

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO

ESCOLA POLITÉCNICA

ANSELMO RUY ZUQUI

**Revisão bibliográfica: Influência da água subterrânea na concentração de fósforo em  
lagos e reservatórios**

São Paulo

2024

Revisão bibliográfica: Influência da água subterrânea na concentração de fósforo em lagos e reservatórios

Versão Revisada

Monografia apresentada à Escola Politécnica da Universidade de São Paulo como parte dos requisitos para a obtenção do título de Especialista em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields.

Orientadora: Juliana Dorn Nóbrega

São Paulo

2024

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

### Catálogo na Publicação

Zuqui, Anselmo

Revisão bibliográfica: Influência da água subterrânea na concentração de fósforo em lagos e reservatórios / A. Zuqui -- São Paulo, 2024.  
32 p.

Monografia (MBA em MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia Química.

1. Interação água subterrânea e superficial. 2. Fósforo 3. Eutrofização  
I. Universidade de São Paulo. Escola Politécnica. Departamento de Engenharia Química II. t.

## RESUMO

Zuqui, Anselmo Ruy. Revisão bibliográfica: Influência da água subterrânea na concentração de fósforo em lagos e reservatórios. 2024. 32 f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

A eutrofização de lagos e reservatórios é um dos maiores problemas que degradam a qualidade ambiental das águas superficiais, sendo este um processo de enriquecimento de nutrientes (nitrogênio e fósforo) em um ecossistema aquático, desencadeando o aumento da produção primária e alterando o seu equilíbrio. O aporte de nitrogênio e fósforo são os principais desencadeadores do processo de eutrofização, podendo este acontecer principalmente por meio de águas superficiais e subterrâneas, efluentes e deposição atmosférica. Esta monografia faz uma revisão bibliográfica do potencial da água subterrânea influenciar a concentração de fósforo na água de lagos e reservatórios, por meio da apresentação de estudos de casos da literatura. Uma pesquisa sistemática na plataforma Scopus utilizando as palavras “*groundwater phosphorus loading*”, “*groundwater surface water interaction*” e “*external phosphorus load*” foi realizada de forma a identificar publicações científicas que tratam sobre o tema. Dentre os artigos avaliados, pode ser observado uma grande variação das concentrações de fósforo na água subterrânea, com diversos aquíferos com elevadas concentrações. Foram identificadas fontes antropogênicas e naturais do fósforo para a água subterrânea. A dissolução da calcita foi a fonte natural identificada, enquanto se destacam o efluente doméstico e os adubos e fertilizantes utilizados na agricultura dentre as antropogênicas. A carga de fósforo aportada via água subterrânea para os lagos variou entre <1% e 88%, em comparação com todas as entradas da substância nos lagos. Portanto, a interação entre aquíferos conectados com lagos e reservatórios é relevante e não deve ser desprezada em estudos para identificação dos aportes das cargas de fósforo em corpos hídricos e projetos de restauração de lagos e reservatórios eutrofizados.

Palavras chaves: Interação água subterrânea e superficial. Fósforo. Eutrofização.

## ABSTRACT

Zuqui, Anselmo Ruy. Literature review: Influence of groundwater on phosphorus concentration in lakes and reservoirs. 2024. XX f. Monografia (MBA em Gestão de Áreas Contaminadas, Desenvolvimento Urbano Sustentável e Revitalização de Brownfields) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2024.

The eutrophication of lakes and reservoirs is one of the major problems degrading the environmental quality of surface waters, being a process of nutrient enrichment (nitrogen and phosphorus) in an aquatic ecosystem, leading to increased primary production and altering its balance. The input of nitrogen and phosphorus are the primary triggers of the eutrophication process, which can occur mainly through surface and groundwater, effluents, and atmospheric deposition. This monograph provides a literature review on the potential of groundwater to influence phosphorus concentrations in lake and reservoir water, through case studies from literature. A systematic search on the Scopus platform using the keywords “groundwater phosphorus loading,” “groundwater-surface water interaction,” and “external phosphorus load” was conducted to identify scientific publications related to this topic. Among the evaluated articles, a wide variation in phosphorus concentrations in groundwater was observed, with several aquifers showing elevated levels. Both anthropogenic and natural sources of phosphorus were identified for groundwater. Calcite dissolution was the identified natural source, while domestic effluents and fertilisers used in agriculture stood out among the anthropogenic sources. The phosphorus load contributed via groundwater to lakes varies between <1% and 88%, compared to all substance inputs into the lake. Therefore, the interaction between connected aquifers and lakes or reservoirs is relevant and should not be ignored in studies involving identifying phosphorous input in water resources and restoration projects of eutrophicated lakes and reservoirs.

Keywords: groundwater-surface water interaction. Phosphorus. Eutrophication.

## LISTA DE FIGURAS

|  |    |
|--|----|
| Figura 1: Tendência do impacto da entrada do fósforo na produção primária, oxigênio dissolvido e biodiversidade de um ecossistema aquático. .... | 12 |
| Figura 2: Transportes hidrodinâmicos na interface água subterrânea e superficial. DAS: Descarga de água subterrânea. ....                        | 15 |
| Figura 3: Percurso dos contaminantes da fonte até o lago via descarga de água subterrânea (DAS). ....  | 16 |
| Figura 4: Histograma mostrando o ano de publicação dos trabalhos avaliados. ....   | 17 |
| Figura 5: Publicações por país. ....   | 18 |
| Figura 6: Métodos utilizados para avaliar o impacto da água subterrânea nos lagos. ....  | 19 |
| Figura 7: (a) Concentração de fósforo nas margens do lago Arendesee. (b) Carga de fósforo lançada no lago. FRS: Fósforo solúvel reativo. ....    | 24 |

## SUMÁRIO

|        |  |    |
|--------|--|----|
| 1.     | INTRODUÇÃO.....  | 8  |
| 2.     | OBJETIVOS.....   | 9  |
| 3.     | MATERIAIS E MÉTODOS.....   | 10 |
| 4.     | RESULTADOS .....   | 11 |
| 4.1.   | Base Conceitual .....  | 11 |
| 4.1.1. | Fósforo na água subterrânea .....                                      | 13 |
| 4.1.2. | Interação água subterrânea e superficial em lagos e reservatórios..... | 14 |
| 4.2.   | Pesquisa sistematica .....   | 17 |
| 5.     | CONSIDERAÇÕES FINAIS .....   | 28 |
| 6.     | REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....                                       | 30 |

## 1. INTRODUÇÃO

A quantidade de lagos e reservatórios em processo de eutrofização tem aumentado nos últimos anos (Li *et al.*, 2021), ocasionando na depreciação da qualidade da água. De acordo com Nyenje *et al.* (2010), no ano de 2008, 41% dos lagos/reservatórios da América do Sul apresentaram problemas com eutrofização. Com exceção da África, que teve o percentual de 28%, os demais continentes apresentaram maiores percentuais, sendo a Europa com 53%, a América do Norte com 48% e a Ásia com 54% (Nyenje *et al.*, 2010).

Dentre os diversos fatores que desencadeiam o processo de eutrofização, podem ser listados fatores naturais e antrópicos. A temperatura da água e do ambiente, os índices pluviométricos, e a deposição atmosférica de nutrientes são algumas das principais condições naturais que influenciam na eutrofização. Dentre os fatores antrópicos, destaca-se o aporte de fósforo e nitrogênio aos corpos hídricos advindos de atividades agrícolas, industriais e esgoto doméstico (Lin *et al.*, 2021).

O enriquecimento do corpo hídrico em fósforo e nitrogênio desencadeia a proliferação de algas ocasionando na depreciação da qualidade da água (Dorgham, 2014). Segundo o mesmo autor, a proliferação de algas desequilibra o ecossistema presente no corpo hídrico principalmente devido à redução da transparência na coluna d'água, além de gerar uma alta quantidade de matéria orgânica, que pode ocasionar na anoxia do corpo hídrico.

Além dos impactos no ecossistema dos lagos e reservatórios, a eutrofização pode impactar o fornecimento de água para a população local devido à depreciação da qualidade da água e o potencial das algas produzirem toxinas. Ademais, Li *et al.* (2021) identificaram que a eutrofização de lagos pode ocasionar o aumento da emissão de gases de efeito estufa.

O crescente aumento de lagos e reservatórios em processo de eutrofização faz necessário o aprofundamento da compreensão dos fatores desencadeadores, incluindo os meios de transporte do fósforo para os corpos hídricos. Dessa forma, a presente monografia, por meio de revisão bibliográfica e apresentação de estudos de casos, buscará entender o papel da água subterrânea no aporte de fósforo a lagos e reservatórios.



## **2. OBJETIVOS**

O objetivo deste estudo é avaliar o potencial da água subterrânea de aportar fósforo em ambientes lânticos, fazendo a análise de estudos de casos publicados em artigos científicos.

Objetivos específicos:

- Avaliar a mobilidade do fósforo em água subterrânea;
- Identificar e discutir em diferentes estudos de casos o carreamento de fósforo por meio da água subterrânea para lagos e reservatórios;
- Identificar e discutir métodos para quantificar a carga de fósforo aportada por meio da água subterrânea em lagos e reservatórios;
- Avaliar a água subterrânea como fator desencadeante de processo de eutrofização em lagos e reservatórios.

### 3. MATERIAIS E MÉTODOS

A monografia foi baseada em revisão bibliográfica e apresentação de estudos de casos, fazendo o uso de trabalhos científicos publicados em revistas para fazer análise e síntese de informações disponíveis sobre o tema. O acesso a artigos ocorreu por meio do Sistema Integrado de Bibliotecas Universidade de São Paulo (SIBiUSP), que permite o acesso a publicações de diversas revistas e periódicos.

Inicialmente foi realizada uma pesquisa livre com o objetivo de se fazer uma base conceitual sobre o fósforo na água subterrânea e a importância deste elemento químico nos processos de eutrofização de corpos hídricos lânticos.

Com o objetivo de selecionar publicações científicas que avaliam a água subterrânea como potencial fonte de fósforo para lagos e reservatórios, foi realizada uma pesquisa sistemática no banco de dados *Scopus* utilizando as palavras chaves: *groundwater phosphorus loading*, *groundwater surface water interaction* e *external phosphorus load*.

Como resultado, foram obtidos 51 artigos. Após a leitura do resumo dos artigos, foi feita a exclusão daqueles que não tinham correlação com a interação de água subterrânea com reservatórios e lagos e que não avaliavam a substância química fósforo, obtendo o número final de 19 artigos.

Estes 19 artigos foram avaliados, de forma a compreender os métodos utilizados, a localização geográfica dos lagos, a concentração de fósforo na água subterrânea e o seu potencial de influenciar o processo de eutrofização em lagos.

## 4. RESULTADOS

### 4.1. Base Conceitual

A eutrofização é definida por Esteves (2011) como o enriquecimento de nutrientes em um ecossistema aquático, que desencadeia um aumento da produção primária, ocasionando alterações no seu funcionamento. Os principais nutrientes desencadeadores da eutrofização são o fósforo e o nitrogênio. Em particular para o fósforo, a resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005) estabelece limites para a sua concentração em ambientes lênticos de acordo com a classe do corpo hídrico de água doce, sendo os limites os seguintes: Classe I: 0,020 mg/L P; Classe II: 0,030 mg/L P; Classe III: 0,050 mg/L P.

A eutrofização pode ser ocasionada por fatores naturais ou artificiais. A eutrofização natural ocorre devido ao carreamento de nutrientes da superfície terrestre para o interior do lago, sendo este um processo lento. A eutrofização artificial é ocasionada por atividades antrópicas, que aumentam a carga de nutrientes aportadas ao lago. Dentre as atividades antrópicas, destacam-se os efluentes domésticos e industriais e as atividades agrícolas (Esteves, 2011).

O aporte de nutrientes para o interior de lagos e reservatórios pode ocorrer via precipitação atmosférica, lançamento de efluentes, e via escoamento de água superficial ou subterrânea. Devido a velocidade do fluxo, uma contaminação de água subterrânea tende a se mover mais lentamente no aquífero em relação a uma contaminação de curso hídrico superficial, fazendo com que o tempo de transporte da fonte até o reservatório seja mais lento (Robinson, 2015).

Com o aumento do aporte de nutrientes no ecossistema aquático, principalmente o fósforo, ocorre o aumento da produção primária, ocasionando na diminuição da concentração do oxigênio dissolvido e na biodiversidade, conforme pode ser observado na Figura 1 (Esteves, 2011; Schindler, 2006).

A Figura 1 também apresenta o estado trófico de um meio hídrico, o qual varia de acordo com os seus níveis de nutrientes e produtividade, refletindo na qualidade da água. A classificação de um lago como oligotrófico significa que há um baixo teor de nutrientes, refletindo em uma baixa produtividade. Um lago mesotrófico possui níveis de nutrientes e produtividade intermediária, enquanto os eutróficos são ricos em nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, o que acarreta uma alta produtividade primária. A eutrofização ocorre quando há uma elevada produtividade primária (Dodds e Cole, 2007).

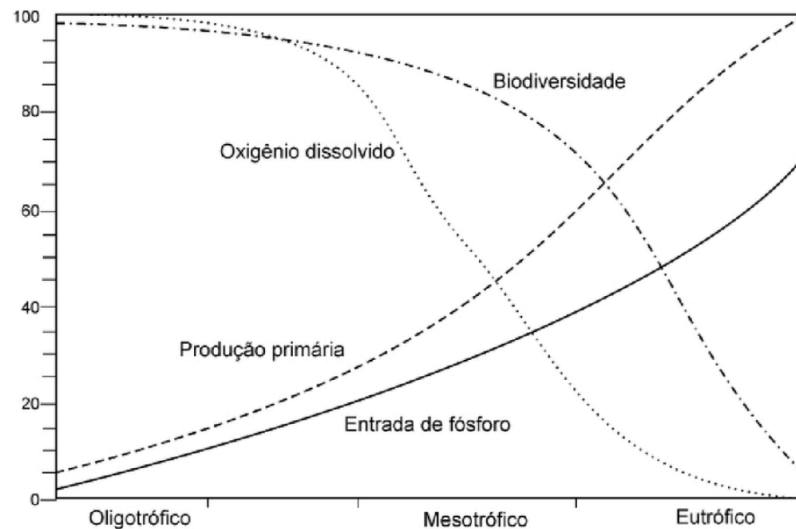


Figura 1: Tendência do impacto da entrada do fósforo na produção primária, oxigênio dissolvido e biodiversidade de um ecossistema aquático.

Fonte: Esteves, 2011.

A elevação da produtividade primária, representada principalmente pela proliferação de algas, ocasiona o aumento da biomassa presente na água. Por vezes há uma variação das espécies de algas presentes, podendo ocorrer a proliferação de táxons que produzem toxinas, ocasionando no aumento da ecotoxicidade do ambiente (Smith *et al.*, 1999).

A proliferação ocasiona o aumento de algas em suspensão na coluna da água, aumentando a turbidez e diminuindo a profundidade que a luz solar penetra no corpo hídrico. A sua presença também interfere nas características de qualidade da água, como cor, odor, e sabor da água, alterando a estética do corpo hídrico e podendo indisponibilizar o seu uso para consumo humano (Smith *et al.*, 1999).

O processo de eutrofização ocasiona também no aumento do pH da água, e pode desencadear a redução de oxigênio dissolvido do corpo hídrico, principalmente em maiores profundidades. A anoxia, somada a ecotoxicidade, pode ocasionar a mortandade de peixes e trazer riscos à saúde em caso de utilização da água para abastecimento público (Smith *et al.*, 1999).

A biodisponibilidade do fósforo no ambiente depende da sua forma química. A apatita é altamente indisponível para o ambiente, impactando levemente os reservatórios, enquanto outras formas podem ser biodisponíveis a depender das condições químicas do reservatório, tendo assim um maior impacto.

O fósforo pode ser encontrado nas formas particuladas e dissolvidas no ambiente, sendo que o fósforo total se refere a todas as formas de fósforo na água. Estas, por sua vez, podem ser subdivididas em orgânicas e inorgânicas, a depender da sua origem. Quando o fósforo tem origem de seres vivos ou de sua decomposição é classificado como orgânico. O fósforo inorgânico dissolvido é representado principalmente pelo ortofosfato (P-orto). Alguns autores usam o termo fósforo solúvel reativo, que representa a quantificação dos ortofosfatos (Esteves, 2011).

#### **4.1.1. Fósforo na água subterrânea**

O fósforo é apenas o 11º elemento mais abundante na crosta terrestre, entretanto, pequenas quantidades são altamente efetivas para aumentar a produtividade biológica nos ambientes aquáticos, fazendo com que os ecossistemas lênticos sejam altamente suscetíveis a contaminação por fósforo (Tiessen, 2008).

O fósforo limita a produção primária em lagos e reservatórios, portanto, a carga excessiva deste nutriente é comumente associada ao principal fator de eutrofização e ao crescimento excessivo de algas (Robinson, 2015).

Lewandowski *et al.* (2015) notaram que a descarga de nutrientes via água subterrânea em lagos é normalmente negligenciada ou abordada superficialmente em estudos científicos, e destacaram as dificuldades em se entender e quantificar essa componente, incluindo: dificuldade em acessar e quantificar o fluxo em maiores profundidades, a heterogeneidade do fluxo na interface, variação temporal e espacial da concentração do fósforo na água subterrânea, a necessidade de dados extensivos para fazer a quantificação.

Dentre as fontes antrópicas de fósforo, os autores elencam os fertilizantes e adubos em áreas agrícolas, enquanto os esgotos e efluentes industriais nas áreas urbanas e industriais. Levantam também as fontes naturais causadas pela dissolução de rochas.

Devido à tendência de se acumular nos sedimentos e no solo, foi atribuído ao fósforo o rótulo de imóvel na água subterrânea, e que seu transporte principal ocorre via escoamento superficial (Robinson, 2015).

Nos lagos, o fósforo que sedimenta no seu leito tende a ser fixado por meio da adsorção ou formação de composto insolúveis, sendo que o ferro recorrentemente controla a fixação

(Lijklema, 1994). Dessa forma, a fixação do fosfato depende da disponibilidade e aporte de adsorventes, o que a longo prazo poderia causar estresse para o sistema.

Entretanto, o fósforo pode ser móvel e solúvel sob condições específicas. Este parâmetro tende a ter maior mobilidade em aquíferos anóxicos, com alto pH e matéria orgânica, e com baixas concentrações de óxidos de metais. Além disso, a saturação dos sedimentos, após a ocorrência de prolongados aportes de fósforo, também propicia o seu transporte no aquífero (Robinson, 2015).

A eutrofização ocasiona o aumento da anoxia nos sedimentos dos lagos, fazendo com que a fração de fósforo fixado seja reduzido, ou até ocasionar a liberação do fósforo que estava sedimentado (Lijklema, 1994).

#### **4.1.2. Interação água subterrânea e superficial em lagos e reservatórios**

Lewandowski *et al.* (2015) e Robinson (2015) destacam que a principal entrada de água subterrânea em lagos tende a ocorrer pelas margens nas partes rasas, onde há uma menor camada de sedimento depositada.

Os referidos autores levantam também a questão de o material depositado no leito dos lagos funcionarem como uma barreira hidráulica nas porções mais profundas, onde eles são mais espessos, fazendo com a entrada de água subterrânea ocorra principalmente nas margens e áreas rasas do lago.

A Figura 2 mostra o modelo conceitual dos processos de transportes hidrodinâmicos na interface água subterrânea e superficial.

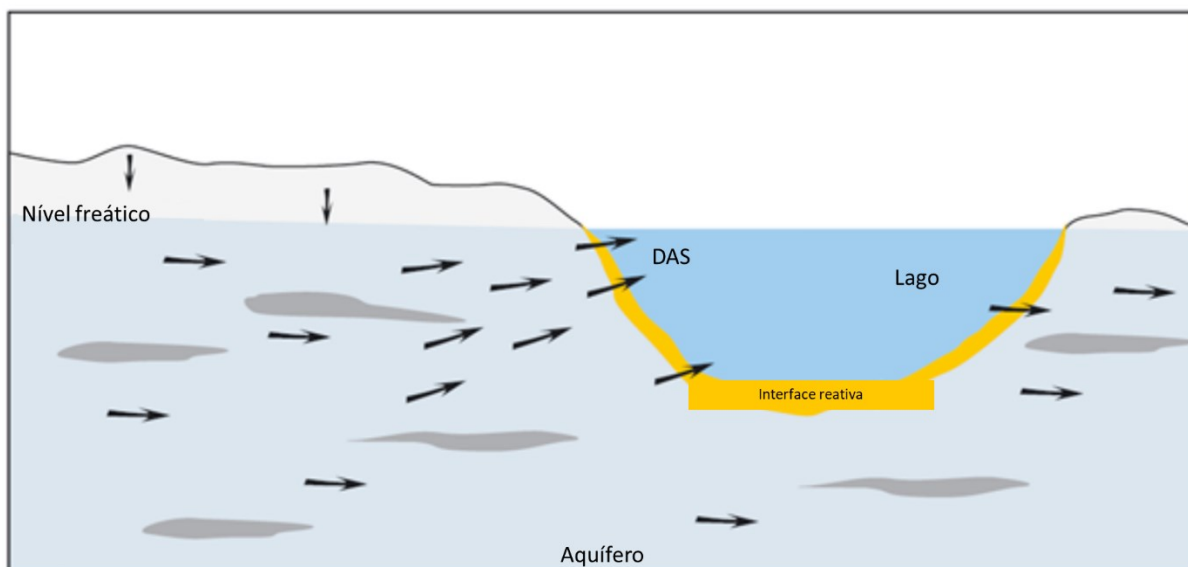


Figura 2: Transportes hidrodinâmicos na interface água subterrânea e superficial. DAS: Descarga de água subterrânea.

Fonte: Adaptado de Lewandowski *et al.* (2015)

O sedimento no fundo do lago forma uma zona reativa que, a depender das condições, pode retardar o transporte do fósforo, ou até reter grandes quantidades do nutriente, entretanto, ele pode enriquecer em fósforo que poderá ser liberado posteriormente pela dinâmica interna do lago. Há casos também onde a água subterrânea favorece a liberação do fósforo que está retido nos sedimentos. Conforme pode ser observado na Figura 2, a percolação de água do lago para o aquífero pode representar uma saída de fósforo do corpo hídrico.

A Figura 3 mostra o percurso dos contaminantes desde as possíveis fontes até atingirem os lagos via água subterrânea. As fontes de fósforo representadas na Figura 3 são representadas pelo adubo, fertilizantes, esgoto e a deposição atmosférica, que são carregados até o aquífero. Após atingirem o aquífero, os nutrientes são transportados até o lago, sendo que a descarga de água subterrânea nos lagos ocorre principalmente nas margens rasas.

Com o aprofundamento do entendimento da mobilidade o fósforo na água subterrânea, este elemento que por muito tempo foi considerado imóvel devido a sua associação com metais no solo, tem se mostrado móvel e solúvel sob condições específicas, podendo assim, ser uma fonte de entrada de fósforo em lagos e reservatórios.

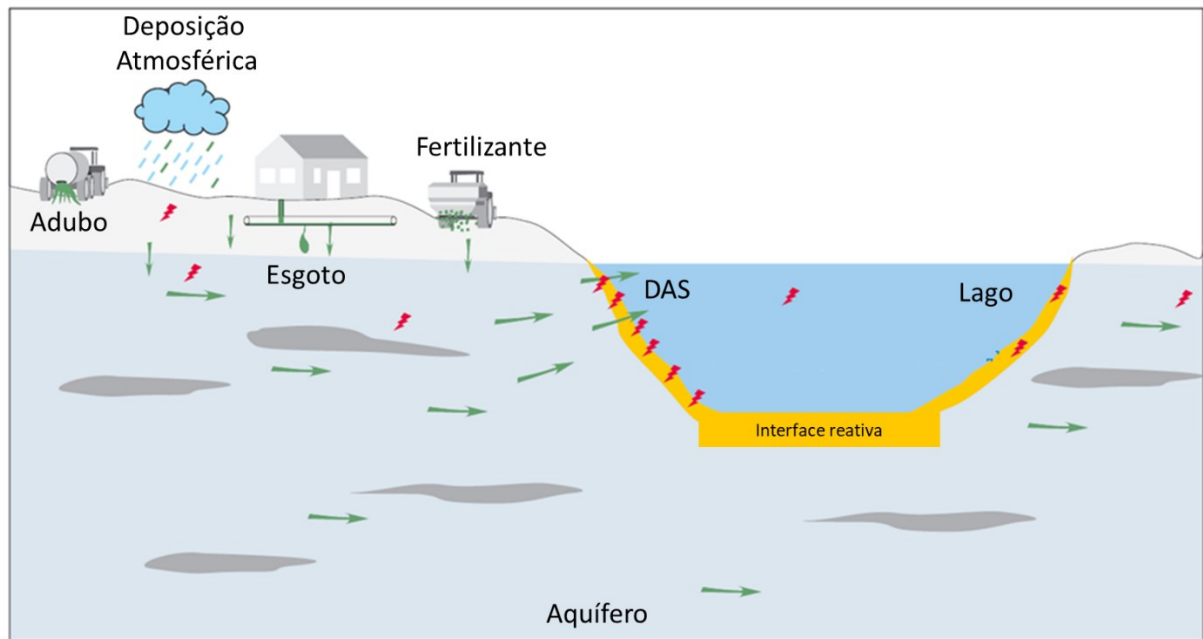


Figura 3: Percurso dos contaminantes da fonte até o lago via descarga de água subterrânea (DAS).  
Fonte: Adaptado de Lewandowski *et al.* (2015)



## 4.2. Pesquisa sistemática

A busca de artigos relacionados ao tema na plataforma *Scopus* chegou ao resultado de 51 artigos. Eles foram avaliados de forma a verificar a adequação ao tema, incluindo a avaliação da água subterrânea como fonte de contaminação por fósforo em ambientes lênticos (lagos e reservatórios), restando 19 trabalhos científicos.

As 19 publicações científicas utilizadas no presente trabalho foram publicadas entre os anos de 1992 e 2023, conforme pode ser observado no histograma presente na Figura 4. Até o ano de 2010, dentro dos artigos selecionados da plataforma *Scopus*, havia apenas 3 artigos publicados sobre o tema, posteriormente houve um aumento do número de estudos, com 12 estudos na década seguinte e outros 4 artigos publicados entre 2020 e 2022.



Figura 4: Histograma mostrando o ano de publicação dos trabalhos avaliados.

Dentre os dezenove trabalhos avaliados, dois são classificados como artigo de revisão do estado da arte, enquanto 17 tratam de estudos de casos em 6 diferentes países. A Figura 5 mostra o número de publicações por país. O país com maior número de publicações é a Dinamarca com 5 artigos, sendo que, dois artigos avaliam o lago Nørresø e outros três avaliam o lago Væng.

Em seguida, os Estados Unidos possuem quatro trabalhos científicos, sendo que dois deles avaliam o lago Pineview, e os lagos Indian River e Upper Klamath foram estudados por um artigo cada. A quantidade de trabalhos que desenvolveram estudos em lagos dos países Canadá, Alemanha e Portugal foi igual a 3, 2 e 1 artigos científicos respectivamente. A Holanda possui

dois artigos científicos, os mais antigos, sendo que eles não estudam lagos específicos, apesar de avaliarem a água subterrânea como uma fonte de fósforo para os lagos do país.

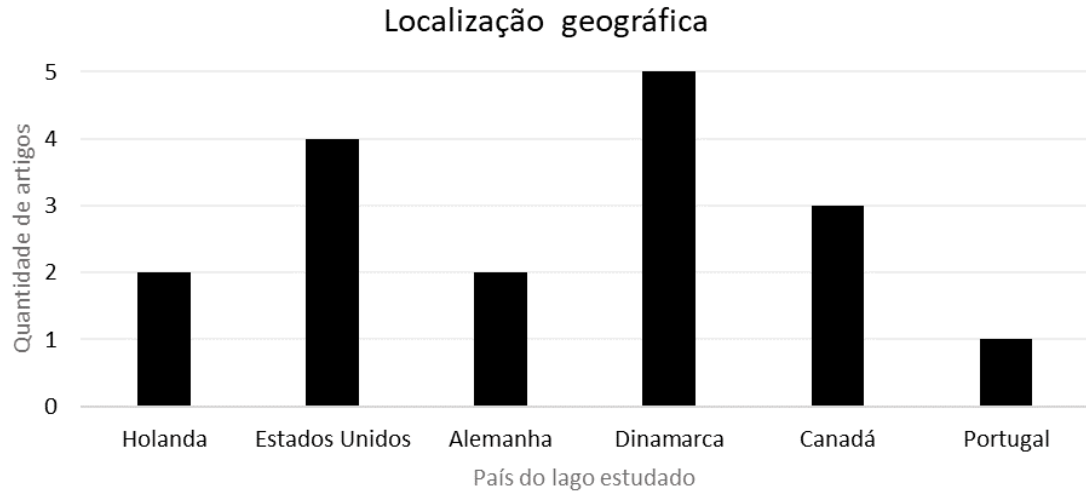


Figura 5: Publicações por país.

Todas as publicações utilizadas para a revisão fazem a avaliação da água subterrânea como fonte de fósforo para os lagos ou reservatórios estudados. Dentre os métodos utilizados para avaliar a qualidade da água subterrânea e sua correlação com as superficiais, cinco artigos fazem o balanço de massa do corpo hídrico, computando o percentual de fósforo advindo da água subterrânea em comparação com todas as entradas do lago/reservatório. Outros quatro artigos fazem o uso da modelagem matemática, que permite avaliar diferentes cenários para a dinâmica de fósforo do lago. A Figura 6 mostra o quantitativo dos principais métodos utilizados para avaliar o impacto da água subterrânea nos lagos.

Para fazer o balanço de massa, é necessário calcular a diferença entre todas as entradas e saídas de fósforo do lago. Plach *et al.* (2016) utilizaram a seguinte fórmula para realizar o cálculo:

$$\pm r = P_e (C_{Pe}) + S_e (C_{Se}) + G_e (C_{Ge}) + D_e (C_{Ge}) - S_s (C_{Ss}) - G_s (C_{Gs}) - D_s (C_{Gs}) - \Delta V(V_{CL})$$

onde: r: Residual;  $C_e$ : Carga de fósforo - entrada;  $C_s$ : Carga de fósforo - Saída; P: Precipitação; S: Água superficial; G: Água subterrânea rasa; D: Entrada de água subterrânea profunda;  $\Delta V(V_{CL})$ : diferença da carga de fósforo presente na massa de água dentro do período de tempo analisado.

Caso o valor residual ( $r$ ) calculado seja negativo, as reações que acontecem no lago disponibilizam fósforo para a coluna da água, enquanto que, valores positivos representam a sedimentação do fósforo no lago.

A modelagem do escoamento e a representação matemática do transporte da substância são feitas por meio de códigos complexos baseados em geral no método dos elementos finitos, como é o caso do FEFLOW (Garcia *et al.*, 2022). Este código específico permite a construção de um modelo tridimensional, que resolve equações complexas do fluxo e do transporte de massa nos aquíferos. Estes modelos são calibrados com dados obtidos em campo, de forma a aumentar a sua precisão.

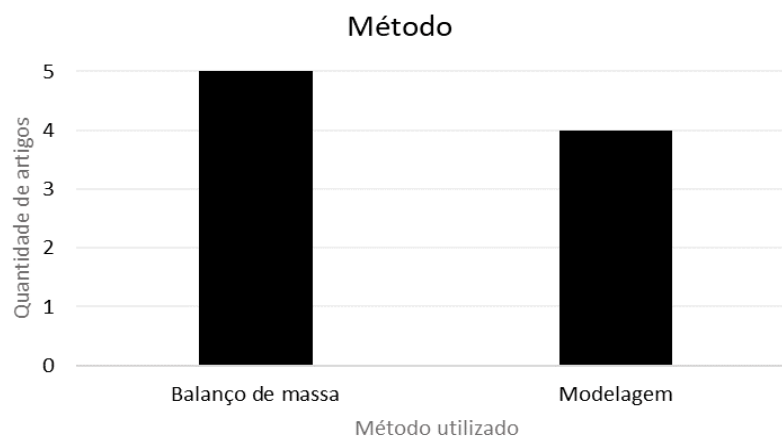


Figura 6: Métodos utilizados para avaliar o impacto da água subterrânea nos lagos.

As duas publicações mais antigas do resultado da pesquisa na plataforma *Scopus*, de 1992 e 1994, são de origem holandesa e tratam da dificuldade em reduzir a eutrofização de corpos hídricos no país. A água subterrânea chegou a ser estudada como uma das alternativas para a restauração dos lagos eutrofizados, por meio do seu bombeamento para diluição das cargas de fósforo. Por outro lado, a contribuição de fósforo por meio da água subterrânea também foi avaliada como a possível causa da manutenção de concentrações elevadas em lagos, mesmo após a adoção de medidas para reduzir o aporte de fósforo via escoamento de água superficial.

O artigo Van Liere e Gulati (1992) trata dos esforços realizados pela Holanda para reduzir a eutrofização dos seus lagos de águas rasas. As principais entradas de fósforo identificadas foram as águas superficiais, e buscando a sua redução foram destacados os planos de ação no âmbito das bacias hidrográficas. A água subterrânea foi avaliada como uma opção para reduzir a concentração de fósforo nos lagos, por meio do seu bombeamento. Entretanto, não foi citada a concentração de fósforo na água subterrânea.

O artigo Lijklema (1994) já traz a água subterrânea como uma possível entrada de fósforo para os lagos, destacando que no meio agrícola é comum a aplicação de fósforo no solo para aumentar a sua fertilidade, e que o mesmo poderia ser transportado via água subterrânea para os lagos, que pode perdurar a médio e longo prazo.

A Tabela 1 elenca todos os lagos que foram analisados pelas publicações do resultado da pesquisa na plataforma *Scopus*, mostrando as concentrações de fósforo na água subterrânea, e o percentual da água subterrânea em relação a todas as cargas externas de fósforo aportadas ao lago.

O artigo de Sigua e Tweedale (2003) analisou as diferentes entradas de fósforo e nitrogênio da lagoa Indian River, localizada na Flórida, EUA. Foi constatado que a água escoada superficialmente das áreas agrícolas e urbanas representava a principal entrada de fósforo da lagoa em 74%. A água subterrânea perfazia 19%, sendo a segunda maior fonte de fósforo. O efluente das estações de tratamento perfazia 6% e o 1% restante era representado pela dinâmica interna e pela deposição atmosférica.

O artigo de Reuben *et al.* (2011) avaliou as entradas, saídas e a dinâmica interna do fósforo dissolvido total no reservatório Pineview nos Estados Unidos. O lago possui a capacidade de armazenamento de 140 milhões de m<sup>3</sup> de água, e é utilizado para captação de água para irrigação e para uso dos municípios.

Dentre as entradas, foi calculado que os tributários superficiais contribuíam com um aporte de 19.000 kg de fósforo dissolvido anualmente, enquanto a água subterrânea aportava 490 kg, o que equivale a 2,5%. No referido artigo também foi verificado que as saídas de água representavam anualmente 14.800 kg de fósforo dissolvido.

Os dados também mostraram que as maiores concentrações de fósforo dissolvido no hipolímnio do lago, oriundo dos sedimentos e disponibilizados por meio da dinâmica interna deste meio hídrico, eram precedidas de baixas concentrações de oxigênio dissolvido, normalmente inferiores a 2 mg/l. Segundo os autores (Ruben *et al.*, 2011), como as cargas de entrada e saída foram semelhantes e associando ao fato que o aumento de clorofila A ocorria após o aumento da concentração de fósforo no hipolímnio, foi concluído que os booms de fitoplâncton coincidiam com o aumento do fósforo dissolvido total no hipolímnio.

Tabela 1: Resumo das concentrações de fósforo na água subterrânea e percentual da carga advinda da água subterrânea para os lagos.

| Artigo   | País           | Lago                  | [P] água subterrânea (mg/l)         | % Água subterrânea <sup>1</sup>      |
|--|----------------|-----------------------|-------------------------------------|--------------------------------------|
| Sigua e Tweedale (2003)  | Estados Unidos | Lagoa Indian River    | 0,09 – 1,74 <sup>2</sup>            | 19%                                  |
| Reuben <i>et al.</i> (2011)<br>Reuben e Sorensen (2013)  | Estados Unidos | Reservatório Pineview | 0,005 – 1,265 (0,200) <sup>3</sup>  | 2,5%                                 |
| Grüneberg <i>et al.</i> (2013)   | Alemanha       | Lago Scharmützelsee   | 0,1 <sup>2</sup>                    | -                                    |
| Kidmose <i>et al.</i> (2013)<br>Kazmierczak <i>et al.</i> (2020)<br>Kazmierczak <i>et al.</i> (2021) | Dinamarca      | Lago Væng             | 0,043 – 0,612 <sup>2</sup>          | -                                    |
| Roy e Malenica (2013)  | Canadá         | Lago Simcoe           | 0,002 – 0,8 <sup>4</sup>            | -                                    |
| Meinikmann <i>et al.</i> (2015)  | Alemanha       | Lago Arendsee         | 0,025 – 40,000 <sup>4</sup>         | 53%                                  |
| Plach <i>et al.</i> (2016)   | Canadá         | Lago Outwash          | 0,005 – 1,0 (0,017) <sup>2</sup>    | 12%                                  |
|  |                | Lago Clay Plain       | 0,005 – 6,0 (0,829) <sup>2</sup>    | 50%                                  |
|  |                | Lago Moraine          | 0,005 – 2,0 (0,738) <sup>2</sup>    | 50%                                  |
| Baer <i>et al.</i> (2019)  | Canadá         | Lago Huron            | 0,005 – 0,042 (0,0053) <sup>4</sup> | <1%                                  |
| Nisbeth <i>et al.</i> (2019a)<br>Nisbeth <i>et al.</i> (2019b)                                       | Dinamarca      | Lago Nørresø          | (0,142) <sup>5</sup>                | 88%                                  |
| Essaid <i>et al.</i> (2021)  | Estados Unidos | Lago Upper Klamath    | -                                   | 49% <sup>3</sup><br>43% <sup>2</sup> |
| García-Gil <i>et al.</i> (2022)  | Portugal       | Lago Furnas           | 0,017 – 0,331 mg/l <sup>3</sup>     | -                                    |

1 - Percentual da água subterrânea em relação a todas as cargas externas de Fósforo aportadas ao lago

2 - Fósforo total

3 - Fósforo dissolvido total

4 - Fósforo reativo solúvel

5 - Fósforo inorgânico dissolvido

Os valores entre parênteses representam as médias de todas as amostras.

Fonte: Elaborada pelo autor.

Posteriormente, Reuben e Sorensen (2013) ampliaram a malha de monitoramento de 5 para nove poços, de forma a aprofundar o entendimento da interação da água subterrânea e superficial no lago Pineview.

Durante a primavera, quando ocorre o degelo, foi observado aumento do nível da água no lago assim como o período de maior aporte de fósforo. Já a irrigação exerce uma influência nos níveis de água subterrânea e da sua composição, pois as maiores concentrações de fósforo na água subterrânea coincidiram com o período de maior irrigação na região.

O artigo de Grüneberg *et al.* (2013) abordou a variação da concentração de fósforo no lago Scharmützelsee, usando dados medidos e calculados entre 1920 e 2009. Os autores dividiram o período de 89 anos em quatro diferentes períodos:

- 1920 – 1949: início do aumento do aporte de fósforo;
- 1950 – 1987: aporte de altas cargas de fósforo;
- 1988 – 2002: fase transitória após a redução abrupta do aporte de fósforo, porém com má qualidade da água;
- 2003 – 2009: fase de recuperação, parâmetros tróficos alteraram de eutróficos para mesotróficos.

O estudo mostrou que após sucessivos anos de aportes de altas cargas de fósforos, devido a construções de estações de tratamento de efluentes no fim da década de 80, houve uma significativa redução da carga aportada. Durante os 15 anos seguintes, a redução abrupta do aporte de fósforo não significou uma melhora na qualidade da água do lago, que se manteve eutrófica e de má qualidade. Somente após o ano de 2003 que o corpo hídrico passou a ser considerado mesotrófico.

Anteriormente ao ano de 1988, o principal aporte de fósforo ao lago era proveniente dos efluentes não tratados, e foi estimado que o aporte de fósforo por meio de fontes antropogênicas representava entre 2,4 e 3 vezes ao aporte por fontes naturais. Dentre as fontes naturais, as águas subterrâneas perfaziam 53%, com uma concentração média de 0,10 mg/l P.

Após 2003, houve poucas situações em que a água do lago foi classificada como eutrófica, e os autores associaram essa condição ao aporte de água subterrâneas contaminadas por antigos sistemas sépticos, visto que o fósforo pode ser móvel por décadas na água subterrânea, causando a contaminação de águas superficiais de longo prazo.

Em um estudo do lago Simcoe em Ontário, Canadá, os pesquisadores compararam a qualidade da água subterrânea com a da água superficial do lago, sendo que, dentre os diversos parâmetros analisados, estava o fósforo solúvel reativo (Roy e Malenica, 2013). No ano de 2010, o referido composto tinha concentrações entre 0,002 mg/l e 0,8 mg/l em água subterrânea, enquanto as concentrações da água superficial variaram entre 0,005 e 0,010 mg/l.

Os autores não fizeram a quantificação da carga de fósforo aportada ao lago anualmente, entretanto, destacaram que devido à alta concentração de fósforo, a água subterrânea pode agir como um desencadeador do processo de eutrofização do lago. O estudo de Kidmose *et al.* (2013) avaliou a origem das altas concentrações de fósforo nas águas do lago Væng na Dinamarca. Baseado nos sedimentos do lago, é indicado que as altas concentrações de fósforo datam desde 1770, com concentrações entre 0,115 e 0,140 mg/l de fósforo total (TP). Após 1950, houve um aumento de concentração de TP para valores entre 0,150 e 0,160 mg/l, sendo que em 1983 houve a retirada do lançamento de esgoto e posteriormente não houve a melhora da qualidade da água.

Os autores investigaram o fluxo de água subterrânea nas margens do lago, e identificaram que 66% do aporte de água do lago era oriundo do aquífero subjacente. As concentrações de fósforo total da água subterrânea variaram entre 0,043 e 0,612 mg/l, com uma média de 0,162 mg/l, valores acima dos limites ecológicos estabelecidos para águas doces.

Portanto, os autores atribuíram o aporte de fósforo via água subterrânea como a principal fonte da substância ao lago, e indicaram esta como a principal causa pela qual as concentrações de fósforo não foram reduzidas mesmo após a implantação das ações de tratamento e redução dos efluentes lançados no lago.

Posteriormente, Kazmierczak *et al.* (2020, 2021) detalharam a origem do fósforo inorgânico do aquífero que abastece o lago Væng. Não houve correlação com fontes oriundas da agricultura ou esgoto, e sim da dissolução da calcita, portanto, uma fonte natural.

Também foi identificado que o alto fluxo de água subterrânea para o lago, onde o seu fundo possui areia, faz com que não haja tempo suficiente para retenção do fósforo por meio da formação de hidróxidos de ferro no sedimento, havendo a disponibilização deste fósforo para a coluna d'água.

O lago de Arendsee, na Alemanha, foi estudado por Meinikmann *et al.* (2015), para se quantificar a influência da água subterrânea na qualidade da água do lago. Por meio de poços subterrâneos e da quantificação do fluxo hídrico, chegou-se à conclusão que o fósforo introduzido no lago via água subterrânea perfazia 53% da carga total aportada ao lago, sendo assim a maior fonte.

Foi identificado que uma porção sul da margem do lago era responsável tanto pelo maior fluxo de água subterrânea para o lago, quanto para as maiores concentrações de fósforo na água subterrânea, representando dessa forma altas cargas lançadas no lago, conforme pode ser observado na Figura 7.

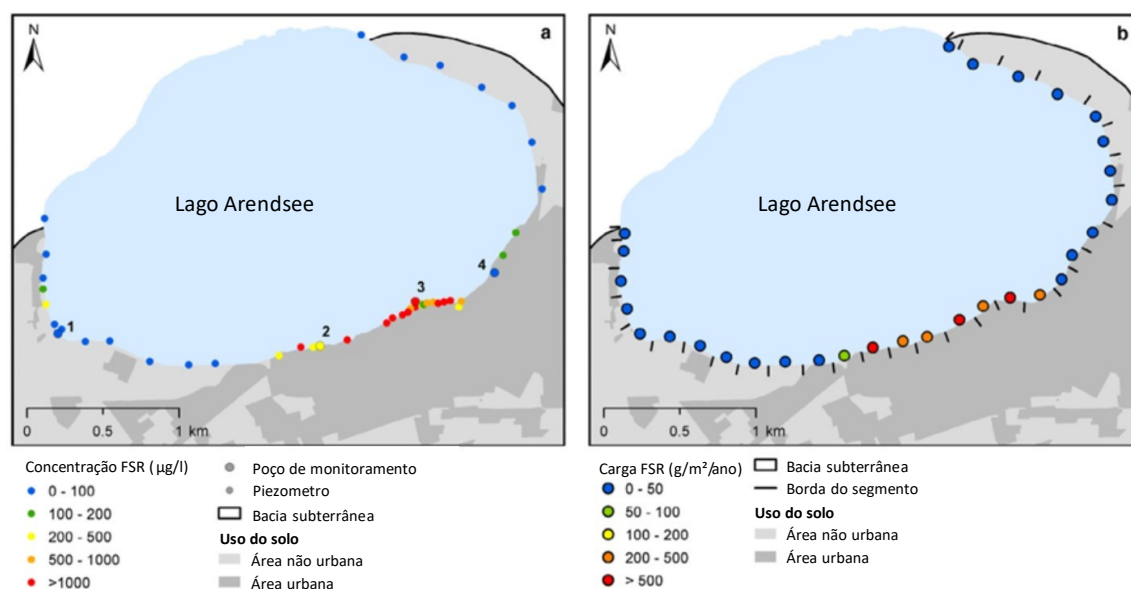


Figura 7: (a) Concentração de fósforo nas margens do lago Arendsee. (b) Carga de fósforo lançada no lago. FRS: Fósforo solúvel reativo.

Fonte: Adaptado de Meinikmann *et al.* (2015)

Os autores concluíram que a água subterrânea como a principal desencadeadora do processo de eutrofização do lago, e que a fonte do fósforo advinha principalmente da área urbanizada da cidade homônima ao lago.

O trabalho de Plach *et al.* (2016) estudou três diferentes lagos em Boreal Plain, no Canadá. Foram avaliadas as diferentes unidades aquíferas na região, buscando correlacionar as características da água subterrânea com o aporte de fósforo ao lago.

O lago Outwash apresentou o maior aporte de água subterrânea dentre os três lagos. Entretanto, como as concentrações de fósforo nos aquíferos que abasteciam este lago eram



baixas, a carga de fósforo oriunda destes aquíferos representou 12% do total. Nos dois demais lagos, Clay Plain e Moraine, o volume de água advindo dos aquíferos subjacentes foram inferiores, entretanto, com altas concentrações de fósforos, representando dessa forma 50% de todas as cargas aportadas aos referidos lagos.

Os autores atribuíram ao fato do sistema aquífero que alimenta o lago Outwash, caracterizado como quartzito, possuir alta condutividade hidráulica. Enquanto os lagos Clay Plain e Moraine estarem sobre um aquífero mais raso, com solo orgânico de áreas úmidas (*wetlands*).

O estudo de Baer *et al.* (2019) avaliou as concentrações de fósforo reativo dissolvido do aquífero nas margens do lago Huron, buscando avaliar o impacto dos sistemas de fossas sépticas no lago.

Foram identificadas baixas concentrações de fósforo na água subterrânea, com uma média de 0,0053 mg/l, valores abaixo do normal encontrados em sistemas sépticos. Foi analisado o fósforo desorbível nos sedimentos adjacentes às fossas, sendo encontradas altas concentrações da substância principalmente nas zonas distantes a menos de 1 metro das tubulações de infiltração dos sistemas sépticos. Essa concentração diminuiu à medida que se distanciava das tubulações.

Foi observada uma camada revestindo os grãos de quartzo, com concentrações entre 1% e 6% de fósforo, mostrando que ocorria a precipitação mineral (e não sorção), ocasionando a acumulação de fósforo nessas zonas. Devido a precipitação ocorrer na região logo após sair das tubulações, o estudo indicou que esse processo ocorre em questão de dias ou semanas após o efluente ser lançado pelos sistemas sépticos.

Baseado nestes dados, o processo de precipitação do fósforo, logo após o lançamento do efluente no solo, limita as concentrações de fósforo no aquífero, fazendo com que a carga lançada no lago seja insignificante, comparado com as demais fontes.

O artigo de Nisbeth *et al.* (2019) avaliou as entradas externas de fósforo e a dinâmica interna do lago Nørresø na Dinamarca. Este lago encontrava-se eutrofizado, com estudos indicando a ocorrência de eutrofização há milhares de anos, portanto os autores avaliaram principalmente o fósforo geogênico, que não possui origem antropogênica.

A água subterrânea perfaz 88% das entradas externas de fósforo no lago, sendo, portanto, a principal fonte de entrada. Apesar da concentração de fósforo da água ser alta, a água do lago apresentou maiores valores, sendo o sedimento do lago o principal contribuinte para esta alta concentração.

Foi observado que as concentrações eram inferiores no inverno em relação ao verão, devido as maiores temperaturas ocasionarem a dissolução redutiva dos óxidos de ferro dos sedimentos, ocasionando na liberação de fósforo na coluna d'água.

Além de ser a maior fonte externa de fósforo do lago, a água subterrânea também foi indicada como a principal fonte de fósforo presente no sedimento. Portanto, neste lago, o fósforo geogênico exerceu uma grande influência no estado trófico do lago, tanto pela carga lançada, quanto pela acumulação de fósforo no sedimento do lago.

Essaid *et al.* (2021) realizaram uma modelagem matemática das entradas, saídas e da dinâmica interna do fósforo no lago Upper Klamath, nos Estados Unidos. Foi identificado que as variações sazonais das entradas de fósforo e da própria dinâmica interna do lago afetam a floração de algas.

Destacaram que o fluxo da água subterrânea para o interior do lago ocorre principalmente nas porções rasas, próximas às margens, e que, o aporte de água com altas concentrações de nutrientes nessas zonas onde há alta disponibilidade de luz solar propicia a floração de algas.

Além disso, o fluxo de água subterrânea para o interior do lago nas regiões onde há maiores quantidades de sedimentos depositados faz com que ocorra o aumento da disponibilidade de fósforo, por meio da advecção e da mistura na interface do sedimento com a água do lago.

García-Gil *et al.* (2022) avaliaram os efeitos da transposição de um dos principais afluentes do lago Furnas, localizado nos Açores, Portugal. O objetivo da transposição deste afluente era a retirada da entrada de água de uma região com pecuária intensiva para o lago, que se encontrava eutrofizado.

O resultado da transposição foi altamente efetivo para a diminuição da carga de nitrogênio, em 98%, entretanto, a diminuição foi de apenas 33% para o fósforo, fazendo com que o objetivo de reduzir o nível trófico do lago não fosse atingido.

Os autores identificaram que a baixa redução da carga aportada ao lago foi de apenas de 33%, pois a principal fonte de fósforo para o lago era a água subterrânea. Desta forma, a retirada da principal fonte de fósforo da água superficial, não foi efetiva pois não havia sido realizada uma avaliação do aporte das águas subterrâneas para o lago.

## 5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

O fósforo foi tratado com baixa mobilidade na água subterrânea por diversos autores devido a tendência de se acumular nos sedimentos e nos primeiros horizontes do solo. Portanto, o escoamento da água superficial e o efluente foram recorrentemente tratados como as principais fontes de fósforos para lagos, desencadeando o processo de eutrofização, enquanto o transporte da substância pela água subterrânea foi pouco estudado.

Com a depreciação da qualidade dos lagos, foram desenvolvidas diversas técnicas de reabilitação deles, com foco principal em tratamento de efluentes, de forma a reduzir a carga de fósforo aportada por meio da água superficial. Para diversos lagos, a redução da carga de fósforo oriunda das águas superficiais e dos efluentes surtiu efeito. Entretanto, em alguns casos, essa redução não significou a redução da concentração de fósforo na coluna de água do lago, precisando fazer a avaliação de demais fontes de fósforo. Dentre essas fontes, surgiram o próprio sedimento do lago e as águas subterrâneas.

Foi observada uma grande variação das concentrações de fósforo na água subterrânea nos artigos da pesquisa sistemática, com diversos aquíferos com elevadas concentrações. A depender das condições químicas do aquífero, o fósforo se torna móvel e solúvel, sendo observada uma tendência de maior mobilidade em aquíferos anóxicos, com alto pH e matéria orgânica, e com baixas concentrações de óxidos de metais. Foram identificadas fontes antropogênicas e naturais do fósforo para a água subterrânea. Dentre as fontes naturais, foi identificada a dissolução da calcita, enquanto dentre as antropogênicas se destacam o efluente doméstico e os adubos e fertilizantes utilizados na agricultura.

Por meio do balanço de massa e de modelagem matemática, as publicações mostraram que há uma grande variação da carga de fósforo aportada via água subterrânea para os lagos, com valores entre <1% e 88%, em comparação com todas as entradas da substância nos lagos. A concentração de fósforo na água subterrânea, a transmissibilidade do aquífero e as reações químicas que ocorrem nos sedimentos depositados no leito do lago são variáveis, influenciando na carga aportada ao lago.

Portanto, a interação entre aquíferos conectados com lagos (e reservatórios) não deve ser desprezada, e conforme foi identificada nos estudos de caso exemplificados neste trabalho, o fósforo advindo por meio da água subterrânea pode ser o fator desencadeante de eutrofização de ambientes lênticos. Cabe destacar que a heterogeneidade geológica dos aquíferos e lagos,

assim como os diferentes usos e ocupações do solo na bacia hidrográfica, não permitem extrapolar os estudos de um lago para outro, sendo assim, cada caso deve ser analisado individualmente.

## 6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BAER S.; ROBERTSON W.; SPOELSTRA J.; SCHIFF S. Phosphorus and nitrogen loading to Lake Huron from septic systems at Grand Bend, ON. *Journal of Great Lakes Research*. 2019.

BRASIL. Resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005 Conselho Nacional de Meio Ambiente. 2005.

DODDS W.K, COLE J.J. Expanding the concept of trophic state in aquatic ecosystems: it's not just the autotrophs. *Aquatic Sci* 69:427–439. 2007.

DORGHAM, M.M. Effects of eutrophication. *Eutrophication: Causes, Consequences and Control: Volume 2*, pp.29-44. 2014.

ESSAID H.I.; KUWABARA J.S.; CORSON-DOSCH N.T.; CARTER J.L.; TOPPING B.R. Evaluating the dynamics of groundwater, lakebed transport, nutrient inflow and algal blooms in Upper Klamath Lake, Oregon, USA. *Science of the Total Environment*. 2021.

ESTEVEZ, F.A. Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

GARCÍA-GIL A.; FONTES J.C.; SANTAMARTA J.C. Groundwater conditions the effectiveness of surface water diversion in the remediation of the eutrophicated volcanic lake of Furnas, Azores archipelago. *Science of the Total Environment*. 2022.

GRÜNEBERG B.; RÜCKER J.; NIXDORF B.; BEHRENDT H. Dilemma of Non-Steady State in Lakes - Development and Predictability of In-Lake P Concentration in Dimictic Lake Scharmützelsee (Germany) after Abrupt Load Reduction. *International Review of Hydrobiology*. 2011.

KAZMIERCZAK J.; POSTMA D.; MÜLLER S.; JESSEN S.; NILSSON B.; CZEKAJ J.; ENGESGAARD P. Groundwater-controlled phosphorus release and transport from sandy aquifer into lake. *Limnology and Oceanography*. 2020.

KAZMIERCZAK J.; NILSSON B.; POSTMA D.; SEBOK E.; KARAN S.; MÜLLER S.; CZEKAJ J.; ENGESGAARD P. Transport of geogenic phosphorus to a groundwater-dominated eutrophic lake. *Journal of Hydrology*. 2021

KIDMOSE J.; NILSSON B.; ENGESGAARD P.; FRANDSEN M.; KARAN S.; LANDKILDEHUS F.; SØNDERGAARD M.; JEPPESEN E.. Focused groundwater discharge of phosphorus to a eutrophic seepage lake (Lake Væng, Denmark): Implications for lake ecological state and restoration. *Hydrogeology Journal*. 2013

LEWANDOWSKI J.; MEINIKMANN K.; NÜTZMANN G.; ROSENBERRY D.O. Groundwater - the disregarded component in lake water and nutrient budgets. Part 2: Effects of groundwater on nutrients. *Hydrological Processes*. 2015

LI, Y.; SHANG, J.; ZHANG C.; ZHANG W.; NIU, L.; WANG, L.; ZHANG, H. The role of freshwater eutrophication in greenhouse gas emissions: A review. *Science of The Total Environment*, Volume 768, 2021.

LIJKLEMA L. Nutrient dynamics in shallow lakes: effects of changes in loading and role of sediment-water interactions. *Hydrobiologia*. 1994

LIN, S.S.; SHEN, S.L; ZHOU, A.; LYU, H.M. Assessment and management of lake eutrophication: A case study in Lake Erhai, China. *Science of The Total Environment*, Volume 751, 2021.

MEINIKMANN K.; LEWANDOWSKI J.; HUPFER M. Phosphorus in groundwater discharge - A potential source for lake eutrophication. *Journal of Hydrology*. 2015.

NISBETH C.S.; KIDMOSE J.; WECKSTRÖM K.; REITZEL K.; ODGAARD B.V.; BENNIKE O.; THORLING L.; MCGOWAN S.; SCHOMACKER A.; JUUL KRISTENSEN D.L.; JESSEN S. Dissolved inorganic geogenic phosphorus load to a groundwater-fed lake: Implications of terrestrial phosphorus cycling by groundwater. *Water (Switzerland)*. 2019.

NISBETH C.S.; JESSEN S.; BENNIKE O.; KIDMOSE J.; REITZEL K. Role of groundwater-borne geogenic phosphorus for the internal P release in shallow lakes. *Water (Switzerland)*. 2019-2.

NYENJE, P.M.; FOPPEN J.W.; UHLENBROOK, S.; KULABAKO, R.; MUWANGA, A. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa — A review. *Science of the Total Environment*, Volume 408, Issue 3, 2010.

PLACH J.M.; FERONE J.-M.; GIBBONS Z.; SMERDON B.D.; MERTENS A.; MENDOZA C.A.; PETRONE R.M.; DEVITO K.J. Influence of glacial landform hydrology on phosphorus budgets of shallow lakes on the Boreal Plain, Canada *Journal of Hydrology*. 2016.

REUBEN T.N.; WORWOOD B.K.; CARRIGAN L.D.; SORENSEN D.L. Technical note: Pineview reservoir nutrient loading, unloading, and the role of groundwater in the estimates. *Transactions of the ASABE*. 2011.

REUBEN T.N.; SORENSEN D.L. Applicability of kriging for estimating groundwater flow and nutrient loads surrounding Pineview reservoir, Utah. *Transactions of the ASABE*. 2014.

ROBINSON C. Review on groundwater as a source of nutrients to the Great Lakes and their tributaries. *Journal of Great Lakes Research*. 2015.

ROY J.W.; MALENICA A. Nutrients and toxic contaminants in shallow groundwater along Lake Simcoe urban shorelines. *Inland Waters*. 2013.

SCHINDLER, D. W. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1part2), pp.356-363. 2006.

SIGUA G.C.; TWEEDALE W.A. Watershed scale assessment of nitrogen and phosphorus loadings in the Indian River Lagoon basin, Florida. *Journal of Environmental Management*. 2003.

SMITH V.H.; TILMAN G.D.; NEKOLA J.C. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution* 100: 179 – 196. 1999.

TIESEN, H. Phosphorus in the global environment. In: White, P. J., & Hammond, J. P. (Eds.). *The Ecophysiology of Plant-Phosphorus Interactions*. *Plant Ecophysiology*. pp.1-7. 2008.

VAN LIERE L.; GULATI R.D. Restoration and recovery of shallow eutrophic lake ecosystems in The Netherlands: epilogue. *Hydrobiologia*. 1992.