

Acta Limnol. Brasil.	Vol. 11	29-55	1988
----------------------	---------	-------	------

TIPIFICAÇÃO ECOLÓGICA DAS LAGOAS COSTEIRAS DO
RIO GRANDE DO SUL, BRASIL

SCHÄFER, A.*

RESUMO

Uma tipologia baseada em 14 características morfológicas é apresentada para 38 lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. A ênfase do presente trabalho é a discussão da aplicabilidade das características do estado trófico feitas por SAKAMOTO (1966) e CARLSON (1977), a partir de relações entre variáveis morfológicas, físicas e químicas. Uma modificação do "Trophic State Index" (TSI) de CARLSON (1977) é proposta para utilização nas lagoas costeiras estudadas. A tipologia morfológica, elaborada para estas lagoas, mostra boa congruência com a avaliação do estado trófico feita através da média entre os índices de trofia baseados na transparência, fósforo e demanda química de oxigênio (DQO). A substituição da clorofila pelo DQO é sugerida devido à baixa correlação desta variável com os demais parâmetros utilizados no TSI de CARLSON (1977).

* Fachrichtung Biogeographie, Universität des Saarlandes (R.F.A.)

ABSTRACT - ECOLOGICAL TYPOLOGY OF COSTAL LAKES FROM RIO GRANDE DO SUL, BRASIL.

A typology based on 14 morphological characteristics is presented for 38 coastal lakes of Rio Grande do Sul, Southern Brazil. The emphasis of the present work is a discussion about the applicability of the trophic state characterizations of SAKAMOTO (1966) and CARLSON (1977), based on relationships between chemical, physical and morphological variables. A modification of Carlson's "Trophic State Index" is proposed for application to the coastal lakes studied. The morphological typology agrees with the proposed Trophic State Index, which represents the average between TSI-transparency, TSI-phosphorus and TSI-chemical oxygen demand (COD). Substitution of chlorophyll by COD is suggested because of its low correlation with the other variables used in CARLSON'S index.

INTRODUÇÃO

Desde os primeiros estudos limnológicos, no final do século passado e início de nosso século, foram avaliados os mais diferentes fatores e sua significância para caracterizar o estado trófico de um lago. Os primeiros trabalhos tiveram lugar na região dos lagos de gênese glacial, na Europa Central, na Escandinávia e América do Norte. Essas regiões mostram, climaticamente, condições semelhantes, diferenciando-se apenas pela morfologia dos lagos, situados em regiões de montanha ou de planície. Em consequência disso, foi atribuída uma maior atenção a aspectos morfológicos, dividindo-os em lagos de maior produção de biomassa na planície e em lagos menos produtivos na montanha. THIENEMANN (1913, 1918, 1925, 1927, 1931) e NAUMANN (1931, 1932) realizaram trabalhos fundamentais na Europa, enquanto BIRGE & JUDAY (1911, 1926, 1927, 1934) desenvolveram seus estudos

na região Neártica. O interesse principal destes autores ba seou-se no balanço de oxigênio e sua importância para as co munitades bentônicas (SCHÄFER, 1985).

A segunda fase de tipificação do estado trófico de lagos teve início com o aperfeiçoamento dos métodos de análises químicas que permitiram determinações mais precisas do teor de nutrientes na água e no sedimento, junto a medidas da taxa de produção primária. Várias metodologias foram ela boradas para quantificar o estado trófico de um lago; como por exemplo, a produção de oxigênio e fixação de CO₂ atra vés da fotossíntese do fitoplâncton. A concentração e combi nação de nutrientes na água e a taxa de produção primária mos tram os mesmos problemas de generalização em tipologias, ou seja, as dificuldades da inclusão de aspectos regionais, em um princípio geral, já constatado por THIENEMANN (1931) em relação à transferência de critérios de avaliação oriundos do clima temperado nas regiões de clima tropical de planície. A mais completa coleção de dados recentes sobre o problema de avaliações de estados tróficos de lagos, no mundo inteiro, é fornecida pelo relatório do International Biological Programme (LE CREN & LOWE McCONNEL, 1980).

Uma outra tentativa de classificação do estado trófico é o estabelecimento de índices baseados, principalmente, nos teores de nutrientes, na transparência, no desenvolvimento da comunidade fitoplanctônica e de macrófitas, na carga de nutrientes que entram pelos afluentes, e na morfologia da bacia do lago. Os autores utilizam diferentes cri térios de avaliação, o que dificulta qualquer comparação dos resultados, mesmo em regiões de clima e geomorfologia semelhantes (HENNING, 1986).

O presente trabalho apresenta uma tipificação mor fológica e discute a aplicação de índices do estado trófico, baseados em parâmetros morfológicos, físicos e químicos, nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.

MATERIAL E MÉTODOS

A área estudada está situada entre os paralelos $29^{\circ}15'$ - $33^{\circ}00'S$ e os meridianos $50^{\circ}01'$ - $53^{\circ}30'W$. As lagoas estendem-se ao longo da costa atlântica, distando entre 0.5 e 20 km do oceano.

O estudo destas lagoas teve início em 1980, sendo as últimas análises efetuadas em 1986. No total foram visitados 64 lagos costeiros dos quais 38 são apresentados neste trabalho. As dificuldades de acesso, principalmente na época de chuva (no inverno), impossibilitaram estudos completos de todas as lagoas.

Os parâmetros morfométricos indiretos como profundidade média, profundidade relativa, volume, desenvolvimento do volume, desenvolvimento de perímetro e o fator morfométrico foram calculados através de fórmulas apresentadas em SCHÄFER (1985). Os valores de superfície (SCHWARZBOLD, 1982; SCHWARZBOLD & SCHÄFER, 1984), largura, comprimento e "fetch" das lagoas costeiras foram obtidos em mapas do Serviço Geográfico do Exército, escalas 1:50.000 e 1:250.000. As medidas de profundidade das lagoas foram efetuadas com ecobatímetro e através de sondagens. Este levantamento morfológico inclui 48 lagoas.

A transparência foi medida com disco de Secchi, sendo expressa em metros. A metodologia utilizada para medir NH_4 e P_{total} seguiu o Standard Methods (APHA, 1976). A demanda química de oxigênio (DQO) foi obtida pelo método de consumo de permanganato de potássio em meio ácido. A clorofila foi determinada por extração com acetona e medição trícromática em espectrofotômetro.

Baseado nestas medidas físicas, químicas e morfométricas, foram feitas análises multivariadas para elaborar a tipologia aqui apresentada. Como método aplicou-se a análise de componentes principais e regressões entre as variáveis.

TIPOS MORFOLÓGICOS

A análise de componentes principais evidencia três agrupamentos de variáveis que determinam as características morfológicas das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. A primeira componente inclui os parâmetros superfície, volume e "fetch". As profundidades máxima, média e relativa reúnem-se na segunda componente. O terceiro grupo compõe-se pelos parâmetros desenvolvimento do volume, desenvolvimento do perímetro, largura, isolamento da lagoa (não estando ligada a outras), e a comunicação com o mar (formação de barras durante o inverno, sem entrada de água do mar). Este último agrupamento já não representa correlações muito elevadas, o que significa uma importância menor na tipificação morfológica das lagoas estudadas. As duas últimas variáveis mencionadas, isolamento das lagoas e comunicação temporária com o mar, não representam parâmetros morfométricos clássicos para determinar a forma da bacia de um lago. Nas circunstâncias especiais das lagoas costeiras, estes critérios hidrológicos contribuem muito na tipificação, pelo fato de serem características decorrentes da gênese do corpo de água (SCHWARZBOLD & SCHÄFER, 1984; SCHÄFER, em preparação).

Baseado nos cálculos acima mencionados, as lagoas podem ser divididas em 4 tipos morfológicos, utilizando o tamanho e a profundidade máxima como critério de separação (Fig. 1)

- 1 - lagoas de grande superfície e média profundidade.
- 2 - lagoas de pequena a média superfície, pequena ou média profundidade.
- 3 - lagoas de pequena a média superfície, média ou grande profundidade.
- 4 - lagoas muito grandes, profundas e alongadas.

Para esta subdivisão foram utilizadas as seguintes classes:

Tamanho: pequeno - menor que 10 km^2
 médio - $10 \text{ a } 20 \text{ km}^2$
 grande - maior que 20 km^2

Profundidade máxima: pequena - menor que 3 m
 (lagoas rasas)
 média - 3 a 5 m
 grande - 5 a 11 m (lagoas profundas)

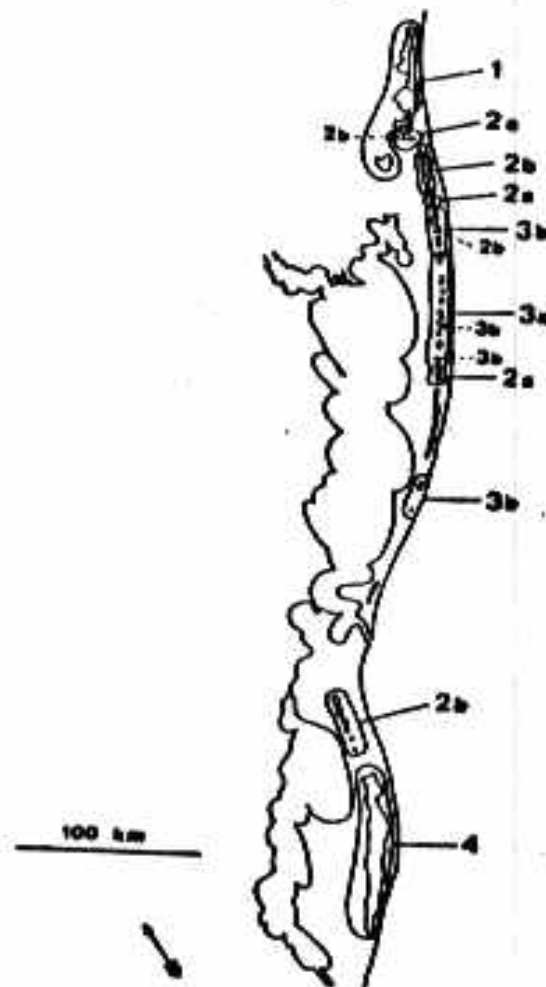


Figura 1 - Distribuição dos tipos morfológicos das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.
 1- grande superfície e média profundidade; 2a- pequenas e rasas; 2b- médias e rasas; 3a- profundas; 3b- medianamente profundas; 4- Lagoa Mangueira.

O tipo 4 tem como único representante a lagoa Mangueira, com uma superfície de 802 km² e uma profundidade máxima de 7.4 m (DELANEY, 1960).

O primeiro tipo (1) é composto pelas lagoas do Norte do litoral riograndense, que apresentam uma morfologia muito heterogênea.

As lagoas rasas de pequeno a médio tamanho, na maioria localizadas em áreas de banhados, foram o segundo tipo (2), que pode ser diferenciado em 2 subgrupos, considerando-se outras características morfológicas (Fig. 1).

As lagoas situadas na parte média do litoral estão agrupadas no terceiro tipo (3) que reúne lagoas pequenas a médias, profundas ou medianamente profundas. Estas características devem-se à gênese desta parte do litoral que formou-se por erosão fluvial e acumulação marinha. A profundidade máxima observada nas lagoas do Rio Grande do Sul, até 11 m, não pode ser explicada apenas por processos de regressões e transgressões marinhas no pós-glacial (VILLWOCK, com. pess.). A influência da gênese na morfologia das lagoas faz-se sentir pela distribuição geográfica dos tipos acima mencionados. Existe uma nítida simetria na ocorrência dos diferentes tipos de lagoas, excluindo a lagoa Mangueira que mantém, ainda hoje, as características originais de lagoas costeiras formadas por oscilações pós-glaciais do nível do mar e movimentos isostáticos da plataforma continental.

Na parte Norte e Sul do litoral riograndense encontra-se a maioria das lagoas rasas; aproximando-se da região central, a profundidade das lagoas aumenta até atingir nas lagoas Moleques e Figueira (11 m de profundidade máxima). A assimetria da bacia aumenta juntamente com a profundidade. As lagoas mais próximas da costa sofrem a influência de dunas migratórias que diminuem, gradativamente, o corpo de água por colmatação. Nas margens mais rasas, lado oposto, a vegetação é determinante nesta diminuição do corpo de água pelo aumento de biomassa e sedimentação de substâncias orgânicas. Estes processos de "envelhecimento" transformam

as lagoas isoladas e profundas em lagoas de banhado, uma sucessão que ocorre mais rapidamente ainda nas lagoas de média profundidade, que na sua maioria estão interligadas (Fig. 2). A influência das dunas e da vegetação difere de lagoa para lagoa, em dependência de sua morfologia e localização. Assim, os tipos morfológicos de lagoas, observados na costa do Sul do Brasil, mostram uma tendência de desenvolvimento diferente com conseqüências para o balanço de substâncias, características ecológicas e biogeográficas (SCHWARZBOLD, 1982; SCHWARZBOLD & SCHÄFER, 1984; LANZER & SCHÄFER, 1984, 1985, 1986; SCHÄFER et al., 1985).

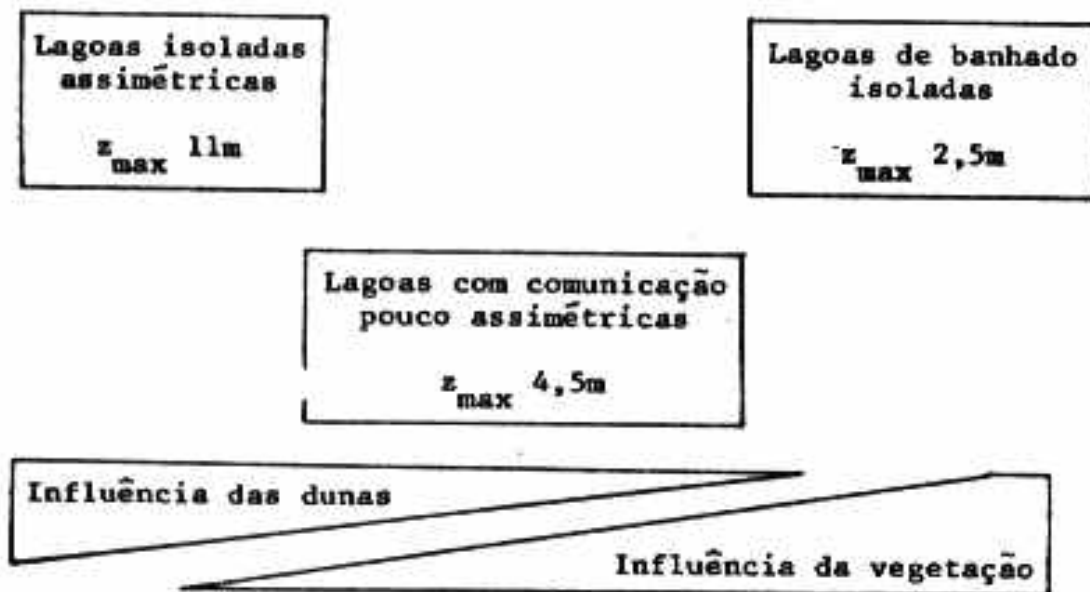


Figura 2 - Morfologia e tendência de sucessão ecológica das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul (SCHÄFER et al., 1985).

APLICAÇÃO DE ÍNDICES DE TROFIA

Podem ser diferenciados índices de trofia que se

baseiam em um só parâmetro e índices que combinam diferentes variáveis através de um cálculo matemático. Existe uma grande discussão sobre a importância de fatores morfológicos e, principalmente, da profundidade média na determinação da situação ecológica de um lago (SAKAMOTO, 1966; HORNE et al., 1975; RICHARDSON, 1975; STRASKRABA, 1980). Nas lagoas costeiras verifica-se uma boa correlação entre a profundidade média e os teores de fósforo, a transparência e a demanda química de oxigênio (DQO).

As restrições feitas na literatura sobre a aplicação de índices de trofia em lagos sem estratificação (HENNING, 1986) e em regiões climáticas e orográficas diferentes verificam-se, claramente, nas lagoas costeiras do Sul do Brasil.

SAKAMOTO (1966) apresenta correlações entre a profundidade média e teores de fósforo total e clorofila em lagos japoneses (Fig. 3, A,B). Comparando estas correlações com medidas nas lagoas costeiras estudadas, evidencia-se a grande diferença no sentido de que as lagoas possuem muito menos fósforo e biomassa planctônica, em relação a sua profundidade média. As curvas mostram a maior divergência nos corpos de água muito rasos, onde, nas lagoas costeiras, os teores de fósforo total são até 10 vezes menores do que constatado por SAKAMOTO (Fig. 3). A relação entre as variáveis comparadas pode ser expressa pelas seguintes equações:

$$\text{SAKAMOTO (1966) : } P_{\text{tot}} \text{ (mg/m}^3\text{)} = 109.9 z_{\text{med}}^{-0.669}$$

$$\text{Clo-a (mg/m}^3\text{)} = 248.3 z_{\text{med}}^{-0.569}$$

$$\text{Lagoas estudadas: } P_{\text{tot}} \text{ (mg/m}^3\text{)} = 19.2 z_{\text{med}}^{-0.569}$$

$$\text{Clo-a (mg/m}^3\text{)} = 3.78 z_{\text{med}}^{-0.309}$$

onde P_{tot} é o fósforo total, Clo-a é a clorofila-a e z_{med} é a profundidade média.

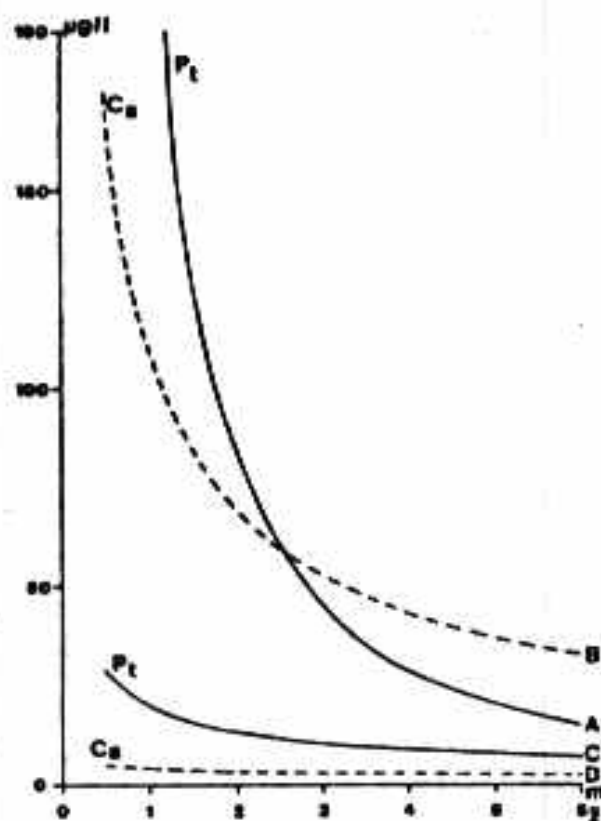


Figura 3 - Comparação das relações entre a profundidade média, fósforo total e clorofila-a nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul e em lagoas japonesas. A- Regressão entre fósforo total e profundidade média (SAKAMOTO, 1966); B- Regressão entre clorofila-a e profundidade média (SAKAMOTO, 1966); C- Regressão entre fósforo total e profundidade média em lagoas costeiras do Rio Grande do Sul; D- Regressão entre clorofila-a e profundidade média em lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.

Uma explicação para estas diferenças é, certamente, a localização e a gênese das lagoas costeiras. A permanente circulação do corpo de água, conseqüência da morfologia e exposição das lagoas ao vento, abastece todas as camadas de água com oxigênio, cuja presença é determinante para

a fixação de fósforo no sedimento. Observa-se a combinação de corpos de água livres de fosfato solúvel e baixíssimos teores de fósforo total, com sedimentos ricos em fosfatos. Este fato pode ser considerado como prova para o funcionamento da "armadilha de fosfato" baseado na precipitação de ferro e formação de um horizonte bloqueador, que evita a liberação de fosfatos, em combinação com um ambiente oxidativo na interface sedimento-água (SCHÄFER, 1985).

O índice do estado trófico, "Trophic State Index" (TSI), de CARLSON (1977) combina o teor de fósforo, a clorofila-a e a transparência para avaliar a situação ecológica de um lago, sem diferenciar em lagos oligotróficos, eutróficos ou distróficos. A idéia básica deste índice é a influência da transparência e do fósforo sobre a clorofila-a, como medida da produção primária fitoplanctônica. A transparência está relacionada com esta variável pelo fato que a clorofila, nas células de algas, e as próprias algas atenuam a luz, determinando assim, a profundidade da zona eufótica. Em lagos mais ricos em nutrientes, a clorofila-a é a principal responsável pela atenuação da luz; em lagos que possuem muitas substâncias minerais em suspensão, a influência do fitoplancton não é tão nítida (TILZER, 1986; TUNDISI et al., 1986). O Índice de CARLSON (1977) utiliza a transparência por ser uma variável cuja medida é de fácil obtenção. Apesar das distintas opiniões sobre o valor do disco de Secchi para indicar o limite da zona eufótica em um lago, este método é amplamente utilizado devido ao baixo custo do equipamento e fácil manejo (TYLER, 1968; SHAPIRO et al., 1975; BONEY, 1976; BREZONIK, 1978; GOLTERMAN et al., 1978; TILZER, 1986). As relações existentes entre a quantidade de biomassa fitoplanctônica, a atenuação biológica da luz e os teores de nutrientes, principalmente de fosfato, possibilitam a aplicação do índice baseado em uma só variável, quando faltam informações sobre as demais (DILLON & RIGLER, 1974; HENNING, 1986).

As mesmas restrições feitas à aplicação das equa-

ções de SAKAMOTO (1966) são observadas a respeito do TSI de CARLSON (1977). As correlações entre as variáveis utilizadas por CARLSON para obtenção do Índice são totalmente distintas daquelas verificadas para as lagoas estudadas.

CARLSON (1977) baseia-se nas seguintes regressões entre transparência (Trans), fósforo total (P_{tot}) e clorofila-a (Clo-a):

$$\ln \text{Trans} = 3.876 - 0.98 \ln P_{tot}$$

$$\ln \text{Trans} = 2.04 - 0.68 \ln \text{Clo-a}$$

$$\ln \text{Clo-a} = 1.449 \ln P_{tot} - 2.442$$

Nas lagoas estudadas as equações entre as variáveis são as seguintes:

$$\ln \text{Trans} = 2.337 - 0.91 \ln P_{tot} \quad (r = 0.76)$$

$$\ln \text{Trans} = 0.492 - 0.39 \ln \text{Clo-a} \quad (r = 0.61)$$

$$\ln \text{Clo-a} = 0.729 \ln P_{tot} - 0.293 \quad (r = 0.39)$$

A comparação destas equações mostra as grandes diferenças existentes, principalmente, na faixa de baixas transparências (Fig. 4 e 5). Por exemplo, em lagoas com uma transparência de 1.5 m, o teor de fósforo esperado, pela relação de CARLSON (1977), encontra-se na faixa dos lagos eutróficos (HENNING, 1986). Entretanto, nas lagoas costeiras, esta mesma transparência corresponde aos teores de fósforo que classificam os lagos como oligotróficos (HENNING, 1986).

CARLSON (1977) define estados tróficos por seu Índice, usando cada duplicação da biomassa das algas como critério para a divisão entre os estados, ou seja, cada vez que a concentração da biomassa das algas duplica, é reconhecido um novo estado trófico. Devido à relação inversa entre concentração de biomassa e transparência, cada duplicação da biomassa resulta na metade da transparência. Transformando os valores de transparência em logaritmos de base 2, cada

duplicação de biomassa do fitoplâncton estará representada por um valor inteiro, 1 m, 2 m, 4 m etc. O valor zero da escala é atribuído por CARLSON (1977) ao valor máximo de transparência constatado para águas continentais, o qual é 41.6 m, medido no lago Masyuko (Japão), citado em HUTCHINSON (1957). O valor de log 2 mais próximo a esta transparência é 6 ou 64 m, fornecendo a base para a seguinte equação:

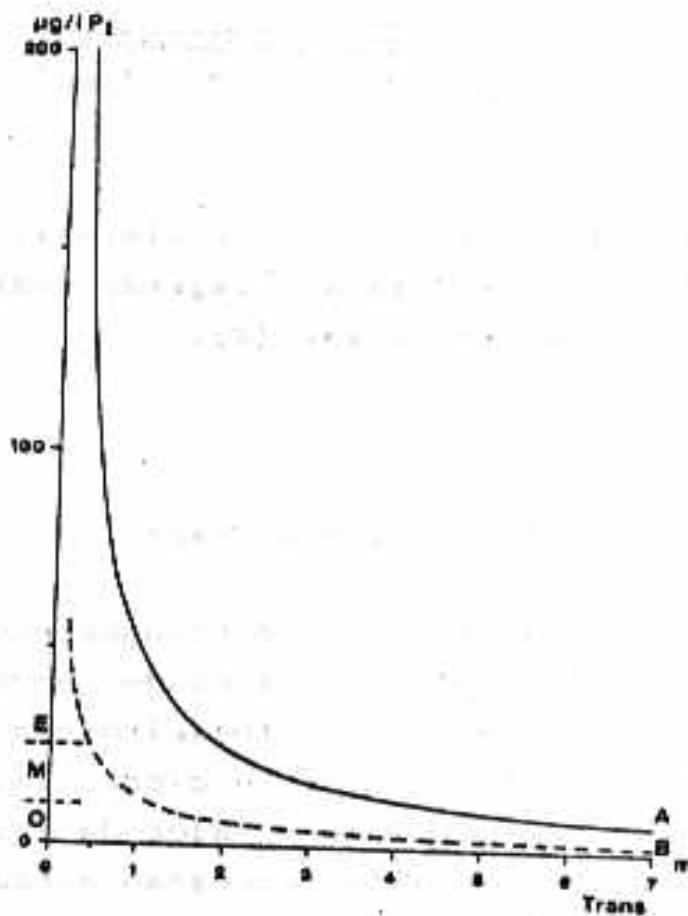


Figura 4 - Regressão entre o teor de fósforo total (P_t) e transparência (Trans) segundo CARLSON (1977) (A) e em lagoas costeiras do Rio Grande do Sul (B). Níveis de trofia de acordo com o teor de fósforo total baseados em HENNING (1986): O- oligotrófi-
cos; M- mesotróficos; E- eutróficos.

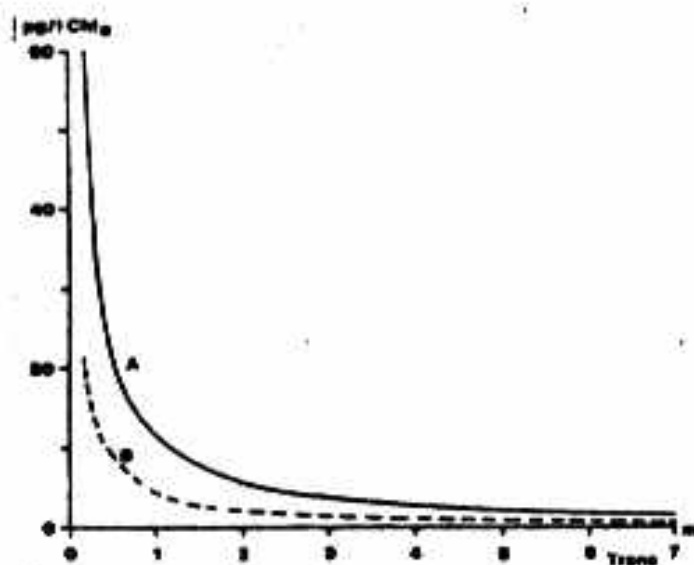


Figura 5 - Regressão entre o teor de clorofila-a (Chl_a) e transparência (Trans), segundo CARLSON (1977) (A) e em lagoas costeiras (B).

$$TSI = 10(6 - \log 2 \text{ Trans})$$

O valor 0 representa uma transparência de 64 m e o valor 100 uma visibilidade do disco de Secchi de 6.4 cm.

Baseado nas regressões logarítmicas, acima citadas, entre transparência, fósforo e clorofila, CARLSON (1977) ampliou seu Índice substituindo o valor da transparência no cálculo do TSI pela equação de regressão entre a variável usada e a transparência:

$$TSI (\text{Trans}) = 10\left(6 - \frac{\ln \text{Trans}}{\ln 2}\right)$$

$$TSI (\text{Clo-a}) = 10\left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \ln \text{Clo-a}}{\ln 2}\right)$$

$$TSI (P_{\text{tot}}) = 10\left(6 - \frac{3.876 - 0.98 \ln P_{\text{tot}}}{\ln 2}\right)$$

Para demonstrar os problemas de aplicação do TSI nas lagoas costeiras riograndenses foi calculada a transparência potencial do TSI, baseada no teor de fósforo total no corpo de água e comparada com a transparência medida. A Fig. 6 mostra a grande divergência dos resultados, apresentando transparências calculadas muito grandes (16.8 m), em uma lagoa que possui apenas 11 m de profundidade e cuja transparência medida é de 6.8 m.

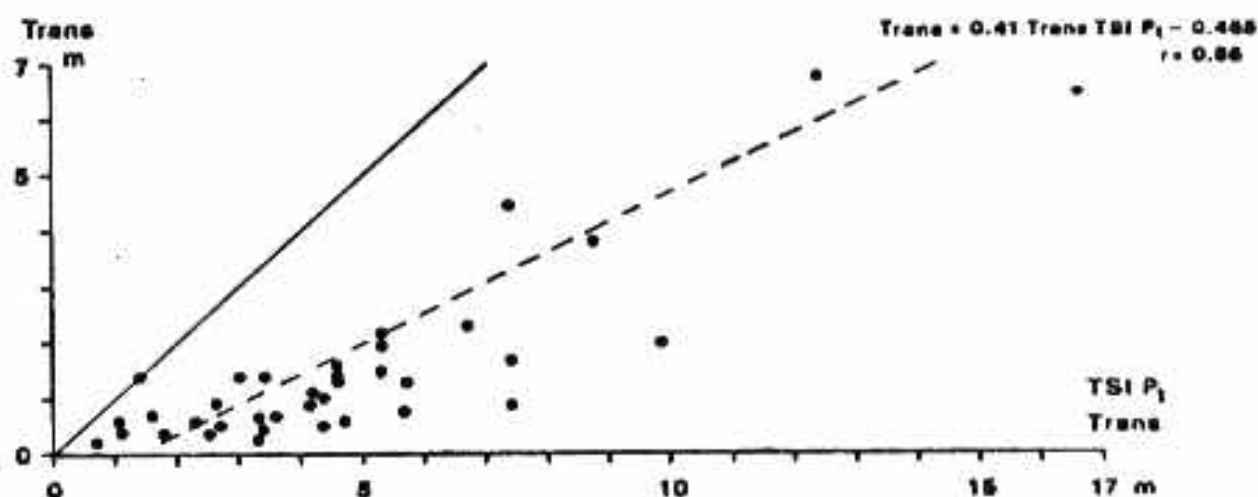


Figura 6 - Comparação da transparência medida e calculada, através do TSI- P_t segundo CARLSON (1977), em lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. A linha cheia representa situação onde a transparência medida é igual a transparência calculada pelo TSI- P_t de Carlson. A linha interrompida apresenta a regressão entre as variáveis comparadas, nas lagoas costeiras.

OSGOOD (1982) sugere uma modificação no TSI de CARLSON (1977) para possibilitar sua aplicação em outras re

giões e também quando os TSI, baseados na transparência, no fósforo e na clorofila-a mostrarem grandes diferenças. Dependendo da situação ecológica e do desenvolvimento das comunidades planctônicas, podem ocorrer divergências na determinação do estado trófico em um mesmo lago, usando os diferentes índices. Ao final de uma floração, o teor de fósforo na água está muito abaixo devido a inclusão deste nutriente na biomassa. Outra situação que pode criar divergências na avaliação é o desenvolvimento do zooplâncton. Um aumento das comunidades de Cladocera diminui o teor de clorofila na água, pelo consumo de fitoplâncton. OSGOOD (1982) propõe uma correção do TSI calculando uma regressão entre os índices divergentes. O problema restante é decidir qual dos TSI descreve melhor a situação ecológica de um lago (Fig 7).

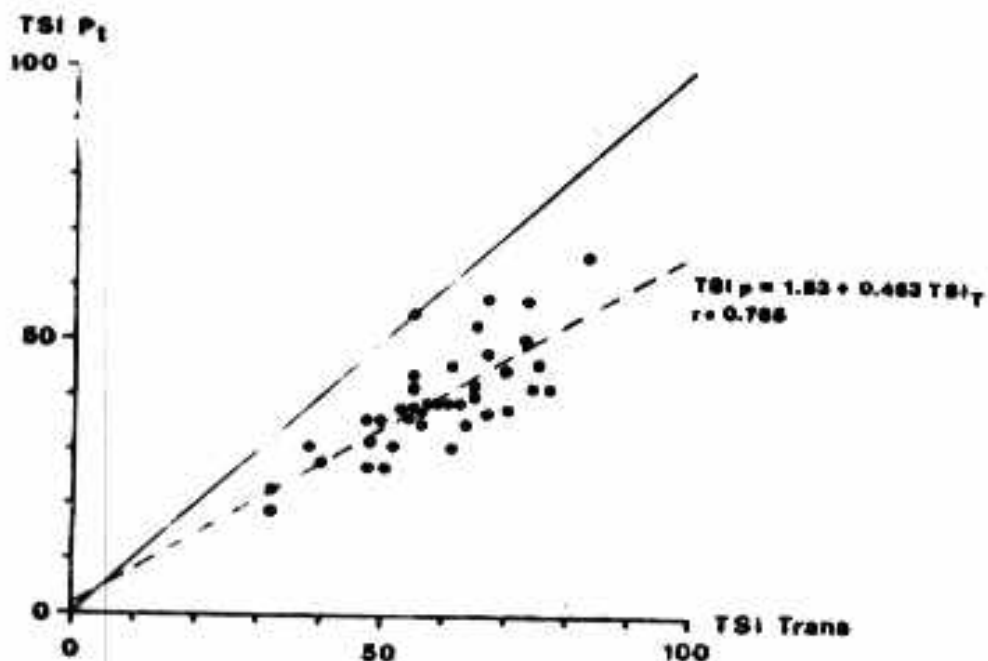


Figura 7 - Comparação do TSI baseado no teor de fósforo (Pt) com o TSI baseado na transparência (TSI-Trans) de CARLSON (1977) em 38 lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. A linha cheia representa resultados idênticos entre TSI P_t e TSI-Trans. A linha interrompida é reta de regressão entre estas duas variáveis, nas lagoas costeiras estudadas.

A correção da divergência entre os índices, TSI Pt e TSI-Trans, está representada pela nova equação (Fig. 7):

$$\text{TSI Pt} = 1.83 + 0.463 \text{ TSI Trans } (r = 0.76)$$

Entretanto, considera-se que a correção proposta por OSGOOD (1982) não é suficiente para ser aplicada nas lagoas costeiras, porque utiliza as correlações originais (transparência, fósforo e clorofila), segundo CARLSON (1977).

Uma possibilidade de adaptação do índice do estado trófico seria a inclusão da relação entre as variáveis, observada nas lagoas costeiras estudadas. A consequência é o aumento relativo do valor TSI, quando se usa a transparência como variável base. Por outro lado, pelos cálculos de regressão, as concentrações mais baixas de fósforo e clorofila podem ser combinadas com os níveis obtidos pela transparência, mudando os limites de concentrações de fósforo e clorofila na escala do TSI original.

Para aplicar o TSI nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul sugere-se a seguinte modificação das equações:

$$\text{TSI } (P_{\text{tot}}) = 10 \left(6 - \frac{2.337 - 0.911 \ln P\text{-tot}}{\ln 2} \right)$$

$$\text{TSI } (\text{Clo-a}) = 10 \left(6 - \frac{0.49 - 0.386 \ln \text{Clo-a}}{\ln 2} \right)$$

Análises multivariadas entre os parâmetros físicos, químicos e morfológicos nas lagoas costeiras mostraram que a clorofila-a não possui uma boa correlação com as variáveis usadas no TSI. Este fato deve-se à situação peculiar das lagoas, determinada pela circulação da água e o efeito muito forte dos ventos de direção Nordeste, o que torna a medição da clorofila muito incerta. Procurou-se, então, um outro parâmetro de avaliação da intensidade do metabolismo do lago.

SCHRÖDER & SCHRÖDER (1978) propuseram a utilização

da concentração de amônia, para representar a fase de saprobia em um lago estratificado. Nas lagoas costeiras estudadas, esta variável mostrou-se inadequada para alcançar os objetivos propostos, principalmente pela ausência de um hipolimnion estável.

A demanda química de oxigênio (DQO) revelou-se como um critério muito importante para a descrição das condições ecológicas nas lagoas estudadas e, também, para explicar a ocorrência de moluscos bentônicos (LANZER & SCHÄFER, 1986). Nos cálculos efetuados, esta variável relaciona-se muito bem com os parâmetros usados no TSI, ou seja, com a transparência, o fósforo e a clorofila (esta última, porém, com a correlação mais fraca de todas, $r = 0.48$, $P < 0.005$, $n = 38$).

A inclusão do DQO na avaliação do estado trófico, representando a quantidade de matéria orgânica disponível à decomposição, pode substituir a clorofila-a como parâmetro base do TSI.

$$TSI (DQO) = 10 \left(6 - \frac{0.61 - 0.25 \ln DQO}{\ln 2} \right)$$

As concentrações do fósforo, clorofila-a e DQO, bases para a determinação dos níveis tróficos pelo TSI nas lagoas costeiras estudadas, estão apresentados na Tab. 1. Esta tabela mostra a relação entre os níveis tróficos estabelecidos através da transparência por CARLSON (1977) e as concentrações calculadas segundo as novas equações propostas. A faixa dos níveis tróficos apresentados na Tab. 1 (30 - 90) inclui todos os valores de transparência medidos nas lagoas costeiras estudadas (0.2 - 6.8 m). Desta forma, tem-se como limite inferior 30, o qual representa as lagoas mais oligotróficas, e superior 90, que indica corpos de água mais eutróficos. Um TSI em torno de 60 corresponde a lagoas de características intermediárias.

Tabela 1 - TSI de CARLSON (1977) modificado para a aplicação nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.

TSI	Trans	P-tot (mg/m ³)	Clo-a (mg/m ³)	DQO (mg/l KMnO ₄)
30	8	3.46	0.45	0.09
40	4	5.35	0.88	0.42
50	2	8.28	1.71	2.09
60	1	12.81	3.32	10.38
70	0.5	19.82	6.44	51.47
80	0.25	30.67	12.51	255
90	0.12	47.47	24.29	1265

Baseado nas correlações observadas e na adequação do Índice do Estado Trófico (TSI) de CARLSON (1977) obtém-se a classificação de 38 lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, conforme apresentado na Tab. 2.

Tabela 2 - Índice do Estado Trófico de lagoas costeiras do Rio Grande do Sul, baseado na transparência (TSI-T), fósforo total (TSI-P), demanda química de oxigênio (TSI-D) e clorofila-a (TSI-C).

Lagoa	TSI-T	TSI-P	TSI-D	TSI-C
1. Itapeva	73	71	65	61
2. Quadros	77	71	65	55
3. Pinguela	70	74	65	72
4. Peixoto	65	81	65	54
5. Caconde	75	75	69	76

continua ...

... continuação da Tabela 2

Lagoa	TSI-T	TSI-P	TSI-D	TSI-C
6. Lessa-Caieiras	67	76	67	68
7. Horácio	56	64	67	57
8. Inácio	55	67	67	55
9. Veados	64	64	69	55
10. Gentil	55	71	66	55
11. Fortaleza	67	67	64	65
12. Rondinha	53	67	63	67
13. Cerquinha	56	67	64	67
14. Rincão das Éguas	65	70	66	73
15. Cipõ	62	68	66	70
16. Porteira	61	68	63	64
17. Quintão	54	65	59	62
18. Charqueadas	52	61	65	52
19. Barros-Solidão	61	61	63	68
20. Barro Velho	40	59	37	50
21. Moleques	32	50	37	56
22. Tarumã	38	61	37	50
23. Figueira	32	54	37	53
24. Rebeca	47	62	62	51
25. Cinza	48	65	62	58
26. Papagaio	50	57	62	58
27. Ponche	50	65	59	58
28. São Simão	70	68	67	72
29. Fundo	58	68	64	67
30. Pai João	60	68	63	58
31. Veiana	65	71	64	65
32. Paurã	61	74	66	62
33. Bojurú Velho	55	83	64	54
34. Caiubã	83	93	66	67
35. Flores	73	86	65	68
36. Nicola	73	80	67	67
37. Jacaré	67	86	69	61
38. Mangueira	55	73	67	65

Análises de correlação entre os 4 TSI, adaptados para as lagoas estudadas, mostram que o Índice de trofia baseada na clorofila possui a menor relação com os demais. As melhores correlações ($P < 0.001$) existem entre o TSI-T, TSI-P e TSI-D (Tab. 3). A inclusão da clorofila-a significa, em muitos casos, um resultado errôneo, tendo em vista a boa congruência entre os demais TSI.

Tabela 3 - Matriz de correlação entre os TSI das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.

	TSI-T	TSI-P	TSI-D
TSI-P	0.766		
TSI-D	0.759	0.592	
TSI-C	0.339	0.152	0.228

Em consequência destas relações, a classificação da situação ecológica das lagoas costeiras é dada pela média entre os TSI de transparência, fósforo e DQO (Fig. 8). O valor máximo é de 81 na lagoa Caiubá e o mínimo é de 39 na lagoa Moleques.

Observa-se na Fig. 8 uma simetria da situação ecológica das lagoas ao longo da costa sultio-grandense, semelhante à distribuição dos tipos morfológicos: nas regiões Norte e Sul são encontrados os corpos de água mais eutróficos; na região central ocorrem as lagoas com índices de trofia menores. A boa congruência entre estas duas classificações demonstra a influência da morfologia do metabolismo das lagoas, diferenciando-se lagoas profundas com baixos índices tróficos, e lagoas rasas, com elevados níveis tróficos. Regta salientar que esta colocação não pretende substituir os termos eutrofia e oligotrofia. O objetivo do presente traba

lho é a discussão sobre a aplicabilidade de um índice de trofia nas lagoas costeiras sulbrasileiras. Constata-se que, a partir das regressões entre os parâmetros do TSI de CARLSON (1977), substituindo a clorofila pela demanda química de oxigênio, pode-se melhor descrever a peculiar situação ecológica das lagoas costeiras. Uma metodologia para a classificação trófica destas lagoas encontra-se em preparação e deverá ser publicada posteriormente.

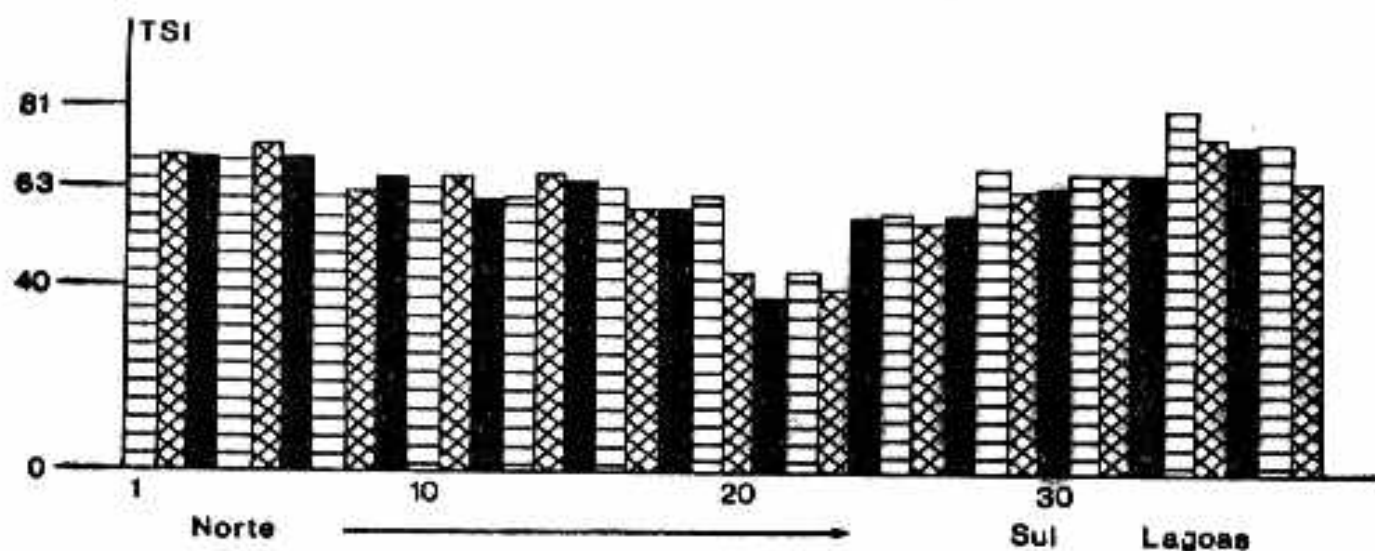


Figura 8 - Médias entre os TSI-T, TSI-P e TSI-D em 38 lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 14 ed. Washington, 1976.

BIRGE, E.A. & JUDAY, C. *The inland lakes of Wisconsin. The dissolved gases of the water and their biological signi-*

- ficance. *Bul. Wis. Geol. Nat. Hist. Survey*, 22: 00, 1911. (Sci. Ser., 7)
- _____. Organic content of lakes water. *Bul. U.S. Bur. Fish.*, 42: 185-205, 1926.
- _____. The organic content of the water of small lakes. *Proc. Am. Phil. Soc.*, 66: 357-72, 1927.
- _____. Particulate and dissolved organic matter in inland lakes. *Ecol. Monogr.*, 4: 440-74, 1934.
- BONEY, A.D. *Phytoplankton*. London, 1976. (Studies in Biology, 52)
- BREZONIK, P.L. Effect of organic color and turbidity on Secchi disc transparency. *J. Fish. Res. Board Can.*, 35: 1410-6, 1978.
- CARLSON, R.E. A trophic state index for lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 22 (2): 361-9, 1977.
- DELANEY, P.J.V. Lagoas cordiformes do Rio Grande do Sul - Brasil. *Esc. Geol.*, P. Alegre, (3): 1-24, 1960.
- DILLON, P.J. & RIGLER, F.H. The phosphorous-chlorophyll relationships in lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 19 (5): 766-73, 1974.
- GOLTERMAN, H.L.; CLYMO, R.S.; OHNSTAD, M.A.M. *Methods for physical and chemical analysis of fresh water*. Oxford, Blackwell, 1978. (IBP Handbook, 8)
- HENNING, E. *Bewertung des Zustandes von Seen - Eine Literaturstudie*. Kiel, Landesamt für Wasserhaushalt und Küsten Schleswig-Holstein, 1986.
- HORNE, A.J.; NEWBOLD, J.D.; TILZE, M.M. Productivity, mixing models and management of the world's lakes. *Limnol. Oceanogr.*, 20 (4): 663-6, 1975.

- HUTCHINSON, G.E. *A treatise on limnology*. New York, 1957. V. 1.
- LANZER, R.M. & SCHÄFER, A. Besonderheiten der Verbreitung von Süßwassermollusken in den Küstenseen von Rio Grande do Sul, Brasilien; Substratpräferenz und Nischenüberlappung. *Biogeographica*, 10: 145-60, 1984.
- _____. Padrões de distribuição de moluscos dulceaquícolas nas lagoas costeiras do Sul do Brasil. *Rev. Bras. Biol.*, 45 (4): 535-45, 1985.
- _____. Moluscos dulceaquícolas como indicadores de condições tróficas em lagoas costeiras do Sul do Brasil. (*Rev. Bras. Biol.* no prelo).
- Le CREN, E.D. & LOWE-McCONNEL, R.H. ed. *The functioning of freshwater ecosystems*. Cambridge, Cambridge University Press, 1980. (IBP, 22)
- NAUMANN, E. *Limnologische terminologie*. Berlin, 1931.
- _____. Grundzüge der regionales Limnologie. *Die Binnengewässer*, 2: 1-176, 1932.
- OSGOOD, R.A. Using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment. *Water Res. Bul.*, 18: 67-74, 1982.
- RICHARDSON, J.L. Morphometry and lacustrine productivity. *Limnol. Oceanogr.*, 20 (4): 661-3, 1975.
- SAKAMOTO, M. Primary production by phytoplankton community in some Japanese lakes and its dependence on lake depth. *Arch. Hydrobiol.*, 62 (1): 1-28, 1966.
- SCHÄFER, A. *Fundamentos de ecologia e biogeografia das águas continentais*. Porto Alegre, EDUFRGS, 1985.

- SCHÄFER, A.; LANZER, R.M.; SCHWARZBOLD, A. Die Küstenseen von Rio Grande do Sul, Brasilien; ökologische und biogeographische Aspekte. *Ver. Ges. Ökol.*, Bremen, 13: 41-8, 1985.
- SCHÄFER, A. Ökologische und biogeographische Charakterisierung der Küstenseen von Rio Grande do Sul, Brasilien. (em preparação)
- SHAPIRO, J.; LUNDQUIST, J.B.; CARLSON, R.E. Involving the public in limnology - an approach to communication. *Ver. Int. Ver. Limnol.*, 18: 866-74, 1975.
- SCHRÖDER, R. & SCHRÖDER, H. Ein Versuch zur Quantifizierung des Trophiegrades von Seen. *Arch. Hydrobiol.*, 82 (1/4): 240-62, 1978.
- SCHWARZBOLD, A. *Influência da morfologia no balanço de substâncias e na distribuição de macrófitas aquáticas nas lagoas costeiras do Rio Grande do Sul.* Porto Alegre-RS, UFRGS, 1982. (Dissertação)
- SCHWARZBOLD, A. & SCHÄFER, A. Gênese e morfologia das lagoas costeiras do Rio Grande do Sul. *Amazoniana*, 9 (1): 87-104, 1984.
- STRASKRABA, M. The effects of physical variables on freshwater production: analyses based on models. In: LE CREN, E.D. & LOWE-McCONNEL, R.H. ed. *The functioning of freshwater ecosystems.* Cambridge, 1980.
- THIENEMANN, A. Der Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffgehalt des Tiefenwassers und der Zusammensetzung der Tiefenfauna unserer Seen. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol. Hydrogr.*, 6: 243-9, 1913.
- _____. Untersuchungen über die Beziehungen zwischen dem Sauerstoffgehalt des Wassers und der Zusammensetzung der

- Fauna in norddeutschen Seen. *Arch. Hydrobiol.*, 18: 1-65, 1918
- THIENEMANN, A. Die Binnengewässer Mitteleuropas. Eine limnologische Einführung. *Die Binnengewässer*, 1: 1-155, 1925.
- _____. Der Bau des Seebeckens in seiner Bedeutung für den Ablauf des Lebens im See. *Ver. Zool. Bot. Ges. Wien*, 77: 87-91, 1927.
- _____. Tropische Seen und Seetypenlehre. *Arch. Hydrobiol.*, 9: 205-31, 1931. (Suppl.)
- TILZER, M.M. Welche Aussagen über ein Gewässer ermöglicht die Messung der Sichttiefe? Karlsruhe, SIL/DGL, 1986. V. 86, p. 25-6.
- TUNDISI, J.G.; CALIJURI, M.C.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Penetração da energia radiante e atenuância na represa do Lobo (Broa): contribuição estacional do fitoplâncton e material em suspensão. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE LIMNOLOGIA, 1, Belo Horizonte, MG, 1986. p. 80. *Resumos ...*
- TYLER, J.E. The Secchi disc. *Limnol. Oceanogr.*, 13 (1): 1-6, 1968.

AGRADECIMENTOS

O autor agradece aos estudantes do Curso de Pós-Graduação em Ecologia da UFRGS e, especialmente, ao grupo de Limnologia pela valiosa colaboração nos trabalhos de campo e laboratório; aos químicos e laboratoristas do Centro de Ecologia, UFRGS, pelas análises químicas e a Sociedade Alemã de Cooperação Técnica (GTZ) pelo apoio financeiro através do Convênio UFRGS - Universität des Saarlandes, na área

de Ecologia.

ENDEREÇO DO AUTOR

SCHÄFER, A.

Fachrichtung Biogeographie

Universität des Saarlandes (R.F.A.)