

PROJEKTIMI I SISTEMIT PËR LLUMIN AKTIV PËR LARGIMIN  
E MATERIEVE ORGANIKE

TEMA PËR GRADËN MASTER I SHKENCËS NË TEKNOLOGJI,  
SPECIALIZIMI INXHINIERI KIMIKE

NGA

MALSORE HAJRA



UNIVERSITETI "ISA BOLETINI"  
FAKULTETI I TEKNOLOGJISË USHQIMORE  
DEPARTAMENTI I TEKNOLOGJISË

MITROVICË

SHTATOR, 2024

DESIGN OF THE SYSTEM FOR ACTIVATED SLUDGE FOR THE  
REMOVAL OF ORGANIC MATTER

THESIS FOR THE DEGREE OF MASTER OF SCIENCE IN  
TECHNOLOGY, SPECIALIZATION CHEMICAL ENGINEERING

BY

MALSORE HAJRA



UNIVERSITY "ISA BOLETINI"  
FACULTY OF FOOD TECHNOLOGY  
DEPARTMENT OF TECHNOLOGY

MITROVICĚ

SEPTEMBER, 2024

PROJEKTIMI I SISTEMIT PËR LLUMIN AKTIV PËR LARGIMIN E  
MATERIJEVE ORGANIKE

TEMA E PREZENTUAR

NGA

MALSORE HAJRA  
BACHELOR I SHKENCËS NË TEKNOLOGJI, SPECIALIZIMI  
INXHINIERI KIMIKE

NË

DEPARTAMENTIN E TEKNOLOGJISË

NË PLOTËSIMIN E PJESSHËM TË OBLIGIMEVE PËR TË FITUAR GRADËN  
MASTER I SHKENCËS NË TEKNOLOGJI, SPECIALIZIMI INXHINIERI  
KIMIKE

SHTATOR, 2024



UNIVERSITETI "ISA BOLETINI"  
FAKULTETI I TEKNOLOGJISË USHQIMORE  
DEPARTAMENTI I TEKNOLOGJISË

Aprovuar prej komisionit:

\_\_\_\_\_ Kryetar  
Prof. Asoc. Dr. Ismet Mulliqi  
\_\_\_\_\_ Mentor  
Prof. Asoc. Dr. Milaim Sadiku  
\_\_\_\_\_ Anëtar  
Prof. Ass. Dr. Faruk Hajrizi

Data e aprovimit: \_\_\_\_\_

DESIGN OF THE SYSTEM FOR ACTIVATED SLUDGE FOR THE REMOVAL  
OF ORGANIC MATTER

A THESIS PRESENTED

BY

MALSORE HAJRA  
BACHELOR OF SCIENCE IN CHEMICAL ENGINEERING

IN

DEPARTMENT OF TECHNOLOGY

IN PARTIAL FULFILLMENT OF THE REQUIREMENTS FOR THE DEGREE OF  
MASTER OF SCIENCE IN TECHNOLOGY, SPECIALIZATION CHEMICAL  
ENGINEERING

SEPTEMBER 2024



UNIVERSITY "ISA BOLETINI"  
FACULTY OF FOOD TECHNOLOGY  
DEPARTMENT OF TECHNOLOGY

Approved by the commission:

\_\_\_\_\_ Chairman  
Prof. Asoc. Dr. Ismet Mulliqi  
\_\_\_\_\_ Mentor  
Prof. Asoc. Dr. Milaim Sadiku  
\_\_\_\_\_ Member  
Prof. Ass. Dr. Faruk Hajrizi

Date of approval: \_\_\_\_\_

## Falënderime

*Në këtë moment të përfundimit të temës sime të diplomës, dëshiroj të shpreh falënderimet e mia më të sinqerta për të gjithë ata që më kanë mbështetur dhe ndihmuar gjatë këtij procesi.*

*Para së gjithash, dua të falënderoj mentorin tim, Prof. Asoc. Dr. Milaim Sadiku, për udhëzimet e vlefshme, këshillat dhe mbështetjen e pandërprerë gjatë gjithë punës sime. Pa përkushtimin dhe ndihmën e tij, ky projekt nuk do të kishte qenë i mundur.*

*Një falënderim i veçantë shkon për prindërit e mi dhe familjen time për mbështetjen e tyre të palodhur dhe për besimin që kanë pasur gjithmonë tek unë. Pa dashurinë dhe inkurajimin e tyre, nuk do të kisha arritur këtu ku jam sot.*

## ABSTRAKT I PUNIMIT

Projektimi i sistemit për llumin aktiv për largimin e materijeve organike

nga

Malsore Hajra

Master i Shkencës në Teknologji, specializimi, Inxhinieri Kimike

Fakulteti i Teknologjisë Ushqimore, Mitrovicë, 2024

Prof. Asoc. Dr. Milaim Sadiku, Mentor

Ujërat e zeza përbëjnë një sfidë të madhe në menaxhimin dhe trajtimin e tyre për shkak të përmbajtjes së lartë të materieve organike dhe të tjera të dëmshme për mjedisin. Trajtimi i tyre kërkon teknologji të avancuara për të minimizuar ndikimin e tyre negativ dhe për të siguruar mbrojtjen e qëndrueshme të mjedisit dhe burimeve të ujit.

Ky studim përmbledh projektimin e një sistemi të llumit aktiv dhe përzierjes së plotë për trajtimin e ujërave të zeza, me synimin kryesor të arritjes së përqendrimeve të materieve organike (NBO) dhe përmbajtjes së totali i lëndëve të ngurta të pezulluara (TSS) në nivele të pranueshme në efluent. Projektimi është bazuar në dy qëllime kryesore: reduktimin e përqendrimit të NBO nën  $30 \text{ g/m}^3$  dhe realizimin e uljes të vlerave të NBO-së, duke siguruar një përmbajtje të pranueshme në efluent. Metodologjia e përdorur përfshin analizën e teknologjive të trajtimit të ujërave të ndotura, përzgjedhjen e sistemit të përshtatshëm të llumit aktiv dhe përzierjes së plotë, si dhe modelimin e performancës së sistemit nëpërmjet simulimeve të ndryshme. Gjetjet e kërkimit përfshijnë identifikimin e teknologjive më efikase për trajtimin e NBO-së dhe TSS-së, si dhe demonstrimin e efektivitetit të sistemit të projektuar në reduktimin e impaktit ambiental dhe përmirësimin e cilësisë së ujërave të përpunuara. Përfundimet e kërkimit ofrojnë rekomandime për implementimin e sistemit në mjedise industriale, duke theksuar rëndësinë e monitorimit të vazhdueshëm dhe vlerësimit të performancës për të siguruar mbështetjen e qëndrueshme të mjedisit dhe burimeve të ujit.

## ABSTRACT OF THE THESIS

Design of the system for activated sludge for the removal of organic matter

By

Malsore Hajra

Master of Science in Technology, specialization, Chemical Engineering

Faculty of Food Technology, Mitrovicë, 2024

Prof. Asoc. Dr. Milaim Sadiku, Mentor

Waste water pose a significant challenge in the management and treatment of water resources, due to their high content of organic matter and other environmentally harmful substances. Their treatment requires specialized technologies and advanced strategies to minimize their negative impact and ensure sustainable protection of the environment and water resources.

This study summarizes the design of an activated sludge system and complete mixing for treating wastewater, aiming primarily to achieve concentrations of organic matter (NBO) and to improve levels of total suspended solids (TSS) in effluent to acceptable levels. The design is based on two main objectives: reducing NBO concentration below  $30 \text{ g/m}^3$  and achieving removal of NBO and nitrification process with significant concentration in effluent. The methodology includes analysis of wastewater treatment technologies, selection of suitable activated sludge and complete mixing system, as well as modeling system performance through various simulations. Research findings include identification of more efficient technologies for treating NBO and TSS, and demonstrating the effectiveness of the designed system in reducing environmental impact and improving treated water quality. Research conclusions offer recommendations for successful system implementation in industrial environments, emphasizing the importance of continuous monitoring and performance evaluation to ensure sustainable support for the environment and water resources.

## PËRMBAJTJA

FALENDERIMI .....	iii
ABSTRAKTI I PUNIMIT.....	iv
ABSTRACT OF THE THESIS.....	v
PËRMBAJTJA.....	vi
LISTA E TABELAVE.....	ix
LISTA E FIGURAVE.....	x
LISTA E SHKURTESAVE.....	xi
<b>KAPITULLI I</b>	
1. HYRJE.....	1
<b>KAPITULLI II</b>	
2. Trajtimi biologjik i ujërave .....	2
2.1 Proceset biologjike të trajtimit të ujërave të zeza .....	2
2.1.1 Proceset me mikroflorë të pezulluar.....	5
2.1.2 Proceset me mikroflora të imobilizuar.....	8
2.2 Kinetika e rritjes mikrobike .....	9
2.2.1 Terminologjia e kinetikës së rritjes mikrobilogjike .....	10
2.2.2 Shpejtësia e shfrytëzimit të substratit të tretshëm.....	11
2.2.3 Shkalla e prodhimit të substratit të tretur nga lëndet organike të suspenduara të biodegradueshme .....	13
2.2.4 Shpejtësia neto e rritjes së biomasës .....	14
2.2.5 Shpejtësia e marrjes së oksigjenit .....	16
2.2.6 Efekti i temperaturës .....	16
2.2.7 Totali i lëndëve të ngurta të paqëndrueshme të pezulluara dhe biomasa aktive.....	17
2.2.8 Totali i lëndëve të paqëndrueshme të pezulluara .....	18
2.2.9 Biomasa aktive.....	19
2.2.10 Rendimenti neto i biomasës dhe rendimenti i vëzhguar .....	19
2.2.10.1 Kthimi i vëzhguar .....	19
2.3 Modelimi i procesit të trajtimit të rritjes së pezulluar .....	20



2.3.1 Përshkrimi i procesit të trajtimit të ujërave të zeza me rritje të pezulluar .....	21
2.3.2 Koha e mbajtjes së materieve.....	22
2.3.3 Bilanci material i biomasës .....	23
2.3.4 Përqendrimi i llumit të aktivizuar në lëng të përzier dhe prodhimi i llumit aktiv.....	26
2.3.5 Përqendrimi i llumit aktiv në lëng të përzier .....	27
2.3.6 Llumi i tepërt aktiv .....	28
2.3.7 Nevoja për oksigjen .....	30
2.3.8 Parametrat e projektimit dhe funksionimit të reaktorit të bioajrimit .....	31
2.3.8.1 Raporti ushqim-mikroorganizëm (F/M) .....	31
2.3.8.2 Raporti F/M dhe SRT .....	32
2.3.8.3 Ngarkesa organike vëllimore .....	32
2.3.9 Problemet e procesit të llumit të aktivizuar .....	33
2.4 Modelimi i reaktorëve me rrjedhë reciproke .....	33
2.4.1 Modelimi i Reaktorit Sekuencial Batch (SBR) .....	35
2.4.2 Kushtet kryesore të punës .....	37
2.4.3 Kërkesa për oksigjen në procesin e fazës.....	38
 <b>KAPITULLI III</b>	
3. METODOLOGJIA.....	40
3.1 Kushtet e projektit dhe supozimet .....	40
3.2 Zgjidhje .....	41
3.2.1 Largimi i NBO pa nitrifikim .....	41
3.2.2 Largimi i NBO me nitrifikim .....	48
 <b>KAPITULLI IV</b>	
4. DISKUTIMI I REZULTATEVE.....	58
 <b>KAPITULLI V</b>	
5. PËRFUNDIME .....	60
CONCLUSION .....	61
BIBLIOGRAFIA .....	62

## LISTA E TABELAVE

Tabela 2.1: Proceset biologjike të përdorura për trajtimin e ujërave të zeza.....	4
Tabela 2.2: Përshkrimi i hapave të funksionimit për një reaktor grupor sekuencial (SBR).....	36
Tabela 3.1: Karakteristikat e ujërave shkarkuese.....	39
Tabela 3.2. Parametrat kinetikë për procesin me llum aktiv për bakteret heterotrofe në 20°C..	40
Tabela 3.3: Parametrat kinetikë për procesin me llum aktiv për bakteret nitrifikuese në 20°C..	41
Tabela 3.4: Rezultatet përfundimtare.....	57

## LISTA E FIGURAVE

Figura 2.1: Skema e oksidimit mikrobiologjik të lëndës organike në ujërat e zeza	3
Figura 2.2: Procesi i trajtimit biologjik të ujërave të zeza me rritje të pezulluar në mënyrë skematike.....	5
Figura 2.3: Llumi i aktivizuar në një zonë aerobike anoksike për heqjen e azotit..	6
Figura 2.4: Procesi anaerobik-anoksi-aerobik, anoksik-aerobik për heqjen e azotit dhe fosforit.....	6
Figura 2.5: Trajtimi aerobik anoksik në proceset e bioreaktorit membranor me largim azoti.....	7
Figura 2.6: Procesi i interguar me llum aktiv të filmit fiks me heqjen e azotit.....	7
Figura 2.7: Nje konfigurim tipik i procesit MBR.....	8
Figura 2.8: Procesi i trajtimit biologjik me rritje fikse, paraqitja skematike.....	8
Figura 2.9: Procesi i trajtimit biologjik me filter rrjedhës me mbushje plastike.....	9
Figura 2.10: Përberja e llumit aktiv.....	11
Figura 2.11: Paraqitja skematike e procesit me llum aktiv.....	20
Figura 2.12: Diagrami skematik i procesit të llumit të aktivizuar me nomenklaturen e modelit (a) me mbetjet e linjës së kthimit të llumit dhe (b) me mbetjet e rezervuarëve të ajrimit.....	21
Figura 2.13: NKO i tretshtëm i biodegradueshëm, përqendrimi i biomasës dhe MLSRV kundrejt SRT për proceset e llumit të aktivizuar plotësisht të përzier.....	28
Figura 2.14: Një reaktor tipik serik për një cikël.....	35

## LISTA E SHKURTESAVE

NKO.....	Nevoja kimike për oksigjen
NBO.....	Nevoja biologjike për oksigjen
bHPK.....	Fraksionet e biodegradueshme
HPK.....	Konsumi kimik i oksigjenit
brHPK.....	HPK i tretshëm i biodegradueshëm
TSS.....	Lëndë të ngurta të pezulluara totale
MLSS.....	Lëndë të ngurta të pezulluara në lëng të përzier
MLVSS.....	Lëndë të ngurta të pezulluara të avullueshme në lëng të përzier
nbVSS.....	VSS jo e biodegradueshme
iTSS.....	Të ngurta inorganike totale të pezulluara
MLFSS.....	Lëndë të ngurta të pezulluara të fiksuara në lëng të përzier
SRT.....	Koha e mbajtjes së lëndëve të ngurta
CMAS.....	Llumi i aktivizuar plotësisht i përzier
SVI.....	Indeksi i vëllimit të llumit
IFAS.....	Llum aktiv i integruar i filmit fiks
VSS.....	Lëndë të ngurta të pezulluara të paqëndrueshme
SRB.....	Reaktori i mbyllur ciklik

## KAPITULLI I

### 1 HYRJE

Ujërat e zeza, të karakterizuar nga përmbajtja e tyre e lartë organike dhe potenciali për transmetimin e patogjenëve, paraqet sfida të rëndësishme për sistemet e menaxhimit të ujërave të zeza në mbarë botën. Derisa popullsia urbane vazhdon të rritet dhe burimet e ujërave të ëmbla bëhen gjithnjë e më të pakta, trajtimi efektiv i ujërave të zeza është bërë një prioritet kritik për qëndrueshmërinë mjedisore dhe shëndetin publik. Metodatat e trajtimit biologjik ofrojnë zgjidhje premtuese për zbutjen e ndikimit mjedisor të ujërave të zeza duke rikuperuar burime të vlefshme si lëndët ushqyese dhe energjinë. Trajtimi biologjik i ujërave të zeza përfshin shfrytëzimin e aktiviteteve metabolike të mikroorganizmave për të degraduar lëndën organike dhe për të hequr ndotësit nga ujërat e zeza. Procese të ndryshme biologjike, duke përfshirë trajtimin anaerobik, trajtimin aerobik dhe sistemet e trajtimit natyror, janë zhvilluar për të trajtuar përbërjen komplekse të ujërave të zeza dhe për të optimizuar efikasitetin e trajtimit. Këto metoda përdorin komunitetet mikrobike për të zbërthyer ndotësit organikë, për të reduktuar nivelet e patogjenëve dhe për të minimizuar çlirimin e substancave të dëmshme në mjedis. Ky punim duke përdorë metodën analitike synon të eksplorojë parimet, teknologjitë dhe sfidat që lidhen me trajtimin biologjik të ujërave të zeza. Duke hetuar mekanizmat që qëndrojnë në themel të proceseve të degradimit mikrobial, duke vlerësuar performancën e metodave të ndryshme të trajtimit dhe duke vlerësuar implikimet mjedisore dhe socio-ekonomike, ky kërkim synon të kontribuojë në zhvillimin e strategjive inovative për menaxhimin e qëndrueshëm të ujërave të zeza. Nëpërmjet bashkëpunimit ndërdisiplinor dhe shkëmbimit të njohurive, parashikohet që qasjet e trajtimit biologjik do të luajnë një rol qendror në avancimin e qëllimeve të ripërdorimit të ujërave të zeza, rikuperimit të burimeve dhe kujdesit mjedisor në vitet në vijim.

## KAPITULLI II

### 2. TRAJTIMI BIOLOGJIK I UJËRAVE TË ZEZA

#### 2.1 Proceset biologjike të trajtimit të ujërave të zeza

Qëllimet e përgjithshme të trajtimit biologjik të ujërave të zeza janë:

1. Transformimi i ndotësve të tretur dhe të pezulluar të biodegradueshëm në produkte përfundimtare të pranueshme;
2. Inkorporimi i lëndëve të ngurta koloidale të pezulluara dhe të pavendosura në biofilm biologjik;
3. Transformimi ose heqja e lëndëve ushqyese , të tilla si azoti dhe fosfori;
4. Në disa raste, heqja e substancave organike specifike.

Përsa i përket ujërave shkarkuese industriale, qëllimi është largimi ose zvogëlimi i përqendrimit të substancave organike dhe inorganike. Meqenëse disa substanca që gjenden në ujërat e zeza industriale janë toksike për mikroorganizmat, kërkohet paratrajtimi përpara se ujërat e zeza të shkarkohen në sistemin e kolektorëve komunal. Oksidimi biologjik duke përdorur mikroorganizma, kryesisht baktere, përdoret për të hequr NBO të tretur dhe të pezulluar dhe për të stabilizuar lëndën organike që gjendet në ujërat e zeza. Mikroorganizmat oksidojnë lëndën organike të tretur dhe të pezulluar në produkte përfundimtare të thjeshta dhe biomasë shtesë, siç tregohet nga ekuacioni për oksidimin biologjik aerobik të lëndës organike siç tregohet në figurën 2.1.

$$v_1(\text{materiali organik}) + v_2O_2 + v_3NH_3 + v_4PO_4^{3-} \xrightarrow{\text{mikroorganizmat}} v_5(\text{qeliza te reja}) + v_6CO_2 + v_7H_2O$$

ku  $v$  - janë koeficientët stekiometrikë.

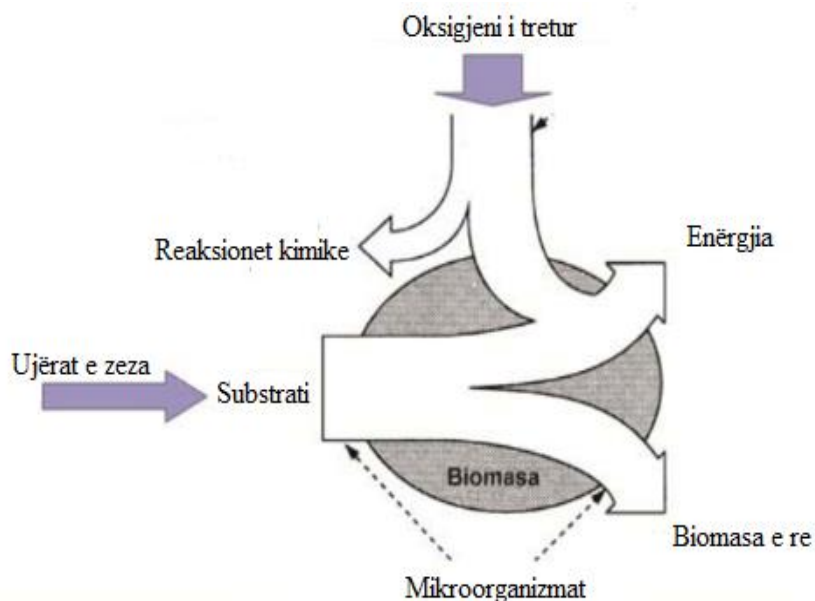


Figura 2.1 Skema e oksidimit mikrobiologjik të lëndës organike në ujërat e zeza

Në ekuacion, oksigjeni, amoniaku dhe fosfati janë të nevojshëm që mikroorganizmat të shndërrojnë lëndën organike në produkte të thjeshta përfundimtare (p.sh. CO<sub>2</sub> dhe H<sub>2</sub>O). Termi qeliza të reja (biomasë) përfaqëson biomasën e prodhuar si rezultat i oksidimit të lëndës organike. Mikroorganizmat përdoren gjithashtu për të hequr azotin dhe fosforin në procesin e trajtimit të ujërave të zeza. Bakteret specifike janë të afta të oksidojnë amoniakun (nitrifikimin) në nitrite dhe nitrate, ndërsa bakteret e tjera mund të reduktojnë azotin e oksiduar në gaz azoti.

Për të hequr fosforin, proceset biologjike janë konfiguruar për të nxitur rritjen e baktereve që kanë aftësinë të thithin dhe ruajnë një sasi të madhe fosfori inorganik. Meqenëse biomasa ka një peshë specifike pak më të lartë se uji, ajo mund të largohet nga trajtimi i ujërave të zeza me fundërrim gravitacional.

Është e rëndësishme të theksohet se nëse biomasa e prodhuar nga lënda organike nuk largohet nga bioreaktori, i gjithë trajtimi nuk përfundon, duke pasur parasysh se biomasa, e cila është lëndë organike në vetvete, do të kontribuojë në rritjen e NBO të efluentit. Proceset bazë biologjike të përdorura për trajtimin e ujërave të zeza mund të ndahen në dy kategori kryesore:

1. procese të rritjes së pezulluar (llum aktiv); dhe
2. proceset me rritje fikse (biofilm ose mikroorganizma të imobilizuar).

Proceset tipike biologjike të trajtimit të rritjes së pezulluar dhe fikse janë dhënë në Tabelën 2.1 së bashku me proceset e tjera të trajtimit.

Tabela 2.1 Proceset kryesore biologjike të përdorura për trajtimin e ujërave të zeza

Lloji		Përdorimi
Proceset aerobike:		
Rritja e pezulluar	Proceset me llum aktiv	Largimi i NBO, nitrifikim
	Laguna me gaz	Largimi i NBO, nitrifikim
	Tretje aerobike	Stabilizimi, heqja e NBO
	Bioreaktorët e membranës	Largimi i NBO, nitrifikim
	Procesi i nitrifikimit	Oksidimi i amoniakut në nitrate
Rritje fikse	Filtra biologjike të gazuar	Largimi i NBO, nitrifikim
	Bioreaktorë me mbushje lëvizëse	Largimi i NBO, nitrifikim
	Reaktorë me mbushje fikse	Largimi i NBO, nitrifikim
	Kontaktorët biologjike rrotullues	Largimi i NBO, nitrifikim
	Filtrat pikor	Largimi i NBO, nitrifikim
Proceset hibride	Filtra rrjedhëse/llum aktiv	Largimi i NBO, nitrifikim
	Biofilm i integruar i llumit aktiv të fiksuar	Largimi i NBO, nitrifikim
Proceset anoksike:		
Rritja e pezulluar	Denitrifikimi nga rritja e pezulluar	Largimi i azotit
Rritje fikse	Filtri i denitrifikimit të rritjes fikse	Largimi i azotit
Proceset anaerobe:		
Rritja e pezulluar	Procesi i kontaktit anaerobik	Largimi i NBO
	Tretje anaerobe	Stabilizimi, oksidimi i lëndës së ngurtë, shkatërrimi i patogjenëve
	Procesi Anammox	Largimi i amoniakut, heqja e nitrateve
Rritje fikse	Mbushje anaerobe e mbushur ose e lëngshme	Largimi i NBO, stabilizimi i mbetjeve, heqja e azotit
Mbushje balte	Mbushje me llum anaerobe në rrjedhën e sipërme	Largimi i NBO, veçanërisht ujërave të zeza me ngarkesë të madhe
Hibrid	Mbushje e sipërme e llumit/rritje fikse	Largimi i NBO

Projektimi dhe funksionimi adekuat i proceseve të renditura në tabelë kërkon njohuri për llojet e mikroorganizmave, reaksionet specifike që mund të kryejnë, faktorët mjedisorë që ndikojnë në punën e tyre, nevojën për lëndë ushqyese dhe kinetikën e reagimit të tyre.



### 2.1.1 Proceset me mikroflorë të pezulluar

Në proceset e rritjes së pezulluar, mikroorganizmat përgjegjës për trajtimin e ujërave të zeza mbahen në suspension të lëngshëm me metoda të përshtatshme përzierjeje. Shumë procese të rritjes së pezulluar përdoren në trajtimin e ujërave të zeza komunale dhe industriale për biodegradimin e substancave organike në ujërat e zeza në kushte aerobike (oksigen i tretur) ose anoksik (pa praninë e oksigjenit, më shpesh për ujërat e zeza industriale me ngarkesë të lartë organike dhe llum organik). Procesi më i zakonshëm i rritjes së pezulluar në trajtimin e ujërave të zeza komunale është procesi i llumit aktiv i paraqitur në Figurën 2.2. Proceset e trajtimit me llum aktiv u zhvilluan në fillim të shekullit të 20-të, qëllimet dhe konfigurimi i këtij procesi kanë ndryshuar ndjeshëm që atëherë. Optimizimi i performancës së sistemeve të llumit të aktivizuar është thelbësor për rritjen e efikasitetit të heqjes së lëndës organike dhe sigurimin e qëndrueshmërisë së operacioneve të trajtimit të ujërave të zeza [3].

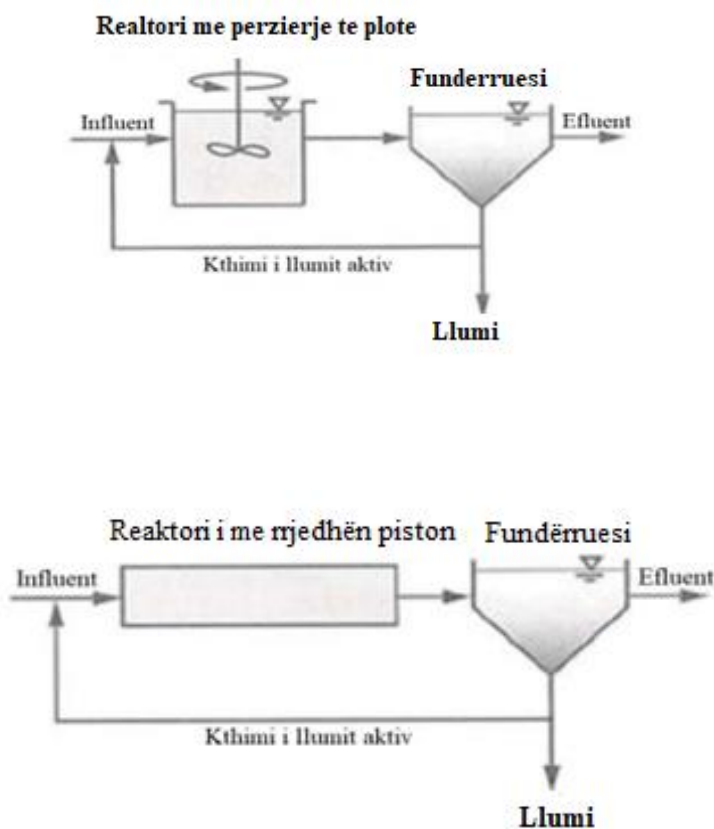


Figura 2.2 Procesi i trajtimit biologjik të ujërave të zeza me rritje të pezulluar në mënyrë skematike.

Vitet e aplikimit dhe testimit të këtij procesi kanë çuar në një kuptim më të mirë të proceseve mikrobiologjike, përmirësim të karakterizimit të mikroorganizmave individualë, përmirësim të teknologjisë së ajrimit dhe inovacionit të pajisjeve. Si rezultat i këtyre zbulimeve dhe inovacioneve, aftësitë e procesit janë zgjeruar dhe qëllimet e trajtimit të ujërave të zeza janë bërë më rigorozë.

Proceset që përbëhen nga zonat e mëposhtme: zona anoksike-aerobike anoksike-aerobike për largimin biologjik të azotit dhe shtimi i një zone kontakti anaerobike për largimin e shtuar biologjik të fosforit janë paraqitur në figurën 2.3, 2.4, 2.5 dhe 2.6. Heqja e azotit në proceset e trajtimit të ujërave të zeza është thelbësore për parandalimin e eutrofikimit në trupat ujorë pritës, i cili mund të çojë në degradim të konsiderueshëm mjedisor [4].

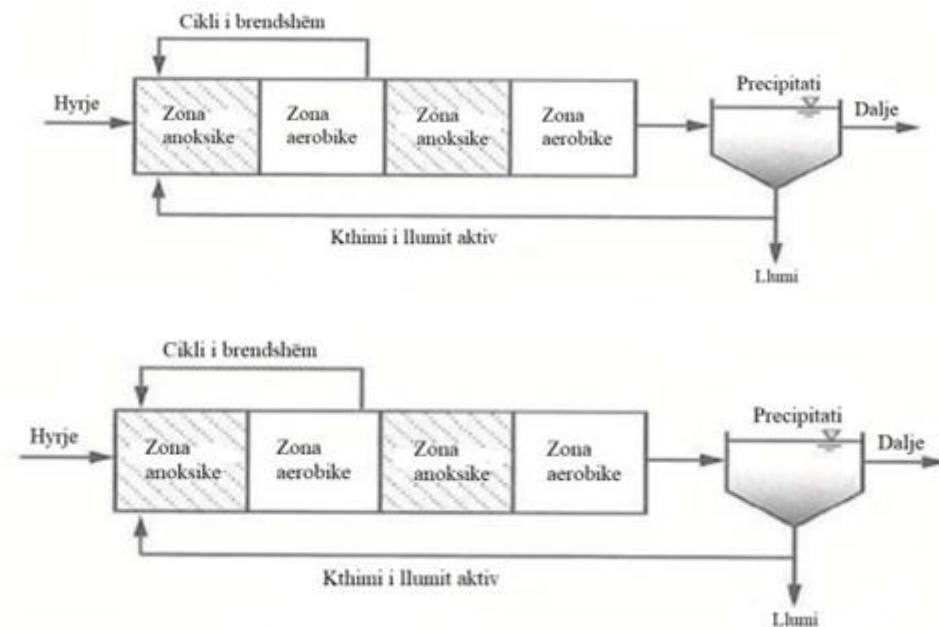


Figura 2.3: Llumi i aktivizuar në një zonë aerobike anoksike për heqjen e azotit

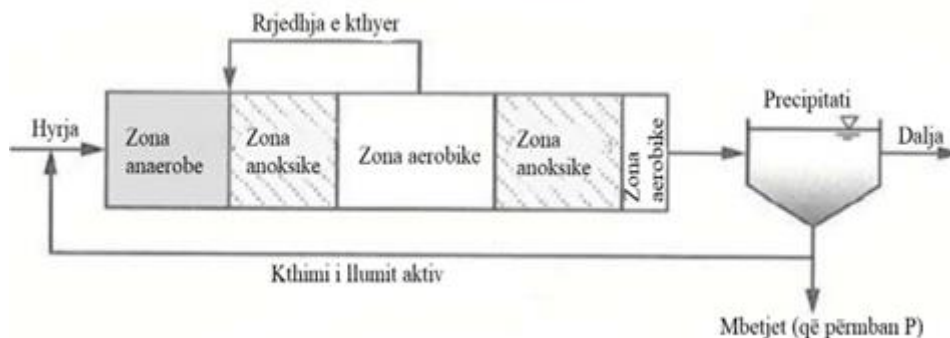


Figura 2.4: Procesi anaerobik-anoksi-aerobik anoksik-aerobik për heqjen e azotit dhe fosforit

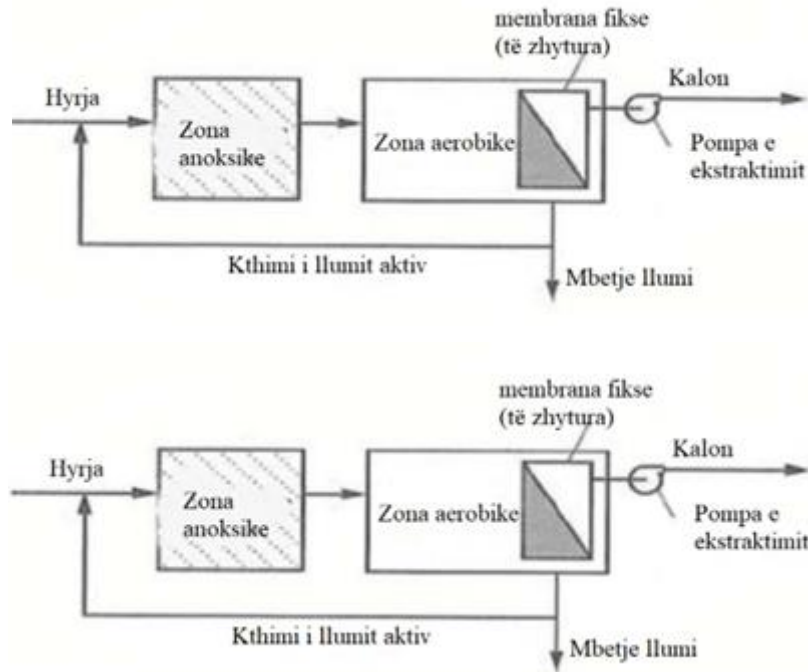


Figura 2.5: Trajtimi aerobik anoksik në proceset e bioreaktorit membranor me largimin azotit

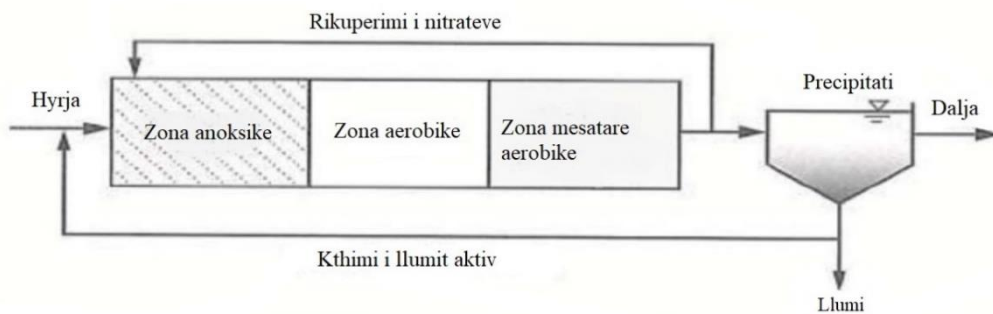


Figura 2.6: Procesi i integruar me llum aktiv në formë të filmit fikse me largimin e azotit

Një ndryshim i rëndësishëm në hartimin e procesit të llumit të aktivizuar ndodhi në fund të shekullit të 20-të, me përparimin në zhvillimin e materialeve membranore dhe teknologjive të prodhimit të tyre në një nivel që mundësoi përdorimin e membranave në proceset e llumit të aktivizuar për të ndarë lëngun dhe fazat e ngurta në efluent në vend të rezervuarëve të vendosjes. Bioreaktori membranor (MBR) është paraqitur në figurat 2.5 dhe 2.6. Njësia e ndarjes së membranës është e zhytur në një pjesë të gazuar me llum të aktivizuar, duke lejuar shkarkimin e efluentit dhe depërtimit, të çliruar nga lëndë e pezulluar, nga graviteti ose duke përdorur një pompë. Procesi MBR gjithashtu mund të përfshihet me heqjen biologjike të lëndëve ushqyese.

## 2.1.2 Proceset me mikroflora të imobilizuar

Në proceset e biofilmit, mikroorganizmat përgjegjës për shndërrimin e lëndës organike ose lëndëve ushqyese janë ngjitur në një mbushje inerte. Materiali organik dhe lëndët ushqyese hiqen nga ujërat e zeza duke kaluar përmes mikroflorës së imobilizuar, të njohur si biofilm. Materiali mbushës i përdorur në proceset e mbushjes fikse përfshin gur, zhavorr, skorje, rërë, dru dhe një shumëllojshmëri të gjerë të materialeve plastike dhe të tjera sintetike. Proceset e biofilmit mund të jenë aerobe ose anaerobe. Mbushja mund të zhytet plotësisht ose pjesërisht në lëng, me hapësirë ajri ose gazi mbi shtresën e biofilmit të lëngët.

Procesi më i përdorur me rritje fikse është një filtër rrjedhës në të cilin ujërat e zeza shpërndahen në sipërfaqen e sipërme të një ene që përmban një mbushje të pazhytur, ku është paraqitur në figurën 2.7. Me kalimin e kohës, guri u përdor më së shpeshti si material mbushës për filtrat që rrjedhin si në figurën 2.8, me thellësi tipike që variojnë nga 1,25 deri në 2 m. Filtrat më modernë që rrjedhin janë 5 deri në 10 m të larta dhe janë të mbushura me material mbushës plastik për rritjen e biofilmit, ku është paraqitur në figurën 2.9. Materiali mbushës plastik është projektuar në mënyrë që rreth 90-95% e vëllimit në kullë të jetë hapësirë boshe.

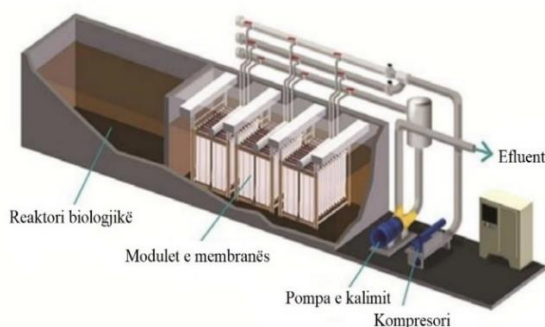


Figura 2.7: Një konfigurim tipik i procesit MBR

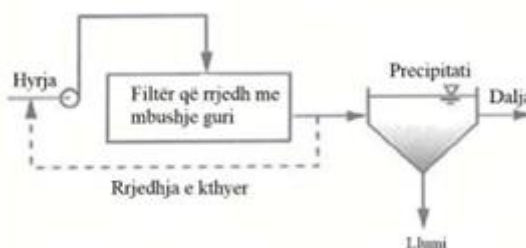


Figura 2.8: Procesi i trajtimit biologjik me rritje fikse, paraqitja skematike

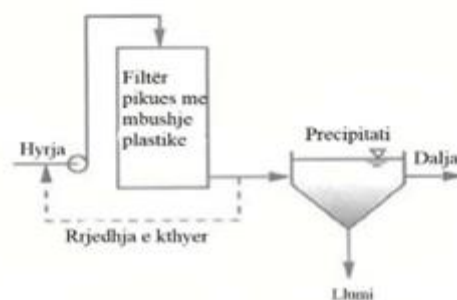


Figura 2.9: Procesi i trajtimit biologjik me filtër rrjedhës me mbushje plastike

Qarkullimi i ajrit në hapësirën e zbrazët, përmes ventilimit natyral ose ventilatorit, siguron oksigjen për rritjen e mikroorganizmave në biofilm. Ujërat e ndotura (influent) shpërndahen mbi mbushje dhe rrjedhin si një shtresë e lëngshme jo uniforme mbi biofilmin e fiksuar. Teprica e biomasës së vdekur hiqet periodikisht nga biofilmi, për këtë arsye është e nevojshme të sigurohet një lloj ndarjeje e lëngjeve dhe të ngurtëve në mënyrë që të sigurohet një rrjedhës me një përqendrim të pranueshëm të grimcave të pezulluara. Lënda e ngurtë e mbledhur në pjesën e poshtme të kthjellësit hiqet dhe transportohet në fabrikën e përpunimit të llumit. Përdorimi i filtrave të rrjedhshëm ka rënë në vitet e fundit, por aplikimi i tyre për heqjen biologjike të lëndëve ushqyese është rritur. Në fund të shekullit të 20-të filloi aplikimi i një kombinimi të trajtimit me biofilm dhe llum aktiv, i cili u quajt procesi me llum aktiv të integruar me film fiks (IFAS). Proceset që kursejnë hapësirë dhe/ose mund të përdoren me heqjen biologjike të lëndëve ushqyese janë gjithnjë e më në përdorim.

## 2.2 Kinetika e rritjes mikrobike

Efikasiteti i proceseve biologjike të përdorura për trajtimin e ujërave të zeza varet nga dinamika e përdorimit të substratit dhe rritja e mikrobeve. Projektimi dhe funksionimi efektiv i sistemeve të tilla kërkon një kuptim të reaksioneve biologjike që ndodhin dhe një kuptim të parimeve bazë që rregullojnë rritjen e mikroorganizmave. Për më tepër, nevoja për të kuptuar kushtet mjedisore që ndikojnë në përdorimin e substratit dhe rritjen e mikrobeve nuk mund të mbitheksohet dhe mund të jetë e nevojshme të kontrollohen kushtet si pH, oksigjeni i tretur dhe lëndët ushqyese për të siguruar trajtim efektiv. Mikrobet e aktivizuara në proceset e ujërave të zeza shfaqin një kinetikë të rritjes që varion në varësi të disponueshmërisë së substratit dhe kushteve mjedisore, duke ndikuar thellësisht në efikasitetin dhe performancën e sistemeve të trajtimit.[3]

### 2.2.1 Terminologjia e kinetikës së rritjes mikrobiologjike

Kinetika e rritjes mikrobiale mbulon oksidimin (p.sh. shfrytëzimin) e substratit dhe prodhimin e biomasës, e cila kontribuon në përqendrimin e lëndëve të ngurta totale të pezulluara në reaktorin biologjik. Meqenëse ujërat e zeza komunale dhe industriale përmbajnë substrate të shumta, përqendrimi i përbërësve organikë përcaktohet, më së shpeshti, nga NKO (bNKO) ose NBO të biodegradueshme, të cilat të dyja përbëhen nga përbërës të tretshëm (të tretur), koloidal dhe të grimcave të biodegradueshme. Përdorimi i sigurt i ujërave të zeza në bujqësi mund të ofrojë përfitime thelbësore, duke përfshirë riciklimin e lëndëve ushqyese dhe ruajtjen e ujit, me kusht që të zbatohen praktikatat e duhura të trajtimit dhe menaxhimit [5]. Si bHPK ashtu edhe NBO përfaqësojnë sasi të matshme që zbatohen për të gjithë komponentët. Në formulimin e shprehjes kinetike, HPK i tretshëm i biodegradueshëm (brHPK) përdoret për të përcaktuar fatin e përbërësve organikë të biodegradueshëm, pasi lidhet me stoikiometrinë e substratit të oksiduar ose substratit të përdorur për rritjen e qelizave. Disa nga HPC-të e biodegradueshme në ujërat e zeza janë në formë grimcash ose koloidale dhe duhet të hidrolizohen së pari në brHPK përpara konsumimit biologjik. Shprehjet kinetike janë përdorur gjithashtu për të përshkruar shkallën e prodhimit të brHPK nga grimcat dhe lëndët koloidale. Lëndët e ngurta të biomasës në bioreaktorët (Fig. 2.5) ku përdoret vetëm brHPK maten më së shpeshti si lëndë të ngurta të pezulluara totale (ang. total solids suspended - TSS) dhe volatile suspended solids (eng. volatile suspended solids - VSS). Këto matje nuk janë të barabarta me biomasën aktive, pasi lëndët e ngurta përmbajnë mbetje të materialit qelizor nga vdekja e bakteve. Në sistemet e llumit të aktivizuar që përdoren për trajtimin e ujërave të zeza komunale dhe industriale, përzierja e lëndëve të ngurta që rezulton nga kombinimi i llumit të ricikluar me ujërat e zeza që hyjnë në bioreaktor quhet lëndë të ngurta të pezulluara me lëngje të përzier (MLSS) dhe lëndë të ngurta të pezulluara të paqëndrueshme të ngurta të ngurta të përzier të paqëndrueshme të pijeve të paqëndrueshme (MLVSS). Lënda e ngurtë përbëhet nga biomasa, lëndë e ngurtë e paqëndrueshme jo e biodegradueshme (eng. Lëndët e ngurta të suspenduara të paqëndrueshme jobio-degradueshme - nbVSS), dhe lëndët e ngurta totale inorganike të pezulluara inerte (eng. inert inorganic total suspended solids - iTSS). nbVSS është zbuluar në rrjedhën e ujërave të zeza dhe është një produkt i mbeturinave qelizore nga ngordhja bakteriale. iTSS e ka origjinën nga ujërat e zeza që rrjedhin.

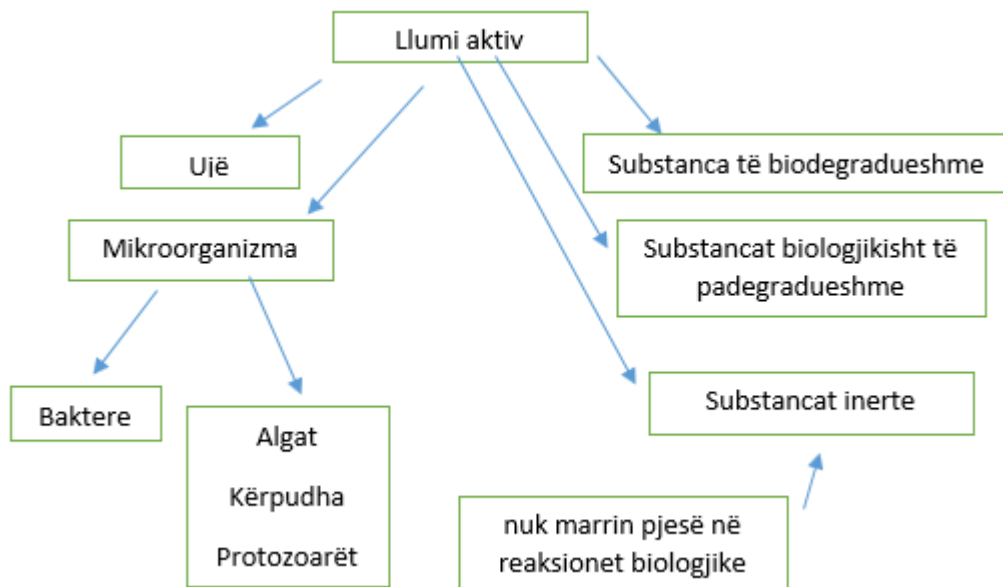


Figura 2.10 Përbërja e llumit aktiv

### 2.2.2 Shpejtësia e shfrytëzimit të substratit të tretshëm

Një nga problemet kryesore në trajtimin e ujërave të zeza është heqja e nënshtresës. Me fjalë të tjera, qëllimi i trajtimit biologjik të ujërave të zeza është, në shumicën e rasteve, të reduktojë donatorët e elektroneve (ose përbërësit organikë në oksidimin aerobik) në një nivel minimal. Për bakteret heterotrofike, dhuruesi i elektroneve është një substancë organike që degradohet; për bakteret autotrofike nitrifikuese është amoniaku ose nitrit ose një përbërës tjetër inorganik i reduktuar. Shkalla e heqjes së substratit të tretshëm në sistemet biologjike të trajtimit të ujërave të zeza përcaktohet nga përqendrimi i disponueshëm i substratit dhe kapaciteti i biomasës [8]. Shkalla e përdorimit të substratit për një substrat të tretshëm në sistemet biologjike mund të modelohet nga ekuacioni 2.2, në të cilin shkalla e përdorimit të substratit rritet me rritjen e përqendrimit të substratit në reaktor, për një përqendrim të caktuar të biomasës.

$$r_{su} = \frac{k X S}{K_s + S} \dots\dots\dots(2.2)$$

- ku:  $r_{su}$  - shkalla e përdorimit të substratit për njësi vëllimore të reaktorit,  $g/m^3 \cdot d$
- $k$  – shkalla maksimale e përdorimit të substratit,  $g_{substrat}/g_{mikroorganizëm} \cdot d$
- $X$  – përqendrimi i biomasës (mikroorganizmave),  $g/m^3$
- $S$  – përqendrimi i substratit në tretësirën që kufizon rritjen – përqendrimi i substratit kufizues,  $g/m^3$

$K_s$  – konstante gjysmë e ngopjes, përqendrimi i substratit në gjysmën e shkallës maksimale të konsumit të substratit specifik (përqendrimi i substratit në të cilin mikroorganizmat arrijnë gjysmën e shkallës maksimale të rritjes),  $g/m^3$

Megjithëse ekuacioni (2.2) është një model empirik, i bazuar në një koeficient të nxjerrë nga të dhënat e reaktorit biologjik, ai shpesh quhet ekuacioni Michaelis-Menten, i cili është formuluar nga një model i nënsistemit të enzimës. Ekuacioni 2.3 (ekuacioni i Monodit) është gjithashtu një formë për shkallën specifike të rritjes së bakteve në të cilën substrati kufizues është i disponueshëm për mikroorganizmat në formë të tretur.

$$r_g = \frac{m_m X S}{(K_s + S)} \dots\dots\dots(2.3)$$

ku:  $r_g$  – shpejtësia e rritjes së bakteve nga përdorimi i substratit,  $g/m^3 \cdot d$ ;

$\mu_m$  – shpejtësia maksimale specifike e rritjes së bakteve,  $g_{biomasë}/g_{biomasë} \cdot d$

Ndërsa bakterja konsumon substratin (dhurues i elektroneve), energjia e prodhuar nga oksidimi i substratit përdoret për të metabolizuar karbonin dhe lëndët ushqyese për të prodhuar biomasë të re. Rritja e re është drejtpërdrejt proporcionale me substratin e përdorur dhe përcaktohet si koeficienti i vërtetë i rendimentit ose i rendimentit të sintezës, si  $g_{(biomasa\ e\ prodhuar)}/g_{(substrati\ i\ përdorur)}$ . Prandaj, shkalla e rritjes së bakteve mund të jetë e barabartë me shkallën e substratit të përdorur si në ekuacionin 2.4:

$$r_g = Y r_{su} \quad \text{ose} \quad r_{su} = \frac{m_m X S}{Y (K_s + S)} \dots\dots\dots(2.4)$$

ku  $Y$  është koeficienti i rendimentit të sintezës (koeficienti maksimal i rendimentit),  $g_{biomasë}/g_{substrati\ i\ përdorur}$ .

Kur substrati përdoret me shpejtësinë e tij maksimale, bakteret gjithashtu rriten me shpejtësinë e tij maksimale. Prandaj, shkalla specifike maksimale e rritjes së bakteve lidhet me shkallën maksimale specifike të përdorimit të substratit:

$$m_m = k Y \dots\dots\dots(2.5)$$



Në shqyrtimin e shprehjeve kinetike të përdorura për të përshkruar përdorimin e substratit dhe rritjen e biomasës, është e rëndësishme të mbani mend se shprehjet e përdorura për modelimin e proceseve biologjike janë empirike, bazuar në vlerat e koeficientit të përcaktuar eksperimentalisht. Përveç lidhjes së kufizuar të substratit të përmendur më parë, terma të tjerë që janë përdorur për të përshkruar shkallët e përdorimit të substratit të tretshëm përfshijnë si më poshtë:

$$r_{su} = k S ; \quad r_{su} = k X S ; \quad r_{su} = k X \frac{S}{S_0} \dots\dots\dots(2.6)$$

Shprehja specifike për origjinën e përdorur për të përcaktuar kinetikën e përdorimit të substratit varet kryesisht nga të dhënat eksperimentale të disponueshme për të përshtatur ekuacionet kinetike dhe për të aplikuar modelet kinetike. Në shumë raste, modeli pseudo-rend i dhënë nga ekuacioni  $r_{su}=kHS$  është i mjaftueshëm për të përshkruar shkallën e përdorimit të substratit kur procesi i trajtimit biologjik kryhet në përqendrimet relativisht të ulëta të substratit. Baza e përdorimit të çdo shprehjeje për veprimtarinë është zbatimi i saj në analizën e bilancit të masës. Gjithashtu, në lidhje me modelimin e proceseve të trajtimit biologjik, modelet kinetike nuk duhet të aplikohen jashtë gamës së shkronjave të përdorura për zhvillimin e koeficientëve të modelit.

### **2.2.3 Shkalla e prodhimit të substratit të tretur nga lëndët organike të suspenduara të biodegradueshme**

Shprehjet për shkallën e përdorimit të substratit dhe rritjen e biomasës të paraqitura deri më tani bazohen në përdorimin e substratit të tretshëm. Në trajtimin e ujërave të zeza komunale, vetëm rreth 20 deri në 50% e lëndës organike të degradueshme hyn si një përbërës i tretshëm, dhe për disa materiale organike të tretshme në ujërat e zeza industriale mund të jetë një pjesë e ulët deri në mesatare e substratit organik total të degradueshëm. Bakteret nuk mund të konsumojnë drejtpërdrejt substratin e pezulluar dhe duhet të përdorin enzima jashtëqelizore për të hidrolizuar përbërësin organik të synuar në një substrat të tretshëm. Shkalla e prodhimit të substratit të tretur nga lëndët organike të suspenduara të biodegradueshme në ujërat e zeza varet nga disponueshmëria e lëndëve organike dhe kapaciteti i bakteve për të transformuar ato në një substrat të përdorshëm për rritjen e biomasës [9]. Shkalla e shndërrimit të

nënshtresës së rrugës është një proces kufizues që varet nga përqendrimi i nënshtresës së rrugës dhe biomasa.

$$r_{x_s} = -\frac{k_h (X_S / X_H) X_H}{(K_X + X_S / X_H)} \dots\dots\dots(2.7)$$

ku:  $r_{x_s}$  - shkalla e hidrolizës së substratit të grimcave në substrat të tretshëm,  $g/m^3 \cdot d$

$k_h$  – shpejtësia maksimale specifike e hidrolizës,  $gX_S/gX_H \cdot d$ ;

$X_S$  – përqendrimi i substratit të grimcave,  $g/m^3$

$X_H$  – përqendrimi i biomasës heterotrofike,  $g/m^3$

$K_X$  – koeficienti i gjysmës së hidrolizës,  $g/g$ .

Përqendrimi i degradimit të grimcave të pezulluara shprehet në lidhje me përqendrimin e biomasës, pasi hidroliza e grimcave të pezulluara lidhet me sipërfaqen relative të kontaktit midis materialit organik të patretshëm dhe biomasës.

### 2.2.4 Shpejtësia neto e rritjes së biomasës

Shpejtësia neto e rritjes së biomasës është një parametër që varet nga shpejtësia e përdorimit të substratit dhe është e lidhur me koeficientin e rendimentit të biomasës dhe normën e frymëmarrjes endogjene [10]. Shpejtësia e rritjes së biomasës është proporcionale me shpejtësinë e përdorimit të substratit dhe përcaktohet nga koeficienti i rendimentit të biomasës, dhe vdekja e biomasës është proporcionale me biomasën e pranishme. Prandaj, marrëdhënia e mëposhtme midis shkallës neto të rritjes së biomasës dhe shkallës së përdorimit të substratit është e zbatueshme si për kulturat pa rrjedhje ashtu edhe për ato me rrjedhje:

$$r_x = Yr_{Su} - bX ; \quad r_x = Y \frac{kXS}{K_S + S} - bX \dots\dots\dots(2.8)$$

ku:  $r_x$  – norma neto e rritjes së biomasës për njësi të vëllimit të reaktorit,  $g VSS/m^3 \cdot d$ ;

$b$  – koeficienti specifik i zbërthimit endogjen,  $g_{vss}/g_{vss} \cdot d$ ;

$$\mu_{net} = \frac{r_x}{x} = Y \frac{kS}{K_S + S} - b \dots\dots\dots(2.9)$$

Ku:  $\mu_{\text{net}}$  – norma neto e rritjes specifike të biomasës,  $g_{vss}/g_{vss} \cdot d$ .

Siç tregohet, shkalla neto specifike e rritjes korrespondon me ndryshimin e biomasës në ditë në lidhje me sasinë e biomasës së pranishme dhe është një funksion i përqendrimit të substratit në reaktor dhe koeficientit specifik të zërthimit endogjen. Koeficienti i zërthimit endogjen llogaritet për humbjen e masës qelizore për shkak të oksidimit të produkteve të brendshme për energji për mirëmbajtjen e qelizave, vdekjen e qelizave, grabitjen nga organizmat më të lartë në zinxhirin ushqimor. Këta faktorë zakonisht bashkohen nën zërthim endogjen dhe supozohet se reduktimi i masës qelizore të shkaktuar prej tyre është në proporcion me përqendrimin e biomasës prezente. Në ekuacionin  $r_x = Yr_{su} - bX$ , koeficienti  $b$  është koeficienti i shpejtësisë së zërthimit endogjen specifik. Një qasje alternative e përdorur për të përshkruar prishjen endogjene njihet si modeli i lizës-rritjes. Në proceset e trajtimit biologjik, shkalla e përdorimit të substratit dhe shkalla e rritjes së biomasës kontrollohen nga një substrat kufizues, siç tregohet në ekuacionet 2.2 deri 2.8. Substrati kufizues i rritjes mund të jetë ndonjë nga kërkesat për rritjen e qelizave (p.sh., dhuruesi i elektroneve, pranuesi i elektroneve ose lëndët ushqyese), por shpesh është dhuruesi kufizues i elektroneve, sepse kërkesat e tjera zakonisht janë të disponueshme me tepriçë. Prandaj, kur termi substrat përdoret për të përshkruar kinetikën e rritjes, zakonisht i referohet dhuruesit të elektroneve.

Për shumë aplikime të modelimit të përdorimit të substratit, është e përshtatshme të përdoret një ekuacion i përgjithshëm që përfshin faktorë të tjerë përveç substratit të dhuruesit të elektroneve dhe shkallës së konsumit të substratit. Në disa raste, përqendrimet e ulëta të oksigjenit të tretur ose përqendrimet e ulëta të lëndëve ushqyese mund të jenë problematike. Për modelet e aplikimit të përgjithshëm, është e përshtatshme që këto efekte të përshkruhen si shprehje të shumëfishta të shpejtësisë për çdo faktor të rëndësishëm që ndikon në shkallën e përdorimit të substratit të tretur. Për shembull, ekuacioni 2-9 u përdor për të treguar efektet e mundshme të përqendrimeve të ulëta të oksigjenit të tretur dhe azotit të amoniakut, të cilat kufizojnë shkallën e rritjes së bakteve dhe rrjedhimisht shkallën e përdorimit të substratit. Në përqendrime shumë të ulëta të azotit të amoniakut (më pak se 0.05 mg/l), disponueshmëria e azotit për sintezën qelizore mund të kufizojë shkallën e rritjes së biomasës.

$$r_{su} = \left[ \frac{\mu_{H,max} S_s}{Y_H (K_s + S_s)} \right] \left( \frac{S_0}{K_0 + S_0} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) X_H \dots\dots\dots(2.10)$$

Ku:  $r_{su}$  – shkalla e përdorimit të substratit,  $g/m^3 \cdot d$ ;

$\mu_{H,max}$  – shpejtësia maksimale specifike e rritjes së baktereve heterotrofike,  $gVSS/gVSS \cdot d$ ;

$Y_H$  – koeficienti i rendimentit të biomasës rezultuese të baktereve heterotrofike,  $gVSS/gHPK$  e përdorur;

$S_s$  – përqendrimi i brHPK,  $g/m^3$

$S_0$  – përqendrimi i oksigjenit të tretur,  $g/m^3$

$S_{NH}$  – përqendrimi i azotit të amoniakut,  $g/m^3$

$K_s$  – konstanta gjysmë e shkallës së oksidimit të brHPK,  $g/m^3$

$K_0$  – konstanta e gjysmë normës së konsumit të oksigjenit të tretur,  $g/m^3$

$K_{NH}$  – konstante gjysmë norme e azotit të amoniakut,  $g/m^3$

$X_H$  – përqendrimi i baktereve heterotrofike,  $gVSS/m^3$

### 2.2.5 Shpejtësia e marrjes së oksigjenit

Shkalla e marrjes së oksigjenit në sistemet e trajtimit të ujërave të zeza është e lidhur ngushtë me shkallën e përdorimit të lëndës organike dhe shkallën e rritjes biologjike [11]. Prandaj, shkalla e përdorimit të oksigjenit mund të përkufizohet si:

$$r_0 = r_{su} - 1.42 r_x \dots\dots\dots(2.11)$$

ku:  $r_0$  – shkalla e marrjes së oksigjenit,  $g O_2/m^3 \cdot d$ ;

$r_{su}$  – shkalla e përdorimit të substratit për njësi vëllimore të reaktorit,  $g brHPK/m^3 \cdot d$ ;

1.42 – HPK e biomasës,  $g HPK/g VSS$ ;

$r_x$  – shkalla e rritjes së biomasës,  $gVSS/m^3 \cdot d$ ;

### 2.2.6 Efekti i temperaturës

Varësia nga temperatura e konstanteve të shpejtësisë së reaksioneve biologjike është shumë e rëndësishme në vlerësimin e efikasitetit të përgjithshëm të proceseve të

trajtimin biologjik. Temperatura ka një ndikim të rëndësishëm në shpejtësinë e reaksioneve biologjike në proceset e trajtimit të ujërave të zeza. Variabiliteti i temperaturës shpesh sjell ndryshime në efikasitetin e proceseve biologjike, duke influencuar aktivitetin metabolik të mikrobeve dhe karakteristikat e sedimentimit të grimcave biologjike [12]. Efekti i temperaturës në shpejtësinë e reagimit të proceseve biologjike shprehet me ekuacionin:

$$k_T = k_{20} \theta^{(T-20)} \dots\dots\dots(2.12)$$

ku:  $k_T$  – koeficienti i shpejtësisë së reagimit në temperaturën T;

$k_{20}$  – koeficienti i shpejtësisë së reagimit në 20 °C;

T - temperatura, °C.

$\theta$  – koeficienti i aktivitetit të temperaturës; vlerat për  $\theta$  në sistemet biologjike mund variojnë nga 1.02 në 1.25;

### **2.2.7 Totali i lëndëve të ngurta të paqëndrueshme të pezulluara dhe biomasa aktive**

Shprehjet kinetike të përdorura për të përshkruar kinetikën biologjike dhe rritjen lidhen me përqendrimin e biomasës aktive X në bioreaktorin në sistemin e trajtimit. Në realitet, VSS në reaktor është më shumë se biomasa aktive, dhe fraksioni i biomasës aktive mund të ndryshojë në varësi të karakteristikave të ujërave të zeza dhe kushteve të funksionimit. Komponentë të tjerë që kontribuojnë në përqendrimin e VSS janë mbetjet qelizore si rezultat i kalbjes endogjene dhe VSS jo-biodegradueshme (nbVSS) në rrjedhën e ujërave të zeza, që është hyrja në reaktorin biologjik. Gjatë vdekjes së qelizave, liza e qelizave ndodh me lëshimin e materialit qelizor në ujë për t'u përdorur nga bakteret e tjera. Një pjesë e masës qelizore (muri qelizor) nuk tretet dhe mbetet si grimca e pabiodegradueshme në sistem. Materiali i mbetur jo i biodegradueshëm i referohet mbetjeve qelizore dhe përfaqëson rreth 10-15% të peshës origjinale të qelizave. Mbetjet e qelizave u matën si VSS dhe kontribuojnë në përqendrimin total të VSS të matur në pijen e përzier me reaktor.

Shkalla e prodhimit të mbeturinave qelizore është drejtpërdrejt proporcionale me shkallën e kalbjes endogjene.

$$r_{xi} = f_d(b) \times \dots\dots\dots(2.13)$$

ku:  $r_{x,i}$  – shkalla e formimit të mbetjeve qelizore, g VSS/m<sup>3</sup>·d;

$f_d$  – fraksion i biomasës që mbetet si mbetje qelizore, 0,10-0,15 gvss/gvss biomasa e konsumuar duke vdekur;

Përqendrimi i VSS inerte, si rezultat i mbetjeve qelizore, është zakonisht një fraksion relativisht i vogël i VSS në një bioreaktor që përdoret për trajtimin e ujërave të zeza komunale dhe disa industriale. Siç u përmend më herët, një sasi e ndryshueshme e MLVSS, e cila nuk është biomasë, buron nga nbVSS në ujërat e zeza që rrjedhin.

Për ujërat e zeza komunale tipike të patrajtuara, përqendrimi i nbVSS mund të jetë në intervalin nga 60 deri në 100 mg/l, dhe trajtimi parësor shoqërues mund të jetë në intervalin nga 10 deri në 40 mg/l.

### 2.2.8 Totali i lëndëve të ngurta të paqëndrueshme të pezulluara

Shkalla e prodhimit të VSS në reaktorët e ajrimit mund të përkufizohet si shuma e shkallës së prodhimit të biomasës (e dhënë nga ekuacioni  $r_{su}=kS$ ), prodhimi i nbVSS (i dhënë nga ekuacioni 2-13) dhe nbVSS në ujërat e zeza që rrjedhin:

$$r_{X_{TYSS}} = Yr_{su} - bX + f_d(b)X + QX_{o,i}N \dots\dots\dots(2.14)$$

Biomasa neto e VSS nga bHPK e tretur	nbVSS nga qelizat	nbVSS në influent
--	----------------------	----------------------

ku:  $r_{X_{TYSS}}$  - shkalla totale e prodhimit VSS, g/m<sup>3</sup>·d;

$Q$  – prurje influente, m<sup>3</sup>/d;

Përqendrimi  $X_{o,i}$  – nbVSS në influent, g/m<sup>3</sup>

$V$  – vëllimi i reaktorit, m<sup>3</sup>.

### 2.2.9 Biomasa aktive

Nga ekuacioni 2.9, fraksioni i biomasës aktive në lëngun e përzier është raporti i shkallës neto të prodhimit të biomasës aktive, ( $r_x$  në ekuacionin  $r_x = Yr_{su} - bX$ ) dhe prodhimit total të MLVSS

$$F_{X,aktive} = \frac{Yr - bX}{r_{X,TVSS}} \dots\dots\dots(2.15)$$

ku  $F_{X,aktive}$  – fraksion aktiv i biomasës në MLVS, gvss/gvss.

### 2.2.10 Rendimenti neto i biomasës dhe rendimenti i vëzhguar

Termi rendiment i vërtetë përkufizohet si sasia e biomasës e prodhuar gjatë sintezës qelizore në lidhje me sasinë e substratit të degraduar. Në hartimin dhe analizën e një procesi trajtimi biologjik, dy terma të tjerë të rendimentit janë të rëndësishëm: (1) rendimenti neto i biomasës dhe (2) rendimenti i vëzhguar i lëndëve të ngurta. E para u përdor si një vlerësim i sasisë së mikroorganizmave aktivë në sistem, dhe e dyta si sasia e llumit të prodhuar.

Rendimenti neto i biomasës. Rendimenti neto i biomasës është raporti i shkallës neto të rritjes së biomasës (në ekuacionin  $r_x = Yr_{su} - bX$ ) dhe shkallës së përdorimit të substratit:

$$Y_{bio} = \frac{r_x}{r_{su}} \dots\dots\dots(2.16)$$

Ku:  $Y_{bio}$  është rendimenti neto i biomasës,  $g_{biomasa}/g_{substrati}$  i përdorur.

#### 2.2.10.1 Kthimi i vëzhguar

Rendimenti i vëzhguar i referohet prodhimit aktual të lëndëve të ngurta që do të matet për sistemin dhe do të shfaqet si më poshtë:

$$Y_{obs} = \frac{r_{X,TVSS}}{r_{su}} \dots\dots\dots(2.17)$$

ku  $Y_{obs}$  është rendimenti i vëzhguar,  $g_{vs}$  i substratit të prodhuar/ $g_{substrati}$  i hequr.

### 2.3 Modelimi i procesit të trajtimit të rritjes së pezulluar

Përpara se të merren parasysh proceset individuale biologjike të përdorura për trajtimin e ujërave të zeza, është e dobishme të merret parasysh aplikimi i përgjithshëm i kinetikës së rritjes biologjike dhe heqjes së substratit si në figur 2.11. Qëllimi është të ilustron:

1. zhvillimi i biomasës dhe bilancit të substratit;
2. parashikimi i masës së efluentit dhe përqendrimit të substratit të tretur;
3. parashikimi i përqendrimit të biomasës së reaktorit dhe MLSS/MLVSS dhe sasisë së llumit të mbeturinave të prodhuara çdo ditë
4. parashikimi i kërkesës për oksigjen.

MLSS - (llum aktiv) – lëndë të ngurta në llum aktiv;

MLVSS - (llum aktiv = biomasë) – substanca të avullueshme në llumin e aktivizuar;

MLFSS - pjesë inerte në llumin e aktivizuar;

$S_0, S$  – përqendrimi i ndotësve (substrati) në influent dhe efluent;

$Q, Q_r, Q_w$  – rrjedha e ujit, llumi i riqarkulluar dhe llumi i tepërt;

$V$  – vëllimi i basenit të ajrimit (bioreaktor);

$X_0, X, X_R, X_e$  - përqendrimet e biomasës.

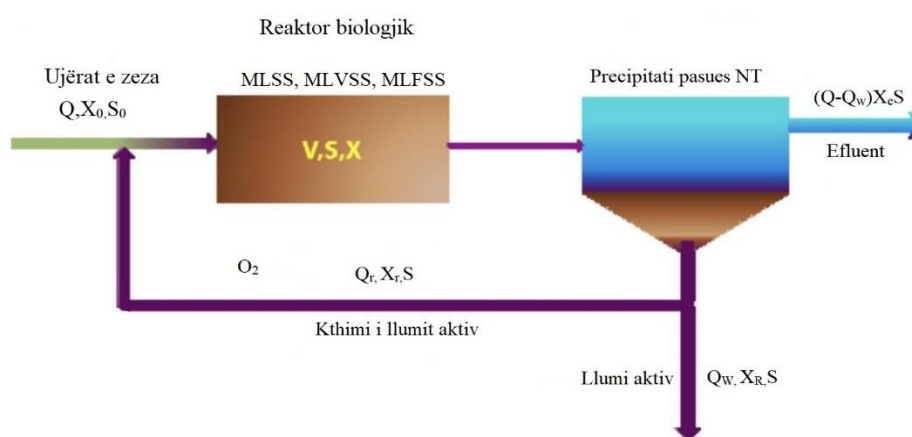


Figura 2.11 Paraqitja skematike e procesit me llum aktiv.



### 2.3.1 Përshkrimi i procesit të trajtimit të ujërave të zeza me rritje të pezulluar (llum aktiv)

Proceset e trajtimit të ujërave të zeza me rritje të pezulluar janë modeluar përmes reaktorëve të trazuar totalisht me riqarkullim, duke u përdorur si metodë efektive për përmirësimin e performancës së trajtimit [13]. Diagramet skematike të paraqitura në figurën 2.12 përfshijnë nomenklaturën e përdorur në ekuacionet e mëposhtme të balancës së masës. Çdo dizajn i reaktorit të trajtimit biologjik bazohet në përdorimin e një ekuilibri të masës mbi një vëllim të përcaktuar për çdo përbërës specifik me interes (p.sh. biomasa, substrati, etj.).

Bilanci i masës përfshin flukset masive të përbërësve që hyjnë dhe/ose dalin nga sistemi dhe shkallët përkatëse të reagimit të konsumit ose prodhimit të përbërësve brenda sistemit. Njësitë e bilancit të masës zakonisht jepen si masë për vëllim në kohë. Për të gjitha bilancet e masës, rekomandohet një kontroll i njësisë për të siguruar që njësitë e bilancit të masës të janë sakta.

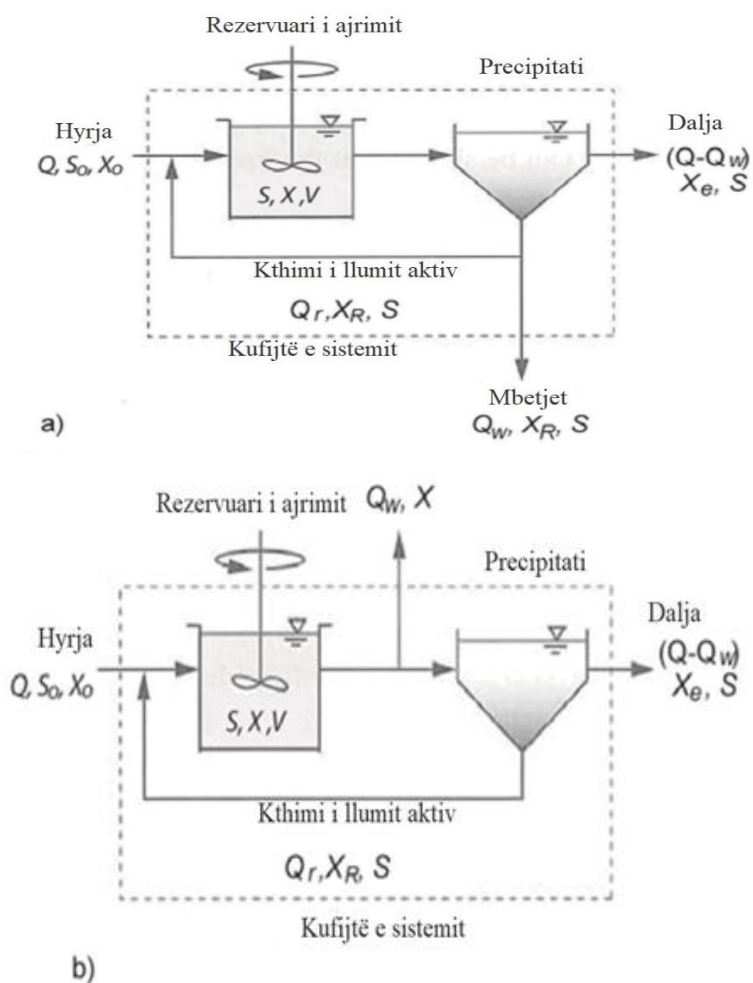


Figura 2.12 Diagrami skematik i procesit të llumit të aktivizuar me nomenklaturën e modelit: (a) me mbetjet e linjës së kthimit të llumit dhe (b) me mbetjet e rezervuarëve të ajrimit.

### 2.3.2 Koha e mbajtjes së materijeve të ngurta

Përpara balancimit të masës për biomasë dhe substrat në proceset me llum aktiv të përzier plotësisht (eng. llum aktiv plotësisht i përzier - CMAS) i paraqitur në figurat 2.11 dhe 2.12, është e rëndësishme që fillimisht të zgjidhni kohën e mbajtjes së lëndëve të ngurta në sistem (SRT - Eng. Koha e mbajtjes së lëndëve të ngurta) e cila do të ndikojë në prodhimin e lëndëve të ngurta dhe është një parametër kyç i funksionimit dhe projektimit për proceset e llumit të aktivizuar. SRT është koha mesatare që trupat e ngurtë të llumit të aktivizuar janë në sistem. Duke supozuar se përmbajtja e lëndëve të ngurta të kthjelluesit është e papërfillshme në krahasim me atë të reaktorit të ajrimit, SRT përcaktohet duke ndarë masën e lëndëve të ngurta në reaktorin e ajrimit me lëndët e ngurta që hiqen çdo ditë nëpërmjet efluentit dhe kështu humbasin për t'u përpunuar kontrollin. Për shumë procese të llumit të aktivizuar, ku ndodh flokulim i mirë dhe kthjellësi është projektuar mirë, nëse VSS në efluent është më pak se 15 g/m<sup>3</sup>. Kur VSS në efluent është i ulët, trupat e tepërt duhet të hiqen nga sistemi. Largimi arrihet më shpesh duke hequr biomasë (llum) nga linja e poshtme e riqarkullimit siç tregohet në figurën 2.12a. Përndryshe, heqja mund të arrihet edhe nga një pellg ajrimi Figura 2.12a është dhënë si:

$$SRT = \frac{V X}{(Q - Q_w) X_e + Q_w X_R} \dots\dots\dots(2.18)$$

ku: SRT – koha e mbajtjes së lëndës së ngurtë (llum aktiv), d;

V – vëllimi i reaktorit (p.sh. rezervuari i ajrimit), m<sup>3</sup>

Q – prurje influente, m<sup>3</sup>/d;

X – përqendrimi i biomasës në rezervuarin e ajrimit, g VSS/m<sup>3</sup>

Q<sub>w</sub> – rrjedha e llumit të mbetjeve, m<sup>3</sup>/d;

X<sub>e</sub> – përqendrimi i biomasës në efluent, g VSS/m<sup>3</sup>

X<sub>R</sub> – përqendrimi i biomasës në vijën e kthimit të llumit të aktivizuar nga kthjellësi, g VSS/m<sup>3</sup>

Bazuar në ekuacionin 2.18, SRT mund të kontrollohet nga shpejtësia e heqjes së llumit të aktivizuar. Rritja e vlerës së Q<sub>w</sub> në ekuacionin 2.18 rezulton në një SRT më të ulët. Në mënyrë të ngjashme, mund të tregohet se duke hequr nga reaktori i ajrimit, SRT mund të kontrollohet duke hequr një përqindje të përshtatshme të vëllimit të llumit të

aktivizuar çdo ditë. Reciproku i SRT është sasia e llumit të aktivizuar të hequr në ditë pjesëtuar me lëndët e ngurta të pranishme (llum aktiv).

$$\frac{1}{SRT} = \frac{(Q - Q_w) X_e + Q_w X_R}{V X} \dots\dots\dots(2.19)$$

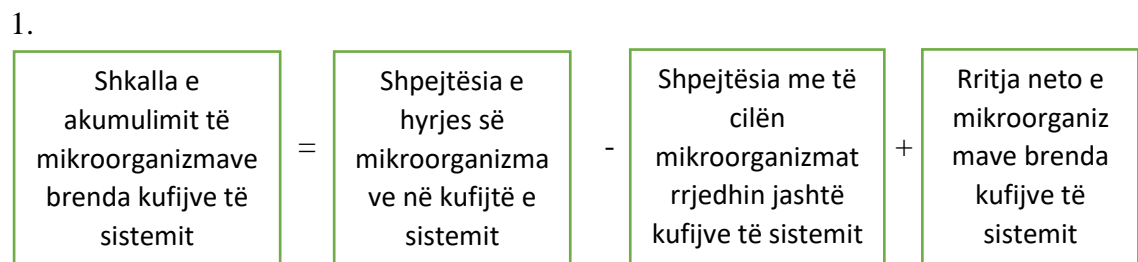
Kur punoni në një gjendje të qëndrueshme, ku rrjedha hyrëse dhe përqendrimi i substratit janë konstante, biomasa në reaktor është konstante dhe shkalla neto e rritjes së biomasës në ditë është e barabartë me shpejtësinë e largimit të lëndës së ngurtë (llum aktiv). Nëse produkti  $r_x$ , shkalla neto e rritjes së biomasës për njësi vëllimi ( $g/m^3 \cdot d$ ) dhe vëllimi  $V$  zëvendësohet nga emëruesi në ekuacionin 2.19, mund të tregohet se reciproku i SRT është norma neto e rritjes specifike të biomasës.

$$\frac{1}{SRT} = \frac{V r_x}{V X} = \frac{r_x}{X} = \mu_{net} \dots\dots\dots(2.20)$$

Prandaj, bazuar në ekuacionin 2.16, kontrolli i SRT duke hequr llumin ndikon në shkallën neto të rritjes specifike të biomasës dhe përqendrimin e substratit në reaktor. Për sistemin CMAS, përqendrimi i substratit të tretur në efluentin e reaktorit është i barabartë me përqendrimin në reaktor.

### 2.3.3 Bilanci material i biomasës

Bilanci material për masën e mikroorganizmave në reaktorin e trazuar plotësisht të paraqitur në figurën 2.12a mund të shkruhet si më poshtë:



2.

$$\text{Akumulim} = \text{Hyrja} - \text{Dalja} + \text{rritje neto}$$

3.

$$\frac{dX}{dt}V = QX_0 - [(Q - Q_w)X_e] - (Q_w X_R) + r_x V \dots\dots\dots(2.21)$$

ku:  $dX/dt$  – shkalla e ndryshimit të përqendrimit të biomasës në reaktor e matur si  $gVSS/m^3 \cdot d$ ;

$V$  – vëllimi i reaktorit (p.sh. rezervuari i ajrimit),  $m^3$

$Q$  – prurje influente,  $m^3/d$

$X_0$  – përqendrimi i biomasës në influent,  $gVSS/m^3$

$Q_w$  – rrjedha e llumit të mbetjeve,  $m^3/d$

$X_e$  – përqendrimi i biomasës në efluent,  $gVSS/m^3$

$X_R$  – përqendrimi i biomasës në vijën e kthimit nga kthjellësi,  $gVSS/m^3$

$r_x$  – norma neto e prodhimit të biomasës,  $gVSS/m^3 \cdot d$ .

Nëse supozohet se përqendrimi i mikroorganizmave në influent mund të neglizhohet dhe se ekzistojnë kushte të gjendjes së qëndrueshme ( $dX/dt = 0$ ), ekuacioni 2.21 mund të thjeshtohet:

$$(Q - Q_w) X_e + Q_w X_R = r_x V \dots\dots\dots(2.22)$$

Nëse ekuacioni 7-22 kombinohet me ekuacionin  $r_x = Yr_{su} - bX$ , rezultati është:

$$\frac{(Q - Q_w) X_e + Q_w X_R}{V X} = Y \frac{r_{su}}{X} - b \dots\dots\dots(2.23)$$

ku  $X$  është përqendrimi i biomasës në reaktor,  $g/m^3$

Anasjellta e anës së majtë të ekuacionit 2.23 përcaktohet si koha mesatare e mbajtjes së lëndëve të ngurta (SRT) siç është dhënë në ekuacionin 2.16.

$$\frac{1}{SRT} = Y \frac{r_{su}}{X} - b \dots\dots\dots(2.24)$$

Termi  $r_{su}$ , i përcaktuar si shkalla e përdorimit të substratit për njësi vëllimi të reaktorit është sasia e substratit të hequr në reaktor pjesëtuar me vëllimin e reaktorit:

$$r_{su} = \frac{Q(S_0 - S)}{V} \dots\dots\dots(2.25)$$

Kombinimi i ekuacioneve 2.24 dhe 2.25 jep:

$$\frac{1}{SRT} = \frac{YQ(S_0 - S)}{XV} - b \dots\dots\dots(2.26)$$

Nëse ekuacioni 2.26 riformulohet nga ekuacioni 2.25, përqendrimi i biomases në reaktor është funksion i sistemit SRT, koha e mbajtjes hidraulike në rezervuarin e ajrimit aerobik,  $\tau$  (V/Q), koeficienti i rendimentit të sintezës, sasia e substratit të hequr ( $S_0 - S$ ) dhe koeficienti specifik i zbrërthimit endogjen.

$$X = \left( \frac{SRT}{\tau} \right) \left[ \frac{Y(S_0 - S)}{1 + b(SRT)} \right] \dots\dots\dots(2.27)$$

Bilanci i masës së përdorimit të substratit në rezervuarin e ajrimit (Figura 2.12a) është:

$$\frac{dS}{dt} V = Q S_0 - Q_s + r_{su} V \dots\dots\dots(2.28)$$

ku  $S_0$  është përqendrimi i substratit të tretur në influent, g/m<sup>3</sup>.

Duke zëvendësuar vlerën për  $r_{su}$  dhe duke supozuar gjendjen e qëndrueshme ( $dS/dt = 0$ ), ekuacioni 7-28 mund të shkruhet si:

$$S_0 - S = \left( \frac{V}{Q} \right) \left( \frac{k X S}{K_s + S} \right) \dots\dots\dots(2.29)$$

Nëse vlera e X e shprehur nga ekuacioni 2.28 zëvendësohet në ekuacionin 2.29, shprehja që rezulton është:

$$S_0 - S = \left( \frac{V}{Q} \right) \left( \frac{k S}{K_s + S} \right) \left( \frac{SRT}{V} \right) \left[ \frac{QY}{1 + b(SRT)} \right] S_0 - S \dots\dots\dots(2.30)$$

Zgjidhja e ekuacionit në terma të S jep:

$$S = \frac{K_s [1 + b(SRT)]}{SRT (Yk - b) - 1} \dots\dots\dots(2.31)$$

Duhet mbajtur mend se në ekuacionin 2.31, përqendrimi i substratit të tretur në efluent për një proces të llumit aktiv plotësisht të përzier është vetëm një funksion i SRT dhe

koeficientëve kinetikë për rritjen dhe kalbjen e mikroflorës së llumit të aktivizuar. Përqendrimi i substratit në efluent nuk ka lidhje me përqendrimin e substratit të tretshëm në influent, por siç tregohet më herët në ekuacionin 2.27, përqendrimi i substratit në influent ndikon në përqendrimin e biomasës së reaktorit. I njëjti ekuacion mund të zbatohet për të përshkruar një proces të llumit të aktivizuar pa një precipitues dhe kështu pa një rrjedhë llumi kthimi. Në rastin pa kthim të llumit, të gjitha lëndët e ngurta të prodhuara janë të pranishme në efluentin nga rezervuari i ajrimit dhe SRT është i barabartë me  $\tau$ .

$$SRT = \frac{V X}{Q X} = \tau \dots\dots\dots(2.32)$$

Rëndësia e sistemit SRT në përcaktimin e përqendrimin të substratit të tretur të efluentit dhe përqendrimin të biomasës në rezervuarin e ajrimit është evident nga ekuacionet 2.31 dhe 2.27.

### **2.3.4 Përqendrimi i llumit aktiv në lëngun e përzier dhe prodhimi i llumit aktiv**

Prodhimi i lëndës së ngurtë (llumi aktiv) nga një reaktor biologjik është një parametër që mat masën e lëndës së tharë që duhet të hiqet çdo ditë për të mbajtur qëndrueshmërinë e procesit [14]. Është me interes të kuantifikohet prodhimi i lëndës së ngurtë në terma të TSS, VSS dhe biomasës. Sipas përkufizimit SRT ofron gjithashtu një shprehje të përshtatshme për të llogaritur llumin total të prodhuar çdo ditë nga një proces i llumit të aktivizuar:

$$P_{X_T, VSS} = \frac{X_T V}{SRT} \dots\dots\dots(2.33)$$

ku:  $P_{X_T, VSS}$  - trupat totale të ngurta (llum aktiv) që hiqeshin çdo ditë, gVSS/d;

$X_T$  – përqendrimi total i MLVSS në rezervuarin e ajrimit, gVSS/m<sup>3</sup>

$V$  – vëllimi i reaktorit, m<sup>3</sup>

SRT – koha e mbajtjes së grimcave të ngurta (llum aktiv), d.

Meqenëse  $1/SRT$  në ekuacionin 2.19 përfaqëson fraksionin e llumit aktiv të hequr në ditë dhe dendësia e përzier mund të supozohet të jetë një përzierje homogjene e

biomasës dhe lëndëve të tjera të ngurta, ekuacioni 2.25 mund të përdoret për të llogaritur sasinë e lëndëve të ngurta pezull. për cilindo përbërës të lëngut të mishit.

### 2.3.5 Përqendrimi i llumit aktiv në lëng të përzier

Totali i MLVSS në basenin e ajrimit është i barabartë me shumën e përqendrimit të biomasës X dhe përqendrimit të nbVSS (X):

$$X_T = X + X_i \dots \dots \dots (2.34)$$

Një bilanc masiv kërkohet për të llogaritur përqendrimin e nbVSS përveç përqendrimit të biomasës aktive VSS. Përqendrimi i MLVSS nbVSS ndikohet nga sasia e nbVSS në influent, sasia e nbVSS e hequr çdo ditë dhe sasia e mbetjes fraksionale të prodhuar nga vdekja e qelizave. Bilanci material i materialit inert është si më poshtë:

$$Akumulim = hyrje - dalje + rritje e mikroorganizmave$$

$$\left( \frac{dX_i}{dt} \right) V = Q X_{o,i} - \frac{X_i V}{S RT} + r_{X,i} V \dots \dots \dots (2.35)$$

ku:  $X_{o,i}$  – nbVSS- Përqendrimi në influent,  $g/m^3$

$X_i$  – nbVSS- Përqendrimi në pishinën e ajrimit,  $g/m^3$

$r_{X,i}$  – shkalla e prodhimit të nbVSS nga mbetjet qelizore,  $g/m^3 \cdot d$

Rendimentin e mikroorganizmave të llumit të aktivizuar:

$$0 = Q X_{o,i} - \frac{X_i V}{S RT} + (f_d)(b) X V \dots \dots \dots (2.36)$$

$$X_i = \frac{X_{o,i}(S RT)}{t} + (f_d)(b) X (S RT) \dots \dots \dots (2.37)$$

Ekuacioni i mëposhtëm mund të përdoret për të përcaktuar përqendrimin total të MLVSS:

$$X_T = \left( \frac{S RT}{t} \right) \left[ \frac{Y(S_0 - S)}{1 + b(S RT)} \right] + (f_d)(b)(X)(S RT) + \frac{X_{o,i}(S RT)}{t} \dots \dots \dots (2.38)$$

### 2.3.6 Llum i tepërt aktiv

Sasia e VSS (llumit aktiv) të prodhuar dhe të hedhur në ditë mund të vlerësohet duke zëvendësuar ekuacionin 2.38 në ekuacionin 2.33 dhe duke zëvendësuar  $\tau$  me  $V/Q$ . Ekuacioni që rezulton shprehet si funksion i substratit të degraduar, koeficientëve  $\mu$  dhe  $k_d$  të VSS influencues dhe kinetikë.

$$P_{X,VSS} = \frac{Q Y (S_0 - S)}{1 + b(SRT)} + \frac{(f_d)(b)Y Q (S_0 - S) S RT}{1 + b(SRT)} + Q X_{0,i} \dots\dots\dots(2.39)$$

Efekti i SRT në performancën e heqjes së substratit të tretur të sistemit të llumit të aktivizuar është ilustruar në figurën 2.13. Përveç përqendrimit të substratit të tretur, tregohet edhe përqendrimi total i VSS duke përfshirë nbVSS. Ndërsa SRT rritet, më shumë biomasa vdes dhe më shumë mbeturina qelizore grumbullohen, kështu që ndryshimi midis përqendrimit të biomasës MLVSS dhe VSS rritet me SRT. Gjithashtu në figurën 2.13 ilustrohet fakti që përqendrimi i substratit të tretur është shumë i ulët ( $bHPK < 5 \text{ mg/l}$ ) në SRT mbi dy ditë. Përqendrimi i ulët i substratit është karakteristikë e proceseve të llumit të aktivizuar në trajtimin e ujërave të zeza komunale dhe shpreh se sa efikas është degradimi i përbërësve organikë në këtë proces [15]. Degradimi i substratit organik zakonisht nuk është faktori më i rëndësishëm në përzgjedhjen e vlerave të SRT.

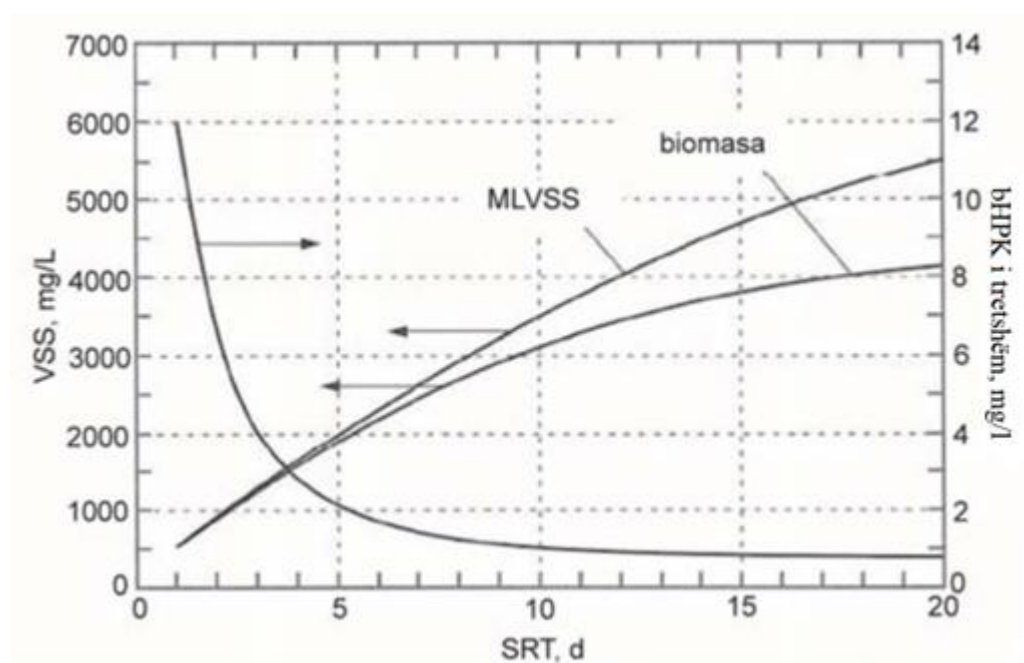


Figura 2.13 NKO i tretshëm i biodegradueshëm, përqendrimi i biomasës dhe MLVSS kundrejt SRT për proceset e llumit të aktivizuar plotësisht të përzier.



Masa totale e lëndëve të ngurta të thata të hedhura në ditë (llumi i tepërt i aktivizuar) bazohet në TSS, i cili përfshin VSS dhe lëndët e ngurta inorganike. Lëndët e ngurta inorganike janë të pranishme në ujërat e zeza që rrjedhin (TSS-VSS) dhe në biomasë, e cila përmban 10 deri në 15% lëndë të ngurta inorganike për nga pesha e thatë. Lëndët e ngurta inorganike ndikuese nuk janë të tretshme dhe konsiderohen se janë "të bllokuar" në lëndët e ngurta të përziera të pijeve dhe hiqen me mbetjet e ngurta.

Për të llogaritur prodhimin e lëndëve të ngurta në terma të TSS, ekuacioni 2.39 u modifikua duke shtuar lëndë të ngurta influente inorganike dhe duke llogaritur biomasën në terma të TSS duke supozuar një raport tipik të biomasës VSS/TSS prej 0.85. Raporti VSS/TSS mund të ndryshojë nga 0.80 në 0.90.

$$P_{X,TSS} = \frac{A}{0,85} + \frac{B}{0,85} + C + Q(TSS_0 - VSS_0) \dots\dots\dots(2.40)$$

Duke zgjedhur përqendrimin e duhur MLSS, vëllimi i ajrimit mund të përcaktohet nga ekuacioni 2.42. Përqendrimet tipike të MLSS në intervalin 2 - 4 g/l mund të zgjidhen dhe duhet të jenë në përputhje me karakteristikat e vendosjes së llumit dhe dizajnin e kthjellësit.

$$Masa\ MLVSS = (X_{VSS})V = (P_{X,VSS})SRT \dots\dots\dots(2.41)$$

$$Masa\ MLSS = (X_{TSS})V = (P_{X,TSS})SRT \dots\dots\dots(2.42)$$

Rendimenti i vëzhguar,  $Y_{obs}$ , bazohet në sasinë e prodhimit të llumit të aktivizuar të matur në lidhje me heqjen e substratit (ndotjes) dhe mund të llogaritet si gTSS/g brHPD ose g NBO, ose në lidhje me VSS si gVSS/g brHPD ose g NBO. Prodhimi i matur i lëndëve të ngurta është shuma e lëndëve të ngurta në efluent dhe lëndëve të ngurta në tepicën e llumit të aktivizuar dhe është e barabartë me vlerën  $P_X$  të përcaktuar nga ekuacionet 2.39 dhe 2.40. Rendimenti i vëzhguar për VSS mund të llogaritet duke pjesëtuar ekuacionin 2.39 me shkallën e heqjes së substratit, që është  $Q(S_0-S)$ :

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1+b(SRT)} + \frac{(f_d)(b)YQ(Y)(SRT)}{1+b(SRT)} + \frac{X_{o,i}}{S_0 - S} \dots\dots\dots(2.43)$$

ku  $Y_{obs} = gVSS/g$  substrati i hequr.

Për ujërat e zeza pa nbVSS në influencë, prodhimi i lëndës së ngurtë përbëhet vetëm nga biomasa aktive dhe mbetje qelizore, dhe rendimenti i vëzhguar për VSS është si më poshtë:

$$Y_{obs} = \frac{Y}{1+b(SRT)} + \frac{(f_d)(b)Y(SRT)}{1+b(SRT)} \dots\dots\dots(2.44)$$

Efekti i influencës VSS jo të biodegradueshme në ekuacionin 2.43 në rendiment varet nga karakteristikat e ujërave të zeza dhe nga lloji i paratrajtit. Përqendrimi i substratit të efluentit është përgjithësisht shumë i ulët në krahasim me  $S_o$ , dhe shprehja  $X_{o,i}/(S_o - S)$  mund të përafrohet me vlerat  $X_{o,i}/S_o$  në rangun prej 0,10 deri në 0,30g nbVSS/g NBO me primar trajtim dhe 0,30 deri në 0,50 g nbVSS/gBPK pa trajtim primar.

### 2.3.7 Nevoja për oksigjen

Oksigjeni i nevojshëm për biodegradimin e materialit karbonik u përcaktua nga bilanci i masës duke përdorur përqendrimin bHPK të ujërave të zeza të trajtuara dhe sasinë e biomases që hiqet nga sistemi në ditë. Nëse të gjitha bHPK do të oksidoheshin në  $CO_2$  dhe  $H_2O$ , konsumi i oksigjenit do të ishte i barabartë me përqendrimin e bHPK, por bakteret oksidojnë vetëm një pjesë të bHPK për të siguruar energji dhe për të përdorur një pjesë të bHPK për rritjen e qelizave. Konsumimi i oksigjenit për frymëmarrje endogjene është një parametër që varet nga kohëzgjatja e qëndrueshmërisë së sistemit (SRT) [8]. Për një SRT të caktuar, balanca e masës së sistemit mund të bëhet ku heqja e bHPK është e barabartë me oksigjenin e përdorur plus biomasën e mbetur VSS (për sa i përket rrjedhës së oksigjenit), siç jepet nga shprehja: oksigjeni i konsumuar =  $HPK_e$  përdorur -  $HPK_{qelizat}$ . Prandaj, për procesin e rritjes së pezulluar, oksigjeni i përdorur është:

$$R_o = Q(S_o - S) - 1,42P_{X,bio} \dots\dots\dots(2.45)$$

ku:  $R_o$  – oksigjeni i nevojshëm, kg/d;

$P_{X, bio}$ -biomasa si VSS e refuzuar në ditë, kg/d.

Është e rëndësishme të mbani mend se  $P_{X,bio}$  përfshin biomasë aktive dhe mbetje qelizore që rrjedhin nga rritja e qelizave dhe për këtë arsye është shuma e koeficientëve A dhe B në ekuacionin 2.39.

### 2.3.8 Parametrat e projektimit dhe funksionimit të reaktorit të bioajrimit

Në balancën e masës për reaktorët e trazuar plotësisht të treguar më herët, SRT tregohet se është një parametër themelor i procesit që ndikon në efikasitetin e trajtimit dhe efikasitetin e përgjithshëm të procesit të llumit të aktivizuar. Dy parametrat e tjerë të procesit të llumit aktiv të përdorur për projektimin dhe funksionimin e procesit të llumit të aktivizuar janë raporti i ushqimit (ndotja) dhe mikroorganizmave dhe ngarkesa në vëllim.

#### 2.3.8.1 Raporti ushqim-mikroorganizëm (F/M)

Raporti F/M përcaktohet si raporti i ngarkesës (NBO ose HPC) për njësi masë të mikroorganizmave në bioreaktor:

$$\frac{F}{M} = \frac{Q S_o}{V X}; \quad \frac{F}{M} = \frac{S_o}{\tau X} \dots\dots\dots(2.46)$$

ku: F/M – raporti i ushqimit dhe biomasës, gBPK ose brHPK/gVSS·d;

Q – prurja e ujërave të zeza që rrjedhin, m<sup>3</sup>/d;

S<sub>0</sub> – përqendrimi i NBO ndikues ose brHPK, g/m<sup>3</sup>

V – vëllimi i pishinës së ajrimit, m<sup>3</sup>

X – përqendrimi i biomasës në lëngun e përzier në pellgun e ajrimit, g/m<sup>3</sup>

τ – koha e mbajtjes hidraulike të pishinës së ajrimit, V/Q, d.

Raporti F/M është i dobishëm për të kuptuar efektet e ngarkesave kalimtare në një sistem. Sa më e lartë të jetë shkalla specifike e ngarkimit të NBO (g NBO/g VSS·d), aq më e lartë është shkalla e përdorimit të substratit dhe kështu përqendrimi më i lartë i substratit (ndotja) do të jetë në reaktor.

### 2.3.8.2 Raporti F/M dhe SRT

Raporti F/M është një parametër që lidhet me efikasitetin e kohës së qëndrueshmërisë së substratit (SRT) në trajtimin e ujërave të zeza [9]. Efikasiteti i heqjes së procesit, E, llogaritet si përqindje e NBO ose brHPK e hequr nga procesi i llumit të aktivizuar si:

$$E = \frac{S_o - S}{S_o} 100 \dots\dots\dots(2.47)$$

Pasi, E/100 herë F/M atëhere kemi:

$$\frac{E}{100} \left( \frac{F}{M} \right) = \frac{Q S_o (S_o - S)}{V X (S_o)} = \frac{Q (S_o - S)}{V X} \dots\dots\dots(2.48)$$

Zëvendësimi i ekuacionit 2.25 në ekuacionin 2.48 jep:

$$\frac{E}{100} \left( \frac{F}{M} \right) = \frac{r_{su}}{X} \dots\dots\dots(2.49)$$

### 2.3.8.3 Ngarkesa organike vëllimore

Lartësia e ngarkesës organike vëllimore, e përcaktuar si sasia e NBO ose HPC e aplikuar në vëllimin e pishinës së ajrimit në ditë, është:

$$L_{org} = \frac{Q S_o}{V \cdot 10^3 \text{ g / kg}} \dots\dots\dots(2.50)$$

ku:  $L_{org}$  - shkalla e vëllimit të ngarkesës organike, kgBPK/m<sup>3</sup>·d;

Q – rrjedha e ujërave të ndotura, m<sup>3</sup>/d;

S<sub>0</sub> - përqendrimi i NBO në influent, g/m<sup>3</sup>

V – vëllimi i rezervuarit të ajrimit, m<sup>3</sup>

### **2.3.9 Problemet e procesit të llumit aktiv**

Proceset aerobike me rritje të pezulluar (llum aktiv) nuk janë pa probleme në funksionim. Dy probleme të rëndësishme në funksionim janë fryrja e llumit dhe shkumëzimi.

Ruajtja e vendosjes së mirë të llumit është një sfidë kritike në proceset e llumit të aktivizuar me klasifikues të ndarjes së lëngut-ngurtë [6]. Megjithatë, në varësi të konfigurimit të pellgut të bioajrimit të llumit të aktivizuar, faktorëve mjedisorë dhe kushteve të funksionimit, mund të zhvillohet vendosje e dobët e llumit ose fryrje e llumit. Termi fryrje rrjedh nga vëzhgimi se vëllimi i një mase të caktuar llumi rritet kur ndodh vendosje e dobët. Për këto arsye, indeksi i vëllimit të llumit (SVI) është përdorur si një tregues i vetive sedimentuese të llumit. SVI përcaktohet si vëllimi (ml) i zënë për gram llum të vendosur pas 30 minutash vendosje në një gotë gote ose në një gyp Imhoff 1 litër. Fillimi i problemeve të grumbullimit dhe sedimentimit të mundshëm në ndarjen e trupave të ngurtë me gravitetin lidhet me vlerat SVI më të mëdha se 150 ml/g. Në fund të fundit, fryrja e llumit mund të rezultojë në një përqendrim të lartë të lëndëve të ngurta të pezulluara në efluent dhe në performancë të dobët të trajtimit. Shumë situata të flokulimit të llumit i janë atribuar një numri të madh bakteresh të tipit filamentoz që formojnë një seri qelizash të vetme të bashkangjitura që mund të rriten në gjatësi të madhe jashtë flokeve të llumit të aktivizuar[12].

Një shqetësim tjetër në sistemet e llumit të aktivizuar është shkumëzimi, i cili shoqërohet me rritjen e baktereve me një sipërfaqe qelize hidrofobike që lidhet me flluskat e ajrit. Një lloj bakteri rezulton në formimin e një shtrese të trashë shkume viskoze kafe në sipërfaqen e llumit të aktivizuar me flluska shpërndarëse të quajtura *Nocardia foaming*, sipas emrit të llojit të caktuar të baktereve, të vëzhguara nën mikroskop. Shumica e organizmave shkumëzues të identifikuar në sistemet e llumit të aktivizuar përfshijnë *Actinobacteria*, duke përfshirë *Candidatus Microthrix parvicella* dhe lloje të tjera të *Mycolata morphytes* [7]. Organizmat mund të gjenden në përqendrime më të larta në shkumën mbi lëngun e llumit të aktivizuar.

### **2.4 Modelimi i reaktorëve me rrjedhje reciproke**

Sistemet reciproke me riciklimin e biomasës mund të përdoren për të modeluar forma të caktuara të proceseve të llumit të aktivizuar. Karakteristika dalluese e këtij sistemi është se regjimi hidraulik i reaktorit është i tipit piston. Në një model ideal piston, të

gjitha grimcat që hyjnë në reaktor mbeten në reaktor për të njëjtën periudhë kohore. Grimcat mund të kalojnë nëpër reaktor shumë herë për shkak të aplikimit të kthimit, megjithatë, ndërsa janë në reaktor, ato nuk kalojnë të gjitha në të njëjtën kohë [13]. Modeli kinetik i sistemit reciprok është matematikisht kompleks, por modeli mund të thjeshtohet nën supozimet që çojnë në një model kinetik të dobishëm të reaktorit të rrjedhës reciproke, përkatësisht:

1. Përqendrimi i mikroorganizmave në influentit në hyrje të reaktorit është afërsisht i njëjtë me atë në efluentit nga reaktori. Ky supozim zbatohet vetëm nëse  $SRT/\tau > 5$ . Përqendrimi mesatar që rezulton i mikroorganizmave në reaktor shënohet me  $\bar{X}$ .
2. Shpejtësia e zvogëlimit të përqendrimit të substratit kur kalon nëpër reaktor përcaktohet nga shprehja e mëposhtme:

$$\frac{dS}{dt} = \frac{k S \bar{X}}{K_s + S} \dots\dots\dots(2.51)$$

Duke integruar ekuacionin 2.51 mbi kohën e mbajtjes së ujërave të zeza në basenin e ajrimit, duke zëvendësuar ekuacionin 2.27 me  $X$ , dhe duke thjeshtuar, përfitohet shprehja e mëposhtme:

$$\frac{1}{SRT} = \frac{Y k (S_0 - S)}{(S_0 - S) + (1 + R) K_s \ln \frac{S_i}{S}} - b \dots\dots\dots(2.52)$$

Përqendrimi i substratit të efluentit në ekuacionin 2.52 është një funksion i përqendrimit të nënshtresës hyrëse dhe SRT, ku për sistemet plotësisht të përziera, përqendrimi i substratit të efluentit është vetëm një funksion i SRT. Një sistem i vërtetë riqarkullimi i pistonit është teorikisht më efektiv në stabilizimin e ndotësve më të tretshëm në ujërat e zeza sesa një sistem riciklimi i basenit të rrjedhës së trazuar. Në praktikën aktuale, një regjim i vërtetë reciprok është në thelb i pamundur të ruhet për shkak të shpërndarjes gjatësore të shkaktuar nga ajrimi dhe përzierja. Duke e ndarë basenin e ajrimit në një seri reaktorësh, procesi i afrohet kinetikës reciproke me efikasitet të përmirësuar të trajtimit në krahasim me proceset e trazuara plotësisht. Një sistem plotësisht i përzier mund të trajtojë ngarkesa të mëdha të papritura më mirë se reaktorët inline në seri, për shkak të përzierjes më të madhe me ujërat e zeza që rrjedhin [16].

### 2.4.1 Modelimi i Reaktorit Sekuencial Batch (SBR)

Reaktorët e grupit të sekuecës (SBR) janë sisteme me llum të aktivizuar të llojit të ngarkimit dhe shkarkimit të grupit, ku ajrimi dhe sedimentimi ndodhin në të njëjtin reaktor [18]. Sedimentimi ndodh kur ajri dhe përzierësit janë të fikur, dhe dekanteri siguron pompimin e rrjedhës së trajtuar. Ciklet e veçanta përdoren gjatë intervaleve kohore të programuara të përcaktuara, dhe llumi i aktivizuar mbetet në reaktor gjatë të gjitha cikleve. Në sistemet konvencionale, kryhet një proces me pesë hapa: ngarkimi, reagimi, vendosja, heqja e efluentit, supernatanti dhe bota si në figurë 2.14.

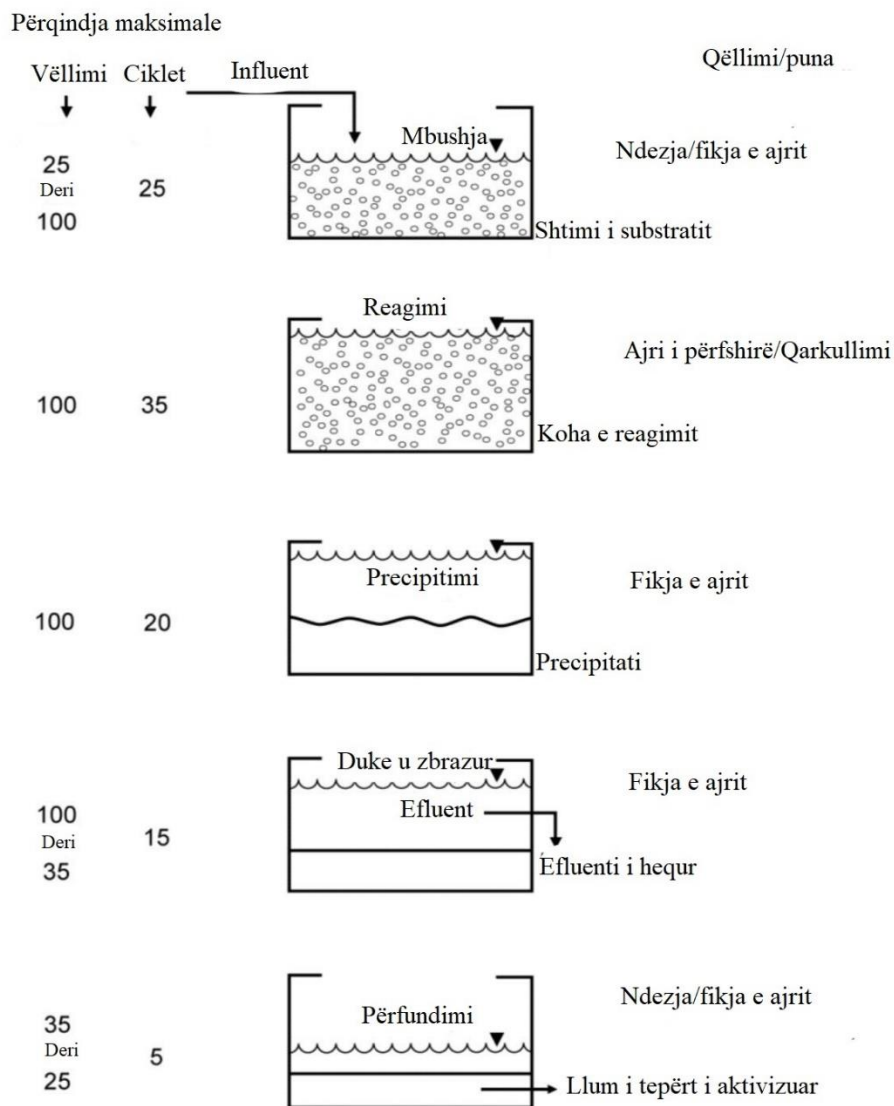


Figura 2.14 Një reaktor tipik serik për një cikël

Duke qenë se procesi është i një natyre grupore, për të siguruar marrjen e vazhdueshme të ujërave të zeza, duhet të sigurohet barazimi i rrjedhës dhe reaktorë të shumtë. Përzierja dhe ajrimi sigurohet nga pajisje të ngjashme me ato të impianteve konvencionale me rrjedhje të vazhdueshme. Tabela 2.2 tregon ciklet, d.m.th. hapat e funksionimit për një reaktor grupor sekuencial. Sistemet e reaktorëve të shpërndarjes së qarkullimit (SBR) karakterizohen nga fakti që nuk ka nevojë për kthim të llumit të aktivizuar, pasi ajrimi dhe sedimentimi ndodhin në të njëjtin reaktor [17]. Hapat specifike për procesin SBR përfshijnë (1) heqjen e llumit të aktivizuar të tepërt, (2) aplikimin e kinetikës së procesit, (3) zgjedhjen e kushteve kryesore të funksionimit duke përfshirë një pjesë të përmbajtjes së reaktorit që do të hiqet gjatë dekantimit dhe vendosjes dhe kohës së ajrimit.

Tabela 2.2 Përshkrimi i hapave të funksionimit për një reaktor grupor sekuencial (SBR)

Hapi i punës	Përshkrim
Ngarkimi	Gjatë periudhës së ngarkimit, ujërat e zeza të papërpunuara ose efluenti kryesor shtohen në reaktor. Në hapin e ngarkimit, niveli i lëngut në reaktor zakonisht rritet nga 75 përqind (në fund të periudhës së qetësisë) në 100 përqind në vëllimin maksimal. Kur përdoren dy rezervuarë, periudha e karikimit mund të zgjasë 50 përqind të kohës totale të ciklit. Gjatë ngarkimit, reaktori mund të trazohet vetëm ose të trazohet dhe të ajroset për të nxitur reaksione biologjike me ujërat e zeza që rrjedhin. Përzierja e të paktën 50 përqind përmirëson kontrollin e rritjes filamentoze dhe përmirëson vendosjen dhe trashjen.
Reagimi	Gjatë periudhës së reagimit, biomasa konsumon substratin në kushte të kontrolluara mjedisore, të cilat mund të jenë vetëm ajrim ose ajrim ciklik dhe përzierje për të nxitur nitrifikimin biologjik dhe denitrifikimin për heqjen e azotit.
Depozitimi	Lënda e ngurtë ndahet nga lëngu në kushte qetësie, duke rezultuar në një supernatant të pastër që mund të hidhet.
Zbrazje (dekantim)	Efluenti i pastruar hiqet gjatë periudhës së dekantimit. Mund të përdoren shumë metoda dekantimi, ku derdhja klasike ose tejmbushjet e rregullueshme janë më të zakonshmet.
Heshtje	Periudha e papunësisë përdoret në sistemet me shumë reaktorë për të siguruar kohë që një reaktor të përfundojë fazën e karikimit përpara se të kalojë në një njësi tjetër. Ai gjithashtu siguron kapacitetin për të trajtuar prurjet më të larta që mund të ndodhin gjatë kushteve të motit me reshje më të larta dhe ngarkesave më të larta sezonale.



Heqja e llumit të aktivizuar nga SBR është një hap tjetër i rëndësishëm në funksionimin e SBR që kërkohet për të kontrolluar SRT dhe ndikon shumë në efikasitetin e procesit. Heqja e llumit të tepërt nuk përfshihet në një nga pesë hapat bazë të procesit, sepse nuk ka një kornizë kohore specifike gjatë ciklit të dedikuar për këtë operacion. Sasia dhe shpeshësia e refuzimit të llumit të aktivizuar përcaktohet nga kërkesat e efikasitetit të procesit si në një sistem proton konvencional. Në një sistem SBR, refuzimi i llumit zakonisht ndodh gjatë fazës së reaksionit për të siguruar një shkarkim të përshtatshëm të llumit të aktivizuar, duke përfshirë materialin e imët dhe grimcat e mëdha [19]. Pishinat SBR duhet të projektohen me aftësinë për të hequr butësinë e mishit si një mjet efektiv për kontrollin e shkumës duke shtypur rritjen e *M. Parvicella* dhe baktereve *Nocardia* që shkaktojnë shkumë.

#### 2.4.2 Kushtet kryesore të punës

Kushtet kryesore të funksionimit që duhet të zgjidhen janë periudhat e hapave të funksionimit të reaktorit gjatë heqjes së nënshtresës, gjatë dekantimit dhe kohës së zbutjes, dekantimit dhe ajrimit. Meqenëse vëllimi i mbushjes është i barabartë me vëllimin e dekantimit, periudha e vëllimit të dekantuar është e barabartë me periudhën e vëllimit të basenit SBR të përdorur për mbushjen e ciklit dhe përcaktohet si periudha e mbushjes ose raporti i vëllimit të mbushjes me vëllimin total. Periudha e mbushjes është një parametër kyç i projektimit të SBR që përdoret për të përcaktuar volumin e kërkuar të grupit SBR. Periudha e lejuar e shkarkimit bazohet në ekzistimin e mjaftueshëm të lëngut të pastër (mbipërkatës) mbi llumin e aktivizuar të vendosur gjatë dekantimit. Periudha e mbushjes duhet të jetë më e shkurtër për të punuar me përqendrime më të larta MLSS dhe SVI më të lartë sepse kërkohet thellësia më e madhe për të mbajtur trupat e ngurtë të vendosur. Thellësia totale e pishinës që kërkohet për të mbajtur vëllimin e vendosur të llumit të aktivizuar mund të vlerësohet si më poshtë:

$$F(V_T) = \left( MLSS, \frac{mg}{L} \right) \left( \frac{SVI, \frac{mg}{L}}{10^6} \right) \dots\dots\dots(2.53)$$

ku  $F(V_T)$  është vëllimi i grupit SBR të zënë nga llumi i aktivizuar i vendosur.

Variablat e rëndësishëm të procesit për procesin e llumit të aktivizuar në faza janë: (1) kërkesat për oksigjen, (2) shpërndarja e kërkesës për oksigjen dhe (3) përqendrimi i  $\text{NH}_4\text{-N}$ .

### **2.4.3 Kërkesa për oksigjen në procesin e fazës**

Kërkesa për oksigjen ndryshon në një reaktor të fazës së trazuar plotësisht dhe mund të jetë mjaft e lartë në fazën e parë për të përmbushur kapacitetin e transferimit të vëllimit të oksigjenit të pajisjes së ajrimit të përdorur [20]. Me shpërndarësit e ajrimit me flluska të imta me densitet të lartë, të tilla si panelet e ajrimit të membranës, shpejtësitë e transferimit të oksigjenit prej 100 deri në 150  $\text{mg/l}\cdot\text{h}$  janë të mundshme. Pjesa më e madhe e rbHPK konsumohet në fazën e parë dhe shkalla e marrjes së oksigjenit për degradimin e bHPK do të ulet nga faza në fazë si funksion i kinetikës së degradimit. Shkalla e nitrifikimit mund të jetë në nivelin maksimal të rendit zero në fazën e parë dhe të dytë për shkak të përqendrimeve më të larta të  $\text{NH}_4\text{-N}$  në fazat e mëparshme.

## KAPITULLI III

### 3.METODOLOGJIA

Për realizimin e këtij punimi masteri, është marrë detyra për projektimin e një sistemi për llum aktiv dhe përzjerje të plotë për trajtimin e  $22464 m^3 / d$  ujëra shkarkuese, për dy qëllime:

1. për të arritur përqendrim NBO në efluent më pak se  $30 g/m^3$
2. për të arritur largimin e NBO dhe nitrifikimin, me përqendrim të  $NH_4^+$  në efluent prej  $0.50 g / m^3$  dhe përqendrimin NBO dhe TSS në efluent më të vogël ose të barabartë me  $15 g / m^3$ .

Në basenin e ajrimit temperatura e ujërave shkarkuese është karakteristikat e ujërave shkarkuese janë dhënë në tabelën 3.1.

Tabela 3.1 Karakteristikat e ujërave shkarkuese

Përbërësit	Përqendrimi, $g/m^3$
<i>NBO</i>	140
<i>sNBO</i>	70
<i>NKO</i>	300
<i>sNKO</i>	132
<i>rbNKO</i>	80
<i>TSS</i>	70
<i>VSS</i>	60
<i>TKN</i>	35
<i>NH<sub>4</sub></i>	25
<i>TP</i>	6
<i>Alkalitet</i>	140 si $CaCO_3$
<i>bNKO/NBO</i>	1.6

### 3.1 Kushtet e projektit dhe supozimet

1. Difuzorët e qeramikës punojnë me efikasitet të bartjes së oksigjenit në ujë të pastër prej 35%.
2. Thellësia e ujit në basenin e ajrimit është 4.9 m.
3. Difuzorët vendosen 0.5 m prej fundit të basenit të ajrimit.
4. Përqendrimi i oksigjenit të tretur në basenin e ajrimit është  $2 \text{ g} / \text{m}^3$ .
5. Objekti ndodhet 500 m mbi nivelin e detit ( $P = 95.6 \text{ kPa}$ ).
6. Faktori  $\alpha$  për largimin e vetëm të *NBO* është 0.5, kurse me nitrifikim 0.65; faktori  $\beta$  për të dyja rastet është 0.95, ndërsa faktori i ndotjes së difuzorit është  $F = 0.90$ .
7. Shfrytëzoni parametrat kinetikë nga tabelat.
8. Koha e mbajtjes së qelizave,  $\theta$ , për largimin e *NBO* është 5 ditë.
9. Përqendrimi i *MLSS*,  $X_{MLSS}$  është  $3000 \text{ g} / \text{m}^3$ .
10. Faktori i sigurisë për *TKN* (maksimumi/mesatarja) është  $FS = 1.5$ .

Tabela 3.2 Parametrat kinetikë për procesin me llum aktiv për bakteret heterotrofe në 20 °C

Koeficientet		Njësia	Intervali	Vlera tipike
$\mu_m$		$\text{g} / \text{g} \cdot \text{d}$	3.0-13.2	6.0
$K_s$		$\text{g} / \text{m}^3$	5.0-40.0	20.0
$Y$		$\text{g} / \text{g}$	0.30-0.50	0.40
$k_d$		$\text{g} / \text{g} \cdot \text{d}$	0.060-0.20	0.12
$f_d$		$\text{g} / \text{g} \cdot \text{d}$	0.08-0.20	0.15
$\theta$ vlerat për	$\mu_m$	$\text{g} / \text{g} \cdot \text{d}$	1.03-1.08	1.07
	$k_d$	$\text{g} / \text{g} \cdot \text{d}$	1.03-1.08	1.04
	$K_s$	$\text{g} / \text{m}^3$	1.00	1.00

Tabela 3.3 Parametrat kinetikë për procesin me llum aktiv për bakteret nitrifikuese në 20°C

Koeficientet	Njësia	Intervali	Vlera tipike
$\mu_{mn}$	$g/g \cdot d$	0.2-0.9	0.75
$K_n$	$g/m^3$	0.5-1.0	0.74
$Y_n$	$g/g$	0.1-0.15	0.12
$k_{dn}$	$g/g \cdot d$	0.05-0.15	0.08
$K_0$	$g/m^3$	0.40-0.60	0.50
Vlerat $\theta$ për:	$\mu_{mn}$	$g/g \cdot d$	1.06-1.123
	$K_n$	$g/g \cdot d$	1.03-1.123
	$k_{dn}$	$g/g \cdot d$	1.03-1.08

### 3.2 Zgjidhje

#### 3.2.1 Largimi i NBO pa nitrifikim

Llogaritja e vlerave të përbërësve të ujërave shkarkuese të nevojshme për njehsimet e mëtejshme:

$$bNKO = 1.6 \cdot NBO = 1.6 \cdot 140 = 224 \frac{g}{m^3}$$

$$nbNKO = NKO - bNKO = 300 - 224 = 76 \frac{g}{m^3}$$

$$nbsNKO = sNKO - 1.6 \cdot sNBO = 132 - 1.6 \cdot 70 = 20 \frac{g}{m^3}$$

$$nbVSS = \left( 1 - \frac{bNKO}{pNKO} \right) VSS$$

$$\frac{bpNKO}{pNKO} = \frac{\left( \frac{bNKO}{NBO} \right) (NBO - sNBO)}{NKO - sNKO}$$

$$\frac{bpNKO}{pNKO} = \frac{1.6(NBO - sNBO)}{NKO - sNKO} = \frac{1.6(140 - 70)}{300 - 132} = 0.67$$

$$nbVSS = (1 - 0.67)60 = 20 \frac{g}{m^3}$$

$$iTSS = TSS - VSS = 70 - 60 = 10 \frac{g}{m^3}$$

2) Përcaktimi i produktit të biomasës:

$$P_{X,bio} = \frac{QY(S_0 - S)}{1 + (k_d)\theta} + \frac{(f_d) \cdot (k_d)QY(S_0 - S) \cdot \theta}{1 + (k_d)\theta}$$

$$S = \frac{K_s [1 + (k_d)\theta]}{\theta(\mu_m - k_d) - 1}$$

Vlera nga tabela:

$$K_s = 20 \frac{g}{m^3}$$

Korrigjimi i koeficienteve në raport me temperaturën e ujërave shkarkuese:

$$\mu_{m,T} = \mu_m \theta^{(T-20)}$$

$$\mu_{m,12^0 C} = 6.0 \cdot 1.07^{(12-20)} = 3.5 \frac{g}{g \cdot d}$$

$$k_{d,T} = k_{20} \theta^{(T-20)}$$

$$k_{d,12^0 C} = 0.12 \cdot 1.04^{(12-20)} = 0.088 \frac{g}{g \cdot d}$$

Me zëvendësimin e koeficientit në barazimin për njehsimin e përqendrimeve të substratit në dalje nga baseni i ajrimit fitohet:

$$S = \frac{20(1 + 0.088 \cdot 5)}{5(3.5 - 0.088) - 1} = 1.8 \frac{gbNKO}{m^3}$$

ndërsa produktiviteti i biomasës është i barabartë:

$$P_{X,bio} = \frac{22464 \cdot 0.4(224 - 1.8) \cdot 10^{-3} + 0.15 \cdot 0.088 \cdot 22464 \cdot 0.4(224 - 1.8) \cdot 10^{-3} \cdot 5}{1 + 0.088 \cdot 5}$$

$$P_{X, bio} = 1478 \frac{kg}{d}$$

3) Përcaktimi i masës së VSS dhe TSS në basenin e ajrimit:

$$M = P_X \cdot \theta$$

$$P_{X, VSS} = 1478 \frac{kg}{d} + Q(nbVSS)$$

$$P_{X, VSS} = 1478 \frac{kg}{d} + 22464 \cdot 20 \cdot 10^{-3}$$

$$P_{X, VSS} = 1927.3 \frac{kg}{d}$$

$$P_{X, TSS} = 1478 \cdot \frac{1}{0.85} + Q(nbVSS) + Q(TSS_0 - VSS_0)$$

$$P_{X, TSS} = 1738.8 + 449.3 + 22464 \cdot 10 \cdot 10^{-3}$$

$$P_{X, TSS} = 2412.7 \frac{kg}{d}$$

$$X_{MLVSS} \cdot V = P_{X, VSS} \cdot \theta = M_{MLVSS}$$

$$M_{MLVSS} = 1927.3 \cdot 5 = 9637 kg$$

$$X_{MLSS} \cdot V = P_{X, TSS} \cdot \theta = M_{MLSS}$$

$$M_{MLSS} = 2412.7 \cdot 5 = 12064 kg$$

4) Përcaktimi i vëllimit të basenit të ajrimit, koha hidraulike e mbajtjes dhe përqendrimi i  $MLVSS$  në basenin e ajrimit:

$$X_{MLSS} \cdot V = 12064$$

$$X_{MLSS} = 3000 kg$$

$$V = \frac{12064}{X_{MLSS}} = \frac{12064 kg}{3000 \cdot 10^{-3} \frac{kg}{m^3}} = 4021 m^3$$

$$\tau = \frac{V}{Q} = \frac{4021m^3 \cdot \frac{24h}{d}}{22464 \frac{m^3}{d}} = 4.3h$$

$$VSS = \frac{M_{MLVSS}}{M_{MLSS}} = \frac{9637kg}{12064kg} = 0.80$$

$$X_{MLVSS} = 0.80 \cdot 3000 = 2400 \frac{g}{m^3}$$

5) Përcaktimi i raportit  $F / M$  dhe  $NBO$  i ngarkesës vëllimore

$$\frac{F}{M} = \frac{QS_0}{XV}$$

$$\frac{F}{M} = \frac{22464 \frac{m^3}{d} \cdot 140 \frac{g}{m^3}}{2400 \frac{g}{m^3} \cdot 4020m^3} = 0.33 \frac{g}{g \cdot d} = 0.33 \frac{kg}{kg \cdot d}$$

$$Ngarkesa\ NBO = \frac{QS_0}{V}$$

$$Ngarkesa\ NBO = \frac{22464 \frac{m^3}{d} \cdot 140 \frac{g}{m^3} \cdot 10^{-3} \frac{kg}{g}}{4021m^3}$$

$$Ngarkesa\ NBO = 0.78 \frac{kg}{m^3 \cdot d}$$

6) Rendimenti real i  $TSS$  dhe  $VSS$ .

$$Rendimenti\ real = \frac{g\ TSS}{g\ bNKO} = \frac{kg\ TSS}{kg\ bNKO}$$

$$rendim\ enti\ real = \frac{g\ TSS}{g\ bNKO} = \frac{kg\ TSS}{kg\ bNKO}$$

$$P_{X,TSS} = 2412.7 \frac{kg}{d}$$



$$Largimi\ bNKO = Q(S_0 - S)$$

$$Largimi\ bNKO = 22434 \cdot (224 - 1.8) \cdot 10^{-3} = 4991.5 \frac{kg}{d}$$

$$Y_{obs, TSS} = \frac{2412.7 \frac{kg}{d}}{4991.5 \frac{kg}{d}} = 0.48 \frac{kgTSS}{kgbNKO}$$

$$\frac{VSS}{TSS} = 0.8$$

$$Y_{obs, VSS} = 0.48 \frac{gTSS}{gbNKO} \cdot 0.80 \frac{gVSS}{gTSS} = 0.38 \frac{gVSS}{gbNKO}$$

$$Y_{obs, VSS} = 0.38 \frac{gVSS}{gbNKO} \cdot 1.6 \frac{gbNKO}{gNBO} = 0.61 \frac{gVSS}{gNBO}$$

7) Llogaritja e sasisë së nevojshme të oksigjenit:

$$R_0 = Q(S_0 - S) - 1.42P_{X, bio}$$

$$R_0 = 22464 \cdot (224 - 1.8) \cdot 10^{-3} - 1.42 \cdot 1478 = 2892.7 \frac{kg}{d}$$

$$R_0 = 120.5 \frac{kg}{h}$$

8) Llogaritja e rrjedhës masore të nevojshme të oksigjenit dhe rrjedhës vëllimore të ajrit gjatë ajrimit.

Rrjedha masore e oksigjenit në kushtet reale të punës së impiantit, llogaritet në mënyrën vijuese:

$$N_D = N_{0D} \left( \frac{\beta C_{S, T, H} - C_L}{C_{S, 20}} \right) (1.024^{T-20}) (\alpha) F$$

Pasi është i njohur konsumi i oksigjenit në kushte reale, ( $N_D = 120.5 \text{ kg/h}$ ), për të përcaktuar rrjedhën e ajrit, i cili gjatë zgjedhjes së pajisjes përkufizohet për kushte normale dhe ajrim në ujë të pastër, nevojitet që, bazuar në barazimet e mëparshme, llogaritni se cila është shpejtësia e bartjes së oksigjenit në kushte standarde në ujë të

pastër  $N_{OD}$ , siguroji shpejtësinë e nevojshme të bartjes së oksigjenit në kushte reale. Bazuar në këto vlera, sipas pjesës masore të oksigjenit në vëllimin e ajrit dhe shkallës së efikasitetit të bartjes, llogaritet rrjedha e ajrit në kushte standarde dhe bëhet zgjedhja e pajisjeve që do të sigurojnë atë rrjedhë.

Përcaktimi  $C_{\bar{s},T,H}$  përqendrimi mesatar i ngopjes së oksigjenit të tretur në ujë të pastër në basenin e ajrimi në temperaturën  $T$  dhe lartësinë  $H$ :

$$C_{\bar{s},T,H} = (C_{s,T,H}) \frac{1}{2} \left( \frac{P_D}{P_{atm,H}} + \frac{O_0}{21} \right)$$

Vlerat e përqendrimeve të oksigjenit në ekuilibër në temperatura janë (lexuar nga tabela):

$$C_{20^{\circ}C} = 9.08 \frac{mg}{L} \qquad C_{12^{\circ}C} = 10.77 \frac{mg}{L}$$

Përcaktimi i presionit relativ në lartësinë  $500m$  në raport me lartësinë zero të lartësisë mbidetare, d.m.th. shkalla e zvogëlimit e presionit atmosferik me rritjen e lartësisë llogaritet sipas barazimit:

$$\frac{P_{atm,H}}{P_{atm,H-0}} = \exp \left[ - \frac{gM(z_b - z_a)}{RT} \right]$$

$$\frac{P_{atm,H}}{P_{atm,H-0}} = \exp \left[ - \frac{9.81 \frac{m}{s^2} \cdot 28.97 \frac{kg}{kg \cdot mol} (500 - 0)m}{8314 \frac{kg \cdot m^2}{s^2 \cdot kg \cdot mol \cdot K} (273.15 - 12)K} \right] = 0.94$$

Përqendrimi i oksigjenit në  $500m$  dhe  $12^{\circ}C$  është:

$$C_{s,T,H} = 10.77 \cdot 0.94 = 10.12 \frac{mg}{L}$$

Përcaktimi i presionit atmosferik në  $m$  të shtyllës së ujit në lartësi prej  $500m$ :

$$P_{atm,H} = \frac{\left( \frac{P_{atm,H}}{P_{atm,H-0}} \right) P_{atm}}{\gamma}$$

$$P_{atm,H} = \frac{0.94 \cdot 101.325 \frac{kN}{m^2}}{9.802 \frac{kN}{m^3}} = 9.72m$$

Llogaritja e përqendrimit të oksigjenit të supozuar që përqindja e oksigjenit në ajër lëshon basenin e ajrimit është 19%:

$$C_{\bar{s},T,H} = (C_{s,T,H}) \frac{1}{2} \left( \frac{P_{atm,H} + P_{H_D}}{P_{atm,H}} + \frac{O_2}{21} \right)$$

$$C_{\bar{s},T,H} = 10.12 \frac{mg}{L} \frac{1}{2} \left[ \frac{9.72m + (4.9 - 0.5)m}{9.72m} + \frac{19}{21} \right]$$

$$C_{\bar{s},T,H} = 11.93 \frac{mg}{L}$$

Njehsimi i  $N_{OD}$  :

$$N_{O_D} = N_D \left[ \frac{C_{s,20}}{\alpha F (\beta C_{\bar{s},T,H} - C_L)} \right] (1.024^{20-T})$$

$$N_{O_D} = \frac{120.5 \frac{kg}{h} \cdot 9.08 \frac{g}{m^3} \cdot (1.024^{20-12})}{0.5 \cdot 0.9 \cdot \left( 0.95 \cdot 11.93 \frac{g}{m^3} - 2.0 \frac{g}{m^3} \right)} = 315 \frac{kg}{h}$$

Njehsimi i rrjedhës së ajrit:

$$Rrjedha\ e\ ajrit, \frac{kg}{min} = \frac{N_{O_D} \frac{kg}{h}}{E \frac{60\ min}{h} \cdot \frac{kgO_2}{m^3\ ajër}}$$

$$\frac{kg}{min} = \frac{N_{O_2} \frac{kg}{h}}{E \frac{60 min}{h} \cdot \frac{kg O_2}{m^3 ajer}}$$

Shfrytëzimi i vlerave nga tabela për densitetin e ajrit në 12<sup>0</sup>C dhe presion prej 95.2 kPa (0.94 · 101.325 kPa) është 1.1633 kg / m<sup>3</sup>. Sasia e nevojshme e oksigjenit për masë është 0.270 (0.2318 · 1.1633 kg/m<sup>3</sup>), ku fitohet rrjedha e nevojshme e ajrit:

$$Rrjedhja e ajrit = \frac{315 \frac{kg}{h}}{0.35 \frac{60 min}{h} \cdot 0.270 \frac{kg O_2}{m^3 ajer}} = 55.5 \frac{m^3}{min}$$

### 3.2.2 Largimi i NBO me nitrifikim

1) Hapat e parë janë të njëjtë si te largimi i vetëm NBO (detyra nën A), ku përjashtim bën koha e mbajtjes së qelizave të cilat duhet të përcaktohen përsëri. Shpejtësia e nitrifikimit do ta kontrollojë gjithë procesin, sepse bakteret nitrifikuese rriten shumë më ngadalë sesa bakteret heterotrofe, të cilat e largojnë karbonin organik.

Në fillim është e nevojshme të llogaritet shkalla specifike e rritjes së baktereve nitrifikuese duke përdorur barazimin:

$$\mu_n = \left( \frac{\mu_{mn} N}{K_n + N} \right) \left( \frac{DO}{K_0 + DO} \right) - k_{dn}$$

Përcaktimi i parametrave kinetikë për temperaturën e ujërave shkarkuese prej 12<sup>0</sup>C :

$$\mu_{mn,12^0C} = 0.75 \cdot 1.07^{(12-20)} = 0.44 \frac{g}{g \cdot d}$$

$$K_{n,12^0C} = 0.74 \cdot 1.053^{(12-20)} = 0.49 \frac{g}{m^3}$$

$$k_{dn,12^0C} = 0.08 \cdot 1.04^{(12-20)} = 0.06 \frac{g}{g \cdot d}$$

Vlerat e dhëna:

$$N = 0.50 \frac{g}{m^3} \quad DO = 2.0 \frac{g}{m^3} \quad K_0 = 0.50 \frac{g}{m^3}$$

Duke zëvendësuar vlerat e njehsuara dhe të dhëna në barazimin për njehsimin e shpejtësisë specifike të rritjes së bakteve nitrifikuese, fitohet:

$$\mu_n = \left( \frac{0.44 \cdot 0.50}{0.49 + 0.50} \right) \left( \frac{2.0}{0.50 + 2.0} \right) - 0.06 = 0.12 \frac{g}{g \cdot d}$$

2) Llogaritja e kohës teorike dhe reale e mbajtjes së qelizave,  $\theta$ .

Llogaritja teorike  $\theta$ :

$$\theta = \frac{1}{\mu_n} = \frac{1}{0.12} = 8.33d$$

Llogaritja e kohës reale  $\theta$ :

$$FS = \frac{TKN_{max}}{TKN_{mesatare}} = 1.5$$

$$\theta_{reale} = FS \cdot \theta_{teorike}$$

$$\theta_{reale} = 1.5 \cdot 8.33 = 12.5d$$

3) Llogaritja e produktit të biomasës.

$$P_{x,bio} = \frac{QY(S_0 - S)}{1 + (k_d)\theta} + \frac{(f_d) \cdot (k_d) QY(S_0 - S) \cdot \theta}{1 + (k_d)\theta} + \frac{QY_n(NO_x)}{1 + (k_{dn})\theta}$$

$$S = \frac{K_s(1 + \theta k_d)}{\theta(\mu_m - k_d) - 1}$$

$$S = \frac{20 \cdot (1 + 0.088 \cdot 12.5)}{12.5 \cdot (3.5 - 0.088) - 1} = 1.0 \frac{gbNKO}{m^3}$$

Është e nevojshme të supozohet se  $NO_x \approx 80\%$   $TKN$ , pasi bilanci i azotit akoma nuk mund të bëhet. Gabimi në këtë supozim është i vogël, meqë rendimenti i bakteve

nitrifikuese është i vogël dhe që pjesa e tyre në përqendrimin total të *MLVSS* është gjithashtu i vogël.

$$NO_x = 0.80 \cdot 35 = 28 \frac{g}{m^3}$$

$$P_{x,bio} = \frac{22464 \cdot 0.40(224-1.0) \cdot 10^{-3}}{1+0.088 \cdot 12.5} + \frac{0.15 \cdot 0.088 \cdot 0.40 \cdot 22464(224-1.0) \cdot 10^{-3}}{1+0.088 \cdot 12.5} + \frac{22464 \cdot 0.12 \cdot 28 \cdot 10^{-3}}{1+0.06 \cdot 12.5}$$

$$P_{x,bio} = 1154.7 \frac{kg}{d}$$

4) Llogaritja e sasisë së azotit të oksiduar deri në nitrat.

Sasia e azotit të oksiduar mund të fitohet duke përdorur bilancin e azotit:

$$NO_x = TKN - N_\theta - 0.12 \frac{P_{x,bio}}{Q}$$

$$NO_x = 35 \frac{g}{m^3} - 0.5 \frac{g}{m^3} - 0.12 \frac{gN}{g_{bio}} \cdot 1154.7 \frac{kg}{d} \cdot 10^3 \frac{g}{kg} \cdot 22464 \frac{m^3}{d} = 28.3 \frac{g}{m^3}$$

5) Llogaritja e përqendrimit të masës dhe përqendrimit të *VSS* dhe *TSS* në basenin e ajrimit:

$$M = P_x \cdot \theta$$

$$P_{x,VSS} = 1154.7 \frac{kg}{d} + Q(nbVSS)$$

$$P_{x,VSS} = 1154.7 + 22464 \cdot 20 \cdot 10^{-3}$$

$$P_{x,VSS} = 1604.0 \frac{kg}{d}$$

$$P_{x,TSS} = 1154.7 \cdot \frac{1}{0.85} + Q(nbVSS) + Q(TSS_0 - VSS_0)$$

$$P_{x,TSS} = 1358.5 + 449.3 + 22464 \cdot 10 \cdot 10^{-3}$$

$$P_{x,TSS} = 2032.4 \frac{kg}{d}$$

$$X_{MLVSS} \cdot V = P_{x,VSS} \cdot \theta = M_{MLVSS}$$

$$M_{MLVSS} = 11604.0 \cdot 12.5 = 20050 \text{ kg}$$

$$X_{MLVSS} \cdot V = P_{X,TSS} \cdot \theta = M_{MLVSS}$$

$$M_{MLSS} = 2032.4 \cdot 12.5 = 25405 \text{ kg}$$

6) Llogaritja e vëllimit të basenit të ajrimit, koha hidraulike e mbajtjes dhe përqendrimi *MLSS*:

$$X_{MLSS} \cdot V = 25405 \text{ kg}$$

$$X_{MLSS} = 3000 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}$$

$$V = \frac{25405 \text{ kg} \cdot 10^3 \frac{\text{g}}{\text{kg}}}{3000 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}}$$

$$V = 8468 \text{ m}^3$$

$$\tau = \frac{V}{Q} = \frac{8468 \text{ m}^3 \cdot \frac{24 \text{ h}}{d}}{22464 \frac{\text{m}^3}{d}} = 9.0 \text{ h}$$

$$VSS = \frac{M_{MLVSS}}{M_{MLSS}} = \frac{20050 \text{ kg}}{25405 \text{ kg}} = 0.79$$

$$X_{MLVSS} = 0.79 \cdot 3000 = 2370 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}$$

7) Përcaktimi i raportit *F/M* dhe *NBO* ngarkesës vëllimore.

$$\frac{F}{M} = \frac{QS_0}{XV}$$

$$\frac{F}{M} = \frac{22464 \frac{\text{m}^3}{d} \cdot 140 \frac{\text{g}}{\text{m}^3}}{2370 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \cdot 8466 \text{ m}^3} = 0.16 \frac{\text{g}}{\text{g} \cdot d}$$

$$\text{Ngarkesa NBO} = \frac{QS_0}{V} = \frac{\text{kg NBO}}{\text{m}^3 \cdot d}$$

$$NBO = \frac{QS_0}{V} = \frac{kgNBO}{m^3 \cdot d}$$

$$Ngarkesa NBO = \frac{22464 \frac{m^3}{d} \cdot 140 \frac{g}{m} \cdot 10^{-3} \frac{kg}{g}}{8466 m^3} = 0.37 \frac{kg}{m^3 \cdot d}$$

$$NBO = \frac{22464 \frac{m^3}{d} \cdot 140 \frac{g}{m} \cdot 10^{-3} \frac{kg}{g}}{8466 m^3} = 0.37 \frac{kg}{m^3 \cdot d}$$

8) Rendimenti real TSS dhe VSS.

$$Rendimenti real = \frac{gTSS}{gbNKO} = \frac{kgTSS}{kgbNKO}$$

$$P_{x,TSS} = 2032.4 \frac{kg}{d}$$

$$Largimi bNKO = Q(S_0 - S)$$

$$bNKO = Q(S_0 - S)$$

$$Largimi bNKO = 22434 \cdot (224 - 1.0) \cdot 10^{-3} = 5009.5 \frac{kg}{d}$$

$$bNKO = 22434 \cdot (224 - 1.0) \cdot 10^{-3} = 5009.5 \frac{kg}{d}$$

$$Y_{obs,TSS} = \frac{2032.4 \frac{kg}{d}}{5009.5 \frac{kg}{d}} = 0.41 \frac{kgTSS}{kgbNKO}$$

$$\frac{VSS}{TSS} = 0.8$$

$$Y_{obs,VSS} = 0.41 \frac{gTSS}{gbNKO} \cdot 0.8 \frac{gVSS}{gTSS} = 0.328 \frac{gVSS}{gbNKO}$$

$$Y_{obs,VSS} = 0.328 \frac{gVSS}{gbNKO} \cdot 1.6 \frac{gbNKO}{gNBO} = 0.52 \frac{gVSS}{gNBO}$$



9) Llogaritja e sasisë së nevojshme të oksigjenit.

$$R_0 = Q(S_0 - S) - 1.42P_{x,bio} + 4.33Q(NO_x)$$

$$R_0 = 22464 \cdot (224 - 1.0) \cdot 10^{-3} - 1.42 \cdot 1154.7 + 4.33 \cdot 22464 \cdot 28.3 \cdot 10^{-3} = 6122.5 \frac{kg}{d}$$

$$R_0 = 255.1 \frac{kg}{h}$$

10) Ajrimi-llogaritja e rrjedhës së nevojshme të masës së oksigjenit dhe rrjedhës vëllimore të ajrit:

$$N_{0_d} = N_D \left[ \frac{C_{S,20}}{\alpha F (\beta C_{\bar{S},T,H} - C_L)} \right] (1.024^{20-T})$$

$$N_{0_d} = \frac{255.1 \frac{kg}{h} \cdot 9.08 \frac{g}{m^3} \cdot 1.024^{20-12}}{0.65 \cdot 0.9 \left( 0.95 \cdot 11.93 \frac{g}{m^3} - 2.0 \frac{g}{m^3} \right)}$$

$$N_{0_d} = 512.9 \frac{m^3}{h}$$

Llogaritja e rrjedhës së ajrit:

$$Rrjedha\ e\ ajrit = \frac{512.9 \frac{kg}{h}}{0.35 \cdot 60 \frac{min}{h} \cdot 0.27 \frac{kgO_2}{m^3\ ajer}} = 90.5 \frac{m^3}{min}$$

11) Kontrolli i alkalitetit.

*Bilanci i alkalitetit:*

Alkaliteti për të mbajtur pH në 7=

= Alkaliteti në influent - Alkaliteti i përdorur + Alkaliteti që duhet shtuar

$$Alkaliteti\ në\ influent : 140 \frac{g}{m^3} \text{ si } CaCO_3 \quad 140 \frac{g}{m^3}$$

$$Sasia\ e\ azotit\ e\ shndërruar\ në\ nitrate : NO_x = 28.3 \frac{g}{m^3}$$

$$NO_x = 28.3 \frac{g}{m^3}$$

$$\text{Alkaliteti i perdorur per nitrifikim} = 7.16 \frac{gCaCO_3}{gNH_4 - N} \cdot 28.3 \frac{g}{m^3} = 202.6 \frac{g}{m^3CaCO_3}$$

Përqendrimi i mbetur (residual) i alkalitetit që kërkohet për të ruajtur *pH* në intervalin 6.8 – 7.0 është nga 70 deri në 80 g / m<sup>3</sup> si CaCO<sub>3</sub>.

Për këtë shembull do të merret një vlerë prej 80 g / m<sup>3</sup>.

Zëvendësimi i vlerës në barazimin e bilancit për alkalitetin fitohet:

$$80 \frac{g}{m^3} = \text{Alkaliteti në influent} - \text{Alkaliteti i nevojshëm i përdorur} + \\ + \text{Alkaliteti që nevojitet me i dhënë}$$

$$80 \frac{g}{m^3} = 140 \frac{g}{m^3} - 202 \frac{g}{m^3} + \text{Alkaliteti që nevojitet t'i jepet}$$

$$\text{Alkaliteti që nevojitet t'i jepet} = 142.6 \text{ si } CaCO_3$$

$$\text{Alkaliteti që nevojitet t'i jepet} = 22464 \frac{m^3}{d} \cdot 142.6 \frac{g}{m^3} \cdot 10^{-3} \frac{kg}{g}$$

$$\text{Alkaliteti që nevojitet t'i jepet} = 3203 \frac{kg}{g} \text{ si } CaCO_3$$

Tani do të përcaktohet alkaliteti i kërkuar në formën e bikarbonatit të natriumit, për shkak se me përdorimin e tij krijohet më pak sediment sesa kur përdoret gëlqerja.

*Rezulton se sasia e nevojshme NaHCO<sub>3</sub>*

*Masa ekuivalente CaCO<sub>3</sub> = 50 g/ekuivalent*

*Masa ekuivalente NaHCO<sub>3</sub> = 84 g/ekuivalent*

$$\text{Nevojitet NaHCO}_3 = \frac{\left( 3203 \frac{kg}{d} CaCO_3 \right) \cdot \left( 84 \frac{gNaHCO_3}{ekv} \right)}{\left( 50 \frac{gCaCO_3}{ekv} \right)}$$

$$\text{Nevojitet } NaHCO_3 = 5380 \frac{kg}{d} NaHCO_3$$

12) Llogaritja e përqendrimit  $NBO$  në efluent:

$$NBO = sNBO + \left( \frac{gNBO}{1.42gVSS} \right) \left( \frac{0.85gVSS}{gTSS} \right) \left( TSS, \frac{g}{m^3} \right)$$

$$\text{Supozohet : } sNBO_e = 3.0 \frac{g}{m^3}$$

$$TSS = 10 \frac{g}{m^3}$$

$$NBO = 3.0 \frac{g}{m^3} + 0.70 \cdot 0.80 \cdot 10 \frac{g}{m^3} = 8.95 \frac{g}{m^3}$$

13) Projektimi i fundërruesit sekondar (për të dyja rastet, për largimin e  $NBO$  dhe për largimin e  $NBO$  me nitrifikim).

Përcaktimi i raportit të riqarkullimit:

$$(Q + Q_r) X = Q_r X_r$$

(supozojmë se sasia e llumit të hedhur nuk është e rëndësishme)

$$R = \frac{Q_r}{Q}$$

$$RX_r = (1 + R)X$$

$$R = \frac{X}{X_r - X}$$

$$\text{Supozohet : } X_r = 8000 \frac{g}{m^3}$$

$$R = \frac{3000 \frac{g}{m^3}}{(8000 - 3000) \frac{g}{m^3}} = 0.60$$

Supozoni se ngarkesa hidraulike është  $22 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot d$  gjatë rrjedhës mesatare përmes fundërruesit sekondar. Intervali i ngarkesave hidraulike të fundërruesit sekondar është nga 16 në  $28 \text{ m}^3 / \text{m}^2 \cdot d$ .

$$\text{Sipërfaqja} = \frac{22464 \frac{\text{m}^3}{d}}{22 \frac{\text{m}^3}{\text{m}^2 \cdot d}} = 1021 \text{ m}^2$$

Merren 3 fundërrues, nga një për çdo basen ajrimi, pra sipërfaqja e një fundërruesi është:

$$\frac{\text{Sipërfaqja}}{\text{fundërrues}} = 312 \text{ m}^2$$

Diametri i fundërruesit = 20.8m, është pranuar 20m.

Kontrollimi i ngarkesës me lëndë të ngurta pezull.

$$\text{Ngarkesa me lëndë të ngurta} = \frac{\text{kg TSS}}{\text{m}^2 \cdot h}$$

$$\text{Ngarkesë me lëndë të ngurta} = \frac{(Q + Q_r) X_{MLSS}}{A} = \frac{(1 + R) Q X_{MLSS}}{A}$$

$$A = \text{sipërfaqja e fundërruesit} = 3 \cdot \frac{20^2 \cdot \pi}{4} = 942 \text{ m}^2$$

$$\text{Ngarkesa me lende te ngurta} = \frac{(1 + 0.6) \cdot 22464 \frac{\text{m}^3}{d} \cdot \frac{d}{24h} \cdot 3000 \frac{\text{g}}{\text{m}^3} \cdot 10^{-3} \frac{\text{kg}}{\text{g}}}{942 \text{ m}^2}$$

$$\text{Ngarkesa me lëndë të ngurta} = 4.8 \frac{\text{kg MLSS}}{\text{m}^2 \cdot h}$$

$$\text{Ngarkesa me lëndë të ngurta} = 4.8 \frac{\text{kg MLSS}}{\text{m}^2 \cdot h}$$

Tabela 3.4 Rezultatet përfundimtare

Parametrat e projektit	Njësia	Largimi vetëm i NBO (pjesa nën A)	Largimi i NBO për nitrifikim (pjesa nën B)
Rrjedha mesatare e ujërave shkarkuese	$m^3 / d$	22464	22464
Ngarkesa NBO mesatare	$kg / d$	3145	3145
Ngarkesa TKN mesatare	$kg / d$	786	786
$\theta$ aerobike	$d$	5.0	5.0
Basenet e ajrimit	Numër	3	3
Vëllimi i basenit të ajrimit	$m^3$	1340	2822
Koha hidraulike e mbajtjes, $\tau$	$h$	4.3	9.0
MLSS	$g / m^3$	3000	3000
MLVSS	$g / m^3$	2400	2370
F/M	$g / g \cdot d$	0.33	0.16
Ngarkesa NBO	$\frac{kg \text{ NBO}}{m^3 d}$	0.78	0.37
Prodhimi i llumit	$kg / d$	2413	2032
Rendimenti i vërtetë	$\frac{kg \text{ TSS}}{kg \text{ bNKO}}$	0.77	0.65
Rendimenti i vërtetë	$\frac{kg \text{ TSS}}{kg \text{ BOD}}$	0.61	0.52
Oksigjeni i nevojshëm	$kg / h$	120.5	255.1
Rrjedha e ajrit gjatë rrjedhës mesatare të ujërave shkarkuese	$m^3 / \text{min}$	55.5	90.5
Raporti i riqarkullimit R	-	0.60	0.60
Ngarkesa hidraulike e fundërruesit sekondar	$\frac{m^3}{m^2 \cdot d}$	24	24
Fundërrues sekondar	Numri	3	3
Diametri i fundërruesit sekondar	$m$	20	20
Shtimi i alkalitetit si $NaHCO_3$	$kg / d$	-	5380
NBO në efluent	$g / m^3$	< 30	8.95
TSS <sub>e</sub>	$g / m^3$	< 30	10
$NH_4$ në efluent	$g / m^3$	28.8	≤ 0.5

## KAPITULLI IV

### 4. DISKUTIMI I REZULTATEVE

Rezultatet kryesore të projektit janë përmbledhur në tabelën e mëposhtme. Parametrat kryesorë përfshijnë:

*Rrjedha mesatare e ujërave shkarkuese:* 22,464 m<sup>3</sup>/d

*Ngarkesa mesatare e materieve organike:* 3,145 kg/d për NBO dhe 786 kg/d për ngarkesën totale.

*Volumi i baseneve të ajrimit:* 1,340 m<sup>3</sup> në pjesën A dhe 2,822 m<sup>3</sup> në pjesën B.

*Koha hidraulike e mbajtjes:* 4.3 orë në pjesën A dhe 9.0 orë në pjesën B.

Synimi i arritjes për nevojen biologjike të oksigjenit (NBO) në ujërat e shkarkuara është një sukses i vazhdueshëm për sistemin tonë. Në Pjesën A, përqendrimi i NBO në efluent është konstatuar të jetë nën 30 g/m<sup>3</sup>, duke demonstruar arritjen e qëllimit kryesor për pastrimin e ujërave të ndotura sipas standardeve mjedisore të përcaktuara. Në anën tjetër, në Pjesën B, përqendrimi i NBO-së në efluent është vetëm 8.95 g/m<sup>3</sup>, shumë më poshtë se kufiri i përcaktuar prej 30 g/m<sup>3</sup>. Ky rezultat thekson jo vetëm përmbushjen e kërkesave të rregulluar, por gjithashtu ofron një nivel shumë të lartë cilësie për efluentin tonë.

*Largimi i NBO dhe Nitifikimi:* Përmbushja e kërkesave për nevojen biologjike të oksigjenit (NBO) dhe për materiet e pezulluara në ujërat e shkarkuara është një sukses i qartë për sistemin tonë. Në Pjesën B, përqendrimi i NBO është raportuar si 8.95 g/m<sup>3</sup>, ndërsa përqendrimi i materieve të pezulluara në ujë është 10 g/m<sup>3</sup>, të dyja vlerat janë të përcaktuara brenda kufijve ≤ 15 g/m<sup>3</sup>. Këto rezultate dëshmojnë efikasitetin e lartë të sistemit tonë në largimin e materieve organike dhe pezulluese.

Në aspektin e nitrifikimit, përqendrimi i nitratit në efluent është zbuluar të jetë ≤ 0.5 mg/L, një tregues i suksesit të procesit tonë të nitrifikimit. Kjo arritje është e rëndësishme për reduktimin e ndotjes me amoniak dhe për përmirësimin e cilësisë së ujërave të shkarkuara.

*Rendimenti i vërtetë i llumit dhe Ngarkesa e Llumit:* Për të vlerësuar performancën e sistemit tonë të pastrimit të ujërave, analizojmë rendimentin e vërtetë të llumit dhe ngarkesën e tij në dy segmente të ndryshme.

Në pjesën A, rendimenti i vërtetë i llumit shfaqet si 0.77, një shenjë e qartë e efikasitetit të lartë në largimin e nevojës biologjike të oksigjenit (NBO). Ndërsa në pjesën B, rendimenti është raportuar si 0.65, pak më i ulët se sa në pjesën A. Kjo diferencë është e pritshme për shkak të përfshirjes së procesit të nitrifikimit në këtë fazë të sistemit, i cili kërkon më shumë oksigjen dhe kushte të qëndrueshme për të funksionuar me efikasitet.

Sa i përket ngarkesës së llumit, në pjesën A, prodhimi i llumit është 2,413 kg/d, ndërsa në pjesën B, ky prodhim zvogëlohet në 2,032 kg/d. Kjo ulje në prodhimin e llumit në pjesën B shpjegohet nga konsumi i shtuar i materieve organike gjatë procesit të nitrifikimit, duke kërkuar më shumë energji dhe resurse për të trajtuar ujin efikashtë.

*Konsumi i Oksigjenit:* Në analizën tonë të performancës së sistemit të pastrimit të ujërave, një aspekt i rëndësishëm është konsumi i oksigjenit në të dy fazat e saj.

Në pjesën A, konsumi i oksigjenit është 120.5 kg/d, një shifër e mjaftueshme për procesin bazë të largimit të nevojës biologjike për oksigjen (NBO-së).

Ndërsa në pjesën B, konsumi i oksigjenit rritet në 255.1 kg/d, një nevojë e qartë për të mbështetur procesin e nitrifikimit. Kjo sasi e madhe e konsumit të oksigjenit është e nevojshme për të siguruar kushte të mira aerobe për mikroorganizmat që degradojnë materiet organike në ujë.

*Rrjedha e Ajrit:* Në vlerësimin tonë të sistemit të pastrimit të ujërave, rrjedha e ajrit është një element kyç për të siguruar kushte të përshtatshme për proceset aerobe.

Në pjesën A, rrjedha e ajrit është regjistruar si 55.5 m<sup>3</sup>/h, një shifër e mjaftueshme për të mbështetur proceset aerobe të trajtimit të ujërave.

Ndërsa në pjesën B, rrjedha e ajrit rritet në 90.5 m<sup>3</sup>/h, një rritje që reflekton nevojën për më shumë ajër për të mbështetur procesin e nitrifikimit. Kjo sasi e shtuar e ajrit është e domosdoshme për të siguruar kushte optimale për mikroorganizmat që operojnë në trajtimin e ujërave.

## KAPITULLI V

### 5. PËRFUNDIME

Studimi mbi projektimin e sistemit për llumin aktiv për largimin e materieve organike në ujërat e zeza ka treguar rezultate të suksesshme dhe të qëndrueshme, duke përmbushur objektivat kryesore të përcaktuara:

- *Përqendrimi i Nevojës Biologjike për Oksigjen (NBO):* Sistemi i projektuar ka arritur të përmbushë kërkesat për përqendrimin e NBO në efluent. Në pjesën A, përqendrimi i NBO është konstatuar të jetë nën  $30 \text{ g/m}^3$ , ndërsa në pjesën B përqendrimi ka arritur vetëm  $8.95 \text{ g/m}^3$ . Këto rezultate tregojnë një cilësi të lartë të efluentit dhe përmbushjen e standardeve mjedisore të përcaktuara.
- *Efikasiteti i Largimit të Materieve Organike dhe Pezulluese:* Sistemi ka treguar një efikasitet të lartë në largimin e materieve organike dhe pezulluese, me përqendrimet e NBO dhe TSS në pjesën B të sistemit nën kufirin e përcaktuar prej  $15 \text{ g/m}^3$ . Për më tepër, procesi i nitrifikimit ka qenë i suksesshëm, me përqendrimin e nitratit në efluent  $\leq 0.5 \text{ mg/L}$ , duke reduktuar ndotjen nga amoniaku dhe përmirësuar cilësinë e ujërave shkarkuese.
- *Rendimenti i Llumit:* Analiza e rendimentit të llumit ka treguar se sistemi është efektiv në trajtimin e ujërave të ndotura. Në pjesën A, rendimenti i llumit ishte 0.77, ndërsa në pjesën B 0.65, duke reflektuar kërkesat e ndryshme për oksigjen dhe proceset biologjike në secilën fazë. Ngarkesa e llumit është zvogëluar në pjesën B për shkak të konsumit të shtuar të materieve organike gjatë nitrifikimit.
- *Konsumi i Oksigjenit dhe Rrjedha e Ajrit:* Sistemi kërkon një sasi të konsiderueshme oksigjeni për të mbështetur proceset aerobe, me një konsum prej  $120.5 \text{ kg/d}$  në pjesën A dhe  $255.1 \text{ kg/d}$  në pjesën B. Rrjedha e ajrit është një komponent kyç, me  $55.5 \text{ m}^3/\text{h}$  në pjesën A dhe  $90.5 \text{ m}^3/\text{h}$  në pjesën B, duke siguruar kushte optimale për mikroorganizmat që operojnë në trajtimin e ujërave.



## CONCLUSIONS

A study on the design of an active sludge system for organic matter removal in wastewater has shown successful and sustainable results, achieving the defined main objectives:

- **Biological Oxygen Demand (NBO) Removal:** The designed system has successfully met the requirements for NBO concentration in the effluent. In Part A, NBO concentration was found to be below 30 g/m<sup>3</sup>, while in Part B, it reached only 8.95 g/m<sup>3</sup>. These results indicate high effluent quality and compliance with environmental standards.
- **Efficiency in Organic and Suspended Solids Removal:** The system has demonstrated high efficiency in removing organic and suspended solids, with NBO and TSS concentrations in Part B of the system below the specified limit of 15 g/m<sup>3</sup>. Furthermore, the nitrification process has been successful, with nitrate concentration in the effluent  $\leq 0.5$  mg/L, reducing pollution from ammonia and improving the quality of discharged water.
- **Sludge Yield:** Analysis of sludge yield has shown that the system is effective in treating polluted waters. In Part A, sludge yield was 0.77, while in Part B it was 0.65, reflecting different oxygen requirements and biological processes in each phase. Sludge load has decreased in Part B due to increased organic matter consumption during nitrification.
- **Oxygen Consumption and Air Flow:** The system requires a significant amount of oxygen to support aerobic processes, with consumption of 120.5 kg/d in Part A and 255.1 kg/d in Part B. Air flow is a crucial component, with 55.5 m<sup>3</sup>/h in Part A and 90.5 m<sup>3</sup>/h in Part B, providing optimal conditions for microorganisms involved in wastewater treatment."

## Bibliografia

- [1] Grady, C.P.L., Daigger, G.T., Love, N.G., & Filipe, C.D.M. (2011). *Biological Wastewater Treatment*. CRC Press.
- [2] Henze, M., van Loosdrecht, M.C.M., Ekama, G.A., & Brdjanovic, D. (2008). *Biological Wastewater Treatment: Principles, Modelling and Design*. IWA Publishing.
- [3] Metcalf & Eddy, Inc. (2014). *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery*. 5th ed. McGraw-Hill Education.
- [4] Environmental Protection Agency (EPA). (1993). *Manual: Nitrogen Control*. EPA/625/R-93/010.
- [5] World Health Organization (WHO). (2006). *WHO Guidelines for the Safe Use of Wastewater, Excreta and Greywater. Volume II: Wastewater Use in Agriculture*.
- [6] Joo-Hwa Tay, Stephen Tiong-Lee Tay, and Yu Liu (2001), *Waste-to-Energy: Technologies and Project Implementation*.
- [7] Ji-Dong Gu (2017), *Environmental Microbiology: A Laboratory Manual*.
- [8] George Tchobanoglous, Franklin L. Burton, H. David Stensel (2003), *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*
- [9] Ronald L. Droste (1997), *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*. 12-14
- [10] Gideon Okon Edema (2013), *Biological Wastewater Treatment: An Introduction*.
- [11] Asit K. Biswas (2015), *Water Treatment and Resource Recovery*.
- [12] David Jenkins, M. Bruce Cameron, and Grace Tchobanoglous (2004), *Principles of Environmental Engineering*.
- [13] Perry L. McCarty, Gene F. Parkin, and Jürgen Schijven (2006), *Groundwater Contamination: Use of Models in Decision-Making*.
- [14] Metcalf & Eddy, Inc. (2003), *Wastewater Engineering: Treatment and Reuse*.
- [15] David A. Vaccari (2004), *Environmental Biotechnology: Theory and Application*. 23-34

- [16] S. Vigneswaran, H. H. Ngo, and W. E. Price (2015), *The Impact of Water Pollution on Human Health and Environmental Sustainability*
- [17] G. Olsson, D. Ekendahl, and L. Öhman (2000), *Advances in Activated Sludge Technologies for the Treatment of Industrial Wastewaters*.
- [18] Simon Judd (2006), *The MBR Book: Principles and Applications of Membrane Bioreactors for Water and Wastewater Treatment*.
- [19] J. Patrick Bixby and Greg W. Thoma (2011), *Design of Water Resource Recovery Facilities, Volume 2: Advanced Technologies and Sustainable Practices*.
- [20] Desmond F. Lawler (2013), *Handbook of Water and Wastewater Treatment Plant Operations*.