



CENTRO UNIVERSITÁRIO DE BRASÍLIA- UnICEUB
PROGRAMA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA

JOSÉ VALTER SIMPLICIO DE MELO

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE ALERTA DA QUALIDADE DE ÁGUA
DO LAGO PARANOÁ**

BRASÍLIA

2019



JOSÉ VALTER SIMPLICIO DE MELO

**DESENVOLVIMENTO DE UM SISTEMA DE ALERTA DA QUALIDADE DE ÁGUA
DO LAGO PARANOÁ**

Relatório final de pesquisa de Iniciação Científica
apresentado à Assessoria de Pós Graduação e
Pesquisa.

Orientação: Dr. Bruno Collischonn

BRASÍLIA

2019

AGRADECIMENTO

Agradeço à Deus, familiares e amigos. Meu imenso agradecimento ao meu orientador Bruno Collischonn pelos seus comprometimentos ao longo do desenvolvimento da pesquisa e os seus ensinamentos. Agradeço a todo o suporte e a conjuntura do CNPq, UniCEUB, ANA, CAESB, e a Assessoria de Pós-Graduação e Pesquisa.

Espero que o desenvolvimento dessa pesquisa seja além disso futuramente e que possa trazer bons frutos futuramente sendo proveitoso para a sociedade.

RESUMO

O Lago Paranoá é um reservatório artificial fortemente identificado com a cidade de Brasília. O uso múltiplo do lago, que inclui recreação e lazer, geração de energia, diluição de esgotos domésticos e pluviais, passou a incluir recentemente o uso para abastecimento humano. Em novembro de 2016, um caso de floração de cianobactérias levou à interdição do uso de parte do lago para pesca e recreação. Nesse âmbito, o desenvolvimento de um modelo integrado de qualidade de água que permita se antecipar a eventos desse tipo pode se mostrar muito útil para o poder público. No presente trabalho, partiu-se de um modelo de qualidade de água do lago, desenvolvido em uma pesquisa anterior, e foi feita a integração com dados de drenagem urbana, que não haviam sido considerados no modelo anterior e podem ter tido um papel importante na floração ocorrida. Os resultados mostram que algumas limitações em termos de dados de entrada ainda se mostram cruciais para uma representação mais fiel de eventos como esse, porém permitiram identificar um conjunto de condições de contorno que podem ajudar a identificar previamente um novo evento do tipo.

PALAVRAS-CHAVE: QUALIDADE DA ÁGUA. LAGO PARANOÁ. CARGAS DIFUSAS.

Lista de Figuras

Figura 1. Esquema simplificado de um modelo de qualidade de água.	11
Figura 2. Fluxograma decisório de um modelo de qualidade de água.	12
Figura 3. Amostragem da qualidade de água pluvial. A amostra mais escura corresponde ao início da chuva, e as demais amostras dispostas temporalmente em sentido anti-horário (Tucci e Motta Marques, 2000)	13
Figura 4. Fluxograma de interrelação entre nutrientes no modelo HEC-RAS.....	17
Figura 5. Localização das galerias de aporte pluvial (GAPs) monitoradas pela ADASA.	26
Figura 6. Lançamento da drenagem ao lado da ETE Sul, por meio de duas galerias quadradas de 2,5m.	27
Figura 7. Lançamento de drenagem pluvial ao lado do clube Nipo.	28
Figura 8. Lançamento de drenagem pluvial ao lado do IBAMA.	29
Figura 9. Galerias de seção retangular, lançamento próximo ao parque olhos d'água.	29
Figura 10. Manilha com lançamento da drenagem pluvial, próximo ao Parque Olhos d'água.	30
Figura 11. Galerias Deck Sul.	30
Figura 12. Grande quantidade de resíduos sólidos trazidos pela drenagem lançada junto ao parque Deck SUL.	31
Figura 13. Galeria do Parque olímpico da UNBS.	31
Figura 14. Galeria da ponte do bragueto.	32
Figura 15. Galerias que recebem drenagem do setor Noroeste.	32
Figura 16. Resultado da simulação da carga de DBO acumulada (build-up).	35
Figura 17. Resultados do modelo para DBO no ponto próximo à barragem, modelo atual.....	37
Figura 18. Resultados para DBO no modelo anterior, sem incorporação da drenagem urbana.	37
Figura 19. Resultado do modelo para fósforo orgânico.	38
Figura 20. Dados de vazão efluente da ETE Norte em 2016 e 2017.....	39
Figura 21. Dados de vazão efluente da ETE sul em 2016 e 2017.	39
Figura 22. DBO dos efluentes da ETE Norte em 2016 e 2017.	40
Figura 23. DBO dos efluentes da ETE sul em 2016 e 2017.....	40
Figura 24. Temperatura medida na superfície e no fundo do Lago Paranoá, próximo à barragem.	43
Figura 25. Concentração de oxigênio no fundo e na superfície, dados monitorados pela CAESB.....	44
Figura 26. Temperatura do ar de 2004 a 2018.....	45
Figura 27. Desvio de temperatura do ar em relação à média do mês (°C).....	46

Lista de Tabelas

Tabela 1. Carga poluente média (kg/hectare/ano) de acordo com o uso do solo (Larentis et al. 2007).....	15
---	----

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	8
2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	10
2.1 Pontes de poluição e processos de qualidade de água	12
2.2 Medição e estimativa de cargas pontuais e difusas	14
2.3 Simulação de qualidade de água	15
O modelo HEC-RAS – dinâmica de nutrientes	16
Simulação da qualidade de água – dinâmica de nutrientes	16
Algas	18
Nitrogênio	20
Fósforo	23
Demanda biológica de Oxigênio – carbonácea (DBO _c)	24
Oxigênio dissolvido – OD	24
3. METODOLOGIA	25
3.1 Aprimoramento do modelo de qualidade de água já desenvolvido	25
3.2 Visita ao	26
3.3 Modelo de geração de carga difusa na bacia hidrográfica	33
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES	35
5.1 Recalibração do modelo	35
5.3 Efeito do racionamento nos dados de saneamento	39
6. CONCLUSÕES	47
REFERÊNCIAS	49

“Que os desafios
Do dia a dia sejam
Superados e fortaleçam
O coração e o pensamento
De quem não pensa
Em desistir...”
Autor Desconhecido

1. INTRODUÇÃO

O Lago Paranoá é um reservatório artificial fortemente identificado com a cidade de Brasília. Do ponto de vista de usos múltiplos da água, o lago é usado para recreação e lazer, navegação, geração de energia hidrelétrica na PCH Paranoá (com potência instalada de 30MW) e diluição de efluentes tratados nas estações de tratamento de água (ETEs) Norte e Sul. Recebe também os lançamentos de drenagem pluvial de todo o plano piloto.

Conforme ANA (2013), por seu caráter único de lago urbano, o Lago Paranoá é um caso emblemático no Brasil, atuando como um integrador das questões relativas a recursos hídricos, com seus múltiplos usos, e ao saneamento em suas diferentes componentes (drenagem pluvial, esgotamento sanitário, abastecimento humano).

Essas características acarretam sérios problemas nas primeiras décadas de existência de Brasília. Devido a problemas estruturais, uma quantidade expressiva de cargas orgânicas acabava por ser lançada no Lago Paranoá, culminando com uma floração de algas no braço sul, com a consequente mortandade de peixes e mau cheiro (Philomeno, 2007). Isso motivou investimentos públicos em coleta e tratamento de esgoto, fazendo com que até recentemente o Lago tivesse boas condições de balneabilidade (CAESB, 2016).

Entretanto, em novembro de 2016, um novo caso de floração de cianobactérias próximo à confluência do Riacho Fundo obrigou o poder público a interditar o uso do lago para pesca e recreação, além de causar nova mortandade de peixes. Segundo ADASA/CAESB/NOVACAP/IBRAM (2016), a floração de algas ocupou uma área de 5% da superfície do Lago e foi causada por uma combinação de fatores, ligados à impermeabilização do solo, lançamento de esgotos tratados e não tratados.

De fato, a despeito de sua proximidade com o lançamento de esgotos da ETE Sul, a floração de cianobactérias se deu no mês de novembro, início da estação chuvosa, logo após um dos primeiros eventos de chuva intensa. Isto sugere que, de fato, o episódio tenha relação tanto com os aspectos de esgotamento sanitário quanto de drenagem pluvial, com o carreamento de poluentes acumulados durante a estação seca.

A crise hídrica pela qual passa o DF obrigou o poder público a antecipar as obras de captação de água para abastecimento humano, em dois pontos: no ribeirão Bananal, imediatamente antes da confluência com o Lago, e no braço do Ribeirão do Torto. Como os processos de quantidade e qualidade de água em rios e reservatórios são intimamente ligados, uma retirada de água em qualquer ponto da bacia pode reduzir a capacidade de diluição do lago Paranoá. De fato, o uso da água do Paranoá para abastecimento

tem gerado questionamentos pontuais (Congresso em Foco, 2017). Não se dispõe, atualmente, de um estudo que indique de forma clara qual o impacto dessas retiradas na qualidade da água do lago Paranoá.

Um projeto de pesquisa anterior, aprovado no Programa de Iniciação Científica (PIC) do UNICEUB em 2016, focou no desenvolvimento de um modelo matemático de qualidade de água para o lago Paranoá, que permite a realização de simulações de diferentes cenários quali-quantitativos, a partir das informações quali-quantitativas. Entretanto, o modelo desenvolvido esteve muito focado nos aportes de poluentes trazidos por fontes pontuais, como as estações de tratamento de esgoto e os principais tributários.

O presente trabalho dá continuidade a esse projeto, integrando também os aspectos de drenagem urbana, de forma a simular ainda o acúmulo de poluentes na estação seca e carreamento destes ao lago durante a estação chuvosa. Com isso, pretende-se desenvolver um sistema que seja capaz de prever ou indicar em que condições eventos como a floração de cianobactérias ocorrida em 2016 possam se repetir.

Além disso, pretende-se que o mesmo sistema sirva como apoio à decisão sobre a qualidade de água, permitindo a avaliação de medidas como a captação de diferentes volumes de água em diferentes pontos do Lago Paranoá.

OBJETIVOS

O objetivo geral deste trabalho é desenvolver um sistema de apoio à decisão para o gerenciamento quali-quantitativo do Lago Paranoá, que contemple as diversas interfaces de saneamento e recursos hídricos, e que permita indicar a ocorrência de eventos de deterioração da qualidade de água, como a floração de cianobactérias.

Como objetivos específicos, pretende-se

- a) Fazer uma análise integrada dos dados de saneamento e recursos hídricos que atualmente se encontram dispersos em vários órgãos;
- b) compreender possíveis fatores que, em conjunto, expliquem a ocorrência e favoreçam a repetição de eventos como o de novembro de 2016

JUSTIFICATIVAS

Entende-se que o trabalho proposto se justifica na medida em que:

- a) Um sistema como o proposto permitiria ao poder público compreender melhor os fatores que deflagram eventos de deterioração da qualidade de água, e eventualmente antecipá-los;
- b) O gerenciamento quali-quantitativo de recursos hídricos no Brasil dá muita ênfase ao controle de fontes pontuais de poluição, e em geral desconsidera fontes difusas, como as oriundas da drenagem pluvial.
- c) O trabalho dá continuidade a um projeto de pesquisa já em andamento, permitindo a criação de uma massa crítica maior e de uma linha de pesquisa mais robusta na instituição;

2. FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Engenheiros, particularmente engenheiros civis, têm sido os principais desenvolvedores do campo da modelagem da qualidade da água. Esse fato não é auto-intuitivo, uma vez que provavelmente seria mais provável que cientistas como químicos, biólogos, e ecologistas estivessem à frente dessa área. A razão do forte envolvimento da engenharia civil encontra-se dentro dos contextos históricos do problema que primeiramente chamou atenção para os problemas de Meio Ambiente (Chapra, 1998).

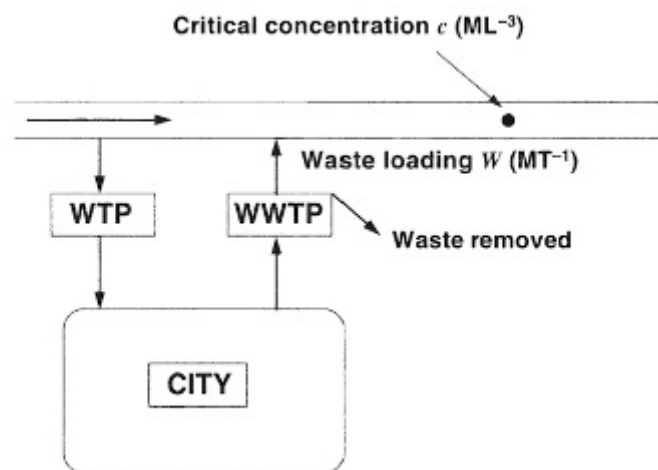
Estimulados pelos perigos dos patógenos transmitidos pela água que eram uma das principais causas de doenças, a engenharia civil iniciou o projeto de água urbana e sistemas de águas residuais no fim do século XIX. Consequentemente os engenheiros civis tornaram-se envolvidos no desenvolvimento de estações de tratamento de água, distribuição de redes, e sistemas coletores de águas residuais.

A seguir, a questão de para onde seriam direcionadas as águas residuais passou a preocupar os tomadores de decisão. Primeiramente, os municípios descarregavam o esgoto bruto diretamente nas águas receptoras. Observou-se imediatamente que essas ações poderiam transformar rios, lagos, e estuários tornando em esgoto sanitário. Consequentemente, os projetos de estações de tratamento de esgotos começaram a ser construídos. De qualquer modo, logo foi reconhecido que o tratamento poderia variar de uma

simples sedimentação para um dispendioso tratamento físico/químico. Consequentemente, alguns objetivos projetados foram estabelecidos para que pudessem preservar o meio ambiente adequadamente, mas de forma econômica.

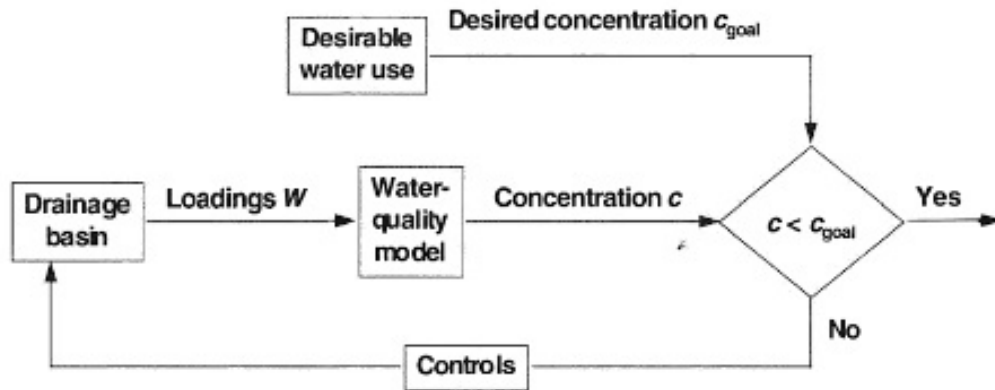
Portanto, foi decidido que esse tratamento de resíduos deve ser baseado na produção de um efluente a um nível aceitável de qualidade de água na água receptora. Contudo, para determinar esse nível apropriado de tratamento, foi necessário observar a qualidade da água em função do carregamento dos resíduos. Como retratado na Fig. 1.1., uma relação teve de ser estabelecida entre o carregamento de resíduos W e a concentração resultante c no corpo d'água. Assim sendo, os engenheiros civis começaram a desenvolver modelos matemáticos para um propósito.

Figura 1. Esquema simplificado de um modelo de qualidade de água.



Atualmente, o planejamento da qualidade de água tem ido bem além de problemas pontuais urbanos, abrangendo vários outros tipos de poluições, incluindo a poluição difusa. Dessa forma, como retratado na Fig. 1.2., um modelo de qualidade de água ainda fornece um elo essencial para prever a concentração em função da carga (Chapra, 1998).

Figura 2. Fluxograma decisório de um modelo de qualidade de água.



2.1 Pontes de poluição e processos de qualidade de água

Por ser um fenômeno aberto, o ciclo hidrológico propicia o contato da água com elementos existentes nos solos, nas rochas e na atmosfera. Assim, é de se esperar que, mesmo naturalmente, os recursos hídricos contenham impurezas orgânicas, inorgânicas e traços de metais (Larentis, 2004). Entretanto, os desenvolvimentos antrópicos na bacia hidrográfica provocam uma ruptura nesta interação natural, aumentando a carga de poluentes carregada até os corpos d'água (Claphan, 1999).

As intervenções antrópicas resultam nas chamadas fontes de poluição, que podem ser divididas em fontes pontuais e difusas. As fontes pontuais de poluição são caracterizadas por uma descarga concentrada, em um ponto bem definido, como na saída de uma tubulação. As principais contribuições desta natureza se devem a sistemas de esgoto sanitário urbano e a descargas industriais (Thomann e Müller, 1987). Já as características das chamadas fontes difusas são, entre outras (Novotny, 2003):

- a) O lançamento da carga poluidora é intermitente e está relacionado basicamente à precipitação e ao uso do solo na bacia;
- b) Os poluentes são transportados a partir de extensas áreas;
- c) As cargas poluidoras não podem ser adequadamente monitoradas, uma vez que não é possível identificar exatamente a sua origem;

No caso do ambiente urbano, a origem da poluição difusa decorre de fatores como: deterioração de pavimentos pelo tráfego, disposição de resíduos domiciliares nas ruas, resíduos vegetais, resíduos de animais domésticos e silvestres, erosão em canteiros de obra, resíduos e emissões tóxicas de veículos e indústrias, atividades de jardinagem (Porto, 1995).

Geralmente, o escoamento com a maior concentração de poluentes ocorre no início da precipitação, a que é dado o nome de *first flush*, e a concentração diminui ao longo do evento. No Distrito Federal, a sazonalidade das precipitações, propicia o acúmulo expressivo de poluentes (*buildup*) ao longo da estação seca, o que faz com que as primeiras precipitações da estação chuvosa sejam críticas para o carreamento de poluentes.

Figura 3. Amostragem da qualidade de água pluvial. A amostra mais escura corresponde ao início da chuva, e as demais amostras dispostas temporalmente em sentido anti-horário (Tucci e Motta Marques, 2000).



Poluentes compostos de matéria orgânica, como o esgoto doméstico, sofrem decomposição na água com o passar do tempo, em um processo denominado autodepuração, onde parte do oxigênio contido na água é consumido. Assim, dois parâmetros de qualidade de água têm importância: o oxigênio dissolvido, que pode assumir valores desde zero até o teor de saturação, em torno de 10 mg/l; e a demanda bioquímica de oxigênio, uma medida da quantidade de oxigênio necessário para depurar a matéria orgânica existente na água.

Outros parâmetros de interesse são aqueles associados a nutrientes como nitrogênio e fósforo. Em particular no caso de reservatórios, em que a velocidade da água é bastante baixa, a disponibilidade destes poluentes pode propiciar as condições para o crescimento de plantas aquáticas (macrófitas), no processo conhecido como eutrofização. Além de obstruir a navegação e a entrada de luz no reservatório, as macrófitas consomem oxigênio ao morrer e se decompor. A diminuição dos teores de oxigênio pode levar à mortandade de peixes, a exemplo do ocorrido no próprio lago Paranoá. Além disso, a associação de esgoto doméstico em ambientes eutrofizados pode levar à formação de cianobactérias, que causam irritação da pele e toxicidade à água (Von Sperling, 1995), efeitos que são mais graves por se tratar de um manancial usado para recreação.

2.2 Medição e estimativa de cargas pontuais e difusas

O monitoramento de qualidade de água feito em geral por meio da coleta de amostras e posterior processamento em laboratório. Alguns parâmetros mais simples, como temperatura, pH, condutividade elétrica, podem ser feitas no próprio campo, por meio de medidores simples. Entretanto, a medição da concentração de parâmetros como oxigênio dissolvido, DBO, fósforo e nitrogênio em geral é feita em laboratório.

A CAESB possui diversos pontos de monitoramento de qualidade de água na bacia hidrográfica do Lago Paranoá. A qualidade de água de todos os principais tributários é monitorada com frequência aproximadamente mensal, contemplando os parâmetros DBO, DQO, Fósforo total, nitrogênio total, oxigênio dissolvido, temperatura e, com menor frequência, clorofila.

A CAESB monitora com frequência mensal a quantidade e a qualidade dos efluentes lançados nas estações de tratamento Norte e Sul. Além disso, monitora a qualidade de água do próprio lago Paranoá, em 5 diferentes pontos, e em cada ponto, em diversas profundidades. Mais recentemente, a ADASA também passou a monitorar a qualidade de água em 11 pontos ao longo do Lago e em 9 tributários. Este conjunto de dados já foi obtido junto à CAESB e ADASA por meio do projeto de pesquisa em andamento.

Já os dados de poluição difusa são muito mais complexos de monitorar. Em parte, o monitoramento dos tributários leva em conta alguma carga poluente oriunda da drenagem urbana, visto que o Riacho Fundo, por exemplo, drena cidades como Guará, Águas Claras, Núcleo Bandeirante e Vicente Pires. Assim, o monitoramento da CAESB neste manancial leva em conta, de certa forma, a carga difusa produzida nessas áreas.

Entretanto, há diversas outras contribuições menores que afluem diretamente ao lago por meio da rede de drenagem pluvial, sem afluir primeiramente a um tributário, e que, portanto, não são controlados. Além disso, mesmo no Riacho Fundo, o monitoramento de qualidade de água é esporádico, e não está ligado à ocorrência de eventos de chuva. Assim, muitos aportes de carga difusa ao Lago Paranoá podem estar sendo desconsiderados pela ausência de monitoramento.

Para estimativa de cargas difusas, o que tem sido feito em geral é a aplicação dos chamados coeficientes de exportação, baseados no uso do solo da bacia hidrográfica. O trabalho de

Larentis et al. (2007), que fez uma revisão de vários estudos propondo coeficientes de exportação por tipo de uso do solo, conforme tabela abaixo:

Tabela 1. Carga poluente média (kg/hectare/ano) de acordo com o uso do solo (Larentis et al. 2007).

Poluente Uso do solo	Nitrogênio total	Fósforo total	DBO
Floresta	3	0,4	5
Pastagem	6,2	0,5	11,5
Área urbana	8,5	2	50
Agricultura	5	1,05	18

Entretanto, estes são valores médios de acumulação de poluentes (*buildup*) ao longo do ano, que são continuamente carregados (*washoff*) em eventos chuvosos. O modelo SWAT (Neitsch et al. 2002) propôs uma abordagem para simular os processos de *buildup* e *washoff*, a qual se pretende utilizar no presente trabalho para estimar o aporte difuso de poluentes ao lago Paranoá.

2.3 Simulação de qualidade de água

Segundo Tschiedel (2013), um modelo de qualidade de água pode ser entendido como a consolidação, em um programa computacional, de conceitos e equações que regem, ou buscam explicar empiricamente, os fenômenos físicos de entrada, saída e transferência de poluentes em um corpo hídrico. Tal programa normalmente é dotado de um meio de interface com o usuário.

O monitoramento da qualidade de água é um procedimento relativamente custoso em termos de pessoal, tempo e recursos financeiros, fazendo com que não seja possível dispor de medições diárias ou em altas frequências temporais. Nesse contexto, os modelos de qualidade de água são usados para explorar e melhorar a disponibilidade de informações (Larentis, 2004). Além disso, modelos de qualidade de água são usualmente usados na avaliação de cenários de utilização da água e do solo.

A maior parte dos modelos de qualidade de água se dedica a representar transporte e dinâmica dos poluentes nos cursos d'água. Diversos modelos foram propostos para esse fim, como o SISBAHIA (Rosman, 1989 e Rosman, 2000), o CE-Qual-W2 (ENVIRONMENTAL AND HYDRAULIC LABORATORIES, 1986), IPH-ECO (Fragoso Jr, 2007) e o HEC-RAS (USACE, 2010),

sendo que este último vem sendo usado no projeto em pesquisa já mencionado. Nesses modelos, as cargas poluentes produzidas na bacia hidrográfica são condições de contorno à simulação do manancial.

No caso de reservatórios, os modelos de transporte e dinâmica de qualidade de água podem ter diferentes graus de detalhamento espacial, podendo ser tri- bi- ou unidimensionais. Os modelos 1D, como o HEC-RAS, são relativamente simples, uma vez que só é possível obter um resultado médio da qualidade de água em cada seção transversal do rio ou reservatório. Entretanto, em reservatórios muito ramificados, é possível discretizar o sistema em vários braços, permitindo uma espacialização dos resultados de qualidade de água, sem incorrer em um custo computacional muito elevado. O modelo HEC-RAS, a ser usado neste trabalho, possui essa característica.

No âmbito do Lago Paranoá, cabe destacar alguns trabalhos importantes de simulação de qualidade de água, que serão importantes referências para o presente trabalho. Em primeiro lugar, deve-se mencionar o trabalho de Liporoni (2012), que aplicou preliminarmente o modelo bidimensional CE-QUAL-W2 ao lago Paranoá. Este trabalho também fez uma primeira avaliação do impacto das retiradas de água previstas na qualidade de água do lago.

Este autor afirma que o modelo aplicado não levou em conta o escoamento superficial e a drenagem urbana, que podem representar importantes aportes quali-quantitativos ao manancial. É justamente essa lacuna que o presente trabalho visa a preencher.

Alguns trabalhos se propuseram a fazer estimativas de cargas difusas em partes da bacia hidrográfica do Lago Paranoá. É o caso de Minoti et al (2011) e Leite Costa e Koide (2013). O acoplamento destas estimativas ao modelo de transporte e dinâmica de qualidade de água no lago possibilitaria a efetiva integração dos processos em uma única plataforma.

O modelo HEC-RAS – dinâmica de nutrientes

Simulação da qualidade de água – dinâmica de nutrientes

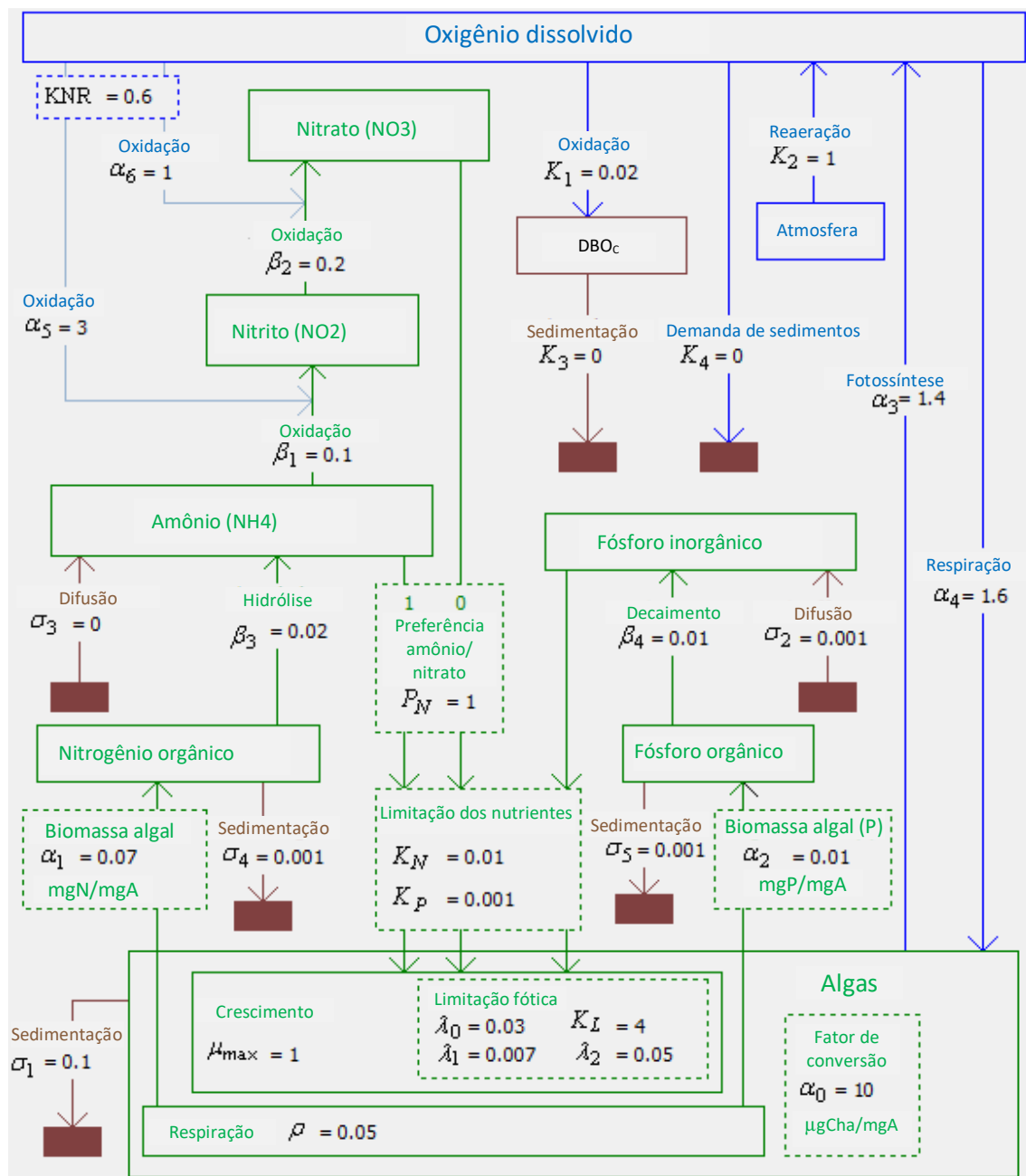
As variáveis de qualidade de água que podem ser modeladas pelo HEC-RAS são as seguintes

- Nitrogênio dissolvido na forma de nitrito (NO₂)
- Nitrogênio dissolvido na forma de nitrato (NO₃)
- Nitrogênio dissolvido na forma orgânica (OrgN)
- Nitrogênio dissolvido na forma de amônio (NH₄)

- Fósforo dissolvido na forma orgânica (OrgP)
- Fósforo dissolvido na forma inorgânica – ortofosfato (PO4)
- Algas (A)
- Demanda Bioquímica de Oxigênio – carbonácea (DBO_c)
- oxigênio dissolvido (OD)

As interrelações entre essas variáveis são controladas por parâmetros ajustáveis pelo usuário, mostradas abaixo.

Figura 4. Fluxograma de interrelação entre nutrientes no modelo HEC-RAS



Cada parâmetro do modelo possui uma faixa de variação sugerida pelo modelo (que pode ser visualizada passando-se o mouse sobre a variável). Definir valores fora dessa faixa é permitido na maior parte dos casos.

Os parâmetros relacionados com nutrientes incluem diversas taxas de reação entre algas, nitrogênio, fósforo, oxigênio, DBO e sedimentos. Essas taxas controlam a variação do termo $\frac{\partial \phi}{\partial x} SS$ (fontes/sumidouros) da equação de advecção-difusão.

Dependência da temperatura

Algumas reações na água são fortemente influenciadas pela temperatura. Taxas de reação são especificadas para a temperatura de 20°C, sendo corrigidas pelo o modelo de acordo com a temperatura local. A relação entre taxa de reação e temperatura é modelada por meio da lei de Arrhenius:

$$k_T = k_{20} \cdot \theta^{(T-20)}$$

onde k_T é a taxa de reação à temperatura T , k_{20} é a taxa de reação a 20°C e θ é um coeficiente de correção térmico (normalmente 1,024 para reações físicas e 1,047 para reações químicas, com algumas exceções)

Algas

O modelo de qualidade de água considera somente algas fitoplantônicas flutuantes, que consomem nutrientes da coluna d'água (sem raízes). O crescimento e respiração algas afetam a concentração de algas (A), de nutrientes (NH_4 , NO_3 , PO_4 , $OrgN$ e $OrgP$) e de oxigênio. A fotossíntese produz oxigênio, enquanto a respiração consome essa substância). Algas utilizam fósforo e nitrogênio nas formas inorgânicas (NH_4 , NO_3 e PO_4). Por outro lado, produzem as formas orgânicas de nitrogênio ($OrgN$) e fósforo ($OrgP$).

Concentração de biomassa algal (A)

A única fonte de biomassa algal (A) é o crescimento das algas. Por outro lado, são considerados dois sumidouros de algas: respiração e sedimentação. Assim, o balanço de concentração algal é o seguinte:

$$\begin{aligned} A_{F/S} = & +A\mu \quad (\text{crescimento algal}) \\ & -A\rho \quad (\text{respiração algal}) \\ & -\sigma_1.A/d \quad (\text{sedimentação algal}) \end{aligned}$$

Onde ρ é a taxa de respiração (dia^{-1}) definida pelo usuário, σ_1 é a taxa de sedimentação (m/dia), definida pelo usuário, d é a profundidade média da seção e μ é a taxa de crescimento algal (os três processos são dependentes da temperatura).

A taxa de crescimento μ depende de funções de limitação de nutrientes, conforme abaixo:

$$\mu = \mu_{\max} \cdot GL$$

onde μ_{\max} é a máxima taxa de crescimento (definida pelo usuário) e GL é o limitante de crescimento, função da disponibilidade de nitrogênio (FN), fósforo (FP) e luz (FL).

$$GL = FL \cdot FP \cdot FN$$

O fator de limitação por nitrogênio (FN) é função da constante de Michaelis-Menton para nitrogênio (KN), informada pelo usuário, bem como das concentrações de amônia (NH_4) e nitrato (NO_3).

O fator de limitação para nitrogênio é dado por

$$FN = \frac{NH_4 + NO_3}{NH_4 + NO_3 + KN}$$

A constante de Michaelis-Menton determina a eficiência com a qual as algas retiram nitrogênio e fósforo a baixas concentrações. Quanto maior seu valor, menor será o fator de limitação de nitrogênio e conseqüentemente menor a taxa de crescimento algal.

O fator de limitação para fósforo (FP) é função da constante de Michaelis-Menton para fósforo (KP), definida pelo usuário, bem como da concentração de fósforo inorgânico.

O fator de limitação é dado por:

$$FP = \frac{PO_4}{PO_4 + KP}$$

Já o fator de limitação fótico (FL) resulta de uma integração ao longo da profundidade da seção:

$$FL = \frac{1}{\lambda \cdot d} \ln \left(\frac{KL + I_0}{KL + I_0 \cdot e^{-\lambda d}} \right)$$

Onde I_0 é a intensidade fótica na superfície (W/m^2), d é a profundidade média da seção (m), λ é o coeficiente de extinção da luz na água (m^{-1}) e KL é o fator de saturação da luz, definido pelo usuário.

Praticamente toda a radiação proveniente da atmosfera (exceto radiação visível) é absorvida no primeiro metro abaixo da superfície, de forma que a intensidade fótica (I_0) aplicada a modelos de qualidade de água geralmente é estimada como uma fração do balanço de energia. No HEC-RAS, a intensidade fótica é dada por

$I_0 = a_{sw} \cdot q_{sw}$ onde a_{sw} é um coeficiente de atenuação, atualmente fixado pelo HEC-RAS em 0,5.

Já o coeficiente de extinção da luz na água (λ) é calculado por:

$$\lambda = \lambda_0 + \lambda_1 \cdot \alpha_0 \cdot A + \lambda_2 \cdot (\alpha_0 \cdot A)^{2/3}$$

Onde λ_0 é a parcela do coeficiente não devida a algas, λ_1 é a parcela linear devida ao sombreamento pelas algas, e λ_2 é a parcela não-linear do coeficiente devida ao sombreamento pelas algas, e α_0 é a razão entre clorofila-a e biomassa algal (μg Chl-a/ mg A), todos definidos pelo usuário

Nitrogênio

O nitrogênio é uma substância de particular interesse, uma vez que concentrações elevadas têm efeitos na saúde de seres humanos e animais. Nitrogênio orgânico e nitrito são formas pouco estáveis em águas bem oxigenadas, de forma que concentrações elevadas desses parâmetros indicam lançamento de esgotos nas proximidades. Nitrato e amônio, por serem mais estáveis, normalmente são indicadores de lançamentos de esgotos mais distantes. Concentrações de amônio estão mais associadas a esgoto doméstico, enquanto

concentrações de nitrato normalmente estão ligadas a poluição difusa, principalmente de áreas agrícolas.

O ciclo do nitrogênio na água, em condições aeróbias, obedece a uma transformação constante do nitrogênio orgânico (OrgN) em amônio (NH₄), desta para nitrito (NO₂) e finalmente para nitrato (NO₃).

A forma simulada do nitrogênio amoniacal é o amônio NH₄, visto que a amônia (NH₃) só é relevante em pHs elevados, acima do comumente encontrado em rios e lagos.

Além do ciclo mencionado acima, que ocorre de forma relativamente permanente, o ciclo de vida das algas também consome e produz nitrogênio. Por fim, a sedimentação representa um sumidouro potencial para a substância.

Fontes/sumidouros de nitrogênio orgânico (OrgN)

A única fonte interna de nitrogênio orgânico é a respiração algal. Os sumidouros, por outro lado, incluem a sedimentação e hidrólise para formar amônio (NH₄).

$$\begin{aligned} \text{OrgN}_{F/S} = & +\alpha_1 \cdot \rho \cdot A && \text{(respiração algal)} \\ & -\beta_3 \cdot \text{OrgN} && \text{(hidrólise OrgN} \rightarrow \text{NH}_4\text{)} \\ & -\sigma_4 \cdot \text{OrgN} && \text{(sedimentação)} \end{aligned}$$

onde α_1 é a fração de nitrogênio na biomassa algal (adimensional, definida pelo usuário), β_3 é a taxa de hidrólise (conversão em amônio) e σ_4 é a taxa de sedimentação (ambas em em dia⁻¹)

Fontes/sumidouros de amônio (NH₄)

As fontes internas de amônio são a hidrólise a partir do nitrogênio orgânico, bem como absorção a partir da zona bentônica. Já os sumidouros incluem a oxidação do amônio a nitrito (NO₂) e consumo algal. Em síntese:

$$\begin{aligned}
\text{NH4}_{F/S} &= +\beta_3 \text{OrgN} && \text{(hidrólise OrgN} \rightarrow \text{NH4)} \\
&+ \sigma_3/d && \text{(difusão a partir do benthos)} \\
&- \beta_1 \cdot (1 - e^{-\text{KNR} \cdot \text{DOX}}) \cdot \text{NH4} && \text{(oxidação NH4} \rightarrow \text{NO2)} \\
&- F_1 \cdot \alpha_1 \cdot \mu A && \text{(consumo algal)}
\end{aligned}$$

Onde β_1 é a taxa de reação (oxidação) de amônio a nitrito (dia^{-1}), σ_3 é a taxa de difusão do benthos ($\text{mg}/\text{m}^2/\text{dia}$), KNR é um coeficiente de inibição de nitrificação de 1ª ordem (l/mg), todos definidos pelo usuário, e F_1 é a fração de consumo algal a partir do amônio (adimensional). DOX é a concentração de oxigênio. (mg/l)

A fração de consumo a partir do amônio F_1 é função do fator de preferência de nitrogênio (PN), bem como das concentrações de amônio e nitrato:

$$F_1 = \frac{P_N \cdot \text{NH4}}{P_N \cdot \text{NH4} + (1 - P_N) \cdot \text{NO3}}$$

O fator de preferência de nitrogênio (PN) varia entre zero (situação em que a preferência algal é pelo nitrato) e um (situação em que a preferência algal é pelo amônio), sendo este último o valor normalmente adotado.

Fontes/sumidouros de nitrito (NO2)

A única fonte interna de nitrito é a oxidação a partir do amônio, e o único sumidouro é a oxidação a nitrato (NO3). Em síntese:

$$\begin{aligned}
\text{NO2}_{F/S} &= +\beta_1 \cdot (1 - e^{-\text{KNR} \cdot \text{OD}}) \cdot \text{NH4} && \text{(oxidação NH4} \rightarrow \text{NO2)} \\
&- \beta_2 \cdot (1 - e^{-\text{KNR} \cdot \text{OD}}) \cdot \text{NO2} && \text{(oxidação NO2} \rightarrow \text{NO3)}
\end{aligned}$$

onde β_2 é a taxa de reação (oxidação) de nitrito a nitrato (dia^{-1}), definida pelo usuário, e OD é a concentração de oxigênio (mg/l)

Fontes/sumidouros de nitrato (NO3)

A única fonte interna de nitrato é a oxidação do nitrito (NO2). O único sumidouro é a absorção das algas. Em síntese:

$$\text{NO3}_{F/S} = +\beta_2(1-e^{-\text{KNR} \cdot \text{OD}}) \cdot \text{NO2} \quad (\text{oxidação NO2} \rightarrow \text{NO3})$$

$$- (1-F_1) \cdot \alpha_1 \cdot \mu A \quad (\text{consumo algal})$$

Como visto, o consumo de nitrato pelas algas vai depender do fator de preferência do nitrogênio, já mencionado anteriormente.

Fósforo

O fósforo pode ocorrer naturalmente na água, devido à dissolução de rochas e minerais. A erosão do solo em áreas agrícolas é uma fonte antrópica importante. O fósforo aflui aos corpos d'água principalmente na forma particulada, que não é simulada no HEC-RAS. Esse desenvolvimento está sendo planejado em versões futuras (HEC, 2015).

Resíduos do metabolismo animal são uma outra fonte de fósforo, estando presente em esgotos principalmente na forma inorgânica (PO₄). As fontes e sumidouros do fósforo, bem como os parâmetros que controlam sua cinética, são descritos em detalhes a seguir.

Fontes/sumidouros de fósforo orgânico (OrgP)

A única fonte interna de fósforo orgânico é a respiração das algas. Já os sumidouros são a decomposição em ortofosfato (PO₄) e a sedimentação. Em síntese:

$$\text{OrgP}_{F/S} = +\alpha_2 \cdot \rho \cdot A \quad (\text{respiração algal})$$

$$-\beta_4 \cdot \text{OrgP} \quad (\text{decomposição OrgP} \rightarrow \text{PO}_4)$$

$$-\sigma_5 \cdot \text{OrgP} \quad (\text{sedimentação})$$

Onde β_4 é a taxa de reação de fósforo orgânico a ortofosfato (dia⁻¹), σ_5 é a taxa de sedimentação do fósforo orgânico (dia⁻¹) e α_2 é a fração de fósforo na biomassa algal (adimensional), todas definidas pelo usuário.

Fontes/sumidouros de fósforo inorgânico (PO4)

Existem duas fontes internas de ortofosfato: a decomposição do fósforo orgânico (OrgP) e a difusão a partir da zona bentônica. O único sumidouro de ortofosfato é o consumo algal. Em síntese:

$$\begin{aligned} \text{PO4}_{F/S} = & \quad +\beta_4 \cdot \text{OrgP} && \text{(decomposição OrgP} \rightarrow \text{PO4)} \\ & + \sigma_2/d && \text{(difusão da zona bentônica)} \\ & - \alpha_2 \cdot \mu \cdot A && \text{(consumo algal)} \end{aligned}$$

Onde σ_2 é a taxa de difusão da zona bentônica para ortofosfato (mg/m²/dia), definido pelo usuário.

Demanda biológica de Oxigênio – carbonácea (DBO_c)

O HEC-RAS contempla uma modelagem das reações de 1ª ordem que descrevem a oxidação da DBO. O ciclo do carbono não é modelado nessa versão. Os sumidouros de DBO incluem a sedimentação e a decomposição (oxidação).

$$\begin{aligned} \text{DBO}_{F/S} = & \quad -K_1 \cdot \text{DBO}_c && \text{(oxidação)} \\ & -K_3 \cdot \text{DBO}_c && \text{(sedimentação)} \end{aligned}$$

Onde K_1 é uma taxa de desoxigenação (dia⁻¹) e K_3 é a taxa de sedimentação da DBO (dia⁻¹), ambas definidas pelo usuário.

Oxigênio dissolvido – OD

As fontes de oxigênio dissolvido são a fotossíntese algal e a reaeração a partir da atmosfera. Já os sumidouros incluem: respiração algal, oxidação dos sedimentos, decomposição da DBO e oxidação de amônio e nitrito. Em síntese:

$$\begin{aligned} \text{OD}_{F/S} = & \quad +K_2 \cdot (\text{OD}_{\text{sat}} - \text{OD}) && \text{(reaeração)} \\ & +A \cdot (\alpha_3 \cdot \mu - \alpha_4 \cdot p) && \text{(fotossíntese e respiração)} \end{aligned}$$

- $K_1 \cdot \text{DBO}_c$	(decomposição da DBO)
- K_4/d	(oxidação dos sedimentos)
- $\alpha_5 \beta_1 \cdot \text{NH}_4$	(oxidação do amônio)
- $\alpha_6 \beta_2 \cdot \text{NO}_2$	(oxidação do nitrito)

Onde O_{sat} é a concentração de oxigênio na condição de saturação (mg/l), calculada a partir da temperatura da água, α_3 é a taxa de produção de oxigênio pelas algas (mgOD/mgA), α_4 é a taxa de consumo de oxigênio pelas algas (mgOD/mgA), α_5 é a taxa de consumo de oxigênio pelo amônio (mgOD/mgN), α_6 é a taxa de consumo de oxigênio pelo nitrito (mgOD/mgN), K_2 é a taxa de reaeração (dia^{-1}) e K_4 é a taxa de demanda dos sedimentos (dia^{-1}), todos definidos pelo usuário.

3. METODOLOGIA

3.1 Aprimoramento do modelo de qualidade de água já desenvolvido

O modelo de simulação de qualidade de água a ser usado é o HEC-RAS (USACE, 2010), desenvolvido pelo corpo de engenheiros do exército americano. Trata-se de um modelo unidimensional, ou seja, gera resultados médios para uma dada seção transversal do corpo hídrico. Não há, portanto, diferenciação da qualidade de água de uma margem para outra, na mesma seção, nem tampouco em diferentes profundidades de uma mesma seção.

Uma primeira versão deste modelo já havia sido desenvolvida em um projeto de pesquisa anterior, e este projeto procurou refiná-lo, com a incorporação dos aportes advindos da drenagem urbana.

A vazão afluyente nas ETEs foi representada no modelo como um aporte lateral (lateral inflow), ou seja, uma condição de contorno adicional.

A geometria do modelo foi obtida da batimetria do lago obtida junto à CAESB no âmbito do projeto anterior.

Para a simulação hidrodinâmica do modelo, adotou-se um coeficiente de manning, em todas as seções, de $n=0,035 \text{ s.m}^{-1/3}$, compatível com rios e canais naturais, conforme Chow (1953).

3.2 Visita aos lançamentos de drenagem pluvial

Para um melhor embasamento das interrelações entre a drenagem urbana e a qualidade de água do lago Paranoá, foi feita uma visita a alguns pontos de lançamento de galerias. Esta visita foi feita em 10/4/2019 e complementou outra visita, realizada em janeiro de 2017, no âmbito do projeto anterior. O objetivo da vistoria foi conhecer a distribuição dos aportes de drenagem pluvial ao longo do lago Paranoá, para que seja possível representá-los de forma razoavelmente fiel no modelo a ser desenvolvido.

A figura abaixo mostra a localização desses lançamentos

Figura 5. Localização das galerias de aporte pluvial (GAPs) monitoradas pela ADASA.



O principal lançamento é a galeria ao lado da ETE Sul, que drena boa parte das quadras 13 a 16 da Asa Sul, além do Sudoeste. Tratam-se de duas galerias quadradas com 2,5m de lado, que apresentavam uma baixa vazão no momento da vistoria (estimada visualmente em cerca de 200 l/s). Nas proximidades deste ponto houve a floração de cianobactérias em novembro de 2016.

Figura 6. Lançamento da drenagem ao lado da ETE Sul, por meio de duas galerias quadradas de 2,5m.



No ponto ao lado do Clube Nipo, o lançamento se dá por meio de duas manilhas circulares com 1m de diâmetro, e a vazão era praticamente nula. Este local recebe a contribuição de algumas superquadras da Asa Sul.

Figura 7. Lançamento de drenagem pluvial ao lado do clube Nipo.



No ponto ao lado do IBAMA, ocorre um lançamento por meio de duas manilhas de 70cm de diâmetro, com uma vazão inferior a 50 l/s. Este local recebe a contribuição da drenagem de parte da UNB.

Figura 8. Lançamento de drenagem pluvial ao lado do IBAMA.



Já no parque Olhos d'água, o lançamento é feito por meio de duas galerias de seção quadrada com 2m de largura e 1m de altura, além de uma manilha com 1m de diâmetro.

Figura 9. Galerias de seção retangular, lançamento próximo ao parque olhos d'água.



Figura 10. Manilha com lançamento da drenagem pluvial, próximo ao Parque Olhos d'água.



Figura 11. Galerias Deck Sul.



Figura 12. Grande quantidade de resíduos sólidos trazidos pela drenagem lançada junto ao parque Deck SUL.



As tubulações de concreto têm dimensões aproximadas de 1,20m de diâmetro, além disso a barricadas estruturadas com gabiões para que as vazões não sejam tão turbulentas após a saída das tubulações. O lago Paranoá apresenta uma grande quantidade de lixo, sobretudo garrafas pet, flutuando próximo a esses lançamentos

Figura 13. Galeria do Parque olímpico da UNBS.



A galeria da UNB tem dimensões expressivas, cerca de 2m de altura por 3m de largura, sendo possivelmente um lançamento importante em períodos de chuva intensa.

Figura 14. Galeria da ponte do bragueto.



Figura 15. Galerias que recebem drenagem do setor Noroeste.



Observa-se que os maiores lançamentos se encontram na extremidade do braço do Riacho Fundo (ETE Sul) e do braço do Bananal (Bragueto).

Lançamentos expressivos ocorrem também no parque olímpico da UNB. Próximo a esse há vários lançamentos não visitados no grupamento de fuzileiros navais, que parecem ser expressivos pela imagem de satélite.

3.3 Modelo de geração de carga difusa na bacia hidrográfica

Para estimativa das cargas difusas de poluentes ao Lago Paranoá, será utilizada a abordagem do modelo SWAT (Neitsch et al. 2001), utilizada no Brasil por Larentis et al. (2007), baseada em acumulação de poluentes (*buildup*) e carreamento (*washoff*). O *buildup* depende do número de dias consecutivos sem chuva, por meio de uma função exponencial, conforme abaixo:

$$W_b(uso) = W_p(uso) \cdot (1 - e^{(-k \cdot DS)}) \quad (\text{eq. 1})$$

Onde $W_b(uso)$ é a carga de poluente acumulada, de acordo com o uso do solo, $W_p(uso)$ é a carga potencial (Tabela 1), k é um coeficiente de acumulação e DS é o número de dias consecutivos sem chuva.

A equação 1 representa o efeito da deposição mássica e da acumulação de uma determinada substância sobre a superfície do solo ao longo de uma sequência de dias secos. Um dia seco é considerado um dia em que não houve escoamento superficial. Já o coeficiente k representa os efeitos que atenuam a acumulação, como remoção por vento, consumo por plantas, infiltração e outros.

A carga poluente carregada por um evento chuvoso é

$$W_w = W_b \cdot (1 - e^{(-V)}) \quad (\text{eq. 2})$$

Onde V é o volume de escoamento superficial em um determinado intervalo de tempo.

O contador de dias DD controla a acumulação e a carga poluente disponível para carreamento. Se o volume de escoamento superficial não é suficiente para carrear toda a carga disponível, o número equivalente de dias secos correspondente à carga remanescente deve ser calculado, por meio de:

$$DD = \frac{-\log\left(\frac{W_b - W_w}{W_p}\right)}{k} \quad (\text{eq. 3})$$

O volume de escoamento superficial de um dado evento foi calculado por meio de métodos clássicos de hidrologia urbana, tais como o Método SCS (Tucci, 1994), conforme abaixo:

$$Q = \frac{(P - 0,2 \cdot S)^2}{P + 0,8 \cdot S} \quad (\text{eq. 4})$$

Onde Q é a vazão em mm, P é a precipitação em mm e S é capacidade de armazenamento de água no solo, dada por:

$$S = \frac{25400}{CN} - 254 \quad (\text{eq. 5})$$

O coeficiente CN (adimensional) é obtido de literatura, e depende do tipo e uso do solo. A parcela da bacia hidrográfica do Lago que não é controlada por estações fluviométricas corresponde à área do plano piloto e lagos sul e norte, e tem uma área total de 171 km². Arbitrou-se que esta área tem solo predominante de tipo C, é composta em 70% de zonas residenciais (CN=90) e 30% de bosques (CN 77), resultando em um CN médio de 86,1.

Para simulação do escoamento superficial, foi obtida a série de precipitações em intervalo diário da estação Brasília do INMET, de 2004 a 2018, disponível no Banco de Dados Meteorológicos para Pesquisa (BDMEP). A simulação do modelo SCS também se deu em intervalo diário, de forma que somente intervalos de tempo com chuva superior às perdas iniciais geraram escoamento superficial não-nulo.

Como o lançamento da drenagem no lago Paranoá ocorre em inúmeros pontos distintos, ficaria inviável representar todo o sistema em um modelo, de tal forma que algumas simplificações foram necessárias. Para isso, agrupou-se os lançamentos para inserção no modelo.

Com base na vistoria realizada aos lançamentos das galerias, detalhada mais à frente, constatou-se que os principais lançamentos de drenagem estão agrupados em três pontos principais:

- 1) a extremidade do braço do Riacho Fundo, onde há uma grande galeria próxima à ETE Sul, além de diversos lançamentos importantes no parque Deck Sul.
- 2) A zona central, próxima ao SHTN, onde há várias galerias dos fuzileiros navais e uma galeria relativamente grande nos fundos da UNB;
- 3) A extremidade do braço do Bananal, onde há três grandes lançamentos próximo à ponte do Bragueto.

Assim, a vazão total produzida nos 171 km² de área incremental foi dividida igualmente nas três entradas. Para representação destas no modelo, estas entradas foram inseridas como aportes laterais (lateral inflow)

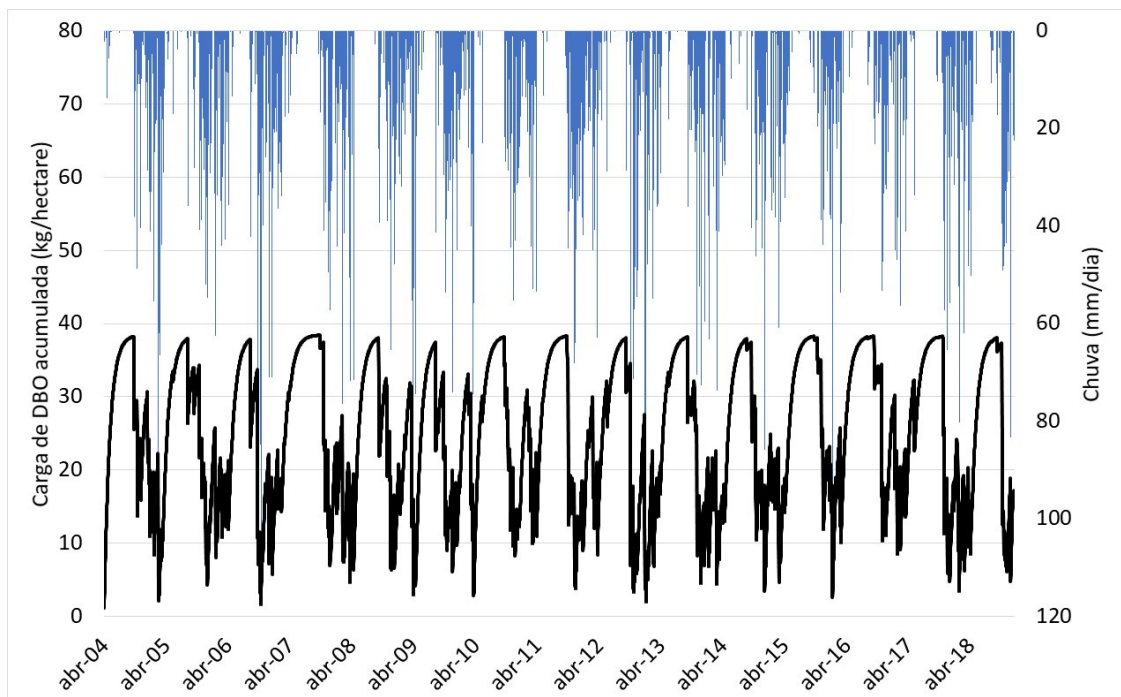
5. RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.1 Resultados do modelo de carga difusa (drenagem urbana)

A Figura 16 mostra o resultado da simulação prévia realizada usando o modelo SCS e os modelos de build-up e washoff, visando à determinação da carga poluente aportante ao lago Paranoá por meio do sistema de drenagem urbana, para o parâmetro de DBO.

O cálculo da carga potencial considerou que 70% da área é urbana, com potencial de 50 kg de DBO por hectare por ano, e os restantes 30% são parques (equivalente a pastagens), com potencial de 11,5 kg/ha/ano.

Figura 16. Resultado da simulação da carga de DBO acumulada (build-up).



Pode-se observar o efeito do modelo na acumulação de cargas, em função da precipitação ocorrida, plotada no eixo secundário. Em períodos de chuva, ocorre a acumulação, crescendo

assintoticamente até o valor de acumulação potencial. Já nos períodos de chuva, a carga acumulada decresce rapidamente, em função do processo de *washoff*.

O mesmo procedimento foi feito para o nitrogênio e fósforo, levando a gráficos similares.

5.2 Recalibração do modelo

Como visto, o modelo HEC-RAS que foi desenvolvido neste projeto partiu de um desenvolvimento anterior, em que somente os aportes dos principais tributários foram considerados (Riacho Fundo, Gama/Cabeça de Veado, Bananal e Torto). Neste projeto, foi incorporado o aporte de vazão e carga poluente produzido na área central da bacia, correspondente ao plano piloto e aos lagos Sul e norte.

Além disso, foram feitas algumas recalibrações de alguns parâmetros do modelo, visando à melhoria de alguns desbalanços verificados na versão anterior, sobretudo no balanço de nitrogênio. No modelo anterior, os resultados para nitrato ficaram muito acima dos valores medidos, o que indica que alguma fonte desse poluente estava superestimada ou algum consumo estava subestimado.

Para contornar este problema, procurou-se aumentar o consumo de amônia pelas algas, aumentando-se o valor dos parâmetros que controlam este consumo. Além disso, alterou-se a própria concentração de algas nos tributários. Isto foi possível porque a concentração de algas não é medida diretamente, somente algumas poucas medições de clorofila, a partir das quais foi feita uma inferência sobre a razão algas/clorofila, que pode variar entre 10 e 400 vezes, segundo a literatura. Esta relação foi alterada até que se obtivesse um melhor resultado para o ciclo do nitrogênio. O anexo 1 mostra os parâmetros calibrados resultantes.

A figura abaixo mostra o resultado do modelo para o parâmetro de Demanda bioquímica de oxigênio, para o ponto do lago Paranoá próximo à barragem. Para avaliação do benefício da incorporação dos dados de drenagem urbana, a Figura 18 mostra o resultado no mesmo ponto obtido no modelo do projeto anterior, que não incorporava os aportes de drenagem urbana. É possível observar que o novo modelo levou a concentrações de DBO mais altas, e com isso mais próximas da realidade constatada nos dados de monitoramento limnológico. Ainda assim, na média as concentrações simuladas ainda são inferiores às medidas.

Figura 17. Resultados do modelo para DBO no ponto próximo à barragem, modelo atual.

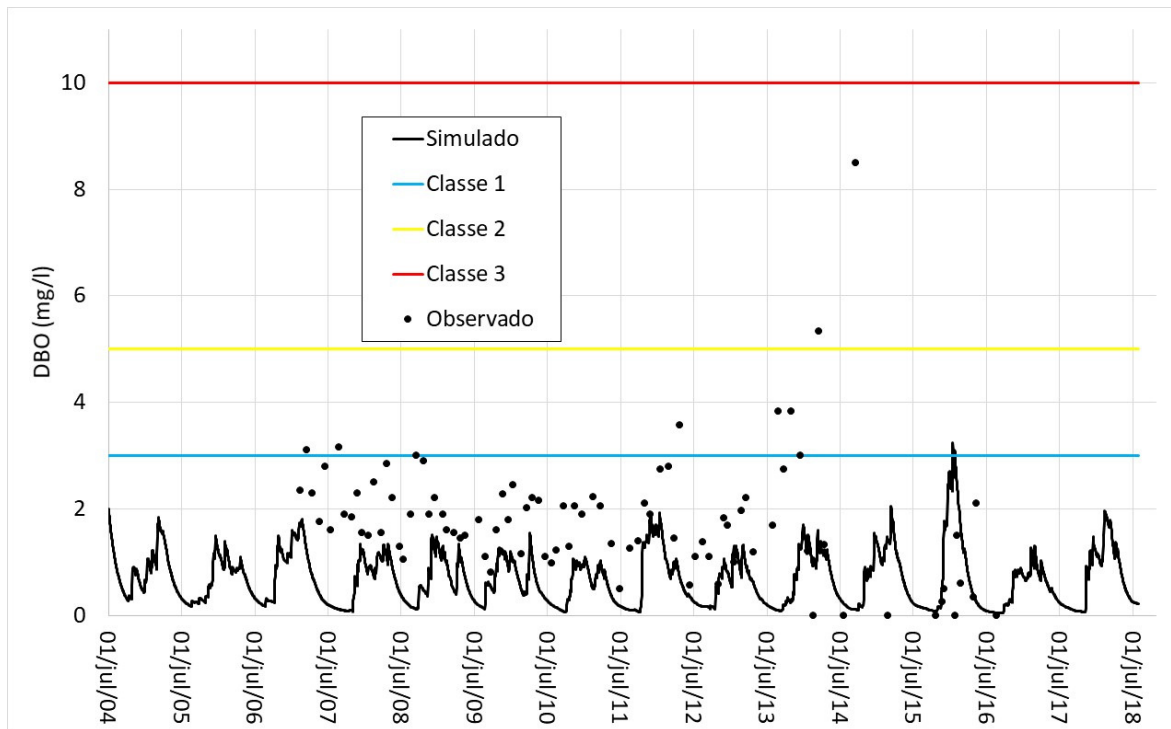
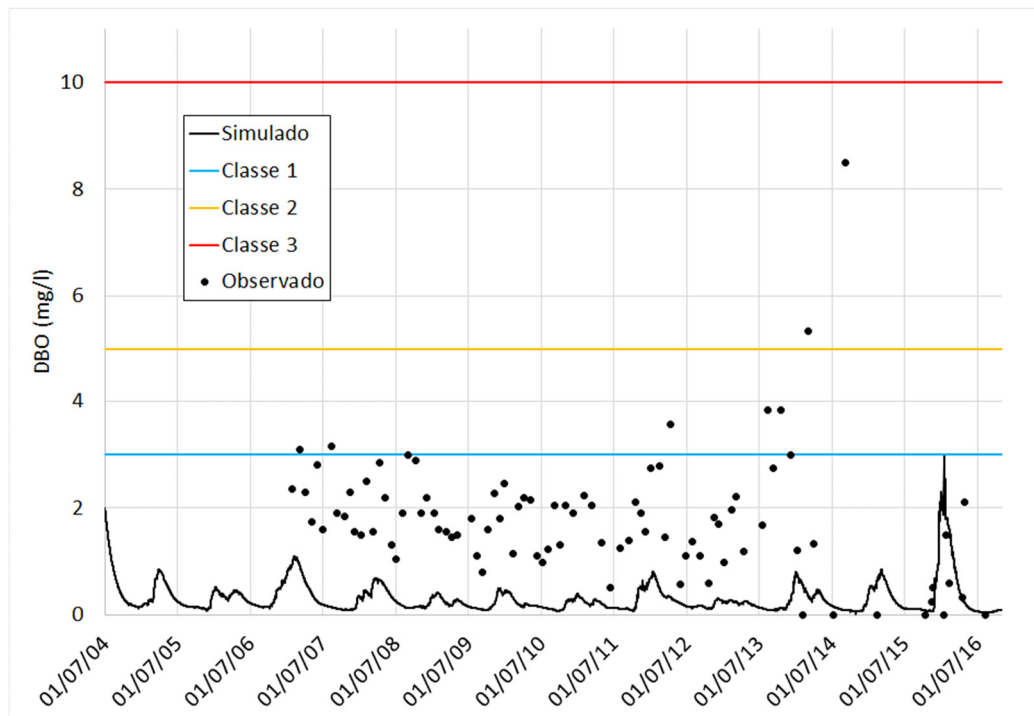
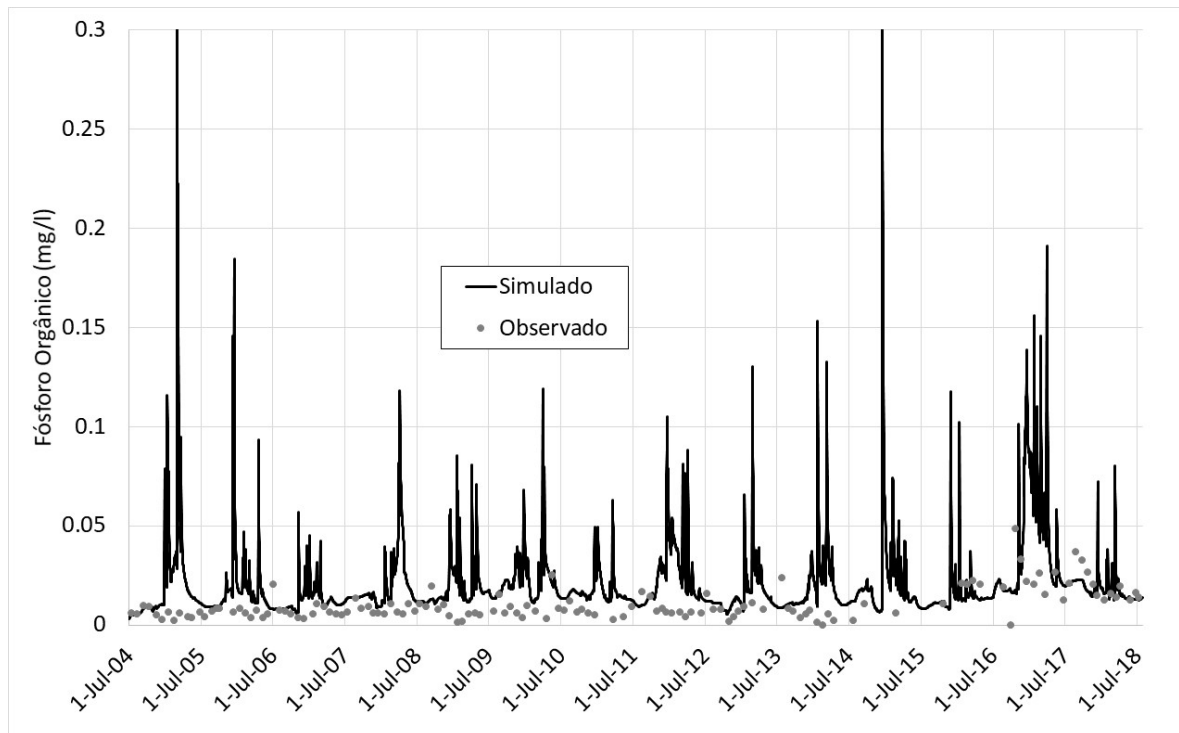


Figura 18. Resultados para DBO no modelo anterior, sem incorporação da drenagem urbana.



Tendo em vista o foco deste trabalho, que é a identificação prévia de ocorrência de floração de algas no braço do riacho Fundo, considera-se pertinente verificar o resultado do modelo em termos de nutrientes neste braço. Assim, a figura abaixo mostra o resultado do modelo integrado para o parâmetro de fósforo orgânico.

Figura 19. Resultado do modelo para fósforo orgânico.



Os resultados mostrados na Figura 19 são interessantes, por alguns aspectos. Em primeiro lugar, cabe mencionar que, na média, as concentrações simuladas são da mesma ordem de grandeza dos dados observados, validando de certa forma o modelo. Esse resultado consiste em uma melhora importante em relação ao modelo desenvolvido no projeto anterior, em que nutrientes como o nitrogênio e o fósforo não eram bem representados.

As simulações do modelo mostram uma variação sazonal forte do fósforo no braço do Riacho Fundo, que não fica tão clara nos dados de monitoramento. Este resultado é fruto da inserção das cargas de drenagem urbana no modelo, que são limitadas ao período de chuvas.

Também é possível notar que no período chuvoso de 2016-2017 as concentrações simuladas de fósforo, embora não tenham sido as mais altas do período simulado, permaneceram altas por um período importante de tempo. Este foi o período em que ocorreu a floração de algas. Esse pode ser um indicativo importante da ocorrência de florações.

5.3 Efeito do racionamento nos dados de saneamento

Na análise desse conjunto de dados recebidos dos diversos órgãos, já foi possível constatar ainda alguns resultados interessantes. Os dados dos efluentes das ETES norte e Sul, por exemplo, indicam para a ocorrência de um fenômeno durante o período do racionamento do Distrito Federal, de 15/01/2017 a 16/06/2018.

Figura 20. Dados de vazão efluente da ETE Norte em 2016 e 2017.

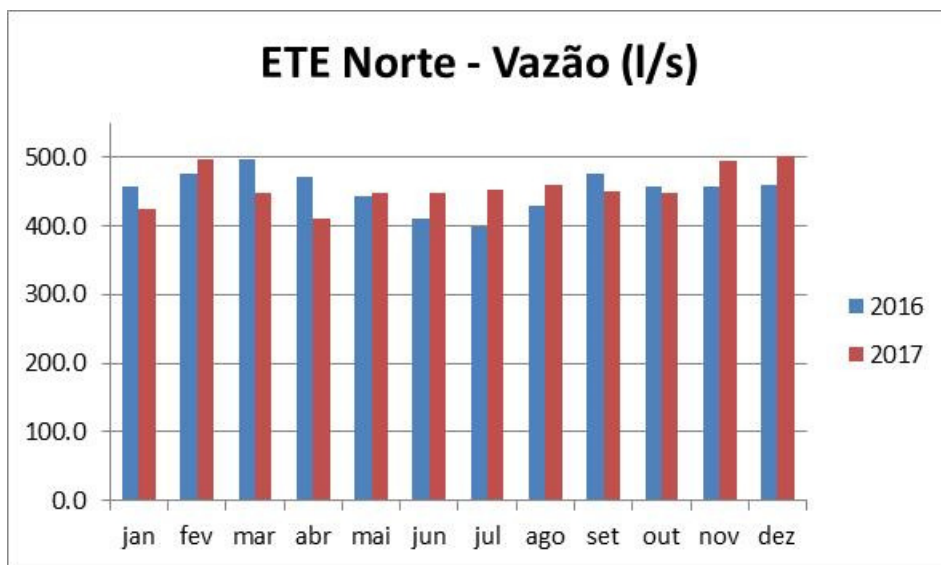
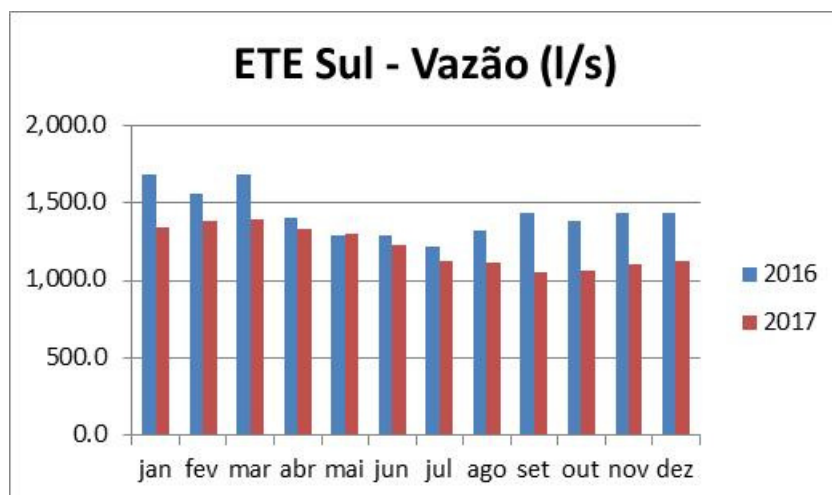


Figura 21. Dados de vazão efluente da ETE sul em 2016 e 2017.



Pode-se perceber que houve alteração nas vazões efluentes, sobretudo na ETE Sul. Isto tende a ser explicado pelo racionamento, uma vez que como o consumo de água médio diminuiu, também foi menor o aporte de esgoto nas estações. Isso afetou mais a ETE Sul pelo fato das áreas atendidas por essa estação terem entrado primeiro no racionamento, uma vez que são atendidas pelo reservatório do Descoberto, que estava mais seco na época. No geral, é possível que hábitos de economia praticados pela população tenham contribuído para esses resultados. Os autores do presente trabalho, por exemplo, ambos são moradores da área atendida pela ETE Sul, e ambos praticaram algum tipo de reuso de água em suas residências nesse período.

Em paralelo, os gráficos abaixo mostram a evolução do parâmetro da DBO no mesmo período.

Figura 22. DBO dos efluentes da ETE Norte em 2016 e 2017.

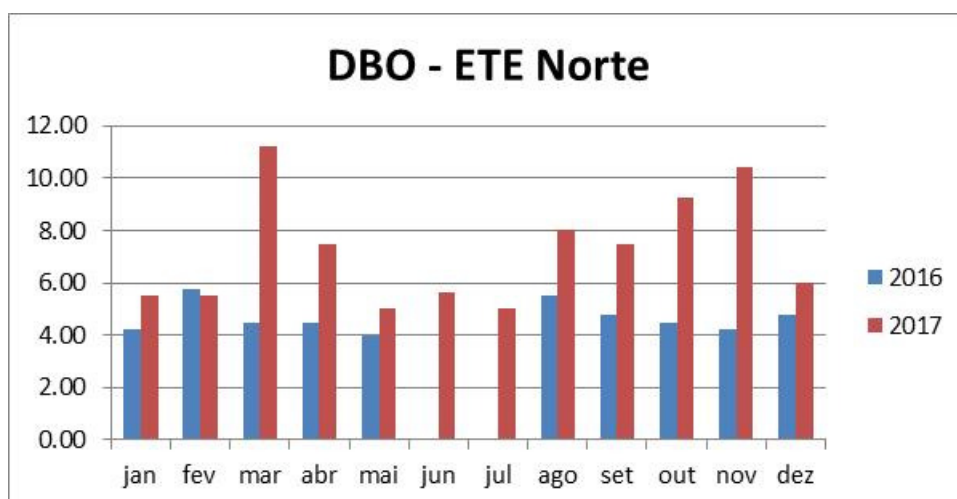
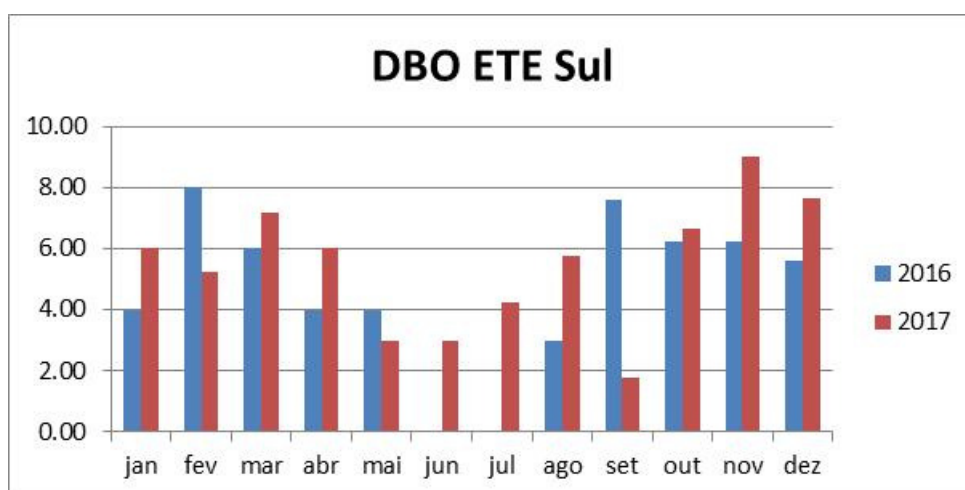


Figura 23. DBO dos efluentes da ETE sul em 2016 e 2017.



Ou seja, enquanto a vazão caiu, a concentração de DBO aumentou. Isto é compreensível pelo fato de a carga orgânica de esgoto cloacal provavelmente ter se mantido a mesma, a despeito das medidas de economia no consumo. Assim, mantendo a carga aproximadamente constante, porém reduzindo-se a vazão para sua diluição, a tendência é que haja aumento da concentração. Estes resultados são preliminares, porém mostram aspectos interessantes do comportamento das infraestruturas e do ambiente durante um evento único como foi a crise hídrica do DF.

5.4 Análise dos fatores explicativos da floração

Mais do que o desenvolvimento de um modelo, considera-se importante analisar os dados em conjunto para procurar identificar fatores que, ocorrendo conjuntamente, podem ocasionar a repetição de um evento de floração de algas como em novembro de 2016.

A proximidade da ocorrência deste evento com a ETE sul fez com que muitas suspeitas recaíssem inicialmente sobre o lançamento de esgotos por parte da CAESB. Entretanto, os dados recebidos não mostram qualquer anomalia nas vazões e concentrações de poluentes do esgoto lançado no período da floração de algas.

Uma outra possibilidade seria um aporte fora do comum de nutrientes decorrente de um evento de chuva intensa, após um longo período de acumulação de cargas poluentes. Esta hipótese é bastante plausível, visto que no dia 9 de novembro de 2016 foi registrada uma chuva de 53,6mm no INMET, que é um volume bastante expressivo, além de ter sido a primeira chuva mais expressiva ocorrida naquele ano, após um período de seca bastante intenso. O ano de 2016 foi bastante atípico, uma vez que a chuva no mês de janeiro foi acima da média, porém os demais meses do ano foram de pouca chuva (o que acabou refletindo na necessidade de racionamento no ano seguinte). Para ilustrar a falta de chuva ao longo do ano de 2016, e o reflexo disso na acumulação de cargas poluentes, a tabela abaixo mostra a precipitação média ocorrida de janeiro a outubro, e a relação desta com a média de longo termo.

Tabela 2. Precipitação em Brasília ao longo de 2016 e sua relação com a precipitação média

	2016	Média	%
jan	398	209.4	190%
fev	85	183	46%
mar	151	212	71%
abr	11	133	8%
mai	4	30	13%
jun	0	4.9	0%
jul	0	6.3	0%
ago	21	24	87%
set	56	47	120%
out	84	160	52%

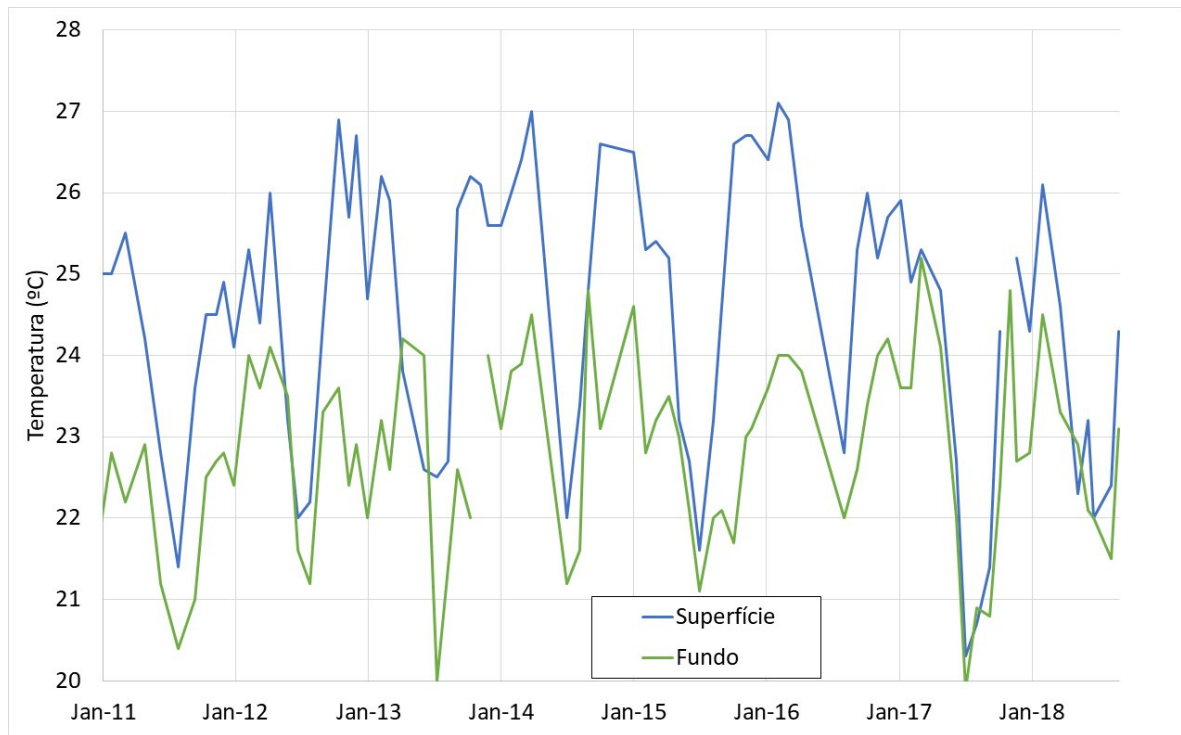
Como se vê, de fevereiro a outubro, as chuvas foram inferiores à média, à exceção de setembro, que tem pouca importância pois as chuvas são pouco expressivas, contribuindo pouco em termos absolutos. Sobretudo nos meses finais de transição entre os períodos chuvoso e seco (abril, maio e junho), as chuvas foram muito inferiores, levando possivelmente a uma acumulação diferenciada de cargas poluentes no meio urbano ao longo deste ano.

Ainda assim, embora este processo pareça ter um papel importante, eventos similares ocorrem praticamente em todos os anos, pois mesmo em anos mais úmidos a estação seca é bem definida no DF, levando a acumulações de cargas sempre próximas ao potencial, como pode ser visto na Figura 16. Assim, foram avaliadas outras variáveis.

Um outro fator que foi avaliado foi a intensidade do processo de mistura, decorrente da estratificação térmica do lago Paranoá. É sabido que o lago apresenta esse processo nos meses de verão (dezembro a março), uma vez que o ar encontra-se mais quente, aquecendo a camada superficial da água do lago e diminuindo a densidade desta. Devido à menor densidade, há pouca mistura, fazendo com que haja uma diferença entre as temperaturas da superfície e do fundo. No período de inverno, a camada superficial do lago é resfriada, fazendo com que se misture com o fundo e homogeneizando a qualidade de água. Este processo ocorre anualmente, fazendo com que o sistema já tenha se adaptado a essa dinâmica.

Entretanto, no ano de 2016, este processo de mistura parece ter sido menos intenso. Para exemplificar, a figura abaixo mostra as temperaturas medidas pela CAESB no Lago Paranoá próximo à barragem, no fundo e na superfície.

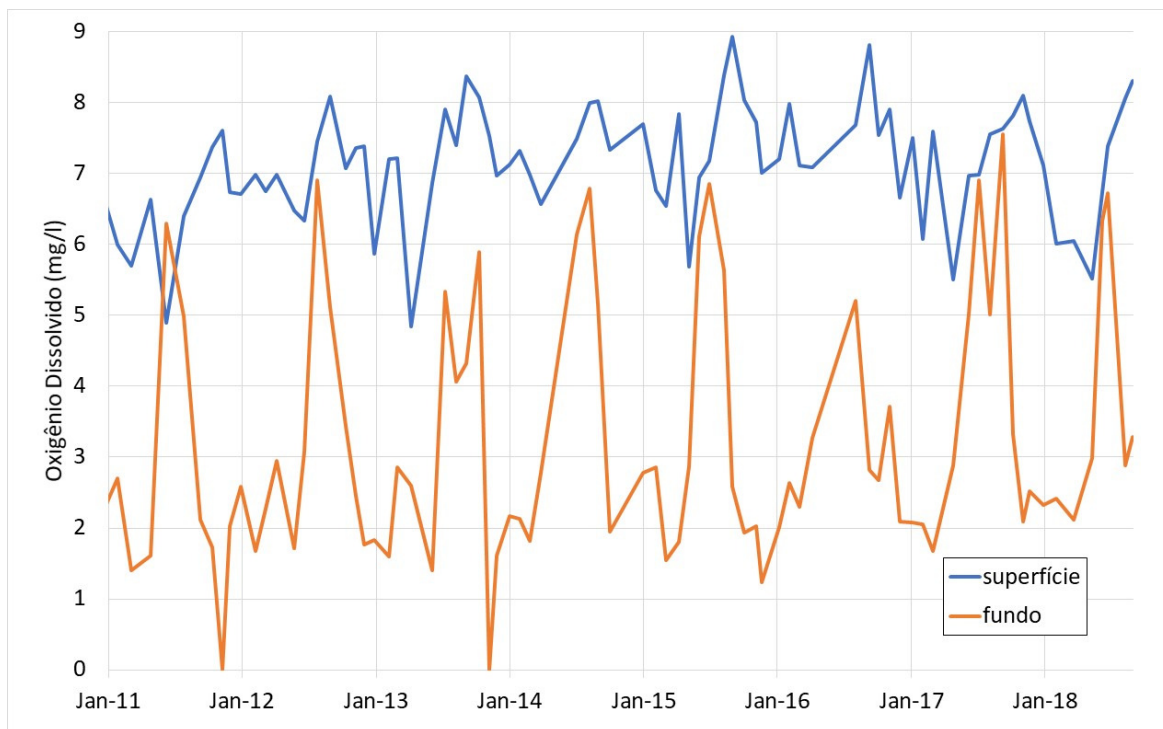
Figura 24. Temperatura medida na superfície e no fundo do Lago Paranoá, próximo à barragem.



O gráfico mostra com clareza o processo de estratificação, com a diferença de temperatura se acentuando nos meses do meio do ano, e diminuindo ou desaparecendo nos meses de verão. É possível notar que no inverno de 2016, porém, o grau de mistura foi menor, permanecendo algum grau de estratificação mesmo durante os meses mais frios. Tal diferença também ocorreu em outros anos, como 2011 por exemplo, porém para temperaturas bem mais baixas.

É possível supor que esta maior duração do fenômeno da estratificação no ano de 2016 tenha contribuído para o episódio de floração de algas ocorrido em novembro, e o aporte de poluentes causado pela chuva do início de novembro tenha sido somente o gatilho que desencadeou o processo. A estratificação térmica, além da temperatura, causa uma diferenciação também dos teores de oxigênio da água, fazendo com que o fundo fique pouco oxigenado. Isso pode ser visto também nos dados de monitoramento da CAESB (**Erro! Fonte de referência não encontrada.**).

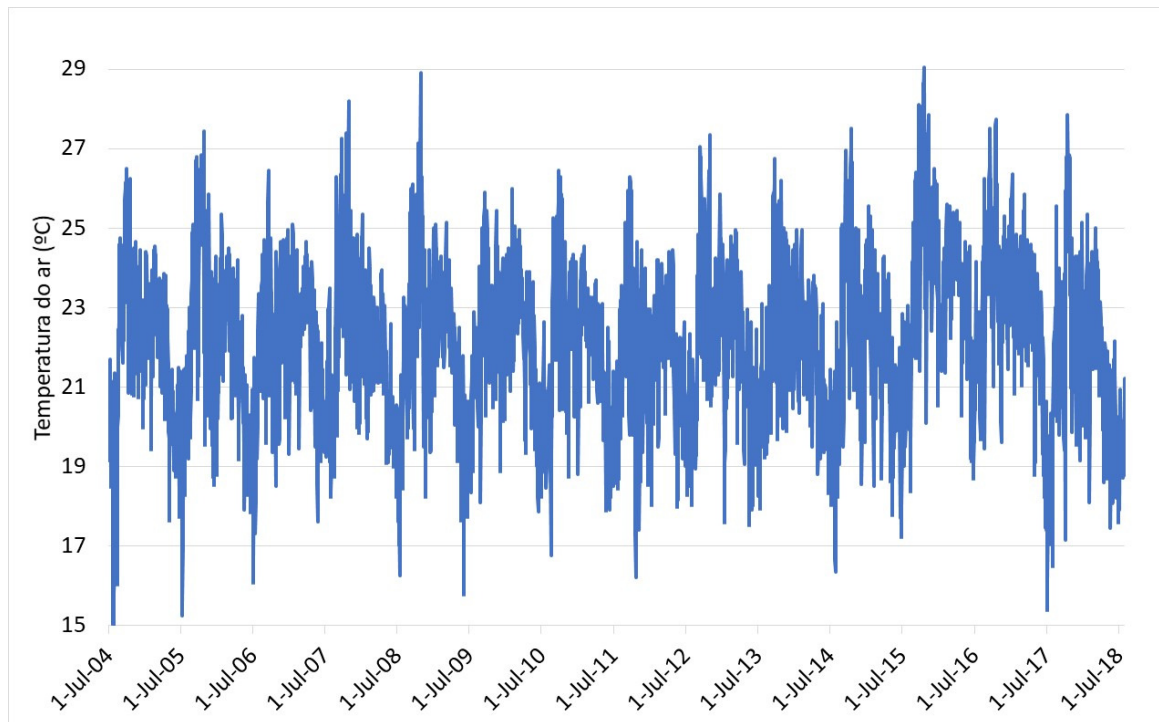
Figura 25. Concentração de oxigênio no fundo e na superfície, dados monitorados pela CAESB.



Também nesse caso é possível constatar que, em todos os demais anos, a concentração de oxigênio do fundo se aproxima do valor medido na superfície durante o inverno, devido ao processo de mistura. Esse fenômeno não ocorreu em 2016, contudo, fazendo com que possivelmente a qualidade de água tenha se deteriorado ao longo desse ano.

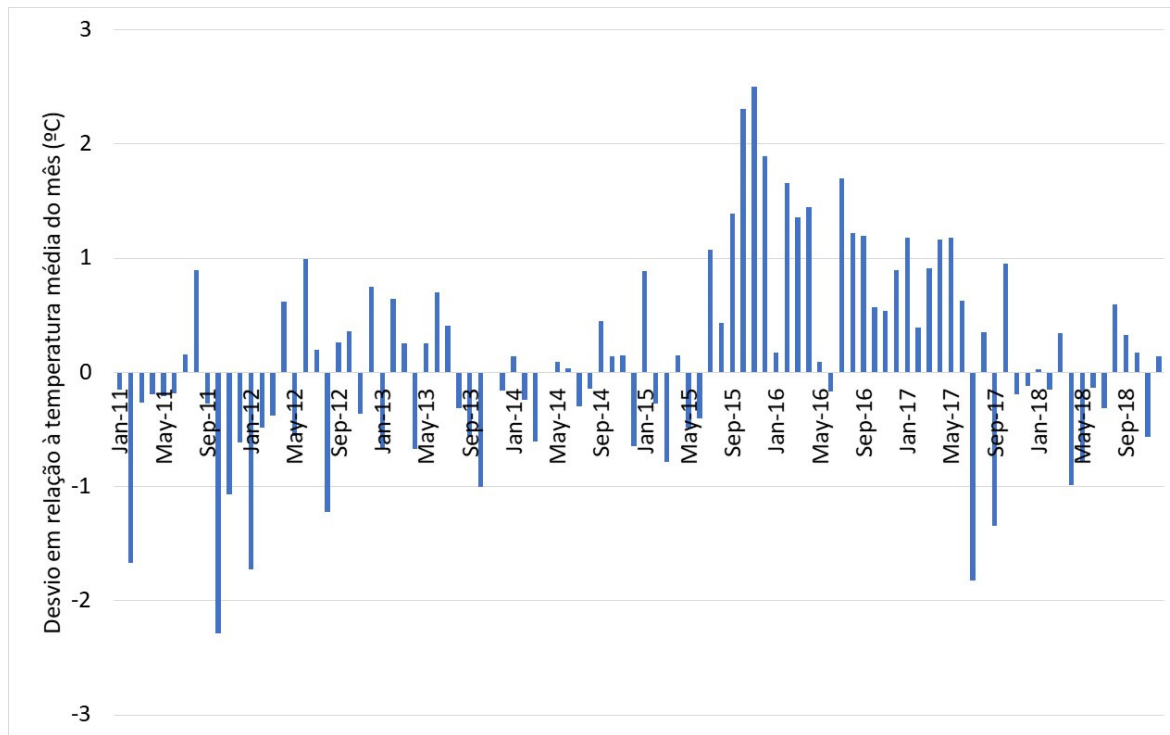
A menor intensidade do processo de mistura em 2016 foi provavelmente efeito de um inverno anormalmente quente, conforme pode ser observado na figura abaixo, que mostra a temperatura do ar de 2004 a 2016.

Figura 26. Temperatura do ar de 2004 a 2018.



O histórico de temperaturas mostra como o período entre os anos de 2015 e 2016 foi quente, mesmo no inverno. Isso fica mais claro se for representado o desvio de temperatura em relação à média do mês, mostrado no gráfico abaixo.

Figura 27. Desvio de temperatura do ar em relação à média do mês (°C).



É possível observar que as temperaturas médias do ar foram consistentemente cerca de 1-2°C acima da média do mês no período de fim de 2015 até o início de 2017, o que causou a baixa intensidade de mistura ao longo de 2016.

Embora um processo de floração de algas como o ocorrido em novembro de 2016 seja muito difícil de modelar e prever, estes fatores parecem ter tido algum papel. Esse tipo de microorganismos se desenvolve particularmente bem em ambientes quentes, com presença de nutrientes, e a baixa concentração de oxigênio em determinados locais também pode ter contribuído.

Sendo verdadeiras essas premissas, é possível criar uma espécie de check-list de condições que, se satisfeitas em conjunto, podem levar a um novo episódio. São elas:

- Encerramento prematuro da estação de chuvas, ou chuvas inferiores à média nos meses de março a junho;
- Temperaturas do ar acima da média nos meses de inverno;

- Ausência de mistura da água do Lago Paranoá, constatada por diferenças de 1°C ou mais entre o fundo e a superfície nos meses de inverno;
- estratificação do oxigênio nos meses de inverno, com diferenças de 3 mg/l ou mais entre o fundo e a superfície nos meses de inverno;
- Atraso no reinício da estação chuvosa, seguido de chuva intensa, superior a 50mm na bacia, sobretudo na sub-bacia do Riacho Fundo.

Este conjunto de fatores pode ser acompanhado por equipes da CAESB e ADASA ao longo do ano, que podem emitir alertas preventivos caso identifiquem a sua ocorrência conjunta. Evitar o fenômeno parece ser mais complexo, uma vez que sua ocorrência parece estar ligada fundamentalmente a extremos meteorológicos, por um lado, e da acumulação de poluentes no solo, que é um processo até certo ponto natural, por outro lado. Uma solução que é adotada em alguns países é o direcionamento dos primeiros fluxos de escoamento superficial (*first flush*), decorrentes de chuvas intensas, para estações de tratamento de esgoto, ao invés de lançar diretamente na rede pluvial. A adoção de um sistema como esse requereria investimentos expressivos na readequação dos sistemas de esgotamento, sobretudo de cidades como Águas Claras, Guará e Vicente Pires.

6. CONCLUSÕES

O objetivo principal deste trabalho era o desenvolvimento de um sistema de alerta, baseado em um modelo computacional de qualidade de água, que permitisse a identificação antecipada da ocorrência de eventos como floração de cianobactérias, similares ao ocorrido em novembro de 2016.

Este objetivo foi parcialmente atingido, por limitações encontradas tanto no modelo computacional escolhido, quanto nos dados disponíveis.

Por um lado, há diversas limitações nos dados de entrada, que acabam por comprometer o desempenho de um modelo computacional como o proposto. Em primeiro lugar, a frequência de monitoramento de qualidade de água nos tributários é muito baixa, normalmente de uma vez por mês, o que é insuficiente para capturar eventos com poucos dias de duração, como a floração de cianobactérias ocorrida em 2016.

Cargas de poluentes trazidas em eventos de chuvas intensas pelo sistema de drenagem urbana também não são adequadamente registrados. Recentemente, a ADASA iniciou um esforço importante de medição da qualidade de água nos lançamentos de água pluvial no lago. Entretanto, essas coletas não estão vinculadas à ocorrência de eventos chuvosos. Além disso, não é feita medição simultânea da vazão lançada, de forma que não é possível quantificar a carga poluente.

Muitas premissas tiveram que ser feitas sobre a partição de alguns poluentes, preenchimento de dados etc, para inserção no modelo. É o caso da partição do nitrogênio total em orgânico e amoniacal e do fósforo total em fósforo orgânico e ortofosfato.

Uma outra simplificação demasiada diz respeito à necessidade de dados de concentração de algas, que não estão disponíveis. No presente trabalho, esta concentração foi estimada indiretamente com base em um número bastante reduzido de medições de clorofila. Dado o papel que as algas possuem no balanço de diversos poluentes, esta simplificação tem muito impacto. Na prática, ao invés de constituir um dado de entrada, como requerido pelo modelo, a concentração de algas passou a ser um parâmetro de calibração do modelo.

É importante mencionar também que os dados de entrada do modelo foram separados em afluências nos tributários, onde há monitoramento diário de vazões e mensal de qualidade de água, e a afluência direta da drenagem urbana, para a qual não há monitoramento contínuo, tendo sido necessárias simulações para sua estimativa. Porém, particularmente no caso do Riacho Fundo, essa distinção não é tão clara, visto que essa sub-bacia é fortemente urbanizada. Assim, certamente há picos de aporte de carga afluindo por esse tributário, decorrentes de eventos de chuva intensa, que não são capturados pelo monitoramento, visto que ocorrem em intervalos de tempo de algumas horas ou dias.

Ainda assim, os resultados mostraram um aumento das concentrações de fósforo no braço do Riacho Fundo no período chuvoso de 2016-2017, o que de alguma forma é uma indicação da ocorrência de eventos como a floração de cianobactérias.

Deve-se ressaltar que houve uma melhora da performance do modelo, em relação ao modelo desenvolvido anteriormente. As inconsistências no balanço de fósforo e nitrogênio foram sanadas, de forma que o modelo atualmente encontra-se mais próximo de retratar a realidade.

Ainda assim, não se pode afirmar que ele seja capaz de detectar a ocorrência de fenômenos de alta complexidade como a floração de cianobactérias ocorrida em novembro de 2016.

Ao invés disso, optou-se por identificar um conjunto de fatores que, ocorrendo em conjunto, pode deflagrar um novo episódio como aquele. Estes fatores são em grande parte climáticos, com a ocorrência de invernos mais quentes do que o normal associada ao alongamento do período de seca, o que causou um prolongamento incomum do processo de estratificação térmica ao longo dos meses de inverno, seguido de um evento de precipitação intensa.

Esta é somente uma hipótese, mas constitui um conjunto de fatores que foi único no ano de 2016, além de possuir embasamento físico. O monitoramento destes fatores pode auxiliar a prevenir antecipadamente a ocorrência de novos eventos como este no futuro.

REFERÊNCIAS

ADASA (2015) Resolução nº 06, de 14 de dezembro de 2015. Disponível em http://www.adasa.df.gov.br/images/stories/anexos/8Legislacao/Res_ADASA/Resolucao006_2015.pdf - Consultado em 20/04/2015

ANA (2013) Plano de Recursos hídricos e do enquadramento dos corpos hídricos superficiais da bacia hidrográfica do rio Paranaíba. Relatório, 312p.

ADASA/CAESB/NOVACAP/IBRAM (2016) Proliferação de cianobactérias e mortalidade de peixes no Lago Paranoá. Nota Técnica, dezembro de 2016.

BROWN, L. C. & BARNWELL, T. O. (1987) The enhanced stream water quality models QUAL2E and QUAL2EUNCAS: documentation and user manual. Env. Res. Laboratory. US EPA, Athens, GA.

CAESB (2016) Estações de tratamento de esgoto. Disponível em <https://www.caesb.df.gov.br/esgoto/conheca-as-unidades.html> – consultado em 20/04/2015

CLAPHAN, W. B. et al. (1999) Human Activities in the drainage basin as sources of nonpoint pollutants. In: THORNTON, J. A., RAST, W., HOLLAND, M. M., JOLAKAI, G., RYDING, S.-O. (Eds.), Assessment and Control of Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystems, Ed. UNESCO e Parthenon Publishing, Paris, França.

Congresso em Foco (2017) Paranoá: água para beber? Disponível em <http://congressoemfoco.uol.com.br/opiniaocolumnistas/paranoa-agua-para-beber/> - consulta em 03/05/2017.

ENVIRONMENTAL AND HYDRAULIC LABORATORIES (1986) A numerical two-dimensional laterally averaged model for hydrodynamics and Water Quality: User's manual. Instruction report E-86-5, U.S. Army Engineer Waterways Experiment Station, Vicksburg, MS.

LARENTIS, D. G. (2004) Modelagem matemática da qualidade da água em grandes bacias: Sistema Taquari-Antas-RS (2004). 177 f. Dissertação (Mestrado de Engenharia), Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

Larentis, D. Collischonn, B. Collischonn, W. (2007) Pollutant buildup-washoff modeling in large river basins. 11th International Conference on Diffuse Pollution, Belo Horizonte, 26 a 31 de agosto.

Leite Costa, M. Koide, S. (2013) Análise do escoamento superficial utilizando o modelo SWMM em bacias urbanas com enfoque na geração de cargas de poluição difusa. XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH, Bento Gonçalves (RS), 17 a 22 de novembro.

Minoti, R. Koide, S. Liporoni, L. (2011) Estimativa das cargas de sedimentos e nutrientes em duas sub-bacias do Lago Paranoá (Brasília/DF). XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, ABRH, Maceió, 27 de novembro a 1 de dezembro.

NEITSCH, S. L., J. G. ARNOLD, J. R. KINIRY and J. R. WILLIAMS (2001) Soil and water assessment tool - Theoretical documentation. Grassland, Soil and Water Research Laboratory, Agricultural Research Service.

Novotny, V. (2003) Water Quality: Diffuse Pollution and Watershed Management. Ed. John Wiley Sons, NY.

Philomeno, M. (2007) A comunidade fitoplanctônica e a restauração do Lago Paranoá, Brasília-DF. Tese de Doutorado, Programa de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, 223p.

Porto, M. (1995) Aspectos qualitativos do escoamento superficial em áreas urbanas. In: Tucci, C.; Porto, R.; Barros, M. (orgs.) Drenagem Urbana. Editora da Universidade, C.9, Porto Alegre.

ROSMAN, P. C. C. (1989) Modelos de circulação em corpos d'água rasos. In.: Métodos Numéricos em Recursos Hídricos 1. Editora da ABRH, Brasil.

ROSMAN, P.C.C. (2000) SisBAHIA-Sistema Base de Hidrodinâmica Ambiental, Documentação de Referência Técnica (2000). Área de Engenharia Costeira e Oceanográfica, Universidade Federal de Rio de Janeiro (COPPE-PEEnO/UFRJ), Rio de Janeiro, 2000.

Thomann, R. & Müller, J. (1987) Principles of surface water quality modeling and control. Harper & Row Publishers, NY.

Tomaz, Plínio (2013) Curso de Manejo de Águas Pluviais. Disponível em http://www.pliniotomaz.com.br/downloads/Novos_livros/livro_metodo_calculos_vazao/capitulo02.pdf - consulta em 04/05/2017.

Tucci, C. e Motta Marques (2000) Avaliação e controle da drenagem urbana. Editora da UFRGS, 558p.

USACE (2010) HEC-RAS – River Analysis System – User’s Manual Version 4.1

VON SPERLING, M. (1995) Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias. Belo Horizonte, UFMG, 1. Ed.

Wetzel, R. (2001) Limnology: lake and river ecosystems. Gulf Professional Publishing, 1006 páginas.

Anexo 1 – parâmetros do modelo HEC-RAS

