



UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO NORTE
CENTRO DE TECNOLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA SANITÁRIA E
AMBIENTAL

CARMEM JÚLIA SANT'ANNA DE OLIVEIRA

CAPACIDADE DE CARGA DE FÓSFORO DE SEIS RESERVATÓRIOS DA
REGIÃO SEMIÁRIDA BRASILEIRA

Natal - RN

2019

CARMEM JÚLIA SANT'ANNA DE OLIVEIRA

**CAPACIDADE DE CARGA DE FÓSFORO DE SEIS RESERVATÓRIOS DA
REGIÃO SEMIÁRIDA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação, em Engenharia Sanitária e Ambiental, da Universidade Federal do Rio Grande do Norte, como requisito parcial à obtenção do título de Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental.

Orientador: Profa. Dra. Joana D'arc Freire de Medeiros

Co orientador: Prof. Dr. José Luiz de Attayde

Natal

2019

Universidade Federal do Rio Grande do Norte - UFRN
Sistema de Bibliotecas - SISBI
Catalogação de Publicação na Fonte. UFRN - Biblioteca Central Zila Mamede

Oliveira, Carmem Júlia Sant'Anna de.

Capacidade de carga de fósforo de seis reservatórios da região semiárida brasileira / Carmem Júlia Sant'anna de Oliveira. - 2019.

34 f.: il.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Sanitária e Ambiental, Natal, RN, 2019.

Orientadora: Profa. Dra. Joana Darc Freire de Medeiros.

Coorientador: Prof. Dr. José Luiz de Attayde.

1. Eutrofização - Dissertação. 2. Fósforo - Dissertação. 3. Carga crítica - Dissertação. I. Medeiros, Joana Darc Freire de. II. Attayde, José Luiz de. III. Título.

RN/UF/BCZM

CDU 661.15'2

CARMEM JÚLIA SANT' ANNA DE OLIVEIRA

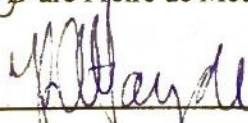
**CAPACIDADE DE CARGA DE FÓSFORO DE SEIS RESERVATÓRIOS
DA REGIÃO SEMIÁRIDA BRASILEIRA**

Dissertação apresentada ao Programa de
Pós-graduação, em Engenharia Sanitária e
Ambiental, da Universidade Federal do Rio
Grande do Norte, como requisito parcial à
obtenção do título de Mestre em Engenharia
Sanitária e Ambiental.

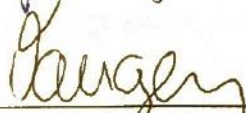
BANCA EXAMINADORA



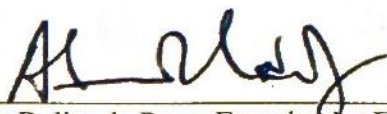
Dra. Joana D'arc Freire de Medeiros – Orientador



Dr. José Luiz de Attayde – Co orientador



Dra. Vanessa Becker – Examinador UFRN



Dr. Adriano Rolim da Paz – Examinador Externo UFPB

Natal, 16 de Maio de 2019

AGRADECIMENTOS

À Deus por todas as bênçãos concedidas, por nunca ter me desamparado e sempre ter me dado força para enfrentar com fé e esperança os desafios que surgiram ao longo dessa jornada.

À minha família por todo o amor, carinho, apoio e confiança depositados em mim. Sempre ao meu lado dando apoio.

À minha orientadora, Professora Dra. Joana D'arc Freire de Medeiros que sempre se fez presente quando precisei, para o desenvolvimento deste trabalho, e sempre me incentivou a buscar o meu melhor.

Ao meu co orientador, Professor Dr. José Luiz de Attayde pelas orientações e pela paciência durante esse processo.

À CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela concessão da bolsa de mestrado.

Por fim, a todos que colaboraram, direta ou indiretamente, para esta pesquisa. Muito obrigada.

RESUMO

O enriquecimento excessivo dos corpos de água por nutrientes e o aumento da produção primária é um processo natural que acontece de forma lenta, no entanto, este processo tem ocorrido nas últimas décadas rapidamente, devido ao aumento na carga externa de nutrientes antropogênicos, principalmente fósforo. De forma a reduzir a entrada desse nutriente, tem sido desenvolvidos modelos para cálculo da carga máxima de fósforo, ou seja, sua capacidade de carga, porém a maioria dos modelos utilizados não consideram a variação temporal do volume que ocorrem em reservatórios e lagos de regiões semiáridas. Diante disto, esta pesquisa estimou cargas máximas de fósforo para seis reservatórios da região semiárida brasileira, a partir de um balanço de massa acoplado a um balanço hídrico. Essa carga obtida é a máxima para que em 90% do período de simulação a concentração de fósforo no reservatório fosse de até 30 mg/m³, que é o limite estabelecido pela legislação (Resolução 357/05 do CONAMA) para água doces, no restante do tempo a concentração poderia ultrapassar o limite estabelecido. Foram simulados cenários com três fluxos verticais de fósforo, quatro demandas de água, três concentrações iniciais e dois volumes iniciais. Os resultados obtidos mostraram que os parâmetros adotados nas simulações exerceram uma forte influência sobre a capacidade de carga de fósforo, sendo a demanda e o fluxo vertical os mais influentes. A incorporação da variação dos níveis de volume nos reservatórios, aproximou as simulações à real situação da região, demonstrando a importância de considerar a variabilidade temporal do volume para a obtenção da capacidade de carga de reservatórios da região semiárida.

Palavras-chave: Eutrofização. Fósforo. Carga crítica

ABSTRACT

The excessive enrichment of water bodies by nutrients and the increase in primary production is a natural process that happens slowly, however, this process has occurred in recent decades quickly, due to the increase in the external load of anthropogenic nutrients. Since phosphorus is considered the limiting nutrient for phytoplankton growth in lakes and reservoirs, the best way to control the effects of eutrophication is to control the intake of this nutrient in the system. In order to reduce this entry, models have been developed to calculate the maximum load of phosphorus, that is, their load capacity, but most of the models used do not consider the temporal variation of the volume occurring in reservoirs and lakes of semiarid regions. Therefore, this study estimated maximum phosphorus loads for six reservoirs in the Brazilian semiarid region, from a mass balance coupled to a water balance. This load is the maximum so that in 90% of the simulation period the concentration of phosphorus in the reservoir was up to 30 mg/m³, which is the limit established by law (CONAMA Resolution 357/05) for freshwater, in the remainder of the time the concentration could exceed the limit established. Scenarios with three vertical flow of phosphorus, four water demands, three initial concentrations and two initial volumes were simulated. The results showed that the parameters adopted in the simulations exerted a strong influence on the phosphorus loading capacity, with demand and vertical flow being the most influential. The incorporation of the volume level variation in the reservoirs, approached the simulations to the real situation of the region, demonstrating the importance of considering the temporal variability of the volume to obtain the reservoir load capacity of the semi - arid region.

Key words: Eutrophication. Phosphorus. Critical Load

SUMÁRIO

1.INTRODUÇÃO	9
2.MATERIAL E MÉTODOS	11
2.1.Área de estudo	11
2.2.Pressupostos e descrição do modelo	14
2.3.Estimativa das Demandas	16
2.4.Estimativa do Fluxo Vertical Líquido de P	17
2.5.Cenários Estudados.....	18
2.6.Dados utilizados.....	19
3.RESULTADOS	19
3.1.Determinação das Demandas.....	19
3.2.Determinação do Fluxo Vertical Líquido de Fósforo	20
3.3.Determinação da Carga Máxima de P	21
4.DISSCUSSÃO..	24
5.CONCLUSÕES.....	28
6.CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	29
REFERÊNCIAS	30

1. INTRODUÇÃO

O enriquecimento excessivo dos corpos de água por nutrientes e o aumento da produção primária é um processo natural que acontece de forma lenta, podendo levar centenas de anos para ser estabelecido (Schindler, 2006; Smith & Schindler, 2009; Chislock et al., 2013). No entanto, este processo tem ocorrido nas últimas décadas rapidamente, devido ao aumento na carga externa antropogênica de nutrientes, especialmente nitrogênio e fósforo, por fontes pontuais e difusas de poluição (Carpenter et al., 1998; Bechini & Castoldi, 2009; Jeppesen et al., 2014; de Souza Lima et al., 2016). O aumento na concentração de nutrientes na água causa um aumento na biomassa fitoplanctônica, e conseqüentemente uma redução na transparência da água, interferindo na estrutura física e química dos ecossistemas aquáticos que resultam em condições favoráveis para florações de cianobactérias (Naselli-Flores, 2014; Jeppesen et al., 2015). As florações constantes de cianobactérias representam o maior problema relacionado à perda da qualidade da água de lagos e reservatórios eutrofizados, tornando esses ambientes impróprios para o abastecimento humano e outros usos, além da possibilidade de trazer riscos à saúde humana, a partir de toxinas produzidas por esses organismos (Bouvy et al., 2000; Panosso et al., 2007; Costa et al., 2009; Smith & Schindler, 2009).

Considerando que o fósforo, é geralmente, o elemento mais limitante para o crescimento do fitoplâncton em lagos e reservatórios temperados e tropicais (Huzsar, 2006; Rangel et al., 2012), a melhor forma de minimizar os efeitos da eutrofização é controlar a entrada desse nutriente no sistema (Schindler, 2008). Mostrando a necessidade de se retirar ou reduzir as fontes externas dos nutrientes, mas também reduzir o retorno do fósforo para a coluna d'água (Carpenter et al, 1998; Lürling & Oosterhout, 2013).

A capacidade de carga de fósforo de um lago ou reservatório, pode ser definida como a carga máxima de fósforo que o sistema pode receber sem ultrapassar concentrações críticas deste elemento na água que possam levar o sistema a um estado eutrófico. Em outras palavras, capacidade de carga ou carga crítica é a carga máxima de fósforo capaz de manter a sua concentração na água dentro dos limites desejáveis para evitar o problema da eutrofização (Vollenweider, 1976).

Para a determinação da capacidade de carga de fósforo, foram desenvolvidos modelos de eutrofização, que descrevem a resposta da concentração de fósforo na água aos acréscimos da carga externa desse nutriente. Os modelos pioneiros e mais utilizados como os de Vollenweider (1969), Dillon & Rigler (1974) e Vollenweider (1976) assumem condições típicas de lagos de regiões úmidas temperadas. Tais modelos foram

desenvolvidos a partir de um balanço de massa de fósforo, por ser este o nutriente considerado limitante para floração de algas e cianobactérias. Os modelos assumem quatro premissas básicas sobre a biogeoquímica do fósforo em lagos: a) que não existem flutuações nas cargas externas de fósforo; b) que a taxa de sedimentação do fósforo é constante e proporcional à quantidade do fósforo que entra no lago; c) que o fósforo é completamente misturado na coluna d'água; d) que a concentração de fósforo na água que sai do lago é igual a concentração no interior do lago (Dillon & Rigler, 1974). Além disso, os modelos assumem que não há variação volumétrica nos lagos e a taxa de sedimentação de fósforo é maior do que a taxa de liberação do fósforo para a coluna d'água.

Esses modelos clássicos de eutrofização têm sido utilizados no controle da eutrofização de lagos e reservatórios para prever a carga externa máxima de fósforo que pode ser lançada no ambiente sem que as concentrações médias de fósforo na água ultrapassem um determinado limite considerado crítico, capaz de alterar o estado trófico do ambiente (Attayde & Panosso, 2011).

Adaptações destes modelos vêm sendo utilizadas como ferramenta para auxiliar na gestão, restauração e conservação dos recursos hídricos, para reduzir a carga externa de nutrientes, e assim atingir o estado trófico desejável para o lago ou reservatório em questão (Gunkel et al., 2003; Bittencourt & Gobbi, 2006; Torres et al., 2007; Dunalska et al., 2015; Djelita et al., 2017). No entanto, como esses modelos assumem que não há variação de volume de água no lago ou reservatório eles são inadequados para a gestão da qualidade da água de lagos e reservatórios em regiões semiáridas que sofrem grande variação de volume de água.

Considerados de grande importância para o desenvolvimento socioeconômico regional, devido aos seus múltiplos usos, a maioria dos reservatórios da região semiárida apresentam-se em estado eutrófico e hipereutrófico (Lazzaro et al, 2003), impedindo a utilização das águas, principalmente, para abastecimento. E cada vez mais a qualidade dessas águas vem diminuindo, influenciada pelo aumento da necessidade de consumo humano, sendo, portanto, necessário um controle mais rigoroso das cargas de fósforo.

Modelos alternativos que integrem o balanço de massa do fósforo com o balanço hídrico do lago ou reservatório precisam então ser desenvolvidos para serem utilizados como uma ferramenta de gestão integrada da quantidade e qualidade da água desses ambientes.

Diante do acima exposto, este trabalho tem como objetivo estimar as cargas máximas de fósforo em alguns reservatórios da região semiárida brasileira, através de um modelo dinâmico que integre o balanço de massa de fósforo e o balanço hídrico dos reservatórios, visando o manejo da qualidade de água e o controle da eutrofização desses ambientes.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Piranhas-Açu, parcialmente inserida nos estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte, possui área de drenagem de 43.681,50 km². Está totalmente inserida em região de clima semiárido tropical (BS'h', Kottek et al., 2006), apresentando chuvas concentradas em poucos meses do ano e altas taxas de evapotranspiração, com forte alternância entre anos com pluviosidade acima da média e anos seguidos de seca e baixa disponibilidade hídrica. (ANA, 2016).

A formação geológica da maior parte da bacia é Cristalina, isto é, formada por rochas impermeáveis com baixa capacidade de armazenamento de água. A junção da concentração das chuvas em poucos meses do ano e a geomorfologia da região, caracterizada por solos rasos formados sobre um substrato cristalino, com baixa capacidade de armazenamento, é responsável pelo caráter intermitente dos rios da região (ANA, 2010).

O seu curso d'água principal é formado pelo rio Piancó até a confluência com o rio Piranhas, que ao passar pela barragem Armando Ribeiro Gonçalves passa a se chamar rio Açu. Dentre os reservatórios artificiais identificados na bacia hidrográfica, foram considerados como estratégicos 51 reservatórios com capacidade de armazenamento individual superior a 10 hm³ (ANA, 2016). Entre esses, foram selecionados para o presente estudo os reservatórios Armando Ribeiro Gonçalves, Boqueirão de Parelhas, Cruzeta, Itans, Marechal Dutra (Gargalheiras) e Passagem das Traíras (Figura 1 e Tabela 1).

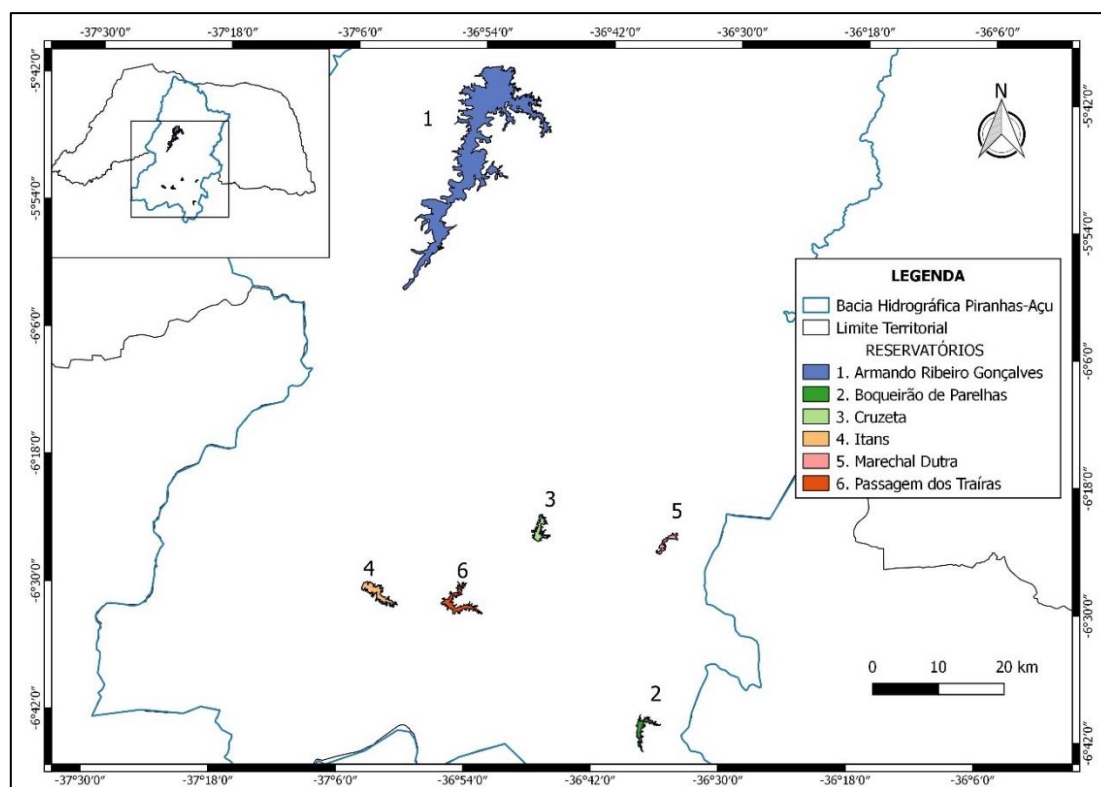


Figura 1 - Área de estudo

Tabela 1 - Características dos reservatórios selecionados

Reservatório	Rio barrado	Área da bacia hidráulica (ha)	Capacidade máxima (x10 ⁶ m ³)
Armando Ribeiro Gonçalves	Rio Piranhas	19200,00	2400,00
Boqueirão de Parelhas	Rio Seridó	1326,68	85,01
Cruzeta	Riacho São José	1254,58	35,00
Itans	Rio Barra Nova	1340,00	81,75
Marechal Dutra (Gargalheiras)	Rio Acauã	780,00	40,00
Passagem das Traíras	Rio Seridó	1004,82	48,86
Total			2.690,62

Os seis reservatórios selecionados apresentam juntos uma capacidade de armazenamento de 2.690,62 milhões de metros cúbicos de água, sendo que o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves sozinho responde por mais de 89% desta capacidade total de armazenamento dos seis açudes e por cerca de 50% da capacidade total de armazenamento de todos os açudes do Estado do Rio Grande do Norte. Vale salientar que a capacidade de armazenamento não representa a disponibilidade hídrica, uma vez que os

volumes armazenados nestes reservatórios apresentam uma elevada variabilidade temporal, como pode ser observado no reservatório Armando Ribeiro Gonçalves (Figura 2), chegando a ficarem praticamente secos em períodos de seca.

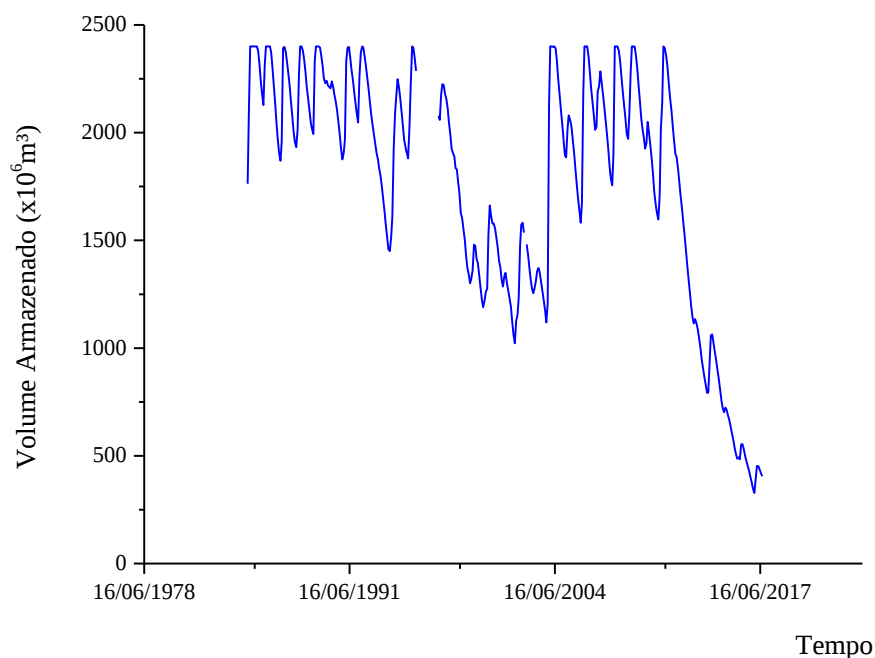


Figura 2 - Comportamento volumétrico do Reservatório Armando Ribeiro Gonçalves
Fonte: IGARN, 2017

Todos os reservatórios selecionados são de múltiplos usos, com demandas hídricas para abastecimento humano, pecuária, irrigação e indústria. Atualmente os usos outorgados pela ANA representam aproximadamente 35,0% da disponibilidade hídrica (Tabela 2).

Tabela 2 – Usos outorgados pela ANA e $Q_{90\%}$

Reservatório	Usos outorgados (m^3/s)	$Q_{90\%}$ (m^3/s)
Armando Ribeiro Gonçalves	7,88	22,21
Boqueirão de Parelhas	0,037	0,30
Cruzeta	0,021	0,08
Itans	0,18	0,36
Marechal Dutra	0,12	0,08
Passagem das Traíras	0,054	0,69
Total	8,292	23,72

Fonte: ANA, 2016, 2018

Quanto à qualidade da água armazenada, parâmetros, como a concentração de fósforo total, e índices, como o Índice de Estado Trófico (IET), mostraram que praticamente todos os reservatórios apresentam altas concentrações de fósforo total, e que mais de 80% dos pontos analisados na bacia estavam entre os estados tróficos de hipereutrófico e eutrófico. (ANA, 2016).

2.2. Pressupostos e descrição do modelo

O modelo utilizado neste estudo para a estimativa da carga máxima admissível de fósforo é uma adaptação do modelo de Vollenweider (1969, 1976), que leva em consideração a variabilidade volumétrica do lago ou reservatório no intervalo de tempo.

O balanço hídrico (Equação 1) por ser a diferença entre as entradas e saídas de água em um reservatório, em um determinado intervalo de tempo, foi utilizado para inserir a influência das flutuações de volume nos reservatórios no modelo de balanço de massa.

$$V_{t+1} = V_t + Q_{af} - (E - P) \times \bar{A} - D \quad (1)$$

Onde: V_t e V_{t+1} : Volume no início e final do intervalo de tempo (m^3); Q_{af} : Vazão afluente da bacia ($m^3/mês$); E : Evaporação ($m/mês$); P : Precipitação ($m/mês$); $\bar{A}$: Média das áreas superficiais referentes aos volumes no início e no fim do intervalo de tempo (m^2); e D : Demandas/Usos do reservatório ($m^3/mês$).

O volume armazenado no intervalo de tempo $t+1$ ($V_{(t+1)}$), é limitado inferiormente pelo volume morto (V_{min}), e superiormente pelo volume máximo (V_{max}).

$$V_{min} \leq V_{t+1} \leq V_{max} \quad (2)$$

Além da incorporação do balanço hídrico, o desenvolvimento do modelo assumiu as seguintes premissas: 1) o lago é perfeitamente misturado e, 2) não existe troca do nutriente (P) com a atmosfera.

Considerando que a massa total de fósforo no reservatório é o produto da concentração (C) pelo volume (V), tem-se que o balanço de massa, em um determinado intervalo de tempo (dt), é obtido pela equação:

$$C_{t+1} \cdot V_{t+1} - C_t \cdot V_t = Carga + C_{base} \times Q_{af} - C_{med} \times D - Fluxo \quad (3)$$

Onde: C é a concentração de P no interior do reservatório (mg/m^3); Carga é a carga de P que entra no reservatório oriunda de fontes pontuais de poluição que independem da vazão afluyente, (*e.g.* efluentes domésticos e industriais); C_{base} é a concentração média de P oriunda de fontes difusas (naturais e antrópicas) decorrentes da drenagem das áreas rurais e urbanas da bacia hidrográfica (mg/m^3); C_{med} é a concentração média de P na água no intervalo de tempo (mg/m^3); e Fluxo é o fluxo vertical líquido de P entre a coluna d'água e o sedimento ($\text{mg}/\text{mês}$).

O critério utilizado, para a obtenção da carga máxima que pode ser lançada no ambiente aquático, levou em consideração o limite estabelecido pela Resolução 357/05 do CONAMA referente a ambientes lênticos de águas doces enquadrados na classe 2 para concentração de fósforo total, ou seja, uma concentração de $30 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Porém, essa carga máxima foi trabalhada com um conceito de garantia, seguindo a condição de outorga da região, ou seja, a carga obtida é a máxima para que em 90% do período de simulação a concentração de fósforo no reservatório fosse de até $30 \text{ mg}/\text{m}^3$, e no restante do tempo a concentração pudesse ultrapassar o limite estabelecido.

O modelo seguiu um fluxo de etapas sequenciadas, mostrado na Figura 3. Este modelo foi desenvolvido na linguagem de programação FORTRAN95 no *software* Plato®, sendo utilizado tanto nas simulações quanto nas estimativas.

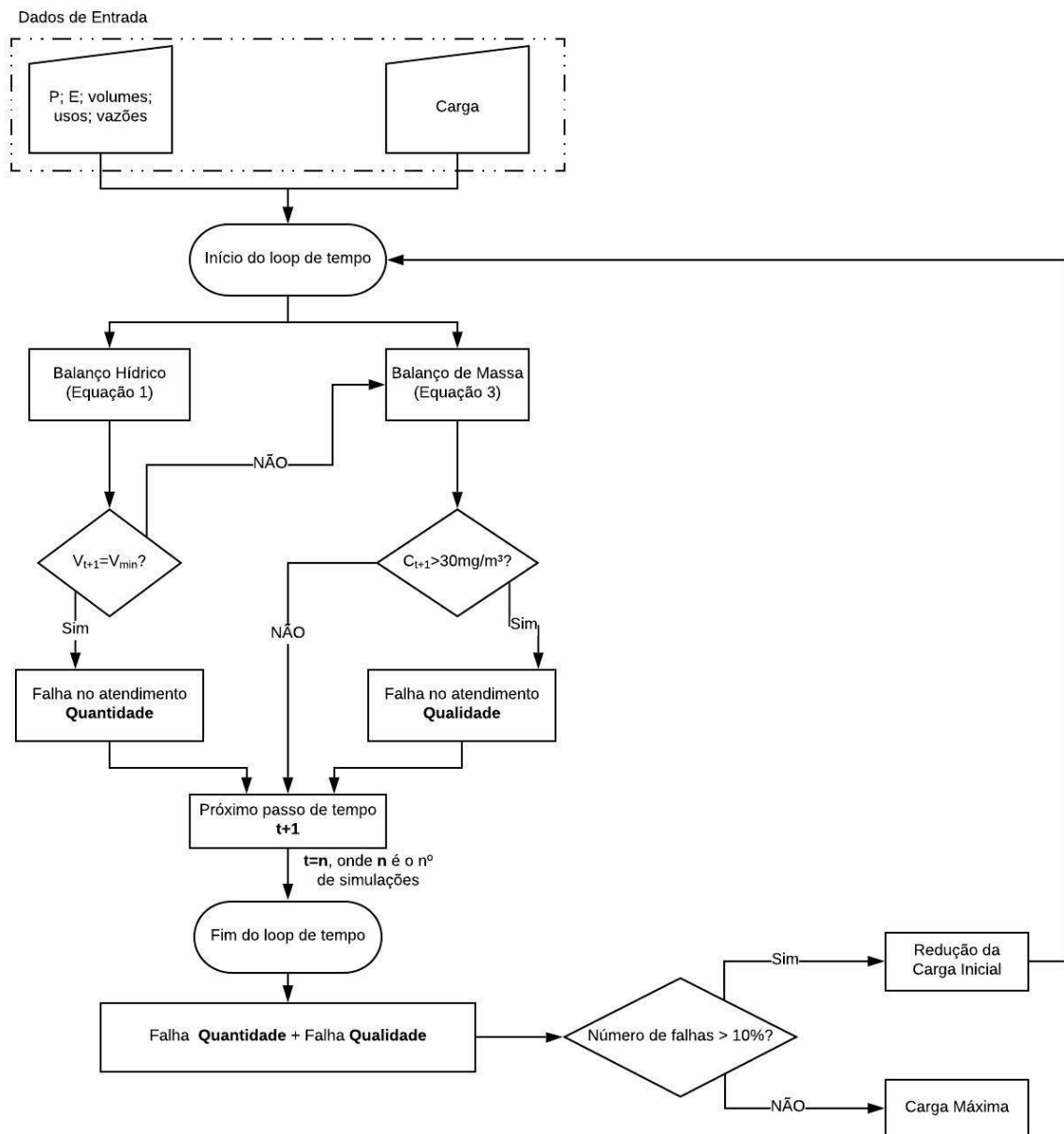


Figura 3 - Fluxograma do modelo utilizado

2.3. Estimativa das Demandas

Considerando que não se dispõe de dados relativos às reais demandas de água nos reservatórios estudados, o volume de água retirada pelas demandas foi estimado a partir do balanço hídrico mensal no período seco, quando não há dúvidas de afluência zero. A estimativa das demandas foi realizada utilizando a Equação 4.

$$D = V_t - V_{t+1} - (E - P) \times \bar{A} \quad (4)$$

O balanço foi realizado para os meses de agosto a dezembro dos anos de 2006 a 2010. Por serem realizadas estimativas em intervalos mensais, optou-se por utilizar nas simulações a média dos valores encontrados, obtendo-se uma única demanda para cada reservatório.

2.4. Estimativa do Fluxo Vertical Líquido de P

Uma vez introduzido em ambientes aquáticos, parte do fósforo é acumulado nos sedimentos, que passam a atuar como possíveis fontes desse nutriente, por meio da liberação do mesmo para a coluna d'água (Søndergaard et al., 2003). Então, o sedimento no fundo do reservatório contribui no balanço de massa do nutriente, tanto para o aumento como para a redução da concentração de P na coluna d'água, por meio de liberação ou sedimentação.

A forma de estimar as perdas de fósforo para o sedimento vem sendo discutida nos modelos já existentes, pois é um valor difícil de ser mensurado e importante para prever a concentração de P com sucesso. Então, alguns trabalhos, como os de Dillon & Rigler (1974), Larsen & Mercier (1976), Dillon & Mollot (1996) e Nürnberg (1998), utilizaram a taxa de retenção do nutriente, diferentemente do proposto pelo modelo de Vollenweider (1969), que considera a taxa de sedimentação originária da equação base dos modelos.

Porém, para esse modelo foi adotado como parâmetro o fluxo líquido de fósforo entre o sedimento e a coluna d'água, ou seja, a diferença da massa do nutriente que sedimenta com a que retorna para a coluna d'água por processos físicos (ressuspensão de sedimentos) ou químicos (liberação de fosfato nas reações de oxirredução). Para estimar o fluxo vertical líquido de fósforo utilizou-se o balanço de massa (Equação 5), no período em que se conhecia as concentrações de fósforo existentes nos açudes estudados. Assim conhecendo-se as concentrações de fósforo no início e no final do período, considerando o período seco, portanto com afluência zero, e carga zero, foi possível estimar o fluxo.

$$Fluxo = C_t \times V_t - C_{t+1} \times V_{t+1} - C_{med} \times D \quad (5)$$

A estimativa do fluxo vertical de fósforo foi realizada para os meses de agosto a dezembro do ano de 2006 e 2007 para o reservatório Armando Ribeiro Gonçalves e de 2006 a 2008 para os demais reservatórios. Os valores encontrados foram divididos pela área do espelho d'água de cada reservatório.

2.5. Cenários Estudados

Para a estimativa da carga máxima foi necessária a entrada de dados para cada reservatório, incluindo dados de precipitação, evaporação, vazões afluentes, curvas cota-área-volume e seus respectivos usos.

O parâmetro de maior incerteza no balanço de massa é o termo de concentração base de fósforo das vazões afluentes ao reservatório que é originária da bacia hidrográfica. O ideal é que esse modelo fosse calibrado a partir de uma série histórica de dados de concentração de fósforo dos reservatórios, no entanto como não se dispõe dessa série histórica, possuindo poucos dados, não foi possível calibrar este parâmetro do modelo, e sendo adotado um valor unitário para esta concentração. Esse valor foi assumido seguindo a mesma lógica utilizada para cálculo da vazão de diluição utilizada pela ANA nos processos de outorga de lançamento de efluentes (ANA, 2013), em que se considera que o manancial está em sua condição natural, bastante limpo, para que se possa avaliar o quanto a carga comprometerá qualitativamente o manancial, de forma independente e sem a interferência de outros usos.

De modo a mostrar a sensibilidade dos parâmetros sobre os valores de carga máxima de fósforo, foram simulados cenários com três fluxos verticais de P, quatro demandas de água, três concentrações iniciais de P e dois volumes iniciais de água, totalizando 72 cenários, para cada reservatório (Figura 4).

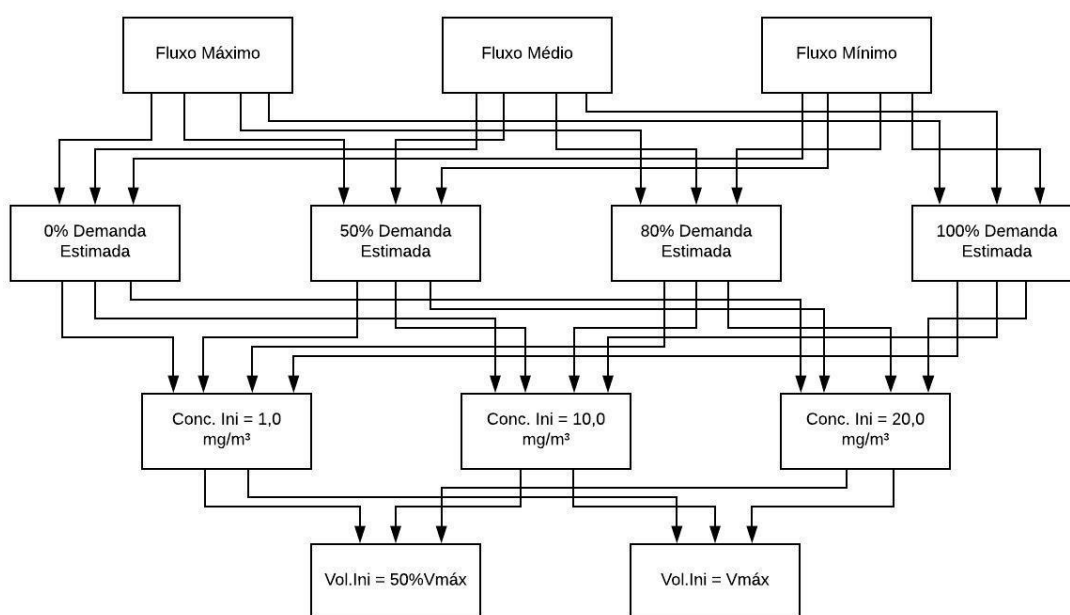


Figura 4 - Fluxograma dos cenários estudados

2.6.Dados utilizados

Os dados do monitoramento do volume de água armazenada nos reservatórios, referentes ao período supracitado, foram obtidos junto ao Instituto de Gestão de Águas do Estado do Rio Grande do Norte (IGARN). Os dados de evaporação utilizados foram médias mensais, disponibilizados pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET).

Enquanto que os dados de precipitação, foram utilizadas médias mensais para as estimativas dos parâmetros, e para as simulações foi utilizada uma série de dados que compreendem o mesmo período de simulação, que são 48 anos (1962-2009), obtidos junto a Empresa de Pesquisa Agropecuária do Rio Grande do Norte (EMPARN). Compreendendo o mesmo período, os dados de vazões afluentes foram disponibilizados pela Agência Nacional das Águas (ANA).

Os dados de concentração de fósforo utilizados fazem parte dos trabalhos de Mosca (2008), Araújo (2009) e Mesquita (2009). Já os dados dos reservatórios, como capacidade máxima e curvas cota-área-volume, foram fornecidas pela Secretaria do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos (SEMARH).

3. RESULTADOS

3.1.Determinação das Demandas

Os valores de demanda (usos) estimados mostraram uma elevada variação (Tabela 3). O reservatório Armando Ribeiro Gonçalves apresentou o menor coeficiente de variação (52%), enquanto que o reservatório Boqueirão de Parelhas apresentou o maior coeficiente de variação (244%) nos valores de uso.

Tabela 3 – Estatísticas das demandas estimadas para cada reservatório			
Estatísticas das Demandas Estimadas			
Reservatório	Média (m³/s)	Desvio Padrão	Coeficiente de Variação
Armando Ribeiro Gonçalves	7,440	3,885	0,52
Boqueirão de Parelhas	0,040	0,098	2,44
Cruzeta	0,016	0,028	1,72
Itans	0,140	0,189	1,35
Marechal Dutra	0,100	0,129	1,29
Passagem das Traíras	0,110	0,100	0,91

Comparando as demandas estimadas com os valores de outorgas emitidas pela ANA (Tabela 2) pode ser observado que os valores médios estimados foram bem coerentes com os valores de outorga para a maioria dos reservatórios, com exceção do reservatório Passagem das Traíras que apresentou estimativa de demanda bem superior a outorga, indicando que provavelmente muito dos usos de água deste reservatório ainda não foi outorgado.

Na Tabela 4 são apresentados os valores utilizados em cada um dos quatro cenários de demanda, para cada reservatório estudado. Foram escolhidos estes cenários, devido às demandas estimadas apresentarem variações, além de que, utilizar apenas a média deixaria de retratar situações em que o reservatório não libera em totalidade a demanda requerida, utilizando-se valores intermediários, e simulando também, quando não é liberado nenhum volume de água. O cenário de 100% das demandas corresponde à demanda média estimada, apresentada na Tabela 3, sendo os demais cenários correspondentes a diferentes frações da demanda média.

Tabela 4 - Cenários simulados das demandas estimadas para cada reservatório

Cenários das Demandas Estimadas (m³/s)				
Reservatório	0%	50%	80%	100%
Armando Ribeiro Gonçalves	0,000	3,720	5,952	7,440
Boqueirão de Parelhas	0,000	0,020	0,032	0,040
Cruzeta	0,000	0,008	0,013	0,016
Itans	0,000	0,070	0,112	0,140
Marechal Dutra	0,000	0,050	0,080	0,100
Passagem das Traíras	0,000	0,055	0,088	0,110

3.2.Determinação do Fluxo Vertical Líquido de Fósforo

As estimativas do fluxo vertical de fósforo entre a coluna d'água e o sedimento foram muito variáveis, optou-se, portanto, por utilizar os valores mínimo, médio e máximo estimados para as simulações de cada reservatório (Tabela 5).

Tabela 5 - Fluxos Verticais Líquidos de Fósforo

Fluxo Líquido de P (mg/m².mês)			
Reservatório	Mínimo	Médio	Máximo
Armando Ribeiro Gonçalves	-926,89	163,08	1636,64
Boqueirão de Parelhas	-296,03	-54,44	152,30
Cruzeta	-362,76	-44,82	236,73
Itans	-304,89	-88,16	107,64
Marechal Dutra	-181,5	27,38	316,82
Passagem das Traíras	-130,4	50,02	352,96

Pelo fato do fluxo vertical de fósforo ser a diferença entre a sedimentação e a liberação de fósforo, valores negativos indicam uma maior liberação/ressuspensão de P para a coluna d'água do que sedimentação do P da água para o sedimento, enquanto valores positivos indicam o inverso. Diante disso, foi percebido que todos os reservatórios estudados apresentaram momentos em que a sedimentação superou a liberação/ressuspensão e momentos em que ocorreu o contrário.

Os maiores valores de fluxo independente do seu sentido, ressuspensão/liberação ou sedimentação, se apresentaram no reservatório de maior porte, Armando Ribeiro Gonçalves.

3.3.Determinação da Carga Máxima de P

As cargas máximas de fósforo estimadas apresentaram grande variação entre os diferentes cenários nos seis reservatórios estudados (Tabelas 6 a 10). Em alguns cenários não foi possível estimar valores de carga máxima, ou seja, o reservatório não suporta nenhuma carga de P externa adicional. O reservatório Passagem das Traíras não suportou entrada de nenhuma carga de fósforo em nenhum dos cenários estudados, por isso seus resultados não foram apresentados.

O reservatório Cruzeta (Tabela 8), apresentou baixíssimos valores de carga máxima de P, somente em quatro cenários foi possível estimar alguma carga de fósforo, sendo o maior valor encontrado de 0,2 kg/mês.

A barragem Armando Ribeiro Gonçalves apresentou valores de carga máxima entre 29,3 e 636,0 kg/mês, sendo que em alguns cenários estudados também apresentou carga máxima de fósforo nula (Tabela 6), mesmo sendo o reservatório com os maiores valores de carga de fósforo.

Entre os demais reservatórios estudados, os maiores valores de carga máxima foram: Boqueirão de Parelhas 4,9 kg/mês, Itans 5,5 kg/mês, e Marechal Dutra 4,0 kg/mês.

Tabela 6 - Capacidade de carga (kg/mês) do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves em diferentes cenários de fluxo vertical de P, demandas estimadas (consumo/uso) de água (m³/s), volume inicial (% do Volume máximo) e concentração inicial de P (mg/m³).

Armando Ribeiro Gonçalves									
Volume Inicial		50%Vmáx				Vmáx			
Demandas Estimadas		0%	50%	80%	100%	0%	50%	80%	100%
Fluxo de P Máximo	Conc.Ini = 1,0	219,9	417,0	545,7	636,0	220,0	417,1	545,7	636,0
	Conc.Ini = 10,0	196,3	402,5	538,6	632,4	171,6	386,5	529,0	627,5
	Conc.Ini = 20,0	168,2	385,9	529,2	627,8	104,1	352,0	502,0	600,2
Fluxo de P Médio	Conc.Ini = 1,0	-	145,9	277,5	369,0	-	144,3	276,5	368,4
	Conc.Ini = 10,0	-	132,2	269,4	365,1	-	114,3	258,2	359,6
	Conc.Ini = 20,0	-	114,9	258,2	360,6	-	79,7	230,6	330,4
Fluxo de P Mínimo	Conc.Ini = 1,0	-	-	78,0	174,7	-	-	76,5	174,3
	Conc.Ini = 10,0	-	-	70,3	169,6	-	-	59,3	160,5
	Conc.Ini = 20,0	-	-	61,6	162,5	-	-	29,3	130,4

Tabela 7 - Capacidade de carga (kg/mês) do reservatório Boqueirão de Parelhas em diferentes cenários de fluxo vertical de P, demandas estimadas (consumo/uso) de água (m³/s), volume inicial (% do Volume Máximo) e concentração inicial de P (mg/m³).

Boqueirão de Parelhas									
Volume Inicial		50%Vmáx				Vmáx			
Demandas Estimadas		0%	50%	80%	100%	0%	50%	80%	100%
Fluxo de P Máximo	Conc.Ini = 1,0	3,3	4,1	4,6	4,9	3,3	4,1	4,6	4,9
	Conc.Ini = 10,0	2,4	3,3	3,9	4,3	1,5	2,4	2,9	3,3
	Conc.Ini = 20,0	1,3	2,3	2,9	3,2	-	-	-	0,2
Fluxo de P Médio	Conc.Ini = 1,0	1,2	2,0	2,5	2,9	1,1	1,9	2,4	2,8
	Conc.Ini = 10,0	0,3	1,3	1,9	2,3	-	0,2	0,7	1,1
	Conc.Ini = 20,0	-	0,3	0,9	1,2	-	-	-	-
Fluxo de P Mínimo	Conc.Ini = 1,0	-	-	0,1	0,5	-	-	-	0,3
	Conc.Ini = 10,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Conc.Ini = 20,0	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 8 - Capacidade de carga (kg/mês) do reservatório Cruzeta em diferentes cenários de fluxo vertical de P, demandas estimadas (consumo/uso) de água (m³/s), volume inicial (% do Volume máximo) e concentração inicial de P (mg/m³).

Cruzeta									
Volume Inicial		50%Vmáx				Vmáx			
Demandas Estimadas		0%	50%	80%	100%	0%	50%	80%	100%
Fluxo de P Máximo	Conc.Ini = 1,0	-	-	0,1	0,2	-	-	0,1	0,2
	Conc.Ini = 10,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Conc.Ini = 20,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluxo de P Médio	Conc.Ini = 1,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Conc.Ini = 10,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Conc.Ini = 20,0	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluxo de P Mínimo	Conc.Ini = 1,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Conc.Ini = 10,0	-	-	-	-	-	-	-	-
	Conc.Ini = 20,0	-	-	-	-	-	-	-	-

Tabela 9 - Capacidade de carga (kg/mês) do reservatório Itans em diferentes cenários de fluxo vertical de P, demandas estimadas (consumo/uso) de água (m³/s), volume inicial (% do Volume máximo) e concentração inicial de P (mg/m³).

Itans									
Volume Inicial		50%Vmáx				Vmáx			
Demandas Estimadas		0%	50%	80%	100%	0%	50%	80%	100%
Fluxo de P Máximo	Conc.Ini = 1,0	-	2,4	4,2	5,5	-	2,3	4,2	5,5
	Conc.Ini = 10,0	-	1,8	3,8	5,1	-	1,1	3,2	4,6
	Conc.Ini = 20,0	-	1,2	3,2	4,6	-	-	2,0	3,6
Fluxo de P Médio	Conc.Ini = 1,0	-	0,1	2,0	3,4	-	0,1	1,9	3,3
	Conc.Ini = 10,0	-	-	1,6	3,0	-	-	1,0	2,4
	Conc.Ini = 20,0	-	-	1,0	2,5	-	-	-	1,4
Fluxo de P Mínimo	Conc.Ini = 1,0	-	-	-	0,9	-	-	-	0,9
	Conc.Ini = 10,0	-	-	-	0,5	-	-	-	0,1
	Conc.Ini = 20,0	-	-	-	0,1	-	-	-	-

Tabela 10 - Capacidade de carga (kg/mês) do reservatório Marechal Dutra em diferentes cenários de fluxo vertical de P, demandas estimadas (consumo/uso) de água (m³/s), volume inicial (% do Volume máximo) e concentração inicial de P (mg/m³).

Marechal Dutra									
Volume Inicial		50%Vmáx				Vmáx			
Demandas Estimadas		0%	50%	80%	100%	0%	50%	80%	100%
Fluxo de P Máximo	Conc.Ini = 1,0	-	1,2	2,9	4,0	-	1,2	2,8	4,0
	Conc.Ini = 10,0	-	1,0	2,7	3,9	-	0,8	2,6	3,7
	Conc.Ini = 20,0	-	0,8	2,6	3,7	-	0,2	2,1	3,3
Fluxo de P Médio	Conc.Ini = 1,0	-	-	0,8	2,1	-	-	0,8	2,1
	Conc.Ini = 10,0	-	-	0,7	1,9	-	-	0,5	1,7
	Conc.Ini = 20,0	-	-	0,5	1,7	-	-	0,1	1,3
Fluxo de P Mínimo	Conc.Ini = 1,0	-	-	-	0,6	-	-	-	0,6
	Conc.Ini = 10,0	-	-	-	0,4	-	-	-	0,3
	Conc.Ini = 20,0	-	-	-	0,3	-	-	-	-

Quando comparados cenários que se diferenciam apenas na demanda estimada, foi percebido em todos os reservatórios estudados que quanto maior a demanda da água do reservatório maior a carga máxima de fósforo (Tabelas 6 a 10).

Pode-se perceber também que os valores de carga máxima crescem com o fluxo vertical líquido de fósforo, ou seja, quanto maior for a sedimentação deste nutriente em relação a sua liberação ou ressuspensão maior será a capacidade de carga do reservatório (Tabelas 6 a 10). No entanto, os valores de fluxo estimados apresentam uma grande variação, o que demonstra grande incerteza na estimativa deste parâmetro.

A concentração inicial também influenciou nos valores de carga máxima, tendo-se observado maiores valores de carga máxima quando a concentração inicial era baixa. Quanto ao volume inicial, percebe-se que as situações de maior carga máxima dos reservatórios acontecem com o menor volume inicial. No entanto, esta influência do volume inicial só ocorre para concentrações iniciais maiores, quando a concentração inicial era igual a 1,0 mg/m³, os valores de carga máxima não variaram com o volume inicial.

4. DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que as flutuações no nível de água interferem na variação da concentração de fósforo no reservatório. Por consequência, as cargas máximas estimadas para os diferentes cenários, mostram a importância de ser incorporada a variação temporal do volume de água armazenado no reservatório em modelos de eutrofização. Esta relação entre condições hidrológicas e concentrações de fósforo é particularmente importante em regiões semiáridas e áridas, em que os níveis de água dos reservatórios flutuam tanto sazonal como interanual, e estas flutuações induzem mudanças nas entradas de nutrientes (Sánchez-Carrilo & Álvarez-Cobelas, 2001).

A influência do volume de água armazenado no reservatório na concentração de nutrientes e poluentes tem sido observado por diversos autores como Torres *et al.* (2007), Özen *et al.* (2010), Freitas *et al.* (2011) e Rocha Júnior *et al.* (2018). No entanto, poucos trabalhos incorporam esta variação nos modelos de eutrofização. Os resultados mostraram que essa incorporação é essencial e que integrar quantidade e qualidade na gestão dos recursos hídricos, é necessário, visto que muitas vezes a disponibilidade hídrica em relação à quantidade não significa que os recursos hídricos estejam qualitativamente disponíveis.

Capacidades de carga de fósforo estimadas a partir de balanço de massa, que leva em consideração a profundidade média do ambiente aquático, como foi realizado por Mosca (2008), Mesquita (2009) e Attayde & Panosso (2011), resultaram, por vezes, em valores mais elevados de capacidade de carga dos que os encontrados neste trabalho, mostrando que o uso dessas estimativas na gestão dos reservatórios pode superestimar a carga máxima de P e comprometer a qualidade da água dos reservatórios, visto que adotar apenas uma profundidade não representa o que realmente acontece em regiões semiáridas. Por exemplo, os autores supracitados, que trabalharam com o reservatório Passagem das Traíras, obtiveram resultados positivos de capacidade de carga de fósforo para este reservatório, enquanto que no presente trabalho isto não foi possível. Djelita *et al.* (2017) compararam valores de concentração de fósforo resultantes de modelos que consideram volume constante ao longo do tempo com valores observados para um ambiente em região semiárida, e foi possível perceber a grande diferença entre os valores de concentração de fósforo. Chen *et al.* (2016) sugeriram não utilizar volume médio para determinar cargas máximas permitidas para reservatórios cuja operação do nível de água seja realizada de forma manual, visto que isto afeta a quantidade e a qualidade da água.

Os resultados também mostraram que a carga de fósforo é fortemente influenciada pelos usos da água no reservatório, quanto maior foi a retirada de água para usos múltiplos maior foi a carga de fósforo aceitável para manter o reservatório com concentrações abaixo de 30 mg/m³ em 90% do tempo. Isto ocorreu porque foi considerada uma concentração de fósforo das vazões afluentes igual a 1,0 mg/m³. Como esta concentração é baixa comparada a concentração de fósforo do reservatório, a renovação da água passa a ser um fator positivo, fazendo com que quanto maior for a retirada de água maior será a carga de fósforo aceitável. Como mostrado por Rangel *et al.* (2012) e Konar *et al.* (2013), que afirmaram que a saída da água de lagos e reservatórios, para diversos usos, influencia fortemente na capacidade de carga, visto que essa saída de água pode remover nutrientes e permitir a troca do volume de água armazenado. Além de que o aumento da retirada de água dos reservatórios implica na redução do tempo de residência da água, e consequentemente a redução da retenção de fósforo no reservatório (Londe et al., 2016; Waters & Webster-Brown, 2016; Morales-Marín et al., 2017), já que tempo de retenção hidráulica elevado torna o ambiente aquático mais sensível ao enriquecimento por nutrientes (Bennion et al., 2005).

Apesar das cargas máximas estimadas neste trabalho se apresentarem em maiores valores com a redução do volume armazenado no reservatório, as concentrações de

fósforo em seu interior se apresentaram maiores quando os reservatórios estavam com menores volumes, como pode ser visto em Zaragüeta & Acebes (2017) e Castro (2018), que deve ser justificado pela flutuação volumétrica comum nesses reservatórios.

A concentração basal de fósforo que entra no reservatório com a vazão afluente favoreceu para que as condições iniciais influenciassem nos resultados, apesar do longo período de tempo simulado. Visto que quando analisados os resultados pela perspectiva da concentração inicial de fósforo, as capacidades de carga não apresentam variação quando esta concentração é igual a $1,0 \text{ mg/m}^3$, para volumes iniciais diferentes, porém quando considerado cenário em que a concentração de fósforo está bem elevada no início da simulação, pode-se ver a influência das condições iniciais sobre os valores de carga máxima de fósforo, já que estes se apresentam com grande variabilidade para volumes iniciais diferentes. E maiores valores de carga quando o volume inicial é menor foram também influenciados por essa mesma concentração de fósforo das vazões afluentes, tornando favorável às maiores capacidades de carga de fósforo dos reservatórios quando ocorre a renovação do volume. Comportamento já esperado para reservatórios em regiões semiáridas, que apresentam alta variabilidade em suas vazões naturais, fazendo com que as condições iniciais influenciem fortemente nos resultados obtidos (Studart & Campos, 2001).

Os resultados confirmaram o que já era esperado da influência do fluxo vertical de fósforo sobre os valores de capacidade de carga de fósforo, que quanto maior fosse esse fluxo vertical maior seria a carga máxima de P, já que significava uma maior sedimentação deste nutriente.

As simulações abrangeram situações que teoricamente são possíveis de acontecer. No entanto a combinação de fluxo vertical de P mínimo, ou seja, quando predomina o retorno do fósforo para a coluna d'água, com volume inicial máximo para reservatórios que possuem alta profundidade média, como é o caso do reservatório Armando Ribeiro, essa é uma situação que se distancia bastante da realidade, visto que o retorno deste nutriente acontece principalmente em ambientes aquáticos que se apresentam em condições de baixas profundidades (Freitas et al., 2011; Cavalcante et al., 2018). Partindo desta realidade, os resultados mais confiáveis devem ser os que assumiram fluxo vertical de P entre médio e máximo, em que a sedimentação supera a liberação/ressuspensão de P. Podendo ser ratificado a partir de coeficientes de retenção de P calculados por Freitas et al. (2011) e Bezerra et al. (2014), para os reservatórios Gargalheiras e Cruzeta, que em ambos os casos, a sedimentação superou a liberação/ressuspensão de P. Em Sánchez-

Carrilo & Álvarez-Cobelas (2001) a sedimentação do fósforo foi sugerida como a chave principal no balanço de massa para entendimento da dinâmica do fósforo, nesse trabalho a sedimentação se destacou entre as formas de saída deste nutriente do sistema.

Em alguns dos cenários simulados, principalmente quando foi considerado o fluxo vertical de P mínimo não foi possível estimar capacidade de carga de fósforo para os reservatórios estudados, indicando que os reservatórios naquelas condições além de não terem capacidade de receber cargas externas do nutriente, necessitariam de tratamento para reduzir o retorno das cargas internas de P para a coluna d'água. Existem várias técnicas que podem ser utilizadas para reduzir a liberação do fósforo do sedimento para a coluna d'água, entre elas, podemos citar a aplicação de policloreto de alumínio e/ou remoção de peixes bentívoros, por exemplo (Araújo et al., 2016), sendo essa redução essencial para alcançar e estabilizar um estado trófico menor (Wauer et al., 2009).

De modo a exemplificar uma aplicação das estimativas de capacidade de carga de fósforo apresentadas no presente estudo, foram realizadas comparações com cargas de fósforo estimadas para os municípios pertencentes à bacia hidrográfica dos reservatórios estudados (ANA, 2016). Foi percebido nessas comparações que as capacidades de carga de P obtidas no presente trabalho foram bem inferiores às estimativas de carga da ANA (Tabela 11), visto que a maioria dos reservatórios estudados não suportariam cargas geradas por municípios no seu entorno, com exceção do reservatório Armando Ribeiro Gonçalves que conseguiria suportar carga de P dos municípios de Florânia, Jucurutu e Santana do Matos, que juntos totalizam uma carga de 591,67 kg P/mês. Enquanto, que o reservatório Cruzeta não suportaria a carga nem do próprio município de Cruzeta, que equivale a 158,33 kg P/mês.

Tabela 11 – Comparativo entre Capacidades de Carga de P (kg/mês) e estimativas de carga de P de efluentes domésticos produzidas por municípios (kg/mês).

Reservatório	Capacidade de Carga de P (kg/mês)	Carga de P de efluentes domésticos (kg/mês)
Armando Ribeiro Gonçalves	636,00	591,7 ⁽¹⁾
Boqueirão de Parelhas	4,90	416,67 ⁽²⁾
Cruzeta	0,20	158,33 ⁽³⁾
Itans	5,50	1400,00 ⁽⁴⁾
Marechal Dutra	4,00	216,67 ⁽⁵⁾

(1) Soma das cargas de P referente aos municípios de Florânia, Jucurutu e Santana do Matos. (2) Carga de P referente ao município de Parelhas. (3) Carga de P referente ao município de Cruzeta. (4) Carga de P referente ao município de Caicó. (5) Carga de P referente ao município de Acari.

Fonte: ANA, 2016.

No entanto, a maior contribuição de fósforo nos reservatórios tem sido proveniente da agricultura, a partir do uso de fertilizantes (Fink et al., 2018). O que não difere muito da bacia hidrográfica dos reservatórios estudados, visto que quando apresentadas as fontes de fósforo responsáveis pela concentração deste nutriente nos reservatórios, atividades agropecuárias se destacaram entre outras fontes de poluição (Oliveira, 2012; ANA, 2016).

As capacidades de carga de fósforo, estimadas no presente trabalho, mostram a necessidade de manejo e recuperação da qualidade da água dos reservatórios, para possibilitar um melhor aproveitamento do uso da água destes ambientes, principalmente o abastecimento público.

5. CONCLUSÕES

- A incorporação do balanço hídrico no modelo tornou os resultados obtidos mais próximos da real situação da região, devido à alta variabilidade dos níveis de água dos reservatórios.
- O forte impacto do volume da demanda sobre a capacidade de carga de fósforo, independentemente de sua capacidade de armazenamento, no entanto, influenciado pela qualidade das vazões afluentes ao reservatório.

- Independentemente do sentido do fluxo vertical líquido de fósforo, as cargas de fósforo sofreram forte influência, mostrando a necessidade da calibração de parâmetros dificilmente mensuráveis.
- As condições iniciais impostas nas simulações influenciaram nos resultados finais, apesar do longo período de simulação.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A partir do modelo utilizado, foi possível perceber que, muitas vezes, os reservatórios não conseguem atender todas as demandas hídricas, com 90% de garantia, apesar de ter sido considerada uma situação favorável, em que os reservatórios recebiam uma baixa carga de fósforo oriunda de fontes difusas de poluição da bacia, indicando que a qualidade da água limita ainda mais a disponibilidade hídrica da região.

Dessa forma, o uso de modelos que integram quantidade e qualidade da água se apresentam como ferramentas úteis para uma melhor gestão integrada dos recursos hídricos na bacia.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Termos de referência para a elaboração do plano de recursos hídricos da bacia do rio Piranhas-Açu**. Brasília, 2010.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos 2013**. Brasília, 2013.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu - Resumo Executivo**. Brasília, 2016.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Outorgas Emitidas**. Disponível em: <<http://www3.ana.gov.br/portal/ANA/regulacao/principais-servicos/outorgas-emitidas/outorgas-emitidas>> Acesso em: Agosto de 2018.

ARAÚJO, Fabiana Oliveira de. **Efeitos do enriquecimento com nutrientes (N e P) em diferentes condições de luz sobre o crescimento do fitoplâncton em um reservatório eutrófico no semi-árido brasileiro**. 2009. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

ARAÚJO, Fabiana; BECKER, Vanessa; ATTAYDE, José Luiz. Shallow lake restoration and water quality management by the combined effects of polyaluminium chloride addition and benthivorous fish removal: a field mesocosm experiment. **Hydrobiologia**, v. 778, n. 1, p. 243-252, 2016.

ATTAYDE, José Luiz; PANOSSO, Renata. Capacidade de suporte de oito açudes do Rio Grande do Norte para piscicultura intensiva em tanques-rede. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. Porto Alegre: ABRH**, p. 18, 2011.

BECHINI, Luca; CASTOLDI, Nicola. On-farm monitoring of economic and environmental performances of cropping systems: results of a 2-year study at the field scale in northern Italy. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 6, p. 1096-1113, 2009.

BENNION, Helen et al. The use of a GIS-based inventory to provide a national assessment of standing waters at risk from eutrophication in Great Britain. **Science of the Total Environment**, v. 344, n. 1-3, p. 259-273, 2005.

BEZERRA, AF de M.; BECKER, V.; MATTOS, A. Balanço de massa de fósforo total e o estado trófico em reservatórios do semiárido. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 2, p. 67-76, 2014.

BITTENCOURT, Simone; GOBBI, Eduardo Felga. Carga máxima de fósforo admissível ao reservatório Piraquara II, uma aplicação do processo TMDL. **Revista Brasileira de Ciências do Solo**, v. 30, p. 595-603, 2006.

BOUVY, Marc et al. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, n. 1, p. 13-27, 2000.

CARPENTER, Stephen R. et al. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. **Ecological applications**, v. 8, n. 3, p. 559-568, 1998.

CASTRO, Maria Helena Faustino Martins de. **Alocação quali-quantitativa de água em reservatórios de regiões semiáridas**. 2018. Dissertação de Mestrado. Brasil.

CAVALCANTE, Herika; ARAÚJO, Fabiana; BECKER, Vanessa. Phosphorus dynamics in the water of tropical semiarid reservoirs in a prolonged drought period. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 30, 2018.

CHEN, Chi-Feng et al. Using exceedance probability to determine total maximum daily loads for reservoir water quality management. **Water**, v. 8, n. 11, p. 541, 2016.

CHISLOCK, Michael F. et al. Eutrophication: causes, consequences, and controls in aquatic ecosystems. **Nature Education Knowledge**, v. 4, n. 4, p. 10, 2013.

CONAMA, Resolução. 357, de 17 de Março de 2005. **Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA**, v.357, 2005.

COSTA, I. A. S. et al. Dinâmica de cianobactérias em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 02, p. 382-401, 2009.

DE SOUZA LIMA, Ricardo Neves et al. Estudo da poluição pontual e difusa na bacia de contribuição do reservatório da usina hidrelétrica de Funil utilizando modelagem espacialmente distribuída em Sistema de Informação Geográfica. **Eng Sanit Ambient**, v. 21, n. 1, p. 139-150, 2016.

DILLON, Peter J.; MOLOT, Lewis A. Long-term phosphorus budgets and an examination of a steady-state mass balance model for central Ontario lakes. **Water Research**, v. 30, n. 10, p. 2273-2280, 1996.

DILLON, Peter J.; RIGLER, Frank H. A test of a simple nutrient budget model predicting the phosphorus concentration in lake water. **Journal of the Fisheries Board of Canada**, v. 31, n. 11, p. 1771-1778, 1974.

DJELITA, B. et al. Contribution to the phosphorus flux modeling in the Hammam Boughrara dam (province of Tlemcen, Algeria): application to the eutrophication management. **Revue d'écologie**, 2017.

DUNALSKA, Julita A. et al. Can we restore badly degraded urban lakes?. **Ecological Engineering**, v. 82, p. 432-441, 2015.

FINK, Gabriel et al. Phosphorus loadings to the world's largest lakes: sources and trends. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 32, n. 4, p. 617-634, 2018.

FREITAS, Francisco Rafael Sousa. **Eutrofização do Reservatório Cruzeta na bacia representativa do rio Seridó RN**. 2008. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

FREITAS, Francisco Rafael Sousa; RIGHETTO, Antônio Marozzi; ATTAYDE, José Luiz. Cargas de fósforo total e material em suspensão em um reservatório do semi-árido brasileiro. **Oecologia Australis**, v. 15, n. 3, p. 655-665, 2011.

GUNKEL, Guenter et al. Estudos da limnologia do Reservatório de Tapacurá em Pernambuco: Problemas da Gestão de Reservatórios no semi-árido Brasileiro. **Desafios à Gestão da Água no liminar do Século XXI. Anais do XV Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. ABRH. Curitiba**, 2003.

HUSZAR, Vera LM et al. Nutrient-chlorophyll relationships in tropical-subtropical lakes: do temperate models fit?. In: **Nitrogen Cycling in the Americas: Natural and Anthropogenic Influences and Controls**. Springer, Dordrecht, 2006. p. 239-250.

JEPPESSEN, Erik et al. Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. 2014.

JEPPESSEN, Erik et al. Ecological impacts of global warming and water abstraction on lakes and reservoirs due to changes in water level and related changes in salinity. **Hydrobiologia**, v. 750, n. 1, p. 201-227, 2015.

KONAR, Megan et al. Hydrology as a driver of biodiversity: Controls on carrying capacity, niche formation, and dispersal. **Advances in Water Resources**, v. 51, p. 317-325, 2013.

KOTTEK, Markus et al. World map of the Köppen-Geiger climate classification updated. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 15, n. 3, p. 259-263, 2006.

LARSEN, David P.; MERCIER, H. T. Phosphorus retention capacity of lakes. **Journal of the Fisheries Board of Canada**, v. 33, n. 8, p. 1742-1750, 1976.

LAZZARO, Xavier et al. Do fish regulate phytoplankton in shallow eutrophic Northeast Brazilian reservoirs?. **Freshwater Biology**, v. 48, n. 4, p. 649-668, 2003.

LONDE, L. R. et al. Water residence time affecting phytoplankton blooms: study case in Ibitinga Reservoir (São Paulo, Brazil) using Landsat/TM images. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 3, p. 664-672, 2016.

LÜRLING, Miquel; VAN OOSTERHOUT, Frank. Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. **Water research**, v. 47, n. 17, p. 6527-6537, 2013.

MESQUITA, Thiago de Paula Nunes. **Eutrofização e capacidade de carga de fósforo de seis reservatórios a bacia do Rio Seridó, região semi-árida do Estado do RN**. 2009. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

MORALES-MARÍN, L. A.; WHEATER, H. S.; LINDENSCHMIDT, K. E. Assessment of nutrient loadings of a large multipurpose prairie reservoir. **Journal of hydrology**, v. 550, p. 166-185, 2017.

MOSCA, Vanessa Pereira. **Eutrofização do reservatório Engenheiro Armando Ribeiro Gonçalves, no Rio Grande do Norte: implicações para o abastecimento público e para a piscicultura intensiva em tanques-rede**. 2008. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

NASELLI-FLORES, Luigi. Morphological analysis of phytoplankton as a tool to assess ecological state of aquatic ecosystems: the case of Lake Arancio, Sicily, Italy. **Inland Waters**, v. 4, n. 1, p. 15-26, 2014.

NÜRNBERG, Gertrud K. Prediction of annual and seasonal phosphorus concentrations in stratified and polymictic lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 43, n. 7, p. 1544-1552, 1998.

OLIVEIRA, José Neuciano Pinheiro de. A influência da poluição difusa e do regime hidrológico peculiar do semiárido na qualidade da água de um reservatório tropical. 2012. Dissertação de Mestrado. Universidade Federal do Rio Grande do Norte.

ÖZEN, Arda et al. Drought-induced changes in nutrient concentrations and retention in two shallow Mediterranean lakes subjected to different degrees of management. **Hydrobiologia**, v. 646, n. 1, p. 61-72, 2010.

PANOSSO, Renata et al. Cianobactérias e Cianotoxinas em reservatórios do Estado do Rio Grande do Norte e o potencial controle das florações pela tilápia do nilo (*Oreochromis niloticus*). **rn**, v. 59072, p. 970, 2007.

RANGEL, Luciana M. et al. Phytoplankton biomass is mainly controlled by hydrology and phosphorus concentrations in tropical hydroelectric reservoirs. **Hydrobiologia**, v. 693, n. 1, p. 13-28, 2012.

ROCHA JUNIOR, Carlos Alberto Nascimento da et al. Water volume reduction increases eutrophication risk in tropical semi-arid reservoirs. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 30, 2018.

SÁNCHEZ-CARRILLO, Salvador; ÁLVAREZ-COBELAS, Miguel. Nutrient dynamics and eutrophication patterns in a semi-arid wetland: the effects of fluctuating hydrology. **Water, air, and soil pollution**, v. 131, n. 1-4, p. 97-118, 2001.

SCHINDLER, David W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. **Limnology and oceanography**, v. 51, n. 1part2, p. 356-363, 2006.

SCHINDLER, David W. et al. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008.

SMITH, Val H. Cultural eutrophication of inland, estuarine, and coastal waters. In: **Successes, limitations, and frontiers in ecosystem science**. Springer, New York, NY, 1998. p. 7-49.

SMITH, Val H.; SCHINDLER, David W. Eutrophication science: where do we go from here?. **Trends in ecology & evolution**, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009.

SØNDERGAARD, M.; JENSEN, J. P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, v. 506, n. 1/3, p. 135-145, 2003.

STUDART, Ticiana M. Carvalho; CAMPOS, J. N. B. A escolha do volume inicial assumido para um reservatório: uma questão irrelevante. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, v. 14, 2001.

TORRES, I. C.; RESCK, R. P.; PINTO-COELHO, R. M. Mass balance estimation of nitrogen, carbon, phosphorus and total suspended solids in the urban eutrophic, Pampulha reservoir, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 19, n. 1, p. 79-91, 2007.

WATERS, S.; WEBSTER-BROWN, J. G. The use of a mass balance phosphorus budget for informing nutrient management in shallow coastal lakes. **Journal of hydro-environment research**, v. 10, p. 32-49, 2016.

WAUER, Gerlinde et al. Phosphorus balance of Lake Tiefwareensee during and after restoration by hypolimnetic treatment with aluminum and calcium salts. **Lake and Reservoir Management**, v. 25, n. 4, p. 377-388, 2009.

VOLLENWEIDER, Richard A. Possibilities and limits of elementary models concerning the budget of substances in lakes. **Archiv fur Hydrobiologic**. v. 66, n.1, p.1-36, 1969.

VOLLENWEIDER, Richard A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. **Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia, Dott. Marco de Marchi Verbania Pallanza**, 1976.

ZARAGÜETA, Mikel; ACEBES, Pablo. Controlling eutrophication in a Mediterranean shallow reservoir by phosphorus loading reduction: the need for an integrated management approach. **Environmental management**, v. 59, n. 4, p. 635-651, 2017.