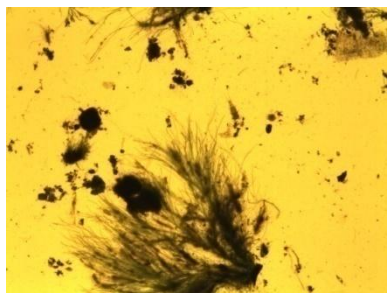




REPUBLIKA E SHQIPËRISË
UNIVERSITETI POLITEKNIK I TIRANËS
FAKULTETI I INXHINIERISË SË NDËRTIMIT
DEPARTAMENTI I INXHINIERISË SË MJEDISIT

Tema: “KINETIKA BIOLOGJIKE NË TRAJTIMIN E UJËRAVE TË NDOTURA”



Punoi: MSc. Entela Çobani

Udhëheqëse Shkencore:

Prof. Dr.Tania Floqi

FIN

Nëntor 2012



REPUBLIKA E SHQIPËRISË
UNIVERSITETI POLITEKNIK I TIRANËS
FAKULTETI I INXHINIERISË SË NDËRTIMIT
DEPARTAMENTI I INXHINIERISË SË MJEDISIT

Punim Doktorature

**Tema: “KINETIKA BIOLOGJIKE NË TRAJTIMIN E UJËRAVE
TË NDOTURA”**

Punoi: MSc. Entela Çobani

Udhëheqëse Shkencore: Prof. Tania Floqi

Juria e Miratuar:

- 1. Prof. Gjergji Ikonimi, Kryetar/Oponent**
- 2. Prof. Agim Selenica, Anëtar**
- 3. Prof. Sulejman Xhelepi, Anëtar**
- 4. Prof. Spase Shumka, Anëtar/Oponent**
- 5. Prof.Asoc. Daut Veizi, Anëtar**

Tiranë, Nëntor 2012

ABSTRAKT

Titulli i disertacionit: **“KINETIKA BIOLOGJIKE NË
TRAJTIMIN E UJËRAVE TË NDOTURA”**

MSc. Entela Çobani,

Pedagoge pranë Departamentit të Inxhinierisë së Mjedisit, Fakulteti i Inxhinierisë së Ndërtimit

Udhëheqëse e Disertacionit: **Prof. Tania Floqi,**

Pedagoge pranë Departamentit të Inxhinierisë së Mjedisit, Fakulteti i Inxhinierisë së Ndërtimit

Implanti i trajtimit të ujërave të ndotura urbane në Kavajë, i pari implant i këtij lloji i ndërtuar në Shqipëri pas viteve 90, ka filluar të funksionojë që nga tetori i vitit 2005. Vendndodhja e Implantit është në fshatin Qerret, në një distancë 0,6 km larg bregut të detit dhe afërsisht 6 km larg nga qendra e qytetit të Kavajës. Implanti përdor për trajtimin e ujërave të ndotura metodën biologjike, konkretisht metodën e trajtimit me filtër biologjik, të llojit filtër me pikim.

Një nga njësitë e trajtimit është filtri biologjik, i cili përbën njësinë bazë të Implantit të trajtimit të ujërave të ndotura të Kavajës. Për këtë arsye në këtë temë kërkimore shkencore ne do të paraqesim studimin e kryer në lidhje me kinetikën biologjike të biofiltrit, të llojit filtër me pikim.

Shtresa biologjike e filtrit me pikim, ashtu si edhe ajo e llumit aktiv biologjik, është e përbërë nga një bashkësi e komplikuar popullatash të mikroorganizmave me përfaqësues kryesorë nga grupet sistematike të bacterieve, actinomyceteve, viruseve, algave, kërpudhave etj. Shtrati plastik i mbushësit siguron sipërfaqen mbi të cilën zhvillohen mikroorganizmat.

Objekti i kësaj teme ka qënë kinetika biologjike gjatë trajtimit të ujërave të ndotura urbane nëpërmjet monitorimit të Implantit të Trajtimit të Ujërave të Ndotura Urbane të qytetit të Kavajës, duke përcaktuar shkallën e largimit të ndotjes, e shprehur si NKO dhe NBO₅, gjatë stinëve dhe viteve të ndryshme të studimit. Në material paraqiten metodat e zbërthimit të lëndëve organike të biodegradueshme nga zinxhiri ushqimor që zhvillohet në këto mjedise, në bazë të të

cilave përcaktojmë kinetikën biologjike të metodës së trajtimit me biofiltër e cila përdoret në Impiantin në studim.

Metoda e cila përdor filtrin biologjik, nuk ka në ditët e sotme një aplikim shumë të gjërë në vendet e zhvilluara për shkak të dizavantazheve që ajo paraqet. Në metodën e trajtimit biologjik me biofiltër disavantazhet vijnë për arsye të mungesës së oksigjenit në disa pjesë të shtresës biologjike të filtrit me pikim. Mungesa e oksigjenit favorizon çrregullimet e biocenozës së kësaj shtrese duke shkaktuar jo vetëm mosshumëzimin e disa specieve deri në formimin e gjendjes jo aktive të tyre në formën e cisteve. Në këtë pjesë të biofiltrit vihet re çlirimi i gazeve të fermentimit si H_2S , NH_3 , CO_2 , CH_4 , etj. të cilat shoqërohen me aroma të pakëndshme, grumbullimin e insekteve, shpendëve, etj. si dhe me rendiment të ulët të trajtimit në raport me sipërfaqen në shfrytëzim.

Filtrat me pikim, edhe pse mendohen si procese aerobe në përgjithësi, në pjesën më të madhe të rasteve, shtresa biologjike e tyre është relativisht e trashë dhe e tejkalon thellësinë e depërtimit të oksigjenit. Rrjedhimisht, bioshtresa përbëhet nga një shtresë e jashtme aerobe dhe një shtresë e brendshme anoksike/anaerobe. Me shumimin e mikroorganizmave, rritet trashësia e biofilmit dhe ndodh konsumi i sasisë së oksigjenit përpara se të përshkruhet e gjithë trashësia e biofilmit. Kjo dukuri duket qartë në mostrat e marra në pjesën e poshtme të biofiltrit, të cilat përmbajnë speciet anaerobe si përfaqësues të ciliatëve, nematodëve, ciste, dhe grabitqarë si rotatoriet

Fjalët kyç : kinetika biologjike, trajtimi i ujërave të ndotura urbane, biofilmi, filtër biologjik, filtër me pikim.

Falenderime

Më shumë kënaqësi do të doja të shprehja falenderimet e mia të sinqerta për të gjithë ata që më ndihmuan, konsultuan dhe me mbështetën moralisht gjatë realizimit të kësaj teme disertacioni.

Së pari do të falenderoja udhëheqësen e tezës Prof. Tania Floqi e cila me kontributin e saj shkencor dhe metodik më ka qëndruar pranë, konsultuar, ndihmuar dhe nxitur gjatë gjithë periudhës së realizimit të kësaj teme.

Falenderimet shkojnë për të gjithë kolegët e mi të Departamentit të Inxhinierisë së Mjedisit që më kanë ndihmuar me njohuritë dhe sqarimin e shumë koncepteve inxhinierike të fushës së trajtimit të ujërave të ndotura.

Nuk do të lija pa falenderuar stafin e Impiantit të Trajtimit të Ujërave të Ndotura të Kavajës, për mikëpritjen e tyre dhe asistencën gjatë procesit të marrjes së mostrave në Impiant. Gjithashtu kam kënaqësinë të falenderoj stafin e Labororit të Hidrometereologjisë për kushtet dhe gadishmërinë e tyre për përdorimin e mikroskopit. Institucionet e tjera që më ndihmuan me të dhënat dhe informacionin e duhur për realizimin e tezës së disertacionit si Agjencinë e Mbrojtjes së Mjedisit, Laboratorin e Shërbimit Gjeologjik Shqipëtar, Laboratorin e Departamentit të Agromjedisit në UBK.

Së fundmi falenderimet shkojnë për familjen time, bashkëshortin dhe nënën time që me kanë qëndruar pranë dhe më kanë ndihmuar për të përfunduar këtë temë.

PËRMBAJTJA

LISTA E FIGURAVE

LISTA E TABELAVE

LISTA E GRAFIKËVE

PËRSHKRIMI I PËRGJITHSHËM

1 KAPITULLI I PARË.

SEKSIONI I PARË: TRAJTIMI I UJËRAVE TË NDOTURA, TRAJTIMI BIOLOGJIK I UJËRAVE TË NDOTURA18

1.1 Qëllimi dhe objektivat e trajtimit biologjik..... 18

1.2 Skema tradicionale e një impianti trajtimi të ujërave të përdorur 19

1.2.1 Trajtimi paraprak 19

1.2.2 Trajtimi primar..... 19

1.2.3 Trajtimi sekondar 20

1.2.4 Trajtimi terciar 20

1.2.5 Trajtimi i llumit..... 20

1.3 Avantazhet e trajtimit biologjik..... 21

SEKSIONI I DYTË: BAZAT E FUNKSIONIMIT BIOKIMIK TË METODAVE BIOLOGJIKE TË TRAJTIMIT

1.4 Të përgjithshme rreth funksionimit biokimik të metodave të trajtimit biologjik..... 23

1.5 Llojet kryesore të Mikroorganizmave dhe roli i tyre 24

1.5.1 Bacteria 25

1.5.2 Archaea 27

1.5.3 Eucarya 28

1.6 Ekosistemet mikrobiale në njësitë operationale biokimike 29

1.6.1 Funksionimi Aerob/Anoksik..... 30

Tema e Doktoraturës “Kinetika Biologjike në Trajtimin e Ujërave të Ndotura”

1.6.2	Funksionimi Anaerob.....	38
1.6.3	Kompleksiteti i Bashkësive Mikrobiale: Realiteti Përballë Perceptimit.....	45
1.7	Proçeset e rëndësishme në funksionimin biokimik	46
1.7.1	Rritja e Biomasës, Përdorimi i Substratit, dhe Prodhimi	46
1.7.2	Mirëmbajtja, Metabolizmi Endogjen, Kalbja, Vetëshpërbërja qelizore dhe Vdekja.....	57
1.7.3	Sinteza e produktit mikrobial të tretshëm	61
1.7.4	Zbërthimi i Pjesëzave dhe i Lëndëve Organike me Peshë të Madhe Molekulare ..	62
1.7.5	Amonifikimi.....	63
1.7.6	Kapja dhe Çlirimi i Fosforit.....	63
1.7.7	Përmbledhje	67
2	KAPITULLI I DYTË. PËRSHKRIMI I PËRGJITHSHËM I IMPIANTIT TË TRAJTIMIT TË UJËRAVE TË NDOTUR NË KAVAJË	69
2.1	Përshkrimi i Impiantit të Trajtit të Ujërave të Ndotur Kavajë.	69
2.1.1	Të përgjithshme	69
2.1.2	Përshkrimi i teknologjisë së përdorur në Impiantin e Kavajës.	71
2.1.2.1	Hyrja e Impiantit.....	71
2.1.2.2	Paratrajtimi	73
2.1.2.3	Trajtimi Primar	74
2.1.2.4	Trajtimi Sekondar	75
2.1.2.5	Trajtimi i llumit.	79
2.1.3	Parametrat e projektimit të Impiantit të Kavajës	83
2.2	Normat e cilësisë së ujit pas trajtimit	84
2.3	Përshkrimi i funksionimit të metodës biologjike të përdorur në Impiantin e Trajtit të Ujërave të Ndotura Kavajë.....	85
2.3.1	Biofiltri. Filtri me pikim	85

Tema e Doktoraturës “Kinetika Biologjike në Trajtimin e Ujërave të Ndotura”

2.3.2	Pellgjet anaerobë.....	94
3	KAPITULLI I TRETË. METODOLOGJIA E PËRDORUR NË STUDIM.....	97
3.1	Materialet për studim	97
3.2	Marja e mostrave.....	98
3.3	Metodat e analizave.....	98
3.3.1	Përcaktimi i karakteristikave fiziko – kimike	98
3.3.2	Përcaktimi i karakteristikave biologjike	99
4	KAPITULLI I KATËRT. KARAKTERISTIKAT E UJËRAVE TË NDOTURA URBANE NË QYTETIN E TIRANËS DHE ATË TË KAVAJËS.....	102
4.1	Përshkrimi i metodikës dhe qëllimit të marrjes së mostrave.....	102
4.2	Rezultatet e analizave të kryera.....	104
5	KAPITULLI I PESTË. REZULTATET E MONITORIMIT KIMIK DHE BIOLOGJIK TË IMPIANTIT TË TRAJTIMIT TË UJËRAVE TË NDOTURA KAVAJË.....	114
5.1	Ndryshimi i vlerave të NKO-së dhe të NBO-së në nyje të ndryshme të Impiantit.....	114
5.1.1	Periudha e marrjes së mostrave.....	114
5.1.2	Vlerat e NKO-së dhe të NBO-së në nyje të ndryshme të Impiantit.....	114
5.2	Përcaktimi i Kinetikës biologjike duke ju referuar shkallës së reduktimit të parametrave kimikë NBO ₅ dhe NKO të shprehur në përqindje	128
	KONKLuzionET	157
	REKOMANDIMET.....	159
	LITERATURA	160

Lista e Figurave

Figure 1.1 Skemë e përgjithshme e një impianti trajtimi të ujërave të ndotur. Skema e marë nga [1].....	21
Figure 1.2 Cikli i Azotit.....	24
Figure 1.3 Mikrofotografi të flokëve të llumit aktiv: a) Biomasë me veti të mira sedimentuese, me filamente optimale. B) Biomasë me veti të dobëta sedimentuese, me filamentet të gjatë. (Foto të huazuara nga M.G.Richard {Universiteti Shtetëror i Colorados}, dhe David Jenkins {Universiteti i Californias, Berkeley.})	26
Figure 1.4 (Foto 1.4 a, Foto 1.4 b Zooglea ramigera).....	31
Figure 1.5: (Foto 1.5 a, Foto 1.5 b Achromobacter)	31
Figure 1.6: (Foto 1.6.a Nitrosomonas dhe Foto 1.6 .b Nitrobacter)	32
Figure 1.7: (Foto 1.7 a, dhe Foto 1.7. b Sphaerotilus natans).....	34
Figure 1.8: (Foto 1.8 a, dhe Foto 1.8 b, Pamje të Fenomenit të mufatjes së llumit).....	34
Figure 1.9: (Foto 1.9 a, gj. Nocardia dhe Foto 1.9. b Fenomeni i shkumëzimit).....	35
Figure 1.10 Natyra e funksionimit anaerob hap pas hapi.	41
Figure 1.11 (Foto 1.11 a, dhe Foto 1.11 b : gj.Desulfovibrio).....	43
Figure 1.12 (Foto 1.12 a, dhe Foto 1.12 b: Methanobacteriales).....	44
Figure 1.13 Ndikimi i temperaturës në prodhimin e vërtetë të rritjes, Y. Njësia e matjes së Y është mg biomasë të formuar për mg NKO substrat i larguar.	56
Figure 1.14 Diagrama skematike që përshkruan Modelin Comeau – Wentzel për kapjen dhe çlirimin e P inorganik nga PAOs	65
Figure 1.15 Diagrama skematike që përshkruan modelin Mino për kapjen dhe çlirimin e P inorganik nga PAOs.	67
Figure 2.1 Planimetria e Implantit të Kavajës me gjithë fazën e zgjerimit të tij	70
Figure 2.2 Skema teknologjike e trajtimit të ujërave të ndotura urbane në Implantin e Kavajës.	71
Figure 2.3 Dhoma e hyrjes së ujërave të ndotura në Implantin e Kavajës.....	72
Figure 2.4 Grilat në njësinë e trajtimit paraprak në Implantin e Kavajës	73
Figure 2.5 Pellgu Anaerob në njësinë e trajtimit primar të Implantit të Kavajës	75
Figure 2.6 Filtri me Pikim (biofiltri) në njësinë e trajtimit sekondar në Implantin e Kavajës.....	76
Figure 2.7 Foto e Filtrit me Pikim në Impantin e Kavajës.....	77

Figure 2.8 Foto e Materialit mbushës plastik të përdorur në Impiantin e Kavajës	77
Figure 2.9 Dekantuesi Sekondar, Foto 3.8. b. e realizuar më Qershor 2012	79
Figure 2.10 Makineria e largimit të llumit nga Pellgu Anaerob në Impiantin e Kavajës	80
Figure 2.11:Foto 2.11. b Shtretit e tharjes së llumit në Impiantin e Kavajës, në Nëntor 2011 ...	81
Figure 2.12 Shtretit e tharjes së llumit në Impiantin e Kavajës në Dhjetor 2010.....	81
Figure 2.13 Formimi i biofilmit në biofiltrin (filtër me pikim) të përdorur në Kavajë	85
Figure 2.14 Skema e filtrit me pikim e aplikuar në Impiantin e Ujërave të Ndotura të Kavajës..	86
Figure 2.15 Paraqitje e reaksioneve biologjike që ndodhin në thellësi të ndryshme të filtrit me pikim në Impiantin e Trajtimin të Ujërave të ndotura në Kavajë	90
Figure 2.16 Zonat e shtresës biologjike (biofilmit) në filtrin biologjik të llojit me Pikim në Impiantin e Trajtimin të Ujërave të Ndotura të Kavajës.....	91
Figure 2.17 Skema e filtrit me pikim (Shteti i Californias, 1988)) [Figura është marrë nga: The attached growth process – an old technology takes on new forms. Pipeline, Winter 2004, (Volume 15, N.1) @2004 National Small Flows Clearing house]	92
Figure 2.18 Skema e Pellgut Anaerob të ndërtuar në ITUNU në Kavajë.....	95
Figure 2.19 Skema e plotë e njësisë funksionale të Impiantit të Ujërave të Ndotura në Kavajë.	96
Figure 3.1 Momente të marrjes së mostrave dhe përcaktimi i specieve në laborator	97
Figure 4.1 Momente të marrjes së mostrave në tubacionin e shkarkimit në Lumin e Lanës, Tiranë	102
Figure 4.2 Moment i marrjes së mostrës në filtrin biologjik të llojit me pikim në ITUNU në Kavajë	103
Figure 4.3 Tubacionet e shkarkimit të njësisë bashkiake Nr. 5, në Tiranë, në Lumin e Lanës ..	112
Figure 5.1 Foto e Biofiltrit (filtrit me pikim në Impiantin e Kavajës) në periudhën nëntor	132
Figure 5.2 Foto e Përfaqesit të Flagellatëve, Monas neglecta e realizuar me Mikroskop Stemi 2000.....	132
Figure 5.3 Foto e mikroskopit nga materiali i grumbulluar në Biofiltrin e ITUNU në Kavajë ku dominon Zooglea ramigera	133
Figure 5.4 Foto e species Nematoda sp. e identifikuar në periudhën e vjeshtës.....	133
Figure 5.5 Pamje nga mikroskopi, e shtresës biologjike me sasi të vogël të Zooglea ramigerës e marë në dimër	137

Figure 5.6 Foto nga mikroskopi, e bërë në dimër me sasi të vogël të shtresës biologjike dhe specie e inkapseluar	138
Figure 5.7 Pamje në mikroskop e lëndës së pakët organike në shtresën biologjike	138
Figure 5.8 Masë e fotografuar nga mikroskopi me alga fijëzore, Zooglea dhe një Copepod.....	143
Figure 5.9 Foto e realizuar me mikroskop në fillim të pranverës me biocenozë të vogël në sasi	143
Figure 5.10 Foto e Biofiltrit (filtrit me pikim) me ngjyrë të gjelbër për shkak të pranisë me shumicë të algave fijëzore.....	148
Figure 5.11 Foto që tregon praninë e shumtë të kërmijve të afërsi të filtrit me pikim	148
Figure 5.12 Foto të imazheve të identifikuara në dalje të filtrit me pikim ne Kavajë, organizma të inkapsuluara në formën e cysteve, dhe një Ciliate, <i>Aspidisca costata</i>	150
Figure 5.13 Foto të imazheve të identifikuara në dalje të filtrit me pikim ne Kavajë, cyste	151
Figure 5.14 Foto të imazheve të identifikuara në dalje të filtrit me pikim ne Kavajë, <i>Actinomyces</i> bacteria dhe <i>Zooglea ramigera</i>	151
Figure 5.15 Foto të imazheve të identifikuara në dalje të filtrit me pikim ne Kavajë, <i>Nematoda</i> sp.	152
Figure 5.16 Foto nga speciet e Ciliateve, <i>Carchesium polypinum</i> , e cila jeton ne koloni.....	153
Figure 5.17 Foto e Cladocereve, gj. <i>Daphnidae</i>	153
Figure 5.18 Foto te imazheve të identifikuara në pjesën e sipërme të filtrit me pikim, alga fijëzore, Copepod (<i>Diaptomus</i>), Rotatorie.....	154
Figure 5.19 Foto te imazheve të identifikuara në pjesën e sipërme të filtrit me pikim, alga fijëzore, <i>Cyanophite</i>	155
Figure 5.20 Foto te imazheve të identifikuara në pjesën e sipërme të filtrit me pikim, <i>Flagellat</i> , <i>Anisonema</i> sp.....	155

Lista e Tabelave

Tabela 1.1 Tipet e fermentimit për disa mikroorganizma.....	51
Tabela 2.1 Fazat e ndërtimit të Impiantit të Kavajës	69
Tabela 2.2 Dimensionet e njësive operationale në Impiantin e Kavajës.....	82
Tabela 2.3 Kapaciteti i projektuar i Impianit të Kavajës	83
Tabela 2.4 Normat e projektimit dhe efienca e kërkuar e trajtimit në Impiantin e Kavajës	83
Tabela 2.5 Cilësia e ujit të ndotur urban pas trajtimit.....	84
Tabela 2.6 Cilësia e ujit të ndotur urban pas trajtimit, për zona të ndjeshme	84
Tabela 4.1 Analizat kimike të ujrave të ndotura të Njesisë 5 në Tiranë	104
Tabela 4.2 Analizat kimike të ujrave të ndotura në hyrje të Impiantit të Ujerave të ndotura në Kavajë.	105
Tabela 5.1 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O ₂ në pika të ndryshme të impiantit të Kavajës gjatë muajit nëntor	116
Tabela 5.2 Vlerat e NBO ₅ të shprehura në mg/l O ₂ në pika të ndryshme të impiantit të Kavajës gjatë muajve nëntor.....	117
Tabela 5.3 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O ₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së dimrit.....	119
Tabela 5.4 Vlerat e NBO ₅ të shprehura në mg/l O ₂ në pika të ndryshme të impiantit në periudhën e dimrit.....	120
Tabela 5.5 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O ₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës	122
Tabela 5.6 Vlerat e NBO ₅ të shprehura në mg/l O ₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës	123
Tabela 5.7 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O ₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës	125
Tabela 5.8 Vlerat e NBO ₅ të shprehura në mg/l O ₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës	126

Lista e Grafikëve

Grafiku 4.1 Grafiku i luhatjes së NBO_5 shprehur si mg/l O_2 për ujërat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë.....	106
Grafiku 4.2 Grafiku i luhatjes së NBO_5 shprehur si mg/l O_2 për ujërat e ndotura urbane në hyrje të Impiantit të Kavajës	106
Grafiku 4.3 Grafiku i luhatjes së NKO -së shprehur si mg/l O_2 për ujërat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë.....	107
Grafiku 4.4 Grafiku i luhatjes së NKO -së shprehur si mg/l O_2 për ujërat e ndotura urbane në hyrje të Impiantit të Kavajës	108
Grafiku 4.5 Grafiku i luhatjes së LNGP (TSS- të) shprehur si mg/l për ujërat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë.....	109
Grafiku 4.6 Grafiku i luhatjes së LNGP (TSS- të) shprehur si mg/l për ujërat e ndotura urbane në hyrje të Impiantit të Kavajës	109
Grafiku 4.7 Grafiku i luhatjes së N-NH_4^+ shprehur si mg/l për ujërat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë	111
Grafiku 4.8 Grafiku i luhatjes së P_{total} shprehur si mg/l për ujërat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë	112
Grafiku 5.1 Vlerat e NKO -së në pika të ndryshme të impiantit të Kavajës gjatë stinës së vjeshtës shprehur në mg/l O_2	116
Grafiku 5.2 Vlerat e NBO_5 të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit të Kavajës gjatë stinës së vjeshtës	117
Grafiku 5.3. Vlerat e NKO -së të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së dimrit.....	119
Grafiku 5.4. Vlerat e NBO_5 të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit në periudhën e dimrit	120
Grafiku 5.5 Vlerat e NKO -së të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës	122
Grafiku 5.6 Vlerat e NBO_5 të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës	123
Grafiku 5.7 Vlerat e NKO -së të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës	125

Grafiku 5.8 Vlerat e NBO_5 të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të implantit gjatë periudhës së verës 126

SHKURTIME TË PËRDORURA DHE TERMINOLOGJIA

NKO	Nevoja Kimike për Oksigjen
NBO	Nevoja Biokimike për Oksigjen
NBO₅	Nevoja Biokimike për Oksigjen për 5 ditë
N	Azoti
N-NH₄⁺	Azoti amonjakal
NO₃-N	Azoti nitrik
P	Fosfori
PAOs	Organizma fosfat akumuluese
P_{total}	Fosfate totale
LNGP	Lënda e ngurtë pezull
TSS (anglisht)	Total Suspended Solids (Lënda e ngurtë pezull)
MLSS (anglisht)	Lëndë në Suspensë në rezervuarin e ajrimit
LNGPV	Lënda e ngurtë pezull volatile
DO	Oksigjeni i tretur
NAD	Nikotinamid Adenin Dinukleotidet
NADP	Fosfat Nikotinamid Adenin Dinukleotide
ATP	Adenozinë tre fosfati
AND	Adenozinë dy fosfati
Y	Prodhimi i vërtet gjatë rritjes
ITUNU	Impianti i Trajtimit të Ujërave të Ndotura

PËRSHKRIM I PËRGJITHSHËM

Qëllimi kryesor i kësaj teze disertacioni është studimi i detajuar i kinetikës biologjike në trajtimin e ujërave të ndotura, kryesisht urbane, i cili është një nga produktet anësore të prodhuar nga aktiviteti njerëzor me ndikim negativ në të gjithë komponentët e mjedisit.

Objekti i kësaj teme ka qënë kinetika biologjike gjatë trajtimit të ujërave të ndotura urbane nëpërmjet monitorimit të Impiantit të Trajtimin të Ujërave të Ndotura Urbane të qytetit të Kavajës, duke përcaktuar shkallën e largimit të ndotjes, e shprehur si NBO_5 dhe NKO, gjatë stinëve dhe viteve të ndryshme të studimit. Në material paraqiten metodat e zbërthimit të lëndëve organike të biodegradueshme nga zinxhiri ushqimor që zhvillohet në këto mjedise, në bazë të të cilave përcaktojmë kinetikën biologjike të metodës së trajtimit me biofiltër e cila përdoret në Impiantin në studim.

Në material janë shtjelluar me hollësi mënyrat e reduktimit të ngarkesës ndotëse në ujërat urbane, duke përdorur mënyrat biologjike të cilat kanë si parim bazë të punës zbërthimin e lëndëve organike të përbëra, nëpërmjet zinxhirit ushqimor të ekosistemit biologjik ujor të analizuar.

Studimi është i ndarë në tre pjesë kryesore:

- 1- Në pjesën e parë jepen njohuri të përgjithshme bashkëkohore në lidhje me trajtimin e ujërave të ndotura në përgjithësi dhe trajtimin biologjik në veçanti.
- 2- Në pjesën e dytë paraqiten njohuri të detajuara të funksionimit të metodave biologjike të trajtimit të ujërave të ndotura, ku përfshihen:
 - Metodat për trajtimin biologjik të ujërave të ndotura, duke u fokusuar në trajtimin me anë të rritjes së fiksuar ose biofiltrit (të llojit filtër me pikim).
 - Bazat e funksionimit të kësaj metode.
 - Grupet e mikroorganizmave të pranishëm në të dhe rolet biologjike të tyre.
 - Proçeset kryesore biokimike që zhvillohen gjatë përdorimit të këtyre metodave.
 - Rëndësia e aplikimit të trajtimit biologjik.
- 3- Në pjesën e tretë paraqitet studimi i funksionimit të Impiantit nëpërmjet studimit të kinetikës biologjike dhe largimit të ndotjes, e shprehur nëpërmjet vlerave të NKO-së, NBO_5 ku përfshihen:

Tema e Doktoraturës “Kinetika Biologjike në Trajtimin e Ujërave të Ndotura”

- Përshkrimi i përgjithshëm i skemës së trajtimit të impiantit të Kavajës,
- Studimi i paramentrave kimike të ujërave të ndotura urbane të një lagjieje të Tiranës dhe të ujërave në hyrje të Impiantit të Ujërave të Ndotura Urbane të Kavajës
- Marrja dhe konservimi i mostrave të ujërave të ndotura në Impiantin e Trajtimit të Ujërave të Ndotura në Kavajë dhe mostrave të shtresës biologjike në biofiltër.
- Përpunimi i materialit laboratorik dhe identifikimi i specieve biologjike në filtrin biologjik të llojit filtër me pikim në laborator.
- Përcaktimi i treguesve kimikë të ndotjes në laborator si edhe përpunimi i rezultateve të përfutuara nga analizat laboratorike.
- Diskutimi rezultateve biologjike dhe kimike të përfutuara në laborator.
- Përfundimet e studimit dhe rekomandimet.

1 KAPITULLI I PARË

SEKSIONI I PARË : TRAJTIMI I UJËRAVE TË NDOTURA, TRAJTIMI BIOLOGJIK I UJËRAVE TË NDOTURA

1.1 Qëllimi dhe objektivat e trajtimit biologjik

Parimi bazë i metodave biologjike të trajtimit të ujërave të ndotur bazohet në përdorimin e popullimeve biologjike të ndryshme, si të bakterieve, mikroorganizmave dhe organizmave të tjerë, të cilat ushqehen me lëndët organike që ndodhen në ujërat e ndotur duke ulur në këtë mënyrë përmbajtjen e tyre në ujë [1], [2], [14].

Metodat biologjike mund të largojnë vetëm materialet organike të biodegradueshme, të cilat mund të përdoren si ushqim nga mikroorganizmat. Për këtë arsye qëllimi kryesor i përdorimit të trajtimit biologjik është kryesisht reduktimi i NBO-së [1], [3], [21].

Metodat biologjike për trajtimin e ujërave të ndotur gjejnë përdorim në disa nivele të trajtimit si në nivelin e parë (trajtimi primar), të dytë (trajtimi sekondar) dhe të tretë (trajtimi terciar) të trajtimit të ujërave, po ashtu përdoren për trajtimin e llumit të prodhuar nga impianti i trajtimit të ujërave të ndotur. Megjithatë përdorimi me i gjerë dhe i pazëvendësueshëm i tyre është ai në nivel sekondar trajtimi. Përdorimi më i pakët i tyre është ai në nivel primar trajtimi, ku e vetmja metodë biologjike që përdoret për këtë qëllim janë pellgjet (rezervuarët) anaerobikë [1], [2], [20].

Përdorimet e përgjithshme të trajtimit biologjik të ujërave të ndotur janë për:

- 1- Transformimin e komponentëve të biodegradueshëm, të tretur ose jo, në forma përfundimtare të pranueshme.
- 2- Kapjen e lëndëve të ngurta pezull ose lëndëve koloidale të padekantueshme në formën e bioflokut ose biofilmit.
- 3- Transformimin ose largimin e ushqyesve (N dhe P).
- 4- Në raste të veçanta largimin e komponimeve organike në sasi të vogël (gjurmë).

Zakonisht në ujërat e ndotur (influenti) hyn në impiantin e trajtimit me vlerë të NBO-së më të madhe se 200 mg/l O₂, por përpara se të hyjë në njësinë biologjike të impiantit, trajtimi primar e

redukon NBO-në në vlerën 150 mg/l O₂. Përmbajtja e NBO-së në ujin e trajtuar nuk duhet të jetë më e madhe se 20-30 mg/l O₂ [1], [3], [8].

1.2 Skema tradicionale e një impianti trajtimi të ujërave të përdorur

Në implantet e trajtimit të ujërave të përdorur, procesi i trajtimit realizohet në nivele të ndryshme, të cilët janë trajtimi paraprak, trajtim primar, trajtim sekondar dhe trajtim tercial ose i avancuar.

1.2.1 Trajtimi paraprak

Trajtimi paraprak përgatit rrjedhën e ujërave të ndotur për fazat e mëtejshme të trajtimit duke eliminuar përbërësit e dëmshëm të ujit të ndotur, të cilat në rast të kundërt mund të pengojnë ose mund të rritin së tepërmi shpenzimet për mirëmbajtjen e proceseve dhe pajisjeve të mëtejshme. Këto karakteristika përfshijnë mbetjet e ngurta me përmasa të mëdha, materialet gërryerëse, erërat e këqija dhe në disa raste ngarkesat e larta të papranueshme hidraulike ose organike. Paratrajtimi realizon vetëm trajtimin fizik- mekanik të ujit të ndotur. Ai zakonisht përbëhet nga: grilat për eliminimin e mbetjet dhe copërave të madha, rërëmbledhësi për eliminimin e materialit të trashë në suspensë dhe yndyrëmbledhësi për largimin e vajrave dhe yndyrës. Njësi të tjera paratrajtimi përfshijnë balancimin e rrjedhës dhe metodat për kontrollin e erërave [1] [2].

1.2.2 Trajtimi primar

Trajtimi primar përfshin largimin e pjesshëm të lëndëve në suspensë dhe lëndëve organike me anë të metodave fizike të tilla si sedimentimi, flotimi dhe sitimi. Për të përmirësuar trajtimin primar mund të përdoret flokulimi i para-ajruar ose mekanik me shtim kimikatesh.

Trajtimi primar shërben si pararendës i trajtimit sekondar. Ai kryesisht synon prodhimin e një rrjedhe enfluenti të përshtatshme për fazat e mëtejshme të trajtimit dhe për veçimin e mbetjeve të ngurta në suspesë në formën e llumit primar. Efluenti pas trajtimit primar ka një sasi të konsiderueshme të lëndëve organike [1], [3].

1.2.3 Trajtimi sekondar

Qëllimi i trajtimit sekondar është largimi i lëndëve organike të tretura dhe koloidale, si dhe i lëndëve të ngurta në suspensë që e kanë kaluar trajtimin primar. Kjo fazë zakonisht realizohet me anë të proceseve biologjike me kultura të lira dhe kultura të fiksuara në një shtrat, të tilla si ato me llum aktiv, apo filtrat biologjikë, si edhe sistemeve me laguna dhe sedimentim [1], [3].

1.2.4 Trajtimi terciar

Trajtimi terciar e kalon nivelin e trajtimit tradicional sekondar për të larguar sasi të rëndësishme të azotit, fosforit, metaleve të rënda, lëndëve organike të biodegradueshme, bakterieve dhe viruseve. Përveç proceseve biologjike për largimin e ushqyesve, njësi operationale të përdorura shpesh për këtë qëllim janë dhe koagulimi, flokulimi dhe sedimentimi kimik, të ndjekur nga filtrimi dhe karboni aktiv [1], [2], [3].

1.2.5 Trajtimi i llumit

Llumi i prodhuar nga trajtimi i ujrave të ndotur përbëhet nga: llumi i cili përmban lëndë të ngurta organike dhe inorganike që janë larguar nga rrjedha e ujit me anë të dekantuesit primar dhe lëndët organike të prodhuara gjatë trajtimit sekondar biologjik dhe të larguara me anë të dekantuesit sekondar.

Llumi i prodhuar, zakonisht është në gjendje të lëngët ose gjysëm të ngurtë, duke përmbajtur 0,25 deri në 12 % lëndë të thatë, në varësi të proceseve të trajtimit të përdorur. Llumi trajtohet me anë të një llojshmërie metodash që mund të përdoren duke u kombinuar në mënyra të ndryshme. Më gjerësisht për largimin e lagështisë nga llumi përdoret, trashimi, kondicionimi, largimi i ujit, dhe tharja. Ndërsa tretja, kompostimi, incenerimi, dhe oksidimi aerobik përdoren për trajtimin dhe stabilizimin e lëndëve organike që ndodhen në llum [1], [2], [3].

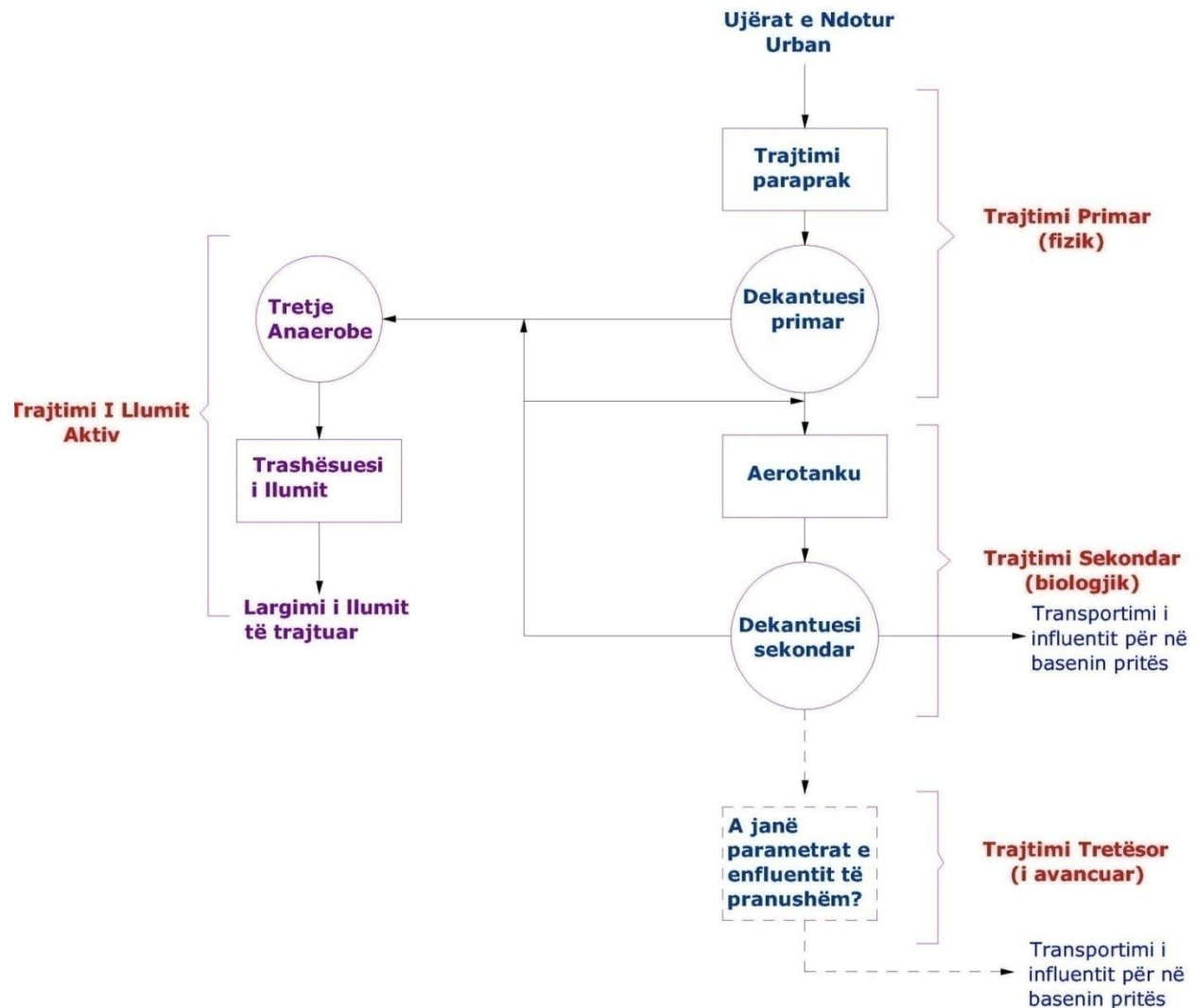


Figure 1.1 Skemë e përgjithshme e një impianti trajtimi të ujërave të ndotur. Skema e marë nga [1]

1.3 Avantazhet e trajtimit biologjik

Pothuajse në të gjitha metodat biologjike, trajtimi realizohet në temperaturën e ambientit, fakti cili përbën një avantazh në krahasim me disa nga metodat e tjera të trajtimit, pasi në këtë mënyrë nuk është e nevojshme shpenzimet energjie për realizimin e temperaturës së kërkuar.

Funksionimi nën kushtet e ndryshimeve sezonale të temperaturës është një nga kushte kryesore që metodat e trajtimit të ujërave të ndotur duhet të plotësojnë. Metodat biologjike duke qënë se përfshijnë lloje të ndryshëm mikroorganizmash, janë të afta të përshtaten në mënyrë natyrore si me ndryshimet e temperaturave dhe me ndryshimet në përbërje të ujit të ndotur.

Metodat biologjike të trajtimit mbizotërojnë në nivelin sekondar të trajtimit, duke qënë se janë opsionet me efektive dhe ekologjike ndër metodat e mundshme të trajtimit.

Avantazhet kryesore të trajtimit biologjik janë:

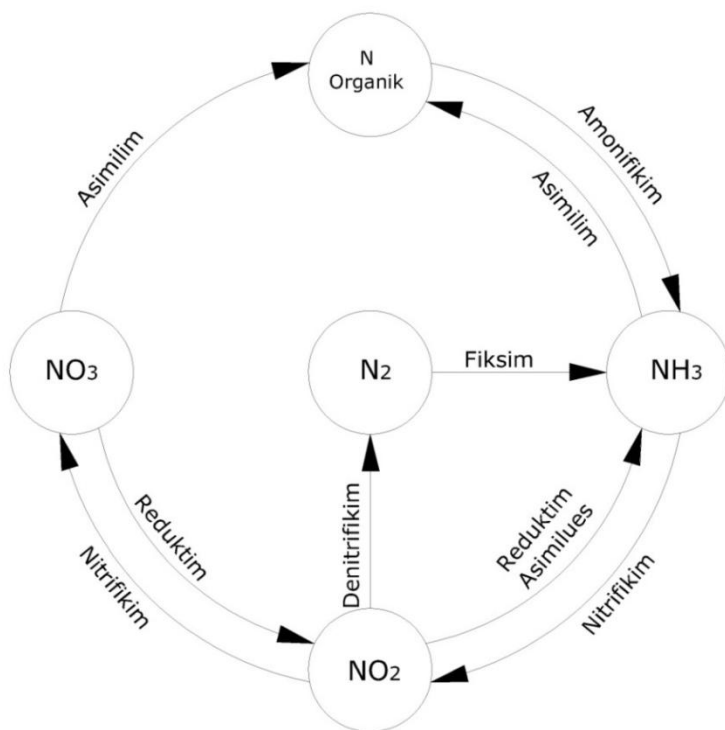
- 1- Kosto të ndërtimit dhe funksionimit më të ulët krahasuar me metodat alternative si proceset oksiduese-kimike.
- 2- Realizon oksidimin e një numri të madh komponimesh organike.
- 3- Largimin e komponimeve inorganikë të reduktuara, të tilla si sulfidet dhe amoniakun dhe largimin e azotit total nëpërmjet denitrifikimit.
- 4- Funksionim fleksibël për të përballuar një shkallë të gjerë prurjesh dhe karakteristikash të ujit të ndotur.
- 5- Reduktim të toksicitetit ujqor [1], [3].

SEKSIONI I DYTË : BAZAT E FUNKSIONIMIT BIOKIMIK TË METODAVE BIOLOGJIKE TË TRAJTIMIT

1.4 Të përgjithshme rreth funksionimit biokimik të metodave të trajtimit biologjik

Trajtimet biologjike të ujërave të ndotur, me bazë biokimike, vetëm sa shndërrojnë dhe shkatërrojnë lëndët mbi të cilat veprojnë mikroorganizmat, ato lëndë të cilat i nënshtrohen biodegradimit ose biotransformimit. Nëqoftëse ndotës të tretshëm janë rezistentë ndaj veprimit mikrobial, ata shkarkohen nga njësia funksionale biokimike me të njëjtin përqendrim me të cilin ato kanë hyrë, ka përjashtim vetëm në rastet kur veprojnë mekanizma kimike ose fizike siç janë absorbimi ose avullimi (volatizimi). Në funksionet biokimike me rritje në suspensë, hyrja e ndotësve të patretshëm përzihet me biomasën duke u bërë një njësi e pandashme. Si rrjedhim, inxhinierët këtë përzierje të biomasës me ndotësit e patretshëm të pranishme në ujërat e ndotur e quajnë Lëndë në Suspensë në rezervuarin e ajrimit (MLSS). Nëqoftëse ndotësit e patretshëm janë të biodegradueshëm, atëherë sasia e tyre reduktohet. Në rast të kundërt, nëqoftëse ata nuk janë të biodegradueshëm, mënyra e vetme e largimit të tyre nga sistemi është ndërmjet largimit të mbeturinave në formën e MLSS-së. Sasia e shkarkimit të tyre me mbetjet e MLSS duhet të jetë e barabartë me sasinë që futen në sistem. Proçeset me rritje të fiksuar zakonisht kanë ndikim të vogël mbi ndotësit e pa biodegradueshëm e të patretshëm, edhe pse në disa raste këta ndotës flokulohen dhe largohen bashkë me biomasën e shkarkuar nga njësia funksionale [1], [2], [8].

Për projektimin e njësive funksionale biokimike përdoren ciklet natyrore, në mënyrë që të realizohet për një kohë të shkurtër atë që natyra do ta realizonte për një kohë të gjatë të shoqëruar zakonisht me dëme mjedisore. Psh, nëqoftëse lëndët organike të biodegradueshme do të shkarkoheshin në rrjedhën ujore, bakteret e pranishme në këtë rrjedhë uji do të përdornin këto lëndë si burim karboni dhe energjie (elektrone) për rritje. Gjatë këtij proçesi ato do të inkorporonin një pjesë të karbonit në materialin qelizor të qelizave të reja dhe pjesa tjetër e karbonit do të oksidohej në dioksid karboni për të prodhuar energji për këtë sintezë. Elektronet e larguara gjatë proçesit të oksidimit do të transferoheshin (kalonin) në oksigjenin e rrjedhës ujore, por nëqoftëse rezervat e oksigjenit do të ishin të pamjaftueshme, përqëndrimi i oksigjenit të tretur (DO) do të zvogëlohej, duke shkaktuar ngordhjen e peshqëve dhe efekte të tjera anësore. Ndërkohë në një njësi funksionale biokimike të projektuar mirë, rritja mikrobiale ndodh në një



mjedis ku mund të sigurohet sasia e nevojshme e oksigjenit, duke shkatërruar lëndët organike dhe lejuar shkarkimin e ujit të trajtuar pa shkaktuar dëmtimin e mjedisit [9], [11].

Figure 1.2 Cikli i Azotit

Dy ciklet kryesore që përdoren në funksionet biokimike janë cikli i karbonit dhe cikli i azotit. Aktualisht pjesa më e madhe e operacioneve biokimike përdorin vetëm gjysmën e ciklit të karbonit, dmth oksidimin e karbonit organik duke çliruar dioksidin e karbonit. Disa

funksionime të tjera biokimike përdorin alga dhe bimë për të fiksuar apo kapur dioksidin e karbonit dhe për të çliruar oksigjenin, duke përdorur gjysmën tjetër të ciklit të karbonit. Megjithatë këto njësi operationale nuk janë shumë të përhapura. Cikli i azotit funksionon pothuajse i gjithë, siç ilustron dhe në Figurën 1.2 [12], [34], [35].

1.5 Llojet kryesore të Mikroorganizmave dhe roli i tyre

Organizmat ndahen në tre grupe kryesore: Archea, Bacteria dhe Eucarya. Përfaqësuesit e grupit të Archea dhe Bacteria janë mikroskopikë dhe prokariotë (nuk kanë membranë bërthamore), ndërsa përfaqësuesit e grupit Eucarya janë eukariote, kanë membranë bërthamore, dhe variojnë në përmasa nga mikroskopike (protozoarët) në makroskopike (kafshët). Llojet e mikroorganizmave më të përdorshëm në trajtimet biologjike i përkasin grupit të Bacteria dhe Archea pasi kanë edhe rendimentin më të lartë në proces, por edhe protozoarët dhe Eucarya e tjerë mikroskopikë kanë gjithashtu një rol të rëndësishëm në proces [1], [21], [28]. Në këtë pjesë është e rëndësishme të qartësohet se çfarë roli kanë mikroorganizmat e ndryshëm në procesin e trajtimit biologjik të ujërave të ndotur.

1.5.1 Bacteria

Bacteria mund të klasifikohet në shumë mënyra, megjithatë më e rëndësishme nga pikëpamja inxhinierike është mënyra si ato funksionojnë (mënyra funksionale). Për këtë arsye edhe ne do të fokusohemi në mënyrën si funksionojnë bakteriet.

Si të gjitha organizmat, përfaqësuesit e tipit Bacteria e përftojnë energjinë dhe aftësinë reduktuese nga reaksionet e oksidimit, gjatë të cilëve ndodh transporti i elektroneve. Si rrjedhim, natyra e dhënësit të elektroneve është një kriter i rëndësishëm për klasifikimin e tyre. Dy burimet më të rëndësishme të elektroneve në funksionimet biokimike janë komponimet organike dhe inorganike që janë të pranishme në ujin e ndotur ose çlirohen gjatë trajtimit të tij. Bakteriet që përdorin komponimet organike si dhënës elektronesh dhe si burim karboni për sintezën qelizore quhen baktere heterotrofike, ose thjesht heterotrofe. Duke qenë se përdorimi më i rëndësishëm i funksionimit biokimik është largimi dhe stabilizimi i lëndëve organike, si pasojë bakteret heterotrofe janë bakteriet mbizotëruese në sistemet e trajtimit [8], [28].

Bakteriet që përdorin komponimet inorganike si dhënës elektronesh dhe dioksidin e karbonit si burim karboni quhen bakterie kemioautotrofe, megjithëse shkurt ato quhen bakterie autotrofike ose thjesht autotrofe. Bakteriet më të rëndësishme autotrofe në funksionimet biokimike janë ato që përdorin azotin amoniakal $\text{NH}_3\text{-N}$ dhe azotin nitrik $\text{NO}_2^-\text{-N}$. Ato janë përgjegjëse për nitrifikimin dhe përmenden si nitrifikuese. Në natyrë dhe në ujrat e ndotura janë të rëndësishme dhe baktere të tjera autotrofe, por në impiantet e trajtimit të ujërave të ndotura ato luajnë një rol të vogël.

Një tjetër karakteristikë e rëndësishme e bakterieve është tipi i marrësit të elektroneve që ato përdorin. Në funksionimet biokimike marrësi më i rëndësishëm i elektroneve është oksigjeni. Bakteriet që përdorin vetëm oksigjenin quhen bakterie aerobe të detyruara, ose shkurt aerobe të detyruara. Bakteriet nitifikuese janë bakteriet më të rëndësishme aerobe të detyruara që zakonisht gjenden në funksionimet biokimike. Në anën tjetër të spektrit janë bakteret anaerobe të detyruara, të cilat funksionojnë vetëm në mungesë të oksigjenit molekular. Ndërmjet dy ekstremeve të detyruara janë bakterie anaerobe fakultative ose thjesht bakteriet fakultative. Ato e përdorin oksigjenin si marrës të elektroneve kur ai është i pranishëm në sasi të mjaftueshme, por mund të përdorin edhe një marrës tjetër në mungesë të tij. Prandaj ato tentojnë të mbizotërojnë në njësitë biokimike. Disa bakterie fakultative janë fermentuese, që do të thotë se ato mund të

përdorin komponimet organike si marrës përfundimtar alternativ të elektroneve në mungesë të oksigjenit, duke prodhuar produkte përfundimtare organike të reduktuara. Të tjera realizojnë frymëmarrje anaerobe, në të cilën si marrës alternativ i elektroneve shërben një komponim inorganik. Ky proces ndodh në mjediset anoksike, në të cilat oksigjeni mungon dhe si marrës i elektroneve shërben nitrati i pranishëm. Si pasojë e përhapjes së madhe të zonave të tilla në njësitë biokimike të impianteve të trajtimit, bakteriet fakultative më të rëndësishme janë ato që kryejnë denitrifikimin, reduktimin e azotit në formën NO_3^- në azot të gaztë. Bakteriet fakultative dhe anaerobe të detyruara reduktojnë komponime të tjera inorganike, por me përjashtim të protoneve (H^+), pjesa më e madhe nuk kanë rëndësi të madhe në funksionimet

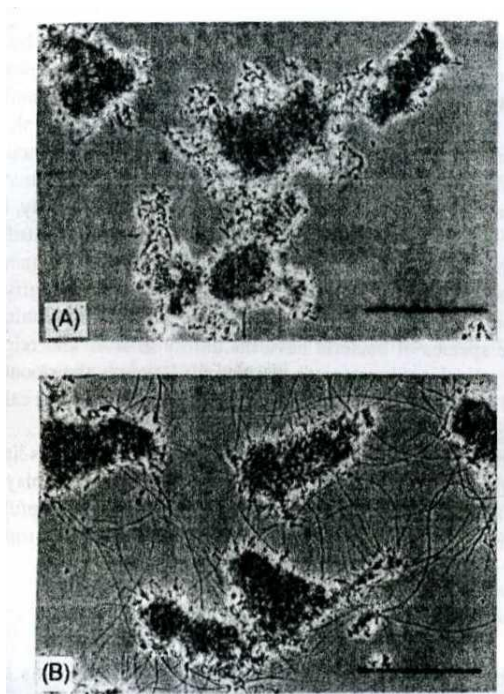


Figure 1.3 Mikrofotografi të flokëve të llumit aktiv: a) Biomassë me veti të mira sedimentuese, me filamente optimale. B) Biomassë me veti të dobëta sedimentuese, me filamentet të gjatë. (Foto të huazuara nga M.G.Richard {Universiteti Shtetëror i Colorados}, dhe David Jenkins {Universiteti i Californias, Berkeley.})

biokimike. Nga reduktimi i protoneve, i cili ndodh në funksionimin anaerobik, prodhohet hidrogjen gaz (H_2), i cili është një marrës i rëndësishëm i elektroneve gjatë formimit të metanit [1].

Figura 1.3 a tregon një pjesës tipike floku. Bakteriet të cilat janë përgjithësisht përgjegjëse për këtë fenomen janë quajtur bakterie flokë-formuese dhe në këtë kategori bëjnë pjesë një shumëllojshmëri specimesh.

Gjithashtu bakteriet mund të klasifikojmë bazuar në funksionin e tyre në njësitë funksionale biokimike. Disa sillen si shpërbërës primarë dhe veprojnë mbi komponimet organike të pranishme në ujin e ndotur, duke filluar shpërbërjen e tyre. Nëqoftëse një komponim organik gjendet normalisht në natyrë (është biogjenik), shpërbërësit primarë në një mjedis aerobik zakonisht do të metabolizojnë ato, duke i konvertuar në dioksid karboni (CO_2), ujë (H_2O) dhe biomassë të re. Shkatërtime të tilla përfundimtare quhen mineralizim, i cili është qëllimi i pjesës më të madhe të impianteve të

trajtimit të ujërave të ndotura. Nga ana tjetër, nëqoftëse një komponim organik është sintetik dhe i huaj në biosferë (xenobiotik – ksenobiotik), asnjë tip bakteriesh nuk mund ta mineralizojë atë.

Në të vërtetë, mund të jetë e nevojshme ekzistenca e një kompleksi mikrobial, me shpërbërës sekondarë që jetojnë me produktet e metabolizmit të nxjerra nga shpërbërësit primarë. Sa më komplekse të jenë komponimet organike në ujin e ndotur, aq më të rëndësishëm do të ishin shpërbërësit sekondarë. Shpërbërësit sekondarë janë të zakonshëm në mjedise anaerobe, madje edhe kur komponimet biogjenike janë degraduar, për shkak të karakteristikave speciale që kanë bakteriet e përfshira në proçes [1], [16].

Funksione të tjera të rëndësishme në impiantet e trajtimit të ujërave të ndotura janë prodhimi dhe eliminimi i $\text{NH}_3\text{-N}$ respektivisht nëpërmjet nitrifikimit dhe denitrifikimit. Bakteriet klasifikohen në përputhje me këto funksione si nitrifikuese dhe denitrifikuese. Nitrifikuesit përbëjnë një grup shumë të specializuar i cili përmban një numër të limituar specimesh aerobe, bakterie kemioautotrofe, ndërsa bakteriet denitrifikuese përbëjnë një grup të shumëllojshëm bakteriesh heterotrofe fakultative që përmbajnë shumë specie. Si përfundim, disa specie të tjera bakteriesh janë të afta të magazinojnë dhe çlirojnë fosfatin si reagim gjatë kushteve ciklike mjedisore. Pasi ato përmbajnë me shumicë sasi fosfati në dallim nga bakteriet e tjera, këto bakterie zakonisht quhen organizma fosfat akumuluese (PAOs) [2], [3], [35].

Ashtu si dhe klasifikimi i lëndëve ndotëse në ujin e ndotur, klasifikimet e renditura më sipër nuk janë të veçanta por mbivendosen, me antarët e grupit Bacteria që luajnë shumë role. Megjithatë, këto klasifikime të thjeshta janë shumë të dobishme për përshkrimin e fenomeneve që ndodhin në njësitë funksionale biokimike.

1.5.2 Archaea

Shumë bakterie të grupit Archaea janë të afta të rriten në mjedise ekstreme, të tilla si ato me temperatura të larta (më të mëdha se 90°C), potencial të lartë jonik, dhe kushte të larta reduktuese. Si pasojë në fillim u mendua se rritja e specieve të këtij grupi në mjedise të tilla (njësive biokimike) do të ishte e kufizuar, megjithatë u vërtetuar se ky supozim ishte i pavërtetë. Studime të kohëve të fundit kanë treguar se Archaea janë të përhapur gjerësisht në një shumëllojshmëri të madhe mjedisesh. Megjithatë aktualisht përdorimi kryesor i tyre në trajtimin biologjik të ujërave të ndotura është në trajtimet anaerobe, ku ato luajnë një rol të rëndësishëm në prodhimin e metanit. Archaea metan-prodhuese, zakonisht të quajtura metanogjene, janë anaerobe të detyruara që shkaktojnë largimin e lëndës organike nga faza e lëngët (enfluentin) duke prodhuar gaz të pasur me energji dhe tretshmëri të ulët. Kjo bën të mundur thithjen e

energjisë së ndotësve në një formë të dobishme. Për arsye se metanogjenët i kanë shumë të limituar substancat që mund të përdorin ato rriten në një kompleks mikrobial me Bakteriet (Bacteria), të cilat kryejnë “sulmin” fillestar mbi ndotësit dhe çlirojnë si produkte të fermentimit substrate të metanogjeneve [1], [12], [37].

1.5.3 Eucarya

Edhe pse kërpudhat mund të përdorin lëndë organike të tretshme në krahasim me Bacteria, në kulturat me rritje në suspensë ato rrallë konkurojnë në kushtet normale, dhe zakonisht ato nuk përbëjnë një përqindje të rëndësishme të komunitetit mikrobial. Nga ana tjetër, kur furnizimi me oksigjen dhe azot është i pamjaftueshëm ose kur pH është i ulët, kërpudhat mund të shumohen, duke shkaktuar probleme të ngjashme me ato që shkaktojnë bakteriet fijëzore. Në ndryshim nga kulturat me rritje në suspensë, kërpudhat zakonisht luajnë një rol të rëndësishëm në kulturat me rritje të fiksuar, duke përbërë një pjesë të madhe të biomasës. Megjithatë, në kushte të caktuara, ato mund të bëhen një pengesë në sisteme të tilla duke u rritur me tepëri dhe bllokuar hapësirat (ndërmjet mjediseve poroze) si rrjedhojë duke penguar depërtimin e rrjedhës (influentit) [29], [46].

Protozoa luan një rol të rëndësishëm në kulturat me rritje në suspensë duke u ushqyer me lëndët organike koloidale dhe bakteriet e shpërndara. Në këtë mënyrë reduktohet turbiditeti i mbetur pas largimit të bioflokut me dekantim. Gjithashtu protozoarët janë të njohur për kontributin e tyre në bioflokulim, megjithatë kontributi i tyre mendohet të jetë më pak i rëndësishëm se ai i baktereve flok-formuese. Edhe pse disa protozoarë mund të përdorin komponime organike të tretura gjatë rritjes, dyshohet se ato mund të konkurojnë bakteriet në atë rol prandaj largimi i substancave organike të tretura konsiderohet të jetë pasojë e veprimit të bakterieve. Protozoarët gjithashtu luajnë një rol të rëndësishëm në bioreaktorët me kulturë të fiksuar ku bashkësia e protozoas është më e pasur se në kulturat me rritje në suspensë. Sidoqoftë roli i tyre duket të jetë i njëjtë me atë në kulturat me rritje në suspensë [1], [6], [13].

Eucarya të tjerë, në kulturat me rritje në suspensë, zakonisht janë të limituar në rotiferë dhe nematodë, por prania e tyre është shumë e varur nga mënyra e rritjes së kulturës. Edhe pse këto organizma ushqehen me protozoa dhe pjesë bioflokut, kontributi i tyre në njësitë funksionale

biokimike me rritje në suspensë është i panjohur, sepse vetëm ndryshime të vogla në performancën e sistemit mund të jenë atribut i pranisë së tyre.

Ndryshe ndodh në bioreaktorët me rritje të fiksuar, ku si pasojë e pranisë së një sipërfaqeje ku organizmat e lartë mund të “kullosin” (ushqehen), nuk është e pazakontë për reaktorë të tillë që përveç rotiferëve dhe nematodëve të ketë një zhvillim të madh dhe të bashkësive të tjera të makroinvertebrorëve. Natyra e këtyre bashkësive varet shumë nga karakteristikat fizike të bioreaktorëve dhe në disa raste prania e bashkësive të larta nuk ka efekte të dëmshme në rendimentin e sistemit. Megjithatë, në disa raste, bashkësitë “kullotëse” mund të pengojnë zhvillimin e biofilmit primar, i cili është përgjegjës për zhvendosjen e ndotësve, duke përkeqësuar në këtë mënyrë performancën e sistemit [2], [3], [21].

1.6 Ekosistemet mikrobiale në njësitë operationale biokimike

Një ekosistem është shuma e elementëve bashkëveprues (biologjike dhe mjedisore së bashku) në një hapësirë të limituar. Rrjedhimisht, në çdo njësi funksionale biokimike do të krijohet një ekosistem unik i cili do të drejtohet nga projektimi fizik i pajisjes, natyra kimike e ujit të ndotur që do të trajtohet dhe ndryshimet biokimike të shkaktuara nga organizmat që ndodhen në të. Si rezultat i përshtatjes fiziologjike, gjenetike dhe sociale, komuniteti mikrobial i cili zhvillohet në atë ekosistem do të jetë unik nga pikëpamja e shumëllojshmërisë së specieve. Prandaj është e pamundur të përgjithësohesh numrin dhe llojin e specieve që do të jenë prezente në njësinë funksionale. Megjithatë këshillohet të merret në konsideratë natyra e strukturës së komunitetit mikrobial në rastin më të përgjithshëm dhe lidhja e tyre me mjediset ku ato funksionojnë. Objektiva e një detyre të tillë nuk është listimi i thjeshtë i organizmave të pranishme, por është analizimi i rolit që luan në funksionim çdo grup i rëndësishëm.

Meqënëse proceset biokimike në mjediset aerobe dhe anoksike janë bazuar në frymëmarrjen, ndërsa në mjediset anaerobe janë bazuar në fermentimin, ka ndryshime të mëdha në bashkësitë mikrobiale të përfshira në to. Prandaj mjediset biokimike mundësojnë analizën llogjike të problemit [1], [2], [3].

1.6.1 Funksionimi Aerob/Anoksik

- Bioreaktorët me rritje në suspensë

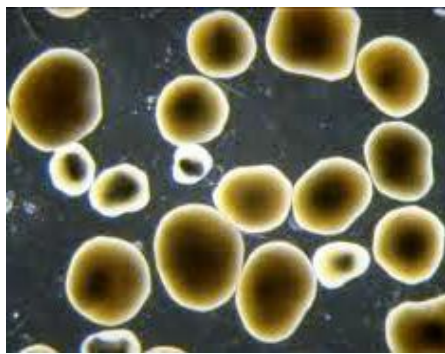
Bioreaktorët me rritje në suspensë, me llum aktiv, lagunat e ajruara dhe tretësit aerobikë kanë ekosistem të ngjashëm mikrobial, edhe pse ndryshojnë disi në rëndësinë relative të grupeve të ndryshëm që ndodhen në to. Mikoorganizmat në këto njësi operationale janë të gjitha Bakterie dhe Eucarya (eucariotë) mikroskopikë, që përgjithësisht i ndajmë në pesë klasa kryesore:

- 1- organizma flokë-formues
- 2- saprofitë
- 3- bakterie nitrifikuese
- 4- grabitqarë
- 5- organizma penguesë (të padëshirueshëm)

Me përjashtim të bakterieve nitrifikuese, këto nuk janë grupe të dallueshme fiziologjike, në të vërtetë çdo organizëm i veçantë mund të përfshihet në më shumë se në një kategori në të njëjtën kohë nëse ndryshojnë kushtet që veprojnë mbi bashkësinë [1].

Organizmat flok-formuese luajnë një rol shumë të rëndësishëm në operationet biokimike me rritje në suspensë pasi në mungesë të tyre nuk do të ishte e mundur ndarja e biomasës nga uji i trajtuar dhe as largimi i ndotësve organikë koloidale. Figura 1.3 a tregon biomasën tipike të stabilizuar mirë. Fillimisht është menduar se bakteri *Zooglea ramigera* ishte përgjegjësi kryesor për formimin e flokëve, por tashmë është vërtetuar se për realizimin e flokulimit janë të afta një shumëllojshmëri bakteriesh, edhe pse ato përbëjnë një përqindje të vogël të specieve të gjetura në pjesëzat e flokëve.

Klasifikimin e organizmave në grupin e flokë-formuesve e komplikon fakti se protozoarët dhe kërpudhat gjithashtu mund të shkaktojnë flokulimin nga bakteriet. Megjithatë, përgjithësisht bakteriet konsiderohen të jenë organizmat mbizotëruese flokë-formuese, me *Zooglea ramigera* që luan rolin kryesor. Flokulimi mendohet të shkaktohet nga rritja së bashku (agregative) dhe polielektrolitët natyrorë, edhe pse origjina e tyre është e paqartë.



1.4 a



1.4 b

Figure 1.4(Foto 1.4 a, Foto 1.4 b Zoogloea ramigera)

Saprofitët janë organizmat përgjegjëse për degradimin e lëndëve organike. Ata janë kryesisht bakterie heterotrofike dhe përfshijnë pjesën më të madhe të bakterieve që konsiderohen të jenë flokë-formuese. Bakterie joflokuluese janë gjithashtu të përfshira, por ndodhen të ngecura në pjesët e flokëve. Saprofitet mund të ndahen në dekompozues primarë dhe sekondarë, siç është diskutuar më sipër, por sa më i madh të jetë numri i substancave aq më i shumëllojshëm do të jetë komuniteti mikrobial. Gjinitë kryesore të saprofitëve janë gram-negativë dhe përfshijnë *Achromobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, dhe *Pseudomona sp* [1], [6], [28].



1.5.a



1.5.b

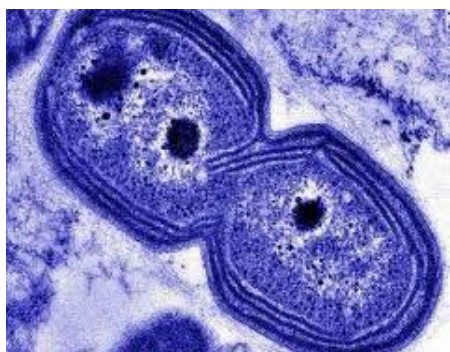
Figure 1.5: (Foto 1.5 a, Foto 1.5 b Achromobacter)

Nitrifikimi është konvertimi i azotit amoniakal në nitrate, ai mund të realizohet si nga bakterie heterotrofe ashtu edhe nga ato autotrofe. Pavarësisht faktit që më shumë se 100 specie heterotrofe klasifikohen si formë të nitriteve nga amoniaku, nuk mendohet se në ekosistemet

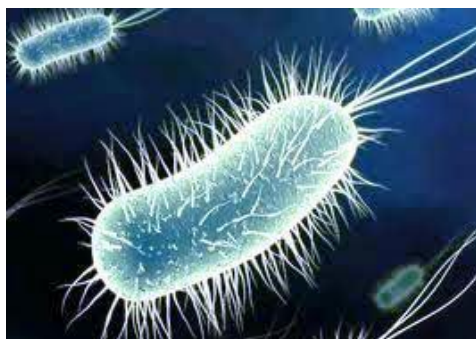
natyrale të krijohen heterotrofikisht sasi të rëndësishme nitrati, megjithatë studime të ndryshme këshillojnë që ky supozim duhet të shqyrtohet më tej.

Megjithatë në sistemet e trajtimit të ujërave të ndotur, nitrifikimi konsiderohet të bëhet nga bakteriet autotrofe, kryesisht të gjinisë *Nitrosomonas* dhe *Nitrobacter*, të cilat mesa duke rriten në shoqërinë e njëra tjetrës. Bakteriet e gjinisë *Nitrosomonas* oksidojnë N amoniakal në formën e nitriteve, me produkt të ndërmjetëm hidroksilaminën, ndërsa bakteriet e gjinisë *Nitrobacter* oksidojnë nitritet në nitrate, me një reaksion të vetëm. Fakti që bakteriet nitrifikuese janë autotrofe nuk do të thotë se ato nuk mund të inkorporojnë në qelizën e tyre komponime organike ekzogjene, ndërkohë që e sigurojnë energjinë e tyre nga oksidimi inorganik. Megjithatë sasia e komponimeve organike të inkorporuara është e vogël dhe varion në bazë të kushteve të rritjes, prandaj pjesa më e madhe e ekuacioneve që përshkruajnë stokiomentrinë e nitrifikimit e injorojnë këtë sasi dhe përdorin dioksidin e karbonit si burimin e vetëm të karbonit. Bakteriet nitrifikuese kanë disa karakteristika specifike rritjeje që kanë rëndësi për ndikimin dhe mbijetesën e tyre në funksionet biokimike, ndër të cilat përmendim:

- 1- E para, shkalla maksimale e rritjes së tyre është më e vogël se ajo e bakterieve heterotrofike. Rrjedhimisht, nëqoftëse bioreaktorët me rritje në suspensë funksionojnë në mënyrë të tillë që kërkojnë rritje të shpejtë të bakterieve, bakteriet nitrifikuese do të zhduken nga sistemi dhe procesi i nitrifikimit do të ndalojë edhe pse procesi i largimit të substancave organike do të vazhdojë.
- 2- E dyta, sasia e biomasës së formuar për njësi të azotit të oksiduar është e vogël. Si rezultat, ato mund të japin një kontribut të papërfillshëm në koncentrimin e MLSS edhe në rastet kur kanë një ndikim të rëndësishëm në rendimentin e procesit [28], [42].



1.6.a



1.6.b

Figure 1.6: (Foto 1.6.a *Nitrosomonas* dhe Foto 1.6 .b *Nitrobacter*)

Grabitqarët kryesorë në bioreaktorët me rritje në suspensë janë protozoarët, të cilët ushqehen me bakteriet. Rreth 230 specie janë identifikuar të ndodhen në llumin aktiv, të cilat mund të përbëjnë 5% të biomasës në sistem. Zakonisht protozoarët dominues në numër dhe sasi janë ciliatet. Dihet se pothuajse të gjithë ciliatet ushqehen me bakterie dhe llojet më të rëndësishëm janë ose të fiksuar ose zvarriten në sipërfaqen e flokëve të biomasës. Me raste mund të shihen në numër të vogël amebat dhe flagelatët, por ato nuk mendohet të luajnë një rol të rëndësishëm në stabilizimin e bashkësive të qëndrueshme. Siç është diskutuar më parë, mendohet se protozoarët luajnë një rol dytësor në formimin e flokëve të biomasës, dhe kontribuojnë në mungesën e baktereve të shpërndara dhe materialeve organike koloidale në bashkësitë e qëndrueshme [21], [26], [27].

Organizmat shqetësuese janë ato që pengojnë funksionimin e duhur të reaktorëve biokimikë, kur janë të pranishme në sasi të konsiderueshme. Në bioreaktorët me rritje në suspensë, problemet kryesore dalin në largimin e biomasës nga uji i trajtuar, dhe janë rezultat i bakterieve fijëzore dhe kërpudhave. Megjithatë prania e një numri shumë të vogël të bakterieve fijëzore është e nevojshme për të forcuar flokët, një numër shumë i madh i tyre është i padëshirueshëm. Madje dhe një përqindje e vogël e bakterieve fijëzore në bashkësinë mikrobiale mund ta bëjë gravitetin specifik të flokëve të biomasës aq të ulët sa që bëhet shumë i vështirë largimi i biomasës me anë të sedimentimit gravitacional. Kjo gjëndje njihet si mufatja e llumit. Një biomasë e mufatur, dmth pak e dekantueshme, tregohet në figurën 1.3 b. Për shumë vite është menduar se bakteri *Sphaerotilus natans* ishte organizmi kryesor përgjegjës për fenomenin e mufatjes, por kushtet që shkaktonin rritjen e tij ishin një mister pasi dukeshin shumë kontraditore. Jo më parë se nga projekti pioner i Eikelboom, u kuptua se shumë lloje organizmash fijëzore mund të jenë përgjegjës për mufatjen, dhe pse organizma të ndryshme favorizohen nga kushte të ndryshme rritjeje [1], [28].

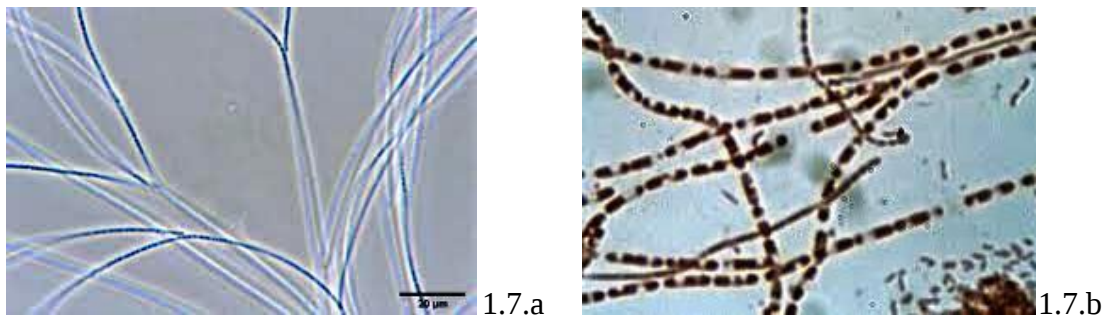


Figure 1.7: (Foto 1.7 a, dhe Foto 1.7. b *Sphaerotilus natans*)

Sot, kontrolli efektiv i mufatjes bazohet në identifikimin e organizmave shkaktarë dhe eliminimin e kushteve favorizuese për rritjen e tyre. Duhet të theksohet se megjithëse gj.*Nocardia* është organizmi fijëzor më i përhapur në llumin aktiv, ai normalisht nuk e shkakton mufatjen pasi filamentet e tij nuk zgjaten jashtë pjesëve të flokut [1].

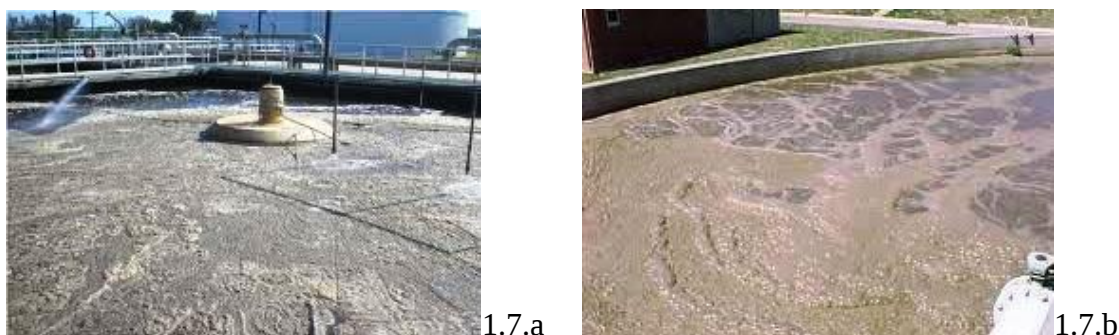
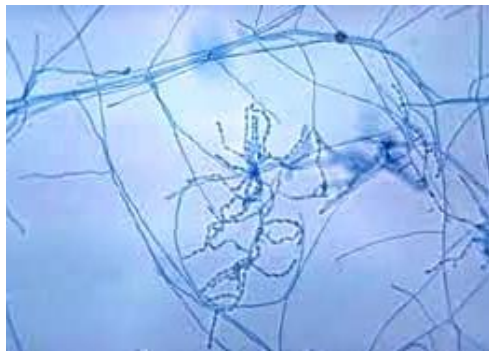


Figure 1.8: (Foto 1.8 a, dhe Foto 1.8 b, Pamje të Fenomenit të mufatjes së llumit)

Pengesa tjetër kryesore në kulturat me rritje në suspensë është shkumëzim i tepërt. Kjo gjendje shkaktohet zakonisht nga bakteriet e llojit *Nocardia* dhe specia *Michrothix parvicella*. Kushtet përgjegjëse për shkumëzimin e tepërt në kulturat me rritje në suspensë janë akoma një polemikë shqetësuese, pasi *Nocardia* dhe *M. parvicella* e kanë cipën qelizore shumë hidrofobike, ato migrojnë dhe qëndrojnë në sipërfaqen e flluckave të ajrit, duke stabilizuar fiksuar dhe shkaktuar shkumën. Gjithashtu, shkuma duket të ketë lidhje dhe me përqëndrimin e komponimeve organike hidrofobike në sipërfaqen ndarëse ajër-ujë, ku ato metabolizohen nga *Nocardia* dhe organizmave të tjerë të ngjashëm me *Nocardien* që janë mbledhur atje.



1.9.a



1.9.b

Figure 1.9: (Foto 1.9 a, gj. Nocardia dhe Foto 1.9. b Fenomeni i shkumëzimit)

Megjithëse ekosistemet e baseneve me llum aktiv, lagunave të ajruara, dhe tretësve aerobë janë komplekse, ata nuk janë aq të komplikuar sa ekosistemet e metodave me rritje në suspensë të shoqëruar me largimin biologjik të ushqyesve. Kjo ndodh për arsye se metodat biologjike të largimit të ushqyesve përmbajnë si reaktor anoksik dhe anaerobë, të cilët sigurojnë mundësinë për rritjen e mikroorganizmave që zakonisht nuk rriten në sistemet plotësisht aerobe [21], [26].

Ekzistenca e zonës anoksike në metodat me rritje në suspensë ka si impakt mundësinë e shumimit të shpejtë të bakterieve denitrifikuese. Siç u diskutua më sipër, bakteriet denitrifikuese janë organizma heterotrofike që përdorin N tek nitratet dhe nitritet si marrës të elektroneve në mungesë të oksigjenit molekular. Denitrifikimi mund të realizohet nga shumë lloj bakteriesh që zakonisht gjenden në impiantet e trajtimit të ujërave të ndotur, duke përfshirë *Achromobacter*, *Aerobacter*, *Alcaligenes*, *Bacillus*, *Flavobacterium*, *Micrococcus*, *Proteus* dhe *Pseudomonas*, prandaj krijimi i kulturave denitrifikuese është relativisht i lehtë. Megjithatë, në sistemet e largimit biologjik të ushqyesve, fraksioni i bakterieve heterotrofike që mund të denitrifikojnë është i papërcaktuar, ky fraksion varet nga natyra e mikroorganizmave hyrëse në sistemin e trajtimit po ashtu dhe nga konfiguracioni i sistemit. Për më tepër, është e qartë se krijimi i zonës anoksike në bioreaktorët me rritje në suspensë do tu japë avantazh bakterieve denitrifikuese mbi bakteret heterotrofe që nuk denitrifikojnë [3].

Siç u përshkrua më sipër, vendosja e një zone anaerobe mbas një sistemi aerob me rritje në suspensë, krijon kushtet e nevojshme për shumimin e organizmave fosfat-akumuluese, duke lejuar zhvillimin e një biomase që është e pasur me fosfor. Edhe pse fillimisht mendohej se bakteriet e gjinisë *Acinetobacter* ishin organizmat kryesore fosfat grumbulluese, është zbuluar se

lloje të tjera bakteriesh janë të afta të akumulojnë polifosfatet. Në të vërtetë, në rezultatet e një studim, gj.*Acinetobacter* nuk ishin organizmat kryesore fosfat grumbulluese mbizotëruese; më saktë ishte një bakterie gram-pozitive e papërcaktuar. Identifikimi i bakterieve fosfat-akumuluese në sistemet e trajtimit të ujërave të ndotur nuk është një detyrë e lehtë, si pasojë e një mjedisi të kompikuar që kërkohet për formimin e granulave të polifosfatit. Megjithatë, nëpërmjet zhvillimit dhe aplikimit të teknikave të reja, në të ardhmen ne presim të mësojmë më tepër për ekologjinë mikrobiale të këtyre bashkësive të rëndësishme [21], [26].

Më sipër janë treguar llojet e ndryshme të organizmave që mund të jenë të pranishme në bioreaktorët me rritje në suspensë. Megjithatë, është shumë e rëndësishme të kuptohet se llojet e pranishëm në një sistem të dhënë varen nga konfiguracioni i reaktorit dhe mjediset biokimike të vendosura. Kushtet e sipërpërmendura nën kontrollin inxhinierik mund të përdoren për të zgjedhur tipin e duhur të bashkësisë mikrobiale për të realizuar një trajtim të caktuar.

- **Bioreaktorët me rritje të fiksuar në një substrat**

Bioreaktorët me rritje të fiksuar, janë ata në të cilët mikroorganizmat rriten si shtresë biologjike (biofilm) në një mjedis mbështetës të ngurtë. Në një *bioreaktor me shtrat të përshkueshëm nga fluidi*, shtresa biologjike rritet në pjesë të vogla rëre ose karboni aktiv që mbahen në gjëndje të lëngshme nga forca e ujit që rrjedh nga poshtë lart. Po ashtu, dhe në *bioreaktorët me shtrat të palosur* shtresa biologjike rritet në pjesë të vogla rëre ose karboni aktiv, por uji që trajtohet rrjedh mbi to pa i ndarë. Prandaj, në të dyja tipet e bioreaktorëve, shtresa biologjike është e rrethur nga fluidi i cili përmban terrenin që do largohet [1].

Nga ana tjetër, në një *filtr me pikim* (TF) ose *bioreaktor me disqe rrotullues* (RBC), biofilmi rritet në një sipërfaqe të madhe mbi të cilën uji i ndotur rrjedh në një biofilm (TF) të hollë ose lëviz ndërmjet disqeve rrotulluse (RBC). Si rrjedhojë, forca ndarëse e fluidit në dy teknikat e fundit është më e vogël se në dy teknikat e para. Kjo ka ndikim në llojin e bashkësive mikrobiale që marrin pjesë [12], [13].

Si pasojë *bioreaktorët me shtrat të përshkueshëm nga fluidi* dhe *ato me shtrat të palosur* janë relativisht të rinj, janë bërë pak studime për të përshkruar bashkësitë mikrobiale që marrin pjesë

në këto metoda. Megjithatë, do supozojmë se ato janë shumë të ngjashme me bashkësitë mikrobiale të bioreaktorëve me rritje në suspensë, duke u përbërë përgjithësisht nga bakteriet dhe protozoarët. Në ndryshim, filtri me pikim dhe disqet biologjike rrotulluese përmbajnë bashkësi mikrobiale më komplekse, duke përmbajtur shumë Eucariote të tjera, sidomos nematodë, rotiferë, kërmij, krima llumi dhe larva të disa insekteve. Ky zinxhir ushqimor më kompleks lejon oksidimin më të plotë të lëndëve organike, me rezultat përfundimtar prodhimin e më pak biomase shtesë. Si rrjedhojë këto metoda kanë si ndikim të dobishëm uljen e sasisë së lëndës së ngurtë që duhet larguar [13], [44], [45].

Bacteria përbën bazën e zinxhirit ushqimor duke vepruar në lëndët organike të ujërave të ndotura që po trajtohen. Lëndët e tretura zvogëlohen me shpejtësi, ndërsa pjesëzat koloidale intrapolohen në një shtresë xhelatinoze të krijuar nga bakteriet për formimin e biofilmit. Atje ato pësojnë një sulm nga enzimat jashtë-qelizore, duke çliruar molekulat të vogla që mund të metabolizohen. Bashkësia bakteriale është e përbërë nga saprofite primare dhe sekondare, pak a shumë si në bioreaktorët me rritje në suspensë, duke përfshirë antarë të gjinisë *Achromobacterium*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Sphaerotilus*, dhe *Zooglea*. Megjithatë, ndryshe nga kulturat me rritje në suspensë, shpërndarja e specieve është funksion i pozicionit në reaktor. Reaktorët me rritje të fiksuar mund të përmbajnë gjithashtu bakterie nitrifikuese, siç janë përfaqësuesit e gjinive *Nitrosomonas* dhe *Nitrobacter*, të cilët priren të gjenden në rajonet e filmit ku përqëndrimi i substratit organik është i ulët [1], [41].

Në filtrat me pikim (TF) dallohen me shumicë bashkësi të Eucarya. Janë identifikuar mbi 90 lloje të kërpudhave, dhe nga këto më shumë se 20 lloje mendohet të jenë banorë të përhershëm të bashkësisë. Roli i tyre është i ngjashëm me atë të bakterieve saprofite. Gjithashtu është raportuar prania e shumë protozoarëve, me bashkësi të mëdha të *Sarcodina*, *Mastigophora*, dhe *Ciliata*. Roli i tyre është kryesisht ai i grabitqarëve. Gjatë muajve të nxehtë të verës algat mund lulëzojnë në sipërfaqen e sipërme të biomasës. Zakonisht mbizotërojnë algat jeshile dhe diatometë. Përfundimisht, filtrat me pikim gjithashtu, përmbajnë një bashkësi të lartë të metazoarëve, të përbërë nga krimbat unazorë, larva insektesh dhe kërmij. Këta ushqehen me filmin mikrobial dhe në disa raste janë përgjegjës për shkatërrimin e gjerë të biofilmit [9], [13], [33].

Si pasojë e natyrës së shumëllojshme të bashkësisë mikrobiale në bioreaktorët me rritje të fiksuar, ndërveprimet mikrobiale janë ekstremisht komplekse. Fatkeqësisht, dihet akoma pak për ndikimet e këtyre ndërveprimeve në performancën e sistemit në krahasim me sa dihet për sistemet me rritje në suspensë.

1.6.2 Funksionimi Anaerob

Bashkësitë mikrobiale në njësitë funksionale anaerobe janë kryesisht prokariote, ku përfshihen përfaqësues të Bacteria dhe Archaea së bashku. Edhe pse në disa rrethana të caktuara janë vëzhguar protozoarë dhe kërpudha, rëndësia e organizmave eukariotë në trajtimin anaerob është diskutueshme. Prandaj, theksi në këto trajtime do të vihet në ndërveprimet komplekse dhe të rëndësishme midis Bacteria dhe Archaea të cilat janë baza e një në funksionimi të sukseshëm të bashkësive metanogjene. *Pasi këto ndërveprime ndodhin si në sistemet me rritje në suspensë ashtu dhe në ato me rritje të fiksuar, midis tyre nuk bëhet asnjë dallim* [1], [2].

4. Natyra e përgjithshme e funksionimit Anaerob

Natyra e funksionimit biokimik anaerob hap pas hapi është përshkruar në Figurën 1.10. Përpara se mund të konsumohen lëndët organike të patretshme duhet të treten, po ashtu siç është e nevojshme edhe në sistemet aerobe. Për më tepër molekulat e mëdha organike të tretura duhet të zvogëlohen në përmasa për të lehtësuar transportin nëpërmjet membranës qelizore. Reaksionet përgjegjëse për tretjen dhe zvogëlimin e përmasave zakonisht janë hidrolitike dhe katalizohen nga enzima jashtëqelizore të prodhuara nga bakteriet. Këta reaksione grupohen sëbashku dhe quhen reaksionet e hidrolizës (reaksioni 1) në Figurën 1.10. Në katalizimin e tyre në të vërtetë përfshihen shumë enzima, si celulaza, amilaza dhe proteaza që prodhohen nga bakteriet fermentuese, të cilat janë një komponent i rëndësishëm i hapat të dytë, acidogjenezës [1], [22].

Acidogjeneza kryhet nga përfaqësues të tipit Bacteria. Aminoacidet dhe sheqernat shpërbashkohen nga reaksionet e fermentimit (reaksioni 2) në të cilët si dhënë dhe marrës të elektroneve shërbejnë komponimet organike. Produktet kryesore të reaksionit 2 janë produkte ndërmjetëse shpërbashkuese, si acidet propionik dhe butirik si dhe paraardhës direkt të metanit, acidi acetik dhe H_2 . Prodhimi i H_2 nga reaksionet e fermentimit është i vogël dhe nis me

dehidrogjenizimin e piruvateve nga mekanizma që janë të ndryshëm nga ata të prodhimit të sasisë kryesore të H_2 .

Pjesa më e madhe e H_2 të prodhuar vjen nga oksidimi i acideve volatile dhe acideve yndyrore me varg të gjatë në acid acetik (reaksionet 3 dhe 4 në figurën 1.10) dhe formohet nga transferimi i elektroneve nga mbajtësit e reduktuar direkt tek joni hidrogjen, në një proces që quhet oksidim anaerobik. Si pasojë e termodinamikës ky reaksion pengohet nga presioni i lartë parcial i H_2 , ndërsa në prodhimin e H_2 nga piruvatet nuk ndodh ky fenomen.

Prodhimi i H_2 nga oksidimi anaerob është shumë i rëndësishëm për funksionimin normal të proceseve anaerobe.

Në rradhë të parë, H_2 është një nga substratet fillestare të formimit të metanit.

Në rradhë të dytë, nëqoftëse nuk formohet H_2 , acidi acetik nuk do të jetë produkti përfundimtar madhor i oksiduar i acidogjenezës. Në të vërtetë, reaksionet e vetme që mund të ndodhnin do të ishin reaksionet fermentuese, gjatë të cilëve elektronet e çliruar gjatë oksidimit të një komponimi organik do kaloheshin në një tjetër komponim organik i cili do të shërbente si marrës i elektroneve, duke prodhuar një përzierje produktesh organike të oksiduar dhe reduktuara. Rrjedhimisht, niveli i energjisë së lëndëve organike të tretura nuk do të ndryshonte dukshëm sepse të gjithë elektronet e pranishëm që në fillim do të ishin akoma në trajtën organike të tretur. Ndërsa kur si produkt i reduktimit formohet H_2 , ai mund të largohet nga faza e lëngët pasi është gaz, duke shkaktuar reduktimin e energjisë që ndodhet në lëng. Në realitet, H_2 nuk largohet. Ai përdoret si substrat për prodhimin e metanit, por duke qenë se metani largohet në formën e gaztë, në fund arrihet e njëjta gjë. Përfundimisht nëqoftëse nuk ndodh formimi i H_2 por ndodh formimi i produkteve organike të reduktuara, ato do të akumulohen në lëng, pasi nuk mund të përdoren si substrat për prodhimin e metanit. Vetëm acidi acetik, H_2 , metanoli dhe metilaminat mund të përdoren për prodhimin e metanit. Siç tregohet nga reaksioni 5, një pjesë e H_2 mund të kombinohet me dioksidin e karbonit nga acetogjenet H_2 -oksiduese për të formuar acidin acetik, por duke qenë se acidi acetik mund të shërbejë si substrat për metanogjenezën, ndikimi i këtij reaksioni mendohet të jetë i vogël.

Produktet e reaksioneve acidogjenike (acidi acetik dhe H_2) përdoren për të prodhuar gazin metan nga metanogjenet, të cilët janë përfaqësues të klasës Archaea. Janë përfshirë dy grupe;

- 1- Metanogjenët e acidit acetik, të cilët e ndajnë acidin acetik në metan dhe dioksid karboni (reaksioni 6 i figurës 1.10)
- 2- Metanogjenët H_2 -oksiduese, të cilat reduktojnë dioksidin e karbonit (reaksioni 7 i figurës 1.10).

Përgjithësisht pranohet se rreth 2/3 e metanit të prodhuar nga zbërthimi anerob i llumit primar e ka prejardhjen nga acidi acetik, me pjesën tjetër H_2 dhe dioksid karboni. Me përjashtim të elektroneve të inkuorporuara në materialin qelizor të formuar, pothuajse e gjithë energjia e larguar nga uji që trajtohet kthehet në metan. Nevoja kimike për oksigjen (NKO), një matës i zakonshëm i shkallës së ndotjes, shërben si matje për elektronet e lirë në një komponim organik, e shprehur si sasia e oksigjenit që kërkohet nga komponimi për tu oksiduar plotësisht në dioksid karboni dhe ujë. Një mol metan kërkon dy mole oksigjen për tu oksiduar plotësisht në CO_2 dhe H_2O . Rrjedhimisht, çdo 16 gram metan i prodhuar dhe i humbur në atmosferë i korrespondon largimit të 64 gram të NKO-së nga uji. Në kushte standarte presioni dhe temperature, kjo i korrespondon $0.34\ m^3$ metan për çdo kilogram NKO-je të stabilizuar [1].

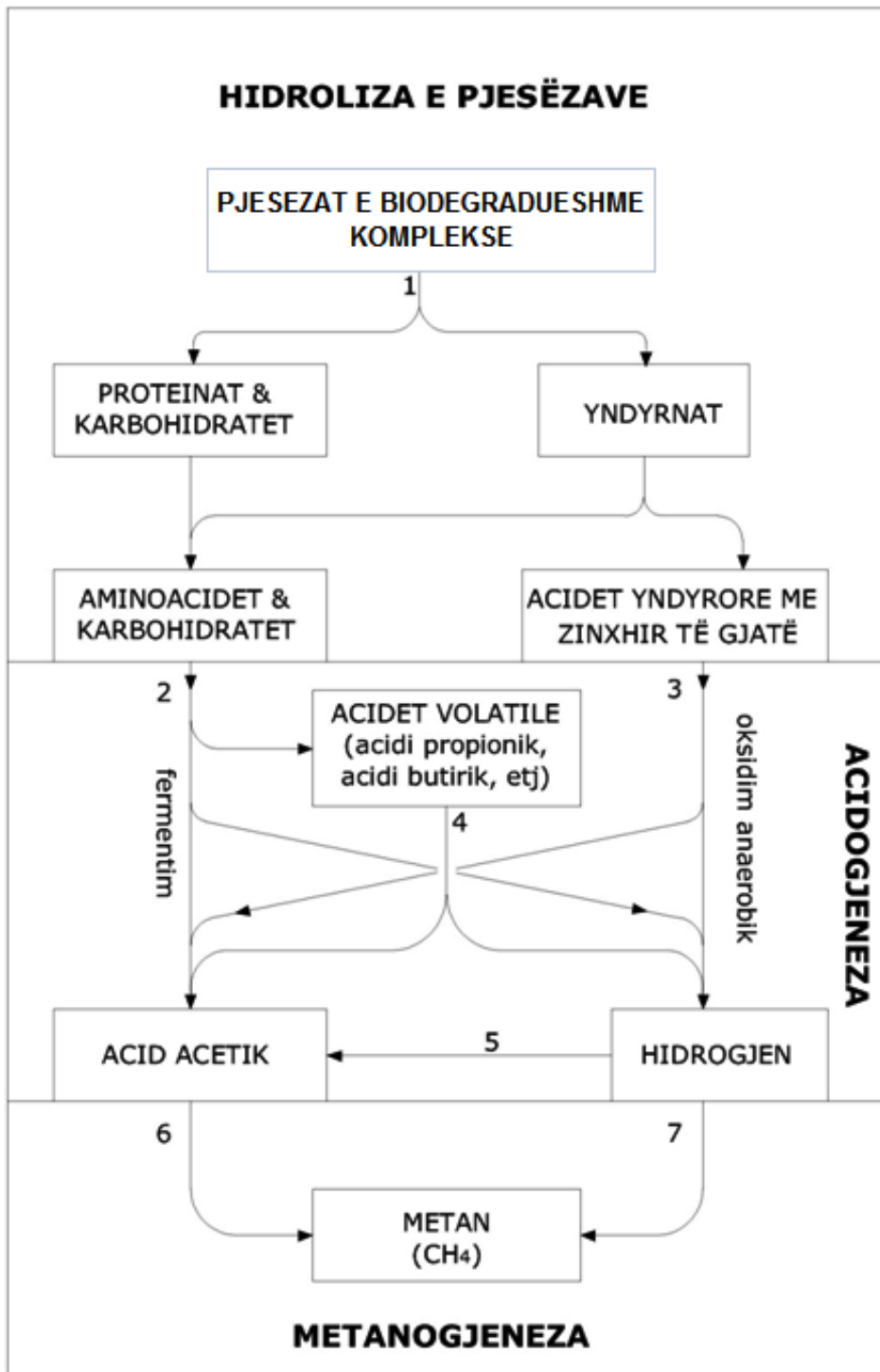


Figure 1.10 Natyra e funksionimit anaerob hap pas hapi.

5. Grupet mikrobiale dhe ndërveprimi i tyre

Bakteriet hidrolitike dhe fermentuese përbëjnë një grup mjaft të shumëllojshëm bakteriesh anaerobe të detyruara dhe fakultative. Edhe pse fillimisht mendohej se bakteriet fakultative ishin dominante, tani faktet tregojnë të kundërtën, të paktën në tretësit e llumit të ujërave të ndotura është zbuluar që numri i anaerobëve të detyruar është 100 herë më i lartë [1]. Ky fakt nuk do të thotë se bakteriet fakultative janë të parëndësishme, pasi numri relativ i tyre mund të rritet në rastet kur përmbajtja e tyre në ujërat e ndotur është e lartë, ose kur bioreaktori i nënshtrohet ngarkimit me substanca lehtësisht të fermentueshme [3]. Megjithatë, mesa duket reaksionet më të rëndësishme hidrolitike dhe fermentuese realizohen nga anaerobët e detyruar, si *Bacteroides*, *Clostridia*, dhe *Bifidobacteria*, edhe pse llojet prezente përcaktohen nga natyra e substratit [22].

Siç përmendet më sipër, roli i H_2 si një rezervuar elektronesh është kryesor në prodhimin e acidit acetik si produkt përfundimtar në sasi më të madhe i acidogjenezës. Reaksionet që i shndërojnë acidet yndyrore me vargë të gjatë, acidet volatile, aminoacidet, dhe karbohidratet në acid acetik dhe H_2 janë termodinamikisht të pafavorshëm në kushtet standarte, pasi e kanë energjinë e lirë standarte pozitive. Prandaj në rastet kur presioni pjesor i H_2 është i lartë, këto reaksione nuk do të zhvillohen, ose më mirë do të ndodhë frementimi me rezultatet e përmendura më sipër. Megjithatë, nën kushtet ku presioni pjesor i H_2 është 10^{-4} atmosferë ose më pak, këto reaksione janë të favorshëm dhe mund të zhvillohen, duke çuar në produktet përfundimtare (acid acetik dhe H_2) që mund të konvertohen në metan [1]. Kjo tregon se bakteriet që prodhojnë H_2 janë detyrimisht të lidhura me metanogjenet që e përdorin atë. Vetëm kur metanogjenet në mënyrë të vazhduar e largojnë H_2 duke formuar metan, presioni pjesor i H_2 do të mbahet i ulët aq sa duhet për të lejuar prodhimin e acidit acetik dhe H_2 si produkte përfundimtare të acidogjenezës. Po ashtu dhe metanogjenet janë detyrimisht të lidhura me bakteriet që kryejnë acidogjenezën sepse këto të fundit prodhojnë substratet që kërkohen nga i pari. Një marrëdhënie e tillë midis dy grupeve mikrobiale quhet sintropi obligative (bashkëjetesë e detyruar) [40].

Ndërsa organizmat përgjegjëse për reaksionet fermentuese janë përshkruar në mënyrë të arsyeshme, për bakteriet acetogjenike hidrogjen-prodhuese dihet më pak [1]. Kjo vjen për shkak të faktit se sistemi enzimatik për prodhimin e H_2 është nën kontrollin strikt të H_2 . Si rrjedhojë, studime të hershme të cilët tentuan të rendisin bakteriet hidrogjen-formuese, i nënvlerësuan ato

duke lejuar akumulimin e H_2 gjatë testimit. Meqenëse në operacionet biokimike anaerobe presionet pjesore të H_2 mbahen të ulëta, bakteriet H_2 -formuese luajnë një rol të rëndësishëm, prandaj kohët e fundit ato kanë qenë subjekti i shumë kërkimeve intensive. Disa lloje janë identifikuar dhe studiuar, përfshirë dhe përfaqësues të gjinive *Syntrophomonas*, të cilët oksidojnë acidet yndyrore, dhe gjinisë *Syntrophobacter*, të cilët oksidojnë propionatet.

Siç është përmendur më sipër, organizmat pengues kryesorë të funksionimit anaerob janë bakteriet sulfat-reduktuese, të cilat mund të jenë problem kur uji i ndotur përmban sasi të konsiderueshme sulfatesh. Bakteriet sulfat-reduktuese janë të gjitha anaerobe të detyruara të klasës Bacteria. Ato janë morfologjikisht të shumëllojshme, por kanë karakteristikë të përbashkët aftësinë për të përdorur sulfatin si dhënë elektronesh.

- 1- Grupi I-rë i sulfat-reduktuesve mund të përdorin grupe të ndryshme komponimesh organike si dhënë elektronesh, duke i oksiduar ato në acetat dhe reduktuar sulfatet në sulfite. Një gjini e zakonshme që gjendet në operacionet biokimike anaerobe në këtë grup është *Desulfovibrio*.
- 2- Grupi II i sulfat-reduktuesve janë të specializuar në oksidimin e acideve yndyrore, veçanërisht acetatet, në dioksid karboni ndërkohë që reduktojnë sulfatet në sulfite. Një gjini e rëndësishme në këtë grup është *Desulfobacter*.

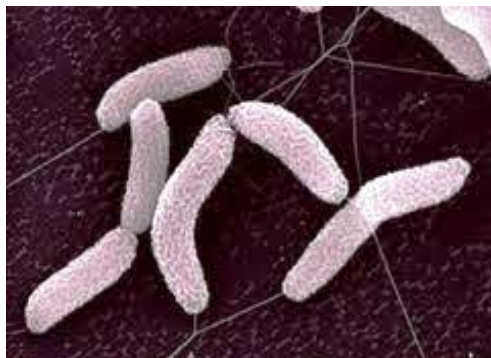


Fig. 1.11a

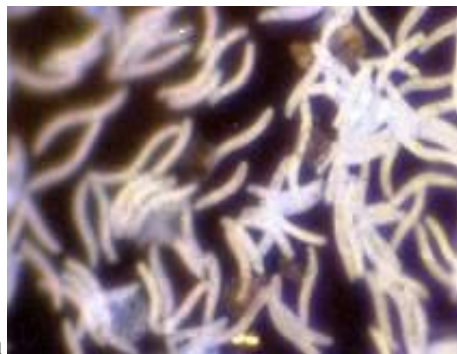


Fig. 1.11b

Figure 1.11 (Foto 1.11 a, dhe Foto 1.11 b : gj. *Desulfovibrio*)

Metanogjenet H_2 -oksiduese klasifikohen në tre rende brenda klasës Archaea:

- 1- *Methanobacteriales*
- 2- *Methanococcales*
- 3- *Methanomicrobiales*



Fig.1.12 a

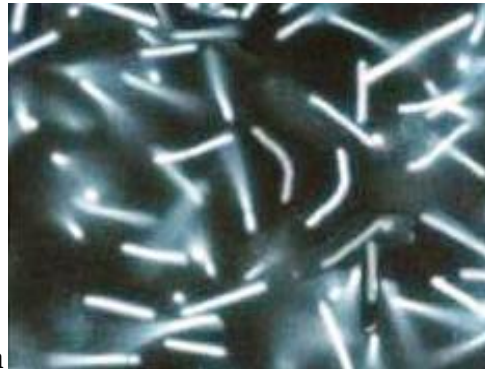
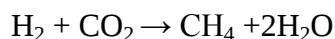


Fig.1.12 b

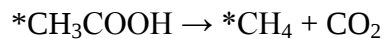
Figure 1.12 (Foto 1.12 a, dhe Foto 1.12 b: Methanobacteriales)

Shumë lloje mikroorganizmash të tilla janë kultivuar në tretësat anaerob, duke përfshirë gjinitë *Methanobrevibacter* dhe *Methanobacterium* nga rendi i parë dhe gjinitë *Methanospirillum* dhe *Methanogenium* nga rendi i tretë. Ato janë të gjitha organizma anaerobe të detyruara të cilat e sigurojnë energjinë fillimisht nga oksidimi i H_2 dhe karbonin nga dioksidi i karbonit. Si pasojë e kësaj mënyre autotrofike të jetesës, sasia e materialit qelizor të sintetizuar për njësi H_2 të përdorur është e ulët. Gjatë metabolizmit të tyre ato gjithashtu përdorin dioksidin e karbonit si marrës përfundimtar të elektronit, duke formuar gjatë këtij procesi gazin metan.



Këto organizma përdorin si dhënës elektronesh një numër shumë të kufizuar komponimesh, zakonisht H_2 dhe formatet. Në disa raste, gjithashtu mund të përdoren dhe alkolet me varg të shkurtër [13] [14].

Pavarësisht nga rëndësia e linjës acid acetik në metan (reaksioni 6), janë kultivuar dhe identifikuar më pak metanogjene acid acetike. Të gjithë janë të rendit *Methanosarcinales*, të cilët përmbajnë dy familje, *Methanosarvinaceae* dhe *Methanosartaceae*. *Methanosarcina*, pjesëtarët e familjes së parë, mund të kultivohet nga funksionimet anaerobe, dhe është një nga gjinitë e metanogjeneve më me shumë dhunti, pasi janë të aftë të përdorin si substrat H_2 , dioksidin e karbonit, metanolin, metilaminën, dhe acidin acetik. Kur si substrat përdoret acidi acetik, ai ndahet më dysh, me të gjithë karbonin metilik që përfundon si metan dhe të gjithë karbonin karboksil që përfundon si dioksid karboni.



Methanosarcina rritet relativisht shpejtë kur përqëndrimi i acidi acetik është i lartë, megjithëse është shumë e ndjeshme ndaj ndryshimit të përqëndrimit të tij. Për më tepër, H_2 shfaq një efekt rregullues në përdorimin e acidit acetik, duke e ndaluar atë kur presioni pjesor i H_2 rritet.

Familja *Mathanosaetaceae* përmban një gjini të vetme, *Methanosaeta* (më parë *Methanothrix*), përfaqësuesit e së cilës mund të përdorin acidin acetik si dhënë të elektronit dhe karbonit. Ata rriten shumë më ngadalë se *Methanosarcina* kur përqëndrimi i acidit acetik është i lartë, por nuk influencohen aq shumë sa ato nga përqëndrimi i acidit acetik dhe mund të konkurojnë në mënyrë efikase kur ai është i ulët. Si pasojë, nga mënyra se si një njësi operationale anaerobe është projektuar dhe funksionon do të përcaktojë metanogjenin acid acetik dominues.

1.6.3 Kompleksiteti i Bashkësive Mikrobiale: Realiteti Përballë Perceptimit

Fakti që bashkësitë mikrobiale në njësitë funksionale biokimike janë shumë komplekse është i dukshëm, duke përfshirë shumë nivele trofike dhe shumë gjini dhe specie brenda një niveli trofik. Fatkeqësisht, pjesa më e madhe e studimeve të strukturës së bashkësive janë përshkrues dhe rolet e sakta të shumë organizmave nuk janë përcaktuar si nga ana sasiore dhe aq më pak cilësore. Si rrjedhojë, inxhinierët e trajtimit të ujërave të ndotura kanë tentuar ti shikojnë bashkësitë në operationet biokimike si të ishin monokultura të përbëra vetëm nga prokariotët e një specie të vetme. Modelet e përdorura nga inxhinierët akoma reflektojnë vetëm pjesën prokariote të bashkësisë, dhe ndarjet e tyre zakonisht janë të limituara në grupet kryesore, si heterotrof aerobikë, flok-formues, denitrifikues, nitrifikues, fosfor grumbullues, etj. [8], [9].

Në mënyrë që përfundimet matematikore të jenë të mjaftueshme për të kuptuar tërësisht funksionimin e sistemit, madje edhe për projektimin e tij, është e rëndësishme të kujtojmë natyrën komplekse të bashkësive mikrobiale të përfshira, dhe të zbusim pranimin e mospërputhjeve të modeleve. Ashtu si inxhinierët dhe mikrobiologët vazhdojnë të punojnë sëbashku për të kuptuar këto sisteme magjepëse, edhe ne do të jemi në gjendje të konsiderojmë strukturën e komunitetit nga ana sasiore, duke rezultuar në sisteme me projektim dhe funksionim më të mirë.

1.7 Proceset e rëndësishme në funksionimin biokimik

Përsa i përket natyrës dhe kompleksitetit të bashkësive mikrobiale të përfshira, ka disa procese specifike bazë që ndodhin zakonisht gjatë funksionimit biokimik. Rëndësia relative e këtyre proceseve varet nga konfiguracioni fizik i njësive funksionale si dhe nga mënyra se si ai funksionon. Aftësia jonë për të zgjedhur dhe projektuar funksionin e duhur biokimik për një detyrë të caktuar varet nga njohuritë tona për rëndësinë e proceseve të ndryshme dhe kapaciteti ynë për të shprehur nga ana sasiore shkallën e këtyre proceseve. Në këtë seksion ne i kemi analizuar këto procese nga ana sasiore.

1.7.1 Rritja e Biomasës, Përdorimi i Substratit, dhe Prodhimi

Kur reduktohen në minimumin e nevojshëm, njësitë funksionale biokimike janë sisteme në të cilat mikroorganizmat rriten duke përdorur si burim karboni dhe energjie, lëndët ndotëse që ndodhen në ujin që do trajtohet, duke i larguar këto lëndë ndotëse nga uji i ndotur dhe i konvertuar ato në biomasë të re dhe dioksid karboni, ose në forma të tjera të padëmshme. Si pasojë e rolit të enzimave në metabolizmin mikrobial, burimet e karbonit dhe energjisë për rritjen mikrobiale zakonisht quhen substrate, për këtë arsye inxhinierët e trajtimit të ujërave të ndotura zakonisht i drejtohen largimit të ndotësve gjatë rritjes së biomasës si përdorim i substratit. Nëqoftëse rritja është e ekuilibruar, siç është në pjesën më të madhe (por jo të gjitha) të funksioneve biokimike, rritja e biomasës dhe përdorimi i substratit janë të lidhura, si rezultat largimi i një njësie të substratit rezulton në prodhimin e Y njësie biomasë, ku Y quhet prodhimi i vërtet i rritjes ose thjesht prodhimi [12], [17].

Si pasojë e lidhjes midis rritjes së biomasës dhe përdorimit të substratit, rritmet e këtyre dy aktivitetëve janë propocionale, me faktor propocionaliteti Y. Rrjedhimisht, zgjedhja e njërit prej tyre si ndodhi primare (ose shkak) dhe tjetrit si ndodhi sekondare (ose pasojë) është arbitrare. Të dy zgjedhjet janë njëloj të sakta dhe shumë artikuj janë publikuar duke përdorur si ndodhi primare si zhvendosjen e substratit ashtu dhe rritjen e biomasës. Në këtë studim rritja e biomasës është marrë si pika referimit kryesore. Megjithatë duhet të theksohet që të dhënat që shprehin rritjen e biomasës dhe përdorimin e substratit mund të konvertohen duke përdorur prodhimin Y. Si pasojë e rolit kryesor që luan në lidhjen e rritjes së biomasës me përdorimin e substratit, Y është një element thelbësor i brendshëm. Rrjedhimisht, është i rëndësishëm kuptimi i saktë i të

gjithë faktorëve që influencojnë vlerën e tij. Zhvillimi i një kuptimi të tillë kërkon të meren në konsideratë energjitë e rritjes mikrobiale, duke përfshirë rruajtjen energjisë dhe energjinë e kërkuar për sintezën [1].

1- Vështrim i përgjithshëm për energjinë

Mikroorganizmat për rritje kërkojnë katër burime kryesore; 1- karbon, 2- ushqyesit inorganikë, 3- energji, dhe 4- fuqi reduktuese. Siç përmendet më sipër, mikroorganizmat e sigurojnë energjinë dhe fuqinë reduktuese nga reaksionet e oksidimit, gjatë së cilëve ndodh largimi i elektroneve nga substrati duke i transferuar përfundimisht tek marrësi i fundit i elektroneve. Rrjedhimisht, energjia e disponueshme në substrat varet nga shkalla e tij e oksidimit, e cila është treguese e elektroneve të disponueshëm për tu larguar kur substrati oksidohet. Komponime shumë të reduktuara përmbajnë më shumë elektrone, dhe kanë energji të lirë standarte më të lartë sesa komponimet shumë të oksiduara, pavarësisht nëse ato janë organike ose inorganike [2].

Duke qenë se pjesa më e madhe e funksioneve biokimike përdoren për largimin e lëndëve organike të tretura dhe stabilizimin e lëndëve organike të patretura, në këtë diskutim ne do të fokusohemi në oksidimin e karbonit nga bakteriet heterotrofike. Meqënëse NKO-ja është një matës i elektroneve të disponueshme, komponimet me raport të lartë NKO/C janë shumë të reduktuara, ndërsa ata me raport të ulët NKO/C janë më të oksiduar. Karboni tek metani është në gjendjen më të reduktuar të mundëshme, me raport $NKO/C = 5.33 \text{ mg NKO/mg C}$, ndërsa karboni tek dioksidin e karbonit është në gjendjen më të oksiduar të mundëshme me raport $NKO/C = 0 \text{ mg NKO/mg C}$. Prandaj të gjithë komponimet organike e kanë raportin NKO/C ndërmjet këtyre vlerave ekstreme ($5.33 - 0$) [1].

Duke qenë se bakteriet heterotrofike e oksidojnë karbonin e komponimeve organike nëpërmjet rrugëve katabolike, ato i shndërojnë këto lëndë në ndërmjetës metabolik të rrugëve kryesore amfibolike, të cilat janë në një gjendje më të oksiduar se cilido nga komponimet ose biomasa fillestare. Këta ndërmjetës metabolik përdoren në rrugët anabolike për sintezën qelizore, por duke qenë se janë në një gjendje më të oksiduar sesa materiali qelizor i sintetizuar prej tyre, elektronet e tepër duhet të jenë në një formë të përshtatshme për të realizuar fillimisht reduktimin e këtyre ndërmjetësve. Këto elektrone dalin nga substrati origjinal gjatë katabolizmit dhe transferohen me anë të rrugëve anabolike nëpërmjet përdorimit të mbajtësve siç është Nikotinamid Adenin Dinukleotidet (NAD) dhe Fosfat Nikotinamid Adenin Dinukleotide

(NADP), të cilat kalojnë nga gjendja e oksiduar (NAD dhe NADP) në gjendjen e reduktuar (NADH dhe NADPH). Prandaj NAD dhe NADP shërbejnë si marrës të elektroneve për reaksionet katabolike, duke formuar NADH dhe NADPH, të cilat sillen si dhenëse elektronesh për reaksionet biosintetike. Mundësia e sigurimit të NADH dhe NADPH quhet fuqi reduktuese.

Reaksionet biosintetike gjithashtu kërkojnë energji në një formë të tillë që mund të përdoret në reaksionet lidhëse, për të bashkuar ndërmjetësit amfibolik në një komponim të ri. Kjo energji zakonisht sigurohet nga adenozin trifosfati (ATP-ja), dhe një shkallë më të vogël nga nukleotide të tjerë. ATP-ja prodhohet nëpërmjet reaksioneve të fosforilimit nga adenozin difosfat ADP-ja, dhe kur ATP-ja përdoret për të siguruar energji në reaksionet biosintetike, ADP-ja çlirohet për ripërdorim. ATP-ja mund të formohet nga ADP-ja nëpërmjet dy lloj reaksionesh fosforilimi, fosforilim në nivel substrati dhe fosforilim elektron transportues. Gjatë fosforilimit në nivel substrati, ATP-ja formohet në mënyrë direkte nga reaksionet çift nëpërmjet rrugës katabolike. Në këtë mënyrë mund të prodhohet një sasi e vogël e ATP-se. Sasi shumë më e madhe mund të prodhohet gjatë fosforilimit elektron transportues, i cili ndodh gjatë largimit të elektroneve gjatë oksidimit të substratit (mbahet në NADH) kalohen nëpërmjet zinxhirit të transportimit të elektroneve (frymarjes përfundimtare), tek marrësi përfundimtar i elektroneve, duke krijuar një forcë proton-lëvizëse. Madhësia e forcës proton-lëvizëse, dhe rrjedhimisht, sasia e ATP-së që mund të prodhohet, varet nga organizmi dhe natyra e marrësit përfundimtar të elektroneve [20], [28].

Një koncept i rëndësishëm, për tu njohur rreth energjisë mikrobiale, është se kur një përbërës degradohet, të gjithë elektronet që kishte fillimisht duhet të përfundojnë në materialin e një qelizë të re, në marrësin përfundimtar të elektroneve ose në ndërmjetësit organik të tretur të formuar gjatë rritjes. Nëqoftëse një përbërës është mineralizuar, sasia e ndërmjetësve metabolik do jetë shumë e vogël, prandaj pothuajse të gjithë elektronet përfundojnë, në qelizën e materialit të formuar ose në marrësin përfundimtar. Duke qënë se prodhimtaria është sasia e materialit qelizor të formuar për njësi të substratit të përdorur, sasia e materialit qelizor të formuar varet nga sasia e ATP së prodhuar dhe sasia e ATP së formuar varet nga elektronet e lira në substrat, organizmi që kryen degradimin, dhe mjedisi rritës, sjell që prodhimtaria varet gjithashtu nga natyra e substratit, llojëve të organizmave të përfshirë dhe mjedisi ushqyes.

2- Ndikimet e mjedisit ushqyes në prodhimin e ATP-së

Zinxhiri i transportit të elektroneve në pjesën më të madhe të Bacteria dhe Eucarya kanë veçori të njëjta. Ata janë shumë të organizuar dhe janë lokalizuar brenda membranës. Ata përmbajnë flavoprotetina dhe citokrome të cilët marrin elektronet nga dhënës si NADH dhe i kalojnë ato tek marrësit përfundimtar. Të gjithë ruajnë pak nga energjia e liruar nga lidhja e transferimit të elektroneve deri në prodhimin e forcës proton-lëvizëse, forcë e cila drejton një numër procesesh të tilla si sinteza e ATP-së nga ADP-ja dhe fosfati inorganik, transportin aktiv, dhe lëvizjet e kamzhikëve. Megjithatë zinxhiri i transportimit të elektroneve tek Eucarya lokalizohet në mitokondri dhe është i njëjtë për të gjithë speciet. Ndërsa zinxhiri i transportimit të elektroneve tek Bacteria lokalizohet në membranën citoplazmatike dhe shfaq ndryshime të konsiderueshme nga specia në specie, si në ngjashmërinë midis pjesëve individuale dhe në praninë ose mungesën në pjesë të zinxhirit. Për më tepër, organizimi vijues i elementëve të zinxhirit të transportit të elektroneve është i përcaktuar nga potenciali standart i oksidim-reduktimit.

Çiftet e bakterieve janë të njëjta, por jo domosdoshmërisht identike. Transferimi ndodh në drejtimin e rritjes së potencialit redox derisa reaksioni i fundit me marrësin përfundimtar është katalizuar nga enzima përkatëse. Kur mjedisi është aerobik, si marrës përfundimtar shërben oksigjeni dhe enzima është oksidaza.

Prodhimi i ATP-së është i lidhur me transferimin e elektroneve nëpërmjet zinxhirit të transportit të elektroneve nëpërmjet fosforilimit elektron transportues, edhe pse ai nuk është i lidhur në mënyrë direkte me reaksionet specifike biokimike që ndodhin gjatë transferimit. Për më tepër, prodhimi i ATP-së drejtohet nga forca proton-lëvizëse nëpërmjet kemiozmozës. Pjesët përbërëse të zinxhirit të transportit të elektroneve organizohen veç e veç në membranën citoplazmatike tek Bacteria ose membranën mitokondrike tek Eucarya në një mënyrë të tillë që protonet (jonet hidrogjen) kalohen përmes membranës ndërkohë që elektronet lëvizin nëpër zinxhirin e transportit të elektroneve, drejt vlerave më pozitive të potencialit Energjetik. Tek Bacteria transferimi bëhet nga citoplazma (branda qelizës) drejt hapësirës periplasmike (jashtë qelizës), ndërsa tek Eucarya bëhet nga brenda mitokondrive jashtë tyre. Transferimi i elektroneve përreth membranës krijon një gradient protonesh i cili shkakton një kundrarrjedhje të shpërndarë të protoneve përreth membranës nëpër kanalin e protoneve të krijuar nga enzima membranëlidhëse

ATP-ja. Kjo kundër rrymë e protoneve drejton sintezën e ATP-së nga ADP-ja dhe fosfati inorganik. Numri i ATP-ve të sintetizuara për çdo elektron të transferuar tek marrësi përfundimtar varet nga natyra dhe organizimi hapsinor i zinxhirit të transportit të elektroneve, pasi këta përcaktojnë numrin e protoneve që zhvendoset për çdo elektron të transferuar nëpër zinxhir. Në mitokondri, mund të sintetizohen për çdo çift elektroni të transferuar 3 ATP. Megjithatë, te Bacteria numri i ATP-ve të prodhuara do të varet nga organizimi i zinxhirit të transportit të elektroneve në organizmin e përfshirë. Kjo shpjegon pse sasia e ATP-së të sintetizuar nga oksidimi i një substrati të caktuar varet nga lloji i organizmit që kryen oksidimin [9], [16].

Në mungesë të oksigjenit molekular, marrësit e tjerë përfundimtar, mund të marrin elektronet dhe potencialin redox prej tyre nga zinxhiri i transportit të elektroneve.

Nitratet dhe nitritet janë marrës të rëndësishëm përfundimtar elektronesh, në funksionet biokimike duke kryer denitrifikimin. Bakteriet e afta të përdorin oksidet e azotit si marrës elektronesh janë biokimikisht dhe taksonomikisht të ndryshme. Enzima nitrat-reduktaza është përgjegjëse për kthimin e nitratit në nitrit. Ajo është e lidhur me membranën dhe çiftëzohet me zinxhirin e transportit të elektroneve nëpërmjet një Citokromi specifik të tipit b. Enzimat nitrite reduktaza, oksid azoti (NO) –reduktaza dhe oksid nitrik (N_2O) reduktaza janë të përfshira në reduktimin e nitriteve në azot të gazët dhe lidhen me zinxhirin e transportit të elektroneve nëpërmjet Citokromit specifik të tipit c. Ka mundësi që të gjithë reaksionet lidhen me prodhimin e forcës proton-lëvizëse, por numri i ATP-ve të sintetizuara për elektron të transportuar është më i vogël se numri i elektroneve që lidhen me oksigjenin si marrës përfundimtar elektronesh, sepse ndryshimi i energjisë së lirë është më i vogël. Rrjedhimisht, bakteriet të cilat përdorin nitratin si marrës përfundimtar të elektroneve kanë prodhimtari më të vogël sesa bakteriet që rriten në kushte aerobe [1], [28].

Nën kushte anaerobe të detyruara, ku as oksigjeni dhe as oksidet e azotit nuk janë të pranishme, shumë Bacteria e prodhojnë ATP-në nëpërmjet fosforilimit në nivel substrati bashkuar me reaksionet e fermentimit në të cilët oksidimi i një substrati organik realizohet duke u reduktuar një tjetër. Substrati i dytë zakonisht është një produkt i një rruge katabolike që çon nga substrati i oksiduar me përfundimin që rruga e fermentimit është tërësisht e ekuilibruar, pa prodhim ose kërkesë neto për fuqi reduktuese. Tipe të ndryshme reaksionesh fermentimi tregohen në Tabelën 1.1.

Tipet e fermentimit	Produktet	Organizmat
Alkoholik	Etanol, CO ₂	Maja
Acidi laktik	Acidi laktik	<i>Streptococcus, Lactobacillus</i>
Acide mikse	Acidi laktik, acidi acetik, etanol, CO ₂ , H ₂	<i>Escherichia, Salmonella</i>
Butandiol	Butandiol, etanol, acidi laktik, acidi acetik, CO ₂ , H ₂	<i>Aerobacter, Serratia</i>
Acidi butirik	Acidi butirik, acidi acetik, CO ₂ , H ₂	<i>Clostridium butyricum</i>
Butanol-aceton	Aceton, butanol, etanol	<i>Clostridium acetobutylicum</i>
Acidi propionik	Acidi propionik	<i>Propionibacterium</i>

Tabela 1.1 Tipet e fermentimit për disa mikroorganizma

Për arsye se prodhimi i ATP-së ndodh vetëm nga fosforilimi në nivel substrati dhe një pjesë e madhe e elektroneve të lirë në substratin origjinal përfundojnë në produkte organike të reduktuara, bakteriet, në këtë formë zhvillimi, marrin relativisht shumë pak energji, prandaj kanë prodhimtari të vogël për njësi substrati të përdorur. Megjithatë, siç është diskutuar më sipër, prodhimi i H₂ lejon që të prodhohen më shumë produkte të oksiduara si acetati. Si rezultat, nga bakteriet prodhohet më shumë ATP kur ato gjenerojnë H₂, duke patur në këtë mënyrë prodhim më të madh biomase për njësi substrati të përdorur.

Metanogjenet janë anaerobë të detyruar të cilët kanë kërkesa shumë të kufizuara për ushqyes, dhe si burim kryesor të energjisë kanë oksidimin e acetatit dhe hidrogjenit. Edhe pse metani prodhohet nga reduktimi i dioksidit të karbonit gjatë oksidimit të H₂, metanogjenët nuk kanë komponentet e zinxhirit standart të elektroneve, prandaj dioksidi i karbonit nuk shërben si marrës përfundimtar i elektroneve në mënyrë të ngjashme me oksigjenin ose nitratet. Reduktimi i dioksidit të karbonit në metan përfshin një rend kompleks ngjarjesh duke kërkuar një numër të madh koenzimash specifike. Megjithatë, gjatë formimit të metanit, ka një ndryshim të mjaftueshëm të energjisë së lirë për prodhimin teorik të dy molekulave ATP. Duket se në këtë sintezë përfshihet një mekanizëm normal kemiosmotik, edhe pse ai përfshin një forcë natrium-lëvizëse po ashtu si dhe një forcë proton-lëvizëse. Për përcaktimin e mekanizmit të saktë të

përfshirë, është e rëndësishme të njohim që prodhimi i ATP-së në Archaea është i ndryshëm nga mekanizëmi i frymëmarrjes dhe fermentimit tek Bacteria dhe Eucarya. Për më tepër, si bakteriet që rriten në kushte anaerobe dhe matanogjenet kanë prodhimtari të ulët [1].

3- Faktorët që ndikojnë në energjinë për sintezë

Energjia për sintezën përfaqëson energjinë e kërkuar nga mikroorganizmat për të sintetizuar materialin e ri qelizor. Në mungesë të kërkesave të tjera për energji, energjia e kërkuar për sintezë është diferenca midis energjisë që është e disponueshme fillimisht në substrat me energjinë e lidhur me materialin qelizor të formuar, ose sipas njësisë së zakonshme të inxhinierëve të mjedisit, diferenca midis NKO-së fillestare në substrat dhe NKO-së së biomasës së formuar. Rrjedhimisht, energjia për sintezën dhe prodhimtaria janë ngushtësisht të lidhura. Nëqoftëse rendimenti i prodhimit të ATP-së do të ishte i njëjtë për të gjitha bakteriet, me anë të vlerësimeve termodinamike do të ishte e mundur të parashikohej teorikisht energjia për sintezë, dhe që këtë prodhimtaria. Megjithatë, siç pamë më sipër, sasia e ATP-së së prodhuar për çdo elektron të transferuar ndryshon nga mikroorganizmi në mikroorganizëm, që do të thotë se rendimenti i prodhimit të energjisë ndryshon. Kjo, e lidhur me faktin që rrugët e sintezës dhe degradimit nuk janë të njëjta për të gjitha mikroorganizmat, e bën të vështirë përdorimin e saktë të modeleve termodinamike të prezantuara në literaturën e inxhinierisë mjedisore për parashikimin e prodhimtarisë. Sidoqoftë, në shumë raste do të ishte i dobishëm parashikimi teorik i energjisë për sintezë ose prodhimtarisë paraprake të punëve empirike, bazuar në shpërndarjen e energjisë së Gibbs-it për njësi të biomasës së prodhuar. Për të kuptuar pse substrate të ndryshëm dhe marrës përfundimtar elektronesh të ndryshëm kanë energji për sintezë dhe prodhimtari të ndryshme janë të rëndësishëm konceptet termodinamike [2].

Gjatë rritjes së biomasës, energjia kërkohet për sintezën e monomerëve që nevojiten për prodhimin e makromolekulave që formojnë elementët struktural dhe funksional të qelizës. Që këtë sygjerohet se do të kërkohej më shumë energji për rritjen e një kulture në një mjedis minimal, i cili përmban vetëm një komponent organik si burim karboni dhe energjie sesa në një mjedis kompleks në të cilin ndodhen të gjithë monomerët e nevojshëm. Aktualisht, një konkluzion i tillë është i pavërtetë. Për shembull, energjia e nevojshme për sintetizimin e të gjithë aminoacideve që nevojiten nga qeliza, përbëjnë 10 % të energjisë totale që nevojitet për

sintetizimin e materialit të qelizës së re. Kjo për arsye se makromolekulat janë shumë të mëdha për tu transportuar brenda qelizës dhe duhet të formohen brenda edhe kur në mjedis janë siguruar të gjithë monomerët e nevojshëm. *Rrjedhimisht, edhe pse kompleksiteti i mjedisit të rritjes ka disa ndikime në kërkesën e energjisë për sintezë, ato nuk janë shumë të mëdha* [9], [11], [12].

Më shumë rëndësi kanë gjendja dhe masa e oksidimit të burimit të karbonit. Gjendja e oksidimit të karbonit në biomasë është pothuajse e njëjtë sa ajo e karbonit në karbohidrate. Nëqoftëse burimi i karbonit është më i oksiduar se ky, për ta reduktuar atë në nivelin e duhur duhet harxhuar fuqi reduktuese. Nëqoftëse burimi i karbonit është më i reduktuar, ai do të oksidohet në nivelin e duhur gjatë biodegradimit normal dhe nuk do të kërkohej energji shtesë. Prandaj, si rregull kryesor, një burim karboni në një gjendje më të lartë oksidimi se ai e karbohidrateve kërkon më shumë energji për tu konvertuar në biomasë sesa do të kërkonte një me nivel më të ulët oksidimi. Acidi piruvik zë një pozicion të veçantë në metabolizëm sepse ai ndodhet në fund të shumë proceseve katabolike dhe në fillim të shumë proceseve anabolike dhe amfibolike. Si i tillë, ai siguron atome karboni në një formë që mund të inkorporohet lehtësisht në molekulën tjetër. Në të vërtetë, fragmentet e karbonit tre-atomike luajnë një rol të rëndësishëm në sintetizimin e shumë komponentëve. Nëqoftëse burimi i karbonit përmban më shumë se 3 atome karbon ai do të shkutohet në madhësi pa shpenzimin e ndonjë sasive të madhe energjie. Nëqoftëse ai përmban më pak se 3 atome karbon duhet të harxhohet energji për të formuar fragmente karboni tre-atomike për tu inkorporuar. *Rrjedhimisht, substratet që përmbanjnë pak atome karboni kërkojnë më shumë energji për sintezë sesa ata që mbajnë shumë atome karbon.*

Dioksidi i karbonit, i cili përdoret nga organizmat autotrofike si burimi kryesor i karbonit, është një shembull ekstrem i faktorëve të sapo diskutuar, duke qenë një komponim me një atom të vetëm karboni në të cilin karboni është në nivelin më të lartë të oksiduar. Rrjedhimisht, energjia për fotosintezë në rritjen autotrofe është shumë më e madhe sesa në rritjen heterotrofe. Si rezultat sasia e biomasës së prodhuar që mund të formohet për njësi të elektroneve të lira në burimin e energjisë është shumë e ulët.

4- Prodhimi i vërtet gjatë rritjes.

Prodhimi i vërtet gjatë rritjes (Y) përcaktohet si sasia e biomasës të formuar për njësi të substratit të larguar kur e gjithë energjia është shpenzuar për sintezën. Në këtë kontekst, zakonisht substrati merret si dhënësi i elektroneve. Nëqoftëse, dhënësi i elektroneve është një komponim organik, është e zakonshme në profesionin e inxhinierit të mjedisit shprehja e prodhimtarisë Y si sasia e NKO-së së tretur të larguar nga uji i ndotur. Kjo për arsye së uji i ndotur përmban një përzierje heterogjene komponimesh organike të papërcaktur dhe NKO-ja është masë lehtësisht e përcaktueshme e sasisë së tyre. Veç kësaj NKO-ja është krejtësisht e lidhur me numrin e elektroneve të lira, duke pasur ekuivalentin e elektroneve të oksigjenit të barabartë me 8 gram. Prandaj një vlerë e prodhimtarisë Y e shprehur në gram NKO të larguar mund të konvertohet në një vlerë të prodhimtarisë Y për elektron të lirë duke e shumëzuar me 8. Nëqoftëse dhënësi i elektroneve është një komponim organik, i tillë si NH_3 ose NO_3 , është e zakonshme shprehja e Y si masë e elementit që jep elektronet. Për më tepër, në përputhje me natyrën e dhënësit të elektroneve, është një praktikë e zakonshme shprehja e biomasës së formuar në peshë të thatë e cila është masa e lëndëve në suspensë (LNGP) ose si pesha e thatë të lëndës organike pa pluhur (pa mineralet), që është masa lëndëve volatile në suspensë (LNGPV). Kur rriten në një substrat të tretshëm, mikroorganizmat e kanë përmbajtjen e pluhurit rreth 15%, si rrjedhim vlera e Y e shprehur si LNGPV do të jetë pak më e vogël sesa vlera e Y e shprehur si LNGP. Siç do të diskutohet dhe më pas, shprehja e përqendrimit të biomasës në NKO ka më shumë avantazhe sesa shprehja e saj në LNGP ose LNGPV, prandaj prodhimtaria në disa raste shprehet si sasia e NKO të biomasës së formuar për njësi të NKO të biomasës së larguar. Nëqoftëse ne pranojmë si të vërtetë një formulë empirike për lëndën organike pa pjesën e pluhurit, pjesa e biomasës të $\text{C}_5\text{H}_7\text{O}_2\text{N}$, NKO-ja e kësaj pjese organike llogaritet të jetë 1.42 gr NKO/gr LNGPV. Për më tepër, nëqoftëse ne supozojmë se përmbajtja e pluhurit në biomasë është 15%, NKO-ja teorike e biomasës është 1.2 gr NKO/gr LNGPV. Kjo vlerë mund të përdoret për të konvertuar mënyrat e ndryshme në të cilat shprehet prodhimtaria.

Në prodhimtari influencon dhe natyra e substratit. Hadjipetrou et la, përmbledhi të dhëna nga një specie, *Aerobacter aerogenes*, e cila rritej në një kapë të palimituar rritjeje në mjedisin minimal për një numër substratesh, dhe Y-ja e gjetur varion nga 0.40 në 0.56 mg NKO biomasë e formuar për njësi NKO biomase të larguar. Duke njohur se prodhimtaria e shprehur në NKO qeliza të formuara për njësi NKO substrati të larguar është një matës i sasisë së energjisë së disponueshme

në substrat të ruajtur gjatë sintezës së qelizës, mund të dallohet se është ruajtur 40 deri në 56 % e energjisë së disponueshme ndërkohë që 44 deri në 60% është harxhuar [1].

Llojet e organizmave gjithashtu ndikojnë në Y, edhe pse ndikimi nuk është aq i madh sa ndikimi i substratit. Payne mblodhi vlera të Y për tetë lloj bakteriesh që rriten aerobikisht në glukozë me mjedis minimal dhe gjeti se ato variojnë nga 0.43 deri në 0.59 mg NKO biomasë të formuar për mg NKO substrati të larguar. Të dhënat ishin nga raporte të ndryshëm të botuar, prandaj disa nga ndryshimet mund të jenë pasojë e ndryshimeve të kushteve eksperimentale, sesa nga ndryshimi i specieve. Megjithatë ato tregojnë qartë se llojet mikrobial kanë një ndikim [1].

Mjedisi i rritjes, ku përfshihet kompleksiteti i tij, tipi i marrësit përfundimtar të elektroneve, pH, dhe temperatura, do të ndikojnë të gjithë në prodhimtari Y. Siç u përmend më sipër, rritja e biomasës në një mjedis kompleks do të ketë vlera lehtësisht më të mëdha të Y sesa biomasa e rritur në një mjedis të thjeshtë. Biomasa e rritur me oksigjenin si marrës përfundimtar të elektroneve do të shfaqë vlera shumë më të mëdha sesa biomasa e rritur me marrës nitratin. Prodhimtaria nga fermentimi do të varet nga produktet fundore të reduktuara dhe nga metoda e shprehjes së prodhimtarisë. Nëqoftëse Y është shprehur në bazë të sasisë së substratit origjinal të larguar, duke injoruar NKO-në e kthyer në mjedis në formën e produkteve përfundimtare të reduktuar, vlera do të jetë e shumë e vogël, në rendin 0.03 deri në 0.04 mg biomasë NKO e formuar për mg NKO substrat të larguar. Megjithatë, kur shprehet në bazë të NKO-së të përdorur realisht (llogaritur për NKO që mbetet në formën e produkteve përfundimtare të reduktuara), vlera e Y-së nuk është shumë e ndryshme nga vlera e siguruar në kulturat aerobe. Nga ana tjetër, kur prodhohet metan, pjesa më e madhe e produktit përfundimtar të reduktuar largohet nga sistemi si gaz, atëherë NKO-ja e larguar nga përzjerja e lëngët është shumë më e madhe sesa NKO e përdorur nga mikroorganizmat, duke e bërë prodhimtarinë për njësi të NKO-së së larguar në madhësi më të vogël sesa në rritjen aerobe. Dihet që pH i mjedisit ndikon në rritjen mikrobiale, por ndikimet sasiore janë të paqarta. Prodhimtaria ka mundësi të arrijë maksimumin për pH të barabartë me 7 pasi ai është optimal për shumë funksione fiziologjike. Temperatura, gjithashtu, ndikon në prodhimtari, siç tregohet në Figurën 1.13. Edhe pse rëndësia e temperaturës është e dukshme, nuk mund të bëhen përgjithësime, dhe pjesa më e madhe e inxhinierëve pranojnë se Y është normale në kufijtë e temperaturës normale fiziologjike.

Një faktor i fundit që mund të ndikojë në prodhimtari Y është përbërja e komunitetit mikrobial. Kur ai është heterogjen, produktet e nxjerra si mbetje nga një specie shërbejnë si faktorë rritjeje për një tjetër, duke e konvertuar një mjedis minimal në një kompleks. Rrjedhimisht, duhet të parashikohet që prodhimtaria nga kulturat e përziera mikrobiale do të jetë lehtësisht më e madhe sesa nga kulturat e pastra që rriten në mjedis të njëjtë [1], [21], [26].

5. Qëndrueshmëria e Y në operacionet biokimike

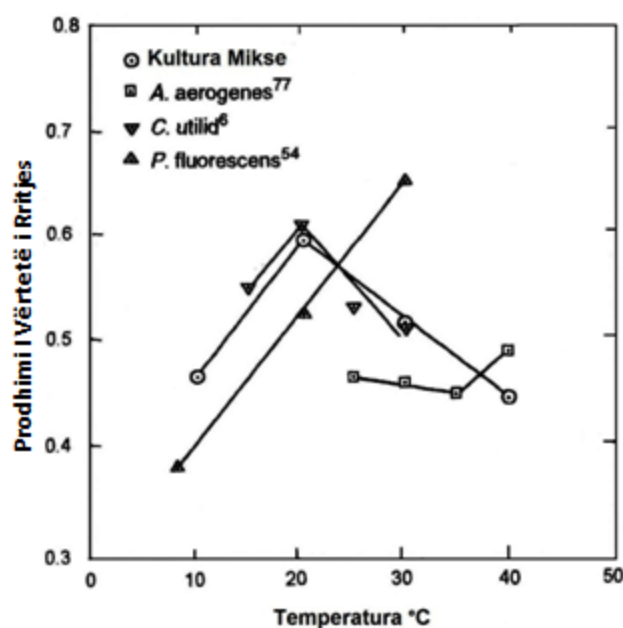
Funksionimi biokimik i përdor bashkësitë mikrobiale të përziera për të trajtuar ujërat e ndotura që përmbajnë përzierje substratesh. Prandaj është e dukshme që Y-ja do të varet si nga lloji i ujit të ndotur dhe nga bashkësitë tipike që zhvillohen në të. Është e rëndësishme që kjo ndryshueshmëri të njihet nga inxhinierët që projektojnë funksionimet biokimike, sepse vetëm atëherë vlerat e vlerësuara të Y-së do të interpretohen në mënyrën e duhur.

Kjo do të thotë se projektuesit duhet të gjykojnë dhe të lënë vend për dyshime. Megjithatë kjo situatë nuk i pengon përgjithësimet e bëra në fillim. Për shembull, kontrolli i një numri të madh vlerash prodhimtarie tregon se Y-ja do të ndodhet përgjithësisht brenda segmentit 0.48-0.72 mg NKO biomasë të formuar për mg NKO substrati të larguar për degradimin aerobik heterotrof të karbohidrateve. Nën kushte të ngjashme, vlerat e Y për rritjen në një numër komponimesh ksenobiotike, duke përfshirë fenolet, benzenat, dhe esteret ftalate të zëvendësuar, shtrihet brenda segmentit 0.20-0.60 mg NKO biomasë të formuar për mg NKO substrati të larguar. Një studim

raportoi se shkalla e vlerave të prodhimtarisë për autotrofët është 0.06 deri në 0.35 mg NKO biomasë të formuar për mg azot të oksiduar, me vlera të *Nitrobacter* më të vogla se ato të *Nitrosomonas*.

Figure 1.13 Ndikimi i temperaturës në prodhimin e vërtetë të rritjes, Y. Njësia e matjes së Y është mg biomasë të formuar për mg NKO substrat i larguar.

Po ashtu, një studim tjetër raportoi se vlera e Y-së për *Nitrobacter* është 0.12 mg NKO biomasë të formuar për mg azot të oksiduar, dhe vlera e Y për *Nitrosomonas* është 0.47.



Edhe pse luhatje të tilla u japin inxhinierëve ide për ndryshimet që duhet të presin, projektuesit duhet të bazohen vetëm në vlerat e Y-së të vlerësuara nga laboratorët dhe studimet pilote për mbetjen e veçantë që do trajtohet [1].

1.7.2 Mirëmbajtja, Metabolizmi Endogjen, Kalbja, Vetëshpërbërja qelizore dhe Vdekja

Vlerat e prodhimtarisë në seksionin e mësipërm, janë ato që rezultojnë kur e gjithë energjia e siguruar nga biomasa përdoret për sintezën. Energjia për sintezë nuk është kërkesa e vetme për energji e mikroorganizmave. Ato duhet të kenë gjithashtu energji për mirëmbajtjen.

Proçeset qelizore, si mekanike edhe kimike, për zhvillimin e tyre kërkojnë energji, dhe në rastet kur furnizimi me energji nuk është i mjaftueshëm, këto proçese të rëndësishme do të ndërpriten dhe qeliza do bëhet e paorganizuar dhe do të vdesë [1]. Proçeset mekanike përfshijnë lëvizshmërinë, rregullimin osmotik, transportin molekular, sigurimin e gradientit jonik, dhe në rastin e disa përfaqësues të Eucaryas, rrjedhjen citoplazmatike. Edhe pse lëvizshmëria mund të jetë e panevojshme në disa mikroorganizma, ky argument nuk është i vërtetë për të gjitha mikroorganizmat sepse disave u duhet lëvizshmëria për të gjetur ushqim. Rregullimi osmotik është shumë i rëndësishëm në të gjitha qelizat, edhe në ato të mbrojtura nga një mur qelizor, dhe mekanizmi i pompimit, të tilla si vakuolat tkurrëse, që ekzistojnë në qeliza për të neutralizuar tendencën normale të presionit osmotik për të pompuar ujin brenda në qelizë. Membranat qelizore janë të përshkrueshme nga shumë molekula të vogla, të tilla si aminoacidet, dhe për shkak të përqendrimit të lartë brenda në qelizë këto tentojnë të difuzojnë për në mjedisin rrethues. Mekanizmat e transportit aktiv funksionojnë për të çuar molekula të tilla brenda në qelizë në drejtim të kundërt me gradientin e përqendrimit. Natyrë të ngjashme ka dhe nevoja e mbajtjes së një gradienti jonik përmes membranës qelizore, i cili është ngushtësisht i lidhur me forcën proton-lëvizëse përgjegjëse për sintezën e ATP-së. Ruajtja e këtij gradienti mendohet të jetë konsumatori kryesor e energjisë së mirëmbajtjes. Së fundi, rrjedhja citoplazmatike dhe lëvizja e materialeve brenda Eucarya, kërkohen zakonisht për funksionimin e duhur të tyre. Ato gjithashtu kërkojnë energji [1], [2].

Në nevojat për energji për mirëmbajtjen kontribuojnë gjithashtu dhe faktorët kimikë. Qelizat mikrobale përfaqësojnë një organizim kimik dhe shumë nga komponimet brenda tyre kanë

energji të lirë më të lartë sesa komponimet origjinale nga të cilët janë formuar. Në përgjithësi, si pasojë e këtij organizimi, duhet të jetë e disponueshme energji për të neutralizuar tendencën normale drejt çrregullimit, për të kapërcyer entropinë. Proçeset kimike që kontribuojnë në kërkesën e energjisë për mirëmbajtje janë ata që përfshihen në risintezën e strukturave të tilla si muri qelizor, kamizhiku, membrana qelizore, dhe aparatet katabolike. Për shembull, një studim, propozoi se energjia për risintezën e proteinave dhe acideve nukleike është një pjesë e rëndësishme e kërkesës së energjisë për mirëmbajtjen tek *Escherichia coli*.

Shumë debate në literaturën mikrobiologjike ka shkaktuar impakti që ka ritmi i rritjes së kulturës në kërkesën për energji për mirëmbajtje [1], [17], [26]. Kërkime të hershme kanë propozuar se nevoja për energji për mirëmbajtjen është e varur nga ecuria e rritjes, por kërkime më të reja tregojnë të kundërtën. Megjithatë, inxhinierët, në funksionimet biokimike për trajtimin e ujërave të ndotur, përgjithësisht e konsiderojnë nevojat për energji për mirëmbajtje të pavarur nga ecuria e rritjes.

Çfarë burimesh energjie mund të përdoren për të siguruar nevojat për energji për mirëmbajtje? Përgjigjia e kësaj pyetjeje varet nga kushtet e rritjes së mikroorganizmave. Nëqoftëse është i mundshëm një furnizim i jashtëm (ekzogjen) me energji, një pjesë e tij do të përdoret për të plotësuar kërkesat energjitike për mirëmbajtje dhe pjesa që ngelet do të përdoret për sintezë. Nëqoftëse ritmi i furnizimit me energji zvogëlohet, më pak energji do të jetë e disponueshme për rritjen e re, prandaj prodhimtaria neto do pësojë rënie. Kur arrihet pika në të cilën ritmi i furnizimit me energji barazon sasinë e energjisë që nevojitet për mirëmbajtje, nuk do të ndodhë proçesi i rritjes, pasi e gjithë energjia e disponueshme do të përdoret për të mbajtur status quo-në. Nëqoftëse ritmi i furnizimit me energji do të vazhdojë të reduktohet, ndryshimi ndërmjet ritmit të furnizimit dhe kërkesës energjitike për mirëmbajtje duhet të plotësohet nga metabolizmi endogjenik dmth burimet brenda qelizës. Kur arrihet pika në të cilën të gjitha rezervat endogjenike janë harxhuar, qeliza shkatërrohet dhe vdes ose kalon në një gjendje qetësie.

Natyra e materialit që shërben si substrat për metabolizmin endogjenik, varet si nga lloji i mikroorganizmit dhe nga kushtet nën të cilat kultura rritet. Për shembull, kur *E.coli* rritet shpejt në një mjedis glukoz-kripa minerale ai grumbullon glikogjen. Nëqoftëse ato qeliza vendosen në

një mjedis të cilit i mungon substrati ekzogjenik ato do të përdorin glikogjenin si burim endogjenik energjie. Aminoacidet dhe proteinat shfaqin katabolizëm të vogël neto derisa harxhohet glikogjeni. Në të kundërt, kur rriten në një mjedis tripton, *E.coli* akumulon pak glikogjen. Si rezultat, metabolizmi endogjenik përdor menjëherë komponimet e azotit. Organizma të tjera përdorin komponime të tjera, ku përfshihen acidi ribonukleik (ARN) dhe lipidet poli- β -hidroksibutirate (PHB).

Një pyetje që ka intriguar mikrobiologët ka të bëjë me rrugën e rrjedhës së energjisë kur është i disponueshëm substrat i mjaftueshëm ekzogjen për të përmbushur kërkesat energjitike për mirëmbajtje të kulturës. A vazhdon metabolizmi endogjenik në rrethana të tilla në mënyrë që pjesa e energjisë së çliruar nga degradimi i substratit të përdoret për të rifurnizuar rezervat e energjisë që janë degraduar nga metabolizmi endogjenik? Ose a ndërpritet metabolizmi endogjen në mënyrë që energjia e çliruar nga degradimi i substratit ekzogjen shkon në mënyrë direkte për funksionet e mirëmbajtjes? Faktet akoma nuk janë bindëse. Aktualisht, edhe pse pyetje të tilla kanë rëndësi shkencore, ato kanë rëndësi të vogël në bilancin energjistik makroskopik i cili përdoret nga inxhinierët për modeluar matematikisht funksionet biokimike. Në të vërtetë, disa modele e shmangin të gjithë çështjen duke përdorur konceptin e vetëshkatërrimit të qelizave dhe ri ritjen e qelizës.

Sasia e biomasës të formuar në të vërtetë, për njësi të substratit të përdorur në një funksion biokimik, të cilës i referohemi si prodhimtari e vëzhguar ($Y_{v\acute{e}zh}$), është gjithmonë më e vogël se Y -ja. Një nga arsytet e kësaj është nevoja për energji për mirëmbajtjen. Sa më shumë energji të harxhohet për qëllim të mirëmbajtjes, aq më pak energji do të jetë e disponueshme për sintezë dhe më e vogël do të jetë sasia e biomasës së formuar për njësi të substratit të shpërbërë. Megjithatë në këtë diferencë të prodhimtarive kontribuojnë edhe faktorë të tjerë. Për shembull, duhet konsideruar dhe efekti i grabitqarëve. Në një komunitet mikrobial kompleks të tillë si ata të gjetur në proceset me llum aktiv, protozoarët dhe Eucarya të tjerë gjuajnë bakteriet, duke reduktuar sasinë neto të biomasës së formuar. Makroskopisht, është e pamundur të bësh dallimin ndërmjet faktorëve të ndryshëm të cilët ndikojnë duke e bërë prodhimtarinë e vëzhguar më të vogël se prodhimi i vërtetë i rritjes. Rrjedhimisht, inxhinierët e mjedisit i mbledhin ato bashkë në termin “kalbja mikrobiale”, e cila është rruga më e zakonshme me të cilën ata kanë modeluar efektet e tyre në operacionet biokimike [22].

Një tjetër proces i cili çon në humbjen e biomasës në funksionet biokimike është *vetëshpërbërja qelizore*. Rritja e bakterieve kërkon koordinim të biosintezës dhe degradimit të materialit të murit qelizor për të lejuar zgjerimin dhe ndarjen e qelizës. Enzimat përgjegjëse për hidrolizën e murit qelizor quhen *autolizina* dhe aktiviteti i tyre është normal nën një kontroll të fortë për ti lejuar ato të veprojnë në bashkëpunim me enzimat biosintetike gjatë ndarjes qelizore. Humbja e këtij kontrolli, do të çonte në thyerjen e murit qelizor (vetëshpërbërjen) dhe vdekjen e organizmit. Kur muri qelizorë është shkatërruar, citoplazma dhe pjesët e tjera përbërëse të brendshme lëshohen në mjedis, ku shërbejnë si substrat për rritje e organizmave të tjerë në kulturë. Mbi murin qelizor dhe membranat qelizore, po ashtu si edhe njësitë e tjera strukturore, fillojnë të veprojnë enzimat hidrolitike të mjedisit, duke i tretur ato dhe duke i bërë të disponueshme si substrat. Vetëm njësitë më komplekse mbeten si copëza qelizore, të cilat tretet aq ngadalë saqë duken si refraktare (të panështruara) nga pjesa më e madhe e operacioneve biokimike. Argumentat se si procesi i vetëshpërbërjes qelizore rezulton në humbjen e biomasës janë të ngjashme me ato të grabitqarëve, të ilustruara më sipër. Prodhimtaria e nxjerrë nga bakteriet e rritura në produktet e tretura të liruar nga vetëshpërbërja është e njëjtë sa prodhimtaria e lidhur me rritjen në substrate të tjera biogjenike. Rrjedhimisht, nëqoftëse 100 mg/l e biomasës është vetëshpërbërë, vetëm 50-60 mg/l e biomasës së re do të rezultojë nga ri rritja në produktet e vetëshpërbërjes. Prandaj, efekti neto i vetëshpërbërjes dhe ri rritjes është reduktimi i biomasës brenda sistemit. Në përgjithësi, ngordhja nuk e fillon vetëshpërbërjen, megjithatë ngjarjet që shkaktojnë atë janë të paqarta.

Megjithatë, inxhinierët kërkojnë të modelojnë rënien e prodhimitarisë së vëzhguar të lidhur me situatat në të cilat komuniteti mikrobial rritet ngadalë duke u fokusuar në vetëshpërbërjen qelizore si mekanizmin kryesor [1].

Ngjarja e fundit që ndikon në sasinë e biomasës vepruese në operacionet biokimike është *vdekja*. Tradicionalisht, një qelizë e vdekur është përkufizuar si një qelizë e cila ka humbur aftësinë për tu ndarë në një pjatë me terren agar dhe studimet bazuar në këtë përkufizim kanë treguar se një pjesë e madhe e mikroorganizmave në kultura me rritje të ngadaltë janë të vdekura. Siç është përmbledhur nga Weddle dhe Jenkins, një numër i madh studimesh duke përdorur prova indirekte duke përfshirë dhe krahasimin e ritmit të largimit të substratit dhe aktivitetit të

enzimave kanë arritur në përfundimin se një pjesë e madhe e MLSS në sistemet e trajtimit të ujërave të ndotur janë inaktive. Megjithatë, një studim i mëvonë, duke përdorur teknika më të sofistikuara për identifikimin e bakterieve të vdekura, kanë sygjëruar që një fraksion shumë i vogël i qelizave prezente për ritme të ngadalta rritjeje janë në të vërtetë të vdekura. Më saktë, shumë qeliza janë thjesht të pakultivuara nga teknikat standarte, edhe pse janë akoma të gjalla. Për më tepër, studime edhe më të vona sygjerojnë se qelizat e vdekura nuk mbeten të pacënuara për një kohë të gjatë, por më tepër vetëshpërbëhen, duke çuar në copëra substrati dhe biomase, si është diskutuar më sipër. Prania e copërave të biomasës tregon që veprojnë për të bërë masën e mikroorganizmave vitale më të vogël se masa e lëndëve në suspensë në sistem. Fakti se vetëm një pjesë e MLSS në një sistem trajtimi biologjik të ujit të ndotur është e shëndetëshme mund të jetë më tepër atribut i akumulimit të copërave të biomasës sesa i pranisë së qelizave të vdekura.

Si përmbledhje, si rezultat i disa mekanizmave, reaktorët biokimik shfaqin dy karakteristika kryesore:

- 1- Prodhimtaria e vëzhguar është më e vogël se prodhimi i vërtetë i rritjes
- 2- Bakteriet aktive dhe të shëndetëshme përbëjnë vetëm një fraksion të “biomasës”.

Një konceptim i thjeshtësuar i ngjarjeve që çojnë në këto karakteristika është që bakteriet i nënshtrohen në mënyrë të vazhdueshme vdekjes dhe vetëshpërbërjes, duke çliruar lëndët organike në mjedisin në të cilin rriten. Një pjesë e këtyre lëndëve organike degradon shumë ngadalë aq sa duket sikur është rezistente ndaj biodegradimit dhe shkakton grumbullimin e biomasës. Si pasojë vetëm një pjesë e “biomasës” përbëhet nga qeliza aktive. Mbetjet e lëndëve organike të çliruara përdoren nga bakteriet si burim ushqimi, duke përfunduar në sintezën e biomasës së re. Megjithatë për arsye se prodhimi i vërtetë i rritjes është gjithmonë më i vogël se një, sasia e biomasës së re të prodhuar është më pak sesa sasia e shkatërruar nga vetëshpërbërja, duke e bërë prodhimtarinë e vëzhguar për procesin e plotë më të vogël se prodhimi i vërtetë i rritjes vetëm në substratin origjinal.

1.7.3 Sinteza e produktit mikrobial të tretshëm

Shumë nga lëndët organike të tretura në efluentin e reaktorëve biokimik janë me origjinë mikrobiale dhe janë prodhuar nga mikroorganizmat duke qenë se ato degradojnë substratin organik në influentit e bioreaktorëve. Pjesa më e madhe e të dhënave për këtë fenomen kanë

ardhur nga eksperimente, në të cilat kulturat mikrobiale ushqeshin me substrate të thjeshtë të tretur me përbërje të njohur dhe komponimet organike që rezultojnë në efluent u kontrolluan për praninë e substratit hyrës. Pjesa më e madhe e lëndëve organike në efluent nuk ishin substrati origjinal dhe kishin peshë molekulare më të madhe, kishin origjinë mikrobiale. Produktet mikrobiale të tretura mendohet të rrjedhin nga dy procese; një me procesin e shoqëruar me rritjen dhe tjetri jo të shoqëruar me rritjen. Formimi i produkteve të shoqëruar me rritjen rezultojnë në mënyrë direkte nga rritja e biomasës dhe përdorimit të substratit. Si të tillë, ata lidhen me ato ngjarje ndërmjet një faktori tjetër prodhimi, prodhimi mikrobial i produktit, Y_{MP} , dhe biodegradimi i një njësie të substratit rezultojnë në prodhimin e Y_{MP} njësie produkti. Vlera e Y_{MP} për një varietet komponimesh organike është zbuluar të jetë më pak se 0.1.

Formimi i produkteve jo të shoqëruara me rritjen është i lidhur me kalbjen dhe vetëshpërbërjen dhe është pasojë e produkteve të shoqëruara me biomasën. Ata mendohet të rrjedhin nga çlirimi nëpërmjet vetëshpërbërjes të elementëve qelizorë të tretshëm dhe nga tretja e elementëve të veçantë qelizorë. Edhe pse dihet shumë pak rreth karakteristikave të këtyre dy tipeve produktesh të tretshme mikrobiale, ata mendohet të jenë të biodegradueshëm, megjithëse disa shumë pak të biodegradueshëm. Krahësuar me pikëpamjet e tjera të operacioneve biokimike, janë bërë shumë pak kërkime për prodhimin dhe fatin e produkteve të tretshme mikrobiale dhe shumë pak kërkime janë përpjekur të modelojnë kontributin e produkteve të tilla në largimin e lëndëve organike nga sistemi i trajtimit të ujërave të ndotura. Megjithëse, një informim për ekzistencën e tyre është i nevojshëm për të kuptuar sa më mirë përgjigjet e sistemeve biokimike [1].

1.7.4 Zbërthimi i Pjesëzave dhe i Lëndëve Organike me Peshë të Madhe Molekulare

Bakteriet mund të kapin dhe degradojnë vetëm lëndët organike të tretura me peshë të vogël molekulare. Të gjithë materialet e tjera organike duhet të sulmohen nga enzimët jashtëqelizore që çlirojnë komponime me peshë të vogël molekulare të cilat mund të transportohen përmes membranës qelizore. Shumë polimerë organikë, veçanërisht ata me origjinë mikrobiale, të tillë si komponentët e murit qelizor, proteinat dhe acidet nukleike, janë të përbërë nga pak nën njësi që përsëriten, të lidhura me materiale lidhëse që mund të thyhen nga hidroliza. Rrjedhimisht, procesit mikrobial të prishjes së pjesëzave dhe komponimeve organike të tretura me peshë të

madhe molekulare, në nënjësitë e tyre, zakonisht i referohemi si *hidrolizë*, edhe pse disa nga reaksionet e përfshira mund të jenë më të komplikuar.

Reaksionet e hidrolizës luajnë dy role të rëndësishme në trajtimin e ujërave të ndotura, në reaktorët biokimik. Së pari, ata janë përgjegjës për tretjen e komponimeve qelizore të liruar si rezultat i vetëshpërbërjes së qelizës, duke parandaluar grumbullimin e tyre në sistem. Për arsye se vetëshpërbërja e qelizës ndodh në të gjitha sistemet mikrobiale, reaksionet e hidrolizës janë të rëndësishëm edhe në bioreaktorët që presin vetëm substrate të tretur. Së dyti, shumë funksione biokimike marrin pjesëza materiali organik, rast në të cilin hidroliza është esenciale për të realizuar biodegradimin e dëshiruar. Pavarësisht nga pozicioni i rëndësishëm në funksionimin e operacioneve biokimike, relativisht pak studime janë përpjekur të kuptojnë kinetikën dhe mekanizmin e hidrolizës. Megjithatë, ai ka impakt të rëndësishëm në rezultatin e operacioneve biokimike dhe duhet të merret në konsideratë kuptimi më i plotë i funksionit të tyre [1].

1.7.5 Amonifikimi

Amonifikimi është emri i përcaktuar për çlirimin e azotit amoniakal nga biodegradimi i aminoacideve dhe komponimeve të tjera që përmbajnë azot. Ai ndodh si rezultat normal i procesit të biodegradimit, gjatë të cilit grupet aminike çlirohen dhe nxiren nga qeliza si amonjak. Shkalla e amonifikimit varet nga sasia e azotit që përmban substrati i përdorur dhe raporti karbon azot i substratit. Amonifikimi është shumë i rëndësishëm në proceset e trajtimit të ujërave të ndotura për kontrollin e azotit pasi azoti organik nuk është subjekt i oksidimit të bakterieve nitrifikuese. Ato mund të oksidojnë azotin në nitrat pasi ai është konvertuar në amoniak dhe është çliruar në mjedis [1], [2], [3].

1.7.6 Kapja dhe Çlirimi i Fosforit

Nëqoftëse një bioreaktor me rritje në suspensë është konfiguruar me dy zona të lidhura në seri, me zonën e parë anaerobe dhe zonën e dytë aerobe, organizmat fiksues të fosforit, të cilët zotërojnë një kapacitet metabolik të veçantë jo të gjetur gjerësisht në bakteriet e tjera, do të shumohen dhe grumbullojnë sasi të mëdha fosfati inorganik si polifosfate, duke lejuar largimin e

fosforit nga ujërat e ndotura nëpërmjet largimit të biomasës. Edhe pse organizmat fiksues të fosforit janë zakonisht të pranishme me një numër të konsiderueshëm në sistemet me rritje në suspensë tërësisht aerobe, ato zhvillojnë aftësinë për të grumbulluar sasi të madha fosfati vetëm kur janë subjekt i alternimit të kushteve anaerobe dhe aerobe duke u ricikluar ndërmjet dy zonave. Kjo rrjedh nga aftësia e tyre unike për të grumbulluar karbon me çmimin e largimit të fosfatit nën kushte anaerobe dhe për të ruajtur fosfatin me çmimin e largimit të karbonit në kushte aerobe. Për të shpjeguar funksionin e organizmave fiksues të fosforit janë publikuar dy skenarë. Njëri është zhvilluar në mënyrë të pavarur nga Comeau et al dhe Wentzel et al, ndërsa tjetri është zhvilluar nga Arun et al. Të parit i referohemi si modeli Comeau-Wentzel ndërsa tjetri quhet modeli Mino. Ndryshimi midis dy modeleve është rezultati i shumëllojshmërisë metabolike midis organizmave fiksues të fosforit, dhe meqenëse akoma nuk dihet se cili model është më i aplikueshëm, të dy do të prezantohen më poshtë.

- Modeli Comeau-Wentzel

Në fillim do të analizojmë ngjarjet që ndodhin në zonën anaerobe. Si pasojë e fermentimit, shumë nga lëndët organike të tretura në ujërat e ndotura urbane janë në formën e acetatit dhe acideve të tjerë yndyrorë me varg të shkurtër. Për më tepër, kur ujërat e ndotura hynë në një reaktor anaerob, sasi të tjera acidesh yndyrore formohen si pasojë e reaksioneve të fermentimit të kryer nga heterotrofët fakultativë. Siç tregohet në Figurën 1.14 a. acetati transportohet përmes membranës qelizore me difuzion pasiv (si acid acetik i pandarë), por kur hyn brenda, ai aktivizohet në formën e acetyl-CoA duke realizuar hidrolizën e ATP dhe prodhuar ADP. Edhe pse nuk tregohet në diagram, ATP përdoret gjithashtu për të mbajtur forcën proton-lëvizëse që është humbur nga transporti i protoneve i lidhur me acidin acetik të padisocijuar. Qeliza përgjigjet ndaj uljes së raportit ATP/ADP duke stimuluar risintezën e ATP-së nga polifosfati (Poly-P_n) i akumuluar. Një pjesë e acetyl-CoA metabolizohet nëpërmjet ciklit TCA për të siguruar fuqinë reduktuese (NADH+H⁺) e kërkuar për sintezën e PHB. Pjesa e mbetur e acetyl-CoA konvertohet në PHB (lipidet poli-β-hidroksibutirate), me rreth 90% të karbonit acetat të ruajtur si polimer. Në mungesë të pranisë së polifosfatit për të siguruar energjinë për risintezën e ATP-së, acetati do të krijohet në qelizë, transporti i acetatit do të ndalojë, dhe nuk do të ndodhë formimi i PHB-së. Hidroliza e polifosfatit nga ATP-ja rrit përqëndrimin ndërqelizor të fosfatit

inorganik, P_i , i cili çlirohet në tretësirën e sasisë më të madhe, bashkë me kationet (që nuk tregohen) për të mbajtur ngarkesën e ekuilibruar [1].

Kur ujërat e ndotura dhe biomasa e lidhur me të hyjnë në zonën aerobe, uji i ndotur ka sasi të vogla lëndësh organike të tretura, por organizmat fiksues të fosforit përmbajnë rezerva të mëdha të PHB-së. Për më tepër ujërat e ndotura janë të pasura me fosfat inorganik, ndërsa organizmat fiksues të fosforit kanë përqëndrim të vogël polifosfatesh. Për arsye se ata përdorin oksigjenin si marrës të elektroneve në zonën aerobe, organizmat fiksues të fosforit kryejnë për rritje metabolizëm normal aerobik duke përdorur rezervat e PHB-së si burim karboni dhe energjie, dhe duke prodhuar ATP-në nëpërmjet fosforilimit elektron transportues, siç tregohet në Figurën 1.14 B. Meqënëse raporti ATP/ADP rritet, stimulohet sinteza e polifosfatit, duke larguar në këtë mënyrë fosfatin dhe kationet e lidhura (nuk tregohen) nga tretësira dhe duke rigjeneruar rezervat e polifosfatit në qelizë. Si pasojë e sasisë së madhe të energjisë të siguruar nga metabolizmi aerobik i PHB-së së grumbulluar, organizmat fiksues të fosforit janë të afta për të kapur të gjithë fosfatin e liruar në zonën anaerobe plus fosfatin të pranishëm që në fillim në ujërat e ndotura.

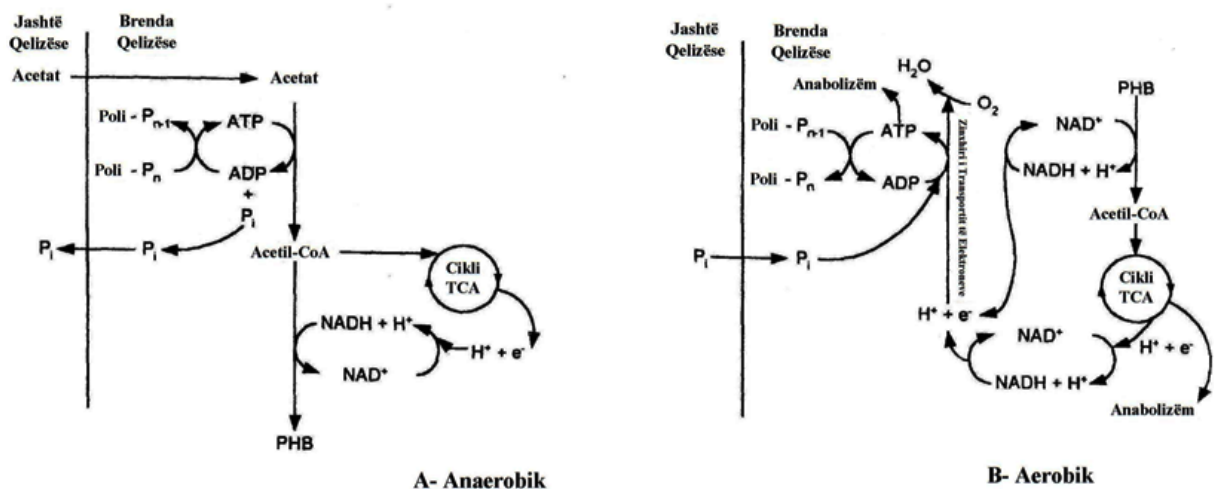


Figure 1.14 Diagrama skematike që përshkruan Modelin Comeau – Wentzel për kapjen dhe çlirimin e P inorganik nga PAOs

Qarkullimi i vazhduar ndërmjet zonave anaerobe dhe aerobe u jep PAOs (organizmave fiksuese të fosforit) një avantazh kundrejt bakterieve të tjera heterotrofe, pasi pa aftësinë për të prodhuar dhe përdorur polifosfatet, heterotrofët e zakonshëm nuk janë në gjendje të kapin lëndët organike në zonën anaerobe. Duhet të theksohet se ndërsa pjesa më e madhe e sistemeve të cilët e largojnë fosfatin nëpërmjet përdorimit të PAOs përdorin zona aerobe për rigjenerimin e polifosfatit të grumbulluar, disa PAOs mund të përdorin nitratin dhe nitritin si marrës alternativ të elektroneve, duke lejuar po ashtu dhe përdorimin e kushteve anoksike [1].

- Modeli Mino

Modeli Mino, i ilustruar në Figurën 1.15, është shumë i ngjashëm me modelin Comeau-Wentzel, ndryshimi kryesor është roli i glikogjenit, i cili është një rezervë polimere karbohidrati. Në këtë rast, në zonën anaerobe fuqia reduktuese që kërkohe për sintezën e PHB-ve nga acetyl-CoA vjen nga metabolizmi i glukozës së çliruar nga glikogjeni. Glukoza oksidohet në piruvat nëpërmjet rrugëve Entner-Doudoroff (ED) ose Embden-Meyerhof-Parnas (EMP), në varësi të tipit të organizmave fiksuese të fosforit, duke siguruar në këtë mënyrë një pjesë të ATP-së që kërkohe për të konvertuar acetatin në acetyl-CoA dhe një pjesë të fuqisë reduktuese që nevojitet për sintezën e PHB-ve. Ndërsa piruvatet në të kundërt janë dekarboksiluar oksidueshmërisht në acetyl-CoA dhe dioksid karboni, me elektrone të cilët përdoren në sintezën e PHB-ve. Prandaj, i gjithë acetati i kapur është rezervuar si PHB, meqenëse është pjesë e karbonit të glikogjenit. Në zonën aerobe PHB-të zbërthehen si në modelin Comeau-Wentzel për të siguruar sintezën e biomasës si dhe kapur fosfatin dhe grumbullimin e polifosfatit. PHB-të përdoret gjithashtu për të plotësuar rezervën e glikogjenit [1].

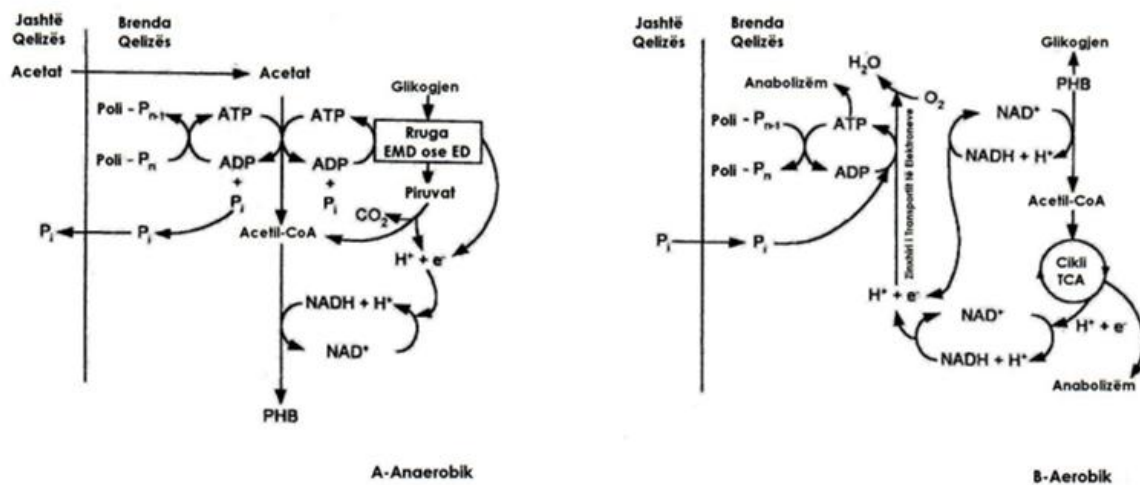
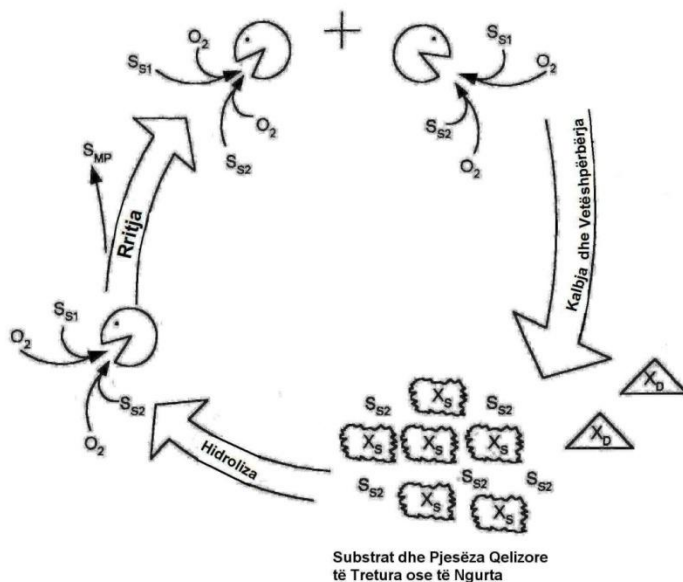


Figure 1.15 Diagrama skematike që përshkruan modelin Mino për kapjen dhe çlirimin e Pinorganik nga PAOs.

1.7.7 Përmbledhje

Në diagramën e mëposhtme tregohet përmbledhja e dukurive që ndodhin në një bioreaktor aerobik që furnizohet me substrat të tretur. Bakteriet konsumojnë substratin (S_{S1}) dhe rriten, duke formuar më shumë bakterie, me lidhjen midis konsumimit të substratit dhe biomasesë së rritur që



jepet nga prodhimi i vërtet i rritjes Y . Si fenomen i lidhur me konsumimin e substratit dhe rritjes, atje do të ndodh formimi i produkteve mikrobiale të tretshme (S_{MP}). Njëkohësisht me rritjen, biomasa do të nënshtrohet kalbjes dhe vetëshpërbërjes, duke liruar në mjedis substrate të tretshëm (S_{S2}) dhe pjesëza (X_S). Gjithashtu lirohen copëza qelize

(X_D), të cilat degradohen aq ngadalë saqë duket sikur janë të padegradueshme, dhe biomasa e

lidhur me produktet (S_D). Fragmentet qelizore të pjesshme (X_S), i nënshtrohen hidrolizës, duke liruar më shumë substrat (S_{S2}) i cili mund të përdoret nga qelizat. Pjesë të produkteve mikrobiale mund të biodegradohen, por të tjerë mund të degradohen aq ngadalë saqë duken si inertë.

Siç mund të imagjinohet nga diskutimet e mëparshme në këtë seksion, mund të përshkruhen konceptime më të komplikuar. Megjithatë këtu treguam elementët kyç të kërkuar për të modeluar proceset biologjike që mund të përdoret në studimet e mëtejshme.

2 KAPITULLI I DYTË

PËRSHKRIMI I PËRGJITHSHËM I IMPIANTIT TË TRAJTIMIT TË UJËRAVE TË NDOTUR NË KAVAJË

2.1 Përshkrimi i Impiantit të Trajtit të Ujërave të Ndotur Kavajë.

2.1.1 Të përgjithshme

Impianti i trajtimit të ujërave të ndotur në Kavajë është impianti i parë i ndërtuar në Shqipëri i cili ka filluar të funksionojë që nga tetori i vitit 2005. Vendodhja e impiantit është në fshatin Qerret, në një distancë 0,6 km larg bregut të detit dhe afërsisht 6 km larg nga qendra e qytetit të Kavajës.

Ky impiant trajton ujërat e ndotura të kanalizimeve të qytetit të Kavajës, fshatrave Synej, Rrakull, Stan i Ri, Golem dhe zonës turistike të plazhit të Golemit [30], [53].

Ndërtimi i impiantit do të realizohet në tre faza, siç tregohet në Tabelën 2.1:

	Koha	Popullsia
Faza I	2005-2014	25 000 PE
Faza II	2014-2025	50 000 PE
Faza III	2025-2035	100 000 PE
Faza Përfundimtare		125 000 PE

Tabela 2.1 Fazat e ndërtimit të Impiantit të Kavajës

Faza e dytë e zgjerimit tregohet në Figurën 2.1.

Aktualisht në punë është vetëm pjesa e parë e impiantit e cila trajton 75% të ujërave të ndotura të bashkisë Kavajë dhe dy fshatrave Synej dhe Rrakull.

Prurja mesatare është 4,500 m³/ditë. Ndërsa sipërfaqja totale e impiantit është rreth 13 ha [30], [53].

2.1.2 Përshkrimi i teknologjisë së përdorur në Impiantin e Kavajës.

Impianti i Kavajës realizon trajtimin e ujërave të ndotura deri në nivel sekondar, me anë të metodës biologjike të biofiltrit të llojit filtër me pikim [30].

Impianti i Kavajës është parashikuar ti shërbejë qytetit dhe fshatrave përreth për një sasi totale prurjeje 1008 m^3 në orë ujë të ndotur. Rrjeti i kanalizimeve të qytetit është lidhur me Impiantin me anë të një tubacioni kryesor 8 000 m të gjatë dhe me një diametër prej 1 000 m [53].

Ky impiant është i pajisur me një nyje të posaçme paratrajtuese që pret të gjitha ujërat e prodhuara nga gropat septike të familjeve individuale, të cilat nuk janë të lidhur me sistemin e kanalizimeve qendrore (Figura 2.3). Kjo sasi injektohet, në kohën kur në impiant trajtohen prurje minimale.

Më poshtë jepet një skemë e thjeshtuar e Impiantit të Kavajës (Figura 2.2), ndërsa në Figurën 2.19 paraqitet skema e plotë teknologjike e Impiantit të Kavajës.

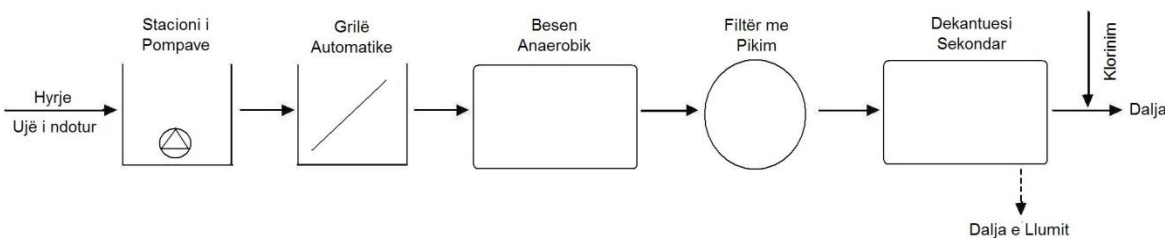


Figure 2.2 Skema teknologjike e trajtimit të ujërave të ndotura urbane në Impiantin e Kavajës

Njësitë operationale të impiantit sipas linjës së trajtimit të ujërave janë:

2.1.2.1 Hyrja e Impjantit

Në fillim uji i ndotur i kanalizimeve hyn në Dhomën e Hyrjes, me anë të një tubacioni të vetëm me presion (diametër i jashtëm 500 mm – Presion 6 bar) Figura 2.3.

Në dhomën hyrëse janë vendosur:

- Grilë e trashë, e cila bën të mundur largimin e materialeve të ngurta me përmasa të mëdha.

- Dalja e emergjencës (Kanali By-pass). Për të evituar prurjet, ose dëmtimin e impiantit në raste prurjesh më të mëdha se ato të llogaritura, hyrja e impiantit të trajtimit është pajisur me dalje emergjence.

Dalja e emergjencës është vendosur përpara stacionit të pompimit. Në rast se prurja e ujërave të ndotura e tejkalon kapacitetin e stacionit të pompimit, uji i tepërt derdhet mbi digat shkarkuese për tu drejtuar tek kanali më i afërt i drenimit. Kanali i drenimit, i cili pret ujin nga dalja e emergjencës, mbrohet në mënyrën e duhur nga erozioni.

- Stacioni i pompimit. Duke qenë se kanali kryesor që sjell ujin e ndotur në impiant është 4-5 m nën nivelin e tokës, lind nevoja e pompimit të tij për të shkuar tek njësitë e trajtimit. Stacioni i pompave përbëhet nga 2 pompa zhytëse, të cilat në pikun e prurjeve punojnë në paralel. Gjithashtu në stacion ndodhet dhe një pompë rezervë e cila futet në përdorim në rast mosfunksionimi të njërës prej pompave.



Figure 2.3 Dhoma e hyrjes së ujërave të ndotura në Impiantin e Kavajës

2.1.2.2 Paratrajtimi

Paratrajtimi është njësia e parë trajtuese. Në këtë njësi bëhet trajtimi mekanik i ujërave të ndotura duke larguar materialet e ngurta me përmasa të mëdha. Paratrajtimi zakonisht është i përbërë nga grilat, rërëmbledhësi dhe yndyrëmbledhësi. Në rastin e Impiantit të Kavajës përbëhet vetëm nga grilat (Figura 2.4).

- Dhoma e grilave. Nga dhoma e hyrjes uji transportohet për tek dhoma e grilave. Grilimi është faza e parë e trajtimit, gjatë së cilës bëhet e mundur mbajtja dhe largimi i materialit të trashë. Kjo çon në mbrojtjen e instalimeve të mëtejshme (tubacioneve, valvulave, pompave etj) dhe përmirësimin e cilësisë së llumit.

Në impiant është instaluar një grilë fine me hapësirë 7 mm dhe trashësi të shufrave 6 mm.

Për largimin e materialeve të mbajtura nga grila fine është instaluar një krëhër mekanik.

Në rast të mos funksionimit të grilës uji i ndotur kalon në një kanal by-pass, në të cilin është vendosur një grilë e trashë me hapësirë 40 mm dhe një grilë fine me hapësirë 7 mm.

Largimi i materialit të trashë bëhet me anën e një krëhëri manual [53].

Mbetjeve që vijnë nga grilat ju largohet uji dhe më pas ato shkarkohen në kontenier. Më pas transportohen për tek venddepozitimi i mbetjeve urbane.



Figure 2.4 Grilat në njësinë e trajtimit paraprak në Impiantin e Kavajës

- *Dhoma e Shpërndarjes*, Pas dhomës së grilave ujërat e ndotura kalojnë në dhomën e shpërndarjes. Momentalisht funksioni i kësaj dhome është thjesht qetësimi i rrjedhës së ujit. Por në të ardhmen pas përfundimit të fazave të tjera të ndërtimit të impiantit, kjo dhomë do shërbejë për shpërndarjen e prurjes së influentit nëpër pellgjet anaerobe.

2.1.2.3 Trajtimi Primar

Trajtimi primar në Impiantit e Kavajës realizohet me anë të pellgjeve (rezervuarëve) anaerobë. Momentalisht ai realizohet me anën e një pellgu anaerob.

- *Pellgu Anaerob*, përfaqëson një metodë efektive për reduktimin e NBO-së dhe LNGP-së (ose TSS-ve). Rendimenti i degradimit mikrobial anaerob i lëndëve organike në këto rezervuarë varet nga kushtet e mjedisit për biogjenezën simbiotike (simbiotic) të mikroorganizmave metanogjene dhe hidrolitike. Vetëm në rastet kur këto dy grupe kryesore të mikroorganizmave shumohen, procesi është i qëndrueshëm dhe largimi i NBO-së dhe LNGP-së (ose TSS-ve) është efektiv [16], [36], [43].

Gjithashtu pellgjet anaerobë bëjnë të mundur dekantimin e një pjese të materialit të ngurtë që ndodhet në ujërat e ndotura. Në Impiantin e Kavajës, pellgu anaerob është në formë S-je, me qëllim evitimin e krijimit të zonave të vdekura. Pellgu anaerob edhe pse është ndërtuar si një njësi e vetme, procesi që zhvillohet në të është i ndarë në tre pjesë të cilat punojnë në kombinim me njëra tjetrën. Ai ka një thellësi prej 3 metrash dhe një kapacitet mbajtës prej 12 000 m³. Sasia e ujit të ndotur që është llogaritur për të qëndruar në pellgun anaerob është 4 500 m³, pra sasia e ujit të ndotur të grumbulluar në total në pellgun anaerob qëndron në këtë pellg 48 orë [53].



Figure 2.5 Pellgu Anaerob në njësinë e trajtimit primar të Impiantit të Kavajës

Trajtimi në këtë pellg anaerob (Figura 2.5) shërben për:

- 1- Ndarjen e lëndëve të ngurta nga faza e lëngët, me anë të dekantimit të lëndëve në suspensë në fund të rezervuarit.
- 2- Grumbullimin e materialeve të patretshme dhe lëndëve jo- të biodegradueshme në formën e llumit
- 3- Zbërthimin e lëndëve organike të biodegradueshme, nga mikroorganizmat anaerobe, në një llojshmëri produktesh përfundimtare (ku përqendrimin kryesor e zë CH_4 dhe CO_2)
- 4- Biodegradimin e mëtejshëm të lëndëve organike.

2.1.2.4 Trajtimi Sekondar

Për realizimin e nivelit sekondar të trajtimit, që ka për qëllim reduktimin e NBO-së dhe LNGP-së (ose TSS-ve) së mbetur, në impiantin e Kavajës është përdorur metoda biologjike e biofiltrit të llojit filtër me pikim. Në këtë nivel trajtimi janë instaluar:

- Stacioni i pompimit të filtrit me pikim, realizon transportin e influentit për tek filtri me pikim. Në stacion janë vendosur dy pompa zhytëse, nga të cilat njëra është në punë dhe

tjetra rezervë. Stacioni pompimit është i pajisur me një dalje emergjence, të projektuar për prurjen maksimale që vjen nga niveli primar i trajtimit.

- Filtri me pikim. Proçesi i trajtimit në metodën e filtrit me pikim, bazohet në degradimin biologjik të lëndëve organike që ndodhen në influent, nga një bashkësi mikroorganizmash që zhvillohen në formën e një shtrese të hollë (shtresë biologjike) të fiksuar në sipërfaqen e materialit mbushës [1].

Në impiantin e Kavajës, si mbushës është përdorur një material plastik në formë modulare. Hyrja e influentit në filtër bëhet në formë dushi, me anë të një shpërndarësi të përbërë nga 4 krahë që rrotullohet horizontalisht. Pasi kalon sipërfaqen e filtrit uji i trajtuar dhe mbetjet e mikroorganizmave mblidhen në një sistem drenazhi dhe transportohen për tek dekantuesi sekondar [30], [53].



Figure 2.6 Filtri me Pikim (biofiltri) në njësine e trajtimit sekondar në Impiantin e Kavajës

Dimensionet e Filtrit me Pikim janë:

Parametrat e projektimit: Ngarkesa Vëllimore = $0.4 \text{ kg NBO}_5/(\text{m}^3\text{d})$, Ngarkesa Sipërfaqësore = 1.0 m/h , Diametri = 26m , Lartësia = 4.00m



Figure 2.7 Foto e Filtrit me Pikim në Impiantin e Kavajës



Figure 2.8 Foto e Materialit mbushës plastik të përdorur në Impiantin e Kavajës

- Dekantuesi Sekondar, realizon dekantimin e lëndëve të ngurta në suspensë.

Në Impiantin e Kavajës dekantuesi sekondar ka formë rrethore vertikale, me pjerrësi drejt qendrës ku ndodh grumbullimi i llumit.

Dekantuesi është i pajisur me një strukturë hyrëse qendrore, nga e cila uji i trajtuar së bashku me biomasën dhe LNGP-të, rrjedh horizontalisht në drejtim të ullukut mbledhës prej betoni që është i vendosur në perimetër të dekantuesit, në pjesën e sipërme të tij. Më tej ujërat e dekantuarra derdhen në këtë ulluk prej betoni duke përshkruar një fletë metalike të dhëmbëzuar (Figura 2.9), e cila shërben për të mbajtur lëndët flotuese. Ujërat e pastruara përfundojnë në kanalën e daljes që derdhet në det.

Dekantuesi është i pajisur me një urë rrotulluese, ku janë instaluar kruajtës sipërfaqësor dhe fundor. Llumi nga grumbulluesi qendror në formë hinke, largohet për tek dhoma e shpërndarjes me anë të një pompe llumi të instaluar në dhomën ngjitur. Shkuma e mbledhur në mbajtësit e shkumës transportohet për tek një mbledhës i veçantë dhe nga atje transportohet bashkë me llumin.

Për të lejuar riqarkullimin për tek filtri biologjik me pikim dekantuesi sekondar ndiqet nga një dhomë shpërndarëse në të cilën uji që riqarkullohet kthehet tek stacioni i pompimit të filtrit me pikim (Fig. 2.19).



Foto 2.9.a Dekantuesi Sekondar në Impiantin e Kavajës, foto e bërë më Shkurt 2009



Figure 2.9 Dekantuesi Sekondar, Foto 3.8. b. e realizuar më Qershor 2012

Metoda më e përdorshme për largimin e biomasës nga influenti është sedimentimi gravitacional, i cili përdoret në njësitë funksionale biokimike përpara shkarkimit të efluentit. Meqënëse bakteriet në forma të vetmuara janë shumë të vogla ($0.5-1.0 \mu\text{m}$), do të ishte e pamundur ti largoje ato me sedimentim nëqoftëse do të rriteshin individualisht. Fatmirësisht, nën kushtet të përshtatshme rritjeje, bakteriet në kulturat me rritje në shtresë të fiksuar rriten në një masë xhelatinoze mucilagjenoze, të cilat variojnë në përmasa nga 0.05 në 1.0 mm [21], [22].

2.1.2.5 Trajtimi i llumit.

Linja e trajtimit të llumit përbëhet vetëm nga njësia e grumbullimit të llumit që përbëhet një rezervuar rrethor vertikal dhe shtretërit e tharjes së llumit, të cilët bëjnë një trajtim biofizik me anë të makrofiteve, të cilët edhe pse Impianti ka 7 vjet në operim, kanë vetëm 3 vjet që janë ndërtuar.

Llumi që vjen nga pellgu anaerob dhe nga dekantuesi sekondar transportohen për tek rezervuari i grumbullimit të llumit. Nga pellgu anaerob, llumi largohet një herë në vit. Largimi i llumit bëhet me anën e një makinerie të posaçme.



Figure 2.10 Makineria e largimit të llumit nga Pellgu Anaerobik në Impiantin e Kavajës

Nga njësia e grumbullimit, llumi shkon për tek shtretërit e tharjes ku bëhet dhe trajtimi përfundimtar i tij.



Foto 2.1. a Shtrati i tharjes së llumit në Impiantin e Kavajës. Foto e bërë në nëntor 2009



Figure 2.11:Foto 2.11. b Shtretërit e tharjes së llumit në Impiantin e Kavajës, në Nëntor 2011



Figure 2.12 Shtretërit e tharjes së llumit nëImpiantin e Kavajës në Dhjetor 2010

Bimët e përdorura në shtretërit e tharjes së llumit janë macrophyta ose kallamishte të llojit *Phragmites australis*. Në fotot e bëra gjatë tre viteve të studimit shikohet qartë ecuria e rritjes dhe zhvillimit të tyre kohë pas kohe.

Më poshtë po përmbledhim në formën e një tablele përmasat e projektuara e të gjitha njësive operacionale të impiantit të ujit të ndotur Kavajë.

Njësité	Parametrat e projektimit	Dimensionet
Stacioni i Pompimit	Kapaciteti maksimal $1008 \text{ m}^3/\text{h}$	Gjatësia = 5.00 m Gjerësia = 3.00 m Thellësia = 9.00 m
Grilat	Hapësira 7 mm Trashësia e shufrës 6mm	Gjerësia e kanalit = 1.4 m Thellësia e rrjedhes = 0.50 m
Pellgu Anaerob	Koha e qëndrimit 2.9 ditë	Gjatësia = 350 m Gjerësia = 15.6 m Thellësia = 3.50 m
Stacioni i Pompimit	Kapaciteti maksimal $1008 \text{ m}^3/\text{h}$	Gjatësia = 5.00 m Gjerësia = 3.00 m Thellësia = 4.65 m
Filtri me Pikim	Ngarkesa Vëllimore = $0.4 \text{ kg NBO}_5/(\text{m}^3\text{d})$ Ngarkesa Sipërfaqësore = 1.0 m/h	Diametri = 26 m Lartësia = 4.00 m
Dekantuesi sekondar	Ngarkesa Sipërfaqësore = 0.8 m/h	Diametri = 32 m Thellësia = 4.00 m
Grumbulluesi i Llumit	Kapaciteti total 6093 m^3	Diametri = 34 m Lartësia = 4.00 m

Tabela 2.2 Dimensionet e njësive operacionale në Impiantin e Kavajës [53]

2.1.3 Parametrat e projektimit të Impiantit të Kavajës

Gjatë menaxhimit dhe administrimit të impiantit të ujërave të ndotura është i domosdoshëm kontrolli dhe monitorimi i vazhdueshëm i punës së njësive të ndryshme funksionale dhe vetë impiantit në tërësi. Përfundimet dhe konkluzionet për funksionimin e impiantit bëhen duke u bazuar në parametrat e ngarkesës e ujit të ndotur që impianti është projektuar të përballojë, dhe me cilësinë e ujit në dalje që impianti është projektuar të realizojë.

Në tabelat e mëposhtme, jepet informacion në lidhje për ngarkesën e projektuar të impiantit dhe cilësinë e ujit në dalje.

Parametrat	Njësia	Vlera
Ekujvalenti i popullsisë	PE ₍₅₀₎	50000
Ngarkesa e popullsisë	Kg BOD ₅ /d	2500
Prurja mesatare e thatë		
Ditore	m ³ /d	7867
Mesatare orare	m ³ /h	328
Prurja maksimale e thatë		
Ditore	m ³ /d	8941
Maksimale orare	m ³ /h	592
Prurja maksimale e lagur		
Ditore	m ³ /d	13633
Maksimale orare	m ³ /h	1008

Tabela 2.3 Kapaciteti i projektuar i Impianit të Kavajës

(Burimi: Llogaritjet e projektimit të impiantit të trajtimit të ujit të ndotur Kavajë)

Parametri	Norma e projektimit (mg/l)	Norma e shkarkimit (mg/l)	Efiçenca e trajtimit (%)
NBO ₅	286	25	91
LNGP	305	35	89

Tabela 2.4 Normat e projektimit dhe efiçenca e kërkuar e trajtimit në Impiantin e Kavajës

(Burimi: Kriteret e projektimit sipasë Direktivës 91/271/EEC)

2.2 Normat e cilësisë së ujit pas trajtimit

Për analizimin e funksionimit dhe efikasitetin e trajtimit të impiantit të trajtimit të ujit të ndotur Kavajë, jemi mbështetur në standartin e cilësisë që duhet të plotësoj uji i trajtuar përpara se të derdhet në trupat ujore pritëse.

Kërkesat në lidhje me cilësinë e ujit pas trajtimit janë në përputhje të plotë me Rregulloren e aprovuar me VKM Nr.177, dt. 31.03.2005 “Për normat e lejuara të shkarkimeve të lëngëta dhe kriteret e zonimit të mjediseve ujore pritëse”, dhe direktivën e Bashkimit Europian 91/271/EEC referuar tabelës 1 të Aneksit 1 të kësaj direktive për cilësinë e ujit të kanalizimeve urbane pas trajtimit [49], [50].

Parametrat	Përqëndrimi	% minimale e reduktimit
Nevoja Biokimike për oksigjen NBO ₅ për temperaturë 20°C pa nitrifikim.	25 mg/l O ₂	70-90%
Nevoja kimike për oksigjen NKO	125 mg/l O ₂	75%
Lënda e ngurtë pezull (LNGP)	35mg/l	90%

Tabela 2.5 Cilësia e ujit të ndotur urban pas trajtimit. [50]

Tabela e mëposhtme na njeh me rregulloren dhe standartin në lidhje me shkarkimet e ujit të trajtuar, kur ai bashkohet me mjedise të ndjeshme që mund të jenë ose janë subjekt i eutrofizimit.

Parametrat	Përqëndrimi	% minimale e reduktimit
Fosfori total	2 mg/l (10 000 – 100 000 banorë)	70-90%
Azoti total	15 mg/l (10 000 – 100 000 banorë)	75%

Tabela 2.6 Cilësia e ujit të ndotur urban pas trajtimit, për zona të ndjeshme [50]

2.3 Përshkrimi i funksionimit të metodës biologjike të përdorur në Impiantin e Trajtimit të Ujërave të Ndotura Kavajë

2.3.1 Filtri me pikim

- Përkufizimi i filtrit me pikim

Filtri me pikim është metoda biologjike me rritje të fiksuar më e përhapur. Ai përbëhet nga një shtrat me mbushës me filtrueshmëri të lartë në të cilin fiksohen organizmat (bakteriet aerobe, anaerobe, dhe fakultative, kërpudha, alga, protozoarë etj), duke formuar një shtresë të hollë biologjike (afërsisht 0.1 deri në 0.2 cm e trashë) që quhet shtresë biologjike, nëpër të cilën filtrohet uji i ndotur [13], [40]. Në figurën 2.15 paraqitet procesi i formimit të shtresës biologjike. Mbushja e filtrit zakonisht bëhet me gur, skorje ose material plastik. Ky i fundit përdoret në Impiantin e Kavajës. Lënda organike e pranishme në ujërat e ndotura degradohet duke u absorbuar në shtresën e hollë biologjike (biofilmin).

Filtrat me pikim janë të aftë të trajtojnë ujëra të ndotura shtëpiake, bujqësore, blegtorale si dhe ujëra të ndotur industriale të cilat janë të biodegradueshëm dhe nuk përmbajnë sasi të tepërt komponimesh toksike të cilët mund të dëmtojnë procesin e trajtimit biologjik në filtër [17].

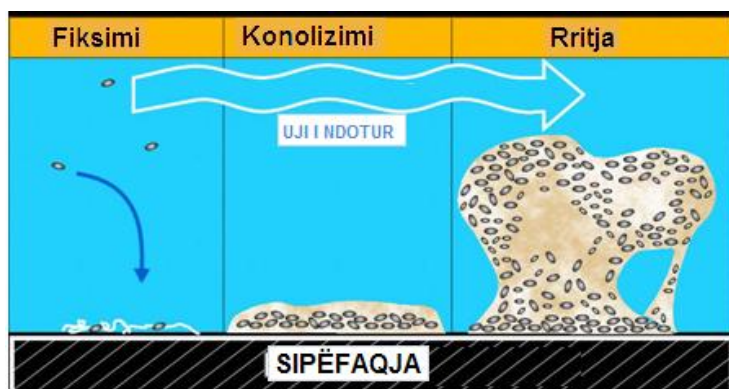


Figure 2.13 Formimi i biofilmit në biofiltrin (filtër me pikim) të përdorur në Kavajë

- Përshkrimi i përgjithshëm i filtrave me pikim

Në figurën 2.14 dhe figurën 2.17 paraqitet një skemë e filtrit me pikim të aplikuar në Impiantin e Kavajës. Tipi më i zakonshëm i filtrave me pikim përbëhet nga 5 elementë kryesorë: (1) shtrati i mbushësit, (2) struktura mbajtëse, (3) sistemi i shpërndarjes të ujit të ndotur, (4) sistemi i drenazhit dhe (5) sistemi i ventilimit.

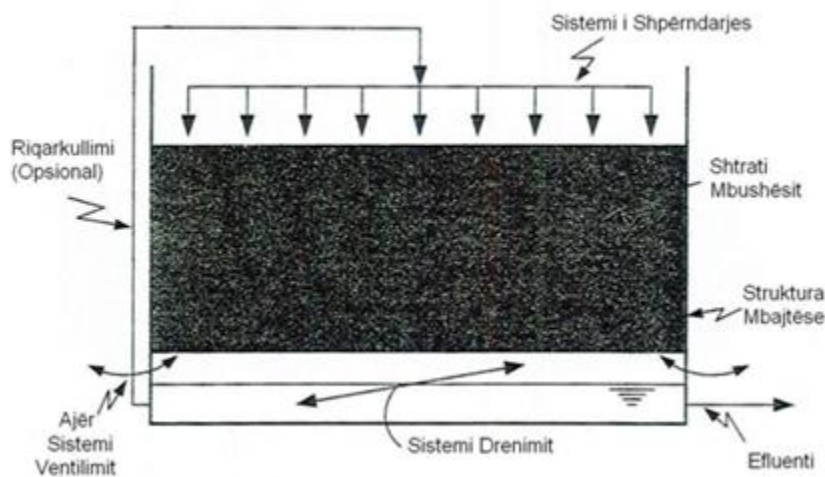


Figure 2.14 Skema e filtrit me pikim e aplikuar në Impiantin e Ujërave të Ndotura të Kavajës

Shtrati i mbushësit siguron sipërfaqen mbi të cilën zhvillohen mikrorganizmat. Mbushësi mund të realizohet me gurë, drurë dhe materiale plastik të formave dhe llojeve të ndryshëm [36], [37], [40], [47]. Në Impiantin e Kavajës si u përmend më sipër është përdorur materiali plastik.

Struktura mbajtëse mban mbushësin dhe ujin e ndotur të aplikuar dhe gjithashtu kontrollon ndikimin e erës. Disa mbushës, të tillë si guri dhe plastik e rastit, nuk janë vetë-mbështetës, prandaj në raste të tilla struktura mbajtëse duhet dhe të mbështesë mbushësin. Struktura mbajtëse zakonisht ndërtohet prej betoni, ashtu si është ndërtuar në Kavajë. Gjithashtu mund të përdoren dhe materiale të tjera si druri, leshxhami dhe çelik i mbuluar, sidomos kur mushësi është vetë-mbajtës [40], [47].

Sistemi i shpërndarjes furnizon uniformisht me ujëra të ndotura sipërfaqen e mbushësit. Furnizimi me prurje të njëtrajtshme është i domosdoshëm për të siguruar lagjen e të gjithë

sipërfaqes së mbushësit. Funksionimi i sistemit të shpërndarjes ka ndikim në performancën e sistemit [43].

Sistemi i drenazhit ka dy funksione. Funksioni i parë është të mbledhë efluentin e trajtuar për ta transportuar tek njësitë e tjera trajtuese. Funksioni i dytë është të sigurojë një hapësirë e cila lejon kalimin e ajrit brenda shtratit të hapur të mbushësit, duke siguruar në këtë oksigjenin e kërkuar nga metabolizmi aerobik. Për filtra me pikim, të mbushur me gurë, zakonisht përdoren blloqe drenazhi prej betoni ose argjile, si pasojë e peshës së madhe të këtyre mbushësve. Shumë lloje të tjerë sistemesh drenazhi, si mure betoni, tra druri, dhe grila të përforcuara me leshxhami, përdoren për lloje të tjerë mbushësish [36], [37], [40], [47].

Oksigjeni i kërkuar për plotësimin e nevojave metabolike të mikroorganizmave sigurohet nga rrjedhja vertikale e prurjes së ujërave të ndotura në mbushës. Ventilimi për sigurimin e kësaj sasive oksigjeni mund të realizohet me anë të rrymave natyrore ose metoda mekanike. Në rastin tonë që përdoret në Kavajë sistemi me rryma natyrore, diferenca e densitetit të ajrit brenda dhe jashtë filtrit me pikim, e detyron ajrin brenda filtrit me pikim, të ngrihet ose të fundoset. Kjo sjell si rezultat krijimin e një rryme të vazhdueshme të ajrit në mbushës. Diferenca e densiteteve shkaktohet nga fakti që ajri brenda filtrit me pikim ngopet shpejt me avuj uji dhe arrin temperaturën e ujërave të ndotura të përdorura. Rrjedhimisht, vlera e diferencës së densitetit varet nga temperatura dhe lagështira e ajrit të ambientit. Një nga disavantazhet e ventilimit me anë të rrymave natyrore është mundësia e ndodhjes të kushteve neutrale të densitetit, të cilat sjellin si rezultat mungesën e rrymave të ajrit në filtrin me pikim dhe krijimin e kushteve anaerobe, fenomen i konstatuar në biofiltrin e Impiantit të Trajtimin të Ujërave të Ndotura në Kavajë. Në sistemet e ventilimit të detyruara, ajri aplikohet në filtrin me pikim me anë të metodave mekanike. Në të gjitha rastet, ajri duhet shpërndahet uniformisht përmes mbushësit për të siguruar furnizimin me oksigjen të gjithë bioreaktorit [2].

Siç tregohet në figurën 2.17, efluenti i filtrit me pikim mund të riqarkullohet dhe përzehet me influentit e trajtimit primar, për tu aplikuar përsëri në filtrin me pikim. Riqarkullimi hollon influentit e ujërave të ndotura dhe gjithashtu lejon ndarjen e ngarkesës hidraulike dhe organike për tek njësi. Riqarkullimi është një element esencial në disa aplikime [53].

Influentit i filtrit me pikim përgjithësisht duhet të paratrajtohet për të larguar copëzat e lëndëve jo të biodegradueshme, si plastika, lekat, dhe materialet fijëzore. Materiale të tilla mund të

bllokojnë lehtësisht, shpërndarësin dhe mbushësin, duke çuar në shpërndarje jo uniforme të prurjes dhe rendiment të ulët. Largimi i copëzave vetëm nga grila të trasha, përgjithësisht nuk është i pranueshëm për aplikim në filtrin me pikim, por largim i përshtatshëm i tyre mund të realizohet duke përdorur grila fine (përgjithësisht 1 mm ose me pak) ose dekantues primar. Më shpesh përdoren dekantuesit primar [38], [39].

Mbushësi siguron një sipërfaqe për rritjen e mikroorganizmave dhe mekanizmin që siguron mbajtjen e mikroorganizmave në njësi. Largimi i lëndëve organike dhe nitrifikimi ndodhin me anë të të njëjtit mekanizëm si dhe në metodat e tjera biokimike aerobe. Lënda organike shpërndahet në biofilmin e formuar në sipërfaqen e mbushësit dhe përdoret si burim energjie dhe karboni nga bakteriet heterotrofe. Lëndët organike koloidale dhe në formë copëzash që shpërndahen gjithashtu në biofilm, fillimisht largohen me anë të kapjes dhe ngecjes, dhe më vonë, hidrolizohen vazhdimisht nga veprimi i enzimave ekstracelulare, në lëndëve organike të tretura. Më pas lëndët organike të tretura metabolizohen nga bakteriet heterotrofe që ndodhen në biofilm. Azoti amoniakal (N-NH_4) shpërndahet gjithashtu në biofilm ku një pjesë përdoret nga heterotrofët për sintezën e biomasës dhe pjesa e mbetur oksidohet në N-Nitrati nga bakteriet nitrifikuese. Largimi i lëndëve organike dhe nitrifikimi sjellin si rezultat prodhimin e biomasës shtesë dhe rritjen e trashësisë të biofilmit. Kur biofilmi arrin një trashësi e cila nuk mund të qëndrojë në mbushës, pjesa e tepërt shkeputet nga mbushësi dhe kalon në efluentin e trajtuar [1], [13].

Efluenti i filtrave me pikim, zakonisht trajtohet në dekantues për largimin e biomasës së prodhuar, edhe pse në disa etapa të veçanta të procesit të nitrifikimit, kjo mund të mos jetë e domosdoshme si pasojë e prodhimtarisë së ulët të baktereve nitrifikuese. Për shembull, duke marrë në konsideratë aplikimin e një faze të ndarë nitrifikimi në të cilën oksidohet 20 mg/l N-NH_4 . Mqk koeficienti i prodhimtarisë për bakteriet nitrifikuese është afërsisht 0,15 mg TSS/mg N-NH_4 të oksiduar, do prodhohen vetëm 3 mg/L e bakterie nitrifikuese. Kjo rritje e përqëndrimit të lëndëve në suspensë mund të mos ketë ndikim të rëndësishëm në plotësimin e standarteve për lëndët në suspensë të ujit të trajtuar në dalje të impiantit, prandaj mekanizmi ndarës i fazës së lëngët nga ajo e ngurtë, mund të mos kërkohet pas filtrit me pikim [40], [42].

Mënyrat e rrjedhjes së influentit përmes filtrit me pikim, përgjithësisht janë me anë të një sistemi me shpërndarje në formë dushi si në rastin e Impiantit të Trajtimit të Ujërave të Ndotura të

Kavajës. Si pasojë e këtyre modeleve të rrjedhjes dhe faktit që mikroorganizmat janë të fiksuara në mbushës, variacioni në përbërjen e biomasës zakonisht ekziston përgjatë thellësisë së biofiltrit. Në ndryshim me metodat me llum aktiv, ku riciklimi i biomasës sjell si rezultat në një biomasë uniforme në të gjithë bioreaktorin, ndryshimi në përbërjen e biomasës përgjatë thellësisë së filtrit me pikim mund të ketë ndikime të rëndësishme në rendimentin e procesit [44], [45]. Për shembull, në sistemet e kombinuara me oksidim të karbonit organik dhe nitrifikim, oksidimi i karbonit zakonisht ndodh në pjesën e sipërme ndërsa nitrifikimi ndodh në pjesën e poshtme, siç tregohet në figurën 2.15 [1]. Kjo si pasojë e konkurrencës për hapsirë brenda biofilmit, midis bakterieve heterotrofe dhe autotrofe. Në pjesën e sipërme të filtrit me pikim, përqëndrimet e lëndëve organike dhe $N - NO_3^-$ janë relativisht të larta dhe, nuk limitojnë rritjen e specieve si të bakterieve heterotrofe dhe atyre nitrifikuese. Në kushte të tilla bakteriet heterotrofe mund të rriten më shpejt se sa bakteriet nitrifikuese, rrjedhimisht do të zënë hapsirë më të madhe në biofilm. Me kalimin e prurjes së ujit nëpër filtrin me pikim, ndodh harxhimi i lëndëve organike, duke shkaktuar zvogëlimin e ritmit specifik të rritjes të bakterieve heterotrofe. Në kushte të tilla bakteriet nitrifikuese mund të konkurojnë me efektshmëri me bakteriet heterotrofe për hapësirë në biofilm [2].

Mënyra e shpërndarjes së ujërave të ndotura në filtrin me pikim mund të ndikojë në reduktimin e zhvillimit dhe akumulimit të biomasës në pjesën më të ulët të filtrit, duke çuar në formimin me fragmente të biofilmit, si tregohet në Figurën 2.16 [13]. Kjo ndodh për shkak të prodhimatrisë së ulët të bakterieve nitrifikuese dhe prezencës së grabitqarëve që cilët konsumojnë biomasën e filtrit me pikim. Reduktimi i trashësisë së filtrit me pikim mund të rezultojnë me një kapacitet të zvogëluar trajtues të ujërave të ndotura në pjesën e poshtme të filtrit, fenomen i cili mund të bëhet problematik kur rritet ngarkesa.

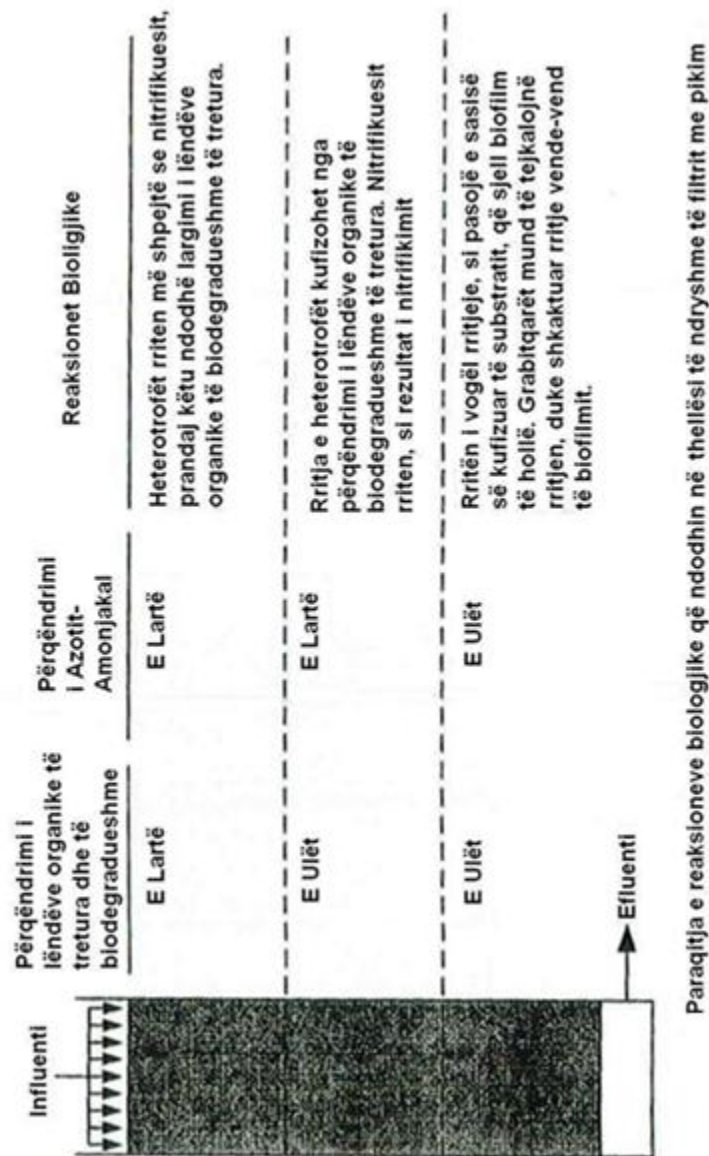


Figure 2.15 Paraqitje e reaksioneve biologjike që ndodhin në thellësi të ndryshme të filtrit me pikim në Impiantin e Trajtimit të Ujërave të ndotura në Kavajë

Edhe pse filtrat me pikim, gjerësisht mendohen si proçese aerobe, në pjesën më të madhe të rasteve shtresa biologjike është relativisht e trashë dhe e tejkalon thellësinë e depërtimit të oksigjenit [48]. Rrjedhimisht, biofilmi përbëhet nga një shtresë e jashtme aerobe dhe një shtresë e brendshme anoksike/anaerobe. Siç tregohet dhe në figurën 2.16, në pjesën e jashtme të biofilmit, lënda organike degradohet nga mikroorganizmat aerobe. Me rritjen e mikroorganizmave, rritet trashësia e biofilmit dhe ndodh harxhimi i sasisë së oksigjenit përpara

se të përshkruhet e gjithë trashësia e biofilmit. Në kushte të tilla në pjesën e biofilmit ngjtur me sipërfaqen e mbushësit krijohen kushte anaerobe [48].

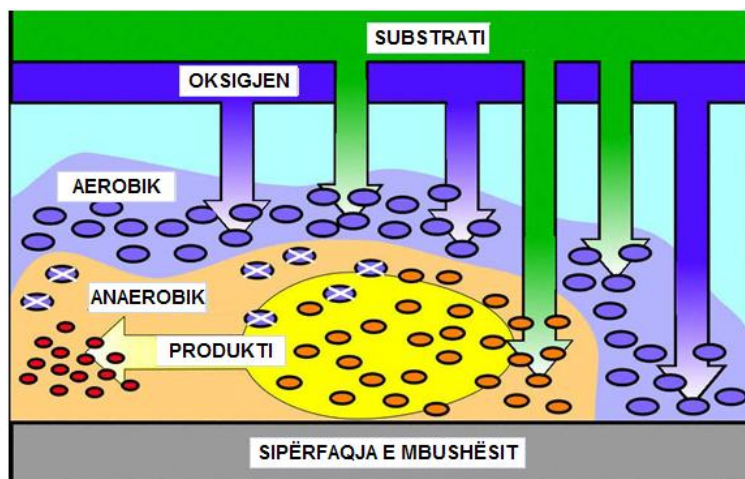


Figure 2.16 Zonat e shtresës biologjike (biofilmit) në filtrin biologjik të llojit me Pikim në Implantin e Trajtimin të Ujërave të Ndotura të Kavajës

Ky zonalitet i shtresës biologjike ka një ndikim të rëndësishëm në performancën e procesit. Për shembull, ekzistenca në biofilm, e një zone me përqëndrim të ulët të oksigjenit të tretur krijon mundësinë e ndodhjes së procesit të denitrifikimit, edhe pse në sasi të limituar. Largimi i lëndëve organike, përgjithësisht ndodh në pjesën e sipërme të filtrit me pikim, ndërsa nitrifikimi ndodh në pjesën e poshtme. Si rrjedhojë, përqëndrimi i lëndëve organike është i ulët në zonat ku ndodh prodhimi i $N - NO_3^-$. Megjithatë, denitrifikimi mund të ndodhë në sasi të vogël kur efluenti i trajtuar që përmban $N - NO_3^-$ riqarkullohet [1], [48].

- Kriteret e projektimit

Filtri me pikim përbëhet nga një mjedis i depërtueshëm i krijuar nga një shtrat me shkëmbinj, skorje, ose materiali plastik, mbi të cilin formohet shtresa biologjike. Për të rritur në maksimum oksigjenimin natyral të efluentit, shpërndarja e tij mbi shtratin e filtrit bëhet në formë dushi, si tregohet në figurën 2.17.

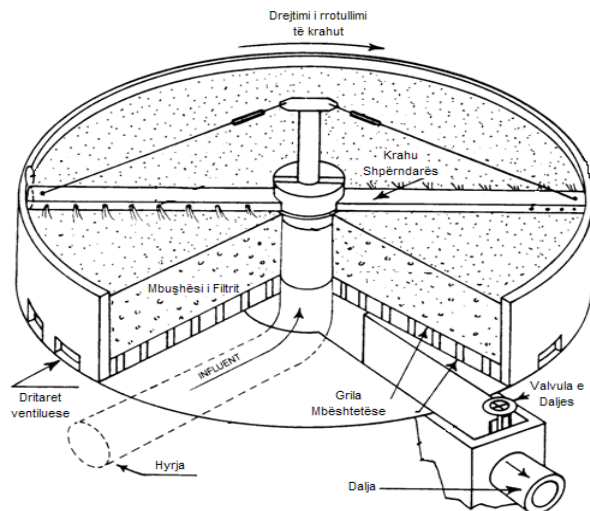


Figure 2.17 Skema e filtrit me pikim (Shteti i Californias, 1988)) [Figura është marrë nga: The attached growth process – an old technology takes on new forms. Pipeline, Winter 2004, (Volume 15, N.1)@2004 National Small Flows Clearing house]

Shtrettrit me gurë ose skorje kanë një diameter rreth 61 m dhe janë të lartë 0.9-2.4 metër, të mbushur me gurë me përmasa që variojnë nga 2,5 -1 0,2 cm.

Filtrat me mbushës plastik kanë diametër më të vogël 6-12 m dhe variojnë në lartësi 4.3-12 m.

Mbushësit plastik kanë konfiguracione të ndryshme (rrjedhje e ngatërruar, rrjedhje turbulante etj) dhe kërkojnë pajisje shtesë duke përfshirë shtresë mbrojtëse nga rrezatimi UV në pjesën e sipërme të mbushësit plastik, dhe mure plastikë më të trashë për paketat e mbushësve që janë instaluar në pjesën e poshtme të filtrit ku ngarkesa rritet. Në Kavajë është aplikuar mbushësi plastik në formë fizarmonike me blloqe të montuara njëra pas tjetrës, me qëllim rritjen e sipërfaqes së kontaktit të ujit të ndotur me mikroorganizmat.

Projektimi i filtrit me pikim përfshin gjithashtu një sistem shpërndarës të ujit të ndotur. Zakonisht aplikohen sisteme shpërndarëse që rrotullohen rreth një boshti ashtu si është instaluar në Impiantin e Kavajës, por në filtrat me formë katrore ose drejtkëndore aplikohen gjithashtu dhe shpërndarës të fiksuar [1], [13], [17].

Filtri me pikim gjithashtu është i pajisur me një sistem drenazhi i cili mbledh ujin e trajtuar dhe lëndët ngurta, dhe gjithashtu shërben si burim ajri për mikroorganizmat.

Uji i trajtuar dhe mbetjet e ngurta pompohen për tek dekantuesi sekondar ku bëhet dhe veçimi i lëndëve të ngurta.

Për një funksionim të mirë të filtrit me pikim, është e nevojshme të jetë e disponueshme sasi e mjaftueshme ajri. Furnizmi natyror i ujit të ndotur me ajër, rrymat dhe erërat zakonisht janë të mjaftueshme nëqoftëse në fund të filtrit janë siguruar dritare të mëdha ventiluese dhe mbushësi ka hapësirë të mjaftueshme si në rastin e biofiltrit në Impiantin e Ujërave të Ndotura në Kavajë.

Ventilimi ka dy qëllime kryesore: (Figura 2.16, Figura 2.17)

Tema e Doktoraturës “Kinetika Biologjike në Trajtimin e Ujërave të Ndotura”

- 1- Gjatë kalimit të ujërave të ndotura nëpër lartësinë e biofiltrit, ndodh konsumimi i oksigjenit nga mikroorganizmat, dhe si rrjedhojë kur uji arrin në fund të biofiltrit nuk ka oksigjen të mjaftueshëm për funksionimin e mikroorganizmave aerobe. Në pjesën fundore furnizimi me oksigjen mundësohet nga dritaret ventiluese.
- 2- Dritaret ventiluese gjithashtu mundësojnë largimin e dioksidit të karbonit të çliruar gjatë procesit të frymëmarrjes qelizore.

- Avantazhet dhe disavantazhet

Si të gjitha teknikat dhe metodat e përdorura për trajtimin e ujit të ndotur, filtri me pikim ka disa avantazhe dhe disavantazhe të cilat do ti përmendim më poshtë.

Avantazhet

Filtrat me pikim janë:

- 1- Të thjeshtë dhe të besueshëm.
- 2- Metodë intesive e trajtimit të ujërave të ndotura, si të tillë janë të përshtatshëm për vende të cilët nuk kanë të disponueshme sipërfaqe të mëdha toke.
- 3- Japin rezultate të kënaqshme në trajtimin e ujërave të ndotur që kanë nivel të lartë të NBO_5 , në varësi të tipit të mbushësit.
- 4- Të përshtatshëm për komunitete të vegjël dhe të mesëm.
- 5- Reduktojnë shpejt nivelin e NBO_5 në ujin e ndotur.
- 6- Njësi efikase nitrifikimi.
- 7- Teknika trajtimi që kërkojnë pak energji.
- 8- Metoda trajtimit të cilat nuk kanë nevojë për aftësi të larta teknike dhe ekspertize gjatë menaxhimit dhe funksionimit.

Disavantazhet

Disa nga disavantazhet e përdorimit të filtrave me pikim janë:

- 1- Në rastet kur shkarkimi i ujit të trajtuar bëhet në zona të ndjeshme, janë të nevojshme njësi shtesë trajtimi për reduktimin e ushqyesëve (N dhe P).

- 2- Ekziston mundësia e bllokimit të biofiltrit, si pasojë e zhvillimit të madh të biofilmit, duke penguar ajrimin dhe ulur rendimentin e pastrimit.
- 3- Gjatë funksionimit, filtrat biologjik me pikim, kërkojnë rregullisht kujdes dhe kontroll.
- 4- Incidenti i bllokimit të filtrit është relativisht i lartë.
- 5- Kërkon ngarkesë relativisht të ulët në varësi të mbushësit të përdorur.
- 6- Filtrat me pikim kanë probleme erërash të pakëndshme dhe vektorësh sëmundjesh.
- 7- Probleme me butakët.
- 8- Fleksibiliteti dhe kontrolli janë të limituar në krahasim me proceset me llum aktiv.

2.3.2 Pellgjet anaerobë

Pellgjet anaerobë janë pellgje të thellë të mbushur me ujëra të ndotura, në të cilët sasia e oksigjenit molekular është shumë e vogël dhe janë të pranishme bakteriet që ndihmojnë në zbërthimin e enfluentit. Këta pellgje janë njësi trajtimi biologjike, pasi mikroorganizmat e pranishme zbërthejnë lëndët organike që ndodhen në enfluent duke çliruar metan dhe dioksid karboni [1], [2], [16]. Pellgjet anaerobë ndryshe nga pellgjet e tjerë nuk përmbajnë alga, edhe pse në raste të veçanta përmbajnë një shtresë të hollë të *Chlamydomonas*, në sipërfaqe.

Pellgjet anaerobë shërbejnë si njësi që realizojnë trajtimin primar të ujit të ndotur, duke larguar lëndët e ngurta në suspensë dhe një pjesë të NBO_5 . Këta lloj pondesh janë zakonisht 2-5 m të thellë, por në thellësi 3 m pranojnë ngarkesë organike $> 100 \text{ g NKO/ m}^3$ ditë ekuivalent. Këta lloj pellgjesh punojnë shumë mirë në vende me klimë të ngrohtë, me përqindje të largimit të NBO -së që varion nga 60-85%, për një kohë të shkurtër qëndrimi [48].

Skema e pellgut (pondit) anaerob të instaluar në Kavajë si njësi e trajtimit primar është dhënë në figurën e mëposhtme, Fig. 2.18.

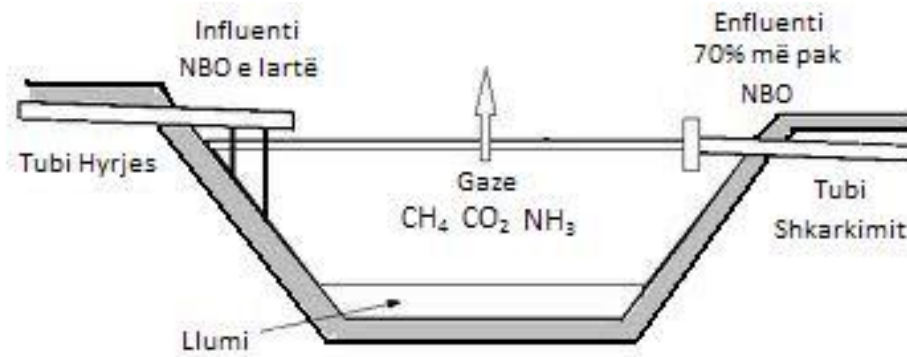


Figure 2.18 Skema e Pellgut Anaerob të ndërtuar në ITUNU në Kavajë

Disa nga avantazhet e këtij lloj trajtimi janë:

1. Janë të thjeshtë në ndërtim dhe funksionim.
2. Kanë kosto relativisht të ulët.
3. Japin rezultate të mira në largimin e patogjenëve.

Një nga disavantazhet është se kërkon sipërfaqe të madhe toke.

Trajtimi me pellgje anaerobë shërben për:

- 1- Ndarjen e lëndëvetë ngurta nga faza e lëngët, me anë të dekantimit të lëndëve në suspensë në fund të pellgut.
- 2- Grumbullimin e materialeve të patretshme dhe lëndëve jo- të biodegradueshme në formën e llumit.
- 3- Zbërthimin e lëndëve organike të biodegradueshme
- 4- Biodegradimin e mëtejshëm të lëndëve organike

Krijimi i erërave dhe zonave të vdekura ndodh në varësi të llojit të ujërave të ndotura që trajtohen. Krijimi i zonave të vdekura mund të ndodh nga sulfatet të cilat, nën kushtet anaerobe reduktohen në acid sulfhidrik (H_2S). Zgjidhja më e mirë në raste të tilla është ndjekja e rekomandimeve të dhëna për ngarkimin e pellgjeve me ujëra të ndotura. Një sasi e vogël sulfatesh është e dobishme, pasi hyn në reaksion me metalet e rënda duke i precipituar [3].

SKEMA TEKNOLOGJIKE E IMPIANTIT TE TRAJTIMIT TE UJRAVE TE NDOTURA URBANE TE KAVAJES

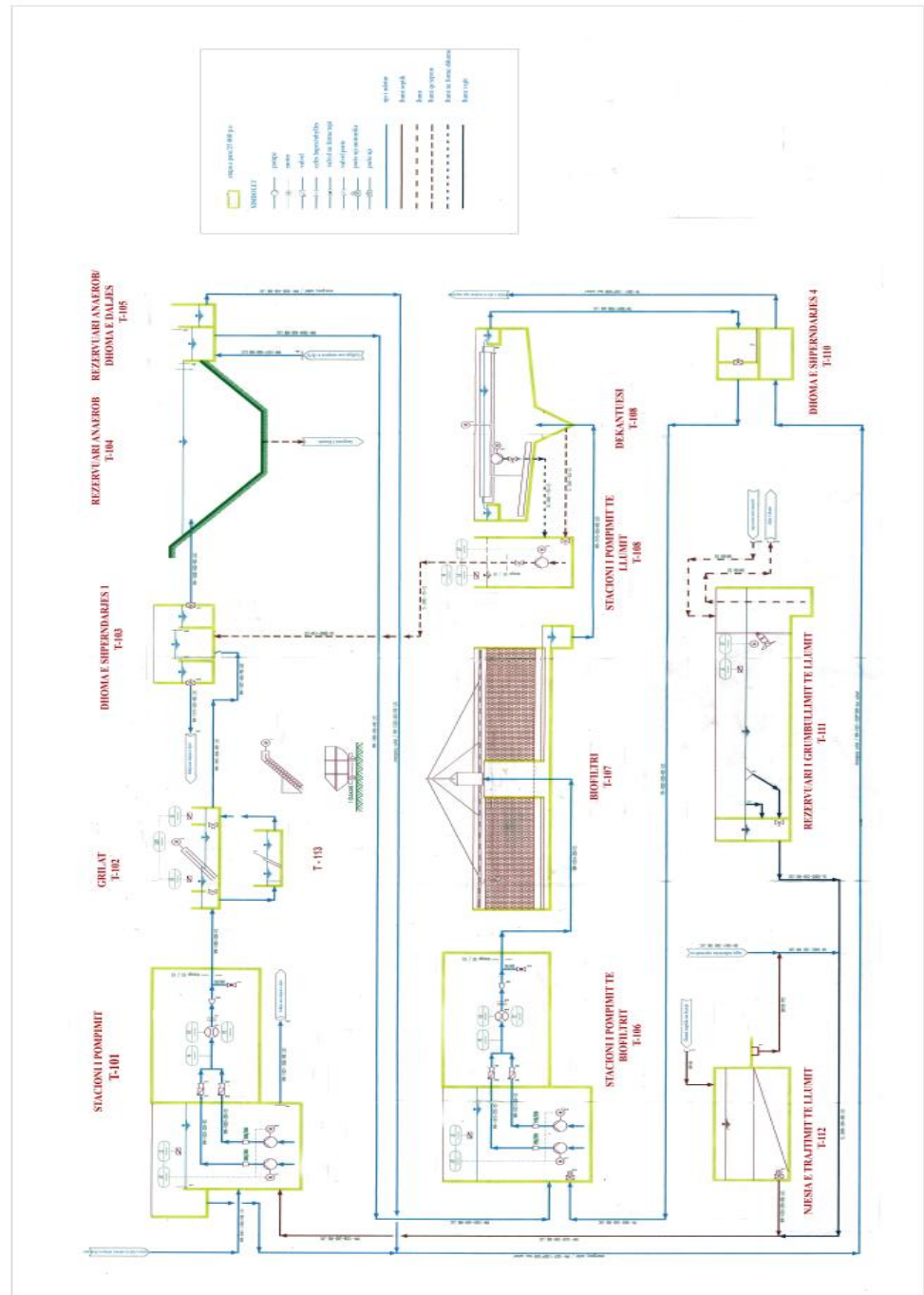


Figure 2.19 Skema e plotë e njësive funksionale të Impiantit të Ujërave të ndotura në Kavajë.

3 KAPITULLI I TRETË

METODOLOGJIA E PËRDORUR NË STUDIM

3.1 Materialet për studim

Në studim për të realizuar këtë tezë doktore janë marrë ujërat e ndotura urbane të kryeqytetit Tiranë dhe pikërisht ato të cilat shkarkohen me anë të një tubacioni në ujërat e Lumit të Lanës që përshkon një pjesë të konsiderueshme të Tiranës, konkretisht të Minibashkisë Nr.5, si dhe ujërat e ndotura urbane të qytetit të Kavajës (Fig. 3.1), (Fig. 4.1) (Fig. 4.2).

Për të përcaktuar karakteristikat fiziko – kimike të këtyre ujërave marrja e mostrave për analizim, ishte momentale, në muaj të ndryshëm të viteve në studim. Mostrat u morën një herë në muaj, përgjatë gjithë viteve, në të njëjtën orë gjatë paradites.

Mostrat e ujërave të ndotura janë grumbulluar në enë të veçanta (në bidona PE) të pastruar mirë dhe të shpëlarë me ujë të kampionit sipas rregullave që përshkruhen në literaturë [4], [5], [23].

Përcaktimi i karakteristikave të ujërave u krye sipas rekomandimeve të literaturës në kohë të ndryshme pas marrjes së mostrave [4], [5], [23]. Në rastin e përcaktimit të karakteristikave kimike si psh NKO-së, NBO-së, fosfatet, N-amonjakal, u bë fiksimi i tyre në momentin e marrjes së mostrës dhe më tej u përcaktuan menjëherë në momentin e mbërritjes në laborator.



Figure 3.1 Momente të marrjes së mostrave dhe përcaktimi i specieve në laborator

Foto 1. Marja e kampioneve në Lumin e Lanës, Tiranë, Foto 2. Identifikimi i specieve me mikroskop në Laboratorin e Hidrometeorologjisë

3.2 Marja e mostrave

Mostrat u grumbulluan përgjatë një periudhe të zgjedhur nga ana jonë 3 vjeçare e cila përfshin vitet 2009 – 2012.

Përgjatë këtyre viteve u përcaktuan nga ana jonë 4 periudha studimi. Për secilën periudhë janë marrë 3 mostra, në muaj të ndryshëm të tre stinëve të vitit, me përjashtim të stinës së vjeshtës, ku të tre mostrat janë marrë nga fundi i tetorit deri në fillim të dhjetorit.

Periudha 1- përkon me vjeshtën nga fundi i tetorit deri në fillim të dhjetorit, pra muaji nëntor ose vjeshta. Ky rast studimi përkon me periudhën kur është bërë pastrimi i pellgut anaerob për largimin e llumit të depozituar përtej lartësisë së përcaktuar në projekt.

Periudha 2- i takon dimrit, domethënë muajt dhjetor, janar e shkurt, me temperatura të ftohta dhe ngrica e reshje.

Periudha 3-të e studimit i takon pranverës, përkatësisht muajve Mars, Prill dhe Maj, periudhë gjatë së cilës kemi reshje dhe kohë të thatë. Në mars kemi një situatë të ngjashme me dimrin dhe në maj një situatë të ngjashme me verën.

Periudha 4 e studimit i takon stinës së verës, përgjatë muajve qershor, korrik dhe shtator ose fillim tetori duke marrë në konsideratë kushtet meteorologjike. Në muajin gusht nuk janë marrë mostra studimi nga ana jonë për mungesa logjistike.

3.3 Metodat e analizave

Kampionet e ujërave të ndotura u analizuan për përcaktimin e një sërë treguesve duke përdorur kryesisht metodat standarte si dhe metoda të tjera që rekomandohen në literaturë [4], [5], [23].

3.3.1 Përcaktimi i karakteristikave fiziko – kimike

Në rastin e karakteristikave fiziko – kimike kemi përcaktuar lëndët në gjendje pezull, LNGP-ja, ku hyjnë lëndë me përmasa të ndryshme, të cilat gjenden në ujrë të ndotura urbane. Këto lëndë u përcaktuan me metodën e zakonshme analitike (me gravimetri), e cila përshkruhet në literaturën e specializuar për analizat e ujërave [4], [5], [2], [6].

- Azoti amonjakal, u përcaktua me metodën kolorimetrike me reaktiv Nessler, duke matur intensitetin e ngjyrës në spektrofotometër.
- Fosfatet u përcaktuan me metodën kolorimetrike, me molibdat amoni dhe klorur stanor, duke matur intensitetin e ngjyrës në spektrofotometër.
- Nevoja kimike për oksigjen (NKO-ja), u përcaktua me metodën standarte me bikromat kaliumi, në mjedis acidi sulfurik, ose duke u vendosur në termoreaktor për dy orë në temperaturën 180° C, në aparatit të tipit Fast Lab 6, duke përdorur kite të gatshme. Rezultati lexohet direkt në fotometrën e mësipërme i cili i jep rezultatet në mg/l O₂.
- Nevoja biokimike për oksigjen, NBO-ja, shpreh sasinë e oksigjenit të biodegradueshëm, në mg/l, të domosdoshme për oksidimin e të gjithë lëndëve organike që ndodhen në një litër ujë të ndotur, në kushte aerobe si rezultat i proceseve biologjike që ndodhin në ujë [20], [23], [29]. U përcaktua NBO-ja pas 5 ditësh, duke analizuar përmbajtjen e oksigjenit me metodën Winkler, para dhe pas inkubimit në 20°C +_ 1°C, duke përdorur ujë hollimi. Të gjitha metodat standarte të analizës së NBO-së në përgjithësi japin kohë inkubimi prej 5 ditësh [4], [5], [29].
- Oksigjeni i tretur u përcaktua me metodën Winkler ose siç njihet ndryshe metoda jodometrike, e cila bazohet në shtimin e një tretësire të manganit bivalent dhe një baze të fortë. Oksigjeni i tretur oksidon manganin në hidroksid mangani 4 valent. Në prani të joneve jodur dhe acidifikimit, mangani kthehet përsëri në dyvalent, duke çliruar një sasi Jodi të barbartë me sasinë e oksigjenit të tretur në mostër. Jodi titullohet me tretësirë standarte tiosulfat [4], [6], [29].

3.3.2 Përcaktimi i karakteristikave biologjike

Mostrat e ujrave, që janë analizuar për kinetikën biologjike, janë marrë në Impiantin e Trajtimit të Ujërave të Ndotura në Kavajë, në filtrin biologjik me pikim në hyrje (pas pondit anaerobik) dhe në dalje të tij (pas dekantuesit sekondar), në periudha të ndryshme, në stinë të ndryshme dhe gjatë viteve të ndryshme të studimit. Qëllimi i marrjes së mostrave ka qenë identifikimi i specieve karakteristike të filtrit biologjik të llojit me pikim, dhe përcaktimi i kinetikës biologjike të tyre, të cilat luajnë rolin kryesor në trajtimin e ujërave. Identifikimi i tyre cilësor është bërë me qëllim përcaktimin e kinetikës biologjike të trajtimit biologjik të ujrave të ndotura urbane. Janë

zgjedhur periudha të ndryshme për të analizuar aktivitetin e specieve në varësi të kushteve të jashtme atmosferike, kryesisht të temperaturës dhe rreshjeve, si dhe të shkallës së largimit të ndotjes e shprehur me vlerat e NKO-së dhe të NBO_5 .

Mostrave të grumbulluaraiu shtua solucion Lugol, për lehtësi identifikimi. Lugoli ngjyros disa pjesë të qelizës duke e lehtësuar identifikimin. Identifikimi në laborator u krye pas një ore të marrjes së mostrave me anë të Mikroskopit të tipit stereomikroskop Stemi 2000-C (Fig. 3.1, foto 2). Me anë të tij u fotografuan imazhe të specieve të identifikuara. Programi i përdorur është Motic Images Plus 2.0 ML. Identifikimi i specieve në mikroskop u bë i mundur me anë të çelësave të identifikimit [4], [10], [21], [26], [31], [33].

Përcaktimi i karakteristikave biologjike u bë me anë të vëzhgimit mikroskopik në preparate të freskëta të përgatitura nga mostrat e marra për studim dhe eksperimentim. Vëzhgimet janë bërë me zmadhim 250 herë për protozoarët, algat dhe invertebrorët e tjera, ndërsa me zmadhim 400 deri në 600 herë për bakteret. Pas vëzhgimeve mikroskopike u fotografuan pjesa më e madhe e specieve të identifikuara si edhe e imazheve të përfutuara. Përcaktimi i llojeve dhe i gjinisë u bë mbi bazën e krahasimit vizual të specieve tona me ato të paraqitura në çelsat taksonomike të identifikimit si dhe me ndihmën e udhëheqëses së tezës së doktoratës [4], [10], [21], [26], [31], [33].

- Përcaktimi i protozoarëve dhe invertebrorëve të tjerë është bërë duke marrë për bazë karakteristikat morfologjike si dimensionet dhe forma, psh është e rrumbullakët, fijëzore, cilindrike apo ovale.
- Organet e lëvizjes janë flagjel apo cilie, mënyra e vendosjes së tyre, pozicioni i vendosjes. Dimensionet dhe forma (e drejtë, e përkulur, spirale), apo pseudopode në rastin e klasës së Rhizopodeve.
- Ngjyra, janë pa ngjyrë apo jeshile, portokall, kafe, të kuqe, etj.
- Organe dhe organele të tjera si dimensionet dhe numri i bërthamave, tentakulat, gjilpëra silicore, zgjatime citoplazmatike etj.
- Mënyra e jetesës: në koloni apo të veçuar.
- Përcaktimi i baktereve është bërë duke marrë për bazë karakteristikat morfologjike si: dimensionet dhe forma janë sferike (cocce), cilindrike (bacille) si grep (vibrione) apo në formë spirale, shumë të gjata, fijëzore të drejta apo të përdredhura (filamentose). Mënyra

e jetesës në koloni dyshe, apo katërshe, në formë pakete ose vile rrushi etj. Kanë ose jo kapsulë xhelatinoze. Lëvizja poshtë – lart, majtas – djathtas, apo në mënyrë të çrregullt, lëvizje të shpejta apo të ngadalshme pa zhvendosje të dukshme. Organet e lëvizjes dhe pozicioni i tyre janë flagjelë polarë apo bipolarë etj. [4], [6], [10].

4 KAPITULLI I KATËRT

KARAKTERISTIKAT E UJËRAVE TË NDOTURA URBANE NË QYTETIN E TIRANËS DHE ATË TË KAVAJËS

4.1 Përshkrimi i metodikës dhe qëllimit të marrjes së mostrave

Në fillim të studimit u vendos që të njiheshim me natyrën e ujërave të ndotura urbane të një lagjeje në Tiranë dhe konkretisht atyre nga shkarkime të një tubacion shkarkimi në Lumin e Lanës në Tiranë, në njësinë bashkiake Nr.5 (figura 4.1) dhe në ITUNU në Kavajë (figura 4.2).



Figure 4.1 Momente të marrjes së mostrave në tubacionin e shkarkimit në Lumin e Lanës, Tiranë

Qëllimi i marrjes së mostrave të ujërave të ndotura urbane për analiza fiziko – kimike, ishte njohja me natyrën e ujërave të ndotura në vendin tonë dhe krahasimi i tyre me të dhënat që paraqet literatura për cilësinë e shkarkimeve të ujërave urbane dhe më pas krahasimi i rezultateve të parametrave të ndotjes në Tiranë me ato të përftuara nga analizat fiziko – kimike të ujërave të ndotura urbane të qytetit të Kavajës, Impiantin e të cilit do ta merrnim në studim për të përcaktuar kinetikën biologjike të filtrit me pikim që është edhe objektivi kryesor i tezës së doktoraturës. Për të përcaktuar kinetikën biologjike të specieve të filtrit me pikim duhet të

studiohen fillimisht karakteristikat e ujërave të ndotura urbane, si për të parë nivelin e ndotjes së tyre ashtu edhe për të përcaktuar sasinë e ushqyesve që do ju nevojiten specieve për funksionimin normal jetësor të tyre. Duhet të theksojmë këtu që ashtu si e përcakton edhe literatura [8], [13], speciet e bashkësisë mikrobiale të filtrit biologjik kërkojnë për zhvillimin jetësor të tyre, rritje dhe shumëzim, lëndë rganike të nevojshme si Nevoja Biologjike për Oksigjen dhe Nevoja Kimike për Oksigjen, së bashku me kripërat minerale të domosdoshme për jetesën e tyre, të shprehura si N-NH_4^+ dhe P total. Siç përshkruhet në literaturë në lidhje me sasinë e tyre duhet të respektohet raporti 100 :5 :1 i NBO :N :P [1], [8], [17].



Figure 4.2 Moment i marrjes së mostrës në filtrin biologjik të llojit me pikim në ITUNU në Kavajë

Mjedisi në të cilin këto specie rriten ka gjithashtu një rëndësi të madhe për funksionimin dhe kinetikën e tyre. Për këtë arsye menduam të monitoronim edhe LNGP e cila nuk duhet të kalojë vlerën 150 mg/l përpara se të futet influenti në filtrin me pikim pasi ndikon në bllokimin e tij dhe mosfunksionimin si duhet të shtratit të biofiltrit. Në rastin e biofiltrit matja e O_2 të tretur është e vështirë dhe nuk realizohet lehtësisht si në rastin e trajtimit me llum aktiv [6], [8], [41].

Gjithashtu nuk duhet të lëmë pa theksuar kushtet e jashtme atmosferike si temperatura dhe rreshjet që janë diskutuar në kapitullin e pestë.

Mostrat u morën përgjatë vitit 2009 në të gjithë muajt duke përjashtuar vetëm muajin gusht. Marrja e mostrave u krye momentale gjatë paradites në përgjithësi gjatë orës 9.00 AM – 10.00 AM. U gjykua që mostrat të merreshin në këtë orar pasi ky mendohet që është orari me shkarkimet më të larta gjatë ditës dhe rrjedhimisht ka edhe sasinë më të lartë të ndotjes.

4.2 Rezultatet e analizave të kryera

Analizat e kryera për ujrat e ndotura përfshijnë këto parametra ndotjeje: NBO_5 , NKO-ja, TSS (LNGP), N-NH_4^+ , fosfate totale.

Rezultatet e përftuara për ujërat e ndotura urbane të njësisë nr.5, të Tiranës, për gjatë vitit 2009, paraqiten në tabelën 4.1.

Muajt e vitit 2009											
Parametrat e ndotjes	Janar	Shkurt	Mars	Prill	Maj	Qershor	Korrik	Shtator	Tetor	Nëntor	Dhjetor
NBO_5 mg/l	242	221	218	217	200	235	242	208	215	220	253
NKO mg/l	615	571	489	455	432	528	560	456	470	540	685
LNGP mg/l	145	71.2	103	94	83	137	118	80.9	98	104	180
N-NH_4^+ mg/l	18.15	16.35	14.68	18.45	17.62	21.22	26.35	18.67	16.7	11.08	12.4
Fosfate totale mg/l	2.95	3.29	4.21	4.6	5.2	5.28	4.92	3.68	3.92	4.01	3.12

Tabela 4.1 Analizat kimike të ujërave të ndotura të Njësisë 5 në Tiranë

Rezultatet e përftuara nga analizat në Impiantin e Kavajës paraqiten në tabelën 4.2. Këto analiza janë realizuar për tre parametra kimikë që janë NKO-ja, NBO_5 dhe LNGP (TSS). Nuk ka qënë e mundur përcaktimi i N-NH_4^+ dhe i P_{total} për arsye të largësisë me laboratorin dhe mungesës së logjistikës.

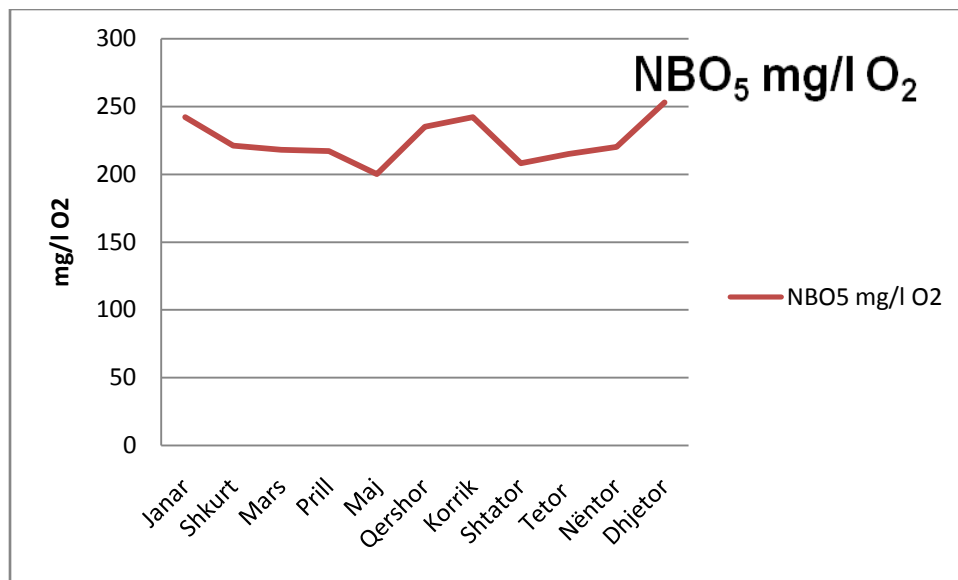
	Muajt e vitit 2009 në Kavajë										
Parametrat e ndotjes	Janar	Shkurt	Mars	Prill	Maj	Qershor	Korrik	Shtator	Tetor	Nëntor	Dhjetor
NBO ₅ mg/l O ₂	150	91.2	90	181	215	272.5	253	160	156.7	150	101.2
NKO mg/l O ₂	232.5	190	190	316.2	360.5	450.75	392.6	228	330.3	210	217.5
LNGP mg/l	82.5	60	97.2	118	65	92.7	70	78	226	115	85

Tabela 4.2 Analizat kimike të ujërave të ndotura në hyrje të Impiantit të Ujërave të ndotura në Kavajë.

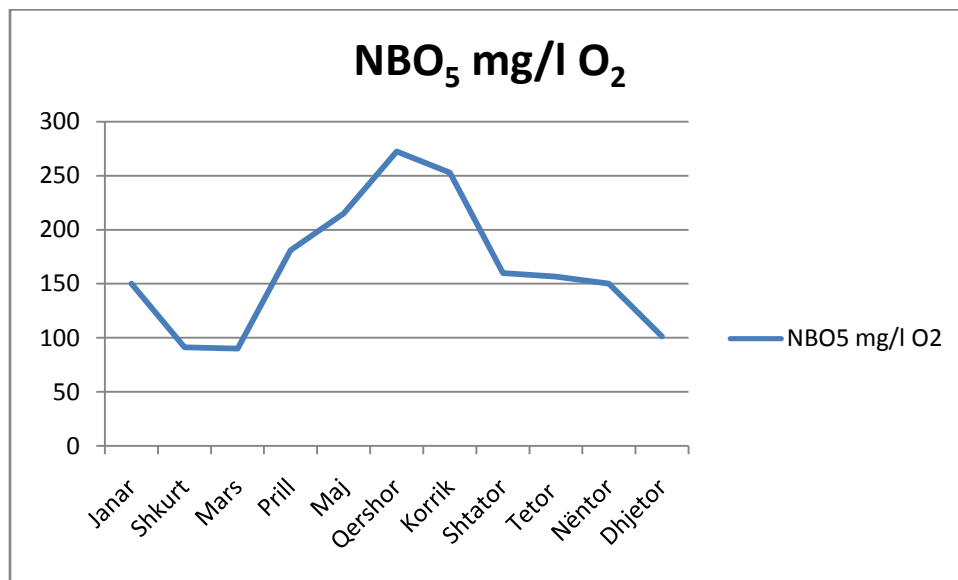
Mostrat e ujit janë marrë në Impiantin e ujërave të ndotura të Kavajës, në hyrje të tij dhe më konkretisht në njësinë qendrore hyrëse.

Ujërat e ndotura urbane për qytetin e Tiranës konstatohen që nuk kanë luhatje të mëdha përsa i takon ndotjes si gjatë stinëve të ndryshme ashtu edhe gjatë muajve të ndryshëm. Në përgjithësi ashtu si rekomandohet nga literatura, kjo ndodh në qytetet e mëdha për shkak të jetës intensive në to [6], [24], [25]. Në Tiranë siç shihet në tabelën 4.1, krahasuar me rezultatet në Kavajë (tabela 4.2) parametrat tregojnë një ndotje më të lartë kryesisht për shkak të ndotjes më të madhe të mjedisit urban si pasojë e heterogjenitetit të popullsisë, numrit të lartë të automjeteve dhe jetës intensive në kryeqytetin e madh të Tiranës. Në kryeqytet debiti rritet nga 20 – 25 l/sec në verë në 40 – 45 l/sec në dimër, dyfishim që ndodh sidomos për shkak të sasisë së lartë të rreshjeve [24], [25]. Ndërkohë që në Kavajë shohim që ka një luhatje më të madhe të vlerave të paramentrave të ndotjes për periudhat me më shumë rreshje në krahasim me ato periudha që i takojnë kohës me thatësi. Kjo ndodh për shkak të hollimit të ujërave të ndotura me ujërat e shiut që janë më të pastra se në Tiranë.

Grafikët e Luhatjes së NBO₅ shprehur si mg/l O₂, gjatë vitit 2009 për Njësinë Bashkiake Nr. 5 në Tiranë dhe në hyrje të Impiantit të Kavajës paraqiten më poshtë në grafikët respektivë (graf. 4.1 dhe graf. 4.2).



Grafiku 4.1 Grafiku i luhatjes së NBO₅ shprehur si mg/l O₂ për ujrat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë



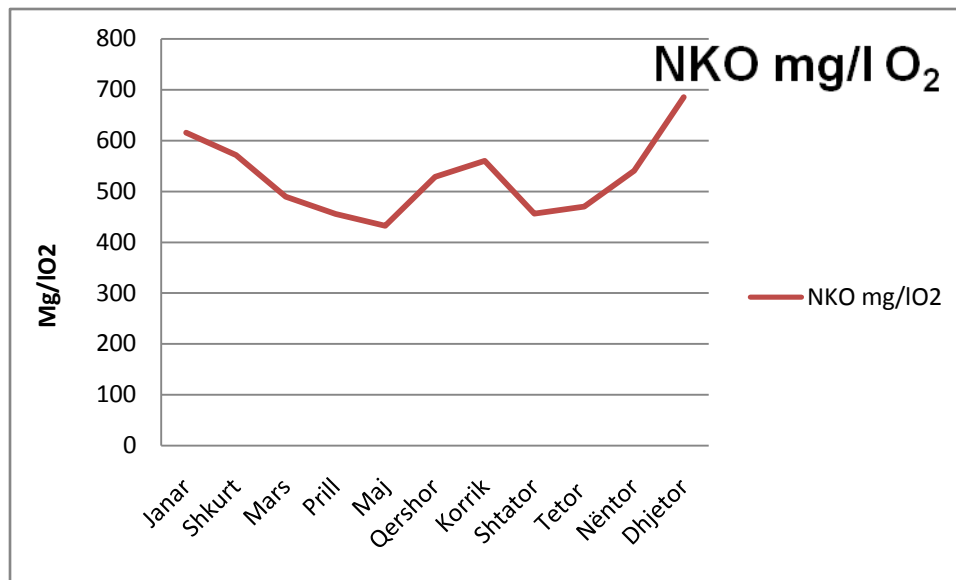
Grafiku 4.2 Grafiku i luhatjes së NBO₅ shprehur si mg/l O₂ për ujërat e ndotura urbane në hyrje të Implantit të Kavajës

NBO₅, siç duket nga grafiku 4.1 luhatet nga 253 mg/l O₂ në dhjetor, në vlerën më të ulët 200 mg/l O₂ në muajin maj në njësinë bashkiake nr. 5 Tiranë, luhatje e cila është e ngjashme me vlerat që jep edhe literatura [2], [15], [43].

Në hyrje të pondit anaerob të Implantit të Kavajës kemi regjistruar vlera të NBO₅ të cilat paraqesin një luhatje shumë të madhe si shihet në grafikun 4.2. Vlerat shkojnë nga 90 mg/l O₂

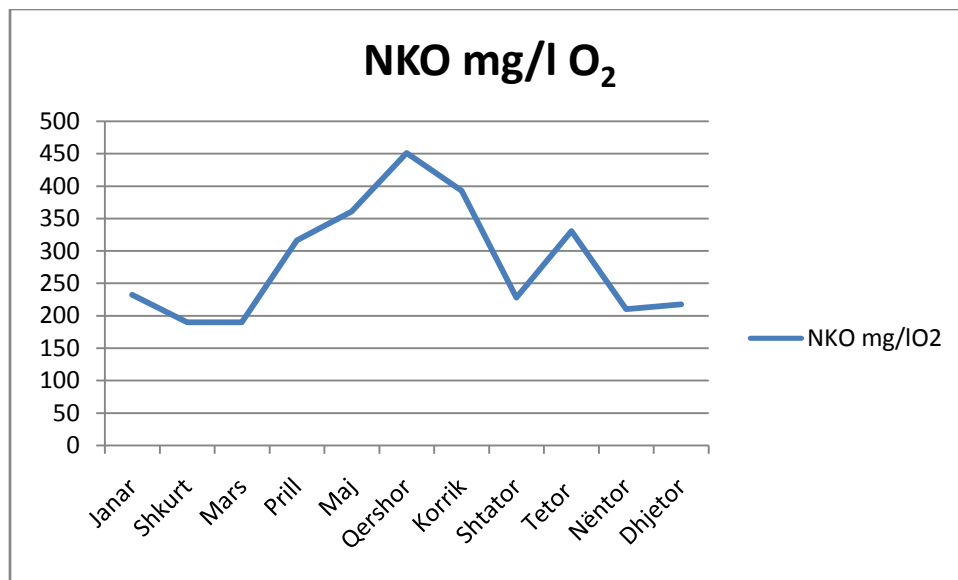
më e ulëta e regjistruar në Mars, në vlerën maksimale 272.5 mg/l O₂ në qershor. Edhe këto vlera janë të pranueshme si luhatje të cilat i përshkruam më sipër [2], [15], [43], por luhatje të tilla shaktojnë probleme në funksionimin normal të ITUNU të Kavajës.

Më poshtë paraqiten në grafikët 4.3 dhe 4.4 luhatjet e NKO-së në ujrat e shkarkimit të njësisë bashkiake nr. 5 në Tiranë dhe në hyrje të Impiantit të Kavajës.



Grafiku 4.3 Grafiku i luhatjes së NKO-së shprehur si mg/l O₂ për ujërat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë

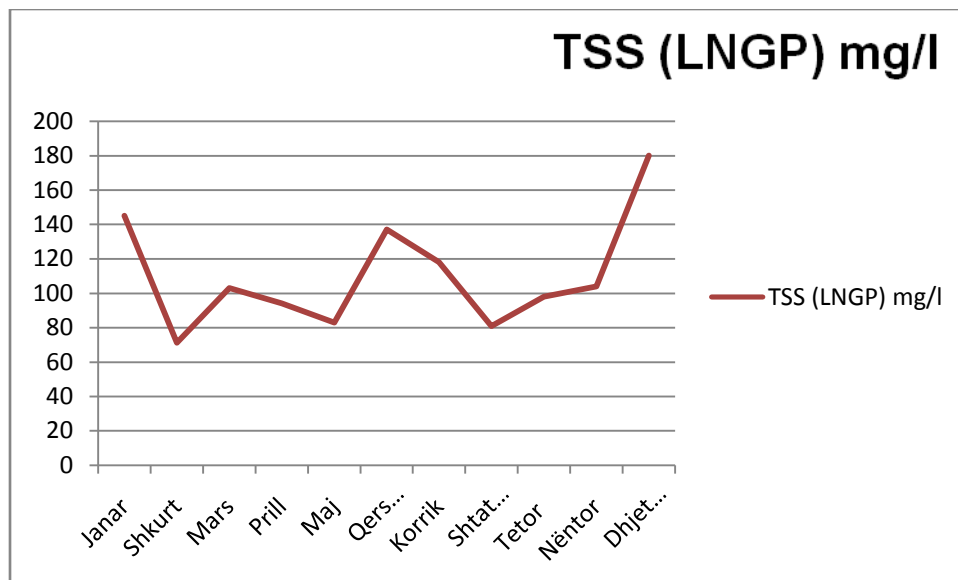
Luhatjet e verave të NKO-së janë më të mëdha se luhatjet e vlerave të NBO₅ në ujrat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 të Tiranës. Vlerat e NKO-së luhaten nga vlera minimale 432 mg/l O₂ në maj deri në vlerën maksimale 685 mg/l O₂ në muajin dhjetor. Vlerat e larta të hasura në muajin dhjetor shpjegohen me faktin se në këtë periudhë sasia e rreshjeve është më e lartë dhe sasia e lëndëve ndotëse të pabiodegradueshme që shirat marrin me vete është më e lartë, gjë që vihet re me rritjen e turbullirës. Arsytet janë të njëjta si ato të lartpërmendura në komentet e ndryshimit të vlerave të NBO₅, domethënë për shkak të jetës intensive në një qytet metropol si Tirana.



Grafiku 4.4 Grafiku i luhatjes së NKO-së shprehur si mg/l O₂ për ujrat e ndotura urbane në hyrje të Impiantit të Kavajës

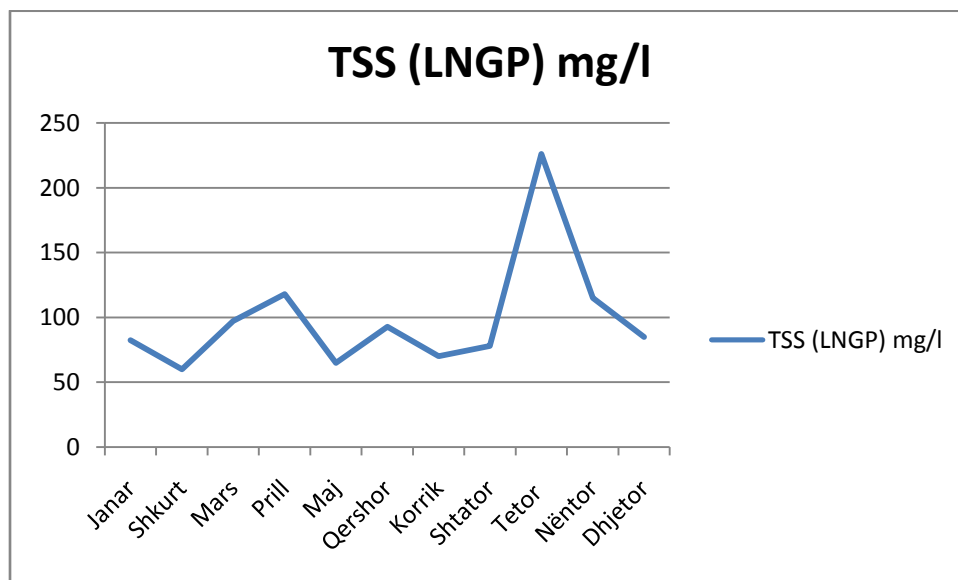
Të njëjtën situatë si për luhatjet e vlerave të NBO₅ kemi edhe në rastin e vlerave të përfutuara të NKO-së në hyrje të Impiantit të Ujërave të Ndotura në Kavajë. Vlerat e NKO-së luhaten nga vlera minimale 190 mg/l O₂ në shkurt dhe mars, në vlerat maksimale 450 mg/l O₂ në qershor. Luhatjet e vlerave këtu janë shumë të ndjeshme në të gjithë mostrat e mara gjatë këtij studimi përgjatë gjithë viteve 2009 – 2012, sidomos gjatë stinëve të dimrit dhe të verës. Arsyet janë shpjeguar më tej në Kapitulli 5 në seksionin 5.1.

Grafikët 4.5 dhe 4.6 paraqesin luhatjet e LNGP-së përgjatë stinëve të ndryshme të vitit 2009 si në Tiranë edhe në Kavajë. Lënda e ngurtë pezull është një parametër i rëndësishëm për të analizuar si sjelljen e bashkësisë mikrobiale të filtrit me pikim ashtu edhe funksionimin e biofiltrit. Arsyet e luhatjes së LNGP-ve vijnë si rezultat i shumë faktorëve si atyre sociale, ekonomike dhe atyre atmosferik, të lartpërmendura.



Grafiku 4.5 Grafiku i luhatjes së LNGP (TSS- të) shprehur si mg/l për ujërat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë

Në Tiranë në minibashkinë në studim vlerat e TSS-ve luhaten nga vlerat minimale 71.2 mg/l në muajin shkurt, në vlerat maksimale 180 mg/l në muajin dhjetor.



Grafiku 4.6 Grafiku i luhatjes së LNGP (TSS- të) shprehur si mg/l për ujërat e ndotura urbane në hyrje të Impiantit të Kavajës

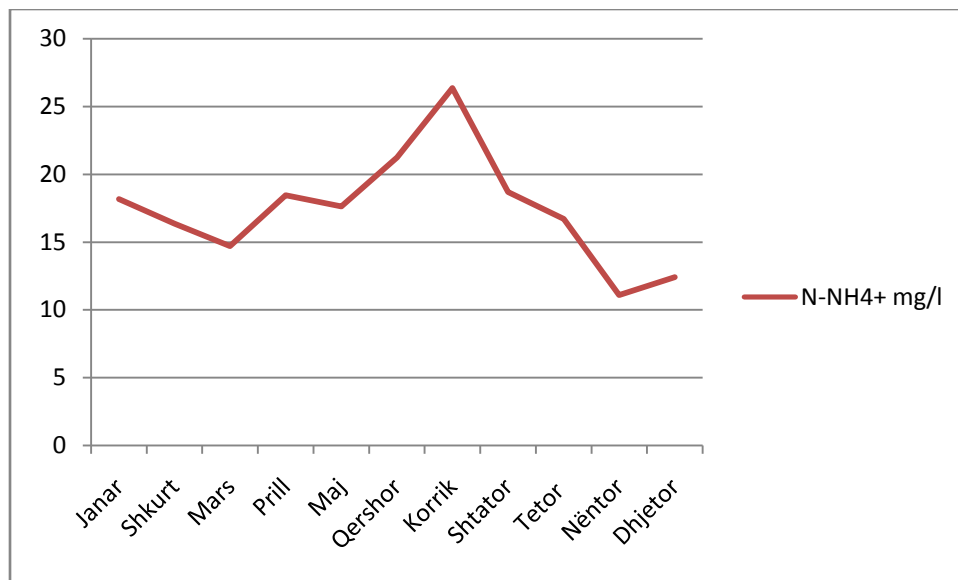
Në Impiantin e Kavajës vlerat e LNGP-së luhaten nga vlerat minimale 60 mg/l në muajin shkurt, në vlerat maksimale 226 mg/l në muajin tetor. Siç vihet re është e njëta situatë luhatjesh e

vlerave të LNGP-së si për NBO_5 dhe NKO-në. Lluhatjet shumë të larta të rregjistruara, siç do të analizohet më poshtë janë problematike për bllokimin e filtrit biologjik.

Grafikët e mëposhtëm 4.7 dhe 4.8 pasqyrojnë luhhatjet e vlerave të ushqyesve si N-NH_4^+ dhe P_{totale} në rastin e ujërave bashkiake të ndotura të Tiranës. Siç e përmendëm më sipër, ushqyesit janë të domosdoshëm në rastin e trajtimit me metoda biologjike dhe në veçanti për funksionimin e filtrit biologjik me pikim, prandaj dhe monitorimi i tyre merr një rëndësi të veçantë.

Në ujërat e ndotura urbane pjesa më e madhe e azotit gjendet në formën e amoniakut (NH_3) dhe azotit organik, ndërsa në ujërat e ndotura industriale në disa raste azoti mund të gjendet dhe në formën e nitrateve (NO_3^-). Azoti organik është në formën e grupeve aminike (NH_2^-), të cilët çlirohen si amoniak gjatë procesit të amonifikimit, mqs lëndë organike ku ato ndodhen i nënshtrohet procesit të biodegradimit. Amonjaku është forma e azotit të cilin bakteriet e inkorporojnë gjatë procesit të rritjes. Nëqoftëse uji i ndotur industrial ka sasi të pamjaftueshme amonjaku ose azoti organik për të plotësuar nevojat për rritjen e baktereve, por përmban azot në formën e nitrateve dhe nitriteve (NO_2^-), ato do shndërrohen në amonjak nëpërmjet asimilimit për tu përdorur në sintezën qelizore. Nga anën tjetër nëqoftëse uji i ndotur përmban më tepër azot amoniakal sesa i nevojitet për sintezën qelizore, mund të ndodh nitrifikimi, kur N-amoniakal i tepërt oksidohet në nitrate-N, duke kaluar fillimisht si formë të ndërmjetme në nitrite.

Shkarkimi i nitrateve në mjedisin ujor pritës është më i pëlqyeshëm se shkarkimi i amonjakut, pasi në rast të kundërt procesi i nitrifikimi do të ndodhte në mjedisin ujor duke reduktuar oksigjenin e tretur (DO) ashtu si ndodh degradimi i lëndëve organike [9], [12]. Megjithatë, në disa raste, shkarkimi i nitrateve në mjedisin ujor pritës mund të ketë efekt të dëmshëm, prandaj janë vendosur disa standarte të cilat limitojnë përqëndrimin e tij në efluent. Në këtë rast, për të reduktuar sasinë e azotit në efluent duhet të përdoren njësi operationale biokimike të cilat i shndërrojnë nitritet dhe nitratet në azot të gaztë, pra procesi i denitrifikimit. I vetmi proces i ciklit të azotit i cili nuk gjendet në operationet normale biokimike është fiksimi i azotit, gjatë së cilit azoti i gaztë shndërrohet në një formë të tillë që mund të përdoret nga bimët, kafshët dhe mikroorganizmat [1], [6].

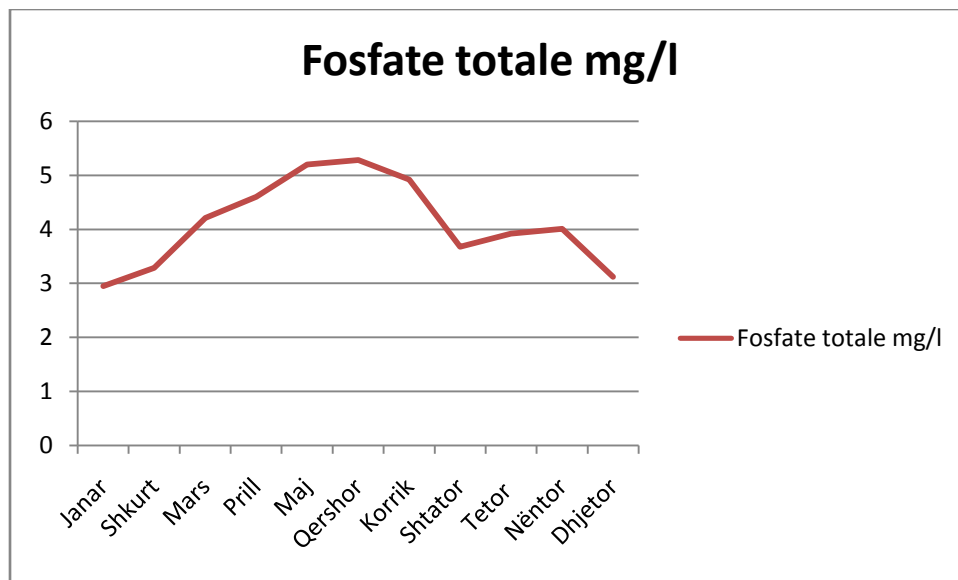


Grafiku 4.7 Grafiku i luhatjes së N-NH_4^+ shprehur si mg/l për ujrat e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë

Azoti amonjakal luhat nga vlera minimale 11.08 mg/l në nëntor deri në vlerën maksimale 26.35 mg/l në muajin korrik, luhatje që përshruhen në literaturën për ujërat urbane [43], [48].

Ndërsa grafiku 5.8 tregon që fosfatet totale luhaten nga vlera minimale 2.95 mg/l në janar në vlerën maksimale 5.28 mg/l në qershor. Luhatjet e fosfateve gjithashtu na kanë rezultuar sipas literaturës [43], [48].

Nga ne u gjykua që të analizoheshin treguesit kimikë të mësipërm për arsye se qëllimi i studimit është përcaktimi i kinetikës biologjike në ITUNU të Kavajës. Ky trajtim nuk mund të realizohet pa praninë në substrat (në ujrat e ndotura) të lëndëve inorganike siç janë kriprat e N dhe P të ashtuquajtura ushqyes, të asimilueshme nga mikroorganizmat e shtresës biologjike të biofiltrit. Këto kripra jo vetëm duhet të jenë të pranishme në substrat por duhet të përmbushin edhe kushtin e domosdoshëm të respektimit të raportit 100 :5 :1 të NBO :N :P [1], [8], [17]. Nga ana tjetër ky përcaktim u krye për të përcaktuar kohën dhe periudhën e marrjes së mostrave në Impiantin e Ujërave të Ndotura në Kavajë.



Grafiku 4.8 Grafiku i luhatjes së Ptotal shprehur si mg/l për ujrát e shkarkimit të minibashkisë nr. 5 në Tiranë

Në Kavajë për shkak të largësisë dhe mungesës së logjistikës ka qënë e vështirë përcaktimi i ushqyesve të sipërpërmendur prandaj në studim në i jemi referuar vlerave të paraqitura në grafikët 4.7 dhe 4.8.



Figure 4.3 Tubacionet e shkarkimit të njësies Nr. 5, në Tiranë, në Lumin e Lanës

Si përfundim mund të themi që Tirana si kryeqytet ka veçoritë e saj në lidhje me ujërat e kanalizimeve. Së pari ajo në krahasim me qytetet e tjera të mëdha ka një konsum më të vogël të ujit për disa arsye. Së dyti për shkak të furnizimit me ujë të kufizuar dhe me orar ose e thënë ndryshe mungesa e furnizimit të njëtrajtshëm me ujë të pijshëm. Së treti është mungesa e një kulture të përdorimit të ujit që bën që konsumi të mos jetë si në vendet e tjera të zhvilluara. Së katërti është keqmenaxhimi i sistemit të furnizimit me ujë dhe të kanalizimeve.

5 KAPITULLI I PESTË

REZULTATET E MONITORIMIT KIMIK DHE BIOLOGJIK TË IMPIANTIT TË TRAJTIMIT TË UJËRAVE TË NDOTURA KAVAJË.

5.1 Ndryshimi i vlerave të NKO-së dhe të NBO-së në nyje të ndryshme të Impiantit

5.1.1 Periudha e marrjes së mostrave

Mostrat u grumbulluan përgjatë një periudhe të zgjedhur nga ana jonë 3 - 4 vjeçare e cila përfshin vitet 2009 – 2012 siç është përshkruar më sipër tek metodologjia e studimit.

Përgjatë këtyre viteve u përcaktuan nga ana jonë 4 periudha studimi. Për secilën periudhë janë marrë 3 mostra, në muaj të ndryshëm të tre stinëve të vitit.

Periudha 1- përkon me vjeshtën nga fundi i tetorit deri në fillim të dhjetorit, pra muaji nëntor ose vjeshta.

Periudha 2- i takon dimrit, domethënë muajt dhjetor, janar e shkurt, me temperatura të ftohta dhe ngrica e reshje.

Periudha 3-të e studimit i takon pranverës, përkatësisht muajve Mars, Prill dhe Maj.

Periudha 4 e studimit i takon stinës së verës, përgjatë muajve qershor, korrik dhe shtator ose fillim tetori duke marrë në konsideratë kushtet metereologjike. Në muajin gusht nuk janë marrë mostra studimi nga ana jonë për mungesa logjistike.

5.1.2 Vlerat e NKO-së dhe të NBO-së në nyje të ndryshme të Impiantit

Siç e thamë edhe më sipër u analizuan vlerat e NKO-së dhe NBO₅ në pika të ndryshme të impiantit dhe në stinë të ndryshme. Duke u nisur nga shkalla së reduktimit të këtyre dy paramentrave kryesorë të ndotjes u krijua korrelacion me kinetikën biologjike të specieve të filtrit biologjik (të llojit filtër me pikim) të përdorur si njësia qendrore e trajtimit të ujërave të ndotura në Impiantin e Trajtit të Ujërave të Ndotura në Kavajë. Mostrat për të cilat kemi përcaktuar karakteristikat kimike janë marrë në tre pika të ndryshme të impiantit. Pika e parë është në hyrje të impiantit, pika e dytë është pas pondit anaerob ose përpara hyrjes në filtrin

biologjik me pikim dhe pika e tretë është pas biofiltrit më konkretisht pas dekantuesit sekondar në dalje të impiantit.

Më poshtë po paraqesim të dhënat e përfutuara për katër periudhat e studimit gjatë viteve 2009 – 2012, sipas tabelave dhe grafikëve.

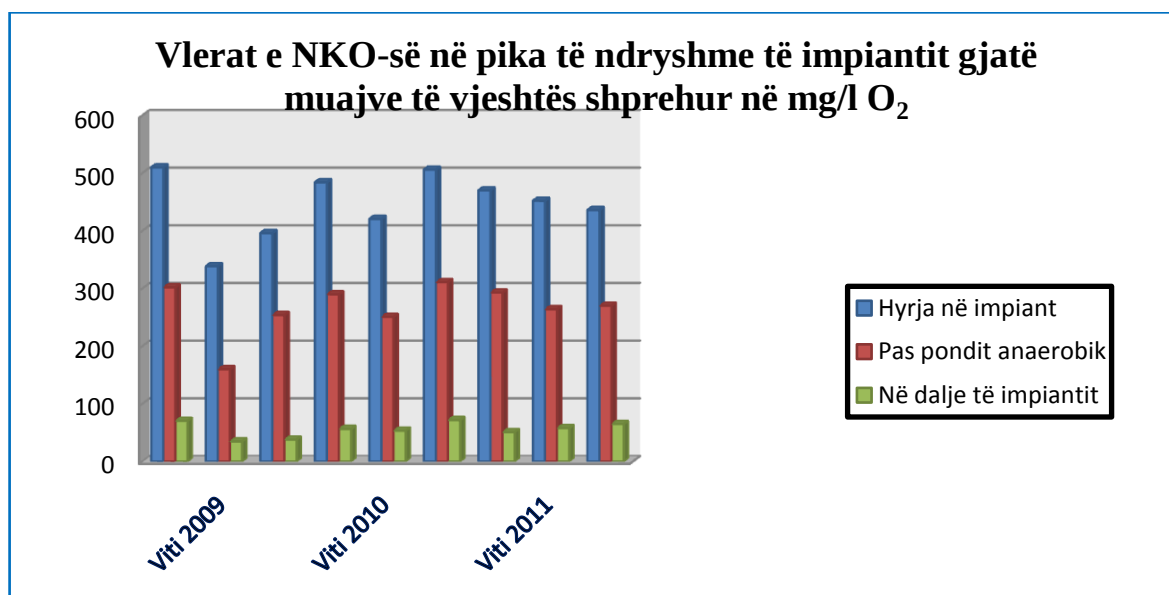
Periudha e Vjeshtës (Nëntori)

Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë muajve të vjeshtës (nëntor) janë paraqitur në tabelën 5.1.

	Vlerat e NKO-së në pika të ndryshme të impiantit gjatë stinës së vjeshtës								
	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011		
Hyrja në impiant	510	338.5	396	484	420.5	506	470	452	436
Pas pondit anaerobik	302	160	254	290	250.8	311	293	264	270
Pas biofiltrit	70.5	34.8	38	56.5	53.4	72	51	58	65

Tabela 5.1 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit të Kavajës gjatë stinës së vjeshtës (muajit nëntor)

Në grafikun 5.1 është paraqitur luhatja e vlerave të NKO-së për periudhën e parë të studimit vjeshtës, në mënyrë që të kuptohet lehtësisht mënyra e luhatjes së këtyre vlerave për periudhën e parë studimore.



Grafiku 5.1 Vlerat e NKO-së në pika të ndryshme të impiantit të Kavajës gjatë muajve nëntor shprehur në mg/l O₂

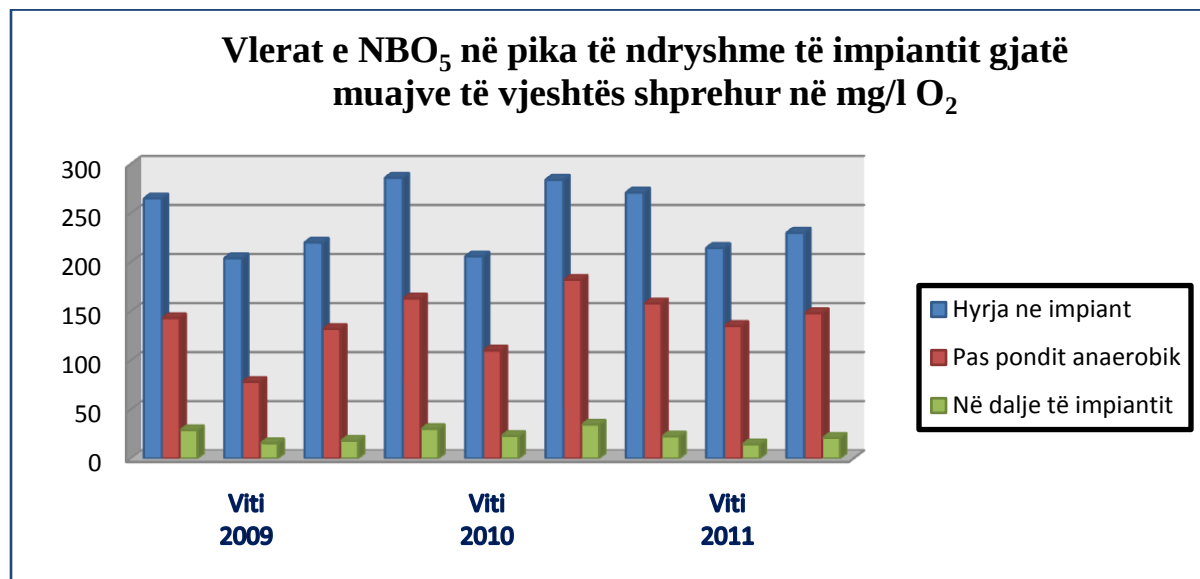
Ashtu siç shikohet nga tabela 5.1 dhe grafiku 5.1 vlerat e reduktimit të NKO-së janë sipas përcaktimit të literaturës [2], [12], [15]. Gjatë kësaj periudhe në hyrje të impiantit kemi përcaktuar një vlerë të NKO-së nga vlerat minimale 338.5 mg/l O₂ deri në vlerat maksimale 510

mg/l O₂ dhe në dalje të Impiantit të Kavajës efluenti ka rezultuar me vlerë të NKO-së nga vlerat minimale 34.8 mg/l O₂ deri në vlerat maksimale 70.5 mg/l O₂, kur ligji parashikon ujra të shkarkimit me vlerë NKO-je 125 mg/l O₂ [49], [50].

Vlerat e NBO₅ të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë muajve nëntor paraqiten në Tabelën 5.2 dhe janë paraqitur grafikisht në Grafikon 5.2

	Vlerat e NBO ₅ në pika të ndryshme të impiantit gjatë muajve të vjeshtës								
	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011		
Hyrja ne impiant	265	204	220	286	205.8	284	271	214.5	230
Pas pondit anaerobik	143	78	132	163	110	182	158	135	148
Pas biofiltrit	28.8	15.5	18	30	23	34.5	22.5	14.4	21

Tabela 5.2 Vlerat e NBO₅ të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit të Kavajës gjatë muajve nëntor



Grafiku 5.2 Vlerat e NBO₅ të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit të Kavajës gjatë muajve nëntor

Ashtu siç shikohet nga tabela 5.2 dhe grafiku 5.2 vlerat e reduktimit të NBO₅ janë sipas përcaktimit të literaturës [2], [12], [15]. Gjatë kësaj periudhe në hyrje të impiantit kemi përcaktuar vlera të NBO₅ nga vlerat minimale 204 mg/l O₂ deri në vlerat maksimale 286 mg/l O₂ dhe ujrën e shkarkimit kanë rezultuar me vlerë të NBO₅ nga vlerat minimale 15.5 mg/l O₂ deri

në vlerat maksimale 34.5 mg/l O₂, kur ligji parashikon ujra të shkarkimit me vlerë NBO₅ 25 mg/l O₂ [49], [50].

Periodha e parë e studimit, që i takon vjeshtës dhe pikërisht muajit nëntor, është periodha më efektive përse i përket uljes së shkallës së ndotjes, pasi ky përkon me periudhën gjatë së cilës biofiltri punon në kushtet më optimale thuajse konform parametrave të projektit të ITUNU në Kavajë, për shkak të largimit të llumit të tepërt nga pellgu anaerob. Si rrjedhim ujërat futen në biofiltër më pak të ndotura. Përveç kësaj biofiltri si pasojë e rënies së shirave të parë dhe uljes të temperaturave shumë të larta ka dalë nga gjendja e bllokimit të krijuar gjatë stinës së verës.

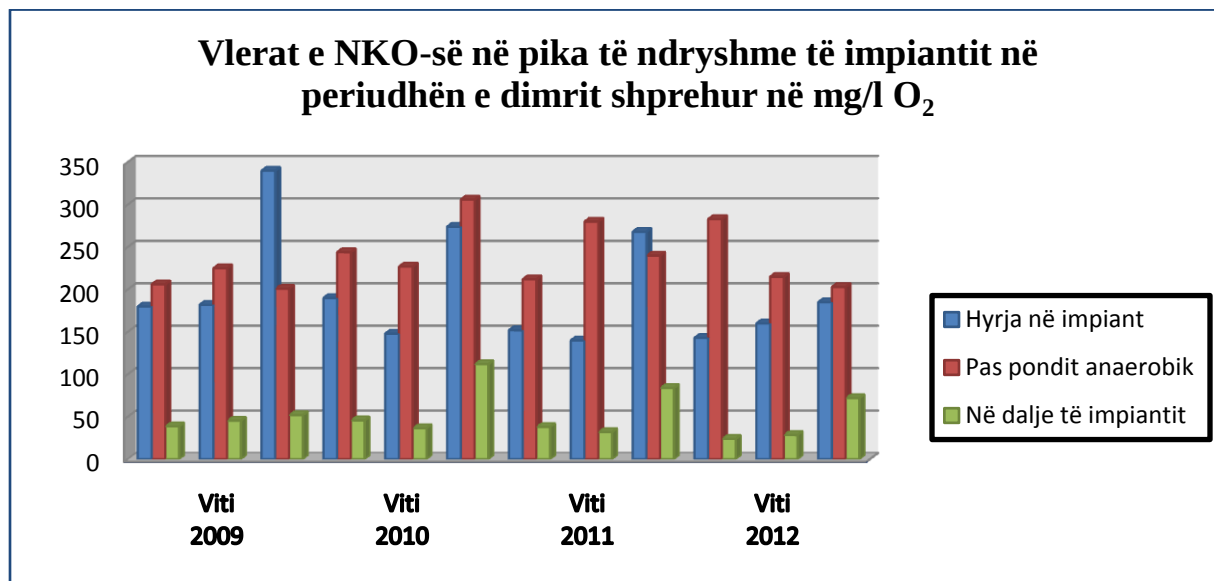
Shkalla e reduktimit të ndotjes, e matur nëpërmjet largimit të NKO-së dhe NBO₅ që nga hyrja në Impiant dhe deri në dalje është afërsisht në vlerat e parashikuara në projektin e këtij Impianti [53].

Periudha e dimrit

Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit të Kavajës gjatë periudhës së dimrit paraqiten në tabelën 5.3. Grafiki është paraqitur vlerat e matura të NKO-së gjatë periudhës së dimrit në grafikun 5.3.

	Vlerat e NKO-së në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së dimrit											
	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011			Viti 2012		
Hyrja në impiant	180	182	340	190	148	274	152	140	268	143	160	185
Pas pondit anaerobik	206	225	201	244	227	306	212	280	240	283	215	203
Pas biofiltrit	38.8	45.5	52	45.8	36.5	112	38	32	84	24	28.5	72

Tabela 5.3 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së dimrit

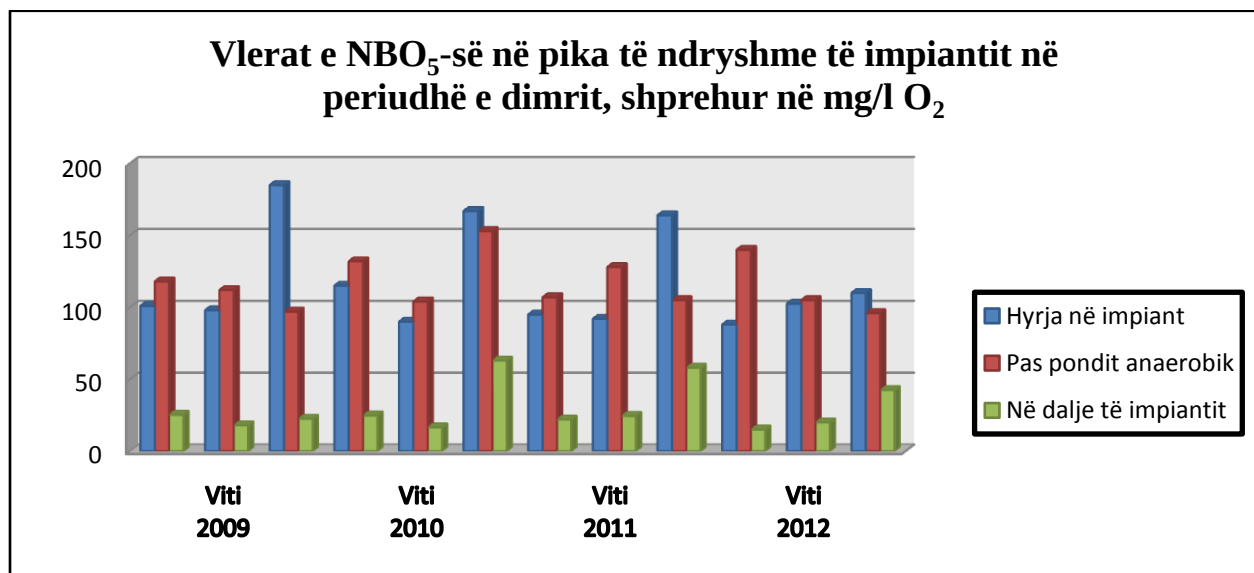


Grafiku 5.3. Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së dimrit

Vlerat e NBO₅ të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit në periudhën e dimrit paraqiten në tabelën 5.4 dhe paraqitja grafike jepet në grafikun 5.4.

	Vlerat e NBO ₅ në pika të ndryshme të impiantit në periudhën e dimrit											
	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011			Viti 2012		
Hyrja në impiant	101	98	185	115	90	167	95	92	164	88	102.5	110
Pas pondit anaerobik	118	112	97	132	104	153	107	128	105	140	105	96
Pas biofiltrit	25.3	18	22.5	24.8	16.5	63	22	24.5	58	15	20	42.5

Tabela 5.4 Vlerat e NBO₅ të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit në periudhën e dimrit



Grafiku 5.4. Vlerat e NBO₅ të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit në periudhën e dimrit

Në periudhën e dimrit vlerat e NBO₅-së në hyrje të Impiantit variojnë nga vlera minimale 90 mg/l O₂ deri në vlerën maksimale 185 mg/l O₂ siç tregohet në tabelën 5.4 dhe në grafikun 5.4. Ndërsa vlerat për NBO₅ variojnë nga vlerat minimale 104 mg/l O₂ deri në vlerën maksimale 153 mg/l O₂. Po të krahasojmë këto vlera me të njëjtat vlera në periudhën e nëntorit apo me stinën e verës vihet re një ulje e konsiderueshme e këtyre vlerave dhe si rrjedhim një pakësim i shkallës së ndotje së influentit.

Arsyeja e kësaj dukurie është hollimi i ujërave të ndotura urbane nga ujërat e shiut meqënëse gjatë kësaj përzierjeje sasia e prurjes rritet në Impiant hyn vetëm ajo sasi prurjeje për të cilën është projektuar Impianti ndërsa pjesa tjetër nga një bypass derdhet e patrajtuar në det.

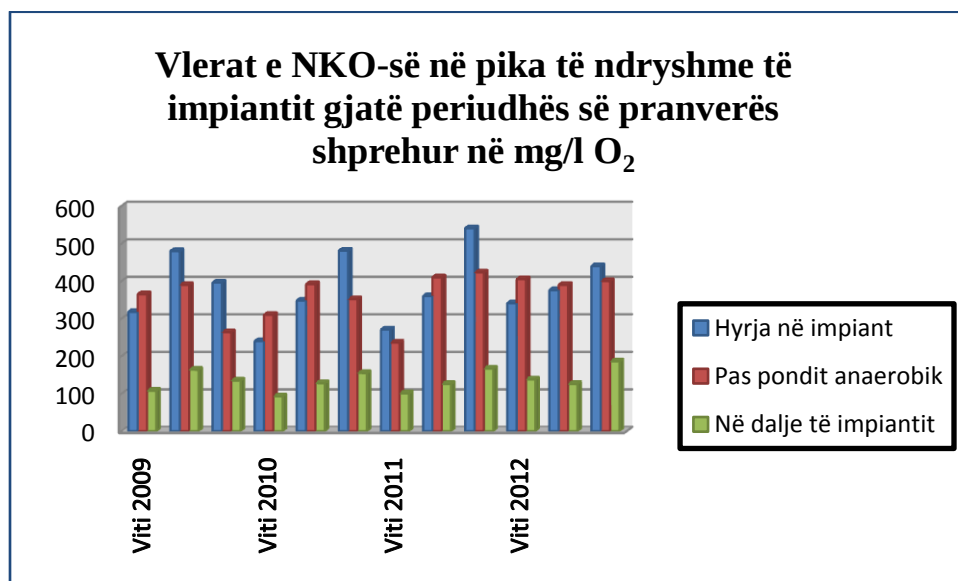
Një fenomen tjetër që vihet re në këtë stinë siç shihet qartë edhe nga tabelat 5.3 dhe 5.4, si dhe grafikët 5.3 dhe 5.4, është ai që niveli i ndotjes në pellgun anaerob në shumicën e rasteve është më i lartë se ai i efluentit në hyrje i paparashikuar në projekt. Arsyeja mendohet të jetë shkalla e lartë e tubullirës në pellgun anaerob dhe koha e gjatë e qëndrimit të ujërave të ndotura në këtë pellg [19].

Periudha e Pranverës

Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të Impiantit gjatë periudhës së pranverës paraqiten në tabelën 5.5 dhe në grafikun 5.5.

	Vlerat e NKO-së në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës											
	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011			Viti 2012		
Hyrja në impiant	318	480	396	240	348	481	271	360	541	341	376	440
Pas pondit anaerobik	365	390	264	310	392	352	236	410	423	405	390	400
Pas biofiltrit	108	164	135	93	128	155	101	126	167	138	126	186

Tabela 5.5 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës

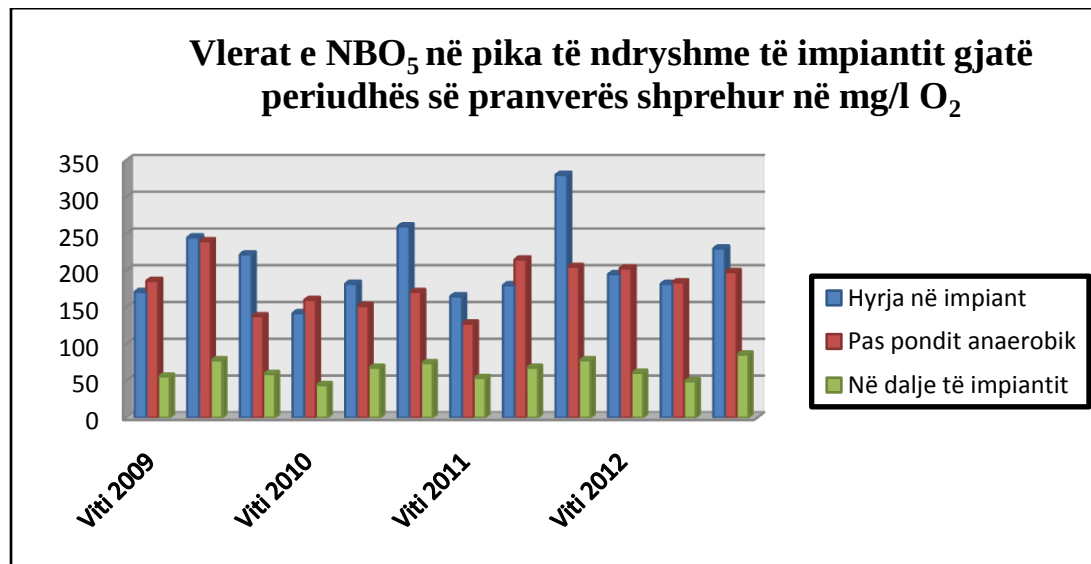


Grafiku 5.5 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës

Vlerat e NBO₅ të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës paraqiten në tabelën 5.6 dhe në grafikun 5.6.

	Vlerat e NBO_5 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës											
	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011			Viti 2012		
Hyrja në impiant	171	245	222	142	182	260	165	180	330	195	182	230
Pas pondit anaerobik	186	240	138	160	152	171	128	215	205	203	184	198
Pas biofiltrit	56	78	59.5	44.5	68	74	54	68	78	61	49.5	86

Tabela 5.6 Vlerat e NBO_5 të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës



Grafiku 5.6 Vlerat e NBO_5 të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së pranverës

Siç shihet nga tabela 5.5 dhe grafiku 5.5 luhatjet në hyrje të Impiantit të Kavajës të vlerave të NKO -së janë nga vlera minimale 142 mg/l O_2 në vlerën maksimale 330 mg/l O_2 , ndërsa për parametrin kimik të NBO_5 luhatjet janë nga vlera minimale 142 mg/l O_2 në vlerën maksimale 330 mg/l O_2 . Në dalje të Impiantit NKO -ja luhatet nga vlerat minimale 93 mg/l O_2 në vlerën maksimale 186 mg/l O_2 , ndërsa NBO_5 luhatet nga vlera minimale 49.5 mg/l O_2 në vlerën maksimale 86 mg/l O_2 . Luhatjet e vëna re në fillim të stinës së pranverës më konkretisht në muajin mars janë të ngjashme me ato të kostatuara në stinën e dimrit. Ulja e konsiderueshme e vlerave të NBO_5 dhe NKO -së në fillim të pranverës ashtu si në dimër ndodh si rrjedhim i pakësimit të shkallës së ndotje së influentit.

Arsyeja e kësaj dukurie është hollimi i ujërave të ndotura urbane nga ujërat e shiut meqënëse gjatë kësaj përzierjeje sasia e prurjes rritet, në Impiant hyn vetëm ajo sasi prurjeje për të cilën është projektuar Impianti, ndërsa pjesa tjetër nga një bypass derdhet e patrajtuar në det [53].

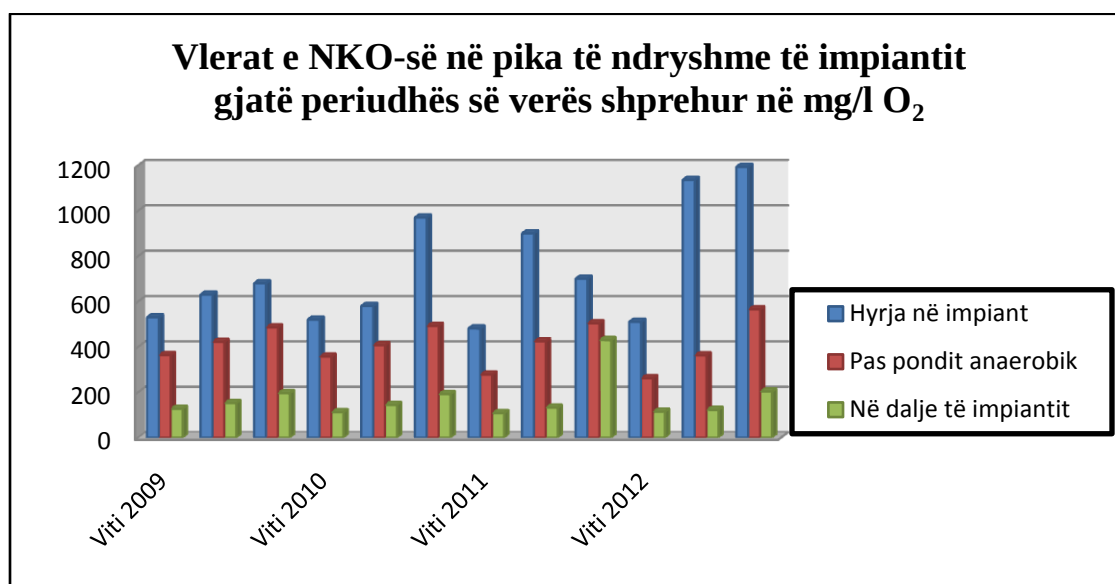
Në fund të stinës së pranverës vlerat e mara janë të ngjashme me ato të përfutuara në verë.

Periudha e verës

Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës janë pasqyruar në tabelën 5.7 dhe në grafikun 5.7.

	Vlerat e NKO-së në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës											
	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011			Viti 2012		
Hyrja në impiant	530	630	680	520	580	970	481	900	700	510	1136	1193
Pas pondit anaerobik	364	422	486	357	407	492	278	424	504	262	363	565
Pas biofiltrit	127	152	196	112	144	192	108	132	430	114	122	203

Tabela 5.7 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës

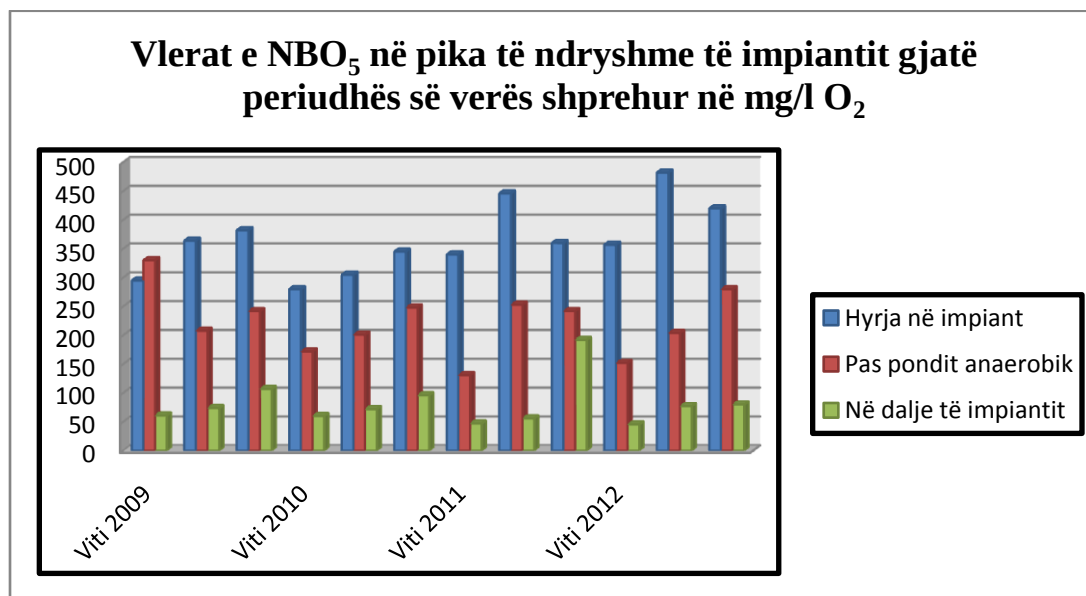


Grafiku 5.7 Vlerat e NKO-së të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës

Vlerat e NBO₅ të shprehura në mg/l O₂ në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës janë pasqyruar në tabelën 5.8 dhe në grafikun 5.8.

	Vlerat e NBO_5 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës											
	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011			Viti 2012		
Hyrja në impiant	295	364	382	280	305	345	340	446	360	357	482	420
Pas pondit anaerobik	330	208	242	172	201	248	131	253	242	152	204	280
Pas biofiltrit	61	74	107	60	72	96	47	56	192	45.5	77.1	80

Tabela 5.8 Vlerat e NBO_5 të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës



Grafiku 5.8 Vlerat e NBO_5 të shprehura në mg/l O_2 në pika të ndryshme të impiantit gjatë periudhës së verës

Siç shihet nga tabela 5.7 dhe grafiku 5.7 luhatjet në hyrje të Impiantit të Kavajës të vlerave të NKO-së janë nga vlera minimale 481 mg/l O_2 në vlerën maksimale 1193 mg/l O_2 , ndërsa siç shihet nga tabela 5.8 dhe grafiku 5.8 për parametrin kimik të NBO_5 luhatjet janë nga vlera minimale 280 mg/l O_2 në vlerën maksimale 482 mg/l O_2 . Në dalje të Impiantit NKO-ja luhetet nga vlerat minimale 108 mg/l O_2 në vlerën maksimale 430 mg/l O_2 , ndërsa NBO_5 luhetet nga vlera minimale 45.5 mg/l O_2 në vlerën maksimale 192 mg/l O_2 . Siç shihet nga vlerat e NBO_5 dhe NKO-së të paraqitura në tabelat 5.7 dhe 5.8 dhe grafikët 5.7 dhe 5.8, shkalla e ndotjes së influentit në verë është më e lartë se ajo në stinë të tjera dhe madje ndotja vjen duke u rritur nga

fillimi i verës në fund të saj, ku në fillim të shtatorit vlera e NKO-së është 520 mg/l O₂ dhe në fillim të tetorit 1193 mg/l O₂. Një luhatje e tillë ndodh për arsye se në këtë stinë pakësohet konsumi i ujit të pijshëm gje që zvogëlon vëllimin e ujërave të ndotura urbane duke rritur përqëndrimin e ndotjes.

Influenti në Impiant hyn tre herë në ditë, në mëngjes në drekë dhe në darkë dhe prurja e tij është më e vogël se gjysma e asaj për të cilën është projektuar Impianti. Dukuri të ngjashme me këto që shpjeguan në stinën e verës vihen re edhe gjatë gjysmës së dytë të sitnës së pranverës.

Nga ecuria e parametrave të ndotjes në hyrje të ITUNU në Kavajë vihet re një përkeqësim i ndotjes që hyn në Impiant nga viti në vit gjatë periudhës 2009 – 2012. Arsyet se përse mund të ketë ndodhur kjo mund të jenë subjekt i një studimi pasardhës.

5.2 Përcaktimi i Kinetikës Biologjike duke ju referuar shkallës së reduktimit të parametrave kimikë NBO₅ dhe NKO të shprehur në përqindje

Vlerat e reduktimit të NKO-së dhe të NBO₅, të shprehura në përqindje, në total në momentin e shkarkimit të ujit të trajtuar në dalje të Impiantit dhe pas trajtimit sekondar në dalje të Biofiltrit dhe të dekantuesi sekondar janë paraqitur më poshtë. Studimi i reduktimit të dy treguesve kryesorë NKO-së dhe të NBO-së në përqindje është kryer për të llogaritur shkallën e reduktimit të NBO₅ dhe NKO-së në tërësi në Impiant dhe shkallën e trajtimit apo të reduktimit të këtyre dy parametrave kryesorë nga filtri biologjik i tipit filtër me pikim, në korelacion me praninë e specieve të ndryshme që përcaktojnë kinetikën biologjike të biofiltrit.

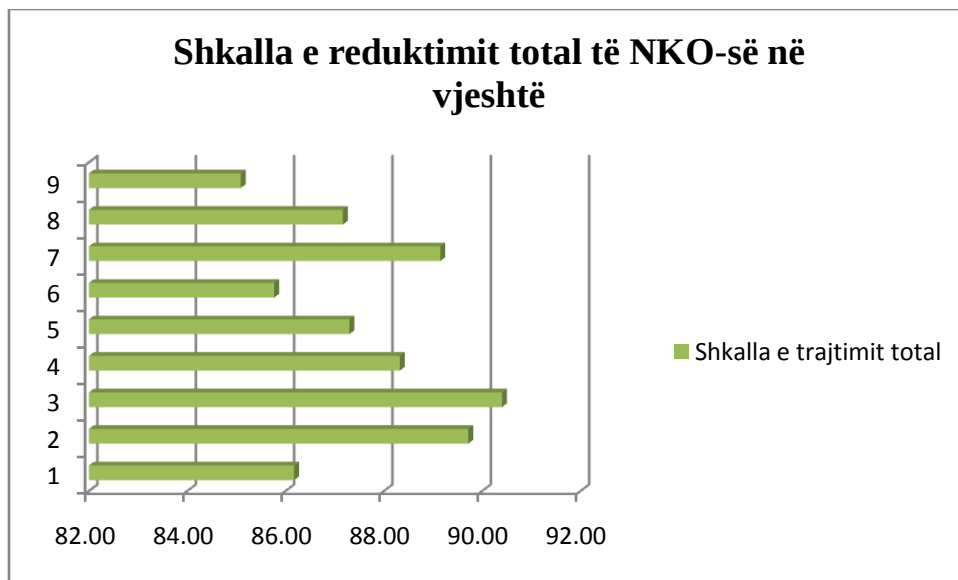
Periudha e Vjeshtës (Nëntori)

Periudha e vjeshtës është periudha e parë e studimit gjatë të cilës kemi marrë mostra dhe kemi kryer identifikim speciesh. Figura 5.1 paraqet një pamje të biofiltrit në këtë periudhë. Në tabelat 5.9 dhe 5.10 janë paraqitur në përqindje shkalla e reduktimit të NKO-së dhe NBO₅ nga filtri me pikim që ne e kemi quajtur reduktim sekondar dhe nga Impianti i Kavajës që ne e kemi quajtur reduktim total. Në tabelat dhe grafikët përkatës jepen rezultatet për të tre vitet për periudhën e vjeshtës ku përjashtohet viti i fundit 2012 pasi ka përkuar me kohën e mbarimit dhe përpilimit të këtij studimi. Këto rezultate i kemi paraqitur edhe grafiksht me anën e grafikëve 5.9, 5.10, 5.11 dhe 5.12.

Viti i studimit	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011		
Numri i mostrave	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Shkalla e reduktimit total të NKO-së	86.18 %	89.72 %	90.40 %	88.33 %	87.30 %	85.77 %	89.15 %	87.17 %	85.09 %
Shkalla e reduktimit sekondar të NKO-së	76.66 %	78.25 %	85.04 %	80.52 %	78.71 %	76.85 %	82.59 %	78.03 %	75.93 %

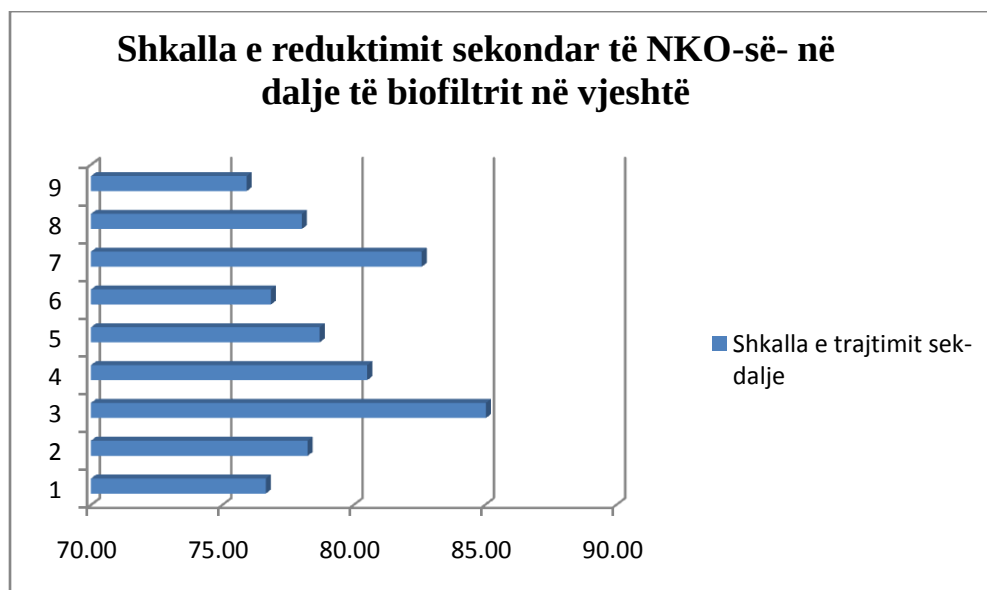
Tabelën 5.9 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje, në total në Impiantin e Kavajës dhe nga biofiltrit në periudhën e nëntorit

1. Fundi i tetorit, 2. Nëntor, 3. Fundi i Nëntorit ose fillimi i dhjetorit



Grafiku 5.9 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje ne dalje të impiantit në periudhën e vjeshtës, në nëntor

Gjatë periudhës së vjeshtës kemi përcaktuar si vlerë minimale të reduktimit total të NKO-së vlerën 85.9 %, kurse si vlerë maksimale të reduktimit total të NKO-së vlerën 90.40 %. Në rastin e reduktimit të NKO-së nga biofiltri vlera minimale e reduktimit është 75.93 % dhe ajo maksimale është 85.4 %.



Grafiku 5.10 Vlerat e largimit të NKO-së të shprehura në përqindje ne dalje të biofiltrit në periudhën e vjeshtës, në nëntor

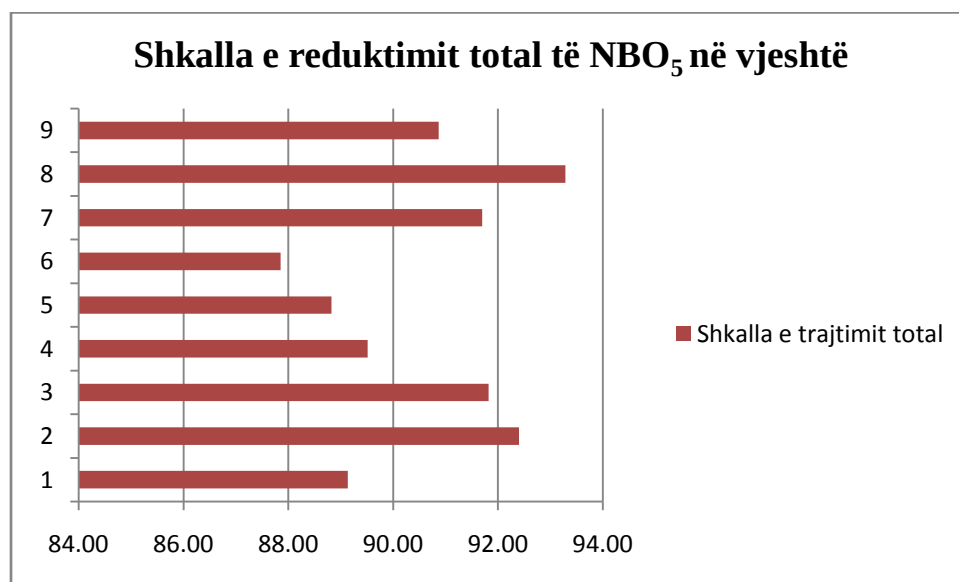
Tema e Doktoraturës “Kinetika Biologjike në Trajtimin e Ujërave të Ndotura”

Vlerat e NBO_5 janë pasqyruar në tabelën e mëposhtme dhe gjithashtu me anën e grafikëve të reduktimit total dhe sekondar të NKO -së (respektivisht grafiku 5.9, 5.10) dhe reduktimit total dhe sekondar të NBO_5 (respektivisht grafiku 5.11 dhe grafiku 5.12).

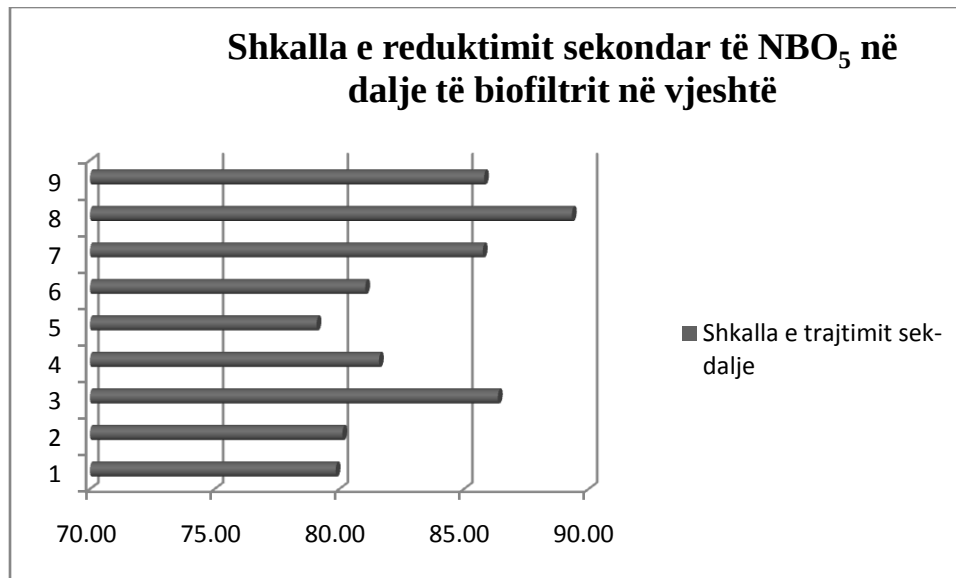
Viti i studimit	Viti 2009			Viti 2010			Viti 2011		
Numri i mostrave	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Shkalla e reduktimit total të NBO_5	89.13 %	92.40 %	91.82 %	89.51 %	88.82 %	87.85 %	91.70 %	93.29 %	90.87 %
Shkalla e reuktimit sekondar të NBO_5	79.86 %	80.13 %	86.36 %	81.60 %	79.09 %	81.04 %	85.76 %	89.33 %	85.81 %

Tabela 5.10 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindje total dhe nga biofiltri në nëntor

1. Fundi i tetorit, 2. Fillim Nëntorit, 3. Fundi i Nëntorit



Grafiku 5.11 Vlerat e largimit NBO_5 të shprehura në përqindje ne dalje të impiantit të Kavajës në periudhën e vjeshtës, në nëntor



Grafiku 5.12 Vlerat e largimit NBO_5 të shprehura në përqindje në dalje të biofiltrit në periudhën e vjeshtës, në nëntor

Gjatë periudhës së vjeshtës kemi përcaktuar si vlerë minimale të reduktimit total të NBO_5 vlerën 87.85 %, kurse si vlerë maksimale të reduktimit total të NBO_5 vlerën 93.29 %. Në rastin e reduktimit të NBO_5 nga biofiltri vlera minimale e reduktimit është 79.09 % dhe ajo maksimale është 89.33 %.

Në bazë të vlerave të përfthuara mund të flasim për një përqindje të reduktimit të NKO-së dhe të NBO -së të lartë përkatësisht, 85% dhe 80%, po aq sa përcaktohet edhe në literaturë [1], [37], [38], [39].

Arsyet e vlerave të tilla të NKO-së dhe të NBO -së, janë temperaturat mesatare, reshjet e shumta si dhe mirëmbajtja e pellgut anaerob, i cili redukton 30% të ngarkesës ndotëse që hyn në impiant. Biofiltri punon me kapacitet të plotë duke gjykuar nga vlerat e NBO -së dhe NKO-së në hyrje dhe në dalje të tij. Karakteristikë e shtresës biologjike në biofiltër në këtë periudhë është vënë re një sasi optimale e bakterieve me përfaqësues të *Zooglea ramigera*, që përbëjnë masën më të madhe të përbërjes së shtresës biologjike (shih figurën 5.3) si edhe specie të identifikuar sipas literaturës, Protozoa, Rotiferë, Crustace dhe Nematodë (Fig. 5.2, foto përfaqësues i flagellatëve, *Monas neglecta* dhe Fig. 5.4 foto e *Nematoda* sp.) [14], [21], [26] Speciet u identifikuan duke përdorur çelsat taxonomikë [4], [10], [18], [33].

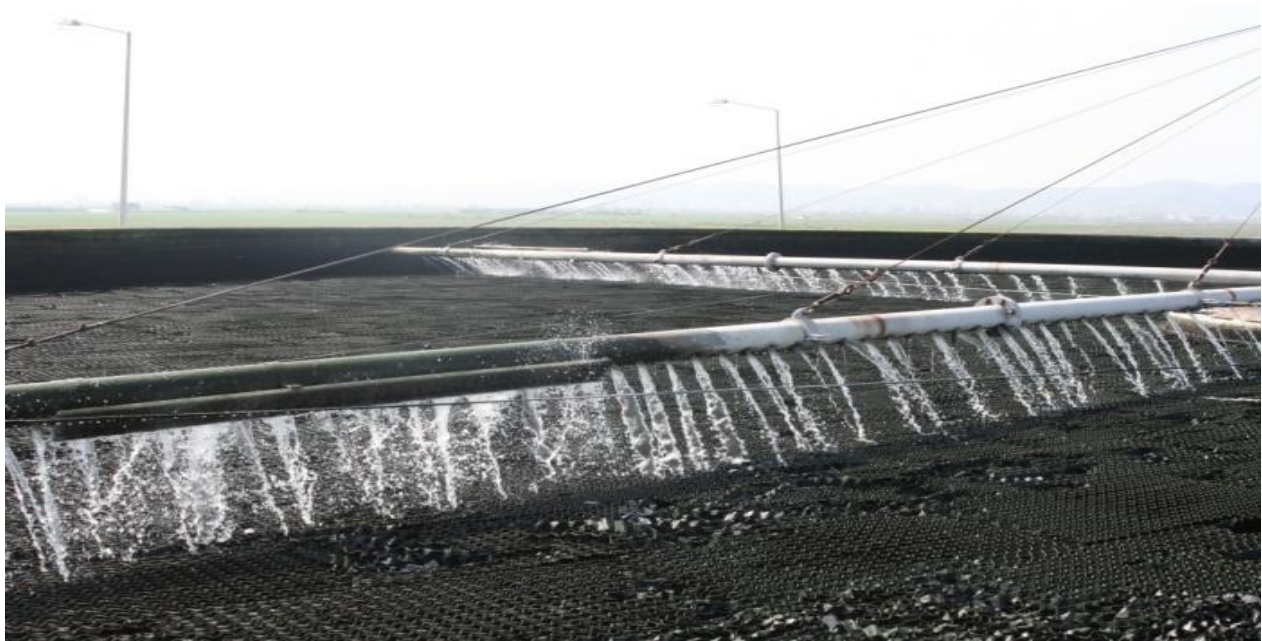


Figure 5.1 Foto e Biofiltrit (filtrit me pikim në impiantin e Kavajës) në periudhën e nëntor

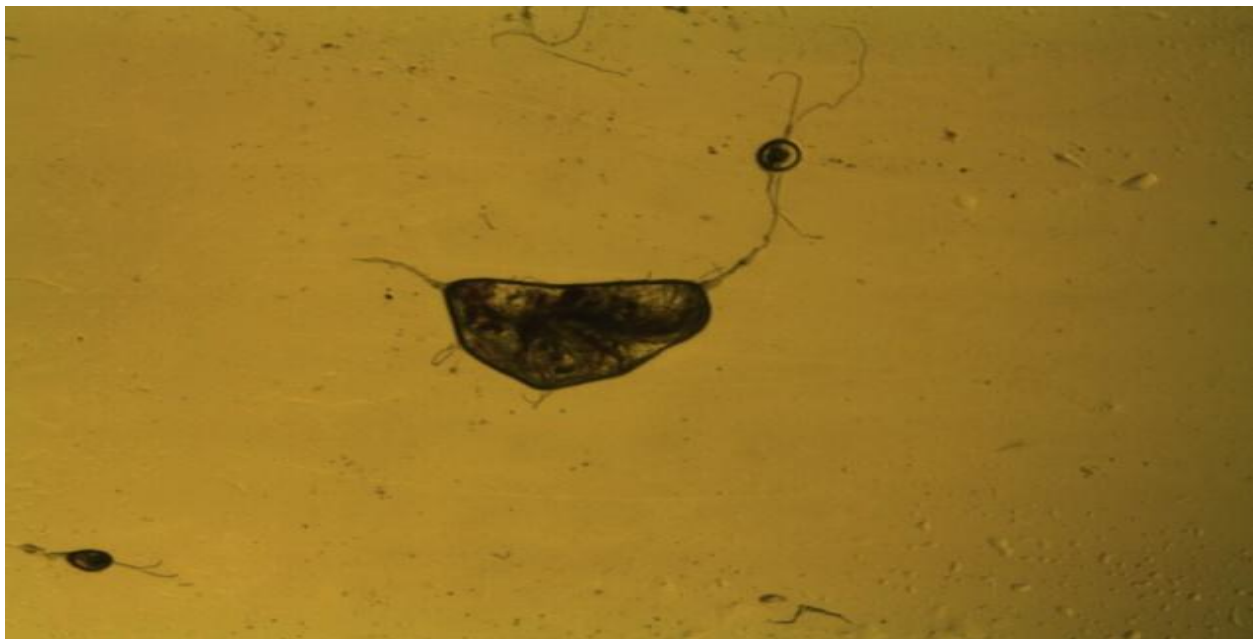


Figure 5.2 Foto e Përfaqesit të Flagellatëve, *Monas neglecta*, e realizuar me Mikroskop Stemi 2000

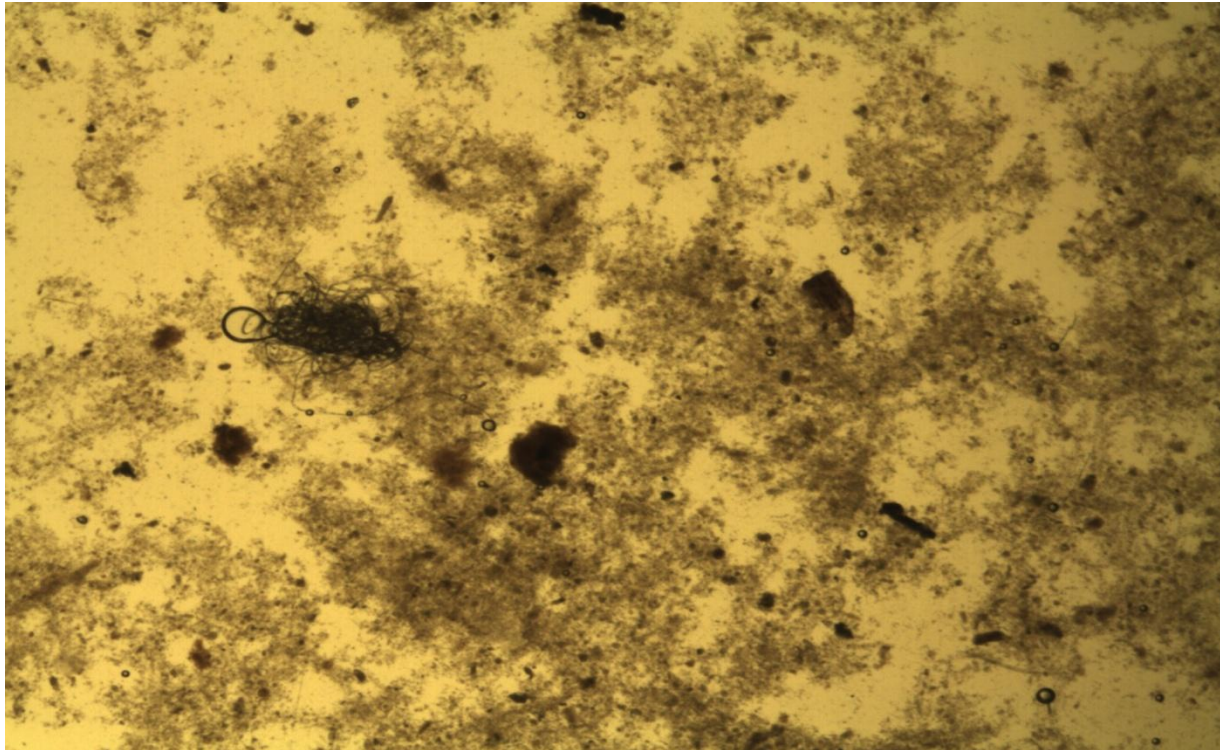


Figure 5.3 Foto e mikroskopit nga materiali i grumbulluar në Biofiltrin e ITUNU në Kavajë ku dominon Zooglea ramigera

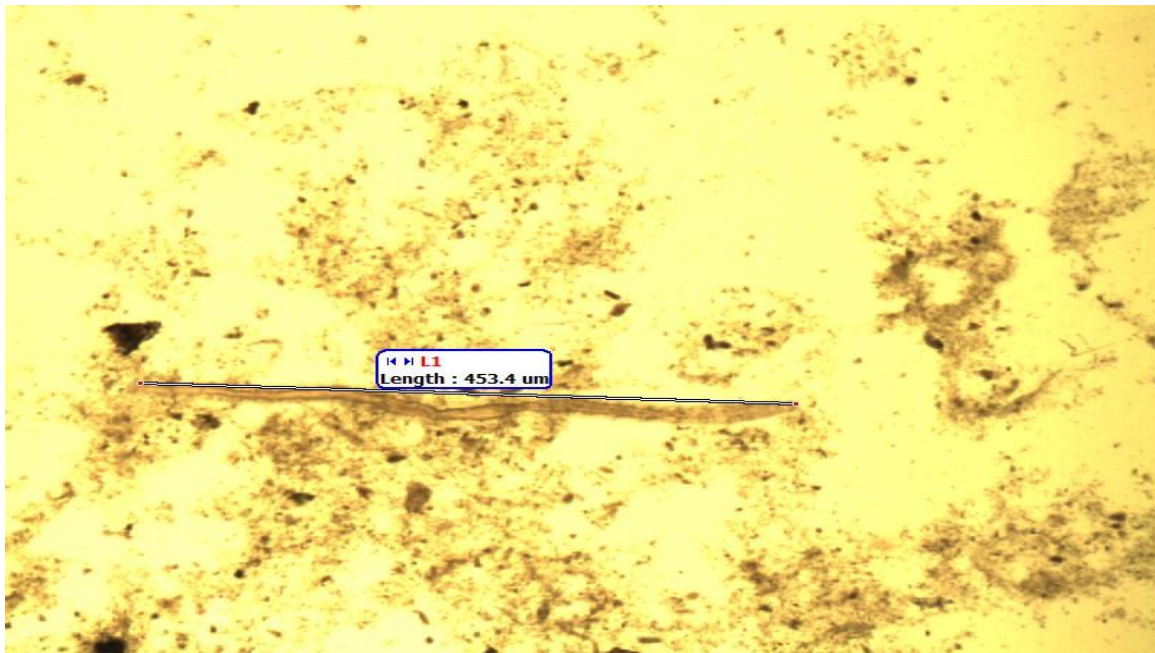


Figure 5.4 Foto e species Nematoda sp. e identifikuar në periudhën e vjeshtës

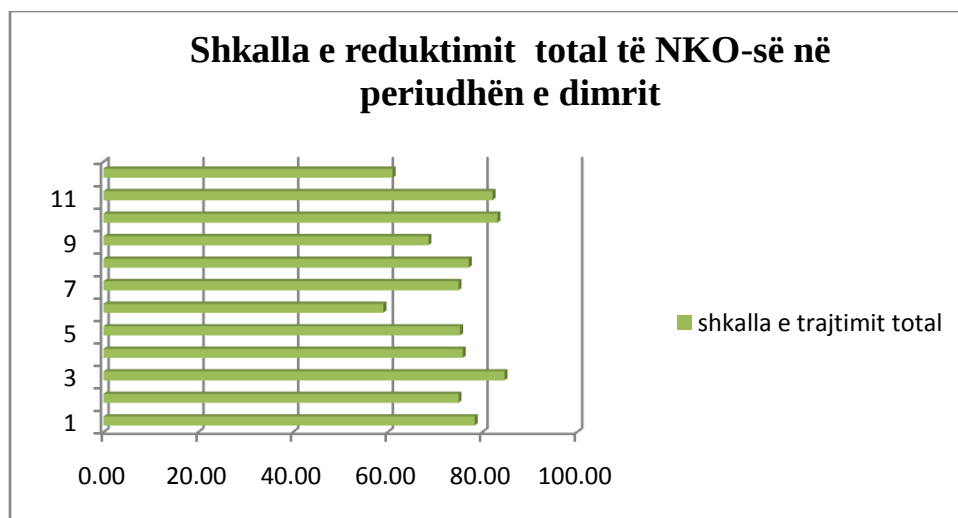
Periudha e dimrit

Periudha 2- e studimit i takon stinës së dimrit, domethënë muajve dhjetor, janar e shkurt, me temperatura të ftohta dhe ngrica e reshje.

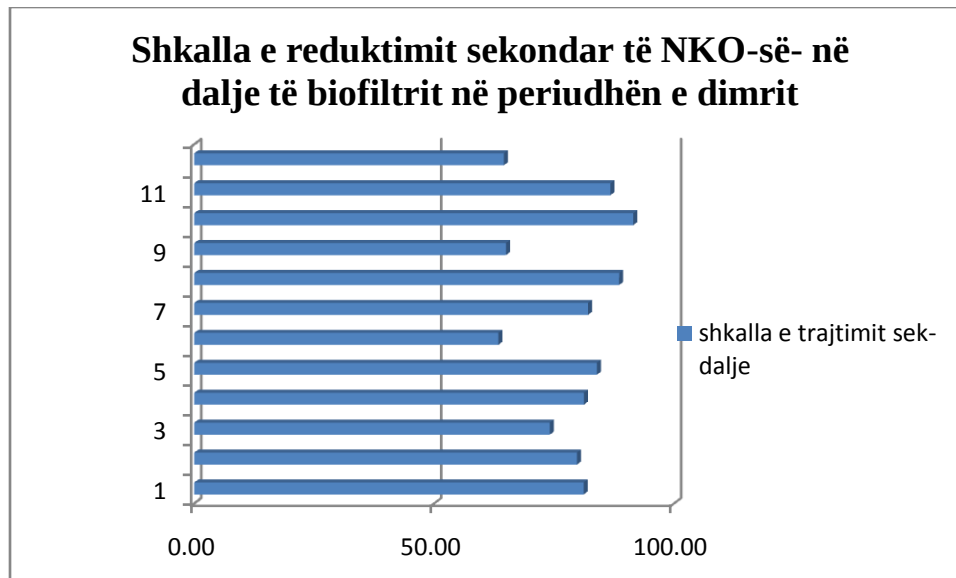
Në tabelën 5.11 dhe në respektivisht në grafikët 5.13, 5.14, 5.15, 5.16, janë pasqyruar vlerat e llogaritura të shkallës së reduktimit të NKO-së dhe të NBO_5 , në total nga ITUNU në Kavajë dhe nga biofiltri i instaluar si njësi sekondare në ITUNU në Kavajë.

Viti i studimit	2009			2010			2011			2012		
Numri i mostrave	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
shkalla e reduktimit total të NKO-së	78.44 %	75.00 %	84.71 %	75.89 %	75.34 %	59.12 %	75.00 %	77.14 %	68.66 %	83.22 %	82.19 %	61.08 %
shkalla e reduktimit sekondar të NKO-së	81.17 %	79.78 %	74.13 %	81.23 %	83.92 %	63.40 %	82.08 %	88.57 %	65.00 %	91.52 %	86.74 %	64.53 %

Tabela 5.11 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje në total nga Impianti i Kavajës dhe nga biofiltri në periudhën e dimrit 1. Dhjetor, 2- Janar, 3 – Shkurt



Grafiku 5.13 Vlerat e largimit të NKO-së të shprehura në përqindje në dalje të impiantit të Kavajës në periudhën e dimrit



Grafiku 5.14 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje ne dalje të biofiltrit në periudhën e dimrit

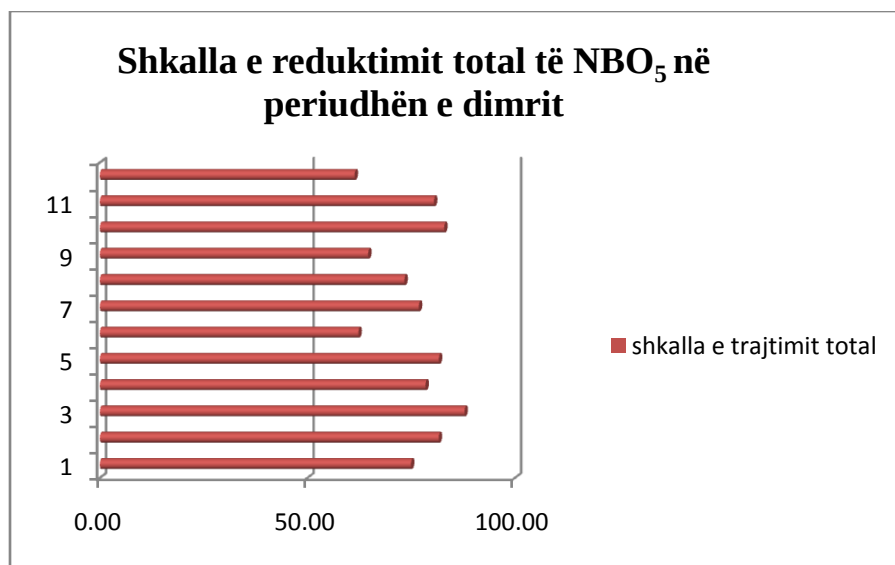
Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje në periudhën e dimrit pas biofiltrit luhaten nga vlera minimale 63.4 % deri në vlerën maksimale 91.5%, ndërkohë që në total këto vlera luhaten nga 59.12 % vlera minimale deri në 84 % vlera maksimale.

Në rastin e reduktimit të NBO_5 në periudhën e dimrit në Implantin e Kavajës kemi këto përqindje reduktimi si tregohen në tabelën 5.12:

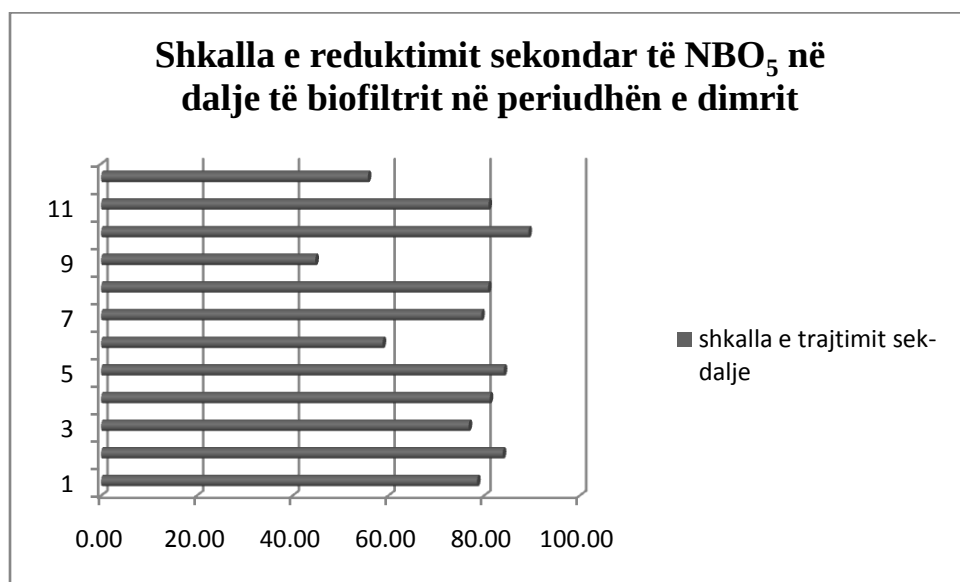
Viti i studimit	2009			2010			2011			2012		
Numri i mostrave	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
shkalla e reduktimit total të NBO_5	74.95 %	81.63 %	87.84 %	78.43 %	81.67 %	62.28 %	76.84 %	73.37 %	64.63 %	82.95 %	80.49 %	61.36 %
shkalla e reduktimit sekondar të NBO_5	78.56 %	83.93 %	76.80 %	81.21 %	84.13 %	58.82 %	79.44 %	80.86 %	44.76 %	89.29 %	80.95 %	55.73 %

Tabela 5.12 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindje në total nga Impianti i Kavajës dhe nga biofiltrit në periudhën e dimrit

1.Dhjetor, 2. Janar, 3.Shkurt



Grafiku 5.15 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindje ne dalje të impiantit të Kavajës në periudhën e dimrit



Grafiku 5.16 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindje ne dalje të biofiltrit në periudhën e dimrit

Në stinën e dimrit përqindja e uljes së NBO_5 së ujërat e ndotur në biofiltër arrin nga 45% vlera minimale deri në 89%, ose e shprehur ndryshe kemi vlera të luhatjes së NBO_5 nga 15 mg/l O_2 në dalje të Impiantit deri në 140 mg/l O_2 pas pondit anaerobik. Në total në ITUNU në Kavajë reduktimi i NBO_5 luhatet nga vlera minimale 62.28 % deri në vlerat maksimale 87.84 %. Këto luhatje të mëdha vijnë për shkak të ndryshimeve të kushteve metereologjike. Në ditët me sasi të madhe reshjesh influenti është shumë i holluar, një sasi e ujërave të ndotura nuk hyn në impiant

për trajtim duke u larguar nëpërmjet bypass-it (shiko skemën në Figurën 2.19). Në ditët e thata dhe të ftohta zvogëlohet shkalla e reduktimit të parametrave të ndotjes për shkak se shtresa biologjike e biofiltrit është e dëmtuar, masa e saj është e zvogëluar, shumëzimi i ngadalësuar (kryesisht bakteriet e Zooglea ramigera, dhe si rrjedhojë edhe speciet e tjera si algat, protozoarë, etj). Biomasa e dëmtuar për shkak të temperaturave të ulëta dhe reshjeve paraqitet në figurat e mëposhtme, figura 5.5 që tregon për një sasi shumë të vogël të Zooglea ramigerës, figura 5.6 e cila tregon një specie të inkapsuluar dhe sasi të vogël të lëndës në suspension dhe figura 5.7 e cila tregon për sasi shumë të vogël të lëndës organike.

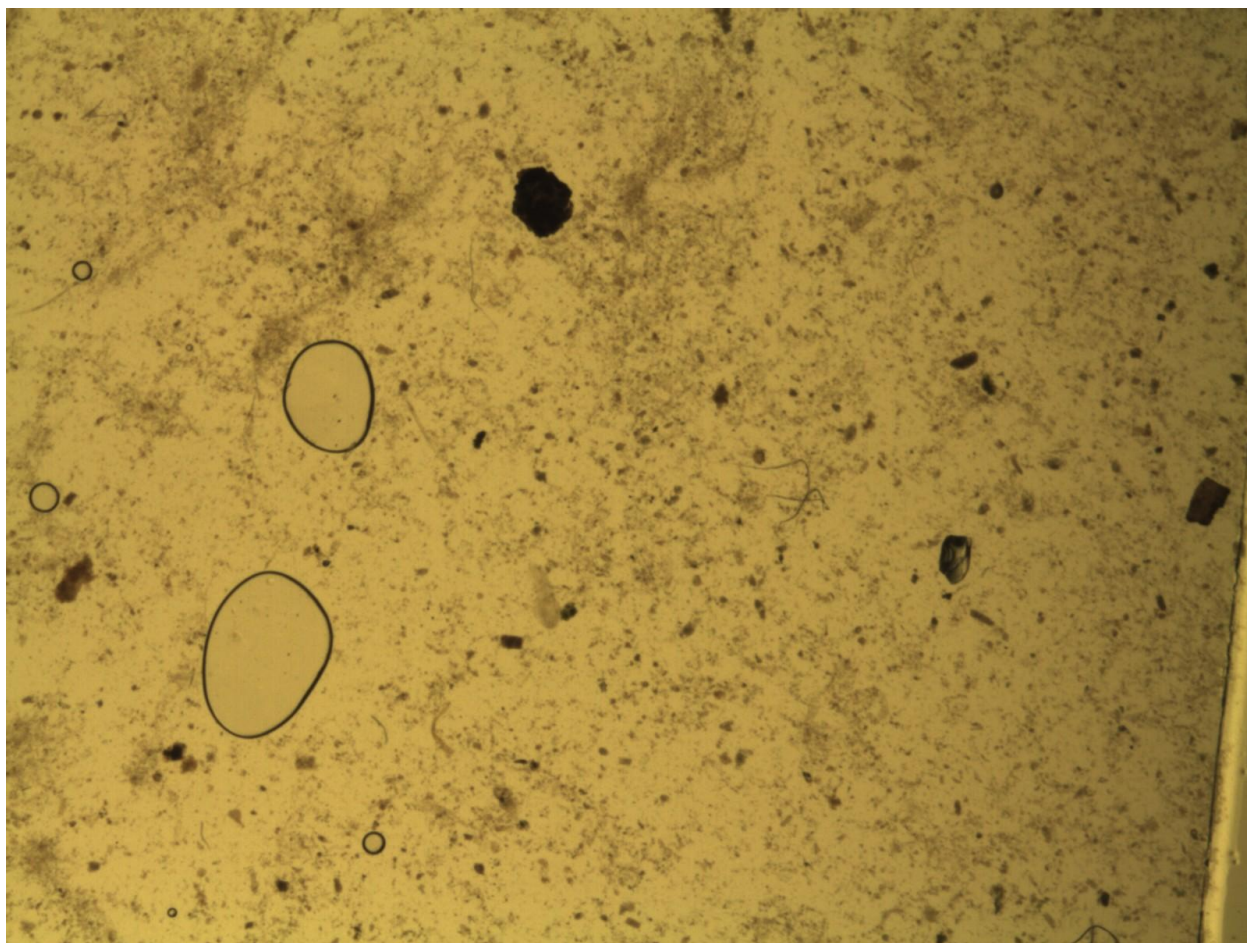


Figure 5.5 Pamje e mikroskopit, materiali me sasi të vogël të Zooglea ramigerës, foto e marë në dimër

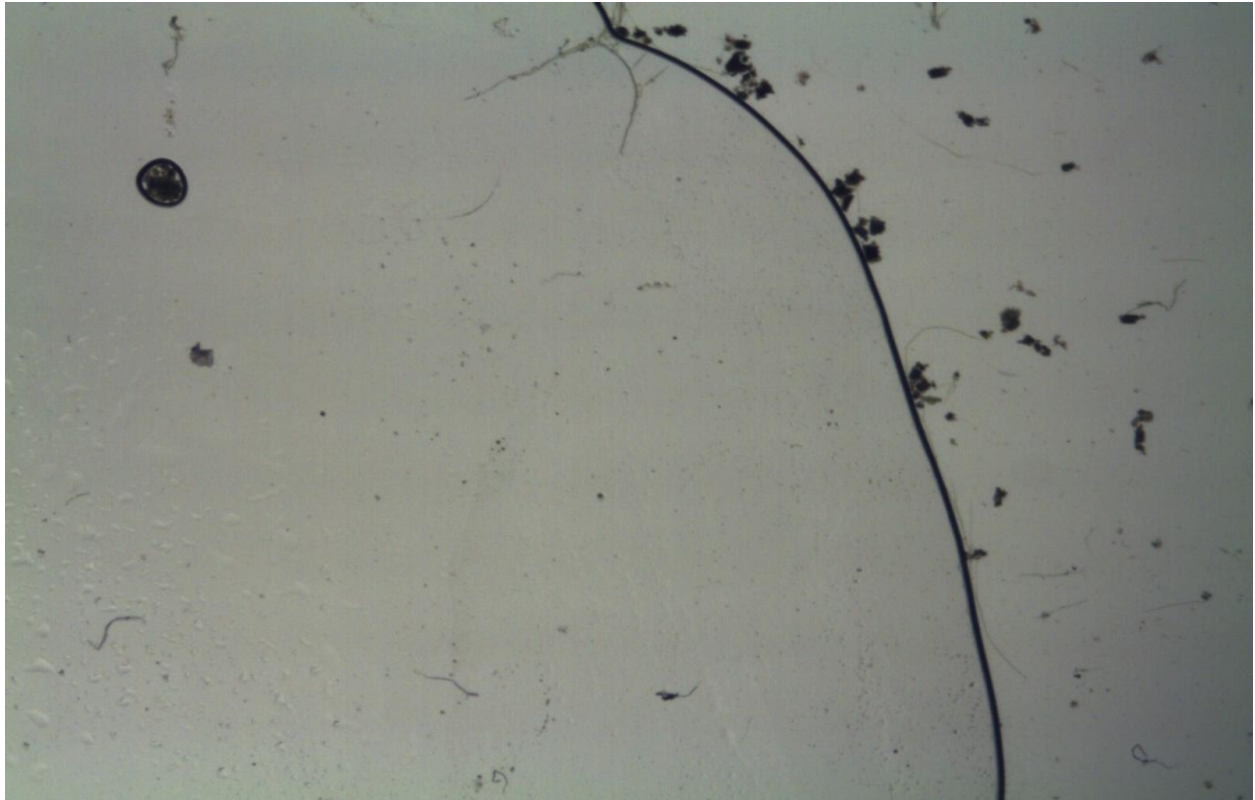


Figure 5.6 Foto nga mikroskopi, e bërë në dimër, me sasi të vogël të shtresës biologjike dhe specie e inkapsuluar

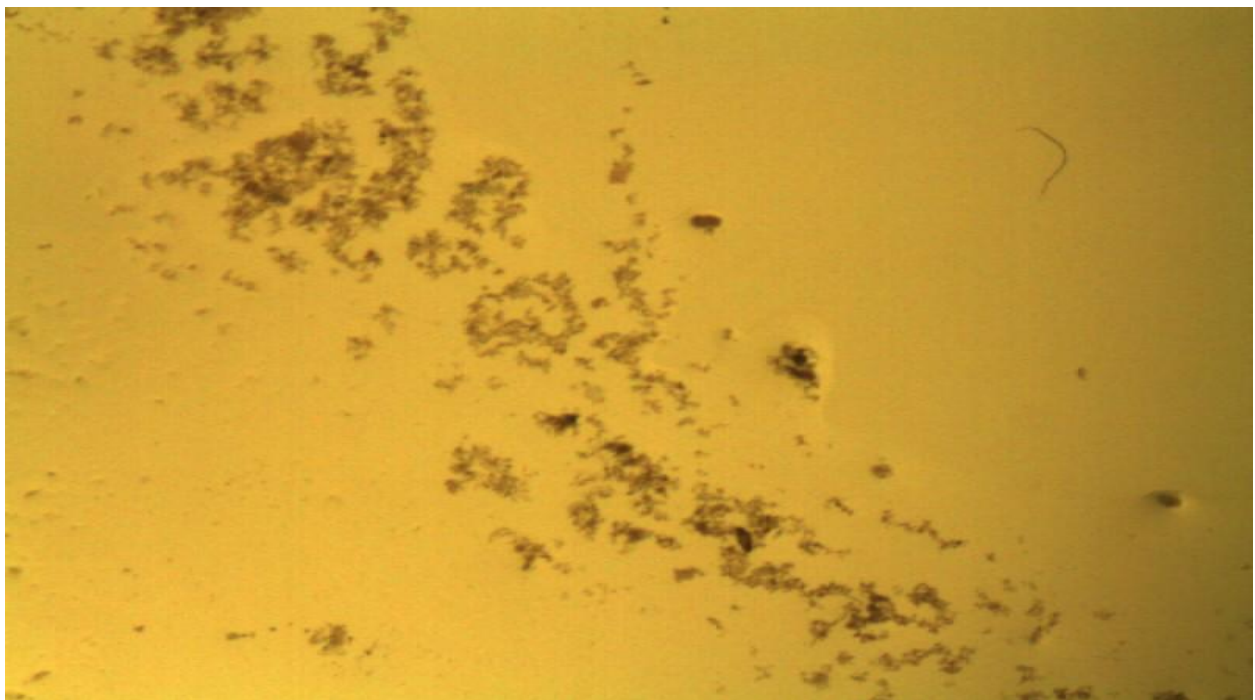


Figure 5.7 Pamjee relaizuar në mikroskop, e lëndës së pakët organike në shtresën biologjike

Periudha e pranverës

Periudha 3-të e studimit i takon stinës pranverës, përkatësisht muajve Mars, Prill dhe Maj, periudhë gjatë së cilës kemi reshje dhe kohë të thatë. Në mars kemi një situatë të ngjashme me dimrin dhe në maj një situatë të ngjashme me verën.

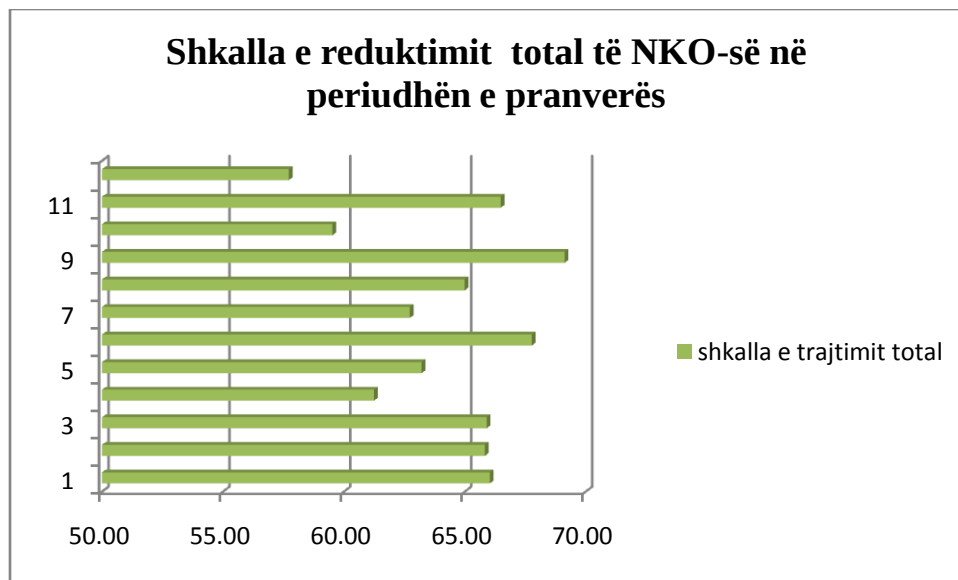
Tabela 5.13 paraqet shkallën e reduktimit në përqindje, në total dhe në nivel sekondar, të NKO-së për periudhën e pranverës.

Viti i studimit	2009			2010			2011			2012		
Numri i mostrave	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
shkalla e reduktimit total të NKO-së	66.04 %	65.83 %	65.91 %	61.25 %	63.22 %	67.78 %	62.73 %	65.00 %	69.13 %	59.53 %	66.49 %	57.73 %
shkalla e reduktimit sekondar të NKO-së	70.41 %	57.95 %	48.86 %	70.00 %	67.35 %	55.97 %	57.20 %	69.27 %	60.52 %	65.93 %	67.69 %	53.50 %

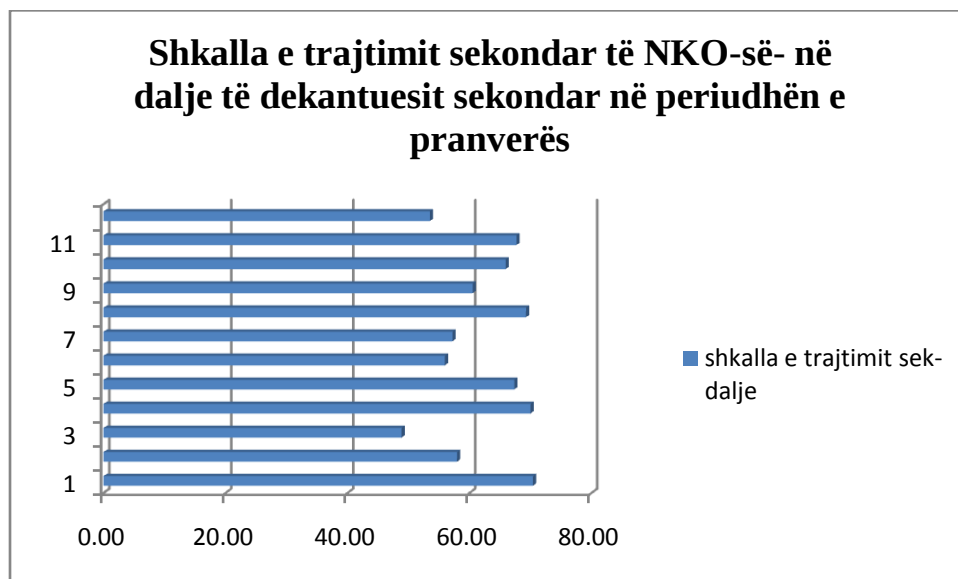
Tabela 5.13 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje në total nga Impianti i Kavajës dhe nga biofltri në periudhën e pranverës

1. Mars, 2. Prill, 3. Maj

Grafiku 5.17 dhe grafiku 5.18 pasqyrojnë shkallën e reduktimit total dhe sekondar për rastin e NKO-së në periudhën e pranverës.



Grafiku 5.17 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje në dalje të impiantit të Kavajës në periudhën e pranverës



Grafiku 5.18 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindjenë dalje të biofiltrit në periudhën e pranverës

Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje në periudhën e pranverës pas biofiltrit luhaten nga vlera minimale 48.86 % deri në vlerën maksimale 70.41 %, ndërkohë që në total këto vlera luhaten nga 59.53 % vlera minimale deri në 69.13 % vlera maksimale.

Tabela 5.14 paraqet vlerat në përqindje të shkallës së reduktimit të NBO_5 në total nga ITUNU në Kavajë dhe nga biofiltrit.

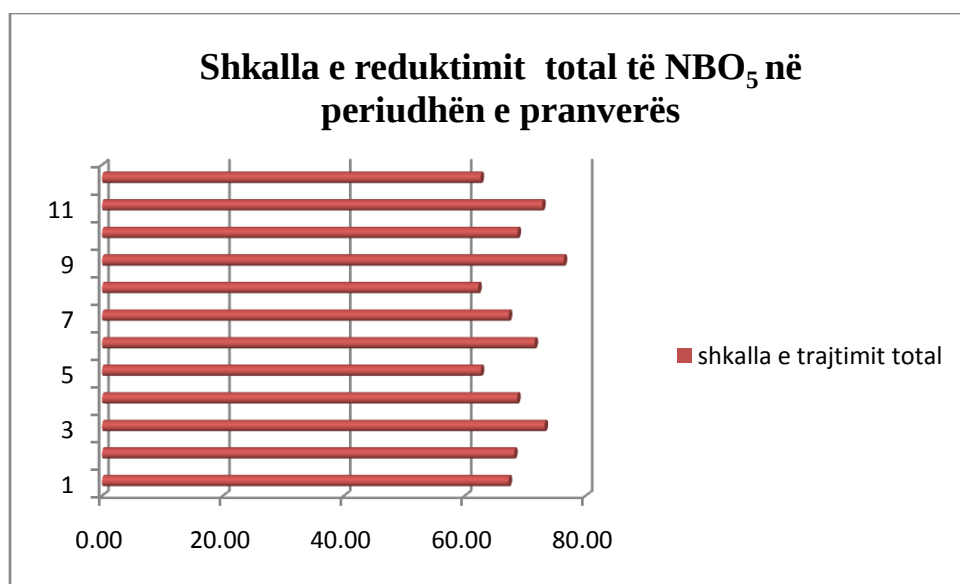
Tema e Doktoraturës “Kinetika Biologjike në Trajtimin e Ujërave të Ndotura”

Viti i studimit	2009			2010			2011			2012		
Numri i mostrave	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
shkalla e reduktimit total të NBO_5	67.25 %	68.16 %	73.20 %	68.66 %	62.64 %	71.54 %	67.27 %	62.22 %	76.36 %	68.72 %	72.80 %	62.61 %
shkalla e reduktimit sekondar të NBO_5	69.89 %	67.50 %	56.88 %	72.19 %	55.26 %	56.73 %	57.81 %	68.37 %	61.95 %	69.95 %	73.10 %	56.57 %

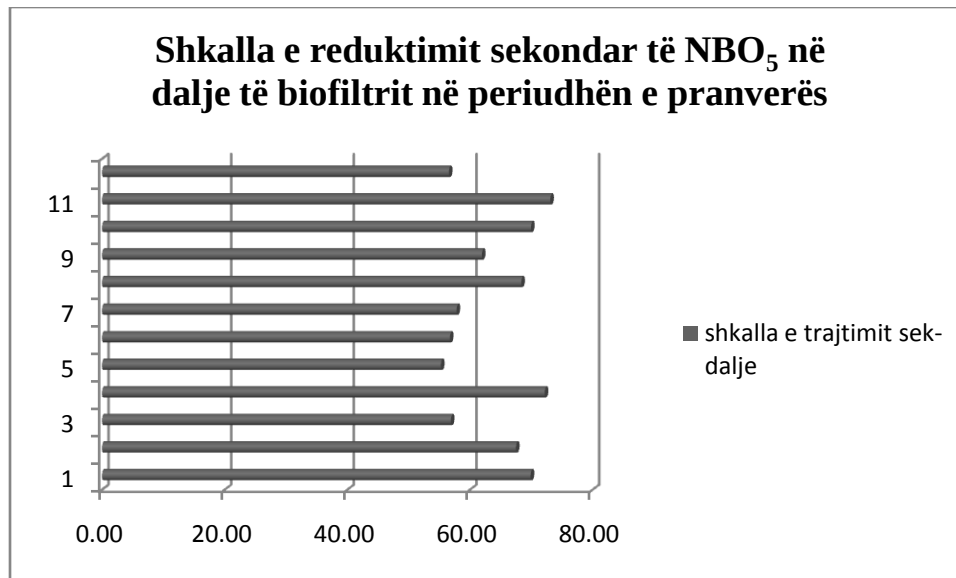
Tabela 5.14 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindje ne total dhe nga biofiltri në periudhën e pranverës

1. Mars, 2. Prill, 3. Maj

Ndërsa Grafikët 5.19 dhe 5.20 pasqyrojnë, shkallën e reduktimit të NBO_5 , në total dhe në nivel sekondar, në ITUNU në Kavajë.



Grafiku 5.19 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindje në dalje të impiantit në periudhën e pranverës



Grafiku 5.20 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindje në dalje të biofiltrit në Impiantin e Kavajës në periudhën e pranverës

Në stinën e pranverës përqindja e uljes së NBO_5 së ujrave të ndotur në biofiltrin arrin nga 55.26 % vlera minimale deri në 73.10 % në vlerat maksimale. Në total në ITUNU në Kavajë reduktimi i NBO_5 luhet në stinën e pranverës nga vlera minimale 62.22 % deri në vlerat maksimale 76.36 %.

Periudha e tretë e studiuar përgjatë viteve 2009 – 2012, i takon muajve mars, prill dhe maj. Kjo periudhë karakterizohet nga reshje në fillim të stinës, prandaj edhe ujërat kanë një prurje më të madhe. Pra, në mars kemi një situatë të funksionimit të biofiltrit me pikim, të ngjashme me periudhën e dimrit, dhe në maj një situatë të ngjashme me atë të verës. Lulatjet shpjegohen me faktin se për shkak të reshjeve të vazhdueshme kemi turbullirë në rritje tek pellgu anaerob [28], [41]. Në fund të periudhës së pranverës për shkak të reshjeve, pra prurjeve të mëdha, të rritjes së rrezatimit diellor kemi vënë re një shtim të algave të gjelbra, veçanërisht atyre fijëzore të cilat fillojnë dhe i japin biofiltrit një ngjyrë të gjelbër të theksuar në fund të majit dhe në fillim të qershorit (shiko Figurën 5.10). Fakti i shtimit të algave do të ndikojë në rritjen e prodhimit të tyre gjë që çon në bllokim të filtrit në rast mbingarkese organike të mëtejshme dhe si përfundim dëmton ekuilibrin e ekosistemit të shtresës biologjike të biofiltrit [41], [51]. Ky fillim bllokimi i biofiltrit përkeqësohet më tej në stinën e verës. Në figurën 5.9 paraqiten specie të periudhës së fillimit të pranverës me masë të rrallë të Zoogloas dhe përfaqësues të rrallë të specieve të tjera si

protozoa, rotiferë etj. Në figurën 5.8 paraqiten specie të periudhës së fundit të pranverës pra fillimi i shtimit të masës së algave dhe specieve të tjera.

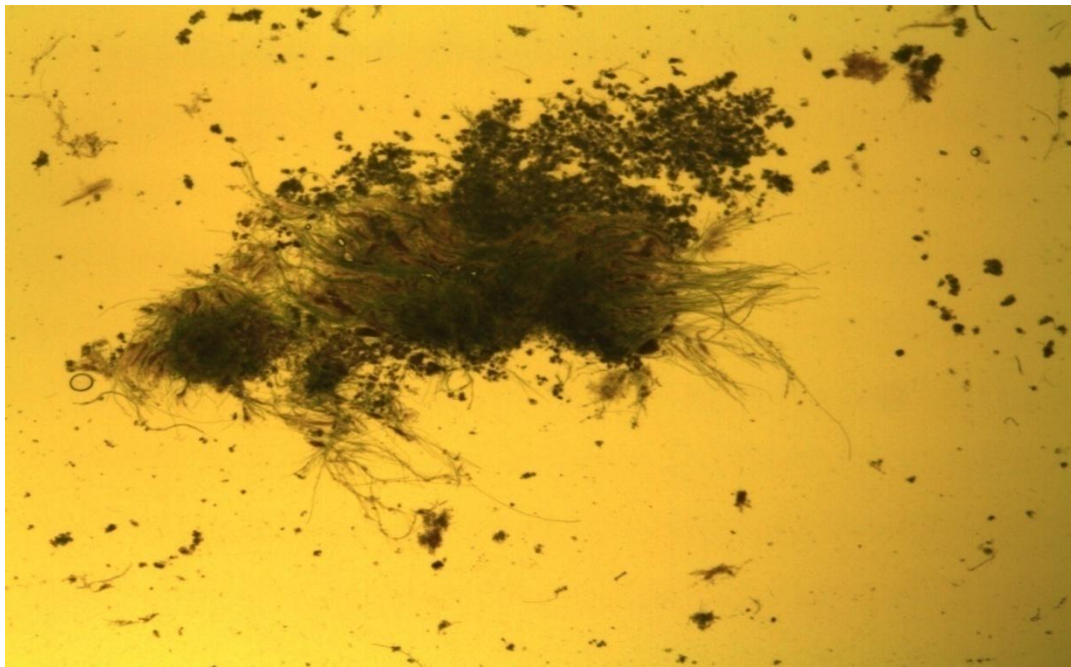


Figure 5.8 Masë e fotografuar nga mikroskopi me alga fijëzore, Zooglea dhe një Copepod.

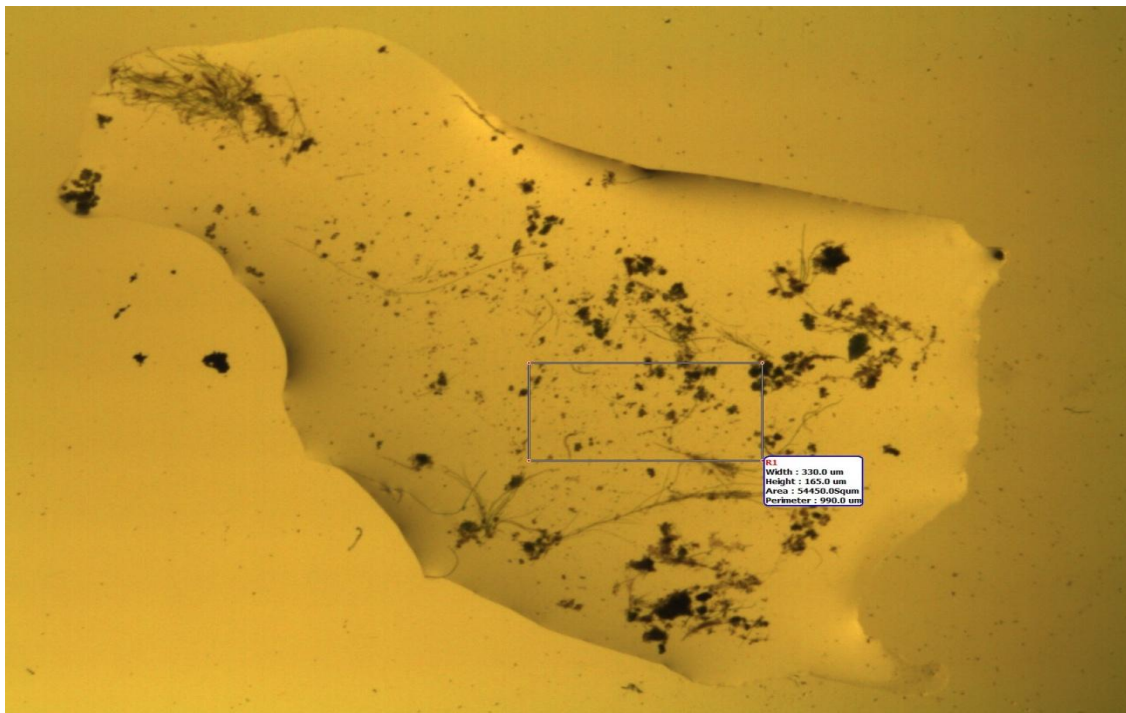


Figure 5.9 Foto e realizuar me mikroskop në fillim të pranverës me biocenozë të vogël në sasi

Periudha e Verës

Periudha 4 e studimit i takon stinës së verës, përgjatë muajve qershor, korrik dhe shtator ose fillim tetori duke marrë në konsideratë kushtet metereologjike. Në muajin gusht nuk janë marrë mostra studimi nga ana jonë për mungesa logjistike.

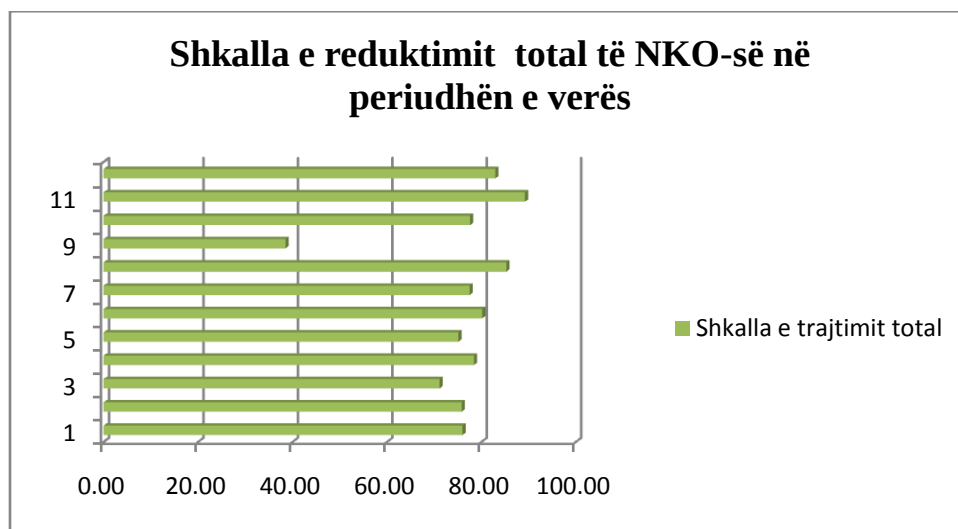
Rezultatet e përfutuara lidhur me shkallën e reduktimit të vlerave të NKO-së gjatë stinës së verës paraqiten në Tabelën 5.15.

Viti i studimit	2009			2010			2011			2012		
Numri i mostrave	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Shkalla e reduktimit total të NKO-së	76.04 %	75.87 %	71.18 %	78.46 %	75.17 %	80.21 %	77.55 %	85.33 %	38.57 %	77.65 %	89.26 %	82.98 %
Shkalla e reduktimit sekondar të NKO-së	65.11 %	63.98 %	59.67 %	68.63 %	64.62 %	60.98 %	61.15 %	68.87 %	14.68 %	56.49 %	66.39 %	64.07 %

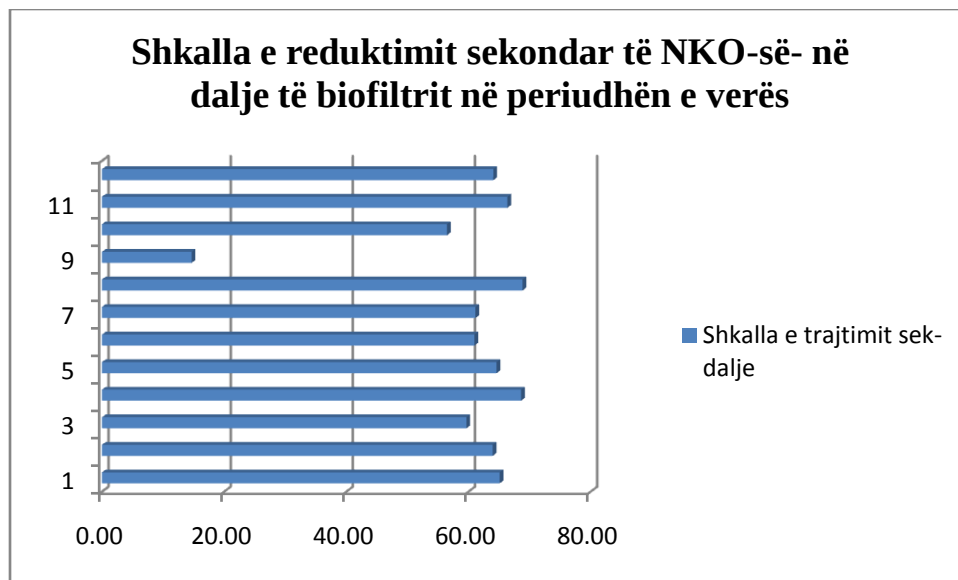
Tabela 5.15 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje në total nga Impianti i Kavajës dhe nga biofiltri në periudhën e verës

1.Qershor, 2.Korrik, 3 Shtator

Grafikët 5.21 dhe grafikët 5.22 pasqyrojnë shkallën e reduktimit total dhe sekondar të NKO-së në stinën e verës.



Grafiku 5.21 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindjenë dalje të implantit në periudhën e verës



Grafiku 5.22 Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje në dalje të biofiltrit në periudhën e verës

Vlerat e reduktimit të NKO-së të shprehura në përqindje në periudhën e verës pas biofiltrit luhaten nga vlera minimale 14.68 % deri në vlerën maksimale 68.87 %, ndërkohë që në total këto vlera luhaten nga 38.57 % vlera minimale deri në 89.26 % vlera maksimale.

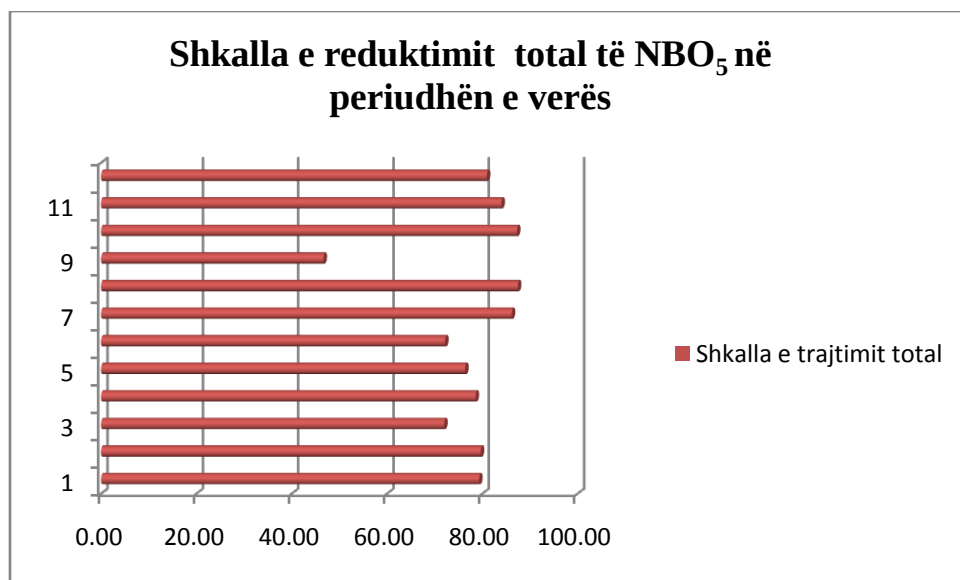
Në tabelën 5.16 janë paraqitur vlerat e reduktimit në përqindje të NBO_5 në total nga ITUNU në Kavajë dhe nga biofiltri.

Viti i studimit	2009			2010			2011			2012		
Numri i mostrave	1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
Shkalla e reduktimit total të NBO_5	79.32 %	79.67 %	71.99 %	78.57 %	76.39 %	72.17 %	86.18 %	87.44 %	46.67 %	87.25 %	84.00 %	80.95 %
Shkalla e reduktimit sekondar të NBO_5	81.52 %	64.42 %	55.7 9%	65.12 %	64.18 %	61.29 %	64.12 %	77.87 %	20.66 %	70.07 %	62.21 %	71.43 %

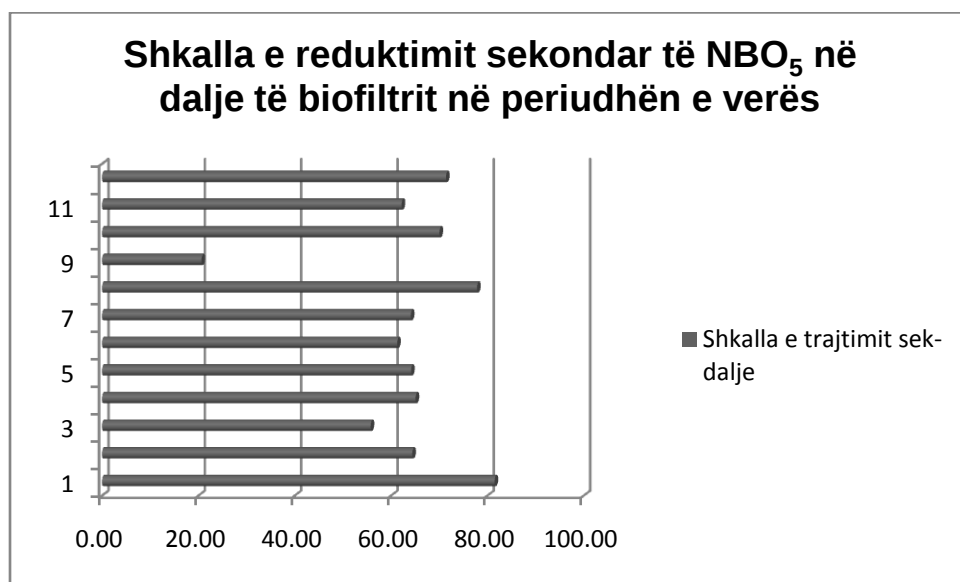
Tabela 5.16 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindje në total dhe nga biofiltri në periudhën e verës

1.Qershor, 2.Korrik, .3 Shtator

Grafikët 5.24 dhe 5.25 pasqyrojnë shakllën e reduktimit total dhe sekondar nga Impianti i Kavajës.



Grafiku 5.23 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindjenë dalje të impiantit në periudhën e verës



Grafiku 5.24 Vlerat e reduktimit të NBO_5 të shprehura në përqindje në dalje të biofiltrit në periudhën e verës

Në stinën e verës përqindja e uljes së NBO_5 së ujrave të ndotur në biofiltër arrin nga 20.66 % vlera minimale deri në 81.52 % në vlerat maksimale. Në total në ITUNU në Kavajë reduktimi i NBO_5 luhet në stinën e pranverës nga vlera minimale 46.67 % deri në vlerat maksimale 87.44 %.

Periudha e katërt e studimit përkon me stinën e verës. Në bazë të studimeve tona themi që kjo është edhe periudha me vlerat e përfutuara më kritike. Parametrat kimikë dhe konkretisht vlerat e NBO_5 të përfutuara janë me vlera problematike për disa arsye. Një nga arsyet

thelbësore është sasia e pakët e reshjeve e kombinuar me marrjen e ujit për vaditje nga fshatarët e zonës përreth, gjë që sjell uljen e prurjes së përgjithshme në Impiant dhe në filtrin biologjik. Sasia e pakët e ujit, e shoqëruar dhe me temperaturat shumë të larta të stinës bëjnë që në pellgun anaerob të rritet shumë sasia e llumit të grumbulluar gjatë gjithë vitit përtej lartësisë së parashikuar në projekt [42]. Ky fenomen vihet re në shtimin e aromave të pakëndshme si pasojë e daljes së gazeve të fermentimit anaerob si H_2S , NH_3 etj [37], [41], [52].

Temperatura dhe lagështira e mjedisit të jashtëm ndikojnë në densitetin e oksigjenit në shtresa të ndryshme të filtrit [6]. Më shpesh dhe me më intensitet kjo dukuri vihet re në stinën e verës ku temperatura e ujrave në pondin anaerob arrin vlerat $30 - 35^\circ C$ [7]. Në stinën e verës sidomos në fund të saj jemi pas një periudhe të gjatë pa rreshje, me temperatura të larta, me prurje të ujrave të ndotura relativisht të ulët por me ngarkesë të lartë që pasqyrohet në vlerat maksimale të NBO-së dhe ato të NKO-së përkatësisht $482 \text{ mg/l } O_2$ dhe $1193 \text{ mg/l } O_2$. Për arsyet e sipërpërmendura sasia e oksigjenit të nevojshëm për proceset aerobe, proces që zhvillohet tek filtri me pikim në ITUNU në Kavajë është e vogël përgjatë shtresës biologjike të filtrit me pikim.

Pikërisht ky fenomen vihet re shpesh herë në filtrin me pikim të impiantit në Kavajë, kryesisht gjatë periudhës me temperatura të larta, i cili shoqërohet me uljen e rendimentit të pastrimit të biofiltrit, me aroma të pakëndshme, me shfaqje insektesh që shërbejnë si vektorë sëmundjesh.

Janë vënë re nga ana jonë një sasi e madhe insektesh, shtim të numrit të kërmijve në pjesën e jashtme të biofiltrit (figura 5.11), rritje e trashësisë së shtresës së algave fijëzore të gjelbra në shtresën e sipërme si tregohet në figurën 5.10, që janë indikatorë biologjikë të mbingarkesës organike, bllokimit dhe krijimit të zonave anaerobe në biofiltrin e Kavajës [38], [39].



Figure 5.10 Foto e Biofiltrit (filtrit me pikim) me ngjyrë të gjelbër për shkak të pranisë me shumicë të algave fijëzore



Figure 5.11 Foto që tregon praninë e shumtë të kërmijve të afërsi të filtrit me pikim

Vlerat e larta të temperaturës ndikojnë në shumëllojshmërinë e specieve të biofilmit [7], [26], [28]. Në mostrat e marra në stinën e verës nuk u konstatuan lloje të ndryshme të ciliateve, si psh Vorticella, Aspidischa, etj. Prishja e ekosistemit të biofilmit ndikon direkt në uljen e efikasitetit të biofiltrit [14], [41].

Në verë përqindja e uljes së NBO_5 arrin deri në 20 % në rastin më të keq. Ky fenomen shoqërohet me shtimin e aromave të pakëndshme, si pasojë e çlirimit të gazeve të dekompozimit anaerob si H_2S , NH_3 , CH_4 , CO_2 , etj, të cilat u konstatuan nga vëzhgimi ynë, në terren deri në 1 km larg nga Impianti. Gjatë muajve të nxehtë të verës algat mund lulëzojnë në sipërfaqen e sipërme të biomasës. Zakonisht mbizotërojnë algat jeshile dhe diatometë (Fig.5.18).

Në zonat anaerobe të biofiltrit të Kavajës në verë, organizmat pengues më të zakonshëm janë bakteriet sulfat-reduktuese që konstatohen nga ana jonë me anë të shqisave, nëpërmjet erës së ndjeshme të H_2S , i cili çlirohet nga reduktimi i sulfatëve (SO_4^{2-}) nga bakteret e sipërpërmendura [1], [2]. Ky fenomen është një nga disavantazhet e mosfunksionimit optimal të biofiltrit në Kavajë.

Përveç metodës së ajrimit një rol të rëndësishëm në funksionimin e biofiltrit luan edhe lloji i mbushësit [38], [39], [40]. Siç përmendëm më lart në biofiltrin e Impiantit të Kavajës përdoret material mbushës plastik në formë modulare (Fig.2.7, Fig. 2.8, Fig. 4.2, Fig. 5.10) dhe jo ai me disqe radiale të perforuar, i cili siguron një sipërfaqe kontakti më të madhe të biofilmit me ujërat e ndotura.

Mbushësi siguron një sipërfaqe për rritje të fiksuar të mikroorganizmave. Largimi i lëndëve organike dhe nitrifikimi ndodhin me anë të të njëjtit mekanizëm si dhe në metodat e tjera biokimike aerobe [28], [44], [45]. Lënda e trajtuar organike shpërndahet në biofilmin e formuar në sipërfaqen e mbushësit dhe përdoret si burim energjie dhe karboni nga bakteriet heterotrofe. Lëndët organike koloidale dhe në formë grimcash që shpërndahen gjithashtu në biofilm, fillimisht largohen me anë të kapje dhe ngecjes (Fig. 5.13, Fig.5.14, Fig. 5.16, në të gjitha fotot masa më e madhe është Zooglea dhe njollat më të errëta janë grimca të lëndëve në supension). Si rrjedhim përdorimi i materialit të zgjedhur në Impiantin e Kavajës nuk është më i miri i rekomanduar.

Si pasojë e këtij modeli të rrjedhjes me rryma natyrore dhe faktit që mikroorganizmat janë të fiksuara në mbushës, përgjatë thellësisë së biofiltrit ekziston variacion në përbërjen e biomasës

(Fig.5.12, fig. 5.13, Fig. 5.14, Fig. 5.15, Fig. 5.16, Fig. 5.17, Fig. 5.18, Fig. 5.19, Fig. 5.20) [[14], [21], [26], [41]. Ndërsa në pjesën e sipërme të biofiltrit vihen re speciet karakteristike të ekosistemeve aerobe, ku dominojnë përveç masës së Zooglea ramigerës dhe më e rëndësishmja shtimi i specieve konsumatore si rotatoria, krimba, etj. (fig. 5.12, 5.14, 5.15) [4], [10], algat, protozoarët e arthropodë në pjesën e poshtme të tij vihen re protozoarë, bakterie, rotatorie [27]. Në ndryshim me metodat me llum aktiv, ku riciklimi i biomasës rezulton me një biomasë uniforme në të gjithë bioreaktorin, ndryshimi në përbërjen e biomasës përgjatë thellësisë së filtrit me pikim ka ndikim të rëndësishëm në rendimentin e procesit [44], [45], [46].

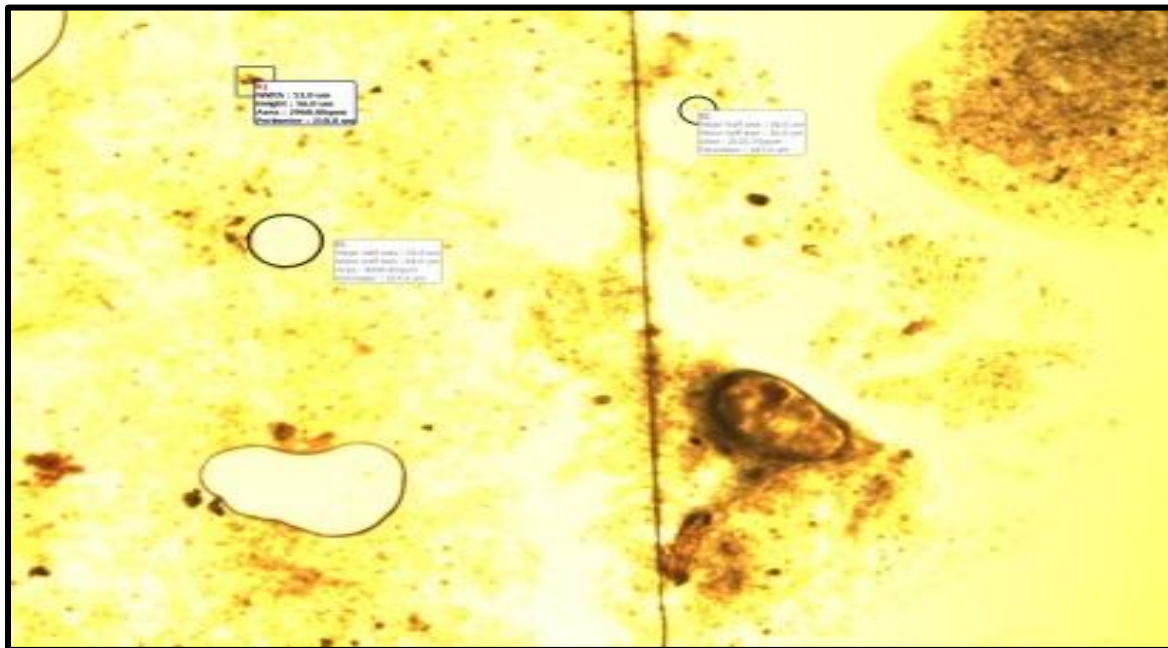


Figure 5.12 Foto të imazheve të identifikuara në dalje të filtrit me pikim ne Kavajë, organizma të inkapsuluara në formën e cysteve, dhe një Ciliate, *Aspidisca costata*

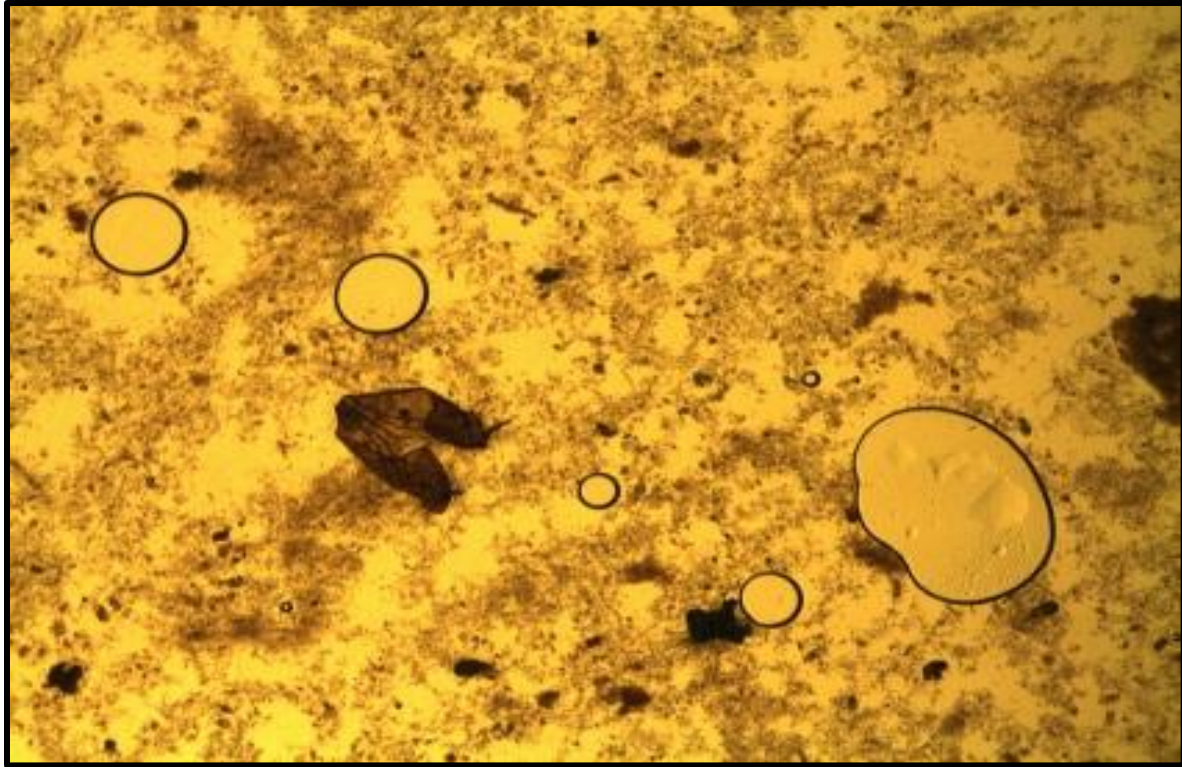


Figure 5.13 Foto të imazheve të identifikuara në dalje të filtrit me pikim ne Kavajë, cyste

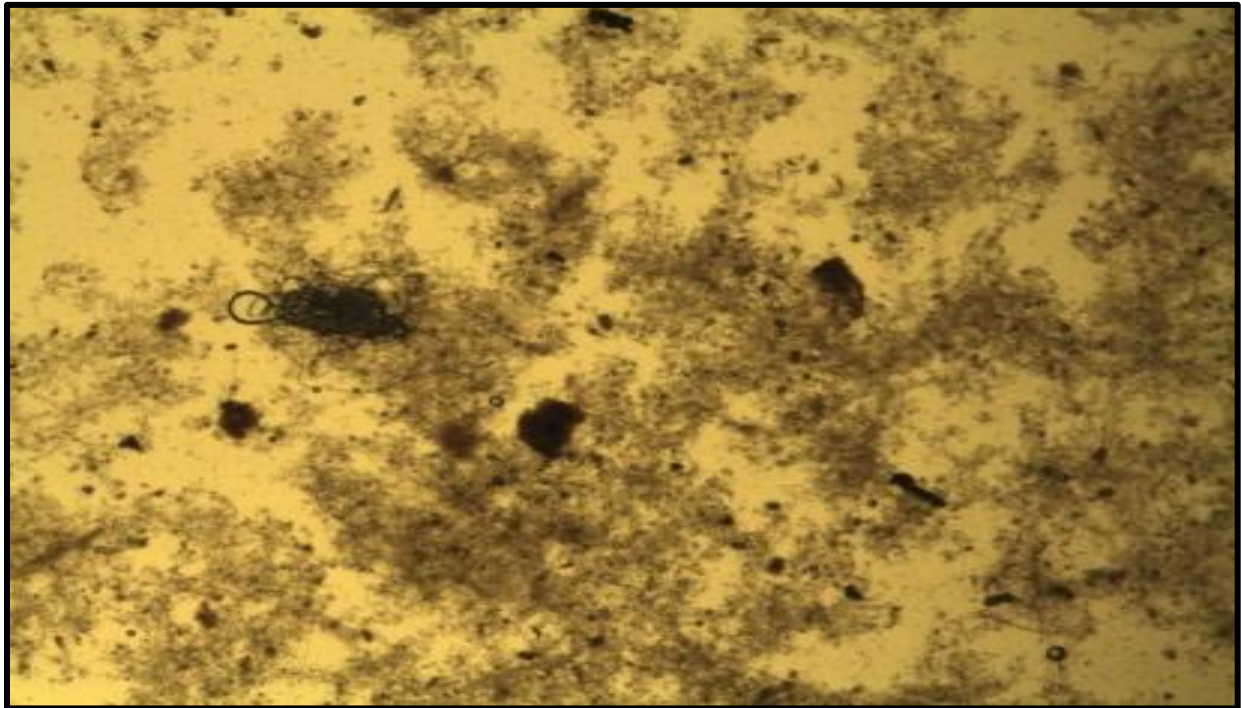


Figure 5.14 Foto të imazheve të identifikuara në dalje të filtrit me pikim ne Kavajë, Actinomycetes bacteria dhe Zooglea ramigera

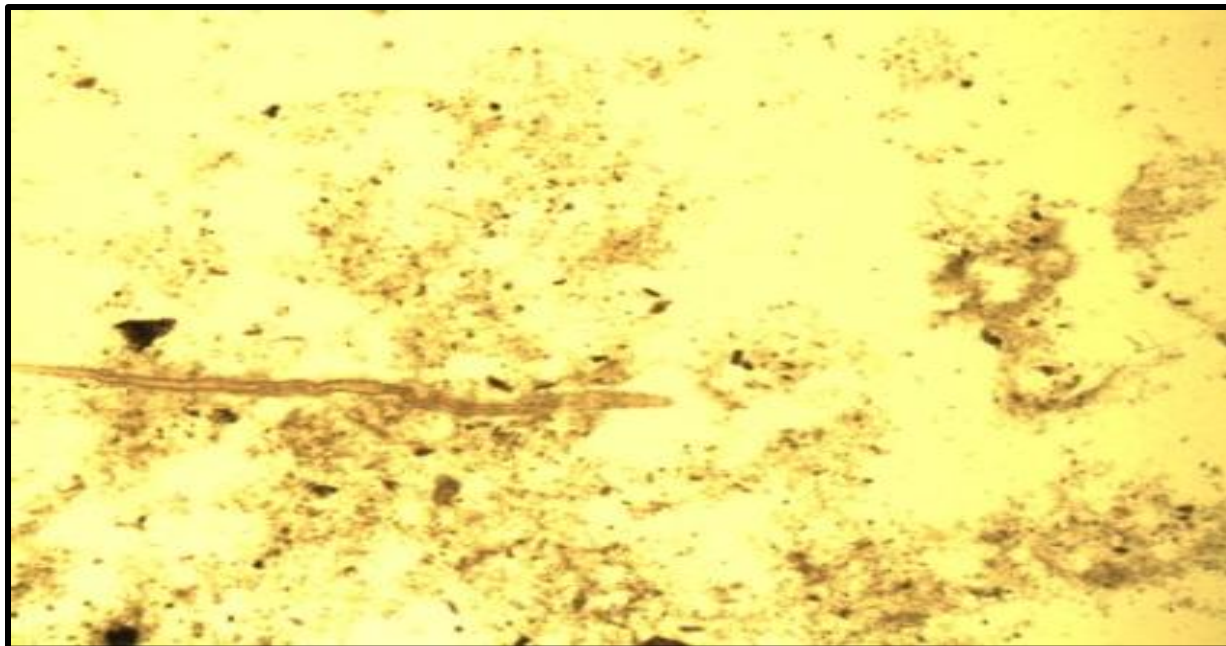


Figure 5.15 Foto të imazheve të identifikuara në dalje të filtrit me pikim ne Kavajë, *Nematoda* sp.

Bacteria përbën bazën e zinxhirit ushqimor duke vepruar në lëndët organike të ujrave të ndotur që po trajtohen. Lëndët e tretura zvogëlohen me shpejtësi, ndërsa pjesëzat koloidale intrapolohen në një shtresë xhelatinoze të krijuar nga bakteriet për formimin e biofilmit [1], [17]. Bashkësia bakteriale është e përbërë nga saprofite primare dhe sekondare, pak a shumë si në bioreaktorët me rritje në suspensë, duke përfshirë antarë të gjinisë *Achromobacterium*, *Alcaligenes*, *Flavobacterium*, *Pseudomonas*, *Sphaerotilus*, dhe *Zooglea* (Fig. 5.12, Fig. 5.13, Fig. 5.14, Fig. 5.18, Fig. 5.19, Fig. 5.20) [31], [32]. Megjithatë, ndryshe nga kulturat me rritje në suspensë, shpërndarja e specieve është funksion i pozicionit në reaktor [44]. Reaktorët me rritje të fiksuar mund të përmbajnë gjithashtu bakterie nitrifikuese, siç janë përfaqësuesit e gjinive *Nitrosomonas* dhe *Nitrobacter*, të cilët priren të gjenden në rajonet e filmit ku përqëndrimi i substratit organik është i ulët [45].

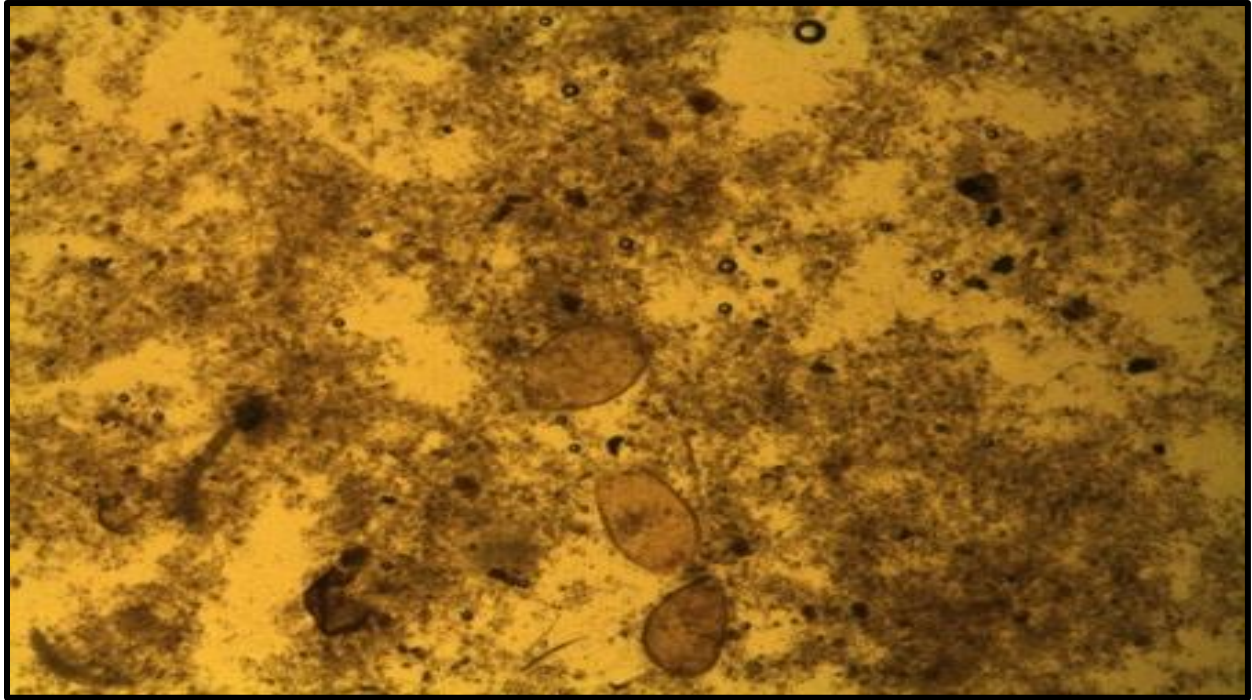


Figure 5.16 Foto nga speciet e Ciliateve, Carchesium polypinum, e cila jeton ne koloni

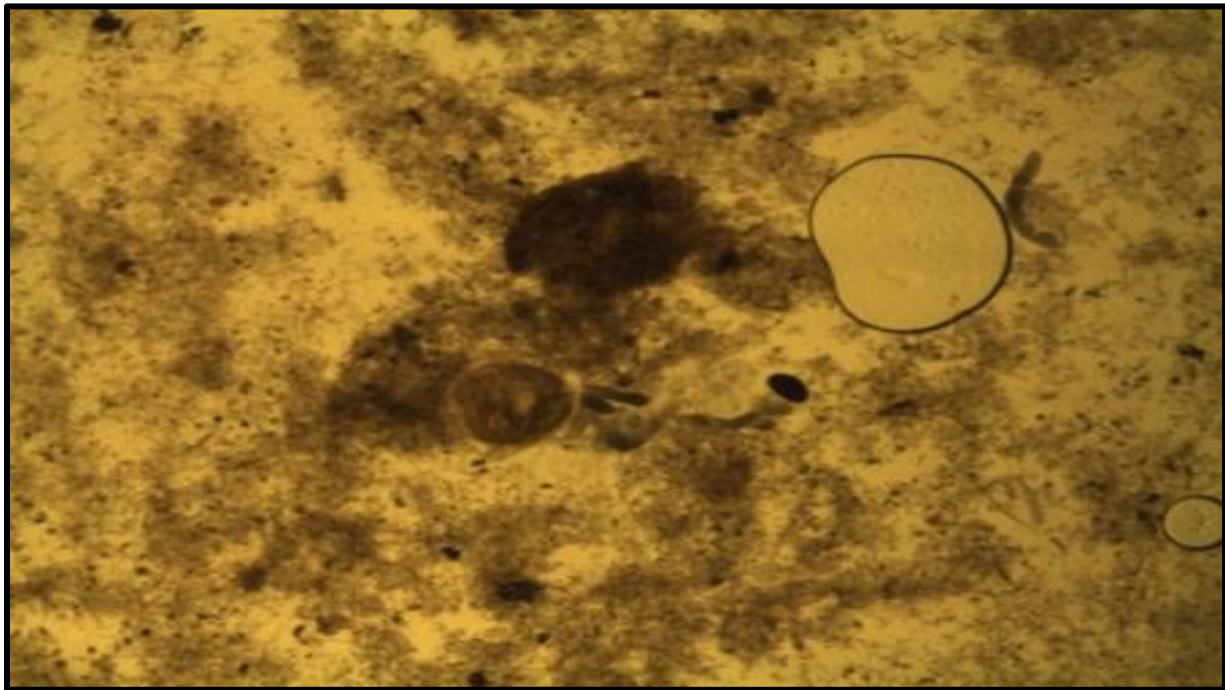


Figure 5.17 Foto e Cladocereve, gj.Daphnidae.

Në filtrin me pikim të Impiantit të Kavajës dallohen me shumicë bashkësi të Eucarya. Janë identifikuar mbi 90 lloje të kërpudhave, dhe nga këto më shumë se 20 lloje mendohet të jenë banorë të përhershëm të bashkësisë. Roli i tyre është i ngjashëm me atë të bakterieve

saprofite. Gjithashtu është vënë re prania e shumë protozoarëve, me bashkësi të mëdha të *Sarcodina*, *Mastigophora*, dhe *Ciliata* (fig. 5.12, fig. 5.16). Roli i tyre është kryesisht ai i grabitqarëve [27]. Përfundimisht, filtri me pikim i Impiantit të Kavajës, përmban një bashkësi të lartë të metazoarëve, të përbërë nga krimbat unazorë, larva insektesh dhe kërmij (Fig.5.11, Fig. 5.12, Fig. 5.15). Këta ushqehen me shtesën mikrobiale dhe në disa raste janë përgjegjës për shkatërrimim e gjerë të shtresës biologjike [41].

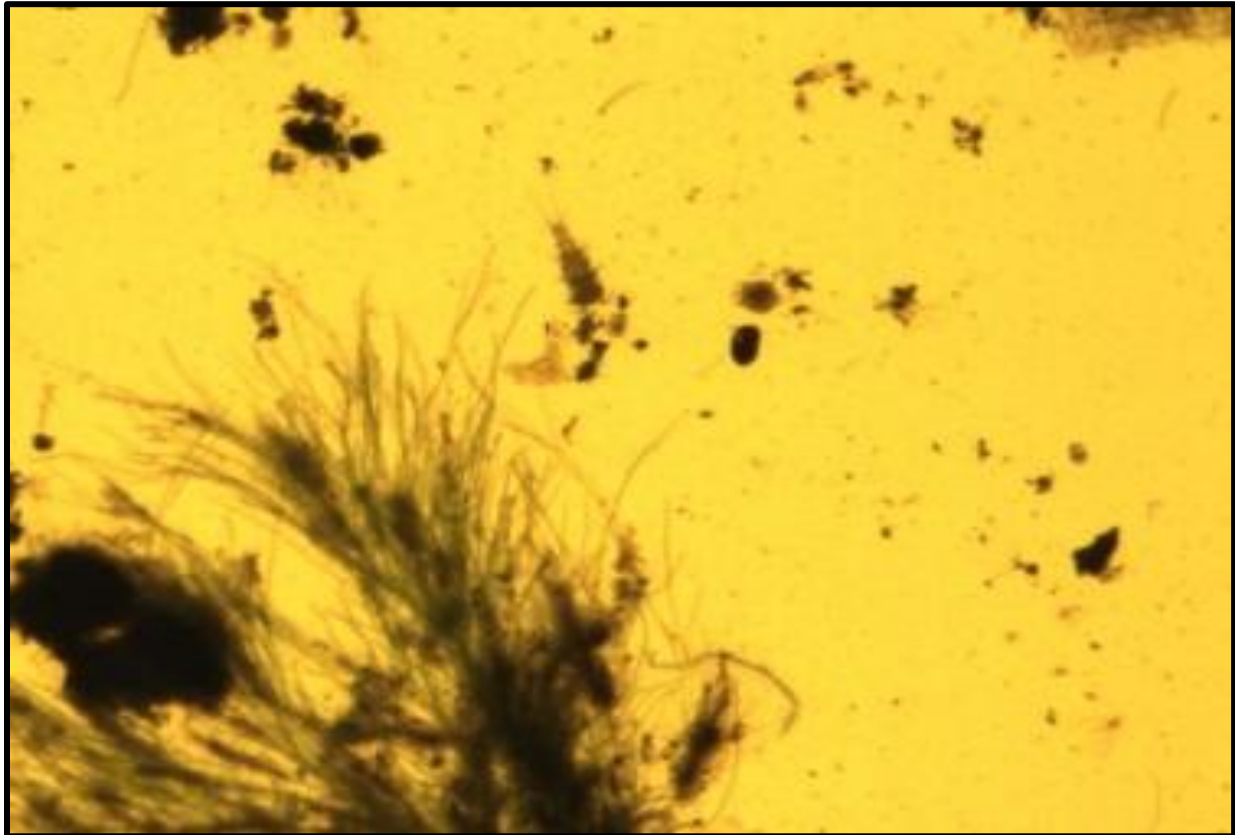


Figure 5.18 Foto te imazheve të identifikuara në pjesën e sipërme të filtrit me pikim, alga fijëzore, Copepod (*Diaptomus*), *Rotatorie*

Gjatë funksionimit biokimik jo të gjitha bakteriet janë të dobishme, disa janë të padëshiruara. Në sistemet aerobe/anoksike mund të rriten dy forma të bakterieve të pa dëshiruara. Njëra rritet si fije ose filament i gjatë, të cilat përziejhen me pjesët e bioflokut dhe interferojnë në sedimentim. Ato quhen bakterie fijëzore [1]. Edhe pse një numër i vogël filamentesh mund të sigurojnë forcimin e bioflokut, duke penguar shkatërrimin e tij nga forcat ndarëse të fluidit, shumë nga to mund të shërbejnë për të mbajtur pjesët e bioflokut të ndara siç tregohet në figurën 1.3 b dhe që vihet re në dekantuesin sekondar [37]. Shmangia e këtij fenomeni realizohet me anë të fletës

metalike të dhëmbëzuar që është e instaluar në dekantuesin sekondar (fig. 2.9). Kur ndodh ky fenomen sedimentimi është jo eficient dhe biomasa nuk do ngjeshet deri në një volum të vogël të nevojshëm për të lejuar shkarkimin e efluentit të pastër.

Tipi tjetër i bakterieve të padëshiruara, në bioreaktor me ajrim, formon sasi të mëdha llumi. Trashësia e llumit mund të bëhet aq e madhe saqë mund të mbulojë basenet e ajrimit dhe sedimentimit, duke ndërprerë procesin e trajtimit dhe duke vendosur në rrezik personelin e impiantit [37], [38], [39].

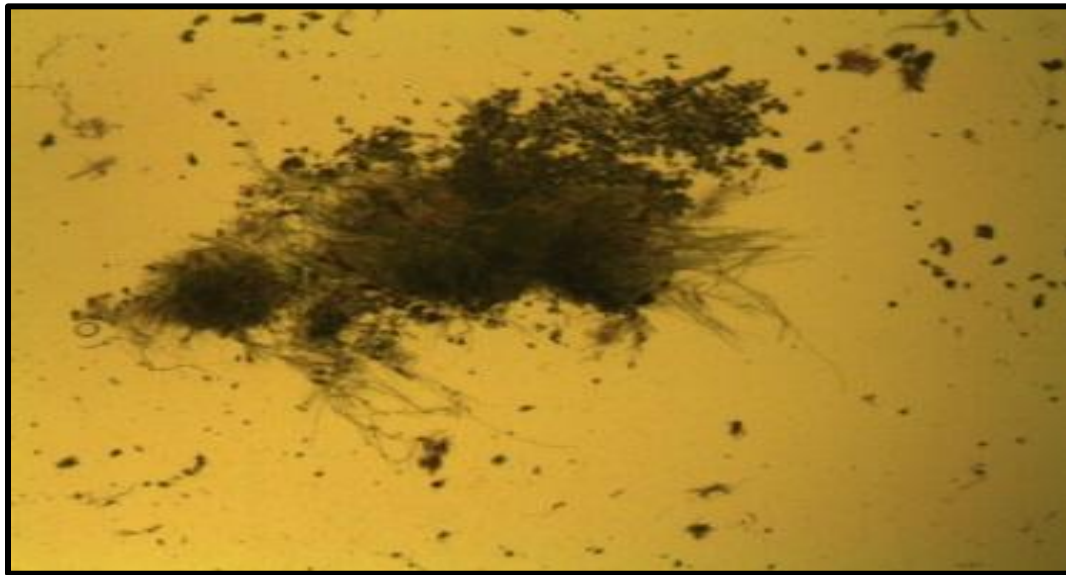


Figure 5.19 Foto te imazheve të identifikuara në pjesën e sipërme të filtrit me pikim, alga fijëzore, *Cyanophite*

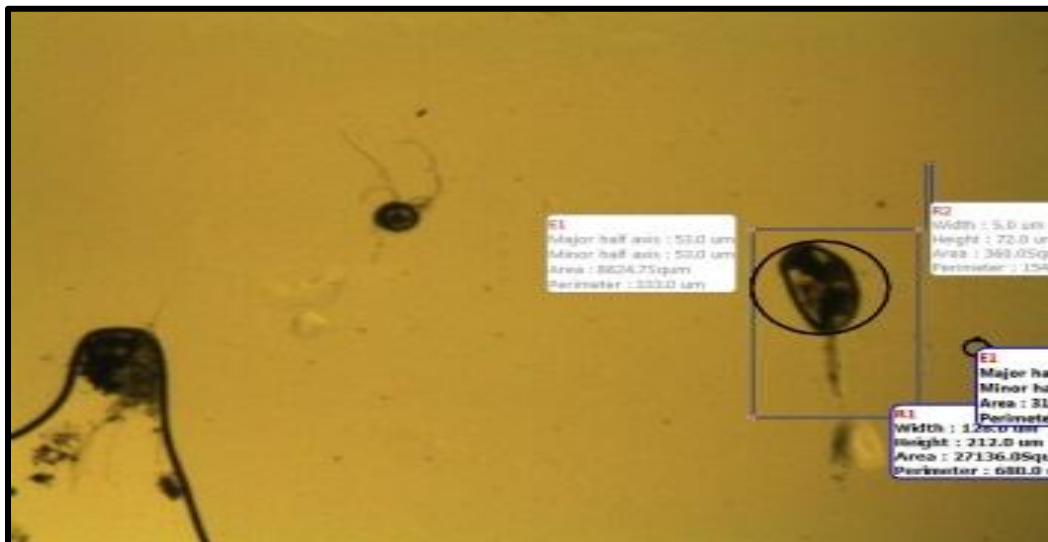


Figure 5.20 Foto te imazheve të identifikuara në pjesën e sipërme të filtrit me pikim, *Flagellat, Anisonema sp*

Si pasojë e natyrës së shumëllojshme të bashkësisë mikrobiale në bioreaktorin tonë me rritje të fiksuar, ndërveprimet mikrobiale janë ekstremisht komplekse. Fatkeqësisht, dihet akoma pak për ndikimet e këtyre ndërveprimeve në performancën e sistemit në krahasim me sa dihet për sistemet me rritje në suspensë [46].

KONKLuzionet

1. Rezultatet e monitorimit të ujërave të ndotura të njësisë bashkiake nr. 5 të Tiranës, treguan që ujërat e ndotura urbane për qytetin e Tiranës nuk kanë luhatje të mëdha përsa i takon ndotjes, si gjatë stinëve të ndryshme ashtu edhe gjatë muajve të ndryshëm. Krahasuar me rezultatet në Kavajë parametrat tregojnë një ndotje më të lartë kryesisht për shkak të ndotjes më të madhe të mjedisit urban.

Në Kavajë shohim që ka një luhatje më të madhe të vlerave të parametrave të ndotjes për periudhat me më shumë rreshje në krahasim me ato periudha që i takojnë kohës me thatësi. Në stinën e verës vlerat e NKO-së të influentit në hyrje të Impiantit takohen edhe me vlerat ekstreme si 1193 mg/l O₂ dhe NBO₅ me vlerë 482 mg/l O₂.

2. Shtresa biologjike e biofiltrit me pikim të përdorur në Impiantin e Ujërave të Ndotura në Kavajë ashtu si edhe ajo e llumit aktiv biologjik, është e përbërë nga një bashkësi e komplikuar popullatash të mikroorganizmave me përfaqësues kryesorë nga grupet sistematike të bacterieve, actinomyceteve, viruseve, algave, kërpudhave, rotatorieve dhe krimbave etj, por me një kinetikë biologjike që luhatet shumë në stinë të ndryshme të vitit.

Në shtresën e sipërme të filtrit biologjik konstatuam specie të algave, flagelatëve, copepodëve, rotatorieve ndërsa në pjesën e ndërmjetme të filtrit konstatuam specie karakteristike të zonave anoksike dhe anearobe si ciliatë, nematodë, ciste të specieve të inkapsuluara si dhe grabitqarë si rotatoriet.

3. Një nga disavantazhet e ventilimit me anë të të rrymave natyrore si ai që është në biofiltrin e Kavajës, është mundësia e ndodhjes të kushteve neutrale të densitetit, të cilat sjellin si rezultat mungesën e rrymave të ajrit në filtrin me pikim dhe krijimin e kushteve anaerobe duke çuar në formimin e fragmente të biofilmit, krijimin e shtresave anaerobe obligatore dhe atyre fakultative. Kjo ndodh për shkak të prodhimit të ulët të bakterieve nitrifikuese dhe prezencës së grabitqarëve e konstatuar nga identifikimi i mostrave të marra në Kavajë që cilët konsumojnë biomasën e filtrit me pikim.
4. Temperatura dhe lagështira e mjedisit të jashtëm ndikojnë në densitetin e oksigjenit në shtresa të ndryshme të filtrit. Në stinën e verës temperaturat e larta ndikojnë në shumëllojshmërinë e specieve duke e zvogëluar atë. Në mostrat e marra në stinën e verës

nuk u konstatuan lloje të ndryshme të ciliateve, si psh Vorticella, Aspidischa, etj. Prishja e ekosistemit të biofilmit ndikon direkt në uljen e efikasitetit të biofiltrit.

5. Sipas monitorimeve të kryera në lidhje me luhatjen e parametrave kimikë NBO_5 dhe NKO për të përcaktuar kinetikën biologjike të biofiltrit, përqindja e reduktimit të NBO_5 për periudha të ndryshme të studimit ka rezultuar si më poshtë:

- Në periudhën e vjeshtës luhaten nga 79.09% - 89.33%
- Në periudhën e dimrit luhatet nga 45% - 89%
- Në periudhën e pranverës luhatet nga 55.26% - 73.10%, dhe
- Në periudhën e verës nga 20.66% - 81.52%.

Këto luhatje në stinën e verës shoqërohen me shtimin e aromave të pakëndshme, si pasojë e çlirimit të gazeve të dekompozimit anaerob si H_2S , NH_3 , CH_4 , CO_2 , etj, të cilat u konstatuan nga vëzhgimi ynë, në terren deri në 1 km larg nga Impianti.

6. Mbushësi i përdorur në filtrin biologjik në Impiantin e Kavajës nuk është zgjedhur më i miri i mundshëm, pasi ai nuk siguron kontaktin maksimal të oksigjenit me speciet.

REKOMANDIMET

Rekomandimet e kësaj teze disertacioni janë fokusuar në mirëmbajtjen e Impianteve të trajtimit të Ujërave të Ndotura Urbane dhe sidomos në rastin konkret të mirëmbajtjes së biofiltrit të llojit filtër me pikim të përdorur në Impiantin e Kavajës.

Për mirëmbajtjen e biofiltrit rekomandojmë:

1. Të kontrollohet trashësia e terrenit biologjik të biofiltrit që thellësia e tij as të mos rritet dhe si rrjedhim të mos shfaqen kushte anaerobe, as të mos hollohet pasi mund të shoqërohet me probleme toksike, luhatje të pH, dhe si rrjedhim dëmtim të biocenozës të biofiltrit të llojit me pikim.
2. Të vëzhgohen ndryshimet e ngjyrës poshtë shtresës së parë të biofiltrit.
3. Të meren masa për rritjen e shkallës së riqarkullimit për të “holluar” influentin në filtër, në rastin e mbingarkesës organike dhe bllokimit të filtrit.
4. Të mirëmbahet shtresa biologjike e biofiltrit, duke e hequr dhe rivendosur atë.
5. Për të shmangur mizat e mushkonjat në biofiltër dhe në afërsi të impiantit, të kryhet përmytje dhe klorinim i filtrit, përdorimi i një insekticidi të duhur.
6. Në lidhje me aromat e pakëndshme të kontrollohet mbingarkesa organike dhe procesi i riqarkullimit të ujërave të ndotura përpara se ato të hyjnë në biofiltër.
7. Rekomandohet përdorimi i metodologjisë së aplikuar në këtë temë doktorate në Impiante me të njëjtën metodë trajtimi që janë instaluar ose do të ndërtohen në vendin tonë.

Për mirëmbajtjen e impiantit rekomandojmë:

1. Të bëhet veçimi i ujërave të shiut nga ujrat urbane, me qëllim që të mos kemi probleme përgjatë periudhës së dimrit lidhur me rritjen e prurjes në Impiant, dhe të kontrollohet gjatë periudhës së pranverë – verë përdorimi i tyre për vaditje gjë që çon në uljen e prurjes.
2. Pellgu (rezervuari) anaerob të funksionojë sipas parametrave teknikë të parashikuar në projekt, për të ndihmuar në funksionimin optimal të biofiltrit.

LITERATURA

1. Grady C.P.Leslie, Jr., Daigger Glen T., Lim Henry C., “Biological Wastewater Treatment”, second edition, revised and expanded, Taylor & Francis Group , (1999), fq.19 – 54, fq. 715 – 750, fq. 843 – 898.
2. Tchobanoglous, G., F. L. Burton and H. D. Stensel, “Wastewater Engineering: Treatment and Reuse”, Metcalf & Eddy, 4th edition, McGraw – Hill, NY, 2003, Kapitulli 7-3.
3. Kiely Gerard, “Environmental Engineering”, McGraw –Hill, 1997, fq 303 – 332, fq 493 – 559, fq. 563 – 619.
4. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, APHA, AWWA, WEF, 20 edition, (1999).
5. AFNOR – Qualite del’Eau, Environment, Paris, 1994.
6. Liço (Floqi) T., Disertacioni “Pastrimi i Ujërave të Ndotura të Industrisë Tekstile”, 1990, fq 84 – 89, fq. 91 – 100.
7. Liço T., Ndikimi i temperaturës dhe i ngarkesës organike në vetitë fiziko – kimike dhe biologjike të llumit aktiv, Buletini i Shkencave Natyrore, 1989.
8. Vismara R., Depurazioni Biologica, Teoria e Processi, HOEPLI, Milano, 1982, fq. 209 – 236.
9. Andrew R.W. Jackson & Julie M. Jackson, “Environmental Science, The natural Environment and human Impact”, Logman, England, 1996 fq. 281 – 283, 283 – 287, 330 – 334.
10. Eddy, S. and Hodson A.G., Taxonomic keys to the common animal of the North Central States, Exclusive of the Parasitic Worms, Insects and Birds, Burgess Intl Group, third edition – 1982, fq. 1 – 7, 12 – 20, 60 – 67, 81 – 85.
11. Asit K. Biswas, “Water Resources, Environmental Planning, Management and Development”, McGraw – Hill, New- York, 1996, fq. 297 – 308, fq. 382 – 387.
12. G. TYLERMILLER, Jr. “Living In the Environment”, Wadsworth Publishing Company, Belmont, California, 1988, fq. 458 – 460, fq 465 – 466, fq. 478 – 482.
13. Atkinson G., “Fixed-film Reaktors”, J.A.C.B, vol.26, Nr.5, Maj 1976, fq.290-292.

14. Bitton Gabriel, “Wastewater Microbiology”, Third Edition, J. Wiley, 2005, fq. 20- 25, fq. 291 – 306.
15. Berbeni P., “L’importanza della protezione del lago di Como eifini dell approvvigionamento idrico”, L’Inquinamento, Nr.9, 1971, Milano, fq.16-24.
16. Bianucci G., Bianucci R., “Il Trattamento Delle Acque Inquinare”, Milano, 1982, fq.14,15,30-38, 81, 130-134, 136, 140,141, 166, 202, 241-249, 275-288, 305-320, 262-370.
17. Bunch R.L., “Biological Filters”, JWPCF, vol.47, Nr.6, 1975, Washington, fq.1258-1260.
18. Carli A. e Crisafi P., “Copepodi Lagunari”, Genova, 1983, fq.23.
19. Dourless R., Williams R., “Elimination of Chloride interference in COD”, “Anal. Chem.”, 65/1963, fq.1064.
20. Fair M.G., Geyer C.J., Okun A.D., “Water purification and Wastewater Treatment and Disposal”, Vol.2, New York, 1986, fq.34-9, 35-4, 35-15.
21. Gaudy F.A and Gaudy T.E., “Mixed Microbial Populations, Advances in biochemical engineering 2”, New York, 1972, fq.97-143.
22. Ghosh S., Conrad J.R, Klass D.L., “Anaerobic acidogenesis of wastewater sludge, JWPCF, Vol.47, Nr.1, 1975, fq.30-44.
23. Lambert J., “Inorganic Analytical Chemistry in Aqueous System “, Water and Water Pollution “ Vol.3.
24. Lulo S., “Pastrim i mjedisit nga ndotjet e ngurta dhe ujërat e zeza komunale, Tiranë”, 1984, fq. 260- 265.
25. Lulo S., Gjebrea A., etj, “Mbi studimin e shkallës së ndotjes së ujërave të zeza të qytetit të Tiranës, Ministria e Ekonomisë Komunale”, Tiranë, 1985.
26. Stanier R.Y, Adelberg E.A, Ingraham J.L., “Microbial World”, 1976, fq.550, 608, 640.
27. Strumia F., Soprani S., Puzzarini P., Farina R., “Analisi dei protozoi ciliati nell impianto di depurazione della città di Cerva”, Inquinamento, Nr.11, 1976, fq. 38-46.
28. Vaicum L., “Epurarea Apelor Uzate Cu Namol Activ”, Bucuresti, 1981, fq.146-148, 150-1159.
29. Vernon T., Stack J., “Biochemical Oxygen Demand Measurement Water and Water Pollution Handbook”, New York, 1972, fq.801-818.

30. Gjinali Enkelejda, “Trajtimi i Ujit të Ndotur Urban dhe Realiteti Shqiptar”, 2009, fq. 26-63
31. Gjikhuri Lekë, “Zoologjia e Parruazorëve (Invertebrorëve)”, SHBLU, 1994
32. Dorit, Walker, Barnes, “Zoology”, International Edition, Saunders College Publishing, 1991, fq 561 – 581, fq 641-655, fq. 693 - 766
33. They E., Metodi di Limnologia, Istituto di Parma, 1966 fq. 24 – 50
34. Barnes R.S. K., mann K.H., “Fundamentals of Aquatic Ecology”, Blackwell Second Edition, 1991, fq. 39 -52
35. Moss Brian, “Ecology of Fresh Waters”, Man and Medium, Blackwell Second Edition, 1988, fq 147 – 155, fq 205 - 229
36. Wisconsin Department of Natural Resources, WW Operator Certification, Introduction to Trickling Filter and RBC`s Study Guide, September 1995 Edition, Subclass B
37. Cortinovis, Dan. Ridgeline Press, Controlling Wastewater Treatment Processes, 1984.
38. Manual of Practice No. 11 (mop 11), 2nd edition, (1990), Volumes I, II, and III. Water, Environment Federation, Operation of Municipal Wastewater Treatment Plants
39. Kenneth D. Kerri, California State University, Operation of Wastewater Treatment Plants, 3rd Edition (1990), Volumes 1 and 2.
40. Diederik Rousseau, Tineke Hooijmans, Based on lecture notes of Dr. Peter Van der Steen, Presentation: Trickling filters and rotating biological contactors :attached growth processes, UNESCO- IHE
41. Wm. Bridge Cooke. Trickling Filter Ecology, JSTOR : Journal Ecology, Vol 40, No 2 (April, 1959), fq. 273 - 291
42. Donald G. Munksgaard, James C. Young, Flow and load variations at wastewater treatment plants, JSTOR: Journal (Water Pollution Control Federation), Vol. 52, No. 8, August 1980, fq. 2131 - 2144
43. EPA Design manual – Onsite Wastewater treatment and Disposal Systems, Chapter 4, Wastewater Characteristics, October 1980.
44. Fixed Film Forum: “What are trickling filters and how do they compare with activated sludge?”, 2012
45. Kincannon, Don F., Sherrard, Joseph H., Trickling filter versus activated sludge: when to select each process, Proceeding of the 28th Industrial Waste Conference, 1973, fq. 69 – 75

46. Richard Runion, “Wastewater – activated Sludge process – Is the trickling Filter Process Better?”
47. Waleed M. Zahid, “Cost analysis of trickling filter – filtration and activated – sludge plants for the treatment of municipal wastewater”, The proceedings of the 7th Saudi Engineering Conference, College of Engineering, King Saud University, 2 -5 Dec. 2007
48. EPA, “Wastewater Treatment Manuals – Primary, Secondary and Tertiary Treatment”, Published by EPA Ireland 1997, fq. 5-10
49. Ligji Nr. 9115, dt. 24.07.2003, “Për administrimin e ujërave të ndotura”
50. VKM Nr. 177, dt. 31.03.2005, “Për normat e lejuara të shkarkimeve të lëngëta dhe kriteret e zonimit të mjediseve ujore pritëse”
51. <http://www.wef.org/>
52. <http://www.owp.csus.edu/training/>
53. <http://www.piomak.com>