

# PENGARUH GRADIEN KECEPATAN DAN *DISSOLVED OXIGEN* TERHADAP PENYISIHAN COD DAN $\text{NH}_3$ DENGAN *SIMULTANEOUS NITRIFICATION DENITRIFICATION* PADA SISTEM LUMPUR AKTIF

Junaidi<sup>\*)</sup>

## ABSTRACT

*Biological wastewater treatment which is commonly employed is activated sludge system. Its aim is to coagulate suspended, colloidal and dissolved organic matters in the wastewater. Conventional activated sludge consists of aeration tank and sedimentation tank. Organic removal can be identified with COD (Chemical Oxygen Demand) values. Ammonia ( $\text{NH}_3$ ) can be removed in activated sludge process in 2 stages nitrification and denitrification. These stages are usually conducted in 2 separate tanks, aerobic tank for nitrification and anoxic/anaerobic tank for denitrification. However, This experiment attempted to remove ammonia in 1 tank, with Simultaneous Nitrification Denitrification (SND). Application of Granular Activated Carbon (GAC) as the attach media of microorganism, combined with suspended system of activated sludge, is expected to be able to remove ammonia better. It can be accomplished in extreme condition that is less than 2 mg/L of DO (Dissolved Oxygen) concentration. Mixing can affect the formation of flocs where nitrification-denitrification occurs. Therefore, variation of DO and Mixing Velocity Gradient (G) is used in this experiment. Nitrogen removal with GAC can remove COD and ammonia better than that without GAC (decrease less than 15%). The highest rate of ammonia removal which was 83.85 % was accomplished in G (40-70) /s and (1.5-2) mg/L of DO. The highest rate of COD removal which was 99.65 % was accomplished in G (10-40) /d and (2-2.5) mg/L of DO.*

**Keywords:** GAC, activated sludge, COD, ammonia, nitrification, denitrification, SND

## I. LATAR BELAKANG

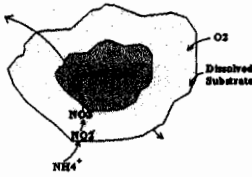
Limbah glukosa merupakan limbah organik, jika terjadi akumulasi dalam jangka waktu yang lama materi organik tersebut akan membusuk sehingga menimbulkan gas yang berbau dan berbahaya. Pengolahan air limbah dengan konsentrasi zat organik tinggi pada umumnya menggunakan pengolahan secara biologi baik secara aerobik maupun anaerobik (Djajadiningrat, 1992).

Salah satu jenis pengolahan air limbah secara biologi yang banyak diterapkan adalah dengan lumpur aktif (*Activated Sludge*). Pengolahan air limbah dengan lumpur aktif bertujuan untuk mengkoagulasi zat organik yang tersuspensi, terkoloid, dan terlarut dalam air limbah. Pada sistem lumpur aktif terdapat dua unit pengolahan yaitu tangki aerasi dan tangki pengendap. Tangki aerasi dilengkapi dengan aerator yang berfungsi sebagai suplai udara bagi mikroorganisme sekaligus pengadukan yang bertujuan untuk mempercepat kontak mikroorganisme dan air limbah yang akan diolah. Selain itu pengadukan juga berfungsi untuk menjaga lumpur agar tidak

mengendap di dasar tangki aerasi. Tangki pengendap berfungsi untuk mengendapkan flok biologi yang terbentuk dari proses degradasi oleh mikroorganisme (Tchobanoglous dan Burton, 1991).

Komponen utama penyusun materi organik antara lain karbon dan nitrogen. Dalam nitrifikasi-denitrifikasi, penyisihan nitrogen dilakukan dalam dua tahap. Pada tahap pertama yaitu nitrifikasi, nitrogen ammonia dioksidasi secara biologis menjadi nitrit dan kemudian menjadi nitrat, pada tahap ini nitrogen hanya berubah bentuk menjadi nitrat dan belum disisihkan. Agar tercapai tujuan untuk memperoleh gas nitrogen, maka perlu dilanjutkan dengan denitrifikasi. Denitrifikasi terjadi ketika konsentrasi  $\text{O}_2$  dalam air limbah menjadi cukup rendah (Tchobanoglous dan Burton, 1991). Namun proses nitrifikasi denitrifikasi ini dapat dilakukan secara simultan atau dikenal dengan *Simultaneous Nitrification Denitrification* (SND).

Dalam SND ini proses nitrifikasi terjadi di bagian luar flok yang kondisinya aerobik dan denitrifikasi di bagian dalam flok yang anoxic (gambar 1)



Gambar 1. Nitrifikasi-denitrifikasi dalam flok biologi

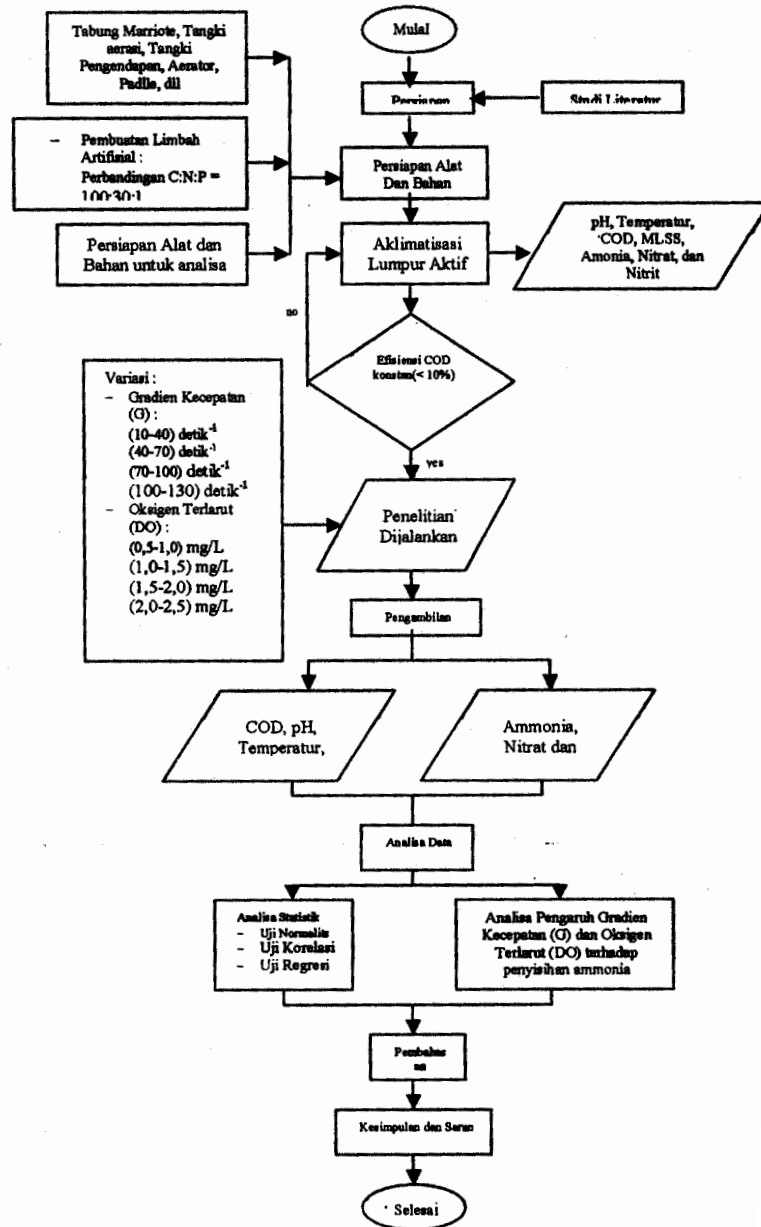
Dalam penelitian ini, proses nitrifikasi dan denitrifikasi dilakukan dalam satu tahap proses aerobik (SND). Kemudian dengan penambahan karbon aktif sebagai media terikat pertumbuhan mikroorganisme diharapkan laju penyisihan nitrogen dalam proses SND ini meningkat.

Tujuan penelitian ini adalah melihat pengaruh G dan DO pada proses SND dengan dan tanpa penambahan karbon aktif.

## II. METODOLOGI PENELITIAN

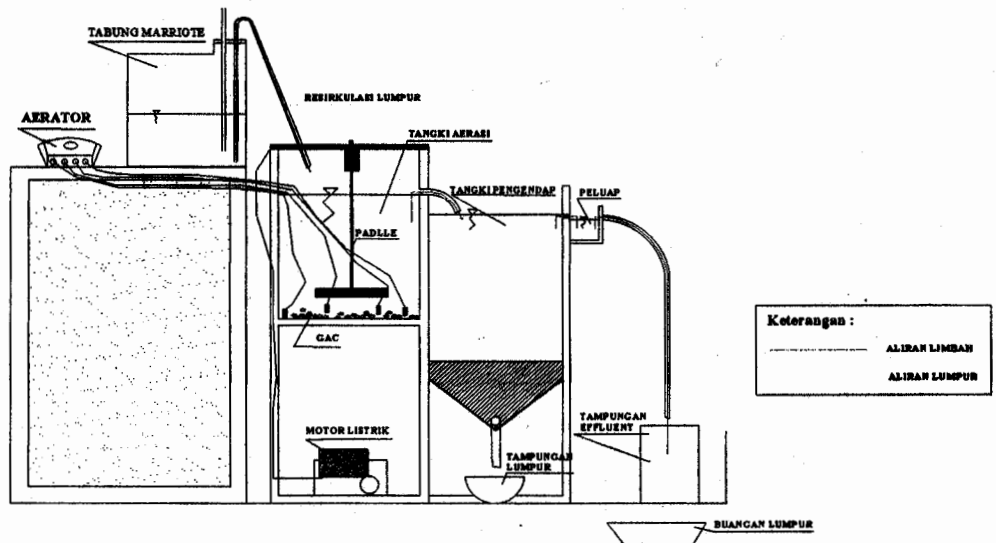
### 2.1. Tahap Persiapan

Penelitian dilakukan pada skala laboratorium dimulai dengan tahap persiapan yang berupa desain dan pembuatan reaktor, persiapan alat dan bahan, persiapan peralatan dan reagen untuk analisa ammonia, COD, nitrit, nitrat, MLSS, pH dan temperatur. Tahap selanjutnya adalah aklimatisasi lumpur (biomassa) yang dilakukan dengan menjalankan reaktor dengan penambahan air limbah yang telah dibuat dengan debit 0.12 ml/dt. Aklimatisasi dikatakan berhasil jika efisiensi penurunan COD relatif konstan dengan perbedaan kurang dari 10%. Setelah lumpur siap digunakan reaktor dijalankan dengan variasi DO (*Dissolved Oxygen*) dan Gradien Kecepatan. Kemudian data MLSS diambil dari analisis sampel pada tangki aerasi, data lainnya yang berupa COD, amonia, nitrit dan nitrat diambil dari effluen tangki pengendap. Data yang telah diperoleh dianalisis untuk mendapatkan kesimpulan ada tidaknya hubungan DO (*Dissolved Oxygen*) dan Gradien Kecepatan terhadap penyisihan COD dan amonia. Serta pengaruh efisiensi penyisihan amoniak dengan penambahan karbon aktif. Tahapan penelitian ini dapat dilihat pada gambar 2.



Gambar 2. Tahapan Penelitian

## 2.2. Pelaksanaan



Gambar 3. Rangkaian Alat Penelitian

Pada penelitian ini dilakukan empat variasi G dan empat variasi DO. Dengan demikian variasi penelitian ini dilakukan sebanyak 16 kali tanpa penambahan GAC dan 16 kali dengan penambahan GAC. Variasi G dilakukan dengan mengubah putaran paddle yang dimasukkan dalam tangki aerator sedangkan variasi DO dilakukan dengan mengubah debit udara (jumlah selang) yang dimasukkan dalam tangki aerasi. Air limbah glukosa (*influent*) yang ada dalam tabung mariote dialirkan melalui pipa dengan debit rata-rata 0.12 mL/detik menuju ke tangki aerasi. Di dalam tangki aerasi, limbah bercampur dengan lumpur aktif yang dilengkapi dengan aerator sebagai suplai udara, paddle sebagai pengaduk dan penambahan karbon aktif granular (GAC) sebanyak 1.8 g (12.5 % MLSS). Di sini akan terjadi proses degradasi materi organik dalam limbah oleh mikroorganisme. Selanjutnya limbah dan lumpur yang tercampur akan mengalir ke dalam tangki pengendap untuk pemisahan cairan dan padatan. Cairan yang telah terpisah dari padatannya dinyatakan sebagai *effluent* sedangkan padatan yang terbentuk akan dikembalikan ke dalam tangki aerasi sebagai lumpur resirkulasi dan sebagian lainnya dibuang. Rangkaian alat penelitian dapat dilihat pada gambar 3. Dari influent sampai effluent dan lumpur, semuanya dialirkan dengan gravitasi.

## III. HASIL DAN PEMBAHASAN

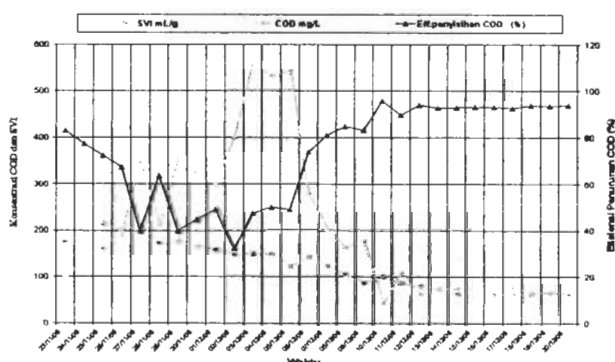
### 3.1. Aklimatisasi Lumpur

Pengukuran pH menunjukkan nilai (6,9-7,3), temperatur adalah (26-28) °C. Variabel yang dikontrol pada tahap ini adalah SRT yaitu (6-8) hari, DO (1.5-3.0) mg/L dan MLSS (2500-3000) mg/L dengan dasar aplikasi proses lumpur aktif secara konvensional di lapangan dan menurut kriteria desain (Tchobanoglous dan Burton, 2003).

Limbah buatan berasal dari larutan glukosa yang memiliki komposisi glukosa : urea : TSP = 100:30:1 karena untuk membiasakan adanya bakteri *nitrifier* yang berfungsi untuk mengoksidasi ammonia melalui proses nitrifikasi. Komposisi 100:30:1 adalah komposisi terbaik untuk mendapatkan efisiensi penurunan amonia tertinggi (Supriyatin, 2006).

Konsentrasi COD yang diberikan pada air limbah adalah 585,91 mg/L kemudian dinaikkan menjadi 1065,25 mg/L. Aklimatisasi membutuhkan waktu selama 28 hari, dimana pada 2 minggu pertama efisiensi penyisihan COD masih berfluktuasi, kemudian mulai konstan pada tanggal 13-20 Desember 2006.

Penyisihan COD konstan terjadi pada hari ke 13-20, Efisiensi penyisihan COD ini berkisar (91.97-95.89)%. Keberhasilan aklimatisasi ditandai dengan efisiensi penyisihan COD yang relatif konstan dengan deviasi kurang dari 10% yaitu 0,53 %. Dengan demikian maka lumpur telah teraklimatisasi dan siap untuk digunakan dalam penelitian.



Gambar 4. Hasil Aklimatisasi

3.2. Hasil Penelitian

Hasil penelitian pengaruh Gradien Kecepatan (G) dan Dissolved Oxygen (DO) terhadap efisiensi penurunan ammonia pada system lumpur aktif dengan penambahan GAC yang dilakukan dengan 4 variasi G dan 4 variasi DO di tabel 1 dan perbandingan dengan tanpa penambahan GAC di tabel 2.

Tabel 1. Hasil Penelitian dengan GAC

DO (mg/L)	Keterangan	Gradien Kecepatan ( /d)			
		(10-40)	(40-70)	(70-100)	(100-130)
(0.5-1)	COD out (mg/L)	147.06	156.93	163.50	303.37
	Ef COD (%)	86.19	85.27	84.65	71.52
	Amonia (mg/L)	69.50	72.50	80.50	89.00
	Ef Amonia (%)	76.37	75.35	72.63	69.75
(1-1.5)	COD out (mg/L)	143.86	152.42	155.30	250.95
	Ef COD (%)	86.50	85.69	85.42	76.44
	Amonia (mg/L)	64.50	66.00	76.50	77.50
	Ef Amonia (%)	78.07	77.56	73.99	73.65
(1.5-2)	COD out (mg/L)	11.03	7.41	14.87	26.12
	Ef COD (%)	98.96	99.30	98.60	97.55
	Amonia (mg/L)	56.00	59.00	47.50	63.00
	Ef Amonia (%)	80.96	79.94	83.85	78.58
(2-2.5)	COD out (mg/L)	3.72	11.19	14.81	21.66
	Ef COD (%)	99.65	98.95	98.61	97.97
	Amonia (mg/L)	56.50	59.50	52.50	59.00
	Ef Amonia (%)	80.79	79.77	82.15	79.94

3.3. Perbandingan Penyisihan COD Dan Amonia Tanpa dan Dengan Penambahan Karbon Aktif.

Penambahan karbon aktif berfungsi sebagai media terlekat pertumbuhan mikroorganisme. Dengan ditambahkan karbon aktif diharapkan kombinasi antara sistem terlekat (karbon aktif) dan sistem tersuspensi (lumpur aktif) dapat meningkatkan kinerja mikroorganisme dalam menyisihkan ammonia dan COD. Karbon aktif yang ditambahkan adalah karbon aktif granular (GAC) yang memiliki diameter >0.1 mm (Tchobanoglous dan Burton, 2003). Sedangkan dosis optimum untuk penambahan GAC adalah sebesar 12.5 % MLSS (Sudarjanto, 1998). Jika MLSS dalam lumpur aktif rata-rata 2868 mg/L, maka dosis GAC yang digunakan adalah sebesar 358.5 mg/L atau sekitar 1.8 g untuk 5 L lumpur dalam reaktor.

Perbandingan nilai efisiensi penyisihan COD dan ammonia tanpa GAC dan dengan GAC dengan influen yang sama dapat dilihat pada tabel 2.

Tabel 2. Efisiensi penyisihan COD dan ammonia tanpa dan dengan penambahan GAC

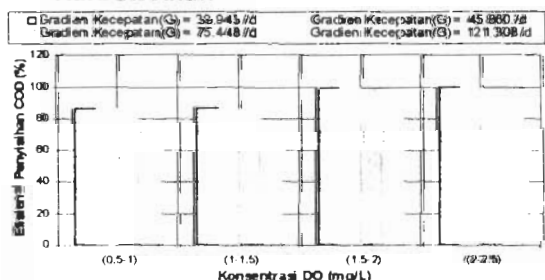
No.	DO (mg/L)	Penyisihan COD (%)		Penyisihan NH3 (%)	
		Tanpa GAC	Dengan GAC	Tanpa GAC	Dengan GAC
Gradien Kecepatan (10-40) /d					
1	(0.5-1)	72.05	86.19	75.75	76.37
2	(1-1.5)	84.99	86.50	76.40	78.07
3	(1.5-2)	98.25	98.96	78.47	80.96
4	(2-2.5)	84.45	99.65	78.27	80.79
Gradien Kecepatan (40-70) /d					
5	(0.5-1)	85.78	85.27	75.24	75.35
6	(1-1.5)	84.81	85.69	75.82	77.56
7	(1.5-2)	98.94	99.30	77.18	79.94
8	(2-2.5)	97.16	98.95	76.97	79.77
Gradien Kecepatan (70-100) /d					
9	(0.5-1)	84.58	84.65	72.52	72.63
10	(1-1.5)	85.14	85.42	73.37	73.99
11	(1.5-2)	98.54	98.60	80.51	83.85
12	(2-2.5)	97.89	98.61	80.27	82.15
Gradien Kecepatan (100-130) /d					
13	(0.5-1)	71.69	71.52	69.12	69.75
14	(1-1.5)	75.48	76.44	72.25	73.65
15	(1.5-2)	95.17	97.55	77.59	78.58
16	(2-2.5)	97.60	97.97	78.54	79.94

Dari tabel 2 dapat dilihat bahwa adanya penambahan GAC dalam reaktor mempengaruhi efisiensi penyisihan COD dan amonia jika dibandingkan tanpa penambahan GAC. Hal ini disebabkan karena sifat dari GAC sebagai media terlekat mikroorganisme dan dikombinasikan dengan media tersuspensi lumpur aktif sehingga mikroorganisme memiliki kemampuan menyisihkan COD dan ammonia yang lebih baik. Hal ini menyebabkan efisiensi penyisihan COD lebih tinggi daripada yang tidak menggunakan GAC. Sedangkan untuk penyisihan amonia, pemakaian GAC menyebabkan efisiensi penyisihannya meningkat, karena GAC sebagai media terlekat mikroorganisme mampu sebagai tempat terjadinya SND.

Proses nitrifikasi terjadi dalam kondisi aerobik ketika mikroorganisme mampu memperoleh suplai udara yang cukup untuk terdegradasi. Nitrifikasi ammonia terdiri dari dua tahap. Tahap pertama, ammonia dikonversi menjadi nitrit, tahap kedua konversi nitrit menjadi nitrat. Sedangkan untuk denitrifikasi terjadi dalam kondisi anerobik. Dalam denitrifikasi terjadi proses reduksi nitrat menjadi gas nitrogen (N<sub>2</sub>). Dalam penelitian ini denitrifikasi terjadi pada bagian dalam flok/ GAC, sedangkan nitrifikasi terjadi pada permukaan flok. Itulah sebabnya lapisan yang langsung di atas flok/GAC ini tertutup sehingga tidak mendapatkan suplai oksigen cukup. Kondisi ini bisa terjadi pada konsentrasi DO rendah yaitu kurang 2 mg/L (Eckenfelder dan Musterman, 1995). Adanya proses SND ini yang menyebabkan efisiensi penyisihan amonia menjadi tinggi.

Berdasarkan analisa statistik, pengaruh GAC ini signifikan, dengan probabilitas < 0,05 (Ho ditolak) dengan tingkat perbedaan 1.58 % untuk penyisihan amonia dan 2.02 % untuk penyisihan COD.

### 3.4. Pengaruh G dan DO Terhadap Penyisihan COD Dengan Penambahan Karbon Aktif.



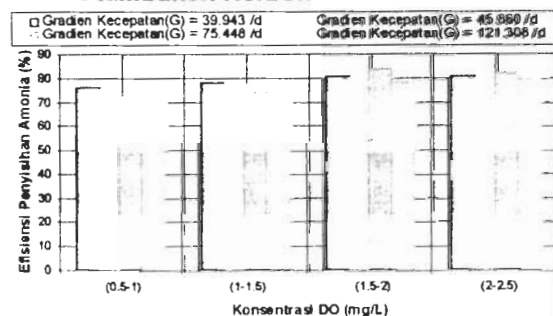
Gambar 5. Pengaruh DO Terhadap Efisiensi Penyisihan COD Pada Berbagai Variasi G

Hasil penelitian dapat dilihat bahwa semakin tinggi konsentrasi DO maka efisiensi penyisihan COD juga tinggi. Semakin besar oksigen terlarut maka mikroorganisme memiliki suplai udara yang cukup sehingga proses degradasi zat organik dalam air limbah akan berjalan sempurna. Dari hasil penelitian didapatkan bahwa efisiensi COD tertinggi berada pada saat DO (2-2.5)mg/L yaitu 99.65 %. Kondisi ini sesuai dengan pernyataan Tchobanoglous dan Burton (1991) yaitu efisiensi penyisihan COD paling baik terjadi pada konsentrasi DO > 2 mg/l dan efisiensi penyisihan COD dapat dikatakan sangat baik karena > 90 %.

Untuk pengaruh G, pada grafik dapat dilihat bahwa efisiensi terbesar berada pada G rendah, dan efisiensi terendah pada G tinggi. Nilai G berpengaruh pada turbulensi aliran dan pembentukan flok. Semakin rendah G, maka flok yang terbentuk menjadi lebih besar, dengan kata lain bioflokulasi sempurna, sehingga efisiensinya menjadi tinggi. Namun pada saat G tinggi (>100/d) akan terjadi deflokulasi flok sehingga penyisihan COD nya rendah.

Dari analisa statistik, pengaruh G dan DO terhadap penyisihan COD memiliki probabilitas < 0.05 yang berarti bahwa G dan DO berpengaruh terhadap efisiensi penyisihan COD.

### 3.5. Pengaruh G dan DO Terhadap Penyisihan Amonia Dengan Penambahan Karbon Aktif.



Gambar 6. Pengaruh DO Terhadap Efisiensi Penyisihan Amonia Pada Berbagai Variasi G

Hasil penelitian dapat dilihat bahwa penyisihan amonia paling tinggi berada pada DO (1.5-2) untuk tiap G. Ini berarti terjadi SND yang paling baik pada DO (1.5-2)mg/L, hal ini sesuai dengan analisa McCuen dan Richard (2002) bahwa pada saat DO mendekati atau < 2 mg/L akan terjadi SND yang paling optimal. Namun pada saat DO > 2 mg/L, efisiensinya akan menurun kembali. Konsentrasi DO

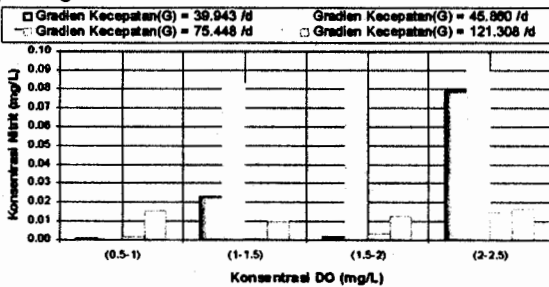
sebagai parameter terbentuknya zonasi aerobik dan anaerobik dalam flok. Semakin besar DO maka zona aerobik semakin besar daripada zona anaerobik. Dari hasil penelitian didapatkan bahwa efisiensi amonia tertinggi berada pada saat DO (1.5-2)mg/L yaitu 83.85 %.

Untuk pengaruh G, pada grafik dapat dilihat bahwa efisiensi terbesar berada pada G rendah, dan efisiensi terendah pada G tinggi. Nilai G berpengaruh pada turbulensi aliran dan pembentukan flok tempat terjadinya SND. Semakin rendah G, maka flok yang terbentuk menjadi lebih besar dan tersedia zona anaerobik yang besar juga untuk proses denitrifikasi sehingga efisiensi penyisihan amonia tinggi. Pada G tinggi (>100/d) akan terjadi deflokulasi sehingga mempengaruhi penyisihan ammonia di dalamnya.

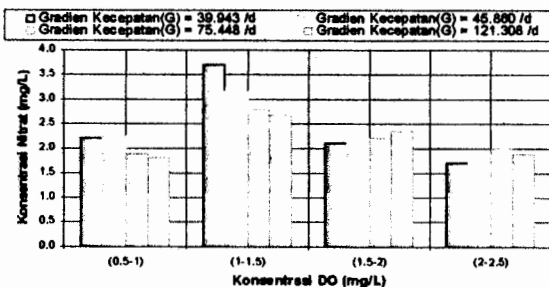
Dari analisa statistik, pengaruh G dan DO terhadap penyisihan Amonia memiliki probabilitas < 0.05 yang berarti bahwa G dan DO berpengaruh terhadap efisiensi penyisihan Amonia.

### 3.6. Penyisihan Nitrogen Dengan SND

Penyisihan Ammonia melalui proses nitrifikasi menghasilkan nitrat dan nitrit untuk setiap variasi G dan DO, yang dapat dilihat pada gambar berikut :



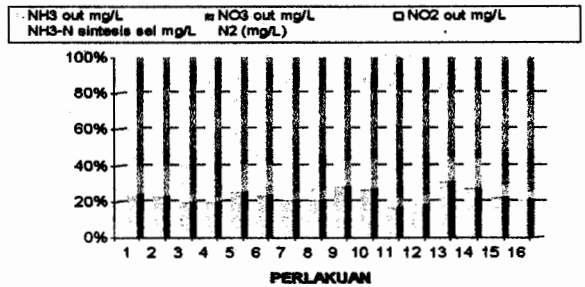
Gambar 7. Pengaruh DO Terhadap Konsentrasi Nitrit Pada Berbagai Variasi G



Gambar 8. Pengaruh DO Terhadap Konsentrasi Nitrat Pada Berbagai Variasi G

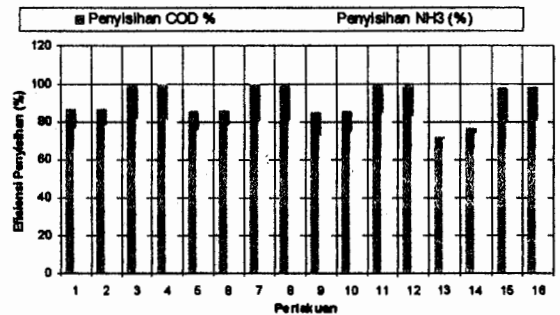
Nilai nitrat yang diperoleh lebih besar daripada nilai nitrit karena laju pertumbuhan

*nitrobacter* lebih besar daripada *nitrosomonas*. Dari influen NH<sub>3</sub>, setelah terjadi SND akan terbentuk effluen berupa nitrit-nitrat sebagai hasil dari nitrifikasi. N<sub>2</sub> yang dapat dihitung sebagai produk dari denitrifikasi dan NH<sub>3</sub>-N yang digunakan mikroorganisme untuk melakukan biosintesis sel. Jumlah gas N<sub>2</sub> yang terbentuk dapat diperkirakan dari neraca massa N. Dan dari gambar 9 gas N<sub>2</sub> yang terbentuk bisa mencapai 75 %.



Gambar 9. Neraca Massa Nitrogen

### 3.7. Hubungan Antara Efisiensi Penyisihan COD dan Efisiensi Penyisihan Ammonia



Gambar 10. Hubungan antara Efisiensi Penyisihan Amonia dan COD

Hasil penelitian pengaruh efisiensi penyisihan COD terhadap penyisihan amonia dapat dilihat secara umum bahwa keduanya memiliki hubungan. Efisiensi penyisihan ammonia paling tinggi pada saat nilai G sebesar 75.448 d<sup>-1</sup> dan DO sebesar (1.5-2) mg/l yaitu 98.76%. Hal ini sesuai dengan pernyataan Demoulin dan Rudinger (1999) yang menganalisa bahwa proses nitrifikasi-denitrifikasi terjadi paling baik pada konsentrasi DO mendekati 2 mg/L. Sedangkan untuk efisiensi penyisihan COD paling besar terjadi saat nilai G sebesar 39.943 d<sup>-1</sup> dan DO sebesar (2-2.5) yaitu sebesar 99.65 %.

## KESIMPULAN

Data hasil penelitian telah dianalisa baik secara statistik dan dianalisa berdasarkan teori. Dari hasil analisa tersebut dapat disimpulkan:

1. Karbon aktif granular (GAC) yang ditambahkan berpengaruh signifikan terhadap penyisihan COD dengan tingkat perbedaan 1.58 % sedangkan untuk penyisihan ammonia 2.02 %.
2. Variasi gradien kecepatan (G) berbanding terbalik dengan efisiensi penyisihan ammonia dan COD sedangkan DO (*Dissolved Oxygen*) berbanding lurus terhadap penyisihan ammonia dan COD.
3. Penyisihan COD paling baik yaitu 99.65 % terjadi pada saat G (10-40)/d dan DO (2-2.5) mg/L. Penyisihan ammonia terbaik yaitu 83.85 % terjadi saat G (70-100)/d dan DO (1.5-2) mg/L.

## SARAN

Saran yang dapat diberikan dalam penelitian ini adalah :

1. Penambahan GAC untuk menyisihkan ammonia dan COD perlu dilakukan karena dapat meningkatkan efisiensi penyisihan COD dan ammonia dibanding tanpa penambahan GAC.
2. Pengadukan (*mixing*) dengan gradien kecepatan  $\geq 100$  /d tidak efisien dilakukan apabila hendak menyisihkan ammonia karena dapat merusak flok yang terbentuk sehingga degradasi COD dan SND tidak berjalan sempurna.
3. Untuk  $DO > 2$  mg/L penyisihan ammonia kecil sehingga untuk dapat terjadi nitrifikasi-denitrifikasi paling baik dikondisikan  $DO < 2$  mg/L.

## DAFTAR PUSTAKA

- Benefield, Larry D., Clifford, W. Randall, 1980, *Biological Process Design for Wastewater Treatment*, Prentice - Hall, Inc., USA.
- Demoulin, Rudinger, 1999, *Cyclic activated Sludge Technology Plant In Germany*, USA: Lake Forest
- Djajadiningrat, A.H., 1992, *Pengendalian Pencemaran Limbah industri*, Teknik Lingkungan, ITB, Bandung.
- Droste, Ronald L, 1997, *Theory and Practice of Water and Wastewater Treatment*, John Wiley and Sons, Inc., USA
- Eckenfelder, W. Wesley, 2000, *Industrial Water Pollution Control*, Third Edition, Mc Graw - Hill Book Co., Singapore
- Grady, C.P.L., Daigger, G, and Lim, H, (1999), *Biological wastewater Treatment*. Marcel dekker, Inc, New York, NY.
- Henze, Mogens, Poul Harremoes, Jes la Cour Jansen, dan Erik Arvin, 1995, *Wastewater Treatment Biological and Chemical Processes*, Springer-Verlag, Jerman
- Martins, Antonio M.P., 2004, *Bulking Sludge Control: Kinetics, Substrate Storage, and Process Design Aspects*, Geboren te Vila Nova de Poaires, Comimbra, Portugal.  
<http://www.sciencedirect.com/science/journal>
- Noda, Kaneko, 2003, *Effect of SRT and DO on  $N_2O$  reductase activity in a anoxic-oxic activated sludge system*, Japan :Tokyo
- Musterman, Jack L., Wesley Eckenfelder, 1995, *Activated Sludge Treatment of Industrial wastewater*, Technomic Publishing Company, Inc., USA.
- Qasim, Syed R., 1999, *Wastewater Treatment Plants Planning, Design, and Operation*, CBS College Publishing, New York.
- Richard, Michael, Brown Share, dan Collin Fort CO., 2003, *Activated Sludge Microbiology Problem and Their Control*, USEPA, New York.  
[www.searbrown.com](http://www.searbrown.com)
- Sudarjanto, 1998, *Active Carbon in Activated Sludge*, Bandung :ITB press
- Sundstrom, Donald W. dan Herbert E. Klei, 1979, *Wastewater Treatment*, Prentice - Hall, Inc., USA.
- Tchobanoglous, Gorge, L. Burton, Franlin, Stense, H. David, 1991, *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*, Fourth Edition, McGraw - Hill Book Co., Amerika
- Tchobanoglous, Gorge, L. Burton, Franlin, Stense, H. David, 2003, *Wastewater Engineering Treatment Disposal Reuse*, Fourth Edition, McGraw - Hill Book Co., Amerika
- Water Environment Association, 1987, *Microorganism and Their Role in The Activated Sludge Process*  
<http://www.college.ucla.edu/webprojec>