabelul 7.14, cu mențiunea că în figura 7.54 a se prezintă sistemul de evacuare a nămolului prin sucțiune hidraulică aplicată la decantoarele radiale cu diametrul (D) de 30 - 50 m, iar în figura 7.54 b cu evacuare, prin raclare, a nămolului spre bașa de nămol, recomandată pentru cele cu diametrul (D) de 15 - 25 m. Decantoarele orizontale radiale vor avea suprafața utilă, ținând seama de notațiile din figura 7.54, 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 decantare radiale cu diametrul mai mic de 15 m.

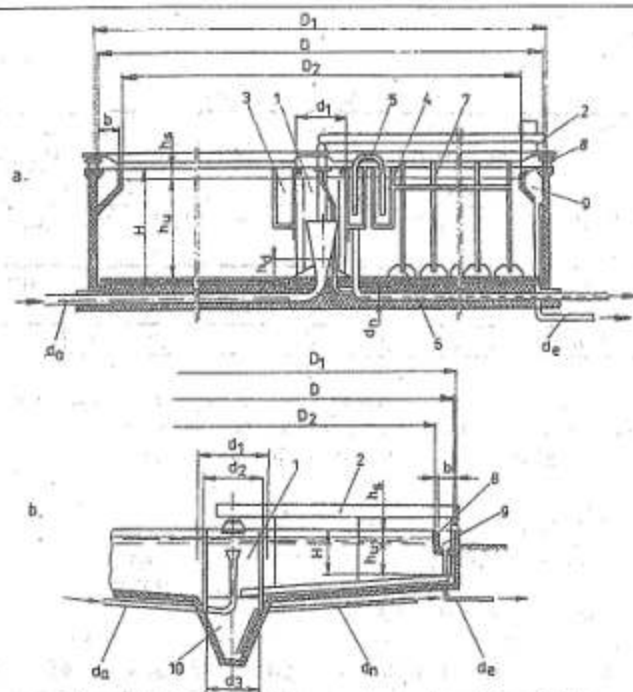


Figura 7.54. Decantor secundar orizontal radial

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-deversor triunghiular sau lamelar; 9-rigolă pentru colectarea apei decantată; 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

Instalațiile din dotarea decantoarelor secundare (poduri racloare, tubulatura de aspirație a nămolului, pompe de nămol etc), vor fi furnizate de firmele constructoare din țara noastră (ADISS Baia Mare etc) în urma organizării de licitații de către proiectant sau de beneficiar.

DECANTOARE ORIZONTALE
RADIALE

TABELUL 7.14

d_n	mm	150 ... 200
d_e	mm	200 ... 300
d_a	mm	250 ... 350
V_u	m ³	300 ... 400
b	m	0,5 ... 0,6
H	m	2,9 ... 2,9
h_g	m	0,43 ... 0,57
h_u	m	2,5 ... 2,5
h_s	m	0,4 ... 0,4
d_3	m	3,0 ... 3,0
d_2	m	2,6 ... 2,6
d_1	m	3,0 ... 3,0
A_u	m ²	185 ... 284
D_2	m	14,7 ... 23,5
D_1	m	16,14 ... 25,14
D	m	17,47 ... 26,47
d_n	mm	200 ... 250
d_e	mm	250 ... 350
d_a	mm	300 ... 400
V_u	m ³	350 ... 450
b	m	0,6 ... 0,8
H	m	2,9 ... 3,4
h_g	m	0,70 ... 0,70
h_u	m	3,0 ... 3,0
h_s	m	0,4 ... 0,4
d_3	m	4,0 ... 4,0
d_2	m	3,6 ... 3,6
d_1	m	4,0 ... 4,0
A_u	m ²	423 ... 618
D_2	m	23,5 ... 33,1
D_1	m	25,14 ... 35,14
D	m	26,47 ... 36,47
d_n	mm	250 ... 300
d_e	mm	300 ... 400
d_a	mm	350 ... 450
V_u	m ³	400 ... 500
b	m	0,8 ... 1,0
H	m	2,9 ... 3,9
h_g	m	0,70 ... 0,70
h_u	m	3,5 ... 3,5
h_s	m	0,4 ... 0,4
d_3	m	4,0 ... 4,0
d_2	m	3,6 ... 3,6
d_1	m	4,0 ... 4,0
A_u	m ²	509 ... 704
D_2	m	33,1 ... 42,7
D_1	m	35,14 ... 45,14
D	m	36,47 ... 46,47
d_n	mm	300 ... 350
d_e	mm	350 ... 450
d_a	mm	400 ... 500
V_u	m ³	500 ... 600
b	m	1,0 ... 1,0
H	m	3,9 ... 3,9
h_g	m	0,70 ... 0,70
h_u	m	4,0 ... 4,0
h_s	m	0,4 ... 0,4
d_3	m	4,0 ... 4,0
d_2	m	3,6 ... 3,6
d_1	m	4,0 ... 4,0
A_u	m ²	704 ... 900
D_2	m	42,7 ... 52,3
D_1	m	45,14 ... 55,14
D	m	46,47 ... 56,47
d_n	mm	350 ... 400
d_e	mm	400 ... 500
d_a	mm	450 ... 550
V_u	m ³	600 ... 700
b	m	1,0 ... 1,0
H	m	3,9 ... 3,9
h_g	m	0,70 ... 0,70
h_u	m	4,0 ... 4,0
h_s	m	0,4 ... 0,4
d_3	m	4,0 ... 4,0
d_2	m	3,6 ... 3,6
d_1	m	4,0 ... 4,0
A_u	m ²	900 ... 1100
D_2	m	52,3 ... 61,9
D_1	m	55,14 ... 65,14
D	m	56,47 ... 66,47
d_n	mm	400 ... 450
d_e	mm	450 ... 550
d_a	mm	500 ... 600
V_u	m ³	700 ... 800
b	m	1,0 ... 1,0
H	m	3,9 ... 3,9
h_g	m	0,70 ... 0,70
h_u	m	4,0 ... 4,0
h_s	m	0,4 ... 0,4
d_3	m	4,0 ... 4,0
d_2	m	3,6 ... 3,6
d_1	m	4,0 ... 4,0
A_u	m ²	1100 ... 1300
D_2	m	61,9 ... 71,5
D_1	m	65,14 ... 75,14
D	m	66,47 ... 76,47
d_n	mm	450 ... 500
d_e	mm	500 ... 600
d_a	mm	550 ... 650
V_u	m ³	800 ... 900
b	m	1,0 ... 1,0
H	m	3,9 ... 3,9
h_g	m	0,70 ... 0,70
h_u	m	4,0 ... 4,0
h_s	m	0,4 ... 0,4
d_3	m	4,0 ... 4,0
d_2	m	3,6 ... 3,6
d_1	m	4,0 ... 4,0
A_u	m ²	1300 ... 1500
D_2	m	71,5 ... 81,1
D_1	m	75,14 ... 85,14
D	m	76,47 ... 86,47
d_n	mm	500 ... 550
d_e	mm	550 ... 650
d_a	mm	600 ... 700
V_u	m ³	900 ... 1000
b	m	1,0 ... 1,0
H	m	3,9 ... 3,9
h_g	m	0,70 ... 0,70
h_u	m	4,0 ... 4,0
h_s	m	0,4 ... 0,4
d_3	m	4,0 ... 4,0
d_2	m	3,6 ... 3,6
d_1	m	4,0 ... 4,0
A_u	m ²	1500 ... 1700
D_2	m	81,1 ... 90,7
D_1	m	85,14 ... 95,14
D	m	86,47 ... 96,47

Capitolul 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 flotante, 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 detergentilor, 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 precum 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 compuși anorganici de azot, fosfor și potasiu.

Dezvoltarea în apele lacurilor și în râurile lente a planctonului și a plantelor acvatice superioare autotrofe, duc - 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 dezoxigenarea parțială sau totală a straturilor de adâncime în timpul stagnării, 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 indezirabile 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 până la 50% azot și 40% fosfor total. Alte observații efectuate la diferite stații de epurare ale cantonului Zürich (Elveția) au constatat că procentul 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 conținea mai mulți fosfați dizolvați decât apa predecantată.

Din cele arătate rezultă necesitatea de a elabora o tehnologie de epurare 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, chiar la 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 compuşilor 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 după cele două trepte, ci chiar direct apei uzate brute sau într-un stadiu oarecare convenabil al procesului clasic.

Metodele aplicate pentru epurarea terțiară sunt de natură fizică, chimică și biologică. În general obiectivele epurării terțiară 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, pune în evidență, prin datele experimentale, că o parte măsurabilă a acțiunii de îndepărtare a acestor substanțe se datorește activității biologice din coloană sau 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 apei, 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 CBO_5 . Filtrarea prin 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 nepoluate, 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 _{polifosfat} 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%)

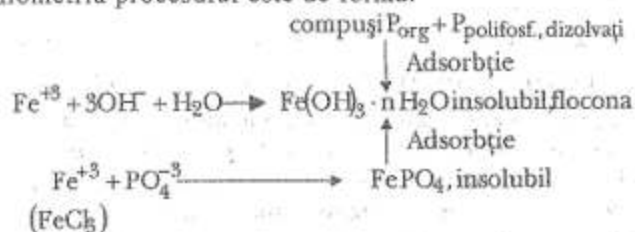
Reducerea fosforului total după treapta biologică este de ordinul a 20 - 35% în funcție de condițiile de exploatare din stația de epurare și de compoziția apelor uzate. Această reducere poate fi mai importantă la apele uzate bogate în carbon (CBO₅ - C) incorporat mai mult în biomasă, sau cu concentrații 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 acest scop, se folosesc ionii de Fe⁺³, Al⁺³ și Ca⁺² proveniți din soluții de clorură ferică (FeCl₃), sulfat de aluminiu ((SO₄)₃Al₂) și/sau var stins (Ca(OH)₂).

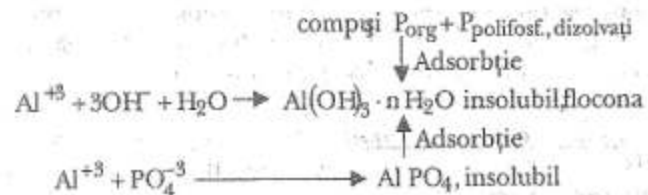
Transformarea compușilor fosforului cu ajutorul acestor reactivi de precipitare, în condițiile realizării unui pH adecvat, duce la formarea unor fosfați (PO₄⁻) greu solubili, floculanți și ușor sedimentabili. Mai mult, acești compuși au și o bună capacitate de adsorbție a fosfaților organici și polifosfaților.

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.

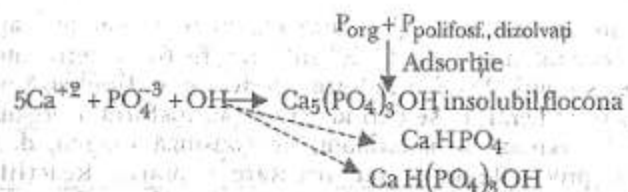
Clorura ferică (FeCl₃) prezintă marele avantaj, față de ceilalți coagulanți, că este ieftină, iar fosforul feric obținut este greu solubil. Acțiunea clorurii ferice nu se limitează numai la fosforul mineral, ci se extinde și asupra fosforului organic și, fiind deja oxidată la maximum, nu consumă oxigen, 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, Ca(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 floculanți 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).

Precipitarea preliminară constă în introducerea reactivului în influentul decantorului primar, prezentând următoarele avantaje:

- necesită un volum mic de construcții suplimentare (numai un bazin de amestec și de floclare);

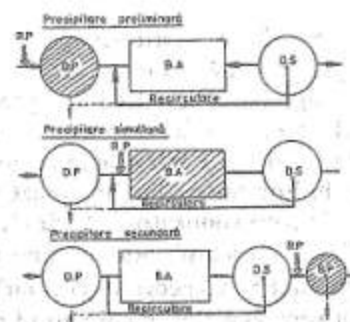


Figura 8.1. Scheme tehnologice de defosfatare a apelor uzate

- 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 nutrienț 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 dissociate 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 reactorul este de fapt bazinul de aerare, dar în ultimul caz apariția 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 inconveniențe:

- 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 de 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 defosforarea apelor uzate.

În legătură cu aplicarea acestei tehnologii de eliminare a fosforului din apa uzată se ridică mai multe probleme ce trebuiesc analizate pentru a defini 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 două componente: minerală

(azot molecular dizolvat N_2 , ion de nitrit NO_2^- , ion de nitrat NO_3^- , ion de amoniu NH_4^+ , amoniac NH_3 , oxid de azot NO) și organică (proteine, aminoacizi, amine). După epurarea biologică, în unele ape 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 ($NO_2^- + NO_3^-$)	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.

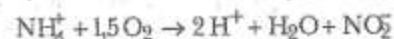
2 - Aducerea compușilor de azot la forma de nitriți, respectiv nitrați (nitrificare) și reducerea oxigenului prin respirația microorganismelor (denitrificare) rezultând azot liber care se volatilizează.

3 - Aducerea compușilor de azot la forma de amoniu și reducerea la forma de amoniac, care se volatilizează.

Procedeu de nitrificare - denitrificare constă în oxidarea compușilor azotoși prin utilizarea unei cantități suplimentare de oxigen față de cea necesară substanțelor consumatoare de oxigen ($CBO_5 - C$) și apoi reducerea oxigenului din ionii de nitriți și de nitrați în mediu anoxic de către bacteriile denitrificatoare și eliberarea azotului molecular (gaz volatil). Acest procedeu de nitrificare - denitrificare este utilizat atunci când se dorește obținerea unei eficiențe ridicate în eliminarea compușilor azotoși din apele uzate (în influentul stației de epurare predămină azotul legat organic, iar în efluent se regăsesc compuși de amoniu sub formă de nitriți și nitrați, care apoi prin denitrificare sunt reduși la azot gazos sub formă moleculară care se degajă în atmosferă).

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 Nitrosomonas (nitrosobacterii), reacția fiind de forma:



- în faza a doua are loc oxidarea nitriților la nitrați,

realizată de nitrobacterii (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.

Menținerea 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 inhibe 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 8,0 - 8,4, așa cum rezultă din diagrama din figura 8.2.

În ceea ce privește temperatura, cercetările experimentale arată că viteza de creștere a microorganismelor cât și viteza lor de reacție este influențată de variația temperaturii apelor uzate. Astfel, la temperaturi reduse procesul de oxidare a amoniului este mai lent, ceea ce impune ca vârsta nămolului să fie mai mare, adică volume mai mari de aerare, respectiv investiții și cheltuieli anuale ridicate

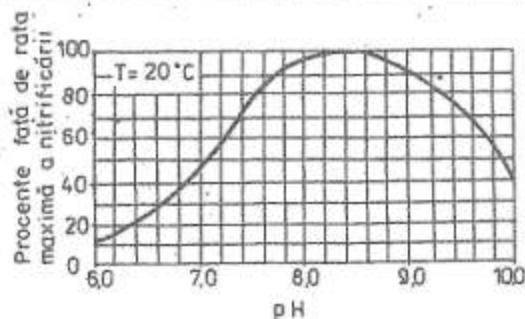


Figura 8.2. Variația procesului de nitrificare în funcție de pH

O nitrificare completă se realizează la peste 20°C.

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 cu o încărcare organică a nămolului sub 0,15 kg CBO_5 /kg SO_2 are loc eliminarea substanțelor organice ($\text{CBO}_5 - \text{C}$) și nitrificarea compușilor azotoși ($\text{CBO}_5 - \text{N}$). 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 $\text{CBO}_5 - (\text{C} + \text{N})$ de ordinul 40 - 50 mg/l poate fi tolerată în alimentarea unității de nitrificare.

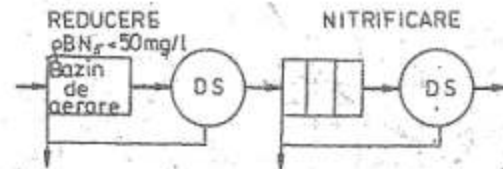


Figura 8.3. Schema tehnologică de epurare biologică cu bazin separat de nitrificare

Schema tehnologică cu două bazine independente, cu toate că implică cheltuieli de investiții mai mari, prezintă o protecție mai mare a bacteriilor nitrificatoare față 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: $\text{CBO}_5 - \text{C} = 30 \text{ mg/l}$, $\text{CBO}_5 - \text{N}$ sau $\text{NH}_3 - \text{N} = 15 \text{ mg/dm}^3$;
- oxigenul necesar: pentru oxidarea $\text{CBO}_5 - \text{C} = 1,5 \text{ kg O}_2/\text{kg CBO}_5$, pentru oxidarea $\text{CBO}_5 - \text{N} = 4,6 \text{ kg O}_2/\text{kg CBO}_5 - \text{N}$;
- 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.

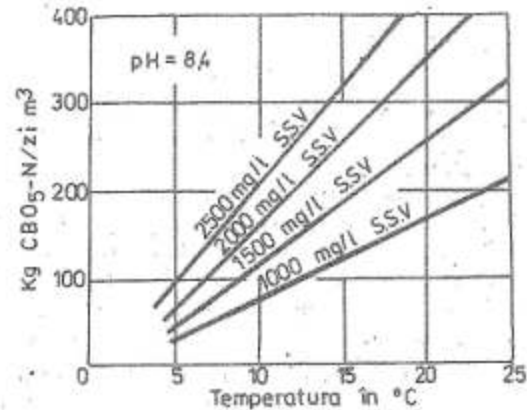


Figura 8.4. Incărcările admisibile pentru bazinul de nitrificare

- 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 din nitriți, respectiv nitrați de către bacteriile denitrificatoare, facultative din nămolul 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 în prezența unei surse de carbon asimilabil. Produsele finale ale acestui lanț respirator sunt N_2 (gaz) și cantități minime de N_2O (gaz). În condiții de pH normal 7 - 7,2 sunt necesare condiții de anaerobie (fără aport exterior de oxigen).

Denitrificarea poate fi definită mai simplu prin realizarea contactului dintre apa uzată "nitrificată" cu biomasa (nămolul activ) din reactor, în absența oxigenului. În acest proces acționează bacteriile reducătoare (Pseudomonas, Micrococcus, Achrobacter etc.) a căror colonii se formează destul de rapid,

deoarece adoptarea lor de la faza aerobă la cea anaerobă se face și fără dificultăți majore (această caracteristică a bacteriilor denitrificatoare din nămolul activ al unui reaktor va permite pentru accelerarea procesului, ca în același spațiu de lucru să se alterneze în anumite condiții, faza aerobă cu cea anaerobă).

Necesitatea procesului de denitrificare este impusă de prezența alarmantă în apele naturale de azotați (nitrați) (peste 200 mg/l) proveniți ca urmare a evacuării în receptori a efluentului stațiilor de epurare urbane și industriale, precum și a apelor provenite de la fermele zootehnice, la care se adaugă îngrășămintele 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 feros 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_3^- 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, în afara condițiilor de anaerobie care sunt esențiale, este la rândul său dependent de o serie de factori:

- pH-ul pentru activitatea bacteriilor denitrificatoare va fi de 6,5 - 7,5. Dacă pH-ul efluentului din bazinul de nitrificare va depăși 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 necesară adăugarea de substanțe chimice pentru controlul pH-ului;
- concentrația în biomasă trebuie să fie de ordinul a 2.000 - 3.000 mg substanță uscată/dm³ (față de 1.500 - 2.000 în bazine nitrificatoare) în bazinele fără recirculare excesivă. Nămolurile rezultate din denitrificare au proprietăți de decantare asemănătoare cu nămolurile activate realizate în condiții bune și un conținut în substanțe volatile de circa 65%;
- temperatura, ca factor important al procesului, poate varia în intervalul de 5 - 20°C, fără a inhiba activitatea bacteriilor, în schimb eficiența lor este mare între 10 - 20°C;
- concentrația de carbon organic trebuie atent controlată întrucât substratul organic existent în bazin sau introdus din exterior să fie capabil să asigure reducerea nitraților și în același timp să se evite excesul care poate fi regăsit în efluentul unităților denitrificatoare. Este știut că rolul azotului este esențial în epurarea biologică, el contribuind direct la formarea nămolului activat din reaktor. Pentru dezvoltarea echilibrată a masei bacteriene, între substratul organic (CBO_5) și azot (exprimat prin azot total, denumit și azot Kjeldahl) trebuie să existe un anumit raport a cărui valoare maximă este, $\text{CBO}_5/\text{N}_{\text{total}} = 20$. În realitate în apele uzate urbane acest raport prezintă valori de 4,0 - 10,0, ceea ce implică suplimentarea substratului organic existent

prin introducerea unei surse externe de carbon organic; vârsta nămolului influențează direct asupra ratei de eliminare a azotului total din apele uzate. Din azotul total existent în influentul stației de epurare, exprimat în mg NTK/dm³ (Kyeldahl), circa 4 - 5% este înglobat în biomasa reactorului, o parte se regăsește în efluentul epurat sub formă de azotați sau azotiți (cantitatea este invers proporțională cu vârsta nămolului), iar restul, sub formă de azot molecular generat prin denitrificare, este degajat în atmosferă.

Despre sistemele enzimatice implicate în denitrificare se cunoaște încă foarte puțin. Termenul de nitrat - reductază este un termen colectiv pentru unul sau mai multe sisteme de reducere de azotați, într-un mediu în care trebuie să se respecte factorii limită precizați mai sus. Esențial este că pe lângă azotat este necesară și o sursă externă de carbon organic pentru a furniza energia necesară intensificării acestor reacții (la fermentarea anaerobă a nămolurilor este specifică respirația endogenă cu durate mari ale procesului). Ca sursă de carbon se folosesc substanțe organice ușor asimilabile și anume: glucoza, etanolul, metanolul etc. Cu toate că prețul metanolului (alcool metilic) a crescut ca urmare a crizei petrolului, totuși având capacitatea complet oxidabilă și în consecință produce mai puțin nămol, acest produs este cel mai recomandat în desfășurarea procesului de denitrificare din stațiile de epurare. Reacția de denitrificare - ca sursă de carbon - va fi de forma:



Cantitatea de metanol recomandabilă este de 3 - 4 kg pentru eliminarea unui kg de azot din NO₃, însă trebuie

controlată, așa cum s-a arătat, căci orice exces produce cantități nedorite de CBO₅ - C suplimentar în efluent.

Pentru glocuză ca sursă de carbon, reacția totală de denitrificare poate fi scrisă astfel:



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.

Tehnologic, denitrificarea se poate realiza în instalațiile existente de epurare biologică cu nămol activ la care se efectuează unele modificări, pentru a se obține zona anoxică, sau în bazine speciale independente care reprezintă epurarea terțiară.

Prima schemă tehnologică constă în amestecul nămolului de recirculare cu efluentul treptei primare care se dirijează în zona anoxică a bazinului 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 NO₃ în efluent cu circa 50%. Această schemă, poate fi denumită cu "predenitrificare" și prezintă avantajul eliminării unei surse externe de carbon organic deoarece prin recircularea lichidului cu conținut de nitrați din zona aerobă în cea anaerobă (anoxică) se asigură amestecul cu substratul organic, bogat în carbon, din influentul treptei biologice, iar oxigenul liber din apa recirculată intensifică procesul de oxidare a substanțelor organice din bazinul anoxic.

Deoarece pentru ambele procese se utilizează un singur decantor secundar, investiția devine rentabilă.

În figura 8.5. se prezintă schema unei asemenea instalații:

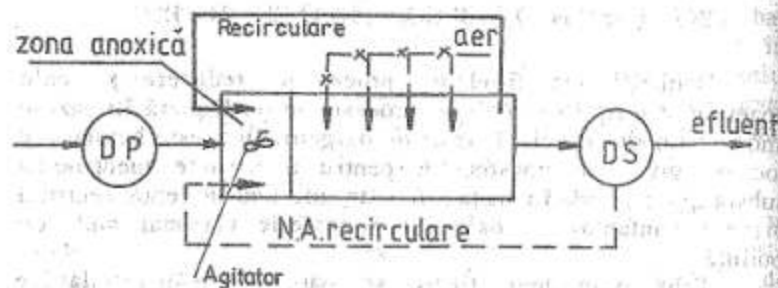


Fig. 8.5. Schema fluxului tehnologic de epurare biologică a apelor uzate, incluzând denitrificarea

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 dedesăvârșită 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 celalaltă 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.

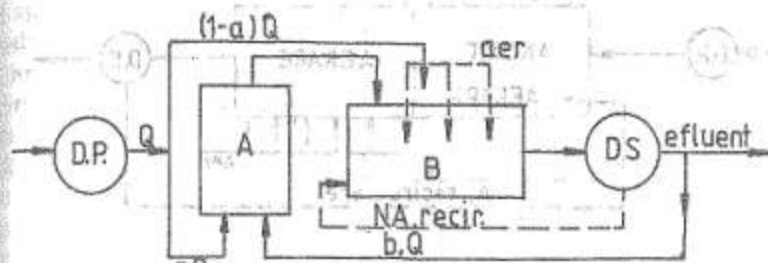


Fig. 8.6. Schema fluxului tehnologic de epurare biologică cu nămol activ, în două trepte

A – treapta predenitrificare; B – treapta de epurare biologică

O variantă a schemei cu predenitrificare o reprezintă denitrificarea discontinuă în care cele două procese (nitrificarea și denitrificarea) se desfășoară în același bazin (sau în două bazine separate), dar la momente diferite. În acest scop se execută unele manevre ale vanelor de pe conductele de aer, astfel ca aerarea să alterneze în cele două compartimente, rezultând periodic mediul necesar proceselor de nitrificare, respectiv de denitrificare (fig. 8.7.). Astfel, oxigenul introdus

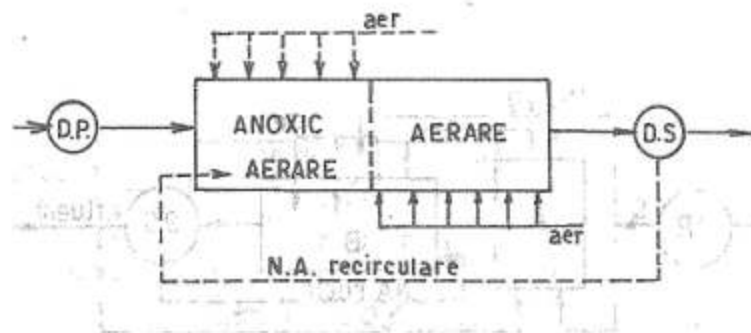


Fig. 8.7. Schema de denitrificare discontinuă

În zona aerobă participă intens la procesul de oxidare a substanțelor organice în compușii de amoniu, după care, prin încetarea aerării, în această zonă se crează condiții anaerobe, ceea ce permite ca nitratul format anterior să devină pe post de acceptor de electroni în condițiile când substanțele organice din influentul primar sunt folosite ca donatori de electroni. Această schemă tehnologică se bazează pe activitatea bacteriilor reducătoare care, așa cum s-a arătat, prezintă particularitatea în adaptarea lor rapidă de la faza aerobă la cea anaerobă. Cu toate că din punct de vedere constructiv această schemă necesită capacități reduse (cheltuieli reduse de investiții), totuși din punct de vedere tehnologic prezintă unele rezerve legate de faptul că o mare cantitate din substratul organic al influentului se va oxida aerob, reducând conținutul de carbon organic necesar procesului de denitrificare; această carență a schemei de denitrificare discontinuă devine o problemă importantă în cazul apelor uzate la care raportul CBO_5/N_{total} este cu valori reduse.

Cercetările recente prezentate în literatura de specialitate sub forma unui brevet de invenție având denumirea "BIO-DENITRO", prezintă o schemă de denitrificare avansată a apelor uzate alcătuite din două bazine gemene cu denitrificare discontinuă unde procesul se desfășoară prin intermitență pe seama inversării direcției de curgere a apei în cele două (sau mai multe) bazine, așa cum se poate vedea în figura 8.8.

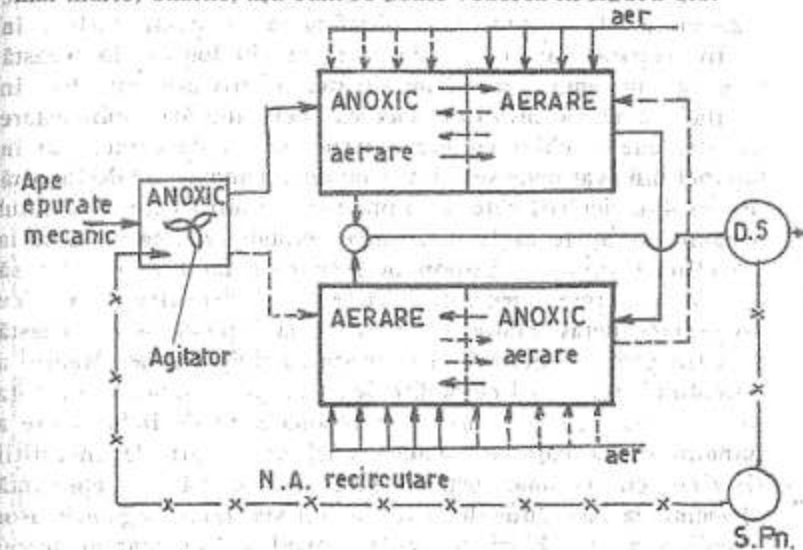


Fig. 8.8. Schemă cu denitrificare discontinuă tip "BIO - DENITRO"

Această schemă este aplicabilă la apele uzate a căror raport CBO_5/N_{total} este redus, ceea ce justifică cheltuielile suplimentare de investiție. De asemenea, vor crește și cheltuielile de exploatare deoarece sunt necesare manevre continue ale vanelor de pe conductele influentului și de pe conductele de aer, precum și analize sistematice de laborator. În

bazinul anoxic de primire a apelor epurate primar se prevede un agitator mecanic care are rolul de a preveni sedimentarea suspensiilor din bazin, precum și omogenizarea amestecului dintre debitul influentului și debitul nămolului /lichidului de recirculare al cărui mărime reprezintă de 2 ... 5 ori debitul de calcul.

În cadrul stațiilor de epurare unde există suprafețe disponibile de extindere, denitrificarea se poate realiza în bazine separate amplasate după treapta biologică. În această schemă, denumită postdenitrificare, nitrificare are loc în bazinul de aerare prin introducerea unei cantități suplimentare de aer, uneori chiar cu prelungirea duratei de aerare, iar în bazinul din aval unde se asigură un mediu anoxic, se desfășoară procesul de denitrificare. În prima fază de nitrificare, substratul organic din apele uzate este intens oxidat, ceea ce conduce la un efluent sărac în carbon organic care nu este capabil să asigure energie necesară bacteriilor denitrificatoare cu consecințe nefavorabile asupra eficienței procesului. Această situație poate fi evitată prin creșterea timpului de retenție a nămolului în bazinul de denitrificare cu precizarea că eficiența nu este cea dorită ca urmare a fenomenului de îmbătrânire a nămolului, la care se adaugă cheltuieli mari de investiții (bazine cu volume mari). Altă alternativă o reprezintă alimentarea bazinului din exterior cu substanțe organice ușor asimilabile (de obicei metanol). Costul suplimentar al sursei externe de carbon organic este parțial compensat de volume mai mici de bazine întrucât denitrificarea are loc prin reacții rapide de reducere.

În figura 8.9. se prezintă schema acestui proces, din care rezultă că după fiecare fază de lucru este necesar câte un decantor secundar cu recircularea locală a nămolului.

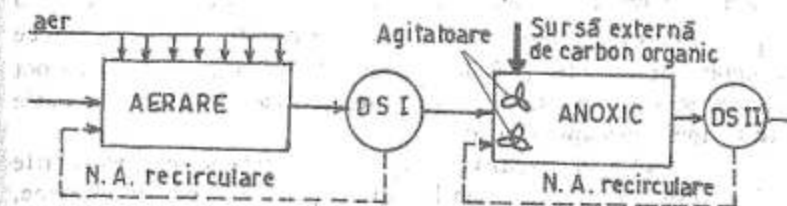


Fig. 8.9. Schema tehnologică cu postdenitrificare și sursă externă de carbon organic

Această schemă, față de cele analizate mai sus, indică un proces de denitrificare cu un consum energetic mai mare și un cost de exploatare mărit datorită sursei externe de carbon, la care se adaugă cheltuielile suplimentare de investiții aferente construirii unui nou bazin însoțit de decantorul secundar.

În cazul localităților mici cu debite de 10 - 20 dm³/s se recomandă schema de denitrificare simultană, adică ambele procese (nitrificarea și denitrificarea) au loc în același bazin (este asemănător cu procesul de epurare biologică și nitrificare totală a apelor din bazine de aerare prelungită, descris anterior). În cazul când se aplică procesul de epurare cu șanțuri de oxidare, există o zonă aerobă în aval de aeratorul cu ax orizontal unde are loc procesul de nitrificare, iar în continuare, în sensul de curgere a apei, concentrația de oxigen dizolvat descrește, creind un mediu anoxic unde are loc procesul de denitrificare, astfel ca în final rezultă un grad ridicat de epurare organică și de eliminare a azotului (este știut că o bună denitrificare a apelor uzate depinde de o nitrificare cât mai completă).

Parametrul cel mai important care intervine la dimensionarea bazinelor denitrificatoare, este, așa cum s-a

arătat, temperatura apelor uzate care nu trebuie să coboare sub 10°C . Stabilirea încărcărilor admisibile a materiilor organice compuși ai azotului ($\text{CBO}_5\text{-N}$ sau $\text{NH}_3\text{-N}$) 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 8.10. sunt prezentate încărcările admisibile ce vor stabili dimensiunile 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 de 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.

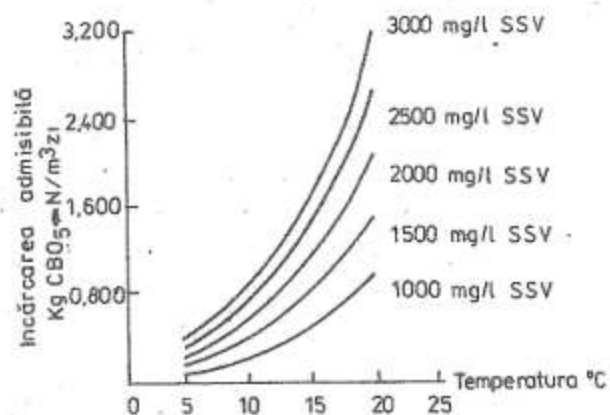


Figura 8.10. Variația încărcărilor admisibile a bazinelor denitrificatoare în funcție de temperatură.

De exemplu, timpul de retenție a nămolului activ (timpul de retenție celular) este de 4 zile la temperatura de $20 - 30^{\circ}\text{C}$ 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 (tăbăcării, abatoare, unități de creștere a animalelor, fabrici de conserve, industrie 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, aze, spori, virusuri etc), în timp ce dezinfecția nu distruge toate microorganismele, ci numai pe acele care prezintă pericol pentru sănătatea publică.

Mecanismul dezinfecție cuprinde două faze: pătrunderea dezinfectantului prin peretele celular pe de o parte și denaturarea materiilor proteice 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:

$$N = N_0 \cdot e^{-kt} \quad (8.2)$$

Viteza de distrugere a organismelor (k) este influențată și de concentrația dezinfectantului (C). Intre aceasta și timpul necesar distrugerii (t), 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 descrește 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 dezinfectare.

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 dezinfectanți inactivându-i.

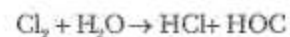
Procedeele de dezinfectare pot fi fizice și chimice.

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 dezinfectanți: 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 5 - 10 bari și răcire). Clorul lichid este preferat pentru dezinfecția apelor uzate deoarece are prețul de cost cel mai redus în comparație cu ceilalți dezinfectanți.

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 apei, iar clorul acționează asupra bacteriilor provocând distrugerea lor.

Doza de clor este considerată eficientă dacă în apa uzată, după trecerea timpului 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 naștere (în funcție de raportul clor activ - amoniac) la monodi- și tricloramină, care la rândul său poate fi oxidată, de un exces de clor, la azot 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 8.11. este prezentată schema de funcționare a unui clorator cu vacuum tip Wallace - 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.

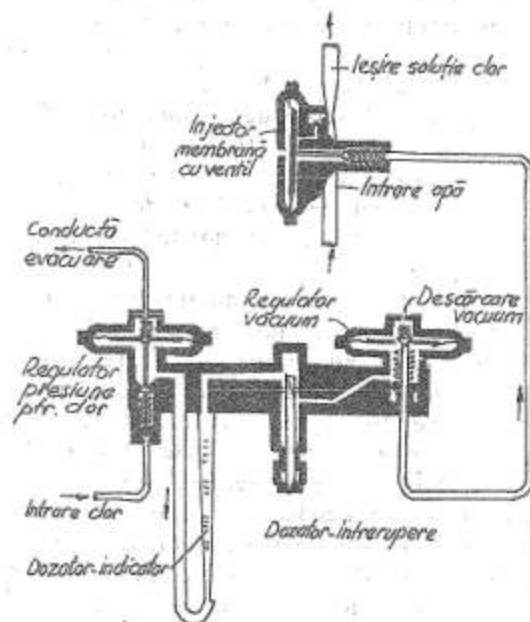


Figura 8.11. Clorator cu vacuum

Capitolul 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 universale 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 procedeele 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 procedeele 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. Imprăștiere 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 ca 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 activat recirculat, nămol activat în exces, peliculă biologică);
- nămol amestecat (mixt), rezultat din amestecul de nămol primar cu nămol activat în exces (soluție frecventă în cadrul stațiilor de epurare urbane);
- nămol de precipitare, rezultat din epurarea fizico-chimică a apei uzate prin adăos 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 activat 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 procedeu 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 - 1990) 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 $150 \text{ dm}^3/\text{loc}\cdot\text{zi}$. 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 %	Umidi-tatea %	Cantit. de nămol dm ³ /loc·zi
	a.	b.	c.	d.	$\frac{a \cdot 100}{c \cdot 1.000}$
A. Nămol proaspăt					
1. din decant. primare	54	38	5 - 10	90 - 95	0,72
2. din decant. secund. după bio-filtre	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

Tabelul 9.2 (continuare)

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 comportare 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 activat) culoarea variază de la galben - brun, brun - cenușiu la brun închis în funcție de speciile bacteriene predominante. Mirosul nămolului activat proaspăt, bine aerat, este un miros slab, de humus; nămolul activat 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 activat 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 m³/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/m³, nămolul activat în exces are valori mai mici, în jur de 1,001 t/m³, iar după îngroșare, 1,003 t/m³. 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/cm⁶;

P - diferența de presiune aplicată în laborator, în dyn/cm²;

A - suprafața de filtrare, în cm²;

η - viscozitatea dinamică a filtrului (la temperatura probei), în g/cm·s;

c - concentrația de solide în turtă pe unitatea de volum, în g/cm³, care variază în funcție de umiditatea inițială (U_i) și cea finală (U_f) a probei.

Se calculează cu relația:

- pentru nămoluri ușor filtrabile:

$$c = \frac{(100 - U_i)(100 - U_f)}{100(U_i - U_f)} \quad (9.3)$$

- pentru nămoluri greu filtrabile la care umiditatea finală este apropiată de cea inițială: $c = \frac{100 - U_i}{U_i}$ (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 cm³, cu umiditatea inițială (U_i) și temperatura cunoscută. Se așază 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 $r = 10^{12} - 10^{13}$ cm/g, care cuprind nămolurile urbane brute și fermentate;

- nămoluri cu filtrabilitate medie, cu $r = 10^{10} - 10^{12}$ cm/g, aici grupându-se de obicei nămolurile industriale;
- nămoluri ușor filtrabile, cu $r \leq 10^{10}$ 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:

$$PC_n = SV \cdot 44,4 \quad (9.6)$$

în care:

- PC_n - 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 apă 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 cantitatea de substanțe solide totale din nămolul respectiv. Pentru a determina partea organică (volatilă) a rezidului 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 procedurilor 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 prelucurează 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 apă, iar din punct de vedere chimic, predomină hidrocarbații, grăsimile și proteinele. Studiile experimentale privind fermentabilitatea nămolurilor, au pus în evidență următoarele cantități de gaze:

- hidrați de carbon - $0,790 \text{ Nm}^3/\text{kg}$ cu o compoziție 50% CH_4 și 50% CO_2 ;
- grăsimi - $1,250 \text{ Nm}^3/\text{kg}$ cu o compoziție 68% CH_4 și 32% CO_2 ;
- proteine - $0,700 \text{ Nm}^3/\text{kg}$ cu o compoziție 71% CH_4 și 29% CO_2 .

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 $0,85 - 1,0 \text{ Nm}^3/\text{kg}$ materii solide organice reduse (degradate). Dacă se consideră materia organică din nămolul proaspăt, atunci producția poate fi estimată la $0,4 - 0,7 \text{ Nm}^3/\text{kg}$ materie organică introdusă în bazin spre fermentare [22].

Cantitățile de acizi volatili trebuie să fie de circa $500 \text{ mg}/\text{dm}^3$ (sub $2.000 \text{ mg}/\text{dm}^3$ și peste $300 \text{ mg}/\text{dm}^3$, calculate în acid acetic). La valori mai mari de $2.000 \text{ mg}/\text{dm}^3$, 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. PROCESE 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 unor ansambluri de populații bacteriene care, în anumite condiții de mediu (pH, temperatură, etc.), descumpan materiilor organice din nămol prin procese de oxido-reducere biochimică în molecule simple de CH_4 , CO , CO_2 și H_2 , care la rândul lor, formează, în amestec, gazul de fermentație sau biogazul combustibil ce are o putere calorică de circa 5.000 kcal/Nm^3 .

Procesele biochimice și microbiocimice ce stau la baza degradării materiilor organice sunt extrem de complexe și încă insuficient cunoscute, această situație datorându-se

necunoașterii complete a modului de degradare (mineralizare) a compușilor organici complecși și insolubili. Spre deosebire de procesele aerobe de fermentare, în cazul degradării anaerobe participă un număr și o mare densitate de microorganisme aerobe și anaerobe la transformarea materiilor organice în produși finali, nepoluanti. Acest proces poate fi considerat ca un procedeu de condiționare a nămolului, având în vedere modificarea structurii cu consecințe favorabile asupra filtrabilității lui. În același timp, prin fermentare sunt distruse parțial bacteriile patogene, ouăle de helminți etc., motiv pentru care acest procedeu de tratare a nămolurilor a cunoscut o largă aplicabilitate. Totuși, cercetările efectuate în Elveția, în perioada 1960 - 1980, privind valorificarea nămolului fermentat ca îngrășământ agricol, au pus în evidență că solurile au fost contaminate cu *Salmonelae*. În aceste condiții, în anul 1981, Guvernul Federal a promulgat o lege care impune utilizarea în agricultură a nămolului fermentat, cu restricția că în compoziția lui să nu conțină mai mult de 100 enterobacterii/gram de nămol, indicator ce nu se poate atinge decât prin pasteurizare, la temperatura de 60 - 56°C, operație prealabilă procesului de fermentare anaerobă.

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 și/sau aerobe, care transformă, prin hidroliză, substanțele organice complexe (hidrații de carbon, proteine, grăsimi) în substanțe organice mai simple (acizi organici inferiori, alcoolii etc.) cu ajutorul enzimelor extracelulare; în cazul în care materialul organic de degradat este format, în principal, din molecule cu rezistență crescută la reacțiile de hidroliză, această parte a procesului poate determina viteza de reacție pe ansamblul lui;

- obligat anaerobe care utilizează ca hrană moleculele mai simple de substanțe organice și cu ajutorul enzimelor intracelulare sunt transformate în compuși simpli și inofensivi mediului: metan, dioxid de carbon etc.

Rezultă că fermentarea anaerobă este un proces ce se desfășoară în două faze:

- a. - faza de lichefiere (stadiul nemetanogen sau de acidogeneză) a substanțelor organice complexe și de formare a acizilor volatili și a acetajilor cu molecule mai simple;
- b. - faza de gazeificare (stadiul metanogen) în care se continuă conversia produșilor din prima fază în gaze (metan și dioxid de carbon).

În prima parte a stadiului nemetanogen (hidroliza), moleculele mai mari ale biopolimerilor, ce formează substanța organică din nămol, sunt scindate (lichefiate) în unități mici, accesibile microorganismelor. În a doua parte a acestui stadiu de fermentare (acidogeneza), moleculele mici solubile obținute în faza de hidroliză sunt transformate prin mecanisme variate dependente de structura compusului și de microorganismul implicat, în acizi grași volatili - AGV (acetic, lactic, propionic etc.), compuși neutri (etanol), gaze (CO_2 și H_2S , amoniac) și apă. Microorganismele care concură la faza acidogeneză au un timp de generare foarte scurt în comparație cu cele specifice fazei metanogene.

În subfaza de acetogeneză are loc, sub acțiunea bacteriilor acetogene, transformarea AGV în acid acetic, hidrogen molecular și dioxid de carbon.

Hidrogenul ce apare în procesul de metanogeneză nu este detectabil decât foarte rar, deoarece el este rapid și preferențiat oxidat de bacteriile metanogene cu reducerea CO_2 la CH_4 . Dacă H_2 nu este oxidat pe această cale, atunci se va

acumula un amestec de produși intermediari care pot inhiba descompunerea și utilizarea substratului prin modificarea pH-ului.

Schematic, cele două faze, sunt redată în figura 9.1.

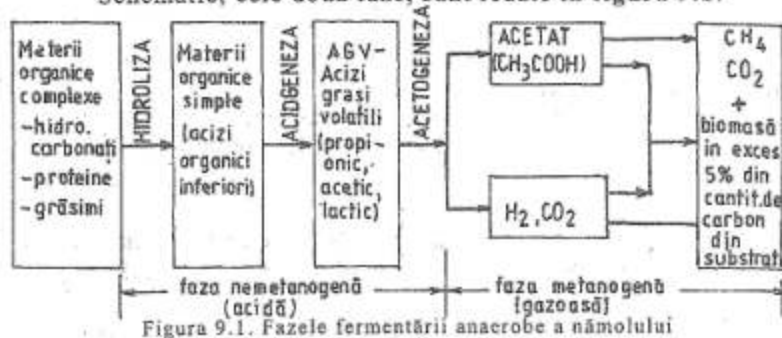


Figura 9.1. Fazele fermentării anaerobe a nămolului

Din figura 9.1 rezultă că prin metanogeneză energia conținută în substanța organică va fi extrasă anaerob într-un procent ridicat, în care metanul constituie sfârșitul unei reacții în lanț și reprezintă un purtător de energie utilizabil din punct de vedere termic. Microorganismele anaerobe vor folosi doar 5% din energie pentru înmulțirea lor, astfel că excesul de biomasă este neglijabil (Trosch, W. - 1992).

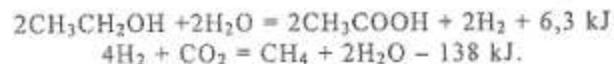
În opoziție cu aceasta, în cazul fermentării aerobe, microorganismele care catabolizează aceste transformări, vor consuma în întregime energia conținută în substanța organică și o vor transforma în căldură, precum și în energia necesară înmulțirii microorganismelor, deci cu exces de biomasă apreciată la circa 50% din cantitatea de carbon din substrat. Energia termică nu poate fi utilizată tehnic decât în cazuri cu totul particulare și aceasta duce la creșterea entropiei lichidului prelucrat. De asemenea, biomasă în exces va trebui prelucrată și reintrodusă în circuitul natural.

O importantă contribuție în domeniul microbiologiei anaerobe a fost adusă de Bryant și colab. (1967 - 1979) și anume că hidrogenul reprezintă un factor important ce poate controla procesul de fermentare anaerobă. De asemenea, acest colectiv a concluzionat că organismele acetogene și metanogene trăiesc într-o simbioză perfectă și implicate direct în proces, eliminând teoria inițială conform căreia acționează o singură grupă de microorganisme (Methanobacillus omelianskii).

Conform teoriei lui V.L. Omeleanski (1902), prin care fermentarea metanică este atribuită unui singur microorganism, relația transformărilor chimice era de forma:



dar de fapt procesul se desfășoară în două faze, fiecare cu câte o grupă de microorganisme, adică:



În concluzie, căile de producere a metanogenezii, pot fi:

- prin reducerea CO_2 : $\text{CO}_2 + 4\text{H}_2 = \text{CH}_4 + 2\text{H}_2\text{O}$;
- prin degradarea acidului acetic: $\text{CH}_3\text{COOH} = \text{CH}_4 + \text{CO}_2$

Această a doua cale corespunde unei producții de circa 70% de gaz metan (Dégrémont - 1989).

Bacteriile metanogene au o viteză lentă de creștere, de 5 - 6 ori mai mică decât a celor nemetanogene, ceea ce conduce, în condițiile practice ale epurării anaerobe metanice, la viteze maxime de creștere a biomasei de circa 0,3/zi (Lawrence A, 1969). Se pare că bacteriile metanogene sunt foarte primitive, totuși caracteristicile lor nu sunt total cunoscute. În anul 1977 un grup de specialiști de la NASA au emis ipoteza că aceste

bacterii ar fi primele organisme apărute de Pământ cu aproape 3,5 mil. ani în urmă (Topală N - 1979).

Prin metode adecvate de măsurare (Negulescu M. - 1987) au fost obținute valori de $10^6 - 10^8$ bacterii metanogene raportat la 1 ml de suspensie de nămol fermentat, număr apropiat de cel al bacteriilor anaerobe nemetanogene.

Pentru creșterea și multiplicarea bacteriilor metanogene este necesar un potențial redox scăzut, de -400 până la -500 mV și un pH optim de 7,0 - 7,5, cu valori limită de 6,6 - 8.

Cercetările recente asupra procesului de bioconversie a materiilor organice au pus în evidență căi de stimulare a procesului de fermentare prin factori exogeni. Astfel, adaosurile de medii nutritive pentru bacterii, au condus la sporirea producției de metan cu 10 - 15% (Ghederim, V. - 1984)

Din cele prezentate, rezultă că este absolut necesară cunoașterea microbiologiei pentru a se putea asigura o aplicare optimă a procesului de fermentare anaerobă, altfel, procesul în reactor se va desfășura necontrolat, reactorul putând fi considerat ca o "cutie neagră", numai după eșecul procesului putându-se stabili cauzele acestuia.

Pentru a preveni aceste eșecuri, se recomandă să se efectueze studii și cercetări experimentare prealabile în laborator sau în stații pilot. Se analizează cinetica procesului de fermentare anaerobă eprimată prin producția de gaz pentru o probă de nămol în condiții statice de funcționare (fără alimentare continuă). Se observă, din figura 9.2. că procesul de fermentare, la o temperatură de lucru de exemplu de 30°C, tinde asimptotic spre durate mari de fermentare, dacă se urmărește captarea totală a gazului, ceea ce este total neeconomic din punct de vedere a capacității reactoarelor.

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, de conversie a materiilor organice rămase a fi degradate în reactor. Durata minimă care trebuie avută în vedere este de 12 zile. Forma acestei curbe este asemănătoare cu cea a dezvoltării bacteriilor care participă la proces. În cazul experimentărilor efectuate în condiții dinamice (cu alimentare continuă) se poate evita timpul de pornire (de amorsare a procesului) prin folosirea de nămol inoculat cu bacterii metanogene sau prin amestecul nămolului proaspăt cu cel fermentat, adică prin recircularea nămolului din reactor.

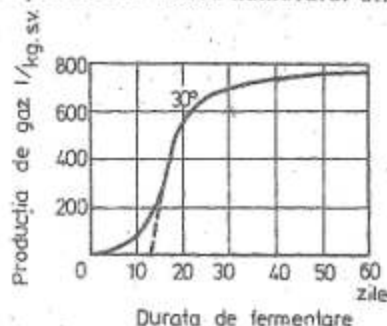


Fig. 9.2. Variația producției de gaz în funcție de durata de fermentare

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 (umiditate 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 mici 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 ca 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) și a unor substanțe organice în concentrație mare (alcool metilic, etilic, propilic, benzen etc.) toate acestea producând dereglări în fermentarea nămolurilor.

Influența pH-ului asupra procesului este deosebit de

importantă, valorile optime fiind cuprinse în intervalul 6,8 și 7,6, interval în care producția și 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 m³ 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 9.3 rezultă că încărcările până la 4,8 - 5,0 kg SV/m³·zi reprezintă valori maximele ce nu trebuie depășite și cărora le corespund o durată de fermentare de până la 20 zile (timp de retenție hidrolică).

Influența temperaturii este arătată în figura 9.4 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°C, în care acționează bacteriile mezofile;
- fermentare cu temperaturi ridicate, de 50 - 60°C, specifică bacteriilor termofile.

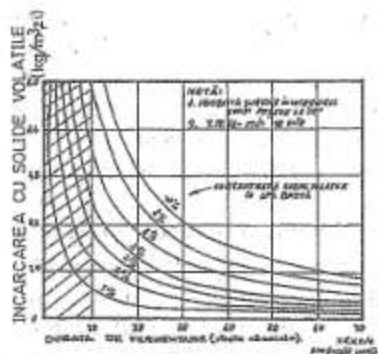


Figura 9.3. Variația încărcării organice în procesul de fermentare în funcție de durata de fermentare pentru diferite concentrații a substanțelor solide din nămol

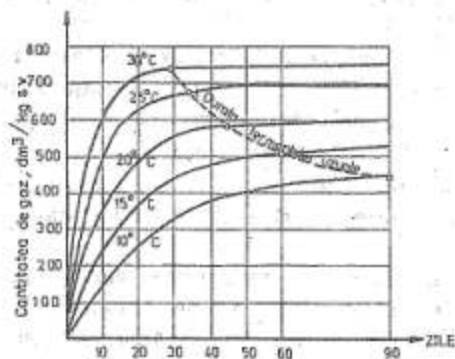


Figura 9.4. Influența temperaturii asupra duratei de fermentare și asupra producției de gaz

În funcție de activitatea diferitelor feluri de bacterii metanice care acționează în procesul de metanogeneză și fermentarea respectivă se va numi crioofilă, mezofilă sau termofilă.

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.

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 "copt", 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 9.5. este dată o fosă septică pentru 100 locuitori, în două variante: din beton monolit și din prefabricate de beton.

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 9.6, 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 $0,8 \text{ dm}^3/\text{loc-zi}$ 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%.

Decantoare cu etaj (Imhoff) îndeplinesc rolul de decantare 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.

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 debarasează la partea de sus a laturei tringhiului ce constituie jgheabul 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.

Iazuri de nămol, numi-te și lagune se amplasează în depresiuni naturale (foste cariere de nisip sau de cărămidă etc.) unde adâncimea este mai mare de 2,0 m, astfel încât să se creeze cât mai mult spațiu pentru nămol. În aceste iazuri se introduce nămolul pentru fermentare, deshidratare sau depozitare finală pe termen nedefinit. Această soluție, din motive igienice și de protecția mediului este mai puțin recomandată la fermentarea nămolurilor, în schimb este frecvent aplicată pentru deshidratarea lor naturală. La proiectarea acestor iazuri se recomandă o încărcare de 20 kg materii solide din nămolul proaspăt la $1,0 \text{ m}^3$ de lagună (Nemerow - 1983).

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 9.7) 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.

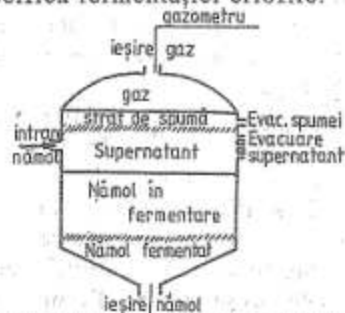


Figura 9.7. Instalație de fermentare de mică încărcare

Periodic se evacuează apa de nămol și spuma pentru a mări zona activă de fermentare.

2 - Schema de mare încărcare într-o treaptă (figura 9.8) 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.



Figura 9.8. Instalație de fermentare de mare încărcare

Alimentarea și evacuarea este continuă, amestecul este omogen și se elimină supernatantul.

3 - Schema de fermentare în două trepte (figura 9.9), se caracterizează prin faptul că primul fermentator este încălzit la temperatura de 30 - 35°C, masa de nămol este într-o continuă mișcare - agitare, 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 treptata 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.

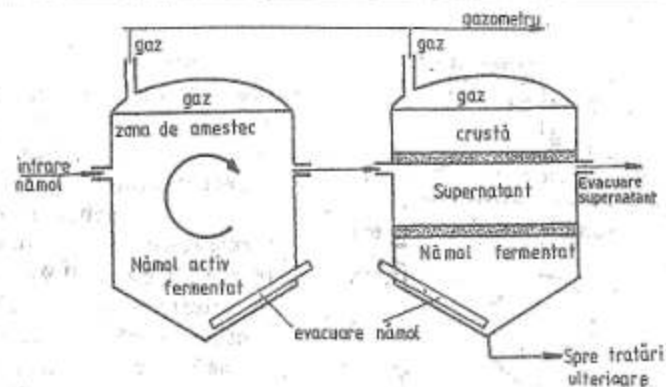


Figura 9.9. Instalație de fermentare în două trepte

4 - Schema de fermentare de contact (figura 9.10) este asemănătoare schemei precedente, cu deosebire că aici nămolul fermentat din treapta a doua este recirculat în prima treaptă pentru însămânțarea nămolului proaspăt. Schema lucrează analog treptei biologice cu bazine de aerare și în prezent nu cunoaște o răspândire prea mare.

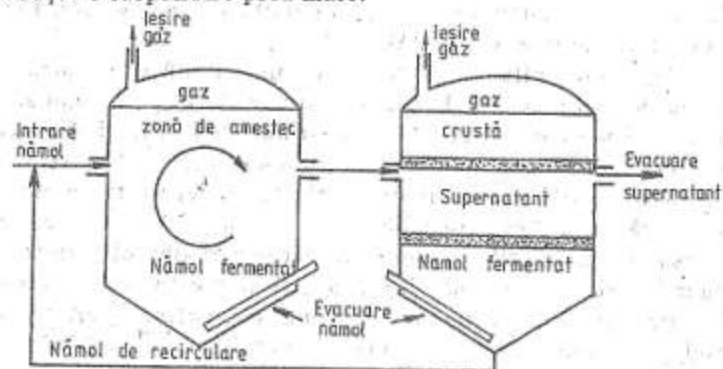


Figura 9.10. Instalație de fermentare de contact în două trepte

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.

Forma constructivă a digestoarelor este de obicei circulară, raportul dintre diametru și înălțime fiind cele arătate în figura 9.11, 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 250, 500, 750, 1.000, 1.500, 3.000, 4.000 și 6.000 m³.

Forma de rezervor din fig. 9.11 a fost stabilită în urma studiului privind obținerea 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 9.11, spre deosebire de forma cilindrică, permite montarea în vârful conului a instalațiilor de distrugere a crustei 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 plăcilor tronconice inferioare și superioare cu zona cilindrică, zone unde intervin tensiuni suplimentare periculoase care pot afecta etanșeitarea 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.

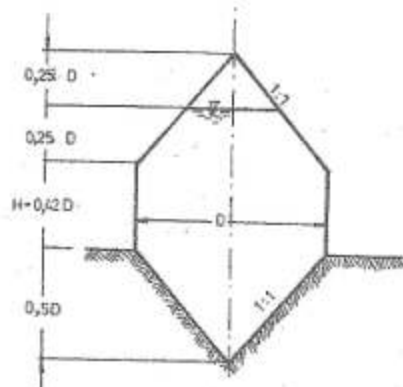


Figura 9.11. Elemente geometrice ale rezervoarelor de fermentare

În figura 9.12 se prezintă o evoluție a formelor constructive care în afara siguranței statice și garantarea etanșității au adus îmbunătățire funcțională prin realizarea unor pereți interiori netezi, fără puncte unghiulare, care asigură o mai bună omogenizare a nămolului. Se are în vedere ca forma structurală a rezervoarelor să îmbrace aspectul hidraulic de amestec și omogenizare în condițiile existenței unei distribuții optime a eforturilor în structură. Pentru a evita existența de zone cu nămol stagnat, se recomandă ca raportul dintre diametru și înălțimea coloanei de nămol înmagazinate, adică D/H , să fie mai mare de 0,7.

Formele noi au la bază procedeul precomprimării pe două direcții în scopul eliminării fenomenului de fisurare și sporire a durabilității. Până la capacități de fermentare de 3.000 m^3 se

recomandă forma constructivă clasică, denumită cilindru - conoidală dacă condițiile tehnice ale terenului de fundații sunt bune. Această soluție constructivă se poate aplica și pentru capacități mai mari, până la 4.000 m^3 , cu recomandarea ca să se acorde o atenție deosebită zonelor frunte (inele de îmbinare) unde se aplică precomprimarea inelară cu fascicule posttânse a plăcii curbe cilindrice.

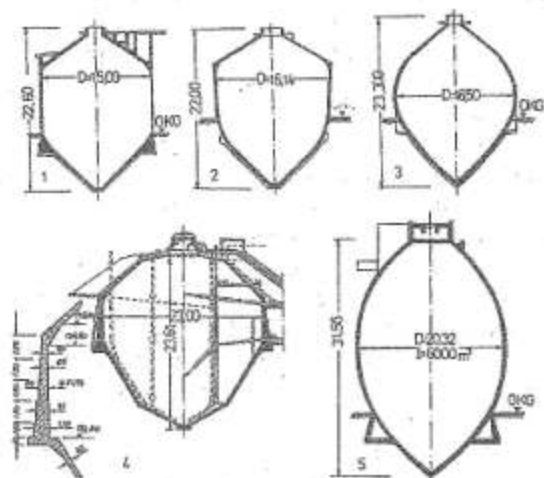


Figura 9.12. Forme constructive ale rezervoarelor de fermentare
1-formă clasică (cilindru - conoidală); 2-cu membrană cilindrică inferioară alungită; 3-fără puncte unghiulare; 4-cu segmente liniare (6.100 m^3); 5-în formă ovoidală (6.000 m^3)

Formele noi de rezervoare rezultă din studiul suprafețelor de rotație, linia meridianei modificându-se continuu, iar din punct de vedere a execuției lor, precomprimarea întregului ansamblu, constituie singura alternativă economică. La

proiectarea stației de epurare a municipiului București, pentru fermentarea anaerobă a nămolurilor, s-au prevăzut 5 rezervoare cu capacitatea de 8.000 m³/buc., structura rezervorului fiind axial simetrică de formă ovoidală alcătuită din plăci plane și curbe precomprimate pe două direcții. Diametrul maxim este de 12,0 m, iar înălțimea totală de circa 34 m. Deoarece forma constructivă imprimă un aspect 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 [20]. De obicei se alege două rezervoare de aceeași capacitate, între care se prevede o construcție specială numită cameră de manevră. Aici sunt montate pompele de recirculare a nămolului, schimbătoarele de căldură, numeroase vane de manevră, echipamentul de control al fermentării, echipamentul electric de control, recuperatoarele de căldură, etc. Această cameră trebuie să fie bine ventilată și prevăzută cu sisteme automate de alarmă la apariția 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:

a) distrugerea capacului (stratului) plutitor care se formează la suprafața nămolului prin ridicarea materialului ușor care nu fermentează (substanțe fibroase, păr, lemn, material plastic etc.) care împiedică trecerea gazului spre captatorul de gaz și, în același timp, ocupă o parte din volumul util;

b) recircularea și omogenizarea nămolului proaspăt cu cel fermentat, cel cu temperatura mai mare cu cel cu temperatura mai joasă;

c) încălzirea spațiului de fermentare sau încălzirea nămolului proaspăt;

d) 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;

b) trimiterea de nămol proaspăt, sub presiune, deasupra crustei care o antrenează în masa nămolului;

c) insuflare de gaz rezultat în timpul fermentării, sub formă de crustă care o distruge și apoi se scufundă. Gazul se poate folosi și pentru recircularea nămolului în interiorul bazinului, folosind în acest scop,

instalări speciale tip antiex (la un raport de gaz metan-aer de 1:5 - 1:15, acest amestec poate exploda);

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 montate la partea superioară a cuvelor, 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 clice acționată

de un electromotor așezat deasupra acoprișului. Această soluție are capacitatea de a vehicula zilnic 1 ... 3 ori volumul din interiorul rezervorului. Când amestecarea - omogenizarea se realizează cu pompe de recirculare, la stabilirea caracteristicilor acestor electropompe se recomandă ca zilnic să se recircule nămol aspirat de la 2 ... 3 niveluri (în funcție de capacitatea cuvei), timp de 10 - 16 ore, astfel încât să se recircule de 1 ... 2 ori volumul cuvelor.

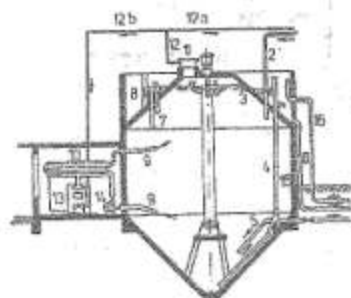
Încălzirea spațiului de fermentare care să asigure condiții de fermentare mezofilă se face prin încălzirea nămolului folosind mai multe procedee, ele fiind asociate, în prezent, cu preîncălzirea nămolului. Ca agent termic se folosește apa caldă sau vaporii de apă. După modul de încălzire a nămolului, 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 de manevră 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 de manevră) al nămolului produce, în același timp, omogenizarea prin amestec, precum și recircularea lor cu ajutorul pompelor centrifugale.

b) 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 m/s (viteza nămolului va fi de 1,0 - 1,5 m/s).

În figura 9.13 se arată un rezervor de fermentare de mare încărcare echipat cu instalațiile de amestec, încălzire, inclusiv conductele necesare exploataării procesului.

Figura 9.13. Instalațiile aferente unui rezervor de fermentare de mare încărcare

1 - amestecător; 2 - conductă pentru introducerea nămol proaspăt; 3 - conductă pentru evacuarea crustă; 4 - conductă pentru evacuarea nămolului fermentat; 5 - conductă pentru evacuarea nămol de pe fund; 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 9.14).

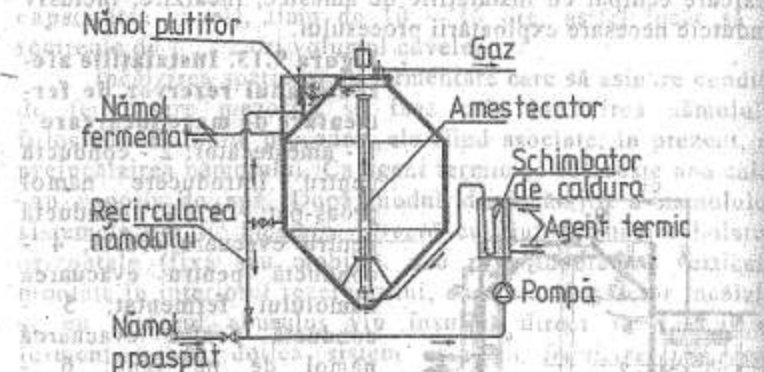


Figura 9.14. Rezervor de fermentare de mare încălzire cu conductele montate în exterior.

În cazul când schimbătorul de căldură se montează în interiorul rezervorului (figura 9.15), recircularea se efectuează numai cu pompe, lipind tubul de amestecare din centrul rezervorului; restul de conducte arătate în figura 9.13 rămân cu aceleași obligații de funcționalitate.

După cum se observă din figurile 9.13 și 9.15 conductele de nămol sunt plasate la diferite niveluri, în funcție de scopul lor. Conducta de acces a 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 și îl descarcă în exterior pe la partea superioară a rezervorului.

Evacuarea nămolului se realizează de obicei prin diferența de presiune hidrostatică, creându-se și posibilitatea evacuării cu

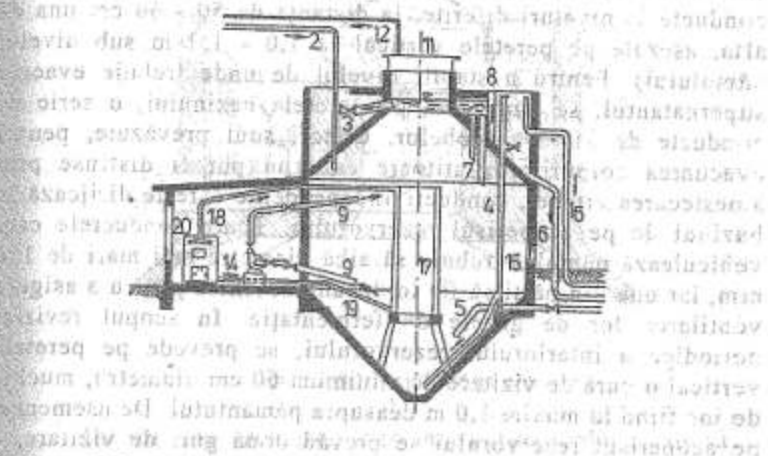


Figura 9.15. Rezervor de fermentare de mare încălzire cu schimbător de căldură alcătuit din pereți dubli montat în interior.

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 - doversor; 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 prea - plin; 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.

ajutorul pompelor de recirculare. De regulă, cele două conducte (de alimentare și de evacuare) sunt cu diametri egali, în felul acesta se asigură un nivel constant al nămolului în rezervor. 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 de vizitare de minimum 60 cm diametru, muchia de jos fiind la maxim 1,0 m deasupra pământului. De asemenea, pe acoperișul rezervorului se prevăd două guri de vizitare, a căror geamuri se curăță cu ajutorul unor ștergătoare de parbriz montate în interior, pentru a supraveghea modul 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 9.16). Pe conducta aceasta care dirijează gazul de fermentație (biogaz) spre gazometre și centrala termică, trebuie să se prevadă: o instalație de introdus mercaptan în biogaz, numită odorizator; o instalație de eliminare a hidrogenului sulfurat (purificator de H_2S); instalație de reținere a condensului și a eventualelor particule în suspensie; debitmetru de gaz.

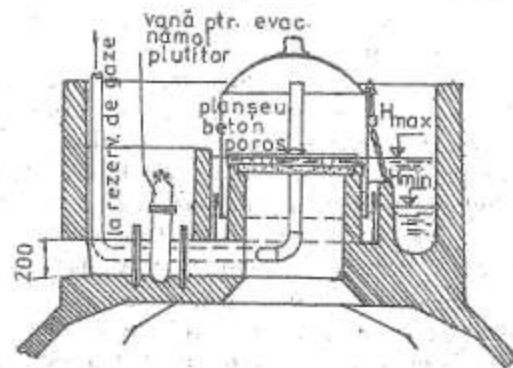


Figura 9.16. Captator de gaz

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 - 0,35 m H_2O .

Fermentarea nămolului în două trepte, recomandată în stațiile de epurare ce deservește localități cu peste 300.000 locuitori, are în vedere recuperarea unei cantități suplimentare de gaz și realizarea unui nămol îngroșat cu calități superioare 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 [24].

Rezervoarele de fermentare a nămolurilor sunt echipate cu aparate de măsură și control. Astfel, pentru măsurarea temperaturii nămolului proaspăt, 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 CO_2) 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. Ordonatorul conducător de proces, asigură automatizarea funcționării pompelor de recirculare în funcție de temperatura nămolului din rezervor și reglarea factorilor de mediu din interior în funcție de cantitatea și compoziția biogazului.

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 însămânțat cu bacterii metanice, având grijă să asigurăm o temperatură de $30 - 36^{\circ}C$. 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, 1990, 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 m^3/zi ;

V_2 - volumul nămolului fermentat existent în rezervor, care se consideră 1/3 din cel proaspăt, în m^3/zi ;

T_f - durata de fermentare (vârsta nămolului) care trebuie să fie mai mare de 12 zile (obișnuit 15 - 20 zile).

- După mărimea dozei de încărcare zilnică, volumul de fermentare rezultă din relația (recomandată de STAS 12272-91 - "Rezervoare de fermentare a nămolurilor la stațiile de epurare ale centrelor populate"):

$$V_f = \frac{G_0}{I_0} \quad (9.8)$$

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 $kgSV/m^3 \cdot zi$.

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.

Pentru utilizarea eficientă a rezervoarelor de fermentare, nămolul brut trebuie supus, în prealabil, unui proces de îngroșare.

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:

$$c_1 = Q_n \cdot c_s (T_i - T_n) \quad (9.9)$$

în care:

Q_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 $1Kcal/dm^3 \cdot grad$;

T_i - temperatura interioară în rezervor, care se recomandă de $33 - 35^{\circ}C$ (fermentare mezofilă);

T_n - temperatura nămolului proaspăt, în $^{\circ}C$ (vara se consideră $14 - 16^{\circ}C$, iar iarna $8 - 10^{\circ}C$).

Cantitatea de căldură necesară acoperirii pierderilor prin pereți, radier și acoperiș, în $Kcal/h$, va fi:

$$c_2 = (T_i - T_e) \cdot \sum k \cdot A \quad (9.10)$$

în care:

T_i - temperatura de lucru a fermentatorului, în $^{\circ}\text{C}$;

T_e - temperatura exterioară a mediului de contact în zonă respectivă (pământ, aer etc), în $^{\circ}\text{C}$ (iarna -15°C , vara $+16^{\circ}\text{C}$);

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 .

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, prin schimbătoare de căldură care folosesc, ca agent termic, apa caldă la temperatura de $55 - 70^{\circ}\text{C}$. 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. Se recomandă izolarea termică a rezervorului cu două rânduri de plăci din sticlă spongioasă de tip FOAMGLAS montate pe ringuri metalice și rostuite cu chit IZOCOR produs de GIP S.A. Protecția termoizolației se recomandă din tablă zincată de 1 mm grosime. Marea majoritate a rezervoarelor de fermentare existente, înregistrează pierderi de căldură destul de mari, deoarece materialele termoizolante sunt neperformante și sensibile la umezire, la care se adaugă lipsa termoizolării a radiatorului tronconic. 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. Pöpel - 1964, cantitatea maximă de gaz, în Nm^3/zi , se determină cu relația:

$$G_{\max} = 138 \cdot \sqrt{T \cdot G_0} \quad (9.11)$$

iar durata de fermentare, în zile, va fi:

$$T_f = 175 \cdot 10^{-0,03 \cdot T} \quad (9.12)$$

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 (9.11). În acest scop, în tabelul 9.5 sunt prezentate cantitățile specifice de gaz, în Ndm^3/kgSV , conform graficului din figura 9.4.

Tabelul 9.5.

Temperatura $^{\circ}\text{C}$	10	15	20	25	30
Producția maximă $\frac{\text{Ndm}^3}{\text{kgSV}}$	450	530	610	710	760
Prod. reală(90%) $\frac{\text{Ndm}^3}{\text{kgSV}}$	405	477	549	639	684
Durata de ferment.(zile)	90	60	45	30	27

Puterea calorică este de $5.500 - 5.900 \text{ kcal/Nm}^3$ gaz, iar cea utilizabilă la arzător este de $0,85 \cdot 5.500 = 4.750 \text{ kcal/Nm}^3$. În compoziția lui predomină metanul (70%) și dioxidul de carbon (30%), fiind un gaz combustibil care este echivalent din punct de vedere energetic cu $1,0 \text{ kg}$ cocs, $1,27 \text{ Nm}^3$ gaz de iluminat, $5,1 \text{ kWh}$, $0,56 \text{ kg}$ motorină sau benzină, $0,47 \text{ Nm}^3$ gaze naturale etc.

În funcție de numărul populației, se poate calcula cantitatea de gaz, unde capacitatea specifică de gaz se consideră de $14 - 20 \text{ Ndm}^3/\text{loc}\cdot\text{zi}$ pentru nămolurile provenite din epurarea mecanică. Imhoff apreciază o producție de $0,5 \text{ Nm}^3$ gaz/ $1,0 \text{ m}^3$ nămol fermentat, iar alți autori sunt de părere că producția maximă de gaz nu poate depăși valoarea de $0,5 - 0,55 \text{ Nm}^3/\text{kg}$ de materie organică solidă intrată în rezervorul de fermentare și ceva mai mult decât dublul acestei producții la $1,0 \text{ kg}$ de materie organică degradată.

Pentru înmagazinarea gazului de fermentație, se folosesc rezervoare speciale numite gazometre al căror volum 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 $200 - 350 \text{ mm H}_2\text{O}$ (figura 9.17).

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 $2,0 \text{ m}$, pentru a evita pătrunderea aerului în gazul captat care poate da loc la

explozii. Clopotul se protejează anticoroziv contra acțiunii dioxidului de carbon.

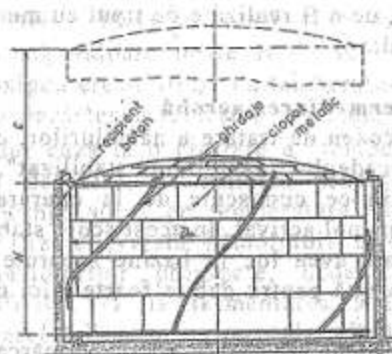


Figura 9.17. Rezervor de gaz

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 $0,7 \text{ Nm}^3$ gaz/ kWh (la o stație de epurare pentru 1.000 locuitori, rezultă conform datelor de mai sus, o putere de $1,8 - 2,6 \text{ kW}$, iar pentru bazinele de aerare aferente stației este necesară o putere de $1,2 - 1,6 \text{ kW}$, 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. În privința gazometrelor trebuie menționat că există în prezent tendința, din motive economice și de exploatare, de a fi realizate de tipul cu membrană elastică din cauciu special.

9.2.1.2. Fermentarea aerobă

Acest procedeu de tratare a nămolurilor, cunoscut și sub denumirea "procedeu de nămoluri stabilizate", are la bază procesele biochimice cunoscute de la epurarea biologică a apelor uzate cu nămol activat. În acest scop, stabilizarea aerobă a nămolului poate avea loc în bazine separate sau în bazine comune cu apa uzată pentru debite foarte mici ce urmează a fi epurată biologic.

Când procedeu 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 activat 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 procedeu de epurare cu nămol activat (I_{ON} = 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 activat 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 ouălelor 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 (primar, activat, 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 fermentație, 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 9.18 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.

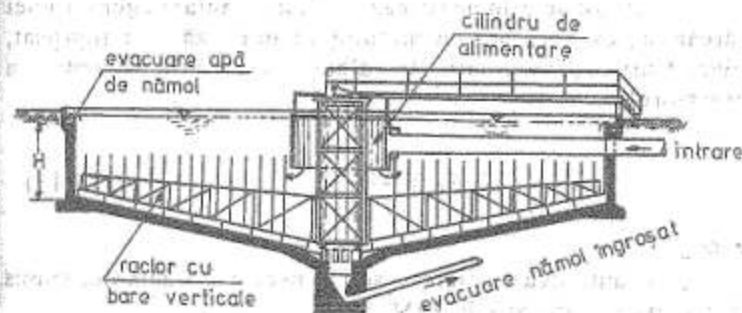


Figura 9.18. Îngroșător de nămol

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 neeconomic. 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 kgMTS/m ² ·h	Concentrația de solide în îngroșat (%)
Nămol primar	4,0 - 6,0	8,0 - 10,0
Nămol activat	1,0 - 1,2	2,5 - 3,0
Nămol de la biofiltre	1,5 - 2,0	7,0 - 9,0
Nămol primar + activat	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:

$$A_0 = \frac{Q_s}{I_s} \quad (9.13)$$

în care:

Q_s - cantitatea de materii solide uscate din nămolul supus procesului de îngroșare, în kgMTS/h;

I_s - încărcarea de suprafață cu solide a îngroșătorului, în kgMTS/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 9.19)[21].

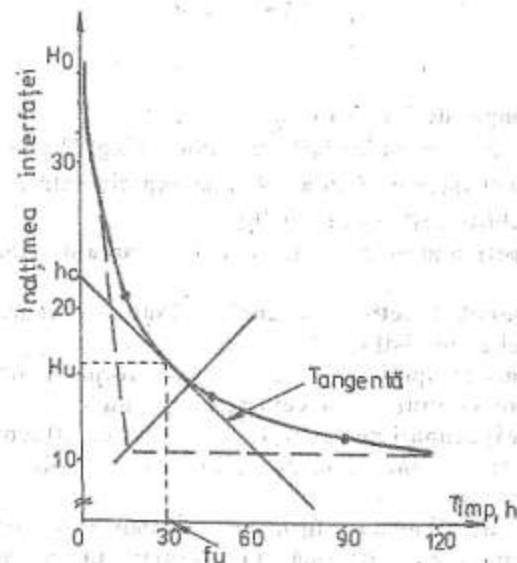


Figura 9.19. Metoda grafică pentru determinarea timpului de îngroșare, respectiv a ariei unitare

Din ecuația de bilanț a materiilor solide intrate și ieșite (îngroșate) din bazin, suprafața unitară a îngroșătorului, în m²·h/kgMTS se calculează cu relația:

$$A_u = \frac{t_u}{C_0 \cdot H_0} \quad (9.14)$$

iar suprafața totală orizontală a îngroșătorului va fi:

$$A_0 = Q \cdot A_u \cdot C_0 \cdot K \quad (9.15)$$

în care:

- t_u - timpul de îngroșare, în h;
- C_0 - concentrația inițială cu solide, în kgMTS/m³;
- H_0 - înălțimea inițială a coloanei experimentale, în m;
- Q - debitul influent, în m³/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 clarificare) formată din lichidul decantat care conține o concentrație scăzută de nămol; el se elimină prin jgheaburi perimetrice 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 radiatorul 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 alimnetare 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 compromite 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 destindere 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 materii 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 activat 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 activat în exces fiind în prealabil tratat cu floculanți. Ținând seama de viteza mare de rotație a echipamentului (de 6.000 rot/min), consumul de floculanți 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 pot 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 (deshidratarea 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. Autoagularia 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 ferros, sulfat ferros 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, cei 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 studiilor 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 $4,95 \cdot 10 \text{ dyn/cm}^2$; o durată de crăpare a turtei de până la 60 s indică o bună condiționare;

- timpul de aspirație 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 procedeelor de condiționare prealabilă, prinlutriere 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 $100 - 200^{\circ}\text{C}$, 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 9.20 se prezintă schema tehnologică a procedurii PORTEOUS din care rezultă principalele instalații 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

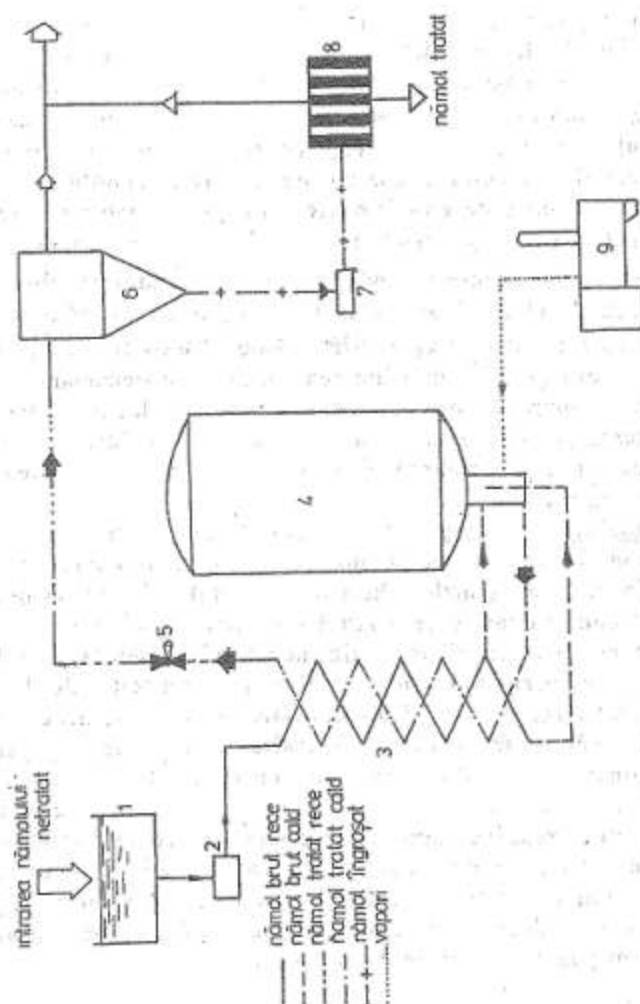


Figura 9.20. Schema instalației de condiționare termică a nămolului după procedeul Porteous
1 - bazin stocare nămol brut; 2 - pompă de mare presiune; 3 - schimbător de căldură; 4 - reacțor termic; 5 - vană de deschidere automată;
6 - bazin de stocare nămol tratat rece; 7 - pompă; 8 - filter presă; 9 - caran pentru prevenirea aburului

menționate, sunt: bazinul pentru stocarea nămolului proaspăt, schimbătorul de căldură în care nămolul proaspăt este preîncălzit de nămolul tratat, reactorul în care se realizează tratarea nămolului la temperatura de $100 - 200^{\circ}\text{C}$, 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 $3,0 - 4,0 \text{ kWh/m}^3$ nămol și de circa $1,5 \text{ dm}^3$ păcură/ m^3 nămol pentru prepararea aburului. Cantitatea de abur, ținând seama de pierderile de căldură din sistem, este de $60 - 70 \text{ kg abur/m}^3$ nămol. Cu toate neajunsurile de ordin energetic, condiționarea termică se recomandă a fi aplicată deoarece elimină mirosurile neplăcute, asigură sterilizarea nămolului prin distrugerea 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 rău, 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 $1,0 - 1,5 \text{ min}$, 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 elutriantul, 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 kgMTS/m^2 bazin-zi materii solide în suspensie uscate, sau $32,0 \text{ m}^3/\text{m}^2$ 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:

$$N = \frac{D-E}{E-W} \quad (9.16)$$

- pentru elutrierea în n trepte:

$$N = \sqrt[n]{\frac{D-E}{E-W}} - 1 \quad (9.17)$$

- pentru elutrierea în contracurent:

$$N = \sqrt[n]{\frac{D-E}{E-W} + 0,25} - 0,5 \quad (9.18)$$

în care:

N - raportul de elutriere care exprimă raportul volumetric între apa de spălare și apa de nămol;

D - alcalinitatea inițială a nămolului, în $\text{mg CaCO}_3/\text{dm}^3$;

E - alcalinitatea finală a nămolului elutriat, în $\text{mg CaCO}_3/\text{dm}^3$;

W - alcalinitatea apei de spălare, în $\text{mg CaCO}_3/\text{dm}^3$;

n - numărul spălărilor.

Pentru raportul cu valori 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 supraîncălcarea 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 apă.

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, filtre vacuum, filtre band + press, dispozitive cu șneck de tip Huber, Andritz sau Klein 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 drenant 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 (încărcarea 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 - 0,3 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 îmbrăcămîți impermeabile, 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 și sunt prevăzute cu clapete terminale sau cu vane de închidere pozate aparent; pentru cantități reduse de nămol, transportul se face prin jgheaburi cu secțiunea semicirculară. Din jgheaburi sau conducte de aducțiune a nămolului se ramifică la 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 m) deasupra stratului de nisip care are drept scop protejerea stratului drenant. În apropierea platformelor se prevede o sursă de apă pentru spălarea periodică a jgheaburilor și a conductelor.

În figura 9.21 se arată o platformă compartimentată cu garduri prefabricate din beton armat și varianta cu straturi drenante [89].

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 - 2,0 m/an, respectiv o productivitate de 80 - 100 kgMTS/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:

$$t_d = \frac{\eta \cdot R \cdot h^2 \cdot \rho_n (100 - W_i)(W_i - W_f)}{172,8 \cdot P(100 - W_f)} \quad (9.19)$$

unde:

t_d - timpul de drenare, în zile;

η - viscozitatea dinamică a nămolului, în g/cm·s;

h - înălțimea stratului de nămol de alimentare, în cm;

ρ_n - densitatea nămolului, în g/cm³;

$R = r \cdot 10^{-10}$, rezistența specifică convențională la filtrare a nămolului, în cm/g;

P - diferența de presiune, în g/cm², egală de obicei cu înălțimea stratului de nămol;

W_i - umiditatea inițială a nămolului, în %;

W_f - umiditatea nămolului la sfârșitul drenării, în %.

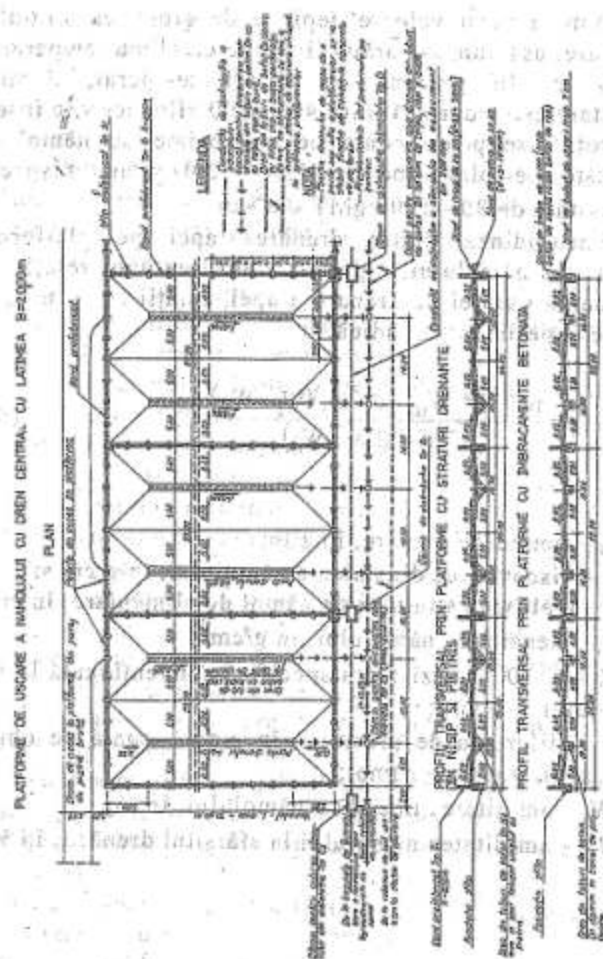


Figura 9.21. Platformă de uscare a nămolului cu straturi drenante și imbrăcămintă betonată

ni Durata de deshidratare prin drenare calculată cu relația (9.19) nu include durata încărcării, evacuării, curățării și aerisirii platformei. Pentru zonele călduroase, având $\Delta(E-p) > 0$ (în care E este evaporarea în mm/an și p - precipitațiile în mm/an), la relația (9.19) se adaugă un termen care exprimă volumul de apă ce se îndepărtează prin evaporare. Pentru rezistențe specifice de filtrare a nămolului de $(100-600) \cdot 10^{10}$ cm/g și umidități inițiale ale nămolului de 90 - 98%, durata de drenare rezultă de 1,8 - 5,0 zile, iar durata de evaporare este de 10 - 15 zile.

Pentru calculul suprafeței platformelor de nămol, se pot folosi mai multe metode, după cum urmează:

- După încărcarea în materii solide uscate pe unitate de suprafață de platformă pe timp de un an. În acest scop Burd - 1968, indică următoarele valori: nămol de la treapta primară 140 - 175 kgSU/m²·an; nămol de la treapta primară și secundară 110 - 150 kgSU/m²·an (după filtre biologice) și 75 - 150 kgSU/m²·an (după bazine cu nămol activat).

- După numărul populației deservită de stația de epurare, suprafața platformei, în m²/loc, se determină în funcție de cantitățile specifice de nămol fermentat (tabelul 9.2) și de încărcare anuală a platformei care, în medie, se poate considera de 1,80 m (la grosimea medie a unui strat de 0,20 m și la o durată de deshidratare de 30 zile, numărul de umpleri fiind de 9 ori/an, adică o dată în cele 8 luni călduroase și o dată în cele patru luni răcoroase. Pentru nămolul primar fermentat se apreciază o încărcare de 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 $m^3/m^2 \cdot an$ stabilită în funcție de soluția constructivă a stratului de susținere (tabelul 9.7).

Tabelul 9.7

Încărcarea	Umiditatea nămolului, %						
	98	96	94	92	90	88	
I_1 - kg SU/ m^2 și 30 zile	3,8	9,4	16,7	26,4	38,3	53,4	
I_2 - m^3/m^2 și an	1,85	2,3	2,7	3,2	3,8	4,4	
h_0 - cm	anotimp calduros	19	24	28	33	40	46
	perioadă răcoasă	33	38	46	56	60	72

Suprafața utilă a platformei, în m^2 , se calculează cu relația:

$$A_u = \frac{Q}{I_1} \quad (9.20)$$

în care:

Q - debitul nămolului ce urmează a fi supus deshidratării naturale pe platforme, în m^3/an ;

I_1 - încărcarea anuală a platformei, în $m^3/m^2 \cdot an$.

Relația (9.20) 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 minimum trei, în cazul stațiilor de epurare cu debit până la 5.000 m^3/zi , dotate cu decantoare cu etaj și de minimum 6 compartimente pentru stațiile de epurare dotate cu rezervoare de fermentare sau cu instalații de stabilizare aerobă, rezultă din raportul:

$$n = \frac{A_u}{A_1} \quad (9.21)$$

în care A_1 reprezintă suprafața utilă a unei parcele, în m^2 , care se impune în funcție de relieful terenului, astfel încât să se compenseze lucrările de terasamente (lungimea mai mică de 50 m când nămolul provine de la metantancuri și de max. 30 m când nămolul provine de la decantoare cu etaj) și de asigurare a intrării directe a utilajelor de încărcare și transport (lățimea sub 20 m).

Înălțimea digurilor sau a gardurilor prefabricate, care limitează și compartimentează platformele nu trebuie să fie mai mare de 1,0 m.

Dimensionarea platformelor de nămol, după metodele menționate, trebuie să aibă la bază datele experimentale rezultate din exploatarea unor instalații cu aceleași caracteristici și realizate în condiții similare. În lipsa acestora, se vor utiliza datele din tabelul 9.7, conform recomandărilor prevăzute în STAS 11565-90 "Platforme pentru uscarea nămolului fermentat din stațiile de epurare orășenești".

Umplerea cu nămol umed se face în câte un compartiment până la atingerea înălțimii h_0 (din tabelul 9.7), după care se trece la compartimentul următor.

În ceea ce privește drenajul, acesta se execută în stratul de susținere sub forma unor tuburi perforate din beton cu diametrul interior de 150 - 200 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 este indicat ca nămolul fermentat să fie în prealabil îngroșat. Se prevede un singur dren, când lățimea compartimentului nu depășește 10 m, în caz contrar se prevăd mai multe linii de drenuri în același compartiment.

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 mecanică (stactice 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 compresiune 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. 9.22) 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 tamburului în rezervorul în 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.

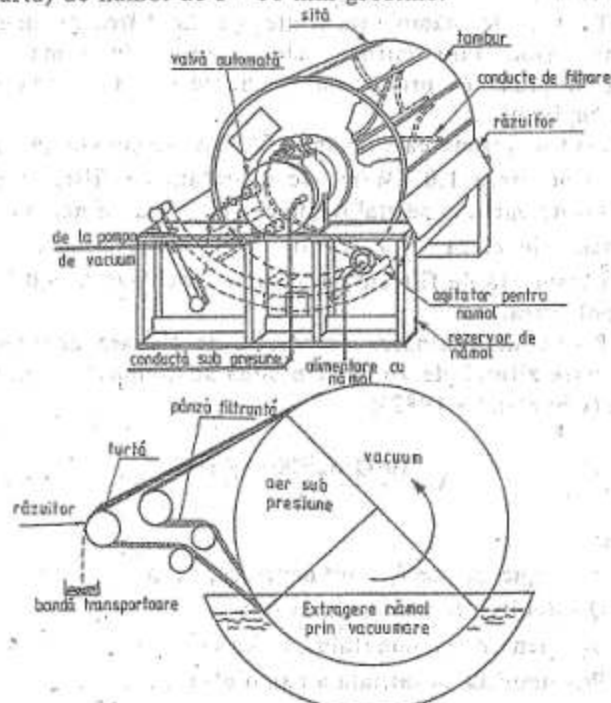


Figura 9.22. Vacuum filtru tip tambur

Vacuumul continuă și după ce cilindrul a ieșit din ouva de nămol, provocând absorbirea apei 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 turtei; 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. Desechivizarea sau adieș de la nămol de (sru) este

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.

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 $10,0 \text{ m}^3/\text{min}$ la 1 m^2 suprafață. Energia totală consumată de filtrele vacuum se apreciază la $6,0 \text{ kWh/m}^3$ de nămol filtrat.

Pentru determinarea suprafeței de filtrare necesară la o funcționare zilnică de 16 ore (în două schimburi), se utilizează relația (Ghederim - 1982):

$$A = \frac{10 \cdot Q \cdot \rho_n (100 - W_i)}{16 \cdot L_t} \quad (9.22)$$

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 asupra rezistenței specifice la filtrare și asupra coeficientul de compresibilitate - sau pe baza încercărilor în stația pilot, folosind următoarea relația:

$$L_t = 0,25 \cdot K \cdot \sqrt{\frac{P \cdot m \cdot \rho_f (100 - W_i)(100 - W_f)}{\eta \cdot R \cdot M \cdot (W_i - W_f)}} \quad (9.23)$$

în care:

K - factor de corecție privind datele experimentale (0,75);

P - presiunea de lucru, în mmHg;

ρ_f - densitatea filtrului, în g/cm^3 ;

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 activat și fermentat este de 5 - 10 $\text{kgSU/m}^2 \cdot \text{h}$, pentru nămol amestecat și fermentat de 20 - 25 $\text{kgSU/m}^2 \cdot \text{h}$ și de circa 30 $\text{kgSU/m}^2 \cdot \text{h}$ 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%, procedeuul 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 formă 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-zisă sau timpul de presare și durata de încărcare și descărcare a filtrului sau timpul auxiliar. Timpul de deshidratare propriu-zisă 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 [30]:

$$t_p = \frac{1,42 \cdot \eta \cdot R \cdot d^2 \cdot \rho_n (100 - W_f)(W_i - W_f)}{10^4 \cdot P(100 - W_f)} \quad (9,24)$$

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 decantare accelerată sub influența unui câmp centrifugal, mai mare de câteva 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 pereți 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 neadekvate pentru solide fine;

- centrifuge cu rotor cilindric, care produc, în general, în centrat limpede;

- centrifuge cu rotor cilindro-conic, care produc și turte bine deshidratate și centrat limpede.

Practica actuală indică, pentru nămoluri rezultate din epurarea apelor uzate, centrifuge cu rotor cilindro-conic cu raport între lungime și diametru (L/D) de 2 sau 3:1 și cu un unghi de înclinare relativ scăzut la partea conică. Pentru realizarea unui 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.

de presare în cazul filtrelor cu încălzire și descărcare manuală.

Eficiența procesului se exprimă în funcție de gradul de eliminare a substanțelor solide din nămol și se calculează cu relația:

$$E = \frac{S_t(S_i - S_c)}{S_i(S_t - S_c)} \cdot 100 \quad (9.25)$$

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 polielectroliti cationici, au pus în evidență un randament de recuperare de 87 - 97,7%, turte cu umiditatea între 37 și 42%, iar conținutul de suspensii în centrat a fost de 200 - 700 mg/dm³.

Deshidratarea mecanică pe filtru bandă - press. Acesta este un echipament construit și introdus frecvent 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 9.23).

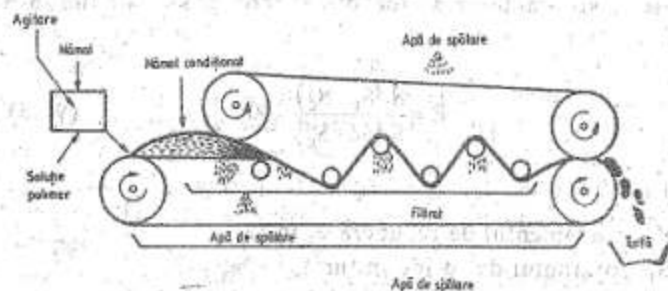


Figura 9.23. Filtru-presă cu bandă

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 4 - 6 bar. Consumul de energie este redus comparativ cu a procedeelor 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 [90].

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. activat proaspăt	0,5 - 4	12 - 32	1,0 - 6,0
Amestec năm. primar + năm. activat	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 conținutului de apă, 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: uscarea 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

U.P. Infanta

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 procedeul 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 captușit cu material refractar, cu axul puțin inclinat 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 suprafață de

contact suficient de mare, se recomandă fărâmișarea 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 lucru: 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 groasere, 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. Procedeu arderii nămolului pe pat fluidizat este cunoscut și sub denumirea de procedeu "Fluo-Solid".

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 hrănitore 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 (P_2O_5) 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 (K_2O) 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 [57].

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, nămol 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 freatice 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, igienistii consideră necesară o tratare suplimentară a nămolului (lichid sau deshidratat) în vederea dezinfectării 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 dezinfectie termică îl reprezintă și uscarea nămolului.

Dezinfectia 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, procedeu devine nerentabil dacă nu se dispune de izotopi radioactivi în cantitate suficientă și la preț redus [93].

O altă metodă de dezinfectie a nămolului este tratarea cu var în cantități care să asigure pH=12. Nici un alt material special nu este necesar pentru acest procedeu. Astfel, la stația de epurare de la Poitiers cu o capacitate de 140.000 locuitori echiv. (220 to. nămol/an) s-a aplicat acest procedeu prin utilizarea unei doze de 200 kg var nestins/to. nămol (20%), iar nămolul deshidratat (prin centrifugare, filtru bandă, filtru presă etc.), cu aspect de pastă lopotabilă, a devenit consistent, cu aspect de bulgări, cu un conținut în substanță uscată de 32-37%. Această eficiență se explică prin faptul că varul nestins (CaO) conduce la o reacție exotermă cu apa de nămol, fapt ce favorizează deshidratarea prin eliminarea unei părți din apă sub formă de vapori, precum și o dezinfectie corespunzătoare capabilă de a fi utilizat în condiții normale pe terenurile agricole.

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, se 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 gunoii menajere. Parte din umiditatea nămolului este trecută gunoiiului menajere, 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 (turba) 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 compoștează 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 calduros, 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 o 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, 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.

Procedul 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. Partea din amestecul nămolului este compusă din apă și din substanțe organice și anorganice. Partea din amestecul nămolului este compusă din apă și din substanțe organice și anorganice.

9.3.1. Aspecte legislative privind valorificarea nămolului în agricultură

Prin Legea Protecției Mediului nr. 137/1995 s-a stabilit cadrul legislativ global în cadrul căreia urmează să se emită ordine, directive și instrucțiuni specifice pe domeniu, între care se va detalia și problema reciclării nămolurilor provenite de la stațiile de epurare urbane în general și a valorificării în agricultură, în particular, în strânsă corelare cu parametri fizico-chimici ai nămolului, între care foarte important rămâne conținutul în apă, concentrația în substanțe organice biodegradabile, concentrația în metale grele și agenți patogeni. Aceste instrucțiuni devin absolut necesare în momentul de față, deoarece până la nivelul anului 1990 problema evacuării nămolului din stațiile de epurare din țara noastră nu era soluționată în nici un fel prin acordurile și avizele de funcționare. În prezent, în condițiile în care proprietatea privată asupra terenurilor în general, și agricole, în special, s-a stabilit prin lege, evacuarea nămolului pe terenuri trebuie să se facă conform unor norme tehnice și condiții legislative convenabile pentru stațiile de epurare și cu atât mai mult pentru deținătorii de terenuri. În acest context, livrarea nămolului către agricultori se va face în condițiile respectării actelor normative ce se referă la calitatea și controlul acesteia (Meglea, V., - Teză de doctorat, 1996).

Pentru a avea o vedere de ansamblu asupra acestei probleme, se vor prezenta unele aspecte legislative din țările cu mare experiență în acest domeniu, care vor servi ca elemente orientative la elaborarea normelor tehnice de depozitare și

are loc procesul de compostare propriu-zis, care se poate desfășura fie în grămadă (sau celule), fie după o 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 depozități 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, 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.

Procedul 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.

9.3.1. Aspecte legislative privind valorificarea nămolului în agricultură

Prin Legea Protecției Mediului nr. 137/1995 s-a stabilit cadrul legislativ global în cadrul căreia urmează să se emită ordine, directive și instrucțiuni specifice pe domeniu, între care se va detalia și problema reciclării nămolurilor provenite de la stațiile de epurare urbane în general și a valorificării în agricultură, în particular, în strânsă corelare cu parametrii fizico - chimici ai nămolului, între care foarte important rămâne, conținutul în apă, concentrația în substanțe organice biodegradabile, concentrația în metale grele și agenți patogeni. Aceste instrucțiuni devin absolut necesare în momentul de față, deoarece până la nivelul anului 1990 problema evacuării nămolului din stațiile de epurare din țara noastră nu era soluționată în nici un fel prin acordurile și avizele de funcționare. În prezent, în condițiile în care proprietatea privată asupra terenurilor în general, și agricole, în special, s-a stabilit prin lege, evacuarea nămolului pe terenuri trebuie să se facă conform unor norme tehnice și condiții legislative convenabile pentru stațiile de epurare și cu atât mai mult pentru deținătorii de terenuri. În acest context, livrarea nămolului către agricultori se va face în condițiile respectării actelor normative ce se referă la calitatea și controlul acestora (Meglei, V. - Teză de doctorat, 1996).

Pentru a avea o vedere de ansamblu asupra acestei probleme, se vor prezenta unele aspecte legislative din țările cu mare experiență în acest domeniu, care vor servi ca elemente orientative la elaborarea normelor tehnice de depozitare și

valorificare a nămolului rezultat din stațiile de epurare din România.

În Statele Unite ale Americii depozitarea nămolurilor este reglementată de Legea privind Recuperarea și Conservarea Resurselor și de Decretul pentru Apă Curată (Clear Water Act), aprobate de Congresul S.U.A. și aplicat în toate statele. În conformitate cu aceste legi Agenția pentru Protecția Mediului (Environmental Protection Agency - EPA), a editat Reglementările finale privind depozitarea nămolului, care din punctul de vedere al sănătății publice are în vedere existența a trei feluri de nămoluri:

- nămoluri brute nestabilizate, care, potrivit reglementărilor, nu se folosesc pe terenuri agricole, ci sunt îngropate, incinerate sau uscate la cald;
- nămoluri prelucrate prin digestie aerobică sau anaerobică, dezinfecție cu clor sau var, compostare și tratament termic, toate procesele urmărind reducerea agenților patogeni. După împrăștierea pe sol a nămolurilor respective, pășunatul este interzis timp de 6 luni, iar terenurile arabile nu se folosesc timp de 3 ani pentru recolte care vin în contact cu culturile ce sunt destinate consumului uman;
- nămoluri prelucrate pentru o nouă reducere a agenților patogeni și care nu au nici un fel de restricție privind folosirea în agricultură. Procedeele de tratare pentru această categorie de nămoluri, constau în iradiere la energii înalte sau procese termice de pasteurizare, tratare termică, digestie termofilă (50 - 55°C). De regulă în aceste nămoluri sunt adăugate anumite doze de îngrășăminte chimice. Nămolul se aplică pe teren din aprilie până în octombrie, prin incorporare în sol, dozele ajungând până la 70 t SU/ha, pentru terenuri cultivate cu porumb.

Ca regulă principală se urmărește să se evite contaminarea lanțurilor alimentare, astfel încât cerealele recoltate de pe terenurile pe care s-a administrat nămol să fie folosite numai la hrănirea animalelor.

La nivel european, valorificarea în agricultură a nămolului din stațiile de epurare urbane a făcut obiectul unei reglementări comune (Consiliul European - 1986) cunoscută sub denumirea Directiva CEE 86/278, care are rolul de a reglementa utilizarea nămolului în agricultură în așa fel încât să se evite efectele nocive asupra solului, vegetației, animalelor și omului, încurajând, totodată, utilizarea lui de către agricultori tocmai pentru a coordona legislația internă a țărilor componente, astfel încât să nu apară disfuncționalități în comercializarea produselor agricole.

Conform acestei Directive a CEE, nămolurile furnizate pentru agricultură trebuie să fie însoțite de un document în care să se precizeze:

- originea nămolului cu identificarea responsabilului pentru producerea și livrarea lui, inclusiv indicarea tehnologiei de tratare;
- caracteristica șarjei livrate, respectiv greutatea, starea fizică, conținutul în substanțe uscate, în elemente fertilizante și concentrația în metale grele;
- prescripții și recomandări de utilizare (doze), frecvența de aplicare în funcție de concentrația în metale grele).

Directiva 86/278 CEE, mai prevede, pentru protecție sanitară, ca nămolul să fie tratat pe cale biologică, chimică sau termică, prin stocaj pe termen lung sau prin orice procedeu care să conducă la reducerea semnificativă a puterii de fermentare, cât și a concentrației în agenți patogeni. Cu privire la modul de aplicare pe terenuri, se recomandă să se păstreze o distanță de 35 m față de puturi, surse de apă, aducțiuni și de 200 m față de

cursurile de apă dacă panta terenului este mai mare de 7%. Pentru pășuni și culturi furajere să se păstreze 30 zile între împrăștiere și recoltare, iar pentru terenuri destinate legumelor și fructelor proaspete să se respecte un an, dau nu mai puțin de 10 luni între împrăștiere și recoltare.

Se interzice aerospersiunea, cu excepția unor planuri speciale de aplicare a nămolului, iar în cazul nămolurilor solide sau sub formă de pastă este obligatorie incorporarea în sol în maximum 24 ore, în afara cazurilor de forță majoră.

Situația practicilor de producere și valorificare în agricultură a nămolurilor din câteva țări din Comunitatea Europeană se prezintă după cum urmează:

În Danemarca legislația privind depozitarea și valorificarea nămolurilor este decisă de autoritățile locale din domeniul sanitar. Regulile din celelalte țări scandinave au fost stabilite prin acte normative proprii, asemănătoare celor practicate în Danemarca. În general, în aceste țări din Nordul Europei, s-au promovat norme extrem de severe comparativ cu cele din Directiva CEE, de exemplu, anumite limite pentru metale grele fiind de zece ori mai mici. La nivelul anului 1979 legislația prevedea că nămolul poate fi aplicat pe sol numai după depozitarea lui timp de 6 luni, sau după o igienizare. Igienizarea era definită sub forma unei tratări termice la 70°C de 25 minute (pasteurizarea).

Nămolul trebuia stabilizat în așa manieră încât să nu producă mirosuri în timpul aplicării pe sol. Nu se permitea folosirea nămolului ca îngrășământ pentru recolte de fructe, legume sau vegetale destinate consumului uman fără prelucrare termică. Era interzisă împrăștierea sau pulverizarea nămolului pe teren și normele obligu, de asemenea, ca nămolul să

... să fie încorporat în sol într-un interval de 24 ore de la aplicare.

În Franța, pe baza normelor NF - U - 44 - 041 și a Regulamentelor Ministerului Sănătății, folosirea

nămolului în agricultură nu este permisă decât în urma procedurilor de tratare a căror eficiență vor avea în vedere modul de utilizare a terenului agricol în raport

cu cerințele sănătății umane și animale. Printre alte procedee se recomandă digestia termofilă anaerobă la

50 - 55°C. Este interzisă împrăștierea nămolului și de asemenea utilizarea pe terenuri cultivate cu legume,

indiferent dacă acestea sunt folosite proaspete sau gătitе. Un studiu al Ministerului Mediului arată că la

nivelul anului 1992, 60% din nămolul stațiilor de epurare era valorificat în agricultură.

În Germania reglementările cu privire la tratarea și valorificarea nămolului sunt departamentale și se

sprijină pe directive la nivel național. Restricțiile de utilizare a nămolului în agricultură au la bază normele

Comunității Europene. Dacă la început, în agricultură se utiliza numai nămolul de la stațiile de epurare de

mică capacitate, în prezent sunt valorificate, în procent de circa 54% și nămolurile din marile stații de

epurare urbane (Herbert Hruschka - 1996).

În Elveția standardul microbiologic este extrem de sever impunând pentru toate instalațiile cu o producție

de nămol mai mare de 50 to. SU/an, să se prevadă dezinfecția nămolului pe tot timpul anului. Această

cerință este considerată drept singura măsură capabilă să întrerupă ciclurile de salmoneloză între pășuni,

animale și om. De asemenea, se prevede ca în cazul folosirii nămolului în producția de furaje și în

horticultură, nămolul să conțină maximum 100

enterobacterii/gram. Ca un caz particular pentru localitățile turistice montane s-a interzis aplicarea de

nămoluri pe terenuri acoperite cu zăpadă sau înghețate, pentru a preveni poluarea zăpezii topite.

În Anglia, pe baza unor reglementări, sub formă de directive publicate în anul 1977 de către un Grup de

lucru privind depozitarea nămolurilor tratate pe teren, cele 10 Comisii regionale din Anglia, Tara Galilor și 9

Consilii regionale din Scoția au coordonat operațiile de depozitare a nămolului care prevedeau în esență că

nămolul brut poate fi folosit pe teren arabil dacă este încorporat în scurt timp sub brazdă pentru a evita

mirosul și dacă terenul este cultivat pentru recolte ce se conservă sau se gătesc înainte de consum. De

asemenea, nămolul poate fi folosit ca îngrășământ în păduri, cât și ca material de umplutură. Când se

folosește pe pășuni, ca măsură de protecție, trebuie ca timp de 6 luni după împrăștiere să fie interzis

pășunatul. În cazul când nămolul a fost supus unor procese de tratare corespunzătoare, după aplicare,

pășunatul poate începe la un interval de 3 săptămâni cu condiția de a se pasteuriza laptele de consum.

Conform statisticilor întocmite în anul 1992, din cantitatea totală de nămoluri rezultate din stațiile de

epurare, situația se prezenta astfel: 74% erau folosite în agricultură și ca material de umplutură, 23% a fost evacuat în mare și 3% incinerat.

Având în vedere prevederile legislative în continuă perfecționare la nivel mondial, asupra depozitării și valorificării nămolurilor, se impun unele precizări:

- fiecare stație de epurare poate oferi nămol care reprezintă o sursă de substanțe fertilizante pentru terenurile agricole limitrofe, în funcție de planta

cultivată, însușirile solului și agrotehnică aplicată; nămolul, ca substituent al îngrășămintelor chimice, are o valoare economică capabilă să compenseze cheltuielile de transport și de manipulare necesare punerii în operă. În consecință, pe lângă tehnologia specifică fiecărei stații de epurare este necesar să se dimensioneze depozitele intermediare pentru acumularea nămolurilor tratate și să se stabilească terenurile agricole ce vor fi amendate, în limita unei distanțe economice de transport pentru care cheltuielile sunt mai mici față de valoarea intrinsecă a substanțelor fertilizante conținute; dacă stațiile mici de epurare (până la 200 dm³/s) nu ridică probleme ecologice în ceea ce privește aglomerarea unor cantități mari de nămol, stațiile mari de epurare produc volume importante de nămol tratat și de aceea sunt necesare studii suplimentare pentru proiectarea unui lanț de reintegrare ecologică a nămolului în circuitul natural.

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.: "Filtração Biológica", XI, Cursos de Tratamiento De Aguas Residuarias, Revista DAB del Brasil, Nr. 55, 1964
4. BABBIT, H.E.; BAUMANN, E.R.: "Sewarege and Sewage Treatment", New-York, Ed. John Wiley and Sons Inc, London, Chappman and Hall Ltd, 1958
5. BEUNZA, GOMEZ, A.: "Metodo de la Fraccion Remanente para Estimar el Valor de las Constantes K y L₀ de la Curva de Demando Bioquimico de Oxigeno en su Primeró Etapo", Publicacion de la Universidad Nacional de Ingenieria, Lima, 1956
6. BOSSET, E.: "Eliminarea materiilor eutrofizante - a treia treaptă de epurare a apelor uzate", La Technique de L'Eau, nr. 6, 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, MALASA, București, 1970
13. CICEI, A.: "Canalizarea și epurarea apelor din localități mici și mijlocii", Sinteză documentară, MALASA, București, 1970;
14. CRÎNGAȘ GABRIEL – ADRIAN ș.a.: "Dispozitive moderne pentru aerarea pneumatică a apelor uzate", în vol. III Simpozion "Tehnologizarea sistemelor de alimentare cu apă și canalizări", UTC, București, 1996;
15. 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
16. DAVIAUD, J. ș.a.: "Comercializarea compostului urban și a nămolului de epurare", Techniques et Science Municipales, nr.11, 1984, p.527-532

16. DEGRÉMONT: "Memento technique de l'Eau", Paris, 1988;
17. DIDAS, U. ș.a.: "Incinerarea nămolului în pat fluidizat. Perspective pentru Germania, experiențe din SUA", Wasser und Boden, nr.4, 1992, p.200-204
18. DIMA, M.: "Aspecte economice privind valorificarea energetică a reziduurilor organice", Simpozionul Național SINCOTC, Iași, 1981, p. 217-221
19. DIMA, M.: "Canalizări", vol. I și II, Lito I.P. Iași, 1971
20. DIMA, M.: "Considerații economice privind proiectarea rezervoarelor de fermentație mecanică din cadrul stațiilor de epurare", Hidrotehnica, nr.2, 1983, p.60-62
21. DIMA, M.: "Contribuții la studiul și dimensionarea îngroșătoarelor de nămol", Teză de doctorat, Iași, 1976
22. DIMA, M.: "Posibilitatea creșterii cantității de gaze disponibile din stațiile de epurare prin reconsiderarea soluțiilor de proiectare", Hidrotehnica, nr.7, 1982, p. 216-220
23. DIMA, M.: "Proiectarea stațiilor de epurare", Lito I.P. Iași, 1981
24. DIMA, M.: "Unele aspecte privind proiectarea rezervoarelor de fermentare în două trepte", Hidrotehnica, nr. 5, 1986, p. 154 – 157;
25. ECKENFELDER, W.W.: "Water Pollution Control", New-York, 1970
26. FAIR, G.M.; GEYER, J.: "Water Supply and Waste-Water Treatment", cap. 25, 1956

- 27.FAYET, G.: "Hydraulique", Ed. Erolles, Paris, 1991
- 28.FUJIMOTO, YOSHIMORI: "Graphical Use of First Stage BOD Equation", Journal of the Water Pollution control Federation, vol. 36, nr.1, 1964, p. 69-71
- 29.GENTER, A.L.: "Conditioning and Vacuum Filtration of Sludge", SIW, vol. 28, nr.7, 1956, p.829
- 30.GHEDERIM, V.: "Contribuții la tehnologia de deshidratare a nămolurilor provenite din epurarea apelor uzate". Teză de doctorat, București, 1971
- 31.GHEDERIM, V.: "Noi orientări în prelucrarea și valorificarea nămolurilor rezultate din tratarea și epurarea apelor", Timișoara, 1982
- 32.GIURCONIU, M.: "Hidraulică, lucrări edilitare și instalații sanitare", Ed. Didactică și Pedagogică, București, 1973
- 33.GLOYNA, E.F.: "Bassins de stabilisation des eaux usées", Organisation Mondiale de la Santé, Geneva, 1972
- 34.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
- 35.GROGNET, G.: "Epurarea apelor uzate menajere", Tribune de L'Eau, nr. 38, 1989, p. 3-20
- 36.GYULA, F.: "Evacuarea și valorificarea reziduurilor menajere", Ed. Tehnică, București, 1982

- 37.HAZEN, A.: "On Sedimentation", Transc. A.S.C.E., vol.53, 1904, p.45
- 38.HIHNECKER, G.H.: "Deshidratarea nămolurilor din stațiile de epurare", Wasser-Wirtschaft, nr.12, 1993, p. 672-675
- 39.IANULI, V. ș.a.: "Stații de epurare a apelor uzate orășenești", Partea I-a, Rotaprint, I.C.București, 1983
- 40.IMHOFF, K.: "Taschenbuch der Stadtentwässerung", 27.Auflage, Verlag Von R Oldenbourg, München, 1990
- 41.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
- 42.JUKOV, N.A.; KORLIN, A.I. ș.a.: "Canalizația", Moscova, 1990;
- 43.KALBSKOPF, K.H.: "Teoretische Grundlagen, Bemessung und Verfahrensweise der Schlammeindickung", Gewässerschutz-Wasser-Abwasser, Aachen, 1971
- 44.KISS, S.; STEFANIC, G.: "Enzimologia mediului înconjurător", Ed. Ceres, București, 1991
- 45.KROGMANN, U.: "Compostarea - un proces de evacuare a deșeurilor menajere", Wasser und Boden, vol. 40, nr.9, 1988, p. 492-496
- 46.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

47. KTAUTH, L.: "Schlammbelebungsanlagen zur Reinigung von organisch hochbelasteten Abwasser", Wasser-Wirtschaft, nr. 5, 1973, p. 125-130
48. LOGAN, B.E.: "Transferul de oxigen în filtre biologice", Journal of Environmental Eng., nr. 6, 1993, p. 1059-1077
49. IUTENCO, G.N.: "Epurarea fizico-chimică a apelor uzate orășenești", Ed. Constr., Moscova, 1984
50. MATEESCU, CR.: "Hidraulica", Ed. Didactică și Pedagogică, București, 1963
51. MC KINNEY, R.E.: "Microbiology for Sanitary Engineers", cap. 21, 1962, p. 214
52. MEREDITH, D.W.: "Water quality monitoring", Effluent, Water Treatment Journal, nr. 4, 1972
53. 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
54. MORRIL, A.B.: "Sedimentation Basin Research and Design" JAWWA, vol. 24, nr. 9, 1932, p. 1448-1450
55. NEGULESCU, M. ș.a.: "Protecția calității apelor", Ed. Tehnică, București, 1982
56. NEGULESCU, M.: "Epurarea apelor uzate orășenești", Ed. Tehnică, București, 1978

57. NEGULESCU, M.: "Municipal Waste Water Treatment" Amsterdam (Oxford, New-York, Tokio), Ed. "Elsevier", 1985, București, Ed. Tehnică 1985
58. NEGULESCU, M.; SECARĂ, E.: "Exploatarea instalațiilor de epurare a apelor uzate", Ed. Tehnică, București, 1977
59. 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
60. OGNEAN, T. ș.a.: "Modelarea proceselor de epurare biologică", Ed. Academiei, București, 1987
61. PARSHALL, R.L.: "Trans. ASCE", vol. 89, 1926, p. 841
62. PASVEER, A.: "Oxidationsgraben. Vortrag, gehalten beim Seminar des Österreichische Wasserwirtschaftsverbandes im Roach, Wien, 1966
63. PÖPEL, F.: "Leistung, Berechnung und Gestaltung von Tauchtröpkörperanlagen", München, 1964
64. POPESCU, V.: "Prevenirea poluării și epurarea apelor uzate ca măsuri de protecția calității apelor", Simpozion Probleme actuale ale protecției, tratării și epurării apelor în România, Timișoara, 1984
65. REFLING, D.R. ș.a.: "Eliminarea azotului și fosforului pentru a obține un effluent de calitate foarte bună și la un cost scăzut", Water Env and Technology, vol. IV, nr. 12, 1992, p. 46-49

66. RIVAS, MJARES, G.: "Tratamientos del Agua Residual", Biblioteca de la Academia de Ciencias, Físicas, Matemáticas y Naturales, Venezuela, 1967
67. ROBESCU, D.: "Aspecte de similitudine a aeratoarelor mecanice utilizate în tehnica epurării apelor uzate", Hidrotehnica, vol. 38, nr.4, 1993, p. 21-23
68. RODIGER, H.: "Die anaerobische alkalische Schlammfäulung", Verlag R. Oldenbourg, München, 1960
69. ROJANSCHI, V.; OCNEAN, T.: "Cartea operatorului din stațiile de tratare și epurare a apelor", Ed. Tehnică, București, 1982
70. SBIERA, B.; DIMA, M. ș.a.: "Unele aspecte asupra fenomenului de eutrofizare a acumularii Podu-Iloaie", Hidrotehnica, vol.40, nr.6, 1995, p. 25-30
71. SKULTE, B.: "Irrigation With Sewage Effluents", SIW, vol. 28, nr.1, 1956, p. 38-41
72. STOIANOVICI, S. ș.a.: "Calculul și construcția echipamentelor de oxigenare a apelor", Ed. Ceres, București, 1985
73. 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
74. TALMADGE, W.P.; FITCH, E.B.: "Determining Thickener Unit Areas", Ind. Eng. Chem., vol. 47, 1955, p. 38-46

75. TEODORESCU, I. ș.a.: "Optimizarea supravegherii calității apelor", Ed. Tehnică, București, 1984
76. THERIAULT, E.J.: "The Oxygen Demand of Polluted Waters", Public Health Bulletin, 173, 1927, p. 174-185
77. THOMAS, H.A.J.: "Graphical Determination of BOD Curve Constants", Water and Sewage Works, vol.97, 1950, p. 123-127
78. 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
79. TRIEBEL, W.D.: "Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik" Band II, III, Zweite Auflage, Verlag von W. Ernst und Sohn, München, 1986
80. URSU, I.; DIMA, M. ș.a.: "Dezvoltarea producției de energie", vol. III, Ed. Dacia, Cluj Napoca, 1984
81. VACHON, A. ș.a.: "La dephosphatation biologique des eaux usées. Illustration par l'expérience de Blois", T.S.M. - L'Eau, vol. 87, nr.4, 1992, p.213-220
82. VAICUM, L.M.: "Epurarea apelor uzate cu nămol activ", Ed. Academiei, București, 1981
83. 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

- 84.VARDUCA, A.: "Sisteme automate de prelevat probe de apă și nămoluri", Rev. "Tratarea și epurarea apelor", nr.11, 1973
- 85.VARDUCA, A.; ș.a.: "O nouă generație în aparatura de control automat al calității apelor", Hidrotehnica, vo. 31, nr.12, 1986, p. 27-35
- 86.VELZ, C.J.: "A basis law for performance of the trickling filteres", Sewage Works Journal, nr. 4, 1948
- 87.WUHRMANN, K.: "Hauptwirkung und Wechselwirk. Kenndaten einiger Betriebsparameter im Belebtschlamm-System. Ergebnisse mehrjähriger Grossversuche", Vortrag, Zurich, 1964
- 88.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.
89. x x x "Catalog de proiecte tip pentru alimentări cu apă și canalizări", ISLGC, București, 1985.
90. x x x Bavaria Waste Water Treatment Plant, Technical Paper, Olanda, 1990;
91. x x x "Metode unificate de determinare a caracteristicile și tratabilității nămolurilor", ICPGA, București, 1983
92. x x x Netherlands Agency for Energy and Environment, Amsterdam, Olanda, 1993
93. x x x "Wasserrwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen", Technische Universität München, 1979

SPONSORI

- 75.TEODORESCU, I. ș.a.: "Optimizarea supravegherii calității apelor", Ed. Tehnică, București, 1984
- 76.THERIAULT, E.J.: "The Oxygen Demand of Polluted Waters", Public. Health Bulletin, 173, 1927, p. 174-185
- 77.THOMAS, H.A.J.: "Graphical Determination of BOD Curve Constants", Water and Sewage Works, vol.97, 1950, p. 123-127
- 78.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
- 79.TRIEBEL, W.D.: "Lehr- und Handbuch der Abwassertechnik" Band II, III, Zweite Auflage, Verlag von W. Ernst und Sohn, München, 1986
- 80.URSU, I.; DIMA, M.; ș.a.: "Dezvoltarea producției de energie", vol. III, Ed. Dacia, Cluj-Napoca, 1984
- 81.VACHON, A.; ș.a.: "La déphosphatation biologique des eaux usées. Illustration par l'expérience de Blois", T.S.M. - L'Eau, vol. 87, nr.4, 1992, p.213-220
- 82.VAJCUM, L.M.: "Epurarea apelor uzate cu nămol activ", Ed. Academiei, București, 1981
- 83.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

84. VARDUCA, A.: "Sisteme automate de prelevat probe de apă și nămoluri", Rev. "Tratarea și epurarea apelor", nr.11, 1973
85. VARDUCA, A.; ș.a.: "O nouă generație în aparatura de control automat al calității apelor", Hidrotehnica, vo. 31, nr.12, 1986, p. 27-35
86. VELZ, C.J.: "A basis law for performance of the trickling filter", Sewage Works Journal, nr. 4, 1948
87. WUHRMANN, K.: "Hauptwirkung und Wechsel wirk Kenndaten einiger Betriebsparameter im Belebtschlammssystem. Ergebnisse mehrjähriger Grossversuche", Vortrag, Zurich, 1964
88. ZALETOVA, N.A.: "Despre eliminarea azotului și fosforului din apele uzate la stațiile de epurare urbane", Vodospabznenie i Sanit. Tehnika, nr. 9, 1993, p.3-5.
89. x x x "Catalog de proiecte tip pentru alimentări cu apă și canalizări", ISLGC, București, 1985
90. x x x Bavaria Waste Water Treatment Plant, Technical Paper, Olanda, 1990;
91. x x x "Metode unificate de determinare a caracteristicile și tratabilității nămolurilor", ICPGA, București, 1983
92. x x x Netherlands Agency for Energy and Environment, Amsterdam, Olanda, 1993
93. x x x "Wasserwirtschaft und Gesundheitsingenieurwesen", Technische Universität München, 1979

SPONSORI:

- ADMINISTRAȚIA PORTULUI CONSTANȚA
- S.C. IMPACT S.R.L. CONSTANȚA
- S.C. AQUA-TECH S.R.L. BUCUREȘTI
- S.C. CASS S.R.L. BOTOȘANI
- S.C. COMINCO S.R.L. BUCUREȘTI
Filiala FRASIN Suceava
- S.C. FEPA S.A. BĂRLAD
- S.C. IRIS S.A. BĂRLAD
- S.C. ABROM S.A. BĂRLAD
- S.C. COOP PRODCOOP S.A. BOTOȘANI
- S.C. COMBY S.R.L. BOTOȘANI
- S.C. VINALCOOL S.A. BOTOȘANI
- S.C. ATELIER PLUS S.R.L. BOTOȘANI
- S.C. CELHART DONARIS S.A. BRĂILA
- S.C. DELBRA S.R.L. BRĂILA

Redactor: MARIUS CHELARIU
Tehnoredactor: MIHAI BUJDEI

Apărut 1998. Coli tipu 35
BUN DE TIPAR în 20.04.1998
Editura JUNIMEA Iași
B-dul Copou nr. 3-5
IASI — ROMANIA

Tipărit la S.C. TEHNOPRES S.A. Iași
Str. Zimbruului nr.17 Tel/fax : 031 239436