

Remoção de fósforo em efluentes secundários com emprego de macrófitas aquáticas do gênero EICHHORNIA(*)

Maria Sílvia Romitelli(**)

1. OBJETIVOS

A necessidade de se remover os nutrientes de efluentes de esgotos, procurando evitar ou minimizar a eutrofização dos corpos d'água, tem sido já suficientemente salientada.

O fato de se utilizar macrófitas aquáticas, como é o aguapé, como agente "purificador" desses efluentes, justifica-se pela intensa absorção de nutrientes e pelo crescimento rápido característico dessas plantas, como também por oferecer facilidades para sua retirada das lagoas (o que já não acontece com as algas), e ainda pelas amplas possibilidades de aproveitamento posterior das plantas colhidas.

O tratamento com lagoas de aguapé, enquanto um processo biológico com a participação de organismos superiores, portanto um tratamento mais natural que os convencionais, junto a outros com características similares é chamado de alternativa ecológica, sistema ecológico, tecnologia inovativa etc. Eles são tratamentos que realizam uma boa purificação dos efluentes a baixo custo, e que permitem reciclagem de recursos (alimento, energia etc.), e merecem um destaque especial neste trabalho, por se apresentarem tão adequados às nossas regiões carentes.

O tratamento de efluentes em lagoas de aguapé já vem sendo utilizado no sul dos Estados Unidos e em outras partes do mundo, principalmente no tratamento terciário dos efluentes. Através da literatura consultada, verificamos a propriedade de lagoas de aguapé na remoção de vários po-

luentes, como matéria orgânica, nutrientes, metais pesados, praguicidas, produtos orgânicos etc.

Este trabalho procura estudar especificamente a remoção dos fosfatos em lagoas de aguapé, verificando em diferentes relações N:P, em diversos tempos de detenção e através da renovação das plantas, os meios para se conseguir um tratamento eficiente.

Durante os experimentos são acompanhadas as características físico-químicas dos efluentes, pH, oxigênio dissolvido etc., a fim de se entender melhor o processo e também se caracterizar o efluente a ser liberado no corpo receptor.

A partir da análise desses dados e de informação da literatura consultada, pretendeu-se fornecer alguns "critérios de projeto" para o pré-dimensionamento de lagoas de aguapé, projetadas em função da remoção do nutriente.

2. EUTROFIZAÇÃO

A eutrofização é, sem dúvida, um dos grandes problemas atuais relacionados com a qualidade dos corpos d'água, prejudicando o uso de rios e lagos.

O processo de eutrofização, que é o enriquecimento dos rios e lagos com nutrientes, é um fenômeno característico do "envelhecimento" de qualquer corpo d'água, em função da idade, da geologia e atividades desenvolvidas na bacia contribuinte. Entretanto, do ponto de vista sanitário, a maior preocupação está voltada para a eutrofização cultural, que é uma aceleração do processo devido às atividades do homem moderno. O crescimento exponencial da população, a tendência à urbanização, a adição de detergentes sintéticos aos esgotos, o uso intensivo de fertilizantes agrícolas inorgânicos etc., são todos fatores que contribuem para uma aceleração do processo natural.

Sawyer⁽⁵⁰⁾ conseguiu mostrar claramente essa relação entre mudanças de hábitos e atividades do homem moderno e a aceleração da eutrofização, através de esquemas onde aparecem as distribuições de nutrientes Nitrogênio (N) e Fósforo (P) em diferentes formas de exploração econômica (agrária-industrial), reproduzidos nas Figuras 2.1, 2.2, e 2.3.

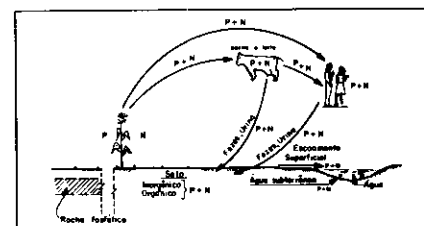


Figura 2.1. — Distribuição de fósforo e nitrogênio numa economia agrária

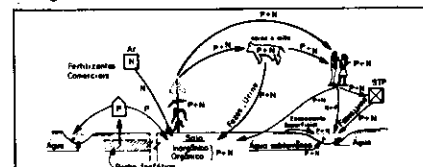


Figura 2.2. — Distribuição de fósforo e nitrogênio numa economia urbana simples

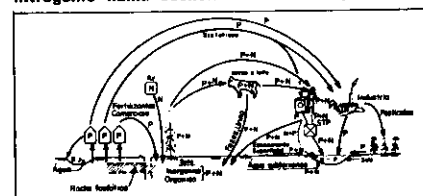


Figura 2.3. — Distribuição de fósforo e nitrogênio numa economia urbana complexa (de acordo com Sawyer, C. N.) (50)

A eutrofização é considerada como um comprometimento de qualidade dos corpos d'água, já que os seus usos prioritários exigem características físico-químicas, tais como as encontradas em lagos oligotróficos ou seja, baixa turbidez, aspecto agradável, capacidade de propiciar desenvolvimento de fauna e flora bastante diversificadas.

O excesso de nutrientes, quando atinge rios ou lagos, causa um desequilíbrio ao promover exagerado cres-

(*) DISSERTAÇÃO APRESENTADA À ESCOLA DE ENGENHARIA DE SÃO CARLOS, DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, SOB ORIENTAÇÃO DO PROF. SAMUEL MURGEL BRANCO, PARA OBTENÇÃO DO TÍTULO DE MESTRE EM HIDRÁULICA E SANEAMENTO.

(**) Engenheira da Firma AMBITEC Planejamento e Consultoria Ltda.

cimento da massa verde (fitoplâncton e macrófitas aquáticas), interferindo nas relações e equilíbrio da cadeia alimentar característica daquele ecossistema.

Além dos prejuízos causados pela presença física dessa biomassa aumentada, cujas algas trazem problemas para a transparência, gosto, odor, potabilidade das águas etc., e, as macrófitas aquáticas ocupando todas as margens, dificultando a recreação, navegação, pesca, e o próprio sistema de abastecimento d'água etc., ainda aparecem problemas consequentes: a deterioração desses vegetais, roubando o oxigênio das águas, causando a anaerobiose, aumento dos sólidos dissolvidos, substituição de organismos aquáticos presentes por espécies mais tolerantes, provocando um "empobrecimento" na fauna, e um enchimento gradual do lago (assoreamento), contribuindo para o aparecimento de condições cada vez mais eutróficas.

2.1. O Controle da Eutrofização

A idéia de se controlar os nutrientes para evitar a eutrofização é baseada no conceito de fator limitante de Liebig, que estabelece que o crescimento das plantas é limitado pelo fator em mais baixo suprimento em relação às necessidades das mesmas.

Vários fatores contribuem para o desenvolvimento dos vegetais em ecossistemas aquáticos (luz, temperatura, dióxido de carbono (CO₂), nutrientes etc.), mas somente certos fatores podem ser prática e economicamente controlados. Entre os nutrientes, os que geralmente aparecem em concentrações limitantes em ambientes eutróficos e passíveis de serem controlados, estão o nitrogênio (N) e o fósforo (P).

Existe uma polêmica muito grande a respeito de qual deles, nitrogênio ou fósforo ou ambos, deve-se reduzir para combater a eutrofização. Branco⁽⁸⁾, em seu trabalho sobre o lago Paranoá em Brasília, lembra que qualquer elemento cuja concentração seja reduzida, a um certo tempo passa a ser limitante, podendo então exercer o controle da situação.

No presente trabalho, preferiu-se optar pelo estudo do controle do fósforo (P), que também é o mais indicado pela literatura quando se discute o combate à eutrofização.

Um dos grandes estudiosos do assunto, Sawyer⁽⁵⁰⁾, justifica essa escolha, apontando os aspectos que depõem contra o controle sobre o nitrogênio quando se trata de minimizar a eutrofização:

— O nitrogênio (N) ocorre em várias formas (amônia, orgânico, nitrato, nitrato), o que torna a sua remoção fisicamente impossível num simples tratamento;

— A grande contribuição de nitrogênio numa bacia deve-se à sua apli-

cação em solos onde é convertido em nitratos e lixiviado com as águas subterrâneas;

— Na ausência de nitrogênio, certas algas azuis são capazes de fixar o nitrogênio atmosférico; portanto, eliminando-o, ainda assim dificilmente se controlaria o florescimento de algas como *Anabaena*, *Gloetrichia*, *Nostoc* etc., bem como algumas macrófitas que fazem simbiose com essas algas (*Azolla*, por exemplo).

É claro que, sabendo que a razão entre nitrogênio (N) e fósforo (P) comumente encontrada em esgotos está entre 4/1 e 6/1, e a razão de consumo desses elementos por algas e outros vegetais, entre 20/1 a 30/1, percebe-se que para se atingir a concentração crítica de fósforo (P) (isto é, que limitaria o florescimento de algas), exigir-se-ia uma eficiência muito maior nos mecanismos de retenção do fósforo do que do nitrogênio.

Várias concentrações de fósforo (P) em corpos d'água têm sido apontadas como valores críticos. A mais comum em literatura está ao redor de 0,01 mg/l. Ferguson⁽²³⁾, acredita ser esse valor muito baixo, e menciona lagos com concentrações mais elevadas, sem que se percebessem sintomas de eutrofização.

De qualquer forma, estabelecida a carga crítica em corpos d'água, a concentração de fósforo permitida em efluentes pode ser avaliada através de um balanço material, onde fatores como diluição em vazões mínimas, outras fontes de contribuição para a bacia drenante, evaporação, infiltração etc., devem ser computados. Na legislação americana, os tratamentos avançados devem reduzir os teores de fósforo em efluentes a 1,0 mg/l P ou menos.

2.2. A Contribuição de Fontes Não Pontuais

Na realidade, as medidas para controle efetivo do fósforo, que procuram evitar ou minimizar a eutrofização, devem ir além da remoção do nutriente em efluentes de esgotos. Isso porque uma grande parcela do nutriente que atinge uma bacia drenante provém de outras fontes, como é o caso de escoamento de águas pluviais sobre solos agrícolas, áreas urbanas, pastagens, florestas etc. Essas são as fontes difusas do fósforo, que, se não consideradas, podem vir a comprometer um programa de combate à eutrofização, em uma bacia drenante.

Nos Estados Unidos já existe um programa formulado pela EPA (Environment Protection Agency), no sentido de controlar fontes não pontuais de poluentes. É o chamado BMP (Best Management Practices), incluídos no Clean Water Act, de 1977, e que sugere práticas agrícolas para o controle de sedimentos, nutrientes, sais minerais, pesticidas, orgânicos e patogênicos. A Tabela 2.1, por exemplo, pro-

cura relacionar os vários tipos de exploração agrícola e os poluentes por eles gerados.

Tabela 2.1. — Atividades agrícolas e poluentes relacionados de acordo com Krivaki, J. A. (34)

POLUENTES	PRODUÇÃO AGRÍCOLA		PRODUÇÃO ANIMAL	
	IRRIGADA	NÃO IRRIGADA	COMPRADA	EXTRATIVA
Sedimentos	0	x	0	x
Retiradas	0	0	x	0
Sale	x	-	0	-
Materia Orgânica	0	0	x	0
Pesticidas	0	0	-	-
Patogênicos	-	-	0	0

x = Problema principal resultante da atividade.
0 = Problema secundária.
- = Problema desprezível.

Quando aos nutrientes, as estimativas que procuram avaliar suas diferentes contribuições ou cargas, relacionadas aos diferentes usos do solo, apontam valores extremamente variáveis, e as tentativas de se assumirem valores "típicos" podem levar a erros grosseiros. De qualquer maneira, apesar da pouca precisão, Ferguson⁽²³⁾, formulou uma tabela nesse sentido (Tabela 2.2), relacionando as contribuições anuais de nutrientes nos Estados Unidos. Assim também o fez Hesler⁽²⁷⁾ que listou as quantidades de nitrogênio e fósforo que alcançam as águas superficiais de Wisconsin (Tabela 2.3).

Essas Tabelas, quando analisadas mais detalhadamente, levam a constatações como:

— 85% do nitrogênio e 75% do fósforo vêm de fontes geradas pelo homem;

— A grande contribuição do nitrogênio provém do cultivo dos solos (51%), enquanto os esgotos domésticos representam apenas (33%);

— 50% do fósforo vêm de esgotos domésticos e 46% do uso do solo pelo homem.

Sem dúvida, as tabelas confirmam a necessidade de controle sobre fontes difusas de uma bacia. E é através do conhecimento do fluxo do fósforo na natureza, das várias atividades em que ele participa, que se pode chegar às práticas efetivas para tanto.

2.3. O Fluxo do Fósforo na Natureza

De uma maneira simplificada, o ciclo do fósforo pode ser visto como segue na Figura 2.4.

O caminho do fósforo na natureza é praticamente unidirecional, da exploração das rochas à deposição no fundo de lagos e oceanos (ciclo sedimentar). Para completar o ciclo, depende-se do auxílio de algumas aves marinhas, ou mudanças geológicas que levam milhares de anos para ocorrer.

Certos cientistas alertam para as consequências da exploração intensiva de rochas fosfáticas, como ocorre atualmente, considerando o fato de as reservas desses minerais serem esgotáveis relativamente a curto prazo. Daí um primeiro ponto a favor do uso racional de fertilizantes, e principal-

Tabela 2.2. — Quantidades aproximadas de nutrientes (de fontes entrando e presentes nas águas superficiais norte-americanas) (de acordo com Ferguson, F. A.) (23)

PONTE	QUANTIDADES DE NUTRIENTES x 10 ⁶ kg/ano (x 10 ⁶ libras/ano)		
	MATÉRIA ORGÂNICA	NITROGÊNIO	FÓSFORO
Natural			
• chuva (direta na água superficial)	1905-3556 (4300-7400)	7-136 (15-300)	1-8 (2-17)
• plantas aquáticas	-	14-268 (30-590)	0-48 (0-107)
• aves aquáticas, peixes, fauna de leite e semelhantes	-	0-485 (0-1070)	-
• lodos e corpos d'água	-	-	-
• escoamento de florestas (incluindo florestas comerciais)	-	449-1020 (990-2250)	110-266 (243-587)
• outras terras	-	-	-
Esgoto gerado pelo homem			
• Doméstico			
• efluentes humanos e alimentares	2358 (5200)	803 (1830)	62-75 (137-166)
• efluentes de águas de lavagens	-	-	113-127 (250-280)
• Industrial			
• efluentes de processamento de alimentos	-	-	-
• outros efluentes	-	-	-
Escoamento de:			
• Região urbanizada	2495 (5500)	90 (200)	9 (19)
• Terreno cultivado:			
• Fertilizado	8120 (17900)	925 (2040)	50-172 (110-380)
• Não fertilizado	-	-	-
• Pastagens	-	190 (430)	77 (170)

Tabela 2.3. — Resumo do Nitrogênio e Fósforo estimado atingindo as águas superficiais de Wisconsin (de acordo com Hasler, A. D.) (27)

PONTE	N		P	
	10 ³ kg/ano (Tb/ano)	%	10 ³ kg/ano (Tb/ano)	(% do Total)
Estações de tratamento municipal	9072 (20000)		3175 (7000)	84,5
Sistema de esgotos privado	2177 (4800)		127 (280)	5,9
Efluentes municipais	680 (1500)		45 (100)	1,8
Fontes rurais:				
• solos adubados	3697 (8110)		1225 (2700)	9,9
• outras terras cultivadas	261 (576)		174 (384)	0,7
• solos florestais	197 (435)		80 (175)	0,5
• pastagens, bosques e outras terras	245 (540)		163 (360)	0,7
• água subterrânea	15558 (34300)		129 (285)	42,0
Escoamento urbano	2019 (4450)		667 (1250)	5,6
Precipitação sobre corpos d'água	3153 (6950)		70 (155)	1,2
Total	37041 (81881)		5695 (12567)	100

dos na fabricação de fertilizantes. Portanto, um controle sobre fontes não pontuais de fósforo basicamente se resume no controle do nutriente quando usado na agricultura.

2.3.1. O Fósforo na Agricultura

Na agricultura moderna, a economia que os fertilizantes comerciais representam é tal, que a aplicação dos mesmos tornou-se essencial em qualquer atividade agrícola.

Os fertilizantes substituem, na agricultura, terra, trabalho etc., portanto são economicamente muito atraentes. Nos Estados Unidos foi observado que, entre 1950/69, diminuiu sensivelmente sua população em áreas envolvidas nas atividades agrícolas, embora houvesse um aumento na produção. Atualmente, apenas 5% da sua população se ocupam na produção de alimentos para toda a nação, portanto, percebe-se a presença de uma tecnologia agrícola bastante avançada, que infelizmente se utiliza de uma simplificação radical dos ecossistemas (monocultura) com danosas consequências, e que exige o uso intensivo de nutrientes químicos sobre o solo agrícola.

Felizmente, o solo é um grande retentor de fósforo (P). Sabe-se que qualquer aplicação de fósforo solúvel no solo, seja em forma de fertilizantes, resíduos de plantas, ou adubo animal, permanecerá este próximo ao ponto de aplicação (com exceção de alguns solos, como areia e turfa, que apresentam baixa tendência a reagir com fósforo).

Os íons ortofosfatos (H₂PO₄⁻¹; PO₄⁻³), que são as formas mais comuns em que se encontra o nutriente nos solos, reagem com uma variedade de cátions, por exemplo: Ca⁺², Fe⁺³, Zn⁺², Al⁺³, presentes no meio para formar uma série de componentes insolúveis. O fósforo também pode ser adsorvido por algumas superfícies minerais presentes nos solos.

Em consequência dessa reatividade do fosfato, as suas concentrações em

utilização de recursos, como será discutido em capítulo posterior.

Um diagrama de massa, do fluxo atual de fósforo nos Estados Unidos, Figura 2.5, permite avaliar o peso de cada atividade como consumidora e portanto geradora de efluentes contendo "fósforo". E a grande constatação é que quase 80% do fósforo explorado nas minas dos Estados Unidos vêm sendo atualmente emprega-

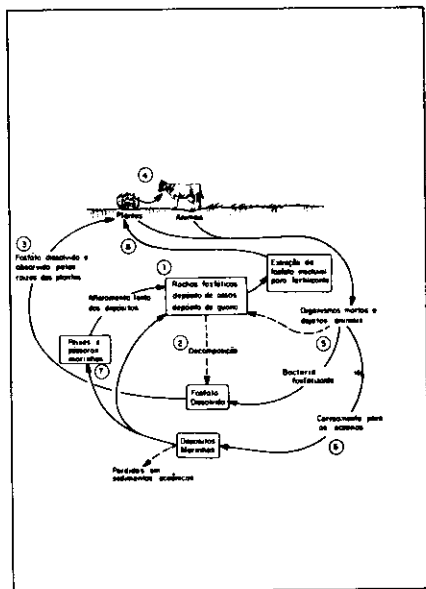


Figura 2.4. — Ciclo do fósforo

mente da "reciclagem" de recursos. Vale a pena ressaltar que a reciclagem é um dos pontos que reforçam a utilidade de aplicação de tratamentos naturais, como é o caso de remoção de fosfatos com o uso do aquapé, com grandes possibilidades de reu-

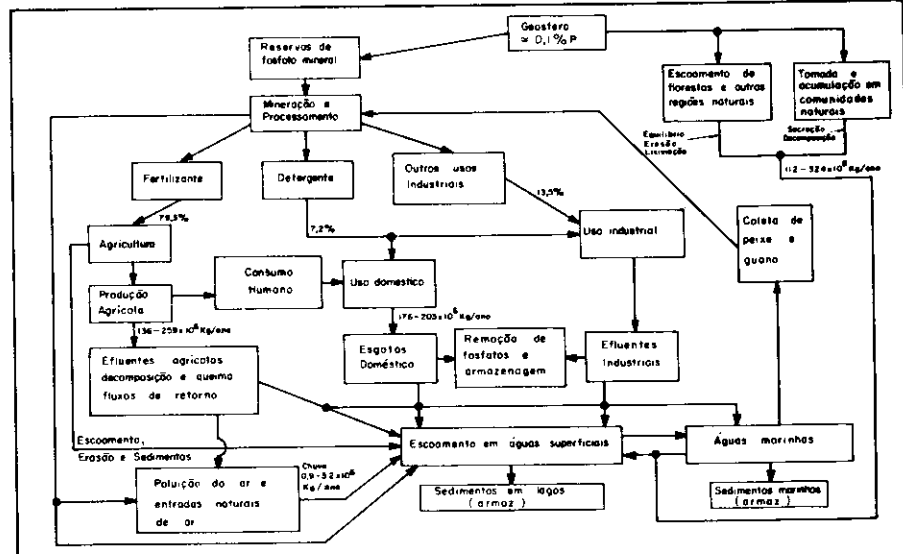


Figura 2.5. — Fluxograma de massa atual para fósforo nos Estados Unidos (de acordo com Porcella e Bishop) (47)

águas que deixam o solo são muito baixas (0,1 a 0,01 mg/l P), prevalecendo a tendência desse elemento, aplicado em forma de fertilizantes, a ficar retido nas camadas superficiais dos solos agrícolas.

A possibilidade da irrigação vir a dissolver ou carrear esses complexos de fosfatos retidos no meio parece bastante remota. Em certos lugares, como é o caso de **Snake River Valley**, onde a irrigação vem sendo usada há mais de 60 anos, ocorre exatamente o inverso — a água do rio é, na verdade, purificada em relação aos fosfatos, apresentando um teor mais baixo do nutriente após passagem pelo solo (47).

2.4. O Controle do Fósforo em Fontes Não Pontuais, através do Combate à Erosão

A introdução de fosfatos em corpos d'água provenientes de solos agrícolas deve-se fundamentalmente ao carreamento de partículas de suas camadas superficiais, devido ao escoamento das águas. Portanto, para se diminuir essa grande parcela (aproximadamente 50%) da contribuição de fósforo para os corpos d'água, é preciso evitar a **erosão do solo**, o carreamento intensivo de sedimentos para rios e lagos.

Existe, é verdade, uma dúvida quanto à disponibilidade do fósforo associado aos sedimentos para crescimento das algas. É sabido que os sedimentos inorgânicos, depositados no fundo de rios e lagos, servem como fonte ou depósito de fósforo solúvel, e portanto atuam como tampão no caso de grandes mudanças na concentração. Dependendo do grau em que a água, em contato com os sedimentos, se encontra saturada de fósforo associado às partículas suspensas, os sedimentos inorgânicos podem adicionar ou remover fósforo solúvel da água. Portanto, deve-se esperar que sedimentos originários de solos altamente fertilizados sejam uma maior fonte de fósforo solúvel do que aqueles solos com cobertura natural.

Para controle da erosão e conservação do solo, várias técnicas agrícolas são bastante desenvolvidas. Essas técnicas incluem melhoramentos do solo, formas apropriadas de aração, culturas em faixas, terraços, rotatividade das culturas etc.

Os melhoramentos do solo com a adição de adubos orgânicos e fertilizantes químicos aumentam a taxa de infiltração, a aglutinação das partículas, e reduzem a erosão por camadas. A taxa de infiltração também pode ser aumentada por técnicos de aração, como curvas de nível etc.

Os terraços, além de aumentarem a infiltração, diminuem a declividade do solo, com conseqüente redução na velocidade de erosão.

No entanto, é a cobertura vegetal o elemento que mais protege o solo contra a erosão. A vegetação protege o solo de várias maneiras (9):

— Reduzindo ou amortecendo o impacto das gotas de chuva;

— Servindo como barreira física ao transporte de materiais;

— Dando solidez e porosidade aos solos, pela ação de suas raízes filamentosas;

— Favorecendo a aglutinação das partículas, a partir da decomposição de seu material morto;

— Promovendo um secamento mais rápido do terreno pela maior extensão da superfície foliar.

Portanto, os sistemas que oferecem continuidade da cobertura vegetal, como é o caso das associações naturais (florestas, matas) e prados, são altamente resistentes à erosão.

Em casos de solos cultiváveis, além da cobertura do solo, aconselham-se práticas racionais de exploração agrícola, como é o caso da policultura com rotatividade anual, de tal forma a explorar todas as possibilidades do solo, concedendo-lhe alguns períodos de repouso. Quanto às pastagens, deve-se evitar o pastoreio excessivo, procurando adequar a quantidade de animais à capacidade do terreno, alternar os tipos de animais sobre o solo e também permitir períodos de descanso às pastagens.

Uma aplicação adequada de fertilizantes, isto é, a escolha da época, do tipo e das quantidades, de acordo com as necessidades da cultura e do teste do solo, é também um meio de se evitar o escoamento de fertilizantes às águas receptoras.

Portanto, considerando-se que o controle de fosfato em zonas rurais depende basicamente de práticas agrícolas de controle de erosão, que justamente favorecem o agricultor, a tarefa de se minimizar as cargas do nutriente que alcançam os corpos d'água deve basear-se na informação e posterior controle sobre a atividade do agricultor.

2.5. A Substituição dos Fosfatos em Detergentes Sintéticos

Na tentativa de diminuir a carga de fosfatos em efluentes domésticos e industriais, reduzindo o grau de tratamento necessário em estações de tratamento de esgotos, ou ainda a carga de nutrientes atingindo os corpos receptores, tem-se discutido a possibilidade de substituir os fosfatos dos detergentes.

Um detergente típico é composto de: surfactante (ABS ou LAS), fosfato e ingredientes variados, como branqueadores, perfumes, inibidores etc. O tripolifosfato complexo é o elemento básico "construtor" e de detergentes que se empresta aos mais varia-

dos fins. As funções que ele exerce são (58):

— Abrandamento da água, removendo íons de Ca^{+2} e Mg^{+2} ;

— Remoção de íons indesejáveis, como sais de ferro e manganês, que provocam manchas de ferrugem, amarelamento das roupas, descoloração dos tecidos;

— Emulsificação das gorduras;

— Dispersão das sujeiras;

— Atividade tampão, que promove boa limpeza enquanto protege as fibras, pele etc.

— Proporciona alcalinidade necessária para remoção da sujeira etc.

Além disso, ainda é não-tóxico, compatível com tratamento de água e esgotos, e econômico para o usuário.

A indústria de detergentes nos Estados Unidos foi pressionada, por agências ambientais, a procurar um produto substituto para o fosfato; mas, uma alternativa que satisfaça a todas essas funções simultaneamente vem sendo bastante difícil de se encontrar.

Os fabricantes contestam, alegando que a remoção de fosfatos dos detergentes traria um benefício mínimo para o ambiente, a menos que todas as outras fontes de fósforo sejam eliminadas. Alegam que existe tecnologia necessária para a remoção de fosfato em efluentes, e que essa substituição deve se dar somente em regiões mais drasticamente atingidas pela eutrofização. De qualquer forma, considerando o uso crescente de detergentes nas mais variadas atividades do homem moderno, a substituição do fosfato pode vir a ser extremamente vantajosa para o controle do nutriente.

2.6. A Remoção de Fósforo em Efluentes de Esgotos

2.6.1. O Fósforo em Efluentes

A contribuição de fósforo em esgotos municipais provém basicamente de 2 fontes — dejetos humanos e produtos de limpeza.

A concentração de fósforo em esgotos é bastante variável, entre 2-25 mg/l, mais frequentemente entre 7-15 mg/l, com uma média em torno de 10 mg/l (P).

Segundo estimativa de Vollenweider, os esgotos humanos fornecem uma média per capita de 2,18 g P/capita/dia; considerando que geralmente detergentes contribuem com 50% do fósforo em esgotos, pode-se dobrar esse valor, portanto chega-se aos 4,36 g P/capita/dia.

O fósforo (P) pode ocorrer em esgotos em forma de fósforo orgânico (P orgânico), complexos de fosfato (polifosfatos) e ortofosfatos. O fósforo orgânico está presente como matéria orgânica particulada e como componente das células de bactérias. Os complexos de fosfato (polifosfatos), tais como

tripolifosfatos e pirofosfatos são originários principalmente de detergentes. O ortofosfato que é excretado na urina, é o produto final da degradação micro-biológica do fósforo orgânico e da hidrólise dos complexos de fosfato. Durante o tratamento de esgotos, a maior parte do fósforo orgânico e dos complexos fosfatados é removida ou decomposta a ortofosfato.

A concentração de fosfato total e a razão de ortofosfato para polifosfato variam bastante no esgoto bruto durante 24 horas (em grande parte, devido ao aumento do polifosfato nos períodos matinais). Entretanto, em termos práticos qualquer tratamento deve ser capaz de remover ambos, orto e polifosfato.

2.6.2. Processos Convencionais de Remoção de Fósforo

2.6.2.1. Precipitação Química

O processo mais comumente usado em tratamentos convencionais para remoção de fósforo é a precipitação química.

Uma variedade de produtos químicos pode ser usada para a precipitação do fósforo (em forma de fosfato), tais como: sais de ferro, de alumínio e cal.

A cal é um precipitante bastante atraente porque é barata, e também porque o lodo formado na precipitação pode ser calcinado para recuperação final do produto.

Esses precipitantes geralmente requerem a adição de polieletrólitos para uma sedimentação eficiente. Também as combinações de produtos, tais como sais de ferro ou de alumínio com cal, podem ser em certos casos mais eficientes, baratas, capazes de produzir menor quantidade de lodo do que o produto sozinho.

O precipitante pode ser aplicado, na prática, em três pontos básicos de uma estação de tratamento de esgotos, como mostra a Figura 2.6 (embora algumas variações sejam permitidas):

a. diretamente ao esgoto bruto, o que leva a remoção de fosfato, além de um incremento na remoção de sólidos suspensos e da DBO e DQO, nesse estágio inicial do tratamento. Essa alternativa permite alcançar remoções superiores a 95, sem exigir um tanque de sedimentação exclusiva para o processo;

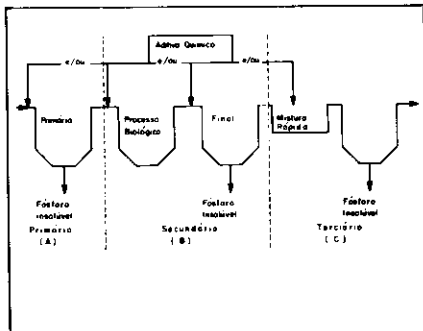


Figura 2.6. — Pontos de dosagem para controle químico de fósforo (de acordo com Cohen, J. M.) (12)

b. no tanque de aeração de sistemas de lodos ativados, é a alternativa que envolve menor custo capital, sendo no entanto limitada ao uso de sais de ferro e alumínio e dificilmente proporcionará uma remoção de fosfato acima de 80%;

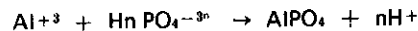
c. em unidades terciárias, onde não há restrições quanto ao precipitante a ser utilizado, e proporciona porcentagens de remoção mais elevadas, em estações de tratamentos biológicos já existentes.

Em qualquer caso, para uma remoção mais eficiente, o processo deve incluir uma filtração final.

— Precipitação de Fosfatos com sais de ferro e alumínio.

Os sais de alumínio geralmente usados na precipitação são o sulfato de alumínio e aluminato de sódio. Para ferro usa-se sulfato ou cloreto férrico quando se trata de Fe^{+3} , e sulfato ou cloreto ferroso e ainda "waste pickle liquor" para Fe^{+2} .

As equações simplificadas que descrevem essas precipitações são como seguem:



De acordo com as equações anteriores, um mol de alumínio ou de ferro (II) será capaz de precipitar um mol de fosfato. Na realidade, essas reações ocorrem em competição com outras reações e são dependentes da alcalinidade, pH, elementos-traço etc., encontrados nos esgotos.

Sabe-se do estudo da química de precipitação com sais de alumínio e ferro, por exemplo, que a mínima solubilidade do alumínio ocorre a pH 6 e a do ferro (III) em pH entre (3,5 — 4,5). Quanto ao ferro (II) a máxima remoção (mínima solubilidade) ocorre a pH 8, portanto nesse caso o uso da cal ou soda cáustica é exigido para manter o pH. Também para o Fe (II), torna-se necessário um acréscimo de oxigênio dissolvido, logo após a precipitação, para oxidar o $Fe(OH)_2$ formado, que é levemente solúvel, sendo a forma de $Fe(OH)_3$ bastante insolúvel.

As dosagens adequadas para a remoção de fosfato com sais de alumínio e ferro estão dentro das faixas indicadas na Tabela 2.4.

Tabela 2.4. — Faixa de dosagem para alumínio e ferro na remoção de fósforo (*) (de acordo com Metcalf & Eddy) (38)

PRODUTO QUÍMICO	MOLES DO PRODUTO QUÍMICO	
	MOLES DE FÓSFORO	
Alumínio (Al III)	1,6	2,6
Ferro (Fe II)	1,8	2,6
Ferro (Fe III)	1,8	2,2

(*) Fósforo residual ≤ 1 mg/l

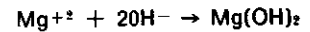
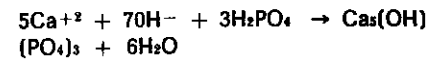
No entanto, para uma informação mais segura, que leve a uma boa pre-

cipitação e separação, são necessários testes em projeto-piloto ou na própria estação de tratamento.

— Precipitação do Fosfato com Cal

A química de precipitação de fosfato com cal depende antes do pH e alcalinidade dos efluentes, do que da quantidade de fosfato presente, como acontece com os sais de alumínio e ferro.

As equações de precipitação são aproximadamente como seguem:



Portanto, para o uso da cal como precipitante para fosfato, precisa-se conhecer:

— O grau desejado de remoção (isto é, o fosfato residual permitido);

— A alcalinidade do esgoto;

— A dosagem da cal para alcançar determinado pH.

A Figura 2.7 mostra esta interdependência entre pH, alcalinidade e dosagem de cal. Na Figura 2.8 está representado o fosfato residual em função do pH. O partir desses gráficos, portanto, pode-se estimar a dosagem de cal necessária à remoção dos fosfatos, ou seja, a partir do fosfato residual permitido, chega-se ao pH ótimo da reação, que juntamente com a alcalinidade conhecida, fornece a dosagem necessária para a precipitação.

O lodo precipitado pode vir a ser reutilizado através da calcinação. Através desta, a matéria orgânica presente é incinerada e o carbonato e hidróxido de cálcio são reconvertidos a óxidos de cálcio (cal).

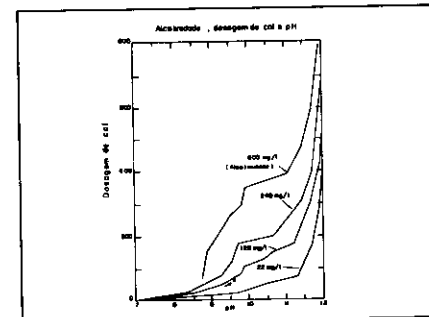


Figura 2.7. — Relações entre alcalinidade, dose de cal e pH (de acordo com Cohen, J. M.) (12)

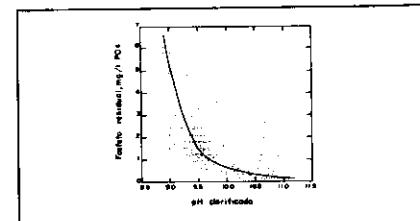


Figura 2.8. — Efeito do pH no residual de fosfato após clarificação com cal e filtração (de acordo com Cohen, J. M.) (12)

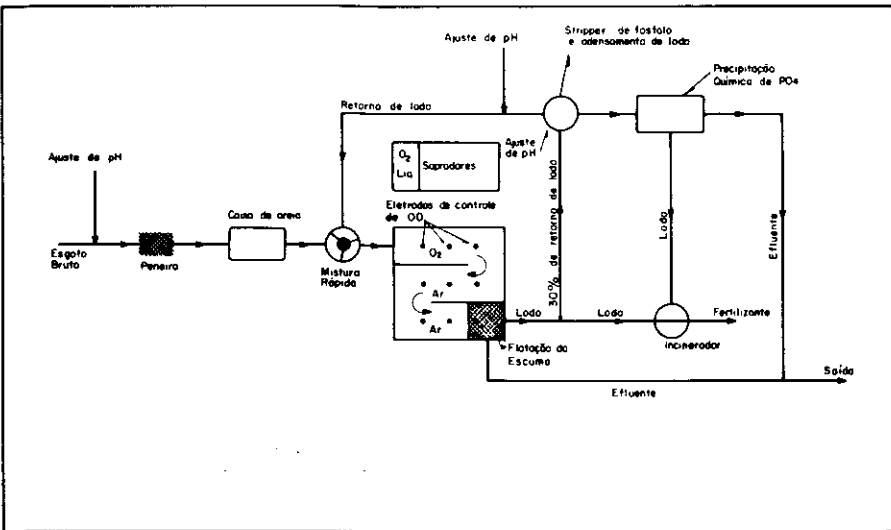


Figura 2.9. — Fluxograma do processo de tratamento de esgotos proposto para remoção de fosfatos em adição ao tratamento biológico usual (de acordo com Levin, G. V. e Shapiro, J.) (34)

2.6.2.2. Lodo Ativado

É difícil afirmar qual é a porcentagem de fósforo que pode vir a ser removida em tratamentos biológicos de esgotos. Segundo estudos de Jenkins e Menar, essa porcentagem estaria em torno de 28% em lodo ativado com sedimentação primária Carberry e Tenney (10), indicam 20% de remoção de fosfatos em filtros biológicos e 40% em lodos ativados. Supõe-se que, em operações normais de unidade de tratamento biológico, a biomassa remove o carbono e fósforo na proporção de 106:1 (presente em matéria orgânica em geral), e o lodo de tais processos contém aproximadamente 2 a 3% de fosfato em sua matéria seca.

No entanto, vários estudos têm sido desenvolvidos onde a remoção de fósforo solúvel de esgoto, pelos organismos presentes no lodo ativado, é bem maior do que a necessária para os seus crescimentos. Esse fenômeno é chamado de "luxurious uptake of phosphate".

Ele foi observado por Vacker et alii (56), em várias estações de tratamento com lodos ativados, no sul dos Estados Unidos, onde a remoção de fósforo alcançava 90%, e o lodo chegava a conter aproximadamente 7,0% do fósforo em peso seco. Para isso os seguintes parâmetros operacionais eram seguidos:

- Uma carga orgânica ótima de 50 lb DBO/100 lb de sólidos no tanque de aeração, que devia ser mantida constante;

- O oxigênio dissolvido no tanque de aeração devia ser de 2 mg/l no ponto médio do tanque e 5 mg/l no efluente;

- O lodo rico em fosfato devia ser disposto totalmente separado dos processos primários e secundários.

Levin e Shapiro (36) fizeram pesquisas mais aprofundadas sobre o fenômeno, e concluíram que essa "luxurious uptake" devia-se fundamentalmente ao oxigênio dissolvido presente no tanque

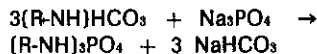
de aeração. As taxas em que o oxigênio era aplicado afetavam fortemente a capacidade de retirada de fosfato pelos organismos do lodo. Quando se aplicava oxigênio puro, o sistema era então mais eficiente. O pH ótimo para uma "luxurious uptake of phosphate" foi observado entre 7-8. Em pH mais baixo ocorria o fenômeno inverso: a perda do fosfato absorvido pelo lodo. Este aspecto pode vir a ser aproveitado para "limpeza" do lodo de retorno (retirada do fosfato), o que segundo os pesquisadores tornaria o sistema mais eficiente.

Considerando todos esses pontos levantados, Levin e Shapiro (36) propuseram uma estação de tratamento de lodos ativados, incluindo a "luxurious uptake of phosphate". O esquema da mesma é mostrado na Figura 2.9.

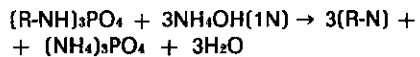
2.6.2.3. Troca Iônica

O processo foi proposto por Pollio e Rumin. Ele ocorre em um trocador iônico pressurizado, que opera em ciclo bicarbonato, e é regenerado com hidróxido de amônia e dióxido de carbono. As reações em que se fundamenta o processo são como seguem:

— Remoção de fosfato (Alcalinização):



— Regeneração:



Durante a operação, o efluente secundário entra no pressurizador e é forçado em direção ascendente através do trocador iônico, usando 50 psi de pressão. Na regeneração, o hidróxido de amônia e depois água carbonatada sob pressão (50 psi) são aplicados sobre a resina em fluxo descendente.

São as resinas modernas, com macroporos que permitem sua utilização em efluentes de esgotos, porque con-

seguem absorver muito mais matéria orgânica, permitindo, portanto, que a troca iônica seja considerada atualmente como uma opção na remoção de fosfatos em esgotos domésticos.

3. ALTERNATIVAS BIOLÓGICAS NO TRATAMENTO DE ESGOTOS

Alternativas biológicas, tecnologia inovativa, soluções ecológicas, tratamentos naturais, aquacultura, são as designações que vêm sendo dadas aos sistemas biológicos de tratamentos de esgotos onde ocorrem interações de vários elementos de diferentes níveis tróficos para purificação dos efluentes; isto é, além dos microrganismos encontrados em tratamentos biológicos convencionais, participam desses sistemas organismos de níveis mais elevados, como plantas e animais aquáticos superiores. Na verdade, são apenas sistemas mais naturais que os biológicos convencionais, usando o potencial purificador da natureza, portanto, com um menor controle humano sobre o processo.

É o caso de tratamento de esgotos com plantas aquáticas, piscicultura em efluente de esgotos, aplicação de esgotos em mangues e alagados, aplicação sobre o solo ou sobre diferentes associações vegetais etc.

Segundo Hillman e Culley (28), essas formas de tratamento representam a policultura, enquanto os tratamentos convencionais equivalem à monocultura. Portanto, as alternativas biológicas desfrutam da diversidade que, segundo conceito ecológico, contribui para a estabilidade do sistema. "Espécies adequadamente escolhidas podem interagir para maximizar o uso da energia disponível, nutrientes e outros recursos, devendo resultar uma massa maior de matéria viva do que a monocultura."

No entanto, uma das principais razões que levam à busca ou talvez, melhor dizendo, ao retorno a essas soluções ecológicas, é o custo elevado da construção e operação de estações de tratamento convencionais e a grande demanda de energia na manutenção das mesmas, na fabricação de produtos químicos. Em balanços materiais globais, em estações de tratamentos de esgotos convencionais, verifica-se que grande parte destas são basicamente poluentes, comprometendo ar e solo por uma relativa purificação dos efluentes. Essa purificação fica por conta da redução do DBO e sólidos suspensos, não estando as estações preparadas para os novos produtos químicos, que cada dia mais vêm sendo acrescentados à água, os quais podem causar grandes danos à natureza e em especial ao homem. A própria cloração usada na desinfecção final do esgoto é suspeita, já que cloro reagindo com matéria orgânica pode propiciar a formação de elementos potencialmente carcinogênicos.

As soluções ecológicas, por sua vez, são soluções menos dispendiosas em termos de energia (usam energia so-

lar), construções, equipamentos etc., embora exijam uma maior área para suas instalações. São menos susceptíveis às variações de carga e aos efluentes tóxicos, devido à maior diluição e tempo de detenção, e a diversidade de elementos participando do sistema; no entanto, alguns desses elementos, uma vez atingidos, levarão um tempo considerável para se restabelecerem. Ainda essas soluções são mais vulneráveis às condições ambientais (clima, sazonalidade, doenças, chuvas, enchentes, ventos, evapotranspiração etc.), em alguns casos, podendo comprometer a confiança no sistema. No entanto, ao contrário dos tratamentos convencionais que são altamente especificados na remoção de determinados poluentes, os sistemas ecológicos podem vir a "trabalhar" com uma ampla faixa de elementos.

Uma das grandes vantagens desses sistemas está na geração de subprodutos, pois proporcionam grande produção animal ou vegetal, que podem ser usados como fonte de proteínas, de energia, ração animal, fertilizantes etc.

Goldman e Ryther (24), comentam: "Pode parecer que somos incrivelmente esbanjadores, não utilizando o potencial fertilizante presente no esgoto para produzir alimento; particularmente quando estamos gastando energia e dinheiro, para encontrar meios de remover nitrogênio dos esgotos com o único propósito de proteger a qualidade das águas naturais".

Os sistemas ecológicos mais comumente discutidos em literatura são: lagoas de plantas aquáticas (a ser discutida em capítulo posterior) piscicultura em efluentes de esgotos, aplicação de esgotos sobre alagados, aplicação de esgoto sobre o solo, e sistemas mistos. A maioria deles, são sistemas primitivos de tratamento, redescobertos pela conveniência com o que se adaptavam às necessidades do mundo moderno. As pesquisas nesse campo, procuram ajustá-los aos padrões atuais

Tabela 4.1. — Absorção de Produtos Químicos por várias Macrófitas em mg/kg peso seco e mg/m² área (segundo Seidel, K.) (51)

	Cu		Co		Zn		Ni		Mo		Mn		B	
	mg/kg	mg/m ²	mg/kg	mg/m ²	mg/kg	mg/m ²	mg/kg	mg/m ²	mg/kg	mg/m ²	mg/kg	mg/m ²	mg/kg	mg/m ²
<i>Scirpus lacustris</i>	4,8	16,13	6,83	2,89	50	169,00	1,71	6,76	0,55	1,85	1800	4032,00	14,6	49,6
<i>Carex striata</i>	6,8	15,23	6,72	1,98	83	171,36	2,46	6,69	0,29	0,79	970	2638,4	21,4	58,21
<i>Iris pseudacorus</i>	5,7	14,14	1,11	2,75	50	124,0	1,76	4,34	0,33	0,93	382	947,36	10,3	25,41
<i>Typha angustifolia</i>	4,7	8,77	0,44	0,65	49	82,82	1,86	2,68	0,30	0,43	779	1121,78	24,5	35,28
<i>Glyceria aquatica</i>	5,8	11,65	0,40	0,39	73	151,64	1,99	4,14	0,24	0,49	586	1218,88	15,0	31,20
<i>Phragmites communis</i>	4,2	18,82	0,62	2,78	87	185,76	1,53	6,85	0,36	1,18	166	743,68	8,2	36,74
<i>Acorus calamus</i>	4,1	6,56	0,58	0,85	38	80,8	1,08	1,73	0,30	0,49	383	812,8	58,9	91,04
<i>Sparanium erectum</i>	5,6	7,17	1,07	1,37	78	97,28	2,27	2,91	0,24	0,31	604	775,12	40,2	51,46
<i>Myosotis palustris</i>	12,2	3,90	1,44	0,46	104	33,28	3,19	1,02	0,53	0,17	2000	640,0	30,8	9,88
<i>Nentha aquatica</i>	6,5	14,38	0,54	0,91	78	131,04	2,03	3,41	0,47	0,79	381	640,1	38,3	64,34

	Ca		Mg		P		K		Na		Fe		Si	
	g/kg	g/m ²	g/kg	g/m ²	g/kg	g/m ²	g/kg	g/m ²	g/kg	g/m ²	g/kg	g/m ²	g/kg	g/m ²
<i>Scirpus lacustris</i>	3,95	12,17	0,98	3,29	8,00	6,72	10,30	34,61	6,30	21,17	0,78	2,62	18,60	43,34
<i>Carex striata</i>	6,84	13,18	2,06	5,80	2,20	6,93	13,90	38,31	3,20	5,58	3,80	10,34	17,60	47,87
<i>Iris pseudacorus</i>	16,97	42,08	2,58	6,39	2,50	6,20	35,40	87,79	1,70	4,22	1,30	3,22	4,30	10,48
<i>Typha angustifolia</i>	14,38	22,48	1,49	2,29	2,20	3,17	14,10	20,30	12,20	17,57	1,10	1,58	3,70	5,33
<i>Glyceria aquatica</i>	4,79	9,98	1,48	3,04	2,50	5,30	26,00	54,00	1,20	2,50	1,30	2,70	14,80	30,78
<i>Phragmites communis</i>	1,70	7,82	0,22	3,90	1,40	6,27	8,10	38,29	1,10	4,93	0,92	4,18	21,70	97,22
<i>Acorus calamus</i>	12,33	19,73	1,84	2,94	2,90	4,54	20,00	32,00	4,10	6,56	0,97	1,55	3,30	5,28
<i>Sparanium erectum</i>	10,11	12,94	2,10	2,69	3,90	4,99	34,80	31,74	8,80	8,70	3,80	4,81	6,80	8,70
<i>Myosotis palustris</i>	9,13	2,98	1,50	0,49	2,00	0,64	42,50	13,60	5,00	1,60	10,20	8,26	8,80	2,66
<i>Nentha aquatica</i>	16,95	28,48	1,58	2,75	2,20	3,70	10,60	17,64	6,90	11,58	8,10	8,21	4,10	6,89

exigidos para os efluentes, assim como aos subprodutos fornecidos pelos tratamentos.

Já os sistemas mistos são de concepção atual, empregando elementos dos tratamentos naturais (animais e plantas superiores) em sistemas mecanizados. Assim o é **Solar Aquacell System** esquematizado na figura 3.1, que vem sendo empregado com sucesso tratando o esgoto municipal da cidade de Hércules, na Califórnia.

4. PLANTAS AQUÁTICAS

Quando passamos a considerar as plantas aquáticas e organismos epífitos participando do tratamento de esgotos, estamos diversificando os elementos biológicos a serviço da purificação das águas, a partir das lagoas de estabilização convencionais.

Portanto, num tempo mais longo, e num ambiente com características físicas e químicas peculiares, as plantas realizam filtração, degradação e assimilação dos poluentes minerais e mesmo alguns componentes orgânicos nos esgotos. Incorporando-o à sua biomassa, elas são capazes de transformar o poluente em matéria-prima como proteína, fibra e energia, ou concentrá-lo,

como ocorre com metais pesados e radioisótopos, numa forma conveniente para extração ou deposição apropriada.

4.1. Experiência do Instituto Max Planck (51)

O Instituto Max Planck, na Alemanha, vem desenvolvendo pesquisas a respeito da aplicação de plantas aquáticas para fins depurativos, desde 1953, sob direção de Kathe Seidel. 200.000 espécies de vegetais já foram testadas no sentido de verificar sobrevivências e efeitos positivos em efluentes contaminados.

Os resultados têm sido surpreendentes — certas plantas desenvolvem adaptações anatômicas, fisiológicas e morfológicas em presença de certos efluentes tóxicos, a fim de sobreviverem ao meio hostil e alimentarem-se de estranha dieta. É o caso de **Schoenoplectus lacustris**: quando em água limpa, a planta apresentava estômatos uniformes em arranjo e tamanho; porém, quando desenvolvida em efluentes contendo fenol, tornavam-se irregulares em arranjo e forma e, quando totalmente imersos, eles se multiplicavam incrivelmente. Em qualquer dos casos, a eficiência de crescimento era preservada.

Várias são as plantas aquáticas que apresentam considerável capacidade de absorção de poluentes orgânicos e inorgânicos. A Tabela 4.1, por exemplo, mostra a absorção de vários produtos químicos, por diferentes macrófitas. A respeito da assimilação de compostos orgânicos, Kathe Seidel registrou várias plantas de estruturas similares (grande aerenquima e meristema basal), sendo cultivadas em efluentes contendo até 1.000 mg/l de fenol ou alguns de seus derivados. Além disso, plantas aquáticas foram observadas reduzindo o número de bactérias (às vezes seletivamente, as patogênicas), neutralizando efluentes etc.; e um grupo específico de plantas **Phragmites communis** com grande sistema radicular, que apresenta rápido crescimento e capacidade de transpirar água, eficientemente drenando, mineralizando e esterilizando lagoas de lodo (usado em lodo de usina nuclear).

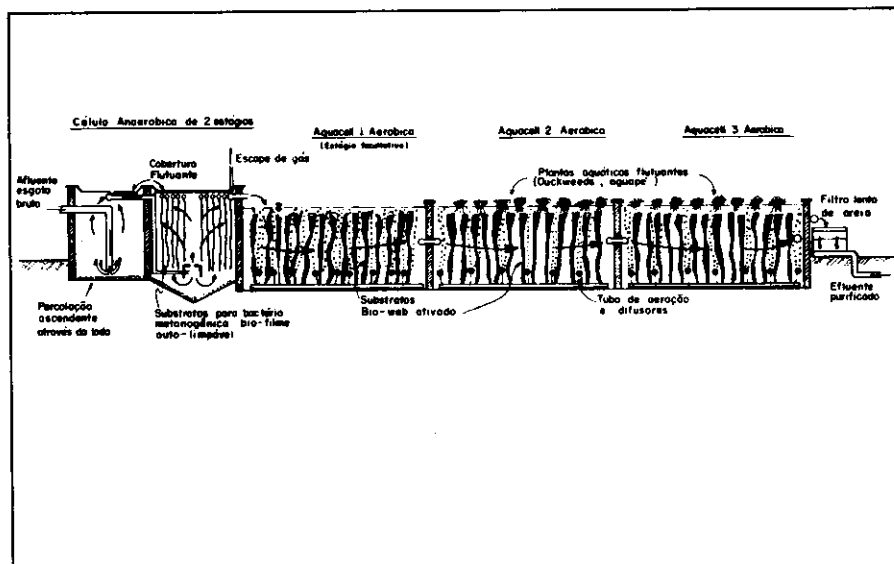


Figura 3.1. — Sistema misto — solar aquacell system (de acordo com Stewart, W. C. e Serfling, S. A.) (52)

Os resultados de Kathe Seidel são realmente animadores, considerando que tratamentos baratos e naturais podem vir a ser desenvolvidos para vários tipos de efluentes, desde que se encontre as macrófitas aquáticas adequadas para atuarem como elemento purificador.

Procurando dar uma utilização prática a todas essas informações acumuladas, o Instituto Max Planck vem desenvolvendo uma unidade de tratamento denominada **MPI System**, onde uma espécie de juncos é cultivada em leitos de pedra e areia e irrigada com efluentes de esgotos a serem tratados. Esse sistema já vem sendo aplicado na Holanda em acampamentos, parques, hotéis etc. (18)

4.2. O Aguapé

4.2.1. Generalidades

O aguapé, *Eichhornia crassipes*, que é originário da América do Sul (provavelmente do Brasil), tornou-se internacionalmente conhecido quando foi levado em 1884 como planta ornamental aos Estados Unidos, onde, atingindo os corpos d'água e se desenvolvendo com tamanho fôlego, em poucos anos já era considerado uma praga aquática (1897).

O aguapé se disseminava de tal maneira que cobria todas as superfícies livres dos rios, canais e lagos no sudoeste dos Estados Unidos, desde Virgínia, Estados do Golfo do México até a Califórnia. Esse mesmo desastre se repetia em vários outros países onde o aguapé era espécie invasora, como na China, Índia, Austrália, África etc. Na Austrália, a situação ficou tão crítica, que fazendeiros poderiam vir a ser multados se não tomassem providências contra as plantas declaradas pelo governo como ervas daninhas. Entre estas, encontravam-se o aguapé e o *Myriophyllum brasilienses*.

Esse crescimento exagerado do aguapé acarreta, portanto, problemas à navegação, recreação, e dificulta outros usos da água, quando causa entupimento de bombas de recalque, grades e turbinas em abastecimento d'água e usinas hidroelétricas, e ainda problemas à saúde pública, quando oferece abrigo a caramujos planorbídeos (hospedeiros do *Shistosoma*) e larvas de mosquitos anofelinos (transmissor da malária) etc.

Ao lado dessas características indesejáveis, é evidente que o aguapé apresenta um importante papel ecológico, dentro de um ecossistema: — quando suas raízes servem de local de depósito de ovos e abrigo para peixes; e seus talos, de onde certos mosquitos e besouros retiram oxigênio, servem ainda como alimento para alguns peixes herbívoros etc., e como abrigo para ninhos de roedores e aves, como patos, frangos d'água e outros.

A biologia do aguapé é bastante conhecida, já que há muito vem sendo estudada, procurando meios de controlar a sua disseminação.

Tabela 4.2. — Standing Biomass e Produtividade de *Eichhornia crassipes* (de acordo com Beneman, J. R.) (6)

AUTOR	LOCALIZAÇÃO	ESTAÇÃO	BIOMASSA (g/m ²)	PRODUTIVIDADE (g/m ² /dia)	COMENTÁRIOS
Penfound	Louisiana	Verão	1478	12,7 - 14,6	População Natural
Odam	Flórida	Mai	-	10,3	População Natural
Ryther	Flórida	Anual	Variável	24,6 (5,4 - 5,2)	Cultivo Controlado
Yount & Crossman	Flórida	Anual	Variável	5 - 5,4	Lagoa Fertilizada
Boyd	Alabama	Agosto	2130	17,7	Lagoa Fertilizada
Boyd	Alabama	Setembro	-	27,6	Lagoa Fertilizada
Wolverton & McDonald	Mississipi	Abril-Junho	1090	87,5	Lagoa de Esgoto Secundária

4.2.2. A Biologia do Aguapé

O aguapé é uma planta aquática, com uma bela floração de cachos azuis e lilazes e folhagem em forma de rosetas. Ramifica-se com facilidade, gerando novas plantas flutuantes. Portanto, apresenta em geral uma reprodução vegetativa (por estolhos) e só raramente, em condições especiais, reprodução sexuada.

É encontrado mais frequentemente em águas calmas, protegido de distúrbio excessivo de ventos e correntezas, em lugares bem iluminados e com boas condições de ancoragem. Em águas confinadas seu aglomerado vai se espalhando, tendendo a cobrir toda a superfície líquida. A velocidade de propagação das extremidades de seu aglomerado foi avaliada por Penfound e Earle (44), em 0,9 m/mês e o número de plantas dobrando a cada 11,2-15 dias. Já Cornwell (14) estimou seu tempo de multiplicação de área (**doubling time area**) em 6,2 dias, e Fasanaro (2), em 10 dias.

A disseminação do aguapé num mesmo corpo d'água se dá através do arraste de plantas pelos ventos e correntes. Para outros corpos d'água, é necessário o auxílio de animais como pássaros, que carregam pequenos pedaços em seus bicos, ou ainda o homem atraído por sua beleza ornamental.

A temperatura ótima para seu crescimento está entre 28°-30°C e pH entre 4-8. A planta estaciona seu crescimento quando a temperatura vai além dos 40°C ou abaixo dos 10°C; não sobrevive a excessiva salinidade, acidez ou estagnação, mas já foi encontrada crescendo agarrada ao lodo após encalhamento nas margens.

Uma das características do aguapé que ocasiona maiores danos em canais de irrigação é devida à incrível perda d'água por transpiração das plantas, quando comparada à evaporação natural das superfícies d'água. A razão entre a transpiração do aguapé e a evaporação natural de uma superfície d'água foi determinada por Penfound e Earle (44) igual a 3,2; Timmer e Weldon (49), estimaram esse valor em 3,7; Roger e Davis (49), em 5,3. Estes últimos ainda justificam os valores inferiores estimados pelos outros autores como causados pela grande proximidade das plantas.

As matas naturais de aguapé apresentam "**standing biomass**" variando entre 220-418 t/ha, sendo o valor mais comumente assumido, 225 t/ha (100 t/acre).

As características superlativas do aguapé são sua taxa de crescimento, ou então, sua produtividade. Taxas de crescimento variando entre 3,7% a 12,5% por dia foram verificadas por vários autores, em várias partes do mundo.

No Brasil, Bastos (5) através de experimentos desenvolvidos em Rio Pequeno (Camboriú), encontrou valores entre 6,25-12,34% por dia em 45 dias de experiência.

A tabela 4.2 lista dados sobre produtividade, em diferentes condições ambientais.

Num trabalho efetuado em 6 represas do Estado de São Paulo, Esteves et alii (22) encontrou como valor mais alto do "**standing biomass**" igual a 1.638 g/m² (peso seco), relativamente inferior ao geralmente encontrado em regiões temperadas.

A composição química mais citada do aguapé é a determinada por Boyd (7), a partir de amostras secas de plantas jovens (tabela 4.3). No entanto, o autor destaca que amostras de lugares férteis podem apresentar valores de 1,5 a 2,0 vezes mais altos que os apontados anteriormente. Por exemplo Wolverton (63) encontrou em amostras de plantas secas, de lagoas de tratamento de esgoto, porcentagem de nitrogênio e fósforo no aguapé tão altas como 3,74% e 0,85% respectivamente.

A porcentagem da água nessas plantas está entre 93-96%. O valor mais citado é de 95%.

Tabela 4.3. — Composição Mineral Média de Amostras Secas de Aguapé de um Grupo de Plantas Jovens (segundo Boyd, C.) (7)

CONSTITUINTE	COMPOSIÇÃO MÉDIA
Cinzas (%)	18,11
Nitrogênio (%)	2,64
Fósforo (%)	0,43
Enxofre (%)	0,33
Cálcio (%)	1,00
Magnésio (%)	1,05
Potássio (%)	4,25
Sódio (%)	0,34
Ferro (ppm)	250
Manganês (ppm)	3,840
Zinco (ppm)	50
Cobre (ppm)	11

As raízes do aguapé são de cores arroxeadas ou brancas, de comprimentos variados (9-90 cm ou mais); sombreiam todo o corpo d'água e minimizam a agitação da bacia pela ação dos ventos, e ainda moderam as variações de temperatura. O oxigênio dissolvido abaixo das coberturas de aguapé é geralmente muito baixo, com frequência inferior a 2 ppm.

Esse sistema fibroso de raízes é um "habitat" ideal para uma grande variedade de organismos, tais como bactérias, fungos protozoários, ciliados, rotíferos, sanguessugas, minhocas aquáticas, larvas de insetos etc.

Habitam também uma lagoa de aguapé os besouros, lagartos, camarões de água doce, pequenos peixes, certas cobras, girinos, sapos, algumas aves etc.

4.3. O Aguapé como Agente Purificador

4.3.1. Histórico

Dymond (21) em 1946, foi o primeiro a relatar experiências com aguapé, desenvolvidas com o intuito de remover poluentes da água. Ele conta que Sir Albert Howard sugeriu que "efluentes de esgotos clarificados junto com águas pluviais deveriam ser levados a certos rios, ou áreas baixas, onde o aguapé poderia ser cultivado e a água limpa (já privada da maioria dos seus alimentos para plantas), seria permitida escapar para o mar. Nas margens onde se cultivasse o aguapé, deveriam ser criados centros de compostagem, e a erva daninha sistematicamente convertida a húmus, tendo como ativador uma porção de lodo de esgoto seco".

Dymond (21), já observava que os aguapés, crescendo em meios de cultura de diferentes valores nutritivos, apresentariam diferentes composições, tanto mais ricos em nutrientes quanto fossem os meios em que crescessem. Encontrou plantas em que a composição em matéria seca elevava-se de 1,42% em nitrogênio para 2,23%, e em óxido fosfórico de 2% para 8%, quando em meio mais nutritivo. Ele também observou que essas plantas, quando colocadas em ambientes mais ricos em nutrientes durante 2 semanas, apresentavam uma curva de absorção rápida durante 7 dias, após a qual um estado de equilíbrio entre absorção e crescimento era atingido.

Após as experiências de Dymond (21), alguns outros trabalhos com aguapé como agente "despoluidor" apareceram comprovando sempre sua capacidade de remoção de nutrientes, mas só nos anos 70 é que as primeiras lagoas experimentais foram implantadas. Hoje já há alguns tratamentos com aguapé em pleno funcionamento.

No entanto, de acordo com a literatura consultada, os mecanismos de remoção dos poluentes não parecem ser bem entendidos, a metodologia para projeto que será discutida adiante é

Tabela 4.4. — Capacidade do Aguapé Remover vários Poluentes de Águas Poluídas (segundo Wolverton, B. C. et alii) (61)

POLUENTES QUÍMICOS E METÁLICOS	EXPERIMENTOS EM LABORATÓRIO	POTENCIAL NO CAMPO
	QUANTIDADE REMOVIDA ABSORVIDA OU METABOLIZADA	QUANTIDADE REMOVIDA ABSORVIDA OU METABOLIZADA
	grama planta seca/dia	kg/acre/dia (b)
Cádmio (a)	0,67 mg	0,161 kg
Chumbo (a)	0,176 mg	0,042 kg
Mercurio (a)	0,150 mg	0,036 kg
Níquel (a)	0,50 mg	0,120 kg
Prata (a)	0,65 mg	0,156 kg
Cobalto (a)	0,57 mg	0,137 kg
Estrôncio (a)	0,54 mg	0,130 kg
Fenol	36,0 mg	8,640 kg

a) forma ionizada.

b) baseada na remoção de plantas maduras cada 24 horas.

Tabela 4.5. — Filtração Final de Esgotos utilizando Aguapé (de acordo com Wolverton, B. C. et alii) (61)

PARÂMETROS LEVANTADOS	PERCENTAGEM DE REDUÇÃO NAS CARACTERÍSTICAS DO ESGOTO							
	ESGOTO BRUTO				EFLUENTE SECUNDÁRIO			
	7 dias expos.		14 dias expos.		7 dias expos.		14 dias expos.	
	o/Plantas Controle		o/Plantas Controle		o/Plantas Controle		o/Plantas Controle	
Nitrogênio Total	92%	18%	-	-	75%	13%	89%	15%
Fósforo Total	60%	13%	-	-	87%	11%	89%	25%
Sólidos Suspensos Total	-	-	-	-	75%	15%	77%	12%
DBO ₅	97%	81%	-	-	77%	8%	-	-
pH	aumentou 7,05 - 7,35		aumentou 7,05 - 7,75		-		diminuiu 8,8 - 7,20	
							diminuiu 8,8 - 8,2	

incerta, e dados de projeto, que são particulares de cada região, estão por se determinar.

Wolverton et alii (61) fizeram uma série de investigações a respeito da purificação de efluentes com aguapé nos laboratórios da NASA-National Space Technology Laboratories — (NSTL). Eles encontraram o aguapé removendo nutrientes metais, produtos orgânicos etc. As tabelas 4.4 e 4.5 mostram os resultados que foram encontrados em laboratórios por esses autores.

A tabela 4.6 procura resumir procedimentos e resultados de vários trabalhos encontrados na literatura. Esses trabalhos, que apresentam procedimentos bastante diferentes e resultados variáveis entre si, concordam quanto à possibilidade de se utilizar do aguapé para remoção de poluentes. Quando se procura quantificar a remoção e extrair dados de projeto, operação e manutenção através dessas referências, temos que examinar a tabela mais criticamente.

O primeiro aspecto a se notar é que a maioria dos experimentos foi feita com efluentes secundários (efluentes de lagoas de estabilização, lodo ativado etc.), representando basicamente um polimento final, em termos de remoção de nutrientes. No entanto, houve, na maioria dos casos, um decréscimo favorável da DBO e sólidos suspensos com redução na faixa de 70-100%, quando o tempo de detenção era maior que 5 dias. Isso significa um grande benefício que as lagoas de aguapé proporcionam comparadas às lagoas de estabilização, as quais permitem o escape de algas com seus efluentes, elevando os sólidos suspensos e posteriormente a DBO nas águas receptoras. De acordo com a mesma tabela, ainda a remoção de nutrientes em lagoas de aguapé parece estar condicionada à profundidade e ao tempo de detenção. A remoção de nitrogênio total variou entre os 60-100%, quando a profundidade é menor que 1 m e o tempo de detenção maior que 5 dias. A remoção de fósforo total variou de

Tabela 4.6. — Características e desempenho das experiências desenvolvidas com aguapé (e outras plantas aquáticas)

LOCAL DO EXPERIMENTO (m ²)	CARACTERIZAÇÃO DO EFFLUENTE	DIMENSIONAIS DO PROJETO					REMOÇÕES ALCANÇADAS				OBSERVAÇÕES		
		PROF.	ÁREA	PERÍO	TEMPO DE DETENÇÃO	CARGA SUPERFICIAL	DB	DBO	%	P		CITOPRONES	
Mississipi Creek (12,30)	Estação - efluente de la goa de esgoto (1800)	1,2 m	105 m ²	1,20 h	6,3 d	6,34 g/1000 m ² /d	80%	77%	60%	60%	80%	Características do efluente final - altas turbidez.	
	Efluente de la goa de esgoto (1800)	0,25 m	100 m ²	1,20 h	6,3 d	6,34 g/1000 m ² /d	80%	67%	60%	60%	80%	Com amarelada (DB) p/ natureza	
	Efluente de la goa de esgoto (1800)	2,7-1,2 m	1,2 ha	1000-1700 m ² /d	-	-	70%	71%	-	-	80%	-	
Flórida Subversível (4)	Efluente de la goa de poluentes	2,4 m	-	1000 m ² /d	12,5 h	-	-	-	38,8%	-	100%	100%	-
	FASE 2	1,2 m	-	1000 m ² /d	12 h	-	50,0%	50,0%	50,0%	17,25 (100%)	-	-	-
	FASE 3	0,24 m	0,30 m ²	-	48 h	-	-	-	80,1%	67%	-	-	Respostas de remoção: K ₁ = 0,01 a 10 ⁻² d ⁻¹ e K ₂ = 0,01 a 10 ⁻² d ⁻¹ ; K ₃ = 0,01 a 10 ⁻² d ⁻¹ (m ² /d/m ²) = 0,17
Rios (PARA) (10)	Efluente - lodo	1,20 m	2 ha	470 m ² /d	54 d	20-30 kg/ha/d	80%	70%	70%	80%	-	-	Efluente final: 10-2-3 mg/l p/ nutrientes, plâncton coletado: 2,7000 e 0,400 g.
	Efluente - lodo	1,20 m	2,00 ha	400 m ² /d	-	40 kg/ha/d	70,0%	60,7%	-	-	-	-	Plâncton coletado: 1,0000 e 0,4000
Grupo Green (10,62)	Efluente de la goa verde	0,6 m	0,20 ha	600 m ² /d	10-12 d	-	80%	-	80%	80%	87%	-	-
	FASE 2	1,20 m	0,20 ha	1000 m ² /d	6,3 d	-	50,0%	70%	-	-	-	-	Flórua coletada: 2,7000 e 0,4000
Coar-donada (Flórida) (12)	Efluente - lodo	1,20 m	100 m ²	-	6,3 d	-	-	50,0%	50,0%	14,7%	-	-	Strep. monocausis aumentou 41,2%
	Efluente - lodo	1,20 m	100 m ²	-	6,3 d	-	-	50,0%	50%	14,7%	-	-	-
Tronco (Flórida) (12)	Efluente de lodo estocado	0,30 m	0,4 ha	270,5 m ² /d	4 d	-	87%	80%	87%	70%	-	-	Melhor remoção de nutrientes quando R:R > 1:1
Estação de Coar-donada de Coar-donada (10)	Efluente de la goa de esgoto	0,60 m	-	4,2 h	7,2 d	-	-	60%	70%	80%	80%	Remoção de algas - 12%	
Estação (10)	Efluente - lodo	1,20 m	1,2 ha	-	-	-	-	64,70%	-	-	-	-	Unidades de DBO em suspensão aument. 40%
Coar Lake (10)	Efluente de la goa verde	1,40 m	0,07 ha	-	20 d	-	91%	87%	-	-	-	-	Plantas "bacterizadas"
Ilhota (10)	Efluente - lodo	0,4 m	1 ha	-	10 d	-	-	> 80%	80%	80%	-	-	7,00% lagos em "junco"
Michigan State University	Efluente de la goa de esgoto	-	-	-	20 d	-	-	70%	-	80%	-	-	Plantas submersas

50 a 80%, nas mesmas condições.

Essas conclusões são muito superficiais, por falta de informações mais detalhadas nos trabalhos levantados, tais como condições e densidade das plantas, área coberta, período de coleta etc.

4.3.2. A Experiência Brasileira com Lagoas de Aguapé

No Brasil, onde o clima é extremamente favorável ao emprego de lagoas para a depuração de efluentes e onde o aguapé é uma planta nativa, algumas experiências vêm sendo desenvolvidas para a remoção de poluentes e geração de subprodutos a partir do aguapé colado.

São conhecidas as experiências desenvolvidas em Brasília-DF (CAESB-Companhia de Água e Esgoto de Brasília); em Campinas-SP (UNICAMP-Universidade de Campinas) e em Piracicaba-SP (CENA-Centro de Energia Nuclear aplicada à Agricultura), em São Pedro da Aldeia-RJ (Marinha), na Bahia (Complexo Petroquímico de Camaçari) e em Santa Catarina (CASAN-Companhia Catarinense de Águas e Saneamento).

A maioria delas vem sendo dirigida para a utilização do aguapé na geração de energia, como é o caso da UNICAMP, Marinha etc., e tais experiências serão comentadas posteriormente.

Já no Balneário de Camboriú, onde a CASAN desenvolve suas pesquisas, os aguapés foram colocados na lagoa

de estabilização que trata efluentes de esgoto local, e vários parâmetros foram analisados e favoravelmente comparados aos obtidos anteriormente. Alguns desses resultados estão incluídos na tabela 4.6. já citada.

Em Brasília, na CAESB, foi investigada a possibilidade da remoção de algas e bactérias dos efluentes de lagoas de estabilização, utilizando-se lagoas de maturação com aguapé "cuja ação depuradora assemelha-se ao tratamento por filtro biológico". Foi verificado que os aguapés em lagoas de maturação, além de inibirem o crescimento das algas durante o tempo de retenção, fixam-nas em suas raízes submersas, possibilitando a retirada das mesmas, quando se retira o aguapé da lagoa. Quanto ao decaimento bacteriano, nessas lagoas, ocorre de maneira similar a outras lagoas, em função do tempo de detenção. As remoções médias, observadas nessas experiências, são mostradas na tabela 4.10.

4.3.3. Mecanismos da Remoção dos Poluentes

Os poluentes são removidos numa lagoa de aguapé por vários mecanismos físicos, químicos e biológicos característicos do sistema.

Dois fenômenos físicos característicos das lagoas de aguapé são a sedimentação e a filtração.

A sedimentação, que ocorre em lagoas em geral, é nesse caso mais eficiente pela proteção ao movimento das

águas oferecidas pelas coberturas compactas de aguapé.

Quanto à filtração dos sólidos suspensos pelas raízes do aguapé, é um dos processos mais importantes ocorridos dentro da lagoa, para o polimento dos efluentes. Ray Dinges⁽¹⁹⁾ salienta que a profundidade das lagoas deveria ser suficiente para que as raízes do aguapé não se agarrassem ao fundo, de tal forma que todo o fluxo da lagoa seria filtrado através da zona radicular.

Outro fator que favorece a remoção em lagoas de aguapé é que estas oferecem abrigo e condições para o desenvolvimento de uma abundante biota fixa às suas raízes e folhas, como já comentado anteriormente. Essa variadíssima fauna representa papel importante na degradação, assimilação e remoção dos poluentes.

O aguapé, por si só, assimila substâncias solúveis do meio aquático, e, devido ao seu crescimento e desenvolvimento fenomenal, essa absorção se dá em grandes quantidades. Keilh⁽²³⁾ explica que "luxurious uptake" realizada pelo aguapé, isto é, "a fixação por seus tecidos vegetais, de nutrientes em quantidades superiores às necessárias ao seu metabolismo, bem como elementos químicos estranhos ao seu regime alimentar, deve-se à elevada vascularização dessa planta".

Wolverton⁽⁶¹⁾ diz que o aguapé pode absorver, metabolizar e remover DBO de maneira similar aos microrganismos

mos, o que parece contraditório com o caráter autotrófico das plantas. Ainda os fenóis parecem ser absorvidos pelo aguapé e transformados metabolicamente em outros compostos, através de certas enzimas existentes nas plantas.

Quanto aos nutrientes minerais, cujos mecanismos de remoção foram esquematizados por Boyd (7) segundo figura 4.1, a grande assimilação do fósforo e nitrogênio pelo aguapé parece se dar na fase de crescimento da planta; portanto, a remoção de nutrientes nessas lagoas depende de se oferecerem condições para o crescimento da planta e de sua colheita periódica.

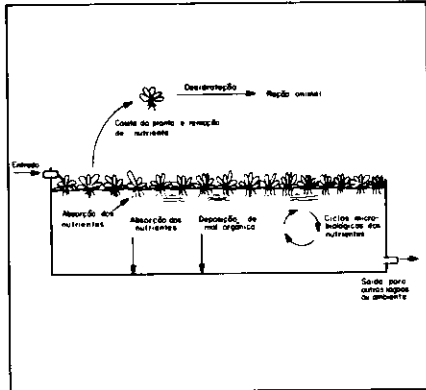


Figura 4.1. — Diagrama de processos envolvidos na remoção de nutrientes dos efluentes por aguapé (segundo Boyd, C. E.) (7)

A "colheita periódica" em lagoas de aguapé é, portanto, indicada para a retirada final dos poluentes do sistema e para manutenção das plantas numa fase de crescimento ativo. Entretanto, há alguns pesquisadores que hesitam em indicá-la. Isso é devido, basicamente, aos diferentes conceitos que eles têm do sistema e dos objetivos do tratamento. Para Dinges (20), que valoriza o papel dos microrganismos e da barreira física oferecida pelas raízes do aguapé na remoção dos poluentes, uma retirada de plantas significaria uma remoção de biota desejável e talvez permissão ao florescimento de algas. Cornwell (14), considera que os restos de aguapé se depositam no fundo da lagoa, como outros sedimentos, mas a drenagem ou remoção periódica dos sedimentos pode resolver o problema de enchimento da lagoa.

No entanto, sem sombra de dúvida, os restos de plantas mortas elevam a demanda de oxigênio de um sistema que já é comumente aneróbico, pela intensa respiração das raízes e biota presentes, e também liberam dentro do sistema os nutrientes assimilados. Rocha (48) verificou, experimentalmente, que a massa do aguapé, ao morrer e sedimentar, consome 17 kg de oxigênio dissolvido por metro quadrado de rio diariamente.

Portanto, o papel de colheita é fundamental. Boyd (7), enfatiza a necessidade de manter as plantas num crescimento ativo, através de colheita em taxas contínuas. Isso significa colheitas diárias ou semanais, que não cau-

sariam grandes aclaramentos na vegetação de aguapé, que pudessem propiciar o desenvolvimento de algas.

Wolverton (63) admite que o aguapé deva crescer e ser colhido a uma taxa de 5% ao dia. Swett (54) considera que a colheita ideal em lagoas de baixa densidade de plantas seria uma colheita mensal sobre 15 a 20% da área coberta. Stewart III et alii (52) aconselham colheitas seletivas, procurando remover plantas velhas e doentes.

O grande problema da colheita periódica é, na verdade, de ordem econômica. Ela encarece o sistema, como também leva a problemas de disposição final. Mas, por outro lado, possibilita a implantação de sistemas de reutilização dessa biomassa, que serão discutidos em capítulo à parte.

Um outro aspecto controverso, no uso do aguapé, na remoção de nutrientes, é sobre a proporção nitrogênio:fósforo encontrada nas plantas, comumente superior à encontrada nos esgotos. Cornwell (14) estimou que, em esgotos, essa relação era de 9,7:1 e nas plantas de 20:1. Portanto, o nitrogênio seria um fator limitante ao crescimento das plantas e deveria ser reciclado, ou apenas adicionado em fases iniciais do tratamento. No entanto, outros autores encontraram valores bastante diferentes. Roger and Davis (49) afirmam que em seus experimentos as plantas assimilaram nitrogênio e fósforo numa proporção de 5:1 ou 6:1, o que coincidiria com as estimativas de Boyd (7). Nos experimentos de Wolverton (63) as plantas colhidas e secas apresentam a porcentagem de nitrogênio variando de 2,73-3,74% em matéria seca, e as porcentagens de fósforo de 0,45-0,89% em matéria seca, portanto com razão entre nitrogênio/fósforo de 4/1 e 6/1, bem próximas às encontradas nos esgotos.

4.3.4. Projetos de Lagoas de Aguapé

De acordo com a literatura consultada, não parece existir uma metodologia específica para projeto de lagoas de aguapé. O que comumente se encontra são projetos baseados em critérios empregados em lagoas de estabilização, embora atualmente certos elementos característicos desse sistema comecem a se impor.

Wolverton (63), observando que o aguapé poderia remover uma porcentagem adicional de DBO, comparada às lagoas de estabilização comuns, procurou determinar essas taxas de remoção em laboratório.

Através de experimentos em sistemas "batch", verificou a remoção de DBO por bactérias, e por bactérias e plantas, durante 6-7 dias de experiência, e estimou então as taxas de DBO removidas por tempo por grama de aguapé fresco, do que concluiu que o sistema "bactéria mais aguapé" era capaz de remover 4,5 mg de DBO por grama de planta fresca, dos quais 1,5 mg eram assimilados pelo aguapé e 2,5 mg removidos pelas bactérias. Em testes semelhantes com o fenol, a

taxa estimada era de 3,5 mg de fenol por grama de aguapé fresco, dos quais 1,4 mg era assimilado pelas plantas. Com essas taxas em mãos e assumindo um "standing crop" médio de 220 t/hectare, pôde determinar facilmente o tamanho da lagoa.

No entanto, quando se trata de nutrientes, para cuja remoção a maioria dessas lagoas vem sendo empregada, o que se encontra na literatura são procedimentos baseados nas porcentagens de nitrogênio e fósforo presentes nas plantas em crescimento, que, como discutido anteriormente, são valores muito imprecisos.

Wolverton et alii (63) estudando a taxa de crescimento diário do aguapé, indicou, como um valor médio, a taxa de 5% ao dia; daí para uma remoção máxima de nutriente, a colheita deveria ser feita na mesma proporção. A partir dessa premissa, a quantidade removida de nutriente poderia ser avaliada, considerando a densidade das plantas e as porcentagens de nitrogênio e fósforo presentes nas mesmas. Portanto, quando se procura determinar a área e o volume necessários para desejada remoção de nutrientes, pode-se adotar um raciocínio semelhante ao proposto.

Assim fizeram Stewart III et alii (52), quando propuseram o seu método para projeto de lagoas de aguapé. Eles iniciaram os cálculos, determinando experimentalmente a equação de produtividade de uma lagoa de aguapé, que concluíram ser igual a $y = 14,51 e^{(0,44301x)}$, onde y é o peso úmido das plantas e x é o tempo em semanas de experiência. Utilizando-se dessa equação numa forma mais genérica:

$y = Z e^{(0,44301x)}$, onde: Z é o **standing crop inicial**.

Eles calcularam a diferença em peso de planta crescida ou a ser removida semanalmente ($y - Z$), para determinada vazão e concentração de nitrogênio e fósforo nos efluentes. Para tanto, assumiram a porcentagem de matéria seca do aguapé, como sendo igual a 5%, e as porcentagens em peso seco de nitrogênio e fósforo iguais a 4% e 0,5% respectivamente.

Dessa forma, chegara à equação:
 $(y - Z) = Z e^{(0,44301x)} - Z =$ **peso de planta úmida a ser removida semanalmente**.

Através dessa equação, foi possível determinar Z (standing crop inicial) necessário para determinada remoção, que, de acordo com a densidade das plantas, fornecia a área ou volume procurado. Esses mesmos autores, recomendaram ainda que se considere um fator de segurança, lembrando da área parcial descoberta pela colheita semanal, ou pelas reduções no crescimento das plantas em períodos de inverno.

4.3.4.1. Equações Experimentais

Cornwell et alii (14), conseguiram equações relacionando a área superficial e remoção de nutrientes em lagoas de aguapé. Eles partiram de da-

dos coletados em projeto-piloto, onde a várias profundidades (0,24 m, 0,64 m e 0,70 m) e vários tempos de detenção (12, 24, 48 e 96 horas), determinaram a eficiência de remoção dos nutrientes.

Esses valores de profundidade e tempo de detenção eram convertidos à área superficial necessária para uma vazão de 3.800 m³/dia (de acordo com a equação de tempo de detenção).

As equações encontradas foram:
 $NR = 8,01 \times 10^8 SA (m^2.d/m^3) + 6,95$
 coeficiente de correlação = 0,92.

$PR = 5,83 \times 10^8 SA (m^2.d/m^3) - 8,77$
 coeficiente de correlação = 0,96
 onde:

NR = porcentagem de nitrogênio removido (%)

PR = porcentagem de fósforo removido (%)

SA = área superficial (m²).

A remoção se mostrou altamente relacionada à área superficial, como se pode observar pelos seus coeficientes de correlação. Daí esses pesquisadores concluírem que "uma lagoa de 1 m de profundidade e tempo de detenção de 1 dia apresentaria a mesma remoção que uma lagoa de 4 m de profundidade e 4 dias de tempo de detenção".

Dan Swett⁽⁵⁴⁾, com dados colhidos em 5 lagoas de aguapé em série a jusante de um tratamento de lodos ativados em Coral Springs, Flórida, relacionou nitrogênio removido a diferentes tempos de detenção. A equação encontrada foi:

$$y = 3,91 + (-0,65)x$$

onde:

y = mg/l de nitrogênio total removido

x = tempo de detenção.

Também algumas observações práticas no projeto de lagoas de aguapés foram levantadas por vários autores.

O Departamento de Saúde do Texas (Texas Department of Health) publicou, em 4 de maio de 1970, recomendações para construção e operação de lagoas de aguapé usadas em polimento de efluentes de lagoas de estabilização. Suas recomendações são (20):

— Tamanho da bacia: uma taxa máxima de aplicação superficial de 0,2 mg/acre, com profundidade média de 3 pés (90 cm).

— Configuração: preferência retangular, em proporções maiores que 3:1, para favorecer condições de "plug-flow". A eficiência pode ser aumentada dividindo a bacia retangular em duas partes iguais por uma diagonal, e o afluente seria distribuído ao longo da base do triângulo, coletado no ápice e reintroduzido ao longo da base do outro triângulo (Figura 4.2). (Wolverton por sua vez recomenda um formato em ziguezague como da Figura 4.3 para facilitar a colheita, apesar das dificuldades construtivas).

— Barreiras: deve ser instalada ao redor do vertedor de saída do efluente uma barreira fixa, criando uma zona clara de aproximadamente 1% da

área superficial da lagoa para reter aguapés, permitir reaeração, e evitar descargas de restos em decomposição.

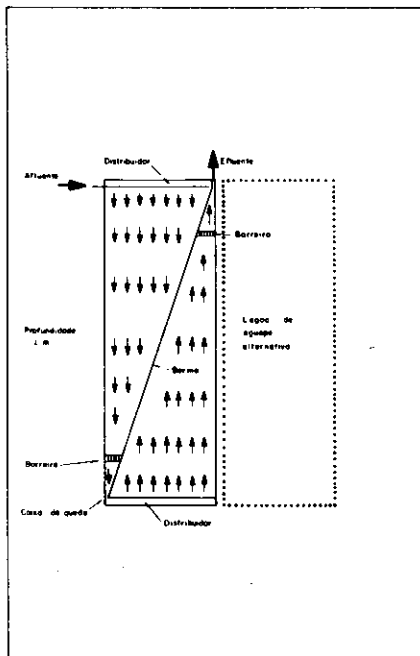


Figura 4.2. — Sugestão para a configuração das lagoas de aguapé (segundo Dinges, R.) (20)

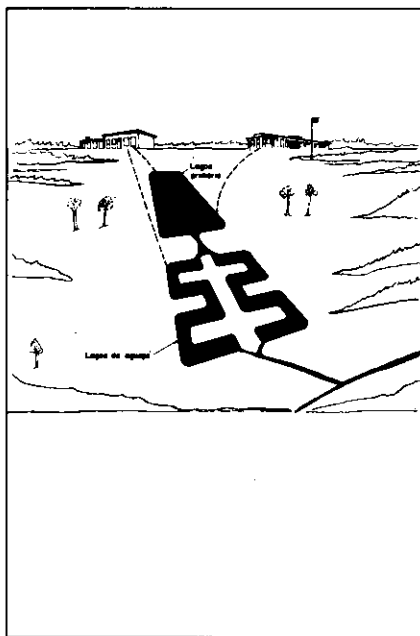


Figura 4.3. — Formato de lagoas de aguapé em ziguezague, usado pela NASA (de acordo com Wolverton, B. C. et alii) (61)

— Controle de mosquitos: as lagoas de aguapés devem ser estocadas com peixes que se alimentam de mosquitos, tais como *Gambusia*, *Poecilia*, *Astyanax*. (Essa recomendação é comum em vários trabalhos).

Swett⁽⁵⁴⁾ observou que a saúde das plantas deveria ser mantida, para que o crescimento das mesmas e retirada de nutrientes não fossem comprometidos. Durante períodos de reduzida vazão, quando a concentração de nitrogênio era menor que 10 mg/l, ou quando, em épocas de elevada densidade de plantas, o sistema era adversamente afetado. Portanto, para um bom funcionamento, as lagoas deve-

riam ser mantidas em baixa densidade de aguapés, num ciclo de coletas a cada quatro semanas, quando -15-20% das plantas eram colhidos.

A respeito da anaerobiose que pode vir a ocorrer em períodos noturnos, Wolverton⁽⁶³⁾, sugere uma aeração mecânica funcionando durante a noite, para superar os problemas decorrentes.

As questões levantadas em literatura a respeito de problemas causados pelas baixas temperaturas foram aqui negligenciadas devido à pouca utilização nas nossas regiões. Quanto ao pH, para um maior crescimento das plantas, é recomendado que seja bem próximo do neutro.

4.4. Os "Duckweeds" (Lentilhas d'água)

Outras espécies de plantas aquáticas que vêm sendo também bastante estudadas como agente purificador de efluentes, por razões semelhantes às que levaram ao aguapé, isto é, crescimento rápido, grande absorção de nutrientes e possibilidades de aproveitamento final lucrativo das plantas etc., são os "duckweeds"

Os "duckweeds" (lentilhas d'água) são pequenas plantas aquáticas da família das *Lemnaceae* que apresentam taxas de crescimento bem altas, como as obtidas em laboratório com *Spirodela*, com tempo de multiplicação da área ("doubling time area") igual a 1,5 a 3,0 dias, ou com *Lemna*, igual a 4 dias. Eles sobrevivem às mais diferentes condições climáticas, com exceção de desertos, podendo suportar e apresentar bom crescimento em temperaturas baixas como 5-10°C (28).

Experimentos "batch" feitos em laboratórios para verificar absorção de nutrientes mostram *Lemna* assimilando 86,5% de nitrogênio total, 39% de nitrato e aproximadamente 67% de fósforo, num período de 10 dias. Os seus tecidos parecem concentrar elevados teores de metais pesados, tais como zinco, bário, cobre etc., podendo servir para remoção dos mesmos em efluentes industriais. De acordo com Hilman⁽²⁸⁾, existem evidências de que "duckweeds" podem utilizar-se de moléculas orgânicas diretamente, sem participação de outros organismos para degradá-los. Todos esses dados vêm nos mostrar a sua possibilidade de florescimento e purificação dos mais variados poluentes aquáticos.

Culley e Epps⁽¹⁵⁾, estudaram a composição química dessas plantas, quando em diferentes ambientes aquáticos: rios e lagos naturais, efluentes de esgotos domésticos e efluentes de criação de suínos. É impressionante a variação nas composições químicas das plantas, enriquecendo-se em valor nutritivo e conteúdo mineral com o grau de poluição em que cresceram. No entanto, em qualquer caso, as plantas mostraram-se ricas em sua composição mineral, quando comparadas

às plantas terrestres, que são usualmente empregadas como ração animal. Nas amostras que floresciam em efluentes de criação de suínos, as análises de matéria seca mostraram uma porcentagem aproximada de 40% de proteína, 3,4 — 5,8% de gorduras, 6,4 — 8,9% de fibras, 1,32 — 2,84% de fósforo etc.

Abdulayef e Muzafanov (28), em diferentes experimentos, verificaram a utilidade dos "duckweeds" como ração para aves domésticas (patos, galinhas etc.). Essas plantas parecem favorecer a produção de ovos, crescimento de animais etc.

Os aspectos que mais diferenciam "duckweeds" dos aguapés parecem ser o tamanho (por serem bem menores) e suas resistências a baixas temperaturas.

Esses aspectos característicos dessas plantas acarretam para o projeto de suas lagoas:

— Essas devem ser protegidas lateralmente para evitar que o vento carregue as plantas para as margens.

— A colheita pode ser feita com "skimmer", como os usados em remoção de gorduras.

— O transporte das plantas pode vir a ser feito por vias aquáticas (bombeamento, tubos etc.).

As lagoas de "duckweeds" são apropriadas para regiões mais frias, onde o aguapé não consegue sobreviver. Como "duckweeds" incluem uma variedade de espécies, de rápido desenvolvimento, os pesquisadores no assunto sugerem uma seleção prévia da espécie que melhor responde a determinado poluente. No entretanto, as pesquisas no assunto ainda são insuficientes, e os detalhes de projetos comentados ainda são propostas a serem testadas.

5. AS POSSÍVEIS UTILIZAÇÕES DO AGUAPÉ COLETADO

Os tratamentos naturais, anteriormente discutidos, fornecem basicamente dois elementos finais: um efluente líquido e uma rica biomassa em forma de microrganismos, plantas e animais.

Essa biomassa, podemos dizer, reteve e incorporou a "riqueza" dos esgotos, isto é, o potencial fertilizante, energético, metálico etc., que estava diluído no efluente.

Portanto, considerando-se a colheita e o processamento dessa biomassa, o sucesso dos tratamentos naturais vai além dos aspectos anteriormente enfatizados, tratamentos baratos e sem gastos energéticos. Surge, então, uma infinidade de possibilidade de reciclagem dessas riquezas, que de outra forma viriam a ser desperdiçadas nos esgotos, levadas para o fundo de rios e lagos.

Em nosso País, em que várias regiões são tão carentes, os subprodutos, desses tratamentos poderiam ser de grande valia, devendo-se lembrar

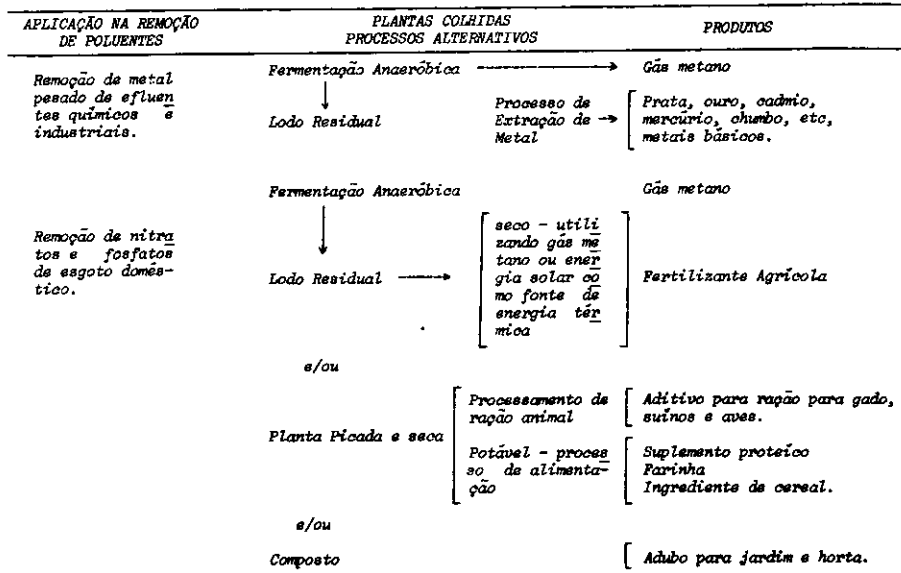


Figura 5.1. — Conversão das Plantas Aquáticas Vasculares a Produtos Úteis (de acordo com Wolverson et alii) (61)

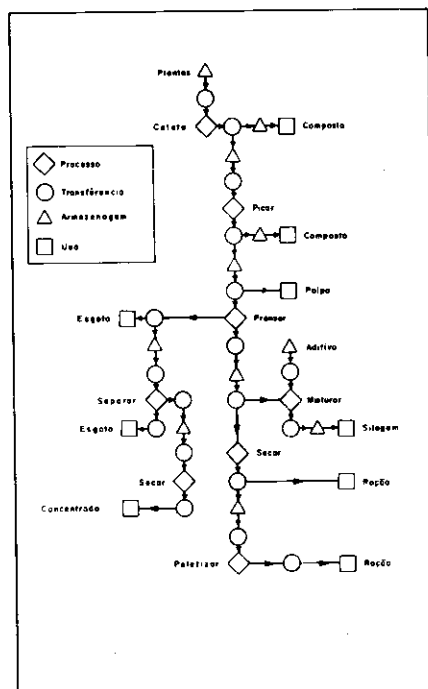


Figura 5.2. — Coleta de aguapé — Sistema de processamento (de acordo com Bagnall et alii) (3)

ainda a grande compatibilidade dos mesmos com o nosso clima e extensão territorial.

As potencialidades dos aguapés vêm sendo estudadas com entusiasmo por Wolverson et alii (61), que resumiu num quadro as possíveis conversões do aguapé em produtos finais úteis, figura 5.1. Bagnall et alii (63), por outro lado, esquematizou um provável aproveitamento do aguapé num fluxograma mostrado na figura 5.2.

As várias utilidades do aguapé serão discutidas mais detalhadamente, como segue.

5.1. Fertilizantes

De acordo com a composição química do aguapé já anteriormente citada,

considerando-se as porcentagens de potássio, nitrogênio e fósforo em sua matéria seca, percebe-se sua adequação ao uso como fertilizante.

Um artigo publicado em 1948, na Índia, já sugeria o uso do aguapé como fonte de potássio a ser explorado comercialmente, envolvendo três processos básicos: queima, lixiviação e cristalização fracionada da planta.

No entanto, a maneira prática e rentável de se utilizar o aguapé, que já vem sendo realizada com fins fertilizantes, é seu uso em compostagem.

Basak (64) descreve, em artigo publicado em 1948, um método de preparo de compostagem que vinha sendo utilizado pelas autoridades de Bengala, isto é, pilhas de 10 pés (3,0 m) x 10 pés (3,0 m) x 6 pés (1,80 m) preparadas com camadas de 1 pé (0,30 m) de aguapé picado intercaladas por fina camada de esterco de vaca ou similar, que eram deixadas fermentar por 3 a 5 meses. O umedecimento era quase que desnecessário devido ao grande conteúdo de água do aguapé, e os revolvimentos periódicos eram feitos em intervalos coerentes com o tempo disponível para o preparo do composto. A composição química desses compostos preparados com aguapé revelou-se, quando comparada à de compostos de lixo e restos agrícolas, duas vezes mais rica que a primeira e quatro vezes mais rica que a segunda, como mostrado na tabela 5.1.

Kiehl (33) ensina a preparar o composto de aguapé, misturando uma parte de esterco animal (galinha, vaca ou cavalo) com cinco partes de aguapé, formando pilhas de 2 metros, que poderão ser transformadas em húmus dentro de 90 dias. Em suas experiências com esterco de galinha, o composto apresentava porcentagem em matéria seca de nitrogênio igual a 1,8% e fósforo de 2,8%, com relação carbono/nitrogênio igual a 12:1.

Tabela 5.1. — Composição Química de Adubos Compostos Secos (de acordo com Basak, M. N.) (24)

	COMPOSTO DE AGUAPÉ (%)	COMPOSTO MUNICIPAL (%)	ADUBO AGRÍCOLA (%)
1. Nitrogênio	2,05	1,0	0,50
2. Ácido fosfórico (P ₂ O ₅)	1,10	1,0	0,25
3. Potassa (K ₂ O)	2,50	0,80	0,30
4. Cal (CaO)	3,91	3,0 - 5,0	0,2
5. Razão (C/N)	13	10	12 - 13

Considerando o preço de fertilizantes, suas quantidades crescentes utilizadas anualmente, a poluição consequente da mineração ou produção dos mesmos e o esgotamento de recursos que elas acarretam, são bastante louváveis as iniciativas de se procurarem novas formas de fertilizantes, em especial quando se utiliza de uma planta aquática considerada uma praga.

5.2. Ração Animal

Dois fatores relacionados ao aguapé levaram a pesquisá-lo como alimento ou ração para gado. O primeiro seria o fato de se presenciarem animais em regiões alagadas seletivamente alimentando-se do aguapé. O segundo seria devido à sua composição química, que se assemelha a outras forrageiras comumente usadas como ração, como, por exemplo, ao capim napier, como se pode ver pela tabela 5.2.

Em artigos publicados em 1938, Charterjee e Abdul Hye (11), do Departamento de Agricultura de Bengala, contam que alimentaram gado com uma combinação de palha de arroz e aguapé, e essa mesma combinação acrescida de torta de linhaça, numa tentativa de conhecer melhor as potencialidades do aguapé como ração animal. Eles tiveram problemas com falta de palatabilidade do aguapé (os animais não acostumados a se alimentar da planta recusavam-se a princípio). Para os autores, isso é devido à alta porcentagem de potássio e cloro presentes na planta. Eles observaram que a dieta com aguapé e palha acarretava uma perda de peso, e que não seria suficiente para a manutenção dos animais. Já com o acréscimo da torta, levava a um "melhor consumo de matéria seca total, e correspondente a melhor disponibilidade dos nutrientes digeríveis e amido equivalente". Portanto, os pesquisadores concluíram que, para se obter um maior benefício do aguapé como ração animal,

este deveria ser oferecido ao gado em combinação com torta ou concentrado.

Foi procurando um balanceamento de ração, onde a participação do aguapé fosse máxima, que Hossain (29) iniciou uma investigação do aguapé como alimento para gado. Ele observou que, quando o aguapé era oferecido sozinho, poderia causar diarreia devido à presença de alta porcentagem de álcalis. Então, ele recomendou que se adicionasse ao aguapé torta de mostarda, pela sua proteína e fósforo, e 50% da matéria seca em palha ou capim para a laxicidade. Portanto, uma ração balanceada poderia compor-se de 40 libras de aguapé fresco e posto a secar ao sol durante 7 horas, junto com 3,1/2 libras de palha e 1/2 libra de torta de mostarda.

Na Universidade de Gainesville, Flórida (33), foram desenvolvidos vários trabalhos sobre o uso do aguapé como ração animal. A princípio percebeu-se a necessidade de se processar a planta para a maioria dos usos a que se destinava. Devido às suas características similares às forrageiras terrestres, o processamento deveria basear-se nas mesmas operações — picagem, silagem, secamento, pelletização etc.

O aguapé foi testado para ser usado como ração animal em 3 diferentes formas:

- o aguapé pelletizado, com 33% da matéria orgânica da dieta completa, para ser comparado à hidrila seca e à grama Bermuda;
- silagem do aguapé, puro ou acrescido de suplementos dietéticos;
- o aguapé seco como 10% da dieta fornecida, comparando-o a bagaço de cana pelletizado e casca de semente de algodão.

O gado bovino e ovino aceitou o aguapé processado em suas várias formas, e permaneceu com boa saúde, enquanto ele fazia parte de suas

dietas. No entanto, parecia fazer pouco uso dos nutrientes presentes em sua composição, o que comumente acontece quando se alimenta da grama Bermuda. O desempenho dos animais foi melhor quando teores de aguapé, em bases de matéria orgânica, eram inferiores a 25% na dieta completa. A sua melhor utilidade acontecia quando era usado como "enchimento", substituindo casca de semente de algodão ou bagaço de cana pelletizado, em teores de 10-20%, nas dietas energéticas. Quanto às silagens do aguapé, mostraram-se mais aceitáveis aquelas com mais elevados teores de aditivos (milho ou polpa de citro), mais baixo pH e porcentagem de cinzas, e mais alto teor protéico.

Em artigos sobre vários países asiáticos, o aguapé aparece na dieta de vários outros animais como porcos, patos, bois etc. Um autor das Filipinas cita o caso de o aguapé ter alimentado pessoas durante a ocupação japonesa em seu país na 2.ª Guerra Mundial.

Além do aguapé e "duckweeds" já comentados como possíveis alimentos para animais, uma espécie de juncos na Finlândia, que também pode auxiliar na purificação de efluentes, já foi usada como alimentos de galinhas, coelhos, vacas, cavalos etc.

Sem dúvida, essas plantas, para servirem como ração animal, devem ser livres de elementos tóxicos, portanto não podem ter participado de tratamentos de efluentes com elevado teor de metais pesados, defensivos agrícolas etc.

5.3. Biomassa para Geração de Energia

Atualmente, quando se percebeu a necessidade de buscarmos fontes de energia renováveis, procurando substituir o uso de combustíveis fósseis que começavam a se extinguir e que assumiam preços assustadores, a biomassa viva passou a ter um papel prioritário nas pesquisas atuais sobre o assunto.

No Brasil, já se utiliza o álcool da cana-de-açúcar como forma de combustível líquido. A cana-de-açúcar pode alcançar, em plantações de boa qualidade, uma eficiência fotossintética de 1,6% (total de energia solar que incide a planta e que é fixada sob forma de energia química). Na sua transformação para álcool, consegue-se uma eficiência de 13%. Portanto, a eficiência total na produção de cana é de apenas 13% de 1,6%, ou seja, cerca de 0,2%. Com relação ao aguapé esses dados são bem mais favoráveis. A eficiência fotossintética do aguapé é de uns 3,1% (600 kg de matéria seca por hectare por dia), e sua eficiência de transformação em energia combustível é de aproximadamente 51%. Portanto, sua eficiência total, em dados conservadores, como anteriormente apontados, é de 1,6%.

Tabela 5.2. — Composição em Base de Matéria Seca (de acordo com Hossain, W.) (28)

	PROTEÍNA (%)	FIBRA (%)	EXTRATO NÃO NITROGENADO (%)	EXTRATO ETÉREO (%)	CINZAS TOTAIS (%)
Aguapé	6,54	27,76	50,59	1,70	16,43
Capim Napier	5,34	31,90	44,16	1,89	16,70

A grande eficiência do sistema aguapé — metano em relação à cana-de-açúcar — etanol, reside principalmente no fato de que na separação do álcool da água uma destilação energeticamente onerosa é exigida, enquanto o metano se separa espontaneamente do líquido.

É claro que devemos lembrar que esse combustível gerado em forma gasosa é praticamente limitado a instalações fixas, tais como, uso doméstico, industrial e geração de eletricidade por máquinas térmicas.

O metano é gerado a partir da biomassa através de uma fermentação anaeróbica da mesma. O aguapé, devido ao seu alto teor de água, nutrientes e baixo conteúdo de lignocelulose, é um substrato ideal para a digestão anaeróbica. A fermentação anaeróbica pode ser dividida grosseiramente em duas fases: — a 1.ª onde os microrganismos hidrolisam e fermentam compostos orgânicos complexos a ácidos orgânicos (principalmente ácido acético e propiônico); e uma 2.ª fase onde esses elementos são transformados em metano (CH_4), e dióxido de carbono (CO_2). Essa 2.ª fase ocorre por intervenção de bactérias anaeróbicas extremamente exigentes em termos de pH (6,6-7,6), alcalinidade (1000-5000 mg/l $CaCO_3$), temperatura mesofílica (30-38°C) ou termofílica (49-57°C), presença de nutrientes e ausência de metais pesados e sulfetos etc. A agitação do meio de cultura, temperaturas adequadas e operação a pressões abaixo da atmosférica são usadas para acelerar o processo, que é usualmente lento.

Experiências na geração de metano a partir do aguapé foram desenvolvidas por Wolverton et alii⁽⁵⁹⁾ em laboratórios da NASA, 5 unidades de fermentação, onde 300 a 800 gramas de aguapé picado eram misturadas à água e "semente" (plantas anaerobicamente decompostas por 6 meses), colocadas em recipientes lacrados e deixados fermentar por 4 meses. A produção de gás mais alta foi de 11 ml de metano por grama de peso úmido à mais baixa carga (300 g). Quando 5,4 mg de níquel e 6,7 mg de cálcio eram propositalmente fornecidos a 542,8 mg de plantas a serem digeridas, inexplicavelmente acontecia o maior rendimento em metano na experiência — 11,3 ml de metano/g peso úmido, o qual consistia de 91% do biogás gerado.

Um experimento contínuo foi realizado por Chin e Goh⁽⁶⁾, em Singapura, em digestores de 12 litros a 37°C e alimentados com aguapé picado a taxas de 290 g de peso úmido por litro e operados em tempos de detenção de 10 a 20 dias. A composição dos gases girava em torno de 54% em metano e dióxido de carbono, e destruição dos sólidos voláteis em 56 a 60%, e a obtenção de biogás era de aproximadamente 644 ml/g e 673

ml/g para os digestores com 10 a 20 dias de detenção, respectivamente.

Apesar desses experimentos serem bem sucedidos, com fermentação do aguapé em biodigestores convencionais, Benemann salienta alguns aspectos operacionais que podem levar a causar problemas na aplicação desse processo em plantas colhidas em lagoas de tratamento. São eles: a sazonalidade e quantidade de material verde produzido, a natureza do material a ser digerido, o alto custo dos digestores de esgoto convencionais. Ele afirma que um sistema de tratamento com lagoas de aguapé com uma vazão de 5 mg/d, em que a concentração de nitrogênio afluente fosse de 40 mg/l, produziria por dia 10 vezes mais sólidos digeridos que o lodo de decantação primária em tratamento convencional. Daí as imensas dimensões dos digestores necessários, sem considerarmos a variabilidade sazonal que leva a um aumento de produtividade no verão (especialmente em climas temperados).

Portanto, há duas tendências principais para se diminuir o custo dos biodigestores:

a) o aumento da velocidade de reação, que exige controles operacionais mais sofisticados, pré-tratamentos, aumentos na agitação da mistura ou aquecimento dos tanques, melhoramentos na transferência de gás etc., ou ainda os reatores de 2 fases, que separam a fase ácida da metanogênica;

b) a outra alternativa que é baseada na digestão, o que ocorre em aterros sanitários, é a utilização de processos "batch" de tratamentos lentos, não aquecidos nem agitados, com elevadas inoculações na biomassa afluente e com tamponamentos com carbonato de cálcio. A digestão das plan-

tas poderia se dar em aterros sanitários, lagoas cobertas etc.

Uma experiência desse gênero vem sendo desenvolvida no Brasil pelo Instituto de Pesquisas da Marinha com o nome Projeto Baronesa; é um sistema em que as plantas depositadas no fundo da lagoa são deixadas decompor-se anaerobicamente dentro de uma cobertura plástica parcial ou totalmente submersa, que apresenta um dispositivo de saída dos gases, conforme figura 5.3. A lâmina d'água auxilia no controle de temperatura, garante uma pressão positiva no sistema e evita riscos de explosão.

Atualmente vêm surgindo algumas variantes para os digestores anaeróbicos convencionais, que poderão vir a ser testados no biodigestão do aguapé.

5.4. Outros Usos, Projeto-Proposta

Outras possibilidades de utilização do aguapé aventadas incluem utilização de suas fibras na fabricação de papel, a extração de suas proteínas para uso como aditivos em rações em geral, a extração de substâncias quimicamente ativas de suas raízes para uso como estimulante de crescimento de plantas, para incorporação de metais pesados à sua biomassa com posterior extração etc.

Um projeto proposto pela equipe de pesquisa de aguapé na NASA, com utilização racional das potencialidades da planta, é ilustrado na figura 5.4., onde é empregado em uma pequena fazenda, podendo propiciar auto-suficiência à propriedade. De acordo com a figura, o aguapé, depois de servir como agente purificador de esgotos, seria removido da lagoa e usado na geração de energia, no preparo de adubos e na alimentação dos animais.

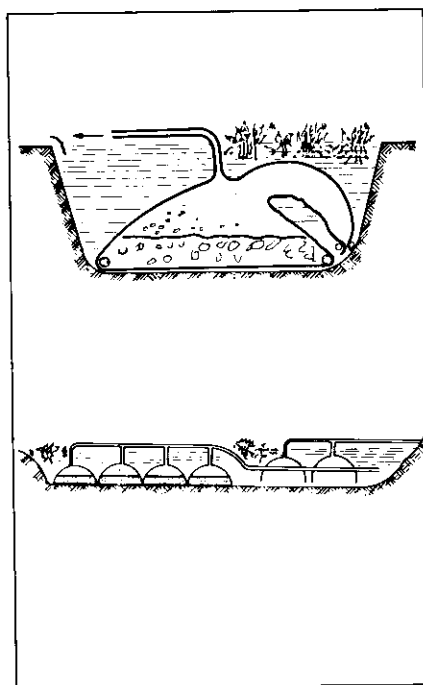


Figura 5.3. — Digestores submersos anaeróbicos desenvolvidos no Projeto Baronesa (de acordo com Zeffl et alii) (65)

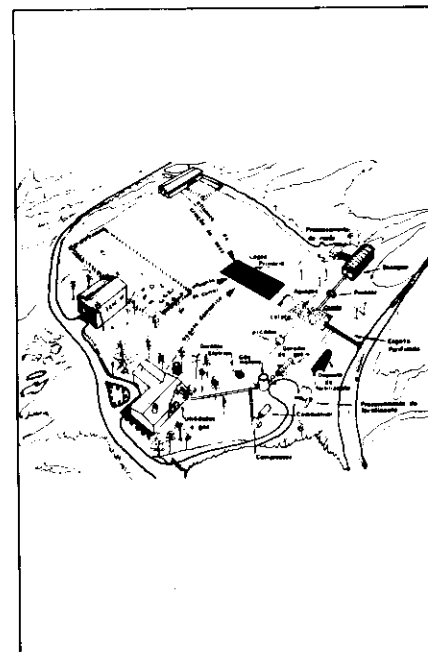


Figura 5.4. — Ilustração de uma fazenda auto-suficiente em energia, fertilizante e alimento com a instalação de um sistema de depuração com aguapés (de acordo com Wolverton, B. C. et alii) (61)

6. METODOLOGIA

De um modo geral, as experiências consistiam em colocar as plantas, já preparadas, em "afluentes" contendo fosfato a uma concentração conhecida, e media-se então a variação de sua concentração com o tempo. Também eram acompanhadas as variações do pH, oxigênio dissolvido etc.

No sistema "batch", simplesmente se coletavam amostras diárias (300 ml) para as determinações necessárias. No sistema semicontínuo, era retirado diariamente um **volume calculado** (que também servia para as análises necessárias), o qual era repostado por água dosada na concentração inicial da experiência. Esse volume era estimado a partir da equação de tempo de detenção ($t_D = \text{volume da lagoa/vazão diária}$) e representava a vazão diária.

No sistema contínuo, o "afluente" preparado à concentração desejada, era bombeado a uma vazão constante e estimada em função do tempo de detenção requerido. Eram feitas determinações do "afluente" bombeado e do "efluente" que escapava da experiência.

Nas duas últimas experiências foram realizadas a renovação semanal das plantas, isto é, as plantas saturadas eram retiradas e substituídas por outras recém-preparadas.

Obs.: As amostras eram retiradas em pequenos volumes de diversos pontos da caixa, a fim de que fossem representativas do sistema, e o volume repostado era agitado manualmente para sua homogeneização no meio líquido.

7. RESULTADOS

Estão mostrados nos gráficos às páginas 82 a 86.

8. DISCUSSÃO

8.1. 1. Série de Experimentos

Essas experiências foram desenvolvidas para verificação da remoção de fosfatos pelo aguapé, em sistema "batch" em diferentes relações de nitrogênio e fósforo em que:

- Experiência 0 — Controle.
- Experiência 1 — Fósforo somente.
- Experiência 2 — N:P igual a 10:1.
- Experiência 3 — N:P igual a 20:1.

Onde o fosfato foi dosado na forma de KH_2PO_4 , e o nitrogênio na forma de NH_4Cl .

Os resultados desses experimentos, desenhados nos seguintes gráficos mostraram:

— Pelo gráfico 7.2 — um abaixamento do pH, nas experiências em que houve dosagens de nitrogênio.

— Pelo gráfico 7.3. — uma queda no teor de oxigênio dissolvido, nas várias curvas com participação de plantas.

— Pelo gráfico 7.4. — uma redução acentuada nas concentrações de fosfatos, variando exponencialmente com

o tempo nos vários experimentos com participação das macrófitas, independente da presença de nitrogênio. Já o controle apresentou sempre leituras próximas às iniciais.

O abaixamento do pH pode ser justificado pela ocorrência de nitrificação, isto é, o nitrogênio em forma de amônia sendo oxidado a nitrito e nitrato, levando a uma acidificação do meio, de acordo com as equações:
$$2\text{NH}_3 + 3\text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_2^- + 2\text{H}^+ + 2\text{H}_2\text{O}$$
$$2\text{NO}_2^- + \text{O}_2 \rightarrow 2\text{NO}_3^-$$

No entanto é sabido que o processo de nitrificação só ocorre em determinadas faixas de pH, preferivelmente situado entre 7,5 — 8,5, não podendo nunca ser inferior a 6,0 ou superior a 10,0. Acontece que nesses experimentos as leituras de pH foram sempre inferiores a 6,0 e diminuindo cada vez mais no decorrer do experimento. Portanto esse ambiente dificilmente proporcionaria a ocorrência do processo.

Além disso, a nitrificação é um processo de oxidação biológica, o que implica uma demanda adicional de oxigênio nos testes com participação de nitrogênio em relação aos demais, o que não ficou claro pelas respectivas curvas do gráfico 7.3. Daí supor-se que as raízes das plantas são capazes de produzir ácidos, que determinam o abaixamento do pH do meio líquido, e que a presença de nitrogênio possa acarretar uma intensificação do fenômeno.

Quanto à demanda de oxigênio nos experimentos com participação do aguapé, ela ocorre efetivamente tanto nessa série, como nas demais a serem comentadas. Esse é um aspecto que tem sido observado em todos os trabalhos sobre o aguapé: — o baixo teor de oxigênio no meio aquático, em que ele está presente. Neiff et alii⁽⁴²⁾ justificam essa redução de oxigênio, pela "limitação que as plantas impõem à produção de fitoplâncton e macrófitas submersas, e a restrição a processos de aeração, e à elevada produção de detritos". Nesse caso, além da restrição à oxigenação, o grande consumo de oxigênio foi devido à respiração das raízes, e talvez uma pequena parcela do consumo de oxigênio pelos microorganismos aderentes às plantas.

— A remoção de fosfatos, observada nos vários experimentos, foi realmente notável e devida fundamentalmente à participação das plantas, já que na experiência controle, as leituras de fosfatos não acusaram maiores reduções no decorrer do experimento.

Embora parecesse provável, que em concentrações desfavoráveis de nitrogênio, ele atuaria como fator limitante ao desenvolvimento e absorção do fósforo pelas plantas, as curvas de concentração de fosfatos não revelaram qualquer influência desse tipo em seus resultados, apresentando as mesmas remoções, indiferentes das

proporções de nitrogênio: fósforos presentes.

Ficaram, no entanto, dúvidas relativas a esses resultados, já que não se pode afirmar que o nitrogênio dosado foi capaz de se modificar através da nitrificação e de ser aproveitado pelas plantas. Uma futura experiência poderia ser feita com nitrogênio já dosado em forma de nitratos, atentando para o fato de que em ambientes pobres em oxigênio a desnitrificação pode vir a ocorrer.

De qualquer forma vários organismos já têm sido observados assimilando fosfatos em proporções independentes das estequiométricas típicas de suas biomassas. Esse fato é comentado por Levin e Shapiro⁽³⁶⁾, que lembram que bactérias, fungos e algas costumam apresentar certos grânulos, chamados "volutina", onde armazenam fosfatos. Portanto, a limitação teórica ao consumo do fosfato por esses organismos devido à desproporção dos vários nutrientes em relação às suas composições típicas, não pode ser considerado uma barreira à absorção do nutriente.

As plantas superiores também são capazes de acumular fósforo. Nas plantas maduras, ele é acumulado principalmente nos frutos e sementes, e nas plantas em desenvolvimento, nos meristemas, onde é utilizado na síntese de nucleoproteínas e compostos que participam do metabolismo respiratório. Este fato, portanto, é capaz de justificar as elevadas absorções de fosfatos pelas plantas, observadas neste e nos demais experimentos.

Ainda é sabido que em questões relativas à absorção de nitrogênio e fósforo pelas plantas superiores, a absorção do nitrogênio fica bastante reduzida quando o fósforo se encontra em abundância junto às raízes e que os fosfatos são absorvidos mais rapidamente, quando o nitrogênio presente está em forma orgânica.⁽³⁹⁾

A partir dos dados relativos à Experiência 1, pode-se chegar a uma equação linearizada típica para a remoção de fosfato pelo aguapé com o tempo, que poderá vir a ser aplicada na prática, desde que se considere suas limitações.

Essa equação que na forma linear seria:

$$y = 2,20 - 0,28 t$$

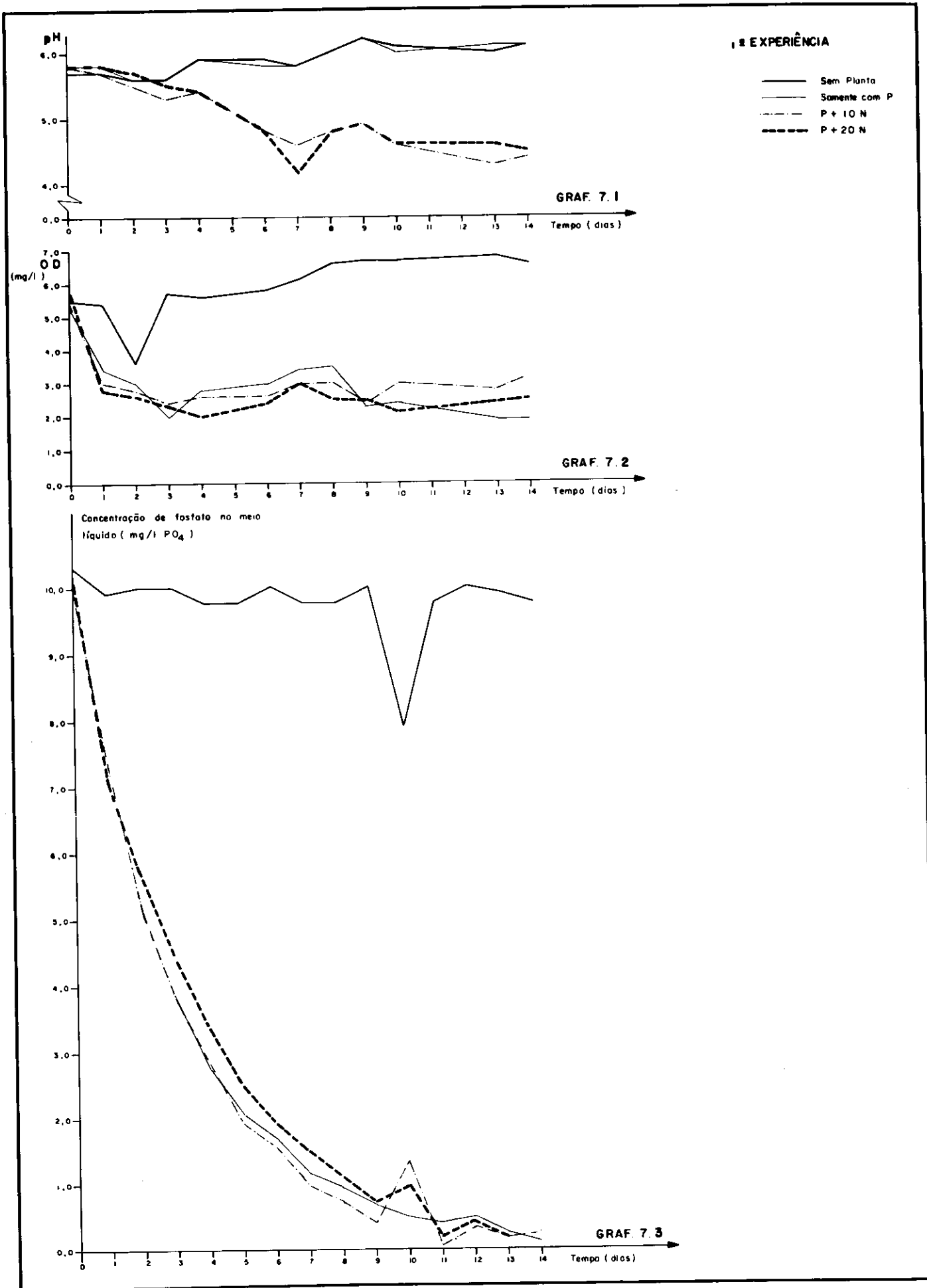
onde:

t = tempo, em dias.

y = ln da concentração de PO_4 (mg/l) que apresentam um elevado grau de dependência, da ordem de 99%.

Além disso, é possível extrair desses resultados, taxas de remoção de fosfatos por peso ou por área ocupada pelas plantas. Para tanto, pode-se valer dos seguintes dados experimentais:

- Peso úmido das plantas = 1.251 g
- Porcentagem de peso seco = 8,9%



Gráficos 7.1, 7.2, 7.3. — Variações de pH, oxigênio dissolvido e concentrações de fosfatos em experiências com aguapé em sistema "batch" em diferentes relações N:P

- Área de superfície coberta = 0,2352 m²
- Quantidade de fosfato absorvido em 7 dias = 639,1 mg

chegando-se a taxas, tais como:

- 0,82 mg PO₄=/g planta seca/dia
- 388,12 mg PO₄=/m²/dia =
- 3,882 kgPO₄=/ha/dia
- 1.416,9 kgPO₄=/ha/ano.

Essa última taxa de remoção anual por área, pode ser comparada favoravelmente à estimada por Boyd (322 kg/ha/ano), calculada a partir da composição química do aguapé.

8.2. Segunda Série de Experimentos

Foi desenvolvida em regime semi-contínuo, procurando conhecer o potencial de absorção de fosfatos do aguapé, em diferentes tempos de detenção, que é o parâmetro básico no dimensionamento de lagoas. Os testes foram feitos com tempos de detenção de 10, 14, 20 e 28 dias.

Pode ser observado, de acordo com

o gráfico 7.4, um decréscimo segundo um padrão exponencial, das concentrações de fosfatos do meio líquido devido à absorção pelas plantas (já que o controle não apresentou qualquer variação sensível), relativamente proporcional ao tempo de detenção empregado.

O "potencial de assimilação" do nutriente pelo aguapé mostrou-se relativamente decrescente com o tempo, estacionando após 5 a 11 dias de experiência. Portanto, a partir desse ponto, nas curvas de concentrações de fosfatos os valores começaram a crescer gradativamente, enquanto nas curvas de absorção (gráfico 7.5), estabeleceu-se um "plateau" ou absorção zero.

As remoções máximas de fosfatos, estimadas a partir destas curvas seriam:

- no 5.º dia — em tempo de detenção = 10 dias, remoção —33%
- no 7.º dia — em tempo de detenção = 14 dias, remoção —44%

- no 10.º dia — em tempo de detenção = 20 dias, remoção —80%
- no 11.º dia — em tempo de detenção = 28 dias, remoção —90%

Portanto, foi possível alcançar remoções bem superiores em tempos de detenção mais longos.

Além disso, o período em que as plantas mantiveram-se absorvendo fosfatos, que poderia ser chamado de "período ativo das plantas", também foram mais longos em maiores tempos de detenção.

Podemos concluir que o aguapé foi capaz de assimilar uma maior quantidade de fosfatos em tempos de detenção mais longos, porque apesar das concentrações iniciais semelhantes, em tempos de detenção mais longos a planta esteve em contato com concentrações mais baixas do nutriente, o que pode ter levado a uma absorção gradual e contínua por mais tempo. No entanto, aparentemente a elevação do tempo de detenção de projeto, acima de determinado valor (20-25 dias) não

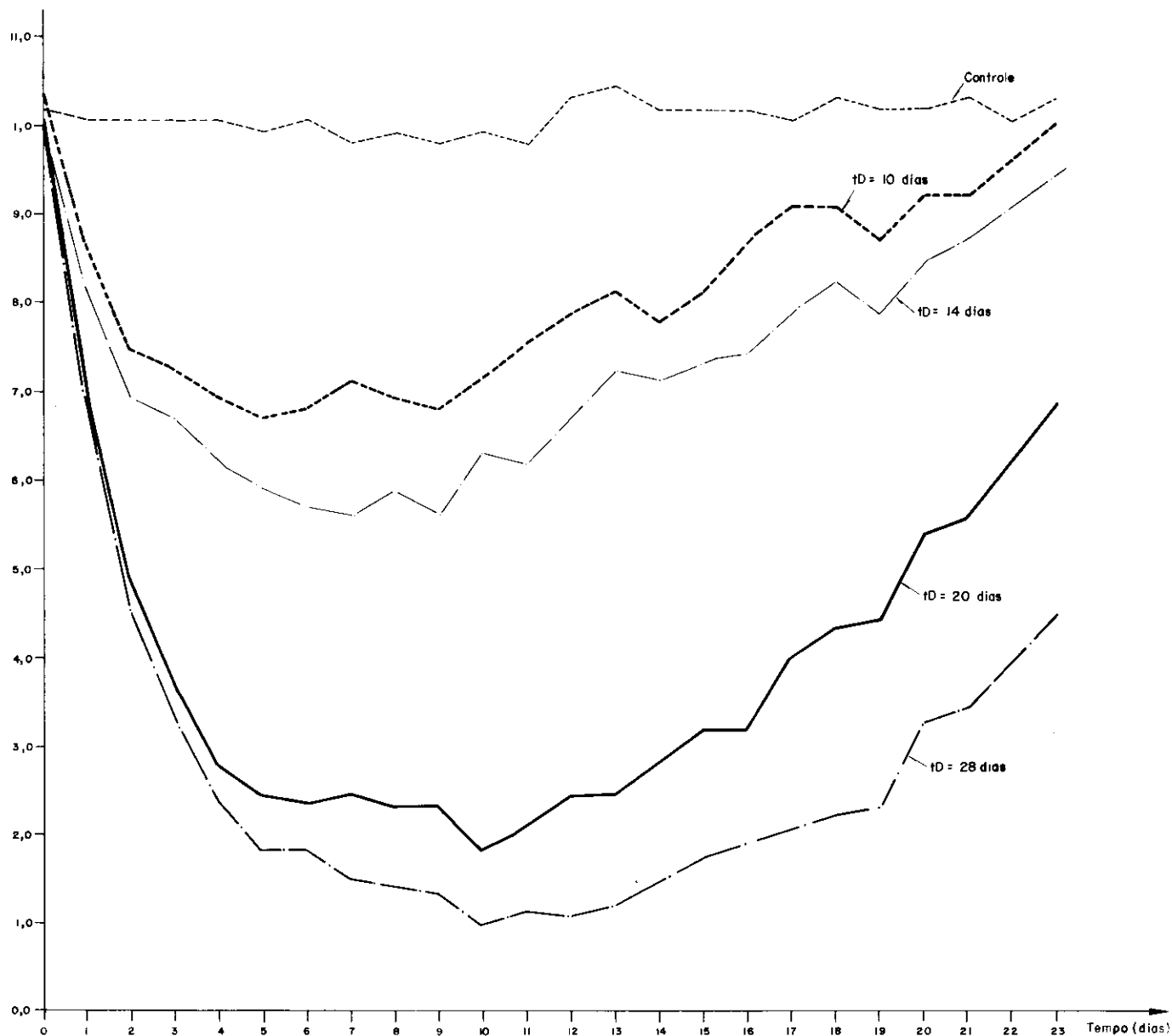


Gráfico 7.4. — Variações nas concentrações de fosfatos, em experiências com aguapé, em regime semicontínuo em diferentes tempos de detenção

traz, por si só, grandes benefícios em termos de remoção de fosfatos.

Quanto ao fato da planta ter deixado de absorver o nutriente após determinado tempo, parece ser devido a uma saturação na capacidade de armazenagem do nutriente pela planta. Esse fator pode ter sido agravado nesses experimentos, pela assimilação desproporcional dos nutrientes em relação às necessidades das plantas, que pode ter acelerado a deterioração das plantas. É o que se podia perceber no final dos experimentos: plantas amolecidas, flácidas, queimadas, perdendo brilho e turgor. Também o fato dessas plantas terem sido bastante manuseadas nos seus preparos (lavagens e pesagens), pode ter contribuído a um mais rápido

apodrecimento das mesmas. Dan Swett⁽⁵⁴⁾ observa em suas experiências: — "a manutenção da nutrição é essencial para a saúde da planta. O aguapé tem um apetite voraz, que não satisfeito resulta em clorose e decréscimo na eficiência da absorção. O pior desempenho do sistema era obtido durante períodos em que a concentração do nitrogênio caía abaixo de 10 mg/l". (A própria redissolução dos fosfatos dos tecidos das plantas em decomposição pode ter contribuído para a elevação dos fosfatos no meio líquido, nos últimos dias da experiência. Dessa forma, uma absorção, mas em menor escala, teria ocorrido na fase final dos experimentos).

Portanto, em campo, com uma dieta mais equilibrada o aguapé poderá vir a se manter sadio por mais tempo, consequentemente apresentando períodos de absorção ativa mais longos.

8.3. Terceira Série de Experiências

Foram desenvolvidas em regime semicontínuo e contínuo, procurando conhecer o efeito da troca das plantas na remoção de fosfatos dos efluentes. A experiência em regime contínuo foi feita a partir de um esgoto aerado, diluído e dosado com fosfatos.

O tempo de detenção fixado para esses testes foi de 14 dias, típico de lagoas de estabilização, e já verificado

CURVAS DE ABSORÇÃO DE PO_4

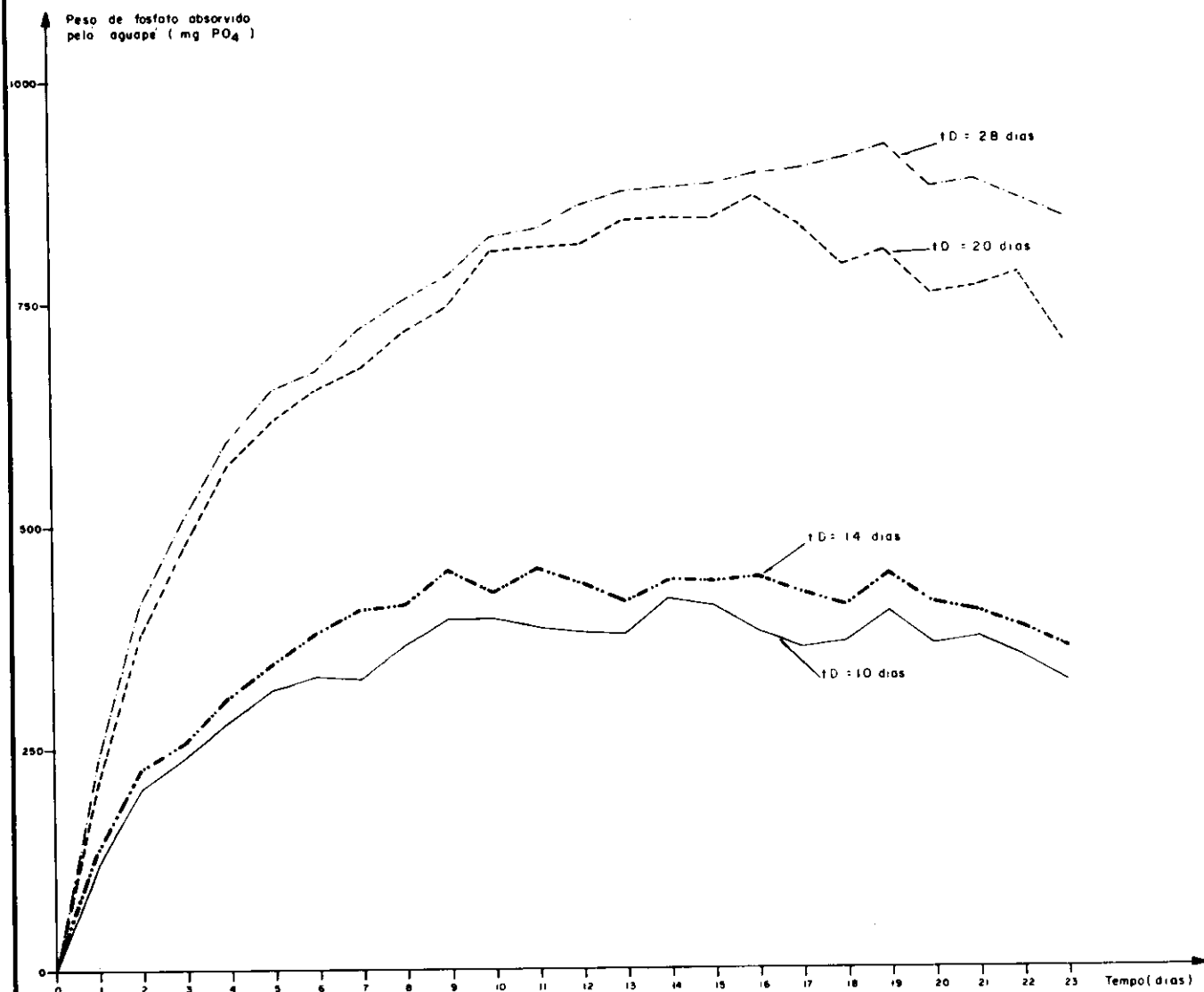


Gráfico 7.5. — Curvas de absorção de fosfatos em experiências com aguapé, em diferentes tempos de detenção

anteriormente na segunda série de experimentos.

O período para a renovação das plantas escolhido foi de uma semana, que de acordo com o observado na experiência anterior citada, estava dentro da faixa ativa da planta, isto é, período em que a planta se manteve absorvendo o nutriente.

Pode ser observado nas curvas relativas a esses experimentos, no gráfico 7.6, que os sistemas mantiveram-se removendo fosfatos durante todo o período experimental, isto é: as plantas foram renovadas antes que saturassem ou deteriorassem.

A remoção de fosfato no regime semicontínuo alcançou valores próximos a 85%, e no regime contínuo de 95%, e demonstrou-se ser possível manter-se nesses níveis, desde que se efetuasse a remoção semanal das plantas.

8.4. Diferenças entre Condições Experimentais e de Campo

Algumas diferenças entre as condições experimentais e a de campo precisam ser consideradas, por ocasião da aplicação dos resultados experimentais.

Dessa forma, devem ser ressaltadas as seguintes diferenças:

- o "afluente" experimental apresentava elevado teor de oxigênio dissolvido e baixa salinidade, o que pode ter favorecido a absorção em laboratório. Por outro lado, sua deficiência em nutrientes pode ter favorecido a deterioração precoce das plantas;

- as condições de laboratório protegiam as plantas de intempéries e ataques de animais, a que eles estarão sujeitos no campo;

- no campo, ocorrerá regularmente a deposição e absorção de fosfato no fundo lodoso das lagoas. No laboratório foram evitadas essas deposições;

- no laboratório trabalhava-se com plantas jovens mas crescidas em outro ambiente. No campo, com a coleta seletiva, trabalhar-se-á com plantas durante sua fase de crescimento, quando são mais ávidas de nutrientes;

- durante os experimentos foram retirados os organismos agarrados às raízes, que poderão contribuir favoravelmente na remoção de DBO e nutrientes, numa lagoa de aguapé.

8.5. Sugestões de uma Metodologia para Anteprojeto de Lagoas de Aguapé para Remoção de Fosfatos

Apesar de todas as restrições à aplicação dos resultados alcançados nesse trabalho, parece oportuno, reunindo informações práticas citadas em literatura e alguns dados experimentais, procurar fornecer uma metodologia para pré-dimensionamento de lagoas de aguapé, a serem utilizados na remoção de fosfatos.

Ela pode ser compor dos seguintes itens:

- Assumir-se um tempo de detenção para a lagoa, de preferência maior que 14 dias a partir do que foi levanta-

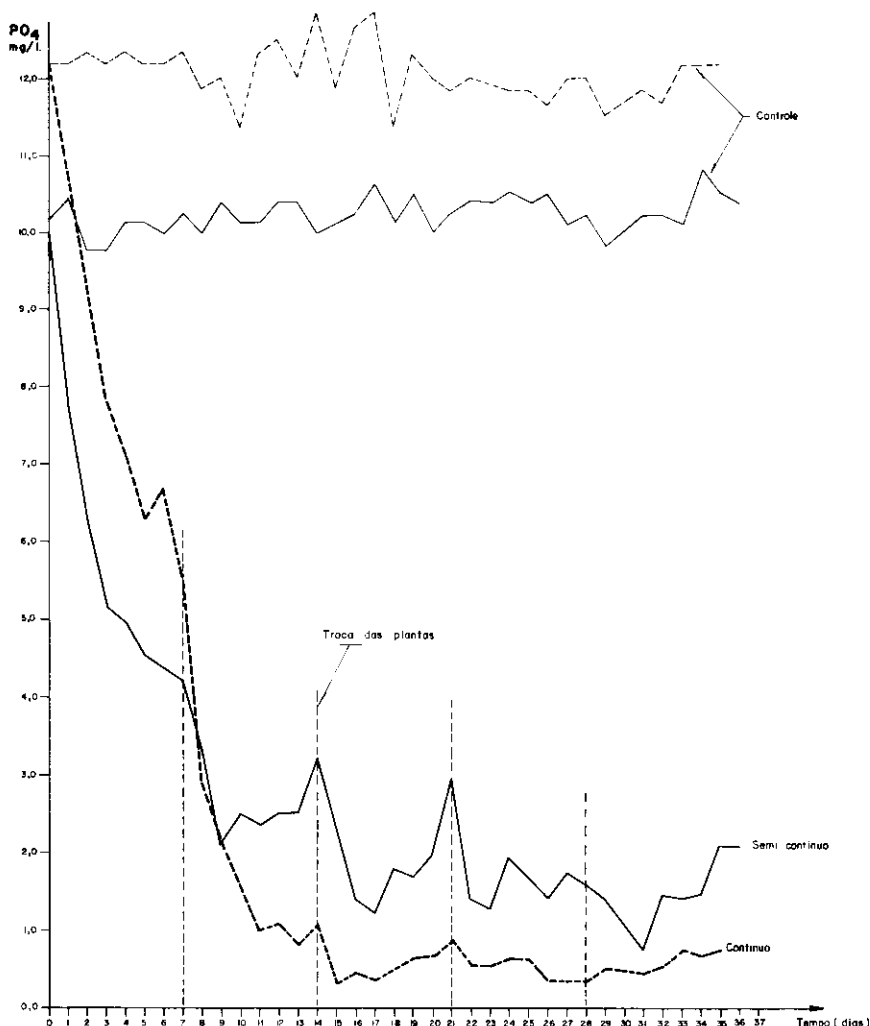


Gráfico 7.6. — Variações nas concentrações de fosfatos, em experiências com aguapé, em regime semicontínuo com troca semanal de plantas

tado experimentalmente. Então, a partir da vazão média a ser tratada pode se determinar o volume da lagoa.

- De acordo com as taxas de remoção alcançadas experimentalmente relacionando a remoção de fosfato por área coberta (3,88 kg PO_4 /ha/dia) ou ainda taxas de remoção por peso de planta (0,82 mg PO_4 /g/planta seca/dia) e assumindo "standing biomass" típico citado por Boyd (7) de 75 t (peso úmido)/ha, determina-se a área mínima necessária para o tratamento.

- Com o volume e área mínima determinados, estima-se a profundidade. Ela deve ser sempre inferior a 1 m, podendo-se recorrer à ampliação da área para se satisfazer o tempo de detenção prefixado.

- Formato das lagoas e número de unidades

As lagoas devem ter um formato retangular (alongado) ou em ziguezague, visando facilitar a coleta das plantas.

É sempre preferível trabalhar com um maior número de unidades, devido à facilidade de coleta e manutenção, e para dar maior flexibilidade ao sistema.

- Coleta de plantas

Pode ser manual, em sistemas pequenos e mecanizados (com guindastes) para sistemas maiores.

A taxa de coleta diária pode ser determinada a partir do tempo de multi-

plicação do aguapé (10-15 dias). Dessa forma 1/15 a 1/10 das plantas deve ser coletado diariamente. Essa coleta deve ser seletiva devendo manter-se no sistema as plantas mais jovens e saudáveis.

- Detalhe construtivo

A lagoa deve ser provida de uma barreira em tela de arame, ao redor da saída, evitando o escape de plantas para o corpo receptor.

- Combate a pernilongos

Pode ser feito através da introdução na lagoa de peixes mais resistentes que se alimentam de larvas de pernilongos (como por exemplo *Lebistes*). A coleta contínua do aguapé, como já indicada, permite a retirada de larvas agarradas às raízes, amenizando o problema.

- Disposição Final do Aguapé

Deve ser providenciada uma unidade de disposição final de aguapé, que pode ser um gerador de biogás ou uma usina de compostagem.

Quando a lagoa de aguapé for instalada junto a uma estação de tratamento de esgotos convencional, como unidade de tratamento terciário, o aguapé pode ser processado junto com o lodo gerado.

Observação: A aplicação das lagoas de aguapé na remoção de fosfatos, na prática vai resultar na remoção simul-

CURVAS DE ABSORÇÃO DE PO_4

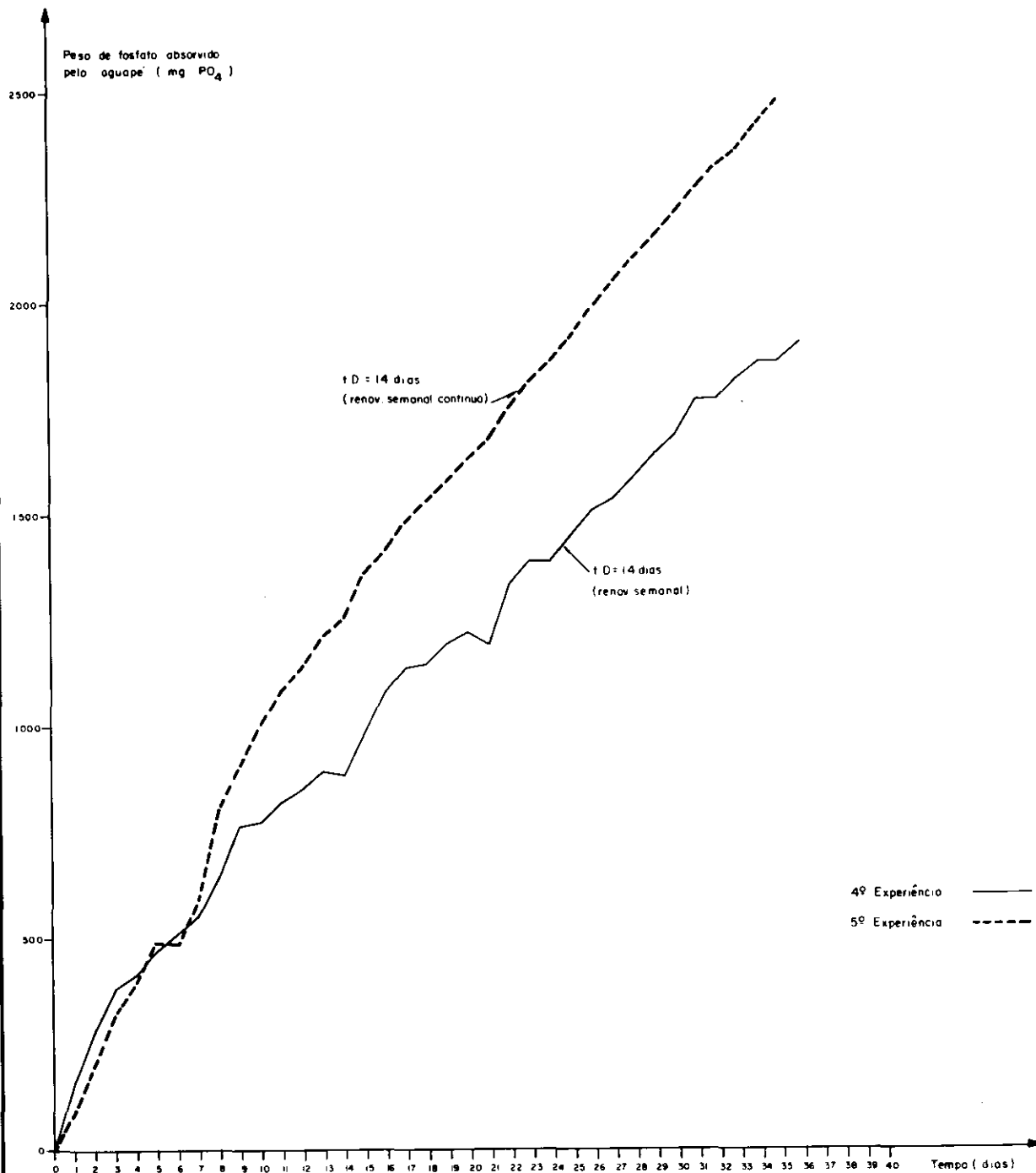


Gráfico 7.7. — Curvas de absorção de fosfatos em experiências com aguapé, com troca semanal de plantas

tânea de outros poluentes, outros nutrientes, metais pesados, matéria orgânica etc.

9. CONCLUSÕES

9.1. Os aguapés se mostraram altamente eficientes na remoção de fosfatos. Essa remoção se deu em função do tempo, de acordo com a equação $y = 2,20 - 0,28 t$ (onde y é igual ao ln da concentração de PO_4), ou ainda de acordo com as seguintes taxas: 0,82 mg PO_4 /g planta seca/dia ou 3,88 kg PO_4 /ha/dia.

9.2. A presença do aguapé levou a uma depressão do oxigênio dissolvido, a níveis bem baixos, no meio líquido, ao mesmo tempo que propiciou uma ligeira elevação do pH do efluente.

9.3. A ausência dos nutrientes, em proporções compatíveis com aquelas encontradas na biomassa vegetal, não limitou a absorção de fosfato pelas plantas. O aguapé foi capaz de assimilar grandes quantidades de nutrientes, ainda que simplesmente para armazená-lo.

9.4. Embora hajam certas dúvidas quanto a esses resultados, as dosagens de nitrogênio e fósforo em proporções mais adequadas às necessidades das plantas, não incrementaram as quantidades de fosfatos removidos pelas plantas.

9.5. A remoção de fosfatos, ou ainda, o "potencial de absorção" dos fosfatos pelos aguapés aumentaram com o tempo de detenção da lagoa. Os resultados desse trabalho apontaram as eficiências máximas de 33%, 44%, 80% e 90% para os experimentos com tempos de detenção de 10, 14, 20 e 28 dias respectivamente.

9.6. Os aguapés apresentaram um período ativo de absorção (relativamente mais longo em tempos de detenção mais longos), após o qual cessaram de absorver o nutriente. A interrupção do fenômeno deve ter sido causada principalmente devido à saturação das plantas pelo nutriente. Daí, a necessidade da retirada contínua das plantas "saturadas" do sistema.

9.7. As experiências desenvolvidas com a remoção semanal das plantas mostraram resultados bastante animadores. A quarta experiência, mesmo funcionando com um tempo de detenção de 14 dias, alcançou e permitiu que fosse mantido uma eficiência de remoção aproximada de 85%.

9.8. A quinta experiência que procurou repetir o procedimento da anterior, mas em regime contínuo, alcançou índice de remoção de fosfatos superior a 90%. Ainda essa experiência possibilitou verificar que determinações em regime semicontínuo são "confiáveis", o que quando possível de ser aplicado, simplifica muito a obtenção de dados num experimento.

9.9. Há um grande número de fatores nestas experiências que diferenciam as condições de laboratório das do sistema aplicado em campo.

Mas as únicas que parecem ser mais preocupantes (isto é que tenham favorecido os resultados de laboratório) são as de ordem química: baixa DBO e salinidade, e um elevado teor de oxigênio dissolvido. Este aspecto, e a questão da influência de uma dosagem adequada de nitrogênio, nas remoções de fosfatos pelo aguapé, poderiam vir a ser verificadas num próximo trabalho.

10. SUMMARY

The water hyacinth lagoons have been used as polishing units for secondary effluents. They have shown great capability in removing several pollutants as nutrients, heavy metals, organics etc. besides permitting many uses of the harvested plants.

The majority of the existing experiments have been conducted in the USA, although only some information and design procedures and parameters for these systems were established.

Considering the importance of phosphate removal for the eutrophication control, this work attempted to estimate the capability of the nutrient absorption by these plants, and to provide some design elements of water hyacinth lagoons removing phosphates.

Laboratory experiments were carried out in large containers with water hyacinth, where the variations of phosphates concentrations were monitored. Results showed phosphates removal rate as 3,88 kg PO_4 /ha/day or 0,82 mg PO_4 /g dry plant/day, and a straight correlation between efficiency and detention time, determining that the detention time should be longer than 14 days.

11. AGRADECIMENTOS

Aos órgãos CNPq-Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico e CAPES-Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior pelo apoio material concedido à realização deste trabalho.

12. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- (1) AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION — Standard Methods for the examination of water and wastewater. 12 ed. Washington, APHA, AWWA, APCF, c. 1965.
- (2) ALVARADO, G. R. P. & FASANARO, R. — Aguapés: sua aplicação no tratamento biológico dos esgotos e na produção de energia alternativa, Florianópolis, CASAN, 1979. 22 p.
- (3) BAGNALL, L. O. et alii — Feed and fiber from effluent — grown water hyacinth. In: WASTEWATER USE IN PRODUCTION OF FOOD FIBER. Proceedings. Washington, Environmental Protection Agency, 1974. p. 116-41 (EPA-660/2-74-041).
- (4) BASAK, M. N. — Water hyacinth compost. In: LITTLE, E. C. S. ed. Handbook of utilization of aquatic plants. Roma, FAO, c. 1978, p. 13-5.
- (5) BASTOS, T. M. — Obtenção de álcool etílico hidratado a partir do aguapé. Blumenau, 25 p. Monografia (Bacharelado em Química). Fundação Educacional da Região de Blumenau.
- (6) BENEMANN, J. R. et alii. — Energy from wastewater aquaculture systems. In: AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT. Proceedings. Washington, Environmental Protection Agency, 1980, p.441-58. (EPA-430/9-80-006).
- (7) BOYD, C. E. — Vascular aquatic plants for mineral nutrient removal from polluted waters. Economy Botany, 24: 95-104, 1970.

- (8) BRANCO, S. M. Análise de alguns aspectos e soluções prováveis para o lago Paranoá. Revista DAE, São Paulo, 36 (109):38-45, 1976.
- (9) BRANCO, S. M. — O meio terrestre: composição e propriedades; aspectos ecológicos. In: SÃO CARLOS. Centro de Recursos Hídricos e Ecologia Aplicada. Ecologia Aplicada e Proteção do Meio Ambiente. São Paulo, CETESB, 1976. cap. 1-13/13.
- (10) CARBERRY, J. B. & TENNEY, M. W. — Luxury uptake of phosphates by activated sludge. Journal WPCF, 45 (12):2444-59, dez., 1973.
- (11) — CHATTERJEE, I. & ABDUL HYE, M. D. — Can water hyacinth be used as a cattle feed. In: LITTLE, E. C. S. ed. Handbook of utilization of aquatic plants. Roma, FAO, c. 1968. p. 28-32.
- (12) COCA-COLA COMPANY FOOD DIVISION — Hyacinth Study. In: ———. Treatment of citrus processing wastes. Orlando, Florida. Environmental Protection Agency, c. 1970, p. 17-21. Water Control Research Series.
- (13) COHEN, J. M. — Nutrient removal from wastewater by physical — chemical process. In: ALLEN, H. E. & KRAMER, J. R. Nutrient in natural water. s. l. p. John Wisley & Sons. c. 1972, p. 353-89.
- (14) CORNWELL, D. A. et alii — Nutrient removal by water hyacinth. Journal WPCF, 49 (1):57-65, jan. 1977.
- (15) CULLEY Jr., D. D. & EPPS, E. A. — Use of ducwees for wastewater treatment and animal feed. Journal WPCF, 145 (2):337-47, fev. 1973.
- (16) DA ROSA, A. V. — Boletim CODETEC 7702 — Projeto Aguapé. Campinas, UNICAMP, s. d. 14 p.
- (17) DAY, F. W. F. — The water hyacinth as source of potash. In: LITTLE, E.C.S. ed. Handbook of utilization of aquatic plants. Roma, FAO, c. 1968. p. 18-23.
- (18) DE JONG, J. — The purification of wastewater with the aid of rush or reed ponds. In: TOURBIER, J. & PIERSON Jr., R. W. ed. Biological control of water pollution. Pennsylvania, University of Pennsylvania Press, c. 1976. p. 133-39.
- (19) DINGES, R. — Upgrading stabilization pond effluent by water hyacinth culture. Journal WPCF, 50 (5):833-45, maio, 1978.
- (20) DINGES, R. — Development of hyacinth wastewater treatment systems in Texas. In: AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT. Proceedings. Washington, Environmental Protection Agency, c. 1980. p. 193-231. (EPA-430/9-80-006).
- (21) DYMOND, G. C. — The water hyacinth: A cinderella of the plant world. In: VON VUREN, J. P. J. ed. Soil Fertility and Sewage. New York, Dover Publication, c. 1948. p. 221-7.
- (22) ESTEVES, F. A. et alii — Biomass and analysis of the major inorganic components of *Elchhornia crassipes* (Mart) solms in six reservoirs of São Paulo State (Brasil). São Carlos, Universidade Federal de São Carlos, c. 1981, 19 p.
- (23) FERGUSON, F. A. — A non myopic approach to the problem of excess algal growths. Environmental Science and Technology, 2 (3):188-93, mai, 1968.
- (24) GOLDMAN, J. C. & RYTHER, J. H. — Renovation of sewage in a integrated food chain. In: TOURBIER, J. & PIERSON Jr., R. W. ed. Biological control of water pollution. Pennsylvania, University of Pennsylvania Press, c. 1976. p. 197-224.
- (25) HADEED, S. J. — Banning detergents phosphates — the debates continues. Journal WPCF, 50 (2):190-92, fev. 1978.
- (26) HARVEY, R. M. & FOX, J. L. — Nutrient removal using *Lemna minor*. Journal WPCF, 45 (9):1928-38, set., 1973.

- (27) HASLER, A. D. — Cultural Eutrophication is reversible. **Bioscience**, 19 (5):425, maio, 1969.
- (28) HILLMAN, W. S. & CULLEY Jr., D. D. — The use of duckweeds. **American Scientist**, 66:442-51, jul/ago., 1978.
- (29) HOSSAIN, W. — Investigation on water hyacinth as a fodder. In: LITTLE, E. C. S. ed. **Handbook of utilization of aquatic plants**. Roma, FAO, c. 1968. p. 37-42.
- (30) INTRODUCTION, Summary and Recommendations. In: EUTROPHICATION, CAUSES, CONSEQUENCES. **Proceedings**. Washington, National Academy of Science, c. 1969. p. 3-13.
- (31) JOSEPH, J. — Lagunas de jacintos: Tratamento barato de águas cloacais. **Revista Desarrollo Nacional**: 52-8, out., 1976.
- (32) JOSEPH, J. — El control botánico — un medio de depurar las aguas industriales. **Revista Desarrollo Nacional**: 75-7, nov/dez. 1976.
- (33) KIEHL, E. J. — Composto de Aguapé — O Estado de S. Paulo, 01 nov. 1978. Suplemento Agrícola. p. 7.
- (34) KRIVAK, J. A. — Best management practices to control non point source pollution from agriculture. **Journal Soil and water conservation**, 33:161-6, jul/ago., 1978.
- (35) KRUZIC, A. P. — Water hyacinth wastewater treatment system at Walt Disney World. In: AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT. **Proceedings**. Washington, Environmental Protection Agency. c. 1980. p. 257. (EPA-430/9-80-006).
- (36) LEVIN, G. V. & SHAPIRO, J. — Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. **Journal WPCF**, 37 (6):800-21, jun., 1965.
- (37) McNABB Jr., C. D. — The potential of submersed vascular plants for reclamation of wastewater in temperate zone ponds. In: TOURBIER, J. & PIERSON Jr., R. W. ed **Biological control of water pollution**. Pennsylvania, University of Pennsylvania Press, c. 1976. p. 123.
- (38) METCALF & EDDY, INC. — **Wastewater Engineering**: collection, treatment, disposal. New York, McGraw Hill, c. 1972, 782 p.
- (39) MEYER, B. S. & ANDERSON, D. B. — **Plant Physiology**. New York, Ed. Van Nostrand, c. 1958.
- (40) MITCHELL, D. S. & THOMAS, P. A. — Ecology of water weeds in the neotropics — an ecological survey of aquatic weeds *Eichhornia crassipes* and *Salvinia* species and their natural enemies in the neotropics. **Technical paper in hydrology**, 12, c. 1972. (UNESCO).
- (41) MOSSÉ, R. A. et alii — Utilização de lagoas de maturação com aguapé (*Eichhornia crassipes*) na remoção de algas e coliformes em efluentes de lagoas de estabilização. **Engenharia Sanitária**, 19 (1): 72-6, jan/mar. 1980.
- (42) NEIFF, A. P. et alii — Enemigos naturales de *Eichhornia crassipes* en el nordeste argentino y posibilidades de su aplicación al control biológico. **ECOSUR, Argentina** 4 (8):137-56, set., 1977.
- (43) NESBITT, J. B. — Phosphorus removal — The state of art. **Journal WPCF**, 41 (5-part. 1):701-11, maio, 1969.
- (44) PENFOUND, W. T. & EARLE, T. T. — The biological of the water hyacinth. **Ecological Monographs**, 18 (4):448-72, 1948.
- (45) PIRIE, N. W. — Fresh water weeds are a resource. **Appropriate Technology**, 4 (4):15-7, fev., 1978.
- (46) POMOELL, B. — The uses of bulrushes for livestock feed. In: TOURBIER, J. & PIERSON Jr., R. W., ed. **Biological control of water pollution**. Pennsylvania, University of Pennsylvania Press, c. 1976. p. 187-9.
- (47) PORCELLA, D. B. & BISHOP, A. B. — Comprehensive Management of phosphorus water pollution. Michigan. Ann Arbor Science, s.d.
- (48) ROCHA, A. A. — Ensaios com vegetação aquática — aspectos sanitários ecológicos. **Revista DAE**, São Paulo, 35 (103): 21-5.
- (49) ROGERS, H. H. & DAVIS, D. E. — Nutrient removal by water hyacinth **Weed Science**, 20 (5):423-27, set., 1972.
- (50) SAWYER, C. N. — The need for nutrient control. **Journal WPCF**, 40. (3-part. 1): 363-70.
- (51) SEIDEL, K. — Macrophytes and water purification. In: TOURBIER, J. & PIERSON Jr., R. W. ed. **Biological control of water pollution**. Pennsylvania, University of Pennsylvania Press. c. 1976, p. 109-21.
- (52) STEWART, III, E. A. et alii — Utilization of water hyacinth for control of nutrients in domestic wastewater — Lakeland, Flórida. In: AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT. **Proceedings**. Washington, Environmental Protection Agency. c. 1980. p. 273-92 (EPA-430/9-80-006).
- (53) STEWART, W. C. & SERFLING, S. A. — The solar Aquacelle for primary, secondary and advanced treatment of wastewater. In: AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT. **Proceedings**. Washington, Environmental Protection Agency. c. 1980. p. 377. (EPA-430/9-80-006).
- (54) SWEET, D. A. — Water hyacinth advanced wastewater treatment system. In: AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT. **Proceedings**. Washington, Environmental Protection Agency. c. 1980. p. 273-92. (EPA-430/9-80-006).
- (55) TCHOBANOGLOUS, G. et alii — The use of aquatic plants and animals for treatment of wastewater — a overview. In: AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT. **Proceedings**. Washington Environmental Protection Agency. c. 1980. p. 35. (EPA-430/9-80-006).
- (56) VACKER, D. et alii — Phosphates removal through municipal wastewater treatment at San Antonio, Texas. **Journal WPCF**, 39, (5): 750:71, maio, 1967.
- (57) VILLADOLID, D. V., & BUNAO, D. M. — New uses of water hyacinth. In: LITTLE, E. C. S. ed. **Handbook of utilization of aquatic plants**. Roma, FAO. c. 1968. p. 53-5.
- (58) WEAVER, P. J. — Phosphates in surface water and detergents. **Journal WPCD**, 41 (9): 1647-54, set., 1969.
- (59) WOLVERTON, B. C. et alii — Bioconversion of water hyacinth into methone gas. (part. I). Mississippi, NASA. c. 1975. 13 p. (NASA Technical Memorandum — TM-X-72725).
- (60) WOLVERTON, B. C. & McDONALD, R. C. — Water hyacinth for upgrading sewage lagoons to meet advanced wastewater treatment standard. Mississippi, NASA. c. 1975. 9 p. (NASA Technical Memorandum — TM-X-72729).
- (61) WOLVERTON et alii — Application of vascular aquatic plants for pollution removal, energy and food production in a biological system. In: TOURBIER, J. & PIERSON Jr., R. W. ed. **Biological control of water pollution**. Pennsylvania, University of Pennsylvania Press. c. 1976. p. 141.
- (62) WOLVERTON, B. C. & McDONALD, R. C. — Upgrading facultative wastewater lagoons with vascular aquatic plants. **Journal WPCF**, 51 (2):305-13, fev., 1979.
- (63) WOLVERTON, B. C. — Engineering design for small vascular aquatic plant wastewater treatment systems. In: AQUACULTURE SYSTEMS FOR WASTEWATER TREATMENT. **Proceedings**. Washington, Environmental Protection Agency, 1980. p. 171-91. (EPA-430/9-90-006).
- (64) ZAJIC, J. E. — Eutrophication — Phosphorus and nitrogen control. In: ———. **Water Pollution**. Disposal and Reuse. Vol. I. cap. 14. Nova York, Ed. Marcel Dekker. c. 1971. p. 309-34.
- (65) ZETTL, B. J. E. et alii — Digestores Domésticos. In: ENERGIA DE BIOMASSAS. **Seminário**. Instituto Brasileiro do Gás.