

LIBRARY
INTERNATIONAL REFERENCE CENTRE
FOR COMMUNITY WATER SUPPLY AND
SANITATION (IRC)

71
PAHØ 86



Organización Mundial de la Salud
ORGANIZACION PANAMERICANA DE LA SALUD
Programa de Salud Ambiental



CANADA

CENTRO PANAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y CIENCIAS DEL AMBIENTE



SEMINARIO REGIONAL DE INVESTIGACION
SOBRE LAGUNAS DE ESTABILIZACION

Lima, Perú - 3 - 7 marzo de 1986

71-PAHØ86-3811

**SEMINARIO REGIONAL DE INVESTIGACION
SOBRE LAGUNAS DE ESTABILIZACION**

LIBRARY, INTERNATIONAL REFERENCE
CENTRE FOR COMMUNITY WATER SUPPLY
AND SANITATION (IRC)
P.O. Box 93190, 2509 AD The Hague
Tel. (070) 814911 ext. 141/142

RN:

LO: 71 PAH086

ISN 3811

*Se agradece al Centro Internacional de
Investigaciones para el Desarrollo
(CIID), de Canadá, el apoyo brindado
para la publicación de este documento*

CONTENIDO

Página

PARTE I. INFORME DEL SEMINARIO

1.1	Antecedentes.....	3
1.2	Objetivos del Seminario.....	3
1.3	Temario del Seminario.....	4
1.4	Desarrollo del Seminario.....	4
1.5	Conclusiones y Recomendaciones.....	4

PARTE II. TRABAJOS PRESENTADOS

2.1	Waste stabilization ponds and reuse of effluents (Summary) (C. Bartone).....	13
2.2	The biology of waste stabilization pond systems (H.W. Pearson & A. Konig).....	26
2.3	Reducción de organismos patógenos y diseño de lagunas de estabilización en países en desarrollo (F. Yáñez).....	40
2.4	The reuse of waste stabilization pond effluents for aquaculture and agriculture (H.W. Pearson).....	89
3.	INVESTIGACION EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION: ASPECTOS DE PLANIFICACION Y METODOLOGIAS	
3.1	The need for waste stabilization pond research (D.D. Mara)..	103
3.2	Priorities in waste stabilization pond research (F. Yáñez)..	106
3.3	Aspectos de construcción y operación que requieren de investigación (R. Sáenz F.).....	119
3.4	Gerencia de um programa sistemático de pesquisas com lagoas de estabilizaçao tratando esgotos domésticos (S.A.Silva & D. D. Mara).....	138
3.5	Waste stabilization pond research: Experimental methods and data analysis (D.D. Mara & H.W. Pearson).....	145
3.6	Estimation of chlorophyll a as a measure of algae biomass in waste stabilization ponds (H.W. Pearson).....	158
4.	INVESTIGACION EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION - EXPERIENCIAS NACIONALES	
4.1	Programa de pesquisas sobre lagoas de estabilizacáo tratando esgotos domésticos (S.A. Silva).....	173

	<u>Página</u>
4.2 Waste stabilization pond research at EXTRABES in Northeast Brazil (D.D. Mara & S.A. Silva).....	190
4.3 Sistema de tratamiento por medio de lagunas de estabilización Cochabamba, Bolivia (J. Homsí).....	208
4.4 Plantas vasculares flotantes en lagunas - Las experiencias de San Juan de Aragón con lirio acuático - México (M. Rico)..	209
4.5 Lagunas de estabilización: Situación existente en Perú (R. Rojas).....	210
4.6 Propuesta para tratamiento en suelos arenosos de efluentes de lagunas de estabilización (T. Vitko).....	211
4.7 Waste stabilization pond in Suriname (C. Ramkisor).....	213
 ANEXOS	
ANEXO I: Lista de Participantes.....	219
ANEXO II: Programa del Seminario.....	223

PARTE I. INFORME DEL SEMINARIO

1.1 ANTECEDENTES

Las lagunas de estabilización están cumpliendo un papel cada vez más importante en América Latina y el Caribe para el tratamiento de aguas residuales domésticas e industriales. Una encuesta conducida por el CEPIS en 1971 reveló que en ese entonces existían 181 instalaciones de lagunas en la Región. Desde esa época el número de lagunas ha aumentado en forma significativa; actualmente sólo en Cuba hay más de 500 lagunas en uso.

Hay ventajas obvias para escoger lagunas de estabilización como un proceso de tratamiento en países de clima tropical. Las lagunas por lo general representan una alternativa de tratamiento de bajo costo - salvo en los casos donde el costo del terreno es sumamente alto - y requieren de un mínimo de operación y mantenimiento, el cual puede ser hecho por trabajadores de niveles medio y bajo. Debido a sus buenas características de asimilación biológica de desechos orgánicos, y dado que su capacidad de remoción de patógenos es superior a la de otras alternativas convencionales de tratamiento, se puede diseñar un sistema de lagunas capaz de lograr casi cualquier grado de tratamiento deseado. También son capaces de soportar y amortizar cargas excesivas transitorias tanto orgánicas como hidráulicas. Finalmente, los efluentes de lagunas son ricos en nutrientes y algas y pueden ser aprovechados para reuso en agricultura, silvicultura y acuicultura. Tomando en cuenta el amplio reuso en la Región de aguas servidas domésticas para riego agrícola, las lagunas representan una tecnología efectiva para el control de patógenos y la protección de la salud de los trabajadores agrícolas y de los consumidores de los productos comestibles.

En estas circunstancias, hay un número de investigadores en países tropicales quienes han iniciado evaluaciones críticas de los criterios de diseño, construcción y operación de lagunas de estabilización, muchos de ellos con el respaldo financiero de agencias como la OPS, Banco Mundial, BID, CIID, AID, ODA y GTZ. Sin embargo, en la mayoría de los casos las investigaciones han sido llevadas a cabo en forma aislada, los resultados no han tenido una diseminación y divulgación adecuadas, y no se nota aún el impacto de estos estudios sobre las prácticas existentes de diseño en climas tropicales, los que todavía tienden a ser basados en información proveniente de áreas templadas. Hay una necesidad urgente para promover nuevas investigaciones, coordinar esfuerzos, reunir los resultados encontrados con el fin de desarrollar criterios adecuados de diseño, y multiplicar el impacto de la investigación mediante mejor intercambio y comunicación.

1.2 OBJETIVOS DEL SEMINARIO

- Reportar acerca de investigaciones en marcha sobre lagunas de estabilización, y el estado actual de la tecnología;
- Identificar temas prioritarios de investigaciones futuras;
- Desarrollar protocolos comunes para estudios futuros y llegar a tener una base de datos regional sobre lagunas de estabilización;

- Discutir problemas relacionados con la planificación, organización y gerencia de proyectos de investigación sobre lagunas; y,
- Crear una red regional de investigadores trabajando sobre lagunas de estabilización.

1.3 TEMARIO DEL SEMINARIO

En cumplimiento de los objetivos anteriores se estableció el siguiente temario para el evento:

- Lagunas de estabilización y el reuso de los efluentes tratados en América Latina.
- Organización y gerencia de proyectos.
- Acuicultura en lagunas.
- Aspectos de construcción y operación que requieren de investigación.
- Métodos experimentales y análisis de datos.
- Planificación de programas de muestreo y análisis.
- Prioridades de investigación y creación de una red regional de investigación.

1.4 DESARROLLO DEL SEMINARIO

El Seminario se desarrolló durante la semana del 3 al 7 de marzo de 1986 en las instalaciones del CEPIS en Lima, Perú. Asistieron un total de 27 participantes de ocho países.

Para cada tema principal se presentó una exposición central, seguida de presentaciones de estudios de caso y una discusión; adicionalmente se visitaron las lagunas de San Juan de Miraflores, efectuándose ahí varias demostraciones y explicaciones relacionadas con las lagunas, otras estructuras existentes y el área de reuso. En el Anexo II figura en detalle el programa desarrollado.

1.5 CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

1.5.1 GENERALES

La investigación sobre lagunas de estabilización debe orientarse de manera tal que sus resultados permitan factibilizar diseños apropiados que respondan a las variables y condiciones locales dentro de la Región.

Colateralmente, y para que la información sea utilizable, se deberá:

- a) Emplear terminología común (o afín).

- b) Emplear procedimientos experimentales comunes que incluyan factores locales (por ejemplo: temperatura del aire, temperatura del agua). Igualmente, efectuar mediciones de DBO₅ total y DBO₅ soluble en lagunas facultativas y aeróbicas, por ser esta última de uso e interés.
- c) Emplear técnicas analíticas uniformes y alternativas verificadas y confiables* que sean de bajo costo (DQO, clorofila, etc.) Es necesario estandarizar técnicas analíticas para identificación y conteo de parásitos.
- d) Difundir sistemáticamente (en períodos de frecuencia definidos) el acontecer investigativo y general de los aspectos relacionados con lagunas en la Región (y el orbe si fuere posible).

La investigación deberá seguir una sistemática regional desde su concepción hasta su acabado, debiendo por ello:

- a) Contar con un perfil o protocolo, en que vayan descritos claramente:
 - . Antecedentes
 - . Objetivos y alcances
 - . Metodología global y escalonada (interpretación continua de datos)
 - . Análisis económico. (Se debería mostrar las ventajas de destinar fondos al proyecto a través de un análisis costo-beneficio)
 - . Duración y cronograma
 - . Bibliografía
- b) Especificar las condiciones y límites de aplicabilidad.

Para encuadrar la investigación en los marcos regionales, podrá acudirse entre la etapas de planeamiento e implementación de los proyectos a investigadores reconocidos en la Región, a objeto de recibir (formal o informalmente) recomendaciones y delineamientos generales. CEPIS/OPS podría ser contactado en esta etapa y debería apoyar a los contactos entre investigadores.

Donde existan sistemas de lagunas que no cuenten con la infraestructura y recursos para ejecutar investigación básica y/o aplicada, se deberá:

* Deben cumplir objetivos analíticos requeridos

- a) Tender a conseguir los recursos necesarios en el medio local a través de convenios interinstitucionales especialmente entre compañías de agua, universidades e instituciones del sector.
- b) Llevar, en lo posible, registros del comportamiento del sistema.

Si los sistemas cuentan con la infraestructura y recursos (humanos y financieros) o con un centro de investigación, deberán ejecutarse investigaciones de tipo básico y/o aplicado, así como estudios investigativos específicos, en áreas concretas acorde con las recomendaciones que siguen. Es necesario efectuar un control de calidad analítica interno y externo a fin de garantizar representatividad de resultados y comparabilidad de datos.

Para promover y colaborar con la investigación en este tema se recomienda:

- a) Publicar y diseminar un manual sobre la investigación en lagunas de oxidación a todo país y grupo de investigación.
- b) Publicar un formato único de protocolo para el desarrollo de la investigación.
- c) Desarrollar un audiovisual (video cassette) sobre lagunas de estabilización, el cual se podría utilizar para el entrenamiento del personal pertinente y otras actividades.

Aunque no es parte del tema central de este Seminario sobre investigación, se debe hacer énfasis en varios puntos relacionados con la mejora de la eficiencia de operación de las lagunas existentes, puntos que deben ser considerados cuidadosamente por los ingenieros que actualmente están diseñando nuevas lagunas en la Región. Estos puntos no son nuevos pero no están siendo tomados en cuenta actualmente, sea por falta de conocimiento o por desconfianza frente a recientes descubrimientos científicos y de ingeniería.

Estos puntos son:

- a) La implantación de procedimientos publicados para el mantenimiento de los sistemas de lagunas, especialmente las estructuras de entrada y de salida, diques y remoción de espuma.
- b) La aplicación de guías existentes sobre geometría de la laguna, el número de lagunas que comprende una serie, el diseño para salidas y entradas eficientes y su ubicación en las lagunas.
- c) La mayor adopción de lagunas anaerobias con cargas lo suficientemente altas para una operación eficiente pero inodora.
- d) El uso de cargas mayores en lagunas facultativas primarias en climas cálidos.

- e) Las ventajas del desarrollo por etapas (en series modulares) de los complejos de lagunas y la importancia de verificar el comportamiento de los sistemas de lagunas en las primeras etapas de la operación.

1.5.2 PRIORIDADES DE INVESTIGACION

Se debe comprometer el desarrollo de proyectos de bajo costo y de gran impacto.

Se deberá dar énfasis a investigaciones complementarias a las ya realizadas, en áreas todavía no investigadas o comprendidas plenamente, mereciendo destacarse las indicadas en los Cuadros 1.5.1 y 1.5.2.

Cuadro 1.5.1
ASPECTOS BIOQUIMICOS

Patógenos	DBO	Nutrientes	Sulfuros (lagunas anaerobias)
<ul style="list-style-type: none"> - Mecanismos y cinética de la mortalidad de patógenos (y su relación con la hidráulica de lagunas) - Remoción de Parásitos (se recomienda estandarizar la técnica de conteo de parásitos) 	<ul style="list-style-type: none"> - Mecánica de remoción de DBO con énfasis en: <ul style="list-style-type: none"> . remoción de sólidos . temperatura, etc. con el propósito de mejorar los modelos existentes más aplicables a la Región 	<ul style="list-style-type: none"> - Mecanismos y cinética de la transformación de nitrógeno, por ejemplo: <ul style="list-style-type: none"> . nitrificación . remoción de amonía molecular 	<ul style="list-style-type: none"> - Concentración máxima que no produce liberación de olores - Transformaciones de sulfuro y su interacción con la metanogénesis

1.5.3 RED DE CENTROS DE INVESTIGACION E INVESTIGADORES

Se recomienda la inmediata formación de una red informal de cooperación de investigadores y centros de investigación en la Región, la cual tendría los siguientes objetivos:

- a) Facilitar la comunicación e intercambio de experiencias e información entre los investigadores.

Cuadro 1.5.2
OTROS ASPECTOS

Submodelo Hidráulico	Sólidos	Ubicación Geográfica	Reuso	Costos
<ul style="list-style-type: none"> - Influencia de las características geométricas e hidráulicas sobre la eficiencia de las lagunas. (se recomienda estandarizar la técnica del uso de trazadores). - Investigación sobre la influencia de la profundidad de la laguna en lagunas facultativas y de maduración. - Estratificación físico-química en lagunas facultativas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Correlación entre volumen acumulado y tiempo. 	<ul style="list-style-type: none"> - Investigaciones sobre el comportamiento de lagunas ubicadas en: <ul style="list-style-type: none"> -grandes alturas, -climas cálidos. 	<ul style="list-style-type: none"> - Control de la calidad del efluente según su uso. - Aspectos de salud en reuso de efluentes de lagunas. 	<ul style="list-style-type: none"> - Costos de construcción de sistemas de lagunas.

- b) Identificar áreas prioritarias de investigación en las lagunas y promover la investigación en esas áreas.
- c) Promover la uniformidad de los procedimientos de investigación y de la metodología.
- d) Fomentar la divulgación de resultados e información.

- e) Evaluar el actual estado de conocimiento de las lagunas y los procedimientos y criterios de diseño recomendados hasta la fecha.
- f) Fomentar la cooperación horizontal entre grupos de investigación, especialmente a través del intercambio de personal.
- g) Contribuir a la institucionalización de la coordinación, especialmente en el área de preparación de investigadores.
- h) Asistir en la identificación de recursos para investigación sobre lagunas de estabilización.

Se sugiere que CEPIS/OPS asuma la dirección y coordinación de la red.

Inicialmente, la red podría hacer énfasis en las actividades específicas señaladas a continuación:

- a) Ingreso sistemático a la base regional de datos de REPIDISCA de todas las publicaciones importantes sobre lagunas de estabilización, a través de los mismos investigadores.
- b) Publicación de una edición especial de REPINDEX sobre lagunas de estabilización, y posteriormente un listado anual de la bibliografía que ingrese a la REPIDISCA durante el año.
- c) Censo de las lagunas que existen en América Latina.
- d) Inventario regional acerca de los proyectos de investigación, investigadores y centros de investigación, y su divulgación en un catálogo.
- e) Publicación de la memoria de este Seminario de Investigación, y el anuncio de sus principales conclusiones y recomendaciones en NOTICIAS y otros boletines informativos de la Región.
- f) Promover la publicación de artículos sobre lagunas en la revista DIAPA/AIDIS.
- g) Producir un manual de diseño actualizado que contenga los resultados de las investigaciones más recientes, preparado por los expertos que participan en la red.
- h) Divulgar un protocolo que señale la información mínima requerida (junto con las técnicas de muestreo, analíticas, y de procesamiento) para evaluar y mejorar el funcionamiento de las lagunas existentes.
- i) Establecer vínculos entre la red regional de investigación y otros grupos relacionados con el estudio de las lagunas de estabilización, tales como el Proyecto Global PNUD/Banco Mundial sobre Recuperación y Reciclaje de Desechos, el IRCWD, entre otros.

- j) Desarrollo y disseminación, y uso por parte de los investigadores, de una colección base de programas para microcomputador, que permitan manejar los datos de las investigaciones sobre lagunas de estabilización.
- k) Cooperación horizontal entre los centros de investigación sobre lagunas de estabilización ya establecidos y los que están surgiendo.

1.5.4 COMENTARIOS SOBRE EL INFORME ENGELBERG

El informe recomienda como pauta para los nematodos, un huevo potencialmente viable por litro. Los participantes en el Seminario sugieren que para las aguas residuales, tratadas o no, todos los huevos nematodos se deberían considerar viables.

El informe establece que mediante el tratamiento en un sistema de lagunas de cinco células, con una retención mínima de 20 días a más de 20°C, se puede esperar una reducción de 5-6 del ciclo logarítmico en los coliformes fecales. No obstante, información de América Latina indica que este tiempo de 20 días puede no ser aplicable a todos los casos y climas. Por lo tanto, se recomienda investigaciones adicionales sobre tiempo de retención y la mortalidad de coliformes, bajo distintas condiciones.

PARTE II. TRABAJOS PRESENTADOS



2.1 WASTE STABILIZATION PONDS AND REUSE OF EFFLUENTS (SUMMARY)

Dr. Carl R. Bartone

2.1.1 Waste stabilization ponds

Large shallow basins formed by earthen embankments in which organic wastes are treated entirely by natural processes involving algae and bacteria.

- Aerobic ponds

Shallow ponds less than 1 m deep where dissolved oxygen is maintained throughout entire depth mainly by photosynthetic action.

- Facultative ponds

Ponds 1-2 m deep with aerobic lower zone, facultative middle zone, and aerobic upper zone maintained by photosynthesis and surface reaeration.

- Anaerobic ponds

Deep ponds (2.5-4 m) receiving high organic loadings such that anaerobic conditions prevail throughout entire pond depth.

- Maturation or polishing ponds

Aerobic ponds used to polish effluents from facultative ponds (or other biological processes). Their main function is the destruction of pathogens.

Special cases

- High-rate ponds

Shallow aerobic ponds (.2-.6 m) designed to maximize algae growth to achieve high protein yields.

- Aerated lagoons

Pond oxygenated by surface or diffused-air aeration.

2.1.2 Advantages of ponds

- Usually lowest cost treatment alternative requiring minimum of maintenance by unskilled operators.
- Can achieve any required degree of treatment.
- Pathogen removal greater than other sewage treatment alternatives.

- Able to withstand both organic and hydraulic shock loadings.
- Can treat wide variety of industrial and agricultural wastes.
- Flexible design so that degree of treatment is easily altered.
- Land easily reclaimed if needed for other purposes in future.
- Pond effluents rich in nutrients and algae so can be reused for irrigation or aquaculture.

Table 2.1.1

SAN JUAN PONDS - FAECAL COLIFORM REMOVAL
(Geometric average of monthly samples during 12-month period)

<u>Pond</u>	<u>MPN F.C./100 ml</u>	<u>% Removal</u>
RAW WASTEWATER	4.66×10^7	-
P ₁	2.76×10^6	94.1
S ₁	2.69×10^5	99.4
T ₁	2.87×10^4	99.94
C ₁	2.30×10^3	99.995
P ₂	3.35×10^6	92.8
S ₂	2.27×10^5	99.5
T ₂	1.67×10^4	99.96
C ₂	5.10×10^2	99.999
Q ₂	1.58×10^2	99.9996

2.1.3 Disadvantages of chlorination of treated effluents

- High cost.
- Resistance of many faecal bacteria to chlorine, resulting in aftergrowth.
- Preferential uptake of chlorine by BOD, resulting in high dosing rate and wastage.

Well-designed ponds can produce less than 100 F.C./100 ml without need for chlorination.

- Very high (costly) concentrations needed for killing virus and parasites.
- Operation and maintenance of dosing system and continuity of supplies difficult in most developing country situations.
- Possible risks associated with carcinogenic chlorinated hydrocarbons.

2.1.4 Examples of pond effluent standards

- For irrigation

Faecal coliforms 1,000/100 ml

Protozoa and helminths absent

- Fishculture

Faecal coliforms 10,000/100 ml

Standard Plate Count 10.000/ml

Protozoa and Helminths Absent

Ammonia

Small latters 2 mg-N/l

Un-ionized 0.5 mg-N/l

Detergents 1.5 mg-MBAS/l

Dissolved oxygen 3 mg/l

- River discharges

a. U.K.

BOD₅ 20 mg/l

SS 30 mg/l

b. U.S. EPA

BOD₅ 30 mg/l

SS 30 mg/l

c. Mara for LDC's

Faecal coliforms	5,000/100 ml
BOD ₅	25 - 30 mg/l
Suspended solids	-
Algae	10 ⁵ cells/ml

2.1.5 The reuse "Question"

Wrong question: should we, or shouldn't we?

- Widespread direct reuse is occurring in response to economic pressures:
 - . Without sanitary controls
 - . Possibly causing epidemics
- Indirect reuse is occurring everywhere.
- The real alternatives are:
 - . Pretend not to see; or
 - . Improve and rationalize existing systems.

Right question: what degree of treatment is necessary before irrigation reuse?

- For public health protection
- For crop and soil protection.

2.1.6 Socioeconomic benefits of reuse project

- Establish basis for sanitary control measures for reuse.
- Recovery of arid lands for agriculture.
- Food production and improved food quality
 - . Improved nutrition;
 - . Reduced health risks.
- Creation of job and settlement opportunities.
- Increased recreational opportunities and amenities
 - . Parks;
 - . Green belt
- Provision of sewage treatment
 - . Reuse can help finance treatment;

- Avoid environmental pollution problems from alternate disposal options (e.g. beach contamination).

2.1.7 Public health aspects of reuse

- Economic demand will create spontaneous indiscriminate reuse, if sanitary control measures are not planned and implemented by public health authorities.
- Microbiological contamination
 - Endemic enteric and diarrheic diseases, parasitosis, hepatitis, typhoid fever, etc.
 - * in the contributing population;
 - * in farm workers;
 - * in consumer population.
 - Transfer of bacterial resistance (R-factor plasmids)
- Chemical contamination
 - Concentrated industrial wastes.
 - Potential bioaccumulation of trace metals and organic toxic substances
 - * soils;
 - * edible crops;
 - * livestock, milk and eggs;
 - * fish and prawns.

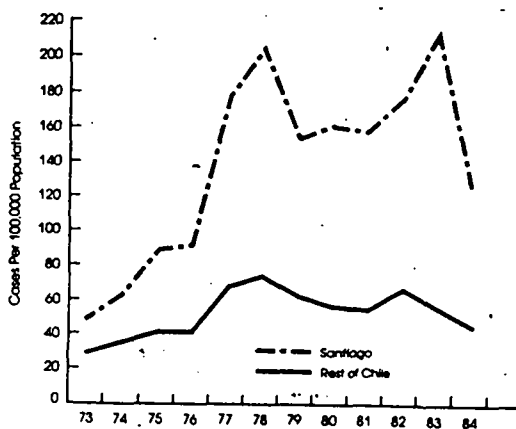


Figure 2.1.1 Medias moviles de tasas de morbilidad por fiebre tifoidea y paratifoidea versus años para el area metropolitana y resto del país (Source: Shuval et al, 1986)

Table 2.1.2

EJEMPLOS DE REUSO EN AGRICULTURA

Lugar	Caudal (m ³ /s)	Area (ha)	Cultivos	Tratamiento
<u>AMERICA LATINA</u>				
Santiago, Chile	8	16,000	Hortalizas	Crudo
México				
- México, D.F.	43	90,000	Forraje, hortalizas	Crudo
- 17 Distritos de riego	69	151,000	Varios	-
- Mexicali	1.2	5,000*	Hortalizas*	Lagunas AN + F
Perú				
- Ica	0.3	300	Algodón, uva, maíz	Lagunas F
- Lima	2	2,800	Hortalizas	Crudo
- San Juan (Lima)	0.4	500	Hortalizas	Lagunas F + M
- San Bartolo (Lima)	2.5*	4,000*	Hortalizas*	Lagunas aer.+ infil- tración rápida
Mendoza, Argentina	1.2	5,700	Hortalizas	Crudo
Cochabamba, Bolivia	0.6	-	-	Lagunas F + M
<u>EE.UU. (3,400 sitios)</u>				
- California (200 sitios)	7	-	Varios	P + S + T + D
- Muskegon, Michigan	-	2,200	Varios	Lagunas aer. + M
- Lubbock, Texas	0.9	3,000	Algodón	P + S + D
- Chandler, Arizona	-	2,800	Varios	P + S + T + D
<u>EUROPA</u>				
Alemania	3.2	25,000	Hortalizas prohibidas	P + S + D
- Brunswick	0.6	2,800	Hortalizas y frutas prohibidas	Lagunas AER + se- dimentación
Israel	1.4	10,000	Varios	(Lagunas AN + F + M)
Gran Bretaña (60 sitios), Chipre, Unión Soviética			REUSO EXISTENTE, PERO NO HAY DETALLES	
<u>ASIA</u>				
China	-	1,300,000	Varios	-
India	23	-	Varios	-
- Calcuta	-	12,500	Varios	Lagunas
<u>AUSTRALIA</u>				
Melbourne	4.1	10,000	Forraje	Lagunas
<u>AFRICA Y MEDIO ORIENTE</u>				
Africa del Sur (20 sitios)	2.2	-	Forraje	-
Tunisia	-	2,600	Varios	Lagunas
Kuwait	1	9,000	Forraje	P + S + D
Amman, Jordania	1.4	*	*	Lagunas AN + F + M
Khartoum, Sudán	-	2,800	Bosques	P + S
Egipto, Arabia Saudita, Oman, Bahrain, Iran			(REUSO EXISTENTE O PROYECTADO, PERO NO HAY DETALLES)	

LAGUNAS: AN = Anaeróbicas
F = Facultativas
M = Maduración
AER = Aeradas

PLANTAS: P = Primaria
S = Secundaria
T = Terciaria
D = Desinfección

* = Proyectado
() = Común

Table 2.1.3
EJEMPLOS DE REUSO PARA RIEGO EN AMERICA LATINA
DATOS DE CALIDAD DE AGUA Y HORTALIZAS

CIUDAD	Q (m ³ /s)	A (ha)	COLIFORMES FECALES	
			AGUA (MPN/100 m)	LECHUGA (MPN/100 g)
Santiago	8	16.000	10 ⁷	10 ⁵
México, D.F.	43	90,000	10 ⁸	10 ⁴
Mendoza	1.2	2,000	-	10 ⁵
Lima	2	2,800	10 ⁸	-
. San Juan	0.4	500	10 ²	

Table 2.1.4
LAGUNAS - INSTALACIONES GRANDES

LUGAR	CAUDAL (m ³ /s)	POND AREA (ha)	TIPO
Auckland, Nueva Zelandia	2.4	530	F
Melbourne, Australia	4.1	310	AN + F
Stockton, California	2.9	250	-
Amman, Jordania	1.4	200	AN + F + M
Mexicali, México	1.2	140	AN + F

AN = Anaerobicas; F = Facultativas; M = Maduración

Table 2.1.5
REUSO EN 17 DISTRITOS DE RIEGO, MEXICO

	1981	1986	1996
Area (ha)	151,000	231,000	290,000
Caudal (m ³ /s)	69	86	105

(Fuente: SARH, 1983)

Table 2.1.6
 QUALITY CRITERIA FOR IRRIGATION REUSE IN TWO STATES OF U.S.

Type of use	Microbiological limits		Treatment levels	
	Arizona	California	Arizona	California
Orchards, fodder, fiber, seed crops	1000 F.C./100 ml*	Not stated	Secondary + disinfection	Primary
Pasture	1000 F.C./100 ml*	23 T.C./100 ml**	Secondary + disinfection	Oxidation + disinfection
Landscape (golf, cemetery)	200 F.C./100 ml*	23 T.C./100 ml**	Secondary + disinfection	Oxidation + disinfection
Landscape (parks, playground)	25 F.C./100 ml* Max 75 F.C./100ml 125 PFU/40 l	2.2 T.C./100ml** Max 23 T.C./100ml	Secondary + disinfection + filtration (5 NTU)	Oxidation + coagulation + filtration + disinfection (2 NTU)
Food consumed raw	2.2 F.C./100ml* Max 25 F.C./100ml No viable parasite eggs or cysts 1 PFU/40 l	2.2 T.C./100ml** Max 23T.C./100 ml	Soil-aquifer treatment or secondary + disinfection + chemical coagulation (1 NTU)	Oxidation + disinfection (for surface irrigation) Oxidation + coagulation + filtration + disinfection (2 NTU) (or spray irrigation)

* Geometric average

T.C. = Total Coliforms
 F.C. = Fecal Coliforms

PFU = Plaque Forming Units (Virus)
 NTU = Nephelometric Turbidity Units

** 7 day median

NOTE: Coliform standard of 2.2 T.C./100 ml is more strict than WHO guideline for drinking water (3 T.C./100 ml).

Table 2.1.7
RELATIVE HEALTH RISKS FROM USE OF UNTREATED EXCRETA AND
WASTEWATER IN AGRICULTURE AND AQUACULTURE

CLASS OF PATHOGEN	Relative amount of excess frequency of infection or disease
<p>1. Intestinal nematodes:</p> <p style="padding-left: 40px;"><u>Ascaris</u></p> <p style="padding-left: 40px;"><u>Trichuris</u></p> <p style="padding-left: 40px;"><u>Ancylostoma</u></p> <p style="padding-left: 40px;"><u>Necator</u></p>	High
<p>2. Bacterial infections:</p> <p style="padding-left: 40px;">bacterial diarrhoeas (e.g. cholera)</p> <p style="padding-left: 40px;">typhoid</p>	Lower
<p>3. Viral infections:</p> <p style="padding-left: 40px;">viral diarrhoeas</p> <p style="padding-left: 40px;">hepatitis A</p>	Least
<p>4. Trematode and cestode infections:</p> <p style="padding-left: 40px;">schistosomiasis</p> <p style="padding-left: 40px;">clonorchiasis</p> <p style="padding-left: 40px;">taeniasis</p>	From high to nil, depending upon the particular excreta use practice and local circumstances.

Source: Engelberg Report, 1985)

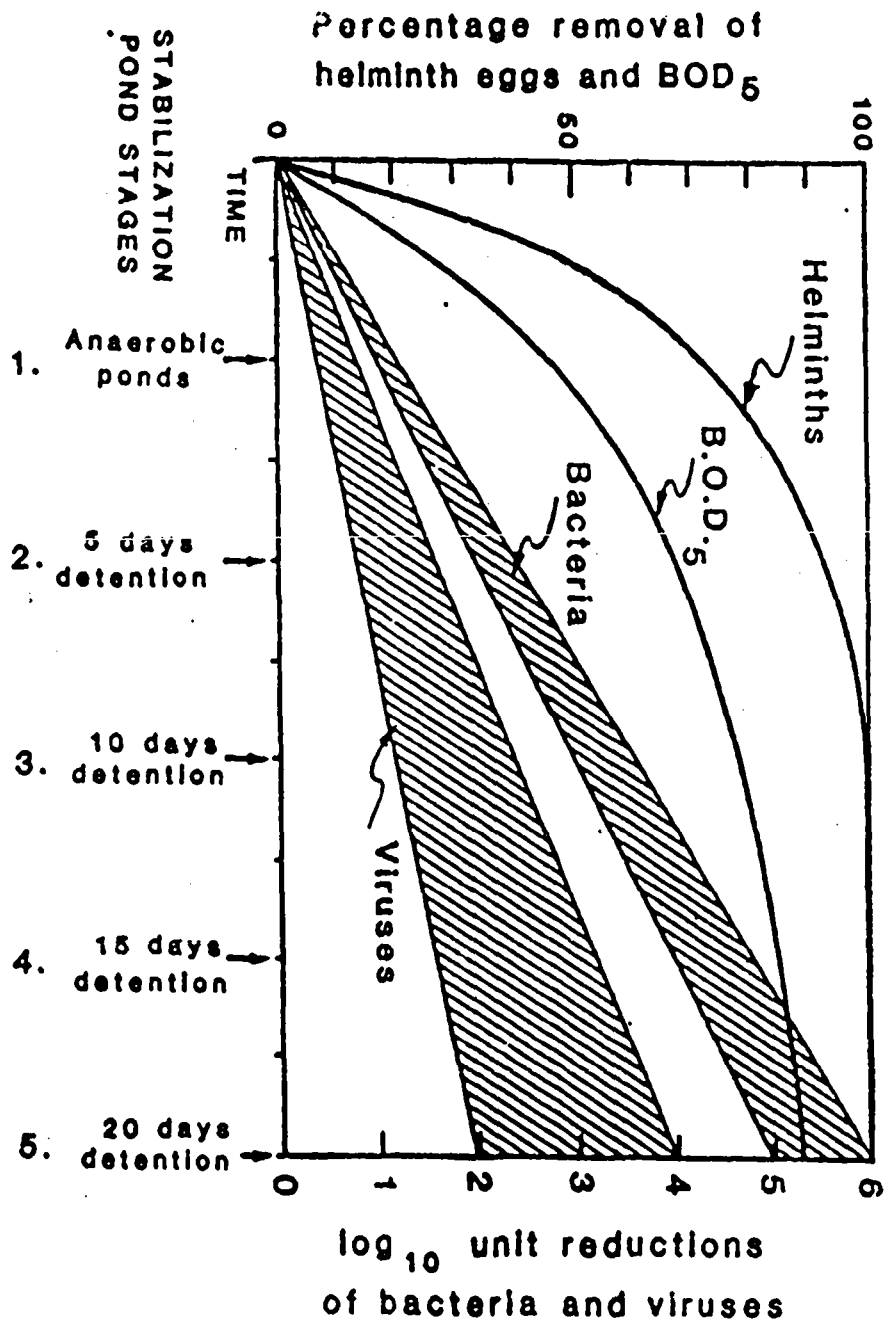


Figure 2.1.1 Generalized removal curves from BOD, helminth eggs, excreted bacteria and viruses in waste stabilization ponds at temperatures above 20° C.

(Source: Shuval et al., 1986)

Table 2.1.8
TENTATIVE MICROBIOLOGICAL QUALITY GUIDELINES FOR TREATED
WASTEWATER REUSE IN AGRICULTURAL IRRIGATION (1)

Reuse process	Intestinal nematodes (2) (geometric mean No. of viable eggs per litre)	Faecal coliforms (geo- metric mean No. per 100 ml)
<u>Restricted irrigation (3)</u>		
Irrigation of trees, industrial crops, fodder crops, fruit trees (4) and pasture (5)	1	Not applicable
<u>Unrestricted irrigation</u>		
Irrigation of edible crops sports fields, and public parks (6)	1	1000 (7)

- (1) In specific cases, local epidemiological, socio-cultural, and hydrogeological factors should be taken into account, and these guidelines modified accordingly.
- (2) Ascaris, Trichuris and hookworms.
- (3) A minimum degree of treatment equivalent to at least a 1-day anaerobic pond followed by a 5-day facultative pond or its equivalent is required in all cases.
- (4) Irrigation should cease two weeks before fruit is picked, and no fruit should be picked off the ground.
- (5) Irrigation should cease two weeks before animals are allowed to graze.
- (6) Local epidemiological factors may require a more stringent standard for public lawns, especially hotel lawns in tourist areas.
- (7) When edible crops are always consumed well-cooked, this recommendations may be less stringent.

(Source: Engelberg Report, 1985)

Table 2.1.9
AQUACULTURE CONSIDERATIONS

Concern	Fish and shellfish	High-rate algae ponds	Aquatic macrophytes
Sanitary safety	<ul style="list-style-type: none"> - Only in tertiary polishing ponds, never in treatment ponds - Can process as fishmeal or salt dried fillets for security 		<ul style="list-style-type: none"> - Only in tertiary ponds
Economic & market	<ul style="list-style-type: none"> - 2-10 tons/ha-year - Shrimps have extremely high value 	<ul style="list-style-type: none"> - 200-450 kg/ha-day - Need to establish market - Harvesting costly and difficult - Mixing energy required 	<ul style="list-style-type: none"> - Water hyacinth for composting, animal feed or biogas slurry - Duckweed for poultry feed - Harvesting problematic
Treatment considerations	<ul style="list-style-type: none"> - Need to control: <ul style="list-style-type: none"> . Ammonia . DO . Detergents 	<ul style="list-style-type: none"> - Difficult to maintain monoculture - Good BOD removal, but not treatment ponds 	<ul style="list-style-type: none"> - Good nutrient stripping - Metal and toxic stripping

2.1.8 Aquaculture in ponds

- Four main types:
 - . Fishfarming;
 - . Shellfish culturing;
 - . High-rate algae production;
 - . Aquatic macrophyte production.
- Three areas of interest:
 - . Sanitary safety of aquaculture products;
 - . Viability of producing aquaculture products with economic value and readily available markets;
 - . Degree to which aquaculture affects effluent quality and viceversa.

2.2 THE BIOLOGY OF WASTE STABILIZATION POND SYSTEMS

H.W. Pearson and A. Konig

2.2.1 Introduction

- The biology of waste stabilization ponds is usually described in terms of the simplified mutualistic relationship between algae and bacteria. The algae are the O₂ generating system providing the bulk of the oxygen for efficient oxidation of organic material by the chemo-organotrophic bacteria. Bacterial degradation of the organic material in turn providing the algae with an enriched supply of CO₂ and mineral salts which in the presence of light is all they required for growth.
- This simple biological model provides the engineer with an adequate explanation for the degradation of organic material in a pond system and the observed reduction in BOD and COD between influent and effluent. It does not, however, seek to explain the other vital aspect of sewage treatment in ponds, namely the efficient destruction of pathogenic microbes.
- Waste stabilization ponds have been designed to provide virtually any required effluent quality standard in terms of BOD and microbiological purity using well established empirical design equations (Marais, 1967, and 1974; Mara and Silva, 1979; Arthur, 1983). This approach has led, in many cases, to the use of very conservative pond designs with important cost implications. Even so on occasions, pond systems have failed to reach the predicted effluent quality standards or have become unstable or even failed completely.
- It is only with a fuller understanding of the biology of pond systems (e.g. the various microbial interactions that occur) and the relationship between physicochemical parameters and microbial activity that it will be possible to:
 - a) produce improved and more cost effective pond design with a degree of confidence;
 - b) understand the causes for failure of pond performance and provide quick and effective remedial solutions;
 - c) produce a trouble shooting procedure for general application to malfunctioning pond systems;
 - d) make reliable predictions on how much additional organic loading may be placed on an existing pond complex without risk of failure;
 - e) recognise early symptoms before actual failure of the system;
 - f) use ponds for the treatment of special industrial effluents.
- With these points in mind we will discuss in this paper some aspects of our expanding knowledge of the biology of waste stabilization ponds.

2.2.2 Algal biomass

- Much attention has been focussed on the algal populations of ponds because of their key role as oxygen generators and also because they represent a potentially useful harvestable biomass for use as food, fertiliser or the raw material for various biotechnological industries (see Pearson, 1986). Algal sensitivity to toxic substances in sewage will affect overall pond performance and the species and total biomass present are good indicators of the efficiency and degree of treatment occurring.

2.2.3 Anaerobic ponds

- The appearance of algae in an anaerobic pond will in most cases indicate underloading and the presence of dissolved oxygen in the pond which may inhibit the development of either or both acid forming and methanogenic bacteria (the latter are most sensitive to oxygen). This will lead to impaired pond performance and possibly to the production of odours. The only exception to this observation is the presence of a thin film of flagellate algae of the genus Chlamydomonas which often occur even in efficiently operating anaerobic ponds which have not formed a surface crust. It seems that in this case the photosynthetic oxygen produced does not penetrate deep enough into the ponds to cause a problem and in fact this algal species may well be utilizing organic material in the light and producing none or only small amounts of photosynthetic oxygen.

2.2.4 Facultative and maturation ponds

- In contrast the size of the algal population in an efficiently functioning facultative pond will be large with chlorophyll concentrations in the range of 1,000 to 3,000 $\mu\text{g Chl a L}^{-1}$ or even higher. The chlorophyll concentration frequently fluctuates quite considerably within a particular pond and these fluctuations may not necessarily correlate with seasonal changes in environmental conditions such as light intensity or temperature. In general, daily or weekly fluctuations in the quantity of algal biomass in a pond reduces with a reduction in the BOD surface loading and is least pronounced in the final maturation ponds. This is exemplified by the data in Figure 1 which shows weekly chlorophyll data for the EXTRABES system 1 series of ponds in which the organic loading decreases along the series from F₁ to M₃.
- Figure 1 also shows another interesting observation. The chlorophyll a concentrations in samples of the pond effluent of the facultative pond F₁ taken at 08:00 hours, were frequently much higher than the values obtained from samples of the entire pond water column taken with a water column sampler. The differences can be attributed to stratification of the algae during daylight into a distinct mobile band (which may only be 15 cm wide) within the water column of a facultative pond. This algal band moves up and down through the water in response to changes in light intensity and when it is near to the effluent

in response to changes in light intensity and when it is near to the effluent take-off level high concentrations of algae appear in the effluent (turning it dark green). As it moves away from the effluent take-off zone the concentration drops. This vertical movement of the algae will vary with the time of day and also from day to day depending on incident light conditions and accounts for the fluctuations in chlorophyll recorded in the effluent of facultative ponds on different days. Recent observations on the deep ponds at EXTRABES also confirm that the motile algae of facultative ponds move on to the pond bottom sediments at night.

- These observations show that grab effluent samples provide poor estimates of the algal biomass in the pond and explain why water column samples give a more accurate measure of the mean algal standing crop. The variations in algal concentration within the effluent also suggest that effluent quality will vary throughout the day (see later).
- Algal speciation can be used as an indicator of pond type of BOD surface loading (Shillinglaw and Pieterse, 1977; Pearson et al, 1986). In general flagellate algal genera (e.g. Euglena, Chamydomonas, Phacus, Pyrobotrys) predominate in facultative ponds. The non motile green algae (e.g. Microactinium, Scenedesmus and Chlorella) and diatoms are more dominant in maturation ponds. The number of species also increases with purification such that only two or three species may exist in highly loaded facultative ponds (i.e. above 400 kg BOD₅ ha⁻¹ d⁻¹ in N.E. Brazil), whereas as many as fifteen species might be present in a final maturation pond of a series with a surface loading of only 10-20 kg BOD₅ ha⁻¹ d⁻¹. Typical pond algae are given in Table 2.2.1 which also shows the variation in species numbers associated with pond organic loading.
- A change in speciation towards flagellate forms and a reduction in species numbers would indicate a switch to more facultative conditions and signal a change in effluent quality. Should facultative ponds turn purple and water samples contain predominantly sausage-shaped purple cells with large intracellular inclusions, then purple sulphur bacteria are present and the pond is moving towards anoxia and a reduced performance can be anticipated.
- Our studies in N.E. Brazil show that the chlorophyll concentration in a pond can be linked to its BOD₅ surface loading. A chlorophyll a concentration of approximately 300 to 350 g L⁻¹ in ponds with flagellate algal species would indicate a highly loaded facultative pond probably close to the limit for guaranteed stable and efficient treatment (Figure 2.2.2 Line A-A₁). In contrast concentrations below 300 g Chla L⁻¹ but with numerous non-flagellate algal species present would indicate maturation pond status with good effluent quality (Figure 2.2.2 line B-B₁). Under climatic conditions similar to those in N.E. Brazil maximum algal biomass production will occur around 200 kg BOD₅ h⁻¹ d⁻¹. Ponds in such a range will also be able to withstand a significant degree of shock loading.

2.2.5 Diurnal studies

- Diurnal studies in facultative ponds with effluent take-off points close to the surface, show that the effluent quality varies considerable during the day. The data in Figure 2.2.3 show that increases in BOD and COD correlated closely with increased concentrations of algae in the effluent. In addition there is an inverse relationship between faecal coliform numbers and the amount of algal biomass and dissolved oxygen concentrations in the effluent take-off zone of the pond. These data demonstrate that analysis of occasional effluent 'grab' samples may provide inaccurate information on the mean daily effluent quality. In other words, apparent effluent quality may be simply a function of the time of sampling.
- Variation in effluent quality can be linked to microbial and physico chemical stratification within the pond water column, particularly of the algae, as described earlier. In facultative ponds the zone of movement of the algal band is restricted to the top 50 to 60 cm. Faecal coliform numbers are low at the surface but increase below the algal band.
- Therefore, in a pond series, it would make sense to set the effluent take-off level from the facultative pond, feeding a series of maturation ponds at approximately 60 cm to minimize the transfer of BOD (in the form of algae) to the maturation ponds. Any increase in faecal coliform transfer (and thus possibly pathogens) is probably insignificant since the greatest degree of "die off" occurs in the following maturation ponds.
- Fluctuations in effluent quality also occur in maturation ponds but they are less pronounced than those observed in facultative ponds. Even so, quality can vary by a factor of 2 to 3 in terms of BOD, COD, chlorophyll a and faecal coliform concentration. A variable depth effluent take-off system would improve mean effluent quality from maturation ponds providing suitably qualified technical personnel were available to control it but failing this maturation pond effluents should be taken from the surface layers.
- The COD (and BOD) contribution by the algae differs to some degree with species. However, we have found that there is a direct linear relationship between chlorophyll concentration (i.e. biomass) and COD contribution. An algal concentration equivalent to 1 mg Chla L⁻¹ will contribute some 300 mg l⁻¹ CO) (Figure 2.2.4). Once a mean value for the COD: BOD ratio for algae has been verified and given that algae frequently represent some 70% of the BOD of an unfiltered effluent from a maturation pond, then Chla concentrations from an effluent can be used to give rapid albeit approximations of the effluent BOD and COD.

2.2.6 Ammonia and sulphide toxicity

- Waste stabilization pond algae are sensitive to ammonia which inhibits photosynthetic activity and thus reduces oxygen production. The

current literature would suggest that concentrations of ammonia of 2.00 mM or more at pH's above 8.0 will severely inhibit algae (Abeliovich and Azov, 1976). However, this may be an over pessimistic evaluation since current studies in my laboratories (HWP) suggest that concentrations of ammonia of 10 mM even at pH 8.5 (ammonia is toxic in the NH_3 form which predominates at high pH) can be tolerated by several species of algae isolated from waste stabilization ponds although different species do show different amounts of tolerance (Figure 2.2.5).

- Sulphide is similarly toxic to algae except it is more toxic at pH's below 7 (i.e. when the unionised form H_2S predominates). Concentrations of sulphide of 200 M at pH 7.5 would seriously affect pond performance by inhibiting photosynthetic activity and thus O_2 production by the algae. Different algae again show different tolerances as with ammonia (Figure 2.2.6).

2.2.7 Bacterial die-off in ponds

- The causes of faecal coliform die-off in maturation ponds is still under intensive investigation but from laboratory and field studies at the universities of Leeds and Liverpool it would seem that it is the high pH's (at low nutrient levels) produced in maturation ponds by algal photosynthesis which is the key factor. High oxygen concentrations alone do not seem to enhance die-off. The lethal effect of pH is also accentuated by increased temperatures. The data also show that the rates of "die-off" of faecal coliforms vary with depth in the water column being greatest nearest the surface where the pH is highest (Figure 2.2.7).

2.2.8 Aquatic macrophytes

- The use of macrophytes as part of waste stabilization pond treatment processes has been investigated world-wide. In France, rooted macrophytes are used in the final maturation pond (which is only some 50 cm deep) to reduce suspended solids (by shading out the algae) and strip nutrients. These systems require considerable and regular maintenance (e.g. cutting the macrophytes) and the shade produced by the macrophyte stands encourages flies and mosquitoes and also wildlife. To date, lack of rigorous data on these systems makes it difficult to evaluate them, but they would seem inappropriate technology for most tropical and subtropical situations where an effluent of good microbiological quality is highly desirable.
- Numerous experiments have been done on the use of floating macrophytes on maturation ponds to shade out the algae (reduce suspended solids and BOD) and strip nutrients. The developments look promising particularly when an effluent with low suspended solids, algae, nitrogen and phosphorus is required for discharge to a watercourse. However, the choice of macrophyte type is important both from an ecological point of view (only plants native to the region should be used) and to ensure that mosquito breeding, etc. is not encouraged. Preliminary studies in Brazil suggest that Pistia species are particularly suitable for use in tropical regions of South America.

The harvesting of floating macrophytes is relatively simple (easier than algae) and the biomass can be used for green fertiliser, animal feed or conversion into biogas (see Pearson, 1986).

ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to acknowledge the support given to the research at EXTRABES by the following organizations: Universidade Federal da Paraíba (UFPb); Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CEGEPA); Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE); Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP); fundo de Incentivo a Pesquisa Técnico-Científico do Banco do Brasil S.A. (FIPPEC); Coordenacao de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq); the Canadian International Development Agency (CIDA); and the United Kingdom Science and Engineering Research Council (SERC).

2.2.9 References

1. Abeliovich , A. and Azov, Y. (1976). Toxicity of ammonia to algae in sewage oxidation ponds. Appl. Environ. Microbiol. 31, 801-806.
2. Arthur, J.P. (1983). Notes on the design and operation of waste stabilization ponds in warm climates of developing countries. World Bank Technical Paper No. 7, 18-31. The World Bank, Washington, U.S.A.
3. Mara, D.D. and Silva S.A. (1979). Sewage treatment in waste stabilization ponds, recent research in Northeast Brazil. Prog. Water Technol. 11, 341-344.
4. Mara, D.D., Pearson, H.W. and Silva, S.A. (1983). Brazilian stabilization-pond research suggests low-cost urban applications. World Water, 6, 20-24.
5. Marais, G.V.R. (1966). New factors in the design of waste stabilization ponds. WHO Bulletin, N° 34, 737-763. Geneva, WHO.
6. Marais, G.V.R. (1974). Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. J. Environ. ASCE 100, 119-139.
7. Pearson, H.W. (1986). The re-use of waste stabilization pond effluents for aquaculture and agriculture. Paper presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research, CEPIS, Lima, Perú. 3-7 March 1986.
8. Pearson, H.W., Konig, A., Silva, S.A. and Mara, D.D. (1985). Microbial interactions and dynamics in Brazilian waste stabilization ponds. Water Res. (in press).
9. Shillinglaw, S.N. and Pieterse. (1977). Observations on algal populations in an experimental maturation pond system. Water S.A., 3, 183-192.

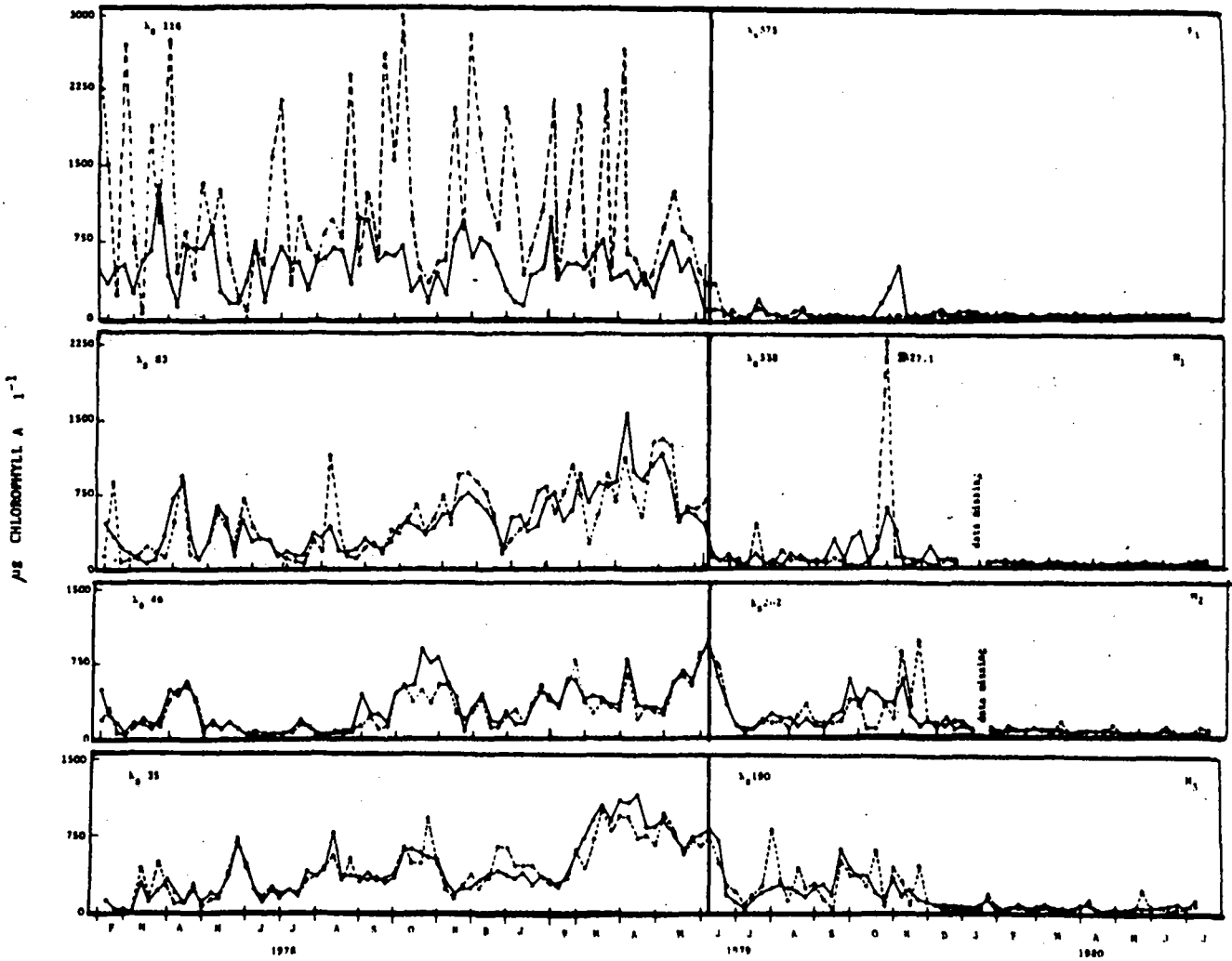


Figure 2.2.1

Chlorophyll a analyses for samples taken from the water column (continuous line) and effluent (broken line) of System I ponds at EXTRABES.
 λ_s signifies the BOD₅ surface loading on the pond.

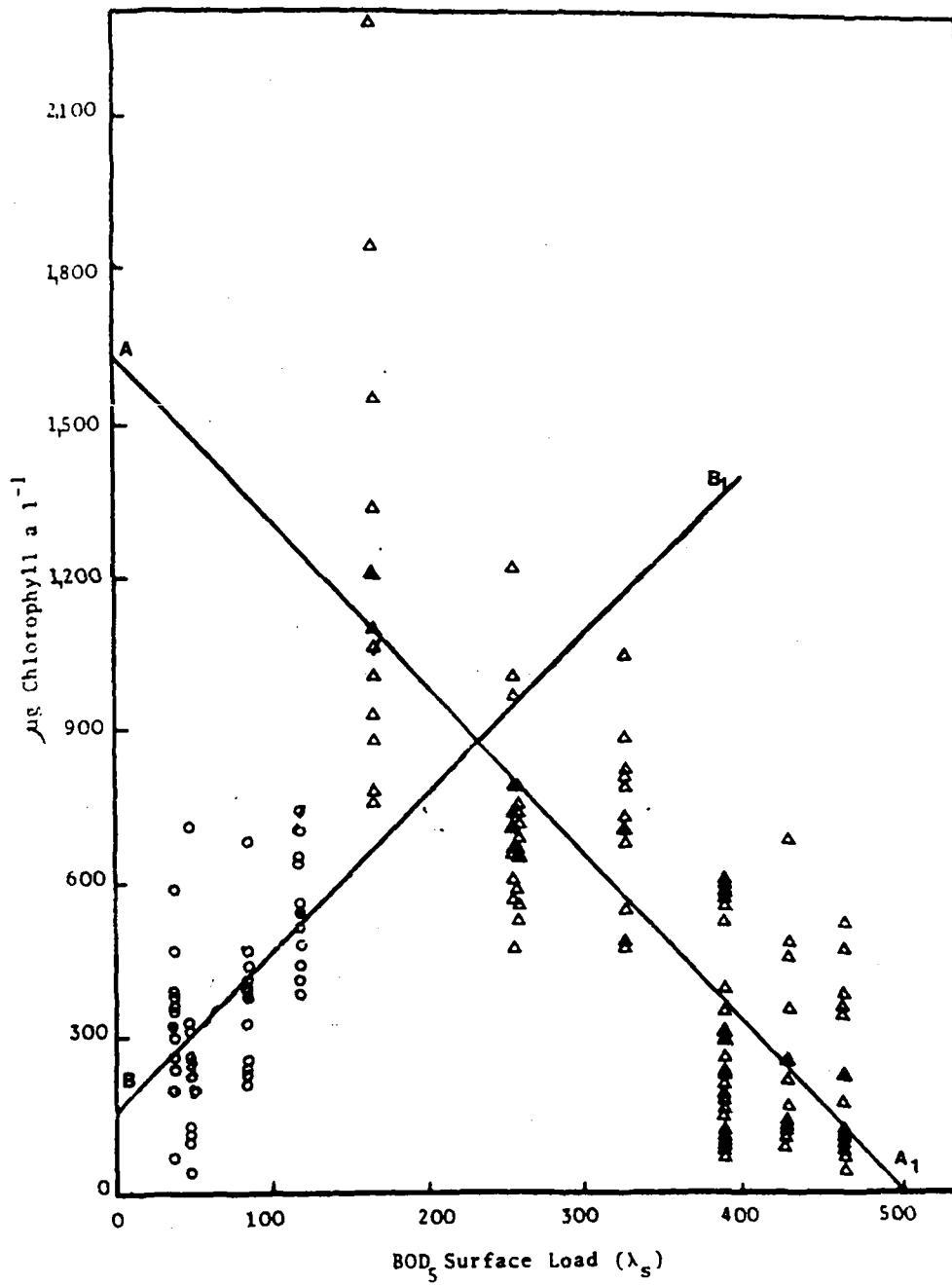


Figure 2.2.2

Regression lines for monthly means of chlorophyll a concentrations of ponds water sample against BOD₅ surface loading for ponds of System I (o) line B - B₁; and System II (Δ) line A - A₁

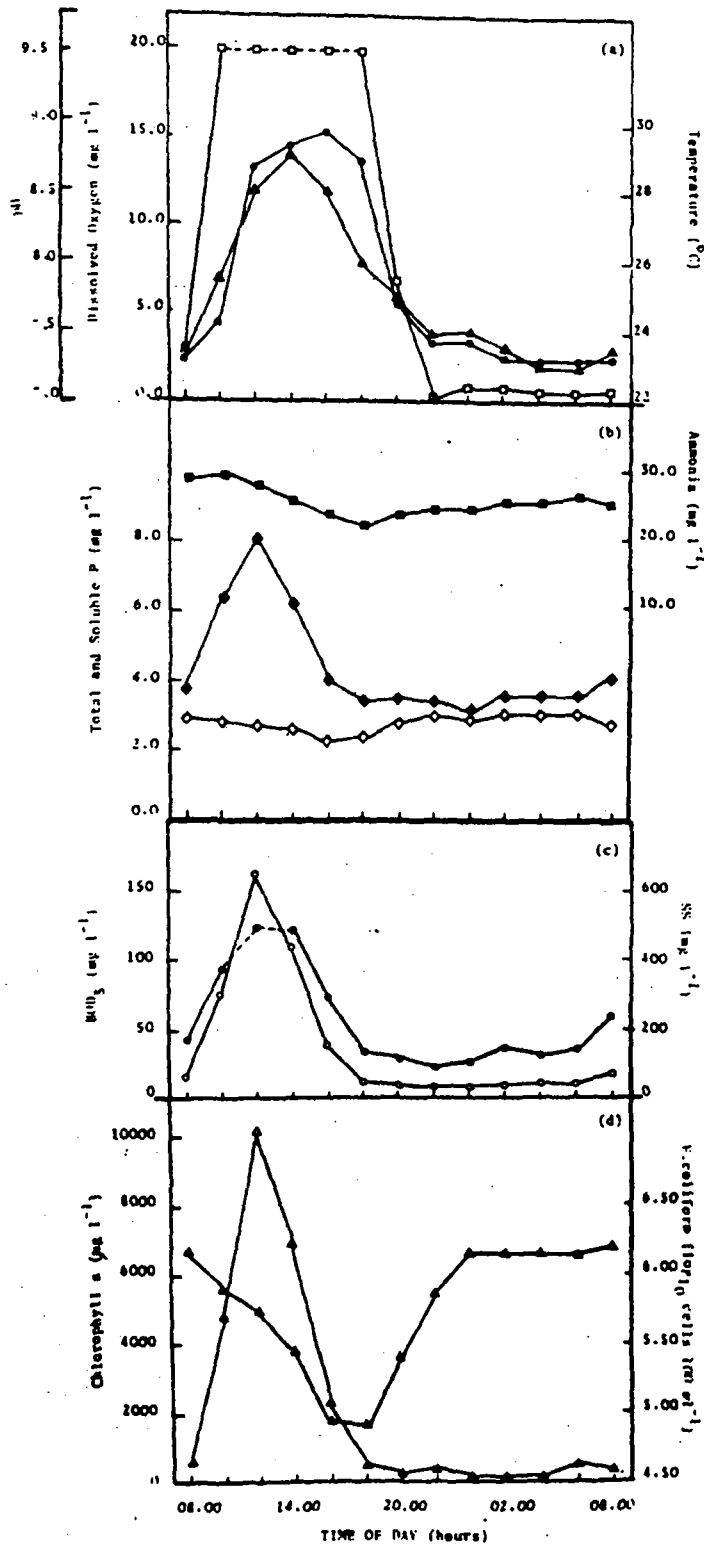
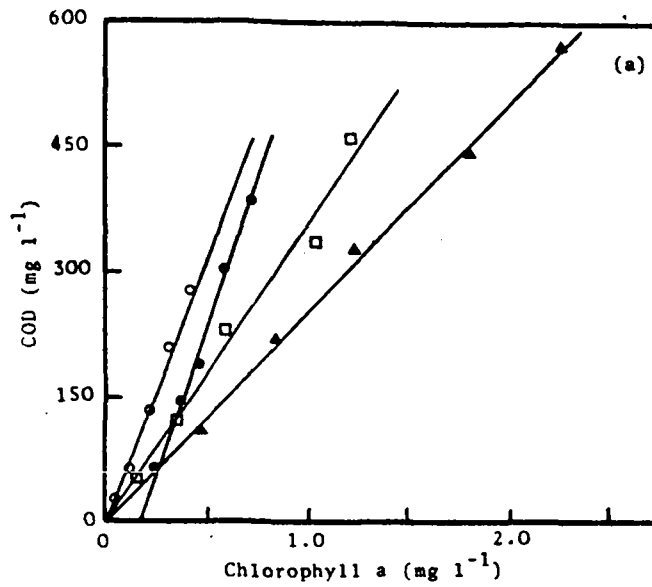


Figure 2.2.3

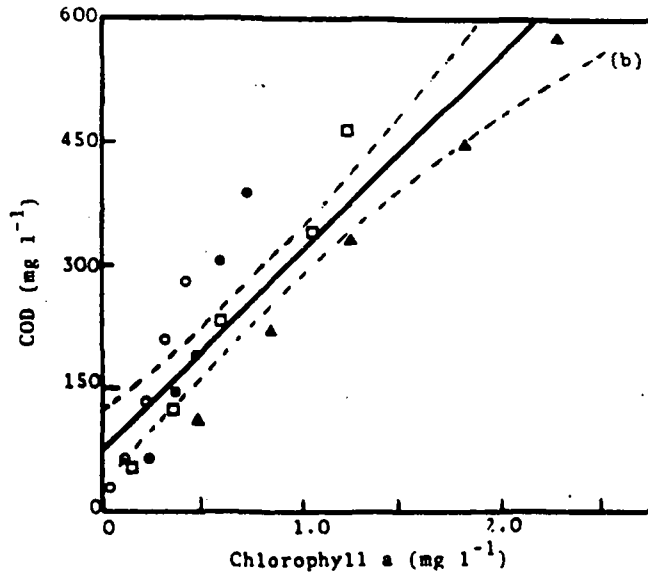
Variations in

- a) Dissolved oxygen (□), pH (●), water temperature (▲);
 b) Ammonia (■), Total Phosphorus (◆), Soluble Phosphorus (◇);
 c) Suspended solids (○), BOD₅ (●);
 d) Chlorophyll a (Δ), F. coliform (▲)

Dissolved oxygen was measured "in situ" 5 cm below the surface i.e. at effluent take-off point.



a) Regression lines between chlorophyll a and COD for 4 algal types: o Chlorella; ● Pyrobotrys; □ Oscillatoria and ▲ Euglena.



b) Regression line between chlorophyll a and COD using the combined algal data from Fig. 4(a) with the confidence belt set of 95%

Figure 2.2.4

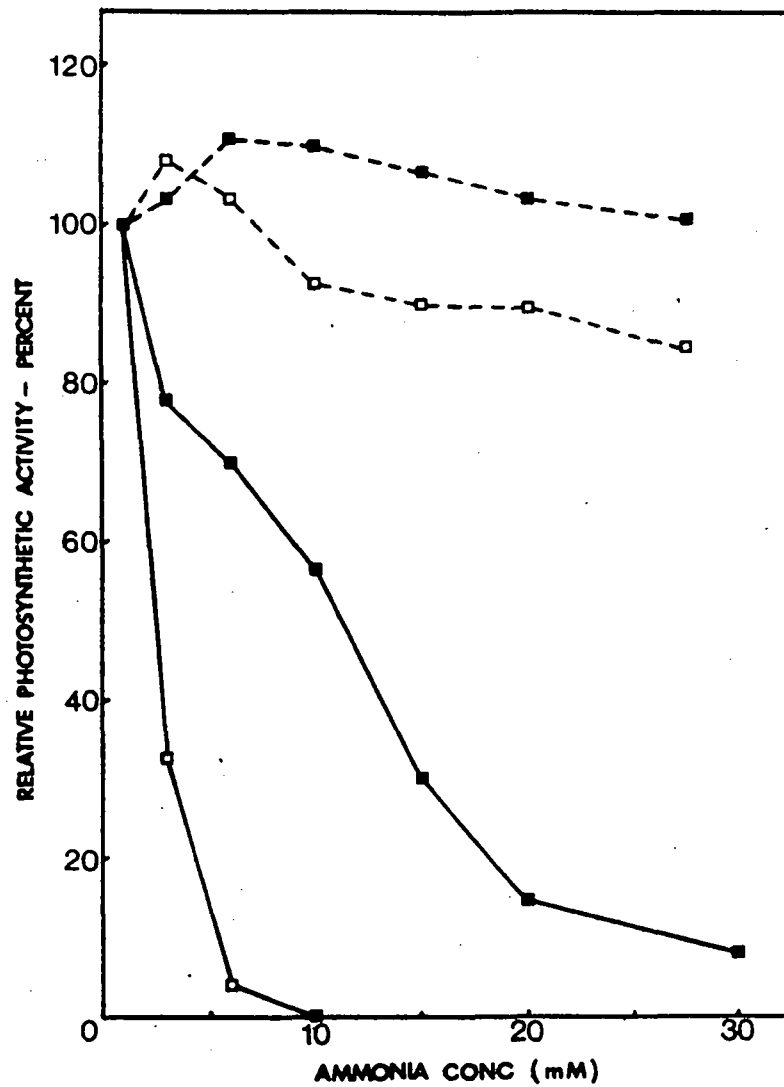


Figure 2.2.5

Ammonia inhibition of photosynthesis in Chlorella (■) and Euglena (□). Solid lines represent pH 9.0 and broken lines pH 7.5. Relative photosynthetic activity (percent) is the percentage of the activity at 1 mM ammonia under the same experimental conditions

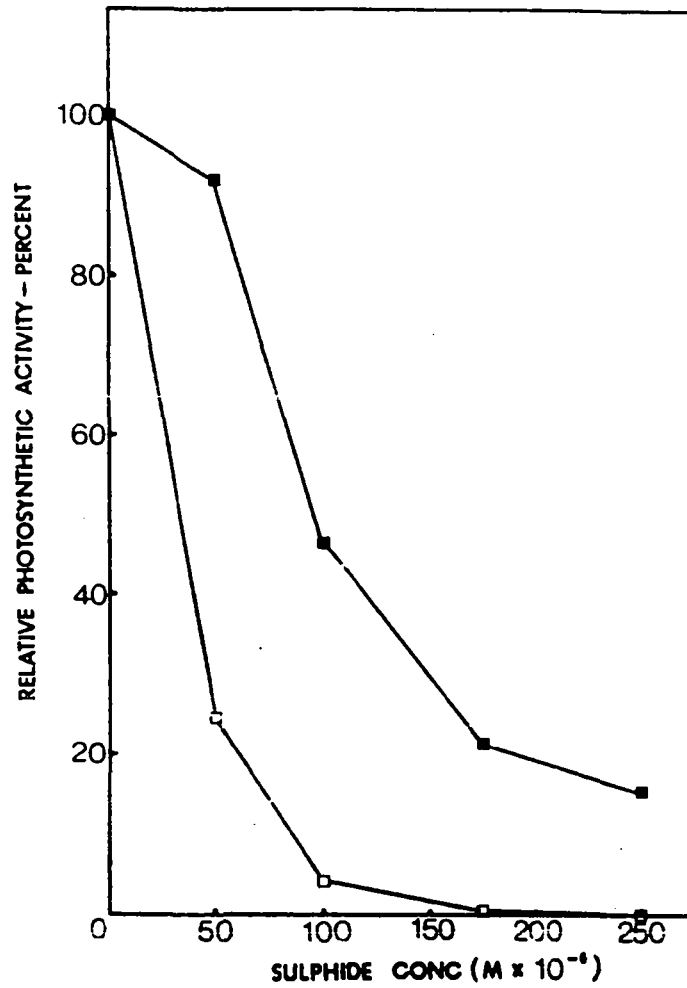


Figure 2.2.6

Sulphide inhibition of photosynthesis in Chlorella (■) and Euglena (□) at pH 7.25

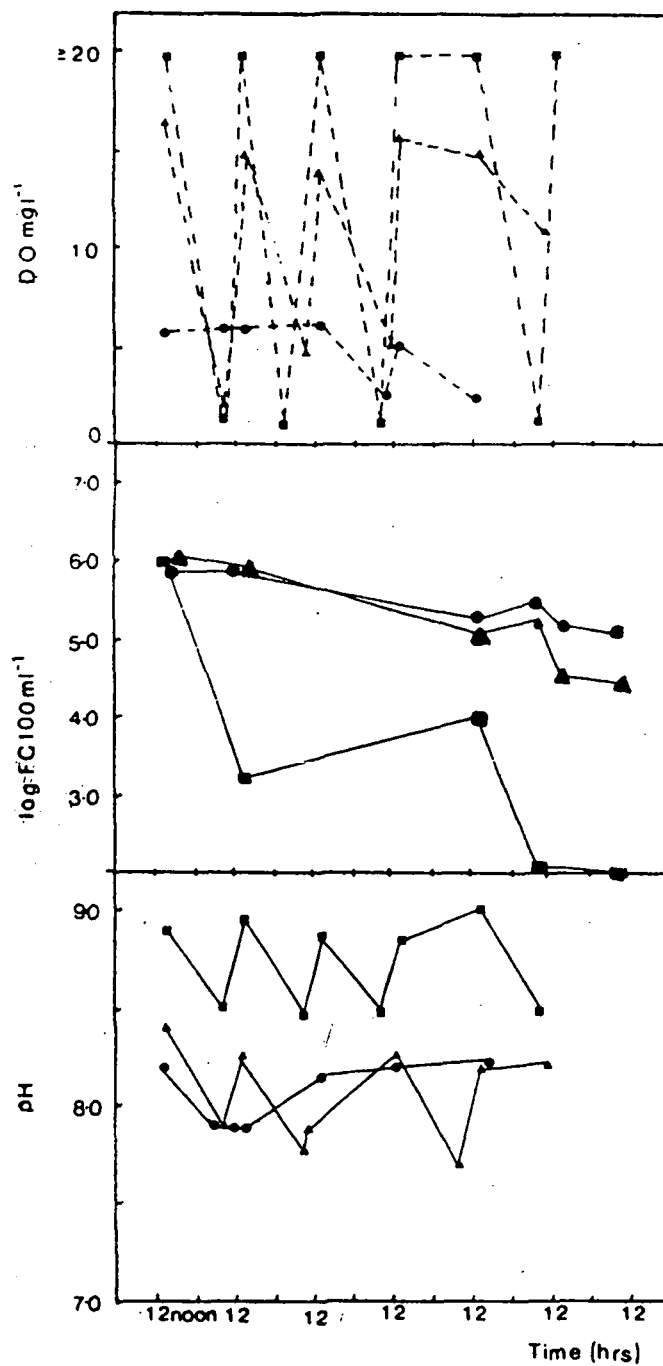


Figure 2.2.7

Variations in dissolved oxygen, faecal coliform numbers and pH with time at depths of 0-20 cm (■); 40-60 cm (▲); and 80-100 cm (●) from the surface in a maturation pond. The faecal coliform suspensions from a facultative pond were suspended in dialysis bags at the appropriate depths.

2.3 REDUCCION DE ORGANISMOS PATOGENOS Y DISEÑO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION EN PAISES EN DESARROLLO

Fabián Yáñez Cossío, Ph.D.

CONTENIDO

RESUMEN.....

2.3.1 INTRODUCCION

2.3.2 RESUMEN DE LA INFORMACION PERTINENTE

2.3.3 DISCREPANCIAS TEORICAS Y PRACTICAS

2.3.4 DESCRIPCION DE LAS INVESTIGACIONES REALIZADAS

 2.3.4.1 Alcance y propósitos

 2.3.4.2 Métodos experimentales utilizados

 a) Trabajos preliminares

 b) Mediciones de campo, muestreo y análisis

 c) Desarrollo de pruebas específicas de mortalidad bacteriana

 d) Evaluación del submodelo hidráulico

2.3.5 DISCUSION DE LOS RESULTADOS

 2.3.5.1 Características del desecho crudo y efluentes

 2.3.5.2 Límite de carga para lagunas facultativas

 2.3.5.3 Correlaciones de carga

 2.3.5.4 Remoción de parásitos

 2.3.5.5 Constantes de mortalidad netas para coliformes y Salmonella

 2.3.5.6 Temperatura y estratificación termal

 2.3.5.7 Submodelo hidráulico

 2.3.5.8 Modelo propuesto para reducción bacteriana

2.3.6 METODOLOGIA DE DISEÑO PROPUESTA PARA PAISES EN DESARROLLO ...

2.3.7 RECONOCIMIENTO

2.3.8 NOMENCLATURA

2.3.9 REFERENCIAS

2.3.10 CUADROS Y FIGURAS

RESUMEN

Yáñez, F., "Reducción de Organismos Patógenos y Diseño de Lagunas de Estabilización en Países en Desarrollo". Trabajo presentado en el XIX Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS). Santiago, Chile, Noviembre de 1984.

En este trabajo se presentan los datos más importantes de un proyecto de investigación sobre lagunas de estabilización, llevado a cabo por el Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente en Lima, Perú. Durante este proyecto el autor actuó como investigador principal. Se efectúa un análisis de la información existente en relación con la problemática de salud pública de países en desarrollo, destacándose un buen número de divergencias teóricas y prácticas. Los resultados de este trabajo sirven para aclarar la mayoría de ellas. Los principales resultados: (1) se ha desarrollado un criterio racional para establecer el límite de carga entre lagunas facultativas y anaeróbicas; (2) se reportan varias correlaciones entre cargas de DBO aplicada y removida; (3) se ha desarrollado un método simple para determinar la tasa de mortalidad neta de coliformes y Salmonella, para coliforme fecal se reporta una mortalidad neta de 0.841 (1/días), a 20°C; (4) se ha validado el coliforme fecal como indicador de Salmonella, en lagunas de estabilización, al encontrarse tasas de mortalidad similares para ambos microorganismos; (5) de los registros de temperatura se encontró una correlación entre temperaturas del aire y del agua. También se encontraron estratificaciones termales cíclicas, para radiaciones solares por encima de las 160 cal/cm²; (6) los datos de las pruebas de trazadores a escala completa indican que las lagunas de estabilización en climas tropicales sufren cortocircuitos muy significantes; (7) se evidencia la utilidad del modelo de flujo disperso, para caracterizar el submodelo hidráulico en lagunas, reportándose por primera vez una relación entre el factor de dispersión y la relación entre largo y ancho; (8) para práctica en países en desarrollo se propone un método de diseño de lagunas, basado en criterios múltiples de calidad, como sólidos en suspensión, parásitos y coliforme fecal; y, (9) para mejorar el desempeño se sugiere introducir modificaciones relativas a la forma, número de lagunas y posiciones de entrada y salida.

2.3.1 Introducción

A pesar de los grandes esfuerzos realizados por las autoridades de salud pública de países de América Latina y el Caribe, es triste reconocer que las enfermedades gastrointestinales figuran entre las diez primeras causas de muerte y más concretamente en los cinco países con la más baja expectativa de vida, son la primera o segunda causa de muerte. Una de las principales causas de la alta mortalidad y morbilidad es la inadecuada disposición de un 90% de las aguas residuales que no son tratadas y descargan indiscriminadamente en cuerpos receptores¹.

Frente a este panorama, el ingeniero sanitario encargado de la planificación y diseño de sistemas de disposición y tratamiento de aguas residuales, no debe dejar de reconocer la magnitud del problema y la importancia de no utilizar tecnologías desarrolladas para países industrializados, con otro panorama de salud pública. Para poner de manifiesto las diferencias entre las dos situaciones mencionadas se puede solamente efectuar una comparación de las características de aguas residuales crudas, entre un país industrializado y un país en desarrollo, tal como se indica en el Cuadro 2.3.1. De los datos presentados se puede apreciar que, mientras la mayoría de parámetros presentan valores comparables, las diferencias son de proporciones abismales en relación con el contenido de organismos patógenos (parásitos y Salmonella). En estas circunstancias la selección de procesos de tratamiento de aguas residuales debe forzosamente tener relación con una alta eficiencia de reducción de microorganismos.

En el contexto de la previa discusión, la laguna de estabilización ocupa un lugar preponderante, pues está bien establecido que los procesos convencionales de tratamiento no pueden competir con la laguna, a menos que se incorpore la desinfección². Afortunadamente el empleo de lagunas de estabilización ha incrementado considerablemente en los últimos años en países de la Región. A juzgar por datos de tres encuestas conducidas por la Organización Panamericana de la Salud, se conoce que en 1982 existían 1,251 instalaciones en 25 países, habiéndose más que duplicado su empleo en los últimos seis años^{3,4,5}. Un factor que explica la alta aceptación de este proceso, es el bajo costo, principalmente en países tropicales; otro factor es el hecho de que las autoridades de salud pública están conscientes de la necesidad de implementar reglamentos que limiten concentraciones de organismos patógenos en descargas de aguas residuales, en particular en países que practican el reuso agrícola de desechos líquidos tratados.

2.3.2 Resumen de la información pertinente

La bibliografía sobre lagunas de estabilización presenta un número impresionante de trabajos y reportes de investigaciones a escala de laboratorio y de campo. El énfasis en el pasado ha sido la evaluación de lagunas para compuestos orgánicos carbonáceos, nutrientes y organismos indicadores, bajo la suposición de equilibrio continuo y un submodelo hidráulico de mezcla completa. La interpretación de esos resultados ha sido difícil y muchas veces contradictoria, en especial para organismos microbianos, como es el caso del coliforme. Mientras la mayoría de trabajos publicados contribuye al entendimiento del proceso, sólo unos pocos trabajos son de significancia en relación con el comportamiento de lagunas en la reducción de patógenos. En la opinión

del autor, se ha dado muy poca atención al estudio de la mortalidad de parásitos y bacterias y al comportamiento hidráulico de lagunas, principalmente en condiciones tropicales.

El primer modelo que describe el comportamiento de lagunas en la reducción de compuestos orgánicos fue desarrollado por Hermann y Gloyna⁶, y fue basado en la dependencia de temperatura del tiempo de reacción R, a través de la Ley de Arhenius modificada, con las substituciones propuestas^{7,8,9}, se preparó la siguiente relación:

$$V = 0.035 Q s_a 1.085^{35-T} \quad (1)$$

en donde V es el volumen de la laguna (m³), Q es el caudal afluente (m³/día), S_a es la DBO última del afluente (mg/l) y T es temperatura del agua (°C), correspondiente al mes más frío. La fórmula anterior fue desarrollada bajo la suposición de mezcla completa y una remoción de DBO soluble de alrededor del 90%. Las principales objeciones para el uso de la fórmula anterior es que resulta en instalaciones de celda única y que los requisitos de área son grandes en comparación con otros métodos.

El segundo modelo para reducción de compuestos orgánicos fue propuesto por Marais y Shaw¹⁰ y está basado en un balance de material, asumiendo reacción de primer orden y mezcla completa. La solución en estado de equilibrio continuo es:

$$S = \frac{S_a}{1 + K R} \quad (2)$$

en donde S_a es la DBO total del afluente, S es la DBO soluble del efluente (mg/l), K es la tasa neta de asimilación de DBO (1/días) y R es el período de retención (días). Marais propuso un valor de K = 0.17 (1/días), para lagunas primarias, independientemente de la temperatura. Este valor es considerado bajo y resulta en diseños muy conservadores.

En relación con el valor de K, la bibliografía indica discrepancias, mientras que Gloyna, et al^{6,8} reportaron un valor de K = 0.6 (1/días) para 35°C, o K = 0.176 (1/días) para 20°C; estudios posteriores de Chiang y Gloyna¹¹ reportaron valores de 0.619, 0.472 y 0.295 (1/días) para una serie de tres lagunas con períodos de retención totales de 2, 32 y 62 días, respectivamente.

Se han reportado correlaciones empíricas de la forma:

$$L_r = A + B L_a \quad (3)$$

en donde L_r y L_a son las cargas de DBO removida y aplicada Kg/ (ha.día) y los símbolos A y B son constantes empíricas. McGarry y Pescod¹² reportaron valores de A = 10.35 y B = 0.79. Mientras la fórmula anterior permite calcular la remoción de DBO en forma aproximada, la siguiente correlación empírica describe la máxima carga aplicada en función de la temperatura¹².

$$L_a = 60.29 \times 1.0993^{T_a} = 400.5 \times 1.0993 T_a^{-20} \quad (4)$$

en donde T_a es la temperatura del aire en el mes más frío ($^{\circ}\text{C}$). El uso de las dos correlaciones anteriores ha sido aceptado por muchos diseñadores, pero la fórmula (3) ha sido usada inadecuadamente para lagunas en serie, sin corregir de la DEO soluble a la DEO total, en cada efluente.

Se encontraron solamente dos referencias con datos sobre remoción de los parásitos que se aíslan comúnmente en la Región. Arceivala et al¹⁴ reportan remoción total de organismos protozoarios y helmintos en lagunas de estabilización con retenciones sobre siete días. Lakshimarayana y Abdulapa¹⁵ reportaron eliminación completa de parásitos en seis días.

Se encontró abundante información sobre remoción de coliforme fecal en lagunas de estabilización. De los reportes revisados, solamente los que tratan sobre la cinética de mortalidad y la dependencia en la temperatura son considerados relevantes a este trabajo. Marais¹⁶ desarrolló tasas globales de mortalidad del coliforme fecal a través de determinaciones en afluente y efluente y bajo la suposición de mezcla completa. Estos valores variaron de 0.3 a 8.0 con un promedio de 2.0 (1/días). Bajo esas suposiciones, se propuso la siguiente fórmula para una laguna única:

$$N = \frac{N_a}{1 + K' \frac{R}{b}} \quad (5)$$

Para lagunas en serie se propuso:

$$N = \frac{N_a}{(1 + K' \frac{R}{b})^n} \quad (6)$$

en donde N y N_a son los conteos de coliforme fecal en efluente y afluente (NMP/100 ml), K' es la tasa global de mortalidad de coliforme fecal, bajo la suposición de mezcla completa (1/días) y n es el número de lagunas en serie. El uso de la última ecuación, aunque muy aceptada, es un absurdo matemático, lo cual se discute más adelante. Está bien establecido que la tasa de mortalidad es dependiente de la temperatura según la ley modificada de Arrhenius:

$$\frac{K_{bt}}{K_{b20}} = \frac{K'_{bt}}{K'_{b20}} = \theta^{T-20} \quad (7)$$

en donde K_{bt} y K_{b20} son las tasas de mortalidad a T y 20°C y θ es un factor de dependencia adimensional. Hay discrepancias en relación con valores de las constantes de la fórmula (7). Marais, trabajando con datos de Slanetz¹⁷ reportó valores de 2.6 (1/días) y 1.19 para K'_{20} y θ , respectivamente. Sherry y Parker¹⁸ reportan valores de K'_{b} que varían entre 0.18 y 7.0 (1/días) para el verano y entre 0.22 y 10.0 (1/días) para el invierno, en Australia. Se han desarrollado tasas de mortalidad netas para coliforme fecal, a través de pruebas en equilibrio discontinuo, por ejemplo Mancini¹⁹ reporta valores de $K_{b20} = 0.8$ (1/días) y $\theta = 1.07$ para aguas claras. También Gameson²⁰ reporta valores similares de $K_{b20} = 1.1$ (1/días) y $\theta = 1.07$, para aguas de mar.

Otros datos de mortalidad neta han sido desarrollados a través de pruebas a lo largo de lagunas con flujo tipo pistón. Klock²¹ reporta valores de K_b entre 0.2 y 0.6 (1/días) para un rango de temperaturas entre 7.9 y 25.2°C, respectivamente.

Dissanayake²³ calculó tasas de mortalidad de coliforme fecal, usando mediciones en afluente y efluente y con la ayuda del modelo de flujo disperso.

Para el estudio del submodelo hidráulico, ese investigador usó cloruro de sodio sólido como trazador y propuso la siguiente correlación:

$$\exp K_b = 1.1274(0.6351)(1.028)^T (1.0016X_a (0.9994) L'_a \quad (8)$$

en donde X_a es la concentración de algas (mg/l), L'_a es la carga superficial de DQO y los otros parámetros han sido previamente definidos. La correlación anterior indica una baja dependencia en las tres variables indicadas. Por ejemplo para valores de $T = 20^\circ\text{C}$, $X_a = 200$ (mg/l) y $L'_a = 500$ kg/(Ha.día) el valor calculado de K_b para una laguna primaria es de 0.24 (1/días). Por otro lado para una laguna secundaria con valores de $L'_a = 100$ kg/(Ha.día) el valor calculado de K_b es de 0.48 (1/días). Estos valores son bajos comparados con datos de otros investigadores.

No se encontraron datos de mortalidad de Salmonella en lagunas de estabilización, sino unos pocos trabajos sobre sobrevivencia de ese organismo patógeno. Los experimentos de Joshi, et al²⁴ en tres lagunas facultativas en serie con un período de retención total de siete días, reportan una reducción de Salmonella de 46 a 540 (NMP/100 ml) en el desecho crudo, no habiéndose aislado dicho microorganismo en el efluente final en una serie de 20 pruebas. Por el contrario, Coetze y Fourie²⁵ estudiaron la reducción de Salmonella en dos lagunas en serie con un período de retención total de 25 días, encontrando una eficiencia de remoción de 99.5% para Salmonella Typni. Los mismos autores reportan una reducción del 86.2% para Salmonella en cuatro lagunas de pulimento con un período de retención de 10 días. También Slanetz, et al¹⁷ condujeron tres estudios de sobrevivencia de Salmonella: primero en una laguna con carga reducida y ocho días de retención, segundo en tres lagunas en serie con un período de retención de 28 días en cada celda, y finalmente en cuatro lagunas con una retención de 12.5 días en cada unidad. Los resultados indicaron que fue posible aislar Salmonella en la mayoría de los efluentes.

El primer autor en destacar la importancia de una adecuada caracterización del submodelo hidráulico en una laguna fue Thirimurthy²⁶. Posteriormente Dissanayake²³ propuso la utilización de ese modelo para reducción bacteriana, con las siguientes fórmulas:

$$\frac{N}{N_0} = \frac{4a \exp (1/2d)}{(1 + a)^2 \exp (a/2d) - (1 - a)^2 \exp (-a/2d)} \quad (9)$$

$$a = \text{SORT} (1 + 4 k_b R d) \quad (10)$$

en donde N_0 y N son los conteos de coliforme fecal en afluente y efluente (NMP/100 ml), d es el factor de dispersión adimensional, a es una constante y los otros factores han sido previamente definidos.

En el modelo anterior, el factor d puede variar entre cero (flujo tipo pistón) a infinito (mezcla completa). Aunque este intervalo es teóricamente desorbitante, los estudios efectuados indican que su margen de variación es estrecho. Thirimurti²⁶ condujo pruebas de trazadores a escala de laboratorio, usando una solución sobresaturada de cloruro de sodio y encontró valores de d del orden de 0.125. Mangelson y Watters²⁷ condujeron experimentos a escala de campo y reportaron períodos de retención promedios del orden de 51.1 - 65.2% del nominal. En un serie de experimentos a escala de laboratorio, los mismos autores concluyeron que: (1) los factores ambientales como viento y temperatura tienen gran influencia en las pruebas de trazadores, (2) la forma de lagunas y la posición de entrada y salida tienen un efecto significativo en la performance hidráulica, (3) el efecto más significativo en el funcionamiento hidráulico de lagunas es la relación largo/ancho, encontrándose mejores eficiencias para más altas relaciones.

La importancia de incrementar la distancia entre entrada y salida fue confirmada por Murphy y Wilson²⁸, a través del estudio del fenómeno de mezcla en lagunas aeradas a escala de campo, con bajas densidades de energía (0.47 - 2.29 vatios/m³), reportando coeficientes de dispersión entre 0.395 y 4.17. Otros datos sobre este coeficiente fueron reportados por Reynolds, et al²⁹ en pruebas de trazadores a escala de campo y valores de d entre 0.395 y 1.71. Otros estudios de trazadores también a escala de campo fueron efectuados por Gilath³⁰ en Israel, reportándose valores entre 1.05 y 2.5 para dicho coeficiente. Los únicos estudios de trazadores en condiciones tropicales y a escala de campo son los reportados por Dissanayake y el presente trabajo. Los datos de Dissanayake indican valores de d entre 0.115 y 0.195, los mismos que son muy reducidos. Se estima que estos resultados han sido subestimados, debido al uso de cloruro de sodio sólido, el mismo que solubiliza en forma muy lenta.

En relación con la estratificación termal de lagunas en climas tropicales, hay por lo menos dos estudios relevantes. Marais³¹ reportó estratificaciones termales cíclicas entre 9 a.m. y 7 p.m., con diferencias de temperatura de hasta 5°C entre superficie y fondo, en clima no cálido. En condiciones de verano y ausencia de viento, la estratificación termal persistió por un período de mes y medio. También Auerswald³² reportó estratificaciones termales cíclicas en lagunas de estabilización al noreste del Brasil, con diferencias de temperatura de hasta 8°C.

2.3.3 Discrepancias teóricas y prácticas

De un análisis de la bibliografía revisada y un gran número de visitas a la mayoría de los países de América Latina y el Caribe, por parte del autor, se concluye que existen un buen número de discrepancias de orden teórico y práctico. En su mayor parte, éstas son el resultado de la falta de investigación sobre el tema y de la importación indiscriminada de tecnologías foráneas.

Entre las divergencias de orden teórico se pueden mencionar:

- 1) El uso inadecuado del modelo de diseño de lagunas de alta producción de biomasa, para el dimensionamiento de lagunas facultativas.
- 2) El segundo tipo de divergencia tiene relación con la constante de reacción o de mortalidad y el submodelo hidráulico. Las constantes netas, desarrolladas a través de pruebas específicas, requieren del uso de un submodelo hidráulico específico, por ejemplo las constantes de asilimilación de DBO desarrolladas por Gloyna, et al^{6,8} $K = 0.176$ (1/días) para 20°C y desarrolladas por Chiang y Gloyna¹¹, son constantes específicas y no deben ser utilizadas con un submodelo hidráulico con mezcla completa.

Por otro lado hay discrepancias más profundas, sobre la forma cómo se desarrollan dichas constantes y la concordancia con la realidad. Por ejemplo Gloyna, et al^{6,8} utilizaron como substrato leche sintética en reactores a escala de laboratorio, este tipo de substrato es enteramente soluble, o sea directamente asociado con el líquido y la biomasa. Lo que sucede en la práctica con lagunas a escala de campo es que el líquido y los sólidos tienen diferentes submodelos hidráulicos. Por esta sola razón los modelos para descripción de la reducción de DBO son inadecuados porque sólo describen el submodelo del líquido, mientras que la biomasa (sólidos) sedimenta en la laguna. A esta conclusión se llega invariablemente después de un análisis de la información sobre reducción de DBO en lagunas en serie (ver Cuadro 2.3.2 y referencia³³), en donde se comprueba que la reducción ocurre en la primera unidad, siendo errática en las unidades posteriores, debido a la ausencia de biomasa. La discusión anterior lleva a concluir que el modelo con flujo tipo pistón, para reducción de () es un absurdo.

- 3) A criterio del autor, uno de los errores más practicados en la ingeniería sanitaria es la inadecuada modelación de la reducción bacteriana en una laguna y en particular en lagunas en serie. Por un lado es evidente que cuando se trata de describir la reducción de una población bacteriana, con números elevados ($10^8 - 10^6$) se requiere una precisa descripción del submodelo hidráulico. Por otro lado, el uso irracional de la formulación clásica para lagunas en serie se pone de manifiesto con el siguiente análisis de la fórmula (6). Suponiendo que se requiere reducir el coliforme fecal en una instalación de lagunas, en cuatro ciclos logarítmicos, o sea $N_a/N = 10^4$, con una constante global de mortalidad de $K' = 2$ (1/días), se requieren los siguientes períodos de retención totales:

- 4,999.5 días con 1 sola laguna
- 99.0 días con 2 lagunas en serie
- 30.8 días con 3 lagunas en serie
- 18.0 días con 4 lagunas en serie
- 7.6 días con 20 lagunas en serie

En los cálculos anteriores se evidencia un absurdo matemático practicado por más de 20 años, pues el solo incremento del número de unidades implicaría una reducción del período de retención en un factor de casi 10^3 , sin haber mejorado ni la mortalidad ni el submodelo hidráulico. Por lo anterior se impone el desuso de dicha fórmula.

- 4) Otra divergencia es el uso de criterios de diseño en lagunas en serie. Por ejemplo, ha sido muy común diseñar lagunas primarias para reducción del DEO y lagunas secundarias o de pulimento para reducción de coliforme fecal. En esta práctica se ha descontinuado el uso de ambos criterios a lo largo de todas las unidades.

Las divergencias de orden práctico son un resultado de las divergencias teóricas y pueden agruparse en tres tipos:

- 1) Forma más adecuada de las lagunas, primarias y posteriores. Varios diseñadores prefieren lagunas circulares, otros de tipo cuadrado, o rectangular.
- 2) Localización de entradas y salidas para los varios tipos de lagunas. Se practican diseños con: entradas sumergidas en el centro, entradas y salidas múltiples, en los extremos, en las esquinas opuestas, etc.
- 3) La existencia o ausencia de la estratificación termal y la forma cómo evitar su influencia negativa.

2.3.4 Descripción de las investigaciones realizadas

2.3.4.1 Alcance y propósitos

Las investigaciones fueron conducidas por CEPIS/OPS en el Complejo de las Lagunas de San Juan en Lima, Perú, y comprendieron dos etapas. En la primera, se evaluaron cuatro baterías de lagunas primarias y secundarias, tal como se indica en la Figura 2.3.1, por un período de 21 semanas. En la segunda fase se evaluaron tres baterías de lagunas en serie, tal como se indica en la Figura 2.3.2, desde julio de 1981 a diciembre de 1982.

En general el propósito en ambas fases fue el de aclarar las discrepancias existentes. En la primera etapa el propósito principal fue el de desarrollar criterios de diseño para las condiciones locales. En la segunda etapa los propósitos fueron más concretos, en relación con el desarrollo de datos sobre la reducción de organismos patógenos en sistemas de lagunas. Se buscó la aplicación práctica de los resultados para el estudio de factibilidad del reuso agrícola de aguas residuales del cono sur de Lima, previamente tratadas en lagunas de estabilización. Este aspecto fue considerado de gran importancia para la

localidad, puesto que en el Perú todas las lagunas de estabilización han sido diseñadas para tratar aguas residuales, previo el reuso agrícola.

2.3.4.2 Métodos experimentales utilizados

Las investigaciones realizadas cubrieron un amplio panorama de mediciones de campo y determinaciones físicas, químicas, bioquímicas y bacteriológicas. En el presente trabajo sólo se incluyen aspectos relacionados con:

- Cargas de DBO y remociones;
- Constantes de mortalidad bacteriana netas;
- Remoción de parásitos;
- Correlaciones de temperatura y estratificación termal; y,
- Estudios de trazadores a escala de campo.

a) Trabajos preliminares

Estos fueron realizados en períodos de alrededor de 6 meses antes de cada etapa. Se efectuaron revisiones bibliográficas pertinentes, para la primera fase^{34,35} y para la segunda³⁶. Esta última referencia es un manual de métodos experimentales, considerado de gran importancia para la uniformización de procedimientos experimentales. Otros trabajos preliminares fueron el drenaje, limpieza y llenada de todas las lagunas primarias, necesiéndose remover alrededor de 1000-1500 m³ por hectárea de lodos secos. También se construyeron cámaras de regulación, de división de caudal, medidores de flujo y reformas a entradas y salidas. Una descripción detallada de esos trabajos se halla en las referencias indicadas.

b) Mediciones de campo, muestreo y análisis

En la primera etapa se efectuó un registro de caudal del desecho crudo y se midieron los caudales en los vertederos de salida. En la segunda etapa se tomaron registros continuos de caudal, con limnigrafos Stevens tipo F, sobre canaletas Parshall o Palmer Bowls. Los dispositivos de medición fueron calibrados con una solución de Rhodamina WT de 5000 mg/l y descarga continua de 300 a 500 ml/min. Se midieron las infiltraciones en todas las lagunas cada mes, cerrando entradas y salidas y observando la variación del nivel. La información meteorológica sobre velocidad y dirección del viento, temperatura del aire, evaporación, radiación solar y horas de sol, fue obtenida de una estación meteorológica cercana. Las temperaturas del desecho crudo y efluentes se midieron cada día a las 10:00 horas. En la segunda fase se tomaron registros horarios de temperatura en profundidad en las lagunas P1 y S1, por medio de cinco sensores, un interruptor de contacto múltiple, una celda galvánica y un registrador. Diariamente se registraron

otras observaciones visuales como: Disco Secchi, apariencia, olor y presencia de natas.

Para el desecho crudo y el primer día de pruebas de trazadores el muestreo fue horario, por medio de un muestreador de bajo costo desarrollado en el laboratorio del CEPIS. Para los otros puntos el muestreo fue puntual. Las muestras horarias del desecho crudo fueron compuestas de acuerdo con el caudal. Todas las muestras fueron preservadas de acuerdo con las especificaciones de la USEPA³⁷.

Durante la primera fase, los análisis fueron efectuados en muestras de afluentes y efluentes, en estado de equilibrio continuo. Semanalmente se determinaron los siguientes parámetros: calcio, dureza, cloruros, conductividad, formas del nitrógeno, DBO y DQO total y soluble, formas del fósforo, sólidos, sulfatos y coliformes totales y fecales. En los efluentes se determinaron en forma adicional las especies solubles de DBO y DQO.

Para la segunda fase se desarrollaron métodos más complejos de evaluación, los cuales consistieron en un número reducido de determinaciones en afluentes y efluentes, más pruebas adicionales en equilibrio discontinuo y pruebas de trazadores. Se determinaron: DBO, DQO, nitrógeno amoniacal, coliformes, sólidos, DBO a los 1, 3, 5 y 7 días y algas en forma semanal para afluentes y efluentes. Para los efluentes se determinaron las especies disueltas de DQO y DBO a los 1, 3, 5 y 7 días. Las enumeraciones de parásitos y Salmonella se efectuaron cada dos semanas.

Todos los análisis se efectuaron de acuerdo con los Métodos Estándares³⁸. El oxígeno disuelto en pruebas de DBO fue determinado con un analizador con celda polarográfica, calibrada con el Método Winkler. Para las especies solubles, como DBO y DQO, se filtraron las muestras en filtros de microfibra de vidrio (Reeve Angel AH 934). El amoniaco se determinó con un electrodo específico y analizador de iones. Los coliformes totales se determinaron con la técnica del NMP, usando cinco diluciones inoculadas en caldo de lauryl triptosa e incubados a 35°C por 24 horas. El coliforme fecal se determinó inoculando todos los tubos positivos de la prueba presuntiva, en medio EC, e incubación en baño maría, a 44°C por 24 horas. Para la identificación y conteo de parásitos se utilizó el método del Canada Centre for Inland Waters³⁹ modificado, el mismo que envuelve un proceso de concentración por centrifugación y lavado y dos procesos de separación por flotación diferencial y sedimentación en Ether-formalina y Sulfato de zinc. La identificación y conteo de algas fue efectuada por observación directa en el microscopio sobre una celda Zedwick Rafter y Hemacitómetro.

La enumeración de Salmonella fue por el método del NMP usando cinco diluciones, con siete etapas: (1) concentración en un prefiltro de tierra diatomácea (para los efluentes solamente), (2) preparación de las diluciones, (3) inoculación del Selenito con Novobiocina, con medio de enriquecimiento, (4) inoculación de los tubos positivos en medio selectivo XLD y Bismuto-sulfito, (5) reacciones de aglutinación de las colonias típicas en suero polivalente, (6) pruebas bioquímicas con inoculación en medios TSI, LIA e INDOL, y (7) pruebas específicas de serología. Todas las etapas, con excepción de la última, fueron efectuadas en el laboratorio del CEPIS y las pruebas de serología se efectuaron en el Laboratorio de Referencia de Enterobacterias del Ministerio de Salud del Perú.

c) Desarrollo de pruebas específicas de mortalidad bacteriana

En el presente estudio se efectuaron tres tipos de pruebas para determinación de constantes netas de mortalidad bacteriana: primero en lagunas a escala de campo en reposo; segundo, en recipientes de alrededor de 100 l, sumergidas en lagunas en funcionamiento; y tercero, en la laguna S2 subdividida con paredes para simular flujo tipo pistón, con muestreo a lo largo de la misma. Inicialmente se efectuaron los dos primeros tipos de pruebas en forma paralela, en lagunas en reposo, encontrándose exactamente los mismos resultados. En vista de lo complicado del muestreo en lagunas a escala de campo, se abandonó el primer tipo de prueba en favor del segundo, el mismo que se hace en condiciones más controladas.

La base teórica del desarrollo de estas pruebas, parte del siguiente balance de material: (acumulación) = (entrada) - (salida) - (mortalidad).

El anterior modelo conceptual, aplicado a conteo bacteriano y con eliminación de los vectores de entrada y salida, resulta en la siguiente expresión:

$$\frac{dN}{dt} = -K_b N \quad (11)$$

La solución de la ecuación (11) después de integración entre límites: $N = N_0$ para $t = t_0$ es:

$$\frac{N}{N_0} = \exp (-K_b t) \quad (12)$$

$$K_b = \frac{1}{t} \ln \frac{N_0}{N} = \frac{\ln 10}{t_{90}} = \frac{2.3}{t_{90}} \quad (13)$$

En donde t_{90} es el tiempo requerido para reducir el conteo bacteriano por un ciclo logarítmico y los otros símbolos han sido previamente definidos.

En el caso de pruebas de mortalidad en lagunas con flujo tipo pistón, se aplica la misma ecuación, excepto que t debe interpretarse como el tiempo de flujo entre las mediciones⁴⁰.

d) Evaluación del submodelo hidráulico

Para esto se efectuaron pruebas de trazadores arrojados en el afluente en forma de impulso instantáneo. Se utilizó un trazador radiactivo ^{131}I y un colorante Rhodamina WT. Debido al alto costo y dificultad del procedimiento de concentración, se abandonó el primer trazador en favor del segundo. El cloruro de sodio no fue considerado como un trazador apropiado para lagunas a escala de campo, debido a la gran cantidad de sal requerida. Este compuesto al ser utilizado en forma sólida, precipita al fondo y se solubiliza en forma lenta, dando resultados errados, como bajos coeficientes de dispersión y períodos de retención altos. Después de la descarga inicial del colorante se muestreó el efluente cada hora por 24 horas y luego cada día a la misma hora. Las muestras fueron analizadas en un fluorómetro de relación Beckman. La curva de concentración versus tiempo es una curva de distribución de edad y el período de retención promedio \bar{t} es el centroide y se calculó con la siguiente expresión, para intervalos de tiempo uniforme:

$$\bar{t} = \frac{\sum C_i t_i}{\sum C_i} - \bar{t}^2 \quad (14)$$

La varianza dimensional 2 (días²) de la curva concentración - tiempo se calculó con la siguiente ecuación para intervalos uniformes del tiempo⁴¹.

$$\sigma_t^2 = \frac{\sum t_i^2 C_i}{\sum C_i} - \bar{t}^2 \quad (15)$$

El factor de dispersión adimensional se calculó con la siguiente ecuación que define la varianza adimensional:

$$\sigma_t^2 = \frac{\sigma^2}{\bar{t}^2} = 2d - 2d^2 \left[1 - \exp(-1/d) \right] \quad (16)$$

Las pruebas de trazadores a lo largo de lagunas con flujo tipo pistón son más simples de interpretar debido a que las curvas de distribución de edad son más simétricas. El factor de distribución puede calcularse con datos en cualquier punto a lo largo de la laguna, (por ejemplo en la mitad), usando la siguiente expresión⁴²:

$$d = \frac{1}{4 \pi (C_{\max}/C_0)^2} \quad (17)$$

En donde C_0 es la concentración idealizada de trazador, asumiendo mezcla instantánea con el contenido de la laguna y C_{\max} es la concentración máxima de la curva.

2.3.5 Discusión de los resultados

2.3.5.1 Características del desecho crudo y efluentes

En el Cuadro 2.3.2 se presenta un resumen de las características del desecho crudo, con datos de las dos etapas de investigación, y de los efluentes de la serie P1, S1, T1 de la segunda etapa. Esta última serie de lagunas fue la más investigada. También el Cuadro 2.3.1 presenta una comparación de las características del desecho crudo con las de un país industrializado. El desecho crudo aparece un tanto débil en términos de DBO, DQO, sólidos y nitrógeno amoniacal, el contenido de coliformes es normal y las concentraciones de parásitos y Salmonella son realmente altos bajo cualquier norma.

Datos sobre conteo de parásitos y Salmonella son prácticamente inexistentes en países industrializados. Conteos realizados antes del desarrollo de los antibióticos indican cifras de 10^3 a 6.5×10^6 Salmonellas por ml². En contraste, estudios más recientes no pudieron aislar este organismo en un desecho crudo de un país desarrollado⁴³. Esta discusión implicaría que una futura investigación sobre remoción de organismos patógenos en aguas residuales es más factible en países en desarrollo.

Los datos sobre constantes de desoxigenación y DBO última que se presentan en el Cuadro 2.3.2 son de especial interés para la aplicación del modelo de Gloyna⁹ que recomienda el uso de estos parámetros. En el presente caso la constante de desoxigenación del desecho crudo es baja $K_{10} = 0.178$ (1/días) y la relación entre DBO última y DBO₅ es 1.15, lo cual indica que no es de mucha importancia efectuar esta corrección en el modelo indicado. Las constantes de desoxigenación de los efluentes fueron determinadas en la especie disuelta para evitar

resultados erráticos por influencia de las algas. Se puede observar que para los efluentes K_{10} disminuye con el grado de tratamiento.

2.3.5.2 Límite de carga para lagunas facultativas

Durante la primera etapa se estudiaron cuatro lagunas primarias con cargas entre 200 y 1200 kg DBO/(Ha.día). Los análisis de NH_3-N fueron correlacionados a las cargas aplicadas, encontrándose la siguiente relación válida para 20°C:

$$Y = \frac{La}{57.188 + La \times 0.84} \quad (18)$$

en donde Y es la fracción de NH_3-N que sale de una laguna y La es la carga de DBO aplicada kg/(Ha.día). La correlación anterior fue desarrollada con 40 observaciones y tiene un coeficiente de correlación de 0.9729. Se atribuyen dos características importantes a esta relación: en primer lugar sirve para definir con un criterio más racional el límite entre lagunas con proceso predominante facultativo y anaeróbico, este límite para 20°C se establece resolviendo esa ecuación para $Y = 1$, lo cual da una carga de DBO de 357.4 kg/(Ha.día). Si se tiene en cuenta que el $NH_3 - N$ sólo puede incrementarse a través de procesos anaeróbicos, dicha carga establece el umbral entre las predominancias aeróbica y anaeróbica. La segunda característica importante es el uso de la carga límite establecida, para otras condiciones de temperatura, con las correspondientes sustituciones de: caudal, área, concentración y volumen. La carga La es directamente proporcional al período de retención R. Usando el mismo factor de dependencia de temperatura propuesto por Suwannakarn y Gloyne⁸ se desarrolló la siguiente ecuación:

$$La_t = 357.4 \times 1.085^{T-20} \quad (19)$$

en donde La_t es la máxima carga de DBO aplicable a una laguna facultativa, a la temperatura T del agua (°C). En la Figura 2.3.3 se presenta una comparación de esta relación con la desarrollada por Mc Garry y Pescod¹², encontrándose una buena concordancia. La ecuación (19) es de mucha utilidad para uso en países en desarrollo, en donde se conoce la relación entre temperatura del aire y del agua. Con dicha ecuación se obtienen menores requisitos de área, debido a que en climas tropicales la temperatura del agua permanece más alta que la del aire en el mes más frío.

2.3.5.3 Correlaciones de carga

Con los datos de la primera y segunda etapa se han desarrollado 11 correlaciones entre carga aplicada y carga removida, de la forma de la ecuación (3). Se han agrupado datos para lagunas primarias, secundarias, terciarias y varias combinaciones,

encontrándose siempre coeficientes de correlación significantes. Sin embargo, los valores de las constantes A y B no fueron consistentes y en muchos casos las remociones promedio fueron contradictorias, para lo cual se concluye que los valores de los coeficientes de correlación son altos debido al hecho de que las cargas superficiales engloban una serie de parámetros, y en esa forma enmascaran las diferencias. La propiedad más significativa que puede atribuirse a esas correlaciones es que para las lagunas secundarias y terciarias, la carga aplicada La debe calcularse con la DBO total (incluyendo algas), por tanto el uso de esas correlaciones para lagunas en serie es incorrecto, a menos que se introduzcan correcciones de DBO soluble a total en los efluentes (ver datos en Cuadro 2.3.3).

La afirmación anterior está reforzada por los datos del Cuadro 2.3.2 para DEO, en donde se observa una gran reducción en la celda primaria, (de 134.7 a 16.8). La DBO soluble en las unidades posteriores cambia un poco (16.8, 12.9 y 11.7). Sin embargo, las reducciones de DBO total a soluble son significativas: de 143.4 a 16.8 en la laguna primaria, de 51.7 a 12.9 en la secundaria y de 39.8 a 11.7 en la terciaria. Información similar presentada para lagunas en serie³³, indica la dificultad de modelar la DBO, a menos que se introduzcan correlaciones de especies solubles a total. En otra publicación³⁶ se sugieren valores de esta relación para un amplio margen de cargas aplicadas. Se debe indicar también que la parte más significativa de las DBO se reduce en la primera celda de un sistema de lagunas en serie, debido a la presencia de biomasa en la misma y la sedimentación.

La discusión anterior sobre cargas lleva a sugerir que debido a la inconsistencia de las constantes en las correlaciones, éstas solo sean utilizadas a falta de mejores datos y como simples aproximaciones.

2.3.5.4 Remoción de parásitos

Los tipos de parásitos encontrados en el desecho crudo fueron, en orden de importancia: Giardia lamblia, Entamoeba coli, Endolimax mana, Entamoeba histólica e Idamoeba butschili para los protozoarios y Ascaris lumbricoides, Himenolepsis nana, Trichuris trichura, Strongyloides stercoralis y Diphylobotrium sp para los helmintos.

La información sobre parásitos indica que la gran mayoría es removida en una laguna primaria con 10 días de retención. En la segunda fase la reducción promedio en la primera celda fue de 1.8×10^3 a 29 parásitos por 100 ml. En la primera fase se encontraron protozoarios en los efluentes primarios, pero su presencia fue atribuida a resuspensión por inversión de temperatura. Durante la segunda fase se instalaron pantallas antes de los efluentes primarios y las remociones mejoraron en forma

considerable. Para remoción de casi todos los parásitos se requiere una laguna primaria con 10 días de retención y para asegurar una remoción total se requiere una serie primaria y secundaria con una retención total de 20 días.

2.3.5.5 Constantes de mortalidad netas para coliformes y Salmonella

Los resultados de las pruebas de mortalidad se encuentran en el Cuadro 2.3.4. Se realizaron un total de 31 pruebas en lagunas primaria, secundaria, terciaria y cuaternaria, en números de 12, 13, 5 y 1, respectivamente. En todos los casos para coliforme fecal y Salmonella, los datos se ajustaron con coeficientes de correlación muy cercanos a la unidad, lo cual evidencia la validez del procedimiento experimental. Para el coliforme total los coeficientes de correlación no fueron tan altos.

Las tasas de mortalidad netas para coliforme fecal en la laguna primaria variaron entre 0.449 y 1.334, con un promedio de 0.740 (1/días). En la secundaria variaron entre 0.521 y 1.764 con un promedio de 0.934 (1/días). En este último promedio no se consideró la primera prueba para la laguna S2, debido a un crecimiento explosivo de la especie de algas Anacystis.

En la laguna terciaria variaron entre 0.614 y 1.004, con un promedio de 0.838 (1/días). Como se puede apreciar, los promedios entre las diferentes unidades son muy parecidos, por lo cual se recomienda un promedio general de 0.841 (1/días) con propósitos de diseño para el coliforme fecal. Se efectuó una prueba de mortalidad en la laguna S2 con flujo tipo pistón, la tasa neta de mortalidad fue 0.857 (1/días), también con un alto coeficiente de correlación. Se realizaron cuatro pruebas en el recipiente plástico, con diferentes proporciones de agua residual cruda: 100, 75, 50 y 25%, las tasas netas de mortalidad fueron, respectivamente: 0.761, 0.520, 0.645 y 0.662 (1/días), lo cual evidencia la uniformidad de ellas en una variedad de condiciones y la validez de los procedimientos.

En la Figura 2.3.4 se presentan los datos de tres pruebas que evidencian al coliforme fecal como indicador de la mortalidad de Salmonella en lagunas de estabilización. Se puede observar en el Cuadro 2.3.4 (líneas 14, 17 y 24) que en tres pruebas paralelas las mortalidades de coliforme fecal y Salmonella fueron muy similares. Este hecho es reportado por primera vez y se considera como uno de los aspectos más importantes de las investigaciones. También ha sido posible determinar por primera vez la mortalidad del serotipo Salmonella Paratyphi E, lo cual se indica en la Figura 2.3.5. Es de importancia indicar que los conteos de serotipos fueron efectuados en el laboratorio de referencia de enterobacterias, coincidiendo los resultados en forma asombrosa con los del laboratorio del CEPIS. Los serotipos aislados en la primera fase fueron: S. Paratyphi B,

S. Newport, S. Derby, S. Anatum, S. Enteritidis, S. Senftenburg, S. Typh y S. Typhimurium, en 47, 47, 9, 3, 2, 2, 1 y 1 oportunidades, respectivamente. En la segunda fase se aislaron los siguientes serotipos: S. Paratyph E, S. Agona, S. Java, S. Typhimurium Var. Copenhagen, S. Saint Paul y S. Reading, en 38, 15, 13, 11, 4, 3, 2, 2 y 1 oportunidades, respectivamente. En la segunda etapa esas identificaciones ocurrieron en todos los efluentes de la primera serie de lagunas.

Se realizaron antibiogramas con todos los serotipos aislados en la segunda fase. Los resultados indican resistencia de todos los serotipos a la mayoría de los antibióticos. Las implicaciones de salud pública de estas pruebas son de gran magnitud, pues se evidencia que los serotipos de Salmonella han adquirido factores de resistencia genética y son más difíciles de destruir en el ambiente acuático.

Para las condiciones del Perú, se ha asumido un factor de dependencia en la temperatura $\theta = 1.07$, según datos de varios investigadores^{19, 20, 21, 44}, y se propone la siguiente relación de temperatura con propósitos de diseño:

$$K_{bt} = 0.841 \times 1.07^{T-20} \quad (20)$$

En la Figura 2.3.6 se presenta la relación anterior junto con datos de otras investigaciones y de una prueba de mortalidad realizada en un país centroamericano⁴⁵. Estos datos se hallan en concordancia.

2.3.5.6 Temperatura y estratificación termal

De los registros de temperaturas del aire y del líquido se desarrollaron las siguientes correlaciones (válidas para Lima, Perú):

$$T_s = 9.336 + 0.780 T_a \quad (21)$$

$$T = 10.433 + 0.688 T_a \quad (22)$$

en donde T y T_s son las temperaturas promedio y superficial del líquido ($^{\circ}\text{C}$) y T_a es la temperatura del aire ($^{\circ}\text{C}$). Los datos de esas correlaciones se encuentran en la Figura 2.3.7. El uso de la ecuación (21) es de gran importancia local, puesto que permite utilizar las ecuaciones (9), (10), (19) y (20) con propósitos de diseño.

En las Figuras 2.3.8 y 2.3.9 se presentan dos casos de estratificación termal cíclica. Se encontró que para una radiación solar por encima de las 160 cal/(cm² día) y por lo menos seis horas de insolación directa, se producen estratificaciones cíclicas. La Figura 2.3.8 corresponde a condiciones del verano y en la Figura 2.3.9 se ha registrado un evento de estratificación termal en la estación de la primavera.

2.3.5.7 Submodelo hidráulico

Se realizaron 16 pruebas de trazadores a escala de campo, para evaluación del submodelo hidráulico en las lagunas. Los datos de estas pruebas se encuentran en el Cuadro 2.3.5. El desempeño hidráulico dependió de muchos factores como: localización de entrada y salida, estratificación termal, viento y forma de las lagunas. En la mayoría de los casos se encontró el máximo de la concentración del trazador después de unas pocas horas del impulso inicial, indicando que las lagunas en climas tropicales sufren de pronunciados cortocircuitos, especialmente durante la estratificación termal. La mejor forma de caracterizar la eficiencia hidráulica fue a través del análisis del factor de dispersión. Para las lagunas cuadradas o ligeramente rectangulares, con entradas y salidas en las esquinas opuestas (P1, S1, T1 y P2), los factores de dispersión variaron entre 0.33 y 1.04 con un promedio de 0.584. Para las lagunas con inadecuada localización de entradas y salidas (P2, P3, S2 y T3), el intervalo fue mayor, de 0.25 a 12. En la laguna S2 con flujo tipo pistón, el coeficiente de dispersión fue 0.12. Una comparación de datos de éste con otros estudios de trazadores a escala de campo^{29,30}, indica que el factor de dispersión para lagunas bien diseñadas no excede el valor de 1.7.

En el Cuadro 2.3.6 se presentan los datos de factor de dispersión, procesados en función de la relación longitud (entre entrada y salida)/ancho. De esos datos se ha desarrollado la siguiente correlación, con un coeficiente de correlación de 0.99954

$$d = \frac{X}{-0.26118 + 0.25392X + 1.01368X^2} \quad (23)$$

en donde X es la relación longitud/ancho.

En la Figura 2.3.10 se presenta un análisis de los datos de pruebas de trazadores de este estudio (16 pruebas) y otros (10 pruebas), en función de la relación longitud/ancho. Este análisis que se presenta por primera vez, es de gran importancia en el uso del modelo de dispersión^{23, 26} y permite recomendar para diseño, un factor de dispersión de 1.0 para lagunas cuadradas y de 0.5 y 0.25 para lagunas rectangulares con relaciones largo/ancho de 2 y 4 respectivamente.

2.3.5.8 Modelo propuesto para reducción bacteriana

Para lagunas rectangulares o ligeramente rectangulares el modelo de dispersión fue adecuado en la descripción de la reducción bacteriana. Un ejemplo para la laguna S1 que es ligeramente rectangular se evidencia en los datos para diciembre de 1981, con $N_0 = 4.3 \times 10^6$ y $N = 2.4 \times 10^5$, lo cual da una eficiencia observada de 94.4%. La eficiencia modelada fue de 94% con $R = 17.4$ (días), $K_b = 0.788$ (1/día) y $d = 0.43$. Otros

casos de excelente concordancia fueron encontrados a través del modelo de flujo disperso y con otros submodelos hidráulicos, pero su discusión es considerada fuera del alcance de este trabajo.

La discusión anterior destaca la importancia de seleccionar un submodelo hidráulico, en especial cuando se usan tasas de mortalidad netas. Los datos de las pruebas de trazadores evidencian que las lagunas en climas tropicales no se comportan como reactores a mezcla completa, por lo tanto el modelo de flujo disperso resulta una herramienta muy útil para describir la reducción del coliforme fecal. Para facilidad del uso de este modelo se presentan las Figuras 2.3.11 a 2.3.14 en los rangos de eficiencia posibles.

2.3.6 Metodología de diseño propuesta para países en desarrollo

Una revisión de la práctica de diseño de lagunas de estabilización en países en desarrollo con climas cálidos indica que las modernas concepciones de diseño están basándose en criterios múltiples de calidad, como reducción de DBO, sólidos, parásitos y coliforme fecal. Esta nueva tendencia resulta invariablemente en instalaciones con celdas múltiples.

La metodología de diseño propone dos objetivos de diseño, tal como se indica en el Cuadro 2.3.7. Los criterios de diseño para las lagunas primarias y secundarias se enuncian en el Cuadro 2.3.8. Con estas bases se recomienda el siguiente procedimiento para dimensionamiento preliminar:

- 1) Para una comunidad con una población de diseño dada, características de DBO, sólidos en suspensión, parásitos y coliformes fecales del desecho crudo, y requisitos de calidad del efluente, se calcula la carga máxima de la laguna primaria con las ecuaciones (19) y (22). El área de la laguna primaria se calcula adoptando una carga menor a la máxima, teniendo en cuenta factores como: variaciones climáticas, características del desecho, período de diseño, etc. Se recomienda el uso de dos lagunas primarias para facilitar el funcionamiento durante el período de remoción de lodos.
- 2) Se selecciona la profundidad, dejando una profundidad adicional para acumulación de lodos.
- 3) Se calcula el período de retención, comprobando que sea 10 días o más para remoción de parásitos.
- 4) Se calcula la eficiencia de remoción de DBO, con las ecuaciones (9), (10) o ayuda de las Figuras 2.3.11 a 2.3.14. El factor de dispersión es seleccionado de la Figura 2.3.10. Se sugiere adoptar la tasa neta de asimilación de substrato de 0.17 (1/días), según Gloyna, para 20°C. Para otras temperaturas se usa la fórmula (7). El uso del modelo de flujo disperso para describir la reducción de DBO es sólo una aproximación, lo cual es cierto con cualquier otro modelo o correlación empírica.

- 5) La reducción del coliforme fecal se calcula en forma similar, con una tasa de mortalidad neta de 0.84 (1/días) y la dependencia de temperatura, según la ecuación (20).
- 6) La laguna secundaria se dimensiona para la eficiencia de colifecal remanente, utilizando el mismo modelo de dispersión, la misma tasa de mortalidad y un proceso de aproximaciones sucesivas, lo cual da el período de retención. Luego se asume la profundidad y se calcula el área.
- 7) La eficiencia de remoción de DBO en la laguna secundaria se calcula en forma similar, pero corrigiendo primero la concentración del efluente primario, de DBO soluble a DBO total.
- 8) Los dos pasos anteriores (6) y (7) pueden no ser necesarios, cuando la laguna primaria ha sido dimensionada para una baja carga superficial de DBO y el volumen de la celda primaria es suficiente para reducir el coliforme fecal a un nivel deseado. Este es el caso de instalaciones en climas más fríos, o con un nivel alto de coliformes fecales en el efluente.

2.3.7 Reconocimiento

La primera etapa del estudio recibió el apoyo del Centro Internacional de Investigaciones para el Desarrollo del Canadá (CIID) y la segunda etapa del Banco Interamericano de Desarrollo (BID). El Ministerio de Salud Pública del Perú y la OPS apoyaron ambas etapas del estudio. El autor agradece a los siguientes profesionales que participaron en el estudio, trabajando en el laboratorio del CEPIS: ingenieros Ricardo Rojas y Mauricio Pardón, química María Luisa Castro, biólogas Carmen de Mayo, Carmen Lucas y Haydée Valenzuela, químicos Raúl Velásquez y Tadeo Vitko y Srta. Lizzete Burgers. El Dr. Barry Lloyd de la Universidad de Surrey, Inglaterra, actuó como consultor en microbiología. El doctor Oscar Grados y la bióloga Nora Bravo efectuaron las pruebas de serología.

La correspondencia en relación con este trabajo debe dirigirse al Dr. Fabián Yáñez, Casilla postal 8708 S7, Quito, Ecuador.

2.3.8 Nomenclatura

A, B	=	Constantes empíricas, adimensionales
DBO ₅	=	Demanda bioquímica de oxígeno, 5 días, 20°C, mg/l
C _i	=	Concentración de trazador al tiempo t _i , mg/l o ug/l
DQO	=	Demanda química de oxígeno, mg/l
C _{max}	=	Máximo de la curva concentración-tiempo, mg/l o ug/l
d	=	Factor de dispersión de la curva concentración-tiempo, adimensional
K	=	Tasa neta de asimilación de DBO ₅ , l/días
k ₁₀	=	Constante de desoxigenación del desecho, base 10, l/días.
K _b	=	Tasa de mortalidad neta de coliforme, l/días
K _{bt} , K _{b20}	=	Tasas de mortalidad de coliforme a T y 20°C, respectivamente, l/días
K' _{bt} , K' _{b20}	=	Tasas de mortalidad globales a T y 20°C, respectivamente, l/días
La, Lr	=	Cargas superficiales de DBO, aplicada y removida, respectivamente, kg/(ha.día)
L'	=	Carga de DQO aplicada, kg/(ha.día)
N _a , N	=	Conteo de coliforme fecal en afluente y efluente, respectivamente, NMP/100 l
N ₀ , N _t	=	Conteos de coliforme fecal a tiempos 0 y t, respectivamente, NMP/100 ml
Q	=	Caudal, m ³ /día
R	=	Período de retención nominal = V/Q, días
S	=	Concentración de DBO soluble, mg/l
S _a	=	Concentración de DBO total en el afluente, mg/l
DBO ₅	=	DBO soluble, excluyendo algas, mg/l
DQO ₅	=	DQO soluble, excluyendo algas, mg/l
T	=	Temperatura del agua, °C
T _s	=	Temperatura superficial del agua, °C

Nomenclatura (continuación)

T_a	=	Temperatura del aire, °C
DEOT, DQOT	=	DEO y DCO totales incluyendo algas, mg/l
t_{90}	=	Tiempo requerido para reducir el conteo bacteriano en un ciclo logarítmico, días
\bar{t}	=	Período de retención promedio según prueba de trazadores, días
V	=	Volumen de la laguna, m ³
X_a	=	Concentración de algas, mg/l
Y	=	Fracción de NH ₃ -N que sale de la laguna primaria
σ^2	=	Varianza de la curva concentración-tiempo, días
σ_t^2	=	Varianza adimensional de la curva concentración-tiempo
	=	Factor de dependencia de la temperatura, adimensional

2.3.9 Referencias

1. Organización Panamericana de la Salud (1984). Prioridades de Investigación - Programa de Salud Ambiental. 23 Reunión del Comité de Investigaciones en Salud.
2. Feachem, R.G. et al. (1980). Health aspects of excreta and sullage management - A state-of-the-art review. Appropriate Technology for Water Supply and Sanitation, 3, The World Bank.
3. Talboys, R.P. (1971). Lagunas de estabilización en América Latina. Report by CEPIS/PAHO, Lima, Perú.
4. Yáñez, F. (1978). Panorama de la tecnología de tratamiento de aguas residuales en países de América Latina. Documento presentado en la Sesión de Avances Tecnológicos en el Tratamiento de Agua y Alcantarillado en el 16th Congreso de AIDIS. Santo Domingo, República Dominicana.
5. Yáñez, F. et al. (1983). Investigaciones sobre el tratamiento de aguas residuales domésticas, previo a su reuso agrícola. Borrador de Informe al CEPIS/OPS.
6. Hermann, E.R. and Gloyna, E.F. (1958). Waste stabilization ponds - I. Experimental investigations. Sewage and Industrial Wastes, 30 (4) 511.
7. Hermann, E.R. and Gloyna, E.F. (1958). Waste stabilization ponds III. Formulation of design equations. Sewage and Industrial Wastes, 30 (8) 963.
8. Suwannakarn, V. and Gloyna, E.F. (1984). Efecto de la temperatura en el tratamiento de aguas residuales mediante estanques de estabilización. Bol. Oficina Sanitaria Panamericana, 56, 128.
9. Gloyna, E.F. (1971). Waste stabilization ponds. World Health Organization, Monograph Series No. 60.
10. Marais, G.v.R. and Shaw, V.A. (1961). A rational theory for the design of waste stabilization ponds in Central and South Africa. Trans. S. African Inst. Civil Engineers, 3, p. 205.
11. Chiang, W.J. and Gloyna, E.F. (1970). Biodegradation in waste stabilization ponds. Technical Report CRWR - 74. The University of Texas.
12. McGarry, M.G. and Pescod, M.B. (1970). Stabilization pond design criteria for tropical Asia. Proc. 2nd Symposium for Waste Treatment Lagoons. University of Kansas, Kansas, p. 114.
13. Mara, D. and Silva, S. (1979). Sewage treatment in waste stabilization ponds: Recent Research in NE Brazil. Progress in Water Technology, 11 (2) 341.

14. Arceivala, S.J., et al. (1970). Waste stabilization ponds: Design, construction and operation in India. Central Public Health Engineering Research Institute, Nagpur, India.
15. Lakshminarayana, J.S.S. and Abdulappa, M.D. The effect of sewage stabilization ponds on helminths. Proc. Symposium on Low-Cost Waste Treatment, p. 290.
16. Marais, G.v.R. (1974). Fecal bacterial kinetics in stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, Proc. ASCE, 100 (EE1) 119.
17. Slanetz, et al. (1970). Survival of enteric bacteria and viruses in municipal sewage lagoons. Proc. 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons. University of Kansas, Kansas, p. 132.
18. Sherry, G.P. and Parker, C.D. (1979). Development of an improved quantitative relationship between bacterial die off, design and operational factors for anaerobic, aerobic and maturation type lagoon systems. Progress in Water Technology, 11 (4/5) 427.
19. Mancini, J.K. (1978). Numerical estimates of coliform mortality rates under various conditions. Journal WPCF, 50 (11) 2477.
20. Gameson, A.L.H. and Gould, D.J. (1974). Effects of solar radiation on the mortality of some terrestrial bacteria in sea water. Proc. of the Symposium on Discharge of Sewage from Sea Outfalls. Pergamon Press.
21. Klock, W.J. (1971). Survival of coliform bacteria in wastewater treatment lagoons. Journal WPCF, 43 (10) 2071.
22. Wright, J.J., et al. (1979). Studies on the efficacy of polishing in New South Wales. Progress in Water Technology, 11 (4/5) 413.
23. Dissanayake, M.G. (1981). Kinetics of bacterial die in waste stabilization ponds. Doctoral Dissertation No. EV-81-1, Asian Institute of Technology, Bangkok, Thailand.
24. Joshi, S.R. et al. Elimination of Salmonella in oxidation ponds. Proc. of the Symposium on Low Cost Waste Treatment, Central Public Health Engineering Research Institute, p. 284, Nagpur, India.
25. Coetze, O.J. and Fourie, N.A. (1965). The efficiency of conventional sewage purification works, stabilization ponds and indicator organisms. Journal Institute of Sewage Purification, (3) 210.
26. Thirimurti, D. (1974). Design criteria for waste stabilization ponds. Journal WPCF, 46 (9) 2094.
27. Mangleson, K.A. and Watters, G.Z. (1972). Treatment efficiency of waste stabilization ponds. Journal of Sanitary Engineering Division, Proc. ASCE, 98 (SA2) 407.

28. Murphy, K.L. and Wilson, A.W. (1974). Characterization of mixing in aerated lagoons. Journal of the Environmental Engineering Division. Proc. ASCE, 100 (EE5) 1105.
29. Reynolds, J.H., et al. (1975). Biomass distribution and kinetics of baffled lagoons. Proc. ASCE, 101 (EEG) 1005.
30. Gilath, G. (1972). Concentration dynamics in lakes and reservoirs, studies using radioactive tracers. Proc. Conference: Measurement Techniques in Air and Water Pollution. Institute of Mechanical Engineering, London.
31. Marais, G.v.R. (1970). Dinamic behavior of oxidation ponds. Proc. 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons. University of Kansas, Kansas, p. 15.
32. Auerswald, W.A. (1979). Estudo de lagoas facultativas na regioa nordeste de Brasil. M.S. Tesis, Universidade Federal de Paraiba, Campina Grande, Brasil.
33. Reynolds, J.H., et al. (1977). Performance evaluation of an existing seven cell lagoon system. Utah Water Research Laboratory. U.S. EPA microfiche PB 273-533/OBE.
34. Yáñez, F. and Kirchmer, C. (1979). Literature survey and development of experimental procedures for stabilization ponds: Second progress report submitted to IDRC. Report of CEPIS/PAHO, Lima, Perú.
35. Yáñez, F. (1980). Evaluation of the San Juan stabilization ponds: Final research report of the first phase. Report of CEPIS/PAHO, Lima, Perú.
36. Yáñez, F. (1983). Manual de métodos experimentales: evaluación de lagunas de estabilización. CEPIS/PAHO, Serie Técnica No. 24.
37. United States (1979). Methods for chemical analysis of water and wastes. U.S. EPA, Cincinnati, Ohio.
38. American Public Health Association (1981). Standard methods for the examination of water and wastewater. 15th Ed., Washington, D.C.
39. Canada Centre for Inland Waters (1975). Methods for microbiological analysis of waters, wastewaters and sediments. Burlington, Ontario, Canada.
40. Metcalf and Eddy, Inc. (1979). Wastewater engineering: treatment, disposal, reuse. McGraw Hill Book Co.
41. Levenspiel, O. (1972). Chemical reaction engineering 2nd Ed., John Wiley, New York.
42. O'Connor, D.J. (1975). Stream and estuarine analysis-basic analysis and formulations. Summer Institute of Water Pollution Control.

43. Mees, Q.M. and Hensley, T.R. Survival of pathogens in sewage stabilization ponds: Final report. Tucson University of Arizona, Engineering Research Laboratories, s.d.
44. Johnson, B.A., et al. (1979). Waste stabilization lagoon microorganism removal efficiency and effluent disinfection with chlorine. U.S. EPA Report No. 600/2-29-018.
45. Yáñez, F. (1983). Lagunas de estabilización de Masaya Granada, Nicaragua. Informe Técnico a PAHO.

Cuadro 2.3.1

COMPARACION DE CARACTERISTICAS DE AGUAS RESIDUALES
DE PAISES DESARROLLADOS Y EN DESARROLLO

Parámetro	País desarrollado	Lima, Perú
DBO, 5 días, 20°C, mg/l	220	143
DQO, mg/l	500	281
Sólidos en suspensión, mg/l	220	128
NH ₃ - N, mg/l	25	21
Coliforme total, No./100 ml	10 ⁸ - 10 ¹⁰	1.8 x 10 ⁸
Coliforme fecal, No./100 ml	10 ⁶ - 10 ⁸	1.2 x 10 ⁸
Conteo total de parásitos, No./100 ml	Ausente	1800
Salmonella, No./100 ml	Ausente	2100

Cuadro 2.3.2

**CARACTERISTICAS DEL DESECHO CRUDO Y EFLUENTES DE LAS
TRES LAGUNAS DE ESTABILIZACION EN SERIE.**

PARAMETRO	DESECHO CRUDO	EFLUENTES DE LAGUNAS EN SERIE		
		PRIMARIA P1	SECUNDARIA S1	TERCIARIA T1
Carga de DBO total, Kg/(Ha.día)	-	241.1 (26)*	62.2 (33)*	54.5 (36)*
DBO ₅ total, mg/l (Inc. algas)	143.4 (47)	51.7 (36)	39.8 (36)	39.2 (32)
DBO ₅ soluble, mg/l	-	16.8 (34)	12.9 (35)	11.7 (28)
DBO última, mg/l (soluble)	173.9 (29)	24.8 (34)	26.0 (35)	30.5 (29)
K ₁₀ de desoxigenación, l/día	0.178 (20)	0.149 (18)	0.116 (21)	0.112 (18)
DQO total, mg/l	280.0 (39)	225.8 (12)	309.5 (11)	216.0 (12)
DQO soluble, mg/l	-	102.2 (20)	128.1 (12)	91.3 (13)
Relación DBOT/DBOS, 5 días	-	3.35 (31)	3.23 (35)	3.47 (26)
Relación DQOT/DQOS	-	2.14 (11)	3.42 (11)	3.77 (12)
Sólidos en suspensión, mg/l	128.3 (22)	85.9 (27)	77.3 (27)	55.2 (27)
Sólidos volátiles en suspensión, mg/l	101.4 (22)	71.9 (28)	59.2 (28)	47.4 (26)
Conteo de algas, No./ml	-	2.4 E6(18)	9.5 E6(9)	1.9 E6(20)
Coliforme total, NMP/100 ml	1.8 E8(53)	8.8 E6(32)	7.8 E6(34)	1.3 E6(34)
Coliforme fecal, NMP/100 ml	1.2 E8(54)	4.4 E6(33)	4.3 E5(34)	1.7 E4(33)
Conteo de parásitos, No./100 ml	1.8 E3(20)	29 (8)	0	0
<u>Salmonella</u> , NMP/l	2.1 E3(15)	5.6 E2(16)	38 (16)	4.6 (14)
NH ₃ -N, mg/l	21.1 (24)	18.1 (21)	17.0 (20)	12.7 (19)
Relación Colifecal/Salmonella	7.3 E3(13)	2.3 E5(14)	1.2 E5(14)	6.2 E5(12)

* Lo indicado entre paréntesis representa el No. de observaciones

Cuadro 2.3.3

CORRELACIONES ENTRE CARGAS DE DBO APLICADA Y REMOVIDA, ECUACION $L_r = A + B L_a$

TIPO DE LAGUNA DE ESTABILIZACION	COEFICIENTES		COEFICIENT. DE CORRELACION	NUMERO DE OBSERVACIONES	INTERVALO DE L_a kg/(ha.día)
	A	B			
4 Lagunas primarias (1a. fase)	7.67	0.806	0.996	71	200 - 1158
1 Laguna primaria (2a. fase)	-23.46	0.998	0.989	26	113 - 364
5 Lagunas primarias (1a. y 2a. fases)	20.51	0.777	0.992	97	113 - 1158
4 Lagunas primarias (1a. y 2a. fases)	1.64	0.801	0.979	48	354 - 1158
3 Lagunas primarias (1a. y 2a. fases)	0.75	0.906	0.857	15	251 - 335
4 Primarias y 4 secundarias (1a. fase)	- 7.81	0.819	0.998	139	42 - 1158
1 Secundaria (1a. fase)	- 0.80	0.765	0.986	63	42 - 248
1 Secundaria (2a. fase)	- 7.14	0.923	0.947	33	31 - 114
1 Terciaria (2a. fase)	- 7.16	0.941	0.970	26	18 - 90
Serie primaria + secundaria (2a. fase)	- 8.53	0.942	0.996	85	18 - 466

Cuadro 2.3.4

RESULTADOS DE PRUEBAS DE MORTALIDAD EN CONDICIONES DE CAMPO

FECHA INICIAL DE LA PRUEBA	TIPO DE LAGUNA	TEMP. T °C	MORTALIDAD NETA K, (1/DIA) Y COEFICIENTES DE CORRELACIONES					
			COLIFORME TOTAL		COLIFORME FECAL		SALMONELLA	
			k	r	k	r	k	r
15/07/81	P2	17.6	0.870	0.893	1.060	0.942		
15/07/81	P2	17.6	0.501	0.921	0.774	0.930		
16/02/82	P1	26.5	-	-	0.691	0.912		
17/03/82	P1	25.8	-	-	1.334	0.947		
20/04/82	P1	24.4	0.949	0.903	0.914	0.947		
01/06/82	P1	20.5	-	-	0.449	0.938		
06/09/82	P1	19.2	0.410	0.907	0.454	0.881		
26/10/82	P1	21.0	0.772	0.931	0.627	0.865		
08/11/82	P1	22.2	0.716	0.967	0.761	0.965		
08/11/82	P1	22.2	0.868	0.976	0.520	0.891		
08/11/82	P1	22.2	0.448	0.896	0.645	0.931		
08/11/82	P1	22.2	0.545	0.962	0.652	0.951		
09/12/81	S1	25.6	0.471	0.970	0.788	0.991		
04/01/82	S1	26.0	0.771	0.856	1.103	0.970	1.150	0.932
17/03/82	S1	27.7	-	-	0.876	0.912		
17/03/82	S1	27.7	-	-	0.818	0.920		
20/04/82	S1	25.7	0.895	0.993	0.802	0.950	0.767	0.953
20/04/82	S1	25.7	0.462	0.982	0.991	0.948		
01/06/82	S1	21.0	-	-	0.727	0.991		
06/07/82	S1	19.5	0.474	0.900	0.521	0.930		
02/08/82	S1	18.8	0.863	0.932	1.764	0.985		
02/08/82	S2	18.8	0.806	0.998	0.489	0.948		
28/09/82	S1	20.8	-	-	1.142	0.874		
26/10/82	S1	21.7	0.735	0.967	1.270	0.982	1.047	0.932
26/10/82	S2	21.7	0.749	0.915	0.857	0.989		
15/07/81	T2	18.2	0.604	0.959	1.004	0.944		
09/12/81	T1	25.5	0.449	0.902	0.614	0.903		
14/01/82	T1	26.2	0.518	0.881	0.855	0.952		
06/07/82	T1	19.5	-	-	0.776	0.886		
28/09/82	T1	20.7	0.643	0.862	0.941	0.873		
06/09/82	C2				0.419	0.932		

Cuadro 2.3.5

DATOS DE PRUEBAS DE TRAZADORES A ESCALA DE CAMPO

CARACTERISTICAS DE LA LAGUNA										
TIPO	AREA ha	PROFUND. m	PERIODO DE	FECHAS DE LA PRUEBA		TIPO Y CANTIDAD DE TRAZADOR	PERIODO DE	VARIANZA ADIMENSIONAL	FACTOR DE DISPERSION	OBSERVACIONES
			RETENCION NOMINAL	INICIO	FIN		RETENCION CALCULADO			
S1	1.44	1.30	17.47	09/12/81	11/01/82	300g(Rhodamina WT)*	13.71	0.53	0.43	Max. en 3 hr.
S1	1.44	1.30	15.26	14/01/82	05/02/82	278g " "	6.98	0.70	0.82	Max. en 5 hr.
S1	1.44	1.30	18.84	14/04/82	24/05/82	300g " "	9.94	0.75	1.04	Max. en 2 hr.
S1	1.44	1.30	13.13	29/10/82	15/11/82	199g " M	5.86	0.53	0.43	Max. en 4 hr.
P1	1.20	1.30	10.32	25/08/82	10/09/82	150g " WT	4.85	0.65	0.68	Max. en 6 hr.
T1	1.49	1.30	10.24	01/07/82	13/07/82	150g " "	4.48	0.53	0.42	Max. en 3 hr.
T1	1.49	1.30	14.37	30/09/82	14/10/82	224.4g " "	5.40	0.46	0.33	Max en 1 hr.
S3	0.49	1.30	3.27	19/07/82	28/07/82	150g " "	2.02	0.85	1.80	Max. en 0.7 hr.
S3	0.49	1.30	3.78	29/10/82	15/11/82	178.2g " "	3.46	0.98	10.91	Max. en 0.7 hr.
T2	1.32	1.30	10.74	01/07/82	13/07/82	150g " "	4.37	0.59	0.52	Max. en 2 hr.
T2	1.32	1.30	10.98	27/09/82	14/10/82	126.7g " M	6.93	0.38	0.25	Max. en 28 hr.
S2	0.88	1.30	5.52	19/07/82	27/07/82	150g " WT	3.10	0.23	0.12	Flujo tipo pistón
P2	1.10	1.30	6.36	25/08/82	10/09/82	150g " "	5.19	0.59	0.52	Max. en 2 hr.
P3	0.89	1.30	5.65	31/08/82	10/09/82	99.75g " "	2.77	1.04	12.00	Max. en 0.3 hr.
T3	0.53	1.30		05/05/82	18/05/82	120g " "	2.48	0.82	1.49	Max. en 1 hr.
T3	0.53	1.30	5.90	27/09/82	13/10/82	107.1g " M	3.74	0.57	0.48	Max. en 1 hr.

* El peso en gramos corresponde a Rhodamina pura. El volumen de Rhodamina WT líquida al 20% se calcula dividiendo el peso en gramos entre 200 y el resultado es en litros.

Cuadro 2.3.6

PROCESAMIENTO DE DATOS DE FACTOR DE DISPERSION Y FORMA DE LAGUNAS

Instalación	Laguna	Relación L/W	FACTOR DE DISPERSION	
			Observado	Promedio del grupo
S. Juan, Lima, Perú	P3	0.54	<u>12.</u>	12.
" " "	P1	1.0	.68	
" " "	P2	1.0	.52	
" " "	P3*	1.0	1.49	.994
" " "	P3	1.0	.48	
" " "	S3	1.0	<u>1.80</u>	
" " "	S1	1.41	.43	
" " "	S1	1.41	.82	
" " "	S1	1.41	.44	
" " "	S1	1.41	1.04	
" " "	S1	1.41	.73	
" " "	S1	1.41	.43	
" " "	T2	1.41	.52	.781
" " "	T2	1.41	.25	
Corime, Utah, EE.UU.	7	1.41	.55	
" " "	6	1.41	1.00	
" " "	5	1.41	.59	
" " "	4	1.41	1.14	
" " "	3	1.41	1.18	
" " "	2	1.41	<u>1.71</u>	
S. Juan, Lima, Perú	T1	2.0	.42	.375
" " "	T1	2.0	<u>.33</u>	
" " "	1	2.8	<u>.36</u>	.36
" " "	S2	8.0	<u>.12</u>	.12

ECUACION DE MEJOR AJUSTE CON $r^2 = 0.99954$

$$d = \frac{X}{-0.26118 + 0.25392X + 1.01368X^2}$$

* Prueba con entrada en otro punto.

Cuadro 2.3.7

OBJETIVOS DE DISEÑO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION
EN PAISES EN DESARROLLO

1. REDUCCION DE COSTOS INICIALES

* REQUIERE DE ALTAS CARGAS DE APLICACION EN LAGUNAS PRIMARIAS.

2. MINIMIZACION DE LA DESCARGA DE ORGANISMOS PATOGENOS

* REQUIERE LAGUNAS EN SERIE Y USO DE CRITERIOS MULTIPLES DE CALIDAD.

Cuadro 2.3.8

CRITERIOS APROPIADOS PARA DISEÑO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION EN PAISES EN DESARROLLO

A. CRITERIOS PARA LAGUNAS PRIMARIAS:

1. REDUCCION DE DBO Y DQO

- TOTAL Y SOLUBLE
- LA REDUCCION EN ASOCIACION DIRECTA CON LA BIOMASA (SOLIDOS ACUMULADOS)
- SUBMODELOS HIDRAULICOS DIFERENTES PARA LIQUIDOS Y SOLIDOS

2. REDUCCION DE SOLIDOS

- ALTAS ACUMULACIONES DEBIDO A CARGAS ELEVADAS
- PERIODOS ENTRE LIMPIEZA REDUCIDOS
- NECESIDAD DE UNIDADES PRIMARIAS EN PARALELO

3. REDUCCION DE PARASITOS (10 DIAS)

- TODOS LOS PROTOZOARIOS
- LA MAYORIA DE LOS HELMINTOS

B. CRITERIOS PARA LAGUNAS SECUNDARIAS:

1. REDUCCION TOTAL DE HELMINTOS (20 DIAS)

2. REDUCCION DE COLIFORME FECAL Y SALMONELLA A NIVELES DESEADOS

3. MINIMIZAR LA INFLUENCIA NEGATIVA DE LA ESTRATIFICACION TERMAL

4. COMPROBAR QUE CONCENTRACIONES DE OTROS PARAMETROS CUMPLAN CON LOS REQUISITOS

- DBO TOTAL Y SOLUBLE
- CONCENTRACION DE ALGAS
- FORMAS DE NITROGENO

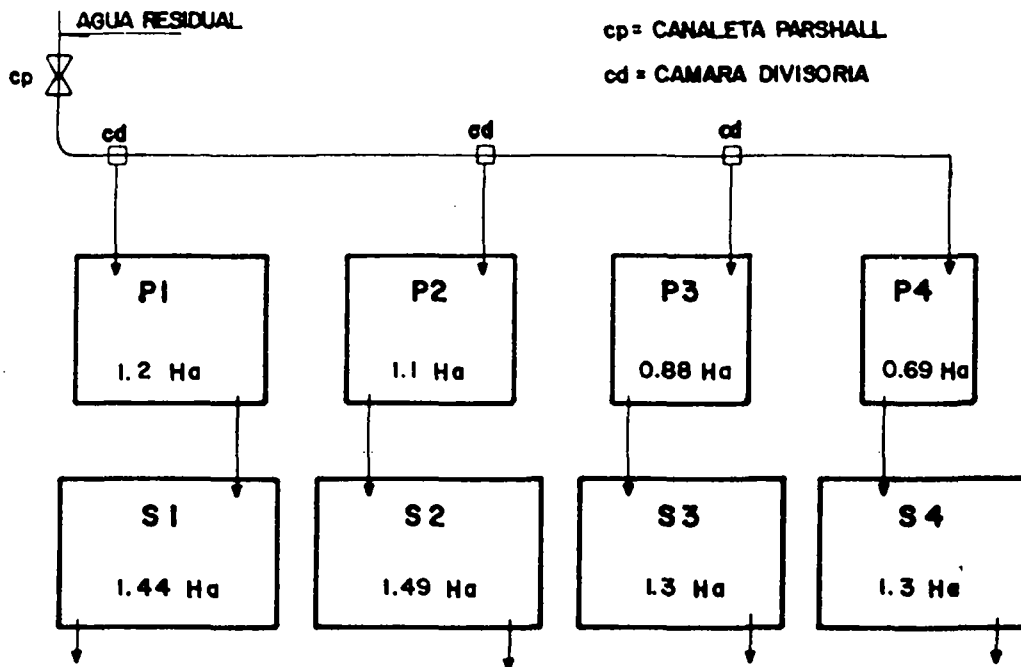


Figura 2.3.1

Diagrama de flujo para la primera fase

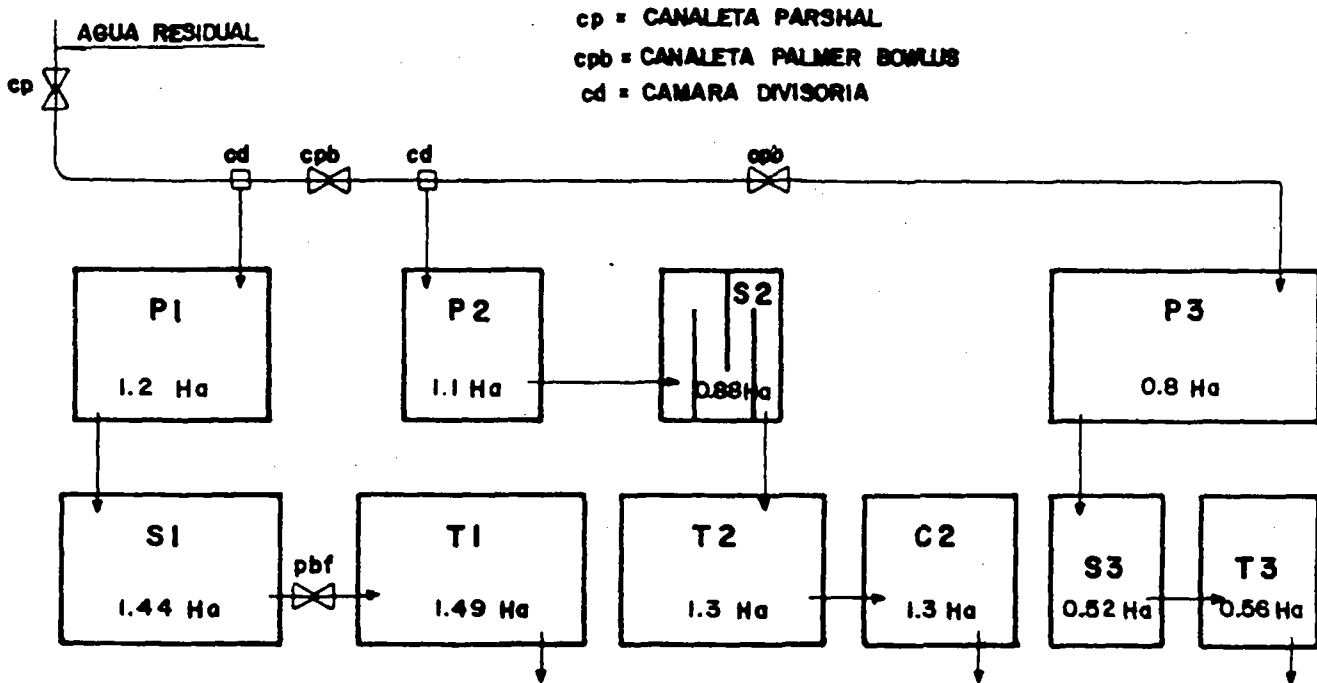


Figura 2.3.2

Diagrama de flujo para la segunda fase

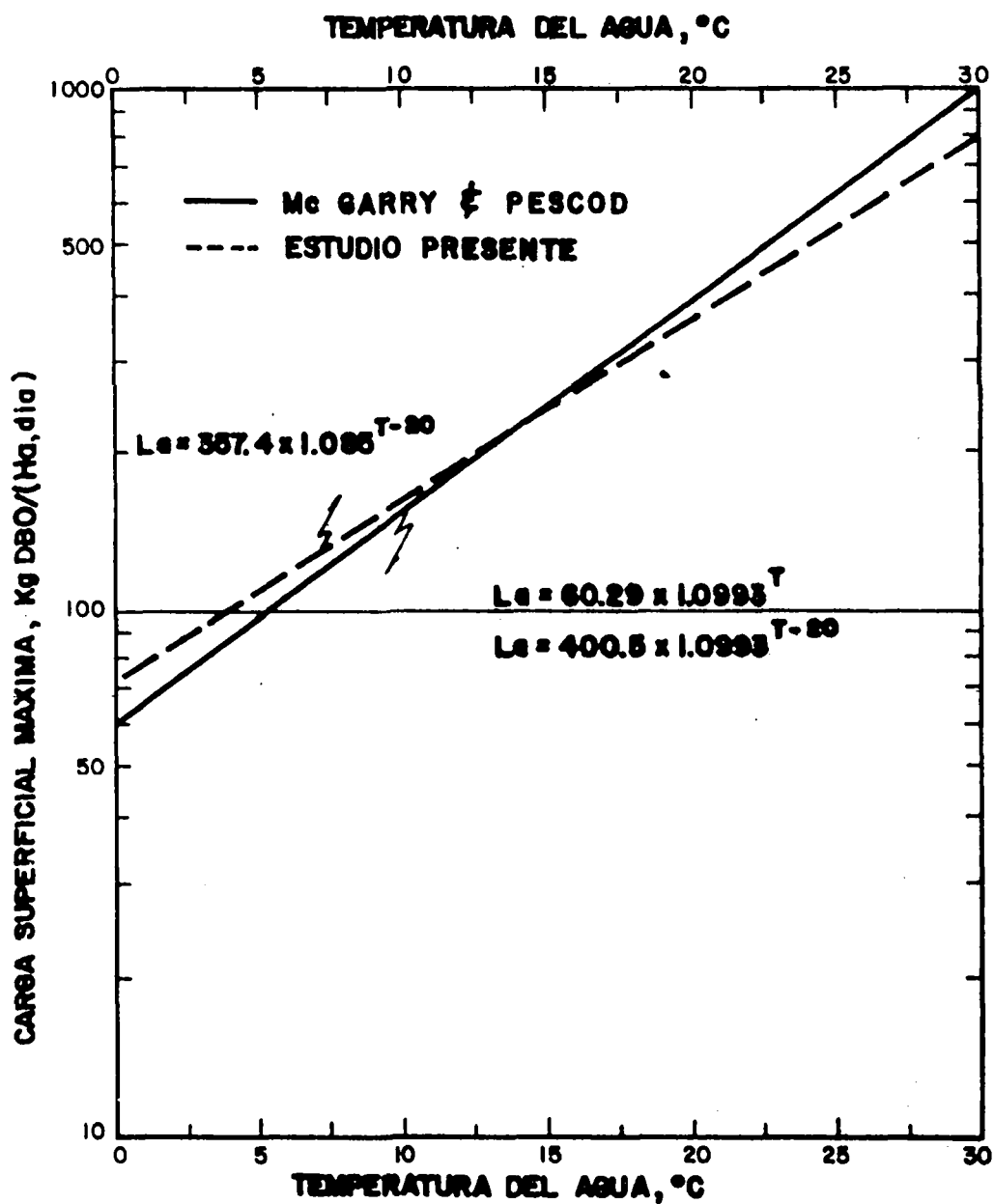


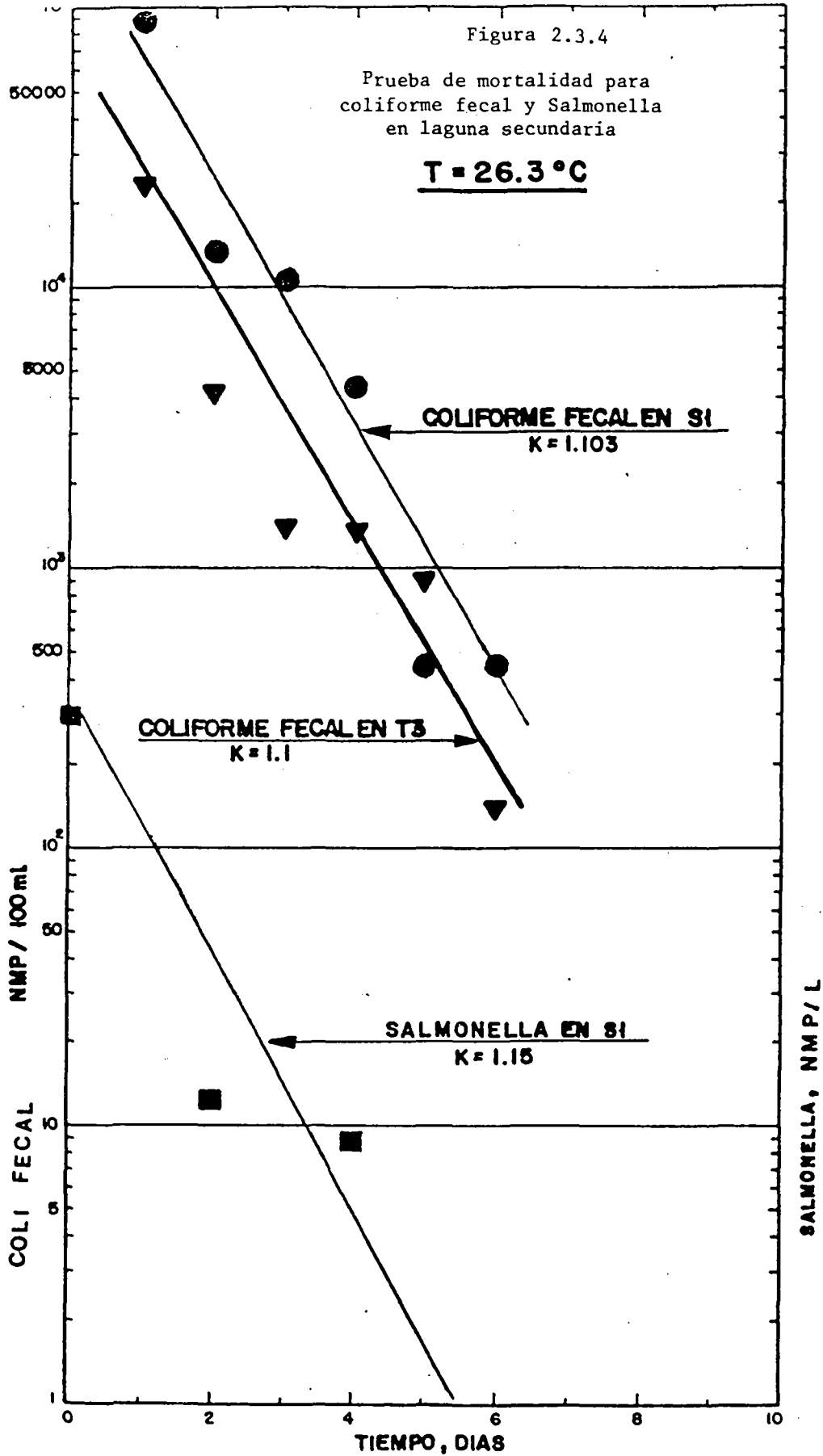
Figura 2.3.3

Carga superficial máxima en lagunas primarias en función de la temperatura

Figura 2.3.4

Prueba de mortalidad para
coliforme fecal y Salmonella
en laguna secundaria

T = 26.3 °C



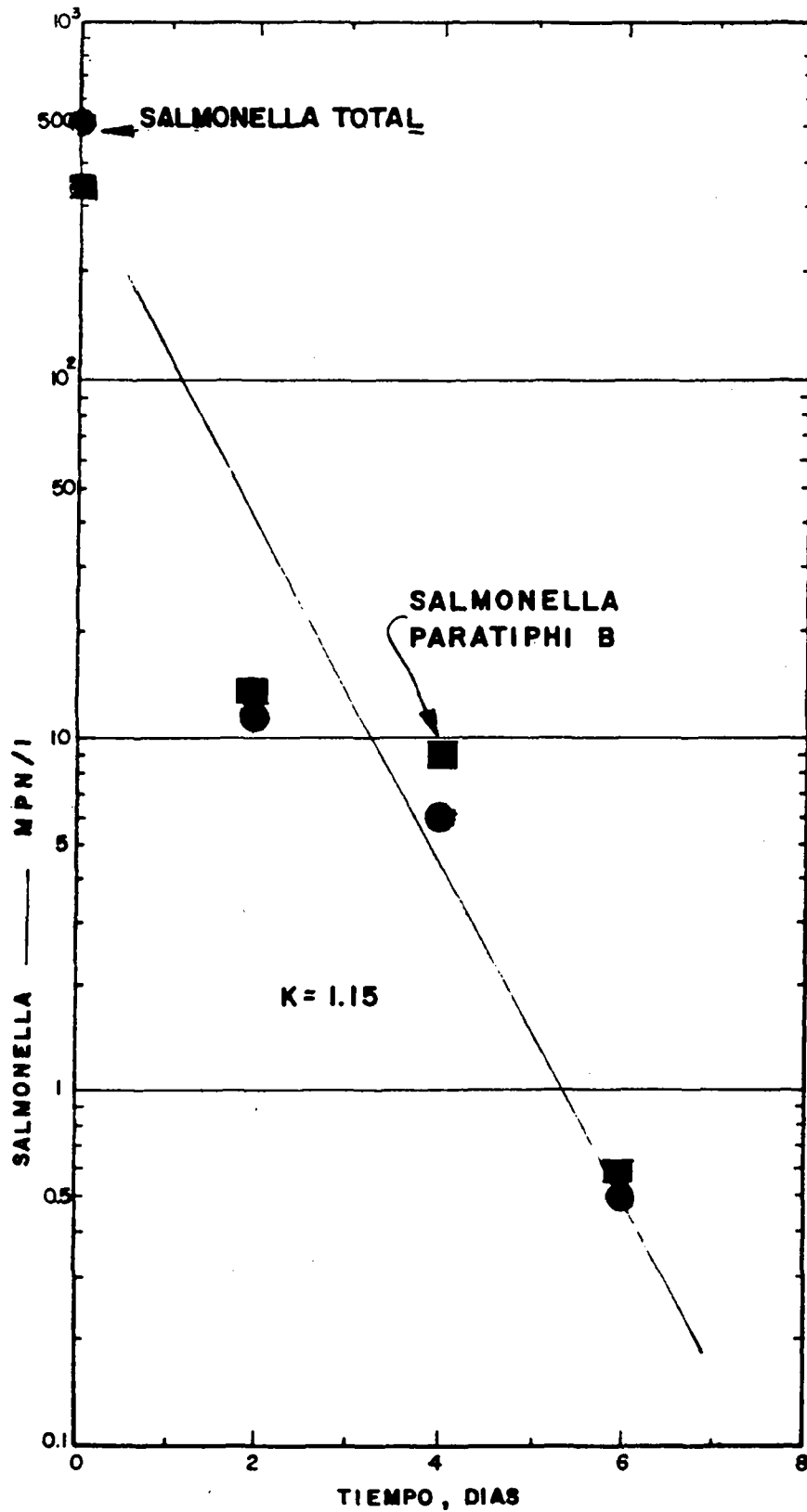
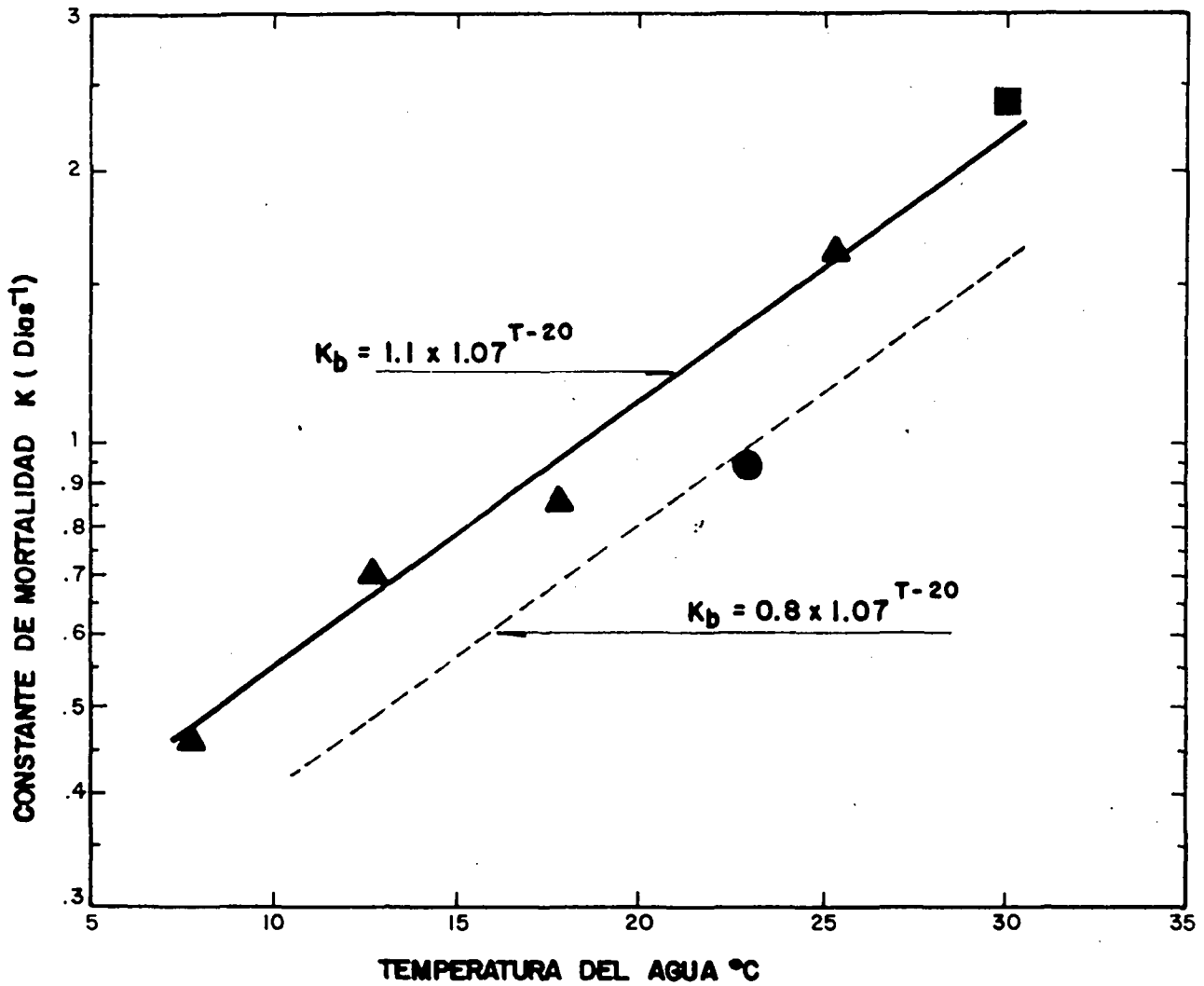


Figura 2.3.5

Prueba de mortalidad para
Salmonella en laguna secundaria

T = 26.3 °C



- DATOS DE PIKE AND GAMESON (1970)
- ▲ DATOS DE KLOCK (1971)
- - - DATOS DE MANCINI (1978)
- DATOS DE ESTE ESTUDIO: PROMEDIO PARA LAGUNAS SECUNDARIAS
- PRUEBA EN LAGUNA DE PAIS CENTROAMERICANO

Figura 2.3.6

Mortalidad neta del coliforme fecal en función de la temperatura

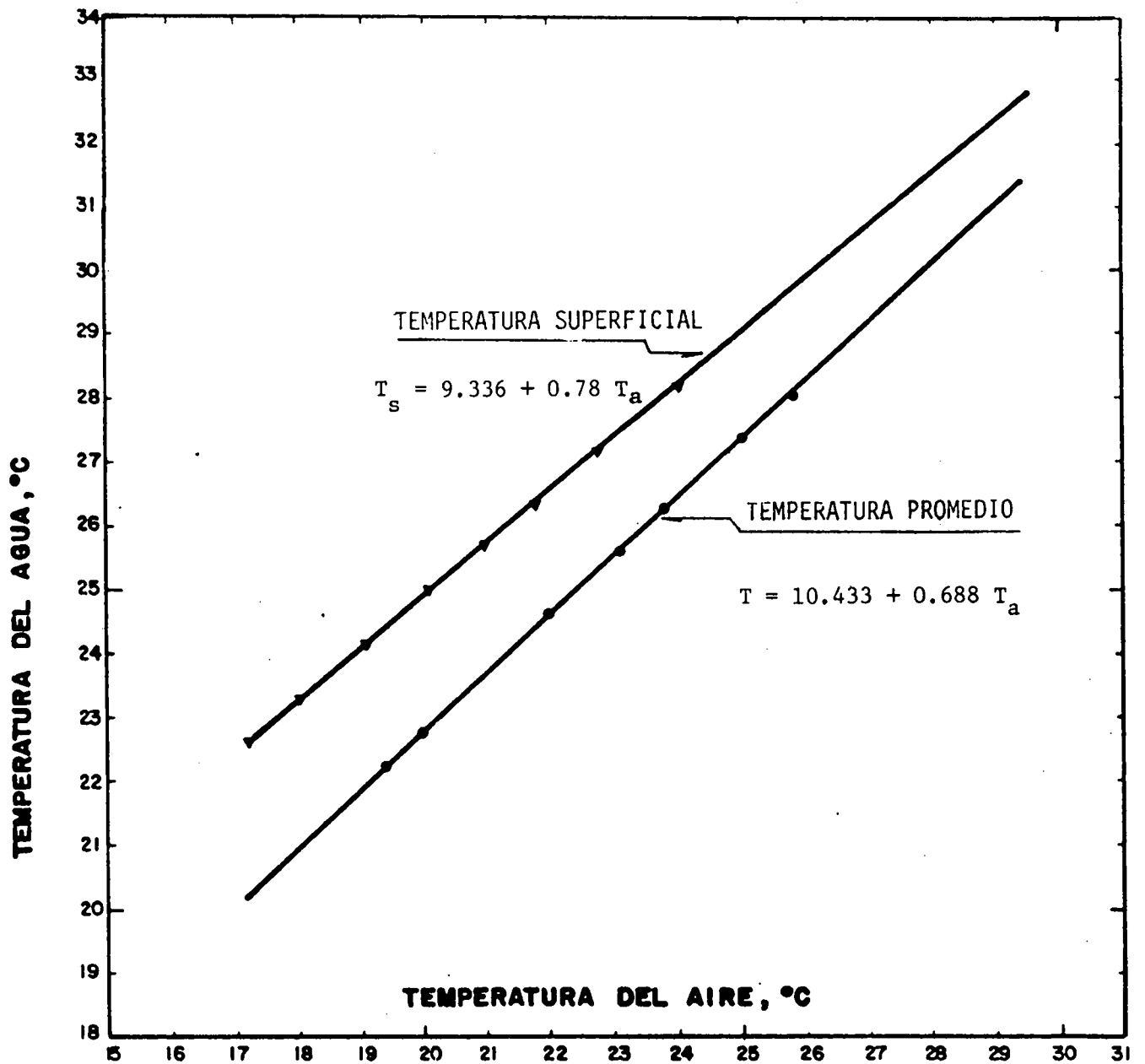


Figura 2.3.7

Correlación entre las temperaturas del aire
y del líquido, para las condiciones de
Lima

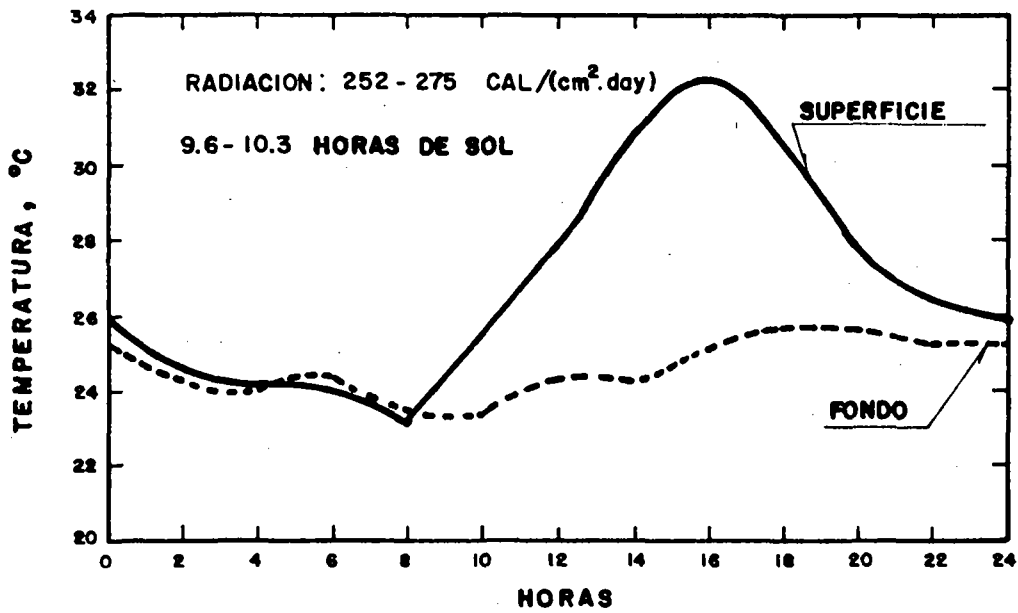


Figura 2.3.8

Condiciones de estratificación termal para laguna P1 durante el verano (marzo 8, 12 y 19 de 1982)

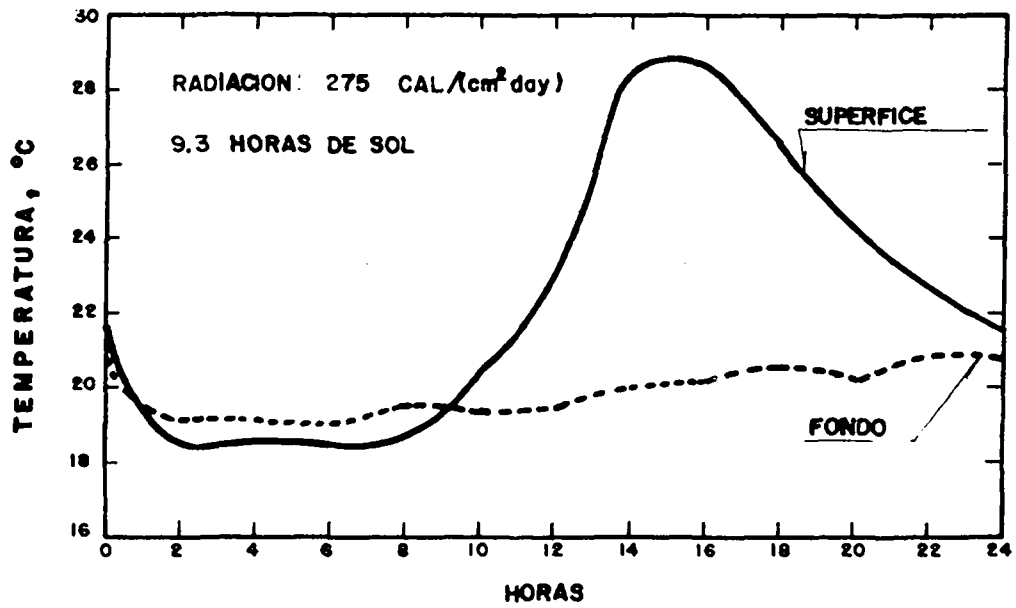


Figura 2.3.9

Condiciones de estratificación termal para
P1 durante primavera (octubre 14, 1982)

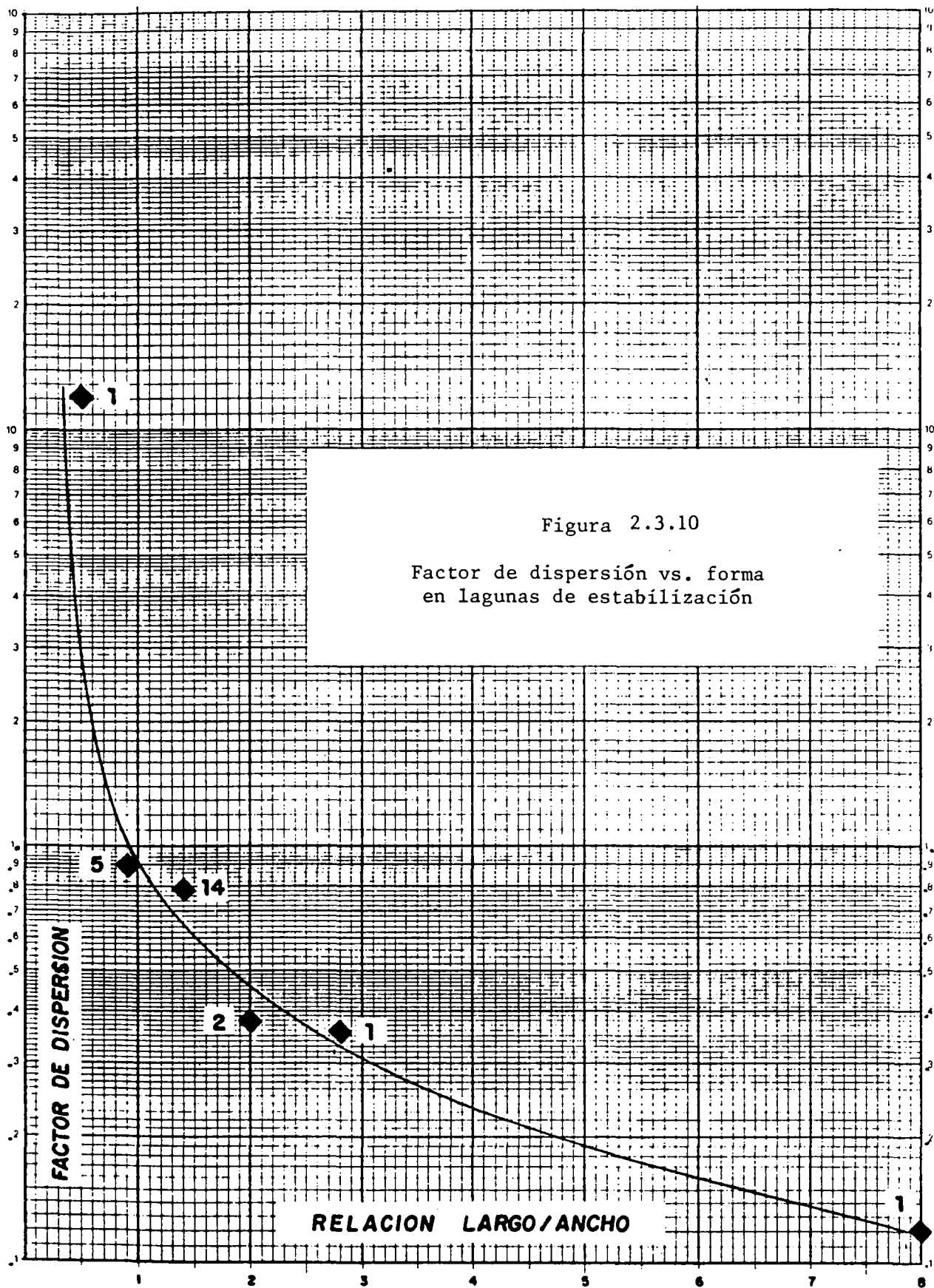
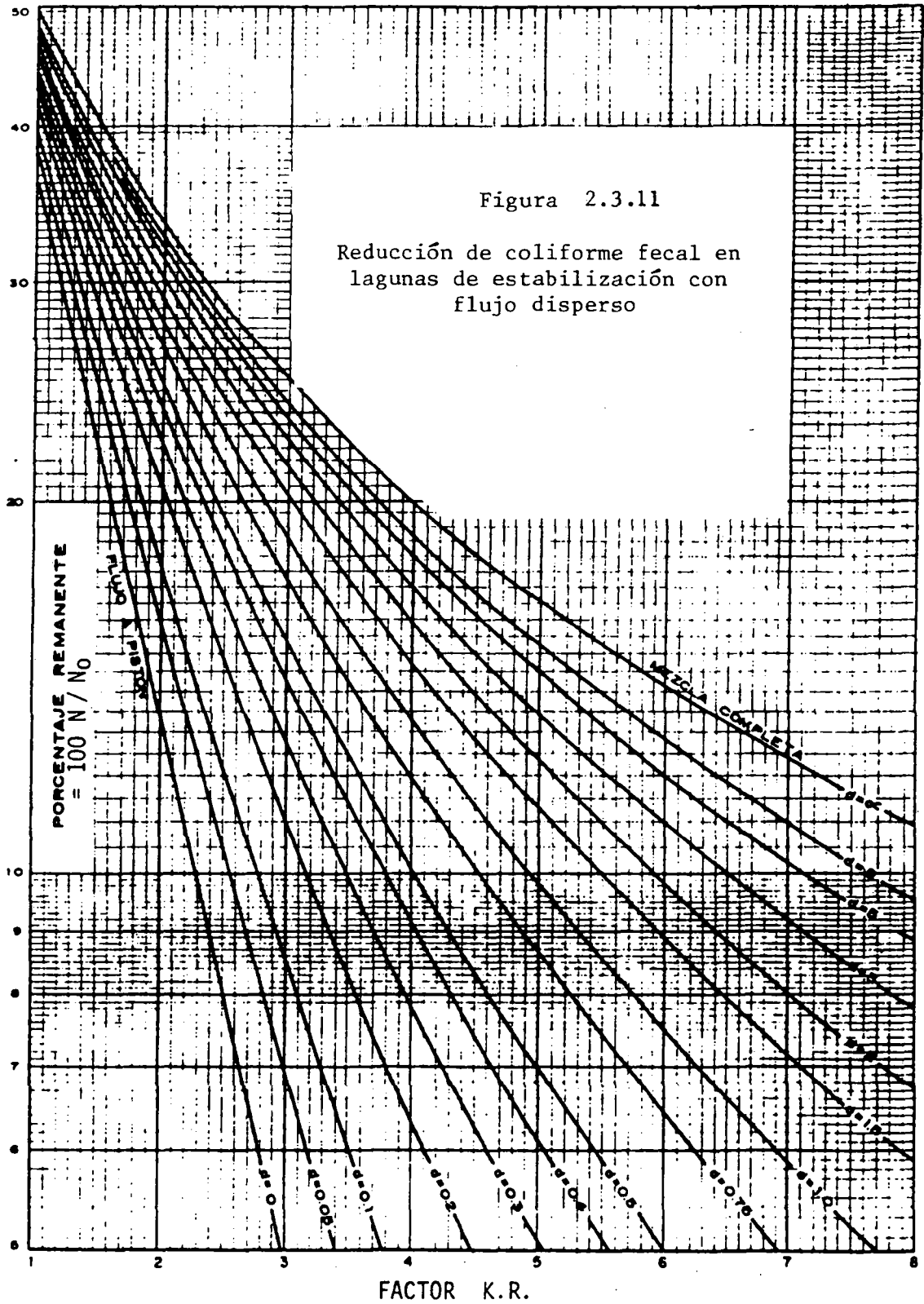


Figura 2.3.10

Factor de dispersión vs. forma
en lagunas de estabilización

Figura 2.3.11

Reducción de coliforme fecal en lagunas de estabilización con flujo disperso



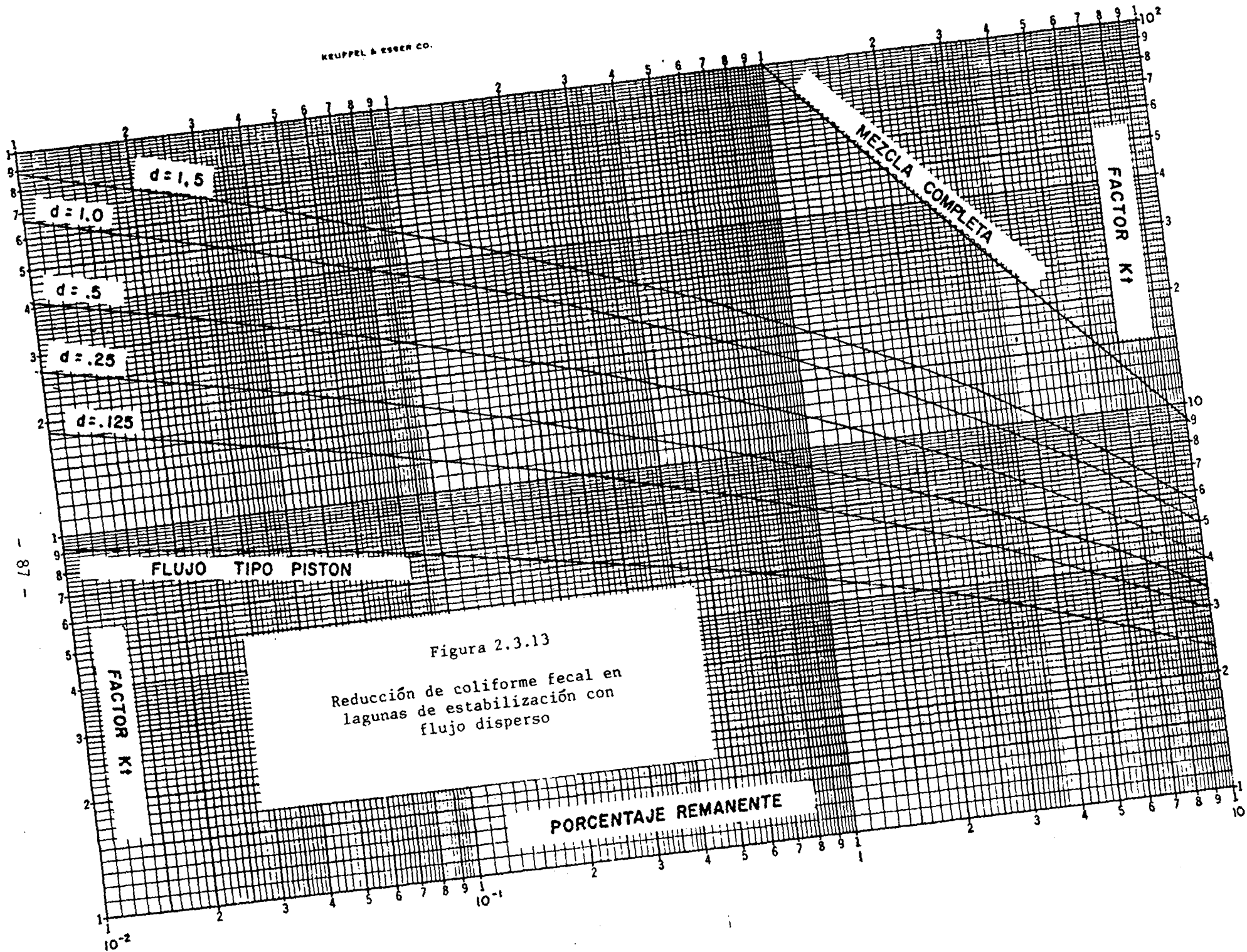
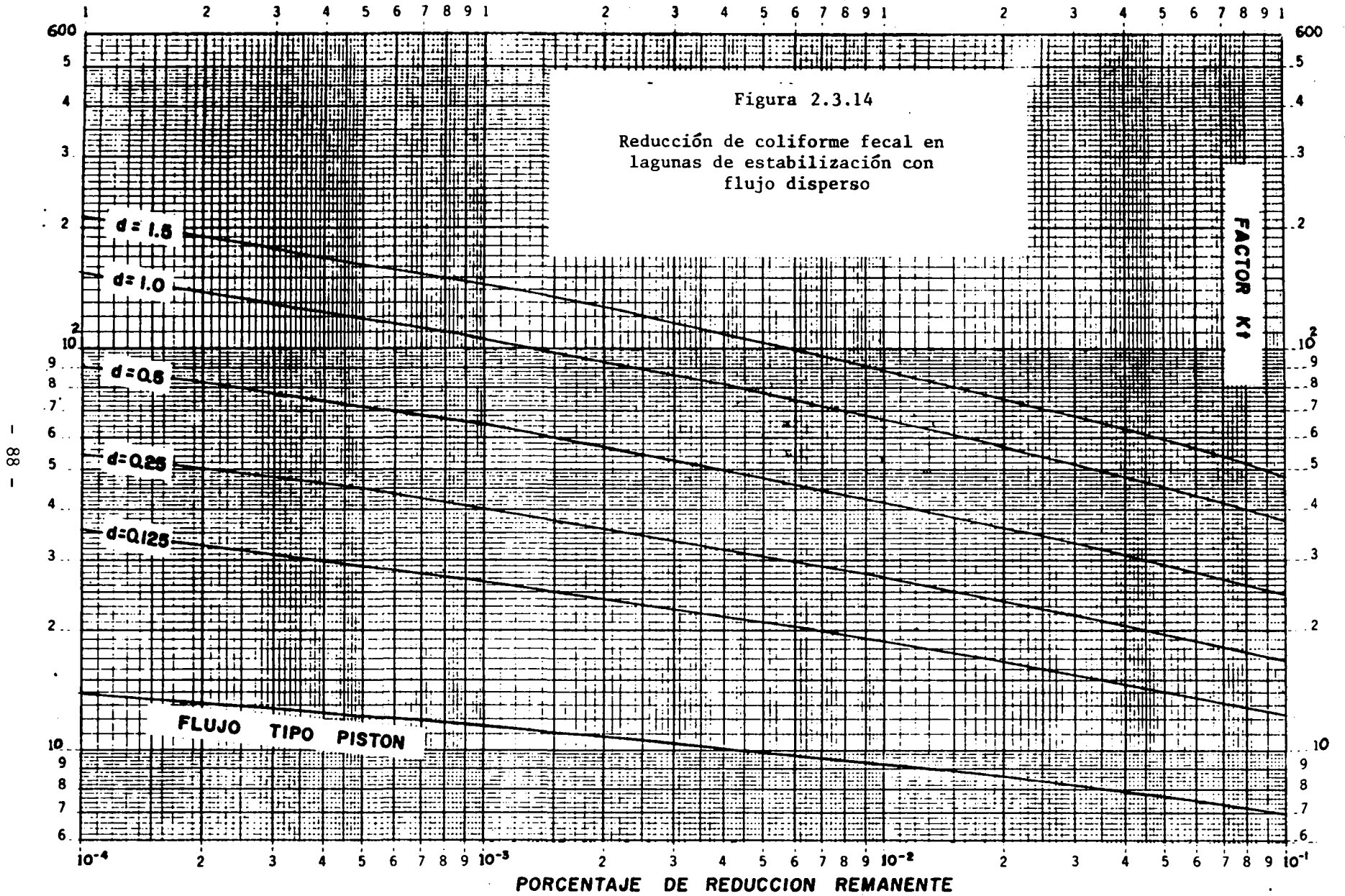


Figura 2.3.13

Reducción de coliforme fecal en lagunas de estabilización con flujo disperso



188

Figura 2.3.14
Reducción de coliforme fecal en
lagunas de estabilización con
flujo disperso

FACTOR K_1

FLUJO TIPO PISTON

PORCENTAJE DE REDUCCION REMANENTE

2.4 THE REUSE OF WASTE STABILIZATION POND EFFLUENTS FOR AQUACULTURE AND AGRICULTURE

H.W.Pearson

2.4.1 INTRODUCTION

- The last 20 years have seen not only an exponentially increasing world population but also an accelerating movement of the population away from rural areas towards the towns and cities. These changes in population pattern are and, will increasingly cause environmental and socioeconomic problems which are most severe in their impact on the poor and less developed nations of the world.
- Increasing urbanization of populations and the provision of safe water supplies have increased water consumption and brought with it an increasing problem of wastewater disposal. This is exemplified in Table 2.4.1 which includes recent data by Pescod and Alka (1984) on projected effluent production in some cities of developing countries.
- It is clear that in many parts of the world an increasing demand for fresh water is fast outstripping conventional known reserves. It is against such a pattern of supply and demand that countries, particularly (but not exclusively), those in arid and semi arid regions must look to the re-use of wastewater. The large volumen of wastewater produced in their major cities should not be looked upon merely as a problem but more a valuable resource particularly for re-use in agriculture.

Table 2.4.1

PROJECTED EFFLUENT PRODUCTION BY THE YEAR 2000 AD IN SOME CITIES IN DEVELOPING COUNTRIES - ADAPTED FROM PESCOD AND ALKA (1984)

City	Total populations (millions)	Projected yearly effluent production (Mm ³)
Mexico City - Mexico	31.0	2,602
Sao Paulo - Brazil	25.8	2,166
Cairo - Egypt	13.1	1,100
Karachi - Pakistan	11.8	991
Teheran - Iran	11.3	949
Lagos - Nigeria	6.9	579
Addis Adaba - Ethiopia	5.6	470
Alexandria - Egypt	3.04	275.5

- Reuse of wastewater is not a new concept but more recently the demand for water has increased the need for reuse both in terms of the volume to be used and range of application. It has therefore been essential to develop standards of wastewater quality which not only safeguard the health of the population coming in contact with it but also protect the receiving environment from damage. In this respect the effluent from waste stabilization is particularly acceptable.
- The major areas for wastewater reuse are:
 - . Agriculture
 - . Aquaculture
 - . Recharge of aquifers and surface waters
 - . Industry
 - . Environmental amenity
- Agriculture and aquaculture represent the largest and most widely practised areas of reuse and are of particular importance in developing countries. This paper will pay particular attention to the use of waste stabilization pond effluents for agriculture and aquaculture.

2.4.2 PISCICULTURE

- The use of wastewater, night soil and excreta for the fertilization of fishponds has been practised on the Orient for centuries. Pond cultured fish are a major source of animal protein in many countries including for example China, Japan, Taiwan, Indonesia, India, Thailand and Pakistan (Huggins, 1984; Payne, 1984). The oxidation of the waste by bacterial activity releases nutrients which stimulate the growth of large algal blooms on which the fish feed.
- The varieties of fish most popularly cultivated in ponds are members of the Carp and Tilapia families (herbivorous or detritus feeding species). Frequently polyculture is practised i.e. when more than one species of fish is grown in a single pond. The different species of fish eat different species or sizes of algae or are detritus feeders rather than herbivores. On occasions shrimps or prawns are added to ponds as the detritus feeder and some carnivorous fish added to graze on the zooplankton or even cull the less healthy fishes. Fish yields in waste fertilised ponds in Asia are often well in excess of 1000 kg ha⁻¹ y⁻¹. Even higher yields (10,000 kg ha⁻¹ y⁻¹) are possible with controlled operation and specialist feeding.
- Experiences on the use of industrial wastes for fish culture are currently limited but success will depend largely on the removal of toxic substances (e.g. ammonia, sulphide, heavy metals and halogenated hydrocarbons) by pre-treatment. Fish have been grown in sugar mill, abattoir and dairy wastes and in rubber processing wastes in Malaysia after pre-treatment.

- The health aspects of growing fish for human consumption in wastewater needs careful consideration. Whilst the use of untreated wastes for pond fertilisation has been practised for some time pre-treatment must be considered desirable. The health problems associated with fish farming in excreta enriched ponds are (taken from Feachem et al, 1983):
 - . Passive transference of animal pathogens by fish contaminated by polluted water.
 - . Transmission of helminths whose life cycles involve fish as intermediate host.
 - . Transmission of other helminths with life cycles involving other aquatic fauna such as the snail intermediate host of schistosomes.
- Contamination by pathogenic bacteria has occurred from the eating or handling of fish or fish products. Although little information is available it must be assumed that contamination by viruses, protozoal cysts and helminth eggs can all be carried and even concentrated in or on fish.
- Pathogen control is best accomplished by:
 - . Enriching ponds only with treated sewage, stored night soil, or sludge.
 - . Allowing fish to reside in clean water for several weeks prior to harvesting.
 - . Clearing vegetation from ponds and banks to discourage molluscan intermediate hosts of Clonorchis and schistosomes.
 - . Promoting good hygiene in all stages of fish handling and processing.
 - . Discouraging the consumption of undercooked fish.
- The use of the low pathogen effluents from efficiently operated waste stabilization pond systems to fill fish ponds on a continuous or batch flow basis will eliminate such potential health problems. As a general rule of thumb effluents from pond systems with an overall retention time of at least 20 days will provide a safe effluent for fish culture.
- Species of carp and tilapia have been grown particularly successfully in the final pond in series comprising three or more maturation ponds. Prawns (Macrobrachium rosenbergii) will grow in sewage ponds (Bartone et al., 1985) and young migratory salmon have been also successfully reared in wastewater lagoons before releasing them via rivers into the oceans (Allen and Gearheart, 1980). Fish ponds can also be considered as useful tertiary treatment systems for sewage effluents since they reduce the concentration of nitrogen, phosphorus, BOD and suspended solids.

- The major parameters controlling fish yields and survival in ponds are the dissolved oxygen and ammonia concentrations (linked to pH) and detergent levels. The total BOD loading on a fish pond must be such as to allow measurable dissolved oxygen, albeit even only a few mg L⁻¹ at around dawn which usually represents the period of minimal oxygen concentration. Tilapia species are among the most tolerant to low dissolved oxygen concentrations. Air breathing catfish Clarias are least affected since they can obtain oxygen from gulping air at the surface. As a general rule total ammonia levels should not exceed 2 mg N L⁻¹ in order to avoid fish toxicity effects, some carp are sensitive to ammonia concentrations above 0.23 mg L⁻¹ at pH 8.0. This ammonia factor needs careful attention when fish are being grown in maturation ponds or when waste stabilization effluents are being added to fish ponds (Bartone et al., 1985). Studies in Israel suggest that a concentration of hard detergents of 10 mg L⁻¹ is lethal to carp (Edwards, 1985).
- The commercial production of Daphnia, spp. (which feed on the algae in waste stabilization ponds) has been tried successfully. High concentrations of Daphnia can be produced which are easily harvested by microstraining. The packaged Daphnia can be frozen and sold as fish food.
- Although not a direct reuse application, the release of treated sewage into the inshore marine environment can stimulate shell-fish and crustacean production. The effluent must, however, be of the highest quality particularly in terms of its pathogen content.

2.4.3 ALGAL BIOMASS PRODUCTION

- Polishing ponds (often used for tertiary treatment in sewage treatment works using activated sludge and trickling filters) and more particularly waste stabilization ponds are rich in microalgae. High-rate algal ponds (HRAP) designed to provide sewage treatment linked to large algal biomass production have been developed but are still largely experimental (Oswald, 1962 and 1969; McGarry and Tongasame, 1971; Azov and Shelef, 1982; Buhr and Miller, 1983). High rate ponds should only be considered for sewage treatment if the algal biomass is to be harvested and utilised. The use, manipulation and maintenance of HRAP systems requires skilled personnel to ensure that the required algal species persist and that adequate sewage treatment occurs. They cannot be recommended for general sewage treatment or for biomass production without the attendance of skilled personnel.
- Algal biomass production and use has received enormous attention in recent years as it represents an energy efficient method for producing protein, particularly when linked to sewage treatment. The algae can be used as human food but more usually for animal feed and to feed fish in ponds as described previously. The algal species which have been most carefully studied are from the genera Chlorella and Scenedesmus. It is clear that one of the major problems associated with mass culture of algae is one of harvesting and this frequently represents a severe strain on the overall economics of the operation. Microstraining and

air/chemical flocculation are currently favoured methods of algal harvesting (see Ellis, 1983).

- Information on the toxicology and digestability of various algal species is still required. Despite such problems, algal biomass production will be a key biotechnological growth area as it is increasingly realised that the algae are not just a source of feed protein but can be used as the raw material for the extraction of valuable high grade chemicals, important secondary plant products and possibly antibiotic substances. Several waste stabilization algae are suitable candidates for this technology.
- Attention is already focusing on the use of algae as soil stabilisers, fertilisers and conditioners. Growth of algae in wastewater for this purpose is an extremely attractive proposition particularly for third world agriculture.

2.4.4 MACROPHYTE PONDS

- These are essentially maturation ponds containing floating (e.g. Elchornia, Lemna, Salvinia and Pistia) or rooted (e.g. Scirpes and Phragmites) aquatic plants. They are designed to reduce the standing crop of microalgae in the water column and thus in the effluent. This is achieved by the plants forming a dense canopy of leaves at or close to the pond surface, which results in a reduction in light penetration through the water column and thus a consequent "shading-out" of the phytoplankton population. Since the macrophytes are retained within the pond, any decrease in algal biomass leads to an improvement in effluent quality as it is the algal cells which are responsible for the major proportion of total BOD and suspended solids, in the final pond effluents.
- Macrophytes, like algae, are also efficient at removing nutrients such as nitrate, ammonia and orthophosphate from wastewaters.
- Except for some special applications, macrophytes should only be placed in the final maturation or polishing pond. This is because the algae are an essential component of wastewater treatment in ponds and they must not therefore be eliminated too early from the process. A conceptual approach to the use of macrophytes in wastewater treatment has been provided by Stowell et al. (1981).
- In addition to the elevated costs of maintenance, macrophyte ponds also attract animals and birds which can increase the risk of disease transmission and, via their feces, the reintroduction of pathogens late in the treatment process.

2.4.5 FLOATING MACROPHYTES PONDS

- These ponds contain plants which float on the water with their leaves on or just above the surface and their fibrous root systems hanging down into the water column to absorb mineral nutrients and organic compounds.

- The main problems with small macrophyte species like Lemna are that the root systems are correspondingly small and are so less efficient at nutrient stripping than larger species, and that they are also more susceptible to being blown off the surface of the pond or to piling up and forming a thick odorous scum at one end of the pond.
- Fly and mosquito breeding can also be a problem, but this can be reasonably well controlled by introducing larvivorous fish into the ponds, such as Gambusia affinis and Poecelia spp. (Hauser, 1984).
- Given the current state of the art, floating macrophyte ponds are probably best considered as a "polishing process" for secondary effluents in warm climates. There are other factors that require careful consideration when using either rooted or floating macrophytes. Water loss via evapotranspiration from the leaf surfaces can be much greater than from the surface of a conventional wastewater stabilization pond. Dissolved oxygen concentrations in the water column, at least during daylight hours, can be less than in algal ponds, because most of the photosynthetic oxygen produced by the macrophyte is lost directly to the atmosphere. This can result in an oxygen-deficient effluent and also reduce the efficiency of the oxidation of organic material by the bacteria. Current information also suggests that pathogen die-off is poor compared with conventional ponds, and sludge accumulation.
- Floating macrophytes can be harvested for livestock feed or used for biogas production. The nutritional status of several species has been evaluated and found to be favourable. Lemna seems particularly suitable for poultry feed.

2.4.6 REUSE IN AGRICULTURE

- The use of wastewater in agriculture is of supreme importance in all arid and semi arid countries. In its simplest form the wastewater represents a supply of valuable water for irrigation, but the mineral nutrients, organic components, also make it valuable fertiliser. The use of wastewater must, however, be carefully controlled to ensure:
 - . It is microbiologically safe for the intended use, otherwise there may be a high disease risk associated with its use.
 - . It must be chemically safe for use in the receiving soil type.
 - . It must not be toxic to the crops.

Generally recommended standards for wastewater to be used for irrigation are given again in Table 2.4.2.

Table 2.4.2

RECOMMENDED IRRIGATION AND DISCHARGE STANDARDS
(From Arthur, 1983)

Method of use	BOD ₅	Faecal coliforms No./100 ml (a)
Irrigation of trees, cotton and other non-edible crops	60	50,000
Irrigation of citrus fruit trees, fodder, crops and nuts	45	10,000
Irrigation of deciduous fruit trees, sugar cane, cooked vegetable and sports fields (b)	35	1,000
Unrestricted crop irrigation including parks and lawns	25	100

(a) These concentrations not to be exceeded in 80% of samples.

(b) Irrigation to stop 2 weeks before picking. No fruit to be picked from the ground.

- As a result of a recent state-of-the-art discussion meeting on the epidemiological, microbiological, sociological, and technical aspects of excreta and wastewater utilization in agriculture and aquaculture (Engelberg, Switzerland, July 1985), new, less stringent but tentative microbiological quality guidelines for treated wastewater reuse in agriculture irrigation were put forward and are presented in Table 2.4.3 (The Engelberg Report, IRCWD, 1985).
- Despite the suggested standards much more information is still required on the survival of viruses and other pathogens in the soil and on crop surfaces and on the risks associated with infesting and handling infected crops.
- Numerous data is available to show that the incidence of typhoid, salmonellosis and shigellosis is high amongst agricultural communities practising spray irrigation with wastewater. Recent information from Israel has shown that the incidence of virus infection amongst the population of Kibbutzims using untreated or primary treated wastewater for spray irrigation of crops was much higher than in those irrigating with clean water.

Table 2.4.3

TENTATIVE MICROBIOLOGICAL QUALITY GUIDELINES FOR TREATED
WASTEWATER RE-USE IN AGRICULTURAL IRRIGATION (1)

Re-use process	Intestinal nematodes (2) (geometric mean No. of viable eggs per litre)	Faecal coliforms (geometric mean No. per 100 ml)
Restricted irrigation (3)		
Irrigation of trees, industrial crops, fodder crops, fruit trees (4) and pasture (5)	1	Not applicable (3)
Unrestricted irrigation		
Irrigation of edible crops, sports fields, and public parks (6)	1	1,000 (7)
<p>(1) In specific cases, local epidemiological, sociocultural, and hydrogeological factors should be taken into account, and these guidelines modified accordingly.</p> <p>(2) <u>Ascaris</u>, <u>Trichuris</u> and hookworms.</p> <p>(3) A minimum degree of treatment equivalent to at least a 1-day anaerobic pond followed by a 5-day facultative pond or its equivalent is required in all cases.</p> <p>(4) Irrigation should cease 2 weeks before fruit is picked, and no fruit should be picked off the ground.</p> <p>(5) Irrigation should cease 2 weeks before animals are allowed to graze.</p> <p>(6) Local epidemiological factors may require a more stringent standard for public lawns, especially hotel lawns in tourist areas.</p> <p>(7) When edible crops are always consumed well-cooked, this recommendation may be less stringent.</p>		

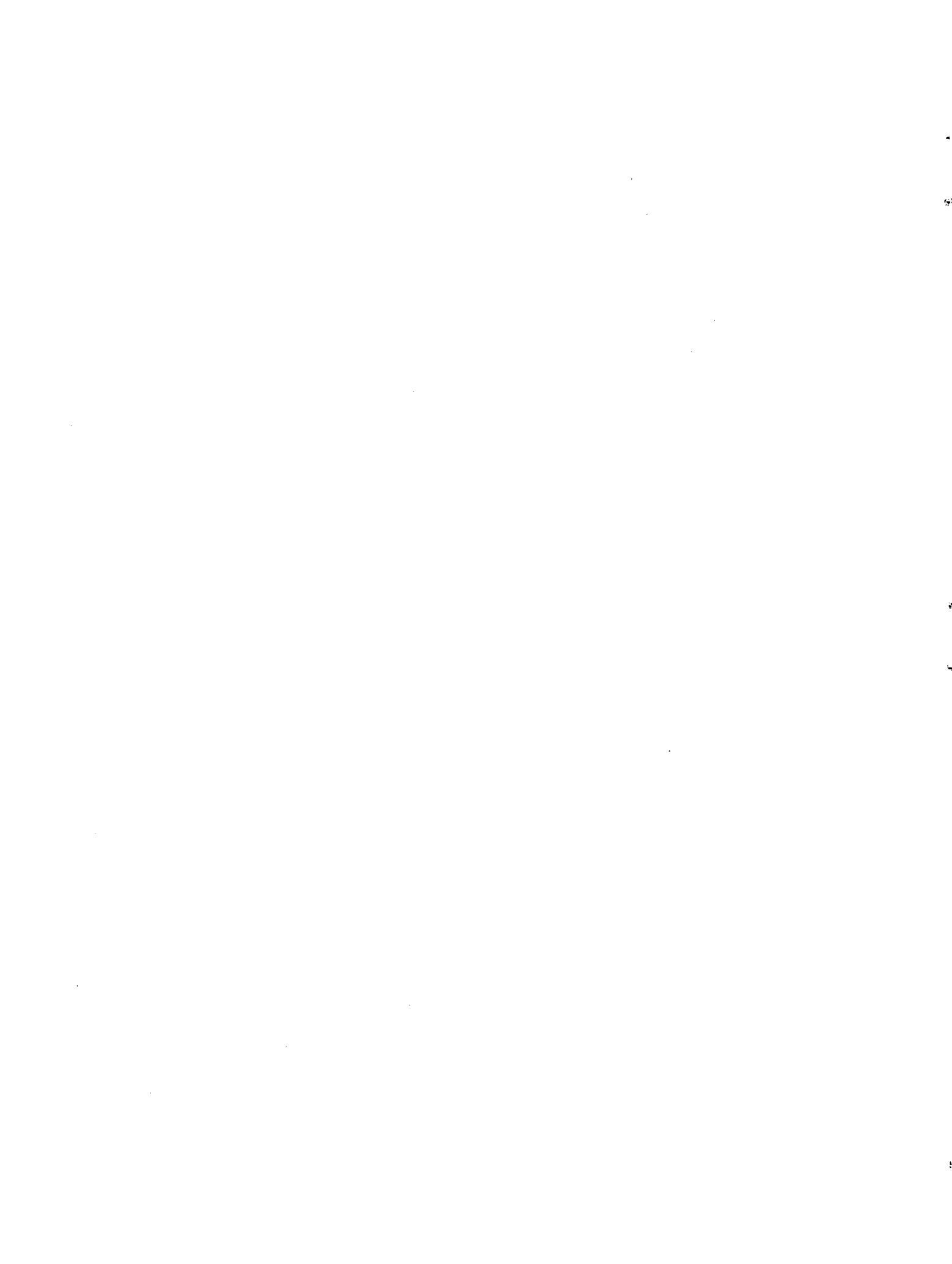
- Methods of application of irrigation waters therefore have important health implications, for example spray irrigations can produce aerosols, containing microbial cells which travel down wind distances in excess of 1 km. In contrast, no such risk occurs when drip irrigation methods are used. Channel and furrow irrigation are generally more wasteful of water and may present problems where helminthic diseases are endemic. No such problems would occur if the effluent has been treated in a series of waste stabilization ponds comprising facultative and maturation ponds and with an overall retention time in excess of 30 days.
- High salinities in irrigation waters can reduce soil quality long term by increasing salinity and restricting the choice of crops that can be grown (Moore, 1981). The Sodium Absorption Ratio (SAR) is also a key factor affecting soil fertility, adsorbed sodium exchanges with calcium and Mg and encourages soil erosion.
- Heavy metals, the build up of chlorides, sodium, bicarbonates, sulphates and boron are all deleterious to plant growth and yield. Municipal sewage containing no significant industrial effluent component will not present a problem as far as heavy metal concentrations are concerned. Industrial wastewater is frequently no problem but each type needs individual evaluation.
- The water quantity and nutrient requirements of plants need to be assessed carefully when planning an irrigation programme. Overwatering can have serious consequences as can large additions of nitrogen (as NH_4 or NO_3). In some cases high concentrations of nitrogen causes lodging due to elongated growth (Feigin et al, 1979). In other cases overfertilization can reduce the production of the harvestable crop component, even when total growth of the plant has been increased. Certain crops are also more susceptible to waterlogged conditions.
- Generally, chlorination of an effluent prior to irrigation is an unnecessary expense. It may prove deleterious to the crop, and have health implications since regrowth of pathogens after inadequate chlorination can occur. It must be re-emphasised that waste stabilization ponds are an ideal treatment system prior to irrigation because they produce effluents of the best microbiological quality and are flexible in operation so that the quality of the effluent (degree of treatment) can easily be matched to irrigation needs.
- The soluble nutrients in the effluent are immediately available to plants and are present in a well balanced combination for plant growth. The algae in the effluents also have the potential to act as slow release fertilisers releasing N and P and vital trace elements from their cells as they gradually decompose in the soil. This process will continue even after irrigation has ceased. The addition of algae to the soil will also improve the humus content and the water holding capacity.

3.7 CONCLUSION

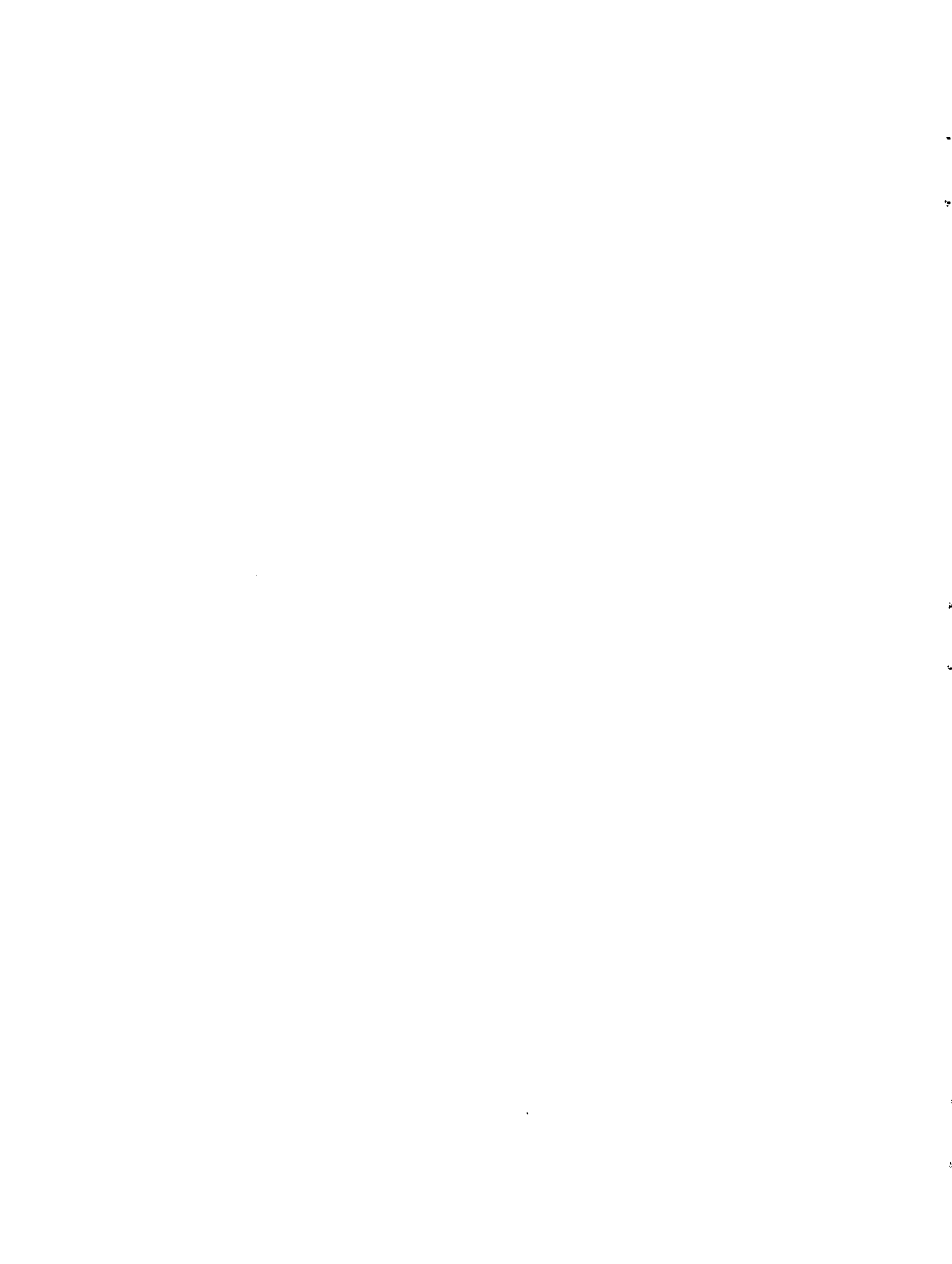
- In conclusion one can do no better than to reiterate one of the findings of the Engelberg Report (IRCWD, 1985) which reaffirms that at present for tropical and sub-tropical countries waste stabilization ponds are the most appropriate wastewater treatment technology. They are capable of producing an effluent which meets recommended microbiological quality guidelines both at low cost and with minimal operational and maintenance costs. Their only disadvantage may be land availability at low cost.

3.8 REFERENCES

1. Allen, G.H. and Gearheart, R.A. (1980). CSIR Symp. on Aquaculture in Wastewater, pp 24-26. Council for Scientific and Industrial Research, Pretoria, South Africa.
2. Arthur, J.P. (1983). World Bank Technical Paper No. 7. Pub. World Bank, Washington, U.S.A.
3. Azov, Y. and Shelef, G. (1982). Water Res. 16, 1153.
4. Bartone, C.R. et all (1985). Monitoring and maintenance of treated water quality in the San Juan lagoons supporting aquaculture. Final Report Phases I-II. CEPIS/PAHO, Lima, Peru.
5. Edwards, P. (1985). World Bank Technical Paper No. 36. Pub. World Bank, Washington, U.S.A.
6. Ellis, K.V. (1983). Critical Reviews in Environmental Control 13, 69.
7. Feachem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H. and Mara, D.D. (1983). Sanitation and disease, health aspects of excreta and wastewater management. Pub. World Bank By John Wilsey and Sons, U.K.
8. Feigin, A. Bieloroitt, Shalheret, H., Kipnis, T. and Dag, J. (1979). Progr. in Water Technol. 11, 151-162.
9. Hauser, H.R. (1984). JWPCF. 56, 219.
10. Huggins, R.J. (1984). Symposium on Reuse of Sewage Effluent, pp 147-155. Pub. Thomas Telford, Londond.
11. IRCWD. (1985). The Engelberg Report. IRCWD News 23, 11-18.
12. McGarry, M.G. and Tongasame, C. (1971). JWPCF. 43, 824.
13. Moore, C.V. (1981). Economic evaluation of irrigation with saline water within the framework of a farm, methodology and empirical findings: A case study of Imperial Valley, Calif. In: Salinity in Irrigation and Water Resources. Ed. Yaron, D. Pub. Marcel Decker Inc., N.Y., U.S.A.
14. Oswald, W.J. (1962). Am. J. Pub. Health, 52, 235.
15. Oswald, W.J. (1969). Chem. Eng. Prog. Symp. Ser. 65, 87.
16. Payne, A.I. (1984). Symposium on Re-use of Sewage Effluent pp 157-171. Pub. Thomas Telford, London.
17. Pescod, M.B. and Alka, U. (1984). Symposium on Re-use of Sewage Effluent, pp 71-84. Pub. Thomas Telford, London.



3. INVESTIGACION EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION:
ASPECTOS DE PLANIFICACION Y METODOLOGIAS



3.1 THE NEED FOR WASTE STABILIZATION POND RESEARCH

D. D. Mara

Waste stabilization ponds are now no longer a new method of wastewater treatment. They work well if they have been designed properly, and they are easy to design. Does this mean that there is no need for further pond research?

No, of course it does not. Take a very simple example. Imagine that it is the mid 1970s and you are a sanitary engineer in Northeast Brazil with the responsibility of designing a pond system to treat domestic wastewater. You would, if you were courageous, probably use a design loading for your primary facultative pond* of $100 \text{ kg BOD}_5 \text{ ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ or, if you were rather conservative, the still acceptable (acceptable, that is, to the State Water and Sewerage Company) loading at $50 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$. Suppose, however, that one day you had the good fortune to meet a pond research engineer who had reliably shown that in the Northeast a primary facultative pond loaded at $150 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$ could produce an effluent BOD_5 of 40 mg l^{-1} . This would be a major significance: you could, with confidence, increase your design loading by a factor of $1\frac{1}{2}$ or 3 - think of the savings in cost. You would be very pleased. But what would you think if the researcher showed you the results in Table 3.1.1? What would you do then? All the BOD_5 values are very satisfactory for the effluent of a primary facultative pond. Would you opt for a loading of around $500 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$? It certainly would be tempting, would it not? But you would be wrong if you did.

Why? Because Table 3.1.1 is not, of course, the whole story. As the loading goes up, the algal biomass comes down (Figure 3.1.1) - and a good choice of design loading for northeast Brazil would be around $300 \text{ kg ha}^{-1} \text{ d}^{-1}$, which would ensure the presence of a reasonable algal biomass in the pond.

This simple tale has two points to it: there is a need for research, but the research must not be superficial - it cannot be a "black box" approach which only considers what goes in and what comes out. What happens in the pond, and why it happens, are very important and the key to our better understanding of ponds.

* It would be a primary facultative pond since you would be too afraid of odor problems to risk having an anaerobic pond.

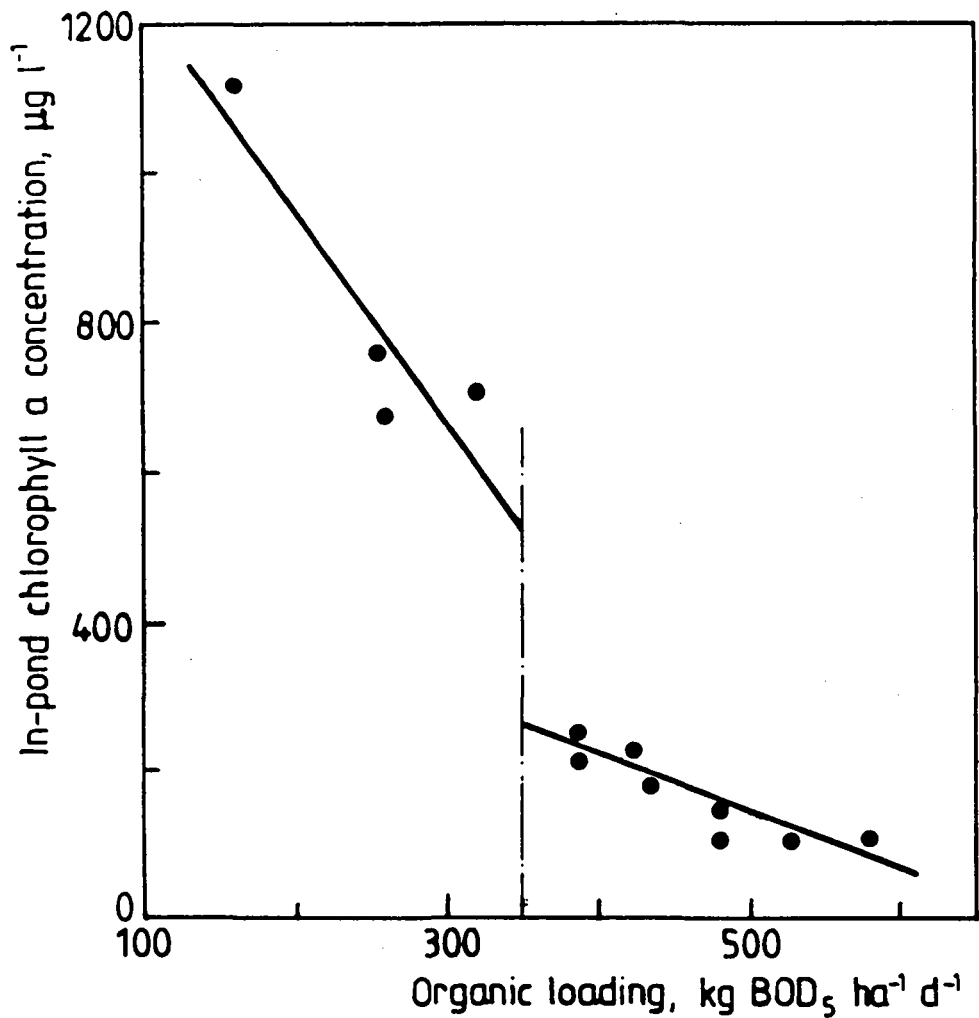


Figure 3.1.1

Variation of algal biomass with organic loading rate in primary facultative ponds at 25°C North-east Brazil (source: EXTRABES)

Table 3.1.1

EFFLUENT BOD₅ CONCENTRATIONS FOR VARIOUS ORGANIC LOADINGS ON
 PRIMARY FACULTATIVE PONDS IN NORTHEAST BRAZIL
 (Source: EXTRABES)

BOD ₅ Loading (kg ha ⁻¹ d ⁻¹)	Effluent BOD ₅ (mg l ⁻¹)
162	40
258	54
322	57
425	63
482	75
577	76

3.2 PRIORITIES IN WASTE STABILIZATION POND RESEARCH

3.2.1 Discussion paper by Fabián Yáñez

3.2.1.1 Introduction

An overview of the literature on waste stabilization ponds (WSP) published in the last two decades, shows an overwhelming number of papers and reports, resulting from research at the laboratory and field scale. The emphasis of past research has been the evaluation of pond performance for carbonaceous organic compounds, nutrients and indicator organisms, under the assumption of steady state and a hydraulic submodel of the complete mixing type.

Whereas most published papers contribute to some degree to the overall understanding of the WSP process, only a few are of significance in clarifying a number of existing theoretical and practical discrepancies. In fact, a review of current design indicates the presence of non uniform and sometimes contradictory practices. It can be concluded that past research has not been systematic.

The purpose of the present discussion paper is to point out the main areas requiring attention in WSP research, three chapters are included. The first chapter contains a discussion of aspects needing clarification for different types of ponds. The second chapter describes specific research topics, common to various types of WSP. These topics have been selected having in mind the need for a scientific and systematic approach in WSP research. Finally, in the last chapter a discussion on criteria for priority is presented.

3.2.1.2 General research topics

a) Anaerobic WSP

There are several approaches for designing anaerobic WSP:

- volumetric organic load, ($\text{kg BOD}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{d}^{-1}$);
- detention period; and,
- the use of empirical equations.

The first two approaches are somewhat similar in that one of the factors is assumed and the other is calculated. Several guidelines for adopting volumetric organic loads or detention periods, have been published in the literature, (1) (2) (3) (4). The ranges of values of these parameters and of the possible removal efficiencies are quite broad. With the use of the empirical correlation developed by Vincent, et al (5), it is possible to calculate the BOD removal efficiency for a given detention period.

A comparison of the three design approaches indicates the presence of great discrepancies, so that research on anaerobic WSP performance is needed, having in mind important variables such as:

- pond shape and depth;
- detention period;
- organic load;
- temperature; and,
- solids accumulation.

b) Facultative WSP

The real BOD loading rate limiting facultative and anaerobic operation has been reported by McGarry and Pescod (6) as:

$$SL_m = 60.3 (1.0993)^{T_a} = 440.5 (1.0993)^{T_a - 20}$$

where: SL_m is the maximum BOD surface load ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$) and T_a is the average air temperature of the coldest month.

Since it is not advisable to design facultative WSP at the maximum load, a lower value should be selected. Mara (1) developed the following relationship, reprocessing data from McGarry and Pescod (6):

$$SL_d = 20 T_a - 60$$

where SL_d is the design BOD loading rate ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1}$).

Research conducted at CEPIS (7) reported a limiting load of $SL_m = 357.4 (\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{d}^{-1})$ for a temperature of 20°C . Since the water temperatures did not vary significantly during the research period, a temperature dependency factor of 1.085 (8) was adopted, and the following correlation based on water temperature (T) was proposed (9):

$$SL_m = 357.4 \times 1.085^{T-20}$$

The previous correlations are somewhat similar except for temperature. Since water and air temperatures are not necessarily similar, the use of previous correlations can result in very different results. Further research is needed in order to clarify this.

No single model is reliable enough for determination of removal efficiency in WSP. There is a lot of discrepancy regarding the type and order of magnitude of the biodegradation constants, (10) (11). The complete mixing (12) or the plug flow models (13) are not in agreement with field data. Perhaps the main reason for this is that such models were developed under the assumption of equal hydraulic submodel for the soluble substance and the biomass. No consideration has been given to the sedimentation of non soluble BOD and the direct association of biomass and settled solids.

c) Aerated WSP

Depending upon the type of aeration system, energy and biomass densities, there can be four types of aerated WSP (14). Except for the complete mixing WSP, there is not an adequate design method.

There are several discrepancies regarding the use of aerated lagoons in series. While Marais (14), from theoretical considerations proves that the use of a second aerated pond is irrational, Rich (15) promotes the use of aerated WSP in series.

Since this type of pond is a land saving unit when used as the first of a series, there is a need for research in this area. Specific research topics relevant to this type of WSP are discussed in another chapter.

d) WSP for reduction of pathogen and indicator organisms

This terminology is becoming more acceptable than the term "maturation WSP", due to the fact that the removal of pathogen organisms (parasites and Enterobacteria) as well as indicators (usually Coliforms), occur in all types of ponds. Consequently this is recognized as an important aspect of pond design, rather a type of WSP.

The following equation based on the assumption of complete mixing regime has been in use for more than two decades (16):

$$N = \frac{N_0}{(1 + K_b' \times t)^n}$$

Where N and N₀ are bacterial counts, usually in numbers per 100 ml, t is the nominal detention period (days), K_b' is the global mortality rate (days⁻¹) and n is the number of ponds of equal size in series. A simple mathematical analysis of previous equation proves that for a given ratio N₀/N the minimum detention period in the system is obtained when n approaches infinity. Even though this conclusion is perfectly valid (plug flow regime), the common practice has been to use no more than 4 cells in series. It can be concluded that in previous formulation, the assumption of complete mixing is invalid and its use should be discontinued. In fact, recent research on pond hydraulics, conducted at CEPIS (9), supports that conclusion.

There are discrepancies regarding the type, magnitude and temperature dependency factor of the mortality rate. The "Net Mortality Rate" should not be confused with the "Global Mortality Rate". The former is developed through specific mortality rate tests in unsteady state. The latter is developed for inlet - outlet measurements and the assumption of complete mixing.

A value of 0.841 (day^{-1}) is reported (9), for the "Net Mortality Rate for Faecal Coliform" and 20° C. Such value is the average of 30 specific tests conducted in primary, secondary and tertiary ponds. A rational use of the net mortality rate requires an adequate description of the WSP hydraulic submodel. This can be best achieved through the use of the dispersion model.

Further research is needed in the determination of net mortality rates for various types of WSP, the temperature dependency factor and the removal of parasites.

e) Other types of WSP

Although the previously discussed ponds are the most commonly employed in practice, there are other types of WSP important in areas where sewage reclamation is practised.

There is a need for research in terminal, fill and draw and aquaculture ponds. The main topics include:

- Coliform mortality in unsteady state behaviour.
- Evaluation of fertilization practices in aquaculture ponds.
- Ammonia removal in fish ponds.
- Removal of pathogen organisms and proliferation of disease vectors in ponds with aquatic plants.

3.2.1.3 Specific research topics

a) Microbiological aspects

a.1) Removal of parasites

There is a need for incorporating the "Parasite Count" as one of the standard tests in characterization of domestic sewage.

The removal of parasites in primary ponds (anaerobic, facultative and aerated), should be studied in more detail. Some important variables include:

- Type of ponds
- Detention period
- Pond shape and location of inlet and outlet
- Resuspension in thermal inversion

a.2) Net mortality rates

A simple and reliable method for determination of bacterial mortality rates has been developed (17). There is a need for developing additional coliform mortality rates for various types of ponds. The main variables for study are:

- Type of pond
- Temperature
- Organic load

a.3) Die off mechanisms

There is a need for establishing what are the mechanisms responsible for bacterial mortality in WSP. This type of research requires facilities under controlled conditions. Some important aspects are:

- Solar radiation
- Temperature
- Sedimentation
- Bactericidal effects of algae
- Changes in the carbonate system
- Availability of substrate
- Negative effects during algal blooms (i.e. Anacystis)

a.4) Enterobacteria genetic resistance and health aspects of sewage reuse

Research on this aspect requires the assistance of experts in the field and of specialized laboratories. Nevertheless, are important topics for research at a sporadic long-term basis, due to the changing nature of the problem. It is important to point out that enterobacteria (18) and even coliform have been found to require genetic resistance factors against the mechanisms responsible for bactericidal action. The methodology is elaborated, an example is described elsewhere (18) (19).

Some important components include:

- Enterobacteria isolation, counting and serotyping
- Genetic resistant aspects (i.e. antibiograms)
- Advanced typing techniques
- Toxicological aspects, etc.

b) Hydraulic aspects of WSP

The single most important factor in the development of a bacterial die off model is the hydraulic submodel. This can be best characterized through simple tracer tests at full scale level (9). So far there is information on only 24 tracer tests at full scale level. Additional research is needed to include important variables such as:

- Pond shape and location of inlet and outlet
- Temperature and thermal stratification
- Energy density in aerated ponds
- Infiltration effect to tracer test

While these tests are useful in characterizing hydraulic submodels for components directly associated with the liquid (i.e. microbial populations), additional research is needed for components which are not directly associated with the liquid (i.e. biomass). Some important variables might be:

- Sedimentation
- Number of inlets
- Energy density

c) Temperature and energy

Temperature is the single most important factor affecting the performance of WSP in removing organic compounds. For the design of WSP, the usual condition is the coldest month. It has been found (9) (20) for countries in the tropics and subtropics that the water temperature in colder months remains several degrees above the ambient temperature. This is due to the gain of energy from short and long wave solar radiation.

The use of the air temperature instead of the water temperature in the design of WSP can result in important overdesign, so that research in this area is needed. It is proposed that existing WSP (selected according to location, altitude and meteorological conditions), be evaluated in order to determine correlations between water and air temperature. An additional and very useful research tool in this area is the calibration of the WSP temperature model reported by Fritz (21). Such model is easy to calibrate with measurements of air, water surface and influent temperatures, even in cloudy climate conditions such as for Lima, Peru (22).

d) Additional topics

In this chapter are discussed other topics of less priority. These include:

Cost of WSP systems: The use of the computer programs for evaluating costs of WSP systems, developed by Yáñez (23) is encouraged. With the use of this tool, it can be developed cost curves for various WSP systems, from local unit cost information.

Other topics deserving attention include the removal of ammonia and of algae in WSP.

3.2.1.4 Criteria for priority

From a possible list of research topics, priority should be given to those having relation with the following criteria:

- 1) Relationship with the public health problematic of developing countries. For instance, the topics relevant to the control of enteritic disease or the reduction of pathogen organisms, should have priority.
- 2) Practical aspects, which include low cost, simplicity of the research protocol, and high impact in other areas with similar conditions.
- 3) Regarding the research sites, the main criteria should be the availability of qualified researchers on the job training of new research personnel and continuous operation of research centers in developing countries.
- 4) Possibility of coordination between similar research projects and uniformization of experimental procedures.

3.2.1.5 References

1. Mara, D.D. (1976). Sewage treatment of hot climates". Chichester: John Wiley and Sons.
2. Fisher et al. (1968). Waste stabilization pond practices in Canada. Advances in Water Quality Improvement. University of Texas, U.S.A
3. Gloyna, E. & Aguirre, H. (1970). New experimental pond data, 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons. Kansas City, Mo.
4. Parker, C.A. (1970). Experiences with anaerobic lagoons in Australia, 2nd International Symposium for Waste treatment Lagoons. Kansas City, Mo.
5. Vincent, J.L. et al. (1961). A system of sanitation of low cost-high density housing. Proceedings of a Symposium of Hygiene and Sanitation in Relation to Housing. Pub. No. 84, Commission for Technical Cooperation South of the Sahara, London.
6. McGarry, M.G. and Pescod, M.B. (1970). Stabilization pond design criteria for tropical Asia. Proceedings of the 2nd International Symposium for Waste Treatment Lagoons, University of Kansas, Kansas City.
7. Yáñez, F. (1980). "Evaluation of the San Juan stabilization ponds - Final Research Report of the 1st Phase", CEPIS, Lima, Peru.
8. Suwannakarn, V. and Gloyna, E.F. (1964). Efecto de la temperatura en el tratamiento de aguas residuales mediante estanques de estabilización. Bol. Ofic. Sanitaria Panamericana, 56, p 128.
9. Yáñez, F. (1986). Reducción de organismos patógenos y diseño de lagunas de estabilización en países en desarrollo. Paper presented at this Seminar.
10. Gloyna, E.F. (1971). Waste stabilization ponds. WHO Monograph Series No. 60.
11. Chiang, W.J. and Gloyna, E.F. (1970). Biodegradation in waste stabilization ponds. The University of Texas, Technical Report CRWR 74.
12. Marais, G.V.R. and Shaw, V.A. (1961). A Rational theory for the design of sewage stabilization ponds in Central and South Africa". Trans. S. AFR. Instn. Civil Engineers, 3, p 205.
13. United States E.P.A. (1983). Design Manual - Municipal Waste Water Stabilization Ponds. U.S.E.P.A. Report 625/1-83-015.

14. Marais, G.V.R. and Ekama, G.P. (1980). Aerated lagoons. Unpublished Report. University of Capetown, South Africa.
15. Rich, L.G. (1982). Design approach to the dual-power aerated lagoons. Proceedings A.S.C.E., 108, EE3, p 532.
16. Marais, G.V.R. (1974). Faecal bacterial kinetics in stabilization ponds. Proc. A.S.C.E., 100: EE1, p 119.
17. Yáñez, F. (1983). Manual de métodos experimentales de evaluación de lagunas de estabilización. Serie Técnica No. 24, CEPIS/OPS.
18. Lloyd, B. (1982). Lagoon treatment of sewage and the health risks associated with the survival of enteritic pathogens, with particular reference to coastal Peru. Report for ODA, England and CEPIS/PAHO.
19. Yáñez, F. (1980). Evaluation of health aspects of waste water reuse in agriculture and fishculture of the San Juan stabilization ponds. Preliminary Research Proposal to IDRC. CEPIS.
20. Sanchez, A. and Vargas, C. (1972). Puesta en marcha y primera etapa de experimentación en las lagunas de estabilización de Melipilla. Universidad de Chile, Publicación I-24.
21. Fritz, J.J. et al. (1980). Non steady-state bulk temperature determination for stabilization ponds. Water Research, 14, p 413.
22. Burgers, L. (1982). Temperature behaviour in stabilization ponds under tropical conditions. Report to CEPIS/PAHO.
23. Yáñez, F. (1985). Costo de sistemas de lagunas de estabilización. Presented at the 3rd. A.E.I.S.A. Congress, Cuenca, Ecuador.

3.2.2 Discussion paper by D.D. Mara

Despite a great increase in research on waste stabilization ponds during the past twenty five years, there is still a considerable degree of uncertainty about pond performance. Further research is needed and, since research is expensive, it must be well focussed. In this short discussion paper I set out what I believe to be the current research priorities for the treatment of domestic wastewater in ponds.

CURRENT RESEARCH PRIORITIES

3.2.2.1 Anaerobic ponds

Design procedures are very conservative as there is a great lack of reliable field data. The main research priority is to determine the variation of BOD removal with BOD loading and temperature, so that realistic design recommendations can be made.

Further work is needed on sulphur transformations in anaerobic ponds. Important research areas include the determination of:

- The maximum sulphur (organic S and SO_4^{2-}) loading rate that does not cause odour release, [according to Gloyna 1971, sulphate concentrations in the raw wastewater of less than $500 \text{ mg SO}_4^{2-} \text{ l}^{-1}$ are unproblematic];
- the role of photosynthetic sulphide-oxidising bacteria in preventing odour release, and how their growth may be encouraged;
- the maximum sulphide concentration that does not inhibit methanogenesis, [Kunst (1985), found that $38 \text{ mg S}^{2-} \text{ l}^{-1}$ was inhibitory in anaerobic digesters].

3.2.2.2 Facultative ponds

There is a need to determine the performance of deep facultative ponds. Current research at EXTRABES is investigating 2.25 m deep primary facultative ponds, but information on 3 m deep ponds is required. Sulphide and ammonia toxicity to the pond algae, position of the oxypause, thermal stratification are all likely to be more important in deep ponds, and this emphasises the need for in-pond research.

Performance differences between primary and secondary facultative ponds need to be more fully understood, so that the latter can be designed with greater confidence.

3.2.2.3 Maturation ponds

More information is needed on BOD removal in maturation ponds to permit the development of a realistic design procedure. The model proposed by Uhlmann and others (1983) is unsatisfactory due to flaws in their kinetic analysis.

3.2.2.4 Pathogen removal

Recent research has not produced a rational method for predicting faecal coliform (FC) removal in waste stabilization ponds. The current, rather confused state of the art can be briefly summarised as follows:

- a) Anaerobic ponds: Marais (1974) reports that FC die-off is negligible in anaerobic ponds, yet data from EXTRABES (Silva, 1982; Mara, Pearson and Silva, 1983; Mara, 1986) shows that this is not the case: a one \log_{10} unit reduction is obtained at a one day retention time, equivalent to a $k_1(\text{CM})$ value of 9 day^{-1} (which is higher than that often found in facultative ponds).
- b) Facultative and maturation ponds: several equations currently exist. For example:

(i) Marais (1974): $k_T(\text{CM}) = 2.6(1.19)^{T-20}$

(ii) Yáñez (1982): $k_T(\text{CM}) = 0.84(1.07)^{T-20}$

(iii) Polprasert, Dissanayake and Thanh (1983):

$$\exp k_1(\text{DF}) = 0.716(1.0281)^T(1.0016)^{C_a}(0.994)^{\lambda_s \text{COD}}$$

where k_1 is the first order rate constant for FC removal (d^{-1}); k_T , the value of k_1 at a temperature T ($^{\circ}\text{C}$); CM refers to the assumption of complete mixing in the pond, and DF to dispersed flow conditions and the use of the Wehner-Wilhelm equation (Thirumurthi, 1969); C_a is the concentration of algae in the pond (mg l^{-1}); and $\lambda_s \text{COD}$ is the COD loading ($\text{kg ha}^{-1} \text{d}^{-1}$).

There is no corresponding equation from EXTRABES as there was no annual temperature variation in the ponds, but the data do indicate a relationship between $k_1(\text{CM})$ and organic load (Silva, 1982; Mara, 1986). The equation of Polprasert and others (1983) is unsatisfactory as C_a is a function of $\lambda_s \text{COD}$. An equation which relates $K_1(\text{DF})$ only to temperature and $\lambda_s \text{BOD}$ (or $\lambda_s \text{COD}$) is required.

3.2.2.5 Nutrient removal

More information is needed on the nature and kinetics of nitrogen and phosphorous transformations in ponds. The approach of Reed (1985), who applied a plug flow model to data on the influent and final effluent quality of several pond series, is clearly inappropriate. Detailed information on N and P transformation in each type of pond is required.

The kinetics of N and P removal from final maturation ponds by floating macrophytes require evaluation. Several macrophytes should be evaluated, not just water hyacinth (which, if not already introduced locally, should be disregarded).

3.2.2.6 Hydraulic flow regime

Ponds are neither completely mixed reactors, nor plug flow ones. As pointed out by Thirumurthi (1969), they are dispersed flow reactors with dispersion numbers (δ) between zero and infinity, and in which BOD and FC removal is described by the Wilhelm-Wehner equation. This is a good approach for research, but not so useful for design engineers who do not know what value of δ their ponds will have. Recently, using data from pilot ponds, Polprasert and Bhattarai (1985) produced a predictive equation for δ based on the kinematic viscosity of the pond water (which is a function of temperature) and the pond dimensions; but Marecos do Monte (1985) found that it was a poor predictor of the dispersion number in full-scale ponds in Portugal. Clearly a better equation is required, or otherwise designers will have to continue to assume complete mixing or plug flow, which requires engineering judgement to decide for which length to breadth ratios these assumed hydraulic regimes are most appropriate.

3.2.2.7 High altitude

No information is available in the literature on pond performance at high altitudes (< 2000 m above m.s.l.). At least a minimum evaluation of their performance (Pearson, Mara and Bartone, 1986) is required, with special attention being paid to the effects of large diurnal temperature changes and prolonged periods of low temperature.

3.2.2.8 Algal BOD

A significant proportion of the raw wastewater BOD is converted in ponds to algal biomass. Clearly this algal BOD is not remotely similar to the BOD of conventional effluents; and this poses a problem in assessing pond performance, since pond efficiency is properly expressed as:

$$\frac{[\text{raw wastewater BOD}] - [(\text{pond effluent BOD}) - (\text{effluent algal BOD})]}{[\text{raw wastewater BOD}]}$$

Frequently the effluent BOD is determined on filtered samples, but filtering removes non-algal solids-associated BOD as well. Research is needed to determine how much BOD is exerted during the 5-day BOD test by different species of pond algae, and thus how a chlorophyll correction factor may be applied to the BOD of pond effluent.

3.2.2.9 References

1. Gloyna, F.F. (1971). Waste Stabilization Ponds. Geneva: World Health Organization.
2. Kunst, S. (1985). The effect of sulphate and sulphide on anaerobic digestion. Korrespondenz Abwasser, 32(8), 686-692 (Aqualine Abstract, 85-4366).
3. Mara, D.D. (1986). Waste stabilization pond research at EXTRABES in Northeast Brazil. Paper presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research, CEPIS, Lima, 3-7 March.
4. Mara, D.D.; Pearson, H.W. and Silva, S.A. (1983). Brazilian stabilization pond research suggests low-cost urban applications. World Water, 6 (7), 20-24.
5. Marais, G.V.R. (1974). Faecal bacterial kinetics in waste stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers, 100(EE1), 119-139.
6. Marecos do Monte, M.H. (1985). Hydraulic dispersion in waste stabilization ponds in Portugal. MSc(Eng) Thesis, University of Leeds, U.K.
7. Pearson, H.W.; Mara, D.D. and Bartone, C.R. (1986). Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization pond system. Water Research, in press.
8. Polprasert, C. and Bhatteai, K.K. (1985). Dispersion model for waste stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers, 111(1), 45-59.
9. Polprasert, C.; Dissanayake, M.G. and Thanh, N.C. (1983). Bacterial die-off kinetics in waste stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 55(3), 285-296.
10. Reed, S.C. (1985). Nitrogen removal in wastewater stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Control Federation, 57(1), 39-45.
11. Silva, S.A. (1982). On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in Northeast Brazil. PhD Thesis, University of Dundee, U.K.
12. Thirumurthi, D. (1969). Design principles of waste stabilization ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineers, 95(SA2), 311-329.
13. Uhlmann, D.; Recknagel, F.; Sandring, G.; Schwarz, S. and Eckelmann, G. (1983). A new design procedure for waste stabilization ponds. Journal of the Water Pollution Federation, 55(10), 1252-1255.
14. Yanez, F. (1982). Avances en el tratamiento de aguas residuales por lagunas de estabilización. Technical Document No.7. CEPIS, Lima.

3.3 ASPECTOS DE CONSTRUCCION Y OPERACION QUE REQUIEREN DE INVESTIGACION

Ing. Rodolfo Sáenz Forero

3.3.1 Introducción

Aunque la literatura está llena de informes sobre investigaciones para determinar el comportamiento de lagunas de estabilización, éstos se concentran en la determinación de eficiencias en la remoción de DBO, patógenos y otros parámetros en función de la carga orgánica aplicada y de los tiempos de retención disponibles. Alguna referencia se suele hacer a la profundidad de las lagunas y a las temperaturas observadas durante el período de estudio.

Sin embargo, en la mayoría de los estudios se ignoran aspectos sumamente importantes como:

- . Forma de las lagunas;
- . Diseño y ubicación de las estructuras de entrada y salida;
- . Facultativas primarias versus facultativas secundarias o terciarias;
- . Dispositivos para medición de flujos;
- . Dispositivos para distribución de flujos;
- . Remoción de flotantes;
- . Diseño y mantenimiento de los diques;
- . Problemas con pérdidas excesivas de agua;
- . Problemas con vectores y olores;
- . Acumulación, manejo y remoción de lodos.

Llama la atención que los investigadores de lagunas de estabilización con mucha frecuencia concentren sus actividades en aspectos de química, biología y bioquímica, olvidándose de aspectos hidráulicos e hidrológicos igualmente importantes que, sumados a los climáticos, juegan un papel trascendental en la cinética de las reacciones que se llevan a cabo y por consiguiente en el funcionamiento de estos reactores.

3.3.2 Forma de las lagunas

Durante mucho tiempo, y dentro del criterio de diseño fundamentado en hipótesis de mezcla completa, se ha dicho que la forma de la laguna no es muy importante.

Hoy en día se sabe, con base en resultados experimentales, que en las lagunas de estabilización no hay mezcla completa, sino que hay flujo disperso; y que el grado de dispersión depende de la geometría de las lagunas.

Siendo el paralelepípedo rectángulo la figura geométrica más simple, se han llegado a producir modelos matemáticos que facilitan el dimensionamiento de la laguna en función de L, W, Z.

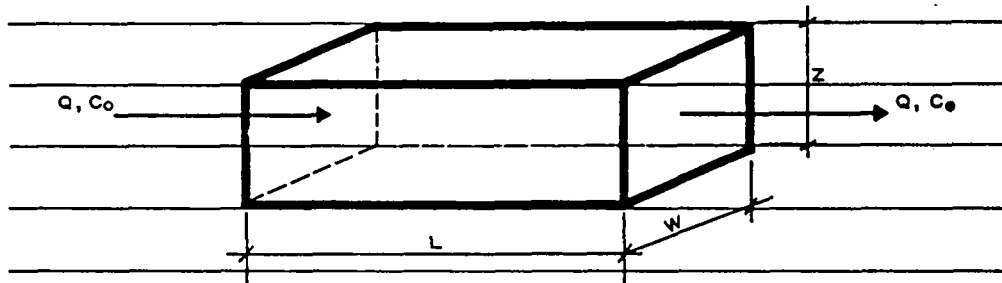


Figura 3.3.1
Dimensiones de una laguna de estabilización

$$V = L \cdot W \cdot Z \quad (1)$$

$$R = \frac{V}{Q} = \frac{LWZ}{Q} \quad (2)$$

$$\frac{C_e}{C_o} = \frac{4 a e^{\left(\frac{1-a}{2 \cdot d}\right)}}{(1+a)^2} \quad (3)$$

$$a = \sqrt{1 + 4 K_r R \cdot d} \quad (4)$$

$$d = \frac{1.158 \left[R (W + 2 Z) \right]^{0.489} (W)^{1.511}}{(T + 42.5)^{0.734} (L Z)^{1.489}} \quad (5)$$

donde:

- K_r = constante de reacción (días⁻¹)
- V = volumen de la laguna (m³)
- Q = caudal (m³/día)
- R = período de retención (días)
- T = temperatura del agua (°C)
- L, W, Z = dimensiones de la laguna (m)
- a = parámetro ()
- d = dispersión ()
- C_o = concentración del substrato en el afluente
- C_e = concentración del substrato en el efluente

Las cinco ecuaciones anteriores permiten determinar la eficiencia de una laguna de estabilización si además de sus dimensiones se conocen la constante de reacción " K_r ", la temperatura del agua (promedio del mes más frío = T), el caudal afluente (Q) y la concentración del sustrato bajo consideración (C_e : DBO_5 , $NMP(CF)/100$ ml). Mayor información sobre las ecuaciones (3) y (4) se puede obtener en la referencia 1; y sobre la ecuación (5) en las referencias 2 y 3.

Para obtener buenos resultados con los modelos mencionados debe hacerse la determinación de " K_r " sometiendo la laguna a flujo discontinuo.

Los proponentes de la ecuación (5) insisten en que se requiere mayor investigación en el desarrollo de este modelo, el cual "requiere ser verificado, modificado y refinado", lo mismo que calibrado para las diferentes áreas geográficas.

Llegar a contar con un modelo como el presentado en las anteriores ecuaciones permitirá prever el comportamiento de las lagunas de estabilización:

- sin suponer que hay mezcla completa (la mezcla completa teórica no se da en práctica aunque casi se logra en reactores circulares con agitación mecánica),
- sin suponer que hay flujo a pistón (el flujo a pistón nunca ocurre bajo regimen de flujo laminar como el que ocurre en las lagunas de estabilización),
- sin incurrir en el error de suponer que la eficiencia depende sólo del período de retención (un mismo período de retención con diferentes formas de laguna arroja diferentes eficiencias),
- sin incurrir en el error de suponer que la eficiencia depende de la intensidad de la carga superficial (kg de $DBO_5/ha \times día$), pues lagunas sometidas a la misma carga superficial pero de diferentes formas o trabajando bajo condiciones de flujo diferentes arrojan eficiencias diferentes.

3.3.3 Diseño y ubicación de las estructuras de entrada y salida

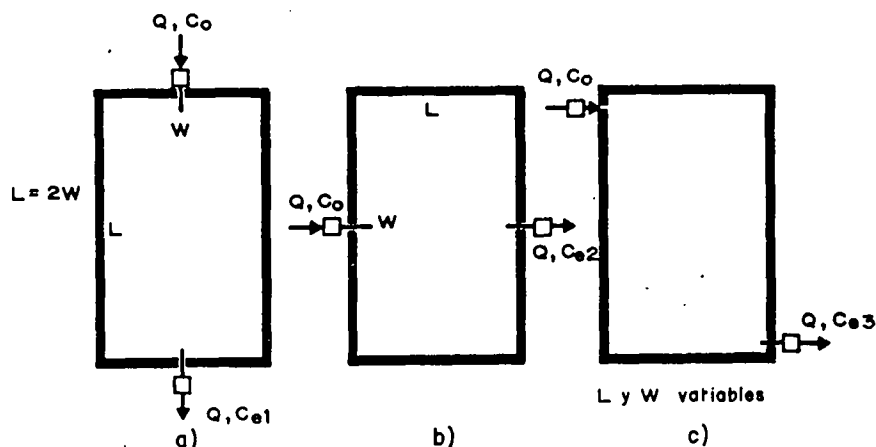


Figura 3.3.2 Tres lagunas de estabilización iguales, pero con ubicaciones diferentes de las estructuras de entrada y salida

$$\begin{aligned} Z &= 2 \text{ m en a), b) y c)} \\ C_{e1} &\neq C_{e2} \neq C_{e3} \end{aligned}$$

A pesar de que las tres lagunas a), b) y c) son iguales, las calidades de los efluentes de las mismas son diferentes debido a la diferente ubicación de las estructuras de entrada y salida.

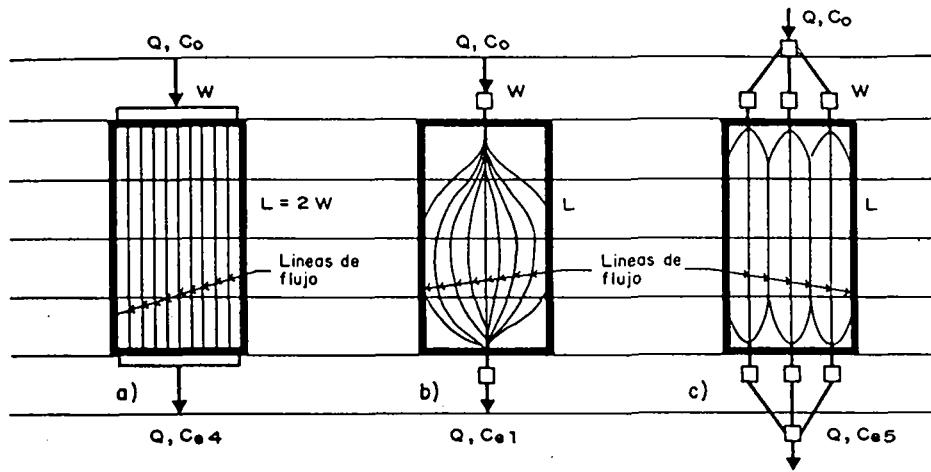


Figura 3.3.3 Tres lagunas de estabilización iguales y con ubicación igual de las estructuras de entrada y salida de diseño diferente
 $Z = 2 \text{ m}$ en a), b) y c)
 $Ce_1 \neq Ce_4 \neq Ce_5$

A pesar de que las tres lagunas a), b) y c) son iguales y de que la ubicación de las estructuras de entrada y salida son similares, las calidades de los efluentes son diferentes debido al diferente tipo de estructura.

Conforme las lagunas se alargan ($L/W < 4$) el tipo de estructura de entrada y salida pierde importancia, y el flujo pasa a ser regido principalmente por las leyes del flujo laminar en canales abiertos (ver la referencia 4).

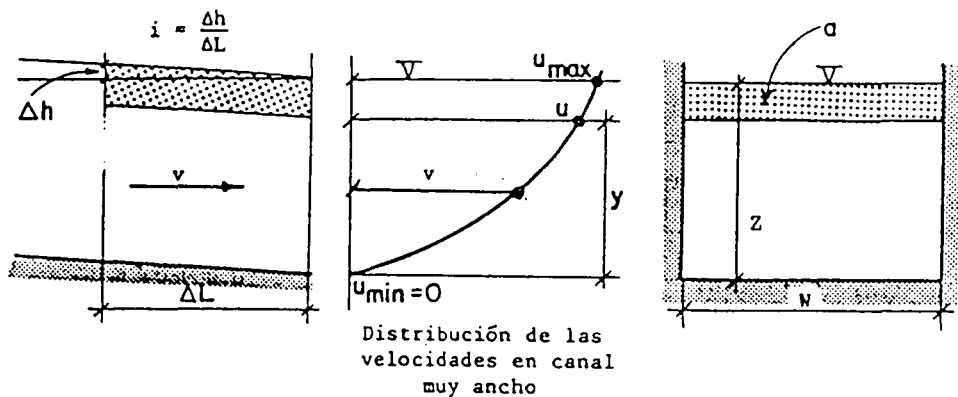


Figura 3.3.4 Variaciones de la velocidad del agua en la sección transversal de un canal rectangular muy ancho cuando el flujo es laminar

$$N_R = \frac{4 v \cdot Z}{\nu} \quad (1)$$

Si $N_R < 2000$ (como es lo usual en lagunas de estabilización):

$$v = K \cdot i \quad (2)$$

$$K = \frac{Z^2 \cdot g}{3\nu} \quad (3)$$

$$v = \frac{Q}{WZ} \quad (4)$$

$$\frac{du}{dy} = \frac{i g (h - y)}{\nu} \quad (5)$$

$$u = \frac{-i g}{2\nu} \left[(Z - y)^2 - Z^2 \right] \quad (6)$$

$$u_{\max} = \frac{i g Z^2}{2\nu} \quad (7)$$

$$u_{\max} = \frac{3}{2} v \quad (8)$$

donde:

- N_R = número de Reynolds ()
- v = velocidad promedio del agua en las lagunas (m/día)
- u = velocidad real de los filetes de agua en la laguna (m/día)
- K = conductividad hidráulica (m/día)
- i = gradiente hidráulico ()
- ν = viscosidad cinemática (m²/día)*
- g = aceleración de la gravedad (m/día²)*
- Q, W, Z = igual que en 1.

La ecuación (8) indica que los filetes de agua superiores se desplazan a una velocidad 3/2 veces mayor que la promedio. Es decir que la permanencia de estos filetes de agua en la laguna es de 2/3 el período de retención. Por consiguiente, cuando se usa la ecuación de flujo a pistón:

$$C_e = C_o e^{-K_R t} \quad (9)$$

donde t es el tiempo en días, se debe usar,

$$t = \frac{2 V}{3 Q} \quad (10)$$

* Usualmente es dado en m²/seg y g en m/seg² por lo que se debe tener cuidado con las conversiones de unidades.

en vez del período de retención como usualmente se hace. Aunque la anterior corrección, fundamentada en las leyes de la hidráulica, proporciona valores de C_e (obtenidos con la ecuación (9) más aproximados a los reales), ocurren algunas diferencias influenciadas por la acción del viento (mezcla), las corrientes de convección, las variaciones de temperatura y el efecto de la geometría de la laguna que (según las ecuaciones 1 - 5 del punto 3.3.2) tiene su efecto en el flujo.

la Figura 3.3.5 muestra cortes típicos de estructuras de entrada y salida.

La caja para medición de caudales de la Figura 3.3.5.a) aparece mejor detallada en la Figura 3.3.6. Esta caja también puede usarse para interconexión entre lagunas y como estructura de salida con medición, constituyendo en este caso una alternativa a la solución mostrada en la Figura 3.3.5.b).

Aspectos que requieren investigación en relación con estas estructuras son:

- Efecto del diseño de la estructura de entrada en la eficiencia (comparar alternativas a), b) y c) de la Figura 3.3.3 para diferentes relaciones L/W).
- Tipo de pantallas y dimensiones de la caja de vertedero (Figura 3.3.6) para evitar que el caudal de ingreso afecte las lecturas del vertedero.

3.3.4 Facultativas primarias versus facultativas secundarias o terciarias

La mayoría de los modelos sobre cinética del proceso de remoción de DBO se basan en la carga suspendida.

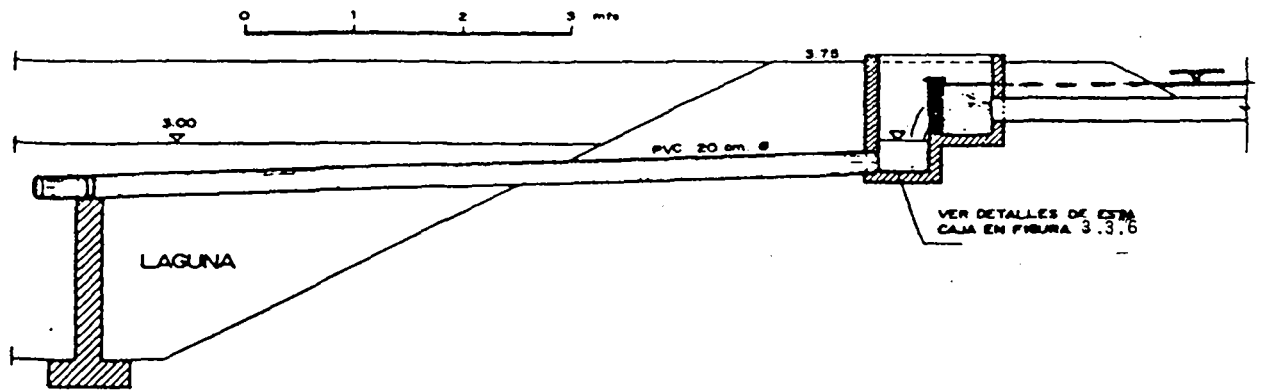
En las lagunas facultativas primarias debe llamarse Co' a la concentración correspondiente a los sólidos suspendidos del agua residual cruda. Esta concentración Co' se transforma, en virtud de la sedimentación (de los sólidos sedimentables) en Co , siendo que:

El valor de $\frac{C_{susp} - C_{sed}}{C_{susp}}$ oscila entre 0.6 y 0.8.

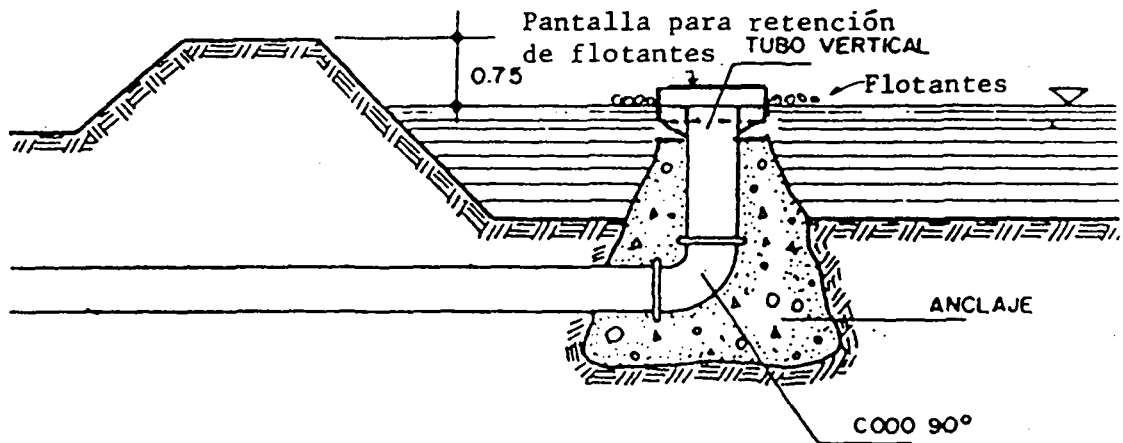
Cuando en la literatura se habla de intensidad de carga en lagunas primarias, por lo general se calcula en función de Co' . Esto lleva a que algunos autores consideren que las lagunas primarias soportan cargas mayores que las secundarias y a que se obtengan valores de K_p diferentes.

El valor de C_e de una laguna primaria sí pasa a ser Co de la laguna secundaria, partiendo de la hipótesis de que todos los sólidos sedimentables fueron retenidos en la laguna primaria.

Un fenómeno semejante al descrito para DBO sucede con respecto a la remoción de bacterias. Sin embargo, el valor de " C_{susp} " y " C_{sed} " no es necesariamente el mismo para DBO y bacterias (NMP(CF)/100 ml).



a) Entrada o interconexión



b) Salida

Figura 3.3.5
Estructuras de entrada y salida

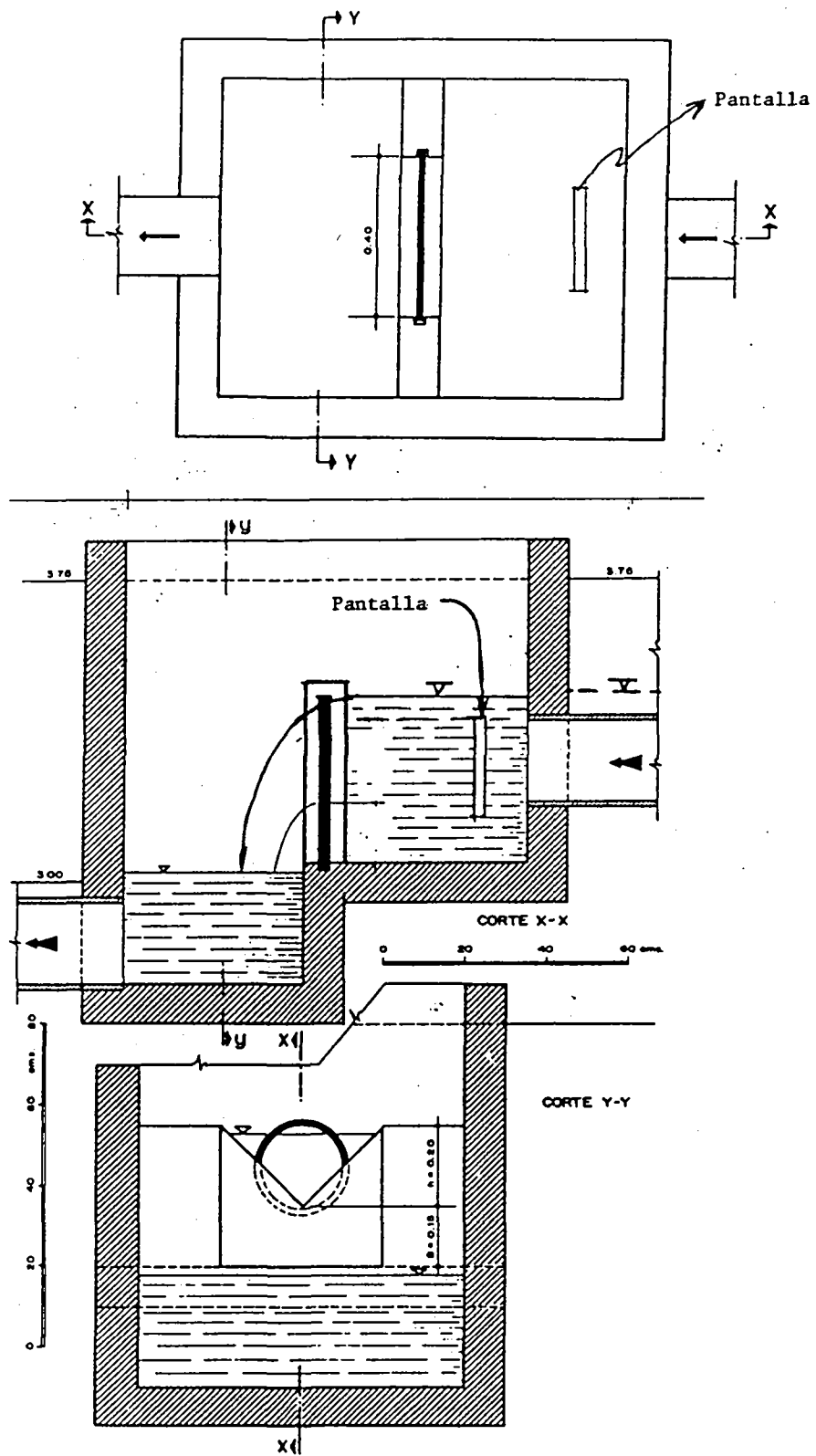


Figura 3.3.6
Detalle de la caja con vertedero de una estructura de
entrada, salida o interconexión

Los sólidos sedimentables alteran la geometría de las lagunas. Entre mayor sea la tasa de trabajo que se aplique a las lagunas mayor será esta alteración. Al predecir eficiencias mediante modelos matemáticos deberá utilizarse la geometría crítica, que es la previa a una limpieza, y no la geometría original de la puesta en marcha.

3.3.5 Dispositivos para medición de flujos

La medición de flujos en lagunas de estabilización suele hacerse por medio de canales con estrangulamientos (Venturi, Parshall, etc.) y por medio de vertederos (rectangulares, en V, etc.). La medición de las cargas hidráulicas, a las cuales son proporcionales los caudales ($Q = f(h)$), se pueden hacer, según la importancia y localización de las instalaciones, a través de escalas leídas por operadores, flotadores y detectores acústicos (acoplados a mecanismos de relojería que proporcionan gráficos Q vs t).

En vista de que las canaletas Parshall suelen ser más exactas, se recomienda que en todas las instalaciones haya por lo menos una canaleta Parshall que indique el caudal total que ingresa a la planta. Los caudales que ingresan a las diferentes lagunas pueden ser medidos mediante vertederos. Mayor información sobre estas estructuras de medición se puede obtener en las referencias 4 y 5.

La Figura 3.3.7 ilustra la ubicación de un Parshall en una derivación de aguas residuales (50 l/seg) que se desea tratar en lagunas de estabilización para posterior reuso en riego. En este caso la canaleta Parshall además de permitir la medición forma parte de la estructura de derivación.

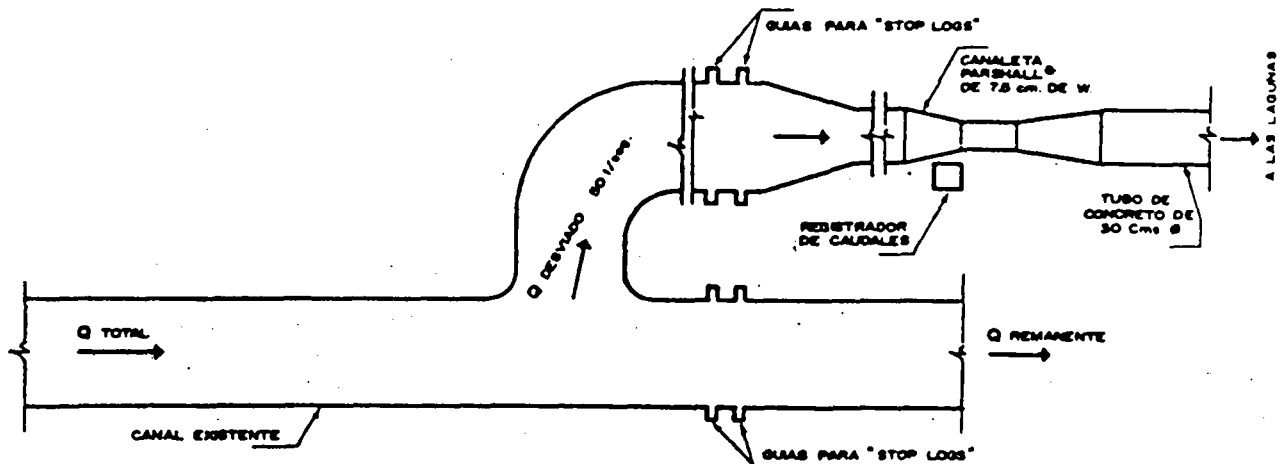


Figura 3.3.7
Esquema mostrando el desvío hacia un sistema de lagunas de un caudal de 50 l/seg de aguas residuales

Las cajas de vertederos, como la que se muestra en la Figura 3.3.6 tienen la ventaja de que su capacidad hidráulica se puede variar cambiando las chapas de los vertederos, tal como se muestra en la Figura 3.3.8. Si ha habido una disminución de caudal se puede lograr mayor precisión cambiando un vertedero triangular de 90° por uno de 45° . Si ha habido un aumento de caudal se puede pasar a un vertedero rectangular o a una descarga de fondo como la mostrada en la Figura 3.3.8.

La referencia 4 ilustra cómo calcular los caudales que fluyen en los diferentes casos. Sin embargo, se requiere mayor investigación sobre curvas de descarga para diferentes diseños de las cajas con vertederos.

3.3.6. Dispositivos para distribución de flujos

Con frecuencia se hace necesario distribuir el caudal sanitario entre varias lagunas que trabajan en paralelo.

Existen mecanismos muy ingeniosos para lograr este objetivo mediante orificios, vertederos, bombas, compuertas, canales, etc. Hay aquí otro campo que se presta para hacer mucha investigación.

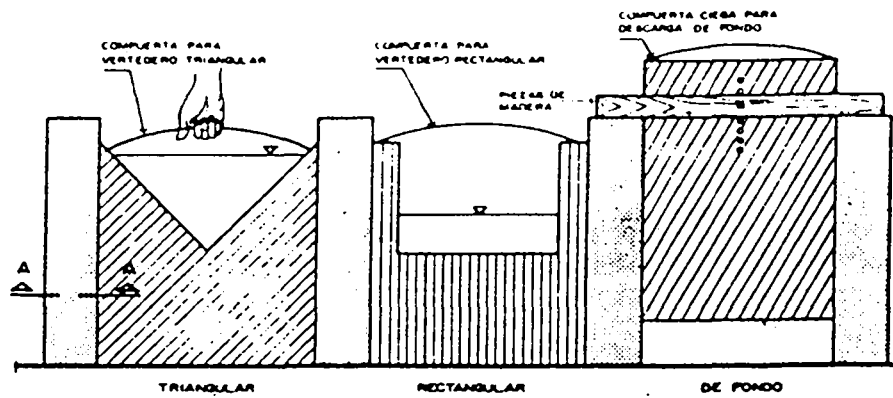
La Figura 3.3.9 representa una estructura para distribuir un caudal en dos partes iguales aprovechando la simetría hidráulica y la igual capacidad hidráulica de dos vertederos iguales. Si en determinado momento se quisiera mandar más agua por un lado que por otro, esto se puede lograr cambiando la altura del vértice de uno de los vertederos triangulares, o usando vertederos rectangulares de ancho proporcional del caudal deseado.

3.3.7. Remoción de flotantes

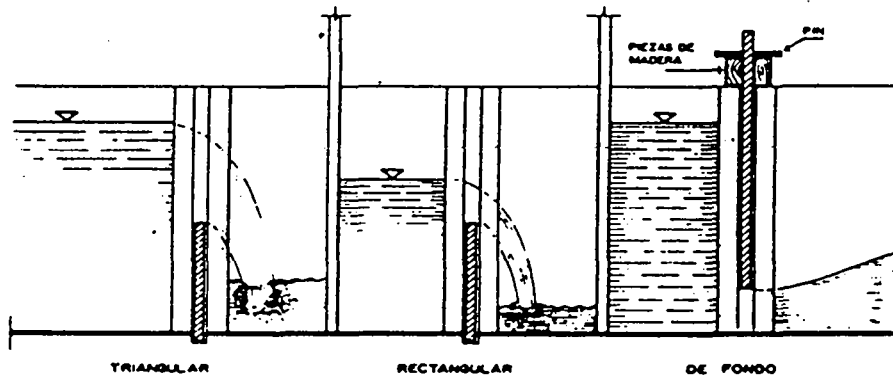
Se desea que las materias flotantes sean retenidas en la instalación de tratamiento por varias razones:

- a. Estéticas;
- b. sanitarias: las bacterias patógenas pueden utilizar los flotantes como refugio y nutrientes;
- c. reducción de carga orgánica: muchos de los flotantes pueden estar constituidos por materia orgánica que ejerce una alta DBO.

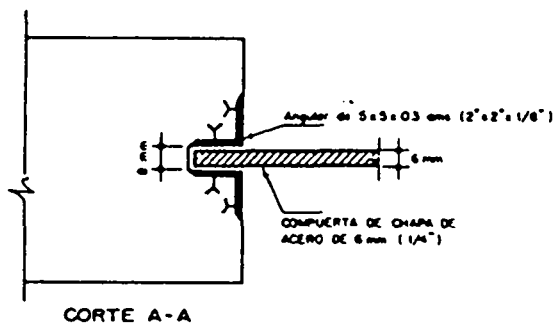
Se ha tratado de resolver este problema mediante el uso de rejas. Sin embargo, a veces se prefiere eliminar las rejas, ya que se ha observado que el viento suele acomodar los flotantes en una esquina de la laguna de donde se pueden remover con facilidad. Esta operación hay que hacerla aunque haya rejas, pues éstas no remueven todos los flotantes, además de que hay otros que se suelen formar en la misma laguna.



VISTA DE FRENTE DE DIFERENTES MANERAS DE OPERAR LAS CAJAS DE LAS OBRAS DE ARTE



SECCION TRANSVERSAL SOBRE DIFERENTES MANERAS DE OPERAR LAS CAJAS DE LAS OBRAS DE ARTE



CORTE A-A

Figura 3.3.8
Alternativas de funcionamiento de las cajas de las obras de arte

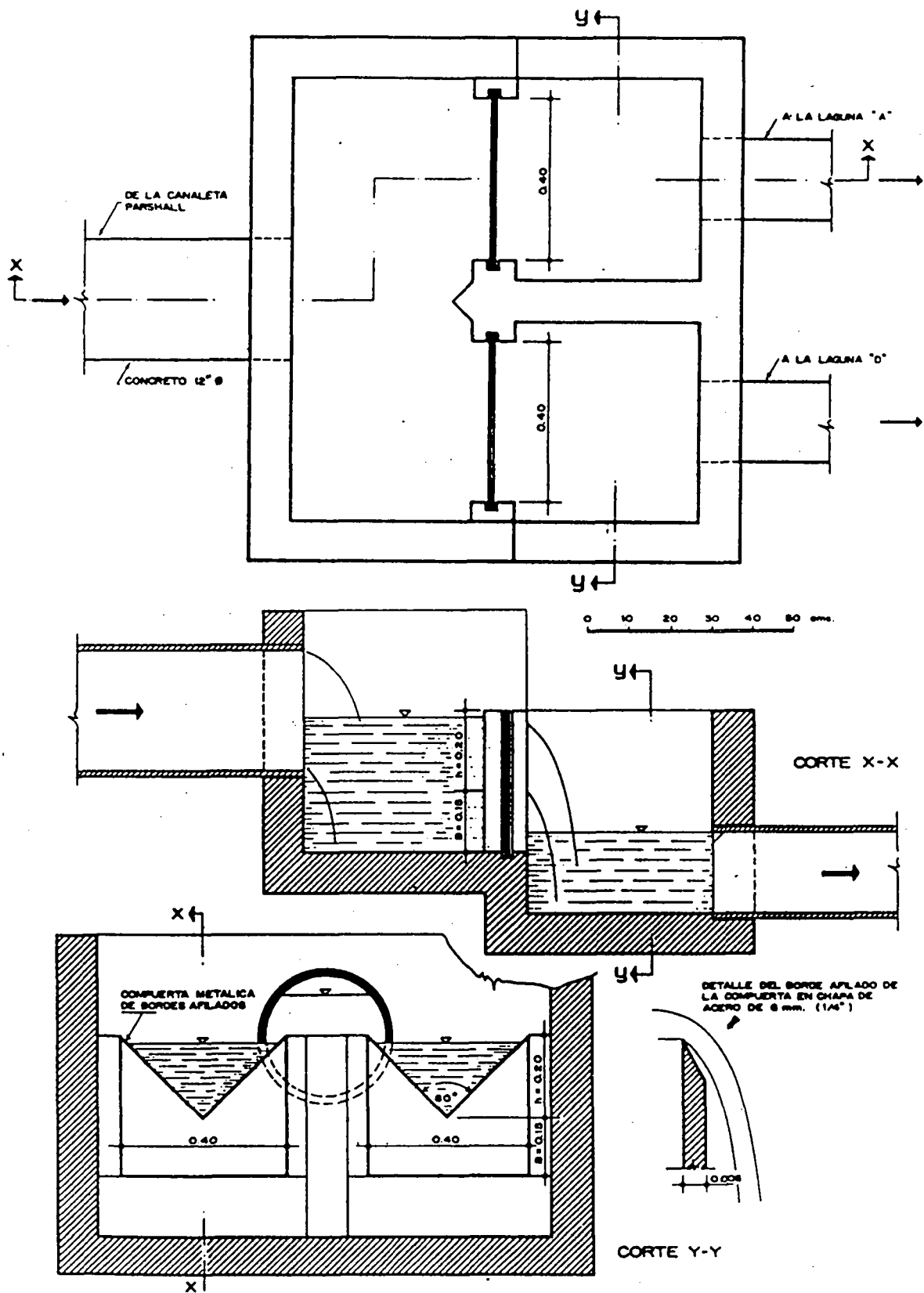


Figura 3.3.9
Estructura distribuidora de flujos

Por otra parte, las rejas tienen la desventaja de causar obstrucciones cuando la operación de las mismas no es eficiente. Esto puede resolverse mediante la provisión de un desvío o "by pass". Sin embargo, este desvío encarece la obra. Otra solución puede ser el uso de rejas con desmenuzadores automáticos. Sin embargo, éstas no son recomendadas para muchas áreas en los países en vías de desarrollo.

En todo caso, siempre es necesario evitar que las materias flotantes se integren al efluente de la laguna mediante la provisión de pantallas (ver la Figura 3.3.5.b) o dispositivos que hagan que la salida sea sumergida. Una solución puede consistir en usar una caja acoplada a la estructura de salida (como la mostrada en las Figuras 3.3.5.b) y 6), procurando que el vertedero deje sumergida la tubería de salida.

3.3.8 Diseño y mantenimiento de los diques

En realidad, la tecnología sobre diseño y construcción de diques de tierra está bastante desarrollada dentro de la ingeniería civil y su especialidad la mecánica de suelos. El tipo de investigación que se requiere realizar está ligado a determinar la característica de los suelos de la zona donde se construirán las lagunas: su conductividad hidráulica y permeabilidad, sus características mecánicas y capacidad para constituir los diques, etc. Esta investigación indicará si hay que recurrir a "préstamos" de materiales de otras áreas para llevar a cabo las obras, o si es necesario prever impermeabilización del fondo de las lagunas y de los diques, etc.

La Figura 3.3.10 muestra el esquema de un conjunto de lagunas. La Figura 3.3.11 muestra el perfil de los diques. La Figura 3.3.12 muestra detalles de planta de los diques.

El mantenimiento de los diques consiste en cortar las malezas que crezcan en ellos, y procurar que haya un césped bien cuidado que evite la erosión eólica y les dé un aspecto agradable a las lagunas. La parte superior de los diques puede mantenerse acondicionada para la circulación de vehículos. Los descensos de nivel del dique por asentamiento deben repararse rápidamente agregando material adicional, previo despalme y escarificación.

3.3.9 Problemas con pérdidas excesivas de agua

Uno de los aspectos que debe ser mejor investigado al proyectar lagunas de estabilización es el del balance hídrico. De la referencia 6 hemos tomado lo siguiente:

Tan importante es procurar una carga orgánica adecuada como lograr un balance hídrico apropiado.

LA MAYORIA DE LAS LAGUNAS DE ESTABILIZACION QUE NO HAN LOGRADO CUMPLIR SU OBJETIVO HA SIDO POR CAUSA DE UN BALANCE HIDRICO INADECUADO. SON POCAS LAS LAGUNAS QUE HAN FALLADO POR APLICARLES UNA CARGA ORGANICA MAL CALCULADA, PUES EL DISEÑO POR CARGA ORGANICA ES MAS FLEXIBLE QUE POR BALANCE HIDRICO.

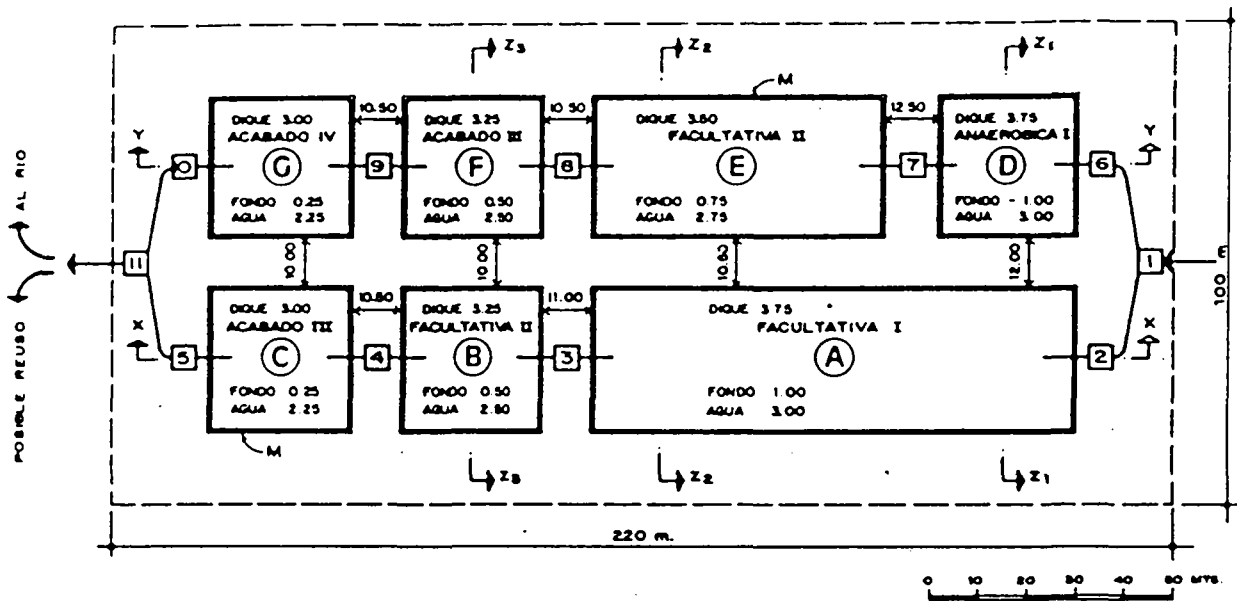


Figura 3.3.10
Esquema de un conjunto de lagunas de estabilización

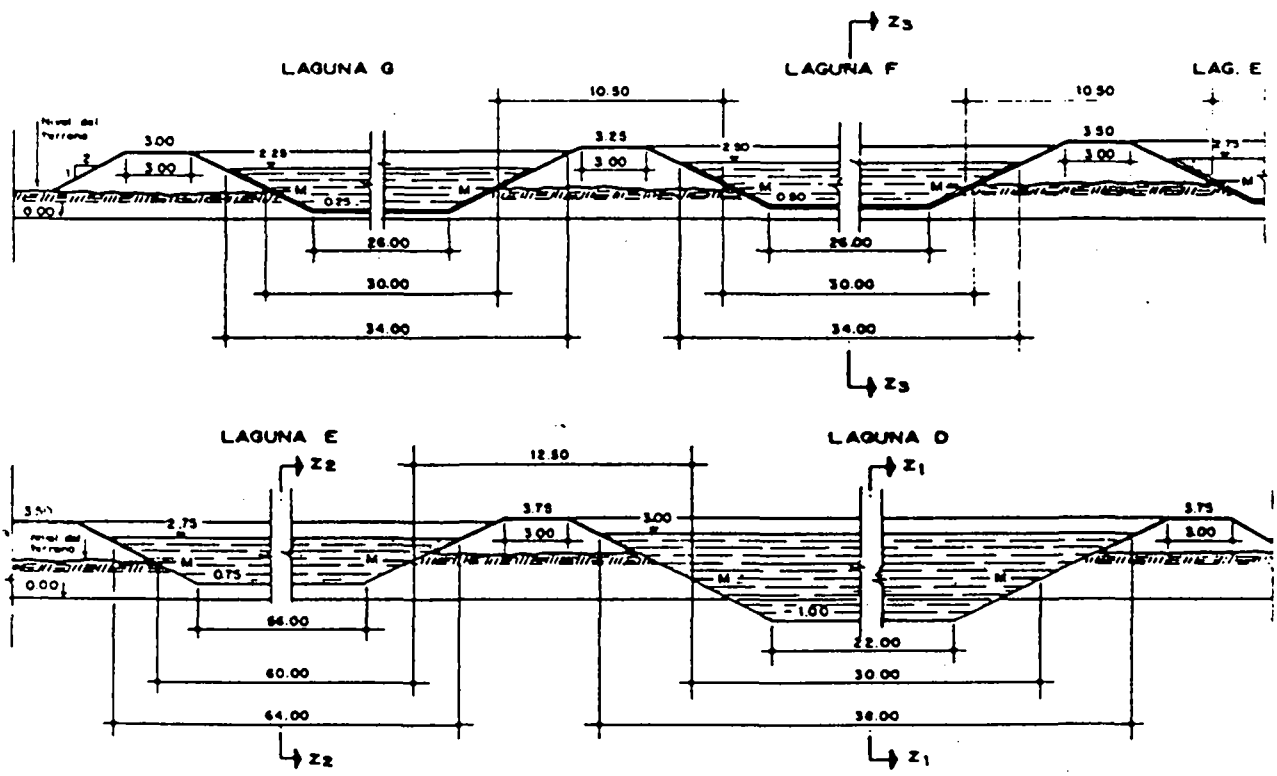


Figura 3.3.11
Perfil de los diques y de las lagunas sobre el eje Y-Y de la Figura 3.3.10

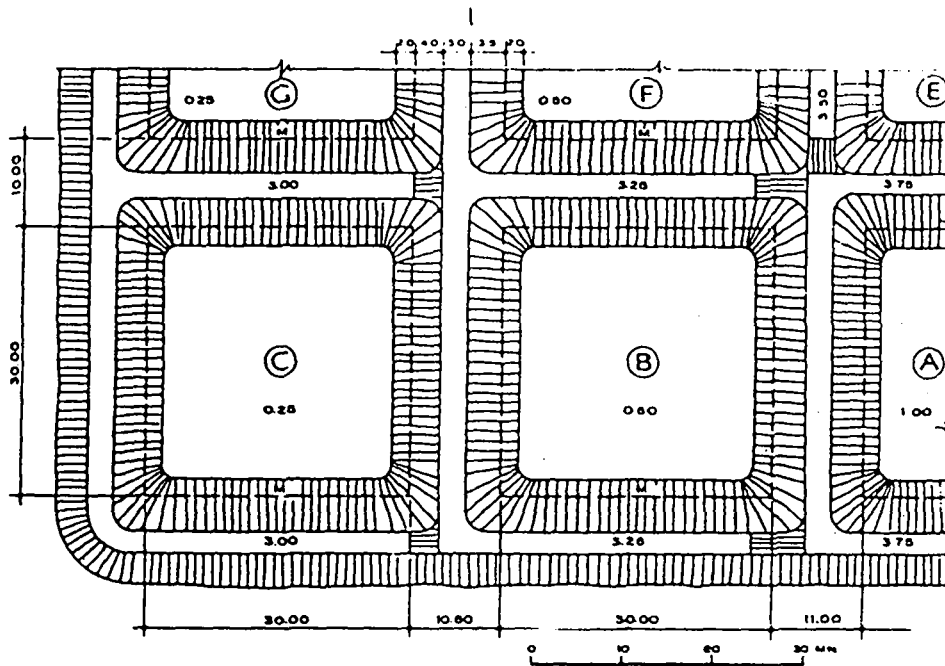


Figura 3.3.12
 Vista de planta de los diques y de las lagunas C y B

Entre más grande hagamos una laguna, más nos vamos del lado de la seguridad desde el punto de vista de carga orgánica, pero más la comprometemos desde el punto de vista del balance hídrico.

El balance hídrico suele ser dado por la ecuación:

$$Q_e = Q_a + (P_r + P_c) - (E + P_e) \quad (1)$$

en la cual:

- Q_e = caudal efluente
- Q_a = caudal afluente de aguas residuales
- P_r = precipitación que cae sobre la laguna
- P_c = infiltración de agua subterránea hacia la laguna (sucede cuando el nivel freático está sobre el de la laguna)
- E = evaporación
- P_e = pérdidas por percolación (sucede cuando el nivel freático está por debajo del de las lagunas y éstas no se han sellado).

Las cantidades anteriores se pueden trabajar en metros cúbicos por día o litros por día.

Analizando el mes crítico (de menos lluvia, el nivel freático muy bajo, de mayor evaporación) el valor de Q_e tiene que ser positivo. Es aquí donde algunas veces se hace necesario reducir el área de las lagunas, y el diseño del lado de la seguridad consiste en hacer lagunas más pequeñas (en área total) y no más grandes como supondría quien haga un análisis superficial del problema.

Si en un primer tanteo durante un diseño obtenemos un valor de Q_e negativo, quedan varias alternativas; entre ellas, impermeabilizar la laguna con material arcilloso o membranas sintéticas. Pero hay un recurso que puede ser más económico, y éste consiste en usar lagunas anaeróbicas. Un sistema de lagunas con anaeróbicas primarias puede tener un 60% del área de uno equivalente que use sólo lagunas facultativas; lo cual es muy importante desde el punto de vista de balance hídrico. En casos extremos se pueden usar lagunas anaeróbicas primarias y secundarias, con lo cual el área puede llegar a ser hasta un 40% de la de un sistema equivalente que no use lagunas anaeróbicas. En zonas muy céntricas donde no sea aconsejable el uso de lagunas anaeróbicas, éstas podrían ser sustituidas por lagunas aeradas mecánicamente.

RECUERDESE QUE UN BUEN DISEÑO NO CONSISTE EN HACER MUCHAS LAGUNAS EN SERIE O LAGUNAS MUY GRANDES SINO EN LOGRAR LA ADECUADA REMOCION DE CARGA ORGANICA Y PATOGENOS CON UN BALANCE HIDRICO POSITIVO AUN EN LA EPOCA CRITICA DESDE EL PUNTO DE VISTA HIDRICO.

La ecuación (1 del 3.3.9) también debe ser usada para calcular la capacidad hidráulica del aliviadero o estructura de salida de la laguna. En efecto, utilizando como P_r el valor que corresponde a la lluvia más intensa de un día (en 24 horas); y P_c para el valor máximo del nivel freático, lo mismo que Q_a para el día máximo, se obtiene un día de caudal máximo para el cual se calculará la capacidad de descarga del aliviadero. Las lagunas se diseñan con un borde libre que da margen para el aumento de carga sobre el vertedero de salida cuando sucede este caudal máximo.

Otro aspecto importante relacionado con las pérdidas de agua es la posible polución de las aguas subterráneas. Es poco probable el paso de patógenos u otros organismos al subsuelo. Los nitratos pueden llegar a causar problemas. Conviene investigar hasta qué grado el aumento de la profundidad de las lagunas haga que el lixiviado proceda de una zona completamente anaeróbica en la cual haya ocurrido denitrificación.

3.3.10 Problemas con vectores y olores

Siendo las lagunas de estabilización estructuras construidas para mejorar la salud, deberá procurarse que las mismas no sean criaderos de vectores (mosquitos, caracoles, etc.) que vayan a propagar enfermedades como la malaria, la fiebre amarilla o la esquistosomiasis.

La mejor forma de controlar los mosquitos la constituye un buen mantenimiento de las lagunas y de los diques. Además, se pueden realizar variaciones del nivel del agua mediante las cuales se logra eliminar las larvas. En casos extremos se pueden aplicar insecticidas. Si se llegan a observar caracoles deberá procurarse su identificación, y según el caso, su control.

El uso de peces larvicidas puede constituir un buen método de control de mosquitos, pero estos peces no siempre logran sobrevivir en lagunas de estabilización.

Las lagunas facultativas sobrecargadas y las anaeróbicas pueden producir malos olores (ocasionados por sulfuros).

En áreas tropicales 350 kg DBO₅/ha x día parece ser el límite de carga para lagunas facultativas primarias a 20°C. El límite para secundarias está cerca de 250 kg DBO₅/ha x día.

Las lagunas facultativas sobrecargadas suelen producir más malos olores (las algas desaparecen cuando la concentración de $S^=$ es mayor de 6.5 mg/l). Según Gloyna y Espino, la corrección posible consiste en disminuir la carga orgánica o aumentar el tiempo de retención según la ecuación (Journal ASCE, June 1969. Citado por Arceivala en la referencia 7).

$$S^= \text{ (mg/l) } = (0.0001058 L_o - 0.001655 t + 0.0553) \times SO_4^=$$

estando: L_o en kg DBO₅/ha x día; t en días; $SO_4^=$ en mg/l.

Las lagunas anaeróbicas sometidas a cargas entre 50 y 300 gramos de DBO₅ por metro cúbico y por día suelen ser aptas para remociones de DBO de

hasta un 50%. Su alta carga (pequeño tamaño) hace que permitan economizar terreno. Sin embargo, en algunas partes no se aconseja su uso por el peligro que produzcan malos olores.

El uso de reactores anaeróbicos de manto de lodos y flujo ascendente (UASB = Upflow Anaerobic Sludge Blanket) puede llegar a consistir un tratamiento previo a las lagunas de estabilización que permita reducir área con menos riesgo de producción de malos olores que en las lagunas anaeróbicas. Actualmente (marzo 1986) el CEPIS está construyendo un UASB en San Juan de Miraflores, Lima, a escala piloto (1 l/seg).

Debido a su bajo período de retención, la eficiencia de los UASB en remoción de patógenos es muy baja, pero esto se puede compensar haciendo más profundas las lagunas facultativas y de acabado para lograr una eficiencia bacteriológica aceptable.

3.3.11 Acumulación, manejo y remoción de lodos

Se ha visto al comienzo de este documento la importancia que tiene la geometría de las lagunas. Por consiguiente es de interés para el investigador y el operador tomar en cuenta la acumulación de lodos, la frecuencia de su remoción y el efecto de los mismos en el comportamiento de los reactores.

Las lagunas de estabilización son sedimentadores sobredimensionados. Por consiguiente, en las lagunas primarias es retenido casi el 100% de los sólidos sedimentables. En las lagunas de estabilización no se lleva a cabo un proceso de floculación biológica como el que ocurre con los lodos activados y los biofiltros. Por consiguiente no ocurre una sedimentación secundaria. Esto hace que la acumulación de lodos en lagunas con grado superior al primario sea despreciable para fines prácticos.

Deberá investigarse para cada área geográfica el volumen de lodo acumulado en las lagunas primarias. Como referencia se indica que este volumen está entre 150 y 200 l/hab x año de acumulación de lodo húmedo.

Según Henish, referencia 8, la acumulación de lodos procedentes de los sólidos sedimentables es del orden de 800 l/hab x año. Pero el proceso de digestión anaeróbica que se lleva a cabo en el fondo de las lagunas reduce este volumen al valor antes mencionado de 150-200 l/hab x año.

Cuando llega el momento de remover los lodos (de acuerdo con lo previsto en el diseño, y tomando en cuenta que debe haber más de una laguna primaria) se procede a drenar y secar la laguna que se va a limpiar, con lo cual el volumen seco del lodo llega a ser menor (del orden de 50 l/hab x año). Para esta última operación debe aprovecharse la estación seca o estiaje.

3.3.12 Referencias

1. Thirimurthi, A.M. (1969). Design principles of waste stabilization ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division, A.S.C.E., 93 (Sa2) 311.
2. Polprasert, Ch. and Bhattarai, K. (1985). Dispersion model for waste stabilization ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, A.S.C.E., 111 (N1) 12.
3. Sáenz, R. (1985). Proyecto de lagunas facultativas, anaerobias y aeradas. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú. p. 12.
4. Sáenz, R. (1985). Hidráulica básica para ingenieros sanitarios. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú. p. 154.
5. Hueb, J.A., Gonzaga, E. & Rodriguez, F.V. (1985). Macromedicación. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú. p. 463.
6. Sáenz, R. (1985). Lagunas de estabilización y otros sistemas simplificados para el tratamiento de aguas residuales. CEPIS/OPS/OMS, Lima, Perú. p. 137.
7. Arceivala, S.V. (1985). Waste stabilization ponds, mechanically aerated lagoons, and land irrigation. Informal handouts, IHE, Delft. p. 70.
8. Hanish, B. (1985). Mechanical waste water treatment. Informal handouts, IHE, Delft. p. 30.

3.4 GERÊNCIA DE UM PROGRAMA SISTEMÁTICO DE PESQUISAS COM LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS (Experiência no Nordeste do Brasil)

Salomão Anselmo Silva & D.D. Mara

3.4.1 Definição dos objetivos do programa

A constituição da Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES, através de um convênio firmado entre a Universidade Federal da Paraíba e a Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba - CAGEPA, permitiu o planejamento de um vasto programa de pesquisas o qual contempla o estudo de todos os processos biológicos de tratamento de esgotos domésticos com a finalidade de definir parâmetros de projeto para a região nordeste do Brasil.

Devido à impossibilidade financeira de serem atacados os diferentes processos biológicos de tratamento de esgotos, elegeu-se Lagoas de Estabilização como aquele de maior prioridade devido em primeiro lugar, ao favorecimento do clima nordestino ao aumento de eficiência de tais reatores e em segundo lugar à inexistência de restrições quanto à quantidade e custo das áreas necessárias a sua implantação. Outro fator que muito concorreu para a priorização das lagoas de estabilização para início das pesquisas foi a simplicidade de sua operação, dispensando pessoal especializado de difícil treinamento e principalmente manutenção na região nordeste do Brasil.

Inicialmente optou-se por verificar a validade para a região nordeste dos dados existentes na bibliografia especializada de então utilizando-se nas pesquisas, lagoas em escala piloto com cargas orgânicas e profundidades aconselhadas nos vários métodos de dimensionamento até então existentes.

Posteriormente foram levadas a efeito pesquisas modificando-se as cargas orgânicas bem como as profundidades, o que vem demonstrando uma eficiência dessas lagoas no nordeste do Brasil, bem superior àquelas normalmente adotadas.

3.4.2 Descrição da EXTRABES

A EXTRABES foi construída utilizando-se as antigas instalações de uma estação de tratamento de esgotos construída em Campina Grande em 1938, e que foi desativada na década de sessenta (vide figuras 3.4.1 e 3.4.2).

As pesquisas tiveram início efetivo em março de 1977. (Silva, 1986).

3.4.2.1 Lagoas Piloto

A adaptação das diversas edificações existentes na antiga estação de tratamento de esgotos (Depuradora), permitiram a construção de 14 lagoas piloto englobando 4 lagoas anaeróbias, 4 lagoas facultativas primárias, 3 lagoas facultativas secundárias, 3 lagoas de maturação e uma lagoa de alta taxa de degradação, além de tanques sépticos e filtro biológico de fluxo ascendente.

Mais recentemente o antigo tanque de mistura foi adaptado para a construção de duas lagoas anaeróbias sendo uma profunda bem como uma facultativa secundária e três de maturação também profundas.

3.4.2.2 Laboratórios

O antigo laboratório existente na Depuradora foi ampliado e transformado no laboratório de físico-química; o digestor primário foi adaptado para funcionar como laboratório de bacteriologia e um depósito transformado no laboratório de algologia. Há ainda a possibilidade de se adaptar o antigo digestor secundário em outro laboratório caso seja necessário e a antiga casa de bombas está sendo adaptada para alojar o setor administrativo da EXTRABES.

Um bloco de cinco armazéns com área de 10,0 x 5,0 m cada, foi também construído para servir como depósito, oficina e garagem.

3.4.2.3 Pessoal Envolvido nas Pesquisas

A equipe técnica da EXTRABES é composta de:

a) Professores pertencentes ao quadro do Departamento de Engenharia Civil do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Federal da Paraíba com as seguintes atribuições e titulação: um Coordenador do PRODESAN e Chefe de pesquisas da EXTRABES que é Mestre em Engenharia Civil - Saneamento e Doutor em Engenharia Sanitária; um supervisor do laboratório de Físico-química com nível de Mestre em Engenharia Civil - Saneamento, e uma professora que supervisiona os laboratórios de Bacteriologia e Algologia que detém o doutorado em Botânica.

b) Laboratoristas

Três técnicos de nível superior que realizam as tarefas inerentes ao laboratório de Físico-química; dois técnicos de nível superior que executam as análises referentes a bacteriologia e um técnico de nível superior que é encarregado das atividades do laboratório de algologia.

c) Pessoal Auxiliar

Cada laboratório tem uma auxiliar de serviços perfazendo um total de três. Além destes compõem ainda a equipe da EXTRABES, uma Secretária; um mecânico de manutenção; um motorista; um auxiliar de serviços externos aos laboratórios e quatro vigilantes.

d) Professores Visitantes

A EXTRABES conta com a colaboração do Prof. D.D. Mara do Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Leeds e do Prof. H.W. Pearson do Departamento de Botânica da Universidade de Liverpool, ambas na Inglaterra.

e) Estudantes de Pós-Graduação

As instalações e pesquisas desenvolvidas na EXTRABES servem de apoio ao curso de Mestrado em Engenharia Civil - área de Saneamento do Departamento de Engenharia Civil do Centro de Ciências e Tecnologia localizado no Campus II em Campina Grande da Universidade Federal de Paraíba.

Como decorrência de tal apoio são oferecidas na EXTRABES não só aulas práticas de laboratório como campo de pesquisa para elaboração de dissertações de mestrado e teses de doutoramento, estas últimas normalmente realizadas por professores do Departamento de Engenharia Civil em seus cursos de doutoramento em outras universidades brasileiras ou estrangeiras. Conseqüentemente a equipe de trabalho da EXTRABES apresenta um acréscimo que varia na dependência do número de estudantes de pós-graduação que esteja em determinado tempo realizando sua pesquisa de campo.

3.4.3 Agências Financiadoras

O esquema de sustentação financeira da EXTRABES está apoiado em três fatores a saber: Universidade Federal da Paraíba (UFPb); Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA) e agências financiadoras de pesquisas, nacionais e internacionais.

A Universidade Federal da Paraíba é responsável pelo pagamento do pessoal lotado na EXTRABES; a Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba além de ceder as instalações custeia as despesas de água e energia. Às agências financiadoras de pesquisa cabe financiar as despesas de custeio englobando drogas, vidraria combustíveis, etc.

A participação das agências financiadoras nos trabalhos desenvolvidos na EXTRABES é conseguida através de negociação entre a coordenação da EXTRABES com o apoio da direção superior da Universidade Federal da Paraíba e cada agência, de forma a resultar um convênio através do qual a agência repassa à UFPb os recursos a serem gastos em determinado plano de pesquisa.

Até a presente data já colaboraram com a EXTRABES as seguintes agências financiadoras de pesquisas nacionais e internacionais:

a) Nacionais

- . Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE.
- . Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social - BNDES.
- . Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP.
- . Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq.
- . Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES.

- . Fundo de Incentivo à Pesquisa Técnico-Científica - FIPEC - Banco do Brasil S/A.
- . Secretaria de Cooperação Econômica e Técnica Internacional - SUBIN da Secretaria de Planejamento da Presidência da República - SEPLAN.

b) Internacionais

- . Canadian International Development Agency - CIDA.
- . Organização dos Estados Americanos - OEA.
- . Conselho Britânico.

3.4.4 Metodologia

Os reatores pesquisados na EXTRABES são alimentados continuamente por bombas peristálticas de vazão variável que bombeia a vazão desejada, sendo que a cada duas semanas essas bombas têm a sua vazão verificada e calibrada quando é necessário. O erro para mais ou menos que tem sido determinado algumas vezes não excede de 2% de vazão projetada.

Na EXTRABES semanalmente são analisadas duas amostras, uma diária e outra composta semanal (resultante da estocagem diária de 300 ml de cada amostra a - 5°C), do esgoto bruto e de cada efluente de todos os reatores pesquisados; procedendo-se à determinação de um elenco de parâmetros físico-químico, bacteriológicos e parasitológicos (Silva, 1986).

Periodicamente realiza-se em cada reator o levantamento do seu perfil de comportamento durante 24 horas. Estes perfis são realizados normalmente uma vez durante o período de verão e outra vez durante o período de inverno (estação das chuvas).

Como a atividade biológica dos reatores exige uma assistência diária, existe na EXTRABES um sistema de plantão no qual um técnico e um auxiliar de serviços é escalado para as leituras que se fizerem necessárias bem como a coleta dos dados meteorológicos nos sábados, domingos e dias feriados.

3.4.5 Estimativa de Custos

As despesas acarretadas por um programa de pesquisas similar ao atualmente em desenvolvimento na EXTRABES podem ser estimadas em:

- Material permanente e equipamentos	US\$150,000.00
- Edificações	US\$ 70,000.00
- Material de consumo (anualmente)	US\$ 40,000.00
- Pessoal (anualmente)	US\$ <u>120,000.00</u>
TOTAL	US\$380,000.00 =====

3.4.6 Coleta e Manuseio dos Dados

Atualmente após todos os exames leituras e análises efectuadas na EXTRABES os parâmetros respectivos são calculados, conferidos e anotados em fichas apropriadas. O tratamento mais simples dos dados celetados tais como média, percentagem, etc. é feito manualmente e os mais complexos tais como correlações são feitos utilizando-se o computador existente no Campus II da UFPb. Contudo pretende-se adquirir um microcomputador para uso exclusivo da EXTRABES, o que proporcionará melhor arquivamento dos dados bem como maior velocidade e simplicidade no seu manuseio.

Bibliografia

1. Silva, S.A. (1986). Programa de Pesquisas sobre Lagoas de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos - Experiência no Nordeste do Brasil. Seminário Regional de Investigación sobre Lagunas de Estabilización. CEPIS, Lima, Perú.

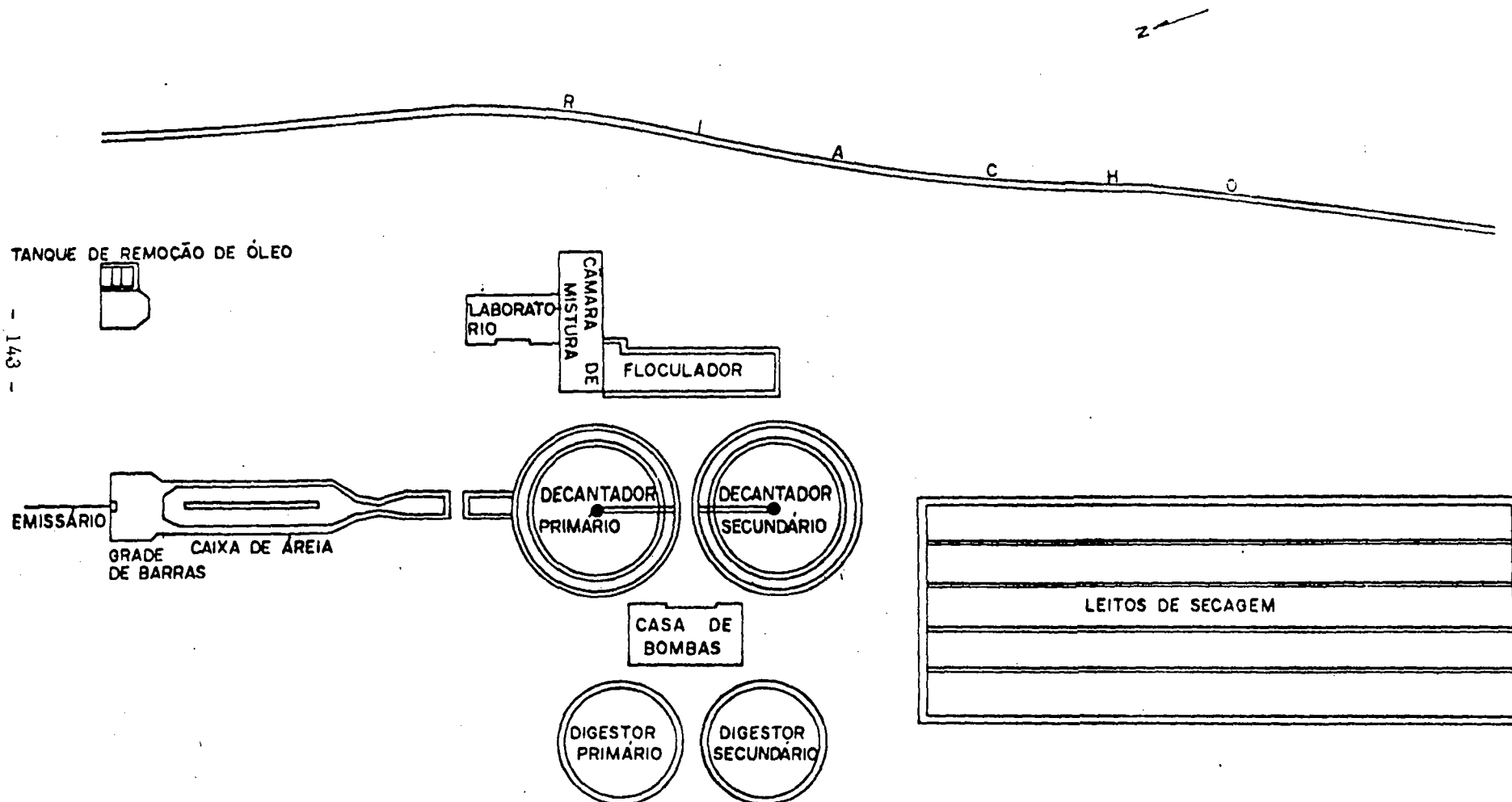
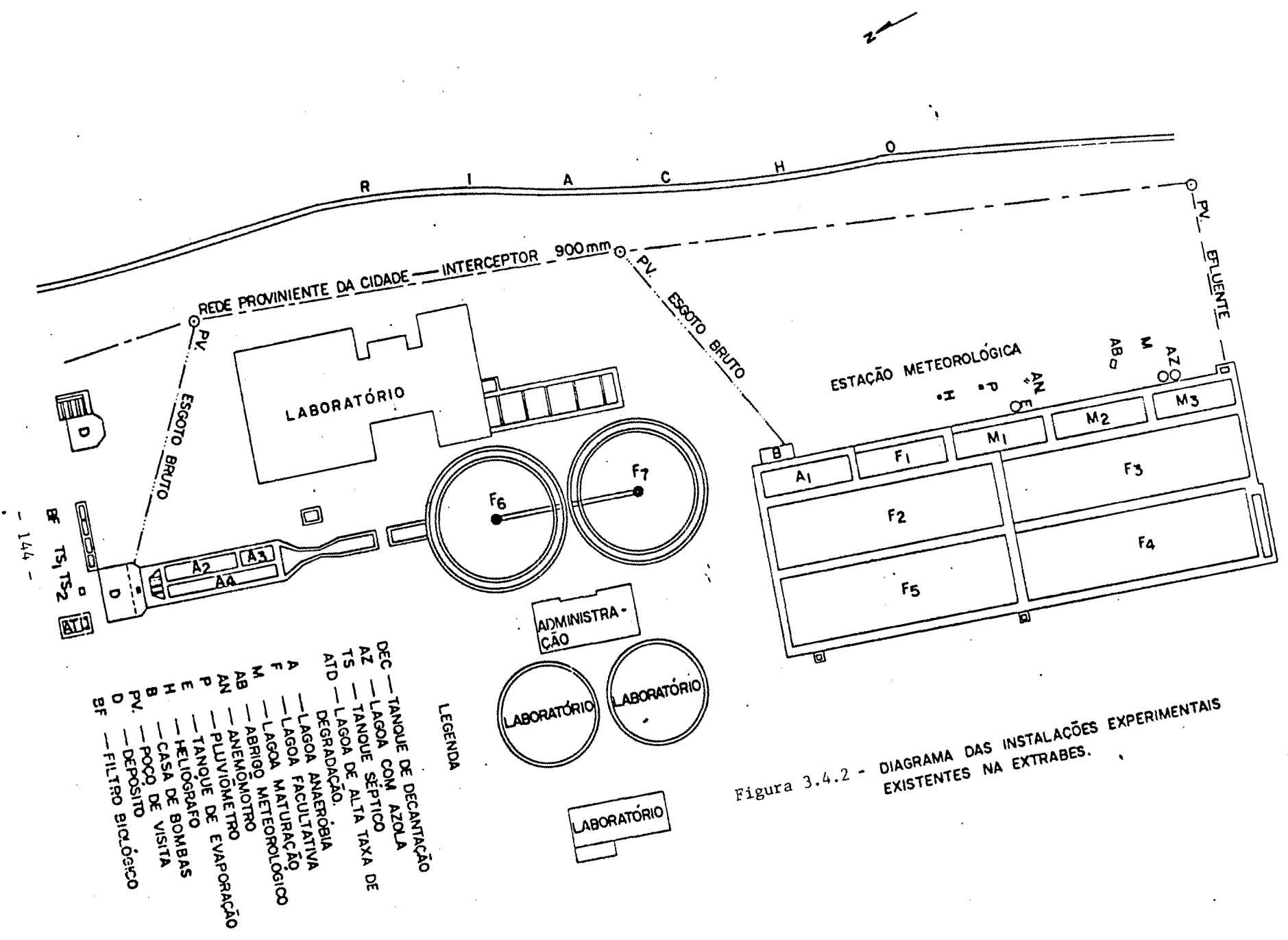


Figura 3.4.1 - DIAGRAMA DAS INSTALAÇÕES EXISTENTES NA ANTIGA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE CAMPINA GRANDE, PARAIBA.



- LEGENDA
- DEC — TANQUE DE DECANTAÇÃO
 - AZ — LAGOA COM AZOLA
 - TS — TANQUE SÉPTICO
 - ATD — LAGOA DE ALTA TAXA DE DEGRADAÇÃO.
 - A — LAGOA ANAEROBIA FACULTATIVA
 - F — LAGOA MATEOROLÓGICA
 - M — ABRIGO METEOROLÓGICO
 - AB — ANEMOMETRO
 - AN — PLUVIÔMETRO
 - P — TANQUE DE EVAPORAÇÃO
 - E — HELIOGRAFO
 - H — CASA DE BOMBAS
 - B — POÇO DE VISITA
 - PV. — DEPOSITO
 - D — FILTRO BIOLÓGICO
 - BF —

Figura 3.4.2 - DIAGRAMA DAS INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS EXISTENTES NA EXTRABES.

3.5 WASTE STABILIZATION POND RESEARCH: EXPERIMENTAL METHODS AND DATA ANALYSIS

D. D. Mara and H. W. Pearson

Recommendations are given for routine influent, effluent and in-pond sampling and analysis, for diurnal effluent and depth profiles, for special experimentation on pilot-scale pond installations, and for the collection of meteorological data. A microcomputer-based system for data storage and analysis is described.

3.5.1 Introduction

- Waste stabilization ponds are complex dynamic systems in which wastewater is treated by entirely natural processes involving algae and heterotrophic bacteria. These two groups of microorganisms, which exist in a mutualistic relationship, achieve a variety of chemical transformations to effect wastewater treatment to the desired level. The most important of these transformations are those involving carbon (BOD, COD), nitrogen, phosphorous and sulphur (Mara and Pearson, 1986). Some transformations may result in conditions which are toxic to the pond algae, for example high ammonia or sulphide concentrations. Ponds are inhospitable environments for excreted pathogens, especially faecal bacteria which are removed by up to six orders of magnitude in a well designed series of ponds (Mara, Pearson and Silva, 1983). Our knowledge of pond systems is still incomplete and more results from well designed pond research programs are needed if we are to be able to design ponds in a more cost-effective way.
- Pond research programs are designed to further our knowledge on pond systems by achieving certain specified objectives. These may be:
 - . To optimise generalised design procedures;
 - . to establish local design criteria;
 - . to take account of specific local problems;
 - . to investigate innovative designs.

Research priorities are discussed by Yáñez and Mara (1986). The purpose of this paper is to present guidelines for the conduct of a pond research program, especially in relation to sampling and data analysis. The type of research investigation that we have envisaged whilst developing these guidelines is a continuously intensive investigation over the period of at least one year for each set of experimental conditions, rather than a short intensive investigation done during the hottest and coldest months which is more appropriate for the minimum evaluation of the performance of full-scale ponds (Pearson, Mara and Bartone, 1986). An intensive research investigation requires considerable physical and financial resources and a sufficient number of trained personnel. Simplifications to our recommended sampling program may be necessary to take into account local conditions,

or may be found to be justifiable after a few months of local experience. Whilst we agree with Voltaire's maxim that "the best is the enemy of the good", we are confident that our recommendations are realistic as they are based on our experience at EXTRABES in Northeast Brazil since 1976, and at the experimental pond complex at Frielas in Lisbon, Portugal, since 1981, supplemented by shorter studies on full-scale pond systems in France, Israel, India and Africa.

3.5.2 Pilot-scale or full-scale?

- Pilot-scale ponds have the advantage of lower cost (unless the alternative is to study existing full-scale ponds), greater flexibility in pond configuration and loading rates, and greater ease of sampling (sampling bridges can be easily and cheaply constructed). The principal disadvantage is that of size: scale and edge effects are not quantifiable at the present state of knowledge; however pilot ponds are likely to be more often thermally stratified due to the smaller fetch and consequent lower degree of wind-induced mixing.
- Full-scale ponds have the advantage of size, but often the disadvantage of little or no experimental flexibility. Moreover existing ponds will have been, almost by definition, designed conservatively: this is entirely proper but, from a research point of view, this means that they will have been designed suboptimally, and it is not generally cost-effective to devote considerable scarce resources to the intensive study of suboptimal systems.
- For serious research work, pilot-scale ponds are generally preferable to full-scale ponds. It is usually sensible to study existing full-scale ponds as well, using the minimum performance evaluation procedure of Pearson, Mara and Bartone (1986), in order that the results of the pilot-pond research program can be evaluated in relation to actual pond performance.
- Nonetheless the pilot ponds must not be too small, although it is recognised that "too small" is difficult to quantify. At EXTRABES in Northeast Brazil our smallest photosynthetic pilot ponds are 10 m x 3.3 m in plan, and this is probably a reasonable minimum. On the other hand, our pilot ponds at Frielas in Greater Lisbon, Portugal, are larger than some full-scale ponds in that country.
- Figs 3.5.1 & 3.5.2 show a schematic layout of the EXTRABES and Frielas pilot pond installations. Both systems were built in areas where there were no local data on pond performance, and they are reasonably large experimental complexes: the final layout adopted in each case was a compromise between the research objectives and land availability and cost. Although the layouts of these two-pilot scale installations appear very different (this was due to the different compromises reached), they have an important feature in common: a high degree of experimental flexibility through which it has been possible, during the first experimental phase at each location, to study the performance of both ponds in series and ponds in parallel, in such a way that the second phase could be more rationally designed.

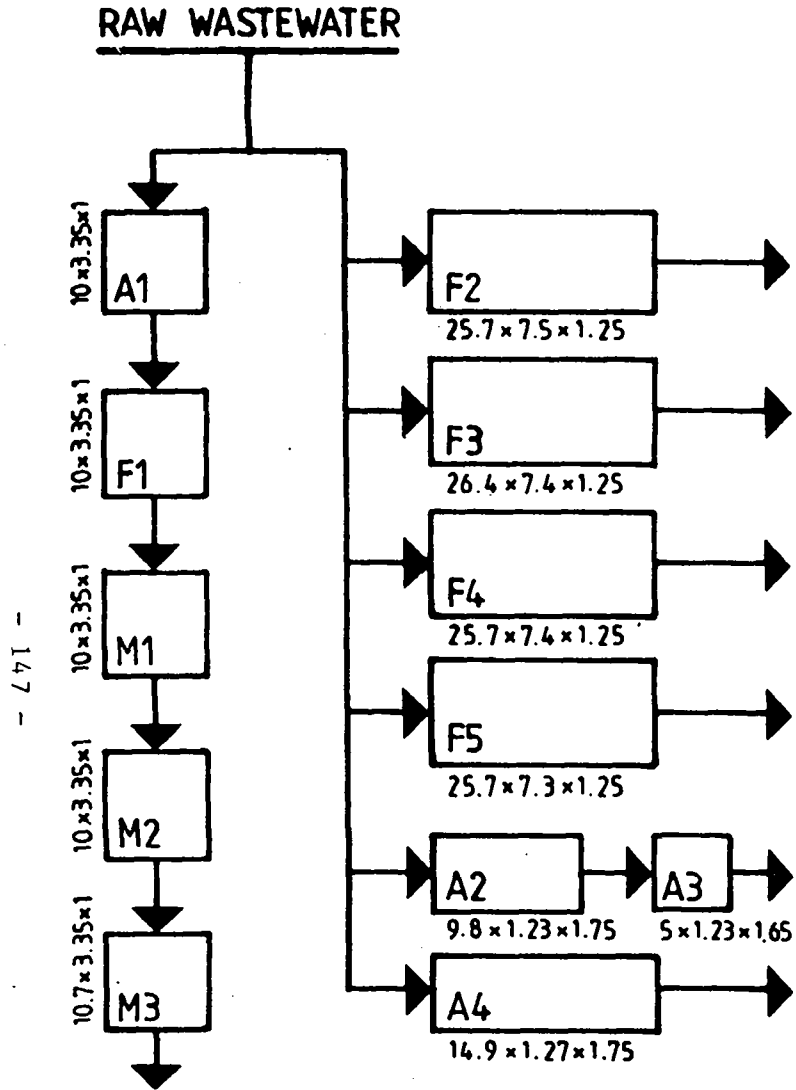


Figure 3.5.1-Layout of experimental pilot-scale ponds at EXTRABES, Campina Grande, northeast Brazil.

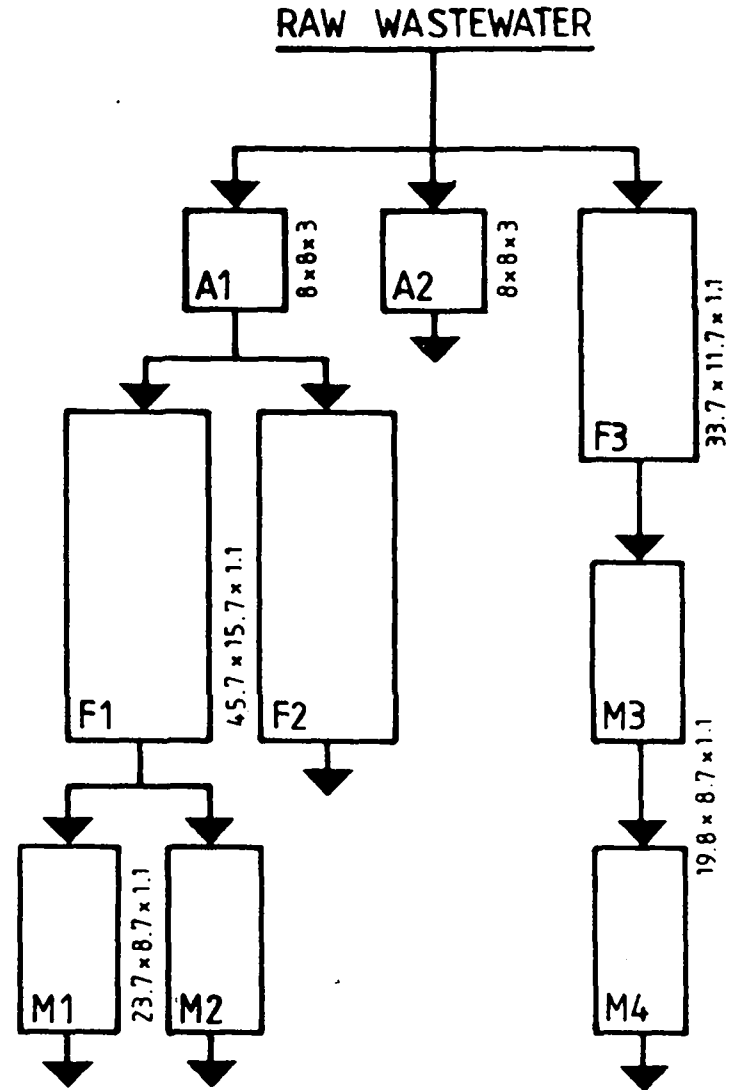


Figure 3.5.2 - Layout of experimental pilot-scale ponds at Frielas, Lisbon, Portugal

A, anaerobic; F, facultative; M, maturation
(dimensions in metres)

3.5.3 Experimental methodology

- Once an experimentally flexible pilot pond system has been designed, built and commissioned, a sampling and measurement program must be designed and executed, and adequate laboratory facilities must be available. It is convenient to consider three types of sampling and measurements activity:

- . Routine influent, effluent and in-pond sampling;
- . measurement of diurnal effluent and in-pond depth parameter profiles; and,
- . sampling for specialised experimentation.

3.5.3.1 Routine influent, effluent and in-pond sampling

a) Routine parameters:

The following parameters should be routinely determined from pond influent and effluent samples taken in accordance with the recommendation made in b):

- . 5-day, 20°C biochemical oxygen demand (BOD);
- . chemical oxygen demand (COD);
- . suspended solids (SS);
- . faecal coliforms (FC);
- . nitrogen: total Kjeldahl (TKN), ammonia ($\text{NH}_3 - \text{N}$), nitrite ($\text{NO}_2 - \text{N}$) and nitrate ($\text{NO}_3 - \text{N}$);
- . phosphorous: total and soluble orthophosphate ($\text{PO}_4 - \text{P}$);
- . pH; and,
- . temperature.

In addition to these parameters measured on influent and effluent samples, in-pond chlorophyll a concentrations (paragraph d) should be determined in facultative and maturation ponds at the same frequency; algal speciation should be determined at least monthly (paragraph e); mid-depth pond temperatures should be obtained daily, or at least weekly (paragraph f); and the depth of the sludge layer in anaerobic and primary facultative ponds should be measured every three months (paragraph g). Sulphate and sulphide determinations are generally also required, although not always at the same frequency (paragraph i). Counts of parasites (especially intestinal nematode eggs) are usually important, but this may depend on the objectives of the research program (paragraph l). If the effluent quality is to be assessed for suitability for crop irrigation, then

effluent chlorophyll a concentrations should be determined, as should its electrical conductivity and sodium absorption ratio (paragraph j). Analytical procedures are briefly discussed in paragraph m.

b) Type of sample and sampling frequency

Apart from FC, pH and temperature which must be measured on grab samples (paragraph c), all the above parameters should be determined on samples taken in one of the following ways:

- As 24-hour, preferably flow-weighted, composite samples taken at least once per week and made up from grab samples taken every 1, 2 or 3 hours (this depends on equipment type and availability and/or labour availability);
- as grab samples taken at least three times per week (usually on Monday, Wednesday and Friday) at the time of day when the pond contents are most homogeneous (which is often likely to be 08:00 h); or
- as single grab samples taken on each day of the week (including Saturday and Sunday) as described in previous paragraph, and made into weekly composite samples.

Samples must be properly stored or preserved prior to analysis; often refrigeration to below 4°C is sufficient.

c) The temperature of the sample

Temperature should be determined at the time of sampling, and pH and FC should be determined as described in paragraph b), although a frequency of twice per week may be sufficient for the latter.

d) Chlorophyll a

Algal biomass is best measured in terms of the principal algal photosynthetic pigment, chlorophyll a, rather than as numbers of algae, since different species vary greatly in size but all contain approximately the same proportion of chlorophyll a. The in-pond concentration of chlorophyll a should always be routinely determined from samples of the entire pond water column, following the sampling and analytical techniques described by Pearson (1986) and the sampling frequency recommended in paragraph b). Values of effluent chlorophyll a concentrations do not provide any useful information on pond performance as their values show enormous variation due to the diurnal vertical movement of the algae within the pond water column (Pearson and Konig, 1986). However, they should be determined if the pond effluent enters a natural water body since the algal biomass may constitute a significant BOD input, or if one of the objectives of the pond research programs is to assess the suitability of effluent quality for crop irrigation, because in this case the algae constitute a beneficial and significant input of fertilizer (especially N, P and K) into the

soil and consequently an estimate of their concentration is required.

e) Algal speciation

Algal species diversity should be determined by microscopic examination at least monthly. Usually identification to the generic level is sufficient. The aliquot for microscopic examination should be taken from a well-stirred sample of the entire pond water column (as taken for in-pond chlorophyll a analysis) which has been concentrated by sedimentation by the addition of Lugol's iodine or formalin (which also preserve the sample) or by low-speed centrifugation.

f) Mid-depth pond temperature

The mean of the daily maximum and minimum mid-depth temperatures is a close measure (to within 0.5°C) of the daily mean pond temperature. A maximum and minimum thermometer should be suspended at the mid-depth of the pond from a polystyrene float, and the maximum and minimum temperatures determined (and the thermometer reset) at 08:00 h each day, or for at least one day each week.

g) Depth of sludge layer

The depth of the sludge layer in anaerobic and primary facultative ponds should be measured by the "white towel test" (Malan, 1964) every three months. White towelling material is wrapped around one end of a rigid wooden pole for a length greater than the expected depth of sludge (the pole dimensions are unimportant, but it must be rigid and about 1 m longer than the pond depth). The pole is then lowered into the pond, towel end first and taking care to keep it vertical, until it reaches the pond bottom; it is then slowly and carefully withdrawn. The depth of the sludge layer is then readily measured, as the sludge-liquid interface is clearly visible since some sludge particles will have been entrapped in the towelling material. The towelling can be easily cleaned between measurements without removing it from the pole by spraying it with a jet of water from a hosepipe or by agitating it in a bucket of water. The sludge depth should be measured at a minimum of five different points in the ponds, and the mean depth calculated. Care should be taken to ensure that measurements are taken at the full pond depth away from the embankments; a boat may therefore be required.

h) Dissolved oxygen

Values of the dissolved oxygen (DO) concentration in the effluent provide little useful information on pond performance, since they are altered substantially by oxygen exchange between the effluent and the atmosphere during the turbulent exit of the effluent from the pond. Variations in DO resulting from the photosynthetic activity of the algae are better measured in the pond as part of a

diurnal depth profile (see 3.5.3.2), since it is the depth and persistence of the upper aerobic zone which affects pond performance.

i) Sulphate and sulphide

Unless sulphur transformations are being studied as part of the research program, it is not necessary to monitor sulphate levels routinely in pond influent and effluent samples. With domestic or ordinary municipal wastewater influent sulphate concentrations need be measured only infrequently, say at monthly intervals; with high-sulphate industrial wastewaters, the sulphate concentration should be measured at least weekly. Sulphide levels should be measured at least weekly as this ion is particularly toxic to algae and to a lesser extent to methanogenic bacteria, and as H₂S escaping from the pond surface is the major cause of odour. Influent sulphide measurements will also provide an indication of the degree of septicity of the incoming raw wastewater. In-pond sulphide concentrations are more meaningful than those in the effluent from the point of view of toxicity and odour release. However, since sulphide rapidly oxidizes in contact with air or aerobic waters, a mean pond concentration based on column samples is likely to be inaccurate, and it is recommended that in-pond sulphide levels only be determined as part of a diurnal depth profile (see paragraph b) of 3.5.3.2). In this way a meaningful assessment can be made of the risk of sulphide toxicity in the various zones of microbial activity in the water column, and of the likelihood of odour problems due to H₂S release from the pond surface.

j) Electrical conductivity and sodium absorption ratio

If the effluent quality is to be assessed for its suitability for crop irrigation these two parameters should be determined weekly on pond effluent samples as they are measures of the salinity and alkali hazards of the effluent to the crops. The sodium absorption ratio is defined as the ratio:

$$\frac{0.044[\text{Na}]}{\frac{1}{2}\sqrt{(0.050[\text{Ca}] + 0.082[\text{Mg}])}}$$

where [Na], [Ca] and [Mg] are the sodium, calcium and magnesium concentrations in mg/l.

k) Heavy metals

Pond systems are relatively insensitive to heavy metals, and in fact pond systems efficiently remove them by a combination of chelation and precipitation. However, they do accumulate in the sludge layer, and they may also be taken up by the algal biomass, in which case they will leave in the effluent. If high concentrations are expected in the raw wastewater, occasional analyses will have to be made for the appropriate metals in unfiltered influent

and effluent samples. Reuse of the effluent for irrigation also necessitates screening for boron, which is an important phytotoxin.

1) Parasites

Pond systems are especially efficient at removing helminth eggs and protozoan cyst. Recent guidelines for the quality of treated wastewater to be used for crop irrigation suggest that the number of viable intestinal nematode eggs should be less than 1 per litre (IRCWD, 1985). Egg viability is not simple to determine, and it is recommended that, when effluent reuse is contemplated, pond effluent samples be examined at least monthly for total intestinal nematode eggs.

m) Analytical procedures

The procedures in Standard Methods (APHA, 1985) or other recommended texts (for example, Castro de Esparza, 1983; Vargas de Mayo, 1983) should be followed. In general we follow Standard Methods, but use lauryl sulphate broth (Oxoid Ltd., Basingstoke, England, see Stanfield and Irving, 1981) solidified with agar for counting FC at 44°C, and the szechrome NAS (diphenylamine sulphonic acid chromogene) reagent (Gammatest Materials Testing Ltd., Beer Sheva, Israel) for the spectrophotometric determination of nitrate at 570 nm.

3.5.3.2 Diurnal effluent samples and depth profiles

a) Diurnal effluent samples

The 24-hour variation of effluent quality (and that of the raw wastewater) should be measured, ideally every month but at least every three months, by taking grab samples every 1, 2 or 3 hours (depending on equipment and labour availability) and analysing these individually for COD, SS, FC, chlorophyll a, TKN, NH₃-N, NO₃-N, total and soluble PO₄-P, pH and sulphide; the effluent flow should also be measured if it varies.

b) Depth profiles

The vertical distribution, and its variation over 24 hours, of temperature, dissolved oxygen (DO), chlorophyll a, FC, COD, sulphide, pH and light as photosynthetically active radiation (PAE), should be measured every two or three hours for 24 hours at depths of 1, 10, 30, 50, 70, 90, etc. cm depth. This should also be done ideally monthly, but at least every three months. Temperature and DO are best measured in situ by a suitable combined electrode (e.g. YSI model 5739 equipped with a stirrer) whose lead has been marked off in cm to facilitate easy estimation of depth. PAR is conveniently measured as photosynthetic photon flux density over the range 400-700 nm with cosine correction [units: μE (microeinsteins) $\text{m}^{-2}\text{s}^{-1}$, or quanta $\text{cm}^{-2}\text{s}^{-1}$] by means of a suitable probe (e.g. Biospherical Instruments, San Diego, CA, model QSP 170); alternatively PAR may be measured as photosynthetic

irradiance (units: $W\ m^{-2}$). Samples for the remaining parameters can be easily withdrawn from each required depth by means of a manually or electrically operated multi-channel peristaltic pump.

c) Primary productivity

This should be measured ideally monthly, but at least every three months, using a standard light and dark bottle technique and estimating photosynthetic activity by oxygen production. Alternatively production can be estimated by measuring the photosynthetic incorporation of $NaH^{14}CO_3$ ($0.5\ \mu\text{Ci}$ per 100 ml); this is a very sensitive technique, but it requires specialist radio-isotope counting equipment which is expensive, and also estimates of total CO_2 in the pond and the $^{12}C:^{14}C$ ratio. Its great advantage is that it enables the accurate measurement of photosynthetic activity during periods of oxygen supersaturation in the pond, which is not possible with oxygen estimation techniques (Vollenweider, 1971). For either technique samples should be taken at regular depth intervals (10-20 cm) throughout the photic zone, and aliquots of these samples placed in light and dark bottles which are then suspended in the pond at the depth from which they were taken. After a measured time interval (which, in the case of the oxygen measurement technique, may have to be very short to avoid oxygen supersaturation - perhaps as little as 10 minutes) the bottles are removed and, after analysis, the primary productivity calculated in the normal way [it is best to express productivity areally in terms of $g\ O_2$ (or C) $m^{-2}\ h^{-1}$ or $kg\ O_2$ (or C) $ha^{-1}\ d^{-1}$]. Productivity varies during the day; so ideally it should be measured every two hours from dawn till dusk, or at least at 10 a.m., 1 p.m. and 4 p.m.; but, for relative comparisons between ponds receiving different loads or between seasons, it is common to take only a single measurement at a fixed time, usually around 10:00 h in the tropics since this coincides with periods of rapid photosynthesis but at a time when the pond is not supersaturated with oxygen.

d) Dispersion studies

Ponds are neither completely mixed nor plug flow reactors, but dispersed flow reactors (see Mara, 1976). The proper kinetic analysis of pond data requires knowledge of the pond dispersion number, which can only be determined by tracer studies (Levenspiel, 1962; Thirumurthi, 1969; Marecos do Monte, 1986), in order that the kinetic constants can be calculated from the Wehner-Wilhem equation. Tracer studies should ideally be done when the pond is in operation treating wastewater, although this may not always be possible and they may have to be done afterwards with freshwater. Suitable tracers include fluorescent dyes with low solids adsorption characteristics (e.g. sulfo-rhodamine B, also called CI acid red 52), bacteriophages (e.g. Serratia marescens phage) and tritium. Cost, availability and local analytical facilities will normally determine which tracer is used. The dispersion number should be determined at least once for each experimental run; if

there are marked seasonable changes in the influence of the climate on pond behaviour, then more frequent determination will be necessary.

3.5.3.3 Specialised experimentation

- It is virtually impossible to make general recommendations on specialised experimentation, other than for dispersion studies, since this depends on the objectives of each individual research program. Such specialised experimentation would include the efficiencies and mechanisms of removal of other indicator bacteria and excreted pathogens (e.g. salmonellae, rotaviruses, schistosome eggs, protozoan cysts), the role of photosynthetic bacteria in in-pond BOD removal and sulphide oxidation, the precipitation of heavy metals and algal-bacterial antagonism.
- The results of such specialised experimentation can only be properly interpreted if the general performance of the pond system being studied is known through the results of the routine influent, effluent and in-pond sampling program and diurnal effluent and depth profiles described before (3.5.3.1 - 3.5.3.2).
- Meteorological data. The following meteorological data should be available from instruments located at the pond complex (or from a meteorological station located no more than 10 km away):
 - . Rainfall
 - . Evaporation
 - . Minimum and maximum air temperatures
 - . Wet and dry bulb temperatures
 - . Wind speed and direction
 - . Sunshine hours
 - . Solar radiation intensity.

3.5.3.4 Data storage and analysis

The quantity of data generated by a properly monitored pilot-scale pond complex is enormous - for example a ten pond system operated for three years would produce around 5000 monthly mean values. Manual manipulation of such a number is clearly impossible and computer-based analysis is required. Mara and Eccles (1986) describe "DATSTAL", a microcomputer-based pond data storage and analysis package written in IBM/PC-compatible BASIC which has the following features:

- a) Storage of pond dimensions, pond influent (raw wastewater or effluent or another pond), and rate of flow into pond and pond dispersion number (if constant);

- b) storage of up to 15 parameters (month/week; BOD, COD, FC, etc.); flow (if variable), for up to 400 months (or weeks) for raw wastewater and any number of ponds;
- c) storage of up to 15 meteorological parameters for up to 400 months (or weeks);
- d) calculation of surface and volumetric loadings and removals, and of first-order removal rate constants (for complete mixing, dispersed flow and plug flow) of any stored parameter;
- e) simple and multiple linear and non-linear correlation of stored and calculated parameters;
- f) provision for handling missing data;
- g) graphical output of correlated variables; and,
- h) menu-driven selection for data file creation, addition to existing files and analysis of stored data.

This package is available on request to pond research workers.

3.5.3.5 References

1. APHA (1985). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th edition. American Public Health Association, New York.
2. Castro de Esparza, M.L. (1983). Procedimientos Simplificados de Análisis Químicos de Aguas Residuales. Technical Document Series No. 10. CEPIS: Lima.
3. IRCWD (1985). Health aspects of wastewater and excreta use in agriculture and aquaculture: The Engelberg Report. IRCWD News (23), 11-18.
4. Levenspiel, G. (1962). Chemical Reaction Engineering. Ed. by John Wiley and Sons, New York.
5. Mara, D.D. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. Ed. by John Wiley and Sons, Chichester.
6. Mara, D.D. and Eccles, C.R. (1986). DASTAL: A Microcomputer Package for Waste Stabilization Pond Data Storage and Analysis. University of Leeds, Leeds, (in preparation).
7. Mara, D.D. and Pearson, H.W. (1986) Waste Stabilization Ponds. In Biotechnology, 4 (ed. H.J. Rehm and G. Reed). VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
8. Mara, D.D.; Pearson, H.W. and Silva, S.A. (1983). Brazilian stabilization pond research suggests low-cost urban applications. World Water, 6(7), 20-24.
9. Marecos do Monte, M.H. (1985). Hydraulic dispersion in waste stabilization ponds in Portugal. (MSc(Eng) Thesis, University of Leeds, U.K.
10. Pearson, H.W. (1986). Estimation of chlorophyll a as a measure of algal biomass in waste stabilization ponds. Paper presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research, CEPIS, Lima, 3-7 March.
11. Pearson, H.W. and König, A. (1986). The biology of waste stabilization pond systems. Paper presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research, CEPIS, Lima, 3-7 March.
12. Pearson, H.W.; Mara, D.D. and Bartone, C.R. (1986). Guidelines for the minimum evaluation of the performance of full-scale waste stabilization pond systems. Water Research, in press.
13. Stanfield, G. and Irving, T.E. (1981). A suitable replacement for Teepol 610 in the selective isolation of coliforms from marine water and sewage. Water Research, 15, 469-474.

14. Thirumurthi, D. (1969). Design principles of waste stabilization ponds. Journal of the Sanitary Engineering Division, American Society of Civil Engineers, 95(SA2), 311-329.
15. Vargas de Mayo, C. (1984). Procedimientos Simplificados de Analisis Microbiológicos de Aguas Residuales. Technical Document Series No. 12. CEPIS: Lima.
16. Vollenweider, R.A. (Ed.) (1971). Primary Production in Aquatic Environments. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
17. Yáñez, F. and Mara, D.D. (1986). Priorities in waste stabilization pond research. Paper presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research, CEPIS, Lima, 3-7 March.

3.6 ESTIMATION OF CHLOROPHYLL A AS A MEASURE OF ALGAL BIOMASS IN WASTE STABILIZATION PONDS.

H.W. Pearson

3.6.1 Introduction

- The maintenance of an active oxygen generating algal biomass is fundamental to efficient sewage treatment in waste stabilization ponds. Estimating this algal biomass is important when evaluating pond performance, trouble shooting malfunctioning pond systems, and when assessing pond effluent quality prior to discharge into water courses for re-use (Mara, Pearson and Silva, 1983; Pearson, 1986; Pearson and Konig, 1986; Pearson et al., 1986; Mara and Silva, 1986).
- There are numerous ways of estimating biomass. These include: dry and wet mass measurements, protein determinations, ATP measurements by luminometry, i.e. the luciferin/luciferase reaction. None of these methods is specific for algal biomass and they are thus inappropriate for use in pond systems which will contain a mixed biomass population comprising for example algae, bacteria and animal biomass (e.g. zooplankton and protozoa) as well as other organic and inorganic debris, all contributing to the suspended solids.
- Specific methods for estimating only the algal component of biomass rely on either microscopic observations of samples to count the microalgal cells present, or measurement of the quantities of algal photosynthetic pigments, usually chlorophylls. Counting cell numbers is very slow and tedious and involves preserving and concentrating the samples prior to counting. These direct counts of the numbers of algae present are of little value anyway since different species vary considerably in size and one is also faced with the dilemma with colonial and filamentous species of whether to count the colony as a single unit or to score for each of the component cells.
- The only way of overcoming these problems is to attempt to convert algal counts into volume measurements. In this way estimates of the algal standing crop in a pond can be compared through the different seasons or at different times within an experimental period, even if the species composition changes. It also enables comparisons to be made between ponds with different species composition. Examples of how the volume of the cells of individual algal species can be determined is given in Table 3.6.1.
- The algal numbers + volume measurements, like the general biomass techniques mentioned earlier, pose severe problems in terms of speed and degree of accuracy and the technique most frequently employed to quantify the standing crop of microalgae (phytoplankton) in aquatic ecosystems is to estimate their chlorophyll a content.

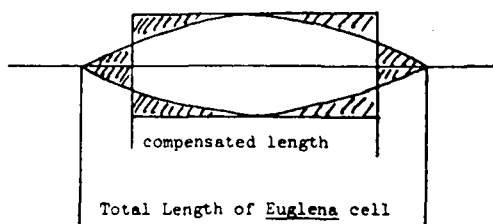
Table 3.6.1

MEAN CELL DIMENSIONS AND CALCULATED CELL VOLUMES FOR SOME TYPICAL WASTE STABILIZATION POND ALGAE

Algal ¹ genus	Best-fit geometric shape	Geometric formula	Cell length (μm)	Cell radius (μm)	Calculated cell volume (μm ³)
<u>Euglena</u>	cylinder ²	$v = r^2h$	135 (103) ²	5.5	9788
<u>Pyrobotrys</u> ³	elipsoid about C	$v = 4/3 abc$	9.7 (ie)	3.0 (a + b)	183
<u>Chlamydomonas</u>	elipsoid about C	$v = 4/3 abc$	8.5 (ie $c = \frac{8.5}{2}$)	3.0 (a + b)	160
<u>Chlorella</u>	sphere	$v = 4/3 r^3$	-	3.0	113

¹ Different species of the same genera will have different cell dimensions. The dimensions given are for specific algal isolates belonging to the named genus.

² Euglena is a poor fit to any geometric shape, the best fit shape was based on a cylinder whose length was the compensated length thus:



³ Pyrobotrys forms colonies of either 8, 16 or 32 cells, the volume in the table is that of a single cell. Usually Pyrobotrys forms 16 cells colonies.

- Chlorophyll a is universally present in all algae (in fact in all green plants) and is the key photosynthetic pigment. Some algae contain other chlorophylls in addition to chlorophyll a but it is generally agreed that these can be ignored when estimating biomass by the chlorophyll a method because they are present in small amounts and have absorption maxima at wavelengths different to chlorophyll a (Marker et al., 1980).
- It is now accepted convention to express algal biomass directly as chlorophyll a concentration but the purist should remember that the chlorophyll: carbon ratio (which is the best way of quantifying the chlorophyll content of individual cells), does differ to some extent between algal species and even in the same species, under different growth conditions (Raymont, 1980). Should it be necessary to convert chlorophyll a values into cell carbon or dry mass an acceptable mean value for chlorophyll a: carbon ratio in phytoplankton is 74 and as a rough estimate chlorophyll a can be considered to account for 1.5% of the dry organic mass of phytoplankton (APHA, 1985).
- Chlorophyll a can be estimated spectrophotometrically in solvent extracts or by fluorometry in either solvent extracts or in vivo. Fluorometry is the more sensitive technique and will probably ultimately replace spectrophotometric methods. However, at present there are technical problems associated with the accurate estimation of chlorophyll a (and other pigments) in natural, mixed phytoplankton populations by fluorometry using either solvent extraction or in vivo methods and the spectrophotometric method is generally preferred (Nusch, 1980; Marker et al., 1980; Raymont, 1980).

3.6.2 Sample collection

- It is essential that samples collected for chlorophyll a analysis are representative of the algal population within the system. In this respect it must be emphasised that pond effluent samples are unlikely to provide representative samples of the mean concentration of in-pond algal biomass (Pearson and Konig, 1986). The algal population is frequently not homogenous but stratifies within the pond-water column during the day (Fig.3.6.1), therefore, accurate samples can only be obtained by sampling the whole depth of the water column (Pearson and Konig, 1985; Pearson et al., 1986). In this way a mean value for the chlorophyll a concentration, based on the entire vertical depth of the pond can be obtained and a mean concentration (viz. $\mu\text{g Chla L}^{-1}$ or m^{-3}) can be derived for the pond water.
- Design drawings for a sampler to collect total water samples are given in Fig. 3.6.2. In this design the sampler is made of transparent UPVC and comes in three sections for ease of transportation. These sections are screwed together on-site to form a continuous water-tight tube long enough to sample the entire pond depth. The sampling tube can be constructed from any suitable rigid, non-metallic tubing, e.g. a single length of plastic drain-pipe provided it has a suitable closing device fitted to one end.

- In practice the open tube is lowered vertically into the pond (Fig.3.6.3), until it extends through the full length of the water column. This procedure should be carried out slowly to minimise disturbance of the water. The tube is then closed in-situ without trapping bottom sediment within the column and removed from the pond and the contents emptied into a large bucket. Ideally five such complete pond water column samples should be collected from different parts of the pond and all the samples mixed together in the same bucket. In this way any errors due to variation ("patchiness") in algal distribution across the area of the pond will be minimised. Triplicate subsamples (100 ml) for chlorophyll a determination should be taken from the bucket contents whilst they are being stirred. These subsamples should not be stored but dealt with immediately.

3.6.3 Procedure for the estimation of Chlorophyll a

- Concentrations of chlorophyll in waste stabilization pond water samples are very high compared to most natural water bodies and so sample volumes can be reduced and the technique miniaturised.
- The technique involves filtration of the water sample to collect algae (phytoplankton) on to a filter pad. This is then transferred to an organic solvent to extract the chlorophyll pigment from the algal cells. The solvent extract is then analysed for chlorophyll a content spectrophotometrically.
- There are many sophisticated refinements to the basic methodology outlined above which are designed to increase the sensitivity and accuracy of the technique. The procedure given below does not represent the most sophisticated technology but should provide reasonably accurate results and can be applied to most laboratory and field situations.

3.6.4 Basic materials and equipment

- These include: 1% MgCO₃; 90% aqueous methanol (v/v); glass fibre filter pads (GFC) or filter membranes; filtration system; simple spectrophotometer; glass or plastic tubes and a small bench centrifuge - if possible.

3.6.5 Filtration

- Load the filter pad (25 mm GFC) with 2.5 ml of the MgCO₃ suspension. This aids retention of the algal cells on the filter and maintains alkaline conditions necessary to prevent denaturation of the chlorophyll a pigment during extraction.
- Filter a known volume of the well stirred pond water sample through the MgCO₃-loaded GFC filter. The water sample volume should be at least 100 ml and preferably close to 50 ml. The filter pad should look distinctly green.

- Remove the filter pad, place in a glass tube (or solvent resistant plastic tube) and add 10 ml of 90% methanol. A larger volume of solvent can be used but the precise volume must be known.
- Boil the filter pad plus solvent for 2 minutes (the solvent boils at approx. 65°C so one can use a hot water bath), to extract the chlorophyll pigment from the cells. The pad should become white, i.e. all the green colouration should have come out of the filter pad into solution. If it has not, macerate the filter pad with a glass rod to aid extraction.
- Then, if possible, centrifuge the extract (500 g for 10 minutes to obtain a clear extract). If no centrifuge is available leave extract for 15 minutes (in dim light) to allow most of the debris to settle out. (Turbidity can be corrected for later during spectrophotometric analysis but accuracy is reduced by turbidity).
- Determine the precise volume of the extract. It is usually easiest to make up the volume to 10 ml or more by adding additional 90% methanol (often the volume is reduced by solvent evaporation during extraction). The extraction can be carried out in a graduated centrifuge tube.

3.6.6 Spectrophotometric measurements

- Transfer a portion of the extract to a glass cuvette (or a clear plastic one) for absorbance measurements in the spectrophotometer. The calculation below assumes a path length of 1 cm, if a longer path length cuvette is used the appropriate correction to the absorbance value must be made, i.e. $\frac{\text{absorbance}}{\text{path length cm}}$
- Zero the spectrophotometer with 90% methanol having set the wavelength to 663 nm (or 665 nm if the machine is calibrated in 5 nm divisions). Read absorbance of the chlorophyll extract (663-665 nm is maximum absorbance peak for Chl a). This wavelength should give maximum absorbance readings. If it does not it will be necessary to adjust the wavelength (by 1 or 2 nm) to obtain the maximum absorbance value. The absorbance readings should be between 0.2 and 0.8 - if higher dilute with 90% methanol, if less, it will be necessary to extract a larger initial water sample.
- Then set the wavelength to 750 nm (re - zero with 90% methanol blank) and read absorbance of chlorophyll extract (this corrects for turbidity by measuring non specific absorbance).

3.6.7 Calculations

Chl a concentration (actually total pigment) is given by the simplified formula:

$$\text{Chl } \underline{a} \text{ } \mu\text{g L}^{-1} = \text{OD}_0 \times \frac{1000}{K \text{ Chl } \underline{a}} \times \frac{v}{V} \text{ (ml) (L)}$$

where OD_0 = absorbance at 663 nm minus absorbance at 750 nm

$K_{Chl\ a}$ = extinction coefficient for Chlorophyll a in 90% methanol = 77

v = solvent extract volume

V = filtered volume of water sample

N.B. Solvent extract volume is in ml but filtered volume of water sample is in litres (L) or a fraction of a litre.

Worked example: Volume of pond sample filtered 50 ml = 0.05 L

Volume of solvent extract 10 ml

Absorbance at 663 nm = 0.513

Absorbance at 750 nm = 0.030

$\therefore OD_0 = 0.513 - 0.030 = 0.483$

$\therefore \mu\text{g L}^{-1} \text{ Chl } \underline{a} = 0.483 \times \frac{(100)}{77} \times \frac{10}{0.05} = 1254.5$

The simplified equation for chlorophyll a in 90% methanol is:

$$\text{Chl } \underline{a} \mu\text{g L}^{-1} = 13 (OD_0 \times \frac{v}{V})$$

3.6.8 Chlorophyll a corrected for phaeophytin

- In dead algal cells the chlorophyll a rapidly degrades to phaeophytin which is photosynthetically inactive. Phaeophytin is a chlorophyll molecule in which the magnesium atom has been displaced from the porphyrin ring. It has the same absorption maxima as chlorophyll but absorbs more weakly. Chlorophyll a estimates can be corrected for phaeophytin content so that only "active" algal biomass is being estimated.
- For high accuracy chlorophyll measurements in which correction is made for phaeophytin content, the following procedure should be followed:
 - Read as normal for chlorophyll at 663 nm (or 665 nm) and 750 nm (i.e. the 90% methanol extract). Absorbance = A_b = (value at 665 nm - value at 750 nm).
 - Add 0.05 ml of 0.6 M HCL to 3 ml of methanol extract and leave for 1 minute. Then add 0.05 ml of 0.6 M dimethylaniline (in 100% methanol) and read at 663 nm and 750 nm as before. Absorbance = A_a - (Absorbance at 663 nm - absorbance at 750 nm).

3.6.9 Calculations

- Chlorophyll a concentration is now given by:

$$\text{Chl } \underline{a} \text{ } \mu\text{g L}^{-1} = Q (\text{Ab} - \text{Aa}) K \cdot \frac{(\text{v}) \text{ Solvent extract vol (ml)}}{(\text{V}) \text{ Filtered volume (L)}}$$

where $Q = \frac{R}{(R - 1)} = 2.72$. Where $R = \text{max acid ratio, } [\frac{\text{Ab}}{\text{Aa}}]$, which

in 90% methanol = 1.58

and $K = 1000 \times$ the reciprocal of the specific absorption coefficient of chlorophyll a at 663 nm

$$= \frac{10^3}{77} = 12.987, \text{ given the specific absorption coefficient for Chl } \underline{a} \text{ in 90\% methanol is 77.}$$

∴ The simplified methanol equation for chlorophyll a corrected for phaeophytin content is:

$$\text{Chl } \underline{a} \text{ } (\mu\text{g L}^{-1}) = 35.32 \times Q(\text{Ab} - \text{Aa}) \frac{\text{v}}{\text{V}}$$

3.6.10 Additional technical notes

- As an alternative to methanol, should it not be readily available, ethanol (90% aqueous) can be used as the extracting solvent following the same extraction procedure outlined for methanol. The $K \text{ Chl } \underline{a}$ value for 90% ethanol is tentatively given as 87. Ethanol has yet to be widely tested in the field and laboratory and should not readily be substituted for methanol. If neither methanol or ethanol are available 90% aqueous acetone can be used but extraction of chlorophyll from certain algae, e.g. Chlorella species is much less efficient. (If acetone is used it must be ice-cold and extraction should be done for 6 hours in the dark in a refrigerator). The $K \text{ Chl } \underline{a}$ value for 90% aqueous acetone is 89. Acidification of ethanol and acetone extract can be achieved by adding drops of 1 M HCL. No. neutralisation procedure is necessary.
- Solvent extracts of chlorophyll should not be stored but analysed immediately after preparation. In an emergency they can be stored in the dark at 4°C for up to 16 hours with an approximate loss in absorbance of about 20%.
- In the field situation the best storage stage is after filtration. Store filter pads, dry in the dark at as low a temperature as possible (preferably at 4°C or below). They can be stored for several weeks at this stage with an approximate 10% loss in chlorophyll a value. Light-tight boxes containing silica gel desiccant are useful for field storage of filters. Water samples for chlorophyll estimation should not be stored, but filtered immediately. Maximum holding time is approximately 6 hours at room temperature.

- Filter pad size and suggested volumes are only guidelines, they can be modified to suit the conditions and availability of equipment (e.g. 5 cm filter pads can be used with increased extraction volumes, e.g. 25 ml of methanol). If GFC filters or bacteriological membranes are not available, normal cellulose filter papers may be tried but the filtrate should be examined microscopically to check that the micro algae are not passing through the filter.
- Filtration in the field can be achieved by using a filter sterilization unit (which does not need to be sterile) attached to a large syringe (e.g. 10-50 ml). This technique can also be used in the laboratory when sophisticated filtration facilities are not available (Fig. 3.6.4). A suitable filter unit for this use is Millipore Swinnex Unit. Minimum hand pressure should be applied to reduce the risk of liquid by-passing the filter pad or loss of ruptured cell contents through the filter pores.
- A rapid drop in the chlorophyll a: phaeophytin ratio (i.e. Ab/Aa) from approximately 1.6 towards 1.0 would indicate an unhealthy algal population and provide early warning of pond malfunction (Pearson and Konig, 1986).

3.6.11 References

1. APHA (1985). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 16th edition. American Public Health Association, New York.
2. Marker, A.F.H.; Nusch, E.A.; Rai, H. and Reiman, B. (1980). The measurement of photosynthetic pigments in freshwaters and standardization of methods: Conclusions and recommendations. Arch. Hydrobiol. 14, 91-106.
3. Mara, D.D. and Silva, S.A. (1986). Waste stabilization pond research at EXTRABES in northeast Brazil. Paper presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research, CEPIS, Lima, Peru, 3-7 March.
4. Mara, D.D.; Pearson, H.W. and Silva, S.A. (1983). Brazilian stabilization pond research suggests low-cost urban applications. World Water, 6(7), 20-24.
5. Nusch, E.A. (1980). Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. Arch. Hydrobiol. 14, 14-36.
6. Pearson, H.W. (1986) The re-use of waste stabilization pond effluents for aquaculture and agriculture. Paper presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research, CEPIS, Lima, Peru, 3-7 March.
7. Pearson, H.W. and Konig, A. (1986). The biology of waste stabilization pond systems. Paper presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research, CEPIS, Lima, Peru, 3-7 March.
8. Pearson, H.W.; Konig, A.; Silva, S.A. and Mara, D.D. (1986). Microbial interactions and dynamics in Brazilian waste stabilization ponds. Water Res. (in press).
9. Raymont, J.E.G. (1980). The biochemical composition of algae. In: Phytoplankton and Productivity in the Oceans. Vol 1. Phytoplankton. 2nd Ed. Pergamon Press. England.
10. Reiman, B. (1980). A note on the use of methanol as an extraction solvent for chlorophyll a determination. Arch. Hydrobiol. 14, 70-78.

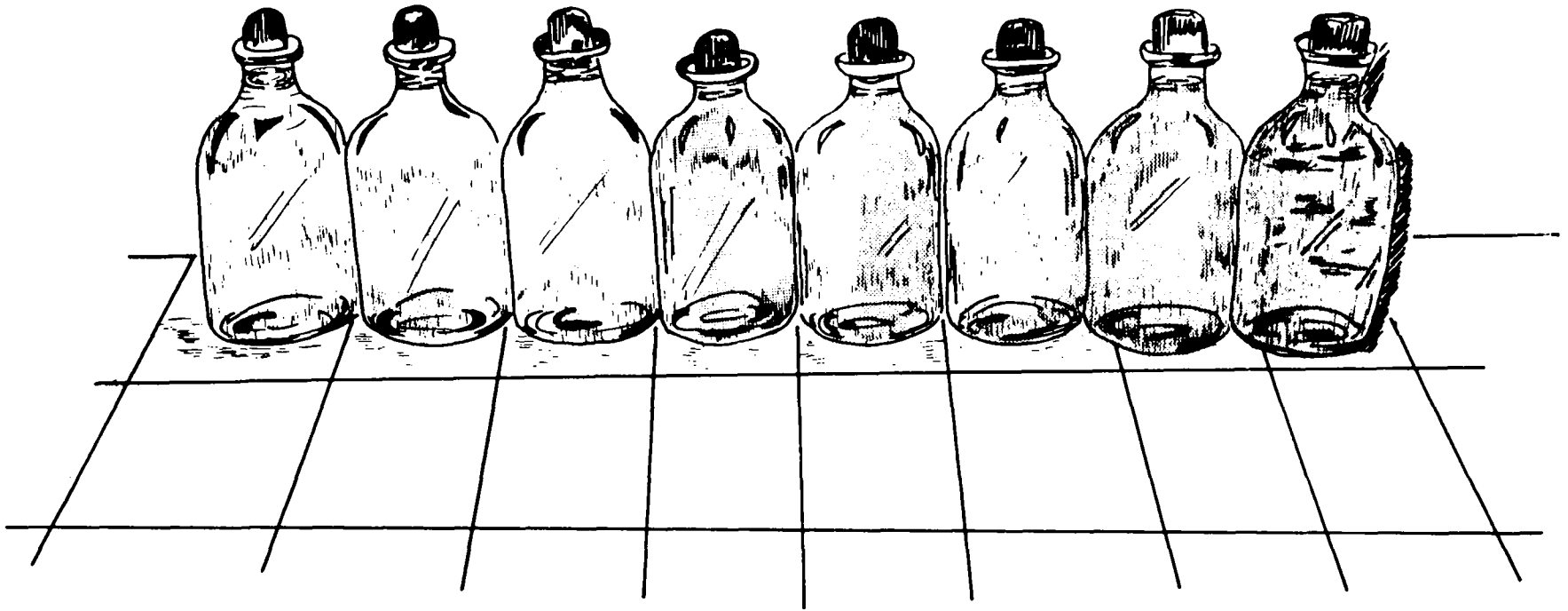


Figure 3.6.1 -

A sequence of bottles containing pond water samples collected at 10cm depth intervals down from the surface in a facultative pond at Extabas (Federal Univ. of Paraiba) N.E. Brazil. The bottle on the far left contains the water sample taken at the surface.

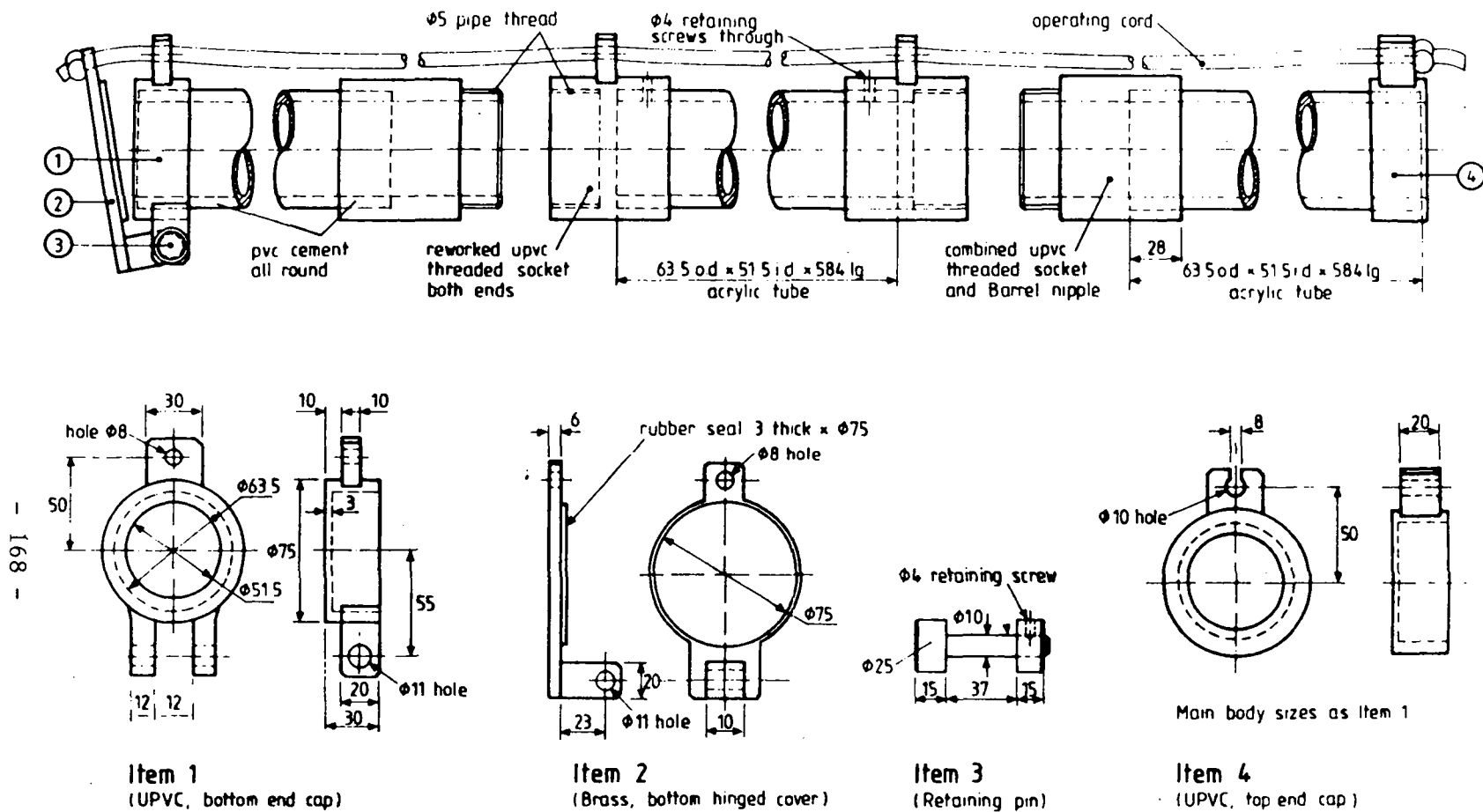


Figure 3.6.2 - Design drawings for a total pond water column sampler.
(Universities of Liverpool and Leeds)

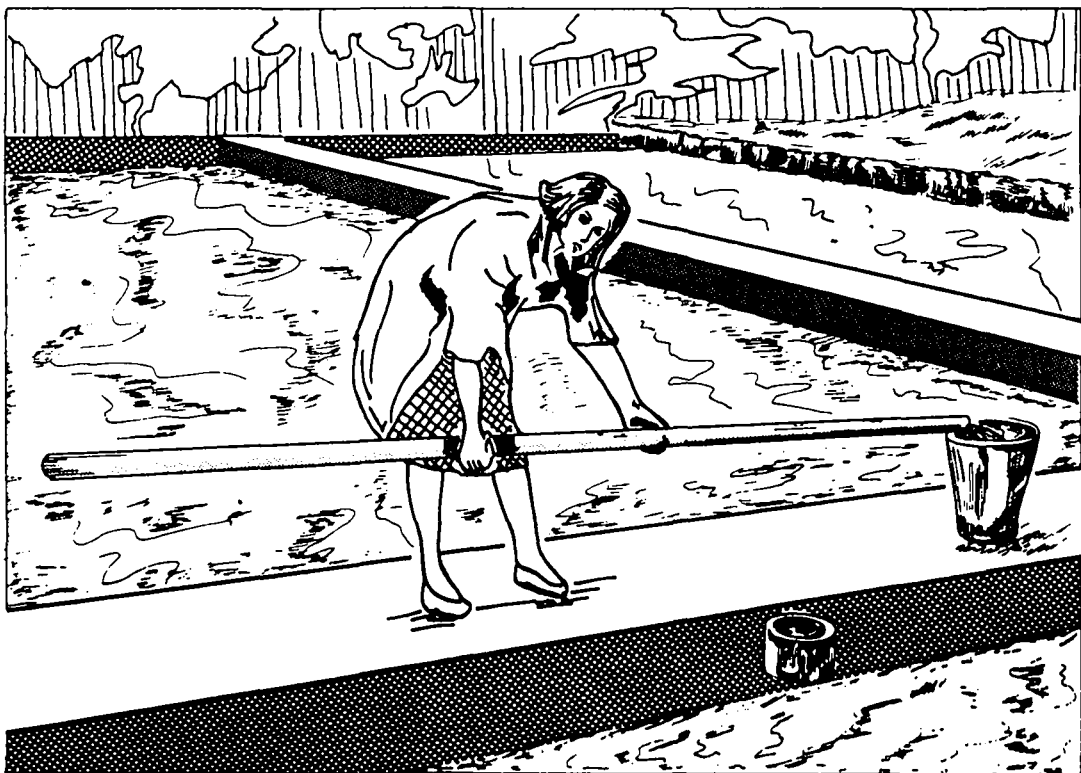
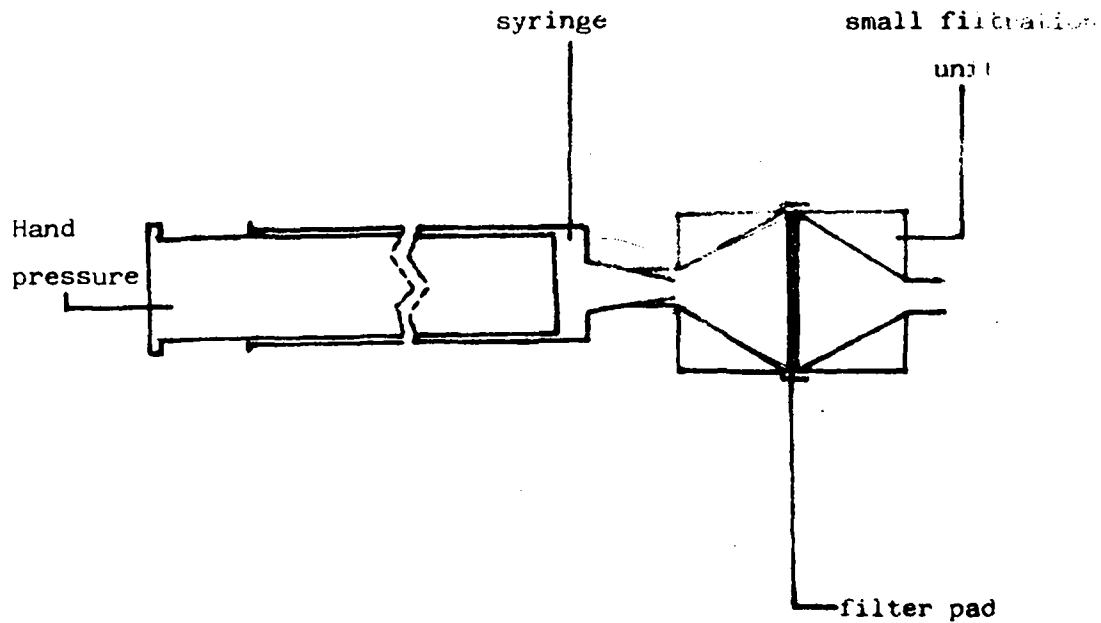


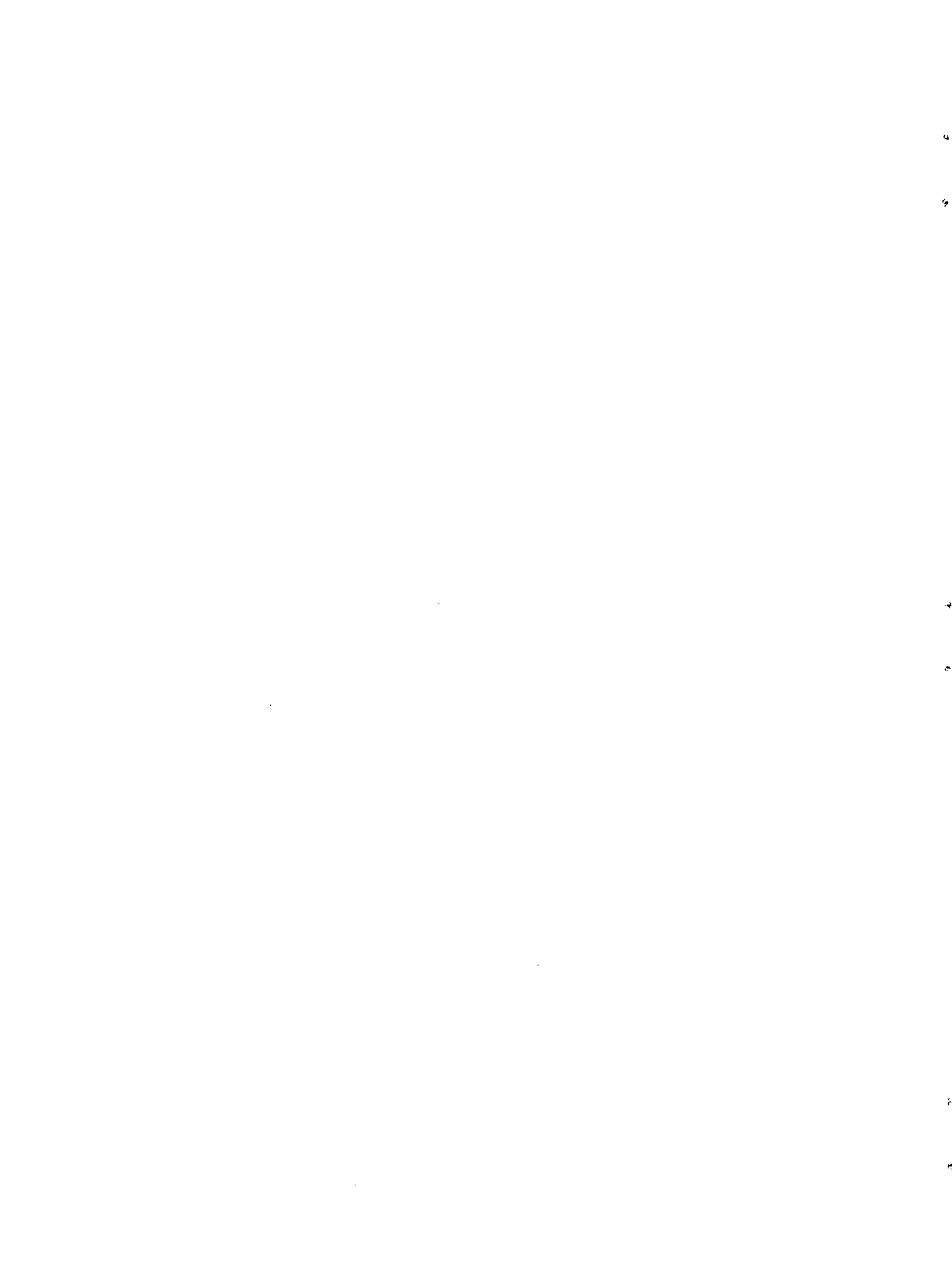
Figure 3.6.3 - A pond water column sampler in use at the Extabas ponds.



1. fill syringe with sample
2. attach filter unit
3. press sample through the filter unit - gently
4. retrieve filter pad from filtration unit

Figure 3.6.4 - Diagram of a simplified filtration system based on a bacteriological sterile filtration unit.

4. INVESTIGACION EN LAGUNAS DE ESTABILIZACION -
EXPERIENCIAS NACIONALES



4.1 PROGRAMA DE PESQUISAS SOBRE LAGOAS DE ESTABILIZAÇÃO TRATANDO ESGOTOS DOMÉSTICOS

Salomão Anselmo Silva

4.1.1 Histórico

A cidade de Campina Grande está localizada na Zona Agreste do Estado de Paraíba, na latitude 7°13' sul e longitude 35° 32" 3' oeste, distando 120 km da capital do estado, João Pessoa, com uma altitude média de 500 m acima do nível do mar. Sua população de acordo como o censo de 1980 é de 247.964 habitantes.

Os seus sistemas de abastecimento d'água e de coleta e tratamento dos esgotos foram originalmente inaugurados em 1938. O sistema de tratamento de esgotos era do tipo convencional utilizando-se de processos físico-químicos para remoção da matéria orgânica, as quais eram então estabilizadas em dois digestores, cada um representando uma fase dessa estabilização, seguida de secagem em leitos de secagem. O efluente final da estação de tratamento era clorado antes de ser lançado num riacho que passa próximo à estação. Fig. 4.1.1.

Esta estação de tratamento funcionou até 1960, mas devido a uma ineficiente manutenção, foi colocada fora de operação, tendo a sua recuperação se tornado anti-econômica, ao mesmo tempo que houve um aumento considerável no volume de esgotos a ser tratado diariamente como consequência do crescimento da população da cidade que foi quadruplicada neste período (1938-1960).

Atualmente após uma nova expansão dos sistemas de abastecimento de água e de coleta de esgotos, a cidade de Campina Grande vem tendo o tratamento dos seus esgotos feito através de um sistema de lagoas aeradas.

As antigas instalações da estação de tratamento de esgotos foram então aproveitadas para ali se instalar uma estação experimental, visando investigar a eficiência e benefícios dos vários processos de tratamento biológico de esgotos domésticos no Nordeste do Brasil começando as pesquisas com lagoas de estabilização.

Para tanto a CAGEPA - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba, que detém o monopólio de operação e manutenção dos sistemas de abastecimento de água e sistemas de esgotos em todos os municípios do estado, cedeu a Universidade Federal da Paraíba sob a forma de comodato as instalações da antiga estação de tratamento, a quem coube a responsabilidade de conversão destas instalações na Estação Experimental de Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários - EXTRABES.

A EXTRABES iniciou sua fase operacional em março de 1977 e agora conta com as seguintes unidades: (a) 4 blocos para laboratórios; (b) bloco administrativo; (c) Estação meteorológica; (d) 21 reatores de tratamento biológicos de esgotos, em escala piloto. Figura 4.1.2.

Para concretização da implantação da EXTRABES a Universidade Federal da Paraíba empregou recursos e recebeu doações de diversas instituições nacionais e estrangeiras, a saber:

- . Companhia de Águas e Esgotos de Paraíba - CAGEPA.
- . Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social - BNDES.
- . Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste - SUDENE.
- . Financiadora de Estudos e Projetos - FINEP.
- . Canadian International Development Agency - CIDA - University of Waterloo.
- . Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq.
- . Fundo de Incentivo à Pesquisa Científico-Tecnológico - FIPEC, Banco do Brasil.

Os recursos doados pela CIDA foram utilizados para aquisição de equipamentos para os laboratórios, recursos estes recebidos através do programa de treinamento para pós-graduação e incentivo a pesquisas.

4.1.2 Programa de Pesquisas

A EXTRABES estabeleceu como objetivo do seu programa de pesquisas em suas instalações, o estudo do desempenho de diferentes tipos de processos de tratamento biológico de esgotos sanitários sob diferentes condições de operação, para assim definir os parâmetros ótimos de projeto para esses tratamentos em toda a região Nordeste do Brasil.

As pesquisas têm sido conduzidas em vários tipos de Lagoas de Estabilização (anaeróbias, facultativas, de maturação e de alta taxa de degradação) bem como tanques sépticos e filtro anaeróbio de fluxo ascendente.

Inclui-se em sua programação ampliar sua área de pesquisa, num futuro próximo de modo a que se possa estudar lagoas aeradas, valas de oxidação, bio-filtros e lodos ativados.

4.1.3 Cronologia das Pesquisas Desenvolvidas na EXTRABES

As adaptações das instalações da Depuradora (vide figuras), permitiram a construção dos seguintes reatores para pesquisa em escala piloto:

4.1.3.1 Sistema I - 5 lagoas em série

Lagoa Anaeróbia - A1, seguida de uma

Lagoa Facultativa - F1, seguida de uma

Lagoa de Maturação - M1, seguida de outra

Lagoa de Maturação - M2, seguida de outra

Lagoa de Maturação - M3

Este sistema de lagoas foi submetido a três experimentos, cada um com carga orgânica e tempo de detenção diferentes a saber:

- Experimento 1 - junho de 1977 a maio de 1979
- Experimento 2 - junho de 1979 a novembro de 1980
- Experimento 3 - janeiro de 1981 a dezembro de 1981
- Remoção e análise do lodo acumulado nas lagoas - janeiro de 1982 a maio de 1982.
- Determinação do número de dispersão das lagoas durante os três experimentos - junho de 1982 a dezembro de 1982.

4.1.3.2 Sistema II - 4 lagoas facultativas independentes

Lagoa Facultativa - F2

Lagoa Facultativa - F3

Lagoa Facultativa - F4

Lagoa Facultativa - F5

Este sistema foi operado paralelamente ao Sistema I, e portanto submetido a todas as fases de pesquisa supra-relacionadas para o Sistema I.

4.1.3.3 Sistema III - 3 lagoas em série

Lagoa Anaeróbia - A2, seguida de uma

Lagoa Anaeróbia - A3, seguida de uma

Lagoa Facultativa - F6

4.1.3.4 Sistema IV - 2 lagoas em série

Lagoa Anaeróbia - A4, seguida de uma

Lagoa Facultativa - F7

Os sistemas III e IV foram operados durante um experimento: de junho de 1977 a março de 1979, tiveram também o lodo residual das lagoas removido, quantificado e analisado, bem como, determinado os números de dispersão das lagoas anaeróbias.

4.1.3.5 Sistema V

Decantador - DEC

Lagoa de Alta Taxa de Degradação - ATD

Operado durante um experimento, no período compreendido entre junho de 1977 e fevereiro de 1978.

4.1.3.6 Sistema VI

Tanque Séptico - TS1, seguido

Tanque Séptico - TS2, seguido do

Filtro Anaeróbio de Fluxo Ascendente

Período de operação - junho de 1978 a setembro de 1979. O lodo residual dos tanques sépticos, e do filtro biológico foram quantificados e analisados.

4.1.3.7 Determinação do número de dispersão das lagoas

Durante o período de julho de 1982 a dezembro de 1982 os sistemas de lagoas de estabilização I e II foram monitorados com água do abastecimento da cidade, tendo sido injetado no início de cada experimento uma determinada quantidade de uma substância química que funcionou como traçador e em seguida as amostras do afluente de cada lagoa foram coletadas de hora em hora durante um espaço de tempo igual a três vezes o tempo de detenção hidráulica referente ao experimento em estudo. Posteriormente as amostras foram analisadas e os dados gerados tratados estatisticamente de forma a definir o número de dispersão de cada lagoa em cada experimento.

4.1.3.8 Sistema VII

Como a finalidade de se verificar a influência da interface lodo/água na eficiência das lagoas anaeróbias, o que implica na definição de seu dimensionamento utilizando-se cargas superficiais ou volumétricas, foram construídas na EXTRABES duas lagoas anaeróbias tendo uma o duplo da profundidade e a metade da área da outra respectivamente, tendo sido as mesmas carregadas com a mesma carga orgânica e possuindo o mesmo tempo de detenção hidráulico.

As lagoas foram denominadas de A5 e A6 e operadas durante o período de agosto de 1983 a fevereiro de 1985.

4.1.3.9 Sistema VIII

Com o intuito de verificar a influência da profundidade na eficiência de lagoas de estabilização, foram construídas junto à lagoa A6 e em série com a mesma quatro lagoas sendo que a primeira foi denominada de facultativa F8 e as seguintes receberam a denominação de maturação M4, M5 e M6 respectivamente.

A lagoa A6 tinha um tempo de detenção de 1 dia sendo sua alimentação feita através de bomba peristáltica de vazão variável.

Com a finalidade de prover a série F8, M4, M5 e M6 que recebia o efluente de M6 com um tempo de detenção hidráulico igual a 5 dias

em cada uma, instalou-se outra bomba dosadora a qual bombeava o efluente de A6 na vazão requerida para que a série tivesse um tempo de detenção hidráulico de 5 dias em cada lagoa.

As profundidade das lagoas da série A6 - M6 variaram entre 3.40 m e 2.80 m.

Este sistema foi operado durante o período de abril de 1984 e fevereiro de 1985.

4.1.3.10 Sistema IX (Sistema I modificado)

As lagoas do Sistema I tiveram as suas profundidades aumentadas para 2.20 m e foram rabatizadas para A7, F9, M7, M8 e M9 respectivamente.

Este sistema entrou em funcionamento em junho de 1985.

4.1.3.11 Sistema X (Sistema II modificado)

As lagoas do Sistema II tiveram as suas profundidades aumentadas para 2.30 m e foram rebatizadas para F10, F11, F12 e F13 respectivamente.

Este sistema entrou em operação em junho de 1985.

4.1.4 Parâmetros Pesquisados na EXTRABES

Semanalmente são analisadas duas amostras, uma diária e outra composta semanal (resultante da estocagem diária de 300 ml de cada amostra a -5°C), de esgoto bruto e de cada efluente de todos os reatores; procedendo-se à determinação dos seguintes parâmetros, os quais foram sendo introduzidos de acordo com o desenvolvimento da capacidade dos laboratórios:

4.1.4.1 Exames físico-químicos:

- Temperatura na hora da coleta
- Temperatura máxima e mínima dos reatores e do ar
- pH das amostras diárias e semanal
- DQO das amostras diárias e semanal
- DBO das amostras diárias e semanal
- Amônia das amostras diárias e semanal
- Nitrato das amostras diárias e semanal
- Fósforo total das amostras diárias e semanal
- Fosfato Solúvel das amostras diárias e semanal

- . Cloreto da amostra semanal
- . Sulfeto da amostra diária
- . Alcalinidade total da amostra diária
- . Sólidos totais das amostras diárias e semanal
- . Sólidos totais voláteis das amostras diárias e semanal
- . Sólidos totais fixos das amostras diárias e semanal
- . Sólidos filtráveis das amostras diárias e semanal
- . Sólidos não filtráveis ou S.S das amostras diárias e semanal
- . Sólidos não filtráveis voláteis das amostras diárias e semanal
- . Sólidos não filtráveis fixos das amostras diárias e semanal
- . Sólidos sedimentáveis da amostra diária
- . Condutividade a 25°C das amostras diárias e semanal

4.1.4.2 Análises Bacteriológicas

- . Coliformes fecais da amostra diária
- . Streptococcus fecais da amostra diária
- . Salmonella da amostra diária

4.1.4.3 Exames Parasitológicos

- . Análise quantitativa e qualitativa de ovos de Helintos e Cistos de Protozoários do esgoto bruto e de todos os efluentes.

4.1.4.4 Exames Algológicos

(Somente nas lagoas facultativas e de maturação)

- Clorofila

Amostra composta representativa da coluna de água do reator

Amostra do efluente

Estudo da Produção Primária em 5 níveis da lagoa

- Identificações

Análise qualitativa da amostra composta

- Contagem
 - Análise quantitativa da amostra de efluente e composta
 - Estudo da Produção Primária em 5 níveis da lagoa
- Cultura de Algas
 - Amostra composta
- Estudo da Produção Primária
 - . Parâmetros (medidas iniciais e finais)
 - Temperatura (campo e laboratório)
 - Oxigênio Dissolvido (campo e laboratório)
 - pH (laboratório)
 - Gunn Bellani
 - Disco de Secchi
 - . Parâmetro (medida final)
 - Luminosidade (campo)
- Durante o período de julho de 1984 e fevereiro de 1985 o esgoto bruto e as lagoas do Sistema VIII (A6, F8, M4, M5 e M6) foram monitoradas quanto à presença e remoção de vírus e bactérias fecais.

Esta pesquisa foi realizada com a colaboração do Departamento de Engenharia Civil da Universidade de Leeds na Inglaterra.

4.1.5 Utilização dos Resultados das Pesquisas

Os resultados das pesquisas tem sido dada ampla divulgação elegendo-se como veículo de divulgação os que se seguem:

1. Seminários
2. Cursos
3. Apresentação de trabalhos em congresso e simpósios
4. Dissertações de mestrado
5. Teses de doutoramento
6. Publicação de relatórios
7. Publicação de livros.

4.1.6 Bibliografia Produzida

Como decorrência das pesquisas desenvolvidas na EXTRABES, já foi publicada a seguinte bibliografia:

a) Livro Publicado

1. Silva, S.A. e Mara, D.D. (1979). Tratamentos Biológicos de Águas Residuárias - Lagoas de Estabilização. Editora da ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental.

b) Teses de Doutorado

1. Silva, S.A. (1982). On the Treatment of Domestic Sewage in Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. University of Dundee, Escócia, Reino Unido.
2. König, A. (1984). Ecophysiological Studies on Some Algae and Bacteria of Waste Stabilization Ponds. University of Liverpool, Inglaterra.

c) Dissertações de Mestrado

1. Filho, J.D. (1978). Clarificação de Efluentes de Lagoas de Estabilização. Departamento de Engenharia Civil (DEC) Centro de Ciências e Tecnologia (CCT) - Universidade Federal da Paraíba (UFPb).
2. Andrade Neto, C.O. (1978). Lagoas de Alta Taxa de Degradação - Experiência no Nordeste do Brasil. DEC.CCT.UFPb.
3. Aueswald, W.A. (1979). Estudo de Lagoas Facultativas para a Região Nordeste do Brasil. DEC.CCT.UFPb.
4. Piatti Neto, C.L. (1981). Eficiência de um Sistema de Lagoas de Estabilização em Série, no Tratamento de Esgotos Domésticos no Nordeste do Brasil. DEC.CCT.UFPb.
5. Oliveira, R. (1983). Contribuição ao Estado de Tanques Sépticos. DEC.CCT.UFPb.
6. Feitosa, N.B. (1983). Influência de Lagoas Facultativas Secundárias Tratando Esgotos Domésticos. DEC.CCT.UFPb.
7. Soares, J. (1985). Avaliação do Comportamento de um Sistema de Lagoas de Estabilização Profundas em Série. DEC.CCT.UFPb.
8. Leite, V.D. (em andamento). Estudo de Comportamento do Material Sólido em Reatores Anaeróbios Primários. DEC.CCT.UFPb.
9. Back, J.F. (em andamento). Caracterização de Lagoas de Estabilização Profundas - Lagoas Facultativas. DEC,CCT.UFPb.

10. Guimarães, J.R.L. (em andamento). Caracterização de Lagoas de Estabilização Profundas - Lagoas Facultativas. DEC.CCT.UFPb.
11. Andrade, R.C. (em andamento). Avaliação do Comportamento de Lagoas de Estabilização Facultativas Profundas. DEC.CCT.UFPb.
12. Curtis, T.P. (em andamento). Pathogen Removal in Pilot-Scale in Deep Waste Stabilization Ponds. Department of Civil Engineering, University of Leeds, Inglaterra

d) Trabalhos Publicados

1. Silva, S.A. (1977). Conventional Sewerage in Brazil. Revista Sanitation in Developing Countries, Chichester - Inglaterra.
2. Silva, S.A. (1977). Developing a Sewage Experimental Station in Brazil, Oxford Conference.
3. Mara, D.D. e Silva, S.A. (1979). Sewage Treatment in Waste Stabilization Ponds - Recent Research in Northeast Brazil. Publicado no Progress in Water Technology. Vol. 11, Nos. 1/2.
4. Mara, D.D. e Pearson, H.W., Silva, S.A. (1979). Produção de Oxigênio Através de Ação Fotossintética de Algas em Diferentes Sistemas de Lagoas de Estabilização no NE do Brasil. X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Manaus - AM.
5. Mara, D.D. e Silva, S.A. (1979). Variações Diurnas de Certos Parâmetros Físico-Químicos e Biológicos em Efluentes de Lagoas Facultativas e de Maturação. X Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Manaus - AM.
6. Mara, D.D., Silva, S.A., e Ceballos, B.S.O. (1979). Design Verification for Tropical Oxidation Ponds. Journal of Environmental Engineering Division da ASCE, Vol. 105 - No. EE1
7. Silva, S.A. (1980). Tratamentos Biológicos de Esgotos Sanitários, Anais da II Semana de Avaliação de Pesquisas da UFPb.
8. Oliveira, R. e Ceballos, B.S.O. (1981). Análise de uma Fossa Séptica em Escala Natural: Redução de DBO. 33a. Reunião Anual da SBPC, Salvador - BA.
9. Ceballos, B.S.O. e Oliveira, R. (1981) Recuperação de Salmonelas em Amostras de Esgotos: Teste em Meio de Reppaport e Variantes Sele. 33a. Reunião Anual da SBPC, Salvador - BA.
10. Silva, S.A. e Piatti Neto, C.L. (1981). Eficiência de um Sistema de Lagoas de Estabilização em Série no Tratamento de Esgotos Domésticos no NE do Brasil. XI Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental /ABES, Fortaleza - CE.
11. Pearson, H.W., Konig, A e Martin, H. (1981). Echophysiological Studies on Microalgal Populations of Brazilian Waste Stabilization Ponds. British Phycological Journal, 16 No. 2, pl 38.

12. Silva, S.A. e Dissanayake, H.G. (1982). Organic Bacterial, Nutrient and Parasite Removal Kinetics in Primary Facultative Ponds Treating Domestic Sewage in Tropical Countries. Regional Water Workshop, Kuala Lumpur - Malásia.
13. Silva, S.A. e Dissanayake, M.G. (1983). Kinetics of Organic, Bacterial, Nutrient and Parasite Removal in a Series of Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. International Seminar on Human Waste Management, Bangkok - Tailândia.
14. Mara, D.D., Pearson, H.W. e Silva, S.A. (1983). Brazilian Stabilization-Pond Research Suggests Low-Cost Urban Applications. World Water.
15. Silva, S.A. (1983). Eficiência de Lagoas Facultativas Primárias no Tratamento de Esgotos Domésticos no Nordeste do Brasil. XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Camboriú - SC.
16. Silva, S.A. (1983). Eficiência das Lagoas Anaeróbias no Tratamento de Esgotos Domésticos no NE do Brasil. XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú-SC.
17. Silva, S.A. (1983). Remoção de Parasitos em Lagoas de Estabilização Tratando Esgotos Domésticos no NE do Brasil. XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú-SC.
18. Silva, S.A. (1983). Tratamento de Esgotos Domésticos em Lagoas de Estabilização em Série no NE do Brasil. XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú-SC.
19. Silva, S.A. e Feitosa, N.B. Influência do Tempo de Detenção na Eficiência de Lagoas Facultativas Secundárias Tratando Esgotos Domésticos no NE do Brasil. XII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Camboriú-SC.
20. Silva, S.A. (1984). Utilização de Lagoas de Estabilização no Tratamento de Esgotos Domésticos. sobre Tecnologias de Baixo Custo para Saneamento, Limeira/São Paulo, Brasil.
21. Silva, S.A. (1984). Depuração de Efluentes Urbanos em Lagoas de Estabilização Aeróbia e Anaeróbia. Semana de Debates sobre Tratamento de Efluentes da Indústria de Peles e Couros.
22. Silva, S.A. (1984). Remoção de Nutrientes em Lagoas Facultativas Primárias Tratando Esgotos Domésticos no Nordeste do Brasil. XIX Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária AIDIS - Santiago, Chile.
23. Silva, S.A. (1984). Aproveitamento de Lagoas de Estabilização no Nordeste do Brasil. Seminário sobre Tecnologia Alternativas para Saneamento Básico. CNDU-CNPq-BNH-ABES-Conselho Britânico-Olinda/Pernambuco, Brasil.

24. Silva, S.A (1985). Verificação da Influência da Profundidade na Eficiência de Lagoas Anaeróbias Tratando Esgotos Domésticos. XIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Maceió/Alagoas, Brasil.
25. Silva, S.A. (1985). Remoção de Nutrientes em Lagoas de Estabilização em Série Tratando Esgotos Domésticos no Nordeste do Brasil. XIII Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. Maceió/Alagoas, Brasil.
26. Oragui, J.I., Curtis, T.P., Silva, S.A. & Mara, D.D. The Removal of Excreted Bacteria and Viruses in Deep Waste Stabilization Ponds in Northeast Brazil. 13th IAWPRC Biennial Conference. Rio de Janeiro/Rio de Janeiro, Brasil. (Submitted, 1985).
27. Pearson, H.W., Konig, A, Silva, S.A. & Mara, D.D. Microbial Interaction and Dynamics in Brazilian Waste Stabilization Ponds. Water Research (Submitted, 1985).
28. Pearson, H.W., Konig, A, Martin, H. & Silva, S.A. In-Situ studies on Algal Population of Experimental Waste Stabilization Ponds in Northeast of Brazil. Water Research (Submitted, 1985).

e) Prêmio obtido

1. Silva, S.A.
1º Prêmio do 2º Concurso Nacional de Tecnologias Apropriadas/Saneamento Básico
Categoria Processos
Patrocínio CNPq/CNDU/DPAS/BNH/ABES
Apoio: EMBRATER
Título: Tratamento de Esgotos Domésticos em Lagoas de Estabilização no NE do Brasil.

4.1.7 Bibliografia Requisitada à EXTRABES

Foram enviados em atendimento a solicitações e com a ajuda do Departamento de Pesquisas do Banco Nacional de Habitação, cópias de trabalhos publicados pela EXTRABES as seguintes pessoas e entidades:

a) Exterior

1. José Luis A. Redondo - México
2. Malay-Cnaudhuri - India
3. Richard W. Chapin - Estados Unidos da América
4. H.O.W. Eggins - Inglaterra
5. R. Schertenleib - Alemanha
6. Mark Lansdell - Venezuela
7. Musszaki Knoyvtar - Hungria
8. Elmer E. Bauhahn - Estados Unidos da América
9. F. Susini - Cayenne - Guyane Française
10. W.S. Shelton - Austrália
11. P.S. Patel - India

b) Brasil

1. João Carlos Gabardo - SANEPAR - Curitiba-Paraná
2. João Laercio M. Camargos - Secretaria de Saúde e Meio Ambiente
Porto Alegre-Rio Grande do Sul
3. Luiz Bevilaqua P. Franca - FEEMA - Rio de Janeiro - RJ
4. Hosanat da Silva Ferreiro - EMBASA - Salvador - Bahia
5. Julieta Mascitti - SABESP - São Paulo - SP
6. Marcos Kurtemback Barreto - FEEMA - Rio de Janeiro - RJ
7. Fernando M.C. de Vasconcelos Filho - Rio de Janeiro - RJ
8. Maria T. Martins - CETESB - São Paulo - SP
9. Hermes Ricardo M. de Paula - FEEMA - Rio de Janeiro - RJ
10. Luiz di Bernardo - EESC - USP - São Carlos - SP
11. Aurélio Araújo - São Paulo - SP
12. Sérgio Ivan Wollstein - FURB - Blumenau - S. Catarina
13. Regina de Marco Ferreira - DMA - Porto Alegre - R.G. do Sul
14. Paulo Belli Filho - EESC - USP - São Paulo - SP
15. Luiz de Gonzaga Bompastor - ACQUAPLAN - Recife - Pernambuco
16. Olentina de Souza Lima - EESC - USP - São Carlos - SP
17. Adalberto Leão Bretas - SEMASA - Santo André - SP
18. Tristão F. de Carvalho Rocha - AGENCIA BNH - Fortaleza - Ceará
19. Paulo Sérgio B. de Filippis - CAESB - Brasília - DF
20. Cláudio Von Sperling - Belo Horizonte - M. Gerais
21. Nilton Gianotto - Limeira - SP
22. Sandra Maia - CPRH - Recife - Pernambuco
23. Eugênio Foresti - EESC - USP - São Carlos - SP
24. Jurandyr Polvinelli - EESC - USP - São Carlos - SP
25. Alexandre José Serafim - UFES - Espirito Santo
26. Haruo Okawa - Engevix - São Paulo - SP
27. Eduardo Pacheco Jordão - Rio de Janeiro - RJ
28. Sérgio França Leão - Minas Gerais
29. Benito P. Da-Rim - Rio de Janeiro - RJ
30. Mario Jorge Bandarra - Rio de Janeiro - RJ
31. Alvaro Soares Ribeiro Sanches - CNPq - Brasília - DF
32. Marco Antonio de Lyra Souza - Alagoas
33. Luiz Airton Gomes - UFMT - Cuiabá - MT
34. Iridalques Fernandes de Paula - Minas Gerais
35. Italo Masuero - Rio Grande do Sul
36. José Carlos Bohmemberger - Minas Gerais
37. Elfride Ankain - S. Catarina

4.1.8 Apoio Institucional

As instalações da EXTRABES também são utilizadas para apoiar o curso de mestrado em engenharia civil - área de saneamento, na realização de aulas práticas referentes a disciplinas de: Análise de Água e Esgotos e Microbiologia da Água. Da mesma forma os alunos do curso de graduação em engenharia civil também visitam a EXTRABES para se familiarizarem na prática com os ensinamentos ministrados em sala de aula.

Outrossim a EXTRABES também tem treinado técnicos de outras universidades e empresas de saneamento a saber:

- a) Paulo Roberto S. Tínel - Químico - Chefe da Divisão de Operações da Sociedade de Abastecimento de Água S/A - SANASA - Campinas - São Paulo. Período 16 a 23 de fevereiro de 1981.
- b) João Batista Lima - Eng. Civil - Universidade Federal do Mato Grosso - UFMT. Período novembro/dezembro de 1984.
- c) Marcos José Penha de Araújo - Eng. Químico - Companhia de Água e Esgotos do Rio Grande do Norte - CAERN. Período 9 de julho a 1 de agosto de 1985.
- d) Antonio Hermes Bezerra - Eng. Químico - Secretaria de Educação e Cultura e Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Período 17 de julho a 1 de agosto de 1985.
- e) Sonielson Juvino, Silva - Químico Industrial - Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA. Período a partir de 12 de novembro de 1985.
- f) Vera Lúcia Bezerra Freitas - Eng. Química - Companhia de Água e ESGOTOS DA PARAIBA - CAGEPA. Período a partir de 12 de novembro de 1985.

4.1.9 Cooperação Técnica Nacional e Internacional

- A EXTRABES representa a Universidade Federal da Paraíba - UFPb, no projeto de Cooperação Técnica para o Desenvolvimento de Tecnologias de Baixo Custo para o tratamento de águas residuárias, do qual também participam a Escola de Engenharia de São Carlos (EESC), da Universidade de São Paulo e o Departamento de Engenharia Sanitária da Universidade Federal do Mato Grosso (UFMT).

Este projeto recebe o apoio financeiro da Secretaria de Cooperação Econômica e Técnica Internacional (SUBIN) da Secretaria de Planejamento da Presidência da República (SEPLAN) e tem como prazo de vigência os anos de 1985 e 1986.

- Projeto de Cooperação Anglo-Brasileira na Área de Engenharia Sanitária como o apoio do Conselho Britânico e Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico - CNPq e período de execução durante os anos de 1986, 1987 e 1988.

Fazem parte desta cooperação três universidades brasileiras a saber: Universidade Federal de Paraíba (UFPb) através do Departamento de Engenharia Civil - DEC-CCT e da EXTRABES; Universidade de São Paulo através da escola de Engenharia de São Carlos (EESC); Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) através do Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH).

Correspondentemente também participam como cooperantes três universidades inglesas, como sejam a Universidade de Leeds, Universidade de Newcastle upon Tyne e o Imperial College da Universidade de Londres.

4.1.11 Pessoal Vinculado à EXTRABES

1. SALOMÃO ANSEIMO SILVA MSc PhD
Professor Titular - DEC-CCT-UFPb
Coordenador do PRODESAN e
Chefe de Pesquisas da EXTRABES
2. ANNE MARIE KONIG Phd
Professora Adjunto - DEC-CCT-UFPb
Pesquisadora
3. RUI DE OLIVEIRA MSc
Professor Adjunto - DEC-CCT-UFPb
Pesquisador
4. DAVID DUNCAN MARA MSc PhD
Colaborador Estrangeiro
Dept. of Civil Engineering
University of Leeds, England
5. HOWARD PEARSON MSc
Colaborador Estrangeiro PRD
Dept. of Botany
University of Liverpool
England
6. MARIO LIMEIRA DE QUEIROZ
Técnico de Nível Superior
7. HERMANO ALBUQUERQUE RAMOS
Técnico de Nível Superior
8. JOSE TAVEIRA LEITE
Técnico de Nível Superior
9. EMILIA SAVANA MAIA HONÓRIO
Técnico de Nível Superior
10. CREUSA CORDEIRO DE CASTRO
Técnico de Nível Superior
11. Ma. IIMA CORDEIRO DE CASTRO
Técnico de Nível Superior
12. MARGARETE GUIMARÃES LIMA
Secretária
13. JOSE ANTONIO DE MELO
Desenhista
14. RISALVA LOPES DA SILVA
Auxiliar de Laboratório
15. JEANE CÂNDIDO DO NASCIMENTO
Auxiliar de Laboratório
16. MARIA LEITE DE SOUSA
Auxiliar de Laboratório
17. MARCONI DE ALENCAR SILVA
Mecânico de Manutenção
18. ANTONIO JOSÉ DA SILVA
Serviços Gerais
19. CARLOS ALBERRIS DE A. ARAUJO
Motorista
20. MANUEL EVARISTO DOS SANTOS
Vigilância
21. JOÃO RODRIGUES DOS SANTOS
Vigilância
22. ALUIZIO CORREIA DE MELO
Vigilância

Como entidades de apoio participarão também a Universidade de Liverpool e a Escola de Higiene e Medicina Tropical de Londres.

4.1.10 Participação em Congressos e Seminários

As pesquisas desenvolvidas na EXTRABES deram margem à elaboração de trabalhos científicos, os quais foram apresentados nos seguintes encontros técnicos:

1. OXFAM CONFERENCE "SANITATION IN DEVELOPING COUNTRIES TODAY". University of Oxford. Oxford, Inglaterra - Pembroke College. De 5 a 9 de julho de 1977.
2. SYMPOSIUM ON ENGINEERING; SCIENCE AND MEDICINE IN THE PREVENTION OF TROPICAL WATER RELATED DISEASES. Institution of Civil Engineers. Londres, Inglaterra. De 11 a 14 de dezembro de 1978.
3. X CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Manaus, Amazonas. De 21 a 26 de janeiro de 1979.
4. 33a. Reunião Anual da SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESO DA CIENCIA - SBPC. Salvador, Bahia, 1981.
5. XI CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Fortaleza, Ceará. De 20 a 25 de setembro de 1981.
6. REGIONAL WORKSHOP ON LIMNOLOGY AND WATER RESOURCES MANAGEMENT IN THE DEVELOPING COUNTRIES OF ASIA AND THE PACIFIC. Kuala Lumpur, Malaysia. De 29 de novembro a 5 de dezembro de 1982.
7. INTERNATIONAL SEMINAR ON HUMAN WASTE MANAGEMENT FOR LOW-INCOME SETTLEMENTS. Bangkok, Tailândia. De 16 a 22 de janeiro de 1983.
8. XII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Camboriú, Santa Catarina. De 20 a 25 de novembro de 1983.
9. SEMANA DE DEBATES SOBRE TRATAMENTO DE EFLUENTES DA INDÚSTRIA DE PELES E COUROS. Escola Técnica do SENAI. Estância Velha, Rio Grande do Sul. De 19 a 23 de março de 1984.
10. SEMINARIO SOBRE TECNOLOGIAS DE BAIXO PARA SANEAMENTO BÁSICO CNDU-MINTER-BIRD. Limeiras, São Paulo. De 20 a 24 de agosto de 1984.
11. XIX CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA - AIDIS. Santiago, Chile, 1984.
12. SEMINÁRIO TECNOLOGIA ALTERNATIVAS PARA SANEAMENTO BÁSICO - Olinda, Pernambuco. CNDU-CNPq-BNH-ABES- CONSELHO BRITANICO. De 25 a 30 de novembro de 1984.
13. XIII CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL. Maceió, Alagoas. De 18 a 23 de agosto de 1985.

TANQUE DE REMOÇÃO DE ÓLEO

188

EMISSÁRIO

GRADE DE BARRAS
CAIXA DE AREIA

LABORATÓRIO
CÂMARA DE MISTURA
FLOCULADOR

DECANTADOR PRIMÁRIO

DECANTADOR SECUNDÁRIO

CASA DE BOMBAS

DIGESTOR PRIMÁRIO

DIGESTOR SECUNDÁRIO

LEITOS DE SECAGEM

Figura 4.1.1 - DIAGRAMA DAS INSTALAÇÕES EXISTENTES NA ANTIGA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ESGOTOS DE CAMPINA GRANDE, PARAIBA.

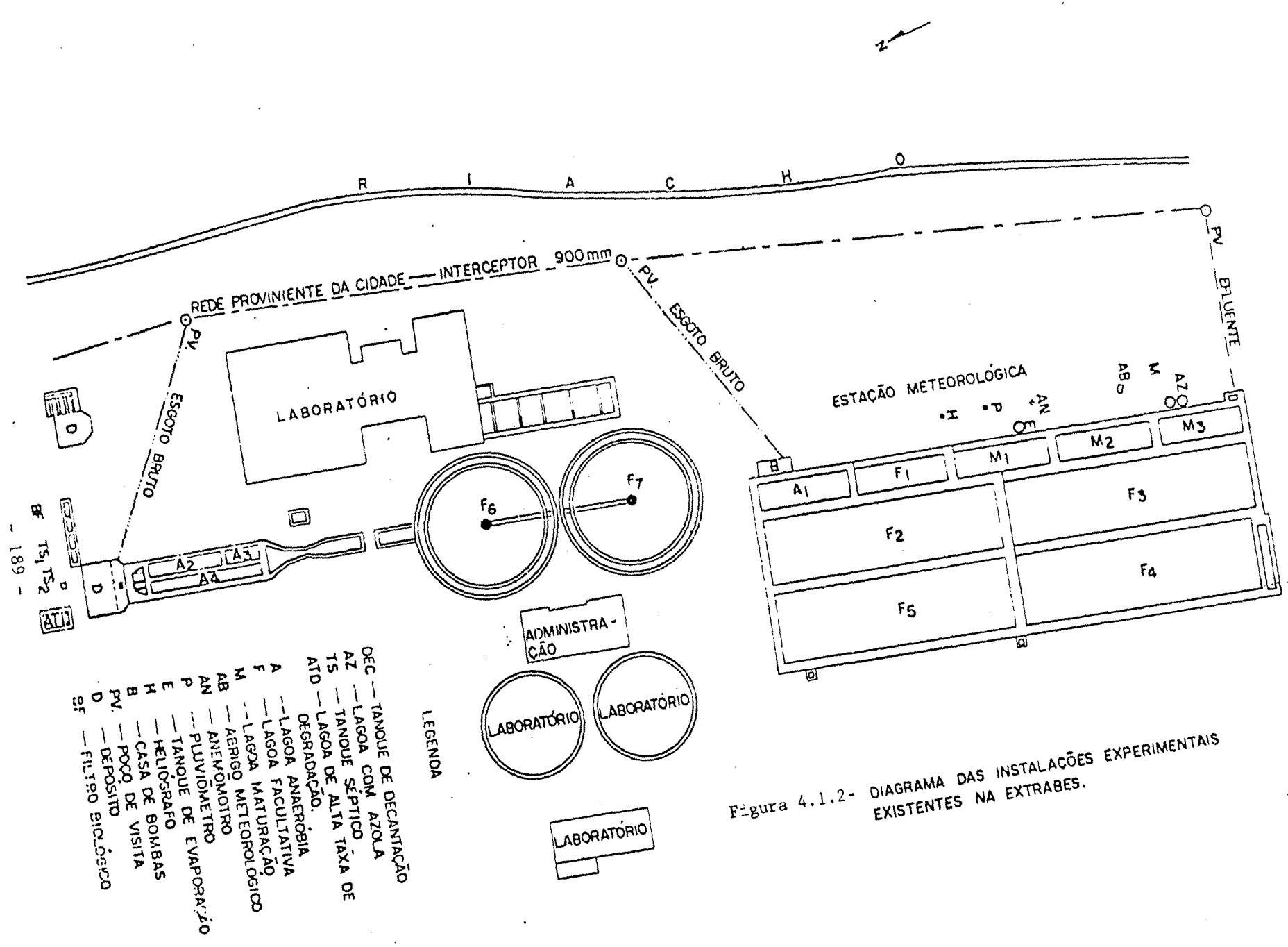


Figura 4.1.2- DIAGRAMA DAS INSTALAÇÕES EXPERIMENTAIS EXISTENTES NA EXTRABES.

4.2 WASTE STABILIZATION POND RESEARCH AT EXTRABES IN NORTHEAST BRAZIL

D. D. Mara and S. A. Silva

4.2.1 Introduction

- In this paper we briefly describe the principal research on waste stabilization ponds done at EXTRABES during the period 1977-1985. The experimental pilot-scale pond systems, which were constructed at the former sewage treatment works of the city of Campina Grande, Paraíba (latitude 7°13' South, longitude 35°52' West; 550 m above mean sea level), comprised the following:
 - . Three anaerobic ponds (A2, A3 and A4, with A2 and A4 receiving raw sewage and A3 the effluent from A2);
 - . four primary facultative ponds (F2, F3, F4 and F5, all receiving raw sewage);
 - . five ponds in series (A1, F1, M1, M2 and M3, with A1 receiving raw sewage); and,
 - . five deep ponds in series (A6, F8, M4, M5, M6, with A6 receiving raw sewage).

Details of the ponds are given below. The raw sewage was obtained from the trunk sewer running adjacent to the site and pumped at a constant rate into the ponds by variable-speed peristaltic pumps. Influent and effluent samples were normally taken daily at 08:00 h, and analysed as weekly composite samples using mainly the procedures detailed in Standard Methods (APHA, 1976 and 1980); chlorophyll a was determined by taking in-pond column samples as described by Pearson (1986).

- Full information on the pond research done at EXTRABES, and the experimental results obtained, is given in the references quoted in the Bibliography at the end of this paper.

4.2.2 Anaerobic ponds

- The four anaerobic ponds in operation at EXTRABES between 1977 and 1981 are shown in Fig. 4.2.1 (A2, A3 and A4) and Fig. 4.2.6 (A1, the first in the series of five ponds described in 4.2.4). Their dimensions (m) were:

A1	10.0 x 3.35 x 1.25
A2	9.8 x 1.23 x 1.75
A3	5.0 x 1.23 x 1.65
A4	14.9 x 1.27 x 1.75

They had single outlets and inlets at the centres of each end, and the effluent draw-off points were 5 cm below the pond surface.

- The principal experimental results are given in Table 4.2.1 (for A2,A3 and A4) and 3 (for A1). Some of the equations obtained from a preliminary regression analysis are as follows:

$$\lambda_{vr}^{BOD} = 0.68 \lambda_v^{BOD} \quad (1)$$

$$(r^2 = 0.949)$$

$$k_{l(cm)}^{BOD} = 0.218 (\lambda_v^{BOD})^{0.375} \quad (2)$$

$$(r^2 = 0.509)$$

$$\lambda_{vr}^{FC} = 0.80 \lambda_v^{FC} \quad (3)$$

$$(r^2 = 0.979)$$

where λ_{vr}^{BOD} and λ_v^{BOD} are the volumetric BOD removal and loading rates respectively, g/m^3d ; $k_{l(cm)}^{BOD}$, the first order rate constant for BOD removal, assuming complete mixing, d^{-1} ; and λ_{vr}^{FC} and λ_v^{FC} , the volumetric FC removal and loading rates, millions of FC/m^3d .

- The BOD removal efficiency is quite remarkable: 70-80% in 1-2 days, which is as good as that achieved by primary facultative ponds at considerably longer retention times (see Table 4.2.2. There is also a useful removal of nearly one order of magnitude of faecal coliforms. The results also show that, for normal domestic sewage, there is no real advantage to be gained by having two anaerobic ponds in series, nor by designing a single anaerobic pond with a retention time greater than 1 day.

4.2.3 Primary facultative ponds

- The four primary facultative ponds in operation at EXTRABES between 1977 and 1981 are shown in Fig.4.2.2. Their dimensions (m) were:

F2 25.70 x 7.50 x 1.25

F3 26.40 x 7.40 x 1.25

F4 25.70 x 7.40 x 1.25

F5 25.70 x 7.30 x 1.25

They had a single inlet at the mid-point of one end, and two outlets at the quarter-points of the opposite end. The effluent draw-off points were 5 cm below the pond surfaces.

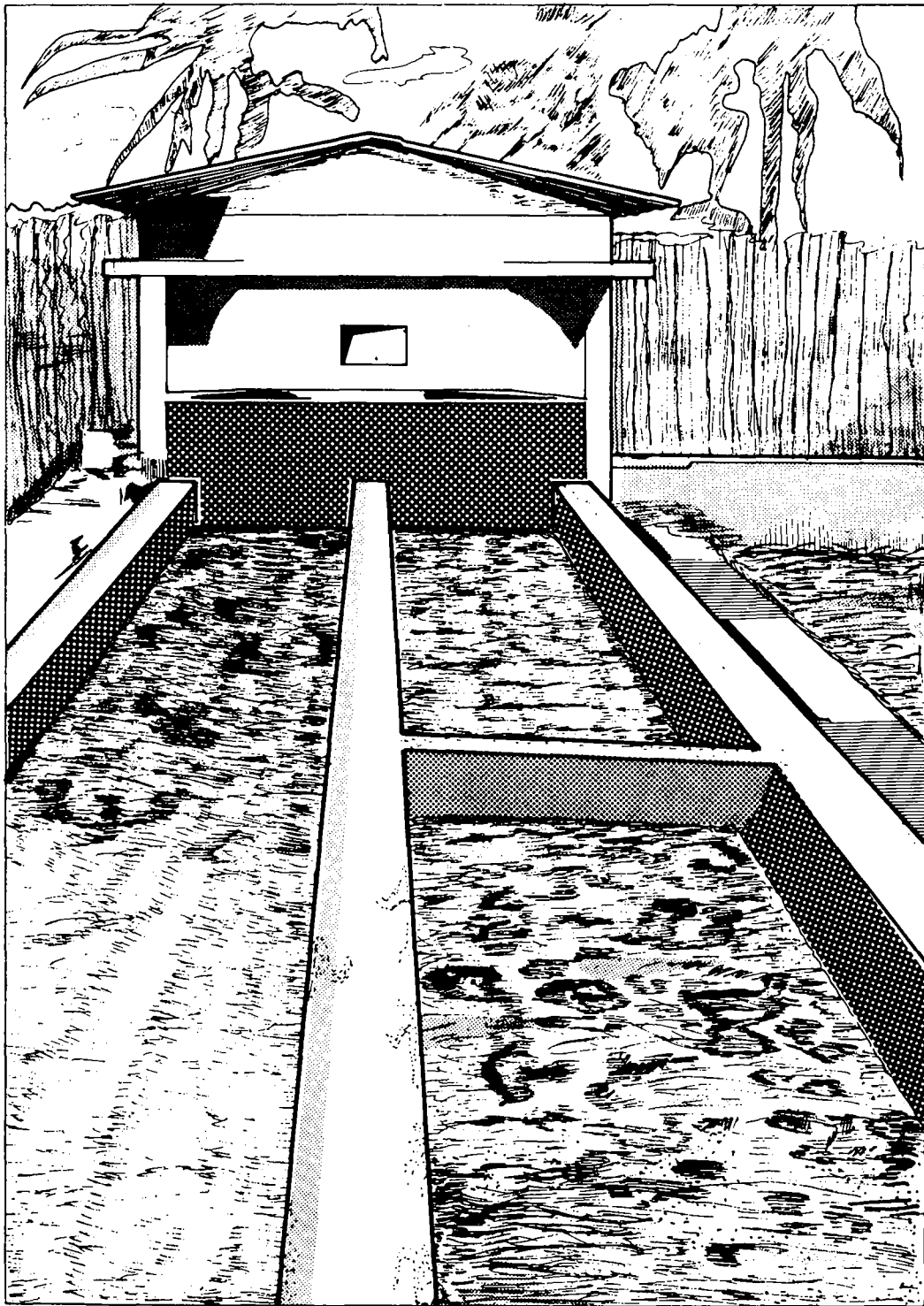


Figure 4.2.1 - The anaerobic ponds (A2, A3 and A4) at EXTRABES

- The principal experimental results are given in Table 4.2.1. Some of the equations resulting from a preliminary regression analysis are as follows:

$$\lambda_{sr}^{BOD} = 0.75 \lambda_s^{BOD} \quad (4)$$

$$(r^2 = 0.997)$$

$$k_{l(cm)}^{BOD} = 0.019 (\lambda_s^{BOD})^{0.501} \quad (5)$$

$$(r^2 = 0.593)$$

$$k_{l(cm)}^{BOD} = 0.527/1 + 0.052\theta \quad (6)$$

$$C_a = 2253 - 4.067 \lambda_s^{BOD} \quad (7)$$

$$(r^2 = 0.959; \text{ but see Figure 4})$$

$$k_{l(cm)}^{FC} = 7.2 \times 10^{10} (\lambda_s^{FC})^{-1.77} \quad (8)$$

$$(r^2 = 0.697; \text{ but see Figure 4.2.5})$$

where λ_{sr}^{BOD} and λ_s^{BOD} are the areal removal and loading rates respectively, kg/ha d; $k_{l(cm)}^{BOD}$ and $k_{l(cm)}^{FC}$, the first order rate constant for BOD and FC removal, respectively, assuming complete mixing, d^{-1} ; θ , the hydraulic retention time (V/Q), d; C_a , the chlorophyll *a* concentration, $\mu g/l$; and λ_s^{FC} , the areal FC loading rate, billions of cells/ha d.

- As the surface BOD loading increases, the value of the first order rate constant for BOD removal also increases, thus indicating that k_1 is a function of both temperature and surface loading, and not only of temperature as usually assumed. A common equation for k_1 (Mara, 1976) is:

$$\left[K_{l(cm)}^{BOD} \right]_T = 0.3(1.05)^{T-20} \quad (9)$$

thus at 25°C k_1 should be 0.39 d^{-1} , yet the present results show that this value is not reached until the load is above 380 kg/ha d (Fig.4.2.3). The retarded exponential equation given above as equation 6 is an alternative way of expressing this phenomenon, which also occurs in anaerobic ponds, and which, in anthropomorphic terms, might be described as "reactor laziness".

- As shown in Fig.4.2.4, the algal biomass decreases as the organic load increases (probably due to increased in-pond sulphide concentration, with a very sharp decrease between 300 and 400 kg/ha d.

Table 4.2.1-Experiment data from the anaerobic ponds at EXTRABES, June 1977 - March 1979*

Sample	Retention time (V/Q) (d)	BOD (mg/l)	BOD loading (g/m ³ d)	COD (mg/l)	Suspended solids (mg/l)	Faecal coliforms (/100 ml)	NH _e -N (mg/l)	Total P (mg/l)	Mid-depth temperature (**)(°C)	Dispersion Number (***)
Raw sewage	-	245	-	617	310	4.7E7	45.4	6.74	26.6	-
A2 effluent	0.8	59	311	186	82	8.1E6	28.3	3.46	26.7	0.31
A3 effluent	0.4	46	156	162	64	5.0E6	31.0	3.89	26.6	0.46
A4 effluent	1.9	49	132	160	57	4.7E6	30.0	3.78	26.4	0.36

* See Table 3 for data from pond A1

** Temperature values for raw sewage determined in constant level tank in pumphouse

*** Dispersion number determined using KCl as a tracer in fresh water

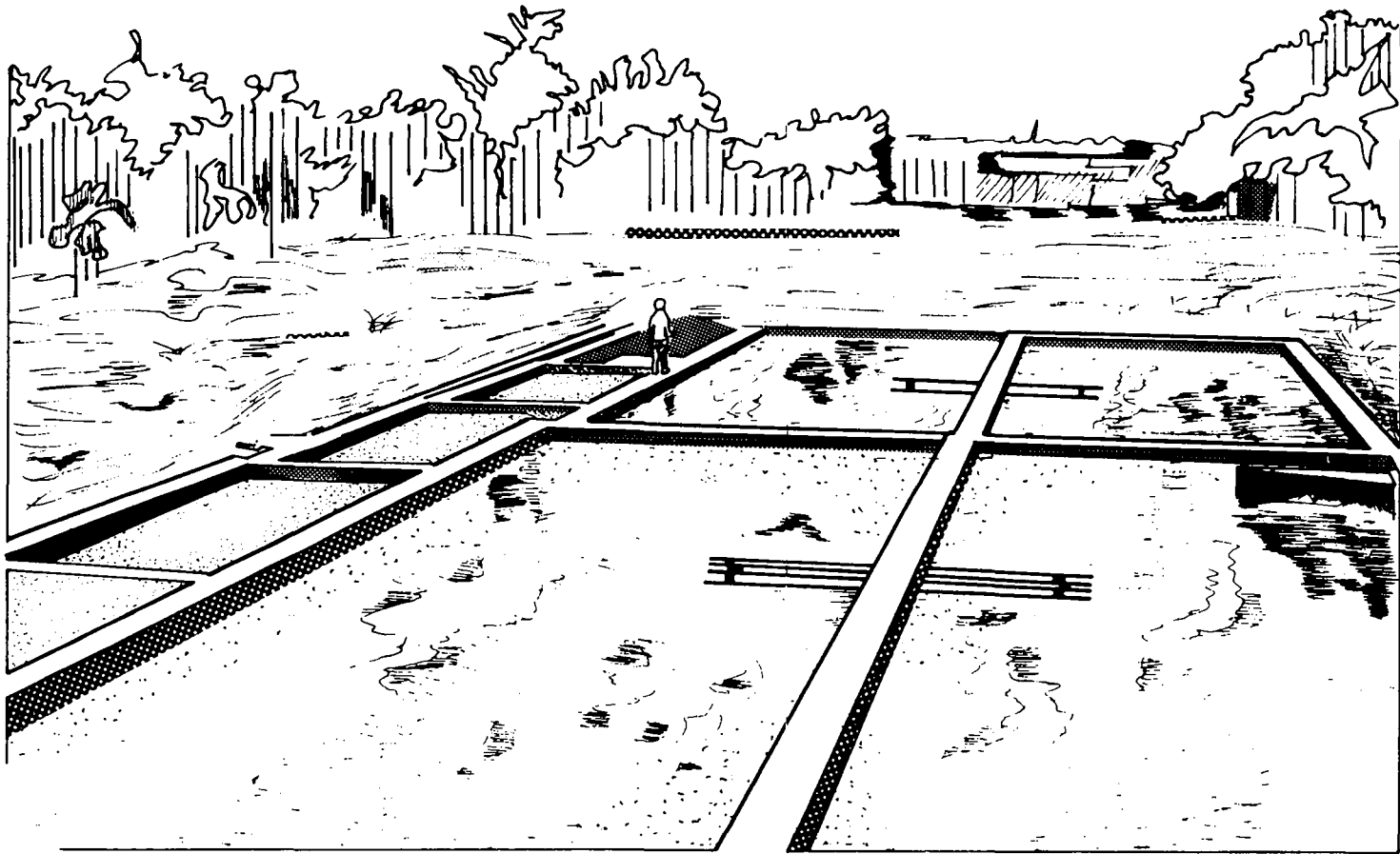


Figure 4.2.2 - The four primary facultative ponds (F2, F3, F4 and F5) at EXTRABES

Table 4.2.2

Experimental data from the primary facultative pond at EXTRAMES, 1977-1981

Sample	Retention time (v/a) (d)	BOD (mg/l)	BOD loading (kg/had)	COD (mg/l)	Suspended solids (mg/l)	Fecal coliforms (/100 ml)	NH ₃ -N (mg/l)	Total P (mg/l)	Chl. a (*) (µg/l)	Mid-depth temperature (**)(°C)	Dispersion number (***)
(a) Experiment 1: June 1977 - May 1979											
Raw sewage	-	245	-	817	310	4.7E7	45.4	6.74	-	26.6	-
F2 effluent	11.8	54	258	246	90	5.2E5	20.6	3.98	667	25.2	0.52
F3 effluent	12.0	51	255	235	91	4.3E5	19.5	3.92	762	25.2	0.62
F4 effluent	9.5	57	322	222	85	6.3E5	21.5	3.86	702	25.5	0.60
F5 effluent	18.9	40	162	245	96	3.0E5	17.1	3.58	1123	25.7	0.46
(b) Experiment 2: June 1979 - November 1980											
Raw sewage	-	232	-	591	297	3.0E7	43.1	6.70	-	26.2	-
F2 effluent	7.5	60	366	210	84	1.5E6	25.8	4.26	245	25.2	0.67
F3 effluent	6.3	61	464	202	78	1.8E6	27.5	4.44	192	25.2	2.46
F4 effluent	6.8	63	425	215	86	1.5E6	26.4	4.39	223	25.3	0.68
F5 effluent	7.5	61	387	210	83	1.2E6	25.4	4.23	249	25.1	0.85
(c) Experiment 3: January - December 1981											
Raw sewage	-	269	-	583	283	4.1E7	42.8	7.37	-	26.6	-
F2 effluent	7.5	75	482	231	85	1.8E6	26.4	4.53	183	25.2	0.71
F3 effluent	6.3	76	577	221	77	2.2E6	26.6	4.43	104	25.2	0.49
F4 effluent	6.8	75	529	225	81	2.0E6	26.6	4.58	105	25.2	0.40
F5 effluent	7.5	71	482	222	80	1.9E6	26.2	4.47	111	25.2	0.69

- * Chlorophyll a concentrations were determined on in-pond column samples
- ** Temperature values for raw sewage determined in constant level tank in pumphouse
- *** Dispersion number determined using KCl as a tracer in fresh water

- The first order rate constant for FC removal decreases sharply as the organic load increases to 400 kg/ha d, and it then remains essentially constant (Fig. 4.2.5). Our recent work in Portugal has shown that FC die-off is pH-dependent, and therefore (at least partially) a function of algal activity. Thus the increased survival of FC in heavily loaded facultative ponds is a result of the lower algal biomass and hence non-lethal pond pH. These results indicate that the first order rate constant for FC removal is a function of both temperature and organic loading, and not, as generally assumed, of temperature alone.

4.2.4 Ponds in series

- The five ponds in series in operation at EXTRABES between 1977-1981 are shown in Figure 6. Their dimensions (m) were:

A1	10.0 x 3.35 x 1.25
F1	10.0 x 3.35 x 1.0
M1	10.0 x 3.35 x 1.0
M2	10.0 x 3.35 x 1.0
M3	10.7 x 3.35 x 1.0

They had single inlets and outlets at the centres of each end, and the effluent draw-off points were 5 cm below the pond surfaces.

- The principal experimental results are given in Table 4.2.3. In all three experiments most BOD removal occurred in the first pond, 68-75% compared with some 88-93% in the series as a whole. Similarly most SS removal occurred in pond A1, although there were SS increases in some of the subsequent ponds due to algal growth. The most striking results are those for FC removal: over six \log_{10} units in Experiment 1, producing an effluent FC concentration of 30 per 100 ml (which is a better bacteriological quality than most people in developing countries have for their drinking water).
- The results show how flexible pond systems are, and how they can be readily designed to produce effluents of whatever quality: the Engelberg guideline of < 1000 FC per 100 ml for unrestricted irrigation (IRCWD, 1985) can be achieved with an overall retention time at 25°C of only 23.3 days, but if FC removal is less important than BOD removal, much shorter retention times are possible (for example, a BOD of 40 mg/l requires only 3.6 d).

4.2.5 Deep ponds in series

- The five deep ponds in series in operation at EXTRABES between 1984-1985 are shown in Fig. 4.2.7. Their dimensions (m) and retention times were:

A6	6.0 x 1.1 x 3.40; 1.0 d
----	-------------------------

F8	3.0 x 1.5 x 3.35; 5.0 d
M4	3.0 x 1.5 x 3.30; 4.9 d
M5	3.0 x 1.8 x 2.80; 5.0 d
M6	3.0 x 1.8 x 2.80; 5.0 d

they had single inlets and outlets at the centres of each end, and the effluent draw-off points were 5 cm below the pond surfaces.

- The principal results obtained are given in Table 4.24. The removals of faecal coliforms and faecal streptococci were approximately one order of magnitude in each pond; these results are similar to those in Table 4.23. The removal of Cl. perfringens was not so good, only two orders of magnitude overall, doubtless due to the greater resistance of its spores. Thermophilic campylobacters were not detected after 11 days, nor bifidobacteria (both total and sorbitol-positive) after 16 days; and salmonellae were completely removed after 21 days. Both enterovirus and rotavirus numbers were reduced by approximately three orders of magnitude, and their numbers in the final effluent were very low (less than 10 per 10 litres). These results are similar to those reported by Bausam et al. (1983) in full-scale ponds of normal depth (1.5 - 2 m) in the USA. It appears therefore that depths of up to 2 m do not have any deleterious effects on the removal of excreted bacteria and viruses in waste stabilization ponds.

4.2.6 Current research

- The main focus of current pond research at EXTRABES is the performance of deep ponds. The encouraging results obtained with the deep series A6-F8-M4-M5-M6, with its very low pond area to depth ratios, are only considered as preliminary evidence that deep ponds perform as well as ponds of conventional depth. Thus in 1985 the four primary facultative ponds (F2, F3, F4 and F5) and the series of five ponds (A1, F1, M1, M2 and M3) were deepened to 2.25 m. These new ponds were commissioned in July 1985. A full report will be prepared after they have been in operation for one year, but the results obtained so far indicate that their performance is very satisfactory.

ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to acknowledge the support given to the research at EXTRABES by the following organizations: Universidade Federal da Paraíba (UFPb); Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba (CAGEPA); Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE); Financiadora de Estudos e Projetos (FINEP); Fundo de Incentivo a Pesquisa Técnico-Científico do Banco do Brasil S.A. (FIPEC); Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES); Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq); the Canadian International Development Agency (CIDA); and the United Kingdom Science and Engineering Research Council (SERC).

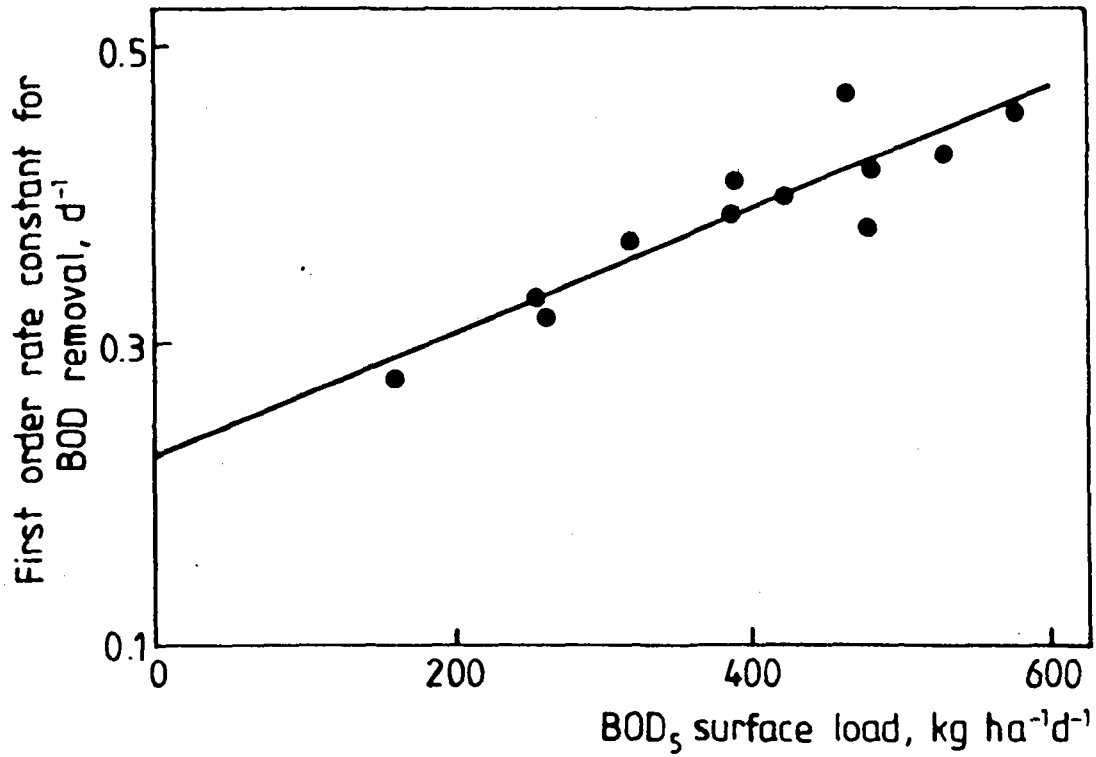


Figure 4.2.3-Variation of the first order rate constant for BOD removal in primary facultative ponds with surface BOD loading

Table 4.2.3

Experimental data from the series of five ponds at EXTRABES, June 1977-December 1981

Sample	Retention time (v/a) (d)	BOD (mg/l)	BOD loading (kg/had)	COD (mg/l)	Suspended solids (mg/l)	Fecal coliforms (/100 ml)	NH ₃ -N (mg/l)	Total P (mg/l)	Chl. a (*) (ug/l)	Mid-depth temperature (**)(°C)	Dispersion number (***)
(a) Experiment 1: June 1977 - March 1979											
Raw sewage	-	240	-	601	305	4.6E7	44.9	6.58	-	26.2	-
A1 effluent	6.8	63	35	175	56	2.9E6	31.5	3.96	-	24.8	0.31
F1 effluent	5.5	45	-	190	74	3.2E5	26.6	4.16	539	24.7	0.38
M1 effluent	5.5	25	-	135	61	2.4E4	19.6	3.74	571	25.6	0.47
M2 effluent	5.5	19	-	103	43	450	14.1	3.54	300	26.2	1.66
M3 effluent	5.8	17	-	109	45	30	8.4	3.05	429	26.0	0.54
(b) Experiment 2: June 1979 - November 1980											
Raw sewage	-	232	-	591	297	3.0E7	43.1	6.70	-	26.2	-
A1 effluent	2.0	59	118	181	61	4.5E6	32.0	4.20	-	26.0	0.39
F1 effluent	1.6	53	-	164	53	2.7E6	32.3	4.35	49	24.6	0.49
M1 effluent	1.6	41	-	148	50	1.5E6	31.0	4.50	84	24.8	0.46
M2 effluent	1.6	32	-	135	49	6.8E5	30.0	4.38	124	25.3	0.51
M3 effluent	1.7	26	-	126	51	3.4E5	29.1	4.28	137	24.9	0.37
(c) Experiment 3: January - December 1981											
Raw sewage	-	269	-	583	283	4.1E7	42.8	7.37	-	26.6	-
A1 effluent	4.0	92	73	219	62	4.0E6	30.9	4.37	-	25.3	0.59
F1 effluent	3.2	78	-	205	69	1.8E6	29.6	4.49	76	25.0	0.53
M1 effluent	3.2	49	-	109	70	5.6E5	27.1	4.56	152	24.9	0.69
M2 effluent	3.2	37	-	162	66	9.0E4	24.6	4.29	215	25.4	1.34
M3 effluent	3.4	35	-	157	72	1.4E4	22.1	4.15	299	25.1	1.33

- * Chlorophyll a concentrations were determined on in-pond samples
- ** Temperature values for raw sewage determined in constant level tank in pumphouse
- *** Dispersion number determined using KCl as a tracer in fresh water

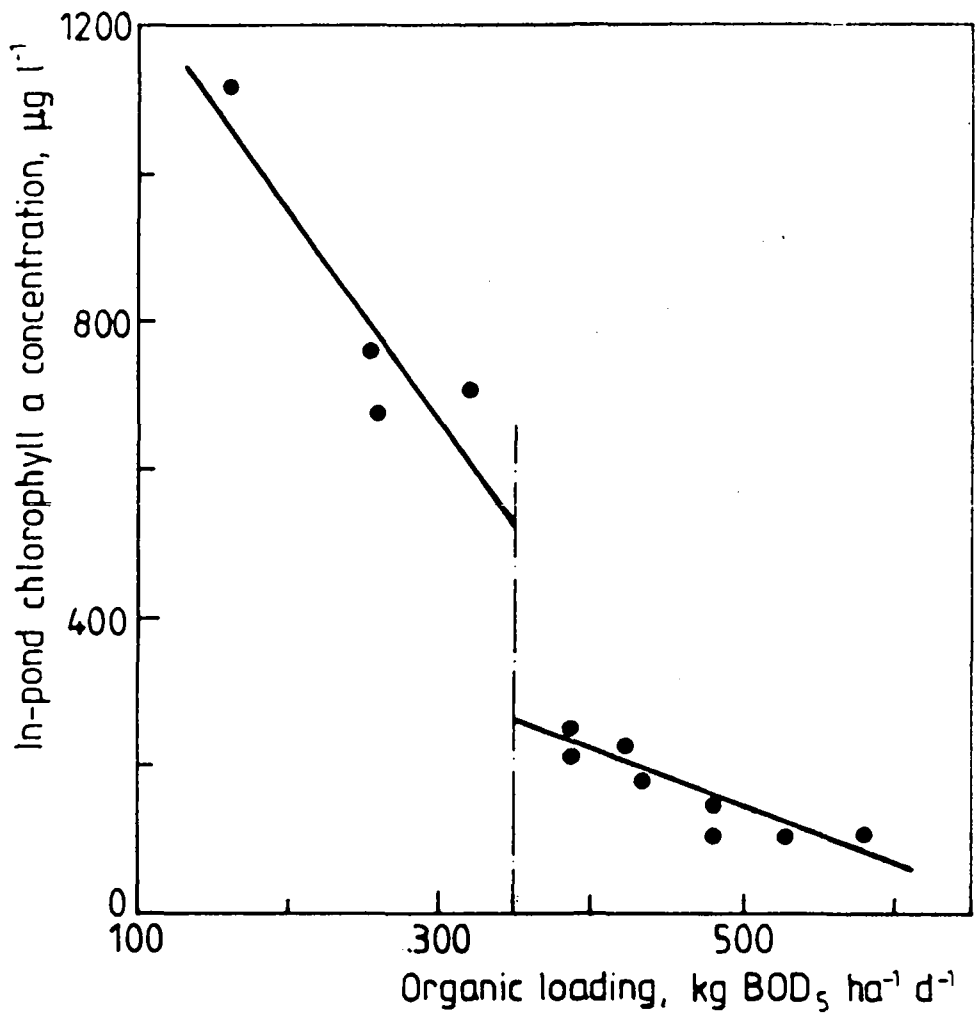


Figure 4.2.4-Variation of algal biomass in primary facultative ponds with surface BOD loading

Table 4.2.4

Geometric mean bacterial and viral numbers* and BOD concentrations, and percentage removals, in raw wastewater (RW) and pond effluents (A6-M6)

Organisms	RW	A6	F8	M4	M5	M6	Percentage Removal
Faecal coliforms	2E7	4E6	8E6	2E5	3E4	7E3	99.97
Faecal stropococci	3E6	9E5	1E5	1E4	2E3	300	99.99
<u>Cl. perfringens</u>	5E4	2E4	6E3	2E3	1E3	300	99.4
Total bifidobacteria	1E7	3E6	5E4	100	0	0	100
Sorbitol +ve bifids	2E6	5E5	2E3	40	0	0	100
Campylobacters	70	20	0.2	0	0	0	100
Salmonellae	20	8	0.1	0.02	0.01	0	100
Enteroviruses	1E4	6E3	1E3	400	50	9	99.91
Rotaviruses	800	200	70	30	10	3	99.63
BOD (mg l ⁻¹)	215	36	41	21	21	18	91.6

* Bacterial numbers per 100 ml, viral numbers per 10 litres; mean based on 15 - 17 individual counts in triplicate

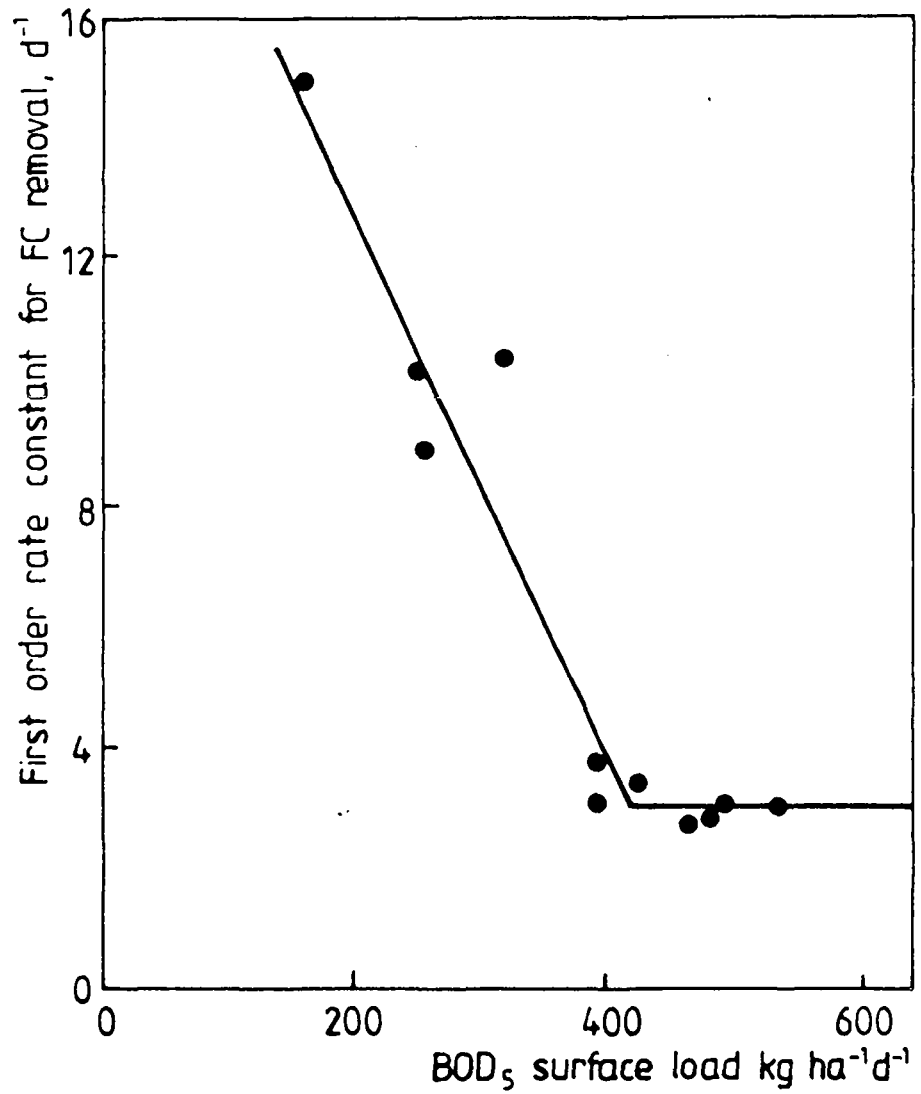


Figure 4.2.5-Variation of the first order rate constant for faecal coliform removal in primary facultative ponds with surface BOD loading

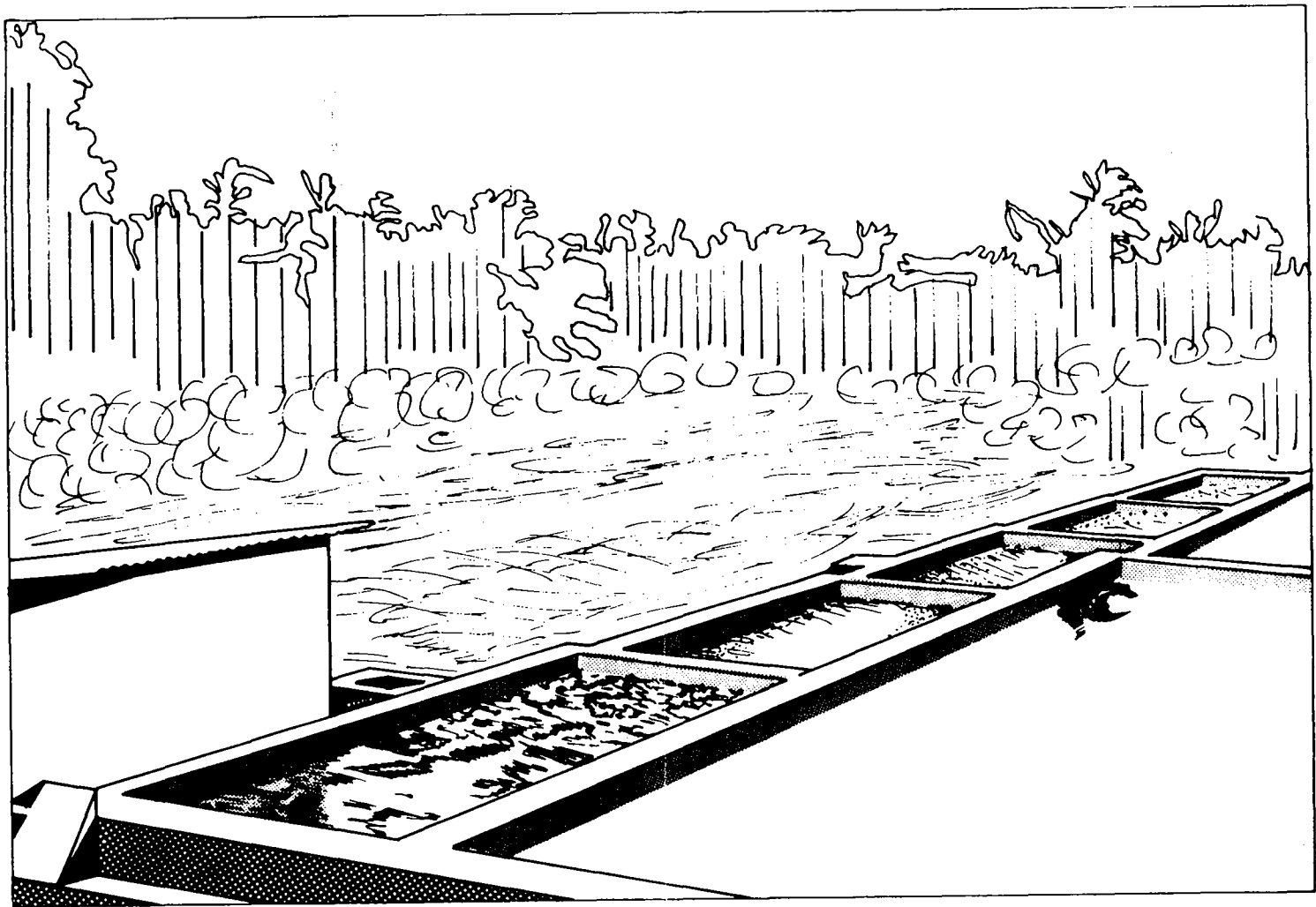


Figure 4.2.6 - The series of five ponds (A1, F1, M1, M2 and M3) at EXTRABES

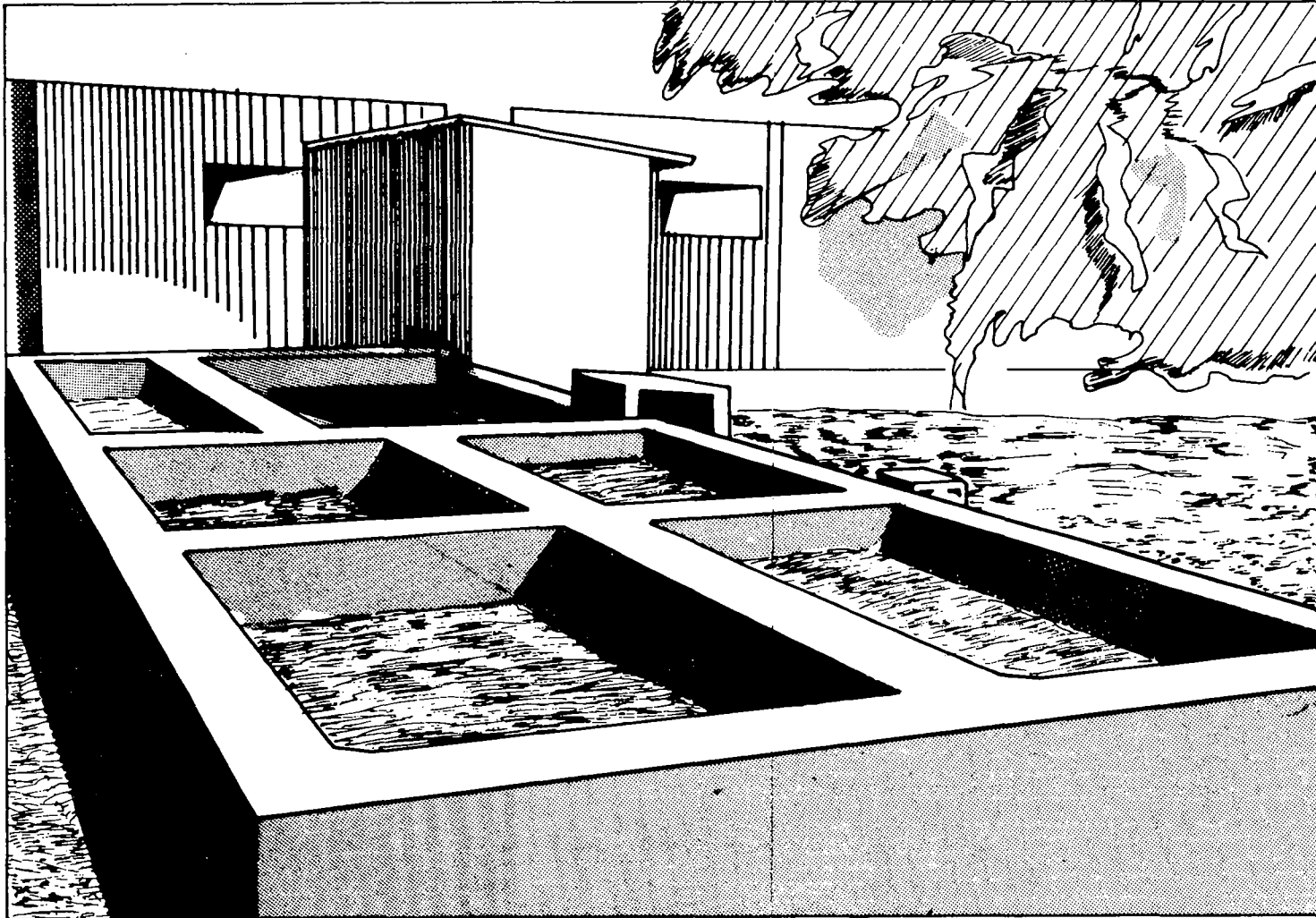


Figure 4.2.7 - The series of five deep ponds (A6, F8, M4, M5, M6)

4.2.7. References

1. APHA (1976). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 14th Ed. American Public Health Association, New York.
2. APHA (1980). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15th Ed. American Public Health Association, New York.
3. Bausam, H.T.; Schaub, S.A.; Rose, W.E. and Gibbs, P.E. (1983). Enteric Virus Removal in Wastewater Treatment Lagoon Systems. Report No. EPA-600/51-83-012. Research Park Triangle, NC: Environmental Protection Agency.
4. IRCWD (1985). Health aspects of wastewater and excreta use in agriculture and aquaculture: The Engelberg Report. IRCWD News (23), 11-18.
5. Mara, P.C. (1976). Sewage Treatment in Hot Climates. John Wiley and Sons, Chichester.
6. Pearson, H.W. (1986). Estimation of chlorophyll a as a measure of algal biomass in waste stabilization ponds. Paper presented at the Regional Seminar on Waste Stabilization Pond Research, CEPIS, Lima, 3-7 March.

4.2.8. Bibliography

Research Theses and Dissertations

1. Andrade Neto, C.O. (1978). Lagoa de alta taxa de degradação: experiência no nordeste do Brasil. MSc Dissertation, Universidade Federal da Paraíba.
2. Auerswald, W.A. (1979). Estudo de lagoas facultativas na região nordeste do Brasil. MSc Dissertation, Universidade Federal da Paraíba.
3. Curtis, T.P. (1985). Pathogen removal in deep waste stabilization ponds. MSc(Eng) Thesis, University of Leeds.
4. König, A. (1984). Echophysiological studies on some algae and bacteria of waste stabilization ponds. PhD Thesis, University of Liverpool.
5. Piatti Neto, C.L. (1981). Eficiência de um sistema de lagoas de estabilização em série no tratamento de esgotos domésticos no nordeste do Brasil. MSc Dissertation, Universidade Federal da Paraíba.
6. Silva, S.A. (1982). On the treatment of domestic sewage in waste stabilization ponds in northeast Brazil. PhD Thesis, University of Dundee.

Journal Papers

1. Mara, D.D.; Pearson, H.W. and Silva, S.A. (1983). Brazilian stabilization pond research suggests low-cost urban applications. World Water, 6(7), 20-24.
2. Mara, D.D. and Silva, S.A. (1979). Sewage treatment in waste stabilization ponds: recent research in Northeast Brazil. Progress in Water Technology, 11(1/2), 341-344.
3. Mara, D.D.; Silva, S.A. and Ceballos, B.S. (1979). Design verification for tropical oxidation ponds. Journal of the Environmental Engineering Division, American Society of Civil Engineers, 105(EE1), 151-154.
4. Oragui, J.I.; Curtis, T.P.; Silva, S.A. and Mara, D.D. (1986). The removal of excreted bacteria and viruses in deep waste stabilization ponds in Northeast Brazil. Paper to be presented at the 13th Biennial Conference of the International Association on Water Pollution Research and Control, Rio de Janeiro, 17-22 August.

4.3 SISTEMA DE TRATAMIENTO POR MEDIO DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION EN COCHABAMBA - BOLIVIA

Ing. Jacobo Homsí

El Servicio Municipal de Agua Potable y Alcantarillado de Cochabamba inaugurará en mayo del presente año (1986) su sistema de tratamiento de aguas servidas de la ciudad en base a lagunas de estabilización.

El Programa de Aguas de la Universidad Mayor de San Simón, como parte de su rol en las actividades de investigación, capacitación y extensión, firma un convenio con SEMAPA, por medio del cual se comprometen esfuerzos conjuntos que permitan factibilizar proyectos de investigación cuyos resultados propendan a futuros diseños, apropiados a las condiciones locales dentro del país, considerando que el sistema se encuentra a 2500 m sobre el nivel del mar (caso sobre el que no existe mucha información bibliográfica).

Producto de este Convenio y analizada la infraestructura existente y los recursos y aportes disponibles, se decide la creación de un Centro Tecnológico Experimental de Aguas, cuya primera etapa consistirá en el estudio, evaluación del comportamiento y desarrollo de proyectos de investigación básica y/o aplicada de lagunas de estabilización.

Este Centro, localizado en las dependencias de las lagunas de estabilización, permitirá ejecutar proyectos a nivel de laboratorio, operaciones unitarias a nivel real, así como de aplicabilidad de lagunas de estabilización en residuos industriales líquidos y en pequeñas comunidades.

4.3.1 Descripción del sistema

- Cuatro sets consistentes de 2 lagunas primarias y 1 secundaria cada uno.

- Dimensiones

	Laguna Primaria	Laguna Secundaria
Largo (m)	165	333
Ancho (m)	165	105
Profundidad (m)	1.8	1.5

- Area total: 36 (ha)

- Habitantes servidos por hectárea (4560)

4.3.2 Proyectos a ser ejecutados

PEMLE (Puesta en Marcha de Lagunas de Estabilización).

Areas de investigación:

- . Parámetros de control
 - carga orgánica
 - eficiencias
 - tiempo de retención
 - tasas de mortalidad
- . Parámetros de calidad del efluente, según el uso a que se destine. Incidencias en la salud.
- . Submodelo hidráulico y su incidencia en parámetros de diseño.

4.4 PLANTAS VASCULARES FLOTANTES EN LAGUNAS - LAS EXPERIENCIAS DE SAN JUAN DE ARAGON CON LIRIO ACUATICO - MEXICO

Resumen

Mauricio Rico Martínez

En el presente trabajo se habla de las experiencias mexicanas acerca del lirio acuático (Eichornnia crassipes), se pone de relieve la necesidad de modelar este tipo de sistemas y se presenta un ensayo de modelo matemático (similar a las cinéticas de crecimiento) para predecir la desionización provocada por el lirio acuático.

Se relata las remociones ocurridas en sustancias tales como: detergentes, fenoles y se especula acerca de la posibilidad de remoción de PCB y PBB.

Por otro lado, la modelación descriptiva que la acompaña, da idea de los problemas que se presentan (clorosis, plagas y cuadros necróticos), además de darle importancia a la dominancia apical como factor de formación de color.

En la última parte se presentan tablas, croquis de la laguna y gráficos demostrando el modelo matemático.

4.5 LAGUNAS DE ESTABILIZACION: SITUACION EXISTENTE EN EL PERU

Ing. Ricardo Rojas

En el período de 1960 a 1985 se han realizado esfuerzos para mejorar los servicios de Saneamiento en América Latina y el Caribe, estando actualmente servida con sistema de alcantarillado un 61% de la población urbana y de ella, a un porcentaje relativamente bajo se les trata las aguas residuales.

Hoy en día, las lagunas de estabilización están cumpliendo un papel importante en esta parte del continente, ya que como alternativa de tratamiento de aguas residuales, representan una tecnología apropiada para nuestros países en vías de desarrollo, principalmente en aquellos lugares donde existe disponibilidad de terrenos a bajo costo.

Las ventajas que ofrece este tipo de tratamiento son obvias tanto por la simplicidad de su operación y mantenimiento, así como por la eficiencia remocional de demanda bioquímica de oxígeno y microorganismos en general y mayormente en este último aspecto en donde ha superado a otras alternativas convencionales, lo cual, hoy en día hace posible diseñar lagunas de estabilización para el grado de tratamiento deseado.

La situación en el Perú en cuanto a alcantarillado y tratamiento de aguas residuales, está por debajo del promedio de América Latina y el Caribe y no ha variado mucho de lo alcanzado en la década del 70 en donde se construyó la mayor parte de lagunas hoy existentes. La mala experiencia tenida en sus diseños, construcción, operación y mantenimiento impidió el desarrollo de esta técnica de tratamiento llevándola prácticamente a abandonar el tratamiento de aguas residuales en el país, causado principalmente por la falta de control e investigación, lo cual a su vez, impidió el conocimiento adecuado de las condiciones de trabajo de estas instalaciones lo cual hubiera permitido optimizar su funcionamiento y mejorar los criterios de dimensionamiento disponibles en el momento.

SENAPA, consciente de la importancia de aprovechar al máximo el potencial de las instalaciones de aguas residuales, está otorgando su apoyo decidido a este campo, y dentro de su política ha encomendado a la Oficina de Investigación y Desarrollo Tecnológico la elaboración de proyectos de evaluación y control de los procesos de tratamiento en lagunas de estabilización en general, con el propósito de formular modelos de comportamiento de instalaciones en las diferentes regiones del país. Al efecto se han considerado ejecutar estos trabajos en las lagunas de Cajamarca, situada a 2,720 m.s.n.m., de clima templado, con temperaturas que varían entre 4 y 23°C y un promedio de 15°C; Juliaca en Puno, localizada a 3,830 m.s.n.m., con clima frío y temperaturas fluctuantes entre 18 y -2°C; Ayacucho a 2,750 m.s.n.m., con clima templado y temperaturas comprendidas entre 5 y 24°C, en esta ciudad se ubican las únicas lagunas alargadas con una relación de ancho/largo de 1:15; Ica, de clima templado, situada a 120 m.s.n.m., con fuertes variaciones diarias de temperatura que van de los 10 a los 30°C; Piura, situada a 30 m.s.n.m., con clima cálido y

temperaturas fluctuantes entre 20 y 40°C, y precisamente, los participantes representantes de SENAPA a este evento, serán componentes de este proyecto que se encuentra en su etapa de planeamiento. Simultáneamente se viene gestionando la creación del Centro de Investigación de Aguas Residuales a localizarse en el Complejo de Lagunas de San Juan de Miraflores de Lima.

Instamos a coordinar esfuerzos con los países hermanos para lograr el perfeccionamiento de la tecnología de tratamiento de aguas residuales por medio de lagunas de estabilización.

4.6 PROPUESTA PARA TRATAMIENTO EN SUELOS ARENOSOS DE EFLUENTES DE LAGUNAS DE ESTABILIZACION

Tadeo Vitko T.
SEDAPAL

Existe una evidencia rotunda que el sistema agua-suelo-planta es un renovador eficiente de las aguas residuales municipales (EPS 1978; Feachem et al., 1980; Saber, 1985). Este concepto no solo tiene aplicación en países en vías de desarrollo; Israel, Australia y los EE.UU. utilizan variaciones de este sistema desde hace muchos años. El Japón inclusive duda de la eficiencia de las plantas de tratamiento por lodos activados frente al sistema de zanjas de permeabilidad capilar, llamado también el Método Nümi (Do Joker, 1981), especialmente cuando es aplicado en zonas rurales y también cuando es utilizado para remover nutrientes.

La infiltración a través de la columna no saturada del suelo provee de tratamiento adicional al que realizan los cultivos superficiales que, aparte de mover parte de los nutrientes, induce la condición anaeróbica necesaria en estas situaciones. Esto permite que el agua infiltrada y bombeada nuevamente a la superficie sea reutilizada en una agricultura intensiva que devendría en productos altamente rentables (Billur and Siber, 1981).

El sistema de tratamiento propuesto aquí se basa en la disposición del desagüe municipal previamente tratado en suelos arenosos potencialmente agrícolas. Para el pretratamiento se propone utilizar los efluentes de la zona anaeróbica de lagunas facultativas secundarias antecedidas de lagunas anaeróbicas, debido a que, aparte del mayor tratamiento que se puede obtener en términos de DEO y de organismos patógenos (Mara y Silva, 1986), es sumamente difícil y costoso eliminar las algas de los efluentes de lagunas de maduración o de acabado (Yáñez, 1982).

A nivel experimental, se propone caracterizar el efluente óptimo a utilizarse con respecto a la capacidad de infiltración y a determinar el cambio de la calidad química y microbiológica del efluente a lo largo de la columna de suelo estudiado, proyectando de esta manera la posible contaminación de las aguas subterráneas en la zona de tratamiento y reuso. Los objetivos

posteriores incluirían la caracterización de la vegetación idónea a utilizarse en la zona de infiltración así como de la zona de cultivo intensivo.

Se propone estudiar los objetivos propuestos inicialmente en el laboratorio utilizando columnas de suelo construidas con tubería PVC de 15 cm de diámetro interno y aproximadamente 30 cm de largo. Las secciones de tubería se incrustarán en el suelo virgen de manera que la columna represente todas las características edáficas del lugar de origen. La dosificación del efluente se hará a intervalos predeterminados y las muestras infiltradas se analizarán según los métodos estándares (1980) para determinar los parámetros químicos siguientes: DBO, C.E., pH, NH₃, NO₂, NO₃, O-PO₄ y si es posible también Na, K, Ca y Mg a través de métodos apropiados de análisis por absorción atómica. También se considera determinar la eficiencia del sistema con respecto a la remoción de coliformes fecales.

4.6.1. Referencias

1. Stanley Associates Engineers Ltd. (1978). Land application of food processing wastewater. Design and Operation Manual. Environment Protection Service. Water Pollution Control Directorate. Environment Canada.
2. Feachem, R.G., Erdaley, D.J., Grelick, H. and D.D. Mara. (1980). Appropriate technology for water supply and sanitation. Health Aspects of Excreta and Sullage Management. A State-of-the-Art Review. World Bank.
3. Saber, M.S.M. (1985). Prolonged effect of land disposal of human wastes on soil conditions. IAWPRC's First Asian Conference on Treatment, Disposal, and Management of Human Wastes. Tokyo, Japan.
4. Do Joker System. (1981). Special English Issue. Monthly Journal on a New Method of Wastewater Treatment which Uses Soil.
5. Niyogi, S., Chakravarty, S., Mandal, A., Bhattacharyya, N., Basuchand-huir, P. and Datta, A. (1980). Soil-plant system for treatment and reuse of wastewater and sludge.
6. Billur, N. and Siber, S. (1981). A laboratory study to determine the acceptibility of oxidation pond effluent by soil.
7. F. Yánez. (1982). Manual de métodos experimentales para la evaluación de lagunas de estabilización. OPS/CEPIS.
8. APHA. (1980). Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 15th Edition.
9. Mara, D.D. and Silva, S.A. (1986). Waste stabilization pond research of EXTRABES in Northwestern Brazil. Regional Research Seminar on Waste Stabilization Ponds. CEPIS-OPS/OMS.

4.7 WASTE STABILIZATION POND IN SURINAME

Eng. C. Ramkisor

4.7.1 General

The country Suriname is located in the North-East coast of South America between 2° and 6° latitude North of the equator. The area of Suriname is 163,265 km² (approx. 63,000 sq. miles) and it has a total population of 365,000 inhabitants. The capital city is Paramaribo where one half of the total population lives.

4.7.2 Existing Situation

As far as the wastewater disposal facilities are concerned, the city of Paramaribo is served mainly by a combination of septic tanks and oxidation bed system from which the effluent flows into open drains. These drains eventually empty into the Suriname River. Some parts of the city still depend on pit latrines. However, the Government, over the past few years installed two small treatment facilities. The wastewater from a subdivision built 10 years ago is collected and treated in an oxidation ditch system. The plant serves 1000 houses and is capable of serving additional 2000 houses. The other sewerage treatment plant is located in Santo Boma Prison, just outside Paramaribo. This is a stabilization pond system and in this paper the performance of this facility has been evaluated. Since waste stabilization ponds are a relative low cost treatment system for Suriname, the Government is contemplating to build several of these for future developments.

4.7.3 Features of the pond system

4.7.3.1 Physical

This pond system was designed for 500 inhabitants with an estimated BOD contribution of 0.17 lb/day/capita. There are in total three cells. The first two cells are used as the primary cells which empty into the third cell on a semi-continuous basis. The primary cells are filled alternately and emptied as soon as they are full. The facility was designed on an area loading basis of 150 kg BOD/d/ha with a hydraulic flow of 51 m³/day.

With a design depth of 1.2 m (4 ft), the system has a total hydraulic detention time of 135 days and functions as facultative pond.

4.7.3.2 Pretreatment

Most of the wastewater generated in the Prison is discharged directly into the pond systems through a lift station. Only a small portion (approx. 15%) of the wastewater passes through septic tank systems before reaching the treatment facility. The wastewater produced is approximately 95 lb/day/capita.

4.7.3.3 Receiving water

The effluent from the final cell is discharged into a small open drain, which flows into a larger canal. There are no other wastes being discharged into this open drain and it is estimated that even during dry season there is a dilution ratio of at least 1:10. The effluent receives no chlorination.

4.7.4 Results

a) Removal of BOD₅

The influent BOD₅ concentrations found to range from 177 to 268 mg/l with a yearly mean value of 230 mg/l. The monthly effluent BOD₅ concentrations varied between 11 and 24 mg/l. The concentrations tended to be higher during the months when the percentage of cloud cover is higher, i.e. in the months of May, June and July. The appearance of the effluent throughout the year is excellent with the exception of some floating algae. The overall BOD removal efficiency is calculated to be around 90%.

Some data have also been collected to estimate the removal of BOD in the primary cells. The analysis shows that the BOD removal efficiency in the primary cells is around 70%.

b) Removal of suspended solids

The average influent SS concentration ranged from 180 to 254 mg/l with an average of 217 mg/l. The effluent concentration seldom exceeded 35 mg/l, and the average value for the available results is estimated to be 24 mg/l. Occasional high concentrations of solids are observed in the effluent. This is due to the presence of excessive algae escaping in the effluent during periods of strong prevailing wind. The efficiency of removal of SS is estimated to be 88%.

The primary cells have a detention time of approximately 50 days each and most of the suspended solids are removed in these cells. Samples recently collected show that over 75% removal of the suspended solids occurs in the primary ponds.

c) Removal of Faecal Coliform

Data on faecal coliform is extremely limited. However, the geometric mean of effluent faecal coliform concentration ranged from 50 to 200 organisms/100 ml. The influent into the primary has been found to be around 4.5×10^5 organisms/100 ml. Most of the coliform was destroyed in the first two cells. Because of this low level of concentrations of coliform organisms, chlorination is not considered necessary for effluent disposals in the canal.

d) DO

The oxygen concentrations were measured in all the cells periodically. The oxygen concentration in the primary cells seldom exceeded 3.5 mg/l. However, the final cell effluent has been found to be as high as 9.8 mg/l. All the samples were taken during mid-day.

4.7.5 Final comments

The treatment facility appears to be working well and producing excellent quality of effluent. However, the data collection and analysis have to follow a rigorous routine, and due to the shortage of skilled personnel and laboratory facility it is not possible to develop sufficient information. Reduction in organic matter as well as the coliform count are easily achieved in these ponds. The design of this system may be a bit conservative and this will be kept in mind when future developments are considered.

A N E X O S

ANEXO I

Lista de participantes

BOLIVIA

Ing. Jacobo Homsí Auchen
Director del Programa de Aguas
Facultad de Ciencias y Tecnología
Universidad Mayor San Simón
Casilla 992
Cochabamba
Teléfono 27-569

Ing. Alicia S. Chang Wong
Investigador Asistente
SENAPA
Pasaje Las Violetas 196
San Miguel
Lima 32
Teléfono 525847

Ing. Luis Chinén Chinén
Ingeniero Investigador
SENAPA
Av. Materiales 2762
Lima 1
Teléfono 525985

MEXICO

Ing. Mauricio Rico Martínez
Residente de Obras
Comisión de Lago de Texcoco y
Aguas del Valle de México
Loreto Fabela 850
San Juan de Aragón
México 07950
Teléfono 760-0049

Sr. Omar Dueñas Rospigliosi
Gerencia Técnica
SEDATAACNA
Calle Dos de Mayo 372
Tacna
Teléfono 72-5412

Ing. Hgo Alberto Sorchini Patiño
Jefe de la Unidad Departamental
de Potabilización, Tratamiento
y Reuso
Subdirección de Desarrollo
DDF/DGCOH
Berlioz 156 A
México D.F.
Teléfono 549-9223

Sr. Miguel Granda Chune
Jefe, Subsistema de Producción
SEDATUMBES
Pasaje José Balta 168
Pampa Grande
Tumbes
Teléfono 2259

PERU

Ing. Nilva Edith Bendezú Zea
Ingeniero Proyectista
Servicio Nacional de Agua Potable
y Alcantarillado (SENAPA)
Domingo Cueto 120, Jesús María
Lima
Teléfono 72-1353

Ing. Alfredo Indacochea B.
Director de Programa Sectorial
Direc. Gral. Inversiones Regionales
Ministerio de Economía
Av. Abancay Cuadra 5, Piso 10
Lima 1
Teléfono 28-3328

Sra. Carmen T. Meza Camacho
Subgerencia Estudios y Proyectos
SEDALAMBAYEQUE
Av. Sáñez Peña 1800
Chiclayo
Teléfono 23-2352

Ing. Sixto Meza Rojas
Jefe de la Oficina de Investigación
Desarrollo Tecnológico
SFNAPA

Domingo Cueto 120
Jesús María, Lima
Teléfono 52-5985

Sr. Jorge Montes Vara
Jefe de Sistema
SENAPA
Jirón Callao 122
Ayacucho
Teléfono 91-2413

Sr. Julio César de los Ríos
Jefe, Dpto. de Mantenimiento
y Operación
Colectores Primarios - SEDAPAL
Jr. España 543
La Perla, Callao 4
Teléfono 65-5766

Sr. Jorge Antonio Samanez Valer
Gerente General
SEDATUMBES
Centro Cívico, Piso 3
Tumbes
Teléfono 3031

Sr. Tadeo Vitko Tobolska
Químico
Oficina Control de Calidad
SEDAPAL
Av. Venezuela 812
Lima 13
Teléfono 52-5505/Anexo 2016

SURINAM

Hon. Cyrill Ramkisor
Ministry of Public Works, Tele-
Communication and Construction
2° Rijweg 104, Paramaribo
Teléfono 65817

Agencias

AID

Ing. Salvador Reyes
Asesor Técnico
Oficina de Saneamiento Básico
Rural - Perú
Agencia Internacional para el
Desarrollo (USAID)
Av. España 386 - Lima
Teléfono 25-6000

GTZ

Sr. Werner Goetz
Coordinador de Proyectos
Sector Sanitario
German Agency for Technical
Cooperation (GTZ)
Dag-Hammarskjold-Weg 1
D-6236 Eschborn 1 (bei Frankfurt
am Main)
Postfach 5180
Alemania

Conferencistas

Dr. Carl R. Bartone
Encargado del Proyecto PNUD/BIRF
Recuperación y Reciclaje de Desechos
Banco Mundial
Dpto. de Abastecimiento de Agua y
Desarrollo Urbano
1818 H St., N.W.
Washington, D.C.
U.S.A.
Teléfono (202) 676-1789

Mr. David Duncan Mara
Professor
University of Leeds
Leeds, LS2 9JT
United Kingdom

Dr. Salomao Anselmo Silva
Profesor Titular
Universidade Federal de Paraíba
Rua Monteiro Lobato 207
Campina Grande
Brasil
Teléfono 083-3213682

Dr. Fabián Yáñez
Consultor Privado
Casilla postal 8708, Est. 7
Quito
Ecuador

Dr. Howard W. Pearson
Professor
University of Liverpool
Department of Botany
P.O. Box 147
Liverpool, L69 3BX
United Kingdom
Teléfono (0) 51 709 6022

Organización Panamericana de la Salud/Organización Mundial de la Salud

Dr. Nihar Biswas
PAHO/WHO
P.O. Box 1863
Paramaribo, Suriname
Teléfono 97-192

Eng. Raymond Reid
Sanitary Engineer
PAHO/WHO
525 Twenty-third St., N.W.
Washington, D.C., 20037
U.S.A.
Teléfono (202) 861-3310

Centro Panamericano de Ingeniería Sanitaria y Ciencias del Ambiente

Los Pinos 259, Urbanización Camacho, Lima 22
Casilla Postal 4337, Lima 100, Perú
Teléfono 35-4135

Ing. Alberto Flórez Muñoz
Director

Ing. Rodolfo Sáenz Forero
Coordinador de la Unidad de Desarrollo
de Recursos Humanos e Institucionales

Quim. María Luisa Castro de Esparza
Oficial Técnico, Laboratorio

Sr. Guido Canales Hernández
Asistente de Laboratorio

ANEXO II

Programa

Lunes

- 08:00-08:30 Inscripción
- 08:30-09:00 Inauguración
- Palabras de apertura (CEPIS, SENAPA)
- Objetivos del Seminario (CEPIS)
- 09:00-09:45 Lagunas de estabilización y el reuso de los efluentes tratados en América Latina (Bartone)

Estudio de caso - EXTRABES, Brasil
- 10:00-10:30 - Introducción (Silva)
- 10:30-11:15 - Resultados sobre lagunas anaeróbicas, facultativas y de maduración (Mara)
- 11:15-12:00 - Resultados sobre la biología de lagunas (Pearson)

Estudio de caso - San Juan de Miraflores, Perú
- 13:30-14:00 - Introducción (Bartone)
- 14:00-14:30 - Resultados sobre lagunas facultativas (Yáñez)
- 14:30-15:00 - Resultados sobre remoción de patógenos (Yáñez)
- 15:15-16:00 Discusión de los estudios de caso
- 16:00-17:30 Informes sobre los proyectos nacionales

Martes

- 08:30-09:15 Tema especial: Acuicultura en lagunas (Pearson)
- 09:15-09:30 Discusión del tema especial
- 09:30-12:00 Informes sobre los proyectos nacionales
- 13:30-14:15 Tema especial: Aspectos de construcción y operación que requieren de investigación (Sáenz)
- 14:15-14:30 Discusión del tema especial
- 14:30-16:30 Informes sobre los proyectos nacionales
- 16:30-17:30 Discusión de los proyectos nacionales

Miércoles

08:30-09:30	Trabajo básico: Prioridades de Investigación (Yáñez y Mara)
09:30-10:15	Panel sobre prioridades de investigación (5 panelistas)
10:30-12:00	Grupos de trabajo
13:30-14:30	Trabajo básico: Métodos experimentales y análisis de datos (Mara y Pearson)
14:30-15:15	Panel sobre métodos experimentales y análisis de datos (5 panelistas)
15:30-17:30	Grupos de trabajo

Jueves

08:30-09:15	Planificación de programas de muestreos y análisis (Esparza)
09:15-10:00	Análisis de Clorofila <u>a</u> (Pearson)
10:30-17:50	Visita a las lagunas de San Juan de Miraflores
	- Visita al sitio (CEPIS, SENAPA)
	- Demostración de métodos especiales de muestreo (Mara, Pearson, Esparza, y Canales)
	. Muestreadores automáticos
	. Instrumentos y registradores
	. Muestreador de columna
	. Productividad primaria
	. Trazadores

Viernes

08:30-09:15	Organización y gerencia de proyectos (Silva)
09:15-10:00	Formulación de protocolos y propuestas de investigación (Yáñez)
10:30-11:15	Creación de una red regional de investigación (Bartone)
11:15-12:00	Discusión
13:30-15:30	Preparación de conclusiones y recomendaciones
15:30-16:30	Aprobación del informe final
16:30-17:00	Clausura