



TUGAS AKHIR - RE 141581

**STUDI LITERATUR PENGOLAHAN LINDI TEMPAT
PEMROSESAN AKHIR (TPA) SAMPAH DENGAN
TEKNIK *CONSTRUCTED WETLAND*
MENGUNAKAN TUMBUHAN AIR**

CHUSNA FAJARIYAH
3313100035

Dosen Pembimbing
Prof. Dr. Ir. Sarwoko Mangkoedihardjo, MScEs.
DEPARTEMEN TEKNIK LINGKUNGAN
Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan
Institut Teknologi Sepuluh Nopember
Surabaya 2017



TUGAS AKHIR - RE 141581

**STUDI LITERATUR PENGOLAHAN LINDI
TEMPAT PEMROSESAN AKHIR (TPA)
SAMPAH DENGAN TEKNIK *CONSTRUCTED*
WETLAND MENGGUNAKAN TUMBUHAN AIR**

**CHUSNA FAJARIYAH
3313100035**

**DOSEN PEMBIMBING
Prof.Dr.Ir.Sarwoko Mangkoedihardjo, MScEs.**

**DEPARTEMEN TEKNIK LINGKUNGAN
Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan
Institut Teknologi Sepuluh Nopember
Surabaya 2017**



TUGAS AKHIR - RE 141581

A REVIEW OF LANDFILL LEACHATE TREATMENT USING CONSTRUCTED WETLAND BY AQUATIC PLANTS

**CHUSNA FAJARIYAH
3313100035**

**SUPERVISOR
Prof.Dr.Ir.Sarwoko Mangkoedihardjo, MScEs**

**DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL ENGINEERING
Faculty of Civil Engineering and Planning
Institute of Technology Sepuluh Nopember
Surabaya 2017**

LEMBAR PENGESAHAN

STUDI LITERATUR PENGOLAHAN LINDI TEMPAT PEMROSESAN AKHIR (TPA) SAMPAH DENGAN TEKNIK *CONSTRUCTED WETLAND* MENGGUNAKAN TUMBUHAN AIR

TUGAS AKHIR

Diajukan untuk Memenuhi Salah Satu Syarat
Memperoleh Gelar Sarjana Teknik
pada
Program Studi S-1 Jurusan Teknik Lingkungan
Fakultas Teknik Sipil dan Perencanaan
Institut Teknologi Sepuluh Nopember

Oleh:
CHUSNA FAJARIYAH
NRP. 3313100035

Disetujui oleh Pembimbing Tugas Akhir


Prof. Dr. Ir. Sarwoko Mangkoedihardjo, M.ScES.
NIP. 19540824 198403 1 001



STUDI LITERATUR PENGOLAHAN LINDI TEMPAT PEMROSESAN AKHIR (TPA) SAMPAH DENGAN TEKNIK *CONSTRUCTED WETLAND* MENGGUNAKAN TUMBUHAN AIR

Nama Mahasiswa : Chusna Fajariyah
NRP : 3313100035
Jurusan : Teknik Lingkungan
Dosen Pembimbing : Prof.Dr.Ir. Sarwoko Mangkoedihardjo, MScES

ABSTRAK

Lindi yang dihasilkan akibat dari proses dekomposisi sampah dapat mencemari air permukaan dan air tanah. Pemanfaatan *constructed wetland* dengan tumbuhan air merupakan salah satu alternatif pengolahan lindi sebagai pengolahan lanjutan dari proses pengolahan primer, sekunder atau tersier. Tumbuhan air memegang peranan penting dalam proses perbaikan kualitas air limbah.

Studi literatur ini bertujuan untuk menentukan keefektifan pengolahan lindi dengan *constructed wetland* yang difokuskan pada kemampuan tumbuhan air terhadap penurunan pencemar lindi dan *constructed wetland* yang dapat diaplikasikan di TPA. Pengumpulan data didapatkan dari jurnal internasional dan Indonesia, prosiding, peraturan yang berlaku, tugas akhir, tesis, dan disertasi.

Hasil studi menunjukkan pengolahan lindi dengan tumbuhan air efektif pada tumbuhan dengan akar panjang dan serabut pada sistem SSF CWs. Tumbuhan dengan nilai TF dan BCF >1 menunjukkan tumbuhan bersifat hiperakumulator terhadap logam berat. Didapatkan 21 jenis tumbuhan air efektif terhadap pengolahan lindi dengan tingkat konsentrasi yang dapat diterima adalah nitrogen (112-610 mg/L), fosfor (30-75 mg/L), BOD₅ (514-686 mg/L), COD (923,4-1279 mg/L), warna (1817-3360 Pt-Co), salinitas (3000-8000 mg/L).

Kata kunci: *Constructed wetland*, *pengolahan lindi*, *pengolahan lanjutan*, *tumbuhan air*

“Halaman sengaja dikosongkan”

A REVIEW OF LANDFILL LEACHATE TREATMENT USING CONSTRUCTED WETLAND BY AQUATIC PLANTS

Name : Chusna Fajariyah
NRP : 3313100035
Department : Teknik Lingkungan
Supervisor : Prof.Dr.Ir. Sarwoko Mangkoedihardjo, M.ScES

ABSTRACT

Leachate that which is produced from solid waste decomposition can pollute surface water and groundwater. Application of constructed wetland with aquatic plant is one of the alternative to leachate treatment as advanced treatment for primary, secondary, or tertiary treatment. Aquatic plant hold important role in natural wastewater quality improvement.

The objective of the study to determine the effectiveness of leachate treatment with constructed wetland focusing on the ability of the aquatic plant to decrease the pollutant and constructed wetland method that can be applied in landfill. Data collection are obtained from scientific international journal and Indonesian journal, proceeding, existing rules and law, final project, thesis, and disertation.

The results shows that leachate treatment with aquatic plants is effective in plants with long and fibers roots. Plants with TF and BCF value >1 indicate that the plants hiperaccumulator to heavy metal removal. There are 21 species of aquatic plants which are effective to remove various concentration of pollutant, such as nitrogen (112-610 mg/L), phosphorus (30-75 mg/L), BOD₅ (514-686 mg/L), COD (923,4-1279 mg/L), color (1817-3360 Pt-Co), and salinity (3000-8000 mg/L).

Keywords: Advanced treatment, Aquatic plants, constructed wetland, leachate treatment

“Halaman sengaja dikosongkan”

KATA PENGANTAR

Puji syukur penulis panjatkan kehadiran Allah SWT atas limpahan rahmat, berkah, dan hidayah-Nya sehingga laporan tugas akhir ini dapat diselesaikan tepat waktu. Tugas akhir dengan judul "***Studi Literatur Pengolahan Lindi Tempat Pemrosesan Akhir (TPA) Sampah dengan Teknik Constructed Wetland menggunakan Tumbuhan Air***". Dalam penyusunan laporan, penulis menyampaikan terima kasih kepada:

1. Bapak Prof. Dr. Ir. Sarwoko Mangkoedihardjo, M.ScEs. selaku dosen pembimbing atas ilmu dan masukan yang diberikan dalam proses bimbingan tugas akhir.
2. Bapak Dr. Ir. R. Irwan Bagyo Santoso, MT., Ibu Dr. Harmin Sulistiyaning Titah, ST., MT., dan Bapak Welly Herumurti, ST., MSc., selaku dosen penguji, atas segala masukan yang diberikan.
3. Kedua orang tua yang selalu mendoakan dan memberi dukungan serta motivasi.
4. Teman-teman angkatan 2013 atas segala bantuan dan dukungan yang diberikan.

Mohon maaf apabila terdapat kesalahan dalam penulisan laporan tugas akhir ini. Kritik dan saran yang membangun sangat penulis harapkan.

Surabaya, Juni 2017

Penulis

“Halaman sengaja dikosongkan”

DAFTAR ISI

ABSTRAK.....	i
ABSTRACT	iii
KATA PENGANTAR.....	v
DAFTAR ISI.....	vii
DAFTAR GAMBAR	xi
DAFTAR TABEL.....	xiii
BAB 1 PENDAHULUAN	1
1.1 Latar Belakang.....	1
2.1 Rumusan Masalah	3
2.3 Tujuan	3
2.4 Ruang Lingkup.....	3
2.5 Manfaat	3
BAB 2 METODEDE STUDI	5
2.1 Kerangka Studi	5
2.2 Metode Studi.....	7
2.1.1 Ide Studi.....	7
2.1.2 Pengumpulan Data	8
2.1.3 Studi Kasus.....	8
2.1.4 Hasil dan Pembahasan.....	8
2.1.5 Kesimpulan dan Saran.....	9
BAB 3 HASIL DAN PEMBAHASAN	11
3.1 Karakteristik dan Debit Lindi	11
3.1.1 Karakteristik Lindi.....	11
3.1.2 Debit Lindi	16

3.2 <i>Constructed Wetland</i>	19
3.2.1 <i>Free Water Surface Constructed Wetland (FWS CWs)</i> ..	20
3.2.2 <i>Subsurface Flow Constructed Wetland (SSF CWs)</i>	23
3.2.3. Tumbuhan dalam <i>Constructed Wetland</i>	28
3.3 Aplikasi <i>Constructed Wetland</i> dalam Pengolahan Lindi	31
3.4 Mekanisme <i>Constructed Wetland</i>	33
3.5 Faktor yang Mempengaruhi Kinerja <i>Constructed Wetland</i> ...	34
3.5.1 Ukuran Media.....	34
3.5.2 Pola Pengaliran.....	41
3.5.3 <i>Hydraulic Retention Time (HRT)</i>	42
3.5.4 <i>Hydraulic Loading Rate (HLR)</i>	44
3.5.5 Temperatur	49
3.6.1 Penurunan Konsentrasi Nutrien.....	50
3.6.1.1 Penurunan $\text{NH}_3\text{-N}$ dan $\text{NH}_4\text{-N}$	52
3.6.1.4 Penurunan $\text{NO}_3\text{-N}$ (Nitrat) dan $\text{NO}_2\text{-N}$ (Nitrit).....	58
3.6.2 Penurunan Konsentrasi Fosfor	60
3.6.1.2 Penurunan P dan $\text{PO}_4\text{-P}$	60
3.6.2 Penurunan Konsentrasi Logam Berat.....	62
3.6.2.1 Logam Berat dalam Jaringan Tumbuhan	63
3.7 Penurunan Pencemar Organik oleh Tumbuhan Air	83
3.7.1 Penurunan BOD dan COD pada Sistem FWS dan SSF CWs	84
3.7.2 Penurunan Kandungan Organik Lindi Muda dan Stabil ..	87
3.7.2 Penurunan Warna	92
3.9 <i>Plant Harvesting</i>	97
BAB 4 STUDI KASUS	103
4.1 Pengolahan Lindi dengan Salinitas Tinggi di TPA Benowo	103

BAB 5 KESIMPULAN DAN SARAN	111
5.1 Kesimpulan	111
5.2 Saran	112
DAFTAR PUSTAKA	113
BIOGRAFI PENULIS	131

“Halaman sengaja dikosongkan”

DAFTAR GAMBAR

Gambar 3.1 Input dan output konsep neraca air	17
Gambar 3.2 Keseimbangan air dalam timbunan sampah	17
Gambar 3.3 FWS <i>constructed wetland</i>	21
Gambar 3.4 <i>Subsurface flow constructed wetland</i>	22
Gambar 3.5 <i>Subsurface flow constructed wetland</i>	24
Gambar 3.6 Horizontal subsurface flow constructed wetland	26
Gambar 3.7 Vertical subsurface flow constructed wetland	27
Gambar 3.8 Jenis tumbuhan air berdasarkan pertumbuhan dan kaitannya dengan permukaan air.....	30
Gambar 3.9 Mekanisme <i>Constructed Wetland</i>	34
Gambar 3.10 Perbedaan media pada sistem horizontal dan vertikal.....	35
Gambar 3.11 Pengaruh ketebalan media terhadap efisiensi pengolahan	37
Gambar 3.12 Pengaruh HRT dan luasan <i>Eichhornia crassipes</i> terhadap penurunan Cd	44
Gambar 3.13 Perubahan pH pada HLR 0,39 m/hari dan 0,55 m/hari	45
Gambar 3.14 Perubahan konsentrasi TSS pada HLR 0,39 m/hari dan 0,55 m/hari	46
Gambar 3.15 Perubahan pH pada HLR 0,39 m/hari dan 0,55 m/hari	47
Gambar 3.16 <i>Limnocharis flava</i>	53
Gambar 3.17 <i>Scirpus atrovirens</i>	53
Gambar 3.18 Kangkung (<i>Ipomoeae aquatica</i>)	54
Gambar 3.19 Penurunan NH ₄ -N sistem HSSF dan VSSF CWs	55
Gambar 3.20 Ekor kucing (<i>Typha latifolia</i>).....	57
Gambar 3.21 <i>Soft-stem bulrush (Scirpus validus)</i>	57
Gambar 3.22 <i>Common reed (Phragmites australis)</i>	57
Gambar 3.23 Penurunan PO ₄ -P.....	61
Gambar 3.24 Akumulasi Fe, Cu, dan Zn di jaringan akar, batang, dan daun pada tumbuhan <i>Cyperus altinofolius</i>	64
Gambar 3.25 Perbedaan struktur <i>Canna indica</i> (a), <i>Typha angustifolia</i> (b), dan <i>Cyperus alternifolius</i> (c)	65
Gambar 3.26 Akumulasi logam berat dalam jaringan tumbuhan <i>Limnocharis flava</i> setelah 45 hari	66

Gambar 3.27 Akumulasi nutrien dan logam berat dalam jaringan tumbuhan <i>Limnocharis flava</i> setelah 45 hari	67
Gambar 3.28 Total Akumulasi Cd + Pb + Zn di Bagian Atas Tanah dan Seluruh Bagian Tumbuhan dari 19 Spesies Tumbuhan Air.....	75
Gambar 3.29 Konsentrasi Ni, Cd, dan Pb di jaringan akar dan tunas <i>Typha domingensis</i> terhadap waktu kontak..	77
Gambar 3.30 Akumulasi logam berat tumbuhan <i>Juncus effusus</i> di jaringan akar dan tunas	79
Gambar 3.31 <i>Cyperus haspan</i> dan rumput payung (<i>Cyperus alternifolius</i>).....	87
Gambar 3.32 <i>Eriocaulon sexangulare</i> (a) dan <i>Typha angustifolia</i> (b).....	92
Gambar 3.33 Gambaran skema <i>plant harvesting</i> di sistem FWS <i>constructed wetland</i>	98
Gambar 3.34 Perubahan tinggi tunas <i>Scirpus grossus</i> dan <i>Typha angustifolia</i> setelah empat kali <i>harvesting</i>	100

DAFTAR TABEL

Tabel 3.1 Kandungan polutan dalam lindi	11
Tabel 3.2 Karakteristik lindi berdasarkan umur TPA.....	12
Tabel 3.3 Karakteristik lindi berdasarkan umur TPA.....	13
Tabel 3.4 Karakteristik lindi berdasarkan fase dan umur TPA....	14
Tabel 3.5 Proses removal polutan pada sistem wetland.....	19
Tabel 3.6 Perbandingan <i>constructed wetland</i> VSSF dan HSSF.	25
Tabel 3.7 Jenis tumbuhan air yang biasa digunakan dalam <i>constructed wetland</i>	28
Tabel 3.8 Peran utama tumbuhan dalam <i>constructed wetland</i> ...	29
Tabel 3.9 Contoh aplikasi <i>constructed wetland</i> dalam pengolahan lindi	32
Tabel 3.10 Hasil Penelitian Pengolahan Lindi dengan Sistem HSSF dan VSSF dengan perbedaan media	38
Tabel 3.11 Pengaruh HLR terhadap hasil pengolahan lindi.....	48
Tabel 3.12 Tumbuhan air dengan akumulasi lebih besar di jaringan akar	69
Tabel 3.13 Tumbuhan air dengan nilai BCF>1	71
Tabel 3.14 Tumbuhan air dengan nilai TF >1	80
Tabel 3.15 Hubungan BCF dengan TF	82
Tabel 3.16 Efisiensi penurunan kandungan organik pada Lindi Muda dan Stabil	88
Tabel 4.1 Karakteristik Lindi TPA Benowo Tahun 2011.....	104
Tabel 4.2 Batas salinitas dari beberapa jenis tumbuhan air	108
Tabel 4.3 Rekomendasi Tumbuhan air untuk TPA Benowo	109

“Halaman sengaja dikosongkan”

BAB 1

PENDAHULUAN

1.1 Latar Belakang

Jumlah sampah di TPA yang sangat besar menyebabkan tingginya proses dekomposisi sampah secara alamiah. Proses dekomposisi tersebut akan mengubah sampah menjadi pupuk organik akibat perkolasi air hujan (Al-Hamadani *et al.*, 2011), proses biokimia sampah dan kadar air sampah (Renou *et al.*, 2008), dan akan melarutkan logam-logam berat dengan hasil samping berupa *leachate* (lindi) (Anam dkk, 2013). Lindi memiliki variasi kandungan polutan organik dan anorganik yang dipengaruhi komposisi sampah yang ditimbun, hidrogeologi, iklim, kelembaban, dan umur TPA (Saleh dan Purnomo, 2014; Al-Hamadani *et al.*, 2011). Perlunya pengolahan lindi bertujuan untuk mengurangi dampak negatifnya pada lingkungan. Umumnya pengolahan lindi yang dilakukan berupa pengolahan air limbah secara fisika, kimia, maupun biologi.

Kegagalan yang sering terjadi dalam pengolahan lindi disebabkan karena tingginya kandungan bahan organik dan anorganik yang dapat mencemari air permukaan dan air tanah (Aziz *et al.*, 2011). Sejauh ini upaya pengolahan lindi di TPA bersifat konvensional, yaitu hanya berupa bak-bak pengendapan, sehingga sistem kerja Instalasi Pengolahan Lindi (IPL) kurang optimal dan efluen yang dihasilkan pun beragam dan terkadang tidak sepenuhnya efektif seratus persen (Anam dkk, 2013). Selain itu pengolahan lanjutan dengan menggunakan pengolahan biologis ataupun pengolahan kimia yang membutuhkan investasi tinggi dan biaya operasional dan pemeliharaan yang besar membatasi penggunaan aplikasi ini terutama pada negara berkembang (Chiemchaisri *et al.*, 2009). Sehingga salah satu alternatif pengolahan lanjutan lindi adalah pemanfaatan lahan basah buatan (*constructed wetland*) yang merupakan salah satu metode pengolahan yang efisien karena dapat menekan konsumsi energi dibandingkan pengolahan secara konvensional dan membutuhkan biaya relatif rendah sehingga cocok untuk negara-negara berkembang. Aplikasi untuk sistem pengolahan *constructed wetland* umumnya sebagai pengolahan lanjutan atau sebagai *polishing treatment* limbah dari proses pengolahan

sekunder atau tersier (Kadlec dan Wallace, 2009; Chiemchaisrie *et al.*, 2009). Selain itu *constructed wetland* terbukti efisien dalam mengurangi konstituen yang tidak diinginkan seperti BOD, COD, NH₃-N, PO₄-P, dan logam berat dari lindi (Kamarudzaman *et al.*, 2011b).

Constructed wetland mengandalkan akar tumbuhan air (tumbuhan rawa) untuk penyaringan, media, dan bakteri untuk mengolah air limbah dalam menurunkan kandungan BOD, SS, bakteri patogen, nutrisi dan logam berat (Suswati dkk, 2012). Media tanam dalam *constructed wetland* berfungsi mendukung perakaran tumbuhan ataupun tumbuhan *submergent aquatic* yang dapat mengapung di permukaan air (Chua *et al.*, 2010). Tumbuhan air dalam *constructed wetland* memegang peranan penting dalam proses pemulihan kualitas air limbah secara alamiah (*self purification*) (Suprihatin, 2014). Jenis tumbuhan air yang terbukti memiliki kemampuan dalam mengolah lindi seperti *Phragmites mauritianus*, *Typha latifolia*, *Nymphaea spontanea*, *Cyperus papyrus*, *Typha angustifolia*, *Limnocharis flava*, *Eichhornia crassipes*, *Pistia stratiotes*, dan *Cyperus haspan* (Akinbile *et al.*, 2012), tumbuhan *Scirpus sumatrensis*, *Scirpus mucronatus* (Kamarudzaman *et al.*, 2011a), *Phragmites australis*, dan *Glyceria maxima* terbukti efektif dalam menurunkan kandungan ammonia dan total nitrogen (Bialowiec *et al.*, 2012a).

Beberapa penelitian terhadap penggunaan tumbuhan air dalam pengolahan lindi adalah penelitian dari Verma *et al.* (2015), yang dilakukan pada skala laboratorium. Hasil dari penelitian ini menunjukkan bahwa tumbuhan air *Eichhornia crassipes* yang digunakan mampu menurunkan kandungan Ni, Zn, Cr, TSS, TDS, BOD, COD, dan total kesadahan masing-masing mencapai efisiensi 95,65%, 92,31%, 51,66%, 90%, 79,57%, 62,57%, 54,19%, 78,39%. Selain itu penelitian dari Yang dan Tsai (2011), serapan NH₃-N oleh tumbuhan *Phragmites australis* mencapai 82 ± 8% pada kondisi *single plant* (Yang dan Tsai, 2011). Berdasarkan fakta tersebut, maka perlu dilakukan studi literatur pengolahan lindi dengan menggunakan tumbuhan air untuk mengkaji kemampuan tumbuhan air dalam menurunkan kadar polutan pada lindi, sistem pengolahan *constructed wetland*, dan kemungkinan hasil studi untuk dapat diaplikasikan.

2.1 Rumusan Masalah

Banyak dilakukan penelitian tentang pemanfaatan tumbuhan air dalam menurunkan kandungan polutan pada lindi, sehingga perlu diketahui jenis tumbuhan air yang berpotensi dengan kadar polutan yang sesuai untuk *constructed wetland* dan metode-metode *constructed wetland* yang dapat diaplikasikan di Indonesia dalam pengolahan lindi.

2.3 Tujuan

Tujuan dari studi literatur ini adalah untuk mengkaji keefektifan pengolahan lindi dengan menggunakan tumbuhan air dalam menurunkan kandungan pencemar pada lindi dan metode *constructed wetland* yang dapat diaplikasikan.

2.4 Ruang Lingkup

Ruang lingkup dari studi literatur ini adalah sebagai berikut:

1. Literatur yang digunakan dalam kajian ini berasal dari jurnal, prosiding seminar, peraturan yang telah ada, tugas akhir, tesis, dan disertasi.
2. Pembahasan tumbuhan air mencakup jenis tumbuhan air, sistem pengolahan *constructed wetland*, dan efisiensi pengolahan.
3. Contoh kasus diambil dari Tempat Pemrosesan Akhir sampah Benowo

2.5 Manfaat

Manfaat dari studi literatur ini adalah sebagai berikut:

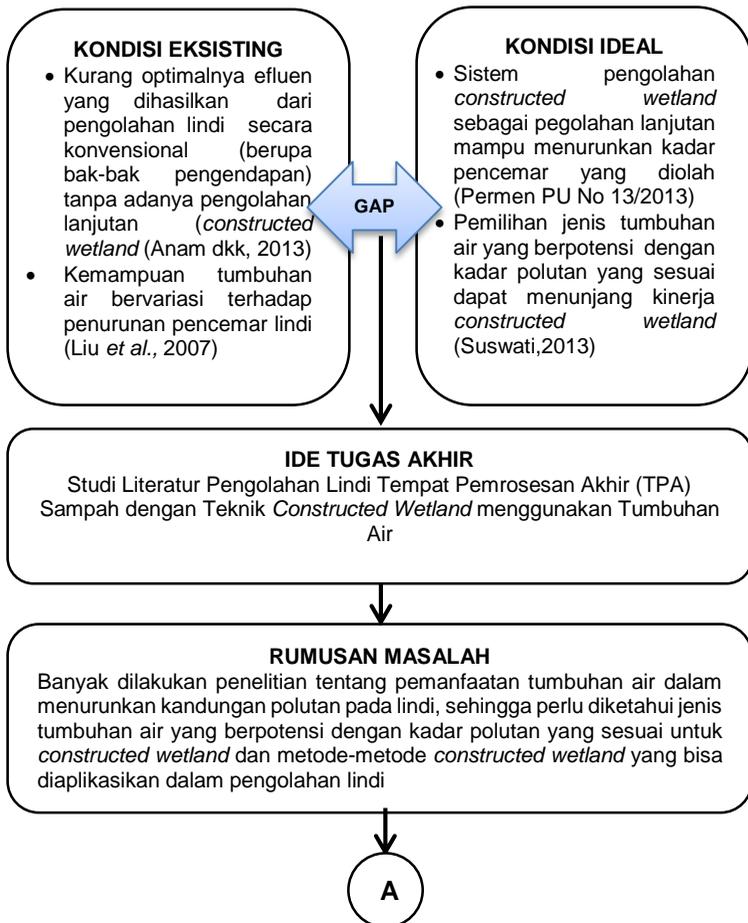
1. Memberikan informasi tentang jenis tumbuhan air yang berpotensi mengolah lindi dengan kadar polutan yang sesuai untuk *constructed wetland*.
2. Sebagai bahan pertimbangan untuk pemilihan jenis tumbuhan air yang tepat dan sistem pengolahan *constructed wetland* untuk dapat diaplikasikan dalam pengolahan lindi.

“Halaman sengaja dikosongkan”

BAB 2 METODE STUDI

2.1 Kerangka Studi

Kerangka studi membahas mengenai dasar-dasar pemikiran untuk mencapai tujuan studi. Tujuan dibuatnya kerangka studi adalah sebagai acuan proses pengambilan jurnal dan artikel, sehingga proses penulisan berjalan sistematis dan terencana. Kerangka studi dapat dilihat pada Gambar 2.1.



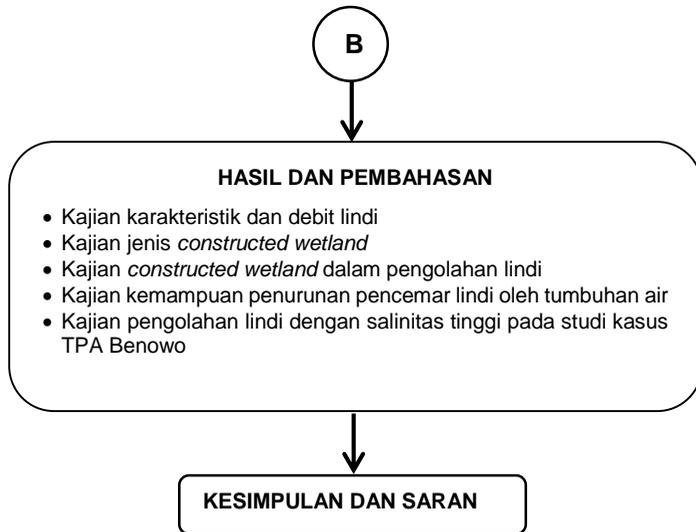
A

Menentukan keefektifan pengolahan lindi dengan menggunakan tumbuhan air dalam menurunkan kandungan pencemar pada lindi dan metode *constructed wetland* yang dapat diaplikasikan

METODE PENGUMPULAN DATA

- Seleksi jurnal: perkembangan 5-10 tahun terakhir, negara tropis
- Keyword pencarian jurnal: *constructed wetland systems, landfill leachate treatment, nutrien removal, heavy metal removal, organic removal, tropical region, horizontal subsurface flow, vertical subsurface flow, surface flow, plant harvesting, influence of plants, effect of salinity*
- Tabulasi jurnal
 - karakteristik lindi
 - jenis *wetland*
 - jenis tumbuhan air
 - media
 - metode pengolahan
 - jenis pencemar
 - efisiensi pengolahan
- Studi kasus: tugas akhir pengolahan lindi TPA Benowo

B



Gambar 2.1 Kerangka Studi

2.2 Metode Studi

Metode studi berisi rangkaian langkah-langkah studi yang akan dilaksanakan sampai didapatkan kesimpulan umum. Metode studi dibuat agar pelaksanaan kegiatan studi terarah dan dapat mencapai tujuan yang diinginkan.

2.1.1 Ide Studi

Ide studi dari literatur ini adalah Studi Literatur Pengolahan Lindi Tempat Pemrosesan Akhir (TPA) Sampah dengan Teknik *Constructed Wetland* menggunakan Tumbuhan Air. Ide studi didapatkan dengan melakukan *gap analysis* untuk membandingkan kondisi di lapangan dengan permasalahan yang terjadi untuk mencapai kondisi ideal. Ide studi berasal dari masalah akibat perbedaan kondisi keduanya yang signifikan. Perbedaan yang mendasari studi literatur ini adalah pada kondisi eksisting menunjukkan kurang optimalnya efluen yang dihasilkan dari pengolahan lindi secara konvensional (berupa bak-bak pengendapan) tanpa adanya pengolahan lanjutan (*constructed wetland* (Anam dkk, 2013). Idealnya sistem pengolahan dengan

constructed wetland sebagai pengolahan lanjutan mampu menurunkan kadar pencemar yang diolah (Permen PU No 13/2013). Serta kemampuan tumbuhan air yang bervariasi terhadap penurunan pencemar lindi (Liu *et al.*, 2007). Sehingga pemilihan jenis tumbuhan air yang berpotensi dengan kadar polutan yang sesuai akan menunjang kinerja *constructed wetland* dalam mengolah lindi (Suswati, 2013).

2.1.2 Pengumpulan Data

Studi literatur bertujuan untuk mendukung dan meningkatkan pemahaman lebih jelas terhadap ide penelitian. Sumber literatur yang digunakan minimal 100 jurnal dari jurnal internasional maupun jurnal nasional, prosiding seminar nasional dan internasional, tugas akhir, tesis, dan disertasi yang berhubungan dengan topik yang dibahas.

Pengumpulan data berupa data sekunder dari hasil penelitian yang dilakukan dengan seleksi literatur dengan perkembangan literatur yang digunakan adalah 5 tahun terakhir. Jika tidak mencukupi minimal 100 jurnal maka literatur yang digunakan ditambah 10 tahun terakhir. Beberapa kata kunci pencarian jurnal yang digunakan pada studi literatur ini adalah *constructed wetland systems, landfill leachate treatment, nutrien removal, heavy metal removal, organic removal, color removal, tropical region, horizontal subsurface flow, vertical subsurface flow, surface flow, plant harvesting, influence of plants, effect of salinity*. Selanjutnya dilakukan tabulasi jurnal terhadap karakteristik lindi, jenis *constructed wetland*, jenis tumbuhan air, media, jenis pencemar, dan efisiensi pengolahan.

2.1.3 Studi Kasus

Studi kasus yang digunakan dalam studi ini adalah pengolahan lindi dengan salinitas tinggi. TPA Benowo dipilih karena lindi yang dihasilkan memiliki kandungan salinitas lindi. Studi kasus diambil dari hasil penelitian sebelumnya baik dari jurnal maupun tugas akhir.

2.1.4 Hasil dan Pembahasan

Hasil dan pembahasan dilakukan dengan melakukan kajian pustaka berdasarkan perbandingan dari studi kasus dengan data

literatur yang telah dikumpulkan. Hasil kajian pustaka dari studi ini dimulai dari kajian terhadap karakteristik dan debit lindi, jenis *constructed wetland*, *constructed wetland* dalam pengolahan lindi, kemampuan penurunan pencemar lindi oleh tumbuhan air. Dari hasil kajian pustaka, akan diperoleh teknologi pengolahan lindi dengan *constructed wetland* yang dapat diaplikasikan di TPA Benowo.

2.1.5 Kesimpulan dan Saran

Kesimpulan didapatkan dari hasil pembahasan. Kesimpulan merupakan jawaban dari tujuan studi literatur. Saran berisi hal-hal yang masih dapat dikerjakan dengan lebih baik dan dapat dikembangkan lebih lanjut.

“Halaman sengaja dikosongkan”

BAB 3 HASIL DAN PEMBAHASAN

3.1 Karakteristik dan Debit Lindi

3.1.1 Karakteristik Lindi

Berdasarkan Permen PU No 03/2013, lindi adalah cairan yang timbul akibat masuknya air eksternal ke dalam urugan atau timbunan sampah, melarutkan dan membilas materi terlarut termasuk materi organik hasil proses dekomposisi biologis. Menurut Friadi, dkk (2012), lindi diakibatkan oleh terjadinya presipitasi cairan ke TPA yang berasal dari resapan air hujan maupun kandungan air dari dalam sampah yang ditimbun.

Lindi umumnya mengandung bahan organik *biodegradable* dan *non biodegradable* seperti amonia, logam berat (Renou *et al.*, 2008), sulfat, logam kationik (Yalcuk dan Ugurlu, 2009), BOD₅, COD, garam anorganik, fenol, nitrogen, dan fosfor (Aziz *et al.*, 2010). Menurut Lee *et al.* (2010), kandungan lindi dapat dibedakan dalam 3 kelompok besar (Tabel 3.1).

Tabel 3.1 Kandungan polutan dalam lindi

No.	Polutan dalam Lindi	Komponen
1	Bahan organik	Asam, alkohol, aldehida, dan komponen lain yang biasa dihitung sebagai COD, BOD, DOC, volatil lainnya, senyawa vulfat, senyawa humat
2	Bahan anorganik	Sulfat, klorida, amonium, kalsium, magnesium, natrium, kalium, hidrogen karbonat, besi, mangan, dan logam berat lainnya seperti timbal, nikel, tembaga, kadmium, kromium, dan seng
3	Senyawa organik xenobiotik	Hidrokarbon aromatik, fenol, pestisida dan plastizer termasuk PCB, dioxin, PAH, dll

Sumber: Lee, *et al.* (2010)

Lindi adalah cairan yang memiliki bau tidak sedap dan warna gelap yang kaya akan kandungan organik dan anorganik (Moravia *et al.*, 2013; Yao, 2013). Warna air lindi menggambarkan besarnya kandungan konsentrasi bahan organik pada lindi. Semakin pekat warna lindi maka semakin tinggi kandungan bahan organik didalamnya (Renou *et al.*, 2008; Kurniawan *et al.*, 2006). Karakteristik lindi bervariasi dipengaruhi proses yang terjadi didalam *landfill*, yaitu proses fisik, kimia, dan biologis (Ali, 2011). Lindi merupakan air limbah dengan konsentrasi tinggi yang komposisinya sangat dipengaruhi oleh umur *landfill* (Kulikowska dan Klimiuk, 2008), curah hujan dan tingkat perkolasi air yang masuk ke dalam *landfill*, kuantitas sampah yang ditimbun (Hasar *et al.*, 2009), jenis dan komposisi sampah yang ditimbun, tingkat stabilisasi *landfill* (Pajooch *et al.*, 2017), kelembaban dalam *landfill*, posisi pengambilan sampel, dan waktu pengambilan sampel (Damanhuri, 2012). Kualitas lindi bervariasi dari waktu ke waktu dan dapat dikategorikan berdasarkan umur TPA (Pajooch *et al.*, 2017). Karakteristik lindi berdasarkan umur TPA dapat dilihat pada Tabel 3.2. dan Tabel 3.3.

Tabel 3. 2 Karakteristik lindi berdasarkan umur TPA

Parameter	Umur TPA		
	Muda	Sedang	Tua
Usia TPA (tahun)	<1	1-5	>5
pH	<6,5	6,5-7,5	>7,5
COD (g/L)	>15	3-15	<3
BOD ₅ /COD	0,5-1,0	0,1-0,5	<0,1
NH ₃ -N (mg/L)	<400	400	>400
Logam berat (mg/L)	>2	<2	<2
Senyawa organik	80% VFA	(5-30)% VFA+HA+FA	HA+FA

Sumber: Abbas, *et al.* (2009)

Lindi yang berasal dari *landfill* muda mengandung senyawa organik yang bisa didegradasi secara biologis dan dengan mudah diubah secara anaerobik menjadi *volatile fatty acid* (VFA) (Renou *et al.*, 2008). VFA mengakibatkan lindi yang berasal dari *landfill* muda memiliki pH rendah, konsentrasi BOD₅ dan COD yang tinggi (Kjeldsen *et al.*, 2002), dan rasio BOD₅/COD yang tinggi

(Purwanta, 2007). Sedangkan pada *landfill* tua memiliki nilai COD yang rendah karena COD menurun dengan bertambahnya umur TPA, konsentrasi NH₃-N dan metan tinggi (Kjeldsen *et al.*, 2002), serta rasio BOD₅/COD rendah (Purwanta, 2007).

Tabel 3. 3 Karakteristik lindi berdasarkan umur TPA

Keterangan	Muda (<5 tahun)	Tingkat Menengah (5-10 tahun)	Stabil (>10 tahun)
pH	^(k) <6,5	^(k) 6,5-7,5	^(k) >7,5
Biodegradabilitas	^(k) tinggi	^(k) medium	^(k) rendah
TKN (mg/L)	⁽ⁱ⁾ 75-3200	⁽ⁱ⁾ 1100-1670	⁽ⁱ⁾ 141-960
NH ₄ -N (mg/L)	^(k) <400	-	^(k) >400
NH ₃ -N (mg/L)	^(g) 866-1200	⁽ⁱ⁾ 743-1330	^(h) 311-1620
TOC/COD	<0,3	0,3-0,5	>0,5
Logam berat (mg/L)	rendah – medium	rendah	rendah
BOD ₅ /COD	0,5-1,0	0,1-0,5	<0,1
COD (mg/L)	>10.000	4.000-10.000	<4.000
Cd (mg/L)	^(L) 0,13-3,0	^(b) 0,02-0,05	⁽ⁱ⁾ 0,022-0,13
Cr (mg/L)	^(f) 0,661	^(b) 0,14-0,28	⁽ⁱ⁾ 0,05-0,08
Cu (mg/L)	^(e) 0,1-0,4	⁽ⁱ⁾ 0,12-0,26	⁽ⁱ⁾ 0,01-0,09
Fe (mg/L)	^(a) 3,8-73,8	^(b) 58,4-63,4	^(a) 2,92-32,5
Ni (mg/L)	^(f) 0,385	^(b) 0,31-0,38	^(h) 0,02-0,42
Pb (mg/L)	^(f) 0,204	^(b) 1,1-1,3	0,07
Zn (mg/L)	^(e) 0,1-1,8	^(b) 1,29-2,1	⁽ⁱ⁾ 0,22-0,435
Phenol (mg/L)	^(a) 3-1720	^(b) 0.01-316	-
Warna (Pt-Co)	^(e) 2430-8180	^(d) 3900-4250	^(e) 8700-9250
TSS (mg/L)	^(g) 340-540	-	^(e) 494-550
Kekeruhan (NTU)	^(c) 50-450	-	^(h) 15-286
NH ₃ -N (mg/L)	^(g) 866-1200	⁽ⁱ⁾ 743-1330	^(h) 311-1620
TKN (mg/L)	⁽ⁱ⁾ 75-3200	⁽ⁱ⁾ 1100-1670	⁽ⁱ⁾ 141-960

Sumber: ^(a) Lee *et al.* (2010), ^(b) Nagarajan *et al.* (2012), ^(c) Aziz *et al.* (2007), ^(d) Mohajeri *et al.* (2010), ^(e) Azmi *et al.* (2015), ^(f) Yilmaz *et al.* (2010), ^(g) Ghani *et al.* (2017), ^(h) Zin *et al.* (2013), ⁽ⁱ⁾ Kulikowska dan Klimiuk (2008), ⁽ⁱ⁾ Renou *et al.* (2008), ^(k) Yao (2013), ^(L) Sawaitayothin dan Polprasert (2007)

Lindi muda pada tahap acidogenic umumnya dicirikan dengan konsentrasi BOD (4.000-13.000 mg/L) dan COD (30.000-60.000 mg/L) tinggi, NH₄-N (500-2000 mg/L), tingginya rasio BOD/COD dari 0,4-0,7, pH yang sangat asam (pH 4), dan tingkat biodegradasi *volatile fatty acid* (VFA) yang menjadi komponen utama dengan kandungannya mencapai 95% dari kandungan organik (Yao, 2013; Renou *et al.*,2008).

Tahapan proses degradasi didalam *landfill* terdiri dari fase transisi atau fase aerobik-transisi (0-5 tahun), fase pembentukan asam atau fase anaerobik (5-10 tahun), fase fermentasi metan atau fase menengah (10-20 tahun), dan fase maturasi akhir atau fase aerobik akhir (>20 tahun) (Aziz *et al.*, 2007; Pajooch *et al.*, 2017). Karakteristik lindi berdasarkan fase dan umur TPA dapat dilihat pada Tabel 3.4.

Tabel 3. 4 Karakteristik lindi berdasarkan fase dan umur TPA

Parameter Lindi (mg/L)	Fase Aerobik-Fase Transisi (0-5 tahun)	Fase Pembentukan Asam (5-10 tahun)	Fase Fermentasi Metan (10-20 Tahun)	Fase Maturasi Akhir (>20 Tahun)
BOD ₅	100-11000	1000-57000	100-3500	4-120
COD	500-22000	1500-71000	150-10000	30-900
TOC	100-3000	500-28000	50-2200	70-260
Amonia	0-190	30-3000	6-430	6-430
NO ₂ -N	0,1-500	0,1-20	0,1-1,5	0,5-0,6
TDS	2500-14000	4000-55000	1100-6400	1460-4640

Sumber: Kostova (2006)

Tabel 3.4 menunjukkan bahwa Fase TPA dibedakan berdasarkan konsentrasi kontaminan lindi (organik, nitrogen, dan logam berat), produksi gas, dan kualitas lindi. Umur *landfill* merupakan salah satu faktor utama yang mempengaruhi karakteristik lindi (Kostova, 2006). Fase penguraian sampah untuk timbunan sampah yang baru dioperasikan menghasilkan mutu lindi

terburuk pada 6 bulan setelah penimbunan awal. Selanjutnya dengan penimbunan sampah secara kontinyu, maka tingkat mutu terburuk lindi berlangsung sepanjang tahun. Saat timbunan sampah tidak dioperasikan, mutu lindi semakin turun dalam waktu tahunan yang tergantung pada perlakuan timbunan sampah (Mangkoedihardjo dan Samudro, 2010).

- Fase I (Aerobik)

Fase aerobik terjadi dalam rentang waktu yang singkat akibat keterbatasan gas O_2 . Pada fase ini protein didegradasi menjadi asam amino dan dikonversi menjadi CO_2 , air, nitrat, dan sulfat. Selain itu karbohidrat dikonversi menjadi asam lemak yang selanjutnya didegradasi menjadi bentuk yang lebih kecil. Pada fase ini lindi yang dihasilkan tidak besar karena rentang fase yang berlangsung singkat.

- Fase II (Transisi)

Pada fase transisi, kondisi *landfill* berubah ke tahap anaerobik (perubahan reaksi dari aerobik menjadi anaerobik) akibat penipisan oksigen didalam *landfill* sehingga mikroorganisme anaerob menjadi aktif. Akhir dari fase ini ditandai dengan semakin menurunnya pH (<6), dan munculnya COD dan amonia.

- Fase III (Pembentukan Asam)

Fase ini terdiri dari 2 tahap yang diawali dengan proses hidrolisis dengan terjadinya pemecahan senyawa organik menjadi senyawa sederhana yang diuraikan oleh bakteri. Selanjutnya pada tahap kedua adalah asidogenesis dimana terjadi konversi senyawa sederhana oleh mikroba menjadi asam asetat (CH_3COOH) dan asam organik yang lebih kompleks dengan peningkatan konsentrasi VFA yang menyebabkan penurunan pH dan larutnya ion organik seperti SO_4^{4-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , dan Na^+ . Konsentrasi COD dan amonia tertinggi terjadi pada fase ini. Penurunan pH menyebabkan terlarutnya logam berat pada lindi dan banyak nutrisi yang terkandung didalamnya hilang.

- Fase IV (Fermentasi Metan)

Fase ini diawali dengan laju pembentukan metana yang rendah. Terjadi konversi CH_3COOH dan H_2 menjadi gas metana (CH_4) dan CO_2 oleh bakteri metanogenesis. Pada fase ini pH lindi meningkat karena terkonversinya VFA menjadi metan dan CO_2 dan diikuti penurunan ion inorganik. Sebaliknya konsentrasi BOD_5 dan COD menurun.

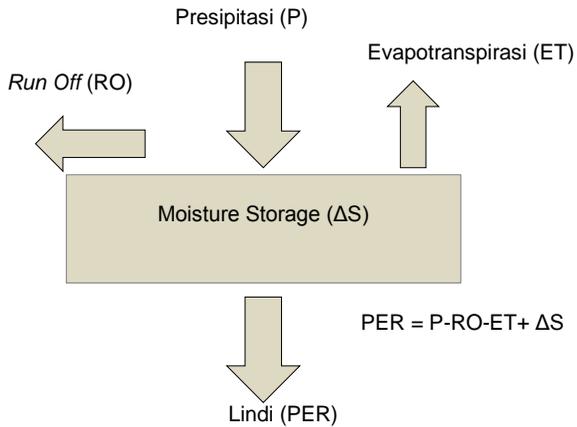
- Fase V (Maturasi Akhir)

Fase ini ditandai dengan dan tidak terjadi aktifitas biologis didalam *landfill* karena keberadaan nutrisi dan substrat yang terbatas. Lindi yang dihasilkan pada tahap ini mengandung asam fulvat yang sulit didegradasi (Nurhayati, 2013; Abdullah, 2015).

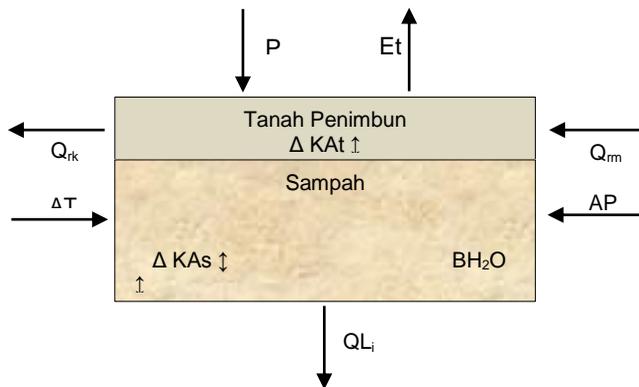
3.1.2 Debit Lindi

Produksi lindi dipengaruhi oleh curah hujan (presipitasi harian), infiltrasi, evaporasi, transpirasi, temperatur, komposisi sampah, kelembapan, dan ketinggian tumpukan sampah di TPA (Purwanta, 2007). Berdasarkan Permen PU No. 03 Tahun 2013, perhitungan disain debit lindi dapat dilakukan dengan menggunakan metode *Van Breen*, metode neraca air atau kesetimbangan air dalam timbunan sampah (*Water Balance Method*) (Damanhuri, 2012; Mangkoedihardjo dan Samudro, 2010), pengukuran debit lindi pada saluran kolektor lindi (mangkoedihardjo dan Samudro, 2010), dan metode secara rasional (Dhiniyah dkk, 2011).

Pada metode *Van Breen*, model atau perhitungan debit lindi didasarkan atas asumsi hujan terpusat pada 4 jam sebanyak 90%, sehingga faktor puncak sebesar 5,4 dengan maksimum hujan yang jatuh adalah 20–30% diantaranya menjadi lindi, dalam 1 bulan maksimum terjadi 20 hari hujan. Data presipitasi diambil berdasarkan data harian atau tahunan maksimum dalam 5 tahun terakhir. Perhitungan debit lindi dengan metode neraca air atau kesetimbangan air dalam timbunan sampah (*Water Balance Method*) didasarkan oleh asumsi bahwa lindi yang dihasilkan dari curah hujan mengalami perkolasi ke dalam timbunan sampah (Damanhuri, 2012). Kesetimbangan air dalam timbunan sampah dapat dilihat pada Gambar 3.1 dan Gambar 3.2.



Gambar 3.1 Input dan output konsep neraca air
Sumber: Damanhuri, 2012



Gambar 3.2 Kestimbangan air dalam timbunan sampah
Sumber: Mangkoedihardjo dan Samudro, 2010

$$Q_{Li} = P + Q_{rm} + AP + AT + \Delta K_{At} + \Delta K_{As} + BH_2O - E_t - Q_{rk} \quad (1)$$

Dimana,

P = presipitasi (jika ada resirkulasi lindi, maka ditambahkan kuantitas resirkulasi lindi)

Q_{rm} = debit limpasan masuk

AP = debit infiltrasi air permukaan

AT = debit infiltrasi air tanah

ΔK_{At} = perubahan kadar air tanah

ΔK_{As} = perubahan kadar air sampah

BH_2O = air hasil proses mikrobial

E_t = evapotranspirasi (jika terdapat tumbuhan); jika tidak diganti E

Q_{rk} = debit limpasan keluar

Mangkoedihardjo dan Samudro (2010), pendekatan terhadap kesetimbangan air dapat dilakukan pada tahap perencanaan yakni sebelum timbunan sampah beroperasi. Gambaran umum perencanaan debit lindi dapat diperkirakan sebagai berikut:

- a. Timbunan sampah dengan tanah penutup berkepadatan rendah (25%-50%) jatuhan hujan rata-rata tahunan. Dengan anggapan jatuhan hujan rata-rata tahunan sebesar 1.000 mm tahun⁻¹, maka perkiraan debit lindi sebesar 7–14 m³ ha⁻¹hari⁻¹. Jika jenis *landfill* yang digunakan adalah *controlled landfill*, maka debit lindi dapat diperkirakan sebesar 50% jatuhan hujan rata-rata tahunan, yakni 14 m³ ha⁻¹hari⁻¹.
- b. Timbunan sampah dengan tanah penutup berkepadatan tinggi (15%-25%) jatuhan hujan rata-rata tahunan dengan jenis *landfill* adalah *sanitary landfill*. Dengan anggapan jatuhan hujan rata-rata tahunan sebesar 1.000 mm tahun⁻¹, maka perkiraan debit lindi sebesar 6–7 m³ ha⁻¹hari⁻¹.

Sedangkan pendekatan dengan pengukuran debit pada saluran kolektor lindi dapat dilakukan setelah timbunan sampah beroperasi, sebagai verifikasi hasil perencanaan.

Selanjutnya pendekatan dalam menghitung debit lindi dapat dilakukan dengan metode rasional dimana nilai dari evapotranspirasi dapat diabaikan (Dhinyah dkk, 2011). Berikut persamaan yang digunakan pada metode rasional:

$$Q = \frac{1}{1000} \times I \times (1 - C) \times A \quad (2)$$

Dimana,

Q = debit lindi ($m^3/hari$)
 I = Intensitas hujan ($mm/hari$)
 C = koefisien *run off*
 A = area *landfill* (m^2)

3.2 Constructed Wetland

Constructed wetland merupakan sistem pengolahan terencana atau terkontrol yang telah didesain dan dibangun menggunakan proses alami yang melibatkan fungsi vegetasi, media, dan mikroorganisme untuk memanfaatkan banyak proses yang terjadi pada *natural wetland* dalam pengolahan air limbah (Zhang *et al.*, 2015; Shelef *et al.*, 2013; Dan *et al.*, 2011). Air limbah ditransfer melalui media filter, kemudian kontaminan diturunkan melalui proses fisik seperti filtrasi atau sedimentasi, interaksi biokimia seperti degradasi oleh mikroba. Tumbuhan yang ada di *constructed wetland* memiliki peran penting dalam proses penurunan kontaminan untuk pemulihan kualitas air (Shelef *et al.*, 2013; Vymazal, 2011). *Constructed wetland* menggunakan media, akar tumbuhan, dan bakteri patogen untuk mengolah kontaminan seperti BOD, SS, bakteri patogen, nutrisi, dan logam berat (Suswati dkk, 2012). Proses removal polutan pada sistem *wetland* dapat dilihat pada tabel 3.5.

Tabel 3. 5 Proses removal polutan pada sistem wetland

Polutan	Proses
Material organik (contoh BOD)	degradasi secara biologis, sedimentasi, serapan mikroba
Kontaminan organik	adsorpsi, penguapan
SS	sedimentasi, filtrasi
Nitrogen	sedimentasi, nitrifikasi/denitrifikasi, serapan mikroba
Phosfor	sedimentasi, filtrasi, adsorpsi, serapan tumbuhan dan mikroba
Bakteri patogen	Kematian secara alami, sedimentasi, filtrasi, UV degradasi, adsorpsi
Logam berat	sedimentasi, adsorpsi, serapan tumbuhan

Sumber: Jayasena *et al.* (2013)

Keuntungan dari sistem *constructed wetland* adalah minimnya biaya konstruksi, operasional, dan pemeliharaan, kebutuhan energi rendah seperti bahan kimia dan bahan bakar (Rousseau *et al.*, 2008), lebih rentan terhadap variasi tingkat pembebanan dibandingkan pengolahan secara konvensional (Dan *et al.*, 2011). Menyediakan habitat bagi banyak organisme, memungkinkan untuk dilakukan *water reuse* dan *recycling*, memiliki daya penyangga yang cukup besar untuk mentolerir fluktuasi aliran (Tanaka *et al.*, 2011).

Secara umum terdapat dua jenis *constructed wetland* yakni *free water surface* (FWS) dan *subsurface flow* (SSF). Sistem SSF terbagi menjadi *horizontal subsurface flow* (HSSF) dan *vertical subsurface flow* (VSSF) (Kadlec dan Wallace, 2008). Dua jenis *wetland* ini memanfaatkan tumbuhan air dalam pengolahannya (Phratap *et al.*, 2014).

3.2.1 Free Water Surface Constructed Wetland (FWS CWs)

FWS CWs (Gambar 3.3) merupakan lahan basah buatan yang terdiri dari sebuah cekungan atau saluran dengan berbagai jenis sekat untuk mencegah rembesan dan media untuk mendukung akar tumbuhan (*emergent plant*) (Phratap *et al.*, 2014). FWS CWs disebut juga rawa buatan dengan aliran di atas permukaan tanah. Sistem ini berupa kolam atau saluran-saluran yang dilapisi dengan lapisan *impermeable* dibawah saluran atau kolam yang berfungsi untuk mencegah merembesnya air keluar dari kolam atau saluran (Wijayanti, 2004). FWS CWs digunakan sebagai *polishing treatment* dari pengolahan air limbah sekunder seperti *lagoon*, *trickling filter*, atau *activated sludge system* (Kadlec dan Wallace, 2009) dan sistem banyak digunakan di Amerika Utara (Lee *et al.*, 2009). Tumbuhan yang biasanya digunakan dalam sistem ini adalah *Typha*, *Scirpus*, *Phragmites* (USEPA, 2000; Zhang *et al.*, 2015), *Scirpus lacustris*, *Scirpus fluviatilis*, *Eleocharis sphacelata*, dan *Scirpus validus* (Vymazal, 2008).



Gambar 3.3 FWS constructed wetland

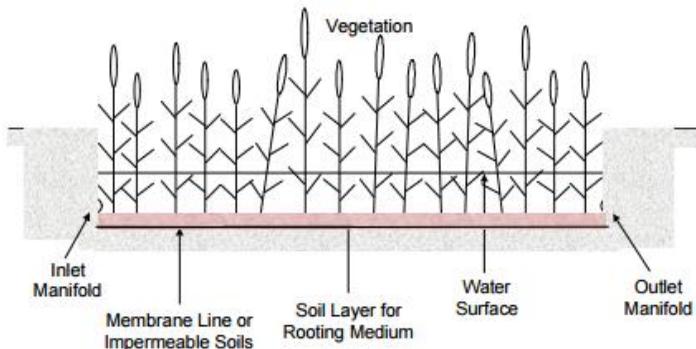
Sumber: Vymazal (2010)

Kedalaman air merupakan salah satu faktor kritis dalam sistem *FWS constructed wetland*. Kedalaman air pada sistem ini relatif dangkal yakni 0,1-0,6 m yang mengalir melalui sistem secara horizontal (Phratap *et al.*, 2014). Menurut Lee *et al.* (2009), kedalaman sistem *FWS constructed wetland* bervariasi antara 0,2-0,6m dan padat vegetasi. Menurut Tanaka *et al.* (2011), FWS CWs efektif setidaknya pada kedalaman 0,1 m pada musim kemarau, sedangkan pada musim penghujan adalah <0,45 m. Menurut Zhang *et al.* (2015), kedalaman sistem ini <0,4 m dengan tipikal HLR 0,7 dan 5 cm/hari yang sesuai untuk *wetland* dengan luas area 2-14 ha dengan debit 1000 m³/hari. Menurut Vymazal (2010), kedalaman tanah perakaran 0,2-0,3 m dan kedalaman air 0,2-0,4 m dengan pertumbuhan vegetasi tumbuhan mencakup sebagian besar permukaan *wetland* sekitar 50%.

Pada FWS CWs, efisiensi removal dapat mencapai lebih dari 70% untuk kandungan BOD, COD, TSS, dan patogen. Namun sistem ini memiliki kapasitas yang terbatas untuk reduksi kandungan nutrisi (kecuali fosfor). Efisiensi penurunan nitrogen umumnya 40%-50%, sedangkan untuk penurunan fosfor

mencapai 40%-90%. Pada sistem ini hasil nitrifikasi dimana oksigen banyak disuplai oleh fotosintesis dari alga, cyanobacteria, dan tumbuhan didalam FWS CWs. Denitrifikasi dapat berlangsung pada lapisan bawah sistem ketika fotosintesis tumbuhan tinggi sehingga terjadi penguapan amonia. Serapan tumbuhan merupakan mekanisme utama terhadap penurunan nitrogen. Vegetasi tumbuhan dapat menyediakan karbon organik yang dibutuhkan pada proses denitrifikasi. Removal fosfor sangat tergantung pada HLR dan luas sistem (Zhang *et al.*, 2015).

Keuntungan dari sistem ini adalah memiliki kemampuan dalam menyaring, menyerap partikulat, nutrisi, dan polutan dalam air limbah (Phratap *et al.*, 2014), dan membutuhkan biaya konstruksi rendah. Sistem ini efektif dalam penurunan BOD, COD, dan TSS dengan HRT yang cukup lama. Selain itu sistem ini juga mampu menurunkan kandungan nitrogen dan fosfor dalam air limbah (USEPA, 2000). Sistem FWS dapat dilihat pada Gambar 3.4.



Gambar 3.4 Subsurface flow constructed wetland

Sumber: USEPA (2000)

Kekurangan dari sistem FWS adalah umumnya memiliki efisiensi penurunan kontaminan lebih rendah dibandingkan dengan sistem SSF. Dalam sistem ini, air limbah melewati media, antara batang tumbuhan dan melalui puing-puing permukaan. Sinar matahari yang menembus ke bagian bawah sistem dapat memicu tingkat pertumbuhan alga yang lebih cepat dari reaksi fotosintesis (Lee *et al.*, 2009). Selain itu sistem ini membutuhkan

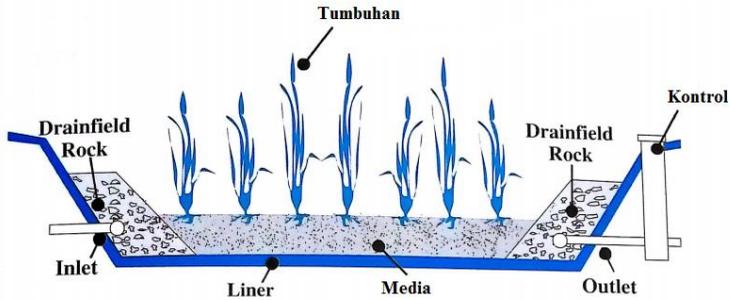
lahan yang lebih luas, nyamuk dan vektor serangga dapat menjadi masalah. Oksigen tersedia di permukaan air, mikroba yang hidup di permukaan tumbuhan, dan akar memungkinkan terjadinya aktivitas aerobik. Namun sebagian besar FWS bersifat anoxic atau anaerobik. Sehingga kekurangan oksigen pada sistem ini dapat menghambat proses nitrifikasi. Namun FWS masih efektif dalam penurunan BOD, TSS dan *trace metal* (USEPA, 2000).

FWS *constructed wetland* lebih efektif untuk denitrifikasi daripada nitrifikasi, karena dapat memproduksi karbon dan situs mikro untuk bakteri denitrifikasi. FWS *constructed wetland* sebagai *polishing treatment* dapat mengurangi volume limbah melalui proses evapotranspirasi pada musim kemarau (Kadlec dan Zmarthie, 2010).

3.2.2 Subsurface Flow Constructed Wetland (SSF CWs)

Sistem SSF CWs merupakan lahan basah buatan yang terdiri dari sebuah cekungan yang dilapisi material kedap air untuk menghindari kebocoran dimana air limbah mengalir dibawah substrat kasar (media) dan media yang membantu pertumbuhan tumbuhan. Media dalam SSF CWs terdiri dari batu atau kerikil dengan diameter 10-15 mm, dan tanah yang berbeda, atau dalam berbagai kombinasi.

Sistem ini secara luas diakui karena kemampuannya dalam penurunan berbagai kontaminan seperti BOD, COD, logam berat, SS, nitrogen, fosfor, dan patogen (Lee *et al.*, 2009; Tanaka *et al.*, 2011). Kedalaman sistem ini tidak lebih dari 0,6 m (Tanaka *et al.*, 2011; Zhang *et al.*, 2015). Tipikal kedalaman pada sistem ini dari 0,49 m-0,79 m dengan HLR 2-20 cm/hari yang sesuai untuk *wetland* dengan luas area 0,5-5 ha dengan debit 1000 m³/hari. Tumbuhan yang biasanya digunakan pada sistem ini adalah *Phragmites australis* (Zhang *et al.*, 2015). SSF CWs dapat dilihat pada Gambar 3.5.



Gambar 3.5 Subsurface flow constructed wetland
 Sumber: Tanaka et al., 2011

Berdasarkan arah aliran, sistem SSF CWs dibagi menjadi sistem aliran *horizontal subsurface flow constructed wetland* (HSSF CWs) dan *vertical subsurface flow constructed wetland* (VSSF CWs). Saat ini beberapa peneliti sedang mengembangkan sistem lahan basah baru untuk mencapai efisiensi yang lebih tinggi dalam penurunan polutan, misalnya dengan meningkatkan pasang surut aliran atau menggunakan lahan basah dengan sistem pergantian aliran (*flow-shift*) untuk meningkatkan dekomposisi mikroba dari bahan organik. Pemilihan jenis lahan basah yang paling tepat tergantung pada polutan yang ditargetkan, lahan yang tersedia, dan tingkat pemeliharaan dan manajemen (Lee et al., 2009).

SSF dapat mendukung pertumbuhan vegetasi, lebih terhindar dari masalah timbulnya bau, serangga, dan permasalahan lainnya dalam pengolahan lindi (Yang et al., 2001). Proses aerobik dan anaerobik berlangsung dalam pori-pori media filter (pasir dan kerikil) (Yalcuk dan Ugurlu, 2009). Kekurangan dari sistem SSF adalah memungkinkan terjadinya *clogging* (penyumbatan) yang merupakan salah satu ancaman fatal terhadap kinerja sistem (Akinbile et al., 2012). Perbandingan sistem HSSF dan VSSF dapat dilihat pada Tabel 3.6.

Tabel 3.6 Perbandingan *constructed wetland* VSSF dan HSSF

Jenis Wetland	Keuntungan	Kekurangan
VSSF	Area yang dibutuhkan lebih kecil, tersedianya oksigen yang cukup, tingginya proses nitrifikasi, sangat baik dalam removal bahan organik dan SS, aliran hidrolik sederhana,	Aliran pendek, proses denitrifikasi berlangsung kurang baik, kebutuhan teknis lebih tinggi, kurang dalam removal nitrat
	tingginya proses purifikasi dari awal, proses pengaliran lebih baik daripada HF karena dapat meningkatkan suplai oksigen	Hilangnya kinerja dalam removal P
HSSF	Aliran panjang, nutrisi dapat terbentuk, sangat baik dalam removal bahan organik dan SS	Membutuhkan area luas, memungkinkan terjadinya <i>clogging</i> , pembentukan sulfur mempengaruhi proses nitrifikasi, hilangnya kinerja dalam removal P
	Memungkinkan terjadinya proses denitrifikasi	membutuhkan perhitungan lebih cermat terhadap kebutuhan HRT untuk mendapatkan suplai oksigen optimal, oksidasi amonium rendah,
	Pembentukan asam humat untuk removal N dan P	Memungkinkan adanya <i>dead zone</i>

Sumber: Saeed dan Sun (2012)

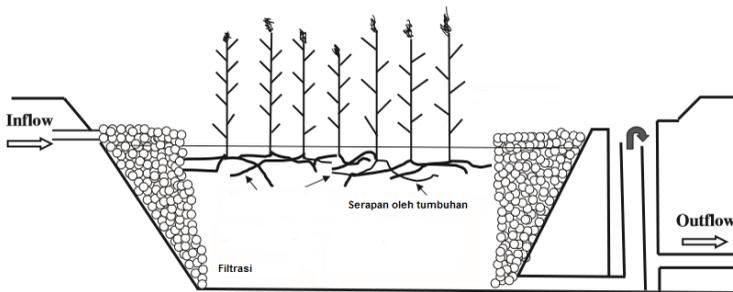
Sistem SSF yang paling banyak digunakan adalah jenis aliran *horizontal subsurface flow* (HSSF) (Vymazal dan Březinová, 2016; Lee *et al.*, 2009). Dalam sistem HSSF (Gambar 3.6), air limbah dialirkan secara horizontal melalui matriks lahan basah yang terdiri dari akar tumbuhan, kerikil dan/atau pasir. Lapisan matriks

tersebut menjadi tempat melekatnya mikroorganisme (Lee *et al.*, 2009).

Jenis tumbuhan air yang sering digunakan dalam sistem HSSF *wetland* adalah *Phragmites*, *Typha*, *Scirpus*, *Phalaris arundinacea*, dan *Iris* (Vymazal dan Březinová, 2016). Kriteria tumbuhan yang digunakan di sistem HSSF yakni:

1. Toleran terhadap beban organik dan nutrien yang tinggi
2. Memiliki organ bagian bawah (yaitu akar dan rimpang) yang mampu memberikan substrat untuk bakteri yang menempel dan oksigenasi
3. Biomassa di atas tanah tinggi untuk isolasi musim dingin di daerah dingin dan beriklim sedang dan untuk menghilangkan nutrisi melalui pemanenan.

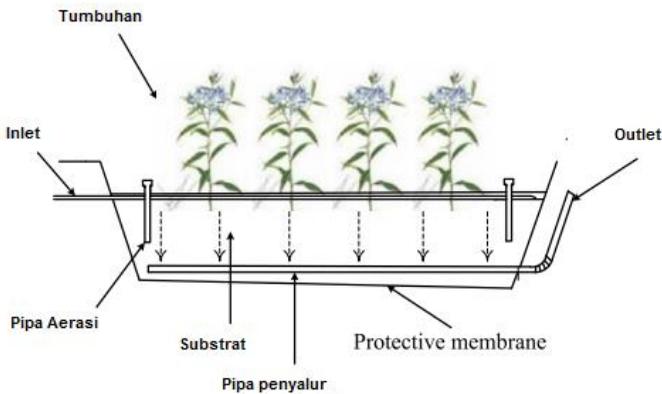
Media yang umumnya digunakan pada sistem HSSF *constructed wetland* adalah kerikil. Sistem ini juga dilapisi oleh lapisan kedap air dan ditanami tumbuhan. Mekanisme dari sistem ini adalah air limbah diumpankan pada inlet kemudian mengalir secara horizontal melalui media berpori di bagian bawah permukaan *wetland* menuju outlet. Selama air limbah melalui media filtrasi, polutan diturunkan dari degradasi mikroba serta proses fisik kimia dalam zona aerobik, anoxic, dan anaerobik. Zona aerobik dalam HSSF *constructed wetland* adalah berdekatan dengan akar tumbuhan.



Gambar 3.6 Horizontal subsurface flow constructed wetland

Sumber: Vymazal dan Březinová (2016)

VSSF *constructed wetland* (Gambar 3.7) merupakan jenis *constructed wetland* yang memiliki kemampuan transportasi oksigen lebih besar dibandingkan sistem HSSF, sehingga sistem ini lebih efektif dalam menurunkan kandungan organik dan ammonia dari air limbah melalui aktivitas mikroba aerobik (Tuszyńska dan Pempkowiak, 2008; Yalcuk dan Ugurlu, 2009). Adanya pipa aerasi pada sistem ini dapat meningkatkan transportasi oksigen dan removal nitrogen (Chen *et al.*, 2008).



Gambar 3.7 Vertical subsurface flow constructed wetland

Sumber: Chen *et al.* (2008)

Air limbah yang diumpankan pada seluruh permukaan sistem didistribusi dan dilewatkan pada filter secara vertikal. Air limbah dialirkan secara *intermittent* dan membuat kondisi aerobik pada sistem ini. Oksigen disukai oleh bakteri nitrifikasi sehingga proses nitrifikasi dapat dicapai. Namun sebagian besar proses denitrifikasi tidak dimungkinkan terjadi. Lebih dari 90% removal BOD₅, COD, dan TSS dapat dicapai pada sistem ini. Semakin meningkatnya umur *constructed wetland*, semakin meningkat pula tingkat removal kandungan organik. Hal ini menandakan meningkatnya populasi mikroba dalam sistem. Removal TN dan TP pada sistem ini dapat mencapai sekitar 98-99% (Yalcuk dan Ugurlu, 2009).

3.2.3. Tumbuhan dalam *Constructed Wetland*

Constructed wetland merupakan lahan basah buatan dengan substrat jenuh atau tidak jenuh, vegetasi tumbuhan didalam *wetland* (*macrophytes*) biasanya tumbuh dalam air atau media tanah. Spesies *macrophytes* yang biasa digunakan dalam *constructed wetland* yakni, *Typha latifolia*, *Phragmites australis*, *Juncus effusus*, *Iris pseudacorus*, *Glyceria maxima* (Bialowiec et al., 2012a), *Phragmites mauritianus*, *Cyperus papyrus*, *Typha angustifolia*, *Limnocharis flava*, *Eichhornia crassipes*, *Cyperus haspan* (Akinbile et al., 2012). Selain itu menurut Saeed dan Sun (2012), jenis tumbuhan air yang biasa digunakan dalam *constructed wetland* dapat dilihat pada Tabel 3.7.

Tabel 3.7 Jenis tumbuhan air yang biasa digunakan dalam *constructed wetland*

Nama Umum Nama Spesifik	Temperatur yang Diinginkan (°C)	Perkecambahan Biji (°C)	pH Optimal	Penetrasi Akar (cm)
<i>Ekor kucing</i> (<i>Typha</i>)	10-30	12-24	4-10	30
<i>Buluh</i> (<i>Phragmites</i>)	12-33	10-30	2-8	60
<i>Rush</i> (<i>Juncus</i>)	16-26	-	5-7,5	-
<i>Rumput gajah</i> (<i>Scirpus</i>)	16-27	-	4-9	76
<i>Alang</i> (<i>Carex</i>)	14-32	-	5-7,5	-

Sumber: Saeed dan Sun (2012)

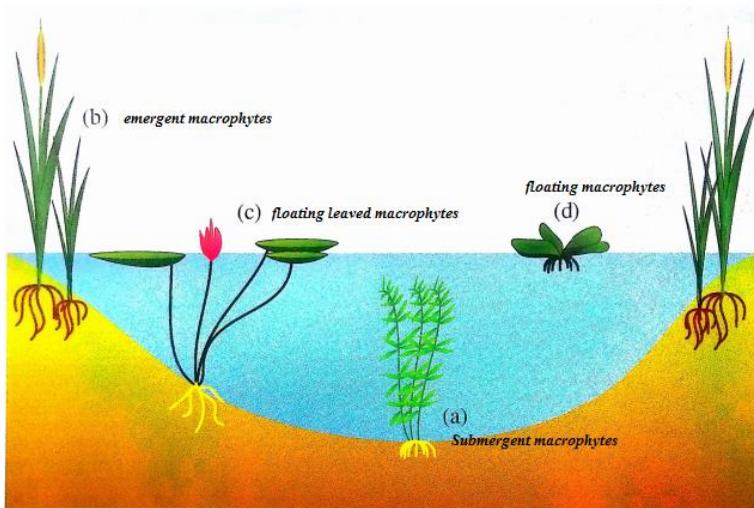
Tumbuhan dalam *constructed wetland* memiliki beberapa peran utama yang erat kaitannya dengan proses pengolahan limbah. Peran utama dari tumbuhan didalam *constructed wetland* dapat dilihat pada Tabel 3.8.

Tabel 3.8 Peran utama tumbuhan dalam *constructed wetland*

Bagian Tumbuhan <i>Macrophytes</i>	Peran dalam proses pengolahan
Jaringan aerial	Atenuasi cahaya: mengurangi pertumbuhan fitoplankton
	Mengurangi kecepatan angin: mengurangi resiko resuspensi
	Sistem estetika
	Menyimpan nutrisi
Jaringan tumbuhan didalam air	Penyaringan: menyaring material ukuran besar
	Mengurangi kecepatan arus: meningkatkan laju sedimentasi, mengurangi resiko resuspensi
	Luas permukaan untuk biofilm yang melekat
	Ekskresi fotosintesis oksigen: peningkatan degradasi aerobik
	Penyerapan nutrisi
Jaringan akar	Menyediakan permukaan untuk bakteri dan mikroorganisme yang menempel
	Menstabilkan permukaan endapan: erosi kurang
	Mencegah media dari <i>clogging</i>
	pelepasan oksigen: meningkatkan degradasi dan nitrifikasi,
	Penyerapan nutrisi
	Antibiotik

Sumber: Vymazal (2011)

Spesies *macrophytes* terdiri dari tumbuhan *emergent*, *floating*, dan *submergent*, serta berbagai macam mikroba yang sengaja dibuat untuk pengendalian pencemaran air. *Macrophytes* didalam *constructed wetland* dibagi menjadi empat kelompok (Gambar 3.8) (Saeed dan Sun, 2012; Tanaka *et al.*, 2011), yakni:



Gambar 3.8 Jenis tumbuhan air berdasarkan pertumbuhan dan kaitannya dengan permukaan air

Sumber: Tanaka et al., 2011

- *Emergent macrophytes*: akar tumbuh pada tanah yang terendam dan memiliki bagian yang menonjol diatas permukaan air sehingga bagian batang, daun, dan bunga terlihat diatas permukaan air. Dapat tumbuh pada kedalaman air 0,5 m atau lebih di atas permukaan substrat. Oksigen ditransfer dari akar kedalam rizosfer untuk degradasi aerobik polutan. Contoh tumbuhan *emergent plants* adalah *Acorus calamus*, *Carex rostrata*, *Sagittaria latifolia*, *Thalia geniculata*, dan yang paling sering digunakan dalam *constructed wetland* adalah *Phragmites australis*, *Scirpus lacustris*, dan *Typha latifolia*.
- *Floating leaved macrophytes*: tumbuhan dengan akar terendam pada tanah di kedalaman 0,5-3,0 m yang mengampung dengan daun berada diatas permukaan air. Tumbuhan yang termasuk jenis *floating leaved plants* seperti, *Nymphaea odorata* dan *Nuphar lutea*.
- *Submerged macrophytes*: tumbuhan yang tumbuh baik didalam air dengan semua jaringan terendam air (dibawah

permukaan air). Tumbuhan jenis ini biasanya digunakan sebagai pengolahan lanjutan dari pengolahan air limbah sekunder. Tumbuhan yang termasuk jenis *submerged plants* seperti, *Myriophyllum spicatum*, *Ceratophyllum demersum*, *Rhodophyceae*, *Egeria densa*, *Vallisneria spiralis*, *Cabomba caroliniana*, dan *Stuckenia pectinata*.

- *Freely floating macrophytes*: tumbuhan yang bebas mengapung diatas permukaan air. Tumbuhan yang termasuk jenis *freely floating plants* seperti, rumput bebek (*Lemna minor*), *Spirodela polyrhiza*, apu-apu (*Pistia stratiotes*), dan enceng gondok (*Eichhornia crassipes*).

3.3 Aplikasi *Constructed Wetland* dalam Pengolahan Lindi

Berdasarkan Permen PU No. 03 Tahun 2013, salah satu fasilitas perlindungan yang harus ada di TPA adalah instalasi pengolahan lindi (IPL). Pengolahan lindi perlu dilakukan agar lindi yang dihasilkan tidak mencemari air permukaan maupun air tanah. Lindi dapat berdampak pada perembesan pada air tanah. Hal ini tergantung dari sifat fisik *landfill* seperti permeabilitas dan porositas (Saleh, 2012). Banguna IPL bertujuan untuk mengolah lindi yang dihasilkan dari proses degradasi dan kelembapan sampah serta perkolasi air hujan sebelum dibuang ke badan air (Moro *et al.*, 2015).

Constructed wetland merupakan teknologi ramah lingkungan yang dirancang untuk mengatasi kekurangan dari lahan basah alami (Jayasena *et al.*, 2013) dan merupakan salah satu metode pengolahan lindi dengan biaya relatif rendah serta telah banyak diaplikasikan di beberapa negara (Bialowiec *et al.*, 2012b). Sistem ini telah diterapkan secara luas dalam pengolahan berbagai jenis limbah, seperti limbah domestik, air hujan, limbah industri, pertanian, dan lindi (Yang dan Tsai, 2011). Tanaka *et al.* (2011), *constructed wetland* juga banyak diaplikasikan untuk pengolahan berbagai jenis limbah.

Constructed wetland dalam pengolahan lindi biasanya diterapkan sebagai pengolahan sekunder ataupun tersier, dan sebagian besar dengan *aerated lagoon* (Kietlińska *et al.*, 2005). Teknologi ramah lingkungan dengan biaya relatif rendah untuk pengolahan lindi adalah *constructed wetland* khususnya untuk wilayah tropis atau sub tropis (Akinbile *et al.*, 2012; Ogata *et al.*,

2015; A, *et al.*, 2017). Contoh aplikasi *constructed wetland* dalam pengolahan lindi di daerah tropis dan sub tropis yang telah diaplikasikan skala lapangan dapat dilihat pada Tabel 3.9.

Tabel 3.9 Contoh aplikasi *constructed wetland* dalam pengolahan lindi

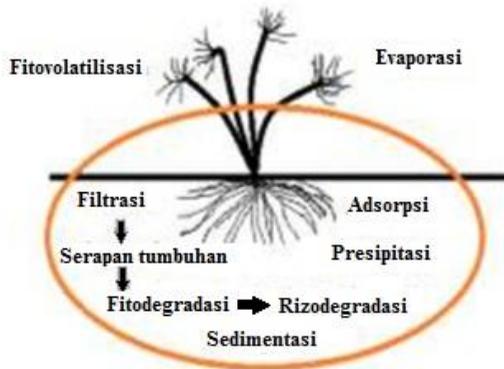
Sumber	Negara	Constructed Wetland	Jenis Tumbuhan
Vymazal (2008)	**Swedia, Norwegia, Amerika, Kanada, Slovenia, Inggris, Polandia,	FWS CWs	-
	**Australia, Jerman	VSSF CWs	-
	**Slovenia	VSSF-HSSF	-
Rani <i>et al.</i> (2011)	*Thailand, India, Indonesia	SSF CWs	-
Shi dan Zou (2011)	*Shanghai, China (TPA Laogang)	-	-
	*Florida, Amerika	-	-
Vymazal (2010)	**Norwegia	HSSF CWs	<i>Phragmites australis</i> , <i>Phalaris arundinacea</i>
	**Slovenia	-	<i>Typha latifolia</i>
	**Kanada	-	<i>Typha latifolia</i>
Nivala <i>et al.</i> (2007)	**Anamosa, Amerika Serikat (TPA Jones County)	SSF CWs	<i>Solidago rigida</i> , <i>Rumex crispus</i> , <i>Cirsium vulgare</i> , <i>Urtica dioica</i> , <i>Salix</i> , <i>Cannabis sativa</i> , <i>Typha latifolia</i>
Wojciechow ska dan Waara (2011)	**Örebro, Swedia Selatan	FWS CWs	<i>Lemna</i> , <i>Phragmites australis</i> , <i>Scirpus palla</i> , <i>Typha latifolia</i> , <i>Carex</i>

Keterangan: *iklim tropis, **iklim sub tropis

3.4 Mekanisme *Constructed Wetland*

Pengolahan lindi dengan *constructed wetland* dilakukan dengan tiga mekanisme (Gambar 3.9), yakni proses fisik, kimia, dan biologis (Khapre, 2015) yang terjadi antara media, tumbuhan, dan mikroorganisme sebagai berikut:

- Proses fisik; terdiri dari proses penyaringan dan sedimentasi. Setelah lindi masuk ke *constructed wetland*, lindi mengalir secara perlahan melalui media dalam *wetland*. Aliran lambat ini memungkinkan padatan tersuspensi, filtrasi oleh akar tumbuhan dan media terhadap patogen dan zat organik.
- Proses biologis; melibatkan serapan oleh tumbuhan, dekomposisi, denitrifikasi, transformasi dan penyimpanan nutrisi. Penyerapan oleh tumbuhan merupakan proses penyerapan secara langsung kontaminan ke dalam akar tumbuhan yang disebut proses fitodegradasi (*phytodegradation*). Fitodegradasi terjadi karena adanya penguraian kontaminan yang terserap melalui proses metabolik dalam tumbuhan atau pemecahan kontaminan melalui senyawa enzimatik yang dihasilkan oleh tumbuhan. Kontaminan yang telah didegradasi, kemudian didistribusikan ke dalam jaringan tumbuhan atau digunakan sebagai nutrisi bagi tumbuhan. Mikroorganisme di dalam tanah menggunakan karbon dari bahan organik sebagai sumber energi dan mengubahnya menjadi CO₂ dalam kondisi aerobik dan CH₄ dalam kondisi anaerobik. Proses dimana kontaminan telah memasuki biomassa tumbuhan dan terjadi di bagian daun, kemudian terjadi pelepasan kontaminan ke udara dalam bentuk uap setelah terserapnya kontaminan disebut proses fitovolatilisasi (*phytovolatilization*) (Khapre, 2015; Mangkoedihardjo, 2007; Favas *et al.*, 2014).
- Proses kimia; terdiri dari proses penyerapan (adsorpsi dan curah hujan), foto-oksidasi, pertukaran ion, penguapan, dan transformasi kimia.



Gambar 3.9 Mekanisme *Constructed Wetland*
 Sumber: Khapre, 2015

3.5 Faktor yang Mempengaruhi Kinerja *Constructed Wetland*

Menurut Suswati (2013), beberapa faktor yang mempengaruhi kinerja *constructed wetland* adalah sebagai berikut:

1. Kecepatan proses yang tergantung pada kondisi suhu, ketersediaan oksigen, pH, dan lain-lain
2. *Hydraulic overload* ketika arus melebihi kapasitas desain sehingga mengakibatkan HRT yang terlalu singkat
3. Keterbatasan lahan sehingga dimensi CWs tidak memenuhi waktu tinggal

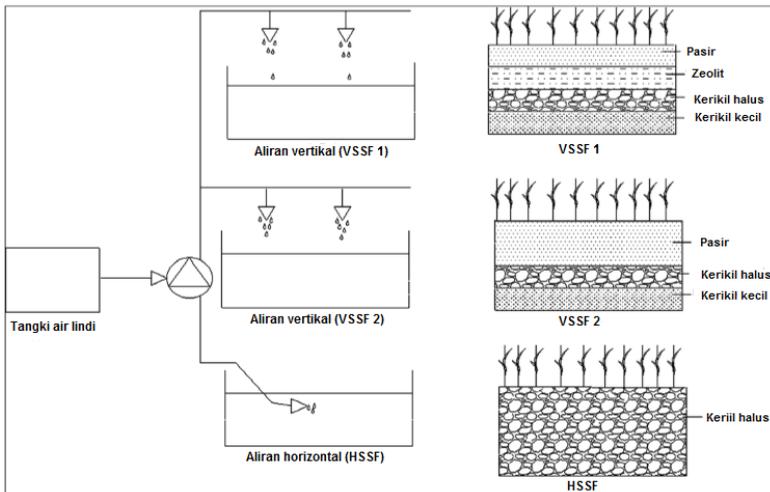
Menurut Lavrova dan Koumanova (2010), *constructed wetland* tergantung pada desain dan karakteristik media yang digunakan. Selain itu pemilihan tumbuhan yang tepat dapat menghasilkan lebih banyak kontaminan yang bisa diturunkan (Ujang *et al.*, 2005) dan tumbuhan dalam *wetland* dapat membantu proses sedimentasi, mengurangi kecepatan air dan turbulensi sehingga menyebabkan pengendapan Yuniarmita dkk, 2014).

3.5.1 Ukuran Media

Media dalam *constructed wetland* merupakan salah satu komponen penting terhadap penyerapan kontaminan limbah.

Penyerapan kontaminan di dalam media dilakukan dengan mekanisme sedimentasi, filtrasi, presipitasi kimia, adsorpsi, interaksi mikroba, dan serapan tumbuhan yang ditentukan oleh pemilihan jenis media yang baik (Kamarudzaman *et al.*, 2011).

Yalcuk dan Ugurlu (2009), dengan sistem HSSF CWs dan VSSF CWs menggunakan tumbuhan *Typha latifolia* dan perbedaan media yang digunakan pada sistem HSSF CWs dengan VSSF CWs (Gambar 3.10).



Gambar 3.10 Perbedaan media pada sistem horizontal dan vertikal
 Sumber: Yalcuk dan Ugurlu (2009)

Hasil penelitian ini menunjukkan penurunan tertinggi $\text{NH}_4\text{-N}$ dan $\text{PO}_4\text{-P}$ terjadi pada sistem VSSF1 dengan kombinasi media zeolit, pasir, dan kerikil. Hal ini dikarenakan pada sistem ini penurunan nitrogen didukung dengan suplai oksigen dan media yang digunakan. Sedangkan removal COD tertinggi adalah pada sistem HSSF (media kerikil). Sehingga penurunan sistem VSSF CWs lebih baik dalam penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$, sedangkan sistem HSSF CWs lebih baik dalam penurunan kandungan organik COD.

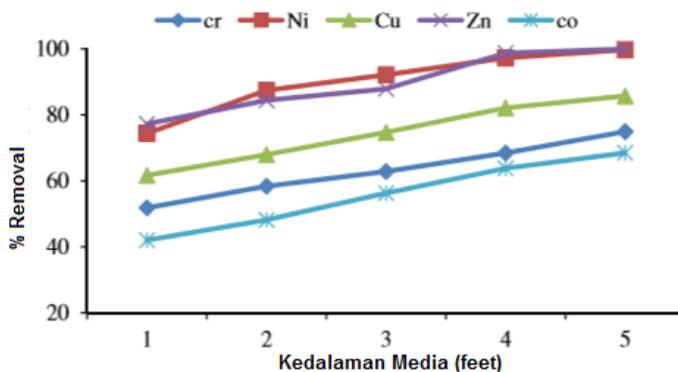
Penelitian dari Chiemchaisri *et al.* (2009), juga menunjukkan bahwa penurunan kandungan organik lebih tinggi dibandingkan kandungan nitrogen pada sistem HSSF CWs. Selain itu dari media

yang digunakan, sistem VSSF1 dengan media zeolit lebih baik dalam penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$ dibandingkan sistem VSSF2 dan HSSF. Sehingga media zeolit menguntungkan dalam penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$. Tingginya penurunan kandungan organik pada sistem HSSF CWs karena HRT yang lebih lama atau lebih panjang. Dimana HRT yang lebih lama dapat mempengaruhi durasi kontak antara mikroba dengan polutan dalam *constructed wetland*, seperti pada penurunan senyawa organik (Noor *et al.*, 2010; Akinbile *et al.*, 2012). Sedangkan pada sistem VSSF CWs, tingginya penurunan nitrogen disebabkan mekanisme penurunan nitrogen dalam *constructed wetland* meliputi serapan tumbuhan, sedimentasi, volatilisasi, adsorpsi, pertukaran kation, dan denitrifikasi.

Noor *et al.* (2010), menggunakan *Typha latifolia* pada sistem HSSF CWs. Hasil penelitian ini menunjukkan removal $\text{NH}_3\text{-N}$ dan TP yakni reaktor RIV>RIII>RII>RI. Perbedaan utama antara reaktor RI, RII, RIII, dan RIV adalah jenis media yang digunakan dan karakteristik fisik kimianya. RIV memiliki nilai efisiensi terbesar karena ukuran pori dan jenis media yang digunakan. Dimana media berpori halus lebih efektif daripada media kasar. Perbedaan ukuran ini mempengaruhi pertumbuhan nitrifier biofilm dan kecepatan transfer oksigen. Reaktor RIV dengan ukuran media yang lebih kecil dibandingkan RI, RII, dan RIII memberikan luas permukaan yang lebih besar untuk pertumbuhan nitrifier, dimana luas permukaan merupakan faktor yang berpengaruh terhadap proses nitrifikasi. Oleh karena itu kombinasi media pasir dan arang lebih baik dalam penurunan fosfor dan nitrogen dari lindi dibandingkan kombinasi media granit dan kerikil.

Secara keseluruhan, dapat disimpulkan bahwa media berpori halus lebih efektif dibandingkan media kasar. Seperti pada media kerikil dan pasir yang memberikan penurunan lebih besar dibandingkan media lain. Kombinasi media kerikil dan pasir juga telah dibuktikan oleh Khapre (2015), Akinbile *et al.* (2012), dan kamarudzaman *et al.* (2012). Selain itu media pasir dan kerikil yang dikombinasikan dengan zeolit menghasilkan tingkat removal yang lebih tinggi terhadap penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$. Media pasir yang dikombinasikan dengan arang juga memiliki tingkat removal jauh lebih tinggi jika dibandingkan dengan kerikil yang dikombinasikan dengan granit.

Kedalaman media juga perlu dipertimbangkan. Penelitian tentang pengaruh kedalaman media telah dilakukan oleh Yadav *et al.* (2012) menunjukkan bahwa peningkatan hasil pengolahan berbanding lurus dengan ketebalan media. Peningkatan removal logam berat Cr, Ni, Cu, Zn, dan Co masing-masing 16,6%, 22,9%, 20,4%, 21,5%, dan 21,8% ketika kedalaman media kerikil yang digunakan pada *constructed wetland* ditingkatkan dari kedalaman 0,3 m menjadi 1,5 m (Gambar 3.11). Hal ini terjadi karena kerikil dapat menciptakan kondisi aerobik dan anaerobik yang efektif dalam *constructed wetland*, sehingga dapat meningkatkan kinerja dari *constructed wetland*. Selain itu karena meningkatnya luas permukaan reaktif kerikil untuk adsorpsi. Dimana salah satu keuntungan yang bisa diambil adalah dapat menekan kebutuhan lahan dari *constructed wetland* dengan kedalaman media yang lebih tinggi.



Gambar 3.11 Pengaruh ketebalan media terhadap efisiensi pengolahan

Sumber: Yadav *et al.* (2012)

Tabel 3.10 Hasil Penelitian Pengolahan Lindi dengan Sistem HSSF dan VSSF dengan perbedaan media

No	Sistem	Spesies Tumbuhan	Media	Parameter	Efisiensi Penurunan	Hasil	Sumber
1	HSSF	<i>Typha latifolia</i>	R1(kontrol) = granit R2 = granit + kerikil R3 = granit + kerikil R4 = pasir + arang	NH ₃ -N (459,9 ± 52,68 mg/L) TP (30-50 mg/L)	NH ₃ -N = 86,7% TRP = 86,2% SRP = 90 %	Persentase removal R4>R3>R2>R1 dengan persentase efisiensi NH ₃ -N masing-masing 60,9%, 23,3%, 31,7%, dan 34,9%. dan persentase removal fosfor (TRP dan SRP), persentase tertinggi juga terjadi pada reaktor R4 (67,7%) dengan persentase removal R4>R3>R2>R1. Sehingga media pasir dan arang lebih baik dalam penurunan fosfor dan nitrogen dari lindi dibandingkan dengan granit dan kerikil.	Noor <i>et al.</i> (2010)
2	HSSF VSSF	<i>Typha latifolia</i>	VSSF 1 (pasir, zeolit, kerikil halus, kerikil kecil) VSSF 2 (pasir, kerikil halus,keriki l kecil) HSSF (kerikil halus)	NH ₄ -N (2865 mg/L) COD (4770 mg/L) PO ₄ -P (75 mg/L)	VF1, VF2, HF NH ₄ -N (62,3%,48,9 %,38,3%) COD (27,3%,30,6 %,35,7%) PO ₄ -P (52,6%, 51,9%, 46,7%)	Removal tertinggi NH ₄ -N dan PO ₄ -P adalah pada sistem VF1. Sedangkan removal COD tertinggi adalah pada sistem HF. Hasil ini menunjukkan bahwa sistem VSSF constructed wetland lebih baik dalam penurunan NH ₄ -N, sedangkan sistem HSSF constructed wetland lebih baik dalam penurunan kandungan organik COD. Selain itu dari media yang digunakan, sistem VF1 dengan media zeolite lebih baik dalam penurunan NH ₄ -N dibandingkan sistem VF2 dan HF. Sehingga media zeolit menguntungkan dalam penurunan NH ₄ -N.	Yalcuk dan Ugurlu (2009)

No	Sistem	Spesies Tumbuhan	Media	Parameter	Efisiensi Penurunan	Hasil	Sumber
3	HSSF	<i>Typha angustifolia</i>	Kerikil (30-60 mm) dan pasir	BOD, COD, TKN	Lindi muda BOD 98%, COD 94%, TKN 43% Lindi yang sudah stabil BOD 71%, COD 58%, TKN 46%	Efisiensi removal BOD dan COD menurun saat dioperasikan pada lindi yang telah stabil karena lindi bersifat tidak biodegradable dengan rasio BOD/COD <0,1 jika dibandingkan dengan rasio BOD/COD lindi muda (0,6-0,7). Sedangkan efisiensi removal TKN meningkat dari 43% menjadi 46% pada lindi muda dan yang telah stabil. Secara keseluruhan media kerikil dan pasir lebih baik dalam penurunan kandungan organik dibandingkan nitrogen	Chiemchai sri, <i>et al.</i> (2009)
4	VSSF	<i>Cyperus altinofalius</i>	tanah 10 cm, pasir 5cm, kerikil (5-10 mm) 5 cm, kerikil (20-25 mm) 10 cm, kerikil (35-50 mm) 10 cm	BOD, COD, SS Fe, Cu, Zn	BOD 98,09%, COD 98,81 %, SS 99,07%, Fe 90,58%, Cu 98,12%, Zn 99,45%	Pengolahan lindi dengan sistem VSSF <i>constructed wetland</i> menunjukkan efisiensi removal yang tinggi untuk kandungan organik (BOD dan COD) dan logam berat (Fe, Cu, dan Zn) dengan tumbuhan <i>Cyperus altinofalius</i> dan media yang digunakan	Khapre (2015)

No	Sistem	Spesies Tumbuhan	Media	Parameter	Efisiensi Penurunan	Hasil	Sumber
5	VSSF	<i>Cyperus haspan</i>	pasir, kerikil	pH, warna, TSS, kekeruhan, COD, BOD ₅ , NH ₃ -N, TP, TN, Fe, Mg, Mn, Zn	pH 7,2-12,4%, 39,3-86,6% kekeruhan, 63,5-86,6% warna, 59,7-98,8 TSS, 39,2-91,8% COD, 60,8-78,7% BOD ₅ , 29,8-53,8% NH ₃ -N, 59,8-99,7% TP, 33,8-67% TN, 34,9-59% Fe, 29-75% Mg, 51,2-70,5% Mn, 75,9-89,4% Zn	Media pasir dan kerikil terbukti cocok untuk media pertumbuhan tanaman dari hasil penelitian ini.	Akinbile <i>et al.</i> (2012)
6	HSSF-VSSF	<i>Limnocharis flava</i>	Kerikil (10-25mm) Tanah	Fe Mn	Fe = 91,5-99,2% Mn = 94,7 - 99,8%	Pengolahan lindi dengan sistem VSSF-HSSF <i>constructed wetland</i> menunjukkan efisiensi removal yang tinggi untuk kandungan logam berat (Fe dan Mn) dengan tumbuhan <i>Limnocharis flava</i> dan media yang digunakan menunjukkan hasil removal yang tinggi	Kamarudza man <i>et al.</i> (2011a)

3.5.2 Pola Pengaliran

a) *Intermittent*

Pengaliran secara *intermittent* pada sistem VSSF CWs dengan adanya pergantian periode basah dan kering dapat meningkatkan difusi oksigen dalam media akibat dari kinetika reaksi organik yang tinggi dan peningkatan oksidasi. Selain itu distribusi yang tidak merata dari karbon organik pada sistem ini menyebabkan terbatasnya reduksi $\text{NO}_3\text{-N}$ (denitrifikasi) karena VF CWs sebagian besar adalah kondisi aerobik (Saeed dan Sun, 2012; Vymazal dan Březinová, 2016). Sirkulasi secara *intermittent* dapat menciptakan aliran tak jenuh (Zhang *et al.*, 2015) dan menyebabkan transportasi oksigen sehingga proses nitrifikasi berjalan sangat baik (penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$) (Chyan *et al.*, 2016) namun terbatas pada proses denitrifikasi (penurunan $\text{NO}_3\text{-N}$) karena VSSF CWs sebagian besar adalah kondisi aerobik, sedangkan proses denitrifikasi berjalan pada kondisi anaerobik (kondisi anaerobik lebih didukung pada sistem horizontal). Sehingga pola aliran ini dapat menjadi alternatif dalam penurunan nitrogen.

Pengaliran secara *intermittent* pada sistem HSSF CWs juga memiliki tingkat penurunan yang lebih tinggi dibandingkan aliran kontinyu terhadap penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$. Peningkatan removal $\text{NH}_4\text{-N}$ pada sistem HSSF CWs secara *intermittent* diperkirakan sebesar 80-90% dan pada aliran kontinyu sebesar 71-85%. Kemungkinan yang menyebabkan penurunan ini adalah pembilasan selama pengaliran air limbah secara *intermittent* yang dapat menimbulkan turbulensi yang besar didalam media, sehingga memungkinkan lewatnya air melalui zona aerobik hingga anaerobik dan pelepasan DO yang tinggi oleh tumbuhan disebabkan jumlah volume yang lebih besar dan beban yang lebih tinggi.

b) *Batch dan Kontinyu*

Sistem *batch* pada dasarnya memiliki pola kerja yang sederhana. Pada sistem ini lindi dibiarkan tergenang pada perlakuan. Dengan asumsi selama waktu genang tersebut lindi berinteraksi dengan media dan tumbuhan. Pada sistem *batch*, diperhitungkan besarnya penambahan lindi baru ke dalam sistem. Penambahan lindi dipengaruhi kondisi lingkungan perlakuan

seperti suhu dan kelembapan. Suhu dan kelembapan membuat sistem berinteraksi dengan lindi yang kemudian dievapotranspirasikan ke lingkungan. Sedangkan perlakuan pada sistem pengaliran kontinyu juga mengamati perubahan volume lindi. Namun untuk sistem ini pengamatan dilihat dari banyaknya lindi yang berkurang pada *wetland* untuk mencapai volume awal. (Suharto dkk, 2011).

Pengaliran secara *batch* kaitannya dengan peningkatan penurunan dibandingkan dengan sistem kontinyu memiliki tingkat penurunan yang hampir sama untuk parameter COD dan ammonium walaupun penurunan NH₄-N penurunan sedikit lebih tinggi dibandingkan sistem kontinyu yakni 89,6-95,8% untuk sistem *batch* dan 87,7-95,9% untuk sistem kontinyu (Saeed dan Sun, 2012). Zhang *et al.* (2012) juga menunjukkan bahwa penurunan COD, ammonium, dan fosfor baik secara *batch* dan kontinyu menunjukkan besar penurunan yang hampir sama dan terjadi secara signifikan dengan HRT 4 hari. Penggunaan sistem *batch* lebih baik dilakukan apabila menggunakan variabel waktu tinggal untuk menghindari pencampuran influen lindi. Umumnya sistem SSF digunakan untuk waktu yang kontinyu menggunakan aliran horizontal (HSSF CWs) dengan masalah yang dapat terjadi pada sistem ini adalah *clogging* (Suswati, 2013). Sistem HSSF juga terbukti sangat baik terhadap penurunan kandungan organik. Tingginya tingkat removal COD dengan sistem *batch*, disebabkan karena aliran tak jenuh didalam sistem ini yang memungkinkan oksigen untuk melewati matriks selama periode pengolahan yang kemudian dapat digunakan oleh mikroorganisme dan meningkatkan hasil mineralisasi bahan organik (Kengne *et al.*, 2014).

Sehingga dapat disimpulkan bahwa setiap pola aliran diatas dapat diterapkan dalam pengolahan lindi dengan kelebihan masing-masing. Pola aliran *intermittent* sangat baik untuk VSSF CWs karena dapat meningkatkan suplai oksigen dan terjadinya nitrifikasi. Sedangkan sistem *batch* ataupun kontinyu lebih baik digunakan pada sistem horizontal (HSSF CWs) dalam penurunan kandungan organik maupun nitrogen.

3.5.3 Hydraulic Retention Time (HRT)

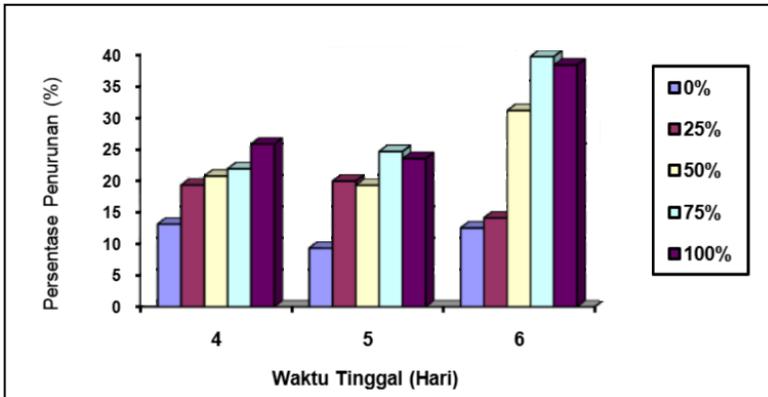
Efisiensi removal sangat tergantung pada HRT (Svensson *et al.*, 2015; Noor *et al.*, 2010). Karena HRT mempengaruhi durasi

kontak antara mikroba dengan polutan dalam *constructed wetland*, seperti pada penurunan nitrat dan senyawa organik. Dimana semakin lama HRT menghasilkan efisiensi removal lebih tinggi. Proses nitrifikasi dan denitrifikasi dapat berlangsung lebih lama pada *constructed wetland* sistem kombinasi dengan total HRT 28 hari dan efisiensi removal total NH₃-N mencapai 86,7% (Noor *et al.*, 2010). Akinbile *et al.* (2012) penurunan konsentrasi NH₃-N terjadi secara signifikan pada HRT 21 hari dari konsentrasi 238 mg/L menjadi 110 mg/L. Tumbuhan didalam *wetland* menunjukkan peran yang signifikan dalam penurunan NH₃-N dan transformasi nitrogen ketika dioperasikan pada HRT lebih lama.

Sistem HSSF menunjukkan serapan logam berat yang lebih tinggi dibandingkan dengan sistem VSSF. Hal ini dikarenakan HRT yang terjadi pada sistem horizontal lebih lama atau lebih panjang, dan menunjukkan efek yang signifikan dan positif dari tumbuhan terhadap penurunan logam berat (kamarudzaman *et al.*, 2011a).

Konsentrasi TSS juga berkurang secara signifikan dengan HRT yang lebih singkat. Namun pada HRT lebih lama, perbedaan konsentrasi di influen dan effluen menjadi signifikan. Konsentrasi TSS berkurang secara signifikan dari konsentrasi 685 mg/L menjadi 8 mg/L dengan HRT 21 hari pada sistem VSSF. Hal ini disebabkan karena terjadinya remobilisasi pada padatan dengan HRT yang lebih lama. Remobilisasi dapat membatasi efektifitas dan ketahanan *constructed wetland* dengan HRT lebih lama. Pada tahap ini, peran dari tumbuhan terhadap removal TSS karena adanya pengikatan oleh substrat (Akinbile *et al.*, 2012). HRT yang lebih lama juga memiliki nilai persen reduksi lebih tinggi terhadap konsentrasi COD sebesar 39,2-79,9%. Nilai ini mendekati hasil penelitian dari Mohajiri *et al.* (2010).

Lestari dkk (2011), juga menunjukkan adanya hubungan luas tutupan dengan HRT. Dimana semakin besar luas penutupan eceng gondok (*Eichhornia crassipes*) dan HRT, persentase penurunan Cd pada lindi semakin meningkat. Persentase penurunan Cd terbesar terdapat pada perlakuan luas penutupan 75% dengan HRT 6 hari, yaitu sebesar 39,770%, sedangkan persentase penurunan Cd terkecil sebesar 9,344% terdapat pada perlakuan luas penutupan 0% dan HRT 5 hari. Pengaruh HRT dan luasan *Eichhornia crassipes* terhadap penurunan Cd dapat dilihat pada Gambar 3.12.



Gambar 3.12 Pengaruh HRT dan luasan *Eichhornia crassipes* terhadap penurunan Cd
 Sumber: Lestari dkk (2011)

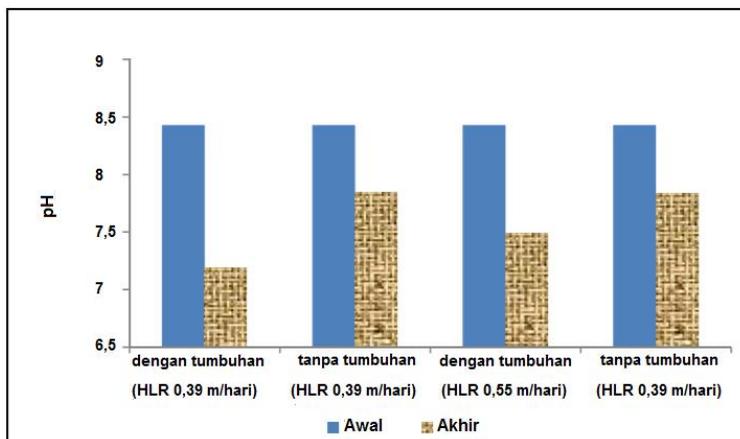
Sehingga dapat disimpulkan bahwa semakin lama HRT, semakin tinggi tingkat penurunan pencemar baik pencemar organik maupun anorganik karena HRT mempengaruhi durasi waktu kontak antara mikroba dengan kontaminan.

3.5.4 Hydraulic Loading Rate (HLR)

Hydraulic loading rate (HLR) merupakan salah satu faktor utama yang mempengaruhi kinerja sistem SSF CWs. Nilai HLR yang besar dapat mendorong air limbah lebih cepat melalui media sehingga dapat mengurangi waktu kontak optimum (Saeed dan Sun, 2012). Kamarudzman *et al.* (2014), HLR mempengaruhi nilai pH, TSS, dan kekeruhan. Penurunan pH terjadi dari nilai pH awal 8,43 menjadi 7,2 (HLR 0,39 m/hari) dan 7,3 (0,55 m/hari). Nilai ini menunjukkan bahwa pada HLR rendah dengan HRT tinggi dapat menyebabkan penurunan pH yang cukup besar. Sedangkan pada HLR tinggi, tingginya konsentrasi lindi yang melewati *constructed wetland* memungkinkan kondisi yang tidak dapat diterima oleh tumbuhan.

Penyerapan CO₂ terlarut (proses fotosintesis) dari tumbuhan dan pertumbuhan alga pada media dapat meningkatkan nilai pH karena kurangnya asam karbonat (H₂CO₃) dalam larutan. Sedangkan penurunan pH dipengaruhi oleh mikroorganisme dan

jenis tanah yang digunakan. Seperti pada proses nitrifikasi yang dapat menghasilkan alkalinitas dan hilangnya ion H^+ dari reaksi pertukaran kation yang terjadi ketika ion H^+ dari asam organik ditukar dengan kation lain seperti Ca^{2+} , Fe^{2+} , K^+ , Mg^{2+} , dan Mn^{2+} . Perubahan pH yang terjadi dapat dilihat pada Gambar 3.13.

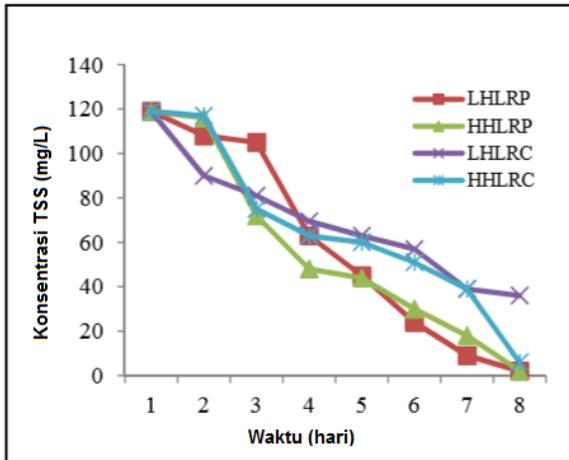


Gambar 3.13 Perubahan pH pada HLR 0,39 m/hari dan 0,55 m/hari
 Sumber: Kamarudzaman et al. (2014)

Efisiensi penurunan TSS pada sistem dengan tumbuhan dan sistem kontrol pada HLR 0,39 m/hari dan HLR 0,55 m/hari menunjukkan hasil yang tidak jauh berbeda. Sebagian besar padatan dihilangkan melalui sedimentasi dan filtrasi. Selain itu adanya tumbuhan pada kedua sistem *constructed wetland* (SSF-FWS) dapat menghalangi aliran dan kecepatan influen. Hal ini menyebabkan waktu kontak antara air limbah, media, dan tumbuhan meningkat. Sehingga konsentrasi TSS secara signifikan berkurang dengan HLR rendah. Perubahan konsentrasi yang terjadi dapat dilihat pada Gambar 3.14.

Hubungan antara TSS dengan kekeruhan adalah dengan tingginya konsentrasi TSS menunjukkan tingginya kekeruhan. Selain itu kekeruhan juga menandakan adanya bahan organik dan anorganik. Penurunan kekeruhan paling efektif terjadi pada HLR 0,39 m/hari dengan tingkat penurunan mencapai 97,3%. Hal ini menandakan peran tumbuhan *Limnocharis flava* dan *Eichhornia*

crassipes dalam mengranggi partikel tersuspensi dengan mempertahankan padatan di bagian akar. Sedimentasi dan filtrasi yang terjadi secara efektif dapat menurunkan kandungan organik, anorganik, dan pada saat yang sama dapat mengurangi kekeruhan. Perubahan kekeruhan yang terjadi dapat dilihat pada Gambar 3.15.



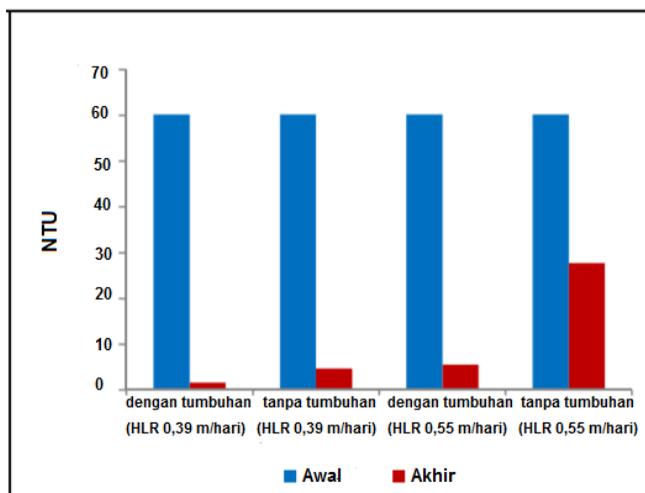
Gambar 3.14 Perubahan konsentrasi TSS pada HLR 0,39 m/hari dan 0,55 m/hari

Keterangan: LHLRP (HLR 0,39 m/hari dengan tumbuhan), HHLRP (HLR 0,55 m/hari dengan tumbuhan), LHLCR (HLR 0,39 m/hari tanpa tumbuhan), HHLRC (HLR 0,55 m/hari tanpa tumbuhan)

Sumber: Kamarudzaman *et al.* (2014)

Menurut Kengne *et al.* (2014), rekomendasi HLR untuk sistem VSSF CWs dalam pengolahan air limbah adalah 50-60 mm/hari. Untuk daerah tropis dengan iklim yang umumnya hangat atau panas, HLR umumnya lebih tinggi. Dimana serapan nitrogen dan fosfor oleh tumbuhan dapat meningkat dengan meningkatnya HLR (18-68 mm/hari), namun menurun apabila HLR terlalu tinggi (135 mm/hari). HLR yang tinggi juga dapat memungkinkan pembaruan oksigen karena dapat meningkatkan efisiensi yang lebih baik dari filter media. Sehingga untuk HLR yang sama, antara volume

limbah yang kecil atau besar dengan sistem *batch* menentukan sistem operasi pada VSSF CWs.



Gambar 3.15 Perubahan pH pada HLR 0,39 m/hari dan 0,55 m/hari
Sumber: Kamarudzaman et al. (2014)

Beberapa penelitian pengolahan lindi dengan kaitannya terhadap HLR dapat dilihat pada Tabel 3.11. Sehingga dapat disimpulkan bahwa pada kondisi HLR rendah maka HRT tinggi, sedangkan pada HLR tinggi menyebabkan lindi melewati sistem menuju outlet dengan cepat sehingga dapat mengurangi waktu kontak antara mikroba dan kontaminan. Selain itu HLR yang tinggi akan mempengaruhi kinerja media dan tumbuhan dalam *constructed wetland*. Dimana efek samping yang akan terjadi adalah kematian tumbuhan karena beban yang berlebihan. HLR yang direkomendasikan adalah pada rentang 50-60 mm/hari.

Tabel 3.11 Pengaruh HLR terhadap hasil pengolahan lindi

Sistem CWs	Sistem Aliran	Spesies Tumbuhan	HLR	Parameter	Hasil Pengolahan	Sumber
VSSF	<i>Batch</i>	<i>Echinochloa pyramidalis</i>	50mm/hari 100 mm/hari 150 mm/hari	BOD ₅ , COD, TKN, PO ₄ - P	Efisiensi terbesar BOD ₅ ,COD, TKN terjadi pada HLR 50 mm/hari	Kengne <i>et al.</i> (2014)
FWS-SSF	-	<i>Limnocharis flava</i> <i>Eichhornia crassipes</i>	0,39 m/hari 0,55 m/hari	pH, TSS, kekeruhan	HLR pada sistem FWS-SSF dapat mengurangi nilai pH, TSS, dan kekeruhan. Penurunan nilai TSS dan kekeruhan masing-masing 98,32% dan 97,43% pada HLR 0,39 m/hari.	Kamarudzaman <i>et al.</i> (2014)
HSSF	<i>Batch</i>	<i>Typha angustifolia</i>	0,01 m/hari 0,028 m/hari 0,056 m/hari	BOD, COD, TKN	Efisiens BOD, COD, dan TKN terbesar pada HLR 0,01 m/hari	Chiemchaisri, <i>et al.</i> (2009)

3.5.5 Temperatur

Temperatur merupakan faktor lingkungan penting yang erat kaitannya dengan bakteri nitrifikasi dan proses denitrifikasi dalam pengolahan dengan *constructed wetland* (Lee *et al.*, 2009). Temperatur menunjukkan peran yang penting dalam penurunan nitrogen melalui peningkatan proses denitrifikasi. Temperatur yang lebih rendah dapat menurunkan aktivitas mikroba dan pertumbuhan *macrophytes* sehingga dapat menurunkan tingkat removal didalam *wetland* (Fraser *et al.*, 2004). Temperatur mempengaruhi dinamika gas dalam *constructed wetland*. Ketika level air berkurang sampai batas terendah selama musim kemarau, temperatur air akan meningkat dan dapat memaksimalkan produktivitas tumbuhan dan tingkat difusi oksigen. Kelarutan gas-gas terlarut dan aktivitas mikroba meningkat pada suhu 20-30°C (Bialowiec *et al.*, 2012b). Lee *et al.* (2009), aktivitas mikroba menurun pada temperatur dibawah 15°C dan diatas 30°C (paling efisien 20-25°C). Zhang *et al.* (2015), aktifitas mikroorganisme didalam *constructed wetland* mencapai aktifitas optimal pada suhu 15-25°C.

Temperatur optimum untuk nitrifikasi adalah 25-35°C dan 30-40°C didalam tanah. Temperatur juga mempunyai efek yang kuat terhadap penurunan TKN dan amonium. Penguapan amonia meningkat 1,3-3,5 kali setiap 10°C pada rentang suhu 0-30°C dan tingkat denitrifikasi meningkat hampir dua kali lipat (1,5-2,0) dengan setiap kenaikan 10°C pada temperatur hingga 60°C (Zhang *et al.*, 2015; Tanaka *et al.*, 2011).

Kondisi temperatur yang cenderung stabil dapat mendukung proses pengolahan oleh *constructed wetland* karena aktivitas metabolisme mikroorganisme dapat berjalan dengan optimum (Sembiring dan Muntalif, 2011). Temperatur yang terus hangat dan sinar matahari dapat memberikan pertumbuhan yang cepat. Selain itu kondisi tropis dapat mempengaruhi produktifitas dari tumbuhan air dalam penyerapan nitrogen oleh tumbuhan air secara signifikan. Sebagai contoh pada tumbuhan *Cyperus articulates* dapat tumbuh dengan baik pada rentang suhu 22-33°C. Tumbuhan ini banyak tumbuh di daerah tropis dan sub tropis (Osorio *et al.*, 2017).

Sehingga dapat disimpulkan bahwa temperatur mempengaruhi dinamika gas dan aktivitas mikroba. Temperatur yang paling efisien adalah rata-rata pada rentang 15-30 °C.

3.6 Penurunan Pencemar Anorganik oleh Tumbuhan Air

3.6.1 Penurunan Konsentrasi Nutrien

Transformasi nitrogen didalam *wetland* terjadi karena 5 proses utama yakni amonifikasi, nitrifikasi-denitrifikasi, fiksasi nitrogen, dan asimilasi nitrogen (Kamarudzaman *et al.*, 2011b). Mekanisme penurunan nitrogen dalam *constructed wetland* utamanya melalui interaksi antara mikroba dengan nitrogen, sedimentasi, adsorpsi kimia, dan serapan oleh tumbuhan. Jalur utama transformasi nitrogen adalah dari proses nitrifikasi-denitrifikasi (Lee *et al.*, 2009). Kombinasi proses nitrifikasi-denitrifikasi merupakan metode yang paling umum untuk penurunan nitrogen dalam *constructed wetland* (Zaman dkk, 2013).

a) Nitrifikasi

Nitrifikasi merupakan proses oksidasi amonium (NH_4^+) (yang dibentuk dari amonia (NH_3)) menjadi nitrat (NO_3^-) dalam kondisi aerobik dan dilakukan dalam dua tahap yakni yakni oksidasi amonium (NH_4^+) menjadi nitrit (NO_2^-) dan selanjutnya oksidasi nitrit (NO_2^-) menjadi nitrat (NO_3^-).

Bakteri yang berperan dalam proses nitrifikasi terdiri dari *Nitrosomonas*, *Nitrospira*, dan *Nitrobacter*. Bakteri yang paling umum dikenal untuk oksidasi amonia adalah *Nitrosomonas*. Sedangkan *Nitrobacter* untuk oksidasi nitrit. Reaksi proses nitrifikasi dapat dilihat pada persamaan berikut (Lee *et al.*, 2009; Jayasena *et al.*, 2013).



Total reaksi nitrifikasi adalah sebagai berikut.

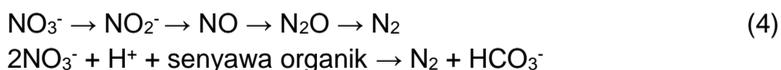


Tingkat nitrifikasi dipengaruhi oleh temperatur, pH (7,5-8,6), alkalinitas, sumber inorganik karbon, kelembaban, populasi mikroba, konsentrasi amonium-N, dan DO.

b) Denitrifikasi

Setelah proses nitrifikasi, nitrat (NO_3^-) dikonversi menjadi gas nitrogen dalam proses denitrifikasi. Denitrifikasi merupakan proses pengurangan senyawa nitrogen teroksidasi. Produk akhir dari proses ini adalah gas nitrogen (N_2). Proses denitrifikasi berjalan secara bertahap dari senyawa yang paling mudah teroksidasi menjadi senyawa yang dapat direduksi.

Bakteri yang berperan dalam proses ini adalah bakteri anaerobik atau mikroorganisme heterotrof seperti *Pseudomonas*, *Micrococcus*, *Achromobactor*, dan *Bacillus*. Reaksi proses denitrifikasi dapat dilihat pada persamaan berikut.



Denitrifikasi dilakukan oleh bakteri heterotrofik yang menggunakan bahan organik sebagai sumber karbon. Reduksi terjadi di bawah kondisi anoxic/anaerobik sehingga konsentrasi oksigen terlarut harus serendah mungkin. Proses ini tidak tergantung pada kondisi suhu. pH yang paling menguntungkan untuk denitrifikasi adalah antara 7-9 (Jayasena *et al.*, 2013).

Jalur utama dari nitrifikasi ataupun denitrifikasi adalah ketika NH_4^+ teroksidasi menjadi NO_2^- , yang kemudian teroksidasi menjadi NO_3^- . Proses denitrifikasi dimanfaatkan oleh bakteri anaerobik fakultatif untuk mengoksidasi bahan organik menggunakan NO_3^- sebagai akseptor elektron dengan hasil produk berupa N_2 atau NO_2 . Dengan demikian jumlah NO_2 yang diproduksi dilepaskan ke atmosfer (Bialowiec *et al.*, 2012b).

Salah satu permasalahan yang signifikan dalam pengolahan lindi adalah tingginya konsentrasi nitrogen amonia ($\text{NH}_3\text{-N}$). $\text{NH}_3\text{-N}$ dalam konsentrasi tinggi dapat menurunkan efisiensi pengolahan secara biologis, mempercepat eutrofikasi, dan meningkatkan pengurangan oksigen terlarut. Sehingga $\text{NH}_3\text{-N}$ berbahaya bagi organisme perairan. Konsentrasi $\text{NH}_3\text{-N}$ didalam *landfill* baru

mencapai 1000 mg/L dan menurun setelah *landfill* beroperasi 10 tahun (Yang dan Tsai, 2011).

Konsentrasi nitrogen dan amonia dalam lindi dapat diturunkan dengan sistem *constructed wetland*. Zona akar tumbuhan harus dipertimbangkan karena akar menghasilkan oksigen untuk bakteri nitrifikasi dan mikroorganisme lainnya yang tumbuh di rhizosfer *constructed wetland*. Selain itu kandungan $\text{NH}_3\text{-N}$ banyak diturunkan melalui pengolahan biologis dan *constructed wetland* memiliki kemampuan yang baik dalam penurunan nitrogen pada air limbah (Yang dan Tsai, 2011).

3.6.1.1 Penurunan $\text{NH}_3\text{-N}$ dan $\text{NH}_4\text{-N}$

Kamarudzaman *et al.* (2011b), sistem HSSF CWs dengan tumbuhan *Limnocharis flava* dan *Scirpus atrovirens* dengan jumlah masing-masing spesies adalah 10. Hasil penelitian ini menunjukkan konsentrasi $\text{NH}_3\text{-N}$ berkurang secara signifikan dari konsentrasi 138 mg/L menjadi 11,35 mg/L (*Limnocharis flava*), 13,28 mg/L (*Scirpus atrovirens*), dan 17,62 mg/L (kontrol) dengan efisiensi pengolahan masing-masing 91,8%, 90,4%, dan 87,2%.

Hasil ini menunjukkan bahwa *constructed wetland* dengan adanya tumbuhan memiliki efisiensi lebih tinggi dibandingkan tanpa adanya tumbuhan. Hal ini dikarenakan pada sistem dengan tumbuhan, penurunan $\text{NH}_3\text{-N}$ tidak hanya terjadi melalui proses adsorpsi oleh media, namun juga melalui aktivitas mikroba aerobik, serapan oleh tumbuhan, dan tingginya penurunan $\text{NH}_3\text{-N}$ menunjukkan bahwa proses nitrifikasi berjalan sangat baik. Fraser *et al.* (2004), juga menunjukkan penurunan N pada *wetland* dengan tumbuhan 10 kali lebih besar dibandingkan *wetland* tanpa tumbuhan. Dimana adanya tumbuhan dalam penurunan nitrogen memberikan keuntungan sebagai berikut:

1. Menyediakan area permukaan bagi daun dan batang yang dibutuhkan untuk pertumbuhan mikroba
2. Akar dapat menyediakan struktur bagi mikroorganisme yang melekat yang dibutuhkan untuk transformasi nutrisi
3. Akar tidak hanya menyediakan tempat bagi mikroba, namun juga untuk mencegah erosi dan meningkatkan suplai oksigen, yang dibutuhkan untuk oksidasi nutrisi yang bersifat toksik (seperti $\text{NH}_3\text{-N}$ dan NO_2^-)

Kedua tumbuhan tersebut merupakan jenis *emergent plant* dan keduanya memiliki kemampuan yang baik terhadap penurunan $\text{NH}_3\text{-N}$. Namun penurunan oleh *Limnocharis flava* lebih tinggi dibandingkan *Scirpus atrovirens*. Hal ini karena perbedaan serapan oleh tumbuhan yang berbeda dalam lingkungan yang sama, nutrisi yang tidak tersedia dengan spesies lain, serta volume akar dan daun dari *Limnocharis flava* lebih besar dari *Scirpus atrovirens*. Selain itu, volume tanah yang dapat dieksplorasi oleh akar setiap spesies bervariasi terkait pola percabangan dan panjang akar. Beberapa akar tumbuhan yang berbeda memiliki struktur khusus dan fisiologi yang memungkinkan dalam menyerap nutrisi tertentu. Akar tumbuhan juga dapat mensuplai oksigen untuk bakteri nitrifikasi dan pertumbuhan mikroorganisme lain di rizosfer *wetland* sehingga dapat menciptakan kondisi aerobik sehingga kondisi ini dapat mendukung proses transformasi ion amonium menjadi nitrat (Yang dan Tsai, 2011; Osorio *et al.*, 2017). Sehingga *Limnocharis flava* (Gambar 3.16) lebih cocok untuk pengolahan lindi dengan kandungan nitrogen tinggi dibandingkan dengan *Scirpus atrovirens* (Gambar 3.17).



Gambar 3.16 *Limnocharis flava*
Sumber: Department of Agriculture and Fisheries (2016)



Gambar 3.17 *Scirpus atrovirens*
Sumber: CANR (2017)

Penurunan $\text{NH}_3\text{-N}$ juga menunjukkan hasil yang sangat baik oleh tumbuhan kangkung (*Ipomoea aquatica*) (Gambar 3.18) pada sistem VSSF CWs dengan media kerikil dan pasir. Dari hasil

penelitian Aluko dan Shridar (2005), penurunan mencapai 97,77% dari konsentrasi awal $\text{NH}_3\text{-N}$ $610 \pm 365,43$ mg/L. Kangkung (*Ipomoea aquatica*) merupakan tumbuhan air dengan batang yang berongga dan merambat secara horizontal. Karakteristik tersebut yang dapat memberikan ruang yang luas bagi mikroorganisme di akar, sehingga dapat memberikan suplai oksigen tinggi dan meningkatkan aktivitas mikroba pada proses nitrifikasi, dan juga sistem VSSF CWs yang dapat mendukung ketersediaan suplai oksigen.



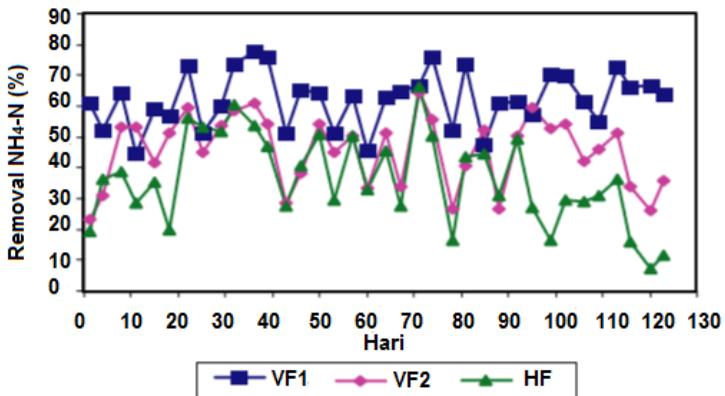
Gambar 3.18 Kangkung (*Ipomoeae aquatica*)

Sumber: Dokumentasi pribadi

Penurunan nitrogen yang lebih baik pada sistem VSSF CWs juga dibuktikan oleh Yalcuk dan Ugurlu (2009). Penelitian dilakukan untuk membandingkan hasil pengolahan $\text{NH}_4\text{-N}$ pada sistem VSSF CWs dan HSSF CWs dengan tumbuhan *Typha latifolia* (Gambar 3.19). Penurunan terjadi secara signifikan dari konsentrasi awal $122 \pm 26,7$ mg/L menjadi 46 ± 17 mg/L (VSSF1), 62 ± 19 mg/L (VSSF2), 75 ± 27 mg/L (HSSF). Dari hasil penurunan ini, sistem VSSF CWs memberikan hasil penurunan yang lebih besar yakni sekitar 70%, sedangkan pada sistem HSSF CWs sekitar 50% (Gambar 3.19).

Gambar 3.19 menunjukkan penurunan yang lebih tinggi terjadi pada sistem VSSF. Hal ini terjadi karena pertukaran kation di media zeolit dan aktivitas mikroba. Hal ini menunjukkan bahwa

media berpengaruh terhadap penurunan nutrisi selain *uptake* oleh tumbuhan. Media zeolit memberikan penurunan yang tinggi karena besarnya pertukaran ion yang terjadi dan porositas yang tinggi memungkinkan meningkatnya pertumbuhan mikroorganisme. Sehingga media ini bersifat menguntungkan terhadap penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$. Sedangkan pada sistem HSSF media yang digunakan hanya berupa kerikil, sehingga media ini kurang mendukung terhadap pertumbuhan mikroba. Seperti pada penelitian dari Noor *et al.* (2010), dimana pada sistem HSSF CWs dengan media berupa kombinasi pasir dan arang, tumbuhan *Typha latifolia* sangat efektif terhadap penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$ dengan tingkat efisiensi mencapai 86,7% dari konsentrasi awal yang lebih tinggi yakni $459,9 \pm 52,68 \text{ mg/L}$ turun menjadi $61,38 \pm 3,206 \text{ mg/L}$.



Gambar 3.19 Penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$ sistem HSSF dan VSSF CWs

Keterangan: VF (sistem vertikal), HF (sistem horizontal)

Sumber: Yalcuk dan Ugurlu (2009)

Selain karena media, pada sistem VSSF CWs lebih mendukung suplai oksigen lebih tinggi dibandingkan pada sistem HSSF yang dapat membantu respirasi mikroba aerob dan penyerapan oleh tumbuhan dari zona akar sehingga proses nitrifikasi dapat berjalan dengan baik pada kondisi aerobik (Nivala *et al.*, 2007; Saeed dan Sun, 2012; Osorio *et al.*, 2017). Hal inilah yang menjadikan sistem VSSF CWs lebih baik terhadap penurunan nitrogen dibandingkan sistem HSSF CWs.

Fraser *et al.* (2004), juga meneliti terhadap beberapa tumbuhan termasuk *Typha latifolia* jika dilakukan pada sistem *single plant* dan *mixed plant*. Hasil penelitian ini menunjukkan bahwa pada sistem *single plant* dari tumbuhan *Scirpus validus*, *Typha latifolia*, *Carex lacustris*, dan *Phalaris arundinacea* menunjukkan tidak ada perbedaan hasil penurunan N yang signifikan jika keempat tumbuhan tersebut dilakukan pada sistem *mixed plant*. Dari keempat tumbuhan ini, penurunan N terbesar adalah pada tumbuhan *Scirpus validus* (Gambar 3.21) pada konsentrasi N sebesar 112 mg/L. Hal ini dimungkinkan karena karakteristik akar yang dimiliki oleh tumbuhan *Scirpus validus* yang jauh lebih panjang dan dibandingkan ketiga tumbuhan lainnya. Sehingga dapat memberikan suplai oksigen tinggi dan meningkatkan aktivitas mikroba, yang berdampak pada kemampuan penurunan nitrogen yang lebih tinggi.

Selain *Typha latifolia* (Gambar 3.20), tumbuhan *reed* (*Phragmites australis*) (Gambar 3.22) juga menghasilkan penurunan yang lebih baik pada *single plant* dengan penurunan $\text{NH}_3\text{-N}$ mencapai $82 \pm 28\%$ dibandingkan pada sistem *mixed plant* (*Phragmites australis* dengan *Typha orientalis*) dengan penurunan yang lebih rendah (Yang dan Tsai, 2011). Sedangkan sistem *mixed plant* seharusnya dapat memberikan keuntungan lebih seperti meningkatkan tingkat toleransi biota dan tingkat efisiensi pengolahan.

Hasil penelitian diatas terhadap tumbuhan *Typha latifolia* dan *Phragmites australis* menunjukkan hasil yang bertolak belakang. Hal ini dikarenakan efek campuran bersifat dari tumbuhan tersebut bersifat antagonistik, yakni efek zat berkurang dibawah efek masing-masing zat (Mangkoedihardjo dan Samudro, 2009). Efek tersebut muncul karena simbiosis dari campuran tumbuhan tidak bersifat mutualisme (saling menguntungkan) sehingga muncullah efek dari masing-masing zat yang justru berkurang apabila tumbuhan tersebut pada sistem *mixed*. Sehingga tumbuhan ekor kucing (*Typha latifolia*) dan *reed* (*Phragmites australis*) lebih efektif terhadap penurunan nitrogen pada sistem *single plant* dibandingkan sistem *mixed plant* (*Typha latifolia* dengan tumbuhan *Scirpus validus*, *Carex lacustris*, dan *Phalaris arundinacea*) dan *Phragmites australis* dengan *Typha orientalis*.



Gambar 3.20 Ekor kucing (*Typha latifolia*)
Sumber: UMassAmherst (2017)



Gambar 3.21 Soft-stem bulrush (*Scirpus validus*)
Sumber: IFAS (2017)



Gambar 3.22 Common reed (*Phragmites australis*)
Sumber: IFAS (2017)

Secara keseluruhan, dapat disimpulkan bahwa penurunan $\text{NH}_3\text{-N}$ ataupun $\text{NH}_4\text{-N}$ dipengaruhi oleh proses nitrifikasi yang terjadi pada kondisi aerobik. *Uptake* tumbuhan, aktivitas mikroba aerob, dan media yang digunakan dalam *constructed wetland* dapat mendukung penurunan terjadi lebih baik. Penurunan nitrogen pada sistem vertikal (VSSF CWs) menunjukkan penurunan yang lebih besar dibandingkan sistem horizontal (HSSF CWs) dikarenakan suplai oksigen yang lebih mendukung pada sistem vertikal. Kemampuan *uptake* tumbuhan salah satunya dipengaruhi oleh karakteristik fisiologis tumbuhan seperti akar. Kondisi akar yang lebih serabut dan panjang memberikan ruang yang lebih luas bagi mikroorganisme di akar, sehingga dapat memberikan suplai oksigen tinggi dan meningkatkan aktivitas mikroba pada proses nitrifikasi. Beberapa tumbuhan air yang berpotensi terhadap penurunan $\text{NH}_3\text{-N}$ ataupun $\text{NH}_4\text{-N}$ adalah tumbuhan genjer (*Limnocharis flava*), kangkung (*Ipomoeae aquatica*), dan (*Scirps validus*). Selain itu tumbuhan *Typha latifolia* dan *Phragmites australis* memiliki kemampuan penurunan nitrogen lebih tinggi apabila kedua tumbuhan tersebut dilakukan pada sistem *single treatment*. *Typha latifolia* memberikan hasil penurunan yang lebih rendah dengan tumbuhan *Scirpus validus*, *Carex lacustris*, dan *Phalaris arundinacea*. Sedangkan *Phragmites australis* memberikan hasil penurunan yang lebih rendah dengan tumbuhan *Typha orientalis*.

3.6.1.4 Penurunan $\text{NO}_3\text{-N}$ (Nitrat) dan $\text{NO}_2\text{-N}$ (Nitrit)

Penurunan nitrat dan nitrit berkaitan dengan proses denitrifikasi pada kondisi anaerobik. Dimana pada kondisi anaerobik mikroba anaerobik akan mentrasfer nitrat dan nitrit dari hasil proses nitrifikasi menjadi gas N_2 . Proses denitrifikasi yang terjadi dalam pengolahan air limbah dengan *constructed wetland* dapat mereduksi nutrien sebesar 60-70% dari total serapan nitrogen dan 20-30% berasal dari serapan tumbuhan (Lee *et al.*, 2009).

Li dan Tao (2017), dengan tumbuhan *Cyperus alternifolius* pada sistem VSSF CWs. Hasil penelitian ini menunjukkan penurunan nitrit dan nitrat hanya pada rentang 6,1-45,2%. Hal ini disebabkan karena pada sistem vertikal (VSSF CWs) dapat mendukung suplai oksigen (kondisi aerobik), sedangkan proses

denitrifikasi terjadi pada kondisi anaerobik. Selain itu serapan tumbuhan dan aktivitas mikroba juga berpengaruh terhadap hasil penurunan. Lee *et al.* (2009) menyatakan bahwa seleksi bakteri *annamox* sangat diperlukan untuk meningkatkan penurunan nitrogen di dalam *wetland*. Selain itu proses denitrifikasi dengan bakteri *anammox* berperan penting terhadap penurunan NO_3^- -N dan NO_2^- -N. Denitrifikasi dengan bakteri *anammox* berperan terhadap transformasi amonia menjadi gas nitrogen (N_2). Dalam proses ini, ammonium (NH_4^+) secara otomatis dioksidasi menjadi gas nitrogen (N_2), sementara nitrit (NO_2^-) digunakan sebagai akseptor elektron pada kondisi anaerobik.

Noor *et al.* (2010), menunjukkan bahwa proses denitrifikasi terjadi di bagian bawah (zona anaerob) *constructed wetland*. Kondisi anaerob merupakan kondisi dengan kekurangan oksigen. Sehingga penurunan nitrogen terjadi melalui konversi nitrat dan nitrit menjadi gas N_2 yang dilakukan oleh bakteri denitrifikasi. Tingginya proses denitrifikasi pada zona anaerob ditandai dengan rendahnya konsentrasi nitrat dan nitrit pada akhir proses. Hal ini terjadi karena kehilangan nitrogen disebabkan proses volatilisasi yang terjadi dan umumnya meningkat pada rentang pH 8,0-8,5. Volatilisasi atau fitovolatilisasi menggambarkan serapan oleh tumbuhan terhadap kontaminan yang dilepaskan dalam bentuk uap ke atmosfer (Mangkoedihardjo, 2007).

Akinbile *et al.* (2012) melaporkan bahwa tumbuhan *Cyperus haspan* banyak menyerap nitrogen dalam bentuk amonia (NH_3 -N) dari konsentrasi 238 mg/L menjadi 110 mg/L selama 21 hari kemudian mengkonversinya menjadi nitrat dan disimpan di jaringannya dengan penyebab utamanya adalah proses nitrifikasi yang terjadi pada kondisi aerobik. Proses nitrifikasi yang lebih panjang berpengaruh terhadap tingkat pertumbuhan. Dari kondisi ini juga menunjukkan bahwa proses denitrifikasi juga dimungkinkan belum terjadi, dan jika dilihat dari keefektifan tumbuhan, kondisi ini menguntungkan dibandingkan pada kondisi anaerobik.

Sehingga dapat disimpulkan bahwa penurunan utama nitrogen adalah melalui proses nitrifikasi-denitrifikasi. Denitrifikasi terjadi pada kondisi anaerobik dengan konversi nitrat (NO_3^- -N) dan nitrit (NO_2^- -N) menjadi gas N_2 melalui proses fitovolatilisasi dan aktivitas mikroba anaerobik.

3.6.2 Penurunan Konsentrasi Fosfor

Fosfor (P) ditemukan sebagai komponen organik dan anorganik. Fosfor sangat penting untuk pertumbuhan organisme tumbuhan dan berfungsi sebagai nutrisi untuk produktivitas badan air. Namun, konsentrasi fosfat yang berlebihan dapat menimbulkan eutrofikasi (pesatnya pertumbuhan alga yang dapat menyebabkan kematian dan kerusakan vegetasi dan kehidupan didalam air karena penurunan kadar oksigen terlarut (Noor *et al.*, 2010). Penurunan fosfat ($\text{PO}_4\text{-P}$) dapat dilakukan melalui proses fisik (sedimentasi), proses kimia (adsorpsi), dan transformasi secara biologis (mikroba). Fosfat dapat diturunkan secara langsung oleh serapan tumbuhan ataupun diendapkan ke dalam sedimen (Yalcuk dan Ugurlu, 2009; Lavrova dan Koumanova, 2010).

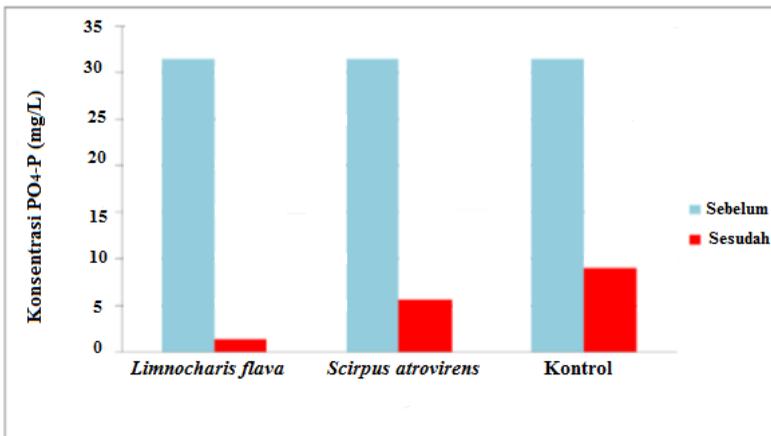
3.6.1.2 Penurunan P dan $\text{PO}_4\text{-P}$

Yalcuk dan Ugurlu (2009), penurunan $\text{PO}_4\text{-P}$ pada sistem VSSF CWs dan HSSF CWs dengan tumbuhan *Typha latifolia* menunjukkan bahwa sistem vertikal memberikan hasil penurunan hingga 63%-83% dan 61% pada sistem horizontal. Penurunan yang lebih besar pada sistem vertikal dikarenakan pada sistem ini menggunakan kombinasi media yang lebih kompleks (campuran media zeolit, kerikil, dan pasir) dibandingkan sistem horizontal (hanya dengan media kerikil) yakni sekitar 61%. Penurunan terjadi secara signifikan dari konsentrasi awal $\text{PO}_4\text{-P}$ 75 mg/L. Hal ini menunjukkan bahwa penurunan fosfor meningkat dengan meningkatnya waktu kontak. Pengaruh HRT juga ditunjukkan dari hasil penelitian Sawaitayothin dan Polprasert (2007), dimana penurunan TP terbesar oleh *Typha angustifolia* terjadi pada HRT yang paling lama (8 hari) dengan penurunan mencapai 93,6% pada konsentrasi awal 3,46 mg/L.

Penurunan P pada sistem HSSF CWs menunjukkan hasil penurunan yang lebih rendah dikarenakan media yang digunakan hanya berupa kerikil. Dimana penurunan P pada sistem ini (HSSF CWs) dibatasi oleh media yang digunakan (misalnya kerikil) umumnya tidak mengandung Fe, Al, dan Ca dalam jumlah besar yang dapat memfasilitasi proses presipitasi atau adsorpsi P (Vymazal, 2008; Yalcuk dan Ugurlu, 2009). Hasil yang koheren terhadap hasil penelitian ini adalah penelitian dari Noor *et al.* (2010), dimana pada sistem HSSF CWs tumbuhan *Typha latifolia*

sangat efektif terhadap penurunan P hingga 90% penurunan dari konsentrasi awal 30-50 mg/L pada reaktor dengan media pasir. Sedangkan pada reaktor dengan media granit, ataupun media dengan kombinasi granit dan kerikil memberikan hasil penurunan yang lebih rendah.

Adanya tumbuhan memberikan efek yang signifikan terhadap penurunan fosfor. Hal ini ditunjukkan dengan lebih rendahnya penurunan fosfor pada sistem kontrol (tanpa tumbuhan) (Sawaitayothin dan Polprasert, 2007). Seperti pada penelitian dari Kamarudzaman *et al.* (2011b), dimana penurunan $PO_4\text{-P}$ pada sistem HSSF CWs dengan adanya tumbuhan genjer (*Limnocharis flava*) dan *Scirpus atrovirens* memberikan penurunan yang lebih besar selama 30 hari (Gambar 3.23). Hal ini terjadi karena $PO_4\text{-P}$ banyak dibutuhkan oleh tumbuhan sebagai kebutuhan nutrisi untuk dapat bertahan hidup.



Gambar 3.23 Penurunan $PO_4\text{-P}$
Sumber: Kamarudzaman *et al.* (2011b)

Dari Gambar 3.23, hasil penelitian ini menunjukkan bahwa kemampuan serapan oleh tumbuhan *Limnocharis flava* > *Scirpus atrovirens*. Hal ini disebabkan karena perbedaan volume akar dan daun dari *Limnocharis flava* yang lebih besar dari *Scirpus atrovirens*. Selain itu, volume tanah yang dapat dieksplorasi oleh akar setiap spesies tumbuhan bervariasi terkait pola percabangan

dan panjang akar. Beberapa akar tumbuhan yang berbeda memiliki struktur khusus dan fisiologi memungkinkan dalam menyerap nutrisi tertentu dan kemampuan akumulasi di jaringannya. Bentuk akar dan rizhoma yang berongga dari tumbuhan memudahkan transportasi oksigen menuju akar, penyerapan, dan akumulasi di bagian akar.

Penelitian ini juga menunjukkan bahwa meskipun dengan media tanah, kedua tumbuhan ini dapat menurunkan konsentrasi $\text{PO}_4\text{-P}$ dengan baik. Sehingga penurunan $\text{PO}_4\text{-P}$ pada penelitian ini lebih banyak oleh *uptake* tumbuhan dibandingkan presipitasi ke dalam media. Sehingga keduanya dapat menjadi rekomendasi terhadap penurunan $\text{PO}_4\text{-P}$. Terlebih apabila media yang digunakan menggunakan media yang dapat mendukung proses penurunan $\text{PO}_4\text{-P}$ secara presipitasi.

Secara keseluruhan, dapat disimpulkan bahwa penurunan fosfor ataupun fosfat meningkat dengan meningkatnya waktu kontak. Kehadiran tumbuhan dapat meningkatkan penurunan P melalui *uptake* oleh tumbuhan, mikroba yang berpengaruh terhadap ketersediaan sumber karbon di sedimen, serta media yang berperan terhadap penurunan P dengan proses adsorpsi atau presipitasi. Dimana media yang efektif adalah media dengan ukuran lebih kecil (seperti pasir dan zeolit) karena memiliki area permukaan yang lebih luas yang dapat memberikan kapasitas lebih besar terhadap pengikatan fosfor.

3.6.2 Penurunan Konsentrasi Logam Berat

Terdapat empat mekanisme yang mempengaruhi penurunan logam berat di dalam *constructed wetland*, yakni adsorpsi ke dalam tanah, sedimen, partikulat, dan organik terlarut (Fuji et al., 2017); presipitasi garam terutama sulfida dan oksihidroksida (Batty et al., 2002); serapan tumbuhan, dan perubahan yang disebabkan dalam siklus biokimia oleh tumbuhan air dan mikroorganisme (Baun dan Christensen, 2004); dan pengendapan padatan tersuspensi akibat dari tingkat aliran rendah (Cheng et al., 2002; Marchand et al., 2010).

Penyerapan logam berat dengan *constructed wetland* terjadi melalui proses adsorpsi, curah hujan, dan serapan oleh tumbuhan. Logam dipertahankan dalam profil tanah, sedimen, atau substrat. Logam dapat mengendap sebagai sulfida dan karbonat atau

diserap oleh tumbuhan. Akumulasi logam berat menunjukkan bahwa kontribusi tumbuhan dalam arti penyerapan polutan yang signifikan. Selain itu tumbuhan mampu menyediakan area permukaan yang luas untuk pertumbuhan mikroba yang melekat, menstabilkan permukaan media, dan memasok karbon melalui eksudat akar dan lingkungan, dan melalui akar, oksigen dilepaskan ke dalam rhizosfer (Kamarudzaman *et al.*, 2011a).

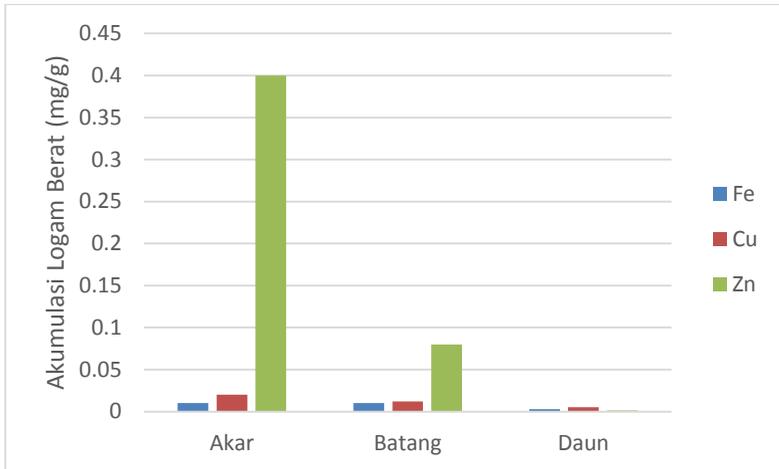
Tumbuhan dalam *constructed wetland* memainkan peran penting dalam penurunan logam berat melalui penyerapan, pertukaran kation, filtrasi, dan perubahan kimia melalui akar. Selain itu media dan substrat dapat memudahkan penurunan kandungan logam berat (Mojiri *et al.*, 2013; Mojiri *et al.*, 2016).

3.6.2.1 Logam Berat dalam Jaringan Tumbuhan

a) Akumulasi di Jaringan Akar, Batang, dan Daun

Analisis jaringan tumbuhan dilakukan untuk mempelajari luasan dari fitoakumulasi (*phytoaccumulation*) atau fitoekstraksi (*phytoextraction*) logam berat dalam tumbuhan yang diklasifikasikan menjadi tiga komponen utama yakni daun, batang, dan akar. Akar merupakan bagian yang paling penting dalam proses fitostabilisasi (*phytostabilization*) dari kontaminan logam (kamarudzaman *et al.*, 2011a).

Khapre (2015), akumulasi Fe, Cu, dan Zn oleh tumbuhan rumput payung (*Cyperus alternifolius*) pada sistem VSSF CWs dengan jumlah 15 batang selama 11 hari dengan media tanah, pasir, dan kerikil. Hasil penelitian ini menunjukkan penurunan logam berat Fe mencapai 90,58% (1,74 mg/L menjadi 0,33 mg/L), Cu 98,12% (0,35 mg/L menjadi 0,004 mg/L), dan Zn 99,45% (0,2 mg/L menjadi 0,0015 mg/L). Akumulasi oleh tumbuhan *Cyperus alternifolius* dapat dilihat pada Gambar 3.24.



Gambar 3.24 Akumulasi Fe, Cu, dan Zn di jaringan akar, batang, dan daun pada tumbuhan *Cyperus alternifolius*
 Sumber: Khapre (2015)

Gambar 3.24 menunjukkan akumulasi terbesar Fe, Cu, dan Zn oleh tumbuhan *Cyperus alternifolius* paling banyak terakumulasi di jaringan akar dibandingkan pada jaringan daun dan batang. Hal ini dikarenakan akar yang berserat panjang dari tumbuhan *Cyperus alternifolius* berperan penting dalam penyerapan kontaminan. Selain itu pola akumulasi menunjukkan akumulasi Zn lebih besar dibandingkan Cu dan Fe. Yadav *et al.* (2012), juga memberikan pola akumulasi yang sama yakni Zn>Ni>Cu>Cr>Co dari tumbuhan rumput payung (*Cyperus alternifolius*), lempang (*Typha angustifolia*), dan bunga tabih (*Canna indica*) dengan akumulasi terbesar adalah di jaringan akar>batang>daun. Dari ketiga tumbuhan tersebut, akumulasi oleh *Canna indica* > *Typha angustifolia* > *Cyperus alternifolius*. Perbedaan struktur dari ketiga tumbuhan tersebut dapat dilihat pada Gambar 3.25. *Canna indica* memiliki struktur akar, batang, dan daun yang lebih besar dibandingkan *Cyperus alternifolius* dan *Typha angustifolia*. Sehingga tumbuhan ini memiliki kemampuan akumulasi yang lebih besar.

Akumulasi Zn yang lebih tinggi dikarenakan Zn yang diserap oleh tumbuhan akan meningkatkan biomassa tumbuhan,

sedangkan untuk serapan logam berat lain seperti Cu, Ni, Cd, dan Pb tidak memberi efek signifikan terhadap biomassa (Mangkoedihardjo dan Samudro, 2009).



Gambar 3.25 Perbedaan struktur *Canna indica* (a), *Typha angustifolia* (b), dan *Cyperus alternifolius* (c)

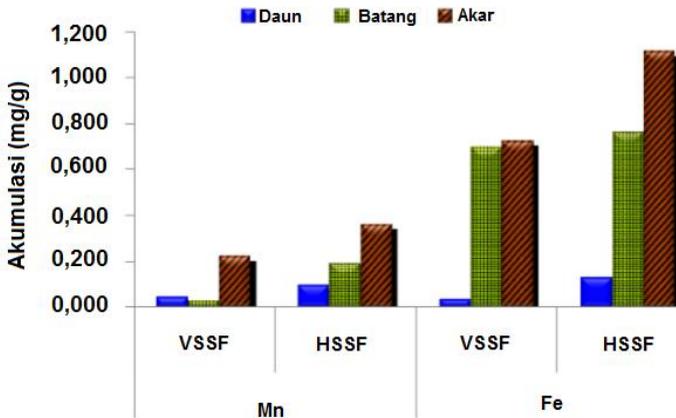
Sumber: Yadav *et al.* (2012)

Akumulasi logam berat di jaringan akar, daun, dan batang juga dilakukan oleh Kamarudzaman *et al.* (2011a) menggunakan 15 tumbuhan genjer (*Limnocharis flava*) pada sistem HSSF CWs dan VSSF CWs serta sistem kontrol (tanpa tumbuhan) terhadap penurunan Fe dan Mn dari lindi. Hasil penelitian ini menunjukkan kedua sistem horizontal dan vertikal efektif terhadap penurunan Fe dan Mn dengan penurunan pada sistem dengan tumbuhan lebih besar dibandingkan pada sistem tanpa tumbuhan. Hal ini terjadi karena tumbuhan ikut berperan dalam proses penurunan logam berat yakni melalui penyerapan, filtrasi maupun pertukaran kation melalui akar.

Penurunan pada kedua sistem ini mencapai >97% dari konsentrasi awal Mn 10,6 mg/L dan Fe 11,6 mg/L. Namun penurunan terbesar terjadi pada sistem horizontal. Hal ini terjadi karena HRT yang lebih lama atau lebih panjang pada sistem horizontal dibandingkan sistem vertikal (HRT yang lebih lama memberikan waktu kontak yang lebih lama sehingga dapat meningkatkan efisiensi pengolahan). Sedangkan penurunan terendah terjadi pada sistem kontrol (tanpa tumbuhan) dengan penurunan >90%. Pada penelitian ini penurunan Mn dan Fe pada

sistem kontrol masih menunjukkan penurunan yang besar dikarenakan logam berat banyak diturunkan melalui proses adsorpsi dan presipitasi kimia pada media. Hal ini menunjukkan bahwa media kerikil pada penelitian ini efektif terhadap penurunan Fe dan Mn.

Kemampuan tumbuhan terhadap penurunan logam berat ditunjukkan dari kemampuannya dalam mengakumulasi logam berat pada jaringannya. Berikut akumulasi logam berat Fe dan Mn pada jaringan *Limnocharis flava* yang ditunjukkan pada Gambar 3.26.



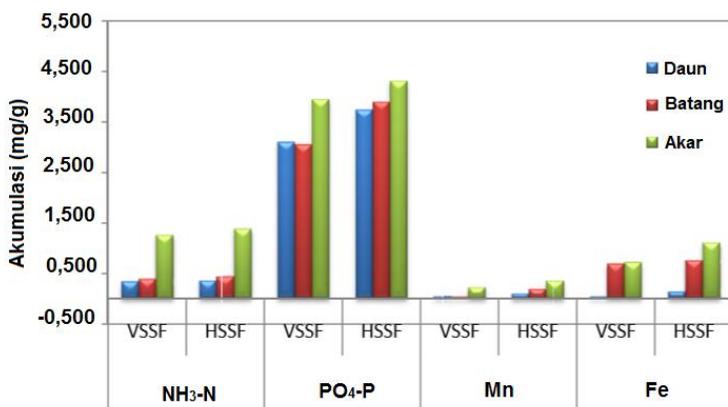
Gambar 3.26 Akumulasi logam berat dalam jaringan tumbuhan *Limnocharis flava* setelah 45 hari
 Sumber: Kamarudzaman et al. (2011a)

Gambar 3.26 menunjukkan akumulasi serapan Mn dan Fe tertinggi terjadi di bagian akar tumbuhan untuk kedua sistem HSSF CWs dan VSSF CWs setelah 45 hari yakni 0,728 mg/g (VSSF) dan 1,117 mg/g (HSSF) untuk Fe, dan 0,223 mg/g (VSSF) dan 0,362 mg/g (HSSF) untuk Mn. Hal ini menunjukkan bahwa akar banyak berperan terhadap proses fitostabilisasi logam berat.

Jumlah serapan Fe setelah 45 hari didalam jaringan tumbuhan lebih tinggi daripada Mn. Hal ini dikarenakan Fe^{2+} merupakan makronutrien untuk tumbuhan yang diperlukan dalam

konsentrasi lebih tinggi dibandingkan Mn^{2+} . Tumbuhan membutuhkan Mn dalam jumlah kecil karena konsentrasi Mn yang tinggi dapat mengganggu struktur enzim dan konsumsi nutrisi. (Kamarudzaman *et al.*, 2011a). Selain itu jika dilihat dari tabel periodik unsur, golongan yang paling banyak diakumulasi tumbuhan adalah golongan II B (semakin ke kiri, dan semakin ke bawah serapan oleh tumbuhan semakin kecil). Hal ini juga disebabkan karena tingkat kesukaan (afinitas) tumbuhan terhadap suatu zat (Mangkoedihardjo dan Samudro, 2009).

Kemampuan dari tumbuhan genjer (*Limnocharis flava*) juga diteliti terhadap kemampuannya dalam akumulasi nutrisi. Kamarudzaman *et al.* (2011c), tumbuhan *Limnocharis flava* pada sistem HSSF CWs dan VSSF CWs. Hasil penelitian ini ditunjukkan pada Gambar 3.27.



Gambar 3.27 Akumulasi nutrisi dan logam berat dalam jaringan tumbuhan *Limnocharis flava* setelah 45 hari

Sumber: Kamarudzaman *et al.* (2011c)

Gambar 3.27 menunjukkan bahwa nutrisi dan logam berat yang banyak diakumulasi pada jaringan akar. Akumulasi tumbuhan genjer (*Limnocharis flava*) pada sistem VSSF CWs dan HSSF CWs di jaringan akar menunjukkan serapan terbesar terhadap kandungan PO₄-P (HSSF 4,313 mg/g, VSSF 3,950 mg/g). Akumulasi terbesar selanjutnya adalah pada bagian batang (HSSF

3,90 mg/g, VSSF 3,05 mg/g) dan daun (HSSF 3,738 mg/g, VSSF 3,10 mg/g). Besarnya akumulasi $PO_4\text{-P}$ dibandingkan $NH_3\text{-N}$ di jaringan tumbuhan, menunjukkan bahwa $PO_4\text{-P}$ banyak dibutuhkan oleh tumbuhan sebagai kebutuhan nutrisi untuk dapat bertahan hidup.

Selain itu tumbuhan *Limnocharis flava* menunjukkan akumulasi yang baik terhadap $NH_3\text{-N}$ dan Fe. Hasil penelitian ini menunjukkan hasil yang koheren terhadap penelitian sebelumnya dari kamarudjaman *et al.* (2011a) terhadap akumulasi Fe dan Mn dari tumbuhan yang genjer bahwa akumulasi $Fe > Mn$ di bagian akar dan pada sistem HSSF CWs. Dimana penurunan yang lebih tinggi dari sistem HSSF terjadi karena nilai HRT yang lebih tinggi untuk sistem ini (HSSF 24,1 jam, VSSF 19,7 jam).

Dapat disimpulkan bahwa akumulasi kontaminan (baik nutrisi maupun logam berat) meningkat dengan meningkatnya HRT dan akumulasi kontaminan paling banyak diakumulasi di bagian akar. Hal ini dikarenakan akar berperan penting terhadap kemampuan rizofiltrasi kontaminan dibandingkan batang dan daun. Selain itu akar yang lebih panjang dan serabut lebih mampu untuk menciptakan zona aerasi untuk menyerap kontaminan. Akumulasi di akar telah dibuktikan pada tumbuhan genjer (*Limnocharis flava*) dan rumput payung (*Cyperus alternifolius*) dan bunga tasbih (*Canna indica*). Dimana ketiganya memiliki akar yang panjang dan efektif terhadap penurunan logam berat. Selain itu sistem HSSF CWs memiliki penurunan yang lebih besar dibandingkan sistem vertikal karena terkait HRT yang terjadi lebih lama atau lebih panjang pada sistem horizontal (HRT yang lebih lama memberikan waktu kontak yang lebih lama sehingga dapat meningkatkan efisiensi pengolahan). Selain itu penurunan logam berat pada sistem dengan tumbuhan memberikan penurunan yang lebih besar dibandingkan sistem tanpa tumbuhan. Hal ini dikarenakan tumbuhan ikut berperan dalam proses penurunan logam berat yakni melalui proses penyerapan, filtrasi maupun pertukaran kation melalui jaringan akar tumbuhan dan juga filtrasi dan adsorpsi oleh media. Sedangkan penurunan pada sistem kontrol banyak terjadi hanya melalui proses adsorpsi dan presipitasi kimia pada media.

Tabel 3.12 Tumbuhan air dengan akumulasi lebih besar di jaringan akar

Tumbuhan Air	Klasifikasi	Keterangan
<p>Genjer (<i>Limnocharis flava</i>) (IFAS, 2017)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Fe, Mn</p>
<p>Bunga tasbih (<i>Canna indica</i>) (PFAF, 2017)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Zn, Ni, Cu, Cr, dan Co</p>
<p>Rumput payung (<i>Cyperus alternifolius</i>) (Chen et al., 2008)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Fe, Cu, Zn</p>

b) Logam Berat di seluruh Jaringan Tumbuhan

Bioconcentration Factor (BCF) menunjukkan kemampuan biokonsentrasi dari tumbuhan terhadap logam berat di dalam jaringannya. BCF juga menjadi indikator terhadap kemampuan akumulasi oleh tumbuhan. Nilai BCF yang lebih besar juga menunjukkan kemampuan pertumbuhan yang lebih tinggi. Nilai BCF dapat diperkirakan dengan persamaan sebagai berikut:

$$BCF = \frac{\text{Konsentrasi logam berat di seluruh jaringan tumbuhan}}{\text{Konsentrasi awal logam berat di dalam lindi}} \quad (5)$$

Dimana konsentrasi di seluruh jaringan tumbuhan dinyatakan dalam (mg/kg), dan konsentrasi di dalam lindi dinyatakan dalam (mg/L) (El-Gendy *et al.*, 2005).

Salah satu tumbuhan air dengan nilai BCF tinggi adalah enceng gondok (*Eichhornia crassipes*). Tumbuhan ini memiliki rata-rata nilai BCF untuk logam berat Ni, Cd, Pb, Cu, dan Cr adalah sekitar 1,42 pada konsentrasi yang tidak melebihi 0,79 mg/L Ni, 1,88 mg/L Cd, 0,77 mg/L Pb, 0,98 mg/L Cu, 3,09 mg/L Cr. Sifat toksik mulai terlihat diatas konsentrasi tersebut.

Penelitian dari Liu *et al.* (2007), menguji kemampuan 19 jenis tumbuhan air terhadap akumulasi Cd, Pb, dan Zn. Tumbuhan air tersebut adalah sebagai berikut:

- A. *Polygonum lapathifolium*
- B. *Polygonum hydropiper*
- C. *Eclipta prostrata*
- D. *Aster subulatus Michx*
- E. *Cyperus iria*
- F. *Cyperus difformis*
- G. *Fimbristylis miliacea*
- H. *Aeschynomene indica*
- I. *Monochoria vaginalis*
- J. *Alternanthera philoxeroides*
- K. *Echinochloa crus-galli*
- L. *Echinochloa caudate*
- M. *Echinochloa oryzicola*
- N. *Zizania latifolia*
- O. *Digitaria sanguinalis*
- P. *Eleusine indica*

- Q. *Phragmites communis*
- R. *Isachne globosa*
- S. *Oryza sativa*

Dari 19 jenis tumbuhan diatas, terdapat 8 jenis tumbuhan air (Tabel 3.13) yang memiliki kemampuan akumulasi yang lebih besar (persentase penurunan rata-rata >68,1%) yakni akumulasi Cd, Pb, Zn (*Alternanthera philoxeroides*, *Zizania latifolia*, *Echinochloa crus-galli*, *Polygonum hydropiper*), Akumulasi Cd dan Pb (*Monochoria vaginalis*), akumulasi Cd dan Zn (*Isachne globosa*), akumulasi Zn (*Digitaria sanguinalis*, *Fimbristylis miliacea*)

Tabel 3.13 Tumbuhan air dengan nilai BCF>1

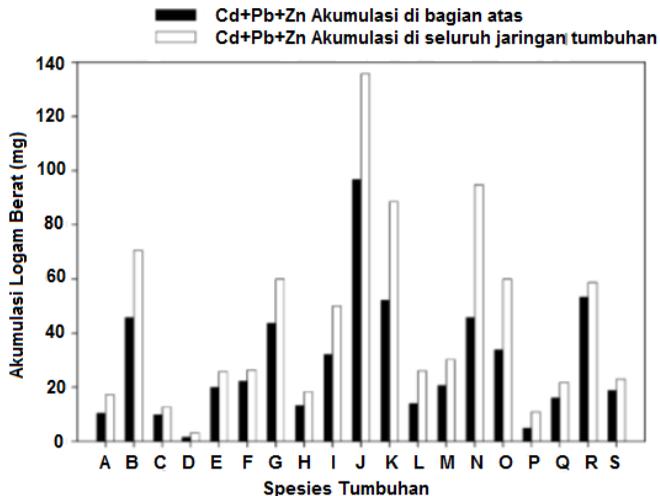
Tumbuhan Air	Klasifikasi	Keterangan
<p><i>Alligator weed</i> (<i>Alternanthera philoxeroides</i>) (IFAS, 2017)</p> 	<p><i>Floating leaved plant</i></p>	<p>Akumulasi Cd, Pb, Zn BCF>1</p>
 <p>Padi liar (<i>Zizania latifolia</i>) (Global Invasive Species Database, 2017)</p>	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Cd, Pb, Zn BCF>1</p>

Tumbuhan Air	Klasifikasi	Keterangan
<p>Jajagoan (<i>Echinochloa crus-galli</i>) (Queensland Government, 2016)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Cd, Pb, Zn BCF>1</p>
<p>Water papper (<i>Polygonum hydropiper</i>) (PFAF, 2017)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Cd, Pb, Zn BCF>1</p>
<p>Eceng (<i>Monochoria vaginalis</i>) (CABI, 2015)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Cd, Pb BCF>1</p>

Tumbuhan Air	Klasifikasi	Keterangan
<p data-bbox="202 248 552 276"><i>Isachne globosa</i> (NZPCN, 2017)</p> 	<p data-bbox="691 248 798 304"><i>Emergent plant</i></p>	<p data-bbox="827 248 941 357">Akumulasi Cd, Zn BCF>1</p>
<p data-bbox="202 639 577 695">Rumput jariji (<i>Digitaria sanguinalis</i>) (Chu, 2005)</p> 	<p data-bbox="691 639 798 695"><i>Emergent plant</i></p>	<p data-bbox="827 639 941 748">Akumulasi Zn BCF>1</p>
<p data-bbox="202 973 564 1000"><i>Fimbristylis miliacea</i> (EOL, 2013)</p> 	<p data-bbox="691 973 798 1029"><i>Emergent plant</i></p>	<p data-bbox="827 973 941 1082">Akumulasi Zn BCF>1</p>

Tumbuhan Air	Klasifikasi	Keterangan
<p>Enceng gondok (<i>Eichhornia crassipes</i>) (IFAS, 2017)</p> 	<p><i>Floating leaved plant</i></p>	<p>Akumulasi Ni, Cd, Pb, Cu, dan Cr</p> <p>BCF = 1,42</p>
<p>Bunga tasbih (<i>Canna indica</i>) (PFAF, 2017)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Zn, Ni, Cu, Cr, dan Co</p> <p>BCF= 52,8</p>

Variasi akumulasi total Cd, Pb, dan Zn pada 19 tumbuhan tersebut dapat dilihat pada Gambar 3.28.



Gambar 3.28 Total Akumulasi Cd + Pb + Zn di Bagian Atas Tanah dan Seluruh Bagian Tumbuhan dari 19 Spesies Tumbuhan Air

Sumber: Liu et al. (2007)

Gambar 3.28 menunjukkan bahwa spesies dengan akumulasi logam berat tertinggi adalah tumbuhan J (*Alternanthera philoxeroides*) dan spesies dengan akumulasi logam berat terendah adalah tumbuhan D (*Aster subulatus*). Dimana distribusi kuantitas akumulasi logam berat rata-rata >60% logam yang diserap oleh tumbuhan dipindahkan ke bagian atas dari keseluruhan yang diakumulasi di seluruh jaringan, dengan pola akumulasi $Zn > Cd > Pb$. Nilai persentase distribusi logam berat di bagian atas yakni Zn (36,81%-90,73%), Cd (32,62%-90,55%), dan Pb (26,17%-90,06%).

Spesies tumbuhan dengan akumulasi yang tinggi di seluruh jaringan tumbuhannya akan menghasilkan nilai BCF yang semakin tinggi. Nilai BCF yang lebih besar menandakan bahwa tumbuhan tersebut memiliki kemampuan serapan dan akumulasi logam berat yang lebih besar dan kemampuan pertumbuhan yang lebih baik. Hal ini dibuktikan dari penelitian Yadav et al. (2012), tumbuhan bunga tasbih (*Canna indica*) menunjukkan akumulasi paling besar terhadap logam berat (Zn, Ni, Cu, Cr, dan Co)

dibandingkan tumbuhan lembang *Typha angustifolia*) dan rumput payung (*Cyperus alternifolius*). Kemampuan akumulasi terbesar oleh bunga tasbih (*Canna indica*) memberikan nilai BCF paling tinggi dibandingkan kedua tumbuhan lainnya (BCF tertinggi yakni Zn 122,86 dan terendah Cr dengan nilai BCF 52,8).

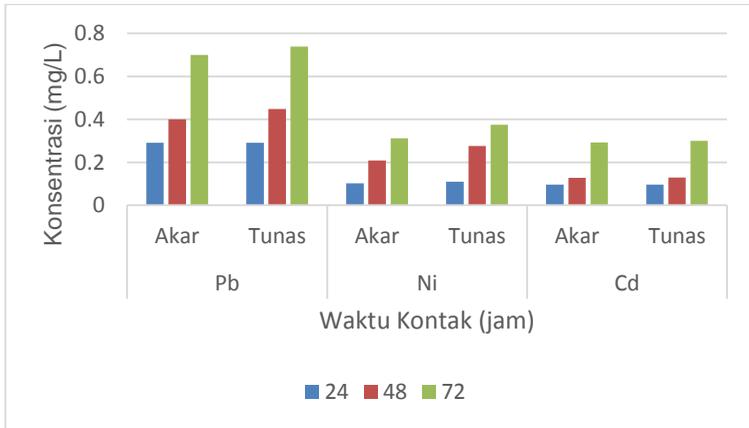
Sehingga dapat disimpulkan bahwa nilai BCF yang semakin besar menunjukkan kemampuan akumulasi logam berat oleh tumbuhan semakin tinggi (akumulasi di seluruh jaringan tumbuhan) dan kemampuan pertumbuhan yang lebih baik.

c) Akumulasi di Jaringan Akar dan Tunas

Penelitian Mojiri *et al.* (2016), penurunan logam berat Ni dan Cd di jaringan akar dan tunas tumbuhan *Typha domingensis* (Gambar 3.18) dengan variasi konsentrasi dan waktu kontak. Penurunan Ni dan Cd dari konsentrasi awal 4,6 mg/L dan 2,5 mg/L paling optimal adalah sebagai berikut:

1. Konsentrasi lindi 20% dengan waktu kontak 42 jam (persentase penurunan Ni 86,92% dan Cd 68,36%)
2. Konsentrasi lindi 50% dengan waktu kontak 42 jam (persentase penurunan Ni 77,54% dan Cd 77,16%)
3. Konsentrasi lindi 80% dengan waktu kontak 42 jam (persentase penurunan Ni 69,25% dan Cd 69,81%)

Dari hasil penelitian ini menunjukkan bahwa persentase penurunan Ni dan Cd meningkat dengan meningkatnya waktu kontak. Hal ini menunjukkan bahwa konsentrasi lindi mempengaruhi kemampuan tumbuhan dalam menyerap logam berat. Hasil penelitian ini juga menunjukkan bahwa akumulasi logam berat Ni dan Cd di bagian akar < tunas dengan rata-rata hasil penelitian ini memberikan nilai *Translocation factor* (TF) >1. Hasil penelitian ini koheren dengan penelitian sebelumnya dari Mojiri *et al.* (2013), terhadap penurunan logam berat Ni, Cd, dan Pb pada kondisi waktu kontak yang berbeda. Dimana *Typha domingensis* mampu mengakumulasi logam berat dengan menghasilkan nilai TF >1. Konsentrasi Ni, Cd, dan Pb yang diakumulasi di jaringan akar dan tunas tumbuhan *Typha domingensis* terhadap waktu kontak dari konsentrasi awal Pb 2,218 mg/kg, Ni 1,092 mg/kg, dan Cd 0,925 mg/kg dapat dilihat pada Gambar 3.29.



Gambar 3.29 Konsentrasi Ni, Cd, dan Pb di jaringan akar dan tunas *Typha domingensis* terhadap waktu kontak
 Sumber: Mojiri et al. (2013)

Gambar 3.29 menunjukkan bahwa konsentrasi Ni, Cd, dan Pb yang diakumulasi dalam jaringan akar dan tunas semakin meningkat dengan meningkatnya waktu kontak, dengan akumulasi di jaringan akar < tunas. Tingginya kandungan logam berat pada jaringan tunas dibandingkan jaringan akar berkaitan dengan distribusi logam berat dari jaringan akar menuju tunas. Selain itu akar merupakan bagian yang secara langsung mengalami kontak dengan kontaminan dan kemudian ditranslokasikan ke bagian lainnya.

Hasil penelitian ini juga menunjukkan pola akumulasi Pb > Ni > Cd, yang berarti bahwa logam berat yang diakumulasi dengan jumlah lebih sedikit menandakan bahwa logam berat tersebut lebih bersifat toksik untuk tumbuhan. Sehingga Ni dan Cd lebih bersifat menghambat proses penyerapan nutrisi selama proses pertumbuhan tumbuhan (Muliadi dkk, 2013). Rendahnya serapan terhadap Cd juga ditunjukkan pada tumbuhan enceng gondok (*Eichhornia crassipes*) yang hanya mampu menurunkan kadar Cd sebesar 39,77% pada luas tutupan 75% (Lestari dkk, 2011). Namun penurunan logam berat Cr, Ni, dan Zn oleh tumbuhan enceng gondok (*Eichhornia crassipes*) menunjukkan efisiensi serapan yang lebih baik dengan penurunan Ni > Zn > Cr (95,65%,

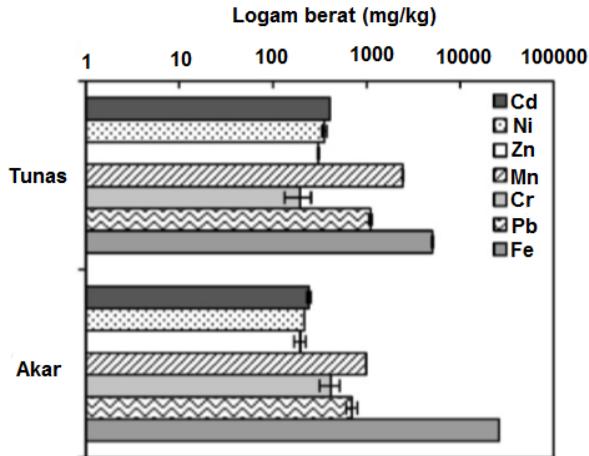
92,31%, 51,66%) dari konsentrasi awal Ni 2,3 ppm, Zn 1,3 ppm, dan Cr 0,3 ppm (Verma *et al.*, 2015). Hal ini menunjukkan bahwa setiap tumbuhan memiliki perbedaan kapasitas serapan dan akumulasi logam berat dan terdapat pula spesies tumbuhan yang mampu mengakumulasi logam berat secara spesifik, seperti *Spidorela polyrhiza* untuk Zn (Liu *et al.*, 2007).

Penelitian A *et al.* (2017), menggunakan lindi artifisial dengan tumbuhan *common reed* (*Phragmites australis*) dan *common rush* (*Juncus effusus*) dalam penurunan logam berat Cd, Ni, Zn, Mn, Cr, Pb, Fe. Hasil penelitian menunjukkan *Phragmites australis* banyak mengakumulasi logam berat di jaringan akar sekitar 131-350 mg/kg dibandingkan pada bagian batang dan daun (<100 mg/kg). Hasil ini koheren dengan penelitian dari Vymazal dan Březinová, (2016) dimana penurunan konsentrasi Cd pada lindi sebesar 53,6% Cd dari beban inflow diserap pada bagian atas tanah oleh tumbuhan *Phragmites australis*. Sedangkan Akumulasi logam berat oleh tumbuhan *Phragmites australis* ditemukan 10-15 kali lebih sedikit di bagian tunas dibandingkan pada bagian dibawah tanah dalam sistem HSSF di New York, Amerika Serikat (Vymazal dan Březinová, 2016).

Sedangkan pada *Juncus effusus*, akumulasi logam berat pada jaringan akar < tunas. Logam berat yang diakumulasi di jaringan tunas sebesar 306-1100 mg/kg, dan pada jaringan akar sebesar 195-969 mg/kg. Akumulasi pada tumbuhan *Juncus effusus* dapat dilihat pada Gambar 3.28.

Gambar 3.30 menunjukkan bahwa logam berat banyak diakumulasi di bagian tunas *Juncus effusus* kecuali Fe. Fe banyak di akumulasi di bagian akar dikarenakan logam berat ini bersifat *water soluble* dan dengan mudah dapat berpindah atau mengendap ke media. Fe juga berkontribusi terhadap oksidasi di bagian akar tumbuhan.

Tingginya logam berat di bagian tunas berkaitan dengan kemampuan tumbuhan terhadap distribusi atau translokasi logam berat dari jaringan akar menuju tunas. Dimana semakin besar logam berat yang ditranslokasikan ke bagian tunas, menunjukkan bahwa tumbuhan tersebut memiliki kemampuan akumulasi yang besar (dinyatakan dengan nilai TF).



Gambar 3.30 Akumulasi logam berat tumbuhan *Juncus effusus* di jaringan akar dan tunas
 Sumber: A et al. (2017)

Rata-rata nilai TF tumbuhan *Juncus effusus* menghasilkan nilai $TF > 1$. Sedangkan *Phragmites australis* menghasilkan nilai $TF < 1$. Hal ini terjadi karena kurangnya kemampuan *uptake* logam berat dari *Phragmites australis*. Dimungkinkan logam berat banyak diadsorpsi dalam media ataupun karena proses rizofiltrasi dari tumbuhan ini sehingga logam berat banyak diakumulasi di bagian atas media. Kemampuan *Phragmites australis* juga diteliti oleh Grisey et al. (2012), dengan mencampurkan tumbuhan *Phragmites australis* dengan ekor kucing (*Typha latifolia*). Hasil dari penelitian ini menunjukkan *mixed plant treatment* masih menghasilkan nilai $TF < 1$. Sehingga Tumbuhan *Phragmites australis* kurang baik dalam penyerapan logam berat baik dalam kondisi *single plant* maupun *mixed plant*. Hal ini dikarenakan efek campuran bersifat antagonistik, yakni efek zat berkurang dibawah efek masing-masing zat (Mangkoedihardjo dan Samudro, 2009). Efek tersebut muncul karena simbiosis dari campuran tumbuhan tidak bersifat mutualisme (saling menguntungkan) sehingga muncullah efek dari masing-masing zat yang justru berkurang apabila tumbuhan tersebut pada sistem *mixed plant*.

Tabel 3.14 Tumbuhan air dengan nilai TF >1

Tumbuhan Air	Sumber	Keterangan
<p><i>Typha domingensis</i> (PFAF, 2017)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Pb, Ni, Cd</p>
<p>Enceng godok (<i>Eichhornia crassipes</i>) (IFAS, 2017)</p> 	<p><i>Floating leaved plant</i></p>	<p>Akumulasi Ni, Zn, Cr</p>
<p><i>Common rush (Juncus effusus)</i> (IFAS, 2017)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>Akumulasi Cd, Ni, Zn, Mn, Cr, Pb, Fe</p>

Secara keseluruhan, kemampuan translokasi logam berat berhubungan dengan nilai TF. Dimana nilai TF digunakan untuk memperkirakan kapasitas logam berat yang ditranslokasi dari akar menuju bagian di atas tanah (tunas) (Mojiri *et al.*, 2016; Grisey *et al.*, 2012; Yadav *et al.*, 2012). Nilai TF dapat diperkirakan dengan persamaan sebagai berikut:

$$TF = \frac{C_{tunas}}{C_{akar}} \quad (5)$$

Dimana C_{tunas} adalah konsentrasi logam berat di bagian tunas tumbuhan, dan C_{akar} adalah konsentrasi logam berat di bagian akar tumbuhan.

Nilai TF >1 menunjukkan kemampuan translokasi yang lebih tinggi dari tumbuhan (A *et al.*, 2017). Dimana spesies tumbuhan yang baik untuk digunakan dalam fitoekstraksi atau fitoakumulasi adalah dengan nilai TF >1. Nilai TF >1 menunjukkan bahwa tumbuhan bersifat hiperakumulator (Mojiri *et al.*, 2016; Mojiri *et al.*, 2013). Leguizamo *et al.* (2017), menggambarkan tumbuhan yang bersifat hiperakumulator dalam 5 kategori, yakni mekanisme toleransi tumbuhan terhadap polutan, serapan oleh tumbuhan, mekanisme gangguan alelopati dari tumbuhan lain, ketahanan terhadap perubahan iklim seperti kekeringan, dan ketahanan terhadap patogen. Selain itu logam berat seperti Cd, Ni, Zn, Co, Mn, dan Pb dapat terakumulasi didalam jaringan tumbuhan 100 hingga 1000 kali lebih dari yang diambil oleh tumbuhan non-akumulator (*excluder*) (Tangahu *et al.*, 2011). Pernyataan ini ditunjukkan dari beberapa penelitian di atas bahwa logam berat Cd, Ni, Zn, Mn, dan Pb paling banyak diakumulasi dibandingkan logam berat lain.

Dapat disimpulkan bahwa semakin besar kemampuan tumbuhan dalam translokasi logam berat dari akar menuju tunas, menunjukkan tumbuhan tersebut memiliki kemampuan serapan logam berat yang besar. Dengan nilai TF >1, menunjukkan bahwa tumbuhan tersebut bersifat hiperakumulator terhadap logam berat. Dari beberapa penelitian di atas, *Juncus effusus*, *Typha domingensis*, dan *Eichhornia crassipes* dapat dijadikan rekomendasi terhadap penurunan logam berat terutama untuk penurunan logam berat Ni, Zn, Cr (*Eichhornia crassipes*), Cd, Ni, Pb, Mn, dan Zn (*Juncus effusus*), Pb, Ni, Cd (*Typha domingensis*).

d) Hubungan BCF dan TF

Menurut Yafyet dkk (2016), penentuan fitoakumulasi oleh tumbuhan dapat dilakukan ditentukan dengan menghitung nilai BCF dan TF. Dimana BCF dan TF merupakan indikator yang dapat membedakan mekanisme akumulasi yang terjadi (Tabel 3.15) yakni:

Nilai $BCF > 1$ dan $TF < 1$ (mekanisme fitostabilisasi)

Nilai $BCF < 1$ dan $TF > 1$ (mekanisme fitoekstraksi)

Sugiyanto dkk (2016), membagi kelompok tumbuhan dalam 3 kategori terkait nilai BCF dan TF, yakni:

$BCF > 1$ (tumbuhan akumulator)

$BCF < 1$ (tumbuhan excluder)

BCF mendekati 1 (indikator)

$TF > 1$ (mekanisme fitoekstraksi)

$TF < 1$ (mekanisme fitostabilisasi)

Tabel 3.15 Hubungan BCF dengan TF

Logam Berat	^(a) <i>Juncus effusus</i>		^(a) <i>Phragmites australis</i>		^(b) <i>Canna indica</i>		^(b) <i>Typha agustifolia</i>		^(b) <i>Cyperus alternifolius</i>	
	TF	BCF	TF	BCF	TF	BCF	TF	BCF	TF	BCF
Cd	1,67	0,28	0,03	0,24	-	-	-	-	-	-
Cr	0,46	0,37	0,19	0,19	0,129	52,8	0,069	42,07	0,209	20,35
Fe	0,19	21,34	0,12	8,32	-	-	-	-	-	-
Mn	2,48	1,31	1,15	0,45	-	-	-	-	-	-
Ni	1,64	0,25	0,43	0,10	0,122	74,04	0,76	48,97	0,199	28,59
Pb	1,57	0,79	1,44	0,29	-	-	-	-	-	-
Zn	1,56	0,22	0,86	0,15	0,121	101,09	0,075	41,28	0,203	19,34
Cu	-	-	-	-	0,161	122,86	0,079	67,13	0,156	34,65
Co	-	-	-	-	0,079	67,68	0,085	29,18	0,172	16,64

Keterangan:

 TF < 1, BCF > 1

 TF > 1, BCF < 1

Sumber: ^(a)A *et al.* (2017); ; ^(b)Yadav *et al.* (2012)

Tabel 3.15 menunjukkan nilai BCF dan TF dari beberapa tumbuhan bervariasi terhadap beberapa logam berat dengan nilai

tertinggi BCF pada tabel diatas adalah pada tumbuhan *Canna indica* hingga 122,86. Dari penelitian A *et al.* (2017), menunjukkan bahwa *Juncus effusus* memiliki kemampuan translokasi logam berat lebih besar dibandingkan *Phragmites australis* dengan ditunjukkan dari rata-rata nilai $TF > 1$ pada *Juncus effusus*. Warna kuning pada tabel diatas menunjukkan bahwa kemampuan translokasi logam berat yang lebih besar dari akar menuju tunas dengan beberapa logam berat yang banyak ditranslokasikan ke tunas adalah logam berat Cd, Mn, Ni, Pb, dan Zn. Sedangkan pada *Phragmites australis* kemampuan translokasi > 1 hanya pada logam berat Mn dan Pb. *Canna indica*, *Typha angustifolia*, dan *Cyperus alternifolius* dari penelitian Yadaf *et al.* (2012), menunjukkan nilai $TF < 1$ terhadap seluruh logam berat namun memberikan nilai $BCF > 1$. Dari penelitian menunjukkan bahwa kemampuan translokasi logam berat oleh tumbuhan tidak berhubungan dengan kemampuan logam berat dalam mengakumulasi logam berat di jaringannya.

Nilai $BCF > 1$ dan $TF < 1$, yang menunjukkan bahwa akumulasi terjadi melalui mekanisme fitostabilisasi. Sedangkan jumlah nilai $BCF < 1$ dan $TF > 1$ menunjukkan bahwa akumulasi terjadi melalui mekanisme fitoekstraksi. Mangkoedihardjo (2007) dan Nur (2016), menyatakan bahwa fitostabilisasi merupakan proses dimana akumulasi menunjukkan imobilisasi kontaminan di daerah rizosfer. Sedangkan fitoekstraksi merupakan proses dimana akumulasi menunjukkan kontaminan diserap dan ditranslokasikan ke dalam jaringan tumbuhan. Sedangkan dengan jumlah nilai BCF dan $TF < 1$ menunjukkan bahwa akumulasi tidak terjadi melalui mekanisme fitostabilisasi ataupun fitoekstraksi tetapi melalui rizofiltrasi dimana tumbuhan menyerap kontaminan dan mengakumulasi di bagian akar. Dapat disimpulkan bahwa peningkatan nilai TF tidak berhubungan dengan peningkatan nilai BCF, dan juga sebaliknya.

3.7 Penurunan Pencemar Organik oleh Tumbuhan Air

Penurunan BOD pada *constructed wetland* terjadi melalui proses fisik dan biologis. Penyisihan fisik BOD terjadi melalui proses pengendapan dan penangkapan material partikulat di media tumbuhan. Penurunan ini terjadi oleh mikroorganisme yang berperan dalam penurunan bahan organik yang proses penguraiannya membutuhkan oksigen (BOD). Mikroorganisme

aerob dapat hidup dalam air dan tanah rawa dengan kondisi anaerob karena aliran oksigen yang dilepaskan akar tumbuhan air dalam zona *rhizosphere*. Pengolahan secara aerob berlangsung di dalam zona akar dan bagian atas dari sedimen. Sedangkan pengolahan secara anaerob berlangsung pada bagian bawah sedimen atau terkadang berlangsung di dalam air apabila suplai oksigen telah habis terpakai. Penurunan COD terjadi melalui proses masuknya air dan mineral (unsur anorganik yang berasal dari penguraian bahan organik oleh mikroorganisme) ke dalam tumbuhan melalui akar. Perpanjangan sel-sel epidermis ini ber dinding lengket dan melekat pada partikel media tanah. Hal ini menjadikan rhizoma bersentuhan langsung dengan air yang juga melekat kuat pada partikel media tanah. Sedangkan masuknya mineral terjadi dengan adanya air yang diserap akar maupun tanpa air, karena mineral masuk akibat perbedaan gradien konsentrasi yaitu dari konsentrasi rendah (media tanaman) ke konsentrasi tinggi (sel-sel akar) (Usman dan Santosa, 2014).

3.7.1 Penurunan BOD dan COD pada Sistem FWS dan SSF CWs

Pada sistem FWS *constructed wetland*, penurunan BOD terutama disebabkan oleh pertumbuhan mikroba. Sumber utama oksigen untuk reaksi ini adalah reaerasi pada permukaan air. Reaerasi oleh fotosintesis biasanya tidak cukup jika pertumbuhan alga tidak substansial. Oksigen berlebih yang dihasilkan oleh tumbuhan ke zona akar mempengaruhi tingkat DO di dalam air. Ketika BOD tinggi, konsentrasi DO menurun yang menyebabkan oksigen didalam air dapat diserap oleh bakteri. Sumber oksigen utama untuk sistem SSF *constructed wetland* adalah oksigen yang ditransmisikan oleh vegetasi ke zona akar. Pada sistem ini aliran air limbah melalui bagian di bawah permukaan, sehingga reaerasi sangat terbatas. Oleh karena itu, pemilihan spesies tumbuhan yang sesuai dapat mendukung oksigen ditransmisikan ke dalam zona akar. Pada kondisi temperatur yang lebih dingin, aktivitas mikroba yang terjadi rendah, namun dapat meningkat kembali ketika terjadi perubahan iklim dan peningkatan temperatur. Hal ini menunjukkan bahwa pada kondisi iklim yang lebih dingin kandungan organik seperti BOD tidak dapat didegradasi namun hanya terjebak didalam *wetland*. Kondisi ini jauh lebih rendah

terjadi pada daerah tropis. Sehingga tingkat degradasi didalam *constructed wetland* jauh lebih tinggi sepanjang tahun (Tanaka *et al.*, 2011; Akinbile *et al.*, 2012).

Usman dan Santosa (2014), kualitas lindi dari TPA Bakung setelah dilakukan pengolahan dengan menggunakan tumbuhan rumput payung (*Cyperus alternifolius*) dengan jumlah tumbuhan 30. Pada sistem FWS CWs, konsentrasi BOD dan COD turun menjadi 372 mg/l dan 931 mg/l dari konsentrasi awal 514 mg/l dan 1279 mg/l. Persentase penurunan dari sistem ini kurang baik dengan penurunan BOD hanya 28% dan COD 27%. Sedangkan penurunan konsentrasi BOD dan COD pada sistem HSSF CWs, konsentrasi BOD dan COD penurunan keduanya mencapai 64%. Hasil penelitian ini menunjukkan bahwa sistem HSSF CWs memiliki efisiensi penurunan lebih tinggi dibandingkan sistem FWS CWs.

Rumput payung (*Cyperus alternifolius*) juga telah diteliti oleh Khapre (2015) pada sistem VSSF CWs dengan media berupa campuran tanah, pasir, dan kerikil halus, kerikil kecil, dan kerikil besar. Jumlah tumbuhan yang digunakan adalah sebanyak 15 batang. Hasil penelitian ini menunjukkan hasil yang sangat positif dimana penurunan mencapai >90% pada konsentrasi BOD 5667,84 mg/L, COD 2250 mg/L, dan SS 1730 mg/L. Hasil penurunan terjadi secara signifikan setelah 11 hari pengamatan dengan penurunan BOD 98% (menjadi 24 mg/L), COD 98% (menjadi 60 mg/L), dan SS 99,07% (menjadi 10 mg/L).

Jika dibandingkan dengan hasil penelitian dari Usman dan Santosa (2014), tingkat penurunan dari tumbuhan ini sangat jauh berbeda. Kemungkinan yang diambil dari kasus ini adalah karena perbedaan media yang digunakan pada kedua penelitian ini. Dimana pada penelitian dari Usman dan Santosa (2014), media yang digunakan hanya berupa tanah. Sedangkan pada penelitian dari Khapre (2015), media yang digunakan lebih kompleks (campuran tanah, pasir, dan kerikil halus, kerikil kecil, dan kerikil besar) sehingga diduga penurunan banyak terjadi dari proses fisik. Selain itu dari keduanya menunjukkan bahwa konsentrasi polutan mempengaruhi hasil penurunan.

Penelitian Akinbile *et al.* (2012), juga memberikan hasil yang koheren terhadap hasil penelitian dari Usman dan Santosa (2014), dimana hasil penelitian ini menunjukkan konsentrasi BOD₅ dan

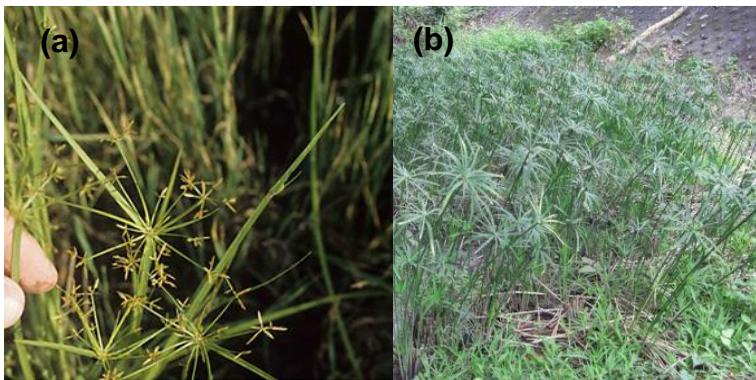
COD diturunkan secara signifikan selama 21 hari pengamatan dengan 15 batang tumbuhan *Cyperus haspan* dari konsentrasi awal COD 923,4 mg/L menjadi 70 mg/L dan BOD₅ 686 mg/L menjadi 146 mg/L. Persentase penurunan BOD dan COD adalah 60,8-78,7% dan 59,7-98,8%. Dari keduanya menunjukkan bahwa sistem SSF CWs lebih baik terhadap penurunan kandungan organik. Hal ini disebabkan karena sebagian besar FWS CWs bersifat anoxic atau anaerobik. Sehingga kekurangan oksigen dapat menyebabkan penurunan terhadap pengolahan kandungan organik.

Yalcuk dan Ugurlu (2009), melakukan penelitian terhadap perbandingan hasil penurunan kandungan organik pada sistem VSSF CWs dan HSSF CWs. Pada sistem vertikal digunakan kombinasi media berupa pasir, zeolit, kerikil halus, dan kerikil yang lebih besar. Sedangkan pada sistem horizontal digunakan media hanya dari kerikil halus. Hasil penelitian ini menunjukkan bahwa sistem HSSF CWs menunjukkan penurunan COD yang lebih tinggi dibandingkan sistem VSSF CWs. Hal ini dikarenakan lindi yang melewati media pada sistem ini memungkinkan terjadinya kontak yang lebih lama atau lebih panjang antara mikroba dan kontaminan. Dimana penurunan kontaminan meningkat dengan meningkatnya waktu kontak. Namun pada penelitian ini sistem HSSF CWs dengan tumbuhan *Typha latifolia* memberikan penurunan yang rendah yakni rata-rata hanya sekitar 35,7% dari konsentrasi awal COD 211,8 mg/L. Hal ini dikarenakan lindi memiliki nilai BOD₅/COD <0,1 sehingga tumbuhan *Typha latifolia* kurang mampu karena tingkat biodegradabilitas lindi rendah. Selain itu media yang digunakan hanya berupa kerikil sehingga proses penyerapan secara fisik kurang maksimal. Sehingga perlu dilakukan penelitian kembali apabila tumbuhan ini digunakan pada lindi dengan tingkat biodegradabilitas tinggi ataupun pada lindi dengan biodegradabilitas rendah dan dengan kombinasi media yang lebih kompleks.

Secara keseluruhan, dapat disimpulkan bahwa sistem HSSF CWs lebih baik terhadap penurunan kandungan organik dibandingkan sistem VSSF CWs. Hal ini terjadi karena lindi yang melewati media kerikil pada sistem ini memungkinkan terjadinya kontak yang lebih lama atau lebih panjang antara mikroba dan kontaminan. Dimana penurunan kontaminan meningkat dengan

meningkatnya waktu kontak. Apabila dengan tumbuhan yang sama, sistem HSSF CWs memberikan hasil penurunan yang lebih besar, maka yang berpengaruh terhadap penurunan kandungan organik adalah media yang digunakan. Sedangkan apabila tumbuhan yang digunakan berbeda, namun tetap memberikan hasil penurunan yang lebih besar, maka yang lebih berpengaruh adalah jenis tumbuhan yang digunakan.

Dari beberapa penelitian diatas, *Cyperus haspan* dan *Cyperus alternifolius* (Gambar 3.31) lebih mampu dalam penurunan kandungan organik (untuk pengolahan lindi dengan biodegradabilitas tinggi) dengan penurunan BOD dan COD hingga >60% pada konsentrasi BOD₅ 514-686 mg/L dan COD 923,4-1279 mg/L. Sehingga *Cyperus haspan* dan *Cyperus alternifolius* dapat direkomendasikan dalam penurunan kandungan organik lindi dengan menggunakan sistem lahan basah buatan. Sedangkan pada *Typha latifolia*, perlu dilakukan penelitian kembali jika tumbuhan tersebut digunakan pada lindi dengan tingkat biodegradabilitas tinggi ataupun dengan media yang lebih kompleks.



Gambar 3.31 *Cyperus haspan* dan rumput payung (*Cyperus alternifolius*)

Sumber: IFAS (2017); Chen et al. (2008)

3.7.2 Penurunan Kandungan Organik Lindi Muda dan Stabil

Kandungan organik didalam lindi umumnya diukur sebagai BOD₅ dan COD. Chiemchaisri et al. (2009), melakukan penelitian terhadap pengaruh lindi dari *landfill* muda dan *landfill* yang telah

stabil pada sistem HSSF CWs dengan menggunakan tumbuhan *Typha angustifolia* dan pada kondisi HLR yang berbeda (0,01 m/hari, 0,028 m/hari, dan 0,056 m/hari). Hasil penelitian ini menunjukkan adanya perbedaan hasil penurunan kandungan organik dari lindi muda dan lindi stabil (efisiensi penurunan kandungan organik lindi muda lebih besar dibandingkan lindi stabil). Selain itu penurunan terbesar terjadi pada HLR 0,01 m/hari. Perbedaan hasil penurunan kandungan organik dari lindi muda dan lindi stabil dapat dilihat pada Tabel 3.16.

Tabel 3.16 Efisiensi penurunan kandungan organik pada Lindi Muda dan Stabil

Lindi	Satuan	Influen	HLR (0,01 m/hari)	
			Efluen rata-rata (SD)	% Removal
Lindi Muda				
BOD	mg/L	3150	136 (171)	98
COD	mg/L	5850	757 (692)	94
SS	mg/L	320	30 (25)	88
Lindi Stabil				
BOD	mg/L	209	47 (31)	71
COD	mg/L	1613	1489 (529)	58
SS	mg/L	124	40 (15)	56

Sumber: Chiemchaisri et al. (2009)

Pada Tabel 3.16 efisiensi penurunan pada lindi muda terhadap penurunan kandungan organik mencapai 98% dan 94% untuk BOD dan COD yang dicapai pada kondisi HLR 0,01 m/hari. Sedangkan efisiensi penurunan pada lindi yang telah stabil terhadap penurunan kandungan organik menghasilkan efisiensi lebih rendah dibandingkan pada lindi muda dengan penurunan mencapai 71% dan 58% untuk BOD dan COD.

Penurunan efisiensi ini disebabkan adanya kandungan organik yang tidak terurai pada lindi yang telah stabil. Dimana penurunan rasio BOD/COD menyebabkan penurunan terhadap

efisiensi serapan (Klimiuk dan Kulikowska, 2006). Rendahnya rasio BOD/COD pada lindi stabil (BOD/COD $<0,1$) menyebabkan lindi bermutu toksik sehingga tingkat biodegradabilitasnya pun menurun (Mangkoedihardjo dan Samudro, 2010) jika dibandingkan dengan lindi muda dengan nilai BOD/COD $>0,1$ (BOD/COD 0,54), dimana tingkat biodegradabilitasnya tinggi (Chiemchaisri *et al.*, 2009). Selain itu penurunan efisiensi juga disebabkan karena mikroba dari *landfill* muda masih bersifat aktif, sedangkan dengan semakin tua umur *landfill* kemampuan mikroba akan semakin menurun (mikroba sudah tidak aktif). Samudro dan Mangkoedihardjo membagi biodegradabilitas lindi dari rasio BOD/COD menjadi 3 zonasi yakni zona toksik (BOD/COD $<0,1$), zona *biodegradable* (BOD/COD 0,1-1,0), dan zona stabil (BOD/COD menurun kembali namun pada kandungan yang dapat diterima lingkungan). Penelitian dari Sawaittayothin dan Polprasert (2007), juga menunjukkan penurunan BOD dan COD yang tinggi dengan tumbuhan *Typha angustifolia* pada kondisi BOD/COD $>0,1$ dengan sistem SSF CWs, dengan persentase penurunan masing-masing mencapai 91% dan 81,6% pada HRT 8 hari dari konsentrasi awal BOD 130 mg/L dan COD 385 mg/L.

Menurut Samudro dan Mangkoedihardjo (2010), konsentrasi awal BOD dan COD menentukan tingkat biodegradabilitas lindi. Konsentrasi BOD dan COD tinggi menyebabkan biodegradabilitas lindi yang sangat rendah sehingga mikroorganisme sukar menguraikan bahan organik pada lindi. Keberadaan tumbuhan dapat meningkatkan biodegradabilitas lindi dengan memecah rantai karbon menjadi lebih biodegradabel melalui peningkatan sumber karbon. Rasio BOD/COD dibagi menjadi 3 zona yakni:

1. Zona toksik, merupakan zona dimana batas bahan organik yang berpotensi menimbulkan efek buruk terhadap organisme hidup seperti tumbuhan, mikroba, dan hewan air. Batas rasio BOD/COD pada zona ini adalah 0,1.
2. Zona biodegradabel, merupakan zona dimana batas bahan organik yang dapat didekomposisi oleh mikroba. Batas rasio BOD/COD pada zona ini adalah 0,1-1,0.
3. Zona aman atau stabil, merupakan zona dimana batas bahan organik dapat dibuang dengan aman ke lingkungan. Pada zona ini bahan organik dapat didekomposisi secara lambat dengan batas rasio BOD/COD adalah 0,1.

Penurunan BOD dan COD yang tinggi juga terjadi bersamaan dengan penurunan *suspended solid* karena kandungan organik dapat diturunkan melalui dekomposisi mikroorganisme aerobik dan anaerobik dan secara fisik dimana mekanisme penurunan utamanya adalah sedimentasi dan filtrasi *suspended solid* oleh media, serapan tumbuhan, dan degradasi secara biologis zat organik dengan pertumbuhan mikroorganisme yang melekat (Chiemchaisri *et al.*, 2009; Khapre 2015). Penurunan BOD terjadi dengan cepat melalui pengendapan partikel pada celah atau rongga media. Selain itu sBOD diturunkan dengan pertumbuhan mikroba pada permukaan media dan mikroba yang melekat pada akar dan rimpang tumbuhan yang menembus media. Temperatur pada kondisi tropis juga dapat menciptakan reaksi biologis terjadi lebih cepat (Tanaka *et al.*, 2011).

Penelitian dari Ujang *et al.* (2005), juga menunjukkan hasil yang koheren terhadap penurunan BOD, COD, dan TSS. Penelitian dilakukan pada sistem SSF CWs dengan reaktor yang digunakan terdiri dari reaktor tanpa tumbuhan dan dengan tumbuhan (*Scirpus globulosus* dan *Eriocaulon sexangulare*). Hasil penelitian ini menunjukkan penurunan secara signifikan hingga >85% setelah 18 hari pengamatan pada konsentrasi awal BOD, COD, dan TSS masing-masing 950 mg/L, 350 mg/L, dan 300 mg/L. Penurunan BOD, COD, dan TSS pada reaktor dengan tumbuhan memberikan penurunan yang lebih besar dibandingkan reaktor kontrol. Hal ini terjadi karena dengan adanya tumbuhan kontaminan yang dapat diserap akan lebih banyak karena adanya pelepasan oksigen oleh tumbuhan. Penurunan terbesar terjadi pada reaktor dengan tumbuhan *Eriocaulon sexangulare*. Hal ini terjadi karena akar memiliki peran penting terhadap penyerapan kontaminan. Perbedaan akar dari kedua tumbuhan tersebut, dimana akar dari tumbuhan *Eriocaulon sexangulare* lebih dalam dan lebih panjang dibandingkan akar *Scirpus globulosus*. Akar yang lebih panjang bersifat menyehatkan terhadap tumbuhan dalam penyerapan kontaminan dan memungkinkan transfer oksigen yang lebih baik dengan luas permukaan yang lebih besar sehingga mikroorganisme dapat hidup karena adanya pelepasan oksigen oleh akar sehingga memberikan hasil penurunan yang lebih baik.

Pengaruh adanya tumbuhan terhadap penurunan BOD dan COD juga diuji oleh Ariany T dkk (2014). Hasil penelitian ini menunjukkan penurunan BOD dan COD lebih tinggi pada reaktor dengan tumbuhan. Penurunan BOD dan COD oleh tumbuhan *Typha angustifolia* pada sistem VSSF CWs mencapai 94,6% dan COD mencapai 94,54% dari konsentrasi awal masing-masing 141,21 mg/L dan 661,65 mg/L dengan jumlah tumbuhan 3. Hal ini menunjukkan bahwa adanya tumbuhan memberikan pengaruh terhadap penurunan BOD dan COD. Karena dengan adanya tumbuhan, jumlah oksigen yang tersedia dalam media jauh lebih besar, sehingga dapat mendukung pertumbuhan mikroba. Selain itu reaktor dengan adanya tumbuhan memiliki porositas media yang lebih besar karena pengaruh akar tumbuhan.

Secara keseluruhan, dapat disimpulkan bahwa konsentrasi awal BOD dan COD menentukan tingkat biodegradabilitas lindi. Penurunan rasio BOD/COD menyebabkan penurunan efisiensi serapan oleh tumbuhan. Disebabkan mutu lindi bersifat toksik dengan nilai BOD/COD yang sangat rendah ($<0,1$). Penurunan kandungan organik diturunkan melalui proses fisik dan biologis yakni dari aktivitas mikroorganisme dan melalui proses pengendapan oleh media, serta serapan tumbuhan. Adanya tumbuhan pada sistem *constructed wetland* memberikan pengaruh yang baik terhadap penurunan kandungan organik dibandingkan pada sistem tanpa tumbuhan. Selain itu bentuk akar yang lebih serabut memberikan penurunan yang lebih tinggi terhadap penurunan kandungan organik dan *suspended solid*. Hal ini terjadi pada tumbuhan *Eriocaulon sexangulare* yang memiliki akar lebih dalam dan lebih panjang dibandingkan akar *Scirpus globulosus* memungkinkan transfer oksigen yang lebih baik dengan luas permukaan yang lebih besar sehingga mikroorganisme dapat hidup karena adanya pelepasan oksigen oleh akar sehingga memberikan hasil penurunan yang lebih baik. Tumbuhan yang direkomendasikan terhadap penurunan kandungan organik adalah *Eriocaulon sexangulare* dan *Typha angustifolia* (Gambar 3.32).



Gambar 3.32 *Eriocaulon sexangulare* (a) dan *Typha angustifolia* (b)
 Sumber: EOL (2007) dan INHS (2017)

3.7.2 Penurunan Warna

Salah satu permasalahan dari lindi adalah warna lindi yang sangat pekat dan bau busuk karena adanya asam organik yang berasal dari tingginya bahan organik. Warna lindi mulai dari warna oranye, coklat, coklat tua, hingga hitam (Bhalla *et al.*, 2012; Shi dan Zou, 2011). Warna air lindi menggambarkan besarnya konsentrasi bahan organik pada lindi. Semakin pekat warna lindi maka semakin tinggi kandungan bahan organik didalamnya (diukur sebagai COD) yang menandakan rendahnya rasio BOD₅/COD, kekeruhan, dan *suspended solid* (Renou *et al.*, 2008; Kurniawan *et al.*, 2006; Aziz *et al.*, 2007). Sehingga intensitas warna dipengaruhi oleh rasio BOD₅/COD. Dimana apabila rasio BOD₅/COD <0,1, menandakan intensitas warna yang tinggi dan lindi dikategorikan lindi stabil yang berasal dari *landfill* tua.

Selain itu warna coklat gelap lindi juga disebabkan oleh oksidasi Fe dari Fe²⁺ menjadi Fe³⁺ dan pembentukan koloid besi hidroksida (Fe(OH)₃) dan kompleks dengan zat fulvat/humat (Nagarajan *et al.*, 2012). Sehingga intensitas warna juga dapat disebabkan karena tingginya kandungan Fe pada lindi (umumnya lindi berwarna coklat kemerahan).

Umumnya lindi yang dihasilkan dari TPA lama dengan tingkat biodegradabilitas rendah menghasilkan lindi yang telah stabil. Dimana lindi dari TPA lama mengandung bahan organik tinggi seperti senyawa humat dan fluvic, yang ditunjukkan dengan warna lindi. Zat humat ini merupakan bahan organik alami yang terdiri dari struktur kompleks dari asam organik terpolimerisasi, asam karboksilat, dan karbohidrat (Bhalla *et al.*, 2012).

Menurut Aziz *et al.* (2007), intensitas warna pada *landfill* muda adalah pada rentang 2430-8180 Pt-Co. Sedangkan pada *landfill* tua intensitas warna meningkat yakni pada rentang 8700-9250 Pt-Co (Azmi *et al.*, 2015), 7200-9200 Pt-Co (Papastavrou *et al.*, 2009).

Mojiri *et al.* (2016), menggunakan tumbuhan *Typha domingensis* pada sistem VSSF CWs dengan adanya suplai oksigen dan media Zeliac dan Zeolit. Air limbah yang digunakan adalah limbah campuran lindi dan air limbah domestik dengan setiap percobaan menggunakan perbandingan konsentrasi yang berbeda. Intensitas warna awal adalah 1817 Pt-Co dengan nilai BOD₅ dan COD masing-masing 461 mg/L dan 2301 mg/L. Nilai BOD₅ dan COD tersebut memberikan nilai rasio BOD₅/COD 0,2. Dari hasil penelitian ini didapatkan bahwa penurunan warna paling optimum dari konsentrasi awal 1817 Pt-Co adalah:

1. Konsentrasi lindi 20% dengan waktu kontak 42 jam (persentase penurunan 90,66%)
2. Konsentrasi lindi 50% dengan waktu kontak 42 jam (persentase penurunan 71,93%)
3. Konsentrasi lindi 80% dengan waktu kontak 42 jam (persentase penurunan 68,92%)

Dari hasil penelitian ini menunjukkan bahwa waktu kontak optimum terjadi pada waktu kontak 42 jam. Konsentrasi lindi berbanding terbalik dengan persentase penurunan warna, dimana semakin besar konsentrasi lindi persentase penurunan warna semakin menurun. Penurunan yang tinggi pada penelitian ini disebabkan karena adanya pengenceran dengan limbah domestik, sehingga warna lindi tidak terlalu pekat. Hal ini ditunjukkan dengan waktu kontak hanya 42 jam (tidak sampai 2 hari). Selain itu waktu kontak yang lebih lama menghasilkan efisiensi penurunan warna yang lebih besar.

Hasil penelitian tersebut koheren dengan penelitian dari Akinbile *et al.* (2012), dengan menggunakan tumbuhan *Cyperus haspan* pada sistem VSSF CWs. Tumbuhan ini mampu menurunkan warna dari intensitas 3360 Pt-Co menjadi 451 Pt-Co (persentase penurunan sebesar 86,6%) setelah 21 hari dengan penurunan terjadi secara signifikan. Pada penelitian ini nilai BOD₅ dan COD masing-masing 686 mg/L dan 923,44 mg/L sehingga rasio BOD₅/COD sebesar 0,74. Dari kedua penelitian ini

menunjukkan bahwa penurunan intensitas warna dari lindi dengan rasio BOD₅/COD lebih tinggi (>0,1) menghasilkan penurunan yang lebih besar karena lindi lebih mudah terdegradasi. Selain itu nilai BOD₅/COD >0,1 menunjukkan bahwa lindi berasal dari *landfill* muda.

Selain itu penelitian dari Sawaitayothin dan Polprasert (2007), dengan menggunakan tumbuhan *Typha angustifolia* pada sistem SSF CWs. Penelitian ini juga menggunakan variasi konsentrasi dan HRT. Penelitian ini menunjukkan hasil yang kurang baik terhadap penurunan warna. Dimana penurunan warna optimal dari *Typha angustifolia* hanya sebesar 45% dari intensitas warna awal 137 ADMI menjadi 76 ADMI (1 ADMI = 1 Pt-Co) pada HRT 8 hari. Nilai BOD₅ dan COD masing-masing 987 mg/L dan 3761 mg/L sehingga rasio BOD₅/COD sebesar 0,26. Hasil penelitian ini menunjukkan bahwa *Typha angustifolia* kurang baik dalam penurunan warna meskipun rasio BOD₅/COD >0,1 dan intensitas warna hanya 137 Pt-Co.

Untuk meningkatkan efektifitas penurunan warna dari *constructed wetland*, maka diperlukan pengolahan *pre-treatment* sebelum lindi memasuki *constructed wetland*. Beberapa *pre-treatment* yang dapat dilakukan untuk pengolahan warna adalah proses fenton (Yilmaz *et al.*, 2010), ozonasi (Asaithambi *et al.*, 2017), pengolahan elektro-kimia, *reverse osmosis* (RO) (Jager *et al.*, 2014), koagulasi-flokulasi (Aziz *et al.*, 2007; Akinbile *et al.*, 2012; Long *et al.*, 2017), presipitasi kimia, adsorpsi dengan granular *activated carbon* (Rojviroon *et al.*, 2015; Papastavrou *et al.*, 2009), proses fotokatalitik (Azmi *et al.*, 2015), filtrasi membran, *ion exchange*, adsorpsi, dan pengolahan secara biologis (Ghani *et al.*, 2017; Aziz *et al.*, 2007). Dari beberapa *pre-treatment* tersebut, *pre-treatment* yang direkomendasikan untuk pengolahan warna lindi adalah sebagai proses koagulasi-flokulasi dan proses fenton.

1. Koagulasi-Flokulasi

Koagulasi flokulasi merupakan proses yang efektif terhadap penurunan kandungan organik tinggi dan juga warna (Akinbile *et al.*, 2012). Koagulan yang dapat digunakan adalah FeCl₃. Dimana koagulan ini memiliki efisiensi penurunan warna lebih tinggi dibandingkan koagulan alum, Fe₂(SO₄)₃, dan FeSO₄ karena dengan dosis lebih sedikit memiliki efisiensi penurunan hampir sama dengan koagulan lain (penurunan mencapai 76% dari

konsentrasi warna 7050 Pt-Co dengan dosis koagulan 800 mg/L (Aziz *et al.*, 2007). Keefektifan FeCl_3 juga telah dibuktikan oleh Long *et al.* (2017) dibandingkan koagulan lain. Selain itu dengan penambahan 0,2 gram ZnO mampu menurunkan warna lindi hingga 90,1% dari konsentrasi awal 2230 Pt-Co dalam waktu 60 menit dan warna lindi telah menjadi kuning terang (Makhtar *et al.*, 2011).

2. Proses Fenton

Proses fenton merupakan proses yang terdiri dari dua komponen yakni katalis kimia dan oksidan kimia. Fe^{2+} atau Fe^{3+} berperan sebagai katalis dan H_2O_2 berperan sebagai agen pengoksidasi. Keduanya umum digunakan pada proses fenton. Proses fenton umumnya digunakan sebagai *pre-treatment* atau *post treatment* dari pengolahan lindi (Mohajeri *et al.*, 2010). Proses fenton sangat baik dalam penurunan konsentrasi COD lindi dari *landfill* tua. Karena proses ini mampu meningkatkan tingkat biodegradabilitas lindi (rasio BOD_5/COD). Penelitian untuk lindi dari *landfill* muda juga telah dilakukan penelitian bahwa metode ini sangat baik dalam penurunan warna dan COD. Efisiensi penurunan warna mencapai 88% dari konsentrasi awal warna sebesar 3510 Pt-Co, dan rasio BOD_5/COD meningkat dari 0,58 menjadi 0,64 (Yilmaz *et al.*, 2010).

3. Adsorpsi

Adsorpsi merupakan proses pengolahan lindi secara fisik-kimia. Metode ini sangat dianjurkan untuk pengolahan lindi dari *landfill* tua, dimana tingkat biodegradabilitas lindi sangat rendah. Adsorpsi dengan menggunakan *Activated Carbon* (AC) merupakan metode yang paling banyak digunakan, karena *activated carbon* terbukti sangat efektif terhadap penurunan kandungan organik pada lindi (Azmi *et al.*, 2015). Proses ini bisa dikombinasikan dengan proses koagulasi, dimana telah diteliti oleh Papastavrou *et al.* (2009). Hasil penelitian ini menunjukkan penurunan COD dari proses koagulasi dengan Al^{3+} sebesar 50% dari konsentrasi sekitar 1000 mg/L menjadi 500 mg/L dan kemudian dilanjutkan proses adsorpsi dengan *activated carbon* dengan penurunan mencapai 90% dari intensitas awal 2000 Pt-Co menjadi 300 Pt-Co. Dari kedua metode ini didapatkan hasil pengolahan rata-rata sekitar 80%. Kombinasi proses adsorpsi juga telah dilakukan oleh Güneş (2014), dengan mengkombinasikan

proses koagulasi-flokulasi dan adsorpsi dengan campuran *granular activated carbon* (GAC) dengan tingkat penurunan warna mencapai 77-91%.

Selain itu penelitian lain dari Azmi *et al.* (2015), menggunakan ampas tebu sebagai pengganti dari *activated carbon*, penurunan warna mencapai 87,3% dari konsentrasi awal 8960 Pt-Co, dan penurunan COD mencapai 77,8% dari konsentrasi 2740 mg/L. Penggunaan ampas tebu ini merupakan salah satu alternatif dalam proses adsorpsi dimana untuk menekan tingginya biaya dengan *activated carbon*. Selain ampas tebu, beberapa adsorben yang telah banyak digunakan pengganti *activated carbon* adalah tongkol jagung, serbuk gergaji rotan, dan sabut kelapa.

Secara keseluruhan, dapat disimpulkan bahwa warna lindi dipengaruhi oleh tingginya kandungan organik di dalam lindi (diukur sebagai COD) dan tingginya kandungan Fe. Nilai COD yang tinggi akan menghasilkan rasio BOD₅/COD yang rendah (<0,1). Dimana semakin rendah rasio BOD₅/COD menghasilkan intensitas warna lindi yang semakin pekat, dan juga semakin tinggi kandungan Fe menyebabkan tingginya intensitas warna lindi. Sehingga intensitas warna lindi dipengaruhi dari kedua hal tersebut.

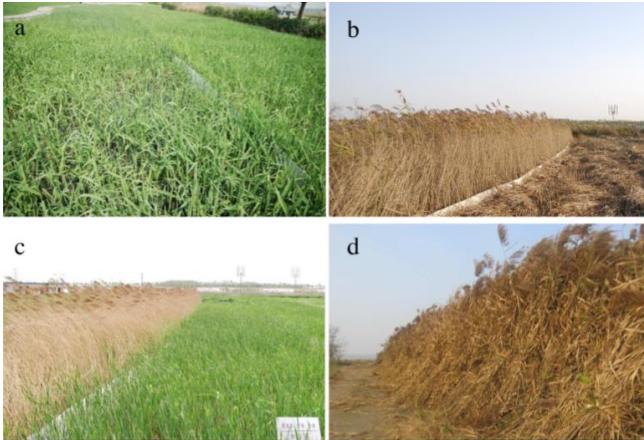
Rendahnya rasio BOD₅/COD menunjukkan bahwa lindi dikategorikan sebagai lindi stabil yang berasal dari *landfill* tua (tingkat biodegradasi lindi sangat rendah). Sehingga lindi dari *landfill* tua memiliki warna yang semakin pekat (coklat tua hingga hitam). Untuk meningkatkan kualitas hasil pengolahan, dapat digunakan *pre-treatment* sebelum lindi masuk ke dalam *constructed wetland*. Beberapa *Pre-treatment* yang direkomendasikan terhadap penurunan warna adalah proses koagulasi-flokulasi, proses fenton, dan proses adsorpsi. Ketiga metode tersebut dapat digunakan sebagai alternatif *pre-treatment* kandungan organik (termasuk warna) dengan rata-rata efisiensi penurunan mencapai >75% pada rentang intensitas warna 2000-7050 Pt-Co.

Hasil dari beberapa penelitian terhadap penurunan warna dengan tumbuhan air menunjukkan bahwa waktu kontak yang lebih lama menghasilkan penurunan warna yang lebih baik, karena durasi kontak antara mikroba dengan polutan dalam *constructed wetland* yang lebih lama dapat menghasilkan efisiensi penurunan

yang lebih besar. Selain itu tumbuhan *Cyperus haspan* lebih efektif terhadap penurunan warna dibandingkan *Typha domingensis* dan *Typha angustifolia* karena *Cyperus haspan* mampu menurunkan warna hingga 86,6% pada konsentrasi hingga 3360 Pt-Co. *Cyperus haspan* juga merupakan jenis tumbuhan air yang tumbuh baik di daerah tropis. Sehingga tumbuhan ini dapat direkomendasikan dalam penurunan warna lindi dengan menggunakan sistem lahan basah buatan.

3.9 Plant Harvesting

Tumbuhan memiliki peran penting baik langsung maupun tidak langsung dalam penurunan nutrisi dalam *wetland* (Zheng *et al.*, 2015). Salah satu strategi untuk meningkatkan pertumbuhan tumbuhan dan kinerja *constructed wetland* adalah dengan pemanenan tahunan (*annual harvesting*) dan pemanenan berganda (*multiple harvesting*). Namun manfaat nyata dari *plant harvesting* untuk penurunan konsentrasi nutrisi atau pengembangan biomassa tumbuhan masih menjadi isu kontroversial. Sedangkan beberapa studi telah menunjukkan bahwa serapan oleh tumbuhan secara pasti dikeluarkan dari *constructed wetland* dengan *harvesting* ke bagian tumbuhan di atas tanah sebelum tumbuhan mengalami penuaan dan kerusakan (Vymazal *et al.*, 2010; Zheng *et al.*, 2015). Bagian tumbuhan di atas tanah biasanya dipanen untuk menghilangkan polutan yang diserap di jaringan tumbuhan. Pemanenan dapat dilakukan pada bagian tunas ataupun pada bagian akar dan tunas (Yang *et al.*, 2016). Contoh *plant harvesting* dari tumbuhan *Phragmites australis* dapat dilihat pada Gambar 3.33.



Gambar 3.33 Gambaran skema *plant harvesting* di sistem FWS *constructed wetland*

Keterangan: (a) sebelum dipanen, (b) pemanenan, (c) pertumbuhan kembali setelah panen, (d) tumbuhan yang dipanen

Sumber: Zheng *et al.* (2015)

Zheng *et al.* (2015), *annual harvesting* pada tahun pertama antara *wetland* yang dilakukan *harvesting* dan tidak dilakukan *harvesting* menunjukkan tidak adanya perbedaan terhadap tingkat penurunan nutrisi. Namun pada tahun kedua setelah pertumbuhan kembali tumbuhan setelah dipanen, jumlah nutrisi yang diturunkan mengalami peningkatan. Hal ini menandakan bahwa *harvesting* di bagian akhir (setelah pertumbuhan kembali tumbuhan) dapat mendorong serapan nutrisi oleh tumbuhan. Selain itu juga meningkatkan biomassa di bagian bawah tumbuhan dan menstimulasi aktifitas mikroba didalam *wetland*. Oleh karena itu, pada tahap setelah pertumbuhan kembali tumbuhan, *wetland* yang dilakukan *harvesting* memiliki tingkat penurunan nutrisi lebih besar dibandingkan *wetland* yang tidak dilakukan *harvesting*. Namun peningkatan yang terjadi tidak jauh berbeda dari *wetland* yang tidak dilakukan *harvesting*. Selain itu efek yang kecil terhadap konsentrasi nutrisi didalam jaringan tumbuhan, namun secara signifikan berpengaruh terhadap produksi biomassa.

Plant harvesting yang dilakukan secara rutin untuk meningkatkan pengolahan dan mengurangi tersedianya sumber

karbon yang diperlukan untuk denitrifikasi dapat bersifat tidak praktis karena layunya tumbuhan bisa jadi disebabkan karena efek termoregulasi musim. Namun studi tentang efek termoregulasi dan persaingan antar tumbuhan dan tumbuhan yang layu dalam *constructed wetland* masih sangat langka. Pertumbuhan kembali tumbuhan menunjukkan perbedaan yang nyata dalam praktek manajemen tumbuhan, dimana serapan nutrisi dan tingkat pertumbuhan yang lebih tinggi adalah pada vegetasi muda. Sehingga penting untuk menentukan strategi pengelolaan tumbuhan agar tidak mempengaruhi regenerasi tumbuhan maupun serapan terhadap nutrisi (Zheng *et al.*, 2015).

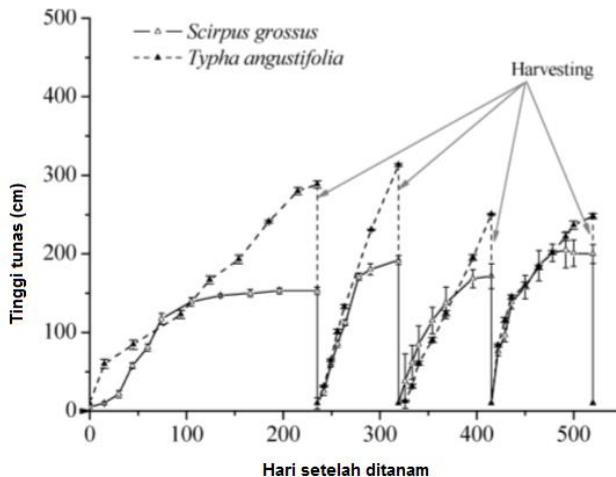
Contoh *plant harvesting* terhadap tumbuhan *Typha domingensis* dilakukan setiap tiga bulan sekali dengan memotong batang tumbuhan sekitar 50 cm di atas permukaan air *subsurface flow constructed wetland*. Sekitar 50% dari tumbuhan *Typha domingensis* dilakukan panen secara berkala untuk mempertahankan kinerja dari *constructed wetland*. Selanjutnya tumbuhan yang telah dipanen dilakukan analisis terhadap produksi biomassa yang dihasilkan (Sawattayothin dan Polprasert, 2007).

Plant harvesting dapat meningkatkan efisiensi removal N di dalam *constructed wetland* terutama untuk sistem dengan beban yang tidak terlalu besar. Jumlah nitrogen yang dapat diturunkan dengan sistem *harvesting* berkisar antara 0,27 dan 0,68 g/m²/hari, bahkan penurunan N mencapai 120 kg/ha pada akhir periode musim panas. Hal ini disebabkan pertumbuhan yang cepat dari tumbuhan terkait dengan serapan hara dalam kondisi yang lebih hangat. Selain itu *plant harvesting* juga dapat membuat dampak negatif terhadap populasi biomassa yang melekat pada akar tumbuhan, sehingga dapat mengurangi kinerja *constructed wetland* (Saeed dan Sun, 2012).

Pengulangan panen (*multiple harvest*) telah disarankan karena dapat meningkatkan jumlah nutrisi yang dapat diturunkan dari air limbah di *constructed wetland*. Salah satu tumbuhan yang dapat dilakukan *multiple harvest* adalah *Phalaris arundinacea*. Tumbuhan ini memiliki pertumbuhan yang cepat dan toleran terhadap konsentrasi tinggi nutrisi dan senyawa organik. *Phalaris arundinacea* memungkinkan untuk dipanen beberapa kali selama satu tahun (Vymazal *et al.*, 2010). Selain itu kemungkinan pengulangan *plant harvesting* pada tumbuhan *Phalaris*

arundinacea selama musim tanam dapat meningkatkan jumlah logam berat yang dapat dilepas (misal Zn atau Cd), namun terdapat beberapa logam berat dengan penurunan konsentrasi lebih tinggi hanya dengan satu kali *harvesting* (Vymazal dan Březinová, 2016). Pemanenan tumbuhan secara berkala juga dapat mengoptimalkan potensi penurunan nutrien. Namun ada juga penelitian yang menunjukkan bahwa pemanenan tumbuhan secara berkala dari sistem *constructed wetland* belum berhasil dalam aplikasi skala penuh karena biaya yang tinggi dan keberlanjutan rendah. Selain itu serapan nitrogen ke dalam biomassa tumbuhan pada proses *harvesting* hanya dapat menurunkan 5-10% nitrogen. (Lee *et al*, 2009).

Jinadasa *et al.* (2008), tumbuhan yang memungkinkan untuk dapat dilakukan *multiple harvesting* adalah *Scirpus grossus* dan *Typha angustifolia*. Perubahan tinggi tunas tumbuhan *Scirpus grossus* dan *Typha angustifolia* setelah dilakukan *harvesting* dapat dilihat pada Gambar 3.34.



Gambar 3.34 Perubahan tinggi tunas *Scirpus grossus* dan *Typha angustifolia* setelah empat kali *harvesting*
 Sumber: Jinadasa *et al.* (2008)

Gambar 3.23 menunjukkan bahwa variasi tinggi tunas berhubungan dengan sistem operasi. Kedua spesies menunjukkan

pola pertumbuhan yang berbeda dimana *Scirpus grossus* membutuhkan waktu sekitar 5 bulan pada pertumbuhan awal, sedangkan *Typha angustifolia* membutuhkan sekitar 8 bulan untuk pertumbuhan awal. Hal ini menunjukkan *Scirpus grossus* memiliki pertumbuhan yang lebih cepat dibandingkan *Typha angustifolia*. Selanjutnya panen kedua dari kedua spesies ini membutuhkan waktu yang lebih cepat yakni sekitar 3 bulan untuk mencapai tinggi maksimum dan dilakukan pemanenan kembali, panen ketiga dilakukan 3 bulan setelah penanaman, dan panen keempat dilakukan 3 bulan setelah pemanenan. Tinggi maksimum tunas pada saat panen adalah 180 ± 23 cm untuk *Scirpus grossus* dan 275 ± 31 cm untuk *Typha angustifolia*. Pertumbuhan tunas mencapai pertumbuhan maksimal *Scirpus grossus* sekitar 5 bulan setelah penanaman dan 8 bulan untuk *Typha angustifolia*. Hal ini menunjukkan bahwa tumbuhan *Scirpus grossus* mampu mencapai produktivitas maksimal yang lebih cepat dibandingkan *Typha angustifolia* dan mengindikasikan produktivitas biomassa yang lebih tinggi setelah panen berulang. Kedua tumbuhan ini dapat dilakukan *harvesting* lebih dari satu kali karena pertumbuhan kembali keduanya setelah *harvesting* masih menunjukkan pertumbuhan yang baik. Kemampuan dari kedua spesies ini telah dilakukan di Jepang dimana *harvesting* terhadap tumbuhan *Typha angustifolia* dilakukan dengan frekuensi satu kali *harvesting* selama satu tahun. Sedangkan *Scirpus grossus* dilakukan 3-4 kali *harvesting* di Sri Lanka.

Sehingga dapat disimpulkan bahwa keberhasilan awal pertumbuhan di *constructed wetland* merupakan faktor penting terhadap keberhasilan pertumbuhan selanjutnya (Jinadasa *et al.*, 2008). Karena setelah dilakukan pemanenan, tumbuhan menyimpan energi di bagian akar untuk regenerasi tunas. Pertumbuhan kembali tumbuhan setelah dilakukan *harvesting* tergantung dari cadangan energi di bagian akar (Pal *et al.*, 2015). Selain itu *harvesting* dapat dilakukan ketika tumbuhan telah berada pada siklus akhir tumbuhnya, dimana waktu *harvesting* dapat dilakukan dengan menyesuaikan pada masa hidup setiap spesies. Spesies tumbuhan yang baik untuk dilakukan *harvesting* sebaiknya adalah tumbuhan yang memiliki pertumbuhan yang cepat (Osorio *et al.*, 2017). Karena pertumbuhan yang cepat menunjukkan bahwa tumbuhan tersebut memiliki kemampuan

yang lebih cepat untuk mencapai produktivitas maksimal dalam penyerapan polutan.

Penerapan *plant harvesting* sendiri dapat dilakukan secara *annual harvesting* dan *multiple harvesting*. Pemilihan metode *harvesting* bisa dipertimbangkan berdasarkan kemudahan operasi, peralatan, ketersediaan orang, biaya, dan manfaat dari hasil *harvesting*. Seperti pada *multiple harvesting*, dimana kemudahan operasi dibandingkan *annual harvesting* akan lebih rumit karena *harvesting* dilakukan secara berkala.

BAB 4 STUDI KASUS

4.1 Pengolahan Lindi dengan Salinitas Tinggi di TPA Benowo

TPA Benowo merupakan TPA yang melayani pembuangan sampah untuk seluruh wilayah Kota Surabaya. TPA Benowo terletak di kawasan Surabaya Barat di Kelurahan Romo Kalisari, Kecamatan Benowo, dan berbatasan dengan Kabupaten Gresik. Batas wilayah TPA Benowo adalah sebagai berikut:

Utara	: Kabupaten Gresik
Timur	: Kabupaten Gresik
Selatan	: Kelurahan Pakal dan Babat Jerawat
Barat	: Kelurahan Tambak Dono

Menurut Sarbidi (2008), fasilitas yang tersedia di TPA Benowo seperti jembatan timbang dan kantor operator timbang, IPL, kantor operasional TPA, kompleks kantor IPL dan laboratorium, garasi alat berat, rumah kompos, rumah panel listrik, dan sumur pantau. TPA ini terletak pada elevasi 0-3 m diatas permukaan laut dengan intrusi air laut yang terjadi pada kedalaman 1-2,5 m. TPA Benowo telah beroperasi dari tahun 2001 (termasuk TPA tua) dengan luas lahan TPA sekitar 37,4 Ha (termasuk lahan untuk perluasan) dan sampah yang diterima sekitar 6064 ton per hari (Kawai *et al.*, 2012; Sarbidi, 2008). Pengelolaan sampah di TPA Benowo dilakukan dengan menggunakan sistem *controlled landfill* dengan penutupan tanah di sel tidak dilakukan harian (dilakukan saat timbunan sampah penuh) sehingga timbunan sampah yang dibiarkan terbuka menimbulkan bau dan juga mengakibatkan lindi tidak sepenuhnya masuk ke kolam pengolahan lindi (sebagian lindi merembes ke dalam tanah maupun mengalir di permukaan tanah). Selain itu lokasi TPA yang dekat tambak garam menyebabkan air tanah mengandung garam tinggi akibat hasil dari infiltrasi air laut. Sehingga memungkinkan garam terlarut dan terakumulasi ke dalam air tanah dan menyebar ke dalam lindi selama periode musim hujan (Auvaria dkk, 2013; Kristiyaningsih dan Sudarmaji, 2008).

Instalasi Pengolahan Lindi (IPL) di TPA Benowo terbagi menjadi 2 unit utama. IPL pertama merupakan pengolahan secara fisik-kimia. Unit-unit pada IPL pertama terdiri dari bak prasedimentasi, *flash mix* dan *slow mix*, filter, dan kolam lumpur.

Sedangkan IPL kedua merupakan pengolahan secara biologis. Unit-unit pada IPL kedua terdiri dari bak penampung, bak sedimentasi, *anaerobic baffle reactor* (ABR), *aerated lagoon*, dan karbon aktif. Selain itu pada akhir pengolahan dilengkapi dengan kolam indikator ikan. Lindi yang dihasilkan dari *landfill* ditampung di kolam pengumpul lindi yang dialirkan secara gravitasi. Kemudian lindi dialirkan dengan pompa sentrifugal menuju unit bak pengendap. Selanjutnya lindi dialirkan dengan pompa sentrifugal menuju unit ABR. Setelah unit ABR, lindi diolah pada unit *aerated lagoon*. Lumpur yang dihasilkan pada unit bak pengendap dialirkan ke unit *sludge thickener* yang kemudian dipompa menuju *sludge drying bed* untuk proses pengeringan lumpur (Hidayati, 2011; Meilasari, 2013). Karakteristik lindi dari TPA Benowo dapat dilihat pada Tabel 4.1.

Tabel 4.1 Karakteristik Lindi TPA Benowo Tahun 2011

No	Parameter	Satuan	Hasil Analisis
	A. FISIKA		
1	Temperatur	°C	27
2	Total Disolved Solid (TDS)	mg/L	18840
3	Padatan Tersuspensi (SS)	mg/L	334
	B. KIMIA		
1	pH	-	8.10
2	Barium	mg/L Ba	0.78
3	Besi	mg/L Fe	0.68
4	Mangan	mg/L Mn	0.00
5	Tembaga	mg/L Cu	0.21
6	Seng	mg/L Zn	1.74
7	Khlorida	mg/L Cl	10300.00
8	Krom Heksavalen	mg/L Cr ⁶⁺	0.00
9	Krom Total	mg/L Cr	0.00
10	Kadmium	mg/L Cd	0.00
11	Raksa	mg/L Hg	-
12	Timbal	mg/L Pb	0.20
13	Arsen	mg/L As	-

No	Parameter	Satuan	Hasil Analisis
14	Timah Putih	mg/L Sn	0.00
15	Selenium	mg/L Se	-
16	Nikel	mg/L Ni	0.04
17	Kobalt	mg/L Co	0.00
18	Sianida	mg/L CN	0.00
19	Sulfida	mg/L S	0.00
20	Fluorida	mg/L F	1.06
21	Sisa Klor Bebas	mg/L Cl ₂	0.00
22	Amoniak Bebas	mg/L NH ₃ -N	217.40
23	Nitrat	mg/L NO ₃ -N	7.58
24	Nitrit	mg/L NO ₂ -N	0.69
25	BOD	mg/L O ₂	3390
26	COD	mg/L O ₂	5840
27	Detergent Anionik	mg/L LAS	1.09
28	Fenol	mg/L	0.00
29	Minyak & Lemak	mg/L	27.00
30	PCB	mg/L	-

Sumber: Data Laboratorium tidak dipublikasikan

Dari Tabel 4.1, karakteristik lindi TPA Benowo mengandung nilai klorida (Cl⁻) tinggi yakni 10300 mg/L. Tingginya konsentrasi klorida dikarenakan lokasi TPA Benowo yang dekat dengan tambak garam menyebabkan air tanah mengandung garam tinggi akibat hasil dari infiltrasi air laut. Sehingga terjadi pelarutan garam pada tanah dan air payau yang bercampur dengan lindi dari hasil pembusukan sampah. Andini (2008), air payau memiliki nilai klorida sebesar 1.000-10.000 mg/L.

Konsentrasi salinitas di dalam air dipengaruhi oleh ion-ion seperti klorida, karbonat, bikarbonat, sulfat, natrium, kalsium, dan magnesium. Kadar salinitas yang berada pada komponen sampah ataupun lindi nilainya tergantung pada kandungan klorida (Cl⁻). Konsentrasi Cl⁻ yang tinggi berpengaruh buruk terhadap proses biologis terutama proses degradasi bahan-bahan organik,

nitrogen, dan fosfor (Nurhayati, 2013). Klorida dapat mempengaruhi proses plasmolisis pada dinding sel mikroorganisme untuk menghadapi masalah osmoregulasi sebagai respon terhadap perubahan osmotik eksternalnya. Sehingga lindi dengan salinitas tinggi menyebabkan mikroorganisme yang digunakan sebagai pengolah lindi secara biologis tidak dapat menguraikan bahan organik sehingga mengakibatkan penurunan efisiensi pada instalasi pengolahan lindi di TPA Benowo (Ni'am dan Warmadewanthi, 2013; Klomjek dan Nitorisavut, 2005; Nurhayati, 2013). Dari permasalahan tersebut, salah satu alternatif pengolahan lindi dengan salinitas tinggi adalah dengan menggunakan pendekatan fitoteknologi dengan tumbuhan sebagai pengolahan lanjutan dari air limbah (*constructed wetland*) (Ni'am dan Warmadewanthi, 2013; Klomjek dan Nitorisavut, 2005).

Hidayati (2011), melakukan penelitian pemanfaatan tumbuhan enceng gondok (*Eichhornia crassipes*) terhadap penurunan polutan pada lindi TPA Benowo. Dari hasil *range finding test*, batas konsentrasi salinitas yang dapat ditoleransi oleh *Eicchorhia crassipes* adalah pada konsentrasi 1961-2536 mg/L. Penelitian dilakukan dalam skala laboratorium dengan variasi salinitas (671 mg/L, 1917 mg/L, 2205 mg/L, dan 2386 mg/L) dari konsentrasi awal salinitas TPA Benowo adalah 6552 mg/L dan luas tutupan enceng gondok yang digunakan (15%, 27%, dan 45%).

Hasil penelitian ini menunjukkan penurunan yang signifikan selama 10 hari terhadap penurunan salinitas, COD, amonium, dan fosfat dengan penurunan terbesar terjadi pada konsentrasi 671 mg/L dan penurunan terendah pada konsentrasi 2386 mg/L. Luas tutupan tumbuhan juga berpengaruh terhadap besar penurunan dimana penurunan terbesar terjadi pada luas tutupan terbesar (tutupan 45%). Penurunan salinitas (24,56% dari konsentrasi 2386 mg/L), COD (42,86% dari konsentrasi 1400 mg/L), fosfat (67,69% dari konsentrasi 6,5 mg/L), dan NH₄-N (71,04% dari konsentrasi 104 mg/L). Hasil penelitian ini menunjukkan bahwa luas tutupan berbanding lurus dengan peningkatan efisiensi penurunan, dan besarnya konsentrasi salinitas mempengaruhi besar penurunan oleh tumbuhan.

Pengaruh konsentrasi salinitas terhadap hasil penurunan oleh tumbuhan juga dibuktikan oleh El-Gendy *et al.* (2005), dimana

salinitas lindi yang disebabkan karena ion klorida dan natrium pada konsentrasi tinggi dapat menghambat pertumbuhan *Eichhornia crassipes*. Konsentrasi optimum klorida dan natrium yang dapat diterima oleh tumbuhan ini masing-masing adalah sekitar 560 mg/L dan 330 mg/L. Batas konsentrasi klorida dan natrium yang dianjurkan untuk pengolahan lindi adalah tidak lebih dari 2000 mg/L untuk klorida dan 1250 mg/L untuk natrium. Pada konsentrasi klorida diatas 3000 mg/L dan natrium 1900 mg/L, efek toksik mulai terlihat kurang dari 8 hari dan tumbuhan mati. Sedangkan pada konsentrasi klorida diatas 5000 mg/L dan natrium diatas 3200 mg/L, sifat toksik pada tumbuhan *Eichhornia crassipes* sudah terlihat dalam waktu 3 hari dan tumbuhan mati.

Ni'am dan Warmadewanthi (2013), menunjukkan hasil yang koheren dimana pada konsentrasi 1900 mg/L *Typha angustifolia* dan *Eichhornia crassipes* memberikan penurunan yang sangat baik terhadap penurunan $\text{NH}_4\text{-N}$ dan $\text{NO}_3\text{-N}$ hingga >93% kecuali salinitas (penurunan hanya sekitar 16,84% pada *Typha angustifolia* dan 10,4% pada *Eichhornia crassipes*). Hal ini menunjukkan kondisi salin dapat menjadi inhibitor terhadap kemampuan serapan tumbuhan. Selain itu *Typha angustifolia* lebih tahan terhadap kondisi salin dibandingkan *Eichhornia crassipes*. Karena *Typha angustifolia* memiliki ukuran akar lebih besar yang dapat meningkatkan pengontrolan penyerapan ion daripada *Eichhornia crassipes* yang memiliki ukuran akar lebih kecil dengan terdapat serabut-serabut halus pada akar.

Konsentrasi salinitas yang melebihi kemampuan serapan tumbuhan dapat mengakibatkan toksik terhadap tumbuhan. Hal ini akan berdampak pada penyerapan nutrisi oleh tumbuhan. Kekurangan nitrogen dapat menyebabkan perubahan pada warna daun menjadi hijau pucat hingga kekuningan pada ujungnya. Kekurangan fosfat pada tumbuhan dapat menyebabkan terhambatnya pembelahan sel untuk pertumbuhan tumbuhan. Akar serabut *Eichhornia crassipes* berperan sebagai media yang mendukung pertumbuhan mikroorganisme untuk menguraikan nutrisi dan bahan organik. Sehingga semakin banyak akar *Eichhornia crassipes*, mikroorganisme dapat tumbuh dengan baik pada akar tersebut. Salinitas yang tinggi menyebabkan terjadinya gangguan tekanan osmotik dan ion pada tumbuhan sehingga dapat menyebabkan perubahan morfologi dan fisiologis. Menurut

Morris (1998), beberapa jenis tumbuhan air dengan rentang salinitas yang bisa diserap dapat dilihat pada Tabel 4.2.

Tabel 4.2 Batas salinitas dari beberapa jenis tumbuhan air

No.	Spesies Tumbuhan Air	Rentang Batas Salinitas (mg/L)	Kelompok
1	<i>Ruppia tuberosa</i>	12.000-160.000	<i>Submerged</i>
2	<i>Ruppia megacarpa</i>	11.000-150.000	<i>Submerged</i>
3	<i>Ruppia polycarpa</i>	3.000-125.000	<i>Submerged</i>
4	* <i>Phragmites australis</i>	9-30.000	<i>Emergent</i>
5	<i>Bolboshoenus caldwellii</i>	700-25.000	<i>Emergent</i>
6	<i>Triglochin procerum</i>	500-10.000	<i>Emergent</i>
7	<i>Crassula helmsii</i>	3.000-10.000	<i>Submerged</i>
8	* <i>Typha angustifolia</i>	0-8.000	<i>Emergent</i>
9	* <i>Typha domingensis</i>	5.000-8.000	<i>Emergent</i>
10	* <i>Lemna minor</i>	3.000-7.000	<i>Free Floating</i>
11	* <i>Potamogeton pectinatus</i>	1.000-6.000	<i>Submerged</i>
12	* <i>Cotula coronopifolia</i>	5.000	<i>Emergent</i>
13	* <i>Azolla filiculoides</i>	280-4.400	<i>Free Floating</i>
14	* <i>Myriophyllum sp.</i>	3.000-4.000	<i>Submerged</i>
15	* <i>Ruppia maritima</i>	500-3.000	<i>Submerged</i>
16	* <i>Typha sp.</i>	280-2.200	<i>Emergent</i>
17	* <i>Azolla sp.</i>	700	<i>Free Floating</i>
18	* <i>Vallisneria spiralis</i>	280-700	<i>Submerged</i>
19	<i>Schoenoplectus validus</i>	280-700	<i>Emergent</i>
20	* <i>Ceratophyllum demersum</i>	280	<i>Submerged</i>

* Tersebar di Benua Asia

Sumber: Morris (1998)

Penurunan efisiensi oleh tumbuhan disebabkan karena salinitas menjadi faktor stress yang berdampak buruk bagi

tumbuhan, yaitu melalui penurunan potensial air pada akar dimana tingginya salinitas di luar akar membuat akar lebih sulit menyerap air, toksisitas ion karena penyerapan Na^+ atau Cl^- yang berlebihan dalam sel tumbuhan sehingga menghambat proses enzimatik, dan ketidakseimbangan ion nutrisi. Efek ini dapat mengganggu fungsi fisiologis dan biokimia dari sel dan akhirnya mengarah ke kematian sel.

Sehingga pada studi kasus ini tumbuhan yang direkomendasikan untuk pengolahan limbah di TPA Benowo adalah lempang (*Typha angustifolia*), rumput bebek (*Lemna minor*), dan enceng gondok (*Eichhornia crassipes*). Beberapa hal yang dipertimbangkan dari rekomendasi ini adalah sebagai berikut:

1. Rentang batas salinitas
2. Tersebar di Benua Asia, terutama di Indonesia
3. Tingkat pertumbuhan cepat
4. Tumbuhan *emergent* (*Typha angustifolia*) dapat digunakan untuk remediasi limbah yang telah mencemari tanah di sekitar area *landfill*.
5. Kemampuan penurunan terhadap parameter lain (Tabel 4.3)

Tabel 4.3 Rekomendasi Tumbuhan air untuk TPA Benowo

Tumbuhan Air	Klasifikasi	Keterangan
Rumput bebek (<i>Lemna minor</i>) (Zhuang, 2017) 	<i>Free floating plant</i>	Menunjukkan efisiensi lebih dari 50% terhadap penurunan logam berat Mn, Pb, Ni, Cu, Cr, dan Cd (Liu <i>et al.</i> , 2007; Wojciechowska dan Waara, 2011). Salinitas hingga 7000 mg/L

Tumbuhan Air	Klasifikasi	Keterangan
<p>Lembang (<i>Typha angustifolia</i>) (INHS, 2017)</p> 	<p><i>Emergent plant</i></p>	<p>penurunan BOD dan COD >90% (Sawaitayothin dan Polprasert, 2007; Ariany T dkk, 2014), N dan P >90% (Sawaitayothin dan Polprasert, 2007), dan batas salinitas hingga 8000 mg/L</p>
<p>Enceng gondok (<i>Eichhornia crassipes</i>) (IFAS, 2017)</p> 	<p><i>Free floating leaved plant</i></p>	<p>Penurunan logam berat (Ni, Zn, Cr, dan Cd), TSS, TDS, dan kandungan organik (Verma <i>et al.</i>, 2015; Kamarudzaman <i>et al.</i>, 2014, Lestari dkk, 2011; Amalina, 2006), salinitas hingga 3000 mg/L</p>

Dari ketiga tumbuhan tersebut diperlukan penelitian lebih lanjut jika dilakukan pada konsentrasi salinitas yang lebih tinggi (lebih dari 2500 mg/L), sehingga dapat diketahui luas tutupan (kepadatan tumbuhan) optimal untuk mencapai penurunan yang optimal pula pada konsentrasi salinitas tinggi. Mojiri dan Ziyang (2015), bahwa dengan semakin besar luas tutupan tumbuhan maka semakin tinggi tingkat efisiensi penurunan yang terjadi. Pada penerapannya, *constructed wetland* dengan memanfaatkan tumbuhan air pada kondisi salinitas tinggi dapat digunakan sebagai pengolahan tersier untuk memperbaiki kualitas lindi yang telah diolah pada unit IPL I dan II di TPA Benowo.

BAB 5 KESIMPULAN DAN SARAN

5.1 Kesimpulan

1. Keefektifan pengolahan lindi dengan tumbuhan air dapat dilihat dari beberapa hal sebagai berikut:
 - *Limnocharis flava*, *Ipomoeae aquatica*, dan *Scirpus validus* efektif terhadap penurunan nitrogen mencapai >90% pada konsentrasi 112-610 mg/L dan *Typha latifolia* terhadap penurunan fosfor mencapai 90% pada konsentrasi 30-75 mg/L.
 - *Typha latifolia* dan *Phragmites australis* lebih efektif terhadap penurunan nitrogen pada sistem *single plant* dibandingkan sistem *mixed plant* (*Typha latifolia* dengan tumbuhan *Scirpus validus*, *Carex lacustris*, dan *Phalaris arundinacea*) dan (*Phragmites australis* dengan *Typha orientalis*).
 - *Cyperus haspan*, *Cyperus alternifolius*, *Eriocaulon sexangulare* dan *Typha angustifolia* efektif terhadap penurunan BOD dan COD mencapai >60% pada konsentrasi BOD₅ 514-686 mg/L dan COD 923,4-1279 mg/L, dengan penurunan terbesar terjadi pada lindi muda.
 - *Cyperus haspan* dan *Typha domingensis* efektif terhadap penurunan warna lindi pada rentang 1817-3360 Pt-Co.
 - Tumbuhan dengan nilai TF dan BCF >1 bersifat hiperakumulator terhadap logam berat. Tumbuhan dengan nilai TF>1 adalah *Eichhornia crassipes*, *Typha domingensis*, dan *Juncus effusus*. Tumbuhan dengan nilai BCF>1 adalah *Alternanthera philoxeroides*, *Zizania latifolia*, *Echinochloa crus-galli*, *Polygonum hydropiper*, *Monochoria vaginalis*, *Isachne globosa*, *Digitaria sanguinalis*, *Fimbristylis miliacea*, *Eichhornia crassipes*, dan *Canna indica*.
 - *Typha angustifolia*, *Eichhornia crassipes*, dan *Lemna minor* efektif terhadap lindi dengan salinitas tinggi (konsentrasi salinitas yang dapat diterima masing-

masing adalah adalah 8000 mg/L, 3000 mg/L, dan 7000 mg/L).

- Penyerapan kontaminan oleh tumbuhan air umumnya banyak diserap dan diakumulasi di jaringan akar, sehingga tumbuhan dengan akar yang lebih serabut dan lebih panjang bersifat menguntungkan dalam penyerapan kontaminan.
 - Tumbuhan dengan tingkat pertumbuhan cepat sangat baik untuk dilakukan *harvesting*
2. Sistem HSSF CWs efektif terhadap penurunan logam berat dan kandungan organik, dan sistem VSSF CWs efektif terhadap penurunan nitrogen. Sehingga kedua sistem ini dapat dijadikan alternatif pengolahan lindi.

5.2 Saran

1. Diperlukan studi lebih lanjut terhadap luas tutupan tumbuhan optimum untuk mencapai penurunan kontaminan yang lebih besar
2. Diperlukan studi lebih lanjut terhadap batas pengulangan optimum *harvesting* dan pengaruhnya terhadap efisiensi pengolahan terhadap tumbuhan air yang memiliki potensi dalam menurunkan pencemar lindi.

DAFTAR PUSTAKA

- Abbas, A.A., Jingsong, G., Zhi P.L., Ying Y.P., Alrekabi, W. S. 2009. *Review on Landfill Leachate Treatments*. American Journal of Applied science, 6:672-684.
- Abdullah, C.H. 2015. *Pengaruh Tegangan Listrik dan Penambahan Konsentrasi NaCl terhadap Proses Elektrolisis Lindi*. Tugas Akhir. Jurusan Teknik Lingkungan: Institut Teknologi Sepuluh Nopember.
- A, D., Oka, M., Fujii, Y., Soda, S., Ishigaki, T., Machimura, T., Ike, M. 2017. *Removal of Heavy Metals from Synthetic Landfill Leachate in Lab-Scale Vertical Flow Constructed Wetlands*. Science of the Total Environment. 742-750.
- Akinbile, C.O., Yusoff, M.S., Zuki, A.Z.A. 2012. *Landfill Leachate Treatment using Sub-Surface Flow Constructed Wetland by *Cyperus haspan**. Waste Management, 32:1387-1393.
- Al-Hamadani, Yasir A.J., Yusoff, M.S., Umar, M., Bashir, Mohammed J.K. 2011. *Application of Psyllium Husk as Coagulant and Coagulant Aid in Semi-Aerobic Landfill Leachate Treatment*. Journal of Hazardous Materials, 190:582-587.
- Ali, M. 2011. *Monograf Rembesan Air Lindi (Leachate) Dampak pada Tanaman Pangan dan Kesehatan*. Surabaya: UPN Press.
- Aluko, O.O. dan Sridhar, M.K.C. 2005. *Application of Constructed Wetlands to the Treatment of Leachates from a Municipal Solid Waste Landfill in Ibadan, Nigeria*. Journal of Environmental Health, 67(10):58-62.
- Anam MS, M.H., Kurniati, E., Suharto, B. 2013. *Penurunan Kandungan Logam Pb dan Cr Leachate Melalui Fitoremediasi Bambu Air (*Equisetum hyemale*) dan Zeolit*. Jurnal Keteknikan Pertanian Tropis dan Biosistem, 1: 43-59.
- Andini, A.P. 2008. *Analisis Pengaruh Resirkulasi Lindi terhadap Produksi Gas Metan dan Efektifitas Dekomposisi Bahan Organik pada Kondisi Anaerobik (Studi Kasus: Lindi TPA Benowo)*. Tugas Akhir. Jurusan Teknik Lingkungan: Institut Teknologi Sepuluh Nopember.

- Ariny, T.D., Zaman, B., Istirokhatun, T. 2014. *Penyisihan BOD dan COD dalam Lindi pada Constructed Wetland menggunakan Typha angustifolia dengan Pengaruh Debit dan Jumlah Tumbuhan yang Berbeda (Studi Kasus: Tempat Pembuangan Sampah Kawasan Industri Terboyo, Semarang, Jawa Tengah)*. Jurnal Teknik Lingkungan, 3(4):1-19.
- Asaithambi, P., Sajjadi, B., Aziz, A.R.A., Daud, W.M.A.B.W. 2017. *Ozone (O₃) and Sono (US) based Avanced Oxidation Processes for the Removal of Color, COD and Determination of Electrical Energy from Landfill Leachate*. Separation and Purification Technology, 172:442-449.
- Aziz, H.A., Alias, S., Adlan, M.N., Asaari, F.A.H., Zahari, M.S.M. 2007. *Colour Removal from Landfill Leachate by Coagulation and Flocculation Processes*. Bioresource Technology, 98:218-220.
- Aziz, S.Q., Aziz, H.A., Yusoff, M.S., Bashir, M.J.K., Umar, M. 2010. *Leachate Characterization in Semi Aerobic and Anaerobic Sanitary Landfill: A Comparative Study*. Journal of Environmental Management, 91:2608-2614.
- Aziz, H. A., Ling, T. J., Haque, A. A. M., Umar, M., Adlan, M. N. 2011. *Leachate Treatment by Swim-Bed Bio Fringe Technology*. Desalination, 276:278-286.
- Azmi, N.B., Bashir, M.J.K., Sethupathi, S., We, L.J., Aun, N.C. 2014. *Stabilized Landfill Leachate Treatment by Sugarcane Bagasse Derived Activated Carbon for Removal of Color, COD and NH₃-N – Optimization of Preparation Condition by RSM*. Journal of Environmental Chemical Engineering, 513:1-8.
- Bhalla, B., Saini, M.S., Jha, M.K. 2012. *Characterization of Leachate from Municipal Solid Waste (MSW) Landfilling Sites of Ludhiana, India: A Comparative Study*. International Journal of Engineering Research and Applications (IJERA), 2(6):732-745.
- Bialowiec, A., Davies, L., Albuquerque, A., Randerson, P.F. 2012a. *Nitrogen Removal from Landfill Leachate in Constructed Wetlands with Reed and Willow: Redox Potential in the Root Zone*. Journal of Environmental Management, 97:22-27.

- Bialowiec, A., Davies, L., Albuquerque, A., Randerson, P.F. 2012b. *The Influence of Plants on Nitrogen Removal from Landfill Leachate in Discontinuous Batch Shallow Constructed Wetland with Recirculating Subsurface Horizontal Flow*. Ecological Engineering, 40:44-52.
- CABI. 2015. *Monochoria vaginalis (pickerel weed)*. Invasive Species Compendium. <http://www.cabi.org/isc/datasheet/34807>. Diakses pada Tanggal 12 Juni 2017.
- Chen, S.H., Weng, S.H., Wu, M.J. 2008. *The Umbrella Sedge in Taiwan*. *Taiwania*, 53(3):311-315.
- Chen, Z.M., Chen, B., Zhou, J.B., Li, Z., Zhou, Y., Xi, X.R., Lin, C., Chen, G.Q. 2008. *A Vertical Subsurface-Flow Constructed Wetland in Beijing*. *Communications in Nonlinear Science and Numerical Simulation*, 13:1986-1997.
- Chiemchaisri, C., Chiemchaisri, W., Junsod, J., Threedeach, S., Wicranarachchi, P.N. 2009. *Bioresource Technology*, 100:3808-3814.
- Chu, J.K.Y. 2005. *Digitaria sanguinalis*. http://www.iewf.org/weedid/Digitaria_sanguinalis.htm. Diakses pada Tanggal 12 Juni 2017.
- Chua, L.H.C., S.B.K. Tan., C.H. Sim., S. Borana., M. Li. 2010. *Nutrient Removal from Reservoir Inflows using Floating Vegetation Mats in Singapore*. 12th International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control. Venice: International Water Association.
- Chyan, J.M., Jhu, Y.X., Chen, I.M., Shiu, R.F. 2016. *Improvement Nitrogen Removal by External Aeration and Intermittent Circulation in a Subsurface Flow Constructed Wetland of Landscape Garden Ponds*. *Process Safety and Environmental Protection*, 104:587-597.
- Dan, T.H., Quang, L.N., Chiem, N.H., Brix, H. 2011. *Treatment of High-Strength Wastewater in Tropical Constructed Wetlands Planted with Sesbania sesban: Horizontal Subsurface Flow versus Vertical Downflow*. *Ecological Engineering*, 37:711-720.
- Damanhuri, E. 2012. *Diklat Kuliah Perancangan Landfill*. Bandung: Teknik Lingkungan ITB.

- Dhiniyah, L.L., Oktiawan, W., Samudro, G. 2011. *Desain Penyaluran dan Pengolahan Lindi TPA Mojorejo Kecamatan Bendosari Kabupaten Sukoharjo*. Jurusan Teknik Lingkungan: Universitas Diponegoro.
- Di Luca, G.A., Maine, M.A., Mufarrege, M.M., Hadad, H.R., Bonetto, C.A. 2015. *Influence of Typha Domingensis in the Removal of High P Concentration from Water*. Chemosphere, 138:405-411.
- El-Gendy, A.S., Biswas, N., Bewtra, J.K. 2005. *A Floating Aquatic System Employing Water Hyacinth for Municipal Landfill Leachate Treatment: Effect of Leachate Characteristics on the Plant Growth*. Journal of Environmental Engineering and Science, 4:227-240.
- EOL. 2013. *Fimbristylis miliacea*. <http://eol.org/Fimbristylis%20miliacea>. Diakses pada Tanggal 12 Juni 2017.
- Esteves, B.S., Enrich, P.A., Suzuki, M.S. 2008. *Allometric Relations for Typha domingensis Natural Populations*. Acta Limnol. Bras, 20(4):305-311.
- Favas, P.J.C., J. Pratas, M. Varun, R. D'Souza, M.S. Paul. 2014. *Phytoremediation of Soils Contaminated with Metals and Metalloids at Mining Areas: Potential of Native Flora*. Earth and Planetary Sciences, ISBN 978-953-51-1235-8.
- Fraser, L.H., Carty, S.M., Steer, D. 2004. *A Test of Four Plant Species to Reduce Total Nitrogen and total Phosphorus from Soil Leachate in Subsurface Wetland Microcosms*. Bioresource Technology, 94:185-192.
- Friadi, Y., Marsudi, Yusuf, W. 2012. *Desain Instalasi Pengolahan Leachate (IPL) di TPA Entikong Kabupaten Sanggau*. Jurusan Teknik Sipil: Universitas Tanjungpura Pontianak.
- Ghafari, S., Aziz, H. A., Isa, M.H., Zinatizadeh, A.A. 2009. *Application of Response Surface Methodology (RSM) to Optimize Coagulation Flocculation Chloride (PAC) and Alum*. Journal of Hazardous Materials 163:650-656.
- Ghani, Z.A., Yusoff, M.S., Zaman, N.Q., Zamri, M.F.M.A., Andas, J. 2017. *Optimization of Preparation Conditions for Activated Carbon from Banana Pseudo-Stem using Response Surface Methodology on Removal of Color and*

- COD from Landfill Leachate*. Waste Management, 62:177-187.
- Global Invasive Species Database.2017. *Zizania latifolia*. <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=866>. Diakses pada Tanggal 12 Juni 2017.
- Gomes, M.V.T., Souza, R.R.D., Teles, V.S., Mendes, E.A. 2014. *Phytoremediation of Water Contaminated with Mercury using Typha Domingensis in Constructed Wetland*. Chemosphere, 103:228-233.
- Grisey, E., Laffray, X., Contoz, O., Cavalli, E., Mudry, J., Aleya, L. 2012. *The Bioaccumulation Performance of Reeds and Cattails in a Constructed Treatment Wetland for Removal of Heavy Metals in Landfill Leachate Treatment (Etueffont, France)*. Water Air Soil Pollut, 223:1723-1741.
- Gunawan, I., Oktiawan, W., Hadiwidodo, M. 2012. *Studi Kemampuan Vertical Subsurface Flow Constructed Wetlands dalam Menyisihkan COD, Nitrit, dan Nitrat pada Air Lindi (Studi Kasus: TPA Ngronggo, Salatiga)*. Program Studi Teknik Lingkungan FT UNDIP. Semarang.
- Güneş, E. 2014. *Seasonal Characterization of Landfill Leachate and Effect of Seasonal Variations on Treatment Processes of Coagulation/Flocculation and Adsorption*. Polish Journal of Environmental Studies, 4(23):1155-1163.
- Haberl, R., dan H. Langergraber. 2002. *Constructed Wetlands: a Chance to Solve Wastewater Problems in Developing Countries*. Water Science Technology, 40:11-17.
- Hasar, H., Unsal, S.A., Ipek, U., Karatas, S., Cinar, O., Yaman, C., Kinaci, C. 2009. *Stripping/ Flocculation/ Membrane Bioreactor/ Reverse Osmosis Treatment of Municipal Landfill Leachate*. Journal of Hazardous Materials, 171:309-317.
- Hidayati, A.K. 2011. *Pemanfaatan Eceng Gondok (Eichhornia crassipes) untuk Penyisihan Polutan pada Lindi (Studi Kasus: TPA Benowo)*. Tugas Akhir. Jurusan Teknik Lingkungan: Institut Teknologi Sepuluh Nopember.
- IFAS. 2017. *Alternanthera philoxeroides*. Center for Aquatic and Invasive Plants. University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences. <https://plants.ifas.ufl.edu/plant->

- directory/alternanthera-philoxeroides/. Diakses pada Tanggal 12 Juni 2017.
- IFAS. 2017. *Cyperus haspan*. Center for Aquatic and Invasive Plants. University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences. <https://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/cyperus-haspan/>. Diakses pada Tanggal 2 Juni 2017.
- IFAS. 2017. *Eichhornia crassipes*. Center for Aquatic and Invasive Plants. University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences. <http://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/eichhornia-crassipes/>. Diakses pada Tanggal 30 Mei 2017.
- IFAS. 2017. *Juncus effusus*. Center for Aquatic and Invasive Plants. University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences. <https://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/juncus-effusus/>. Diakses pada Tanggal 10 Juni 2017.
- IFAS. 2017. *Phragmites australis*. Center for Aquatic and Invasive Plants. University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences. <https://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/phragmites-australis/>. Diakses pada Tanggal 30 Mei 2017.
- IFAS. 2017. *Scirpus validus*. Center for Aquatic and Invasive Plants. University of Florida, Institute of Food and Agricultural Sciences. <https://plants.ifas.ufl.edu/plant-directory/scirpus-validus/>. Diakses pada Tanggal 14 Juni 2017.
- INHS. 2017. *Typha angustifolia*. <http://www.inhs.illinois.edu/collections/plants/data/gallery/species/typha-angustifolia/>. Diakses pada Tanggal 30 Mei 2017.
- Jager, D.D., Sheldon, M.S., Edwards, W. 2014. *Colour Removal from Textile Wastewater using a Pilot-Scale Dual-Stage MBR and Subsequent RO System*. Separation and Purification Technology, 135:135-144.
- Jayasena, W.D.G., Jayamal, A.N., Jayasinghe, R.G.D.P., Mohamed, A., Jinadasa, K.B.S.N., Tanaka, N. 2013. *Leachate Treatment by Constructed Wetland*. Proceeding ACEPS.

- Jinadasa, K.B.S.N., Tanaka, N., Sasikala, S., Werellagama, D.R.I.B., Mowjood, M.I.M., Ng, W.J. 2008. *Impact of Harvesting on Constructed Wetlands Performance—A Comparison between Scirpus grossus and Typha angustifolia*. Journal of Environmental Science and Health, 43:664-671.
- Kadlec, R.H. dan Wallace, S.C. 2009. *Treatment Wetlands 2nd Edition*. New York: CRC Press.
- Kadlec, R. H. dan Zmarthie, L. A. 2010. *Wetland Treatment of Leachate from a Closed Landfill*. Ecological Engineering. 36:946-957.
- Kamaruddin, M.A., Yusoff, M.S., Aziz, H.A., Basri, N.K. 2013. *Removal of COD, Ammoniacal Nitrogen and Colour from Stabilized Landfill Leachate by Anaerobic Organism*. Applied Water Science, 3(2):359-366.
- Kamarudzaman, A.N., Aziz, R.A., Jalil, Mohd F.A. 2011a. *Removal of Heavy Metals from Landfill Leachate using Horizontal and Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland Planted with Limnocharis flava*. Internation Journal of Civil and Environmental Engineering IJCEE-IJENS, 11:73-79.
- Kamarudzaman, A.N., Ismail, N.S., Aziz, R.A., Jalil, Mohd F.A. 2011b. *Removal of Nutrients from Landfill Leachate Using Subsurface Flow Constructed Wetland Planted with Limnocharis flava and Scirpus atrovirens*. Proceeding International Conference on Environmental and Computer Science. IPCBE'11 IACT Press, Singapore.
- Kamarudzaman, A.N., Gana, A.D.A., Jail, M.F.A., Aziz, R.A. 2014. *Landfill Leachate Treatment using SSF-FWS Constructed Wetland Planted with Limnocharis flava and Eihhornia crassipes under Different Hydraulic Loading Rate*. Key Engineering Materials, 594-595:344-349.
- Kawai, M., Purwanti, I.F., Nagao, N., Slamet, A., Hermana, J., Toda, T. 2012. *Seasonal Variation in Chemical Properties and Degradability by Anaerobic Digestion of Landfill Leachate at Benowo in Surabaya, Indonesia*. Journal of Environmental Management, 110:267-275.
- Kengne, E.S., Kengne, I.M., Nzouebet, W.A.L., Akoa, A., Viet, H.N., Strande, L. 2014. *Performance of Vertical Flow Constructed Wetlands for Faecal Sludge Drying Bed*

- Leachate: Effect of Hydraulic Loading*. Ecological Engineering, 71:384-393.
- Khapre, M.A. 2015. *Removal of Heavy Metal from Landfill Leachate using Vertical Flow Construction Wetland*. IOSR Journal of Mechanical and Civil Engineering (IOSR-JMCE), 46-51.
- Kietlińska, A., Renman, G., Jannes, S., Tham, G. 2005. *Nitrogen Removal from Landfill Leachate using A Compact Constructed Wetland and the Effect of Chemical Pretreatment*. Journal of Environmental Science and Health, 40:1493-1506.
- Klimiów, E. dan Kulikowska, D. 2006. *The Influence of Hydraulic Retention Time and Sludge Age on the Kinetics of Nitrogen Removal from Leachate in SBR*. Polish Journal of Environmental Studies, 1(2):283-289.
- Klomjek, P. dan Nitorisavut, S. 2005. *Constructed Wetland: A Study of Eight Plant Species under Saline Condition*. Chemosphere, 58:585-593.
- Kostova, I. 2006. *Leachate from Sanitary Landfills-Origin, Characteristics, Treatment*. University of Architecture, Civil Engineering and Geodesy, Iskar's Summer School-Borovetz, 26-29.
- Kulikowska, D. dan Klimiuk, E. 2008. *The Effect of Landfill Age on Municipal Leachate Composition*. Bioresource Technology, 99:5981-5985.
- Kurniawan, T.A., Lo, W.H., Chan, G.Y.S. 2006. *Physico-Chemical Treatments for Removal of Recalcitrant Contaminants from Landfill Leachate*. Journal of Hazardous Materials B129, 80-100.
- Lavrova, S. dan Koumanova, B. 2010. *Influence of Resirculation in A Lab-Scale Vertical Flow Constructed Wetland on The Treatment Efficiency of Landfill Leachate*. Bioresource Technology, 101:1756-1761.
- Lee, A.H., Nikraz, H., Hung, Y.T. 2010. *Influence of Waste Age on Landfill Leachate Quality*. Internation Juournal of Environmental Science and Development, 1:347-350.
- Lee, C.G, Fletcher, T.D., Sun, G. 2009. *Nitrogen Removal in Constructed Wetland Systems*. Engineering in Life Sciences, 1:11-22.

- Leguizamo, M.A.O., Gómez, W.D.F., Sarmiento, M.C.G. 2017. *Native Herbaceous Plant Species with Potential use in Phytoremediation of Heavy Metals, Spotlight on Wetlands-A Review*. Chemosphere, 168:1230-1247.
- Lestari, S., Santoso, S., Anggorowati, S. 2011. *Efektivitas Enceng Gondok (*Eichhornia crassipes*) dalam Penyerapan Kadmium (Cd) pada Leachate TPA Gunung Tegul*. Molekul, 6(1):25-29.
- Li, H. dan Tao, W. 2017. *Efficient Ammonia Removal in Recirculating Vertical Flow Constructed Wetlands: Complementary Roles of Anammox and Denitrification in Simultaneous Nitrification, Anammox and Denitrification Process*. Chemical Engineering Journal, 317:972-979.
- Li, S., Lissner, J., Mendelsohn, L.A., Brix, H., Lorenzen, B., McKee, K.L., Miao, S. 2010. *Nutrient and Growth Responses of Cattail (*Typha domingensis*) to Redox Intensity and Phosphate Availability*. Annals of Botany, 105:175-184.
- Liu, J., Dong, Y., Xu, H., Wang, D., Xu, J. 2007. *Accumulation of Cd, Pb, and Zn by 19 Wetland Plant Species in Constructed Wetland*. Journal of Hazardous Materials, 147:947-953.
- Long, Y., Xu, J., Shen, D., Du, Y., Feng, H. 2017. *Effective Removal of Contaminants in Landfill Leachate Membrane Concentrates by Coagulation*. Chemosphere, 167:512-519.
- Makhtar, S.M.Z., Wahab, M.A., Selimin, M.T., Mohamed, N.C. *Landfill Leachate Treatment by a Coagulation-Photocatalytic Process*. International Conference on Environment and Industrial Innovation, IPCBEE, 12:224-228.
- Mangkoedihardjo, S. 2007. *Phytotechnology Integrity in Environmental Sanitation for Sustainable Development*. Journal of Applied Sciences Research, 3(10):1037-1044.
- Mangkoedihardjo, S. dan Samudro, G. 2009. *Ekotoksikologi Teknosfer*. Surabaya: Guna Widya.
- Mangkoedihardjo, S. dan Samudro, G. 2010. *Fitoteknologi Terapan*. Yogyakarta: Graha Ilmu.

- Meilasari, F. 2013. *Analisis Pola Sebaran Lindi Bersalinitas Tinggi dengan Metode Geolistrik Konfigurasi Wenner-Schlumberger di TPA Benowo, Surabaya*. Tesis. Jurusan Teknik Lingkungan: Institut Teknologi Sepuluh Nopember.
- Menteri Pekerjaan Umum. 2013. *Peraturan Menteri Pekerjaan Umum No. 03 Tahun 2013 tentang Penyelenggaraan Prasarana dan Sarana Persampahan dalam Penanganan Sampah Rumah Tangga dan Sejenis Sampah Rumah Tangga*. Jakarta: Kementerian Pekerjaan Umum.
- Mohajeri, S., Aziz, H.A., Isa, M.A., Bashir, M.J.K., Mohajeri, L., Adlan, M.N. *Influence of Fenton reagent oxidation on Mineralization and Decolorization of Municipal Landfill Leachate*. Journal of Environmental Science and Health Part A, 45:692-698.
- Mojiri, A., Aziz, H.A., Zahed, M.A., Aziz, S.Q., Selamat, R.B.M. 2013. *Phytoremediation of Heavy Metals from Urban Waste Leachate by Southern Cattail (Typha domingensis)*. International Journal of Scientific Research in Environmental Sciences, Vol. 1(4):63-70
- Mojiri, A., Ziyang, L., Tajuddin, R.M., Farraji, H., Alifar, N. 2016. *Co-Treatment of Landfill Leachate and Municipal Wastewater using the ZELIAC/Zeolit Constructed Wetland System*. Journal of Environmental Management, 166:124-130.
- Moravia, W.G., Amaral, M.C.S., Lange, L.C. 2013. *Evaluation of Landfill Leachate Treatment by Advanced Oxidative Process by Fenton's Reagent Combined with Membrane Separation System*. Waste Management, 33:89-101.
- Moro, G.D., Rodrigues, L.P., Sanctis, M.D., Laconi, C.D., Malato, S., Mascolo, G. 2015. *Landfill Leachate Treatment: Comparison of Standalone Electrochemical Degradation and Combined with a Novel Biofilter*. Chemical Engineering Journal 288:87-98.
- Morris, K. 1998. *Salinity and Nutrients; Growth and Water use of Aquatic Macrophytes under Controlled and Natural Conditions*. Thesis. Department of Botany: University of Adelaide.
- Muliadi, Lestianty, D., Yanni, Sumarna, S. 2013. *Fitoremediasi: Akumulasi dan Distribusi Logam Berat Nikel, Cadmium*

- dan Chromium Dalam Tanaman *Ipomea reptana*. Prosiding Seminar Nasional Kimia dan Pendidikan Kimia. HKI Sumatera Barat.
- Nagarajan, R., Thirumalaisamy, S., Lakshumanan, E. 2012. *Impact of Leachate on Groundwater Pollution due to non-Engineered Municipal Solid Waste Landfill Sites of Erode City, Tamil Nadu, India*. Iranian Journal of Environmental Health Science and Engineering, 9:35-41.
- Ni'am, A.C. dan Warmadewanthi, I. 2013. *Efektifitas Typha Angustifolia dan Eichhornia Crassipes dalam Mengolah Leachate dengan Sistem Constructed Wetland*. Prosiding Seminar Nasional Manajemen Teknologi XVIII. ISBN: 978-602-97491-7-5.
- Nivala, J., Hoos, M.B., Cross, C., Wallace, S., Parkin, G. 2007. *Treatment of Landfill Leachate using an Aerated, Horizontal Subsurface-Flow Constructed Wetland*. Science of the Total Environment, 380:19-27.
- Nurhayati, Siti. 2013. *Pengaruh Resirkulasi Lindi Bersalinitas terhadap Pembentukan Gas di TPA Benowo*. Tugas Akhir. Jurusan Teknik Lingkungan: Institut Teknologi Sepuluh Nopember Surabaya.
- Noor, A.M., Shiam, L.C., Hong, F.W., Soetardjo, S., Khalil, H.P.S.A. 2010. *Application of Vegetated Constructed Wetland with Different Filter Media for Removal of Ammoniacal Nitrogen and Total Phosphorus in Landfill Leachate*. International Journal of Chemical Engineering and Applications, 1(3):270-275.
- NZPCN. 2017. *Isachne globosa*. New Zealand Plant Conversation Network. http://www.nzpcn.org.nz/flora_details.aspx?ID=2164. Diakses pada Tanggal 12 Juni 2017.
- Ogata, Y., Ishigaki, T., Ebie, Y., Sutthasil, N., Chiemchaisri, C., Yamada, M. 2015. *Water Reduction by Constructed Wetlands Treating Waste Landfill Leachate in Tropical Region*. Waste Management, 44:164-171.
- Olejnik, D., Wojciechowski, K. 2012. *The Conception of Constructed Wetland for Dyes Removal in Water Solutions*. CHEMIK 66(6):611-614.

- Osorio, A.C., Vega, H., Lancheros, J.C., Martínez, H.A.C., Mosquera, J.E. 2017. *Horizontal Subsurface Flow Constructed Wetland Removal Efficiency using Cyperus articulatus* L. *Ecological Engineering*, 99:479-485.
- Pajoo, E.M., Weichgrebe, D., Cuff, G. 2017. *Municipal Landfill Leachate Characteristics and Feasibility of Retrofitting Existing Treatment Systems with Deammonification-A Full Scale Survey*. *Journal of Environmental Management*, 187:354-364.
- Pal, P.K., Mahajan, M., Prasad, R., Pathania, V., Singh, B., Ahuja, P.S. 2015. *Harvesting Regimes to Optimize Yield and Quality in Annual and Perennial Stevia rebaudiana under Sub-Temperate Condition*. *Industrial Crops and Product*, 65:556-564.
- Papastavrou, C., Mantzavinos, D., Diamadopoulos, E. 2009. *A Comparative Treatment of Stabilized Landfill Leachate: Coagulation and Activated Carbon Adsorption vs Electrochemical Oxidation*. *Environmental Technology*, 30(14):1547-1553.
- PFAF. 2017. *Polygonum hydropiper*. *Plants for A Future*. <http://www.pfaf.org/User/Plant.aspx?LatinName=Polygonum+hydropiper>.
- PFAF. 2017. *Typha domingensis* - (Pers.) Steud. <http://www.pfaf.org/USER/Plant.aspx?LatinName=Typha+domingensis>. Diakses pada Tanggal 30 Mei 2017.
- Phratap, M.G., Reymond, D.J., Sudarsan, J.S., Deeptha, V.T. 2014. *Leachate Treatment using Constructed Wetlands Technique*. *IOSR Journal of Environmental Science, Toxicology and Food Technology (IOSR-JESTFT)*, 8(5):7-9.
- Purwanta, W. 2007. *Tinjauan Teknologi Pengolahan Leachate di Tempat Pembuangan Akhir (TPA) Sampah Perkotaan*. *Jurnal Air Indonesia*, 1:57-63.
- Queensland Government. 2016. *Echinochloa crusgalli*. *Weeds of Australia. Biosecurity Queensland Edition*. https://keyserver.lucidcentral.org/weeds/data/media/Html/echinochloa_crusgalli.htm. Diakses pada Tanggal 12 Juni 2017.

- Rada, E.C., Istrate, I.A., Ragazzi, M., Andreottola, G., Torretta, V. *Analysis of Electro-Oxidation Suitability for Landfill Leachate Treatment through an Experimental Study*. Sustainability, 5:3960-3975.
- Renou, S., Givaudan, J.G., Poulain, S., Dirassouyan, F., Moulin, P. 2008. *Landfill Leachate Treatment: Review and Opportunity*. Journal of Hazardous Materials, 150:468-493.
- Rojvirorn, O., Roviron, T., Sirivithayapakorn, S. 2015. *Removal of Color and Chemical Oxygen Demand from Landfill Leachate by Photocatalytic Process with AC/TiO₂*. International Conference on Alternative Energy in Developing Countries and Emerging Economies, 79:536-541.
- Saeed, T. dan Sun, G. 2012. *A Review on Nitrogen and Organics Removal Mechanisms in Subsurface Flow Constructed Wetlands: Dependency on Environmental Parameters, Operating Conditions and Supporting Media*. Journal of Environmental Management, 112:429-448.
- Saleh, C. 2012. *Studi Perencanaan Instalasi Pengolahan Limbah Lindi Sebagai Kontrol Pemenuhan Baku Mutu sesuai Kepmen 03/91 (Studi Kasus pad TPA Supit Urang Malang)*. Media Teknik Sipil, 10:87-94.
- Saleh, C. dan Purnomo, H. 2014. *Analisis Efektifitas Instalasi Pengolahan Limbah Lindi di TPA Supit Urang Kota Malang*. Jurnal Teknik Pengairan, 5:103109.
- Samudro, G., dan Mangkoedihardjo, S. 2010. Review on BOD, COD and BOD/COD Ratio: A Triangle Zone for Toxic, Biodegradable and Stable Levels. *International Journal of Academic Research*, 2(4):235-239.
- Sarbidi. 2008. *Kajian Regionalisasi Tempat Pemrosesan Akhir (TPA) Sampah menggunakan Metode Analisis SWOT (Studi Kasus TPA Benowo Surabaya)*. Jurnal Permukiman, 4(1):10-22.
- Sawattayothin, V. dan Polprasert, C. 2007. *Nitrogen Mass Balance and Microbial Analysis of Constructed Wetlands Treating Municipal Landfill Leachate*. Biosource Technology, 98:565-570.

- Sembiring, E.T.J. dan Muntalif, B.S. 2011. *Optimasi Efisiensi Pengolahan Lindi dengan menggunakan Constructed Wetland*. Jurnal Teknik Lingkungan, 17(2):1-10.
- Shelef, O., Gross, A., Rachmilevitch, S. 2013. *Role of Plants in A Constructed Wetland: Current and New Perspectives*. Water Journal, 5:405-419.
- Shi, K. dan Zou, M. 2011. *Program on Treatment of the Landfill Leachate by Onland Planting Reed (Phragmites)*. Applied Mechanics and Materials, 71-78:2852-2855.
- Sugiyanto, R.A.N., Yona, D., Kasitowati, R.D. 2016. *Analisis Akumulasi Logam Berat Timbal (Pb) dan Kadmium (Cd) pada Lamun Enhalus acoroides sebagai Agen Fitoremediasi di Pantai Paciran, Lamongan*. Jurnal Ilmu Kelautan, 13:449-455.
- Suharto, B., Susanawati, L.D., Wilistien, B.I. 2011. *Penurunan Kandungan Logam Pb dan Cr Leachate Melalui Fitoremediasi Bambu Air (Equisetum hyemale) dan Zeolit*. Agointek, 5:133-141.
- Suprihatin, H. 2014. *Penurunan Konsentrasi BOD Limbah Domestik menggunakan Sistem Wetland dengan Tanaman Hias Bintang Air (Cyperus alternifolius)*. Dinamika Lingkungan Indonesia, 1:80-87.
- Suswati, A.C.S.P., Wibisono, G., Masrevaniah, A., Arfiati, D. 2012. *Analisis Luasan Constructed Wetland menggunakan Tanaman Iris dalam Mengolah Air Limbah Domestik (Grey Water)*. Indonesian Green Technology Journal, 1:1-7.
- Suswati, A.C.S.P., Wibisono, G. 2013. *Pengolahan Limbah Domestik dengan Teknologi Taman Tanaman Air (Constructed Wetlands)*. Indonesian Green Technology Journal, 2:70-77.
- Svensson, H., Ekstam, B., Marques, M., Hongland, W. 2015. *Removal of Organic Pollutants from Oak Leachate in Pilot Scale Wetland Systems: How Efficient are Aeration and Vegetation Treatments?*. Water Research, 84:120-126.
- Tanaka, N., NG, W.J., Jinadasa, K.B.S.N. 2011. *Wetlands for Tropical Applications; Wastewater Treatment by Constructed Wetland*. London: Imperial Collage Press.
- Tangahu, B.V., Abdullah, S.R.S., Basri, H., Idris, M., Anuar, N., Mukhlisin, M. 2011. *A Review on Heavy Metals (As, Pb,*

- and Hg) Uptake by Plants through Phytoremediation. International Journal of Chemical Engineering, ID 939161,1-31.*
- Travar, I., Andreas, L., Kumpiene, J., Lagerkvist, A. 2015. *Development of Drainage Water Quality from A Landfill Cover Built with Secondary Construction Materials. Waste Management, 35:148-158.*
- Tuszyńska, A. dan Pempkowiak, H.O. 2008. *Dependence between Quality and Removal Effectiveness of Organic Matter in Hybrid Constructed Wetlands. Bioresouce Technology, 99:6010-6016.*
- Ujang, Z., Soejono, E., Salim, M.R., Shutes, R.B. 2005. *Landfill Leachate Treatment by an Experimental Subsurface Flow Constructed Wetland in Tropical Climate Countries. Water Science and Technology, 52(12):243-250.*
- UMassAmherst. 2017. *Weed Herbarium.* <https://extension.umass.edu/landscape/weeds/typhalatifolia>. Diakses pada Tanggal 10 Juni 2017.
- USEPA. 2000. *Wastewater Technology Fact Sheet Free Water Surface Wetlands. EPA 832-F-00-024.*
- Usman, S. dan Santosa, I. 2014. *Pengolahan Air Limbah Sampah (Lindi) dari Tempat Pembuangan Akhir Sampah (TPA) menggunakan Metoda Constructed Wetland. Jurnal Kesehatan, 5(2):98-108.*
- Verma, S., Mishra, R., Pandit, B., Chatterjee, A., Jadhav, S.S., Gaoture, P.S., Sarode, P.H. 2015. *Treatment of Landfill Leachate by Phytoremediation. International Journal of Engineering Research and General Science, 3:1234-1237.*
- Vymazal, J. dan Březinová, T. 2016. *Accumulation of Heavy Metals in Aboveground Biomass of Phragmites australis in Horizontal Flow Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: A Review. Chemical Engineering Journal, 290:232-242.*
- Vymazal, J., Kröpfelová, L., Švehla, J., Štichová, J. 2010. *Can Multiple Harvest of Above Ground Biomass Enhance Removal of Trace Elements in Constructed Wetlands Receiving Municipal Sewage?. Ecological Engineering, 36:939-945.*

- Vymazal, J. 2008. *Constructed Wetland for Wastewater Treatment: A Review*. Proceedings of Taal 2007: The 12th World Lake Conference: 965-980.
- Vymazal, J. 2011. *Plants used in Constructed Wetlands with Horizontal Subsurface Flow: A Review*. *Hydrobiologia*, 674:133-156.
- Wijayanti, N. 2004. *Uji Tumbuhan Cyperus papyrus dan Heliconia rostrata dalam Mereduksi COD dan TSS pada Limbah Laboratorium Teknik Lingkungan ITS Surabaya dengan Sistem Constructed Wetland*. Tugas Akhir. Jurusan Teknik Lingkungan: Institut Teknologi Sepuluh Nopember Surabaya.
- Wojciechowska, E., Gajewska, M., Pempkowiak, H.N. 2010. *Treatment Landfill Leachate by Constructed Wetlands: Three Case Studies*. *Polish Journal of Environmental Studies*. 19(03):643-650.
- Wojciechowska, E. dan Waara, S. 2011. *Distribution and Removal Efficiency of Heavy Metals in Two Constructed Wetlands Treating Landfill Leachate*. *Water Science and Technology*. 1597-1606.
- Yadav, A.K., Abbassi, R., Kumar, N., Satya, S., Srekrishnan, T.R., Mishra, B.K. 2012. *The Removal of Heavy Metals in Wetland Microcosms: Effects of Bed Depth, Plant Species, and Metal Mobility*. *Chemical Engineering Journal*, 212:501-507.
- Yafyet, Liong, S., Hala, Y. 2016. *Fitoakumulasi Cr dan Pb dalam Tumbuhan Bakau Rhizophora mucronata di Daerah Aliran Sungai Tallo Makassar*. Universitas Hasanuddin.
- Yalcuk, A. dan Ugurlu, A. 2009. *Comparison of Horizontal and Vertical Constructed Wetland System for Landfill Leachate Treatment*. *Bioresource Technology*, 100:2521-2526.
- Yang, L. dan Tsai, K.Y. 2011. *Treatment of Landfill Leachate with High Levels of Ammonia by Constructed Wetland Systems*. *Journal of Environmental Science and Health Part A*. 46:736-741.
- Yang, Z., Wang, Q., Zhang, J., Xie, H., Feng, S. 2016. *Effect of Plant Harvesting on the Performance of Constructed Wetlands during Summer*. *Water*, 8(24):1-10.

- Yao, Peng. 2013. *Perspectives on Technology for Landfill Leachate Treatment*. Arabian Journal of Chemistry, 1-8.
- Yilmaz, T., Aygun, A., Berkay, A., Nas, B. 2010. *Removal of COD and Colour from Young Municipal Landfill Leachate by Fenton Process*. Environmental Technology, 31(14):1635-1640.
- Yuniarmita, R., Zaman, B., Istirokhatun, T. 2014. *Studi Kemampuan Vertical Subsurface Flow Constructed Wetland dalam Menyisihkan Konsentrasi TSS, TDS, dan ORP pada Lindi menggunakan Tumbuhan Alang-alang (Typha angustifolia)*. Program Studi Teknik Lingkungan, Fakultas Teknik, Uversitas Diponegoro.
- Zaman, B., Purwanto, Mangkoedihardjo, S. 2013. *Efisiensi Pengolahan Amonium Berkonsentrasi Tinggi dalam Lindi pada Sistem Evapotranspirasi-Anaerobik Secara Kontinyu*. Prosiding Seminar Nasional Pengelolaan Sumberdaya Alam dan Lingkungan 2013, ISBN 978-602-17001-1-2, 468:472.
- Zaman, B., Purwanto, Mangkoedihardjo, S. 2014. *Plant Growth Rate in Evapotranspiration Continous System Reactors as the 2nd Treatment at Anaerobic-Evapotranspiration System with High Strength Ammonium in Leachate Influent*. International Journal of Science and Engineering (IJSE), 7(1):48-51.
- Zhang, D.Q., Tan, S.K., Gersberg, R.M., Zhu, J., Sadreddini, S., Li, Y. 2012. *Nutrient Removal in Tropical Subsurface Flow Constructed Wetlands under Batch and Continous flow Condition*. Journal of Environmental Management, 96:1-6.
- Zhang, D.Q., Jinadasa, K.B.S.N., Gersberg, R.M., Liu, Y., Tan, S.K., Ng, W.J. 2015. *Application of Constructed Wetlands for Wastewater Treatment in Tropical and Subtropical Regions (2000-2013)*. Journal of Environmental Sciences, 30:30-46.
- Zheng, Y., Wang, X.C., Ge, Y., Dzakpasu, M., Zhao, T., Xiong, J. 2015. *Effects of Annual Harvesting on Plants Growth and Nutrients Removal in Surface-Flow Constructed Wetlands in Northwestern China*. Ecological Engineering, 83:268-275.

Zhuang, X. 2017. *Lemna minor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T164057A67785148. <http://www.iucnredlist.org/details/164057/0>. Diakses pada Tanggal 30 Mei 2017.

BIOGRAFI PENULIS



Penulis dilahirkan di Sumenep pada tanggal 9 September 1995. Penulis telah menempuh pendidikan formal pada tahun 2001-2007 di SDN Pinggir Papas I, Kabupaten Sumenep. Kemudian dilanjutkan di SMPN 5 Sumenep pada tahun 2008-2011. Pendidikan tingkat atas penulis dilalui di SMAN 1 Sumenep pada tahun 2011-2013. Pada tahun 2013, penulis melanjutkan kuliah S-1 di Jurusan Teknik Lingkungan FTSP ITS Surabaya dan terdaftar dengan NRP 3313100035.

Selama perkuliahan, penulis pernah aktif sebagai pengurus aktif Himpunan Mahasiswa Teknik Lingkungan (HMTL) FTSP ITS. Pada periode 2014-2015 penulis menjabat sebagai staff Divisi Bakti Lingkungan Komunitas Pecinta dan Pemerhati Lingkungan (KPPL) dan Bendahara TIM Kerohanian Al-Kaun pada tahun kepengurusan 2015-2016. Penulis pernah mengikuti beberapa pelatihan serta seminar di bidang teknik lingkungan dalam rangka pengembangan diri. Penulis dapat dihubungi via email chusnafariyah95@gmail.com.