



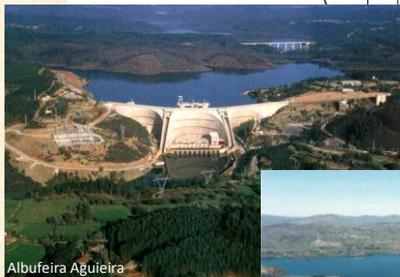
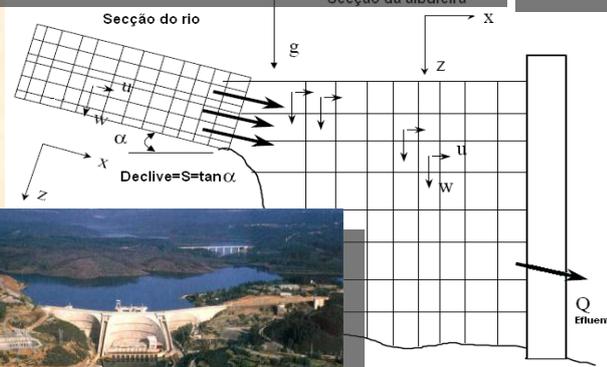
# MODELAÇÃO MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM ALBUFEIRAS COM PLANOS DE ORDENAMENTO



Albufeira Santa Clara



Albufeira Castelo do Bode



Albufeira Aguireira



Albufeira Alto Rabagão

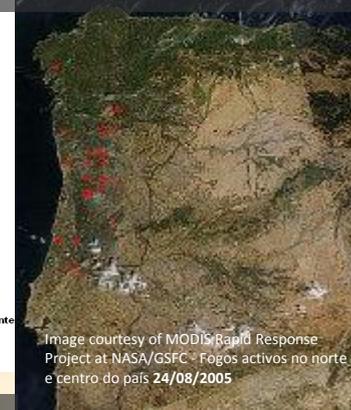


Image courtesy of MODIS Rapid Response Project at NASA/GSFC. Fogos activos no norte e centro do país 24/08/2005



Albufeira Crestuma-Lever

## V - EFEITO DE FOGOS FLORESTAIS NO REGIME DE ESCOAMENTO E NA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS E ALBUFEIRAS





# MODELAÇÃO MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA EM ALBUFEIRAS COM PLANOS DE ORDENAMENTO

## V - EFEITO DE FOGOS FLORESTAIS NO REGIME DE ESCOAMENTO E NA QUALIDADE DA ÁGUA DE RIOS E ALBUFEIRAS

O trabalho de modelação matemática para avaliação do efeito de fogos florestais no regime de escoamento e na qualidade da água de rios e albufeiras foi desenvolvido no âmbito de uma parceria técnico e científica entre o Instituto da Água, I.P e a Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa.

Este documento deve ser citado do seguinte modo:

INAG, I.P. 2011. *Modelação Matemática da Qualidade da Água em Albufeiras com Planos de Ordenamento – V – Efeito de fogos florestais no regime de escoamento e na qualidade da água de rios e albufeiras*. Ministério da Agricultura, Mar, Ambiente e Ordenamento do Território. Instituto da Água, I.P.

### **AUTORES:**

PEDRO SANTOS COELHO

MANUEL ALMEIDA

NELSON MATEUS

### **COLABORADORES:**

FELISBINA QUADRADO

MARGARIDA ALMODOVAR

**DEZEMBRO DE 2011**

**MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, MAR, AMBIENTE E ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO**

**EDIÇÃO**

Instituto da Água, I.P.

**COORDENAÇÃO**

Departamento de Ordenamento e Regulação do Domínio Hídrico  
Divisão de Administração das Utilizações

**PRODUÇÃO GRÁFICA, IMPRESSÃO E ACABAMENTO**

Instituto da Água, I.P.

**DEZEMBRO, 2011**

# Nota Introdutória



Dr. Orlando Borges  
Presidente do Instituto da Água, I.P

No âmbito das competências do Instituto da Água, I.P. em assegurar a nível nacional a execução da política no domínio dos recursos hídricos garantindo a sua gestão sustentável, as albufeiras de águas públicas assumem uma importância estratégica, não só pela sua relevância em termos económicos e sociais, mas também pela sua sensibilidade em termos ambientais.

As albufeiras constituem massas de água fortemente modificadas, cujo estado está essencialmente dependente dos usos existentes. A compatibilização destes usos com o atingir do bom potencial ecológico e do bom estado do químico é uma obrigação que assiste a Portugal desde 2000, e que deverá ser atingido até 2015. Os problemas de contaminação, risco de eutrofização e conflitualidade de usos dificultam o atingir deste objectivo tão exigente, expresso na Directiva Quadro da Água e transposto para a Lei n.º 58/2005, de 29 de Dezembro.

O planeamento estratégico é assim um dos principais vectores que permite conciliar as diferentes utilizações e definir as medidas necessárias para proteger e melhorar a qualidade da água em geral e em particular destes meios lânticos.

Os Planos de Ordenamento das Albufeiras de Águas Públicas (POAAP), também designados como Planos de Ordenamento das Albufeiras (POA), são planos especiais de ordenamento do território que estabelecem níveis de protecção para o território por eles abrangido, tendo em vista a protecção e valorização dos recursos hídricos na sua área de intervenção, de modo a assegurar a sua utilização sustentável. São instrumentos de gestão do território que vinculam a Administração Pública e os particulares.

A promoção destes Planos, da responsabilidade do INAG, concorre para a melhoria e preservação da qualidade da água da albufeira, estabelecendo regimes de protecção que, em primeira instância, permitem estabelecer medidas tendentes ao controlo das fontes de poluição identificadas na zona terrestre de protecção (500m acima do NPA) e identificar os usos proibidos, condicionados e permitidos no plano de água, tendo a preocupação em salvaguardar os usos principais (abastecimento, rega ou produção de energia) e assegurar o equilíbrio dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. Os POA são instrumentos que determinam o modo como o território envolvente às albufeiras e as próprias albufeiras podem ser utilizadas considerando a capacidade do meio e dos sistemas que o constituem, promovendo o desenvolvimento das regiões que se inserem, sem

comprometer os recursos em presença e em particular os recursos hídricos. Estes Planos preconizam um modelo de desenvolvimento sustentável para territórios com características únicas, fruto da presença de reservatórios artificiais de água, para os quais se estabelece um patamar de exigências, tanto em termos de medidas como de instrumentos de gestão e de fiscalização.

Assim, cientes das exigências, cada vez mais complexas, a nível da garantia do bom estado nas massas de água fortemente modificadas e para assegurar que as medidas preconizadas nos POA serão conducentes para este objectivo, minimizando os riscos de eutrofização e articulando os diferentes usos, tornou-se evidente a necessidade de desenvolver instrumentos que permitam avaliar, para diferentes cenários de simulação definidos em função das opções dos POA, a evolução da qualidade da água. A utilização de modelos matemáticos foi o caminho escolhido, dado que constituem ferramentas de excelência para suporte à decisão e compreensão do comportamento das massas de água estudadas e para avaliar as estratégias definidas para a sua gestão sustentável.

Dada a especificidade dos estudos a realizar foi promovido uma colaboração científica com a Faculdade de Ciências e Tecnologia, da Universidade Nova de Lisboa atendendo ao seu reconhecido mérito nestas matérias.

A equipa do Departamento de Ciências e Tecnologia, liderada pelo Prof. Pedro Santos Coelho, que integra o Eng. Manuel Almeida e o Eng. Nelson Mateus, numa estreita e muito profícua colaboração técnica e científica com a equipa do INAG, constituída pela Arq. Margarida Almodovar e pela Eng.ª Felisbina Quadrado, desenvolveram uma série de estudos, que constituem instrumentos essenciais na gestão das massas de água seleccionadas.

Entre 2003 e 2011 foram desenvolvidos estudos que envolveram cinco albufeiras com POA aprovado, designadamente Castelo do Bode, Aguieira, Santa Clara, Alto Rabagão e Crestuma-Lever, seleccionadas por serem aquelas que, quer pela dimensão do plano de água, quer pela relevância dos usos principais a que estão associadas, desempenham uma função estratégica, aliada ao facto de terem sido identificados factores de pressão sobre a albufeira e zona terrestre envolvente. Assim e sobre a temática “Modelação Matemática da Qualidade da Água em Albufeiras com Planos de Ordenamento” foram desenvolvidos os seguintes Relatórios :

- I. Albufeira de Castelo do Bode.
- II. Albufeira de Castelo do Bode - Impacto da navegação recreativa a motor.
- III. Albufeira da Aguieira.
- IV. Albufeira de Santa Clara.
- V. Efeito de fogos florestais no regime de escoamento e na qualidade da água de rios e albufeiras.
- VI. Albufeira do Alto Rabagão.
- VII. Albufeira de Crestuma-Lever.
- VIII. Incremento dos valores da concentração de fósforo entre 2005 e 2006.

Que pela sua relevância e interesse importa agora partilhar, num momento em que se encerra um ciclo importante da gestão dos recursos hídricos.

Lisboa, Dezembro de 2011.

## ÍNDICE

1 -Introdução .....	3
2 -Enquadramento .....	4
3 -Alterações físicas e químicas que podem ocorrer no solo como consequência de um fogo florestal.....	8
3.1 -Temperatura do solo .....	11
3.2 -Camada orgânica do solo .....	14
3.3 -Alterações das propriedades e fluxos dos nutrientes .....	24
4 -Alterações que podem ocorrer nos processos erosivos e hidrológicos em consequência de um fogo florestal.....	37
5 -Alterações físicas e químicas que podem ocorrer em massas de água como consequência de um fogo florestal.....	46
6 -Características da área de estudo .....	74
7 -Avaliação da qualidade da água da área de estudo .....	76
8 -Análise da variação interanual dos valores máximos da concentração de nutrientes observados em estações de qualidade da água localizadas em áreas em que ocorreram fogos florestais.....	91
9 -Simulação matemática da qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode em função da afluência de cargas poluentes geradas por fogos florestais.....	95
9.1 -Principais características da albufeira da barragem de Castelo do Bode .....	95
9.2 -Breve análise da evolução da qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode.....	96
9.3 -Modelo CE-QUAL-W2 .....	100
9.4 -Estimativa do escoamento superficial gerado nas áreas ardidas.....	109
9.5 -Definição de cenários de simulação da afluência de cargas poluentes geradas pelos fogos florestais .....	114
9.6 -Resultados obtidos nas simulações desenvolvidas .....	126

---

9.6.1 - Cenário 1 .....	127
9.6.2 - Cenário 2 .....	137
9.6.3 - Cenário 3 .....	146
9.6.4 - Cenário 4 .....	155
9.6.5 - Cenário 5 .....	164
9.6.6 - Cenário 6 .....	173
9.6.7 - Cenário 7 .....	182
9.6.8 - Cenário 8 .....	192
9.6.9 - Cenário 9 .....	194
10 -Avaliação do potencial efeito dos fogos florestais no regime de escoamento superficial.....	197
11 -Identificação das albufeiras localizadas em território nacional com maior probabilidade de virem a ser afectadas pela ocorrência de fogos florestais.....	209
12 -Conclusões.....	216
13 -Bibliografia.....	219

## 1. INTRODUÇÃO

O Instituto da Água (INAG) e o Departamento de Ciências e Engenharia do Ambiente da Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade Nova de Lisboa (DCEA/FCT/UNL), celebraram um protocolo relativo à colaboração técnico-científica, com o objectivo de avaliar o efeito de fogos florestais no regime de escoamento e na qualidade de massas de água doce superficiais.

Com o desenvolvimento do estudo, concluído em 2008, utilizaram-se vários complementos metodológicos das análises inicialmente propostas no protocolo, que permitiram definir cinco abordagens distintas:

- Com o objectivo de se encontrarem evidências de efeitos de fogos florestais na qualidade da água, analisaram-se os valores da concentração de 28 parâmetros de qualidade da água, obtidos entre os anos de 1994 e de 2006, relativos a dez estações de qualidade da água do SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos), localizadas na área de estudo.
- Definiu-se também uma metodologia com o objectivo de se encontrarem sobreposições dos locais de amostragem do SNIRH em que foram observados os valores anuais mais elevados da concentração de  $N_{total}$ ,  $NO_3$ ,  $P_{total}$ ,  $PO_4$ , e  $NH_4$ , entre os anos de 2000 e de 2006, com as áreas ardidadas anualmente na bacia hidrográfica do rio Tejo.
- Avaliou-se igualmente o efeito dos fogos florestais que ocorreram no ano de 2003 na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode, em função da afluência à albufeira e aos seus principais tributários de cargas poluentes de azoto (N) sob a forma de nitratos ( $N-NO_3$ ) e de azoto amoniacal ( $NH_4$ ), e de fósforo (P) sob a forma de ortofosfatos ( $P-PO_4$ ), de acordo com diferentes cenários de simulação desenvolvidos com o modelo CE-QUAL-W2.
- Com o objectivo de se avaliar o efeito que os fogos florestais podem ter no regime de escoamento, seleccionaram-se 39 estações hidrométricas localizadas em bacias hidrográficas em que deflagraram fogos florestais durante o ano de 2003, em Portugal continental. A sobreposição dos níveis hidrométricos com a precipitação diária, permitiu verificar se os fogos florestais modificam o intervalo de tempo existente entre um evento de precipitação e a consequente reacção do nível hidrométrico nas linhas de água.
- Considerando a carta de Risco de Ocorrência de Incêndios Florestais (2006-2008) (Instituto Geográfico Português), a carta Corine 2000 (Agência Portuguesa do Ambiente) e a carta da Erosividade da Precipitação (INAG), identificaram-se as albufeiras localizadas em território nacional que terão maior probabilidade de serem afectadas pela afluência de cargas poluentes geradas por fogos florestais.

## 2. ENQUADRAMENTO

O fogo tem sido ao longo do tempo um factor natural determinante na diversificação das espécies vegetais e, conseqüentemente, no aumento da resiliência dos ecossistemas.

Nas últimas décadas os fogos florestais aumentaram consideravelmente na região mediterrânea, não só no seu número mas também na sua frequência, o que pode provocar a redução do tempo de recuperação das áreas ardidas e, conseqüentemente, alterar drasticamente o coberto vegetal, modificando e degradando as características destes ecossistemas (González O. *et al.*, 2006).

As florestas típicas das regiões mediterrâneas são compostas por matos baixos e povoamentos pouco densos de espécies adaptadas ao clima mediterrâneo (secura estival e precipitação moderada, concentrada no Inverno) e a ciclos de fogo de 15 a 25 anos. (Chandler *et al.*, 1983).

As regiões mediterrâneas húmidas são caracterizadas por ecossistemas com elevada densidade de cobertura vegetal, que permitem a rápida propagação do fogo (Ferreira *et al.*, 2005). O processo de selecção natural promoveu as espécies mais resistentes e originou nas zonas mediterrâneas ambientes pirofíticos, constituídos por plantas que desenvolveram características de maior inflamabilidade, que em conjunto com a profunda artificialização da floresta, determinada pela expansão do *Pinus pinaster Aiton* (Pinheiro bravo) e o recente acréscimo de área ocupada com *Eucalyptos globulus Labill* (Eucalipto), contribuem para explicar, a dimensão actual dos incêndios florestais.

Após as glaciações do período Quaternário, o coberto vegetal de Portugal continental era na sua generalidade constituído por árvores do género *Quercus* e *Pinus*. Posteriormente, a agricultura e o pastoreio promoveram o desaparecimento desta floresta, através do fogo e do abate de árvores que se acentuou durante a Idade Média.

Nos últimos dois séculos realizaram-se várias tentativas para inverter esta situação através de medidas governamentais que incluíram diversas iniciativas de arborização, tais como a florestação intensiva com pinheiro bravo durante o Estado Novo (Silveira P., 2008).

De acordo com Fernando P. *et al.* (2002), as alterações profundas no sistema agro-florestal das zonas rurais, ocorridas em Portugal, pela arborização de áreas de montanha com pinheiro bravo, motivaram a exclusão do fogo e grande redução do pastoreio, que levaram à acumulação desmesurada de biomassa, criando condições para agravar a intensidade e frequência dos incêndios florestais.

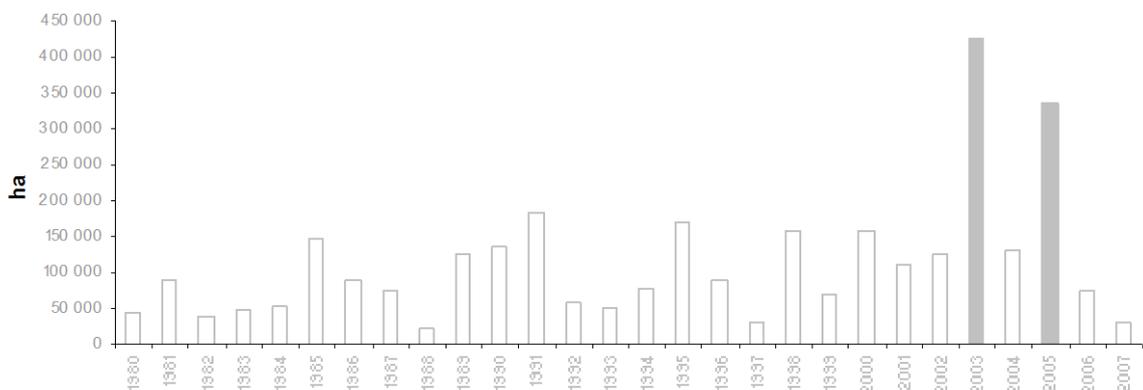
A exploração intensiva, desde o século XIX, do eucalipto é outro exemplo de práticas silvícolas que contribuíram para a degradação da floresta, empobrecendo o solo, a flora vascular e a biodiversidade em geral.

O eucalipto, como espécie exótica, degrada o solo consumindo demasiada água e esgotando os nutrientes existentes. A monocultura desta espécie induz a formação de povoamentos de reduzida biodiversidade, com todas as conseqüências que isso acarreta para o equilíbrio num espaço florestal.

De acordo com Juli G. Pausas e V. Ramon Vallejo (1999), o aumento do número de fogos e da área ardida nos ecossistemas mediterrâneos resulta das alterações nos usos da terra (o despovoamento das zonas rurais tem aumentado, promovendo a acumulação de biomassa) e do aquecimento global, que segundo estes autores tem diminuído a humidade do material combustível, aumentando assim o risco de incêndio.

Actualmente, diferentes estudos indicam que a tendência dos fogos na região mediterrânea conduz a uma diminuição da área ardida mas a um aumento do número de fogos (Comissão Europeia 2002, in González O. *et al.*, 2006).

Nos últimos anos, em Portugal continental, verificou-se um aumento considerável da área ardida, destacando-se o ano de 2003 (Figura 1), em que arderam 425 716 ha, distribuídos por 26 000 fogos, dos quais 175 foram responsáveis por 93% da área total ardida, e o ano de 2005 em que arderam 336 497 ha (DGRF, 2003 e DGRF, 2005).



**Figura 1.** Área anual ardida em Portugal continental (1990-2007)

Para os anos de 2006, 2007 e 2008, observou-se uma diminuição substancial da área ardida. No ano de 2006 arderam 75 510 ha, no ano de 2007, 31 450 ha e até 30 de Setembro de 2008, a Autoridade Florestal Nacional (AFN), registou 12 861 ha de área ardida.

De acordo com o Relatório Provisório de Incêndios Florestais, relativo ao ano de 2008 (AFN, 2008), a sensibilização junto das populações e os esforços de vigilância têm contribuído para uma redução no número de ocorrências. De igual forma, relativamente à área ardida, as acções de prevenção estrutural e um combate mais incisivo permitiram reduzir a extensão da superfície queimada.

Adicionalmente, os anos de 2006, 2007 e 2008 foram anos húmidos, o que associado ao facto de nos anos secos de 2003 e de 2005 terem ardido 762 213 ha, poderá igualmente ter contribuído para uma diminuição da área ardida nos últimos anos.

Actualmente, os fogos florestais em Portugal continental são um motivo de preocupação, não só pela degradação dos ecossistemas florestais, da qual se destaca a redução do número de árvores de espécies autóctones como o *Quercus suber* (sobreiro), *Castanea sativa* (castanheiro), entre outras, mas também pelo seu potencial efeito negativo na qualidade das massas de água doce.

As consequências dos fogos florestais na qualidade da água assumem uma importância acrescida quando se prevêem grandes alterações na sua frequência e intensidade, como resultado do aquecimento global (Philibert A. *et al.*, 2003).

Desde o início do século XIX a temperatura da superfície da Terra aumentou quase 1°C. As recentes simulações climáticas realizadas pelo Instituto de Meteorologia Max-Planck, sugerem que a temperatura média anual poderá aumentar 2.5 a 4°C até ao final do século XXI se as emissões de CO<sub>2</sub> e dos restantes gases de estufa mantiverem a tendência de crescimento actual (Max-Planck-Institute for Meteorology, 2006).

De uma forma geral, para todos os cenários de alterações climáticas para os próximos 100 anos, são projectados aumentos da precipitação média anual no Norte da Europa e a sua diminuição no Sul da Europa (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2008).

Räisänen *et al.* (2004), prevêem que a precipitação que ocorre no Verão deverá decrescer substancialmente (em algumas áreas verificar-se-á uma diminuição de 70%), no Sul e no Centro da Europa.

Giorgi *et al.* (2004), concluem que se verificará uma redução generalizada (30%-45%), da precipitação na bacia do Mediterrâneo e no Oeste e Sul da Europa.

Se de facto, até ao final século XXI, ocorrer um aumento da temperatura média anual e uma diminuição dos valores da precipitação nos períodos mais quentes do ano, então a frequência dos fogos florestais poderá aumentar, agravando ainda mais os potenciais efeitos que as alterações climáticas poderão ter nos ecossistemas terrestres e aquáticos.

Durante a deflagração de um fogo florestal, o solo e a atmosfera, após diversos tipos de alterações físicas e químicas na sua constituição, comportam-se como reservatórios de elementos e de compostos químicos, que posteriormente poderão poluir as massas de água.

O aumento da quantidade de nutrientes e de outros elementos químicos no solo, e as alterações dos processos hidrológicos dependentes das características físicas e químicas do mesmo, como o aumento de susceptibilidade aos processos erosivos, são os principais factores responsáveis por potenciais alterações da qualidade das massas de água. A difusão e dissolução de fumo e de cinzas directamente nas massas de água, ou através da dissolução na precipitação, podem também provocar alterações na qualidade da água. No entanto, em função da elevada complexidade inerente aos mecanismos de circulação atmosférica, é sempre difícil quantificar com exactidão o seu efeito.

A informação disponível sobre os parâmetros susceptíveis de, em função da ocorrência de um fogo florestal, degradar a qualidade de uma massa de água é, na sua grande maioria, relativa ao azoto (N) e fósforo (P), nas suas diferentes formas. No entanto, o número de parâmetros potencialmente poluidores é substancialmente superior, não se limitando apenas aos dois nutrientes referidos. No Quadro 1, podem observar-se todos os parâmetros referenciados como potenciais poluidores das massas de água, em resultado da ocorrência de fogos florestais.

Nas secções que se seguem são descritas as potenciais alterações que poderão surgir em cada um dos compartimentos ambientais em resultado da ocorrência de fogos florestais. A pesquisa bibliográfica realizada permitiu reunir um conjunto de estudos bastante heterogéneo, no que se refere ao tipo de ecossistema afectado e aos efeitos observados no solo e nas massas de água.

**Quadro 1.** Parâmetros referenciados como potenciais poluidores de massas de água com origem em fogos florestais

<b>Nutrientes Minerais Compostos inorgânicos</b>	<b>Metais</b>	<b>Compostos orgânicos</b>	<b>Radionuclídeos</b>
Azoto (N)	Alumínio (Al)	Ácido benzóico	Amerício-241
Bicarbonatos	Arsénio (Ar)	Álcool benzílico	Césio-137
Cianeto (CN)	Bário (Ba)	Acenaftileno	Plutónio-238
Cálcio (Ca)	Boro (B)	Acenafteno	Plutónio-239,240
Carbono (C)	Cádmio (Cd)	Antraceno	Estrôncio-90
Cloretos	Crómio (Cr)	Benzo(a)antraceno	Urânio
Enxofre (S)	Cobalto (Co)	Benzo(a)pireno	
Fósforo (P)	Cobre (Cu)	Benzo(b)fluoranteno	
Magnésio (Mg)	Césio (Cs)	Benzo(ghi)perileno	
Polifenóis	Chumbo (Pb)	Benzo(k)fluoranteno	
Potássio (K)	Estrôncio (Sr)	Criseno	
Sulfatos (SO <sub>4</sub> )	Ferro (Fe)	Dibenzo(a,h)antraceno	
Sódio (Na)	Iodo (I)	Fenantreno	
	Manganês	Fluoranteno	
	Níquel (Ni)	Indeno(1,2,3-cd)pireno	
	Selénio (Se)	Naftaleno	
	Vanádio (V)	1-Metilnaftaleno	
	Zinco (Zn)	2-Metilnaftaleno	
		Pireno	
		Piridino	
		4-Metilfenól(p-cresol)	

### 3. ALTERAÇÕES FÍSICAS E QUÍMICAS QUE PODEM OCORRER NO SOLO COMO CONSEQUÊNCIA DE UM FOGO FLORESTAL

A própria natureza física e os processos existentes no solo determinam a produtividade e a sustentabilidade de qualquer ecossistema (Pickett e White, 1985). Propriedades como a estrutura, porosidade, infiltração, regime térmico e armazenamento de água são fundamentais na manutenção da sustentabilidade e podem ser profundamente afectados por distúrbios como os fogos (Powers *et al.*, 1990).

As propriedades químicas dos solos (pH, capacidade de troca iónica e condutividade eléctrica) são, em conjunto com a actividade biológica, responsáveis pelos principais mecanismos subjacentes ao funcionamento dos ciclos biogeoquímicos e de atenuação do efeito de poluentes. Entre estes destacam-se a adsorção, fixação, precipitação, oxidação e a neutralização.

As alterações físicas e químicas que podem ocorrer num solo como consequência de um fogo florestal, estão directamente relacionadas com o conceito de severidade de um fogo, usualmente definido como um termo descritivo que integra as alterações físicas químicas e biológicas induzidas pelo fogo (White *et al.*, 1996).

De acordo com Fernando P. *et al.* (2002), a severidade de um fogo exprime o regime térmico sub-superficial que o fogo origina. A severidade está directamente relacionada com o grau de aquecimento e/ou consumo de manta morta, e com o consumo de material lenhoso.

Este conceito é função de unidades quantificáveis que variam de acordo com o sistema em análise. Estes sistemas incluem a flora e a fauna, a microbiologia do solo, os processos hidrológicos, os inputs para a atmosfera, a gestão de combustíveis e a sociedade. Para a atmosfera as unidades de severidade devem incluir a emissão de partículas e gases tóxicos e, para a flora, fauna, microbiologia do solo e processos hidrológicos, as unidades deveriam quantificar a estrutura residual do ecossistema após o fogo e, subsequentemente, as respostas dos ciclos de nutrientes, a erosão, a diversidade das espécies e as taxas de recuperação, entre outras (Jain B. Theresa, 2003).

A dificuldade do desenvolvimento de uma classificação do grau de severidade reside na obtenção de informação qualitativa e quantitativa que possa ser rapidamente relacionada com os efeitos secundários. Actualmente, esta classificação é baseada em estimativas qualitativas ou na descrição de componentes florestais que são de difícil integração num sistema de classificação (Jain B. Theresa, 2003).

De acordo com Schoenholtz H. Stephen *et al.*, (2004), a severidade de um fogo é função da sua intensidade, duração e das condições do local. A sua classificação relativamente aos efeitos no solo inclui três classes distintas de acordo com a temperatura atingida:

Severidade
reduzida ~ 250 °C
moderada < 400 °C
elevada > 650 °C

Fonte: Schoenholtz H. Stephen *et al.*, 2004

Chandler *et al.* (1983), considera que, no geral, as florestas **reduzidamente ardidas** atingem no máximo, à superfície do solo, temperaturas entre 100°C e 250°C, e 100°C a um ou dois cm de profundidade; nas áreas **moderadamente ardidas**, tipicamente, à superfície as temperaturas variam entre os 300 °C e os 400°C, podendo atingir 200°C a 300°C, a um cm de profundidade; para uma floresta **severamente ardida** a temperatura à superfície do solo pode atingir os 760°C.

Fernando P. *et al.* (2002), classifica a severidade de um fogo de acordo com as seguintes classes:

**Severidade muito reduzida:** queima ligeira da vegetação superficial;

**Severidade reduzida:** O combustível lenhoso mais fino é parcialmente consumido. As partículas do combustível superficial podem ser reconhecidas na sua forma original. Não há aquecimento do solo mineral;

**Severidade moderada:** A folhagem superficial e rebentos finos do sub-bosque são totalmente consumidos. A manta morta inferior, lenhas em decomposição e material lenhoso de maiores dimensões arde parcialmente. Pode observar-se um leito de cinzas e rizomas queimados. Verifica-se algum aquecimento do solo mineral;

**Severidade elevada:** Está presente uma camada espessa de cinzas, toda ou quase toda a matéria orgânica foi consumida.

O conceito de intensidade de um fogo é igualmente importante, é uma parte integrante do conceito de severidade, e está directamente relacionado com o grau de produção de energia térmica no ambiente em que ocorre. (Debano *et al.*, 1998). A intensidade pode ser medida em termos de temperatura atingida, que pode variar entre 50°C e > 1500°C (Neary *et al.*, 1999).

O fogo é a manifestação visual do processo físico e químico designado por combustão (Neary *et al.*, 1999). Para que o processo de combustão ocorra é necessário que exista uma fonte de energia química (biomassa combustível), energia térmica (calor de uma fonte de ignição) e oxigénio (O<sub>2</sub>).

O calor gerado é transmitido ao solo através de radiação, propagação de energia no espaço através de ondas electromagnéticas, condução, transferência de calor por contacto físico e convecção, e através do transporte de massa, transferência de calor através de um gás ou líquido (vaporização/condensação) (Chandler *et al.*, 1993).

O efeito combinado de todas as fontes de transferência de calor designa-se por fluxo de calor (Fernando P. *et al.*, 2002).

Um fogo florestal pode ter valores de intensidade distintos em função das variações espaciais no teor de humidade do solo e da vegetação (Raison, 1979). De facto, como o combustível existente não tem uma distribuição uniforme, a quantidade e a duração da transferência de energia para o solo é variável para um mesmo local, determinando assim que numa mesma área ardida os efeitos do fogo no solo apresentem um padrão bastante variável.

As propriedades físicas do solo, como a temperatura e a humidade, os ciclos de nutrientes e o biota são sempre afectados pelos fogos florestais. No entanto, em alguns casos no entanto esses efeitos são negligenciáveis face à dimensão do ecossistema afectado. Noutras situações, em que o grau de

severidade do fogo é elevado, a dimensão e longevidade dos efeitos no solo será determinada pelos seguintes factores:

- a) temperatura atingida;
- b) frequência do fogo;
- c) tipo de solo;
- d) humidade do solo;
- e) topografia;
- f) época do ano em que o fogo deflagrou;
- g) condições atmosféricas anteriores e posteriores ao fogo.

Os fogos que ocorrem em intervalos de tempo curtos (inferiores a 20 anos), de baixa severidade, têm pouco impacto na composição das comunidades vegetais, porque estas são dominadas por plantas tolerantes ao fogo, podendo mesmo beneficiar a flora, e aumentar a concentração de nutrientes disponíveis para as plantas.

Pelo contrário um fogo de grande severidade que ocorra em intervalos de tempo longos (> 100 anos), provoca profundas alterações na vegetação, modificando a sucessão ecológica podendo alterar a composição em espécies à superfície e em profundidade no solo, volatilizar nutrientes, produzir taxas de mineralização elevadas ou reduzidas, alterar a razão C:N, e assim promover perdas de nutrientes através dos processos erosivos. Indirectamente, o fogo pode promover a hidrofobicidade, determinando assim uma redução da infiltração e conseqüentemente um aumento do escoamento superficial, e dos processos erosivos.

No Quadro 2, podem-se observar as principais alterações físicas, químicas e biológicas, que podem susceptíveis de ocorrer num solo em função do aumento da temperatura.

**Quadro 2.** Alterações no solo após o aquecimento provocado pelo fogo (Mckenzie Neil, s/data)

<b>Tipo de alteração</b>	<b>Temperatura °C</b>	<b>Alteração</b>
<b>Física</b>	<b>&gt;1200</b>	Perda de Ca sob a forma de gás
	<b>950</b>	Conversão de materiais argilosos para diferentes fases
	<b>600</b>	Perda máxima de K e de P
		Produção de cinza fina
	<b>540</b>	A concentração de N e de C é muito reduzida
	<b>420</b>	Perda de água dos minerais de argila
<b>400</b>	Matéria orgânica carbonizada	
<b>Química</b>	<b>300</b>	Libertação máxima de N

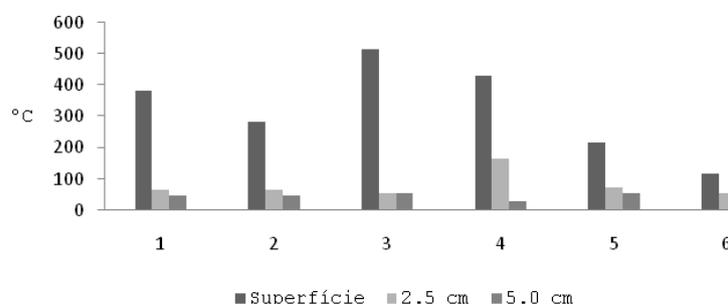
Tipo de alteração	Temperatura °C	Alteração
	<b>200</b>	Início de perda de S e de P
		Combustão parcial da matéria orgânica
		Hidrofobicidade causada pela destilação de voláteis
	<b>125</b>	Início da perda de N
	<b>110</b>	Esterilização do solo
	<b>100</b>	Perda de água do solo
<b>Biológica</b>	<b>70</b>	Início de produção de NH <sub>4</sub>
	<b>50</b>	Elevada mineralização de NO <sub>3</sub>
		Esterilização moderada devido à perda de água
		Estimulação máxima dos microrganismos do solo
		Temperatura normal do solo
<b>37</b>		
<b>&lt;25</b>		

Nas secções que se seguem são descritas as potenciais alterações que podem ocorrer no solo: aumento de temperatura, alterações da camada orgânica, processos erosivos e hidrológicos e alterações das propriedades e fluxos de nutrientes.

### 3.1 - Temperatura do solo

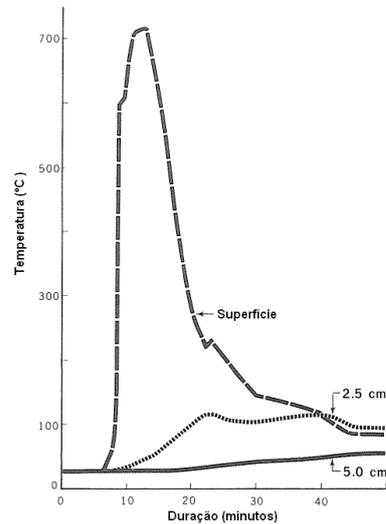
As alterações mais relevantes dos fogos nos ecossistemas florestais resultam da transferência de calor gerado pela combustão da biomassa para o solo (DeBano *et al.*, 1998), sendo a dimensão do seu efeito condicionada pela quantidade e duração da transferência de calor, que assim determinam as alterações físicas e químicas que poderão ocorrer no solo.

Os valores máximos de temperatura à superfície e em profundidade variam de local para local num mesmo fogo e entre diferentes fogos. Na Figura 2, podem observar-se as temperaturas máximas registadas durante um fogo, no solo à superfície e em profundidade, em seis locais distintos de um chaparral (zona ocupada por mata arbustiva densa), localizado em Misson Viejo no estado da Califórnia constituído maioritariamente por *Adenostoma fasciculatum* H. & A. e *Quercus berberidifolia* (DeBano, L.F. *et al.*, 1976).



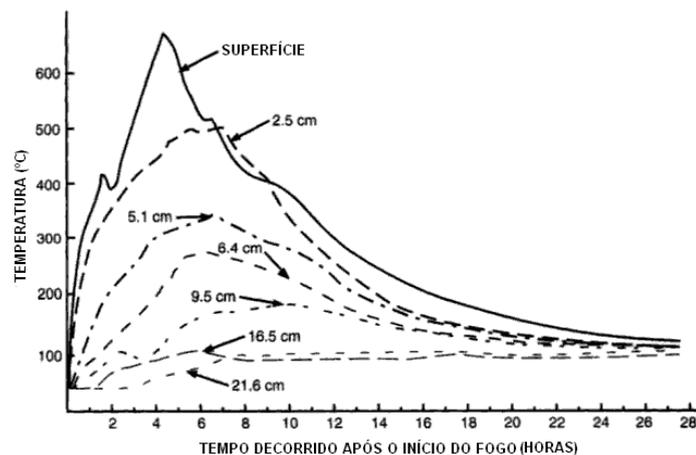
**Figura 2.** Temperaturas máximas à superfície e em profundidade no solo em diferentes locais (DeBano, L.F. *et al.*, 1976)

Entre a superfície e as camadas sub-superficiais do solo desenvolvem-se gradientes de temperatura, uma vez que o solo não é bom condutor de calor (DeBano, L.F. *et al.*, 1976). Na Figura 3, é possível observar o fluxo de calor à superfície e em profundidade no solo, durante um fogo ocorrido igualmente num chaparral, localizado no sul do estado da Califórnia (DeBano, L.F. *et al.*, 1976).



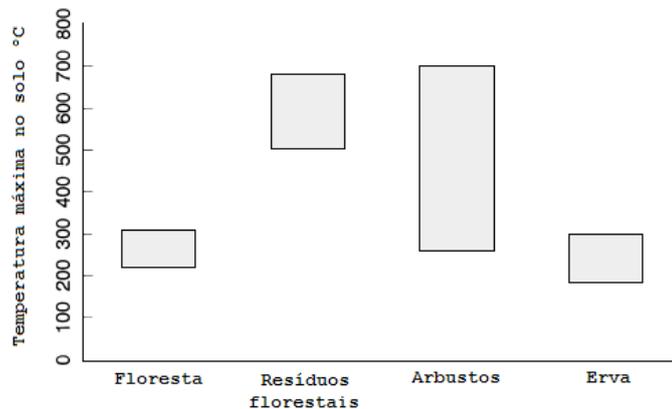
**Figura 3.** Fluxo de calor de longa duração à superfície e em profundidade no solo (Figura adaptada de DeBano, L.F. *et al.*, 1976)

Na Figura 4, pode observar-se a variação em profundidade da temperatura no solo durante 27 horas, ocorrida durante um fogo que consumiu uma pilha de troncos de eucalipto.



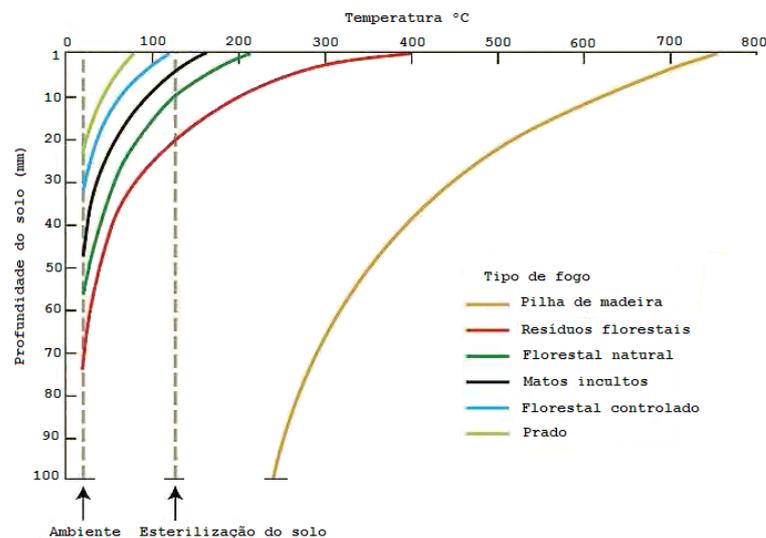
**Figura 4.** Temperaturas no perfil do solo sob uma pilha de troncos de eucalipto a arder (Figura adaptada de DeBano *et al.*, 1998)

Durante um fogo florestal a temperatura no solo pode atingir 200°C a 300°C (Figura 5) (Rundel, 1983), valores bastante inferiores aos verificados na combustão de resíduos florestais, que podem variar entre 500°C a 700°C, podendo mesmo atingir pontualmente valores de 1500 °C (DeBano *et al.*, 1998).



**Figura 5.** Valores máximos de temperatura observados no solo em função de diferentes tipos de vegetação (Figura adaptada de Rundel, 1983. *in* Neary G. Daniel *et al.*, 1999)

Na Figura 6, é possível observar a variação da temperatura do solo em profundidade em função do tipo de vegetação consumida. A análise da referida figura permite concluir que as temperaturas mais elevadas são atingidas quando existe uma agregação de material combustível, como por exemplo no caso de uma pilha de madeira, em que se podem registar valores de temperatura da ordem dos 750°C, o que determina que a aproximadamente 1 m de profundidade a temperatura seja ainda de 230 °C, evidenciando assim a dimensão do fluxo de calor gerado.



Fonte: adaptado de Mckenzie Neil (s/data)

**Figura 6.** Temperaturas no perfil do solo de acordo com diferentes tipos de fogo (Figura adaptada de Mckenzie Neil, s/data)

Após o fogo florestal a remoção da vegetação e da camada orgânica de resíduos, provoca também um aumento da temperatura do solo, resultante da maior exposição à radiação solar.

Christensen e Muller (1975) demonstraram que as temperaturas no solo de áreas recentemente aridas localizadas em Santa Bárbara na Califórnia, ultrapassavam os 70°C, como resultado da

remoção da vegetação, e pelo facto de o solo se encontrar escurecido devido à combustão incompleta da matéria orgânica.

Este previsível aumento de temperatura promove a germinação de sementes e, em conjunto com a maior disponibilidade de nutrientes, estimula o crescimento da vegetação. No entanto, o aumento de temperatura pode reduzir o teor de humidade do solo e assim afectar os ciclos de nutrientes, através da redução da actividade microbiana (Christensen e Muller, 1975).

### 3.2 - Camada orgânica do solo

O horizonte orgânico de um solo é um componente crítico da sustentabilidade de um ecossistema, impede a erosão, regula a temperatura do solo, disponibiliza habitats e o substrato para o biota e é a maior fonte de nutrientes facilmente disponíveis para assimilação (Neary G. Daniel *et al.*, 1999).

As partículas do solo estão agregadas em unidades estruturais sob a influência da matéria orgânica e dos minerais de argila. A matéria orgânica é essencial na formação da estrutura do horizonte superficial do solo (Neary G. Daniel *et al.*, 1999), por isso a sua exposição ao fluxo de calor conduz muitas vezes à sua perda.

A eliminação da matéria orgânica através do processo de combustão, expondo em muitos casos o solo mineral, reduz a capacidade de troca iónica do solo, altera a razão C/N, bem como a estrutura e porosidade do solo, modificando assim os processos hidrológicos, como a infiltração e o escoamento superficial.

A composição iónica da solução do solo é controlada através do equilíbrio entre os processos que ocorrem no solo, como a troca iónica, as reacções de precipitação e de dissolução, complexação por ligandos orgânicos e inorgânicos e a entrada e saída de componentes solúveis (B. Ludwig *et al.*, 1999).

A redução da capacidade de troca iónica do solo limita a capacidade de retenção de nutrientes, uma vez que se perdem os compostos orgânicos que permitem a sua fixação. No entanto deve referir-se que a adição de cinzas resultantes de um fogo pode aumentar a capacidade de troca iónica, através da alteração da carga do solo que é dependente do pH (B. Ludwig *et al.*, 1999).

Solos com um elevado teor em matéria orgânica ou argila, têm uma elevada capacidade de troca iónica e, por isso, são menos vulneráveis à perda de nutrientes após um fogo.

A afluência de poluentes às massas de água resulta muitas vezes da solubilização de elementos químicos existentes nas cinzas resultantes dos fogos, por isso considerou-se relevante analisar a composição química de cinzas de diferentes origens.

A quantidade de matéria orgânica que é convertida em material inorgânico depende do fluxo de calor que atinge o solo e da duração do fogo, que por sua vez depende do combustível disponível (biomassa), da taxa de combustão, da textura e teor de humidade do solo e do combustível, das condições climáticas, e da topografia (Boerner, 1982). A composição em catiões das cinzas pode também variar substancialmente em função do tipo de combustível e das condições de combustão (B. Ludwig *et al.*, 1999).

É reduzido o número de fogos florestais que atingem temperaturas suficientemente elevadas e durante o tempo necessário para que toda a matéria orgânica seja consumida, através da transformação em material inorgânico, pelo que usualmente as cinzas resultantes de um fogo florestal são parcialmente orgânicas (Borner, 1982).

Quando a temperatura do solo aumenta ocorre a redução da concentração de diferentes componentes químicos encontrados na matéria orgânica (Hosking, 1938 in DeBano L.F. *et al.*, 1998):

- ◆ A temperaturas inferiores a 100 °C podem ocorrer perdas de matéria orgânica;
- ◆ Os constituintes voláteis perdem-se a temperaturas superiores a 200 °C;
- ◆ A destilação destrutiva resulta na perda de aproximadamente 85% da matéria orgânica a temperaturas entre 200 °C e 300 °C;
- ◆ A temperaturas superiores a 300 °C a matéria orgânica residual é constituída por material carbonatado;
- ◆ O aquecimento do solo a 450 °C, durante duas horas, ou a 500 °C durante 0.5 hora, remove aproximadamente 99% da matéria orgânica do solo.

Na Figura 7, podem observar-se as alterações que ocorreram num solo de um chaparral localizado no estado da Califórnia, nas montanhas de Santa Ynes após um fogo florestal. O conteúdo em matéria orgânica foi determinado através da perda por combustão a 700 °C em amostras recolhidas fora da zona ardida, (Christensen e Muller, 1975).



**Figura 7.** Alterações da quantidade de matéria orgânica localizada na camada de 2 cm localizada à superfície do solo (Figura adaptada de Christensen e Muller, 1975)

Normalmente o solo, após um fogo, encontra-se coberto por cinzas de cor cinzenta ou preta, resultantes do teor das mesmas em matéria orgânica (30%-90%) (Raison *et al.*, 1990). As cinzas inorgânicas, resultantes da combustão completa da matéria orgânica, apresentam uma cor branca (Boerner, 1982) e são constituídas por carbonatos e óxidos de metais alcalinos e alcalino terrosos, sílica (SiO), P, S e N (Ranalli J. Anthony, 2004).

A deposição das cinzas alcalinas, maioritariamente compostas por sais resultantes do fogo aumenta o pH do solo. A combustão de nutrientes resulta na formação de cátions básicos, estáveis às

temperaturas usuais no processo de combustão, que posteriormente são lixiviados, promovendo assim o aumento de hidrogeniões em solução o que determina um aumento do pH do solo (Wells *et al.* in Debono L.F. *et al.*, 1998).

Soto e Diaz-Fierros (1993), analisaram as cinzas de três plantas do género *Ulex*, *Pinus* e *Eucalyptus* e concluíram que os principais componentes das cinzas são os carbonatos e óxidos de Ca e Mg, bem como cloretos de Na e Mg. O N encontra-se sobretudo na forma orgânica de reduzida solubilidade, o mesmo ocorrendo com o P que se encontra principalmente sob a forma de polifosfatos de Ca e de Mg.

Mahendra K. *et al.* (1993) no seu trabalho sobre a variação da composição de cinzas em função da temperatura, apresentam uma análise química da composição da matéria mineral das cinzas de cinco tipos de árvores, *Pinus ponderosa* Dougl. Ex Laws (pinheiro ponderosa), *Populus tremuloides* Micx. ("Aspen"), *Quercus afba* L. (carvalho branco), *Quercus rubra* (carvalho vermelho), *Liriodendron tulipifera* L. ("yellow poplar") e do súber de duas espécies, carvalho branco e *Pseudotsuga menziesii* (Mirb.) Franco (Abeto de Douglas), aquecidas a 600 °C (Quadro 3), tendo concluído que os principais elementos constituintes das cinzas são o Ca, o K e o Mg. O S, o P e o Mn representam cerca de 1% a 2% e os restantes constituintes como os metais, Fe, Cu, e Zn, estão presentes em pequenas quantidades. Relativamente ao N, este estudo conclui que este elemento se encontra presente em quantidades reduzidas.

**Quadro 3.** Análise dos elementos químicos de cinzas de madeira aquecidas a 600°C (% peso total de cinzas)

Elemento	Pinheiro ponderosa	Aspen	Poplar	Carvalho vermelho	Carvalho branco	Carvalho branco (súber)	Abeto de Douglas (súber)
Ca	29.05	21.17	25.67	36.58	31.35	36.14	34.26
K	16.24	11.25	7.93	6.08	10.25	0.97	2.78
Mg	7.03	3.55	9.09	5.20	7.57	0.34	0.37
S	1.07	0.70	1.02	1.80	1.21	0.40	0.52
P	0.84	1.18	0.95	1.56	0.56	0.08	0.51
Mn	4.04	0.14	0.45	1.49	0.14	0.16	0.37
Zn	0.36	0.34	0.04	0.22	0.08	0.05	0.07
Fe	0.58	0.26	0.32	n.d.	0.09	0.01	0.26
Al	0.47	0.14	0.35	0.68	< 0.03	< 0.03	0.59
Na	0.06	0.06	2.30	0.08	< 0.06	< 0.06	< 0.06
Si	n.d.	0.11	n.d.	n.d.	0.13	0.12	0.24
B	0.06	0.05	0.05	0.08	0.04	0.007	0.07
Cu	0.04	0.03	0.03	0.07	0.02	< 0.002	0.02

n.d.- não determinado;

Fonte: Mahendra K. *et al.* (1993)

No Quadro 4 podem observar-se os valores médios e a gama de variação dos elementos que constituem cinzas industriais de madeira, relativas a 37 amostras de cinzas obtidas nos trabalhos realizados por Campbell (1990), White e Rice (1993), Naylor e Schmidt (1986), Muse e Mitchell (1995), e Huang *et al.* 1992 (Risse M. e Gaskin J., 2002).

**Quadro 4.** Gama da composição química de cinzas industriais de madeira

<b>Elemento</b>	<b>Cinzas industriais de madeira</b>
Macro elementos	%
Ca	15 (2.5 - 33)
K	2.6 (0.1 - 13)
Al	1.6 (.5 - 3.2)
Mg	1.0 (0.1 - 2.5)
Fe	0.84 (0.2 - 2.1)
P	0.53 (0.1 - 1.4)
Mn	0.41 (0 - 1.3)
Na	0.19 (0 - 0.54)
N	0.15 (0.02 - 0.77)
Na	0.06
Micro elementos	mg/kg
Ar	6 (3 - 10)
B	123 (14 - 290)
Cd	3 (0.2 - 26)
Cr	57 (7 - 386)
Cu	70 (37 - 207)
Pb	65 (16 - 137)
Ag	1.9 (0 - 5)
Mo	19 (0 - 123)
Ni	20 (0-63)
Se	0.9 (0-11)
Zn	233 (35 - 1250)
<b>Propriedades químicas</b>	
CaCO <sub>3</sub> (%)	43 (22 - 92)
pH	10.4 (9 - 13.5)
Sólidos totais (%)	75 (31 - 100)

Fonte: Risse M. e Gaskin J. (2002)

Os valores apresentados consideram um número elevado de amostras, o que permitiu reduzir a variabilidade associada à percentagem relativa de cada um dos elementos químicos no peso total de cinzas. É possível mais uma vez constatar que os elementos que surgem em maior quantidade são o Ca e o K, percentualmente bastante superiores aos restantes elementos.

S.J.Patterson *et al.* (2004), caracterizaram as propriedades químicas das cinzas de exemplares do género *Picea*, *Pinus* e *Populus*, através da determinação de nutrientes e de metais. Os resultados da análise realizada são apresentados no Quadro 5.

**Quadro 5.** Características químicas de cinzas de madeira

Elemento	Valores obtidos por S.J.Patterson <i>et al.</i> , (2004)	Valores obtidos em outros estudos*
Ca (g/kg)	211	5.79–331.4
K(g/kg)	33	1.25–130
Al(g/kg)	7	4.96–25.2
Mg(g/kg)	19	1.97–24.7
P(g/kg)	6	6.0–14.4
S-SO <sub>4</sub> (g/kg)	17	0.19–4.35
Mn(mg/kg)	600	30–12 700
Na(g/kg)	16	0.24–5.24
N-NO <sub>3</sub> (mg/kg)	35.6	28.8–112
B(mg/kg)	121	0.7–200
Cd(mg/kg)	11.7	1.5–26
Cu(mg/kg)	53.3	40–180
Pb(mg/kg)	1504	134–3000
Hg(mg/kg)	0.2	<0.3
Ni(mg/kg)	17	4.3–58.2
Zn(mg/kg)	1504	134–3000
<b>Propriedades químicas</b>		
CaCO <sub>3</sub> (%)	52	29.1–103
pH	13	10–13
Conductividade eléctrica dS m-1	50.3	16–31
Densidade g/cm <sup>3</sup>	0.45	0.51

Fonte: S.J.Patterson *et al.*, (2004)

\* Naylor e Schmidt (1989); Etiegni *et al.*(1991); Huang *et al.* (1993); Muse e Mitchel (1995); Krejzl e Scanlon (1996); Meyers e Kapecky (1998).

Pitman Rona M. (2006), realizou um estudo sobre os efeitos do uso de cinzas na silvicultura, no qual é possível observar a composição de cinzas de diferentes tipos de madeiras (Quadro 6).

A distinção entre madeira dura e madeira mole está relacionada com a reprodução da planta. As árvores de madeira dura são angiospérmicas, as sementes têm sempre algum tipo de cobertura (fruto, bolota), as árvores de madeira mole, gimnospérmicas, como os pinheiros, possuem sementes sem qualquer tipo de cobertura, o que no caso do pinheiro permite que as suas sementes possam germinar numa área mais ampla.

**Quadro 6.** Concentração dos elementos químicos nas cinzas de diferentes tipos de madeira (% Peso seco)

Elemento	Resíduos de madeira (Cinzas de súber)*		Cinzas de uma fábrica de papel**	Madeira mole+		Madeira dura+	
	Valores médios	Variação		Valores médios	Caule	Súber	Caule
Ca	13.2	7.4-33.1	16.6	22.4	28.5	19	27.1
Fe	1.51	0.3-2.1	0.511	0.8	0.2	0.5	0.6
K	2.93	1.7-4.2	2.57	12.4	9.8	20.4	12.2
Mg	1.47	0.7-2.2	1.07	4.3	2.8	3.6	2.2
Mn	0.67	0.3-1.3	0.32	2.9	1.7	0.8	0.6
Na	0.24	0.2-0.5	0.1	-	-	-	-
P	0.79	0.3-1.4	0.39	2.4	2.8	4.2	3.4
S	0.56	0.4-0.7	0.02	2.3	1.2	2.1	1.1
Al	2	1.5-3.2	0.91	-	-	-	-
C	-	-	25.5	-	-	-	-
pH	12.7	11.7-13.1	12.4	-	-	-	-
N	< 0.1%						

Fonte: Pitman Rona M. (2006)

\*Campbell (1990), \*\* Muse e Mitchel(1995)+ Hakkila (1989).

No referido estudo é também apresentada a concentração de alguns elementos de acordo com alguns tipos específicos de árvores (Quadro 7).

Quadro 7. Concentração de elementos químicos nas cinzas de três tipos de árvores (mg/kg)

	Macro elemento	Al	Ca	Fe	K	Mg	Mn	Na	P	S	Si
Coníferas	<i>Pinus banksiana</i>	33.3	387	35.0	22.5	33.2	39.0	23.0	12.2	10.4	74.8
	<i>Pinus sylvestris</i> (W)	1-18	600	3-15	300	120	70.0	3-22	30.0	NG	NG
	<i>Picea abies</i> (W)	NG	700	NG	300	90.0	90.0	NG	20.0	NG	NG
	<i>Pinus sp</i>	4.7	290	5.8	162.5	70.3	40.4	0.6	8.4	10.7	ND
	<i>Tsuga heterophylla</i>	11.1	421	9.1	25.3	79.0	19.0	8.2	9.2	5.6	46.7
Folhosas	<i>Betula sp</i>	0.0	466	20.3	36.3	25.3	47.0	9.6	12.6	12.8	14.0
	<i>Betula pubescens</i> (W)	3.0	500	7.0	400	90.0	90.0	7.0	40.0	100	90.0
	<i>Acer sp</i>	20.1	402	11.9	31.9	117.0	27.0	16.3	4.8	5.6	46.3
	<i>Populus tremuloides</i>	1.4	212	2.6	112.5	35.5	1.4	0.6	11.8	7.0	1.1
	<i>Populus sp</i>	3.5	257	3.2	79.3	90.9	4.5	23.0	9.5	10.2	ND
	<i>Quercus rubra</i>	6.8	366	NM	60.8	52.0	14.9	0.8	15.6	18.0	ND
	<i>Quercus</i> (Carvalho branco)	ND	314	0.9	102.5	75.7	1.4	ND	5.6	12.1	1.3

(W) - Dados obtidos em Werkelin *et al.*, resultantes da combustão a 575°C.

Dados obtidos de acordo com outras fontes: Someshwar (1996), Misra *et al.* (1993), Mingle e Boubel (1968) e Werkelin *et al.* (2005).

ND - não detectado, NM - não medido, NG - indisponível.

A análise realizada relativamente à caracterização física e química das cinzas permitiu concluir que, em função do tipo de árvore e das condições em que ocorreu a queima, nomeadamente a temperatura atingida, pode obter-se uma gama de valores de concentração dos elementos químicos, bastante variável.

Christensen e Muller (1975), estimaram a quantidade de cinzas geradas durante um fogo num chaparral localizado nas montanhas de Santa Ynes, no estado da Califórnia, E.U.A.. Seleccionaram cinco talhões de ensaio com uma área moderadamente densa de 1 m<sup>2</sup> de chaparral, composto pelo arbusto *Adenostoma fasciculatum*, e retiraram todos os ramos e folhas dos arbustos que posteriormente incineraram. As cinzas obtidas foram analisadas e pesadas. Os autores concluíram que por cada ha de área ardida seriam depositados no solo 3 000 kg de cinzas. Os valores da concentração dos vários componentes das cinzas são apresentados no Quadro 8.

O chaparral é uma área arbustiva característica do estado da Califórnia nos Estados Unidos. No entanto, é também possível encontrar este tipo de vegetação em muitos países mediterrâneos onde assume a designação de maquis, um mato denso constituído por pequenas árvores e arbustos que podem atingir 3 m a 5 m, com uma grande diversidade de plantas rasteiras. Em Portugal corresponde a uma floresta degradada onde outrora predominou o sobreiro que ocupa espontaneamente estes solos (Nuno L. s/data). Apesar do arbusto *Adenostoma fasciculatum* ser nativo do estado da Califórnia considerou-se que os valores apresentados neste estudo são uma referência importante para a estimativa da quantidade de cinzas geradas por área de vegetação arbustiva ardida.

**Quadro 8.** Caracterização química de cinzas geradas pelo fogo num chaparral. Com a excepção do pH todas as concentrações são expressas em  $\mu\text{g/g}$

	Concentração nas cinzas*	Quantidade adicionada kg/ha
pH	8.1	-
Matéria orgânica total	$3.8 \times 10^5$	1140.0
C total	$1.7 \times 10^5$	509.0
N_total	$7.1 \times 10^3$	21.0
NH <sub>4</sub>	127.0	0.44
NO <sub>3</sub> solúvel	1.3	0.0044
P_total	354.0	1.2
PO <sub>4</sub> solúvel	16.4	0.055
Acetato solúvel	$1.1 \times 10^3$	3.7
K total	$15.1 \times 10^3$	51.0

\* Com a excepção do valor de pH

Fonte: Christensen e Muller (1975)

A quantidade de cinzas depositadas no solo varia em função do ecossistema como se pode observar nos valores apresentados no Quadro 9. Os valores associados à floresta mista de coníferas, de *Eucaliptus pauciflora* e de *Eucaliptus delegatensis*, devem ser os mais semelhantes relativamente aos que ocorrem em florestas mediterrâneas.

**Quadro 9.** Quantidade de cinzas e dos seus principais constituintes depositados na superfície do solo de diferentes ecossistemas florestais

Floresta/tipo de fogo <sup>a</sup>	Cinzas (kg/ha)	N (kg/ha)	P (kg/ha)	K (kg/ha)	Ca (kg/ha)	Mg (kg/ha)
Floresta tropical <sup>a</sup>	-	-	26	751	1582	190
Floresta tropical <sup>a</sup>	7500	75	19	89	131	68
Floresta mista tropical com eucalipto *	12200	-	46.6	251	712	89
Floresta tropical jovem <sup>a</sup>	6700	96	15.6	190	555	106
<i>Pinus radiata</i> , pilhas longas <sup>a</sup>	12900	87	20	79	272	68
Floresta mista de coníferas, fogo natural	2900	23	-	70	314	54
<i>Eucaliptus pauciflora</i> , fogo de reduzida intensidade	1900	20	2.6	6	35	9
<i>Eucaliptus delegatensis</i> , fogo de reduzida intensidade	3400	26	2.9	7	40	9

<sup>a</sup> citado em Raison *et al.* (1990): (1) Nye e Greeland (1960); (2) Alegre *et al.* (1988); (3) Harwood e Jackson (1975); (4) Ewel *et al.* (1981); (5) Flinn *et al.* (1979); (6) Grier 1975; (7) e (8) Raison *et al.*, (1985).

B Contém material parcialmente consumido

<sup>a</sup> Queimadas – Uso do fogo para queima de combustíveis florestais de forma extensiva (resíduos de cortes, desbastes etc.)

Fonte: adaptado de DeBano *et al.* (1998)

Ferreira A.J.D. *et al.* (2005), apresentam a composição química de cinzas obtidas numa floresta de *Pinus pinaster* localizada em duas bacias hidrográficas de dois tributários do rio Águeda, localizado no litoral-centro de Portugal (Quadro 10). No mesmo Quadro 10 são apresentados dados do mesmo tipo recolhidos por Soto e Diaz-Fierros (Soto e Diaz-Fierros in Ferreira A.J.D. *et al.*, 2005).

**Quadro 10.** Composição química de cinzas resultantes de um fogo numa floresta de *Pinus pinaster*

Parâmetro	Observada	Soto e Diaz-Fierros (1993)
	(Floresta de <i>Pinus pinaster</i> )	(Floresta de <i>Pinus</i> , espécie não especificada)
N <sub>total</sub> (mg/g)	-	9.3
Sulfatos (mg/g)	-	-
P (mg/g)	8.9	19.24
K (mg/g)	3.7	130.64
Na (mg/g)	3.3	89.62
Ca (mg/g)	22.2	17.58
Mg (mg/g)	15.5	22.38
Cu (mg/kg)	57	-
Zn (mg/kg)	201	-
Fe (mg/kg)	1466	-
Mn (mg/kg)	2570	-

Fonte: Ferreira A.J.D. *et al.* (2005)

Andrew D.Thomas *et al.* (2000), realizaram um estudo em que procederam à caracterização das cinzas e de solutos no escoamento superficial gerado após um fogo ocorrido numa floresta de *Eucalyptus globulus* e de *Pinus pinaster* localizada igualmente na bacia hidrográfica do rio Águeda.

No Quadro 11, pode observar-se a concentração de N<sub>total</sub>, P disponível e K, a diferentes profundidades, nas cinzas e no solo após o fogo florestal.

**Quadro 11.** Concentração em µg/g de N<sub>total</sub>, P disponível e K no solo resultantes de um fogo numa floresta constituída por *Eucalyptus globulus* e *Pinus pinaster*

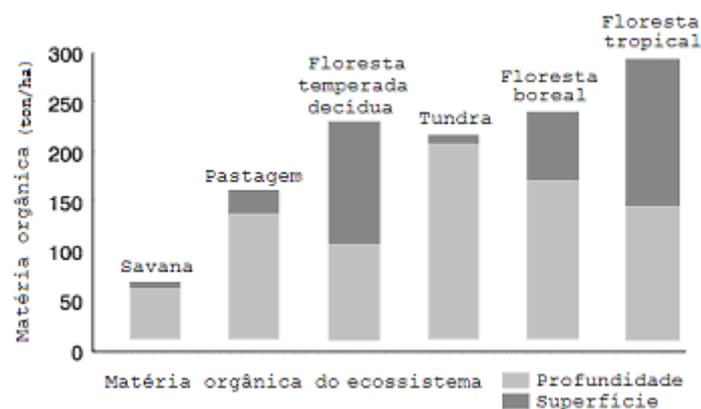
Localização no solo	<i>Eucalyptus globulus</i>						<i>Pinus pinaster</i>					
	Área ardida			Área não ardida			Área ardida			Área não ardida		
	N	P	K	N	P	K	N	P	K	N	P	K
Cinzas	7900	270	329	-	-	-	9100	135	130	-	-	-
Superfície	5200	4.1	61	5800	-	43	5300	11	49	6200	2.1	41
2.5 - 5cm	4500	2.5	42	6100	28.7	44	6200	2	27	5900	1.7	36
10 - 25cm	-	-	-	-	-	-	2300	2	21	5200	8.8	28
40 cm	-	-	-	-	-	-	1300	-	16	2200	-	16

Fonte: Andrew D.Thomas *et al.* (2000)

### 3.3 - Alterações das propriedades e fluxos dos nutrientes

A distribuição do carbono orgânico pela superfície e em profundidade no solo permite avaliar o risco de ruptura de um ecossistema, em função da intensidade de um fogo florestal. Ecossistemas com maiores quantidades de matéria orgânica localizada no solo em profundidade são menos susceptíveis à perda de nutrientes e ao declínio da sustentabilidade do mesmo (Anderson, 1991).

A análise da Figura 8 permite concluir que as savanas são os ecossistemas mais resilientes ao fogo, com 85% do seu C em profundidade no solo. Pelo contrário, as florestas tropicais são as mais sensíveis aos fogos, uma vez que apenas 45% do seu C se localiza em profundidade no solo (Neary *et al.*, 1999).



Fonte: (Figura adaptada de Anderson, 1991)

**Figura 8.** Balanço da distribuição em profundidade e à superfície do solo da quantidade total de matéria orgânica em diferentes ecossistemas

Como se pode observar no Quadro 12, onde se apresentam os efeitos de fogos com diferentes graus de severidade, na quantidade total de matéria orgânica existente à superfície e em profundidade num solo de um chaparral (DeBano *et al.*, 1977), um fogo de severidade elevada, pode atingir 675 °C, à superfície do solo mas a 50 mm de profundidade, verifica-se uma redução de 600°C do valor de temperatura. Assim, conclui-se que mesmo perante um fogo de elevada severidade, se o solo tiver uma quantidade elevada de matéria orgânica em profundidade, a retenção de nutrientes pode subsistir, reduzindo assim o tempo de recuperação do ecossistema e os potenciais efeitos negativos nas massas de água.

Os nutrientes encontram-se no solo sob a forma mineral e orgânica. As formas minerais, solúveis, usualmente incluem moléculas gasosas e iões. As formas orgânicas, insolúveis, e que não são absorvidas pelas plantas, podem ter uma representação elevada nas camadas superficiais do solo como é o caso do azoto. Apenas 2% a 5% do azoto total é mineral, 95 a 98% encontra-se sob a forma orgânica, Já no caso do fósforo a forma orgânica tem uma representação reduzida (Santos, Quelhas J., 2001).

**Quadro 12.** Efeitos de fogos florestais com diferentes graus de severidade nos diferentes compartimentos do solo

Parâmetro	Severidade		
	ligeira	moderada	elevada
Temperatura à superfície	250 °C	400 °C	675 °C
Temperatura a 25 mm de profundidade	100 °C	175 °C	190 °C
Temperatura a 50 mm de profundidade	< 50 °C	50 °C	75 °C
Resíduos de vegetação – M.O.	parcialmente consumidos	maioritariamente consumidos	totalmente consumidos
M.O./solo a 25 mm de profundidade	início da destilação da M.O.	parcialmente consumida	maioritariamente consumidos
M.O./solo a 50 mm de profundidade	não é afectada	início da destilação da M.O.	início da destilação da M.O.
Raízes superficiais	mortas	mortas	mortas
Raízes a 25 mm de profundidade	mortas	mortas	mortas
Raízes a 50 mm de profundidade	vivas	vivas	mortas
Micróbios superficiais	mortos	mortos	mortos
Micróbios a 25 mm de profundidade	vivos	mortalidade selectiva	mortos
Micróbios a 50 mm de profundidade	vivos	mortalidade selectiva	mortalidade selectiva
Nutrientes superficiais *	N	N e P orgânico	N, K, P, S
Nutrientes a 25 mm de profundidade*	não afectados	não afectados	não afectados
Nutrientes a 50 mm de profundidade*	não afectados	não afectados	não afectados

M.O. – Matéria orgânica

\* Volatilização

Fonte: DeBano *et al.* (1977)

As formas minerais e orgânicas dos nutrientes encontram-se no solo em equilíbrio dinâmico, o qual, se nos abstrairmos da absorção pelas plantas e das perdas e ganhos naturais por parte do solo, é governado essencialmente pela imobilização de formas minerais e pela mineralização de formas orgânicas (Santos, Quelhas J., 2001).

A capacidade de troca iónica da matéria orgânica é uma componente essencial na manutenção deste equilíbrio, variável de acordo com o nutriente considerado, pois as diferenças nos ciclos biogeoquímicos são significativas. Por exemplo, as formas minerais do fósforo, ao contrário do que

ocorre com o azoto, tendem a ser retidas com elevada energia por colóides minerais, e/ou a formar combinações químicas de reduzida solubilidade (Santos, Quelhas J., 2001).

Os fogos florestais modificam a concentração de nutrientes no solo, introduzindo catiões como o P, Mg, K e Ca, constituintes das cinzas resultantes da combustão da matéria orgânica. Estes catiões são geralmente libertados em diferentes fases do processo de combustão, e dependem da severidade e intensidade do fogo e do tipo de combustível existente. Nos Quadros 3 a 10 da secção 3.2 foram apresentados os quantitativos de diferentes elementos químicos na quantidade total de cinzas resultantes da combustão de diferentes espécies vegetais.

Os fogos florestais usualmente provocam um decréscimo da quantidade total de nutrientes presentes no solo, provocado fundamentalmente pela combinação de cinco mecanismos, convecção de cinzas, volatilização, mineralização, erosão através do escoamento superficial e da lixiviação (Neary *et al.*, 1999, Ranalli, 2004, Wallbrink, 2004).

DeBano L.F. *et al.*, (1998), referem que os principais processos de alteração da disponibilidade dos nutrientes através do aquecimento do solo são:

- ◆ Transformação de nutrientes, das formas orgânicas para as formas inorgânicas (mineralização);
- ◆ Perdas para a atmosfera através da volatilização (partículas e gases);
- ◆ Erosão das cinzas e de solo rico em nutrientes;
- ◆ Alterações nos sistemas de fixação de N;
- ◆ Modificação dos processos de decomposição da matéria orgânica.

As cinzas florestais ricas em nutrientes que permanecem após o fogo podem ser removidas para outros locais ou redistribuídas no interior da área ardida, pela convecção nas colunas de fumo ou pelo transporte através do vento (Neary *et al.*, 1999).

A perda de nutrientes para a atmosfera através destes processos é reduzida em fogos de pouca intensidade. No entanto, em fogos de elevada intensidade as perdas de cinzas através de colunas de convecção podem atingir 11% da biomassa total consumida (Raison *et al.*, 1985).

A volatilização de nutrientes está directamente relacionada com a temperatura atingida na combustão. Como as temperaturas de volatilização dos nutrientes são inferiores à temperatura atingida na combustão de madeira, estes são rapidamente retirados da matéria orgânica (DeBano L.F., 1991). A volatilização está no entanto limitada à camada superficial do solo (4 a 5 cm de espessura), desde que o fogo não seja muito intenso e de longa duração.

O N é o elemento mais susceptível a este tipo de mecanismo. A sua volatilização inicia-se a 200°C, e a temperaturas próximas dos 500°C mais de metade do N<sub>total</sub> incluído na matéria orgânica pode ser volatilizado.

Em White *et al.* (1973) in DeBano L.F. *et al.* (1998), podem encontrar-se algumas relações entre as perdas de N existente nas plantas e resíduos do solo e a temperatura:

- A perda completa de N (100%) ocorre a temperaturas superiores a 500 °C;
- Perdas de N compreendidas entre 75 e 100% ocorrem a 400 °C -500 °C;
- Perdas de N compreendidas entre 50 e 75% ocorrem a 300 °C -400 °C;
- Perdas de N compreendidas entre 25 e 50% ocorrem a 200 °C -300 °C;
- Não ocorrem perdas a temperaturas inferiores a 200 °C.

Existem diferentes opiniões sobre o efeito da combustão e o aumento da temperatura sobre o N do solo. Existem evidências de o N<sub>total</sub> e disponível ter aumentado, diminuído e se ter mantido inalterável (Wells C.G. *et al.*, 1979, Chandler C. *et al.*, 1983, Carbalas *et al.*, 1993 in DeBano, *et al.*, 1998).

As potenciais perdas de N não são evidentes em fogos que ocorrem em ecossistemas florestais naturais, devido ao padrão irregular da combustão determinado pela topografia e pela constituição vegetal, (DeBano L.F., *et al.* 1998).

Em oposição ao que ocorre com o N, a temperatura de volatilização do P, superior a 750 °C, determina que após um fogo se encontrem no solo grandes quantidades de P disponível (DeBano L.F. *et al.*, 1998).

Nos Quadros 13 e 14 podem observar-se as temperaturas de volatilização do K, P, S, Na, Mg e Ca de acordo com Weast (1985) e Agee (1993).

**Quadro 13.** Temperatura de volatilização de alguns elementos químicos (Weast, 1985)

Elemento	Temperatura de volatilização (°C)
N	200
K	>760
P	>774
S	>800
Na	>880
Mg	>1107
Ca	>1240

A mineralização de nutrientes, a nitrificação e a desnitrificação, são também processos comuns nos solos, ocorrendo durante e após os fogos florestais. De acordo com Hungerford, *et al.* (1995), a mineralização de nutrientes induzida pelo aquecimento do solo pode aumentar a concentração do azoto inorgânico no solo, sob a forma de NH<sub>4</sub> e de NO<sub>3</sub>.

**Quadro 14.** Temperatura de volatilização de alguns elementos químicos (Agee, 1993)

Modificação	Temperatura de volatilização (°C)
Vaporização da água	100
Início da hidrofobicidade	180
N	200
P orgânico	350
S	440
Colapso das argilas do solo	540
K	570
P inorgânico	750
S	880

O fogo age como um rápido agente de mineralização, libertando nutrientes do combustível orgânico e disponibilizando-os nas cinzas à superfície do solo (St. John e Rundel, 1976 in DeBano, L.F., 1986). Apesar das elevadas quantidades de N e de P que são perdidas por volatilização, a quantidade de  $\text{NH}_4$  e de P aumentam nas cinzas e nas camadas superiores do solo (Christensen e Muller, 1975). O  $\text{N-NH}_4$  parece ser formado pela decomposição de amidas secundárias e aminoácidos. Russell, J. D. *et al.* (1974), demonstraram que grupos de amidas secundárias em proteínas componentes de complexos argilo-orgânicos do solo se decompõem a temperaturas superiores a 100 °C formando  $\text{N-NH}_4$  (DeBano L.F. *et al.* 1998).

A concentração de  $\text{NH}_4$  atinge o valor máximo logo após o fogo, e é rapidamente convertida em  $\text{NO}_3$  através da nitrificação.

Bauhus J. *et al.* (1993), avaliaram o efeito de um fogo florestal na mineralização e nitrificação do C e do N no solo de uma floresta australiana, tendo concluído que o aumento da temperatura do solo reduzia a competição pelo  $\text{NH}_4$  entre as bactérias autotróficas (*Nitrosomonas* e *Nitrobacter*), e os microorganismos heterotróficos, o que aumentava a taxa de nitrificação do solo. Concluíram também que nutrientes como o K e o Ca, introduzidos nos solos através das cinzas resultantes do fogo, estimulavam o processo de nitrificação e que valores elevados de pH promoviam o estabelecimento de nitrificadores autotróficos.

Boerner (1982) e DeBano L.F. (1991), referem que apesar das perdas de nutrientes por volatilização, a mineralização induzida pelo fogo aumenta a disponibilidade para as plantas de quase todos os nutrientes. O incremento da quantidade de nutrientes disponíveis para as plantas aumenta nos primeiros dois ou três anos após o fogo, mas retorna com o tempo aos valores que se verificavam antes do fogo (Christensen, N. L. 1995 in Chang Chi-Ru, 1996).

No entanto, deve referir-se que o aumento dos valores da concentração de nutrientes no solo é acompanhado pela diminuição da quantidade total destes no ecossistema afectado pelo fogo. Apesar

das concentrações de N aumentarem no solo após um fogo, o N<sub>total</sub> diminui no ecossistema (DeBano *et al.*, 1998).

O aumento da erosão do solo pode, de acordo com o referido em seguida na secção 3.5, reduzir a quantidade total de nutrientes. O aumento do escoamento superficial e da lixiviação podem reduzir a quantidade de cinzas depositadas pelo fogo, introduzindo nutrientes em massas de água e no solo mineral.

Os processos que modificam e reduzem ou aumentam a quantidade dos nutrientes existentes no solo, dependem da severidade do fogo e da quantidade de biomassa existente, pelo que é comum surgirem efeitos específicos para uma determinada área, podendo verificar-se a predominância de um ou de outro processo físico-químico.

Choonsing Kim *et al.* (1999), realizaram um estudo sobre os efeitos do fogo nas propriedades do solo de uma floresta de *Pinus densiflora*, localizada na Coreia na província de Kangwon, em que arderam 3762 ha de floresta. Recolheram 27 amostras em 16 talhões de ensaio em que ocorreu o fogo, oito dos quais afectados por um fogo de elevada intensidade e em 11 talhões de ensaio não afectados pelo fogo florestal. Concluíram que o pH, N<sub>total</sub>, P disponível, K, Ca e o Mg aumentaram na camada superficial do solo (0cm-5cm de espessura), da área ardida, comparativamente com a área não ardida. No entanto não verificaram qualquer alteração em profundidade no solo (5cm-25cm). A quantidade de matéria orgânica, N<sub>total</sub>, P disponível e alguns catiões era geralmente menor nas parcelas afectadas pelo fogo de elevada intensidade, quando comparada com a quantidade existente nas áreas afectadas pelo fogo de reduzida intensidade. Esta situação sugere que os nutrientes existentes nas parcelas afectadas pelo fogo de elevada intensidade se volatilizaram.

Gillon D. e Rapp M. (1989), quantificaram as perdas de nutrientes numa floresta mediterrânea francesa, de *Pinus halepensis* e de *Quercus coccifera*, durante um fogo de reduzida intensidade que ocorreu durante o inverno. As perdas de nutrientes foram estimadas pela diferença entre a quantidade de nutrientes na biomassa combustível antes de o fogo ter ocorrido e a encontrada na floresta após o fogo. A redução do peso total de combustível atingiu os 77%, sendo que as perdas da quantidade inicial de nutrientes foram de 77% para o N, 54% para o K e 35% para o P. Não foram medidas perdas de Ca. O fogo reduziu 7 000 kg de combustível por ha e resultou na perda de 55 kg/ha de N, 8.5 kg/ha de K e 1.0 kg/ha de P.

Overby e Perry (1996) in Ranalli, A.J. (2004), mediram os valores da concentração de N-NH<sub>4</sub>, e de N-NO<sub>3</sub> e de P no solo antes e após a ocorrência de um fogo num chaparral constituído por *Cercocarpus betuloides* e *Quercos turbinella* localizado no estado do Arizona, E.U.A.. Após o fogo os valores da concentração de N-NH<sub>4</sub> e de P eram superiores na camada superficial de solo (0cm-20 cm de espessura), da área ardida. Os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> eram inferiores ao limite de detecção, pelo que não foi possível avaliar a evolução da concentração deste nutriente. Os elevados valores de N-NH<sub>4</sub> e de P observados no solo da área ardida foram atribuídos à condensação da matéria orgânica e à deposição de cinzas, contendo pequenas quantidades destes compostos, na superfície do solo. A decomposição térmica da matéria orgânica a 200 °C pode ter sido segundo os autores, a fonte de N-NH<sub>4</sub>.

Kutiel P., Naveh Z. e Kutiel H. (1989), estudaram a evolução dos valores da concentração de N e de P numa floresta de *Pinus halepensis*, localizada no monte Carmel em Israel após a ocorrência de um fogo. De dois em dois meses, entre Setembro de 1985 e Maio de 1987, foram recolhidas sete amostras de solo das parcelas ardidas e não ardidas. Determinaram-se os valores de C, N<sub>total</sub>, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, P<sub>total</sub>, P-solúvel, condutividade eléctrica e pH. O pH do solo ardido (8.2) era significativamente superior ao valor observado na área não ardida (7.2). O valor de pH persistiu na área ardida apenas durante 8 meses. O aumento do pH do solo foi atribuído à libertação de catiões básicos, Ca, K e Na, da matéria orgânica durante e após o fogo. A diminuição do valor de pH nos oito meses após a ocorrência do fogo foi atribuída à capacidade tampão do solo, que continha 43% de CaCO<sub>3</sub>. A condutividade eléctrica (CE) no solo ardido era quase o dobro da verificada no solo não ardido. Quatro meses após o fogo, enquanto o solo era lixiviado, os valores da CE diminuíram retomando os valores observados antes de o fogo ter ocorrido. A quantidade de matéria orgânica inicial no solo, 19.2%, sofreu uma redução de 20% passando a representar 15.4% da quantidade total de solo. Durante os 22 meses em que decorreu o estudo, a percentagem de matéria orgânica manteve-se baixa na área ardida. Dois meses após o fogo verificou-se uma redução da concentração de N<sub>total</sub>, como resultado da volatilização. Durante dois anos os valores de N<sub>total</sub> mantiveram-se baixos na área ardida. Num estudo laboratorial os autores verificaram que a 250°C a matéria orgânica sofria uma redução de 34% e a 600°C, a diminuição era de 86%. Apesar da rápida decomposição da matéria orgânica e da perda de N, observou-se um aumento da concentração de N-NO<sub>3</sub> e de N-NH<sub>4</sub> (Figuras 9 e 10). O aumento dos valores da concentração de N-NH<sub>4</sub> foi atribuído à mineralização da matéria orgânica residual. Os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> na área ardida, oito meses após o fogo florestal, eram superiores aos valores observados na área não ardida. O valor da concentração de P solúvel sofreu um aumento de 1.5 vezes no solo da área ardida, dois meses após o fogo (Figura 11). Este aumento ocorreu apenas durante dois meses e foi atribuído à combustão de P orgânico e à mineralização determinada pelos elevados valores de temperatura que ocorreram no solo durante o fogo.

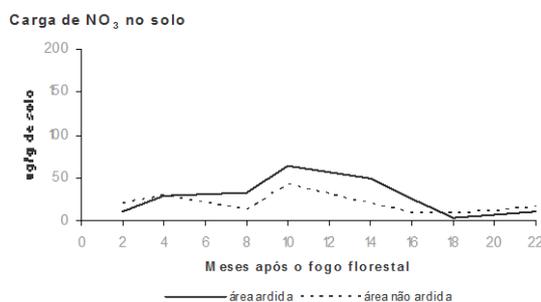


Figura 9. Conc. NO<sub>3</sub> no solo

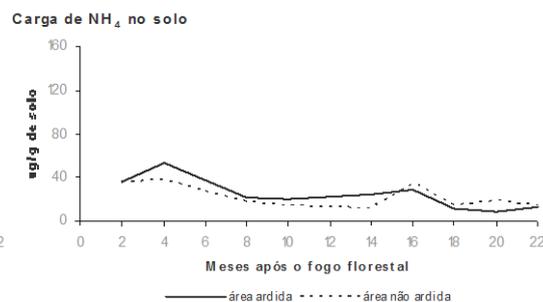


Figura 10. Conc. NH<sub>4</sub> no solo

Carga de P solúvel no solo

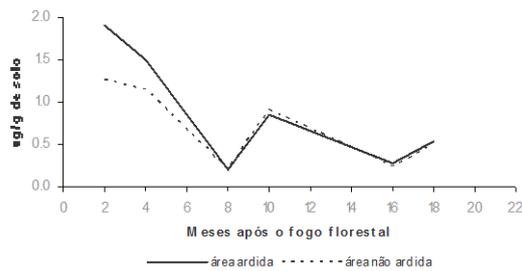


Figura 11. Conc. P solúvel no solo

Kutiél P. e Inbar M. (1993), avaliaram durante oito meses a quantidade de nutrientes e catiões, em duas parcelas de 200 m<sup>2</sup> de uma plantação de *Pinus halepensis* e *Pinus brutia* (subespécie de *Pinus halepensis*), localizadas na região mediterrânea de Israel, após a ocorrência de um fogo de moderada intensidade que ocorreu em Outubro de 1988, e que afectou uma das parcelas consideradas no estudo. No primeiro mês após o fogo, a quantidade de nutrientes na parcela queimada (**parcela A**) aumentou significativamente quanto comparada com a parcela de terreno não afectada (**parcela B**). Oito meses após o fogo a quantidade de nutrientes decresceu na **parcela A**, no entanto era ainda superior ao da **parcela B**. O N<sub>total</sub> decresceu 24% na **parcela A** imediatamente após o fogo. No entanto, cinco meses após o fogo o teor de N nas duas parcelas era idêntico. A perda inicial de N<sub>total</sub> foi atribuída à volatilização que ocorreu durante o fogo. Um mês após o fogo a quantidade de NO<sub>3</sub> e de NH<sub>4</sub>, era superior na **parcela A**, quando comparada com a **parcela B**. A quantidade de NO<sub>3</sub> na **parcela A** decresceu após o primeiro mês contudo, cinco meses após o fogo a taxa de nitrificação aumentou significativamente e, conseqüentemente, a concentração de NO<sub>3</sub> no solo aumentou entre o 5º e o 8º mês após o fogo (Figura 12). Os autores sugerem que numa floresta de pinheiros com uma camada densa de agulhas depositadas no solo, existe uma inibição da mineralização e nitrificação do N, devido à presença de compostos orgânicos, tais como os terpenóides. O consumo deste compostos durante o fogo aumenta as taxas de mineralização e de nitrificação de N.

A quantidade de NH<sub>4</sub> era 13 vezes superior na **parcela A**, tendo-se mantido superior aos valores observados na **parcela B** durante os oito meses de estudo. O incremento inicial dos valores de NH<sub>4</sub> foi atribuído à decomposição de matéria orgânica, determinada pelo calor gerado pelo fogo (Figura 13).

A quantidade total de P era 15 vezes superior na **parcela A** um mês após o fogo, quando comparada com a quantidade existente na **parcela B**. O incremento inicial de P foi atribuído à combustão de P inorgânico, e à mineralização que ocorreu como resultado das elevadas temperaturas atingidas no solo. A quantidade de P no solo decresceu um a quatro meses após o fogo, aumentou cinco a seis meses após o fogo e depois diminui mais uma vez seis a oito meses após o fogo. A quantidade de P na **parcela A** foi sempre superior aos valores de P observados na **parcela B**. A diminuição dos valores de P verificada na **parcela A**, oito meses após o fogo, foi atribuída à adsorção pelo carbonato de Ca ou à precipitação de P sob a forma de compostos insolúveis de Ca.

A quantidade de Ca, Mg, Na e K, um mês após o fogo, eram significativamente superiores na **parcela A** como consequência da combustão da vegetação, que libertou iões solúveis. A concentração destes elementos no solo da **parcela A** decresceu durante os oito meses em que decorreu o estudo (Figuras 15 a 18).

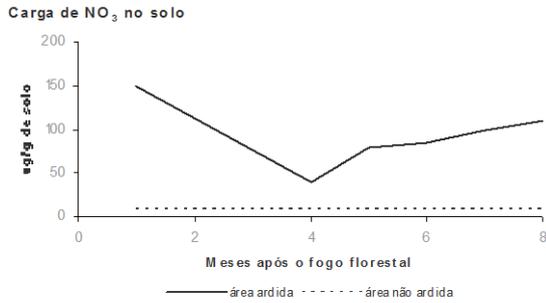


Figura 12. Conc. NO<sub>3</sub> no solo

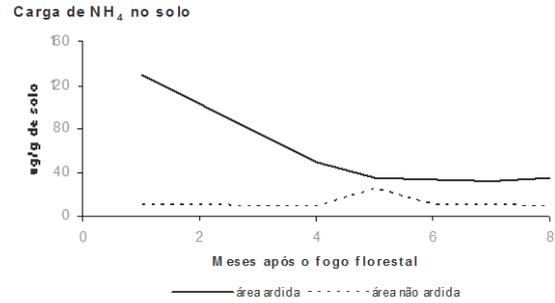


Figura 13. Conc. NH<sub>4</sub> no solo

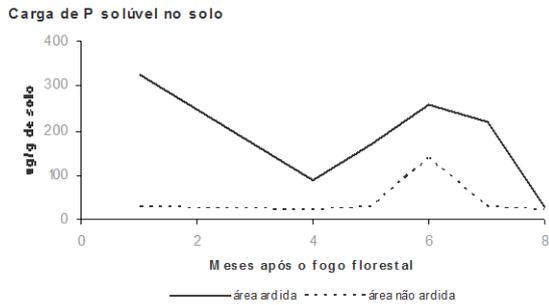


Figura 14. Conc. P solúvel no solo

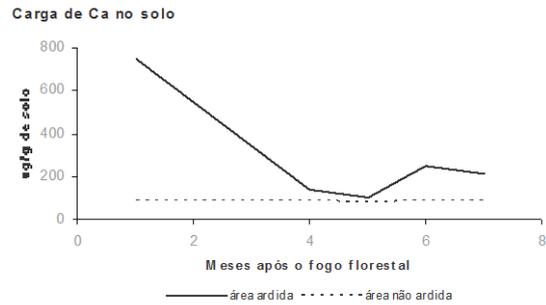


Figura 15. Conc. Ca no solo

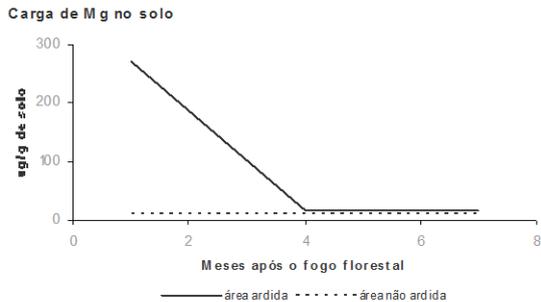


Figura 16. Conc. Mg no solo

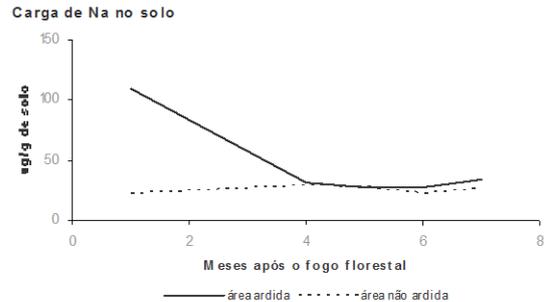


Figura 17. Conc. Na no solo

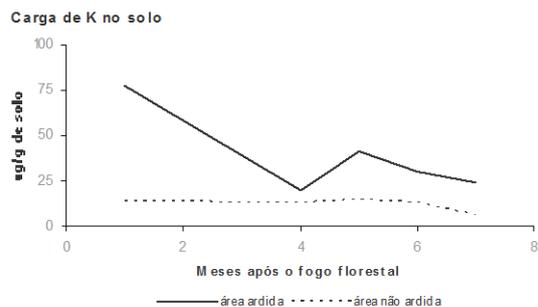


Figura 18. Conc. K no solo

De acordo com o referido por Gresswell E. Robert (1999), num estudo que analisa a resposta de sistemas fluviais de bacias hidrográficas onde ocorreram fogos florestais em diversos ecossistemas da América do Norte, as diferenças existentes entre os diferentes tipos de solo foram aparentemente mais importantes do que o próprio fogo, na influência sobre as características químicas e físicas da qualidade das massas de água.

Nos Quadros 15 a 17, podem observar-se exemplos de alterações verificadas no solo de diferentes ecossistemas, após a ocorrência de fogos florestais.

Quadro 15. Alterações ocorridas no solo de diferentes ecossistemas determinadas por fogos florestais (1)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Compartimento ambiental	Espécies florestais predominantes	Observações
Adams M.A. et al., (1994)	C, N	“Heathlands” localizadas no promontório de Wilsons, Austrália	solo	-	Os valores da concentração de C, N e N potencialmente mineralizável, observados em solos repetidamente queimados são inferiores aos valores de concentração observados em solos não ardidos
Baird M. et al., (1999)	C, N	Floresta de coníferas localizada nas montanhas de Cascade no estado de Washington, USA	solo	<b>Floresta A):</b> <i>Pinus ponderosa Dougl.</i> , <i>Pseudotsuga menziesii (Mirb.) Franco</i> <b>Floresta B):</b> <i>Pinus contorta Loud.</i> , <i>Picea engelmannii Parry ex Engelm</i>	Um ano após o fogo a percentagem média de C no solo da área não ardida (60 cm de profundidade), era 30% (25 Mg/ha), na <b>floresta A)</b> e 10% (7 Mg/ha), na <b>floresta B)</b> , inferior ao valor observado na área ardida. O conteúdo médio de N nas áreas não ardidas das <b>florestas A) e B)</b> era 46% (3.0 Mg/ha), e 13% (0.4 Mg/ha), do valor observado na área ardida.
Chambers D.P. e Attiwill P.M. (1994)	N, P e Mn	Floresta de <i>E. regnans</i> com 250 anos localizada, em Vitória, Austrália	solo	Floresta de <i>Eucalyptus regnans</i>	O aquecimento do solo a 400-600°C, determinou o aumento significativo da disponibilidade de N e de P, no solo atribuído à diminuição dos coloidais de argila. Os valores da concentração de Mn solúvel, aumentaram 279%, devido à destruição dos complexos de Mn e de matéria orgânica.
Parra J.G., Rivero V.C., Lopez T.I. (1996)	Mn	Espanha	solo	-	Após o fogo, os valores da concentração de Mn aumentaram nos horizontes superiores e inferiores do solo, provavelmente devido ao transporte sob a forma de complexos orgânicos

**Quadro 16.** Alterações ocorridas no solo de diferentes ecossistemas determinadas por fogos florestais (2)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Compartimento ambiental	Espécies florestais predominantes	Observações
Stromgaard P. (1992)	C, K, Mg, N, Ca, P	“Miombo Woodland” savana, localizada na Zambia	solo	Árvores do género <i>Brachystegia</i> ,	Os valores da concentração de C orgânico, K, Mg, N, aumentaram à superfície do solo após o fogo florestal. Os valores da concentração de Ca aumentaram em profundidade no solo. Verificou-se também um aumento dos valores da concentração de P, atribuído ao incremento de temperatura e não ao aumento de solubilidade dos complexos de P, pois o pH não do solo não se alterou
Creighton M. Litton e Rómulo S. (2003)	Matéria orgânica, humidade, K, P e pH	Montanha localizada numa zona costeira do centro-sul do Chile	solo	Floresta de <i>Nothofagus glauca (Phil.)</i>	A matéria orgânica e a humidade do solo diminuíram na área afectada pelo fogo relativamente à área não ardida. Os valores da concentração de K aumentaram nas parcelas ardidas, mas dois anos após o fogo, os valores da concentração de K no solo da área ardida eram inferiores aos valores da concentração no solo das parcelas não afectadas pelo fogo. O P e o pH aumentaram no solo tendo-se mantido elevados durante dois anos.
Mitros C. et al., (2002)	pH e N	Área de investigação ambiental de Conard (CERA), Centro de Iowa, E.U.A.	solo	Árvores do género <i>Quercos</i> (carvalho)	Os valores de pH e da concentração de N <sub>total</sub> eram significativamente superiores nas parcelas afectadas pelo fogo, quando comparadas com os valores observados nas áreas não ardidas.

**Quadro 17.** Alterações ocorridas no solo de diferentes ecossistemas determinadas por fogos florestais (3)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Compartimento ambiental	Espécies florestais predominantes	Observações
Farres M. <i>et al.</i> , (2007)	pH, condutividade eléctrica, material orgânico e P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> )	Maciço de Montegrí Nordeste da península ibérica	solo	-	Verificou-se um aumento generalizado de todos os parâmetros avaliados, nas amostras recolhidas após o fogo. Valores médios obtidos para cada parâmetro avaliado: pre-pós fogo: pH = 7.03 - 7.08; EC = 125.98 _ 198.52 (S/cm); OM = 14.74 % _ 17.19 %; P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> = 280'24_ 309'18 (ppm).
Gimeno-Garcia E. <i>et al.</i> , (2007)	N <sub>total</sub> , N-NH <sub>4</sub> , N-NO <sub>3</sub> , matéria orgânica e P disponível	Estação experimental La Concordia, Lliria-Valencia, Espanha	solo	-	Os resultados obtidos revelam que após os fogos as principais alterações ocorreram nos valores da concentração de N (N-NH <sub>4</sub> e N-NO <sub>3</sub> ) e do P disponível, em função da severidade do fogo. Os valores da concentração mantiveram-se elevados durante 1 ano após o fogo. A quantidade de matéria orgânica e de N <sub>total</sub> diminuiu com os fogos de elevada intensidade e aumentou após os fogos de moderada intensidade.
Wanthongchai K. <i>et al.</i> , (2007)	Ca, Mg, Mn, P, S, C e N	Floresta localizada na Tailândia	solo	Floresta constituída maioritariamente por espécies vegetais da família Dipterocarpaceae	Após o fogo os valores da concentração da maioria dos nutrientes (Ca, Mg, Mn, P, S), aumentou particularmente nas cinzas. No entanto os valores da concentração de C e de N nas cinzas eram muito reduzidos.

#### 4. ALTERAÇÕES QUE PODEM OCORRER NOS PROCESSOS EROSIVOS E HIDROLÓGICOS EM CONSEQUÊNCIA DE UM FOGO FLORESTAL

Os fogos florestais alteram as propriedades do solo e as condições hidrológicas das bacias hidrográficas. Se após a deflagração de um fogo florestal ocorrer um evento de precipitação de elevada intensidade, então o escoamento superficial e a erosão podem aumentar em função das características tectónicas e geológicas da bacia hidrográfica (Moody J. e Martin D., 2004).

Na região mediterrânea os eventos de precipitação intensa que ocorrem usualmente após o período seco de Verão, provocam importantes perdas de solo e elevados valores de escoamento superficial, como consequência da redução da capacidade de infiltração e do armazenamento de água no solo, provocada pelos fogos florestais (González O. *et al.*, 2006).

Os principais efeitos dos fogos florestais nos processos erosivos resultam da combustão da vegetação, dos resíduos vegetais que se encontram acumulados à superfície do solo, e da matéria orgânica localizada no horizonte superficial, expondo assim o solo ao impacto da precipitação, aumentando o escoamento superficial e, conseqüentemente, a quantidade de material erodido. Se a estrutura do solo for afectada pela eliminação da matéria orgânica, verifica-se uma redução da capacidade de infiltração, determinada pela redução da porosidade, ou pela formação de uma camada hidrofóbica que também pode contribuir para o aumento do escoamento superficial. (Wallbrink, P. *et al.*, 2004)

Os processos erosivos estão também dependentes de factores intrínsecos à área afectada, como o tipo de solo, a declividade do terreno, e o clima (Quadro 18).

**Quadro 18.** Variáveis que afectam a erosão de um solo afectado por um fogo florestal

<b>Variáveis que condicionam a erosão de um solo em que ocorreu um fogo florestal</b>
Severidade do fogo
Quantidade residual de detritos orgânicos
Perda de interceptação e de evapotranspiração
Alterações na estrutura/porosidade do solo
Redução da capacidade de infiltração
Aumento do escoamento superficial
Exposição do solo mineral
Susceptibilidade do solo à erosão
Topografia
Precipitação: quantidade, intensidade e localização temporal do evento
Tempo de recuperação da vegetação

Os fogos florestais alteram a resposta hidrológica das bacias hidrográficas, incluindo os picos de escoamento resultantes dos eventos de precipitação, potenciando situações de cheia (Moody John A. *et al.*, 2001).

O impacto da precipitação e do subsequente escoamento superficial nos solos resulta de alterações nas condições hidrológicas e nas propriedades dos solos das bacias hidrográficas em que ocorreram fogos florestais. Estas alterações incluem:

- (1) perda de vegetação e de resíduos vegetais do solo florestal;
- (2) aumento da hidrofobicidade como resultado das alterações químicas e físicas do solo (DeBano L.F., 2000);
- (3) diminuição da tensão crítica de erosão do solo (Moody John *et al.*, 2004);
- (4) diminuição da capacidade de infiltração do solo provocada pela obstrução de espaços pelas cinzas (Mallik *et al.*, 1984) e pelas partículas do solo (Neary *et al.*, 1999);
- (5) diminuição do número de obstáculos ao escoamento, e a conseqüente alteração do tempo de concentração da bacia hidrográfica, tendo como conseqüência, caudais de ponta de cheia superiores (Moody John *et al.*, 2004).

A hidrofobicidade resulta também de alterações da camada orgânica do solo que podem ser de natureza física ou química, pelo que se poderia incluir a alteração desta propriedade do solo na anterior secção 3.2, onde se descreveram as alterações na camada orgânica do solo. No entanto, como a hidrofobicidade afecta fundamentalmente os processos erosivos e hidrológicos de uma bacia hidrográfica afectada por um fogo florestal, optou-se pela sua inclusão na presente secção.

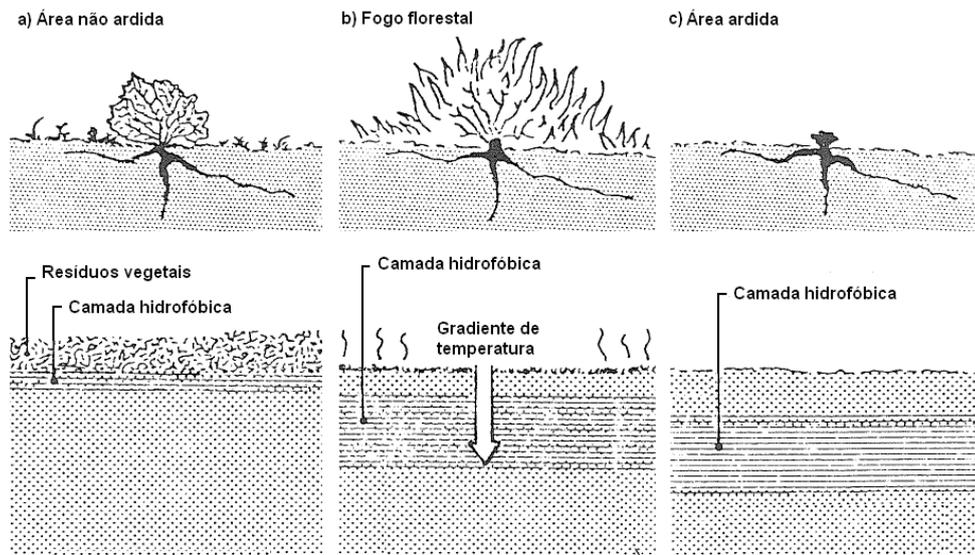
A hidrofobicidade é provocada fundamentalmente pelos seguintes processos:

- ◆ Desidratação irreversível da matéria orgânica (Jemison 1942, Gilmour, 1968, in DeBano *et al.*, 1998);
- ◆ Lixiviamento das substâncias orgânicas dos resíduos vegetais e das partículas minerais, (Roberts e Carbon 1972, DeBano L.F., 1981, in DeBano *et al.*, 1998);
- ◆ Formação de subprodutos hidrofóbicos de micélios existentes no solo que podem induzir a hidrofobicidade nos solos arenosos de maior textura (Bond e Harris, 1964, Savage *et al.*, 1969, in DeBano L.F. *et al.*, 1998);
- ◆ Mistura de matéria orgânica hidrofóbica e das partículas minerais do solo (McGhie e Psoner, 1980, DeBano L.F., 1981);
- ◆ O aquecimento da matéria orgânica existente na superfície do solo, ou de misturas hidrofóbicas de solo e de partículas minerais (DeBano L.F., 1966, in DeBano L.F. *et al.*, 1998).

De acordo com DeBano L.F. *et al.* (1998), a matéria orgânica acumula-se no solo nos intervalos existentes entre fogos. Durante esses intervalos, a camada superior do solo torna-se hidrofóbica devido à mistura de matéria orgânica parcialmente decomposta com o solo mineral e devido ao lixiviamento de partes em decomposição de plantas. (Figura 19a). O crescimento de fungos também pode produzir hidrofobicidade nas camadas superiores do solo (DeBano L.F. *et al.*, 1998).

O aquecimento do solo durante um fogo intensifica a camada hidrofóbica (Figura 19c). O calor produzido pela combustão dos resíduos vegetais existentes na superfície do solo, vaporiza as

substâncias orgânicas, que são transportadas em profundidade no solo, até condensarem nas camadas mais profundas e frias do mesmo. A hidrofobicidade pode também ser intensificada devido à ligação química que ocorre entre as partículas minerais do solo e as partículas orgânicas aquecidas pelo fogo (DeBano, L.F., 1981, DeBano, L.F. *et al.*, 1976). Este processo é mais comum em solos secos de textura grosseira, aquecidos a 176-204°C (DeBano, L.F., 1986).



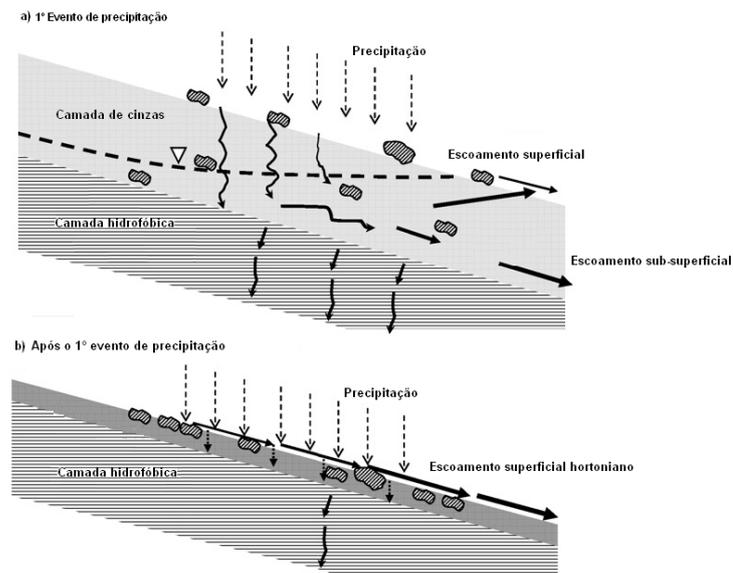
**Figura 19.** Camada hidrofóbica do solo (Figura adaptada de DeBano L.F., *et al.*, 1998)

Relações existentes entre a hidrofobicidade do solo e a temperatura:

- ◆ Quando a temperatura do solo é inferior a 176°C, ocorrem apenas pequenas alterações na hidrofobicidade (DeBano L.F. *et al.*, 1981);
- ◆ Se a temperatura do solo atinge 176-204°C, a hidrofobicidade do solo é intensa (DeBano L.F. *et al.*, 1981);
- ◆ A hidrofobicidade é destruída quando os solos são aquecidos a temperaturas superiores a 288 °C (Savage 1974, DeBano L.F. *et al.*, 1976 in DeBano L.F. *et al.*, 1998).

Yuichi Onda *et al.* (2007), avaliaram a evolução do escoamento superficial após um fogo florestal de elevada severidade, num talhão de ensaio localizado no Monte Vision, no estado da Califórnia, nos E.U.A.. Os autores sugerem o seguinte mecanismo de formação de escoamento superficial decorrente do primeiro evento de precipitação após o fogo:

1. Durante o primeiro evento de precipitação quando a camada de cinzas ficou saturada de água, o escoamento sub-superficial começou a mover-se lateralmente e iniciou-se o escoamento superficial (Figura 20a);
2. Após o primeiro evento de precipitação como a camada de cinzas encontra-se comprimida e incrustada, a maior parte da precipitação não se infiltra, e assim o modelo hortoniano será o mecanismo de formação de escoamento superficial predominante.



**Figura 20.** Diagrama esquemático do mecanismo de formação de escoamento superficial de um solo florestal severamente afectado pelo fogo (adaptado de Yuichi Onda *et al.*, (2007))

Wells, W.G. (1987) in Yuichi Onda *et al.* (2007), concluiu que o escoamento superficial gerado numa área ardida tornou-se concentrado conduzindo à formação de pequenas linhas de água, e que o processo de escoamento hortoniano não era um processo predominante.

DeBano L.F. (1998), refere que devido à hidrofobicidade do solo, após os primeiros eventos de precipitação que ocorrem em áreas ardidas, forma-se uma rede de pequenas linhas de água. Inicialmente a camada superficial é saturada pela infiltração inicial. Este processo ocorre uniformemente na área ardida, o que determina que quando a água encontra a camada hidrofóbica, não se possa mover nem em profundidade nem lateralmente. Quando o solo se encontra completamente saturado a pressão nos poros do solo, repletos de água, localizados acima da camada hidrofóbica, aumenta, diminuindo a agregação das partículas do solo, o que provoca uma zona de falhas na fronteira entre a camada de solo superficial e a camada de solo hidrofóbica. A pressão nos poros aumenta até suplantar a força gravítica o que provoca um deslizamento do solo. Este pequeno fluxo de sedimentos propaga-se até ao final do declive ou até encontrar um canal. A água que se encontrava nas áreas adjacentes já não se encontra confinada e pode agora escoar-se pelo pequeno ribeiro. O fluxo de água gera um escoamento turbulento que vai erodindo a camada hidrofóbica do solo, até que esta seja removida, permitindo que a água se infiltre. O escoamento e a turbulência reduz-se e os pequenos ribeiros estabilizam.

A hidrofobicidade dos solos e o seu efeito nos processos erosivos foi estudada em Portugal por diversos autores, na bacia hidrográfica do rio Águeda.

Doerr Stefan H. *et al.*, (1996), investigaram a natureza da hidrofobicidade em solo afectados e não afectados por fogos florestais em áreas florestais de *Eucalyptos globulus* e de *Pinus pinaster*, localizadas na bacia hidrográfica de rio Águeda. Os resultados obtidos diferem dos descritos em muitos outros estudos, em vários aspectos:

- a) Não se concluiu que os fogos florestais determinam a hidrofobicidade dos solos, porque os solos das áreas não ardidadas apresentam os mesmos níveis de hidrofobicidade que os solos das áreas recentemente ardidadas;
- b) A camada hidrofóbica não está confinada a uma zona localizada próximo da superfície do solo, estende-se da superfície até ao horizonte C do solo;
- c) A hidrofobicidade encontra-se associada às fracções mais finas do solo e não às fracções grosseiras. Os solos das florestas de *Eucalyptus globulus* são muito mais hidrofóbicos do que os solos das florestas de *Pinus pinaster*.

Ferreira A.J.D. *et al.* (2000), avaliaram as implicações que a hidrofobicidade dos solos de florestas de *Eucalyptus globulus* e de *Pinus pinaster*, podem ter nos processos hidrológicos de uma bacia hidrográfica localizada no, litoral-Norte de Portugal. De acordo com os autores a hidrofobicidade é uma característica dos solos de florestas de *Eucalyptus globulus* e de *Pinus pinaster* desta região, principalmente nos meses de Verão. O estudo foi realizado em duas áreas distintas:

- a) Área recentemente ardidada, constituída por solos hidrofóbicos, e com um coberto vegetal de *Eucalyptus* em regeneração;
- b) Área de terrenos lavrados, com solos hidrofílicos, constituindo uma plantação de *Eucalyptus* recentemente plantados.

O escoamento superficial foi monitorizado durante um período de 40 meses em dois talhões de ensaio (8 x 2 m), e o caudal das linhas de água foi registado em duas pequenas bacias hidrográficas, em contínuo, por duas estações hidrométricas. O coberto vegetal de cada uma das bacias hidrográficas corresponde às descrições apresentadas nos pontos a) e b). Os resultados obtidos sugerem que em áreas florestais de eucaliptos em regeneração após um fogo nesta região do País, os solos variam entre a hidrofobicidade quando o tempo se apresenta seco e a hidrofílicidade nos períodos de Inverno. Segundo os autores, após grandes períodos de seca particularmente no Verão a hidrofobicidade determina que os processos de formação do escoamento superficial ocorram segundo o modelo hortoniano. Por outro lado após grandes períodos de tempo húmido, os solos tornam-se hidrofílicos, determinando o escoamento sub-superficial horizontal em zonas temporariamente saturadas (“troughflow”), localizadas acima de um estrato com menor condutividade hidráulica e o escoamento saturado à superfície do terreno (“saturation overland flow”). Na bacia hidrográfica constituída por solos lavrados, a hidrofílicidade é o processo predominante. O escoamento superficial é elevado devido à inexistência de coberto vegetal. Segundo os autores, neste tipo de solo o escoamento superficial desenvolve-se de acordo com o modelo hortoniano, e de saturação do escoamento.

Doerr S.H. *et al.* (2003), consideram que como a hidrofobicidade modifica a formação do escoamento superficial, então é um factor importante na modelação hidrológica. Neste estudo compararam-se as respostas de um mesmo solo, localizado numa sub-bacia hidrográfica da bacia hidrográfica do rio Águeda, designada, Sernadinha, à escala pontual (0.002 m<sup>2</sup>), à escala do micro-talhão de ensaio (0.12 m<sup>2</sup>), talhão de ensaio (16 m<sup>2</sup>) e à escala da bacia hidrográfica (0.33 km<sup>2</sup>). À escala pontual a

hidrofobicidade reduziu 700 vezes a humidade no solo e aumentou o escoamento médio no micro-talhão de ensaio de 1.5 para 53% durante os primeiros 9 minutos de um evento de precipitação simulado. Em 16 de um total de 45 eventos de precipitação, que ocorreram após períodos secos num solo hidrofóbico, verificou-se um aumento superior a 3% do escoamento superficial, comparável apenas com um de 60 eventos de precipitação que ocorreram num solo húmido.

À escala da bacia hidrográfica os efeitos no escoamento superficial não foram tão evidentes, tendo sido inferiores nos solos secos e hidrofóbicos comparativamente com os solos húmidos, apesar de o tempo para a formação de picos de escoamento ser inferior em 62% nos solos hidrofóbicos. Esta situação foi atribuída ao facto do escoamento superficial ter sido subestimado devido à perda de escoamento através de canais que não foram monitorizados, o que não se verificou à escala pontual e dos talhões de ensaio.

Doerr S.H. e A.D. Thomas (2000), avaliaram a influência da humidade de um solo no controlo da hidrofobicidade em solos florestais em Portugal. Segundo os autores a maior parte dos estudos referem que a hidrofobicidade é superior em solos secos do que em solos húmidos. No entanto face à elevada variabilidade do limite superior para o teor de humidade, que demarca a alternância entre hidrofobicidade e hidrofobicidade, não foi ainda possível interpretar a relação exacta que existe entre a hidrofobicidade e a humidade do solo. Os resultados deste estudo indicam que para os solos arenosos e argilosos das florestas portuguesas, a hidrofobicidade está ausente quando o teor de humidade no solo excede os 28%, e demonstram que após o aquecimento a hidrofobicidade não é necessariamente estabelecida, quando os solos se tornam novamente secos. Os autores sugerem que para que um solo se torne hidrofóbico não é suficiente que este esteja seco, é necessário também um input de substâncias que induzam a hidrofobicidade.

Shakesby R.A. *et al.* (2000), referem que para que o efeito da hidrofobicidade nos processos erosivos seja plenamente interpretado, é necessário isolar os efeitos gerados pela hidrofobicidade e avaliar as alterações que ocorrem em áreas declivosas e à escala da bacia hidrográfica, em períodos temporais mais extensos, meses ou anos, em vez de apenas se estudarem os eventos de precipitação intensos. Na bacia hidrográfica do rio Águeda, a percentagem de escoamento superficial observada num talhão de ensaio de uma floresta de eucaliptos e de pinheiros, não afectada pelo fogo, era reduzida (0.1%-2.5%), quando comparada com a percentagem de escoamento superficial observada nos talhões de ensaio afectados pelo fogo (3.8%-11.7%). As perdas de solo eram igualmente inferiores no solo da floresta não afectada pelo fogo. Estas diferenças foram inicialmente atribuídas à hidrofobicidade do solo, no entanto estudos subsequentes demonstraram que a hidrofobicidade é idêntica entre as áreas ardidas e não ardidas.

A análise dos estudos apresentados anteriormente permite concluir que os efeitos dos fogos florestais nos processos erosivos que afectam os solos são muito heterogéneos e de difícil quantificação, nomeadamente ao nível da bacia hidrográfica, em que os processos experimentais incluem a monitorização de áreas extensas.

Nos Quadros 19 a 21 são apresentados alguns exemplos de efeitos nas propriedades físicas do solo ou nos processos hidrológicos.

**Quadro 19.** Alterações ocorridas no solo de diferentes ecossistemas determinadas por fogos florestais (1)

Autor	Propriedade física/ Característica hidrológica	Localização	Área de estudo/linha de água	Observações
Yuichi Onda <i>et al.</i> , (2007)	Hidrofobicidade, escoamento superficial e sub-superficial, infiltração	Península de Point Reyes, estado da Califórnia, USA	Transecto definido na área ardida localizada no Monte Vision	Após um fogo florestal que ocorreu em Outubro de 1995, o solo da área ardida constituído por uma camada hidrofóbica com 5 a 20 cm, foi coberto com uma camada de cinzas com mais de 2 cm de espessura. A precipitação e os processos de infiltração, escoamento superficial e sub-superficial de um pequeno transecto definido na área de estudo foram monitorizados, tendo-se concluído que a intensa precipitação inicial infiltrou-se até à base da camada de cinzas, não se tendo infiltrado em profundidade devido à camada hidrofóbica do solo. A camada de cinzas exibia percursos preferências para a água que foram sendo colmatados pela erosão e consolidação das cinzas após sucessivos eventos de precipitação. A capacidade de infiltração reduziu-se e o escoamento superficial passou a seguir o modelo hortoniano de escoamento. O coeficiente de escoamento estimado para a área ardida passou de 0.2 para 0.8.
Gottfried J. Gerald <i>et al.</i> , (2004)	Caudal, hidrofobicidade	Floresta do estado do Arizona, USA	Bacia hidrográfica do rib <sup>o</sup> de Workman, e do rib <sup>o</sup> de Stermer Ridge	Na área afectada por um fogo florestal em 2000, encontram-se três bacias hidrográficas monitorizadas por estruturas de controlo hidrológico que permitiram avaliar os regimes de escoamento, os processos de erosão/sedimentação entre outras características hidrológicas. Os eventos de precipitação de elevada precipitação que ocorreram logo após o fogo produziram três picos de valores de caudal no ribeiro de Workman, um dos valores, 56.63 L/s, excedeu 7 vezes o valor mais elevado registado até aquela data. No ribeiro de Stermer Ridge, observou-se um valor de caudal de 6.75 m <sup>3</sup> /s, muito superior ao máximo valor de caudal registado nesta linha de água. Os autores identificaram solos hidrofóbicos nas áreas mais afectadas pelos fogos florestais.

**Quadro 20.** Alterações ocorridas no solo de diferentes ecossistemas determinadas por fogos florestais (2)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Bacia hidrográfica/ Massa de água	Observações
Sanjeeb Bhoi e John J. Qu (2005)	Intercepção, evapotranspiração, escoamento e precipitação	Estado da Califórnia, USA	Bacia hidrográfica do rio San Diego	Este estudo foi realizado após um fogo florestal que ocorreu em Outubro de 2003 e que eliminou uma grande quantidade da vegetação, o que alterou os processos de intercepção e evapotranspiração afectando as propriedades hidrológicas da bacia hidrográfica. O fogo florestal diminuiu o intervalo de tempo decorrido entre o início de um evento de precipitação e o escoamento do rio San Diego.
MacDonald lee H. <i>et al.</i> (2004)	Hidrofobicidade	Norte do Estado do Colorado, USA	Floresta de <i>P. ponderosa</i> com uma área de 43 km <sup>2</sup>	A hidrofobicidade e a humidade do solo foram medidas periodicamente, em 36 locais afectados pelo fogo e em nove locais não afectados, durante um ano, após o fogo florestal que ocorreu em Junho de 2000. A hidrofobicidade do solo era superior nas áreas severamente e moderadamente afectadas pelo fogo, decrescia com a profundidade do solo e tinha uma elevada variabilidade espacial. A hidrofobicidade diminuiu como o tempo, até deixar de ser detectável, um ano após o fogo.
González O. <i>et al.</i> (2006)	Escoamento, infiltração	Estação de campo experimental permanente, La Concórdia, Llíria, Espanha	Nove transectos (4 x 20m) localizados numa típica área arbustiva mediterrânica	Seis talhões de ensaio foram incendiados provocando fogos de elevada intensidade em três deles e de moderada intensidade nos restantes. Três talhões de ensaio foram mantidos incólumes, sendo utilizados como referência. Durante o período de tempo avaliado ocorreram 24 eventos de precipitação com uma intensidade média de 10 mm/h. Os resultados obtidos indicam que o escoamento gerado nas áreas ardidas é 76% superior ao verificado nas áreas não ardidas. As áreas que arderam com maior intensidade geraram mais escoamento superficial do que as moderadamente afectadas, não se tendo no entanto verificado diferenças ao nível da infiltração.

**Quadro 21.** Alterações ocorridas no solo de diferentes ecossistemas determinadas por fogos florestais (3)

Autor	Propriedade física/ Característica hidrológica	Localização	Área de estudo/linha de água	Observações
Moody John A. <i>et al.</i> (2001)	Precipitação e escoamento	Dacota do Sul, Colorado e Novo México, USA	Bacias hidrográficas de Bear Gulch, Springer Creek e Rendija Canyon	Após a medição dos valores máximos de intensidade de precipitação em 30 minutos e o valor máximo de água escoada por unidade de área ardida de três bacias hidrográficas (17-26.8 km <sup>2</sup> de área), determinaram-se relações precipitação-escoamento descritas por uma função do tipo $Q_u = aI_{30}^B$ , em que $Q_u$ corresponde ao escoamento, $a$ , à área da bacia hidrográfica e $I_{30}$ , à intensidade da precipitação em 30 minutos. O limite superior das relações precipitação-escoamento, ocorre aproximadamente quando se atinge um valor de 10 mm/h, para $I_{30}$ , a partir deste valor a magnitude dos picos de escoamento aumenta mais rapidamente com os aumentos da intensidade da precipitação. Os valores máximos dos picos de escoamento por unidade de área ardida variaram entre, 3.2 a 50 m <sup>3</sup> /s/km <sup>2</sup> .
Shakesby R.A. <i>et al.</i> (2003)	Erosão, escoamento superficial e hidrofobicidade	Parque Nacional de Nattai Sydney, Austrália	Duas sub-bacias hidrográficas afectadas por fogos com diferentes graus de severidade	O fogo teve efeitos variáveis na hidrofobicidade do solo, em alguns locais a hidrofobicidade manteve-se inalterável, em outros foi destruída ou aumentou em função da temperatura atingida pelo solo. A principal alteração geomorfológica determinada pelo fogo foi a erosão e a deposição coluvial e aluvial das camadas superficiais do solo em áreas declivosas e em sistemas ribeirinhos

## 5. ALTERAÇÕES FÍSICAS E QUÍMICAS QUE PODEM OCORRER EM MASSAS DE ÁGUA COMO CONSEQUÊNCIA DE UM FOGO FLORESTAL

Os rios são componentes fundamentais dos ciclos biogeoquímicos regionais e globais, promovendo o transporte e as transformações elementares de diversos constituintes. Os nutrientes que inicialmente se encontram no solo florestal acumulam-se nos rios sendo posteriormente transferidos para jusante, para os sistemas estuarinos.

Os nutrientes e catiões libertados através da combustão da matéria orgânica podem atingir uma massa de água através de três processos de transporte distintos (Ranalli, A.J., 2004):

- a) Volatilização seguida de difusão e dissolução do fumo numa massa de água, ou dissolução do fumo na precipitação;
- b) Erosão das cinzas através da acção do vento e/ou do escoamento superficial;
- c) Lixiviação de cinzas através dos horizontes do solo, gerando escoamento sub-superficial;

O N é transportado para uma massa de água, através dos processos a), b) e c). Ranalli, A.J. (2004), considera que o processo a) é predominante pelo facto de o N se volatilizar a baixas temperaturas ( $\approx 200^{\circ}\text{C}$ ). A análise realizada na secção 3.4, em que são descritos exemplos de fogos florestais que determinaram o aumento do azoto inorgânico no solo sob a forma de  $\text{NH}_4$  e de  $\text{NO}_3$ , permite concluir que os processos de transporte b) e c), podem igualmente ser determinantes na variação da concentração de N nas massas de água. Em fogos de moderada severidade é possível encontrar grandes quantidades de  $\text{N-NH}_4$  nas cinzas e em profundidade no solo (Debano L.F., 1991).

As formas dissolvidas de N constituem a grande maioria do  $\text{N}_{\text{total}}$  observado em linhas de água que drenam áreas ardidas, muitas vezes excedendo os 90% do valor total de N (Spencer e Hauer, 1991 in Ranalli, A.J., 2004).

O P aflui às massas de água primariamente pelo processo b), pois tal como os catiões, que são transportados para as massas de água pelos três processos descritos, volatiliza-se a temperaturas elevadas: P ( $777^{\circ}\text{C}$ ), Ca ( $1240^{\circ}\text{C}$ ), Mg ( $1107^{\circ}\text{C}$ ), K ( $760^{\circ}\text{C}$ ), Na ( $880^{\circ}\text{C}$ ) (Grier, 1975 e Caldwell *et al.*, 2002, in Ranalli, A.J., 2004).

A grande maioria do  $\text{P}_{\text{total}}$  observado em linhas de água que drenam áreas ardidas é constituído por P solúvel, chegando a atingir 85% do valor de  $\text{P}_{\text{total}}$ . Em bacias hidrográficas não afectadas por fogos, o P solúvel observado em linhas de água, representa aproximadamente 25% do valor de  $\text{P}_{\text{total}}$  (Spencer e Hauer, 1991 in Ranalli, A.J., 2004).

Na Figura 21 podem observar-se os diferentes processos de transporte de nutrientes de uma floresta para uma massa de água, após a ocorrência de um fogo.

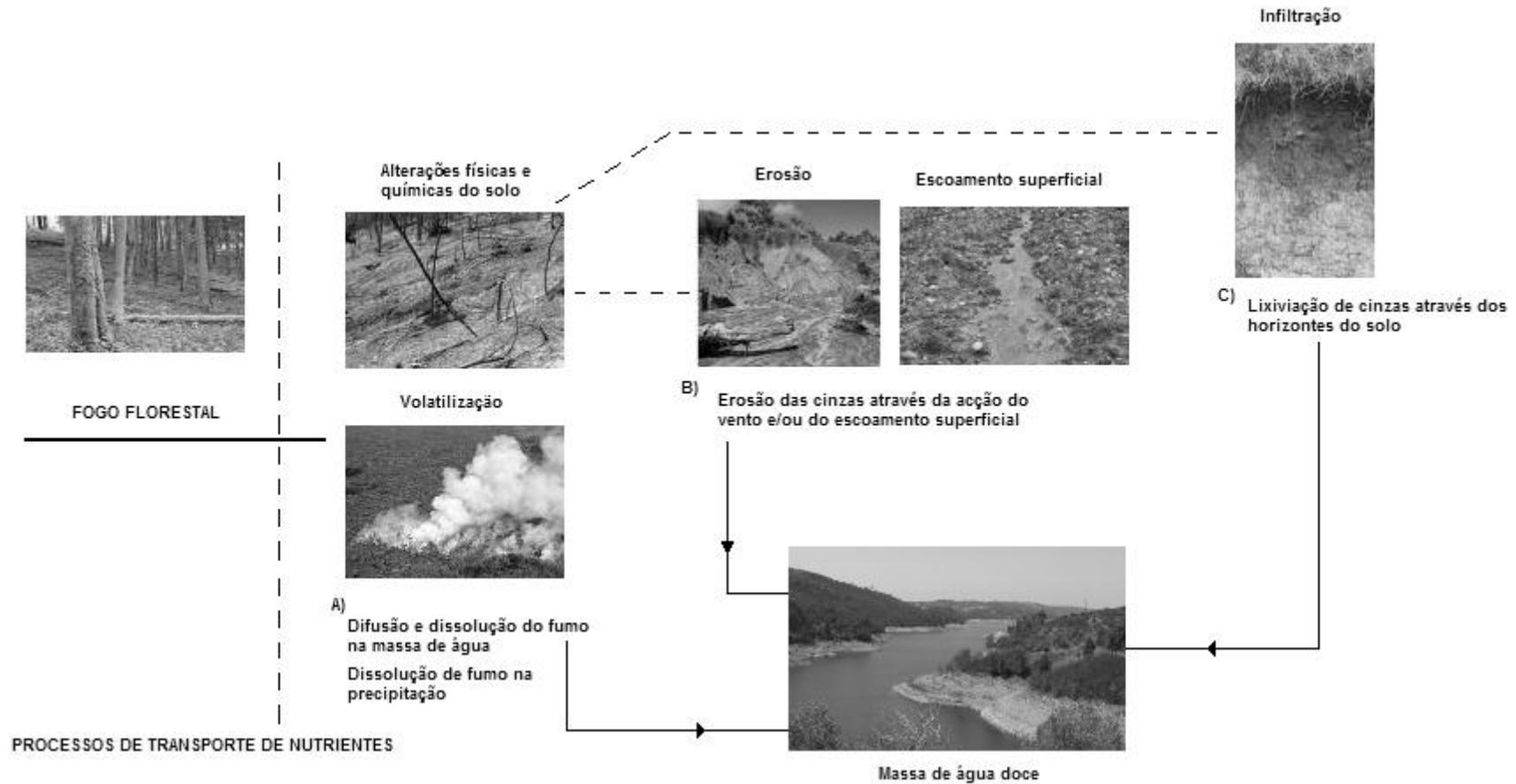


Figura 21. Processos de transporte de nutrientes de uma floresta para uma massa de água após um fogo

Clayton J.L. (1976) in Ranalli, A.J. (2004), determinou os valores da concentração na precipitação de Ca, Mg, K, e Na, após um fogo florestal que ocorreu no estado de Idaho, nos E.U.A., tendo verificado um aumento dos valores da concentração dos catiões de aproximadamente 20 a 70% superiores ao teor normal existente na precipitação.

Lewis W.M. (1974) in Ranalli, A.J. (2004), recolheu amostras de precipitação, escoamento superficial, e de água subterrânea em quatro locais localizados numa área ardida e em outros quatro locais de uma área não ardida, adjacente à albufeira de Par, localizada no estado da Carolina do Sul, nos E.U.A., tendo verificado a ocorrência de várias alterações nos valores da concentração de elementos químicos na precipitação e nos lixiviados gerados na área ardida:

- Os valores da concentração de  $\text{NO}_3$  e de  $\text{PO}_4$ , observados no escoamento superficial, eram elevados durante o primeiro evento de precipitação que ocorreu na área ardida, quando comparados com os valores da concentração observados no escoamento gerado na área não ardida, o mesmo não tendo voltado a verificar-se nos eventos de precipitação seguintes. O aumento dos valores da concentração foi atribuído à deposição de voláteis ou de pequenas partículas que não foram retiradas das proximidades da área ardida.
- A solubilidade do Ca, Mg, Na, e do K, aumentou 20, 10, 2.3 e 2.2 vezes respectivamente;
- Não foram encontradas diferenças nos valores da concentração de  $\text{NO}_3$  e de  $\text{PO}_4$ , nos lixiviados dos resíduos vegetais da área ardida e da área não ardida;
- A quantidade de catiões lixiviados da área ardida era muito superior, ao observado na área não ardida;
- Aproximadamente 70% da quantidade total de catiões foi removida em 30 dias por 80 mm de precipitação;
- O aumento da concentração de catiões na precipitação foi atribuído à convecção de cinzas;

Grier, C.C. (1975), determinou a concentração de  $\text{N}_{\text{total}}$  e dos principais catiões existentes em amostras de solo da superfície e do horizonte B1, e em solutos do solo recolhidos com lisímetros, em três parcelas estabelecidas numa área não ardida e numa área ardida, após um fogo no centro-Norte do estado de Washington, nos E.U.A.. As perdas de nutrientes ocorreram através da volatilização e lixiviação de cinzas, tendo sido removidos do solo, 855 kg/ha de N, 75 kg/ha de Ca, 33 kg/ha de Mg, 282 kg/ha de K e 695 kg/ha de Na.

A lixiviação de cinzas no primeiro ano após o fogo transferiu uma quantidade residual de N, 149 kg/ha de Ca, 50 kg/ha de Mg, 92 kg/ha de K e 33 kg/ha de Na das cinzas para o solo da área ardida. Os valores da concentração de N nos lixiviados das cinzas era inferior aos limites de detecção.

Debano e Conrad (1978), concluíram após um fogo num chaparral localizado no sul do estado da Califórnia, nos E.U.A., que se volatilizaram 146 kg/ha de N, e que devido à erosão de partículas provenientes de cinzas e de resíduos de vegetação se perderam 15 kg de N por ha. Quase todo o P foi depositado no solo sob a forma de cinzas. A erosão de partículas determinou a perda de 3 kg/ha de P.

Gimeno-Garcia *et al.*, (2000) in Ranalli, A.J. (2004), registaram as alterações verificadas no teor de matéria orgânica, no N mineral e orgânico, no P disponível, e nos catiões existentes no solo de diferentes parcelas em que ocorreram fogos de diferentes intensidades, em Valência, Espanha. Verificou-se um aumento da concentração no solo de  $\text{NH}_4$ , P disponível, Na, K, e Mg e uma diminuição da concentração de  $\text{NO}_3$  e de Ca, e da capacidade de troca iónica do solo, nos fogos de intensidade elevada e moderada. O aumento dos valores da concentração de  $\text{NH}_4$  e de P disponível, foi superior no fogo de intensidade elevada, esse aumento foi atribuído à combustão e mineralização da matéria orgânica que ocorre a temperaturas superiores a  $210^\circ\text{C}$ . As perdas de  $\text{NH}_4$  e de  $\text{NO}_3$  nos sedimentos erodidos pela água, após os primeiros eventos intensos de precipitação, foram superiores nas parcelas em que ocorreu o fogo de intensidade moderada. Este facto foi atribuído às diferenças na quantidade de nutrientes volatilizados em ambos os fogos. As perdas por volatilização de N no fogo moderado são inferiores às verificadas no fogo de elevada intensidade. A perda de P disponível nos sedimentos erodidos era duas vezes superior no fogo de intensidade elevada relativamente ao fogo de intensidade moderada. Os nutrientes solúveis não foram considerados no balanço de massas porque as suas perdas eram muito inferiores às verificadas nos sedimentos.

Caldwell *et al.* (2002), estimou as perdas de N através do processo de volatilização que ocorreu durante um fogo em três locais da serra Nevada, tendo concluído que as perdas de N por volatilização eram muito superiores aos fluxos de N na deposição atmosférica e nas perdas por lixiviamento destes sistemas.

Spencer e Hauer (1991) in Ranalli, A.J. (2004), realizaram experiências laboratoriais que confirmam que a volatilização é o processo primário de perda de N, durante um fogo florestal, ultrapassando a lixiviação de N que se encontra nas cinzas, enquanto o P é maioritariamente perdido através do lixiviamento de cinzas. Experiências laboratoriais demonstraram que a fonte de N nas linhas de água durante um fogo que ocorreu no noroeste do estado de Montana, nos E.U.A., foi a difusão do fumo nas linhas de água. A quantidade de  $\text{NH}_4$  e de  $\text{NO}_3$  lixiviada das cinzas foi muito reduzida, no entanto a difusão de fumo em água desionizada, resultou num aumento nos valores de concentração de  $\text{NH}_4$  que excederam  $60\ \mu\text{g/L}$ , e de  $75\ \mu\text{g/L}$  de  $\text{NO}_3$ . O aumento de concentração de P nas linhas de água foi atribuído ao lixiviamento das cinzas durante o fogo. Após a colocação de cinzas em água desionizada a concentração de P solúvel excedeu  $15\ \mu\text{g/L}$ , tendo atingido  $30\ \mu\text{g/L}$ , após 120 minutos.

Experiências laboratoriais realizadas por Raison e McGarity (1980) in Ranalli, A.J. (2004), demonstraram que o carbono orgânico de uma amostra de solo podzólico, foi dissolvido por um lixiviado de cinzas que foi adicionado à amostra. A dissolução do carbono orgânico existente no solo foi atribuído ao elevados valores de pH do lixiviado das cinzas. Para valores elevados de pH, os grupos acídicos funcionais do carbono orgânico são ionizados, o que aumenta a solubilidade dos compostos de carbono orgânico.

A grande maioria dos estudos em que foram medidos valores da concentração de N, nas suas diferentes formas em linhas de água após um fogo, indicam que se verificou um aumento do valor de concentração deste parâmetro. A magnitude do aumento de concentração é atribuída à severidade e intensidade do fogo (quantidade de matéria orgânica consumida, quantidade de vento durante o

fogo, a quantidade de precipitação que ocorre após o fogo, topografia, capacidade de troca iónica do solo, tempo de recuperação da vegetação, e o número de fogos anteriormente ocorridos na área afectada (Ranalli, A.J., 2004).

Xavier Úbeda e Maria Sala (2001), com o objectivo de determinarem a concentração de diversos elementos químicos no escoamento superficial, realizaram análises químicas em amostras de escoamento superficial recolhido em seis áreas com usos do solo distintos. Quantificaram também o escoamento superficial gerado durante três anos, com o objectivo de estabelecer uma relação entre o uso do solo e o transporte de iões. A área de estudo localiza-se na região costeira da Catalunha, no Nordeste de Espanha, a uma altitude de aproximadamente 190 a 250 m. Os solos têm um coberto vegetal constituído por *Quercus suber*, *Arbustus unedo*, *Erica arborea*, e em alguns locais existem plantações de *Pinus*. A precipitação média anual varia entre os 700 mm e os 800 mm. As temperaturas no Verão excedem os 25°C, e no Inverno nunca são inferiores aos 0°C. A recolha de escoamento superficial foi realizada em seis talhões de ensaio, localizados nas seguintes áreas: floresta de vegetação esparsa, floresta de vegetação densa, floresta onde ocorreu um fogo de intensidade média, floresta onde ocorreu um fogo de intensidade elevada e uma estrada não pavimentada.

No Quadro 22 podem observar-se os valores correspondentes às perdas de nutrientes em cada uma das áreas monitorizadas.

**Quadro 22.** Perdas de nutrientes nas áreas monitorizadas (Xavier Úbeda e Maria Sala, 2001)

mg/L	HCO <sub>3</sub>	Cl	SO <sub>4</sub>	NO <sub>3</sub>	Ca	K	Na	Mg
Precipitação	7.24	3.58	4.03	3.86	4.08	2.34	2.09	0.57
Floresta de vegetação esparsa	43.96	20.19	11.53	5.49	13.78	11.04	9.95	4.75
Floresta de vegetação densa	26.31	18.52	13.21	7.90	10.37	7.45	7.93	3.71
Fogo de intensidade reduzida	152.26	39.58	109.82	2.46	49.45	63.62	12.31	38.88
Fogo de intensidade média	70.16	17.53	26.05	2.87	22.68	13.96	7.00	9.31
Fogo de intensidade elevada	53.50	13.20	13.51	1.60	17.31	6.47	6.93	4.88
Estrada não pavimentada	50.84	6.88	7.20	3.71	15.06	2.95	8.93	4.14

A análise dos resultados obtidos permitem concluir que é nas áreas ardidas que é gerado o escoamento superficial com maior concentração iónica. Os valores da concentração iónica mais elevados foram observados no talhão de ensaio localizado na área onde ocorreu o fogo de reduzida intensidade, o que segundo os autores resulta das elevadas quantidades de resíduos parcialmente ardidos depositados no solo.

Num dos anos monitorizados, 1994, os valores da concentração de iões no escoamento gerado na área ardida com intensidade moderada era superior aos valores da concentração observados na área ardida com intensidade elevada. Os autores justificam este facto citando, Dimitrakopoulos *et al.* (1994), que refere que até aos 300°C existe um incremento de NH<sub>4</sub>, Ca, Mg, Na, e P no solo, mas se a temperatura atingir os 450°C há uma redução dos valores da concentração destes elementos. Os valores da concentração dos iões foram diminuindo com a diminuição da quantidade de cinzas no solo.

No Quadro 23, podem observar-se os valores de pH observados no escoamento superficial das áreas monitorizadas. Os valores mais elevados surgiram igualmente nas áreas onde ocorreram os fogos de intensidade reduzida e moderada.

**Quadro 23.** Valores de pH médios, mínimos e máximos, observados em cada um dos talhões de ensaio (Xavier Úbeda e Maria Sala, 2001)

pH	Prec.	Floresta vegetação esparsa	Floresta vegetação densa	Fogo de int. reduzida	Fogo de int. média	Fogo de int. elevada	Estrada sem pavimento
Médio	6.45	6.19	6.00	7.05	6.61	6.32	6.67
Mínimo	4.00	5.34	5.11	5.54	5.08	4.82	5.80
Máximo	7.35	7.00	7.00	8.46	8.43	7.34	7.64

Andrew D.Thomas *et al.*(2000), realizaram um estudo em Portugal em que estimaram os valores da concentração de nutrientes dissolvidos em solutos gerados durante 19 meses, dois a três anos após a ocorrência de dois fogos florestais que ocorreram na bacia hidrográfica do rio Águeda.

No Outono de 1992 os autores estabeleceram quatro áreas de estudo numa floresta ardida de *Eucalyptus globulus* (Falgorosa 1; ardida em Julho de 1992), de *Pinus pinaster* (Lourizela; ardida em Julho de 1991) e numa floresta adjacente não ardida (Falgorosa 2; *Eucalyptus globulus* – Barrosa; *Pinus pinaster*), na bacia hidrográfica do rio Águeda, cuja precipitação média anual é de 1556 mm a 200 m e de 1804 mm a 402 m. A altitude da bacia hidrográfica varia entre os 20 m e os 500 m. As principais espécies de árvores existentes na região são *E. globulus*, *P. pinaster*, *Acacia longiflora* e *A. dealbata*. A vegetação rasteira existente nas florestas de eucaliptos inclui, *Chamaespartium dealbata*, *Calluna vulgaris*, *Erica arborea* e *Ulex europaeus*. Nas florestas de pinheiros pode também encontrar-se *Pteridium aquilinum* (Shakesby *et al.*, 1993 in Andrew D.Thomas *et al.*, 2000).

De acordo com Pereira e FitzPatrick (1995), os solos da área de estudo são classificados como Leptosolos Úmbricos, solos limitados em profundidade, até 30 cm a partir da superfície, por rocha contínua e dura ou material muito calcário ou uma camada cimentada contínua ou com menos de 20% de terra fina até 75 cm a partir da superfície.

Na área ardida o tempo de resposta do escoamento superficial (que representa 5.2%-26.2 % da precipitação) aos eventos de precipitação diminuiu devido ao aumento da hidrofobicidade dos solos. Pelo contrário nas áreas não ardidas o escoamento superficial não excede 1% do valor de precipitação (Andrew D.Thomas *et al.*, 2000).

O escoamento superficial e as perdas de solutos de cada um dos locais de estudo foram determinadas através de talhões de ensaio. Foi também recolhido material erodido que posteriormente permitiu determinar taxas de erosão e a dimensão das partículas de nutrientes perdidas. Os valores de precipitação foram registados em udómetros e em udógrafos que assim permitiram determinar valores de intensidade de precipitação.

Recolheram-se amostras de soluto do escoamento superficial durante dez e sete eventos de precipitação, que ocorreram nas florestas ardidas de eucaliptos e de pinheiros respectivamente.

No Quadro 24 podem observar-se os valores médios da concentração de solutos no escoamento superficial obtidos durante os anos de 1992 e de 1993, durante cada um dos eventos de precipitação que ocorreram nos talhões de ensaio de eucaliptos (A) e de pinheiros (B) afectados pelo fogo. Deve referir-se que o fogo florestal ocorreu em Julho de 1991 e que os dados de campo foram recolhidos um ano e oito meses após os fogos florestais.

Quadro 24. Valores médios da concentração de solutos no escoamento superficial (Andrew D.Thomas *et al.*, 2000)

Data do evento de precipitação	Talhão de ensaio A						Talhão de ensaio B					
	Escoamento superficial mm	N-NO <sub>3</sub> mg/L	P-PO <sub>4</sub> mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	K mg/L	Escoamento superficial mm	N-NO <sub>3</sub> mg/L	P-PO <sub>4</sub> mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	K mg/L
<b>Eucalipto</b>												
12-15 de Março de 1993	4.49	0.20	0.50	0.55	1.20	0.85	3.15	0.20	0.82	2.50	2.65	1.34
10-15 Abril de 1993	2.00	0.20	0.08	2.43	2.25	1.28	1.79	0.20	0.23	3.70	2.85	1.60
20-21 de Abril de 1993	2.67	0.31	0.28	0.97	1.01	0.77	1.67	0.21	0.50	1.80	1.46	1.30
23-25 Abril de 1993	6.49	0.35	0.15	0.88	0.68	0.30	2.55	0.20	0.44	1.46	1.06	0.64
30 Abril de 1993	0.33	0.51	n.d.	0.91	1.11	0.20	0.15	0.30	n.d.	1.72	1.51	1.06
7 de Outubro de 1993	1.60	0.53	0.20	0.48	0.77	0.69	0.15	0.38	1.40	1.23	1.08	0.80
1 de Novembro de 1993	0.36	0.51	0.09	1.62	2.73	1.31	0.30	0.20	0.16	2.02	1.52	1.25
1-2 Novembro de 1993	4.09	0.10	0.03	0.40	0.50	0.38	2.00	0.10	0.20	1.00	0.50	0.62
3 de Novembro de 1993	5.73	0.30	0.002	0.29	0.21	0.55	2.79	0.20	0.13	0.52	0.32	0.23
22 de Abril de 1994	8.50	0.23	0.09	0.88	1.02	0.47	11.8	0.17	0.19	1.30	1.10	0.53

Data do evento de precipitação	Talhão de ensaio A						Talhão de ensaio B					
	Escoamento superficial mm	N-NO <sub>3</sub> mg/L	P-PO <sub>4</sub> mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	K mg/L	Escoamento superficial mm	N-NO <sub>3</sub> mg/L	P-PO <sub>4</sub> mg/L	Ca mg/L	Mg mg/L	K mg/L
<b>Pinheiro</b>												
12-13 Março de 1993	3.64	0.10	0.08	0.20	0.35	0.44	1.36	0.10	0.09	0.52	0.56	0.55
10-13 de Abril de 1993	5.09	0.32	0.13	1.30	0.74	0.08	4.51	0.17	0.01	0.68	0.66	0.20
20-21 de Abril de 1993	3.61	0.20	0.08	0.76	0.76	0.35	1.82	0.30	0.07	0.96	1.08	0.77
23-25 de Abril de 1993	15.49	0.24	0.07	0.59	0.59	0.05	12.47	0.15	0.06	0.46	0.32	0.17
5-10 de Outubro de 1993	7.27	0.20	0.00	0.65	0.65	0.20	43.3	0.10	0.00	0.76	0.80	0.33
13 de Outubro de 1993	0.33	0.16	0.01	1.00	1.11	0.43	0.67	0.10	0.03	0.50	0.58	0.29
1-3 Novembro de 1993	5.19	0.10	0.00	0.60	0.60	0.18	4.57	0.10	0.00	0.52	0.16	0.15

Os resultados obtidos permitem concluir que os fogos florestais que ocorreram nas florestas de eucaliptos e de pinheiros, conduziram a um aumento substancial das perdas de solutos através do escoamento superficial, logo após o fogo florestal. As perdas mais elevadas foram as de C, Mg, e K, seguidas de perdas inferiores de  $\text{NO}_3$  e de  $\text{PO}_4$ . O aumento das perdas nas áreas ardidas foi atribuído ao aumento da disponibilidade de nutrientes e ao aumento do escoamento superficial (Andrew D.Thomas *et al.*, 2000).

As perdas de  $\text{PO}_4$  e de K observadas nos solutos são idênticas às perdas verificadas nos sedimentos erodidos. No entanto, como o escoamento superficial teve, após o fogo, uma duração superior à da erosão, os autores consideram que as perdas de P dissolvido e de K ao longo de um período de recuperação de cinco anos serão mais importantes do que as perdas de nutrientes no material erodido (Andrew D.Thomas *et al.*, 2000). Andrew D.Thomas *et al.* (1999), quantificaram a quantidade de nutrientes erodidos pelos sedimentos, durante 18 meses (Quadro 25). O fogo aumentou as perdas de  $\text{N}_{\text{total}}$ , K, e de P disponível três a quatro vezes. As perdas de nutrientes perduraram durante pelo menos três anos, tendo resultado em perdas superiores às verificadas em outras regiões mediterrâneas.

**Quadro 25.** Perdas de K, N e de P nos sedimentos erodidos de duas florestas ardidas de eucaliptos e de pinheiros (Andrew D.Thomas *et al.*, 1999)

Período	Prec. mm	K (g)		N (g)		P (g)	
		Talhão A	Talhão B	Talhão A	Talhão B	Talhão A	Talhão B
<b>Bacia hidrográfica da Falgorosa – floresta ardida de eucaliptos</b>							
1	33.5	0.11	0.06	9.12	2.94	0.07	0.04
2	205.4	0.06	0.05	3.40	1.86	0.04	0.02
3	163.9	0.07	0.02	4.44	0.95	0.07	0.01
4	255.7	0.40	0.07	26.83	3.45	0.43	0.04
5	19.9	0.10	0.06	5.49	3.23	0.10	0.03
6	492.8	0.79	0.36	38.24	14.99	-	-
7	507.9	0.78	0.52	49.10	25.42	-	-
<b>Bacia hidrográfica da Lourizela – floresta ardida de pinheiros</b>							
1	56.0	0.03	0.01	2.24	0.74	0.03	0.001
2	320.4	0.05	0.03	5.10	2.60	0.06	0.005
3	222.9	0.09	0.03	7.13	2.74	0.11	0.01
4	289.1	0.11	0.10	12.95	5.40	0.06	0.11
5	30.8	0.07	0.06	5.02	3.54	0.10	0.07
6	674.8	0.07	0.08	7.65	5.90	-	-
7	672.0	0.04	0.03	4.08	2.22	-	-

Ferreira A.J.D. *et al.* (2005), avaliaram igualmente as implicações hidrológicas dos fogos florestais e a consequente exportação de nutrientes sob a forma de solutos, em duas sub - bacias hidrográficas da bacia hidrográfica do rio Águeda, localizada no litoral - norte de Portugal. No Quadro 26, podem observar-se as principais características da bacia hidrográfica da Lourizela que ardeu na sua totalidade em Agosto de 1991, e a bacia hidrográfica da Bouçã, na qual não ocorre um fogo florestal à aproximadamente 50 anos, e que foi utilizada para caracterizar a situação de referência. Logo após o fogo que ocorreu em Agosto de 1991 os autores deste trabalho colocaram, um descarregador e um hidrômetro na linha de água principal da bacia hidrográfica antes da ocorrência de um evento de precipitação.

**Quadro 26.** Características das bacias hidrográficas (Ferreira A.J.D. *et al.*, 2005)

Bacia hidrográfica	Área (km <sup>2</sup> )	Altitude (m)		Uso de solo dominante	Localização	
		Máxima	Média		Latitude	Longitude
Lourizela	1.10	466	160	Floresta ardida de <i>P. pinaster</i>	40°38'27.6''	8°06'45''
Bouçã	0.61	540	170	Floresta mista de <i>P. pinaster</i> e <i>E. globulus</i>	40°32'55.1''	8°18'45.9''

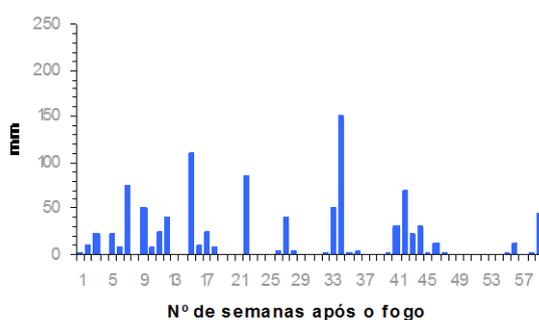
A bacia hidrográfica da Lourizela, com uma área de 1.1 km<sup>2</sup>, possui declives acentuados caracterizados por cambissolos húmicos, fracamente estruturados (Pereira e FitzPatrick, 1995, in Ferreira A.J.D. *et al.*, 2005). No Quadro 27, podem-se observar as principais características físicas do solo da área de estudo.

**Quadro 27.** Densidade média, textura e conteúdo em matéria orgânica dos Cambissolos húmicos estudados (0-5cm) (Ferreira A.J.D. *et al.*, 2005)

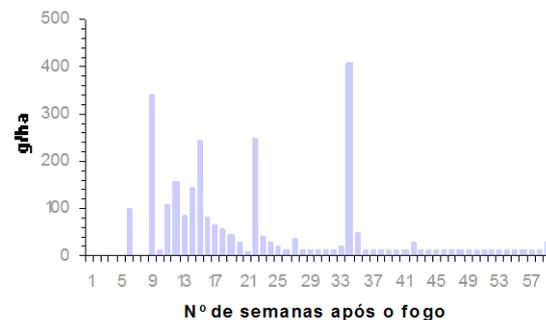
	Área coberta por vegetação (%)	Densidade do solo g/cm <sup>3</sup>	Classes de textura (%)				Conteúdo em matéria orgânica (%)
			> 2mm	Areia	Sedimentos	Argila	
Média	99.00	0.85	39.75	32.25	22.75	5.25	14.00
Máximo	82.80	1.20	46.00	39.00	30.00	6.00	26.00
Mínimo	0.00	0.40	30.00	25.00	15.00	4.00	6.00
Desvio padrão	-	0.34	7.10	6.40	6.90	0.95	9.10

Este estudo foi realizado a três escalas distintas: bacia hidrográfica, talhão de ensaio (8 x 2 m) e micro-talhão de ensaio (0.24 m<sup>2</sup>). Simularam-se eventos de precipitação logo após a ocorrência do fogo, com a duração de uma hora. Os transectos foram monitorizados durante e após os eventos de precipitação e nas bacias hidrográficas registaram-se os níveis de água em contínuo. Recolheram-se semanalmente amostras de água durante um período de 14 meses. O escoamento total gerado na bacia hidrográfica afectada pelo fogo durante o período avaliado (484.4 mm), foi muito superior ao valor obtido para a bacia hidrográfica de referência (22.3 mm). Verificou-se também que os picos de escoamento eram igualmente elevados na área ardida, tendo-se registado valores de escoamento que representam mais de 50% do valor de precipitação.

As perdas de nitratos foram elevadas, mas apenas ocorreram quando os valores de precipitação saturaram a camada de cinzas provocando assim o escoamento superficial (Figura 22). Esta situação apenas se verificou durante a terceira semana após o fogo, quando o valor de precipitação excedeu 20 mm (Figura 23). Após este período inicial os picos da carga exportada de NO<sub>3</sub> foram inferiores aos valores registados inicialmente e apenas ocorreram em resposta a eventos de precipitação extremos.



**Figura 22.** Precipitação semanal - Bacia hidrográfica da Lourizela



**Figura 23.** Carga de NO<sub>3</sub> observada no escoamento superficial - Bacia hidrográfica da Lourizela

Os resultados obtidos demonstram que se verificou uma rápida e generalizada exportação de nutrientes (NO<sub>3</sub>, SO<sub>4</sub>, Cl, Ca, Mg, K e Na), durante os primeiros quatro meses após o fogo que decresceu gradualmente em função da diminuição da quantidade de cinzas existentes na superfície do solo. Após este período as perdas de nutrientes ocorreram apenas durante eventos extremos de precipitação.

No Quadro 28, podem-se observar as perdas de soluto no escoamento superficial gerado na bacia hidrográfica afectada pelo fogo, na bacia hidrográfica de referência e nos talhões de ensaio.

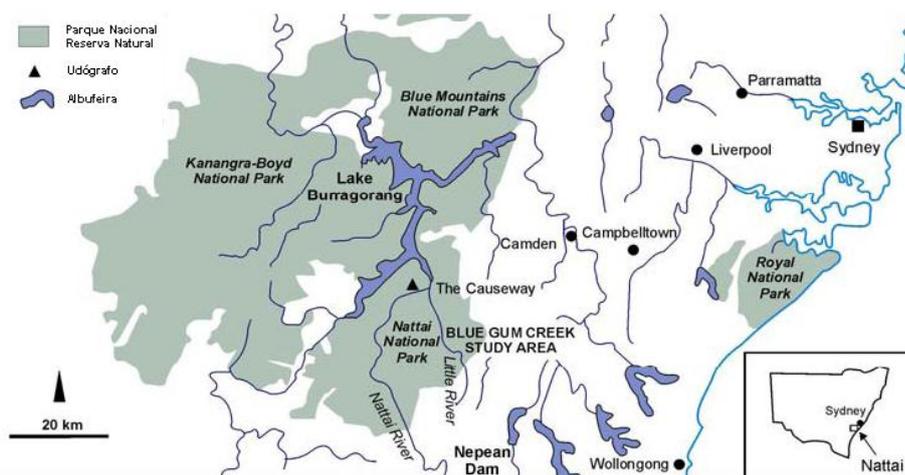
Após os fogos que ocorreram nas áreas arbustivas da bacia hidrográfica da albufeira de Burragorang em 2001, Sydney, Austrália (Figura 21), Wilkinson S. *et al.* (2007), estudaram durante quatro anos os potenciais efeitos dos fogos na qualidade da água da albufeira.

A erosão das áreas mais declivosas da bacia hidrográfica aumentou a quantidade de nutrientes e de sedimentos afluentes à albufeira durante os primeiros eventos de precipitação relativamente ao observado antes do fogo. A combustão da vegetação e dos resíduos vegetais existentes no solo,

promoveram a ligação hidrológica entre as áreas mais declivosas e as linhas de água. A quantidade de sedimentos erodidos aumentou seis vezes, tendo apenas voltado aos valores observados antes do fogo passados quatro anos. Foram também observados nos sedimentos valores elevados da concentração de P, tendo sido sugerido que a monitorização da massa de água e a modelação matemática poderiam ajudar a identificar os riscos de surgirem “blooms” de biomassa algal. A deposição de sedimentos ocorreu na base das áreas declivosas e nas áreas ribeirinhas, pelo que os autores sugerem que a protecção preferencial destas áreas pode ser uma estratégia útil na atenuação dos efeitos dos processos erosivos que podem ocorrer após um fogo.

**Quadro 28.** Perdas de soluto no escoamento superficial geradas na bacia hidrográfica afectada pelo fogo, na bacia hidrográfica de referência e nos talhões de ensaio (Ferreira A.J.D. *et al.*, 2005)

mg/L	Talhão de ensaio não afectado pelo fogo	Bacia hidrográfica não afectada pelo fogo (Bouçã)	Talhão de ensaio afectado pelo fogo	Bacia hidrográfica afectada pelo fogo (Lourizela)
NO <sub>3</sub>	0.017	0.01	0.49	2.5
SO <sub>4</sub>	0.065	0.003	18.1	13.2
Cl	Não determinado	2.09	Não determinado	39.9
Ca	0.068	0.27	13.8	6.5
Mg	0.027	0.67	13.9	8.7
K	0.067	0.08	5.9	3.1
Na	Não determinado	2.73	Não determinado	30.1



**Figura 24.** Localização da área de estudo (Figura adaptada de Wilkinson S. *et al.*, 2007)

Nos Quadros 29 a 34 podem observar-se resumidamente mais alguns exemplos de efeitos na qualidade de linhas de água que drenam áreas afectadas por fogos florestais.

**Quadro 29.** Alterações na qualidade de linhas de água determinadas por fogos florestais (1)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Bacia hidrográfica / Massa de água	Observações
Spencer e Hauer (1991)	NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , N <sub>total</sub> e P solúvel	Noroeste do estado de Montana, USA	Bacia hidrográfica do rio North Fork Flathead	Seis semanas após um fogo florestal verificaram-se flutuações dos valores da concentração de NH <sub>4</sub> e de NO <sub>3</sub> , medidas em dois rios, que foram atribuídas à persistência de fumo na área ardida e no caso do NO <sub>3</sub> , ao aumento das taxas de nitrificação após a dissolução de grandes quantidades de NH <sub>4</sub> nos rios. Verificou-se também um aumento da concentração de N <sub>total</sub> , tendo-se verificado o valor máximo de 349 µg/L. Verificou-se igualmente um aumento dos valores da concentração nas linhas de água de N <sub>total</sub> , no primeiro evento de precipitação ocorrido após o fogo. A concentração de P solúvel aumentou mais de 40 vezes, nas linhas de água localizadas na área ardida, tendo-se verificado um máximo de 135 µg/L de fósforo solúvel, em 24 horas após o fogo. O valor máximo registado foi de 206 µg/L, tendo após duas semanas regressado aos valores observados antes do fogo, menos de 6 µg/L.
Chessman (1986) in Ranalli, A.J. (2004)	NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> e N <sub>total</sub>	Victória, Austrália	Rios Bemm, Cann, Combiendar, Drummer Creek, Genoa, Thurra, West Cann, Wingan e Errinundra	O autor registou os valores da concentração de N sob diferentes formas em 11 linhas de água após a ocorrência de um intenso fogo florestal. Os valores da concentração de NO <sub>3</sub> variaram muito entre os diferentes rios, tendo os valores mais elevados sido observados em quatro dos rios, após o primeiro evento intenso de precipitação. Os valores mais elevados da concentração de NH <sub>4</sub> variavam entre 0.77 e 3.1 mgN/L. Os valores mais elevados foram registados durante o terceiro evento de precipitação. As diferenças na qualidade da água dos diferentes rios eram substanciais e foram atribuídas às diferentes características das bacias hidrográficas. Os valores relativos à carga de N <sub>total</sub> exportada por unidade de área aumentaram duas a três vezes nas bacias hidrográficas ardidas.

**Quadro 30.** Alterações na qualidade de linhas de água determinadas por fogos florestais (2)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Bacia hidrográfica/Massa de água	Observações
Mackay e Robinson (1987) in Ranalli, A.J. (2004)	NO <sub>3</sub>	Sudoeste de New South Wales, Austrália	Bacias hidrográficas: Germans, Grevillea, Peppermint, Stringybark e Pomaderris	Os valores da concentração de NO <sub>3</sub> observados em várias linhas de água localizadas em áreas em que ocorreram fogos intensos aumentaram 10 vezes nos primeiros 12 meses após o fogo. O valor máximo registado era 25 vezes superior aos valores observados na linha de água localizada na área não ardida. Os valores mais elevados da concentração de NO <sub>3</sub> ocorreram após o primeiro evento intenso de precipitação.
Gluns e Toews. (1989)	Cor, turbidez, Ca, Mg, N-NO <sub>3</sub> , N <sub>total</sub> , P-PO <sub>4</sub> , P <sub>total</sub> , condutância, alcalinidade e pH	Arredores da Cidade de Kimberly, Colômbia Britânica	Linhas de água a jusante e a montante dos rios East e Middle	Apesar de o fogo florestal ter provocado alterações na qualidade da água, apenas os parâmetros cor e turbidez da água, ultrapassaram os limites paramétricos definidos pela legislação canadiana para a água destinada ao consumo humano. Os valores da concentração de Ca, Mg, N <sub>total</sub> , N-NO <sub>3</sub> , P <sub>total</sub> da condutância, alcalinidade e do pH eram superiores nas linhas de água da bacia hidrográfica em que ocorreu o fogo, tendo o maior aumento sido do N-NO <sub>3</sub> , (aumento de 0.87 mg/L), comparativamente com as linhas de água da área não ardida. O aumento da concentração de N-NO <sub>3</sub> foi atribuído à mineralização acelerada da matéria orgânica e ao reduzido consumo de N-NO <sub>3</sub> pela vegetação. Apesar de não se terem verificado alterações significativas nos valores da concentração de P-PO <sub>4</sub> , verificou-se um aumento de 0.014 mg/L dos valores de P <sub>total</sub> , após o primeiro evento de precipitação.

**Quadro 31.** Alterações na qualidade de linhas de água determinadas por fogos florestais (3)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Bacia hidrográfica/ Massa de água	Observações
Brass <i>et al.</i> (1996) em Ranalli, A.J. (2004)	N-NO <sub>3</sub> e P-PO <sub>4</sub>	Parque nacional de Yellowstone, Wyoming, U.S.A.	Rios Lamar, Snake, Blacktail Deer, Cache e Amphitheatre	Após um fogo florestal que ocorreu no Parque nacional de Yellowstone, os valores da concentração de NO <sub>3</sub> , em várias linhas de água mantiveram-se elevados durante cinco anos após o fogo. Numa linha de água que drena uma área severamente afectada pelo fogo, a concentração média aumentou quatro a dez vezes, tendo-se verificado aumentos de curta duração de 20 a 30 vezes, geralmente durante eventos de precipitação. Alguns dos valores excederam, 10 mg/L. Os valores da concentração de P-PO <sub>4</sub> , atingiram após o fogo florestal, 0.3 mg/L com valores instantâneos de 2 mg/L. Estes valores de concentração eram 2 a 10 vezes superiores aos valores observados nas linhas de água da área não ardida. Numa outra linha de água afectada pelo fogo registaram-se valores da concentração de P-PO <sub>4</sub> , 2.7 a 29 vezes superiores aos valores observados na linha de água que drena a área não ardida, 3.2 mg/L e 8.74 mg/L. Numa linha de água de uma bacia hidrográfica moderadamente afectada registou-se um valor da concentração de P-PO <sub>4</sub> de 12.66 mg/L, 42 vezes superior aos valores observados na linha de água que drena a área não ardida.
Minshall <i>et al.</i> (1997)	NO <sub>3</sub>	Parque nacional de Yellowstone, Wyoming, U.S.A.	20 linhas de água localizadas em áreas ardidas e uma linha de água localizada numa área não ardida	Os fogos florestais tiveram uma grande influência nos valores da concentração de NO <sub>3</sub> observados em 20 linhas de água, tendo-se verificado que as variações temporais da concentração deste parâmetro em linhas de água que drenam áreas ardidas eram 20% superiores às variações observadas em linhas de água não afectadas. As variações temporais nos valores da concentração de NO <sub>3</sub> reflectiam a recuperação da vegetação nas áreas ardidas.

**Quadro 32.** Alterações na qualidade de linhas de água determinadas por fogos florestais (4)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Bacia hidrográfica/Massa de água	Observações
Gerla e Galloway (1998)	NO <sub>3</sub>	Parque nacional de Yellowstone, Wyoming, U.S.A.	Jones Creek	Neste estudo são apresentados valores relativos às perdas de NO <sub>3</sub> de uma bacia hidrográfica em que ocorreu um fogo florestal e de uma outra bacia hidrográfica não afectada. Durante um ano após o fogo os valores da concentração de NO <sub>3</sub> observados no escoamento gerado na bacia hidrográfica em que não ocorreu o fogo eram duas vezes superiores aos valores observados na bacia hidrográfica afectada pelo fogo. Os elevados valores da concentração observados na bacia hidrográfica não afectada foram atribuídos à deposição atmosférica de cinzas geradas pelo fogo.
Belillas e Roda (1993)	Escoamento e NO <sub>3</sub>	Parque nacional de Montseny, Nordeste de Espanha	Bacias hidrográficas designadas, SN, SB e TB	Numa bacia hidrográfica localizada em Espanha, os valores da concentração de NO <sub>3</sub> no escoamento superficial (média = 27.8 µequivalentes/L), eram significativamente superiores aos valores observados no escoamento gerado na área não ardida (média = 4.9 µequivalentes/L). O escoamento médio anual na bacia hidrográfica aumentou 36% na bacia hidrográfica afectada pelo fogo. Os autores concluem que apesar de não se terem verificado grandes diferenças na concentração de solutos no escoamento, o facto de este ter aumentado, promoveu o fluxo de transporte de elementos dissolvidos, durante dois anos após o fogo. Belillas e Roda, sugerem que a interpretação de valores da concentração de elementos no escoamento superficial deve ser realizada com alguma cautela devido ao reduzido número de amostras usualmente disponíveis e à elevada variabilidade da concentração dos elementos dissolvidos.

**Quadro 33.** Alterações na qualidade de linhas de água determinadas por fogos florestais (5)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Bacia hidrográfica/Massa de água	Observações
Bayley <i>et al.</i> (1992)	NO <sub>3</sub> , NH <sub>4</sub> , N <sub>total</sub> , P dissolvido e P <sub>total</sub>	Ontário, Canada	Bacia hidrográfica do Lago Rawson	A concentração média de NO <sub>3</sub> e de NH <sub>4</sub> nas linhas de água de três sub-bacias hidrográficas em que ocorreu um fogo florestal mantiveram-se superiores aos valores observados antes do fogo, durante seis anos. Os valores mais elevados da concentração média anual de NO <sub>3</sub> e de NH <sub>4</sub> , antes do fogo florestal, eram, 22.5 e 18.1 µg/L, após o fogo, o valor médio anual da concentração de NO <sub>3</sub> e de NH <sub>4</sub> , aumentou para 173.4 e 41.3 µg/L respectivamente. Registaram-se perdas de NO <sub>3</sub> de 550 g/ha/ano e de 180 g/ha/ano de NH <sub>4</sub> que foram atribuídas ao aumento da precipitação e do escoamento total anual. Numa das bacias hidrográficas a taxa de exportação anual de N <sub>total</sub> aumentou significativamente após o fogo, devido ao aumento da exportação de N <sub>total</sub> dissolvido. Verificou-se igualmente o aumento da concentração de P dissolvido e de P <sub>total</sub> . O valor da concentração média de P dissolvido e de P <sub>total</sub> numa das bacias hidrográficas, era de 13.4 µg/L e de 20.9 µg/L, respectivamente, tendo após o fogo atingido 36.6 µg/L de P dissolvido e 44.7 µg/L de P <sub>total</sub> . Os valores máximos de carga de P dissolvido removido das bacias hidrográficas foram de 152 e de 183 kg/ha/ano.
Van Wyk <i>et al.</i> (1992) em Ranalli, A.J. (2004)	NO <sub>3</sub> e K	Vale de Jonkershoek, África do Sul	Bacia hidrográfica de Swartboskloof	Os autores estimaram as médias mensais dos valores da concentração de 15 parâmetros observados numa linha de água localizada numa bacia hidrográfica em que ocorreu um fogo. Após o fogo apenas se verificou o aumento dos valores da concentração NO <sub>3</sub> e de K.

**Quadro 34.** Alterações na qualidade de linhas de água determinadas por fogos florestais (6)

Autor	Elemento ou propriedade	Localização	Bacia hidrográfica/ Massa de água	Observações
Tiedemann et al. (1978)	N-NO <sub>3</sub> , N orgânico, N <sub>total</sub> , pH P-PO <sub>4</sub> e P <sub>total</sub>	Floresta experimental, estado de Washington, U.S.A.	Rios Fox, Burns e McCree, lago Creek	Os valores da concentração de NO <sub>3</sub> aumentaram nos 3 rios monitorizados. O valor mais elevado da concentração de NO <sub>3</sub> , foi registado durante os primeiros 3 anos após o fogo na bacia hidrográfica do rio McCree, 1,475 mg/L. O aumento dos valores da concentração de NO <sub>3</sub> foi atribuído ao incremento da nitrificação no solo promovido pelo aumento do valor de pH, e ao reduzido consumo de NO <sub>3</sub> pela vegetação. Apesar de inicialmente os valores da concentração de N orgânico não terem sofrido alterações, um anos depois aumentaram 2 vezes, tendo sido registados, valores que variavam entre 0.10 e 0.11 mg/L. A carga total exportada de N <sub>total</sub> atingiu 3.35 kg/ha um ano após o fogo. Sendo que 3 anos após o fogo a carga anual exportada era ainda 3 vezes superior aos valores observados antes do fogo, 0.27 kg/ha de N <sub>total</sub> . O valor médio anual da concentração de P-PO <sub>4</sub> e de P <sub>total</sub> aumentou, 1.5 a 3 vezes nas bacias hidrográficas afectadas, tendo-se registado o valor máximo de 0.025 mg/L e de 0.042 mg/L de P-PO <sub>4</sub> e de P <sub>total</sub> , respectivamente.
Feller e Kimmins (1984) in Ranalli, A.J. (2004)	NO <sub>3</sub> e N <sub>total</sub>	Floresta de investigação, Vancouver, Colômbia Britânica	Bacias hidrográficas designadas pelas letras: A, B e C	Os autores estudaram as perdas de N de 3 bacias hidrográficas cuja vegetação foi cortada e queimada (A), em que apenas ocorreu o corte de vegetação (B) e uma terceira bacia hidrográfica que se manteve incólume ao corte e ao fogo (C). Os resultados obtidos demonstram que na bacia hidrográfica A), as perdas de N foram de aproximadamente, 1 293 kg/ha e na B), de 245 kg/ha. Os valores da concentração de K e de NO <sub>3</sub> aumentaram nas linhas de água durante 2 a 3 anos após o fogo.

Williams e Melack (1997)	Escoamento e $\text{NO}_3$	Parque Nacional Sequóia, Califórnia, USA	Tharp's e Log Creek	Após um fogo ocorrido numa bacia hidrográfica na Califórnia, o escoamento aumentou 40 vezes, um ano após o fogo o que determinou que as perdas de $\text{NO}_3$ , inicialmente de 0.03 kg/ha/ano, aumentassem para 1.6 kg/ha/ano, nos primeiros 3 anos após o fogo.
--------------------------	----------------------------	--	---------------------	---

Apesar da grande maioria dos estudos concluírem que se verificaram incrementos nos valores da concentração de  $\text{NO}_3$  e de  $\text{NH}_4$ , em linhas de água após a ocorrência de fogos, existem vários exemplos de fogos florestais que não determinaram o referido aumento da concentração destes parâmetros.

Belillas e Roda (1993), atribuíram o reduzido efeito de um fogo, ocorrido em Espanha, na qualidade da água de um rio que drena a bacia hidrográfica afectada, aos seguintes factores:

- 1) Retenção eficiente pelo solo dos nutrientes lixiviados das cinzas devido à capacidade de troca de iónica das camadas superiores de solo;
- 2) Consumo de nutrientes pela vegetação em crescimento na área ardida;
- 3) O evento de precipitação que ocorreu após o fogo era inferior ao valor médio registado para aquela área.

De acordo com Belillas e Roda (1993), os efeitos na qualidade da água, após um fogo florestal, poderão surgir se o fogo ocorrer com severidade, numa área com declives acentuados e se ocorrer um evento de precipitação intensa logo após o fogo.

Após um fogo florestal que ocorreu na bacia hidrográfica de um lago localizado na região noroeste do estado do Minnesota, E.U.A., a concentração de P no escoamento manteve-se elevada durante dois anos, no entanto não se observaram alterações na concentração de P no lago. McColl, John G. e David F. Grigal (1975).

Townsend e Douglas (2000), realizaram um estudo sobre os efeitos do fogo na qualidade da água de três rios de regime torrencial de uma savana localizada no nordeste australiano tendo concluído que o aparentemente negligenciável efeito do regime dos fogos nas taxas de exportação de  $N_{\text{total}}$ ,  $P_{\text{total}}$ ,  $\text{Fe}_{\text{total}}$  e  $\text{Mn}$ , era função dos reduzidos declives da bacia hidrográfica (0.5% em média), da reduzida fertilidade do solo e do período de tempo decorrido entre o fogo e o primeiro evento de escoamento superficial.

Davis (1989), tendo avaliado a variação nos valores da concentração de sulfato, bicarbonato, cloretos, Ca, Mg, Na, e K, observados numa linha de água que drena uma área ardida localizada na floresta nacional de Tonto, no estado do Arizona, USA, não observou alterações nos valores da concentração relativamente aos valores observados numa linha de água de uma bacia hidrográfica não afectada pelo fogo. A inexistência de alterações foi atribuída à adsorção de iões pelos complexos de argila do solo e ao consumo pela vegetação em crescimento.

Johnson e Needham (1966), registaram os valores da concentração de Ca, Mg, Na, K, bicarbonato dissolvido e pH, que ocorreram após um fogo florestal em Sagehen Creek, no estado da Califórnia, U.S.A., não tendo observado alterações nos valores de concentração dos parâmetros avaliados. O lixiviamento de catiões após um evento de precipitação de reduzida intensidade determinou que estes fossem adsorvidos nos complexos do solo, em vez de terem afluído à linha de água. Um evento de precipitação intenso e um solo menos permeável poderiam ter resultado temporariamente em valores elevados de concentração iónica na linha de água (Johnson e Needham, 1966).

Clinton, B.D. *et al.* (2003), realizaram um estudo em quatro áreas ardidas da floresta nacional Nantahala, localizada no estado da Carolina do Norte, U.S.A.. Os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> observados em linhas de água demonstram um aumento em dois dos quatro fogos. Os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> numa das linhas de água, aumentaram de 0.01 mg/L para um máximo de 0.075 mg/L, tendo-se mantido elevados durante oito meses. Na outra linha de água que sofreu alterações na qualidade da água, os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> aumentaram de 0.04 mg/L para 0.5 mg/L, tendo-se mantido elevados durante seis semanas. A inexistência de alterações na qualidade da água provocada pelos restantes dois fogos foi atribuída ao facto de a vegetação ribeirinha não ter sido consumida pelo fogo. Em todos os casos, as perdas de N-NO<sub>3</sub> foram consideradas insignificantes relativamente aos seus efeitos na qualidade da água e na depleção de N do ecossistema.

Khanna P.K. e Raison R.J. (1986), avaliaram a composição química de soluções do solo medidas em três locais sujeitos a fogos florestais de intensidade variável numa floresta de *Eucalyptus pauciflora*, localizada na periferia da cidade de Camberra, Austrália. Grandes quantidades de catiões (Ca, Mg, K, NH<sub>4</sub>) e aniões (Cl e SO<sub>2</sub>) foram mobilizados, especialmente na área subjacente às cinzas geradas pelo fogo. A maior parte do Cl, K, Mg, Na, e NH<sub>4</sub>, depositados nas cinzas foram lixiviados no período de um ano. Os valores da concentração de NO<sub>3</sub> e de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, foram sempre reduzidos nos lixiviados recolhidos, não tendo sido alterados pelo fogo, apesar de existirem grandes quantidades de NH<sub>4</sub> no solo e de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> nas cinzas depositadas pelo fogo.

Os trabalhos de investigação que procuraram avaliar o efeito dos fogos florestais na qualidade da água de lagos e de albufeiras indicam que o estado trófico dos lagos e das albufeiras e o tempo de residência da água nos mesmos, em conjunto com as características do fogo e da bacia hidrográfica podem afectar a resposta de uma massa de água após a ocorrência de um fogo florestal (Ranalli, A.J. 2004).

Enache e Prarie (2000), recolheram sedimentos no lago Francis localizado na província do Quebec no Canada e utilizando a distribuição da quantidade de diatomáceas e um modelo de inferência quantitativa, baseado numa função definida pelo método dos mínimos quadrados que infere o pH, o P<sub>total</sub>, reconstruíram a história de fogos e de mudanças nos parâmetros referidos, que ocorreram no lago Francis nos últimos 2 165 anos. O modelo foi desenvolvido e calibrado com dados recolhidos em 42 lagos localizados na região de Abitibi, Quebec. Foram estudados quatro fogos ocorridos a aproximadamente, 186 anos (A), 242 anos (B), 1 448 anos (C), e 2 165 anos (D). Relativamente aos valores de P<sub>total</sub> existentes antes da ocorrência do fogo, os valores deste parâmetro aumentaram aproximadamente, 13 µg/L para o fogo (C) e 4 µg/L para o fogo (D). Os incrementos dos valores da concentração de P<sub>total</sub> nos dois fogos mais recentes, (A) e (B) foram inferiores aos verificados para os fogos mais antigos. O lago Francis é mais eutrófico agora com um valor de P<sub>total</sub> de 25 µg/L, do que à 2 165 anos em que os valores da concentração de P<sub>total</sub> eram bastante inferiores (7 a 8 µg/L). As diferenças no estado trófico do lago, nas condições climáticas e nos ciclos temporais dos fogos, pode justificar as grandes variações que se verificam nas concentrações de P<sub>total</sub> em cada um dos fogos. Os autores concluíram também que a extensão temporal máxima do efeito de um fogo

florestal corresponde à acumulação de uma camada de sedimentos com 1 cm de espessura, em aproximadamente 13 a 16 anos.

McEachern *et al.* (2000), mediram a concentração de nutrientes, clorofila-a, iões e o pH, durante 2 anos, em 10 lagos localizados, nas montanhas de Caribou no norte da província de Alberta no Canada em que ocorreu um fogo florestal, e em 14 lagos localizados em bacias hidrográficas que não foram afectadas pelo fogo. O coberto vegetal das bacias hidrográficas consideradas é constituído por coníferas. Os valores da concentração de N dissolvido, de N-NO<sub>3</sub> e de N-NH<sub>4</sub>, observados nos lagos localizados nas bacias hidrográficas afectadas pelo fogo eram, 1.2, 3, e 1.4 vezes, superiores respectivamente aos valores observados nos lagos localizados em áreas não ardidas. Os valores da concentração de N<sub>total</sub> e de N dissolvido observados numa linha de água que drena uma das bacias hidrográficas afectadas pelo fogo era de 1 562 µg/L e de 780 µg/L, respectivamente. Estes valores são 2.2 e 1.2 vezes superiores aos valores da concentração de N<sub>total</sub> e de N dissolvido observados em duas linhas de água de referência (não afectadas pelo fogo). Os lagos localizados nas bacias hidrográficas afectadas tinham 2.6, 3.2 e 6.8 vezes mais P<sub>total</sub>, P dissolvido e P solúvel, respectivamente, do que os lagos de referência. A linha de água que drena uma bacia hidrográfica em que ocorreu o fogo apresentava valores da concentração de P<sub>total</sub> e de P dissolvido, 5.4 e 0.5 vezes superiores aos valores observados nas duas linhas de água de referência, em que se registaram, 48 µg/L e 28 µg/L de P<sub>total</sub> e de P dissolvido, respectivamente. O valor médio de COD, 25 mg/L, obtido nos lagos afectados, era significativamente superior ao valor da concentração observado nos lagos de referência, 16 mg/L. Segundo os autores, a concentração de P<sub>total</sub> observada nos lagos não afectados pelo fogo explica 86 % da variação dos valores da concentração de clorofila-a. No entanto, nos lagos afectados pelo fogo não se verificou a existência de uma relação entre o aumento da concentração de P<sub>total</sub> e da clorofila-a. A biomassa algal é limitada pela transparência da água que com o aumento da concentração de COD, diminuiu.

Wright F. Richard, (1976), avaliou o efeito de um fogo florestal que ocorreu em Maio de 1971 no estado do Minnesota, nos E.U.A., nas bacias hidrográficas dos lagos Meander e Lamb. Durante o ano de 1972, o referido autor registou valores da concentração de Ca, Mg, K, Na e P, nas massas de água. Como termo de comparação foram utilizados os valores da concentração de nutrientes observados no lago Dogfish. O escoamento na bacia hidrográfica do lago Meander aumentou 60% e a exportação de K e de P aumentaram, 265% e 93% respectivamente. As taxas de exportação de Ca e de Mg não sofreram alterações significativas. O aumento da carga de P, afluente ao lago Meander devido ao fogo, foi de 38% (25 mg/m<sup>2</sup>.ano), o que segundo o autor não deverá ultrapassar a variação interanual da carga de P afluente ao lago. Os efeitos deste fogo florestal foram reduzidos, talvez porque o fogo ocorreu na Primavera, não tendo sido por isso de grande severidade.

Britton D.L. (1990), estudou os efeitos de um fogo florestal na qualidade de uma linha de água de montanha localizada a sudoeste da cidade do Cabo na África do Sul. Os valores da concentração de NO<sub>3</sub> na linha de água aumentaram significativamente durante o Inverno. Observaram-se igualmente incrementos dos valores da concentração de cloretos, bicarbonatos, polifenóis e K. Os valores da concentração de NH<sub>4</sub>, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, Ca, Mg e sólidos dissolvidos totais (SDT), não se alteraram

significativamente após o fogo. Segundo o autor as perdas de  $\text{NO}_3$ , decresceram gradualmente com a recuperação da vegetação e o restabelecimento dos ciclos de nutrientes.

Hoffman R.J. e R.F. Ferreira (1976), monitorizaram o rio Roraring após a ocorrência de dois fogos florestais que ocorreram no parque nacional de Kings Canyon, localizado no estado da Califórnia, E.U.A.. Imediatamente após um dos fogos florestais, observou-se um aumento significativo dos valores da concentração de N orgânico, na linha de água. No entanto os incrementos que ocorreram nos valores da concentração dos compostos inorgânicos de N, não colocaram em risco o ecossistema aquático. Segundo os autores o aumento dos valores da concentração de N orgânico deverá ter sido determinado, em parte, por outros factores para além dos fogos.

Carigan *et al.* (2000), concluíram que os valores médios da concentração de  $\text{N}_{\text{total}}$  e de  $\text{NO}_3$ , observados em lagos localizados na região Boreal do Canada, em bacias hidrográficas afectadas pelo fogo, eram 2 e 16 vezes superiores, respectivamente, aos valores observados em lagos de referência. O mesmo se verificava com os valores da concentração de  $\text{P}_{\text{total}}$ , com valores 2 a 3 vezes superiores aos valores observados em lagos não afectados.

De acordo com alguns autores, também a concentração de biomassa algal observada em massas de água localizadas em bacias hidrográficas afectadas por fogos é superior à concentração observada em massas de água de referência (Lamontagne *et al.*, 2000).

Por outro lado, Taylor *et al.* (1999), avaliaram a qualidade da água da albufeira de Lexington localizada na Califórnia, após a ocorrência de um fogo florestal logo seguido por um evento intenso de precipitação. A transparência e a condutividade da água que afluiu à albufeira era reduzida, tendo determinado a diminuição para metade da quantidade de fitoplâncton existente. A concentração de N e de P albufeira, aumentaram uma e duas vezes respectivamente.

De acordo com McColl e Grigal (1975), apesar de se ter verificado um aumento dos valores da concentração de  $\text{P}_{\text{total}}$  no escoamento superficial e no solo da área ardida, no primeiro ano após um fogo florestal ocorrido numa bacia hidrográfica localizada na Floresta Nacional Superior do Nordeste do estado do Minnesota, não se verificou um aumento dos valores da concentração de  $\text{P}_{\text{total}}$  no Lago Meander, ao qual aflui a principal linha de água da referida bacia hidrográfica.

Os autores justificam este facto de diferentes formas:

- O escoamento superficial é descontínuo e representa uma pequena percentagem do escoamento total, face aos valores do escoamento sub-superficial;
- O escoamento sub-superficial conduz à imobilização do P;
- 21 % a 33% da área das bacias hidrográficas correspondem a lagos, pelo que a precipitação que ocorre directamente na superfície dos mesmos dilui consideravelmente a carga poluente afluyente através do escoamento superficial;
- Os elevados volumes de água dos lagos permitem a diluição das cargas poluentes afluentes;
- Os declives da bacia hidrográfica são reduzidos e não se verificou a formação de uma camada hidrofóbica no solo nem o aumento dos processos erosivos;

- O fogo ocorreu no início da Primavera e a vegetação em crescimento, após o fogo, consumiu P o que reduziu a afluência deste às massas de água.

Lathrop (1994), não observou alterações na qualidade da água dos Lagos Yellowstone e Lewis, localizados no Parque Nacional de Yellowstone, apesar de em 25% da área das suas bacias hidrográficas ter ocorrido um fogo de elevada severidade. O autor referiu que o elevado volume de água dos lagos e o correspondente tempo de residência da água (aproximadamente 10 anos), contribuíram para que não se registassem alterações na qualidade da água. De acordo com Lathrop (1994), um lago de reduzidas dimensões e com uma elevada razão entre a área da bacia hidrográfica e o volume do lago, deverá ser muito sensível aos efeitos dos fogos florestais na qualidade da água.

A revisão bibliográfica realizada permitiu também reunir alguns estudos relativos à concentração de compostos orgânicos como os HPA's e elementos radioactivos no solo e em linhas de água afectadas por fogos florestais.

Olivella M.A. *et al.* (2005), analisaram a distribuição dos valores da concentração de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA's), em linhas de água, após a ocorrência de fogos florestais na região da Catalunha, Espanha no ano de 1994. Foram avaliados os valores da concentração de 12 hidrocarbonetos em linhas de água, em cinzas e nos sedimentos, em nove e em três locais de amostragem, respectivamente, na bacia hidrográfica de Llobregat.

**Quadro 35.** HPA'S considerados no estudo realizado por Olivella M.A. *et al.*, (2005)

HPA's	
Antraceno	Criseno+trifenileno
Benzo(a)antraceno	Dibenzo(a,h)antraceno
Benzo(a)pireno	Fenantreno
Benzo(b)fluoranteno	Fluoranteno
Benzo(ghi)perileno	Indeno(1,2,3-cd)pireno
Benzo(k)fluoranteno	

As amostras foram recolhidas em Agosto de 1994, um mês após os fogos florestais, em Setembro de 1994 após o primeiro evento intenso de precipitação e em Janeiro de 1995, seis meses após os fogos. Em Agosto os valores da concentração total dos 12 HPA's variava entre 2 ng/L a 336 ng/L. Em Setembro a concentração dos HPA's diminuiu para 0.2-3.1 ng/L e em Janeiro os valores da concentração variavam entre 9 ng/L a 73 ng/L.

Em Agosto os compostos dominantes eram os HPA's com 4 e 3 anéis aromáticos, em Setembro eram os de três anéis aromáticos e em Janeiro eram o fenantreno, o criseno+trifenileno e o pireno.

Apesar de em Agosto se ter verificado um aumento de aproximadamente três vezes dos valores da concentração de HPA's nas linhas de água, estes não ultrapassaram os limites legais para a água destinada ao consumo humano estabelecido pela Comunidade Europeia.

Vila-Escale M. *et al.* (2007), quantificaram os valores da concentração de 16 HPA's na água do ribeiro de Gallifa, que drena uma área afectada por um fogo florestal que ocorreu em 11 de Agosto de 2003 e que consumiu 4 500 ha de área florestal. Os resultados obtidos indicam que ocorreram aumentos dos valores da concentração de HPA's, superiores aos valores normalmente observados. Os valores da concentração de HPA's decresceram gradualmente, no entanto foram observados, esporadicamente, valores mais elevados nas alturas em que ocorreram eventos de precipitação. Os valores da concentração de HPA's, variaram em função do escoamento superficial, do lixiviamento exercido pelo mesmo e da erosão do solo. Após 15 meses os valores da concentração eram ainda superiores aos valores observados antes do fogo. Deve referir-se que os valores da concentração destes compostos observados na linha de água, nunca ultrapassaram os limites toxicológicos, podendo no entanto ter ocorrido alguma bioacumulação.

Se num solo de uma área florestal existirem isótopos radioactivos, de origem antropogénica ou natural, é provável que estes possam ser mobilizados pelos fogos florestais.

Após o fogo florestal que ocorreu no ano de 2000 no Novo México, E.U.A., o Laboratório Nacional de Los Alamos (Los Alamos National Laboratory, 2000), monitorizou as áreas ardidas durante 4 anos, tendo concluído que os valores da concentração de seis isótopos radioactivos, 22 constituintes da qualidade da água e 14 compostos orgânicos, observados no escoamento recolhido em diferentes áreas afectadas pelo fogo, eram superiores aos valores da concentração observados antes do fogo. Adicionalmente, deve referir-se que os constituintes com valores de concentração mais elevados eram:

- Três radionuclídeos ( $^{137}\text{Césio}$ -,  $^{239,240}\text{Plutónio}$  e  $\text{Estrôncio}$ );
- Dez descritores da qualidade de água (Ba, Mn, Sr,  $\text{HCO}_3$ , Ca, CN, Mg, N, P e K).

Segundo os autores alguns dos HPA's observados no escoamento são produtos da combustão que ocorre em fogos florestais como o ácido benzóico, álcool benzílico, 4-metilfenol(p-cresol) e piridino.

Paliouris G. *et al.* (1995), estudaram a redistribuição de  $^{137}\text{Cs}$ , na floresta boreal do Parque Nacional de Wood Buffalo, localizado no Canadá, após um fogo florestal que ocorreu em 1981, tendo concluído que o fogo provocou a mobilização do  $^{137}\text{Cs}$ , que se encontrava agregado à matéria orgânica, concentrando-o nas cinzas resultantes do fogo. A carga de  $^{137}\text{Cs}$  existente na área ardida era inferior à das áreas não afectadas pelo fogo, pelo que os autores referem que parte do  $^{137}\text{Cs}$  é perdido durante o fogo, através da volatilização e do escoamento superficial, possivelmente contaminando outros ecossistemas.

Em síntese análise dos estudos referidos anteriormente permitiu concluir que:

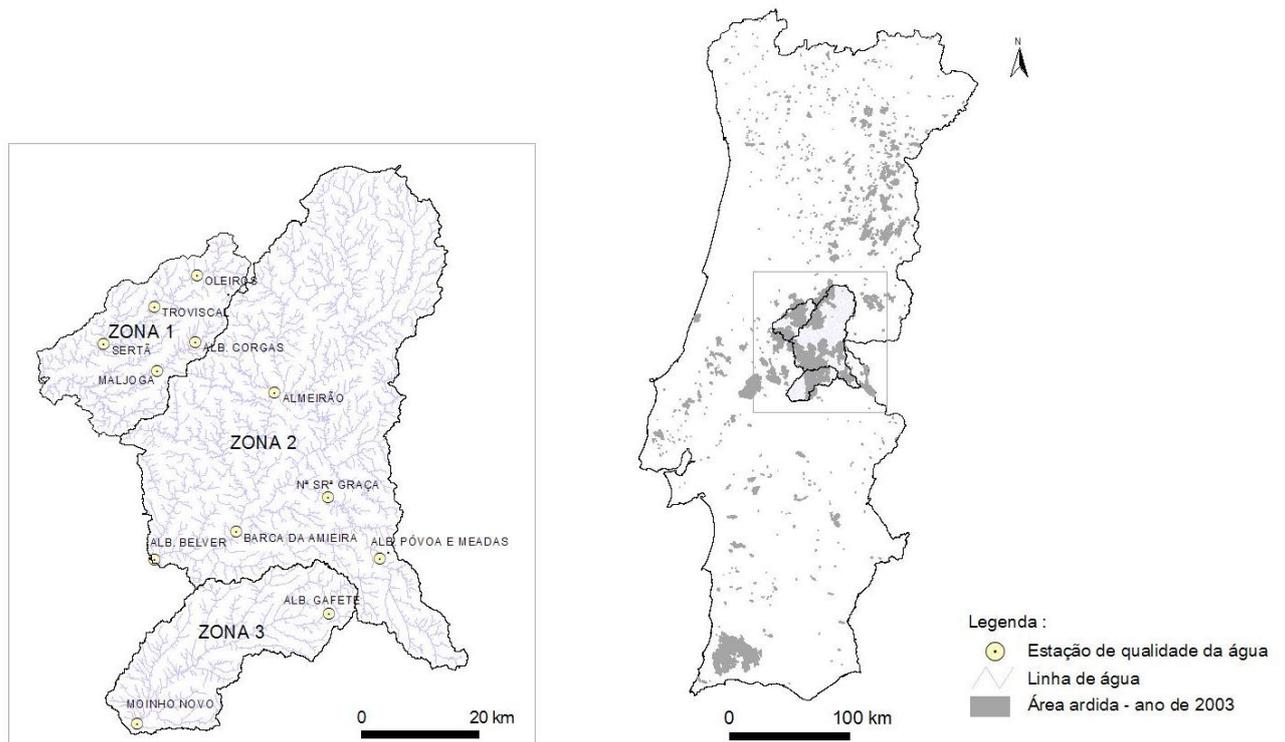
- a) A magnitude do efeito dos fogos florestais na qualidade das águas superficiais depende da intensidade e severidade do fogo, das características da bacia hidrográfica, das condições meteorológicas durante e após o fogo, da capacidade de troca iónica do solo e do grau de erodibilidade do mesmo;

- b) A água que percola pelas cinzas geradas por um fogo florestal tem um pH elevado devido aos compostos alcalinos existentes nas cinzas;
- c) O aumento da quantidade de  $\text{NH}_4$  existente no solo resulta da combustão da matéria orgânica;
- d) Imediatamente a seguir a um fogo a principal origem de  $\text{NO}_3$ , no solo, é a nitrificação de  $\text{NH}_4$  libertado durante a combustão da matéria orgânica. Nos meses que se seguem à ocorrência do fogo, o reduzido consumo de  $\text{NO}_3$  pela vegetação remanescente e o estabelecimento de condições propícias à nitrificação (destruição de terpenóides e o aumento de soluções iónicas no solo), constituem a principal origem deste nutriente.
- e) A afluência de  $\text{NO}_3$  e de  $\text{NH}_4$  a uma massa de água, imediatamente após um fogo, resulta da dissolução na precipitação, ou directamente na massa de água (o azoto volatiliza-se a temperaturas reduzidas). Posteriormente, o lixiviamento das cinzas, nos primeiros eventos intensos de precipitação, nas primeiras semanas ou meses após a ocorrência de um fogo, transportam o N inorgânico remanescente para as linhas de água;
- f) O P gerado por um fogo florestal aflui a uma massa de água através da dissolução de cinzas, se as temperaturas atingidas pelo fogo volatilizarem este nutriente, ou através da lixiviação das cinzas que se encontram no solo;
- g) Os catiões resultantes da combustão da matéria orgânica (Ca, Mg, Na, e K), afluem às massas de água principalmente através do lixiviamento das cinzas, sendo a dissolução um processo secundário de transporte, mais uma vez devido às temperaturas de volatilização associada a estes elementos;
- h) As massas de água localizadas em bacias hidrográficas onde não ocorreram fogos florestais podem ser afectadas através da deposição de cinzas e dissolução de fumo;
- i) A carga de nutrientes afluenta a uma linha de água pode aumentar, mesmo que os valores da concentração se mantenham iguais, devido ao aumento do escoamento superficial, atribuído à formação de uma camada hidrofóbica na superfície do solo, que diminui o volume de água que se infiltra e à reduzida intercepção e evapotranspiração que se verifica após a remoção da vegetação;
- j) A probabilidade de se observarem alterações na qualidade das massas de água doce superficiais, aumenta com o consumo de grandes quantidades de matéria orgânica e com a ocorrência de eventos de precipitação intensos após o fogo;
- k) Os efeitos de um fogo florestal na qualidade da água de uma albufeira ou lago dependem grandemente do estado trófico da massa de água, e do tempo de residência da água relativamente à afluência das cargas poluentes. A probabilidade de se observarem modificações na concentração de nutrientes de uma massa de água é mais elevada se esta se encontrar no estado oligotrófico;

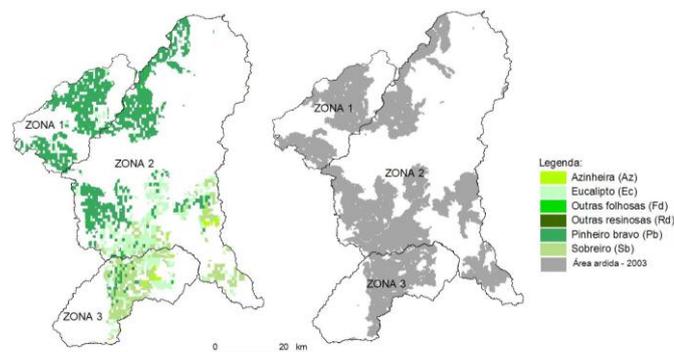
- l) A diminuição da transparência da água provocada pelo aumento da concentração de sedimentos com origem num fogo limita a penetração de luz e desta forma impede o crescimento da biomassa algal, não se verificando assim um padrão normal de crescimento da mesma em função da afluência de nutrientes. O crescimento da biomassa algal volta a verificar-se quando a concentração de sedimentos na massa de água diminui.

## 6. CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo considerada para a avaliação do efeito dos fogos florestais, no regime de escoamento e na qualidade da água, foi seleccionada partindo do pressuposto que se deveriam avaliar áreas nas quais tivessem deflagrado fogos florestais, cuja intensidade ou número determinassem um efeito potencialmente evidente na qualidade da água e no regime de escoamento (Figura 25). Na Figura 26, pode observar-se o povoamento florestal ardido durante o ano de 2003, na área de estudo.



**Figura 25.** Área de estudo seleccionada para a avaliação do efeito dos fogos florestais



**Figura 26.** Povoamento florestal ardido durante o ano de 2003 na área de estudo (Cartografia das Áreas Queimadas, 1990-2004)

A área de estudo seleccionada localiza-se na bacia hidrográfica do rio Tejo, que constitui a Região Hidrográfica n.º5. O rio Tejo nasce na serra de Albarracin em Espanha, a cerca de 1600 m de altitude. A parte portuguesa da bacia hidrográfica tem uma área de aproximadamente 24 651 km<sup>2</sup> e uma altitude média de 300 m.

Os valores de precipitação total anual da bacia hidrográfica do rio Tejo, em território Nacional, variam entre os 600 e os 1100 mm.

No que respeita à repartição mensal média da precipitação na bacia hidrográfica do rio Tejo verifica-se que tal repartição não difere significativamente da observada na generalidade do País, caracterizada por uma acentuada irregularidade sazonal, com cerca de 75% da precipitação ocorrendo no semestre húmido, de Outubro a Março e somente 25%, no semestre seco (PBH do rio Tejo, 2001).

Os valores da precipitação máxima diária na zona Sul da bacia hidrográfica do rio Tejo são da ordem dos 40 mm a 50 mm. Verificando-se um aumento progressivo do correspondente valor para Norte nomeadamente nas zonas mais montanhosas associadas ao maciço da Serra da Estrela, onde os valores da precipitação máxima diária são da ordem dos 90 mm a 100 mm (PBH do rio Tejo, 2001).

A temperatura anual média na bacia hidrográfica é de 14,9°C, oscilando entre 8,9°C e 16,3°C. A humidade relativa média do ar é de 75,6%, decrescendo de Oeste para Este, com um máximo de 81% e um mínimo de 66%. A velocidade média do vento é de 9,8 km/h com o máximo de 20,3 km/h e um mínimo de 5,9 km/h (PBH do rio Tejo, 2001).

O facto de se terem adoptado metodologias adicionais com o objectivo de complementar o estudo realizado, conduziu à consideração de uma área de estudo superior à área definida inicialmente, tendo mesmo em alguns casos sido considerada toda a área de Portugal continental.

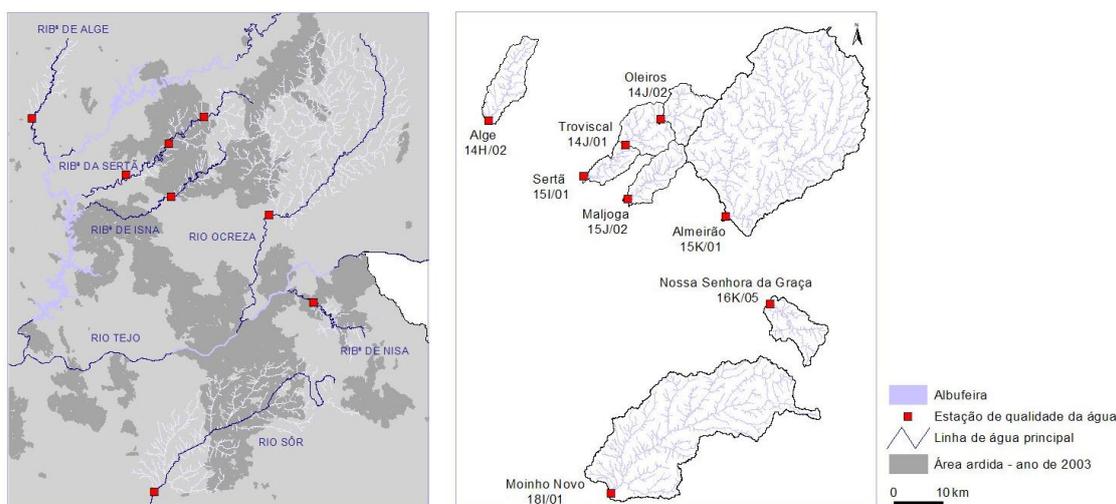
A avaliação do efeito dos fogos florestais na qualidade da água foi realizada na albufeira de Castelo do Bode, com o modelo de simulação matemática CE-QUAL-W2. Na bacia hidrográfica definida pela barragem de Castelo do Bode deflagraram, durante o ano de 2003, inúmeros fogos florestais (Figura 27), facto que se revelou determinante na selecção desta massa de água como caso de estudo.



**Figura 27.** Área ardida na área drenante à albufeira de Castelo do Bode no ano de 2003

## 7. AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA ÁREA DE ESTUDO

A rede de estações de qualidade da água do SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos), possui oito estações de qualidade da água localizadas em áreas que drenam a área florestal mais afectada pelos fogos que ocorreram durante o ano de 2003. Assim, com o objectivo de se encontrarem evidências de efeitos dos fogos florestais na qualidade da água, analisaram-se os valores da concentração de 28 parâmetros descritores dessa qualidade, cujos registos foram obtidos entre os anos de 1994 e de 2006, relativamente a oito estações de qualidade da água do SNIRH localizadas na área de estudo (Figura 28).



**Figura 28.** Estações de qualidade da água do SNIRH consideradas na análise realizada

No Quadro 36 podem observar-se os parâmetros de qualidade da água seleccionados. No entanto, deve referir-se que se avaliaram todos os parâmetros disponíveis para as estações de qualidade da água consideradas, embora a inexistência de dados relativos a um conjunto alargado de descritores tenha determinado a sua exclusão da análise realizada.

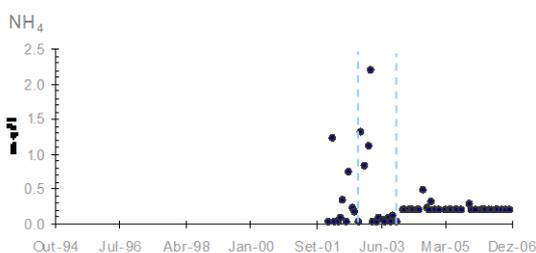
**Quadro 36.** Parâmetros de qualidade da água seleccionados

Parâmetros de qualidade da água			
NH <sub>4</sub>	CBO <sub>5</sub>	Fe dissolvido	Naftaleno
N Kjeldahl	OD	Zn	Tolueno
NO <sub>3</sub>	SST	Pb	
NO <sub>2</sub>	Temperatura	Mn	
P <sub>total</sub>	pH	Fluoranteno	
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub>	Dureza total	Hidrocarbonetos totais	
CQO	Fe total	Indeno(1-2-3-cd)pireno	

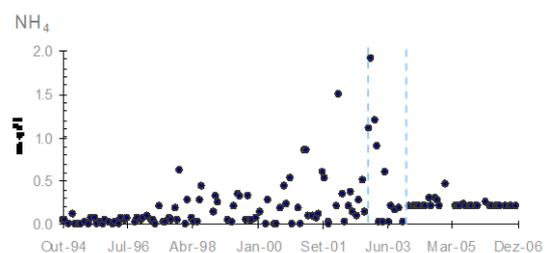
Nas Figuras 29 a 105 são apresentados os valores da concentração dos parâmetros considerados para cada uma das estações de qualidade da água seleccionados.

A análise realizada permitiu concluir que a única evidência clara de um aumento da concentração de um parâmetro da qualidade da água, nos anos de 2003 e de 2004, corresponde aos valores da concentração de  $\text{NH}_4$  (Figuras 29 a 36). No entanto, os incrementos dos valores da concentração de  $\text{NH}_4$  ocorreram entre Janeiro e Março de 2003, alguns meses antes da época de fogos, que no ano de 2003 foi particularmente intensa. Assim, concluiu-se que não se encontrou qualquer relação causa-efeito entre os fogos florestais que ocorreram no ano de 2003 e a qualidade da água. A este respeito importa referir que os estudos científicos que apresentam evidências dos efeitos dos fogos florestais em linhas de água, baseiam-se na monitorização realizada em locais especificamente seleccionados para esse efeito, iniciando-se a recolha de amostras logo após o fogo florestal, sendo usual a monitorização diária durante grandes períodos de tempo.

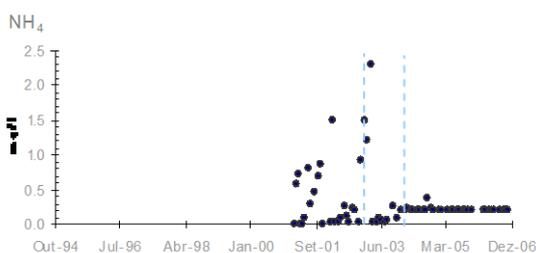
A discretização mensal dos valores da concentração dos parâmetros considerados, disponíveis através do SNIRH, é insuficiente para a monitorização dos efeitos dos fogos florestais na qualidade das massas de água, que muitas vezes são caracterizados por incrementos dos valores da concentração nas linhas de água em períodos de tempo inferiores a um mês. Não é assim possível concluir-se que os fogos florestais que ocorreram durante o ano de 2003, não tiveram efeitos na qualidade das linhas de água avaliadas. O aumento dos valores da concentração de  $\text{NH}_4$  observados nas linhas de água avaliadas poderá ser determinado pela poluição difusa de origem agrícola ou florestal, uma vez que não ocorre apenas numa linha de água, o que poderia significar que se tratava de uma descarga pontual de origem urbana, bem como pelo facto de coincidir com uma altura do ano de 2003 em que se registaram eventos intensos de precipitação.



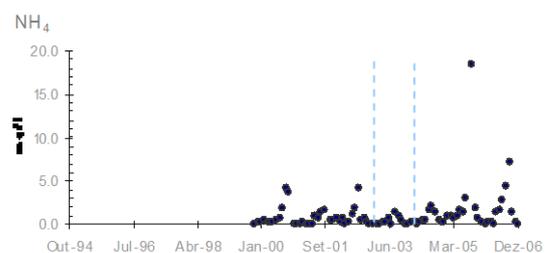
**Figura 29.** Conc.  $\text{NH}_4$  - ALGE (14H/02)



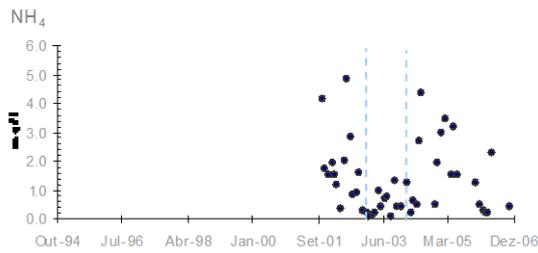
**Figura 30.** Conc.  $\text{NH}_4$  - ALMEIRÃO (15K/01)



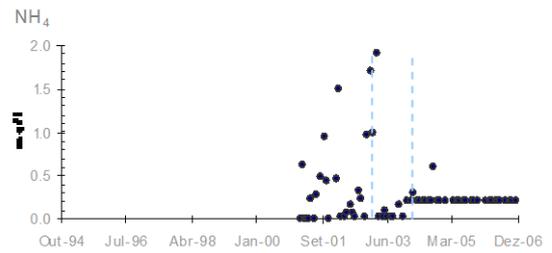
**Figura 31.** Conc.  $\text{NH}_4$  - MALJOGA (15J/02)



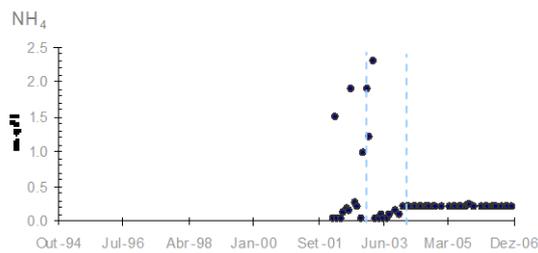
**Figura 32.** Conc.  $\text{NH}_4$  - MOINHO NOVO (18I/01)



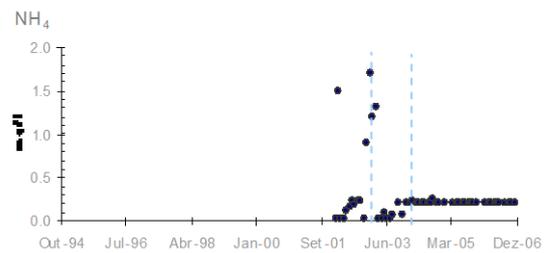
**Figura 33.** Conc.  $\text{NH}_4$  - Nª SRª GRAÇA (16K/05)



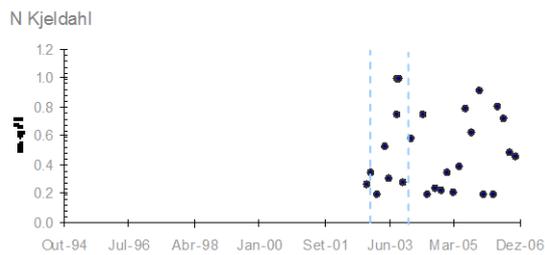
**Figura 34.** Conc.  $\text{NH}_4$  - OLEIROS (14J/02)



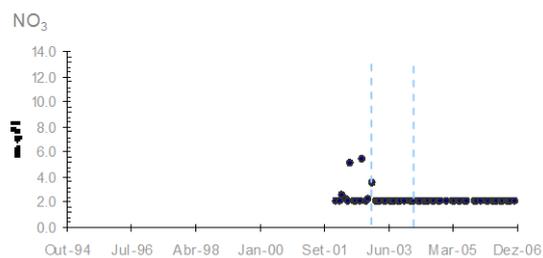
**Figura 35.** Conc.  $\text{NH}_4$  - SERTÃ (15I/01)



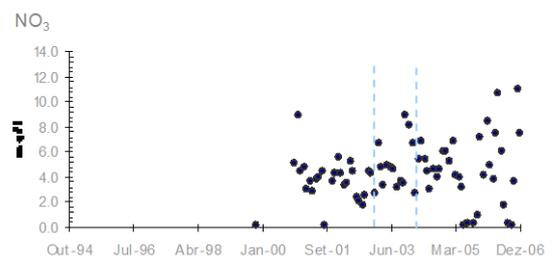
**Figura 36.** Conc.  $\text{NH}_4$  - TROVISCAL (14J/01)



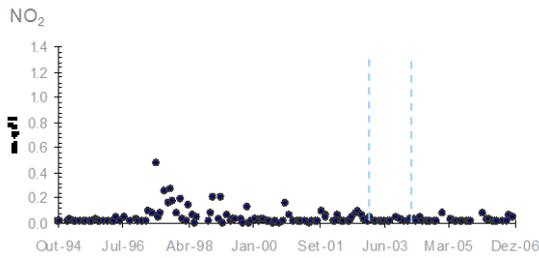
**Figura 37.** Conc. N kjedahl - ALGE (14H/02)



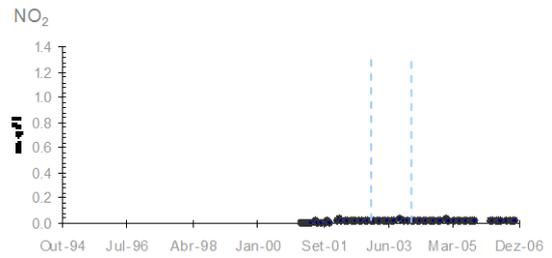
**Figura 38.** Conc.  $\text{NO}_3$  - ALGE (14H/02)



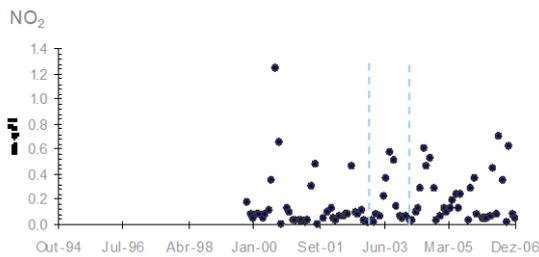
**Figura 39.** Conc.  $\text{NO}_3$  - MOINHO NOVO (18I/01)



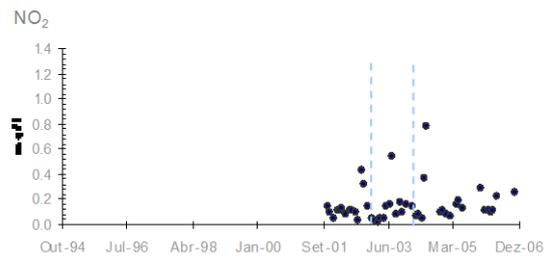
**Figura 40.** Conc. NO<sub>2</sub> - ALMEIRÃO (15K/01)



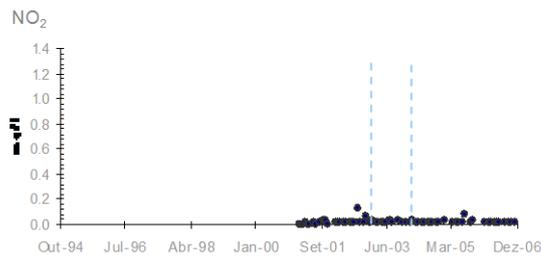
**Figura 41.** Conc. NO<sub>2</sub> - MALJOÇA (15J/02)



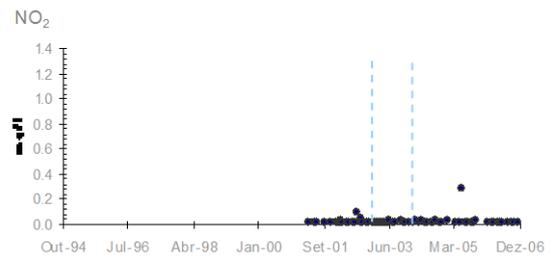
**Figura 42.** Conc. NO<sub>2</sub> - MOINHO NOVO (18I/01)



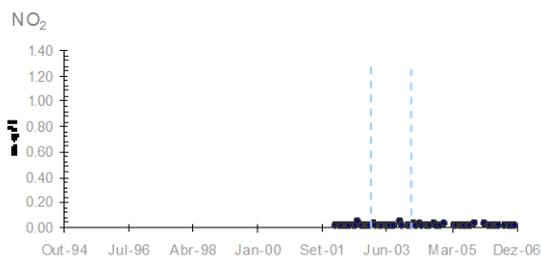
**Figura 43.** Conc. NO<sub>2</sub> - Nª SRª GRAÇA (16K/05)



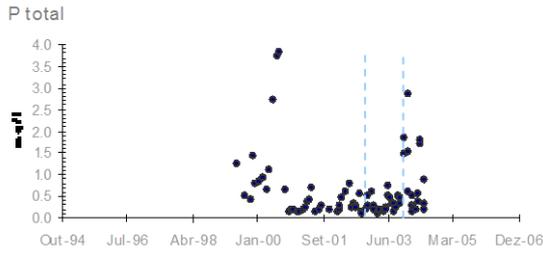
**Figura 44.** Conc. NO<sub>2</sub> - OLEIROS (14J/02)



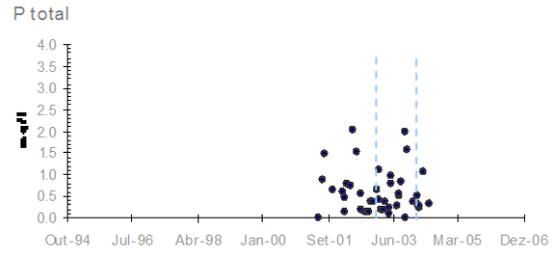
**Figura 45.** Conc. NO<sub>2</sub> - SERTÃ (15I/01)



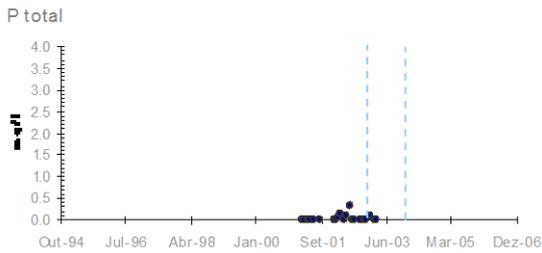
**Figura 46.** Conc. NO<sub>2</sub> - TROVISCAL (14J/01)



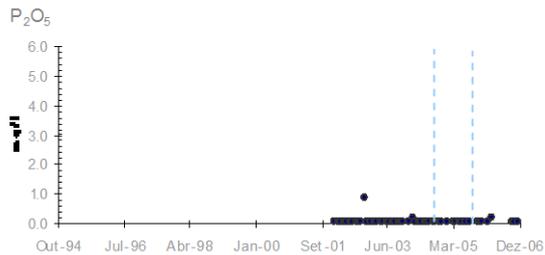
**Figura 47.** Conc. P<sub>total</sub> - MOINHO NOVO (18I/01)



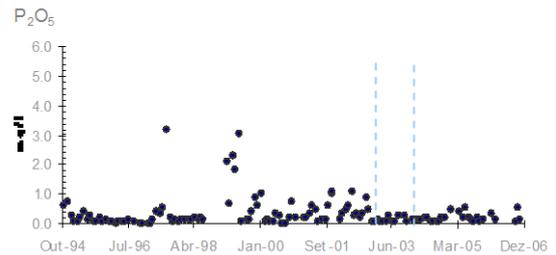
**Figura 48.** Conc. P<sub>total</sub> - Nª SRª GRAÇA (16K/05)



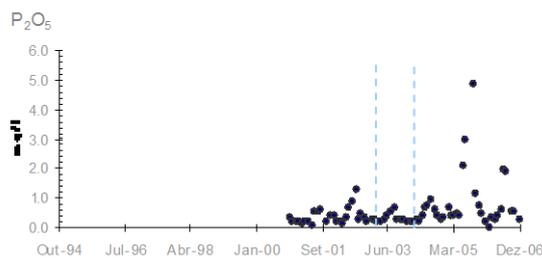
**Figura 49.** Conc. P<sub>total</sub> - SERTÃO (15I/01)



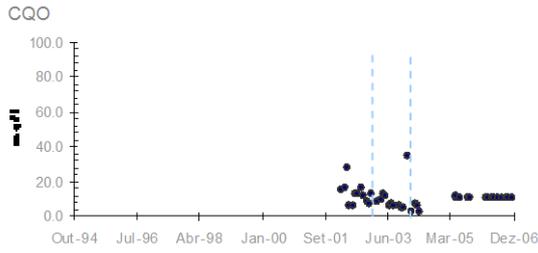
**Figura 50.** Conc. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - ALGE (14H/02)



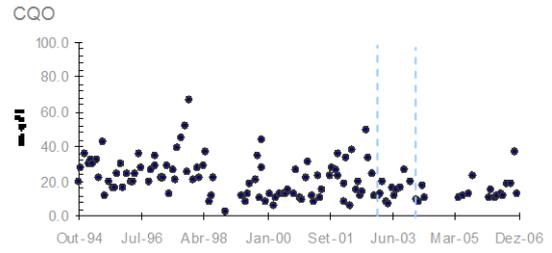
**Figura 51.** Conc. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - ALMEIRÃO (15K/01)



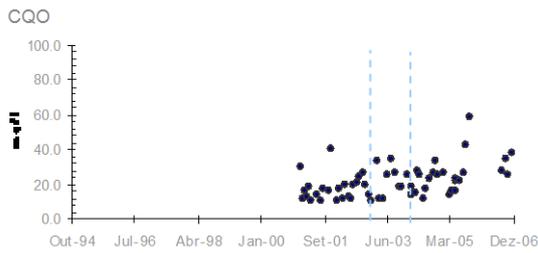
**Figura 52.** Conc. P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> - MOINHO NOVO (18I/01)



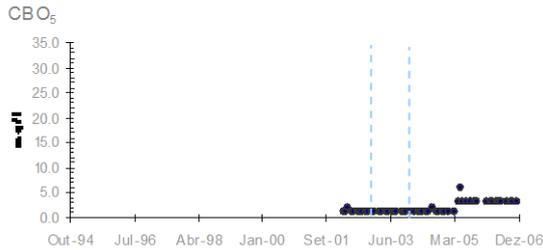
**Figura 53.** Conc. CQO - ALGE (14H/02)



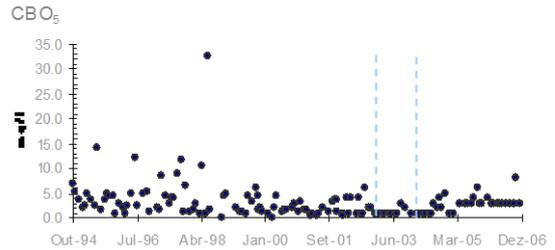
**Figura 54.** Conc. CQO - ALMEIRÃO (15K/01)



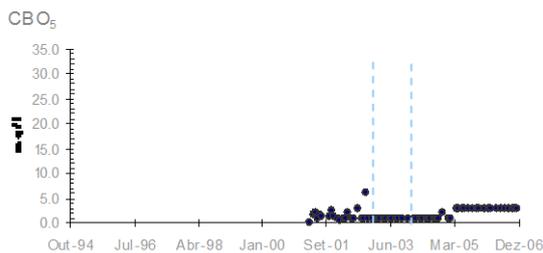
**Figura 55.** Conc. CQO - MOINHO NOVO (18I/01)



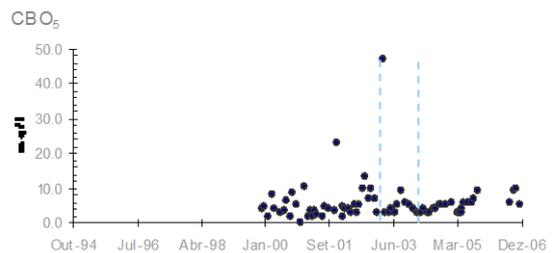
**Figura 56.** Conc. CBO<sub>5</sub> - ALGE (14H/02)



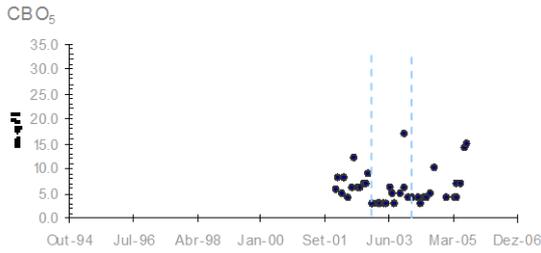
**Figura 57.** Conc. CBO<sub>5</sub> - ALMEIRÃO (15K/01)



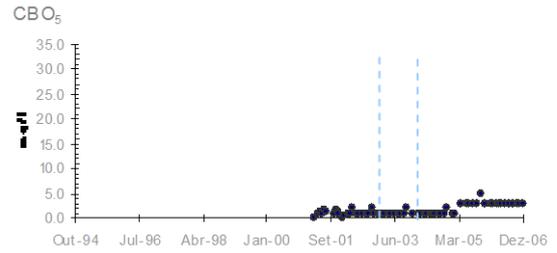
**Figura 58.** Conc. CBO<sub>5</sub> - MALJOGA (15J/02)



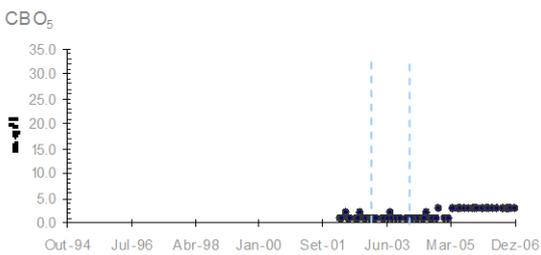
**Figura 59.** Conc. CBO<sub>5</sub> - MOINHO NOVO (18I/01)



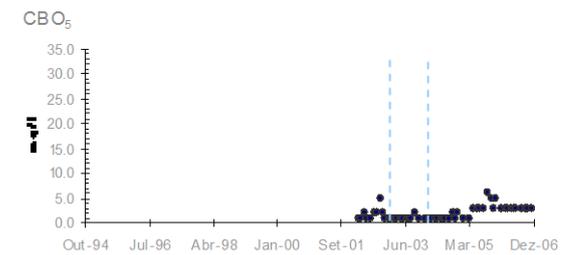
**Figura 60.** Conc. CBO<sub>5</sub> - Nª SRª GRAÇA (16K/05)



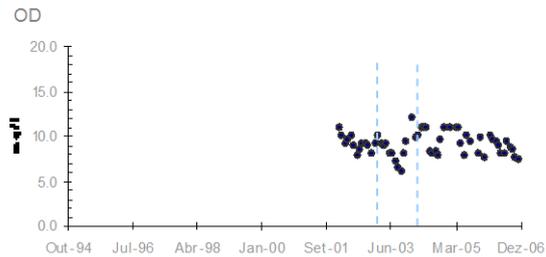
**Figura 61.** Conc. CBO<sub>5</sub> - OLEIROS (14J/02)



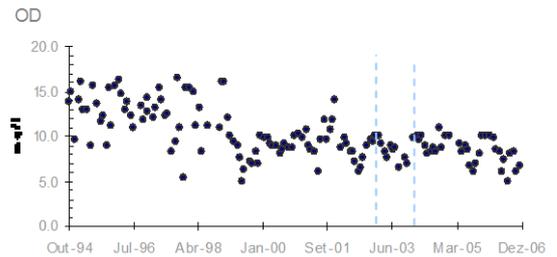
**Figura 62.** Conc. CBO<sub>5</sub> - SERTÃO (15I/01)



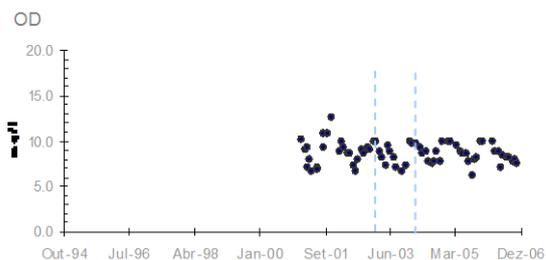
**Figura 63.** Conc. CBO<sub>5</sub> - TROVISCAL (14J/01)



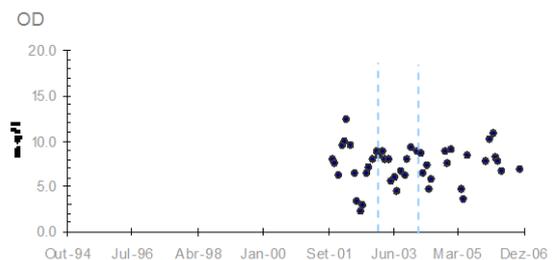
**Figura 64.** Conc. OD - ALGE (14H/02)



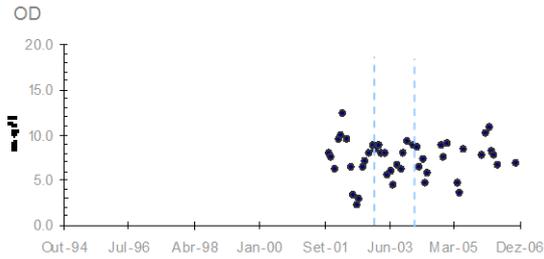
**Figura 65.** Conc. OD - ALMEIRÃO (15K/01)



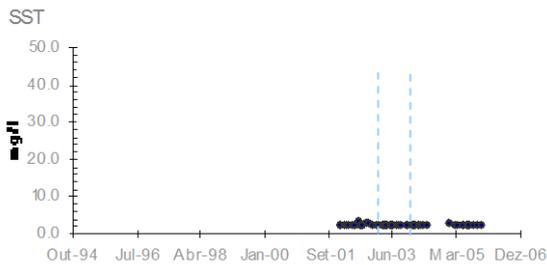
**Figura 66.** Conc. OD - MALJOGA (15J/02)



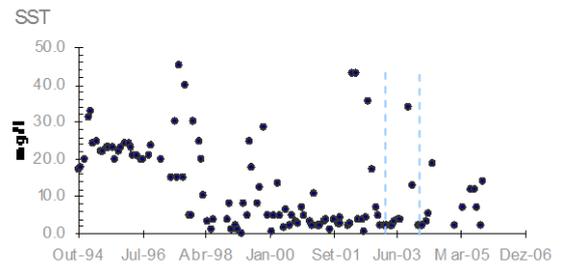
**Figura 67.** Conc. OD - MOINHO NOVO (18I/01)



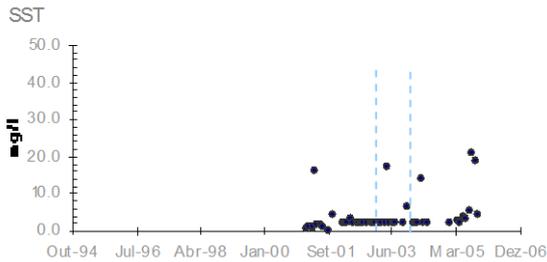
**Figura 68.** Conc. OD - Nª SRª GRAÇA (16K/05)



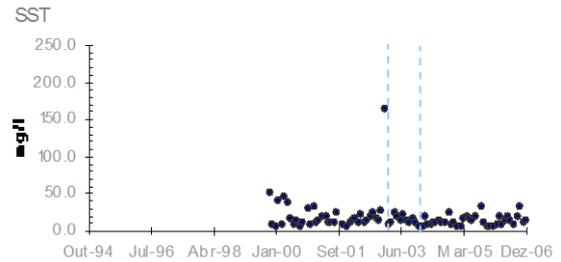
**Figura 69.** Conc. SST - ALGE (14H/02)



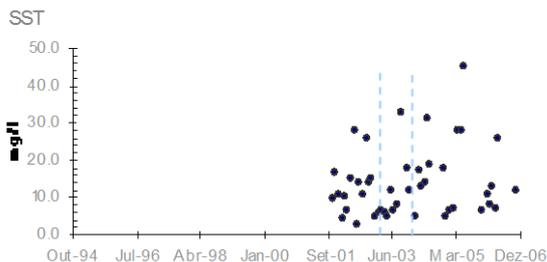
**Figura 70.** Conc. SST - ALMEIRÃO (15K/01)



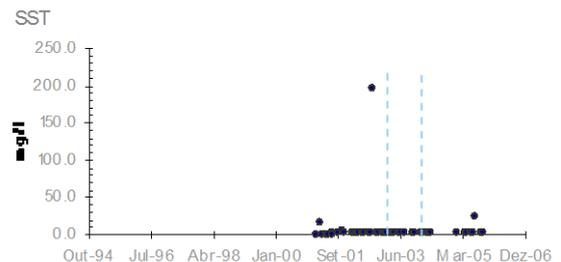
**Figura 71.** Conc. SST - MALJOGA (15J/02)



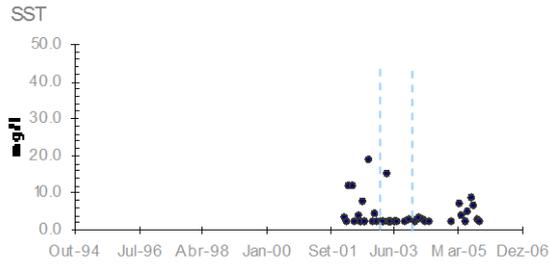
**Figura 72.** Conc. SST - MOINHO NOVO (18I/01)



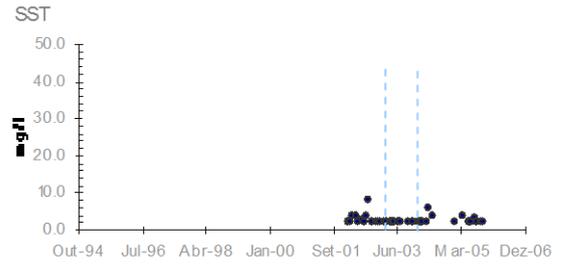
**Figura 73.** Conc. SST - Nª SRª GRAÇA (16K/05)



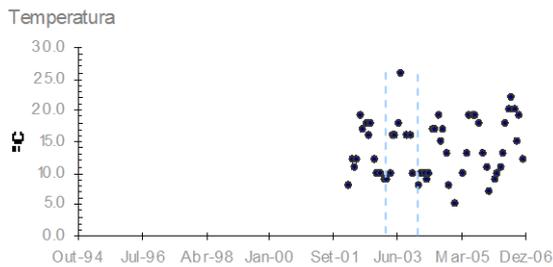
**Figura 74.** Conc. SST - OLEIROS (14J/02)



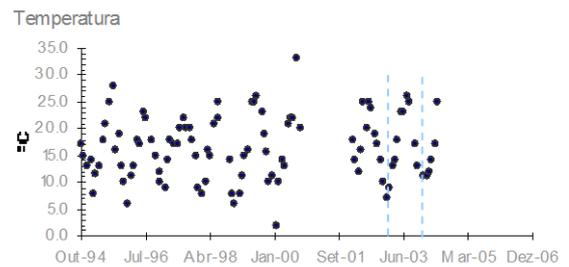
**Figura 75.** Conc. SST - SERTÃ (15I/01)



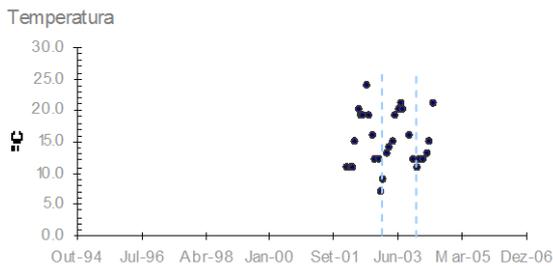
**Figura 76.** Conc. SST - TROVISCAL (14J/01)



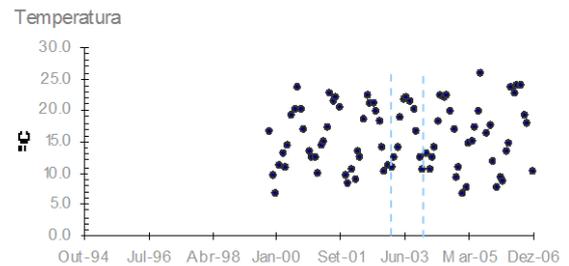
**Figura 77.** Temperatura - ALGE (14H/02)



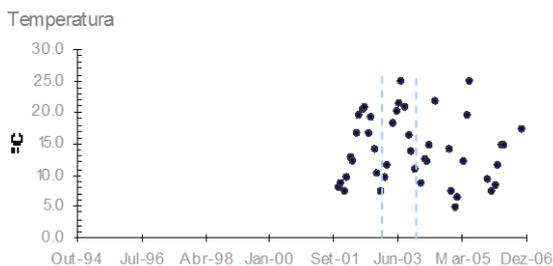
**Figura 78.** Temperatura - ALMEIRÃO (15K/01)



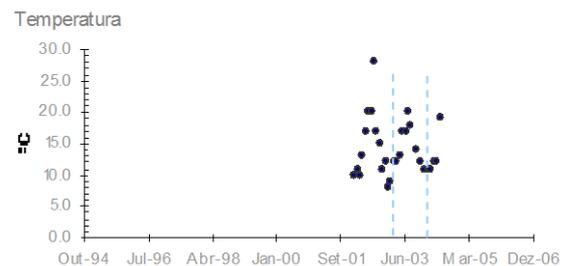
**Figura 79.** Temperatura - MALJOGA (15J/02)



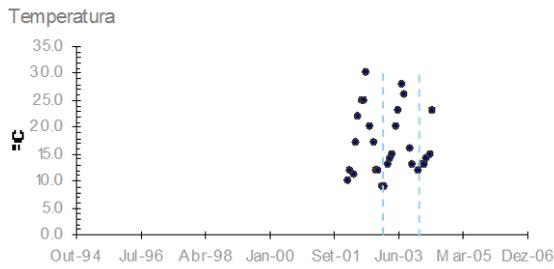
**Figura 80.** Temperatura - MOINHO NOVO (18I/01)



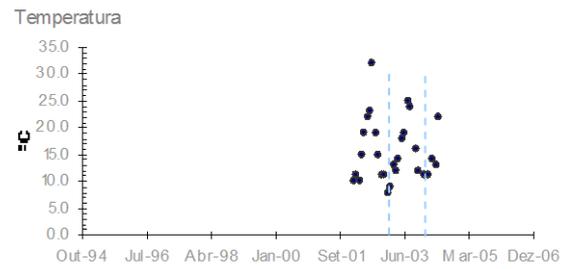
**Figura 81.** Conc. Temperatura - Nª SRª GRAÇA (16K/05)



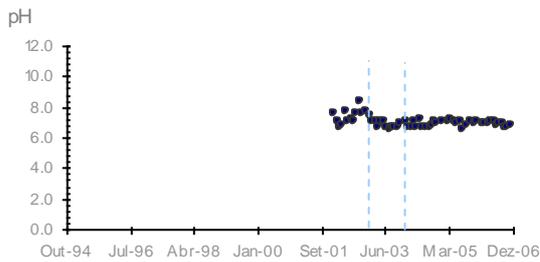
**Figura 82.** Conc. Temperatura - OLEIROS (14J/02)



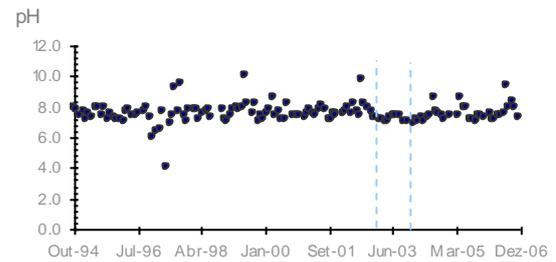
**Figura 83.** Conc. Temperatura - SERTÃO (15I/01)



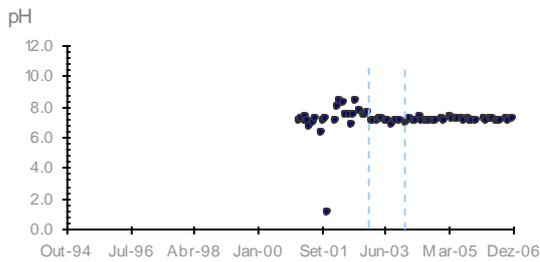
**Figura 84.** Conc. Temperatura - TROVISCAL (14J/01)



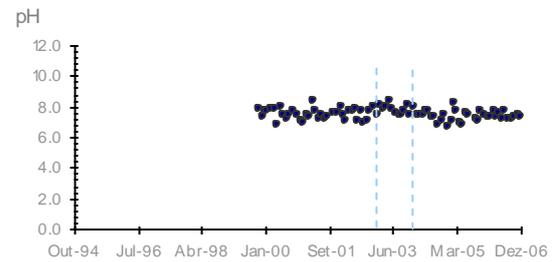
**Figura 85.** pH - ALGE (14H/02)



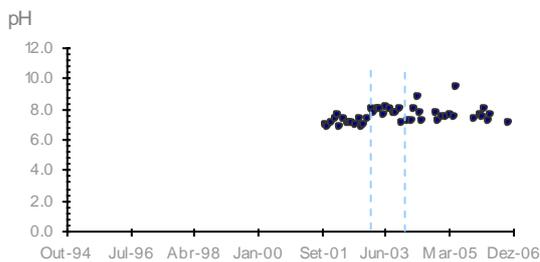
**Figura 86.** pH - ALMEIRÃO (15K/01)



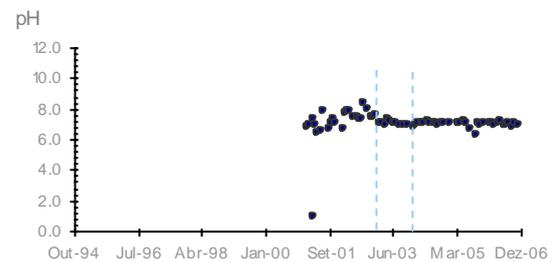
**Figura 87.** pH - MALJOGA (15J/02)



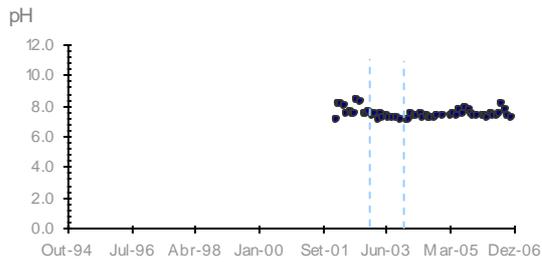
**Figura 88.** pH - MOINHO NOVO (18I/01)



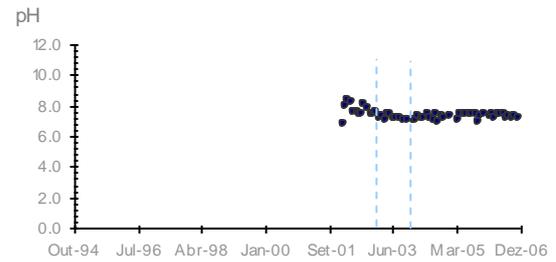
**Figura 89.** pH - Nª SRª GRAÇA (16K/05)



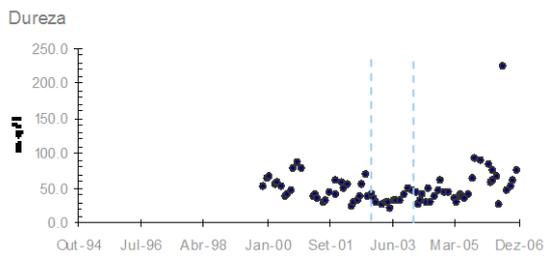
**Figura 90.** pH - OLEIROS (14J/02)



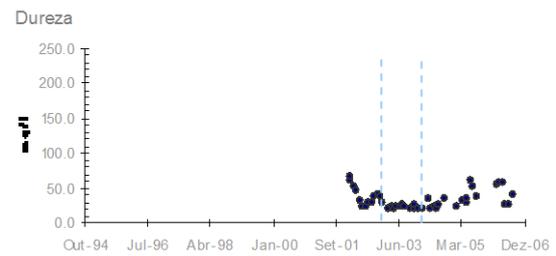
**Figura 91.** pH - SERTÃ (15I/01)



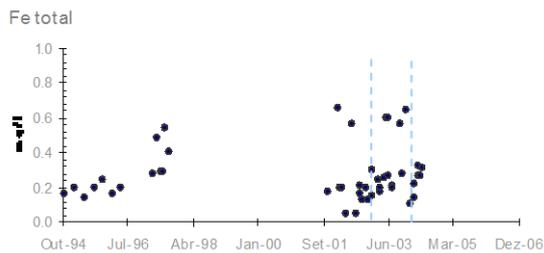
**Figura 92.** pH - TROVISCAL (14J/01)



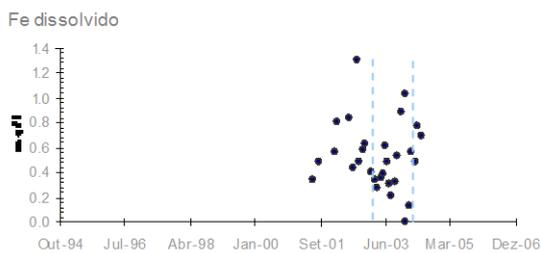
**Figura 93.** Dureza - MOINHO NOVO (18I/01)



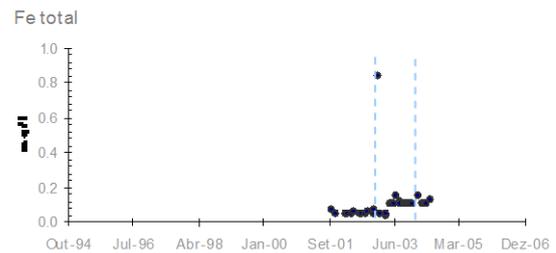
**Figura 94.** Dureza - N.ª SR.ª GRAÇA (16K/05)



**Figura 95.** Conc. Fe total - ALMEIRÃO (15K/01)



**Figura 96.** Conc. Fe dissolvido - MOINHO NOVO (18I/01)



**Figura 97.** Conc. Fe total - ALGE (14H/02)

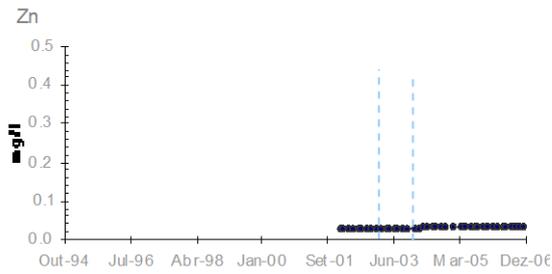


Figura 98. Conc. Zn - ALGE (14H/02)

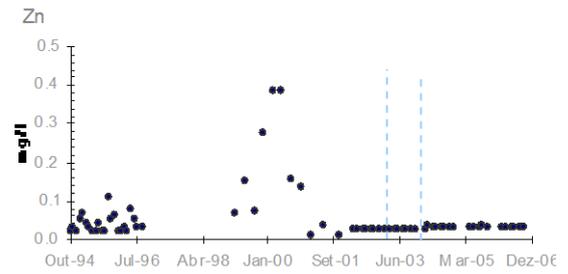


Figura 99. Conc. Zn - ALMEIRÃO (15K/01)

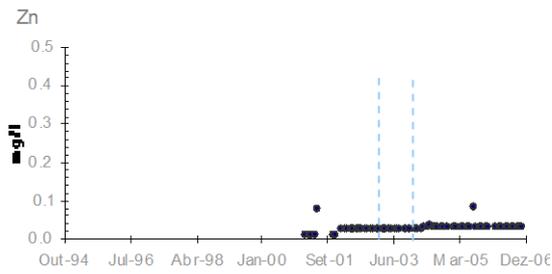


Figura 100. Conc. Zn - MALJOGA (15J/02)

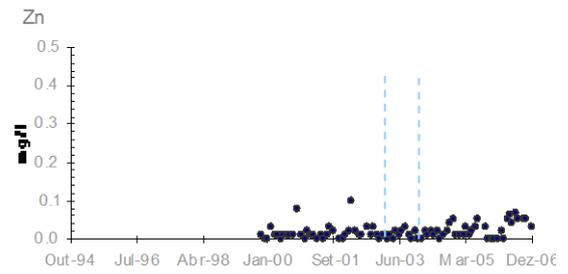


Figura 101. Conc. Zn - MOINHO NOVO (18I/01)

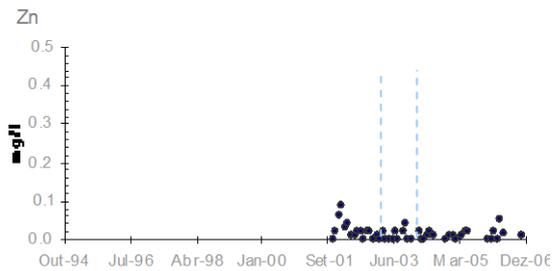


Figura 102. Conc. Zn - Nª SRª GRAÇA (16K/05)

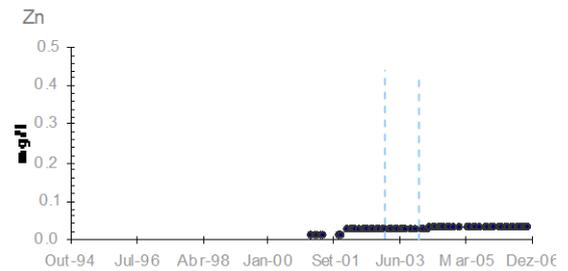


Figura 103. Conc. Zn - OLEIROS (14J/02)

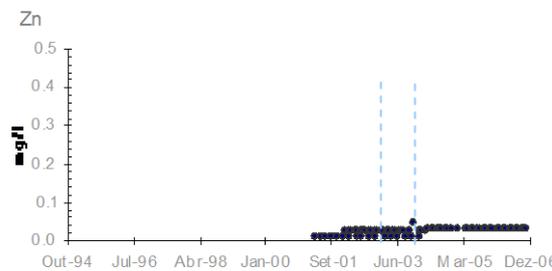


Figura 104. Conc. Zn - SERTÃO (15I/01)

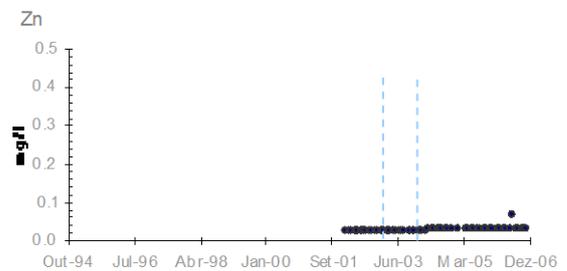
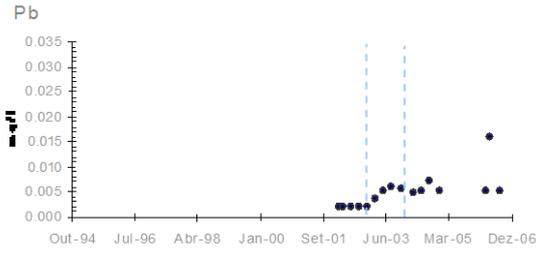
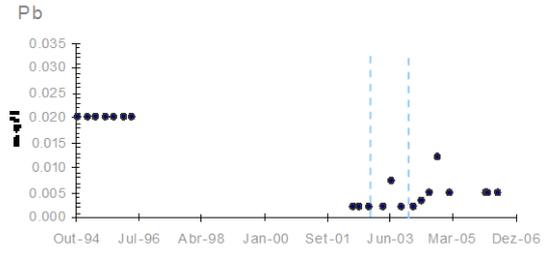


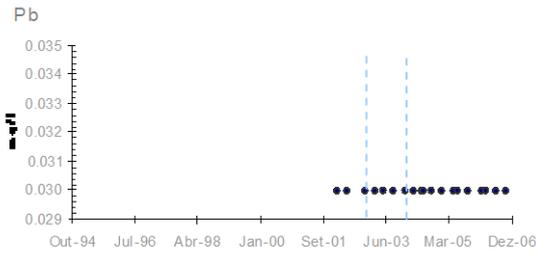
Figura 105. Conc. Zn - TROVISCAL (14J/01)



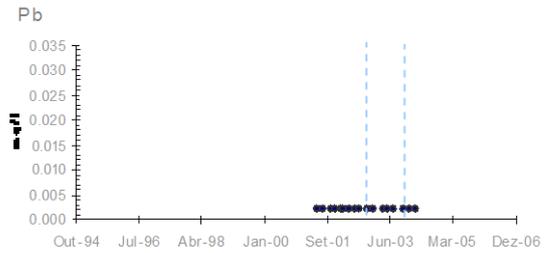
**Figura 106.** Conc. Pb - ALGE (14H/02)



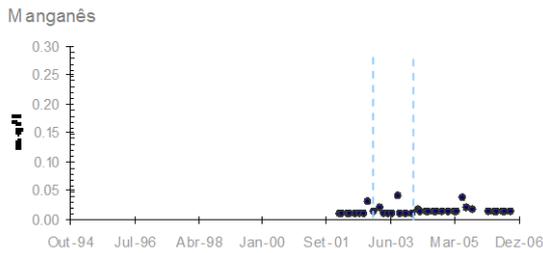
**Figura 107.** Conc. Pb - ALMEIRÃO (15K/01)



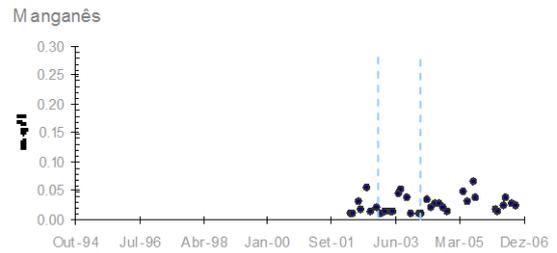
**Figura 108.** Conc. Pb - MOINHO NOVO (18I/01)



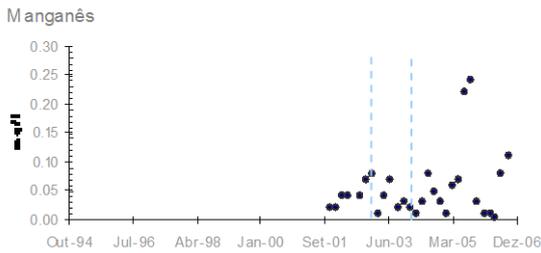
**Figura 109.** Conc. Pb - TROVISCAL (14J/01)



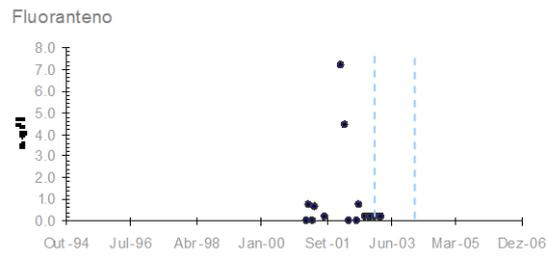
**Figura 110.** Conc. Mn - ALGE (14H/02)



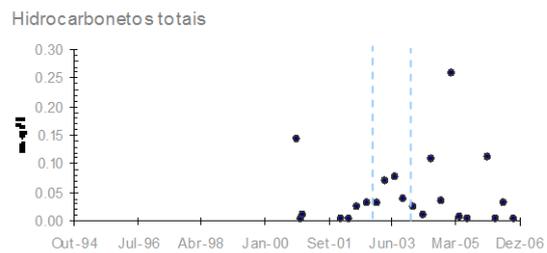
**Figura 111.** Conc. Mn - ALMEIRÃO (15K/01)



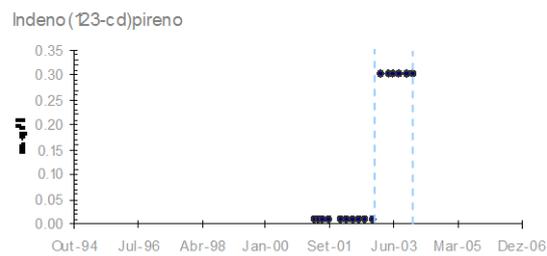
**Figura 112.** Conc. Mn - MOINHO NOVO (18I/01)



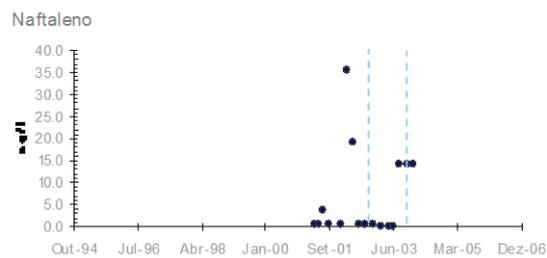
**Figura 113.** Conc. Fluoranteno - SERTÃ (15I/01)



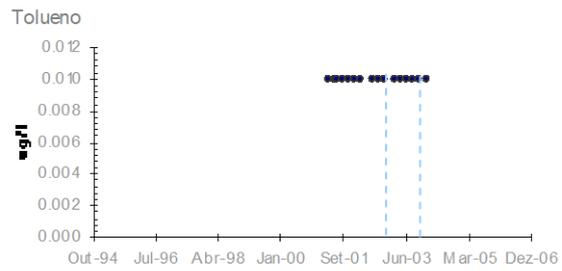
**Figura 114.** Conc. Hidrocarbonetos totais - MOINHO NOVO (18I/01)



**Figura 115.** Conc. Indeno (123-cd)pireno - SERTÃ (15I/01)



**Figura 116.** Conc. Naftaleno - SERTÃ (15I/01)



**Figura 117.** Conc. Tolueno - SERTÃ  
(15I/01)

## **8. ANÁLISE DA VARIAÇÃO INTERANUAL DOS VALORES MÁXIMOS DA CONCENTRAÇÃO DE NUTRIENTES OBSERVADOS EM ESTAÇÕES DE QUALIDADE DA ÁGUA LOCALIZADAS EM ÁREAS EM QUE OCORRERAM FOGOS FLORESTAIS**

Na sequência dos resultados obtidos com a avaliação preliminar da qualidade da água da área de estudo, definiu-se uma segunda abordagem, igualmente com o objectivo de se identificarem valores da concentração de diferentes descritores que evidenciassem o potencial efeito dos fogos florestais nas massas de água. A área de estudo inclui agora toda a bacia hidrográfica do rio Tejo.

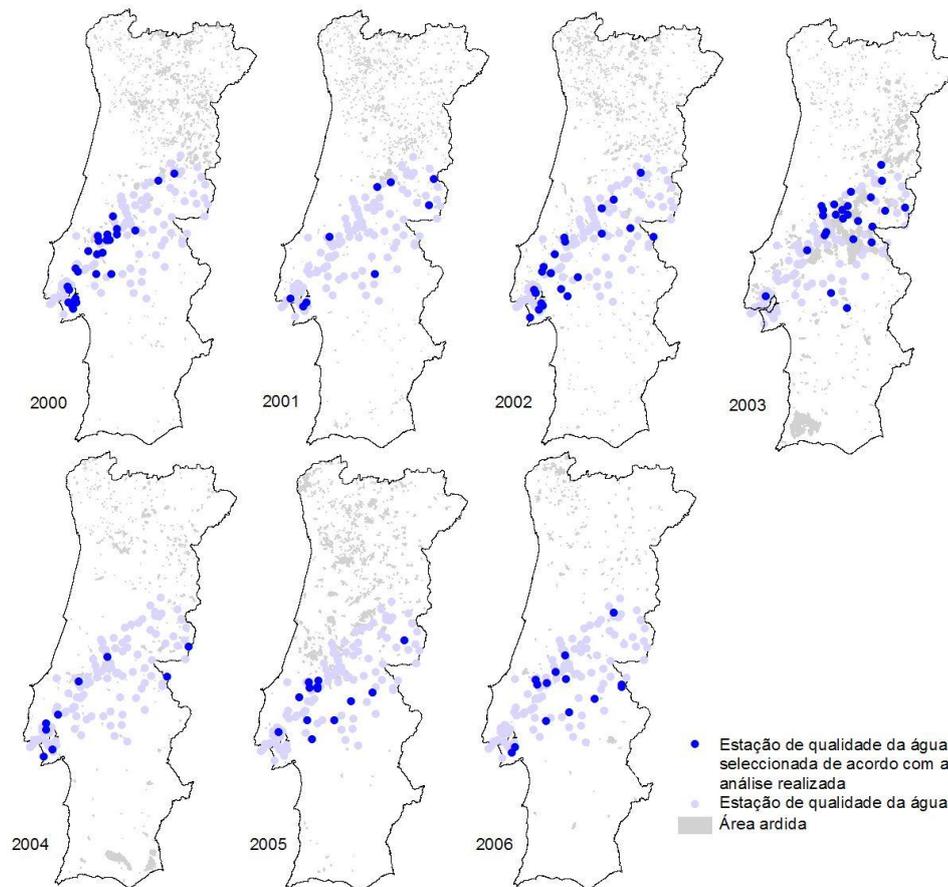
Associaram-se os valores médios anuais mais elevados e os valores máximos anuais da concentração de  $N_{total}$ ,  $NO_3$ ,  $P_{total}$ ,  $PO_4$ , e  $NH_4$ , observados entre os anos de 2000 e de 2006, em todas as estações de qualidade da água localizadas na bacia hidrográfica do rio Tejo, com o ano em que esses valores foram observados e com o local de amostragem. A selecção dos nutrientes avaliados resulta do pressuposto de que estes, são, de acordo com a revisão bibliográfica realizada, os que usualmente permitem encontrar uma relação causa-efeito entre os fogos florestais e a eventual degradação da qualidade da água.

Através de um sistema de informação geográfica (SIG), determinou-se a distribuição espacial, anual, dos valores médios mais elevados e dos máximos da concentração dos nutrientes, que posteriormente foi comparada com a distribuição anual das áreas ardidadas na bacia hidrográfica do rio Tejo. O objectivo desta metodologia foi o de se encontrarem sobreposições dos locais em que foram observados os valores mais elevados da concentração dos nutrientes, com as áreas ardidadas anualmente na bacia hidrográfica do rio Tejo.

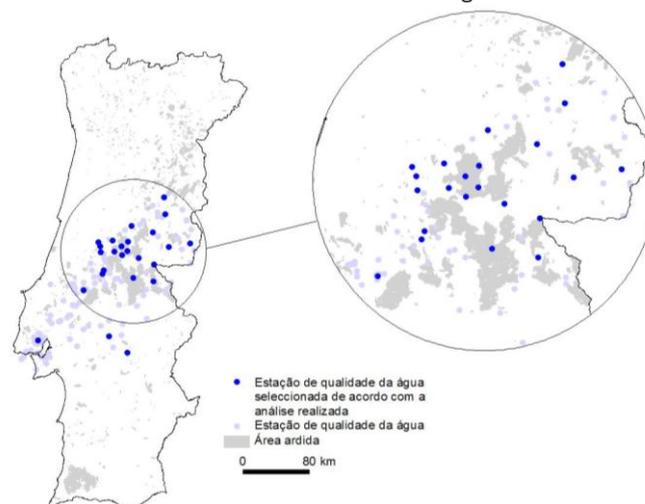
Os resultados obtidos relativamente aos valores médios anuais mais elevados não demonstram a existência de uma sobreposição destes valores com as áreas ardidadas anualmente. No entanto para os valores máximos anuais (Figuras 118 a 123), verifica-se que os valores máximos da concentração de  $NH_4$ , ocorreram no ano de 2003 e nas estações de qualidade localizadas nas áreas mais afectadas pelos fogos florestais (Figuras 118 e 119).

No entanto, quando se compararam as datas em que ocorreram os valores máximos da concentração de  $NH_4$  com as datas dos fogos florestais, constatou-se que os valores da concentração de  $NH_4$  tinham sido registados entre Janeiro e Março de 2003, dois meses antes do início dos fogos, Maio de 2003, e que coincidiam com elevados valores de precipitação diária pelo que se admite que resultem de cargas difusas de origem agrícola e florestal e não de fogos florestais.

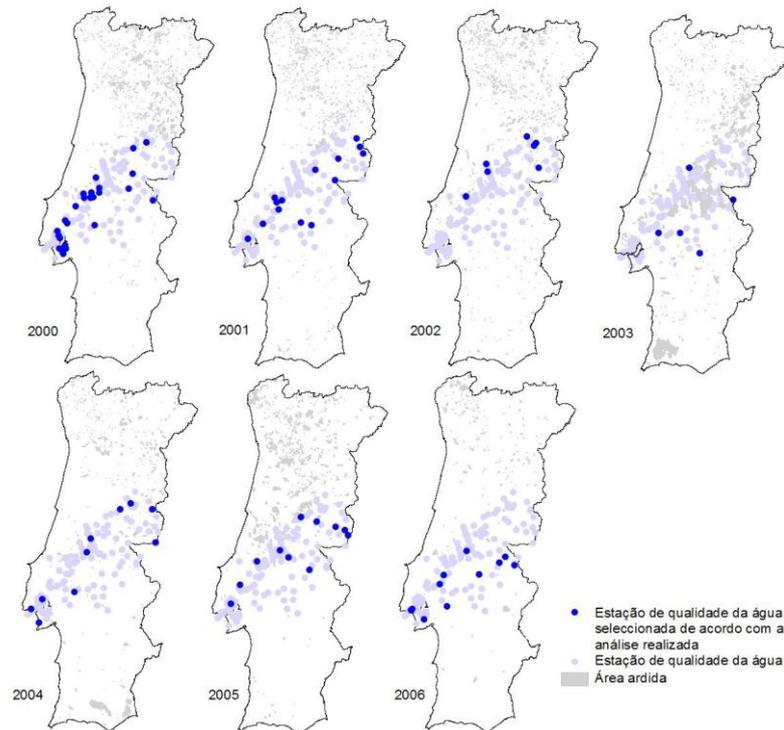
Para os restantes parâmetros não se encontraram sobreposições espaciais que evidenciem potenciais efeitos dos fogos florestais nas massas de água.



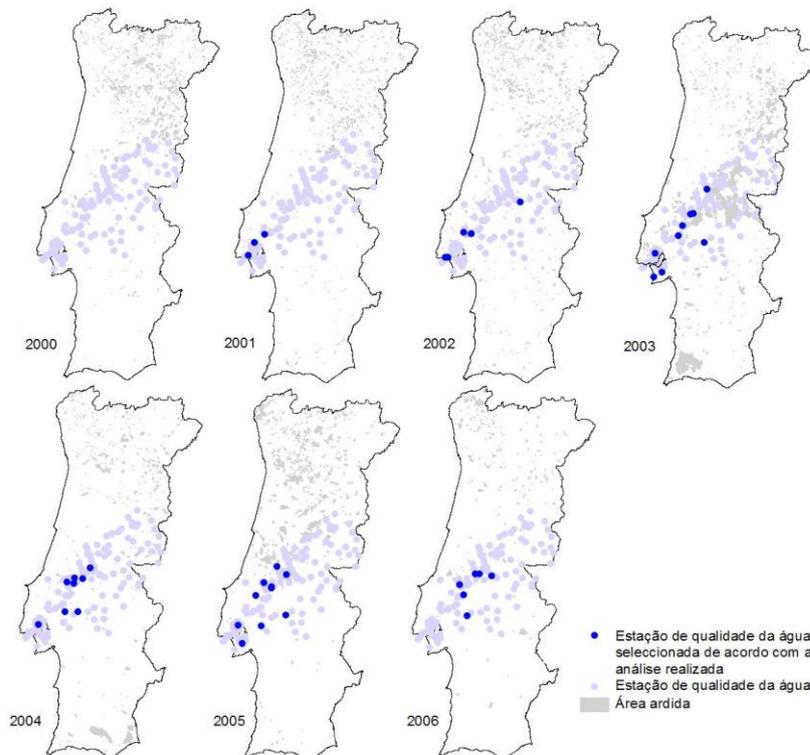
**Figura 118.** Sobreposição dos locais de amostragem onde se encontram valores anuais elevados da concentração de  $\text{NH}_4$ , com as áreas ardidas anualmente nas bacia hidrográfica do rio Tejo (1)



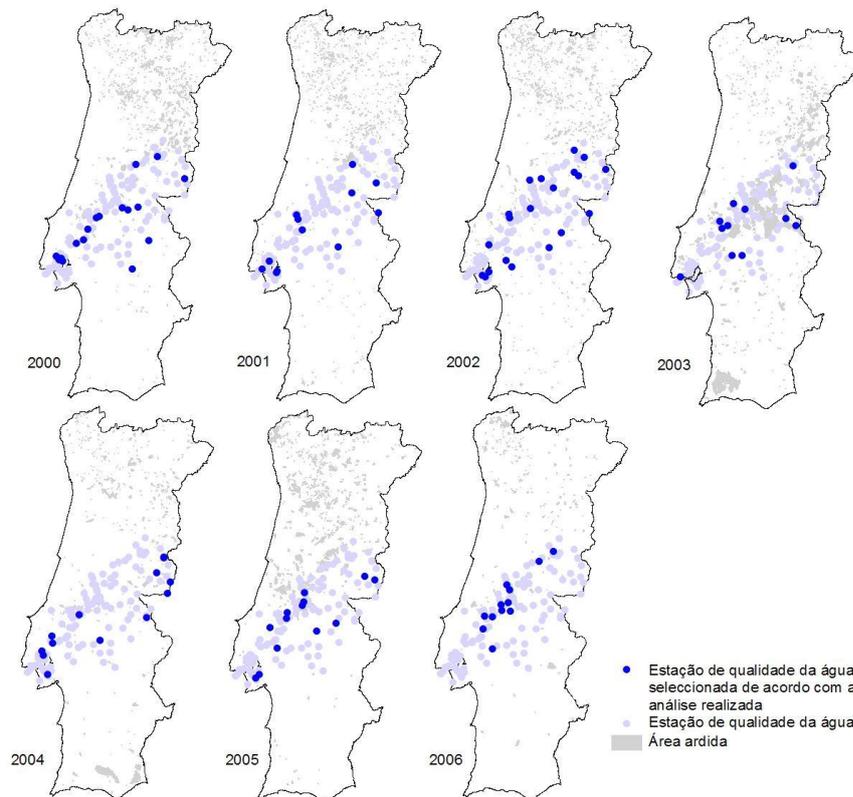
**Figura 119.** Sobreposição dos locais de amostragem onde se encontram valores anuais elevados da concentração de  $\text{NH}_4$ , com as áreas ardidas anualmente nas bacia hidrográfica do rio Tejo (2)



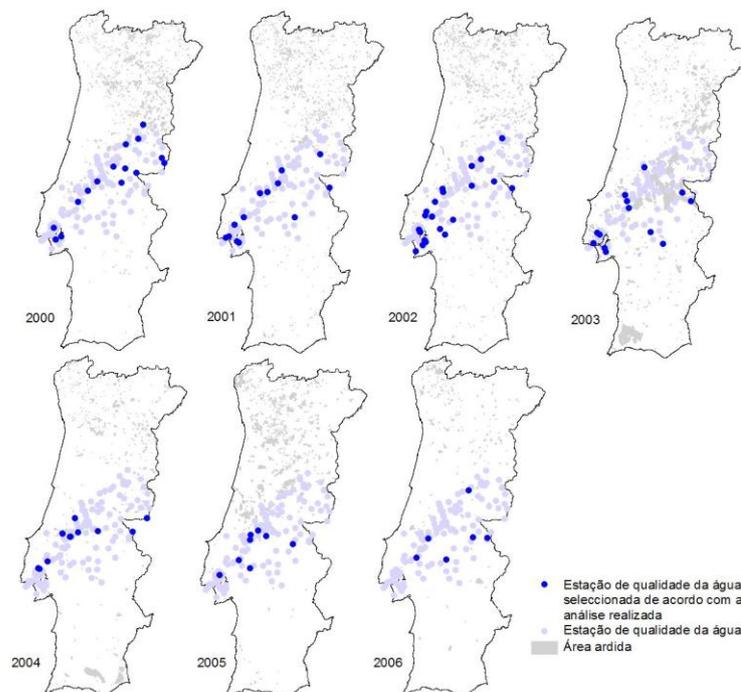
**Figura 120.** Sobreposição dos locais de amostragem onde se encontram valores anuais elevados da concentração de  $\text{NO}_3^-$ , com as áreas ardidas anualmente nas bacia hidrográfica do rio Tejo.



**Figura 121.** Sobreposição dos locais de amostragem onde se encontram valores anuais elevados da concentração de  $\text{N}_{\text{total}}$ , com as áreas ardidas anualmente nas bacia hidrográfica do rio Tejo



**Figura 122.** Sobreposição dos locais de amostragem onde se encontram valores anuais elevados da concentração de  $PO_4$ , com as áreas ardidas anualmente nas bacia hidrográfica do rio Tejo



**Figura 123.** Sobreposição dos locais de amostragem onde se encontram valores anuais elevados da concentração de  $P_{total}$ , com as áreas ardidas anualmente nas bacia hidrográfica do rio Tejo

## 9. SIMULAÇÃO MATEMÁTICA DA QUALIDADE DA ÁGUA DA ALBUFEIRA DE CASTELO DO BODE EM FUNÇÃO DA AFLUÊNCIA DE CARGAS POLUENTES GERADAS POR FOGOS FLORESTAIS

### 9.1 - Principais características da albufeira da barragem de Castelo do Bode

A albufeira de Castelo do Bode localiza-se no rio Zêzere, principal afluente da margem direita do rio Tejo em território nacional, a cerca de 7 km a montante da confluência entre os dois referidos rios (Figura 124).

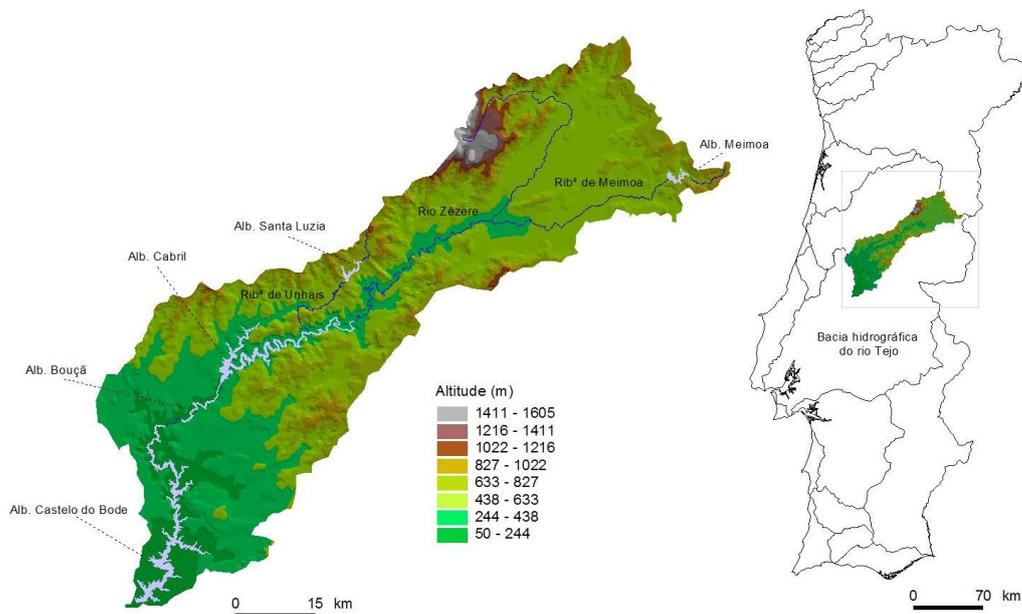


Figura 124. Albufeira de Castelo de Bode: localização e área drenante

A bacia hidrográfica do rio Zêzere situa-se na região centro do país, aproximadamente entre as latitudes 39° 30' e 40° 30' N e as longitudes 8° 30' e 7° 05' E. É limitada a norte pelas Serras da Estrela, Açor e Lousã, a oeste pela Serra de Aire, a nordeste e a sul pelas Serras da Gardunha, Alvelos e Amêndoa.

A bacia hidrográfica definida pela secção da barragem corresponde a uma área que engloba um total de 23 concelhos, repartidos pelos distritos de Coimbra, Castelo Branco, Guarda, Leiria e Santarém. Nessa área, para além da albufeira de Castelo do Bode, localizam-se mais duas grandes albufeiras - a albufeira da Bouçã, com uma capacidade total de 48,4 hm<sup>3</sup> e uma área inundada à cota do NPA (175 m) de 185 ha e, mais a montante, a albufeira do Cabril, com uma capacidade total de 720 hm<sup>3</sup> e uma área inundada à cota do NPA (296 m) de 2 023 ha.

A área da bacia hidrográfica drenante para a albufeira de Castelo do Bode é de aproximadamente 3 950 km<sup>2</sup>, sendo o volume afluído em ano médio da ordem dos 2 600 hm<sup>3</sup>, a que corresponde um escoamento de cerca de 660 mm e um caudal modular de sensivelmente 82 m<sup>3</sup>/s. Os valores da precipitação total anual média oscilam entre os 1 000 mm e os 1 400 mm.

A área inundada à cota do NPA (121,5 m) é de aproximadamente 3 480 ha e a capacidade total de armazenamento é de 1 095 hm<sup>3</sup>, a que corresponde uma capacidade útil de 902,5 hm<sup>3</sup>. O NMC está à cota de 122 m e o NME é de 79 m. O índice de regularização da albufeira, para afluências próprias, é de 0,42.

Os descarregadores de cheias de superfície, em número de dois, estão equipados com comportas de segmento, possuindo uma capacidade de vazão total de 4 200 m<sup>3</sup>/s. As descargas de fundo, igualmente em número de duas, estão equipadas com válvulas de jacto oco, permitindo uma capacidade de vazão total de 300 m<sup>3</sup>/s.

A torre de tomada de água, de secção circular, permite que a captação seja efectuada a diferentes cotas. O aproveitamento de Castelo do Bode é explorado pela CPPE do Grupo EDP, podendo ser considerado de fins múltiplos, na medida em que é utilizado na produção de energia hidroeléctrica e no abastecimento municipal. Para este último fim são derivados, em média, cerca de 450 000 m<sup>3</sup>/dia.

Com efeito, a água captada na albufeira de Castelo do Bode para abastecimento público constitui a principal origem de água de um sistema que abastece cerca de dois milhões e quinhentas mil pessoas, que habitam em vinte e um municípios da maior área metropolitana do País. Assim, as actividades principais da albufeira correspondem ao abastecimento de água às populações e à produção de energia hidroeléctrica, sendo que a pesca, os banhos e natação, a navegação recreativa a remo e à vela, a navegação a motor, as competições desportivas e a caça constituem actividades secundárias.

## 9.2 - Breve análise da evolução da qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode

Em simultâneo com a análise realizada anteriormente, procedeu-se a uma avaliação da evolução temporal da qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode, ao longo dos últimos catorze anos. Os dados de base considerados foram recolhidos na estação de qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode (16H/01), tendo sido avaliados os seguintes parâmetros: OD, CBO<sub>5</sub>, CQO, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, P<sub>total</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub>, NH<sub>4</sub>, clorofila-a, conductividade, e SST.

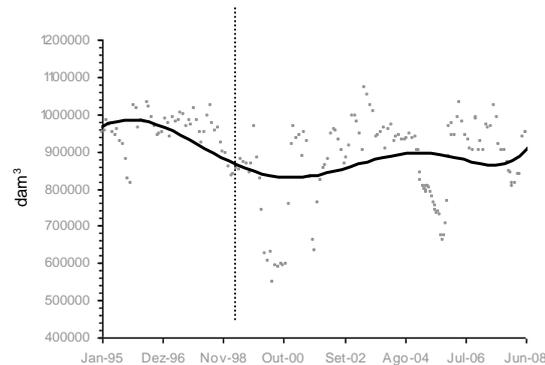
Adicionalmente, compararam-se os valores da concentração de P<sub>total</sub> e da biomassa algal com os limites correspondentes à classificação do estado trófico em albufeiras do INAG (Quadro 37).

Quadro 37. Grelha de classificação do estado trófico em albufeiras (INAG)

Parâmetro	OLIGOTRÓFICO	MESOTRÓFICO	EUTRÓFICO
Fósforo Total (mg P/m <sup>3</sup> )	< 10	10 - 35	> 35
Clorofila-a (mg/m <sup>3</sup> )	< 2.5	2.5 - 10	> 10
OD %	-	-	< 40

A análise realizada teve como objectivo verificar se existem alterações interanuais da concentração dos principais descritores da qualidade da água, que possam estar relacionadas com a ocorrência de fogos florestais na bacia hidrográfica própria da albufeira. Na Figura 125 pode observar-se o volume

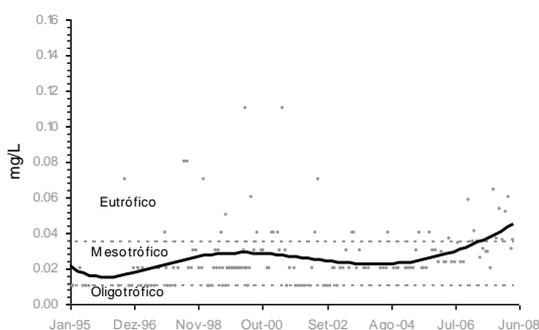
armazenado na albufeira de Castelo do Bode durante um período de 14 anos (1995-2008) e uma linha de tendência que reflecte a média flutuante dos valores registados. A análise da referida linha de tendência permite verificar que existe uma simetria entre os valores registados antes e após o ano de 2000. Assim, e assumindo o pressuposto de que a carga poluente afluyente se mantém relativamente constante ao longo do tempo e que a variação da concentração dos constituintes apenas está dependente do volume armazenado, seria de esperar que a linha de tendência dos valores de concentração, reflectisse também uma simetria, com o eixo localizado no ano 2000.



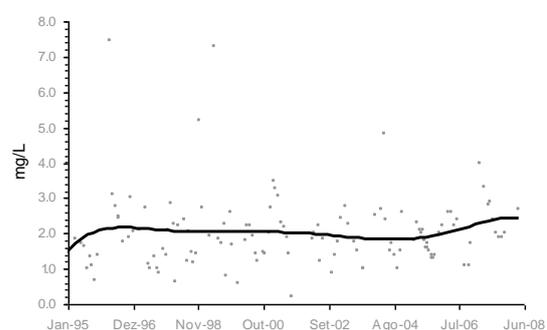
**Figura 125.** Volume armazenado na albufeira de Castelo do Bode

A análise das Figura 126 à Figura 129 permite verificar que as linhas de tendência dos valores de concentração de  $P_{total}$ ,  $NO_3$ ,  $NO_2$ ,  $NH_4$  e condutividade reflectem, tal como o volume armazenado, a existência de uma simetria com o eixo localizado no ano 2000, o que poderá significar que, em termos médios, a concentração destes parâmetros tem mantido a mesma tendência ao longo dos últimos 14 anos.

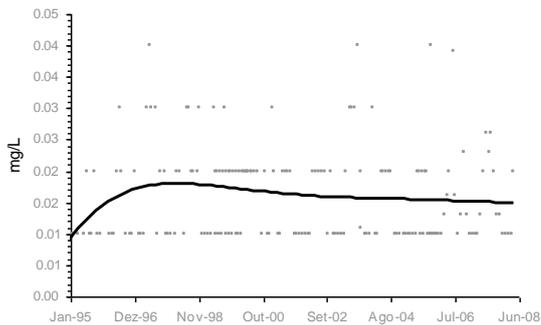
De acordo com o valor médio da concentração de  $P_{total}$  dos últimos 14 anos, 0,027 mg/L, a albufeira de Castelo do Bode é mesotrófica. No entanto é usual anualmente observarem-se valores da concentração deste parâmetro superiores ao limite definido para o estado eutrófico (Figura 126).



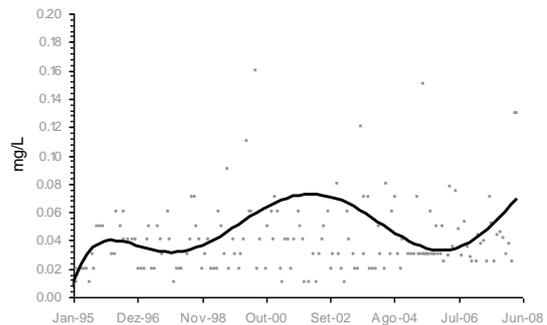
**Figura 126.** Concentração de  $P_{total}$



**Figura 127.** Concentração de  $NO_3$



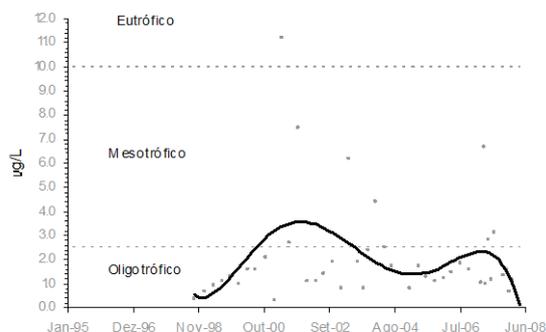
**Figura 128.** Concentração de  $\text{NO}_2$



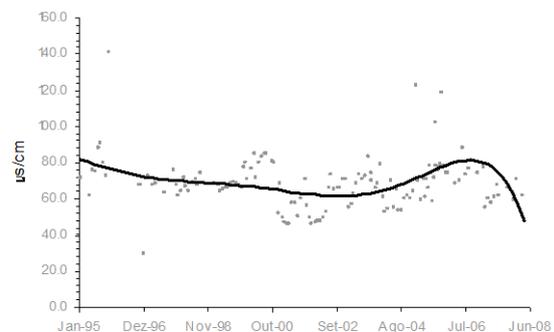
**Figura 129.** Concentração de  $\text{NH}_4$

Por outro lado, de acordo com a média dos valores da concentração de clorofila-a, 2.064  $\mu\text{g/L}$ , a albufeira de Castelo do Bode é oligotrófica. Deve no entanto referir-se que a monitorização de um parâmetro com a dinâmica evolutiva anual que caracteriza a biomassa algal, deverá ser realizada com uma maior discretização temporal, especialmente nos meses mais quentes do ano (Figura 130).

A evolução dos valores da condutividade na albufeira de Castelo do Bode ao longo dos últimos catorze anos evidencia um aumento nos últimos meses do ano de 2004, a que se seguiu uma diminuição que se manteve até aos meses mais quentes do ano de 2008, não se verificando qualquer padrão evolutivo que evidencie o efeito dos fogos que ocorreram durante o ano de 2003 na bacia hidrográfica da albufeira (Figura 131).

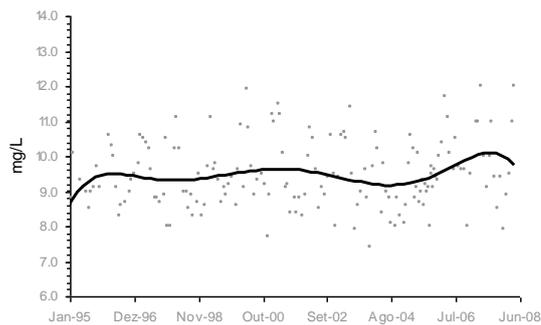


**Figura 130.** Concentração de clorofila-a

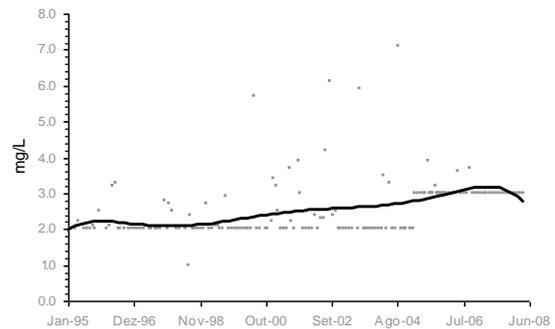


**Figura 131.** Condutividade

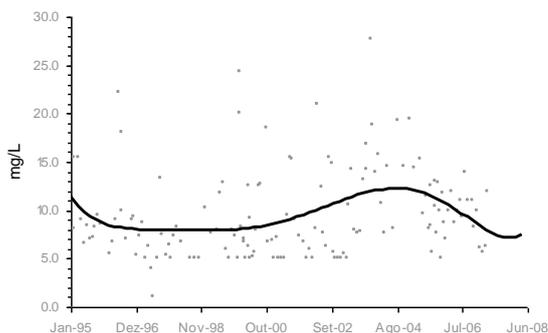
Relativamente aos restantes parâmetros (Figuras 132 a 136), verifica-se que existe uma tendência para a diminuição dos valores de concentração de OD e para um aumento dos valores de concentração de CBO, CQO,  $\text{P}_2\text{O}_5$  e SST. Deve referir-se que as variações de tendência que se verificam relativamente aos valores de concentração de OD, CBO e CQO surgem durante o ano em que se verifica um incremento de área ardida na bacia própria da albufeira de Castelo do Bode, o ano de 2002. Relativamente aos valores de concentração de  $\text{P}_2\text{O}_5$  e de SST, verifica-se que a tendência de aumento da concentração destes parâmetros surge no final do ano de 2003, o que pode indicar a existência de uma potencial relação causa-efeito com a ocorrência dos fogos florestais. No entanto, essa tendência de aumento poderá igualmente ter origem numa alteração dos valores de afluência de outras fontes, nomeadamente num incremento das cargas poluentes de origem residual urbana.



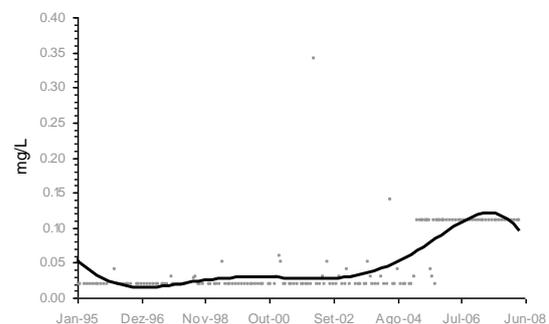
**Figura 132.** Concentração de OD



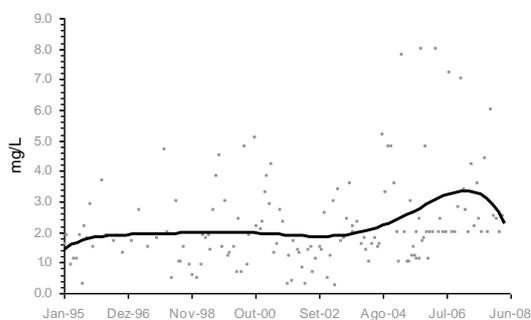
**Figura 133.** Concentração de CBO



**Figura 134.** Concentração de CQO



**Figura 135.** Concentração de  $P_2O_5$



**Figura 136.** Concentração de SST

A análise realizada permitiu concluir que existem alterações na qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode que, em princípio, resultam de um acréscimo da carga poluente afluente. Apesar de não ser possível afirmar qual a origem dessas cargas, a análise realizada evidencia também a importância da avaliação da variação da concentração de um constituinte em função do volume armazenado numa massa de água doce superficial.

Assim, em função dos resultados obtidos, e apesar da falibilidade dos pressupostos assumidos, entende-se que seria útil proceder, de forma continuada, à definição de uma linha de tendência, que permitisse avaliar a evolução da concentração dos diferentes parâmetros descritores da qualidade da água e que, simultaneamente, considerasse as variações de volume de água armazenada na albufeira. Deste modo seria possível avaliar continuamente a tendência evolutiva da qualidade de

uma massa de água doce superficial, identificando situações anómalas, por vezes, apenas observáveis quando se considera a evolução temporal do volume armazenado.

### 9.3 - Modelo CE-QUAL-W2

O modelo CE-QUAL-W2 foi desenvolvido pelo Environmental Laboratory U.S. Army Corps of Engineers e pelo Department of Civil and Environmental Engineering Portland State University. É um modelo hidrodinâmico e de qualidade da água, bidimensional, lateralmente homogéneo e, por isso, particularmente indicado para o estudo de albufeiras longas e estreitas, com potenciais gradientes longitudinais e verticais de qualidade da água (Cole e Wells, 2002).

A formulação do modelo CE-QUAL-W2 inclui:

- - o balanço longitudinal do momento integrado segundo a vertical;
- - a quantidade de movimento vertical sob a forma de uma aproximação hidrostática;
- - continuidade local;
- - a condição de superfície livre, baseada na continuidade integrada verticalmente e no transporte longitudinal de qualquer número de constituintes.

Os constituintes que conicionam a densidade, como a temperatura e a salinidade, são relacionados com o momento através de uma equação de estado. O balanço longitudinal do momento integrado segundo a vertical inclui a aceleração local da velocidade horizontal, a transferência advectiva do momento, e um gradiente de pressão horizontal.

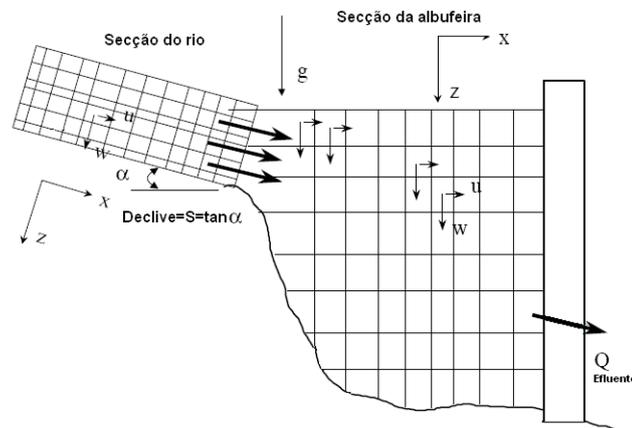
O método numérico de resolução das equações baseia-se no método das diferenças finitas, que resolve simultaneamente a equação da quantidade de movimento segundo a horizontal e a equação da continuidade da superfície livre integrada verticalmente. Esta técnica resulta na equação que é resolvida em cada um dos intervalos de tempo para que se obtenha o nível de água da superfície livre. O momento segundo a horizontal é então calculado, seguido da continuidade interna e do transporte dos constituintes. A aproximação das diferenças finitas QUICKEST, é utilizada para os processos advectivos nos balanços do transporte dos constituintes. No Quadro 38 podem observar-se as equações que governam o funcionamento do modelo CE-QUAL-W2 (Wells, S.A., 2002).

A representação conceptual da massa de água implica a definição de uma grelha representativa do sistema em estudo, dividida em segmentos (longitudinalmente) e camadas (verticalmente), cuja dimensão pode variar de segmento para segmento e de camada para camada.

Na Figura 137 pode-se observar a grelha do modelo CE-QUAL-W2 e os versores que indicam a direcção sentido e ângulo, segundos os quais são resolvidas as equações que governam o modelo CE-QUAL-W2.

**Quadro 38.** Equações que governam o modelo CE-QUAL-W2 (Wells., S.A, 2002)

Momento-x	$\frac{\partial UB}{\partial t} + \frac{\partial UUB}{\partial x} + \frac{\partial WUB}{\partial z} = gB \sin \alpha + g \cos \alpha B \frac{\partial \eta}{\partial x} - \frac{g \cos \alpha B}{\rho} \int_{\eta}^z \frac{\partial \rho}{\partial x} dz + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B_{\tau_{xx}}}{\partial x} + \frac{1}{\rho} \frac{\partial B_{\tau_{xz}}}{\partial z} + qBU_x$
Momento-z	$0 = g \cos \alpha - \frac{1}{\rho} \frac{\partial P}{\partial z}$
Equação da superfície livre	$B_{\eta} \frac{\partial \eta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \int_{\eta}^h UB dz - \int_{\eta}^h qB dz$
Continuidade	$\frac{\partial UB}{\partial x} + \frac{\partial WB}{\partial z} = qB$
Equação de Estado	$\rho = f(T_w, \Phi_{TDS}, \Phi_{SS})$
Conservação da massa/calor	$\frac{\partial B\Phi}{\partial t} + \frac{\partial UB\Phi}{\partial x} + \frac{\partial WB\Phi}{\partial z} - \frac{\partial (BD_x \frac{\partial \Phi}{\partial x})}{\partial x} - \frac{\partial (BD_z \frac{\partial \Phi}{\partial z})}{\partial z} = q_{\Phi} B + S_{\Phi} = q_{\Phi} B + S_{\Phi} B$
<p>Em que:</p> <p>B – largura  U – velocidade horizontal  W – velocidade vertical  Q – caudal afluyente por unidade de largura  α – é a concentração ou temperatura  η – elevação da superfície livre  P – pressão  h – profundidade  T<sub>w</sub> – temperatura da água  Φ<sub>S<sub>DT</sub></sub> – concentração de sólidos dissolvidos totais  Φ<sub>SS</sub> – concentração de sólidos suspensos</p>	



**Figura 137.** Grelha conceptual do modelo CE-QUAL-W2, adaptada de S.A Wells., 2002

Para a representação conceptual da albufeira de Castelo do Bode foram definidos segmentos com comprimento variável entre os 250 m e os 1500 m, e camadas com uma altura variável entre 1.5 m e 3.0 m, resultando uma grelha com 48 camadas e 146 segmentos, distribuídos pelos diferentes ramos, correspondendo a um total de 7 008 células de cálculo.

A albufeira foi dividida em dez ramos, correspondendo o ramo 1 ao rio Zêzere e os outros nove ramos a linhas de água afluentes ao mesmo (Figura 138). Os dados que permitiram a caracterização da qualidade das aflúências foram obtidos através do SNIRH. A localização das estações de qualidade consideradas pode ser observada na (Figura 139).

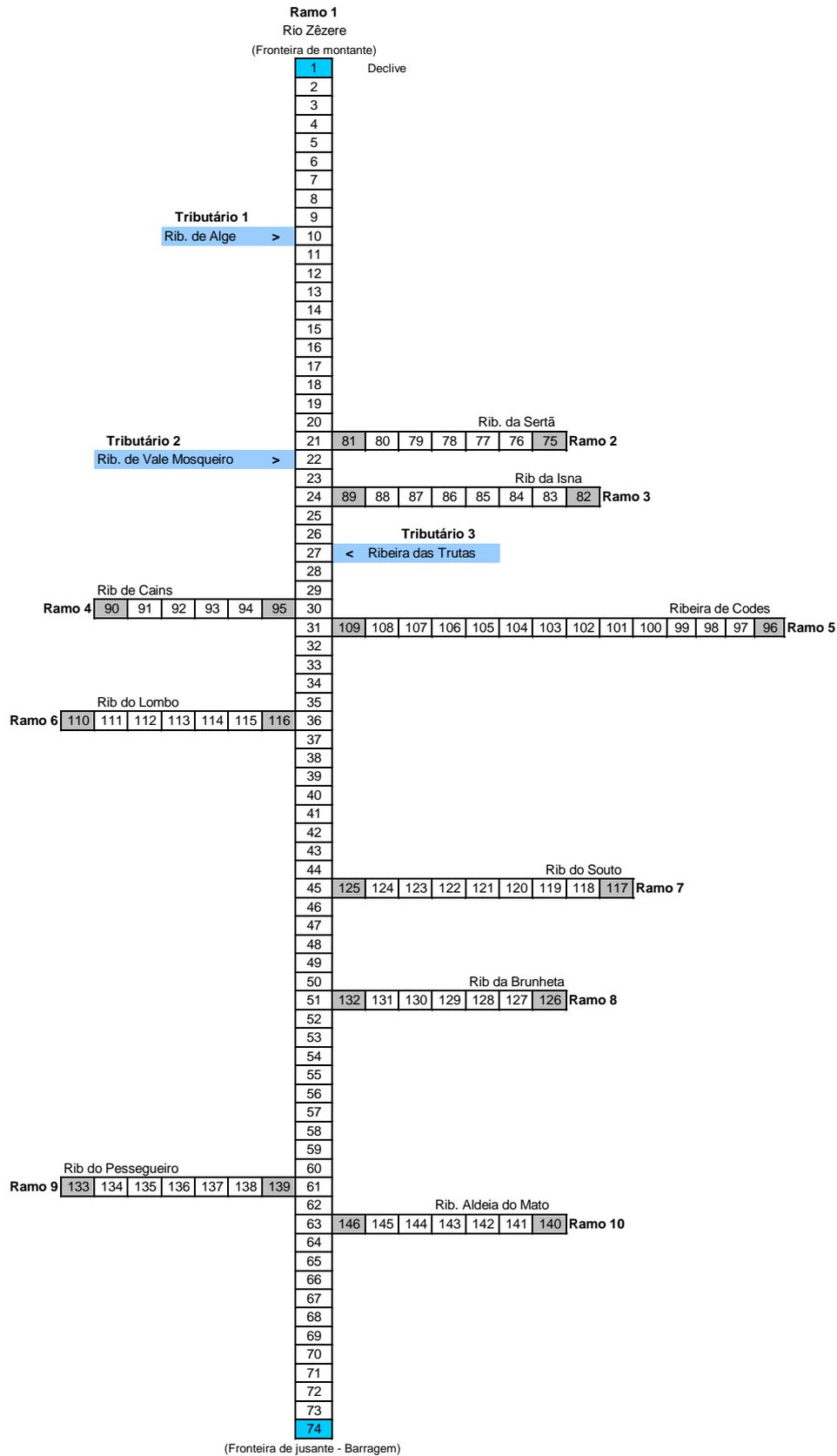
O modelo CE-QUAL-W2 permite a consideração de descargas poluentes de duas formas distintas, através da introdução de tributários pontuais, ou de tributários distribuídos. Os primeiros representam uma descarga pontual, num segmento definido pelo utilizador, e os segundos uma descarga difusa, distribuída uniformemente pelo ramo considerado.

As cargas de origem difusa que caracterizam a situação de referência e a carga poluente originada após a ocorrência dos fogos florestais foram alocadas a 10 tributários distribuídos, correspondentes a cada um dos ramos em que se subdividiu a massa de água.

Para a determinação dos valores dos caudais afluentes e efluentes ao sistema, durante os anos civis de 2003 e de 2004, foram consultados os dados disponibilizados através do SNIRH, que permitiram estabelecer um balanço de volumes entre os caudais afluentes a partir da barragem da Bouçã, os caudais lançados para jusante através do sistema de produção de energia hidroeléctrica da barragem de Castelo do Bode, os caudais descarregados, os caudais captados para consumo municipal e a variação do volume armazenado na albufeira num determinado intervalo de tempo.

Uma vez calculado o volume total afluente à albufeira através do escoamento superficial gerado na bacia própria da mesma, foi possível estimar os valores dos caudais afluentes através de todos os ramos considerados, tendo a sua alocação sido efectuada com base nas áreas de drenagem correspondentes a cada um deles.

Posteriormente, aos valores das aflúências naturais correspondentes a cada um dos ramos considerados, foram retirados os valores de escoamento superficial gerado nas áreas ardidas, de forma a manter como válido o balanço de volumes efectuado. Os referidos valores de escoamento superficial foram calculados, de acordo com o atrás referido, em função do coeficiente de escoamento adoptado (0.4 para o semestre húmido e 0.3 para o semestre seco) e dos valores de precipitação total diária ponderada correspondente a 16 estações meteorológicas automáticas do INAG (a localização desta estação é posteriormente apresentada na Figura 160).



**Figura 138.** Representação da albufeira de Castelo de Bode. Segmentos, ramos e tributários

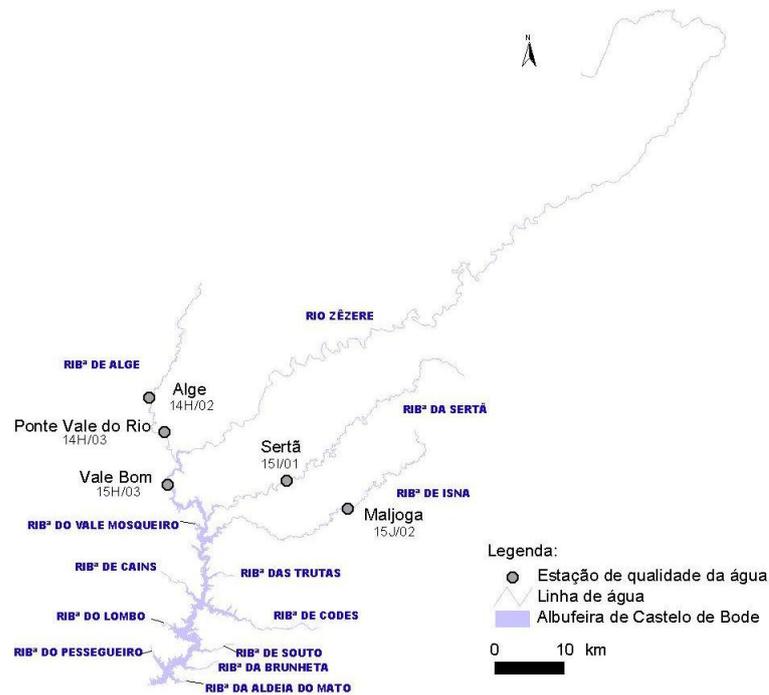


Figura 139. Localização das estações de qualidade da água

No processo de calibração do modelo procedeu-se à comparação entre os valores simulados e os observados, dos volumes armazenados e da cota da superfície livre da albufeira. A análise das Figuras 140 a 141, permite verificar que foi conseguido um bom ajustamento entre os dois conjuntos de resultados.

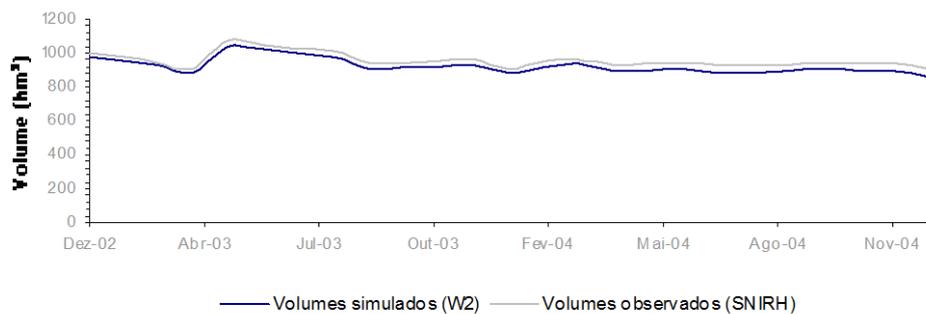


Figura 140. Evolução temporal de volumes simulados e observados

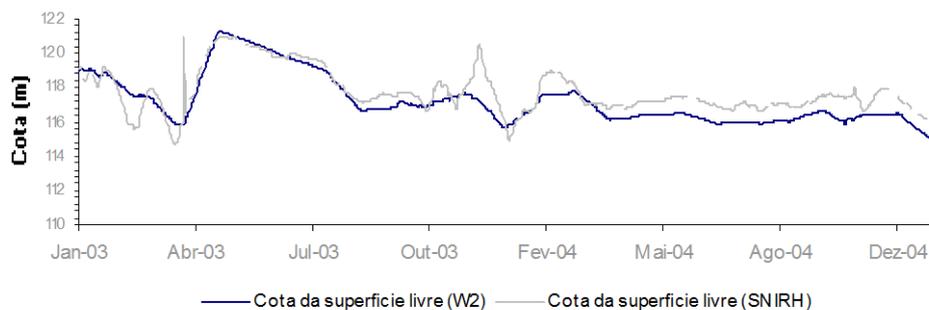
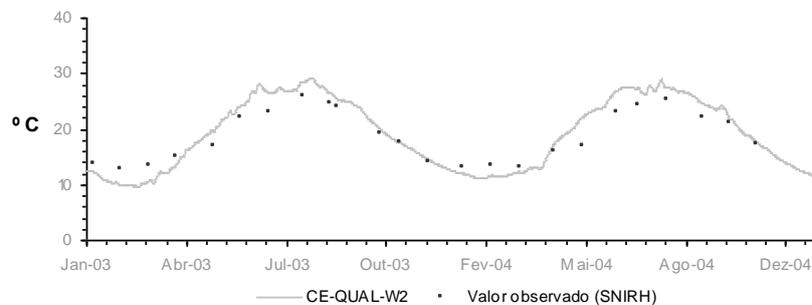
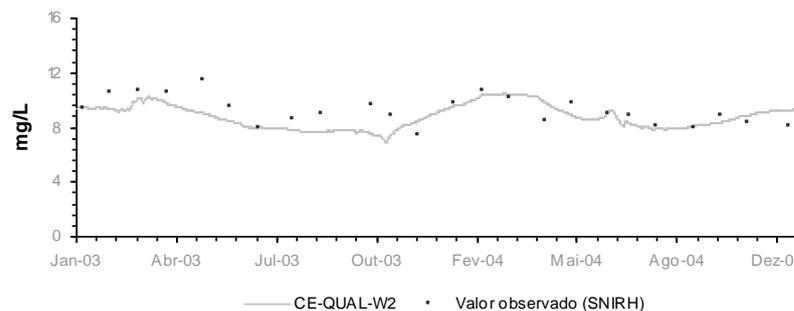


Figura 141. Evolução temporal das cotas da superfície livre simuladas e observadas

Nas Figuras 142 a 143 pode observar-se a evolução temporal dos valores da temperatura e da concentração de OD, obtidos com o modelo, e os valores de temperatura e de OD observados na albufeira de Castelo do Bode a 0.5 m de profundidade e a 250 m da barragem de Castelo do Bode, durante os anos de 2003 e de 2004. A análise das referidas figuras permite concluir que o modelo descreve correctamente a evolução destes parâmetros em todo o período de simulação.



**Figura 142.** Evolução temporal dos valores da temperatura obtidos com o modelo CE-QUAL-W2 versus valores observados (SNIRH)



**Figura 143.** Evolução temporal dos valores da concentração de OD obtidos com o modelo CE-QUAL-W2 versus valores observados (SNIRH)

A estratificação térmica da albufeira de Castelo do Bode simulada pelo modelo CE-QUAL-W2, durante os dois anos de simulação (Figuras 144 e 145), permitiu verificar que o modelo simula correctamente a evolução deste parâmetro no período do ano mais desfavorável para a qualidade da massa de água, sendo possível observar-se a estratificação térmica em profundidade característico das massas de água lânticas localizadas em regiões temperadas.

A análise das referidas figuras permitiu também concluir que no ano de 2003, a temperatura da água é superior em profundidade quando comparada com o ano de 2004, o que confirma o facto de que 2003 foi um ano seco, e que por isso a albufeira de Castelo do Bode se encontrava mais sensível à afluência de cargas poluentes, comparativamente à situação inerente a um ano médio.

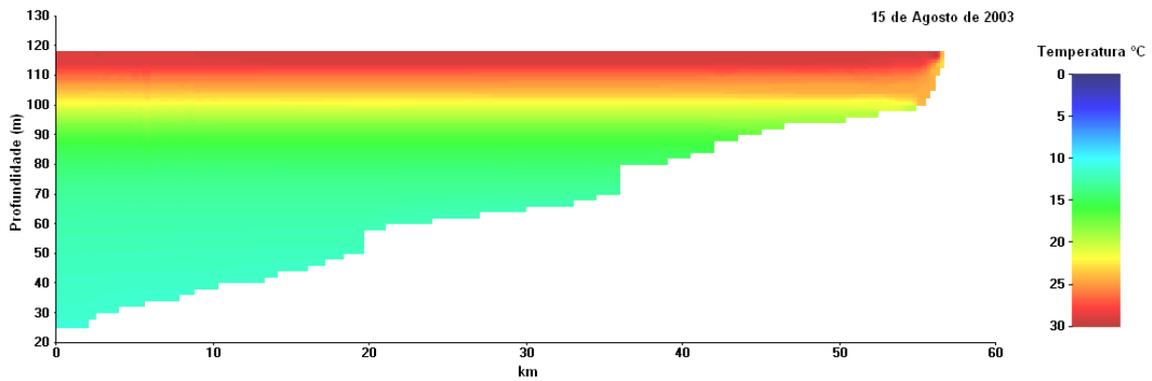


Figura 144. Estratificação térmica da albufeira de Castelo do Bode no dia 15 de Agosto de 2003

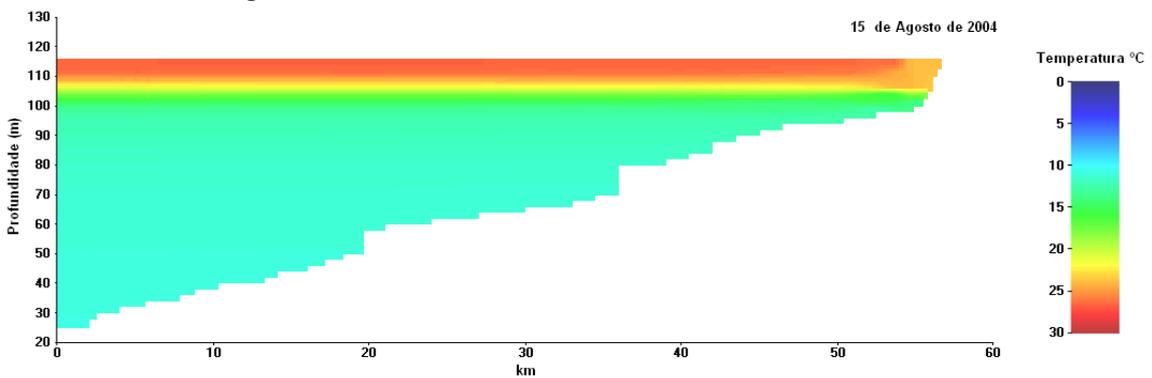


Figura 145. Estratificação térmica da albufeira de Castelo do Bode no dia 15 de Agosto de 2004

Na Figura 146 pode-se observar perfis de temperatura obtidos com o modelo CE-QUAL-W2, sobrepostos a perfis de temperatura obtidos pela EDP, na albufeira de Castelo do Bode, em Janeiro, Abril, Julho e Outubro de 2003. A análise da referida figura permite concluir que o modelo CE-QUAL-W2 descreve correctamente a evolução da temperatura em profundidade ao longo do ano.

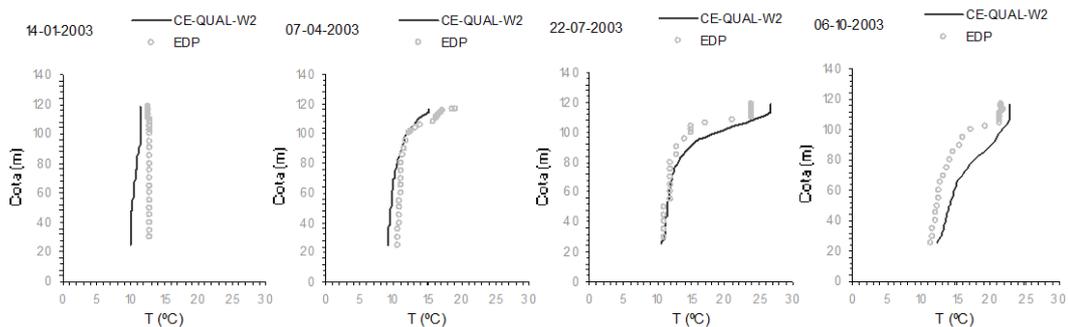
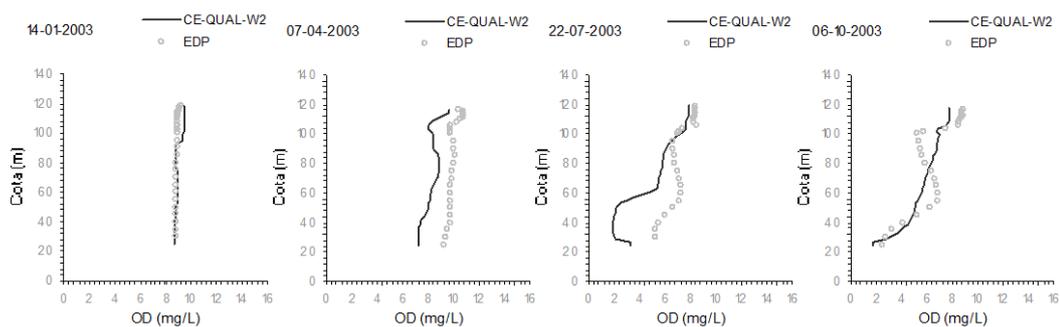


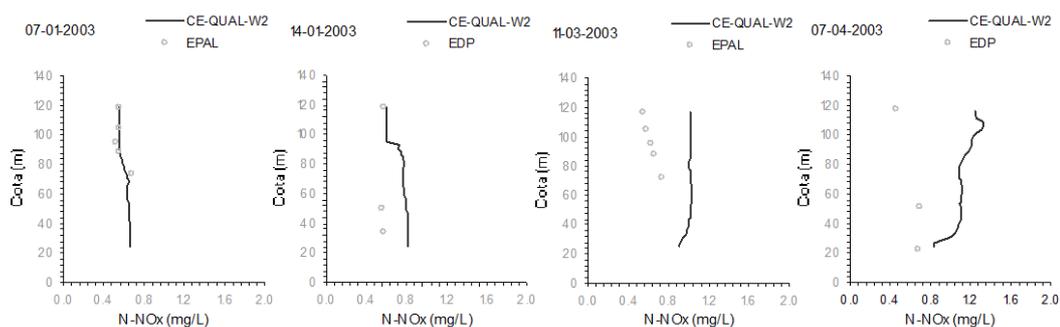
Figura 146. Perfis de temperatura da água - alb. de Castelo do Bode - Janeiro, Abril, Julho, e Outubro de 2003

Relativamente ao OD, verifica-se igualmente, que se obteve um bom ajustamento entre os valores obtidos com o modelo e os valores observados ao longo da coluna de água (Figura 147).

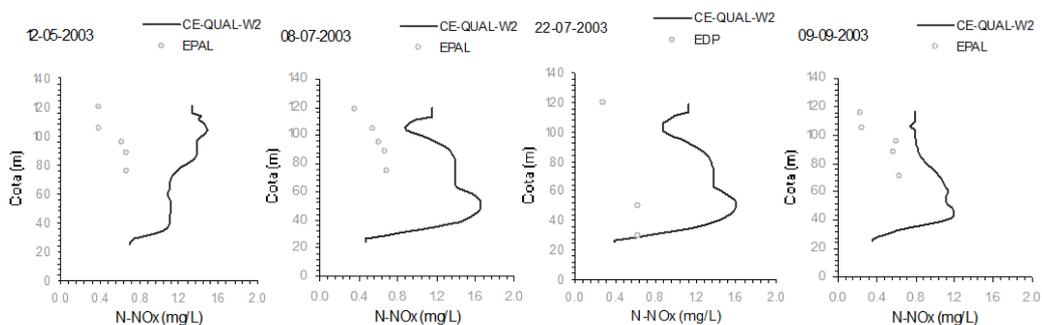


**Figura 147.** Perfis dos valores da concentração de OD - alb. de Castelo do Bode - Janeiro, Abril, Julho, e Outubro de 2003

Para a calibração dos valores da concentração de  $N-NO_x$ ,  $NH_4$  e de  $P-PO_4$ , consideraram-se adicionalmente valores da concentração destes parâmetros obtidos pela EPAL na albufeira de Castelo do Bode (Figuras 148 e 156), para o ano de 2003. A análise das referidas figuras permite concluir que o ajustamento conseguido entre os dois conjuntos de valores é razoável.



**Figura 148.** Perfis dos valores da concentração de  $N-NO_x$  - alb. de Castelo do Bode - Janeiro, Março, e Abril de 2003



**Figura 149.** Perfis dos valores da concentração de  $N-NO_x$  - alb. de Castelo do Bode - Maio, Agosto, Julho e Setembro de 2003

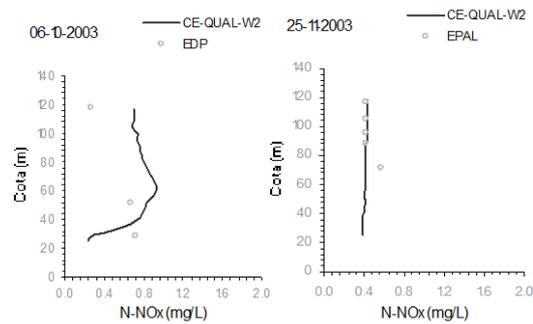


Figura 150. Perfis dos valores da concentração de  $N-NO_x$  - alb. de Castelo do Bode – Outubro e Novembro de 2003

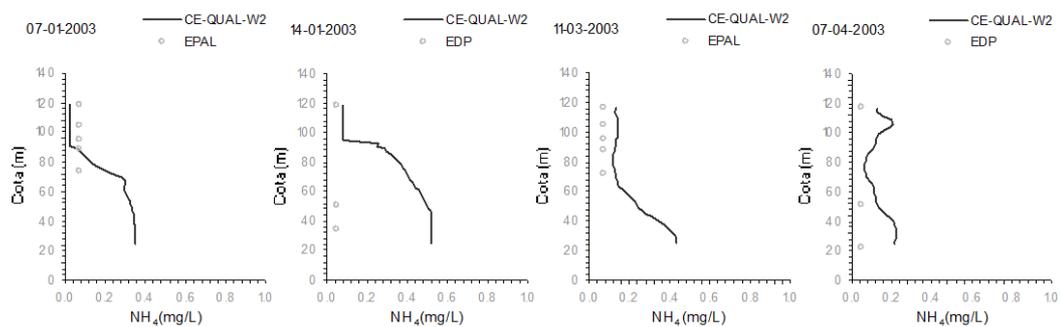


Figura 151. Perfis dos valores da concentração de  $NH_4$  - alb. de Castelo do Bode - Janeiro, Março, e Abril de 2003

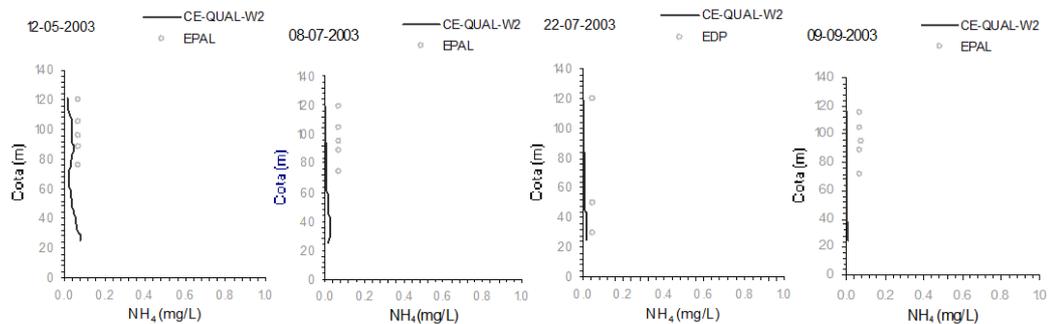


Figura 152. Perfis dos valores da concentração de  $NH_4$  - alb. de Castelo do Bode – Maio, Agosto, Julho e Setembro de 2003

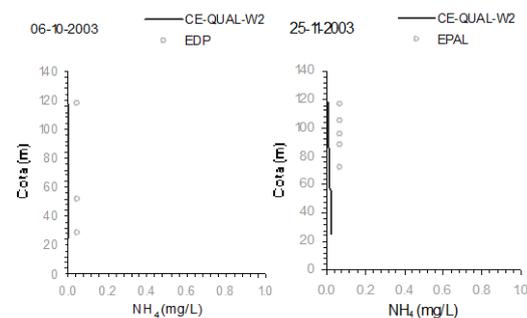


Figura 153. Perfis dos valores da concentração de  $NH_4$  - alb. de Castelo do Bode – Outubro e Novembro de 2003

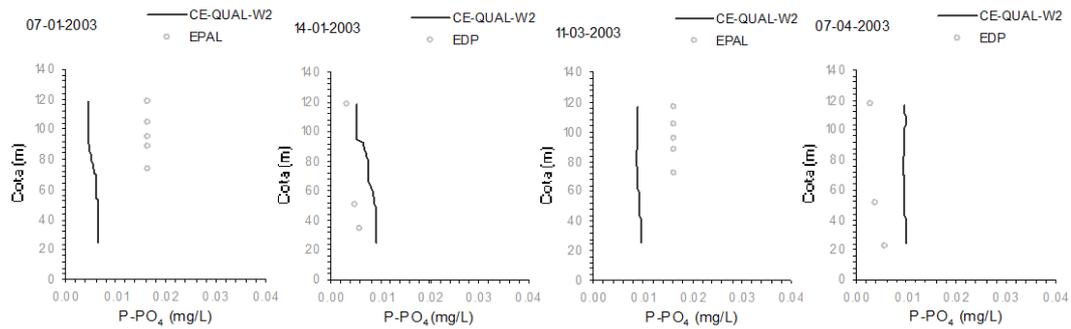


Figura 154. Perfis dos valores da concentração de P-PO<sub>4</sub> - alb. de Castelo do Bode - Janeiro, Março, e Abril de 2003

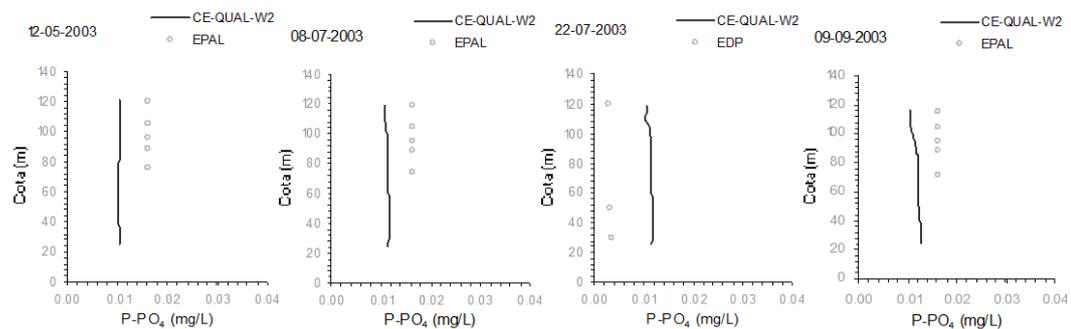


Figura 155. Perfis dos valores da concentração de P-PO<sub>4</sub> - alb. de Castelo do Bode - Maio, Agosto, Julho e Setembro de 2003

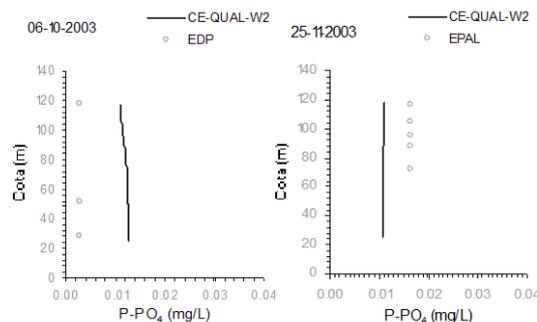


Figura 156. Perfis dos valores da concentração de P-PO<sub>4</sub> - alb. de Castelo do Bode - Outubro e Novembro de 2003

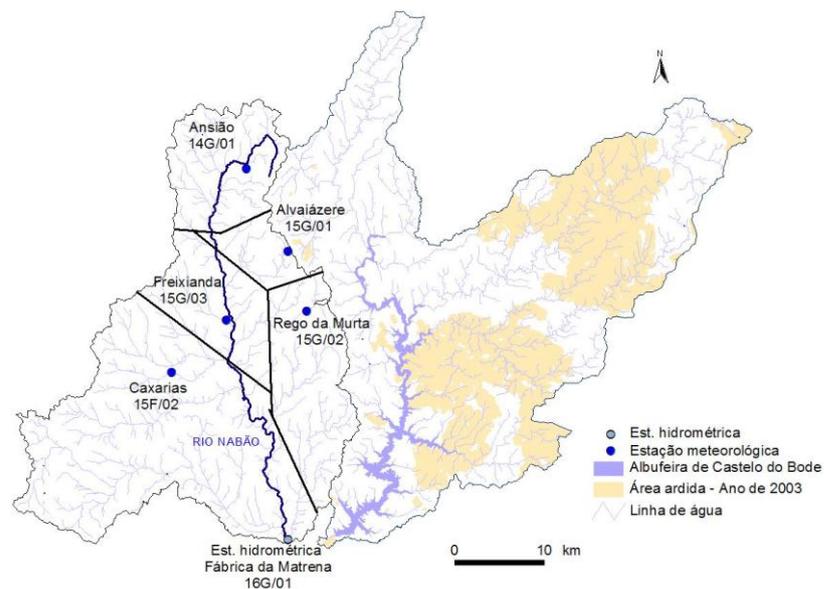
#### 9.4 - Estimativa do escoamento superficial gerado nas áreas ardidas

O escoamento superficial estimado e ao qual foram posteriormente associadas cargas poluentes potencialmente determinadas pelos fogos florestais, corresponde unicamente àquele que é gerado na área ardida durante o ano de 2003, e que se encontra inserida na bacia hidrográfica dominada pela albufeira de Castelo do Bode.

O escoamento superficial foi estimado, de forma relativamente simples, considerando dois coeficientes de escoamentos distintos: um para o semestre seco (0.29) e outro para o semestre húmido (0.41).

Desenvolveram-se três análises distintas com o objectivo de se obterem coeficientes de escoamento, que permitissem determinar, da forma mais fiável possível, o escoamento superficial gerado na área de estudo. A primeira consistiu na obtenção de valores de escoamento, a partir dos registos da estação hidrométrica de Fábrica da Materna (16G/01), cuja secção define uma bacia hidrográfica adjacente à dominada pela barragem de Castelo do Bode (Figura 157).

Assim, considerando as estações meteorológicas indicadas na Figura 157, determinou-se o valor de precipitação total anual ponderada para 10 anos hidrológicos, coincidentes com os anos para os quais existem valores de escoamento na estação hidrométrica de Fábrica da Materna, 1979-1988.



**Figura 157.** Bacia hidrográfica definida pela estação hidrométrica de Fábrica da Materna

Desta forma, foi possível obter valores médios para o coeficiente de escoamento, para o semestre seco e para o semestre húmido de, respectivamente, 0.11 e 0.23.

A segunda análise realizada consistiu na utilização dos valores médios de escoamento e de precipitação para a região em estudo, definidos pelas correspondentes cartas do Atlas do Ambiente.

Inicialmente, determinaram-se três valores para o coeficiente de escoamento considerando a área drenante à albufeira de Castelo do Bode, tendo-se obtido os valores de 0.46, 0.50 e 0.53, respectivamente para os valores mínimo, médio e máximo, inerentes à área de estudo. No entanto, como os valores obtidos são relativamente elevados, nomeadamente quando comparados com os valores anteriormente calculados, optou-se pela determinação de mais três coeficientes de escoamento, mas considerando toda a bacia hidrográfica do rio Tejo localizada em território nacional (Figuras 158 e 159).

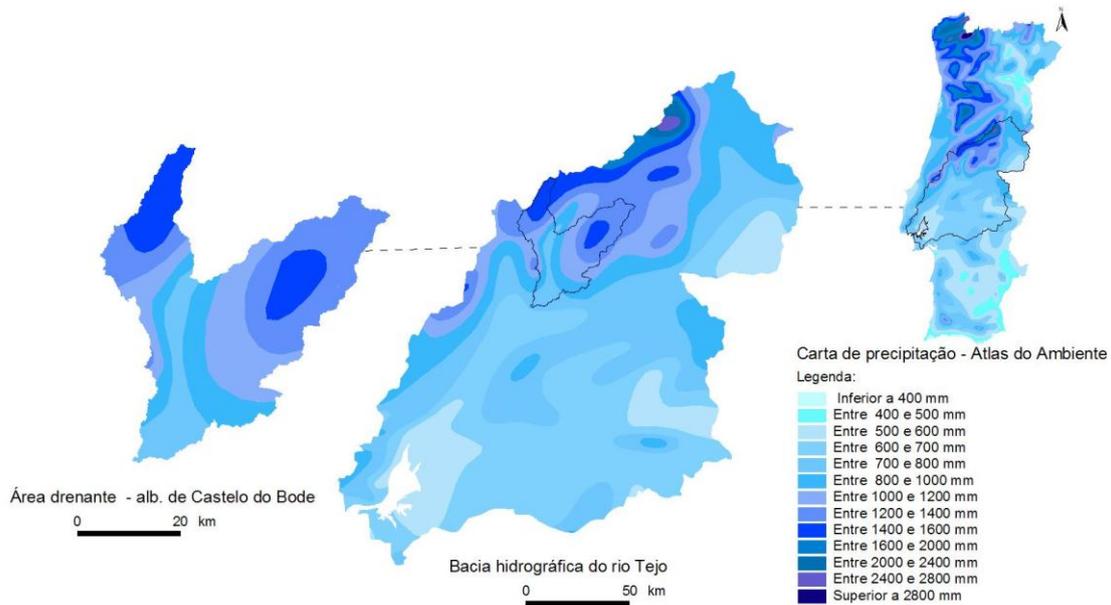


Figura 158. Carta de precipitação do Atlas do Ambiente

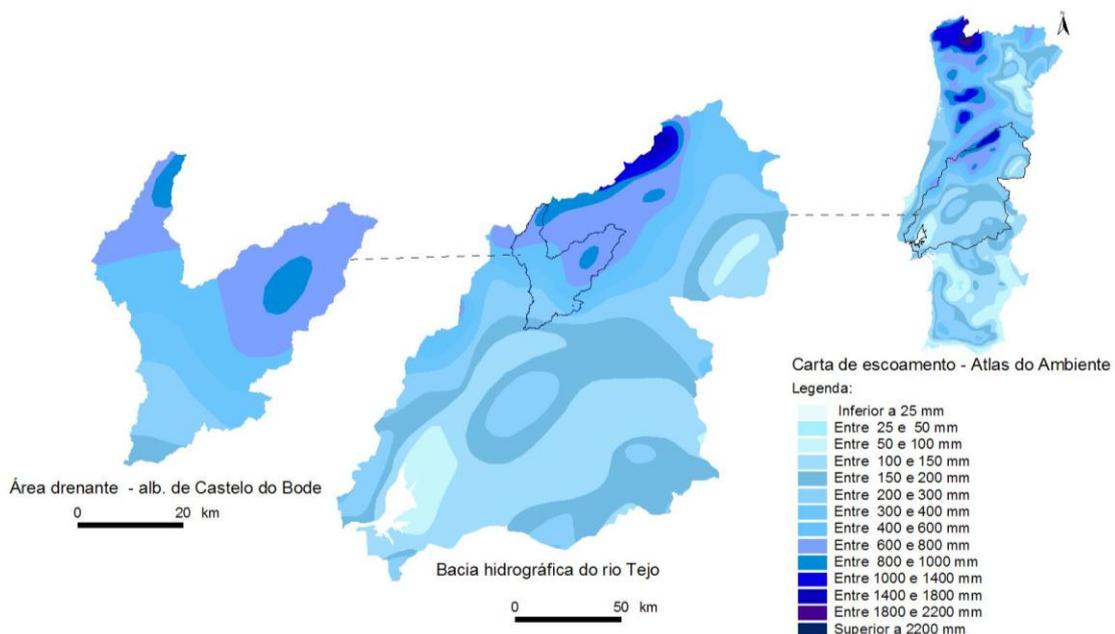


Figura 159. Carta de escoamento do Atlas do Ambiente

Com efeito, as isolinhas de valores de escoamento superficial e de precipitação total anual das cartas de escoamento e de precipitação do Atlas do ambiente (Figuras 158 e 159), são definidas a uma escala menor à da área de estudo pois consideram os valores associados a estações hidrométricas e meteorológicas localizadas em todo o país. Este facto determina que quando se realiza uma análise a uma escala regional se possam obter valores de escoamento e de precipitação mais elevados para a região em análise. Assim, e de acordo com o anteriormente referido, optou-se também pela consideração de toda a bacia hidrográfica do rio Tejo localizada em território nacional, tendo-se

obtido os valores de 0.31, 0.34 e 0.36 como mínimo, médio e máximo, para o coeficiente de escoamento na referida bacia hidrográfica.

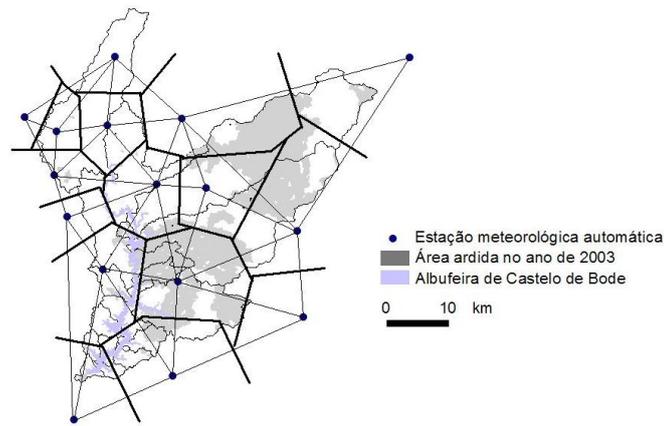
Considerando os valores correspondentes ao semestre seco e húmido, obtidos com a análise realizada para a bacia hidrográfica definida pela estação hidrométrica da Fábrica da Matrena, e os valores obtidos com as cartas de precipitação e escoamento do Atlas do Ambiente, considerando quer a bacia hidrográfica dominada pela barragem de Castelo do Bode quer a totalidade da bacia hidrográfica do rio Tejo localizada em território nacional, obtiveram-se os valores que se podem observar no Quadro 39.

Quadro 39. Coeficientes de escoamento

Análise	Semestre seco (1979-1988)			Semestre húmido (1979-1988)			mínimo	médio	máximo
	mínimo	médio	máximo	mínimo	médio	máximo			
Est. hidrométrica da Fábrica da Matrena	0.05	0.11	0.19	0.10	0.23	0.33	0.05	0.17	0.33
Atlas do ambiente B.H. da Albufeira de Castelo do bode	-	-	-	-	-	-	0.46	0.50	0.53
Atlas do ambiente B.H. do rio Tejo	-	-	-	-	-	-	0.31	0.34	0.36
Média dos valores obtidos	-	-	-	-	-	-	<b>0.29</b>	0.34	<b>0.41</b>

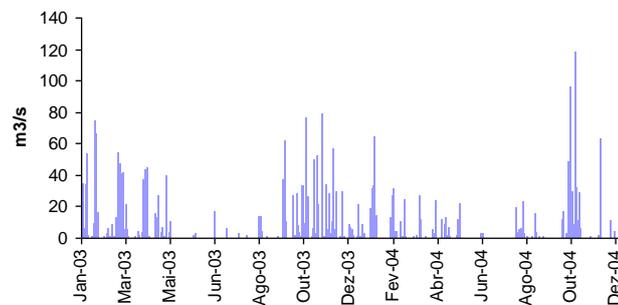
Os valores médios obtidos, 0,29 e 0.41, para os semestres seco e húmido respectivamente, foram seleccionados para a subsequente determinação do escoamento superficial gerado na área de estudo.

A precipitação total diária ponderada foi obtida pelo método dos polígonos de Thiessen (Figura 160), tendo sido considerados os registos de 16 estações meteorológicas automáticas, disponíveis através do Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos (SNIRH) do Instituto da Água (INAG). Assim, foi possível determinar o escoamento gerado em cada uma das áreas ardidadas, por linha de água, ao longo dos anos de 2003 e de 2004, com uma discretização diária. Nas Figuras 161 a 170, são apresentados graficamente os valores do caudal total afluyente à albufeira de Castelo do Bode, correspondente ao escoamento superficial originado nas áreas ardidadas, e a sua distribuição por cada uma das principais linhas de água afluentes à albufeira.



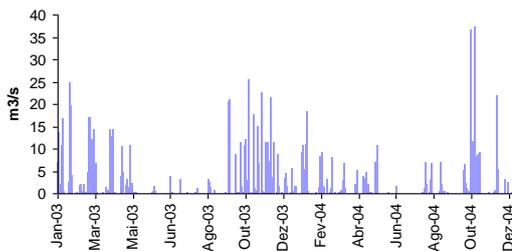
**Figura 160.** Polígonos de Thiessen utilizados na determinação da precipitação diária ponderada

Caudal superficial gerado nas áreas ardidas



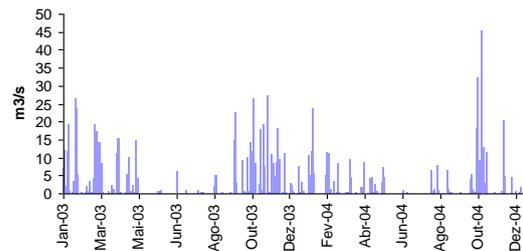
**Figura 161.** Caudal superficial gerado nas áreas ardidas nos anos de 2003 e de 2004

Caudal superficial gerado nas áreas ardidas - Rib<sup>o</sup> da Sertã



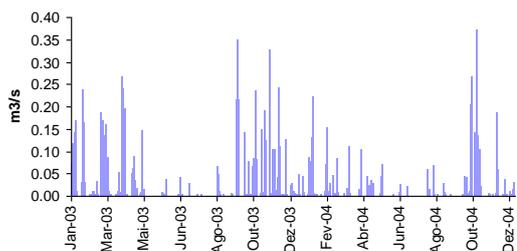
**Figura 162.** Caudal sup. – rib. da Sertã

Caudal superficial gerado nas áreas ardidas - Rib<sup>o</sup> de Isna



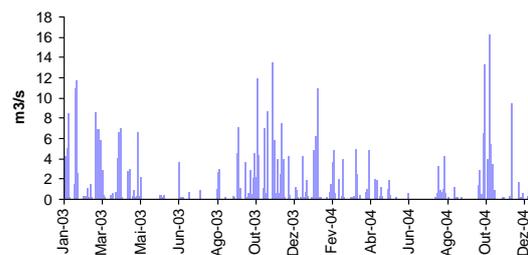
**Figura 163.** Caudal sup. – rib. de Isna

Caudal superficial gerado nas áreas ardidas - Rib<sup>o</sup> de Cains



**Figura 164.** Caudal sup. – rib. de Cains

Caudal superficial gerado nas áreas ardidas - Rib<sup>o</sup> de Codes



**Figura 165.** Caudal sup. – rib. de Codes

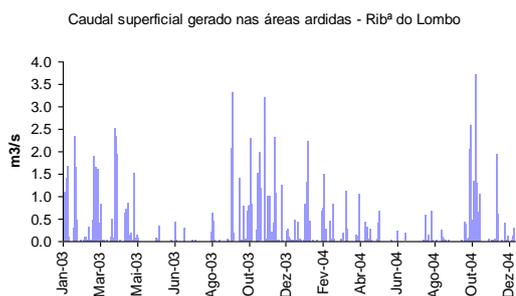


Figura 166. Caudal sup. – rib. do Lombo

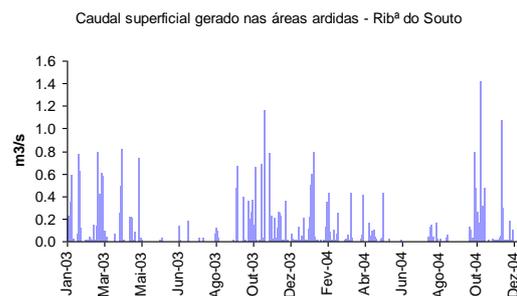


Figura 167. Caudal sup. – rib. do Souto

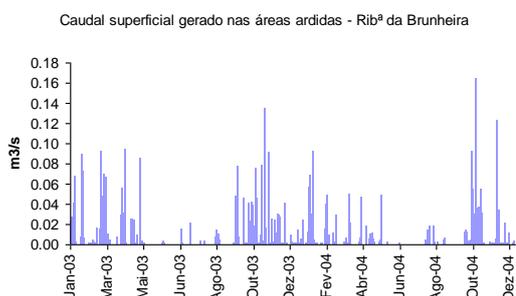


Figura 168. Caudal sup. – rib. da Brunheta

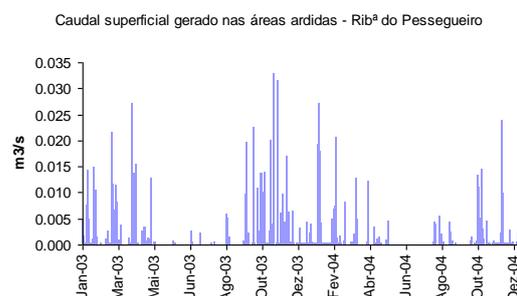


Figura 169. Caudal sup. – rib. do Pessegueiro

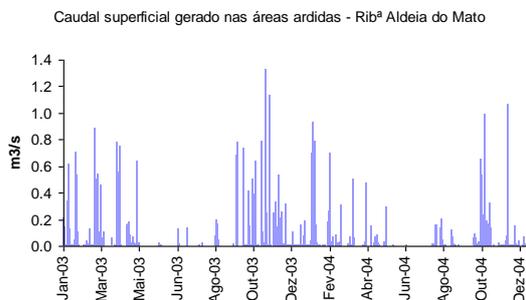


Figura 170. Caudal sup. – rib. da Aldeia do Mato

## 9.5 - Definição de cenários de simulação da afluência de cargas poluentes geradas pelos fogos florestais

Os cenários de simulação desenvolvidos baseiam-se na afluência à albufeira de Castelo do Bode, ao longo dos anos de 2003 e de 2004, de caudais superficiais com uma determinada concentração de  $N-NO_x$ ,  $NH_4$  e de  $P-PO_4$ , resultante da razão entre a carga poluente existente no solo da área ardida e um valor de escoamento superficial afluente à massa de água, temporalmente e espacialmente distribuído. Simulou-se também a afluência à albufeira de Castelo do Bode de caudais superficiais com um determinado valor de pH, e de um constituinte genérico conservativo.

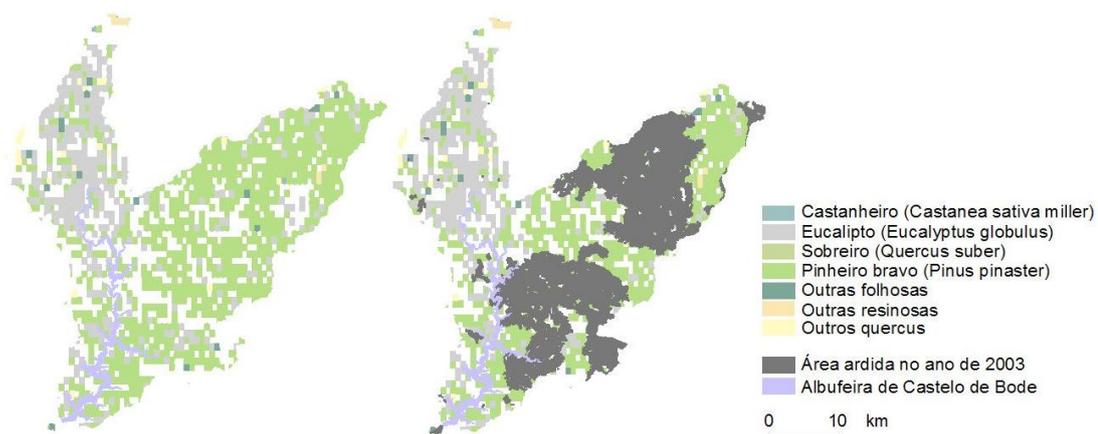
A opção pela simulação da afluência de cargas de  $N-NO_x$ ,  $NH_4$  e de  $P-PO_4$  geradas pelos fogos florestais resulta, não só da disponibilidade de referências bibliográficas relativas à carga poluente

gerada pelos fogos mas, fundamentalmente, porque o azoto inorgânico ( $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ) e o P inorgânico dissolvido são um importante indicador da reacção de um ecossistema a distúrbios externos, na regulação de processos como o crescimento de plantas e a decomposição de matéria orgânica, fundamentais na avaliação da qualidade de uma massa de água.

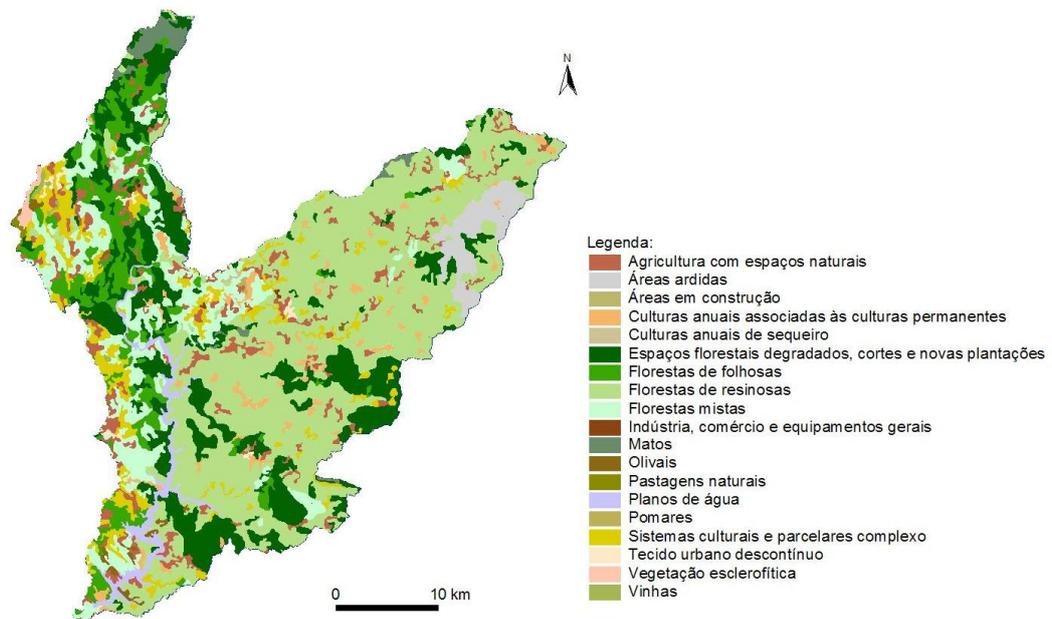
A definição dos cenários de simulação foi realizada com o objectivo de reproduzir da melhor forma possível a qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode e de nove dos seus tributários, em função da afluência das cargas poluentes geradas nos fogos florestais que ocorreram no ano de 2003. Por outro lado considerando a elevada variabilidade associada aos efeitos dos fogos florestais nas massas de água, definiram-se cenários de simulação que de acordo com a revisão bibliográfica realizada, são susceptíveis de determinar alterações da qualidade da água da albufeira e dos seus afluentes.

Apesar de aparentemente se tratar de uma metodologia simples, a sua aplicação revela-se complexa, uma vez que o teor em nutrientes nos caudais afluentes depende de várias variáveis de difícil quantificação, como o processo erosivo e a capacidade de troca iónica do solo, condicionados também pela intensidade de precipitação.

Tornou-se assim necessário desenvolver cenários de simulação que considerassem a afluência de cargas poluentes de diferentes magnitudes, obtidas em estudos realizados em zonas com características semelhantes às da área de estudo, nomeadamente no que diz respeito à cobertura do solo. Nas Figuras 171 e 172, é apresentado o povoamento florestal na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode, sendo igualmente identificada, nomeadamente na primeira dessas figuras, a área ardida nos fogos florestais ocorridos durante o ano de 2003.



**Figura 171.** Povoamento florestal da bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode e área ardida durante o ano de 2003 (Cartografia das Áreas Queimadas, 1990-2004)



**Figura 172.** Carta Corine 2000 – Bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode

Na ausência de estudos desenvolvidos na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode relativamente à quantificação do enriquecimento do solo em nutrientes, em resultado da ocorrência de fogos florestais, consideraram-se os dados obtidos em quatro projectos de investigação, desenvolvidos na bacia hidrográfica do rio Águeda, localizada na região noroeste de Portugal, bem como em Israel.

Os estudos realizados em Portugal, mais precisamente na referida bacia hidrográfica do rio Águeda, tiveram como objectivo a avaliação das perdas temporais de solutos no escoamento superficial após a ocorrência de um fogo florestal, tendo sido desenvolvidos em 1991. Por outro lado, ambos os estudos relativos a fogos florestais que deflagraram em Israel apresentam as alterações que ocorreram no solo ao nível da disponibilidade de nutrientes (Quadro 40) (nas anteriores secções 3 e 5 do presente documento foi apresentada uma descrição detalhada dos referidos estudos).

Assim, e de acordo com o referido anteriormente, definiram-se nove cenários de simulação da qualidade da água para a albufeira de Castelo do Bode, de forma a considerar a potencial influência sobre essa qualidade determinada pela ocorrência dos fogos florestais que deflagraram no ano de 2003:

**Cenário 0** – corresponde à situação de referência da massa de água que caracteriza a qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode para os anos civis de 2003 e de 2004.

**Cenário 1** – considera a afluência à albufeira de Castelo do Bode da carga de  $N-NO_3$ , observada semanalmente, logo após a ocorrência do fogo florestal, durante um período de 13 meses, descrita no estudo 1 (Quadro 40). Considerou-se igualmente a afluência de uma carga de  $P-PO_4$  estimada com base numa correlação obtida entre os valores da concentração de  $N-NO_3$  e de  $P-PO_4$  descritos no estudo 2, também realizado na bacia hidrográfica do rio Águeda.

Na estimativa do escoamento superficial, admitiu-se, conservativamente, que a precipitação diária que ocorre nas áreas ardidas, localizadas na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode é idêntica à que ocorreu na área ardida localizada na bacia hidrográfica do rio Águeda, durante um ano.

**Quadro 40.** Artigos nacionais e internacionais considerados na definição de cenários de simulação

N.º do estudo considerado	Título do artigo	Área ardida (ha)	Ano em que deflagrou o fogo florestal	Espécies florestais predominantes	Autores	Ano da publicação
1)	Temporal patterns of solute loss following wild fires in central Portugal.	110	1991	<i>Pinus pinaster</i> e <i>Eucalyptus globulus</i>	A.J.D. Ferreira et al.	2005
2)	Solutes in overland flow following fire in eucalyptus and pine forests, northern Portugal.	110	1991	<i>Pinus pinaster</i> e <i>Eucalyptus globulus</i>	Andrew D. Thomas et al.	2000
3)	Fire Impacts on soil nutrients and soil erosion in a mediterranean pine forest plantation.	0.02	1988	<i>Pinus halepensis</i> e <i>Pinus brutia</i>	P.Kutiel e M.Inbar	1993
4)	The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an aleppo pine forest on mount Carmel, Israel.	0.7	1985	<i>Pinus halepensis</i>	Pua Kutiel et al.	1990
5)	Application of Wood Ash to Acidic Boralf Soils and its Effect on Oilseed Quality of Canola	-	-	Género: <i>Picea</i> , <i>Pinus</i> e <i>Populus</i>	S.J.Patterson et al.	2004

**Cenário 2** – difere do **Cenário 1** pelo facto do escoamento superficial que afluí à albufeira de Castelo do Bode resultar da precipitação diária que ocorreu nos anos de 2003 e de 2004, nas áreas ardidas

localizadas na bacia hidrográfica da barragem de Castelo do Bode. A carga poluente de  $N-NO_3$  afluente à albufeira e aos restantes tributários, foi determinada através de uma correlação que se obteve entre os valores de precipitação e da carga de  $N-NO_3$  descritos no estudo 1.

**Cenário 3** – considera a afluência à albufeira de Castelo do Bode da carga de  $N-NO_3$  e de  $P-PO_4$ , observada um ano e oito meses, após o fogo florestal, semanalmente, ao longo de um ano, no escoamento superficial gerado numa bacia hidrográfica do rio Águeda, descritas no estudo 2 (Quadro 40).

**Cenário 4** – definido para que se reproduza a variação percentual da carga de  $N-NO_3$ ,  $NH_4$  e  $P_{diss}$  registada no solo, respectivamente na área ardida e não ardida, de acordo com os valores observados no fogo florestal descrito no estudo 3 (Quadro 40).

O escoamento superficial resulta da precipitação diária que ocorreu nos anos de 2003 e de 2004 nas áreas ardidadas localizadas na bacia hidrográfica da barragem de Castelo do Bode.

**Cenário 5** – difere do **Cenário 4** pelo facto de a variação percentual da carga de  $N-NO_3$ ,  $NH_4$  e  $P_{diss}$  registada no solo, respectivamente na área ardida e não ardida, corresponder aos valores observados no fogo florestal descrito no estudo 4 (Quadro 40).

**Cenário 6** – considera a afluência à albufeira de Castelo do Bode de uma carga de  $N-NO_3$ ,  $NH_4$  e  $P_{diss}$ , obtida em função da composição química das cinzas descrita no estudo 2 (Quadro 40). Considerou-se conservativamente, a afluência de toda a carga poluente em 24 horas, 96 horas e durante um mês, após o primeiro evento de precipitação que ocorreu em 29 de Agosto de 2003.

**Cenário 7** – considera a afluência à albufeira de Castelo do Bode de uma carga de  $N-NO_3$ ,  $NH_4$  e  $P_{diss}$ , obtida em função da composição química das cinzas descrita no estudo 5 (Quadro 40). Considerou-se igualmente a afluência de toda a carga poluente em 24 horas, 96 horas e durante um mês, após o primeiro evento de precipitação que ocorreu em 29 de Agosto de 2003.

**Cenário 8** – considera a afluência à albufeira de castelo do Bode de um caudal superficial gerado nas áreas ardidadas durante o ano de 2003, com um valor de pH superior em uma unidade ao seu valor de referência.

**Cenário 9** – refere-se à simulação da afluência ao sistema de um constituinte genérico e conservativo. Esta simulação foi realizada considerando uma concentração constante de 1 mg/L, associada ao escoamento superficial gerado nas áreas ardidadas, durante um período de cinco meses, com início em 1 de Agosto de 2003.

O **cenário 0** que caracteriza a situação de referência em termos de cargas difusas de  $NO_3$ ,  $NH_4$  e  $P_{diss}$  provenientes da área florestal drenante para a albufeira de Castelo do Bode, que posteriormente foi afectada pelos fogos florestais ocorridos no ano de 2003, foi descrito considerando as taxas de exportação que se podem observar no Quadro 41. Estas foram estimadas tendo como base a taxa de exportação de 2 kg/ha/ano para o azoto total e 0.05 kg/ha/ano para o fósforo total correspondentes, segundo Dal e Kurtar in Tanik (1999), à carga difusa típica gerada numa área florestal.

Quadro 41. Taxas de exportação

Parâmetro	kg/ha/ano
N-NO <sub>3</sub>	0.97
N-NH <sub>4</sub>	0.10
P_diss.	0.01

A taxa de exportação de P<sub>diss.</sub> foi obtida admitindo que este corresponde na totalidade a ortofosfatos (PO<sub>4</sub>), representando 80% do fósforo total. As taxas de exportação de NO<sub>3</sub> e de NH<sub>4</sub> foram calculadas considerando que 49% do azoto total é constituído por NO<sub>3</sub> e 5% por NH<sub>4</sub>. A obtenção dos valores relativos à percentagem de cada um dos parâmetros no azoto total foi realizada considerando a fracção inorgânica (NH<sub>4</sub> + NO<sub>3</sub> + NO<sub>2</sub>) e orgânica (Azoto Kjeldahl - NH<sub>4</sub>) do azoto total. Na Figura 173, podem observar-se os valores de azoto total registados na albufeira de Castelo do Bode, disponibilizados pelo SNIRH (Sistema Nacional de Informação de Recursos Hídricos) para a correspondente estação de qualidade da água (16H/03), e o azoto total obtido através da soma das fracções inorgânica e orgânica, estimadas a partir dos valores de concentração de NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub>, NO<sub>2</sub> e azoto Kjeldahl observados na mesma estação de qualidade. A análise da Figura 173 sugere que as percentagens consideradas correspondem a valores coerentes.

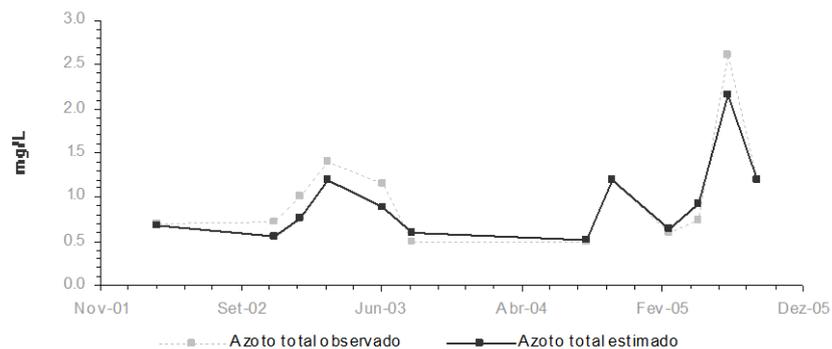


Figura 173. Concentração de azoto total observado na estação de qualidade da água de Castelo do Bode e concentração de azoto total estimada através do somatório das fracções orgânica e inorgânica

Considerando as taxas de exportação referidas e a superfície ardida incluída na área drenante para cada uma das linhas de água que afluem à albufeira de Castelo do Bode, e que foram afectadas pelos fogos florestais de 2003, determinou-se a carga difusa de nutrientes que caracterizam a situação de referência (Quadro 42).

O **cenário 1** considera a afluência à albufeira de Castelo do Bode a partir do dia 1 de Agosto 2003 até ao dia 31 de Agosto de 2004, da carga de N-NO<sub>3</sub> observada no escoamento superficial, logo após a ocorrência de um fogo florestal numa bacia hidrográfica do rio Águeda (Bacia hidrográfica da Lourizela), em Julho de 1991 (A.J.D. Ferreira *et al.*, 2005). Os valores da carga de N-NO<sub>3</sub> foram registados semanalmente, durante 13 meses (Figura 23).

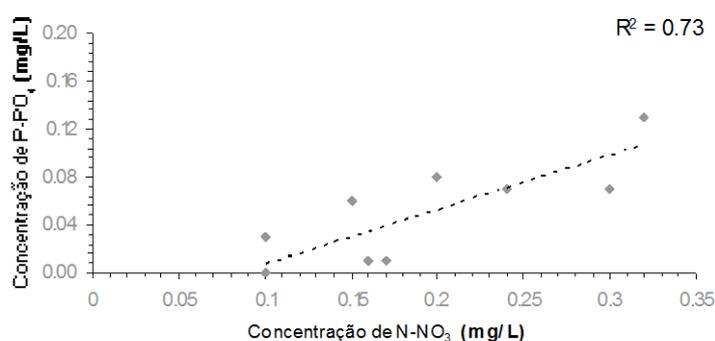
**Quadro 42.** Carga difusa de nutrientes com origem nas áreas ardidas antes da ocorrência dos fogos florestais.

Linha de água	Área ardida ha	Carga (kg/ha/ano)		
		P-PO <sub>4</sub>	N-NO <sub>3</sub>	NH <sub>4</sub>
Rib <sup>a</sup> do Pessegueiro	19.7	0.2	19.1	1.9
Rib <sup>a</sup> das Trutas	2866.0	25.0	2783.5	275.3
Rib <sup>a</sup> da Brunheira	77.1	0.7	74.9	7.4
Rib <sup>a</sup> de Cains	174.1	1.5	169.0	16.7
Rib <sup>a</sup> do Souto	667.6	5.8	648.4	64.1
Rib <sup>a</sup> de Codes	6644.2	58.0	6453.0	638.2
Rib <sup>a</sup> de Isna	16763.5	146.4	16281.2	1610.1
Rib <sup>a</sup> de Alge	166.9	1.5	162.1	16.0
Rib <sup>a</sup> da Sertã	14188.5	123.9	13780.3	1362.8
Rib <sup>a</sup> Aldeia do Mato	784.4	6.8	761.8	75.3
Rib <sup>a</sup> do Lombo	1744.4	15.2	1694.2	167.5
Rib <sup>a</sup> do Vale Mosqueiro	573.0	5.0	556.5	55.0
Rio Zêzere	1384.1	12.1	1344.3	132.9

Como no referido estudo não são apresentados valores da carga de P-PO<sub>4</sub>, gerada pelo fogo florestal, optou-se pela estimativa de valores da carga de P-PO<sub>4</sub>, através da equação 1, definida com base na correlação existente entre os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> e de P-PO<sub>4</sub> (Figura 174), que são apresentados num estudo realizado por Andrew D. Thomas *et al.* (2000), igualmente na bacia hidrográfica da Lourizela (Quadro 24) (Talhão A e B - coberto vegetal constituído por P. pinaster). A correlação foi obtida com a exclusão de três pares de valores o que para uma amostra inicial de 14 pares de valores representa 21% de número total. No entanto considerou-se que seria importante avaliar o efeito do aumento da concentração de P-PO<sub>4</sub>, apesar de os valores da carga de P-PO<sub>4</sub> não apresentarem o rigor desejável.

$$\text{Conc. de P-PO}_4 \text{ (mg/L)} = 0.456 \times \text{Conc. de N-NO}_3 \text{ (mg/L)} + 0.0386$$

Eq.(1)



**Figura 174.** Correlação entre os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> e de P-PO<sub>4</sub>, obtidos no estudo realizado por Andrew D. Thomas *et al.* (2000)

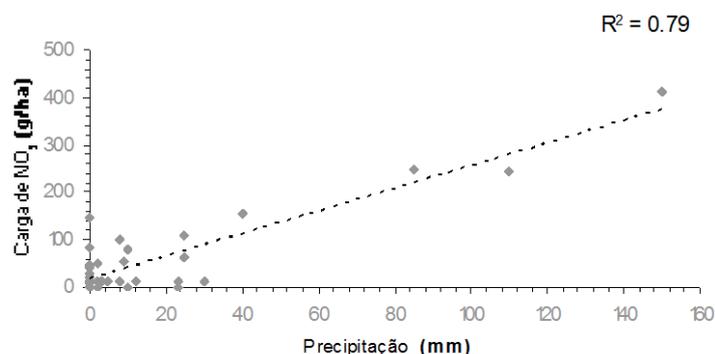
Como a distribuição temporal e em valor absoluto da precipitação é um factor determinante na erosão dos solos e no transporte de solutos admitiu-se, conservativamente, na estimativa do escoamento superficial, que a precipitação diária que ocorre nas áreas ardidas, localizadas na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode é idêntica à que ocorreu na área ardida localizada na bacia hidrográfica do rio Águeda, durante um ano.

Os valores de escoamento que foram associados à carga de N-NO<sub>3</sub> e de P-PO<sub>4</sub> foram obtidos através de um coeficiente de escoamento de 0.49 e dos valores de precipitação acumulados semanalmente que se podem observar na Figura 22. O coeficiente de escoamento foi obtido através da razão entre o escoamento superficial total, 484.4 mm e o valor de precipitação total, 996 mm, registados nos 13 meses de estudo.

Na secção 5 deste documento foi apresentada uma descrição dos dois estudos que serviram de base à definição do **Cenário 1**.

O **Cenário 2** é idêntico ao **Cenário 1**, com a excepção dos valores de escoamento superficial, que neste caso correspondem aos valores gerados nas áreas ardidas na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode. Assim, e como a afluência das cargas poluentes no escoamento superficial depende de diversos factores associados aos eventos de precipitação como, a quantidade, duração e a intensidade, estimaram-se os valores da carga de N-NO<sub>3</sub>, com a equação (2), obtida através da correlação entre os valores de precipitação e da carga de N-NO<sub>3</sub>, utilizados na definição do **Cenário 1** (Figura 175).

$$\text{Carga de NO}_3 \text{ (g/ha)} = 2.3872 \times \text{Precipitação(mm)} + 14.802 \quad \text{Eq.(2)}$$



**Figura 175.** Correlação entre os valores da carga de N-NO<sub>3</sub> e os valores da precipitação, obtidos no estudo realizado por A.J.D. Ferreira *et al.*, 2005

A integração do **Cenário 3** no modelo CE-QUAL-W2, foi mais simples do que a realizada para os **Cenários 1 e 2**, pois no estudo realizado por Andrew D. Thomas *et al.* (2000), são apresentados os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> e de P-PO<sub>4</sub> e os valores de escoamento gerados na área ardida, no talhão de ensaio A (*P. pinaster*), (Quadro 24). Os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub>, de P-PO<sub>4</sub> e do escoamento superficial, foram incluídos no modelo no dia 12 de Março de 2003, sendo o dia 3 de Novembro de 2003 o último dia considerado, de acordo com a distribuição temporal descrita no

Quadro 24. Deve salientar-se o facto de que os valores da concentração apresentados no referido estudo foram observados 1 ano e 8 meses após o fogo florestal que ocorreu em 1 de Julho de 1991.

A inclusão do **Cenário 3** neste estudo é importante porque permitiu avaliar o efeito de solutos transportados pelo escoamento superficial, gerados em áreas ardidadas, na qualidade de uma massa de água, quase dois anos após o fogo florestal.

Deve também salientar-se o facto de que o coberto vegetal da bacia hidrográfica da Lourizela que permitiu a definição dos **Cenários 1, 2 e 3** é semelhante ao das áreas ardidadas na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode, que é maioritariamente constituído por florestas de *Pinus pinaster*.

Os **Cenários 4 e 5** foram definidos para que se reproduza a variação percentual da carga de N-NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> e P<sub>diss.</sub> registada no solo, respectivamente na área ardida e não ardida, de acordo com os valores observados no fogo florestal descrito nos estudos realizados respectivamente por P.Kutiel e M.Inbar (1993) e por P. Kutiel *et al.* (1990).

O escoamento superficial resulta da precipitação diária que ocorreu nos anos de 2003 e de 2004 nas áreas ardidadas localizadas na bacia hidrográfica da barragem de Castelo do Bode, de acordo com o referido anteriormente na secção 7.4 deste documento. A inclusão destes cenários é importante, porque para além das semelhanças existentes ao nível das condições meteorológicas e das espécies vegetais existentes nas áreas afectadas pelo fogo, relativamente à área ardida na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode, as variações da carga dos nutrientes no solo, reflectem, não só a carga que é exportada das áreas ardidadas sob a forma de solutos no escoamento superficial, mas também a carga de nutrientes que se encontra agregada aos sedimentos, e que é também erodida pela precipitação.

Os processos de transporte de poluentes de uma área ardida para uma massa de água, não se resumem, de acordo com o anteriormente referido na secção 5 (Figura 21) deste documento, ao transporte de solutos e à erosão de sedimentos pelo escoamento superficial. A convecção das cinzas durante os fogos florestais é também responsável pela perda de grandes quantidades de N e de P, que posteriormente se poderão depositar nas massas de água. Assim, definiram-se dois cenários de simulação, **Cenários 6 e 7**, que se caracterizam pela afluência à albufeira de Castelo do Bode e aos seus principais tributários de cargas de N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub> e de NH<sub>4</sub>, obtidas através da quantidade de cinzas geradas por unidade de área ardida e da composição química das mesmas, que teoricamente foram geradas nos fogos florestais que ocorreram durante o ano de 2003, na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode (Figura 171).

A quantidade de cinzas geradas por unidade de área ardida foi estimada de acordo com a equação (3):

$$Q_{cinzas} = \frac{V.P.Pinaster \times \% PM}{100} \times \rho \quad \text{Eq. (3)}$$

em que:

Q<sub>cinzas</sub> – Quantidade de cinzas produzidas (kg/ha);

V.P.pinaster – Volume do povoamento de Pinus pinaster (m<sup>3</sup>/ha);

%PM – percentagem de cinzas relativa ao peso total de madeira queimada, %;

$\rho$  - densidade das cinzas ( $\text{kg}/\text{m}^3$ )

Conservativamente, admitiu-se que o fogo florestal consumiu toda a matéria orgânica existente na área de estudo, pelo que se admitiu que as cinzas resultantes do fogo são brancas, e com uma densidade de  $650 \text{ kg}/\text{m}^3$  (Simetric.co.uk, 2007). O volume do povoamento florestal considerado,  $95 \text{ m}^3/\text{ha}$  corresponde, como se pode observar no Quadro 43, a um povoamento puro de pinheiro bravo de acordo com o Inventário Florestal Nacional, (2001).

**Quadro 43.** Volume por unidade de área dos povoamentos florestais de pinheiro bravo (Inventário Florestal Nacional, 2001)

Espécie	Composição	Volume existente $\text{m}^3/\text{ha}$
Pinheiro Bravo	puro	95
	misto dominante	82
	misto dominado	33
	dispersos	-

Posteriormente, considerando que em média a queima de madeira resulta na formação de 8 % do seu peso total em cinzas (R. Siddique, 2008), estimou-se a quantidade de cinzas produzidas por unidade de área ardida,  $4\,940 \text{ kg}/\text{ha}$ . A título de exemplo comparativo, refere-se que Christensen e Muller (1975), concluíram que por cada ha de área ardida de um chaparral localizado nas montanhas de Santa Ynes, na Califórnia seriam depositados  $3\,000 \text{ kg}$  de cinzas no solo.

Andrew D. Thomas *et al.* (2000), num estudo realizado na bacia hidrográfica do rio Águeda apresentam os seguintes valores relativos à concentração de  $\text{N}_{\text{total}}$  e de  $\text{PO}_4$ , nas cinzas de pinheiro bravo, depositadas na superfície do solo:

$\text{N}_{\text{total}}$  –  $14\,400 \text{ mg}/\text{kg}$

$\text{PO}_4$  –  $146 \text{ mg}/\text{kg}$

S.J.Patterson *et al.* (2004), caracterizaram as propriedades químicas das cinzas de exemplares do género *Picea*, *Pinus* e *Populus*, apresentadas anteriormente na secção 3.2 (Quadro 6) deste documento, que inclui os seguintes parâmetros:

$\text{N-NO}_3$  –  $35.6 \text{ mg}/\text{kg}$

P –  $6\,000 \text{ mg}/\text{kg}$

Tendo como objectivo completar a caracterização química apresentada por Andrew D. Thomas *et al.* (2000), e por S.J.Patterson *et al.* (2004) recorreu-se à caracterização química das cinzas geradas num chaparral constituído por *Adenostoma fasciculatum*, descrita por Christensen e Muller (1975), apresentada na secção 3.2 (Quadro 8), deste documento e da qual se destacam os seguintes elementos:

$\text{N}_{\text{total}}$  –  $7\,100 \text{ mg}/\text{kg}$

NH<sub>4</sub> – 127.0 mg/kg

N-NO<sub>3</sub> solúvel – 1.3 mg/kg

P<sub>total</sub> – 354.0 mg/kg

PO<sub>4</sub> – 16.4 mg/kg

De acordo com os valores apresentados, o NH<sub>4</sub> e o NO<sub>3</sub> representam respectivamente 2.10% e 0.02% do N<sub>total</sub> e o PO<sub>4</sub> solúvel representa 4.58% do P<sub>total</sub>.

Assim, considerando a composição relativa de NH<sub>4</sub>, NO<sub>3</sub> e de PO<sub>4</sub> solúvel na carga total de P e de N observada nas cinzas por Christensen e Muller (1975), estimaram-se os valores da concentração de NO<sub>3</sub> e NH<sub>4</sub>, nas cinzas estudadas por Andrew D. Thomas *et al.* (2000), e de PO<sub>4</sub> e NH<sub>4</sub> nas cinzas caracterizadas por S.J.Patterson *et al.* (2004) (Quadro 44).

**Quadro 44.** Composição química das cinzas utilizadas na definição dos Cenários 6 e 7

	N-NO <sub>3</sub> mg/kg	NH <sub>4</sub> mg/kg	PO <sub>4</sub> mg/kg
Andrew D. Thomas <i>et al.</i> (2000)	3.02 *	302 *	146
S.J.Patterson <i>et al.</i> (2004)	35.60	3560 *	275 *
Christensen e Muller (1975)	1.30	127	16.4

\* Valor estimado

Como a composição relativa de N e P orgânico e inorgânico no N<sub>total</sub> e no P<sub>total</sub>, que constituem as cinzas resultantes de fogos florestais é extremamente variável, a análise dos resultados obtidos com os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> e PO<sub>4</sub>, estimados de acordo com o referido anteriormente, deve ser realizada com alguma precaução.

Posteriormente, considerando os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> e NH<sub>4</sub> nas cinzas caracterizadas por Andrew D. Thomas *et al.*, (2000) e a quantidade de cinzas produzidas por unidade de área ardida, 4 940 kg/ha, obtiveram-se os valores correspondentes à carga por unidade de área ardida, utilizadas na definição do **Cenário 6** (Quadro 45). As cargas poluentes utilizadas na definição do **Cenário 7**, foram estimadas de forma idêntica mas considerando os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub>, PO<sub>4</sub> e NH<sub>4</sub> nas cinzas caracterizadas por S.J.Patterson *et al.* (2004).

**Quadro 45.** Carga de nutrientes depositada no solo por unidade de área ardida

Cenário	N-NO <sub>3</sub> kg/ha	NH <sub>4</sub> kg/ha	PO <sub>4</sub> Solúvel kg/ha
6	0.015	1.490	0.721
7	0.176	17.586	1.359

No Quadro 46 podem observar-se as cargas de nutrientes utilizadas na definição dos **Cenários 6 e 7**.

O escoamento superficial considerado na definição dos **Cenários 6 e 7** resulta da precipitação diária que ocorreu nos anos de 2003 e de 2004 nas áreas ardidas localizadas na bacia hidrográfica da barragem de Castelo do Bode, de acordo com o referido na anterior secção 7.4 deste documento.

Como o efeito dos fogos florestais nas massas de água é função da distribuição temporal dos primeiros eventos de precipitação, optou-se pela simulação da afluência das cargas de nutrientes dos **Cenários 6 e 7**, à albufeira de Castelo do Bode e aos seus principais tributários através de três formas distintas:

- a carga poluente afluí na sua totalidade em 24 horas, em função do primeiro evento de precipitação que ocorreu em 29 de Agosto de 2003;
- a carga poluente afluí na sua totalidade em 96 horas, em função dos eventos de precipitação que ocorreram nos primeiros 4 dias após o primeiro evento de precipitação (29 de Agosto de 2003);
- a carga poluente afluí na sua totalidade no primeiro mês após o primeiro evento de precipitação.

**Quadro 46.** Carga de nutrientes depositada no solo em cada uma das bacias hidrográficas, utilizada na definição dos **Cenários 6 e 7**

Bacia hidrográfica	Cenário 6			Cenário 7		
	N-NO <sub>3</sub> kg	NH <sub>4</sub> kg	PO <sub>4</sub> Solúvel kg	N-NO <sub>3</sub> kg	NH <sub>4</sub> kg	PO <sub>4</sub> Solúvel kg
Rib <sup>a</sup> do Pessegueiro	0	29	14	3	346	27
Rib <sup>a</sup> das Trutas	43	4 272	2067	504	50 402	3 893
Rib <sup>a</sup> da Brunheira	1	115	56	14	1356	105
Rib <sup>a</sup> de Cains	3	259	126	31	3 061	236
Rib <sup>a</sup> do Souto	10	995	481	117	11 741	907
Rib <sup>a</sup> de Codes	99	9 903	4792	1168	116 847	9 026
Rib <sup>a</sup> de Isna	250	24 986	12 091	2948	294 810	22 773
Rib <sup>a</sup> de Alge	2	249	120	29	2 936	227
Rib <sup>a</sup> da Sertã	211	21 148	10 233	2495	249 525	19 275
Rib <sup>a</sup> Aldeia do Mato	12	1169	566	138	13 794	1066
Rib <sup>a</sup> do Lombo	26	2 600	1258	307	30 677	2 370
Rib <sup>a</sup> do Vale Musqueiro	9	854	413	101	10 077	778
Rio Zêzere	21	2 063	998	243	24 341	1 880

Os **Cenários 6 e 7** são, pela sua definição, conservativos, uma vez que se assumiu que toda a matéria orgânica era consumida pelo fogo florestal e que não existiam perdas de nutrientes através da convecção das cinzas. A importância da simulação destes cenários resulta do facto de se estar, teoricamente, a estabelecer um limite superior para os efeitos dos fogos florestais que ocorreram na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode no ano de 2003, que só deve ser ultrapassado se a área ardida for superior à considerada neste estudo.

Andrew D. Thomas *et al.* (2000), verificaram que o fogo florestal que ocorreu na bacia hidrográfica da Lourizela elevou o pH do solo da área ardida em cerca de uma unidade, tendo passado de 3.7 para 4.3. Com o objectivo de se avaliar o efeito da alteração do valor de pH do solo na qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode, definiu-se o **Cenário 8**, que considera a afluência à albufeira de Castelo do Bode de um caudal superficial gerado na área ardida no ano de 2003, com um valor de pH superior em uma unidade ao seu valor de referência.

Assim, o **Cenário 8** resulta da associação do escoamento superficial com o valor de pH mais elevado, durante o período temporal de um mês, ao **Cenário 0** e ao **Cenário 6**. Desta forma, foi possível avaliar o efeito isolado do aumento do pH da água, e do seu potencial efeito quando associado a um aumento dos valores da concentração de  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$  e  $\text{PO}_4$  que, neste caso, correspondem ao aumento determinado pelo **Cenário 6**.

Finalmente o **Cenário 9** refere-se à simulação da afluência ao sistema de um constituinte genérico e conservativo. Esta simulação foi realizada considerando uma concentração constante de 1 mg/L, associada ao escoamento superficial gerado nas áreas ardidas, durante um período de cinco meses, com início em 1 de Agosto de 2003. A duração da afluência desta carga poluente foi definida admitindo que o escoamento superficial gerado nas áreas ardidas no referido período de tempo, transportaria para a massa de água, através do processo de erosão do solo, toda a correspondente carga gerada pelos fogos florestais ocorridos no Verão do ano de 2003.

## 9.6 - Resultados obtidos nas simulações desenvolvidas

Os resultados obtidos com os cenários de simulação são apresentados sob a forma de gráficos, que reflectem a média aritmética dos valores da concentração dos diferentes parâmetros avaliados nas linhas de água, para o período temporal compreendido entre o início do ano de 2003 e o final do ano de 2004. Apenas para os valores da concentração da clorofila-a, obtidos para a albufeira de Castelo do Bode, são apresentadas adicionalmente séries temporais obtidas a 0.5 m de profundidade e a 250 m de distância da barragem de Castelo do Bode. A biomassa algal encontra-se na zona fótica de uma albufeira pelo que a média dos valores da sua concentração em toda a massa de água não reflecte os valores da concentração deste parâmetro na superfície da mesma massa de água. Para as restantes linhas de água esta situação não é relevante, devido à reduzida profundidade das mesmas.

Como a evolução da concentração de clorofila-a e de  $\text{P-PO}_4$  numa massa de água é um indicador do estado trófico da mesma, optou-se por incluir nos gráficos, que apresentam os resultados obtidos para estes parâmetros, os limites do estado trófico de acordo com a classificação estabelecida pelo INAG.

As linhas de água que drenam as áreas mais afectadas pelos fogos florestais ocorridos no ano de 2003, são a ribeira da Sertã e a ribeira de Isna, pelo que os resultados obtidos com os cenários de simulação deverão ser mais evidentes nestas duas linhas de água (Figura 176).

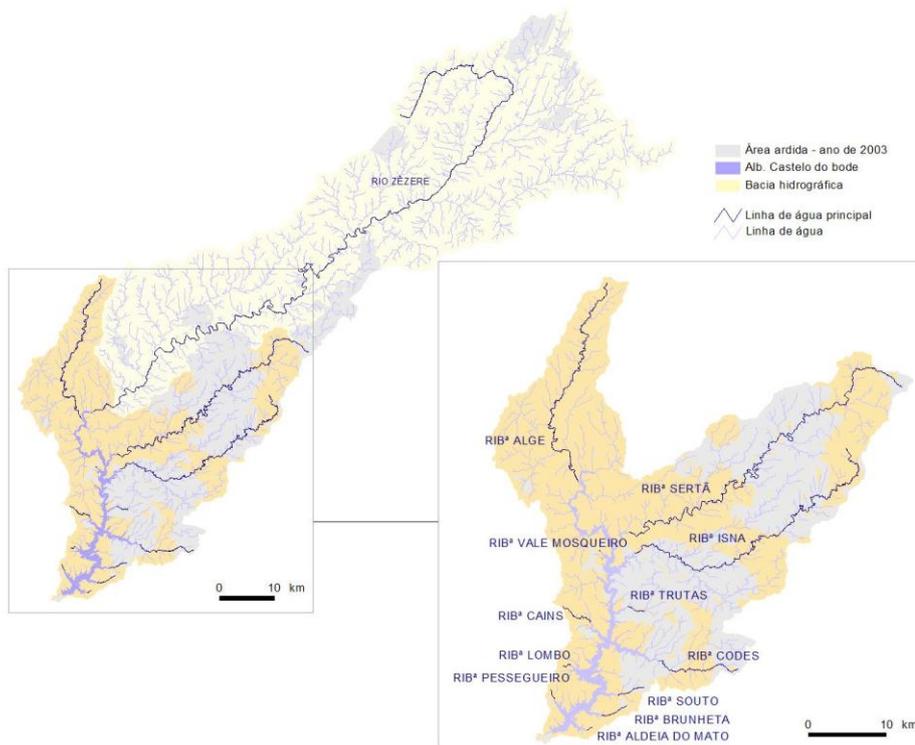


Figura 176. Área ardida durante o ano de 2003 na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode

### 9.6.1 Cenário 1

O **Cenário 1** considera a afluência à albufeira de Castelo do Bode e aos seus principais tributários de uma carga de  $N-NO_3$  e de  $P-PO_4$ , obtida de acordo com o referido na secção 9.5.

Os resultados obtidos com a simulação do **Cenário 1** indicam que os valores médios da concentração de  $N-NO_3$  na albufeira de Castelo do Bode são ligeiramente superiores aos valores que caracterizam a situação de referência. As restantes linhas de água, apresentam a mesma tendência, mais evidente na ribeira da Sertã e na ribeira de Isna (Figuras 177 a 186).

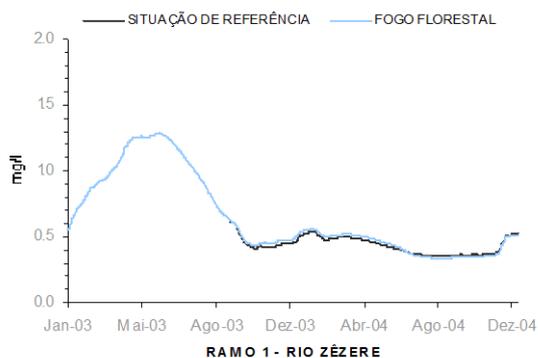


Figura 177. Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rio Zézere/Cenário 1

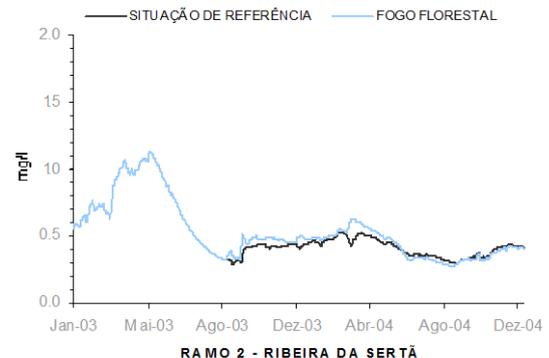
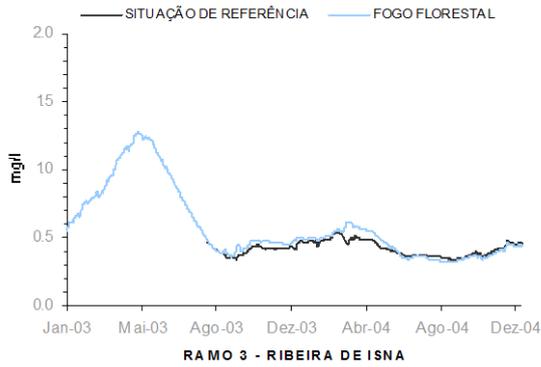
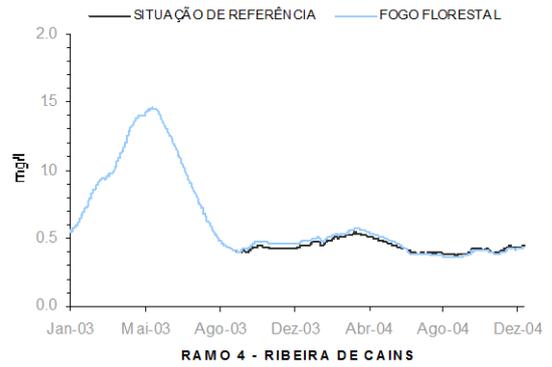


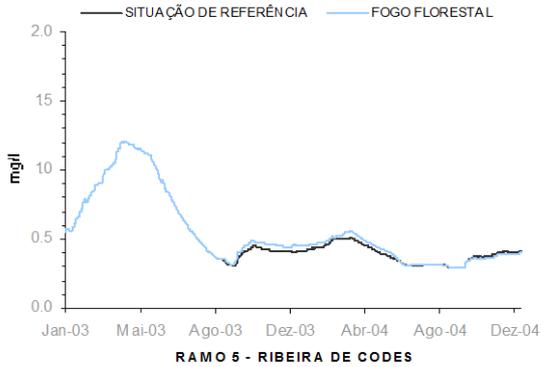
Figura 178. Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 1



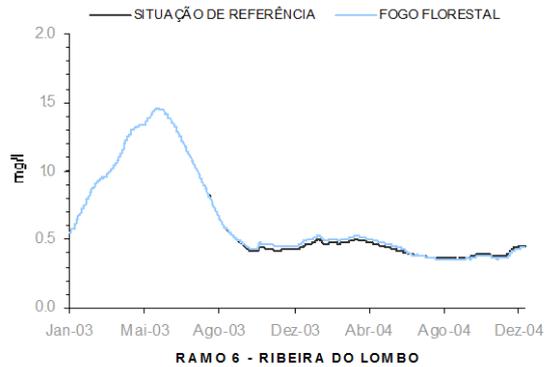
**Figura 179.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 1



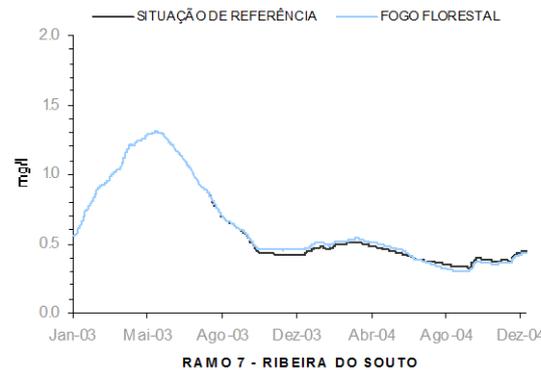
**Figura 180.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 1



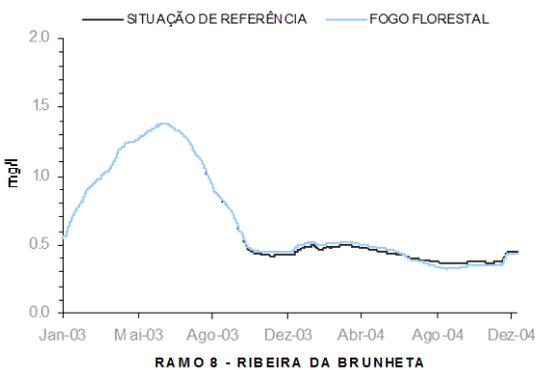
**Figura 181.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 1



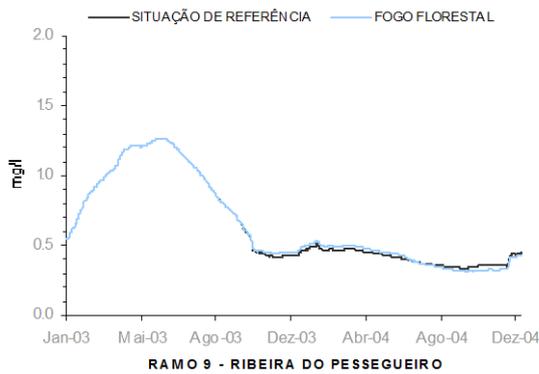
**Figura 182.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 1



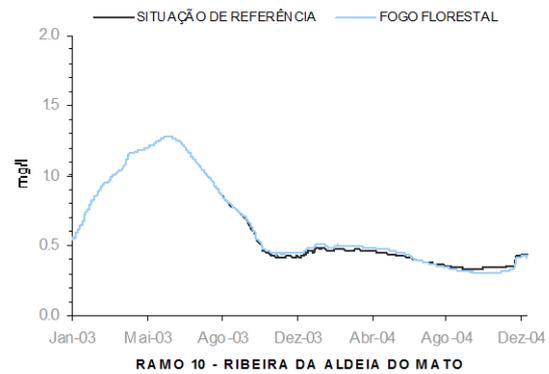
**Figura 183.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 1



**Figura 184.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta /Cenário 1

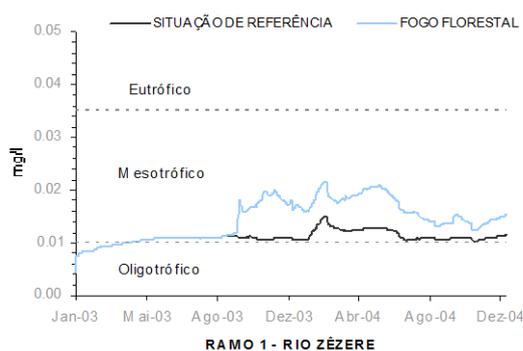


**Figura 185.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro /Cenário 1

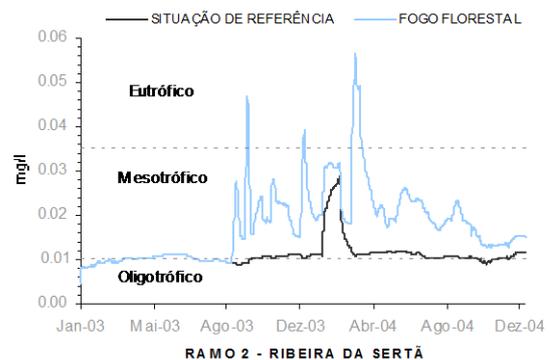


**Figura 186.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato /Cenário 1

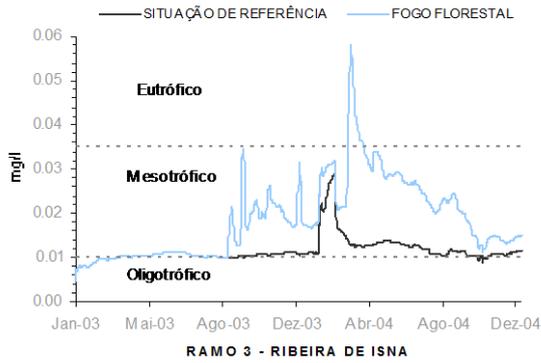
De acordo com os resultados da simulação do **Cenário 1**, esta não será susceptível de alterar o estado trófico da albufeira de Castelo do Bode, que de acordo com os valores médios da concentração de P-PO<sub>4</sub>, se mantém mesotrófica. No entanto, os valores obtidos com o cenário 1 revelam um aumento considerável da concentração deste parâmetro (Figura 187). Na ribeira da Sertã e na ribeira de Isna obtiveram-se valores elevados da concentração de P-PO<sub>4</sub>, que em alguns períodos temporais são superiores ao limite definido para o estado trófico (Figuras 188 a 189). As restantes linhas de água apresentam a mesma tendência da albufeira de Castelo do Bode (Figuras 190 a 196).



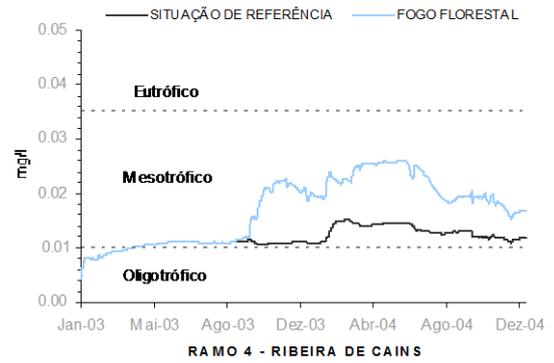
**Figura 187.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 1



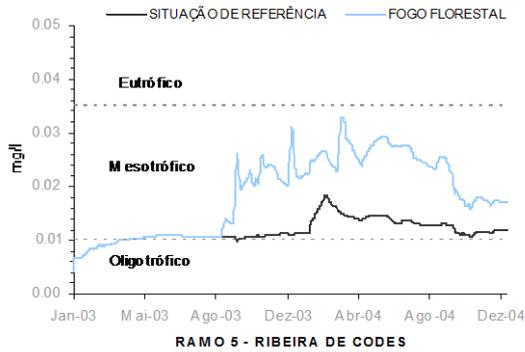
**Figura 188.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 1



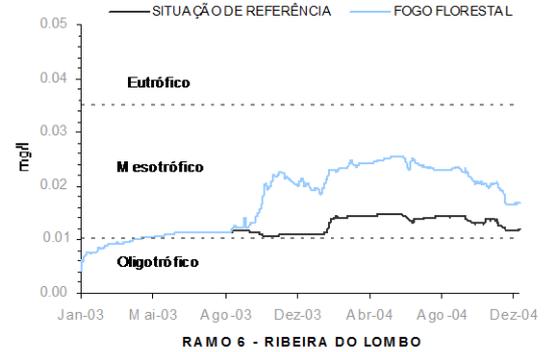
**Figura 189.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 1



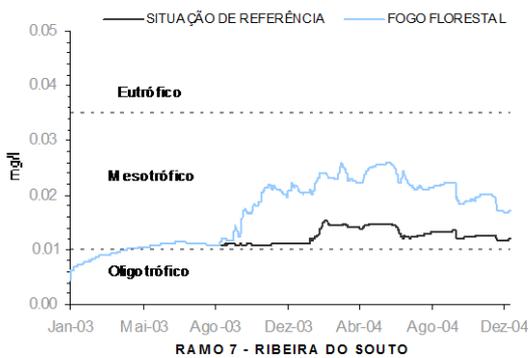
**Figura 190.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 1



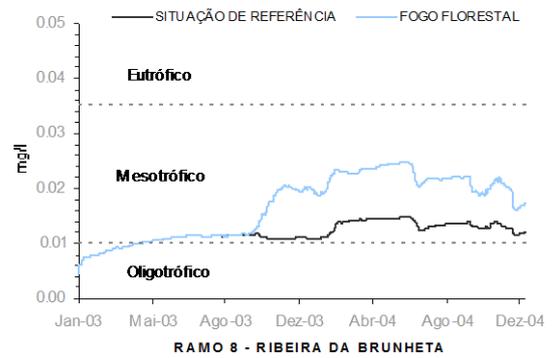
**Figura 191.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 1



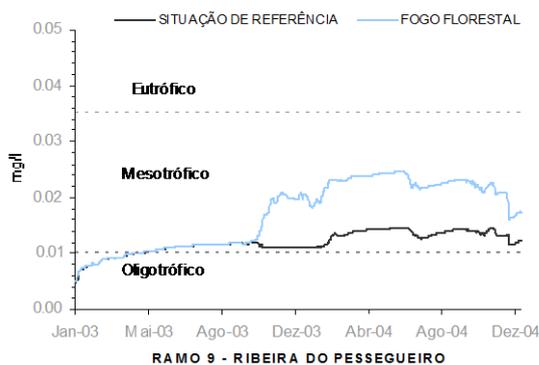
**Figura 192.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 1



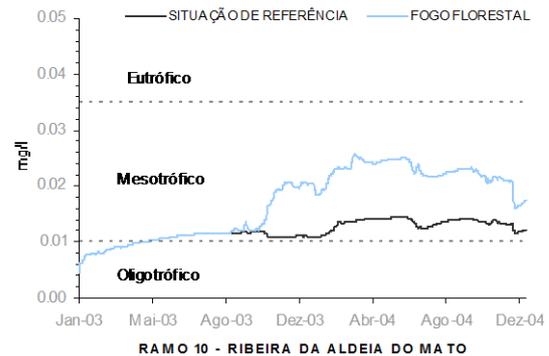
**Figura 193.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 1



**Figura 194.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta /Cenário 1

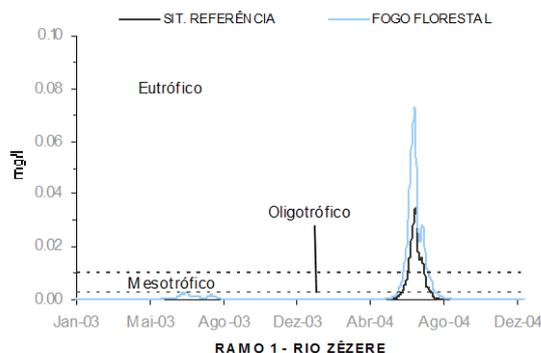


**Figura 195.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro /Cenário 1



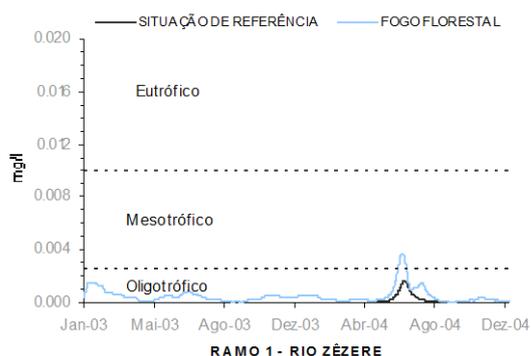
**Figura 196.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato /Cenário 1

Os valores da concentração de clorofila-a obtidos para a albufeira de Castelo do Bode a 0.5 m de profundidade e a 250 m de distância da barragem, acompanham o aumento dos valores da concentração de P-PO<sub>4</sub>, evidenciando o aparecimento de valores elevados no Verão do segundo ano de simulação (Figura 197).



**Figura 197.** Série temporal de valores de Clorofila-a – rio Zêzere/Cenário 1

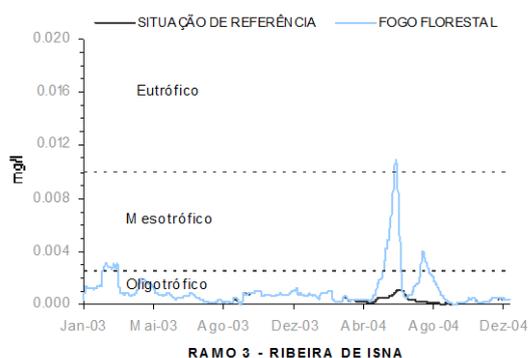
Os valores médios da concentração deste parâmetro obtidos para a albufeira de Castelo do Bode (Figura 198) revelam, tal como referido anteriormente, uma imprecisão resultante do facto de a biomassa se localizar essencialmente na zona fótica da albufeira. A ribeira da Sertã e a ribeira de Isna apresentam valores elevados da concentração de clorofila-a, igualmente determinados pelo aumento dos valores da concentração de P-PO<sub>4</sub> (Figuras 199 a 200).



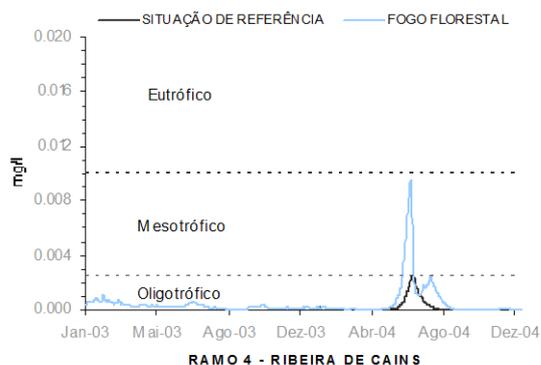
**Figura 198.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rio Zêzere / Cenário 1



**Figura 199.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª da Sertã / Cenário 1

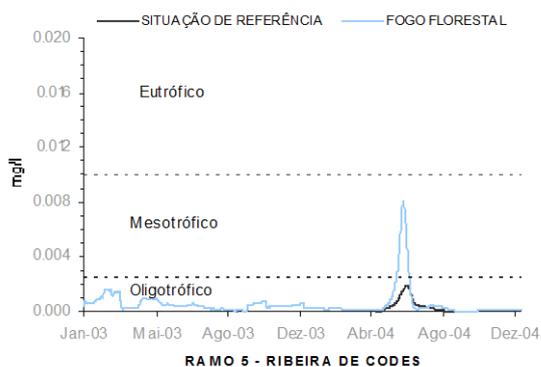


**Figura 200.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª de Isna / Cenário 1

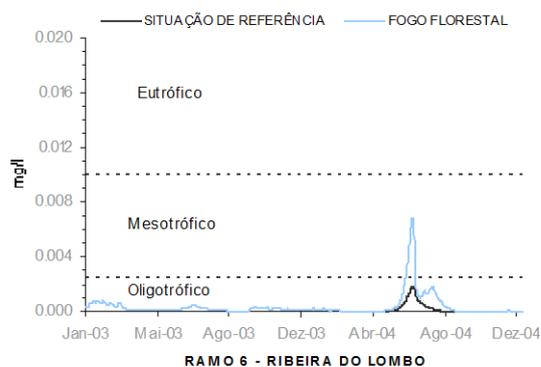


**Figura 201.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª de Cains / Cenário 1

As restantes linhas de água apresentam igualmente valores elevados da concentração deste parâmetro, nomeadamente nos meses mais quentes do segundo ano de simulação (Figuras 201 a 207).



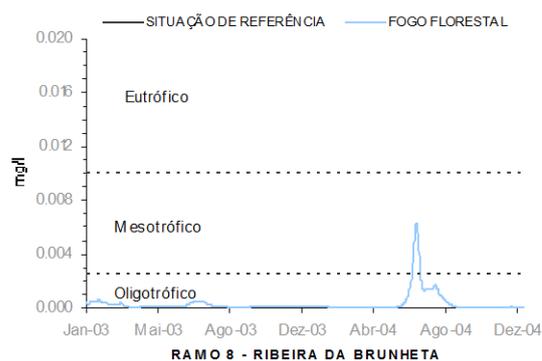
**Figura 202.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª de Codes / Cenário 1



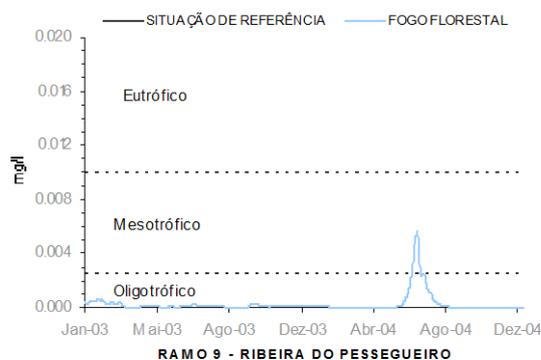
**Figura 203.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª do Lombo / Cenário 1



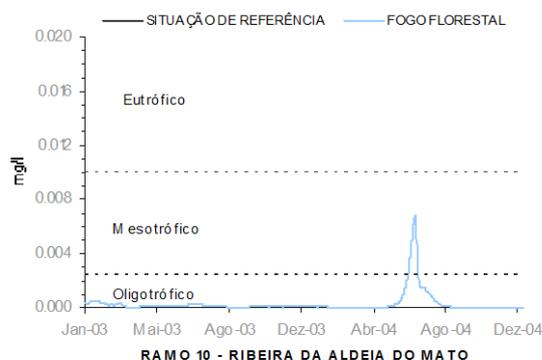
**Figura 204.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto /Cenário 1



**Figura 205.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta /Cenário 1

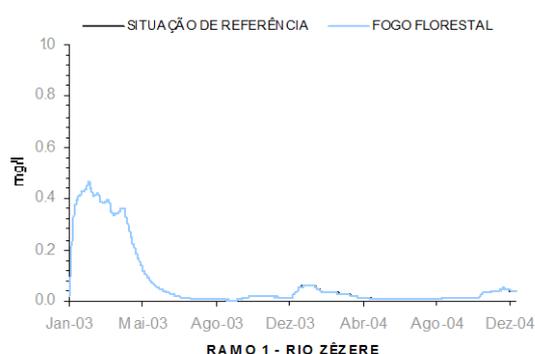


**Figura 206.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro /Cenário 1



**Figura 207.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato /Cenário 1

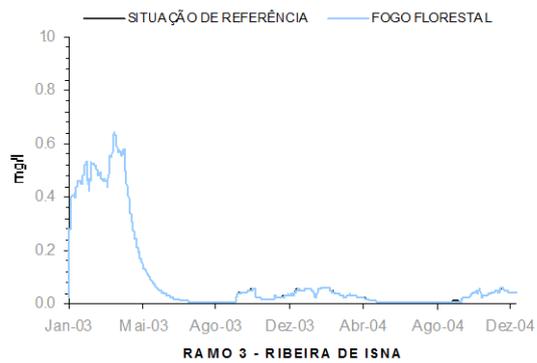
Apesar da definição do **Cenário 1** não considerar a afluência à albufeira de Castelo de Bode e aos seus principais tributários de uma carga poluente de  $\text{NH}_4$ , o aumento da concentração de  $\text{N-NO}_3$  e de clorofila-a, poderia ter alterado os valores da concentração deste parâmetro. No entanto como se pode observar nas Figuras 208 a 217, os valores da concentração deste parâmetro mantiveram-se inalteráveis.



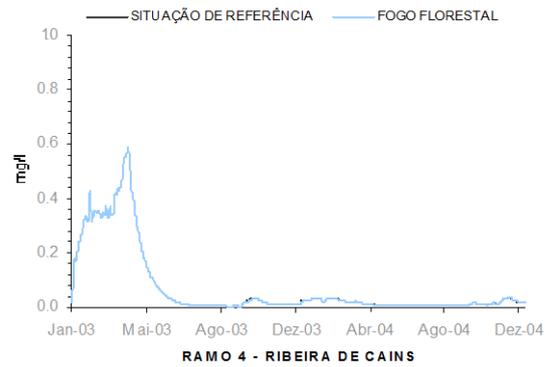
**Figura 208.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rio Zêzere /Cenário 1



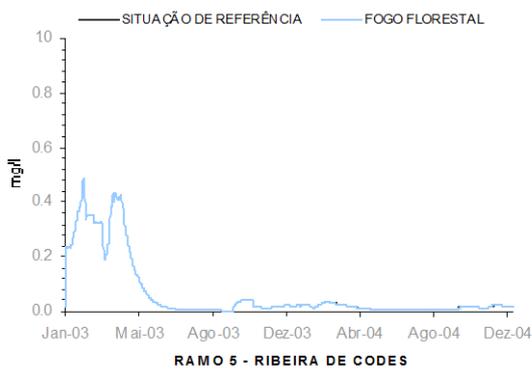
**Figura 209.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã /Cenário 1



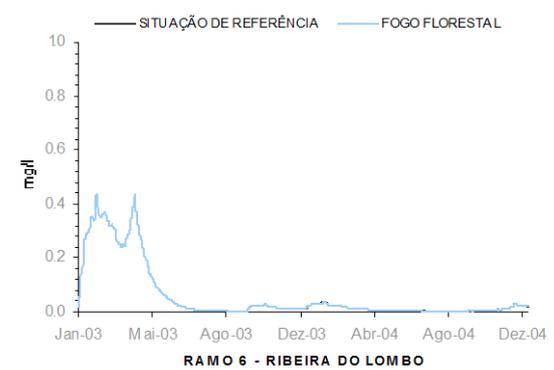
**Figura 210.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 1



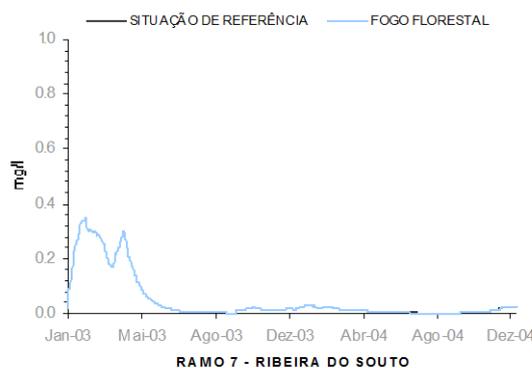
**Figura 211.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 1



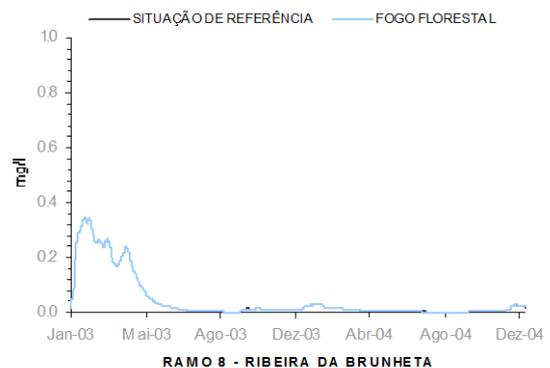
**Figura 212.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 1



**Figura 213.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 1



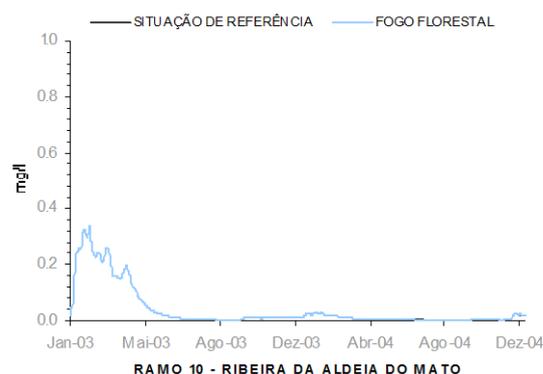
**Figura 214.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 1



**Figura 215.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta /Cenário 1

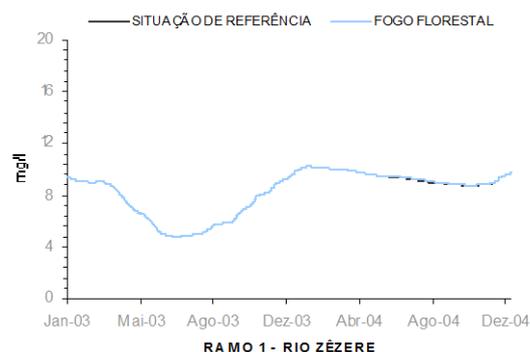


**Figura 216.** Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro /Cenário 1

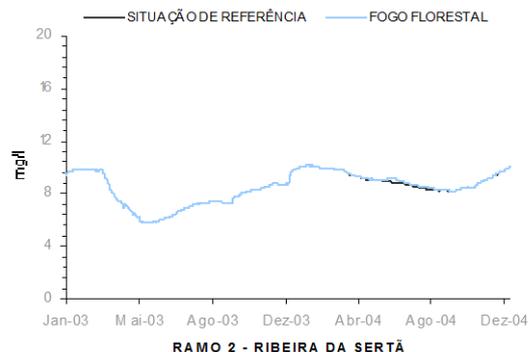


**Figura 217.** Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato /Cenário 1

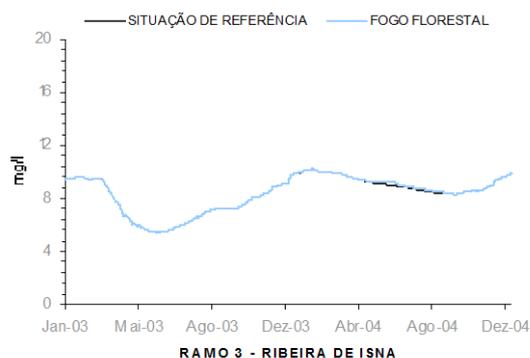
Os valores da concentração de OD na albufeira de Castelo de Bode e nas restantes linhas de água não se alteraram, verificando-se apenas uma reduzida oscilação nos meses mais quentes de 2004, determinada pelo aumento da concentração de biomassa algal.



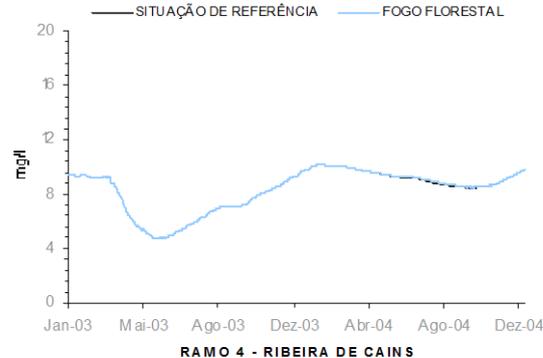
**Figura 218.** Conc. OD – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 1



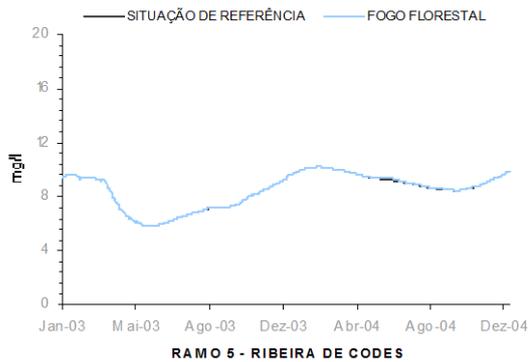
**Figura 219.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 1



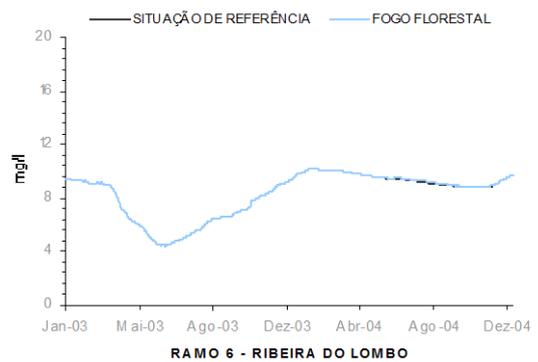
**Figura 220.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 1



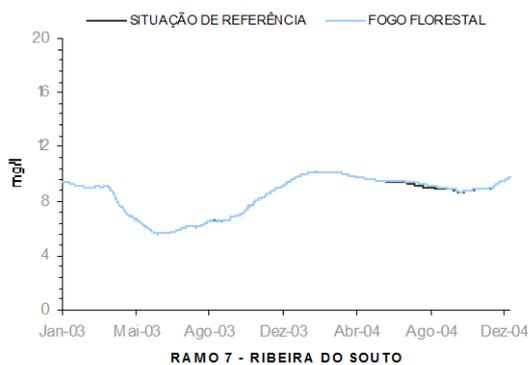
**Figura 221.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 1



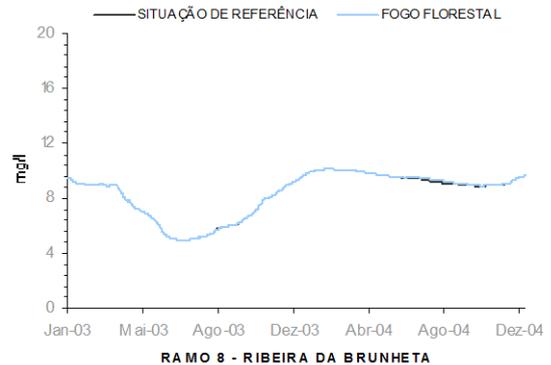
**Figura 222.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/**Cenário 1**



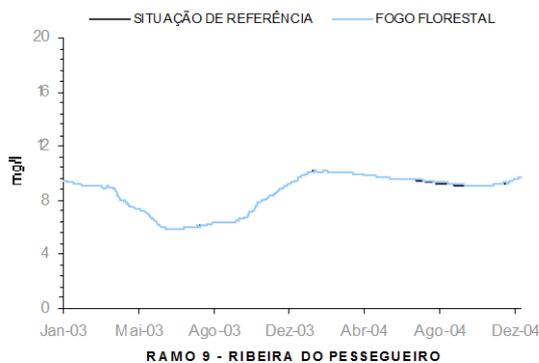
**Figura 223.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/**Cenário 1**



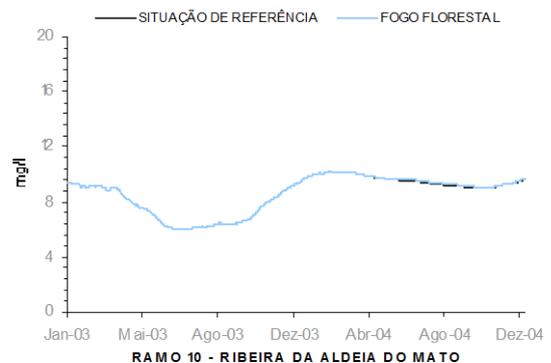
**Figura 224.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/**Cenário 1**



**Figura 225.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta /**Cenário 1**



**Figura 226.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro /**Cenário 1**



**Figura 227.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato /**Cenário 1**

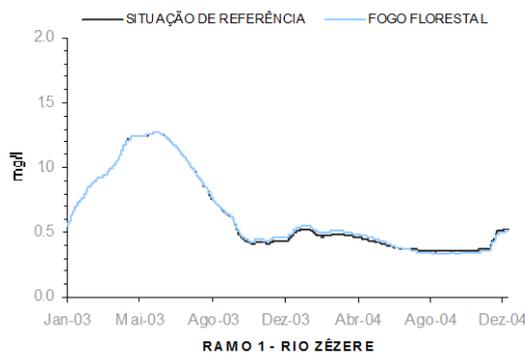
### 9.6.2 Cenário 2

A magnitude dos efeitos determinados pelo **Cenário 2** na qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode e das restantes linhas de água é inferior ao que se verificou relativamente ao **Cenário 1**. Esta situação resulta da diferença existente na definição dos dois cenários ao nível do escoamento superficial gerado nas áreas ardidas e, conseqüentemente, na carga poluente que afluiu às linhas de água.

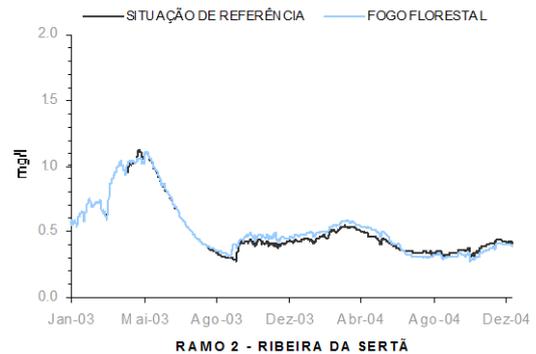
Os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> na albufeira de Castelo do Bode e nas restantes linhas de água determinadas pela consideração do **Cenário 2**, são ligeiramente superiores aos valores observados na situação de referência da massa de água, **Cenário 0** (Figuras 228 a 237).

Os valores da concentração de P-PO<sub>4</sub> na albufeira de Castelo do Bode, obtidos com a simulação do **Cenário 2**, apesar de não atingirem o limite do estado eutrófico, são aproximadamente duas vezes superiores aos valores da concentração deste parâmetro na situação de referência (Figura 238).

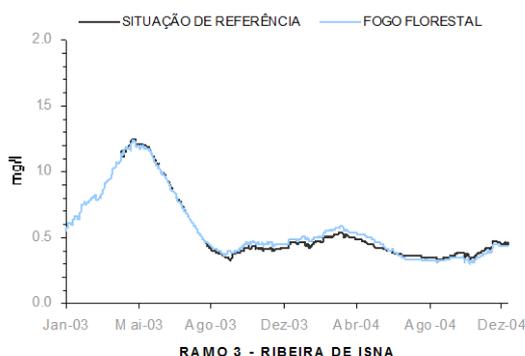
As linhas de água mais afectadas pelos fogos florestais, ribeira da Sertã e ribeira de Isna, apresentam valores da concentração de P-PO<sub>4</sub>, elevados, que pontualmente ultrapassam o limite definido para o estado trófico (Figuras 239 a 240).



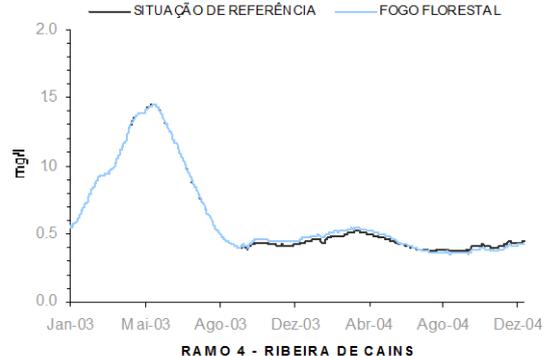
**Figura 228.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rio Zézere/Cenário 2



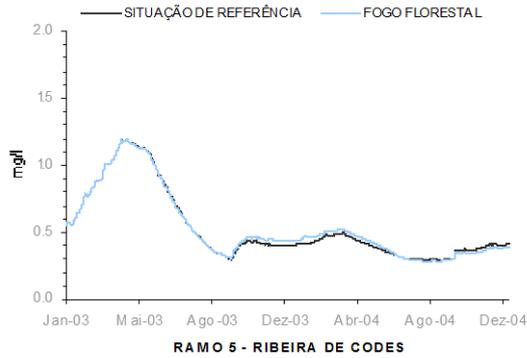
**Figura 229.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 2



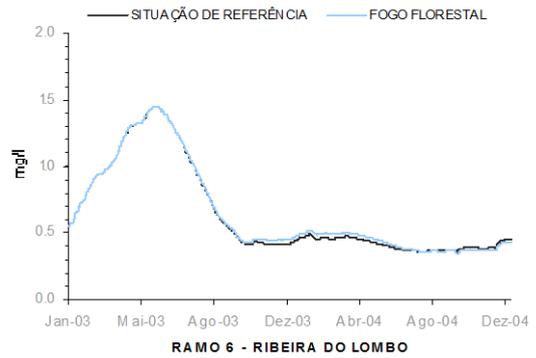
**Figura 230.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 2



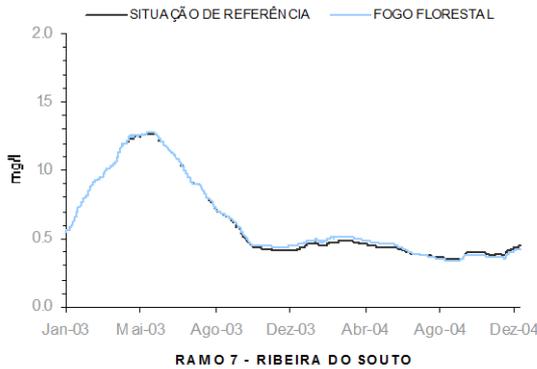
**Figura 231.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 2



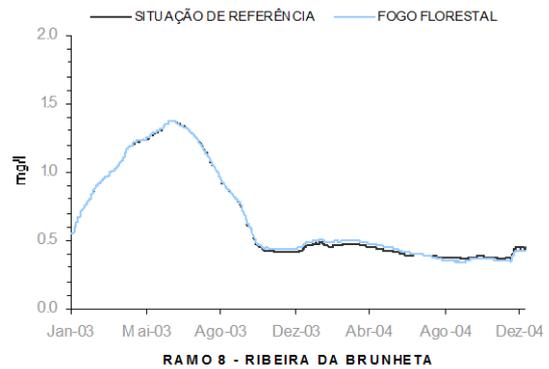
**Figura 232.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 2



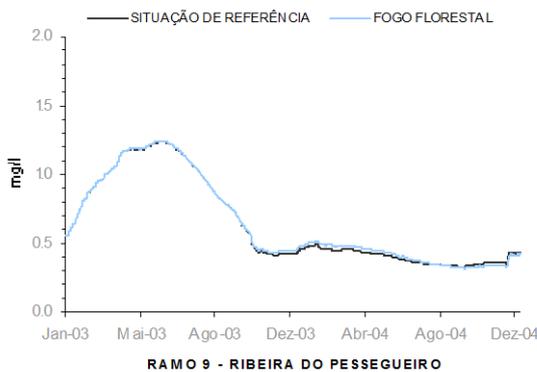
**Figura 233.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 2



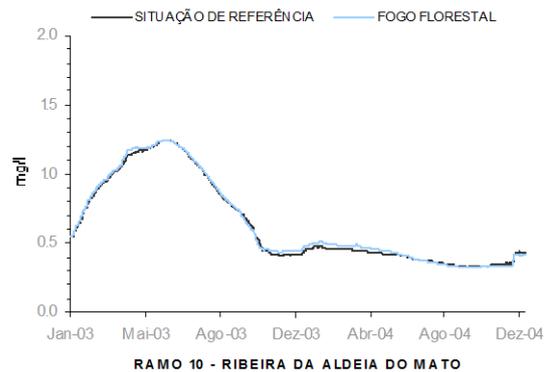
**Figura 234.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 2



**Figura 235.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 2



**Figura 236.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 2



**Figura 237.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 2

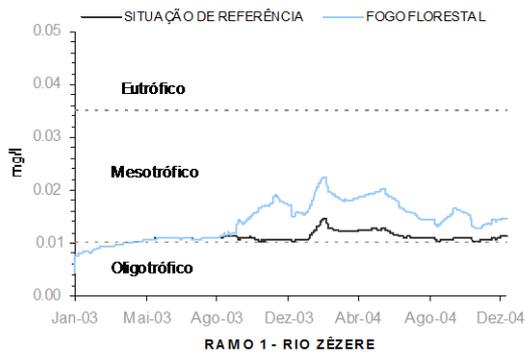


Figura 238. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 2

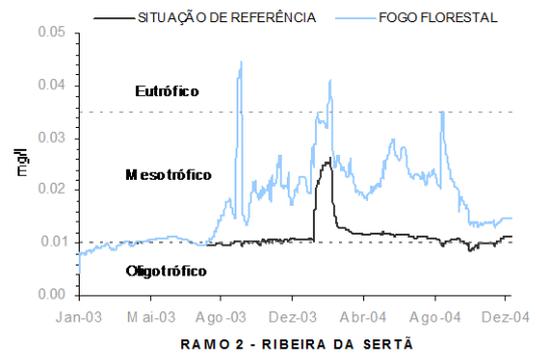


Figura 239. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 2

As restantes linhas de água apresentam igualmente valores mais elevados da concentração deste parâmetro, mas mantêm-se mesotróficas (Figuras 240 a 247).

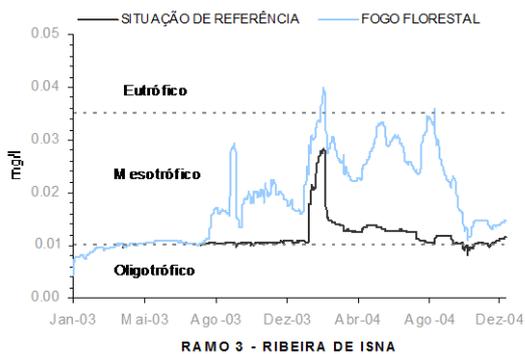


Figura 240. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 2

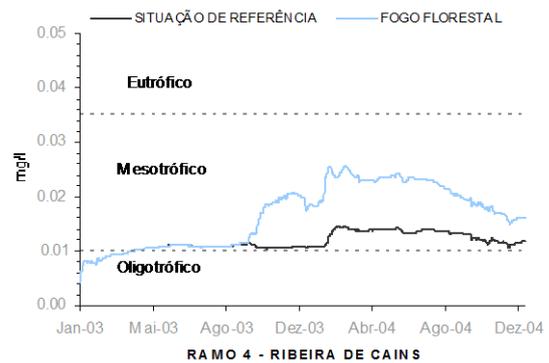


Figura 241. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 2

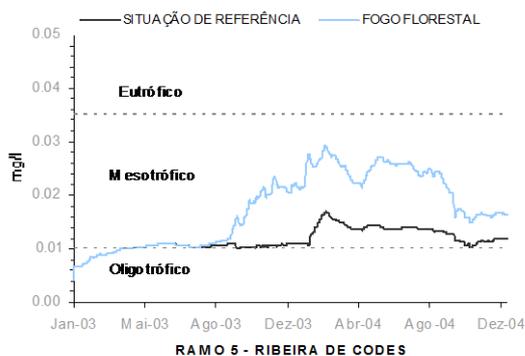


Figura 242. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 2

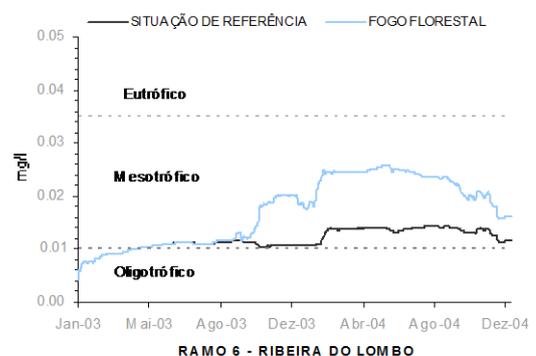


Figura 243. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 2

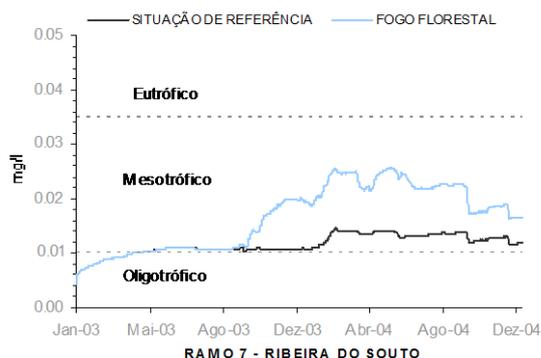


Figura 244. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 2

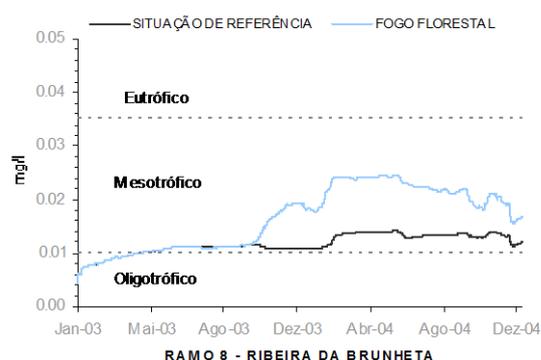


Figura 245. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 2

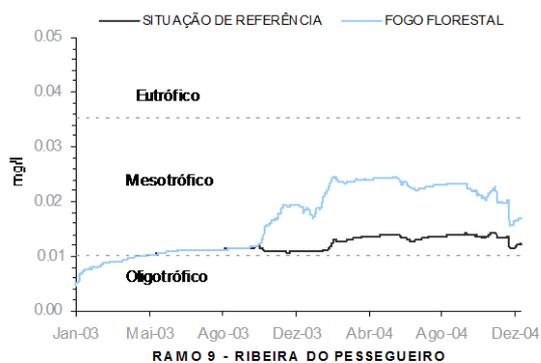


Figura 246. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 2

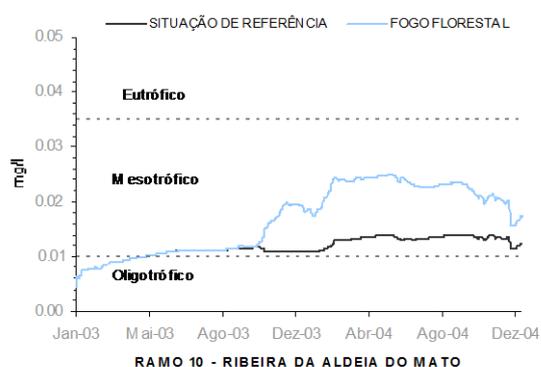


Figura 247. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 2

Em função do aumento de P disponível na albufeira de Castelo do Bode, determinado pelo aumento dos valores da concentração de P-PO<sub>4</sub>, verifica-se que a quantidade de biomassa algal nos meses mais quentes do segundo ano de simulação aumenta significativamente, relativamente à situação de referência da massa de água (Figura 248). Nas restantes linhas de água a situação é análoga, destacando-se as ribeiras da Sertã e de Isna (Figuras 250 a 258).

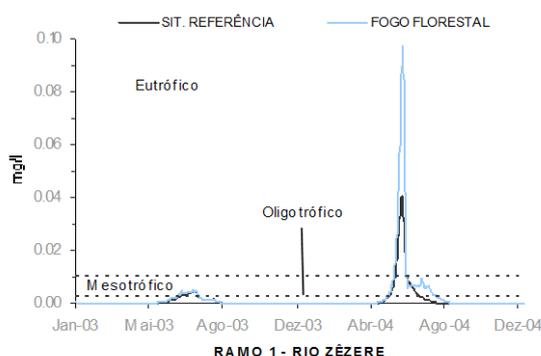
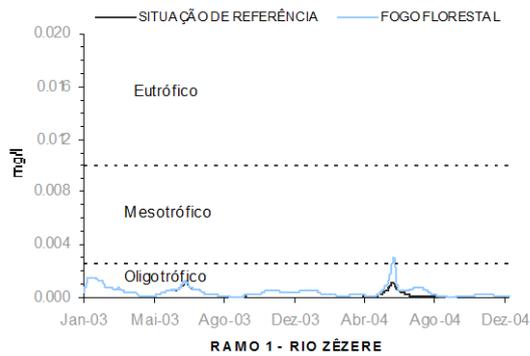
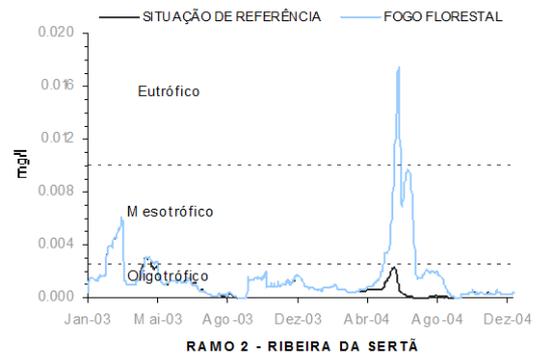


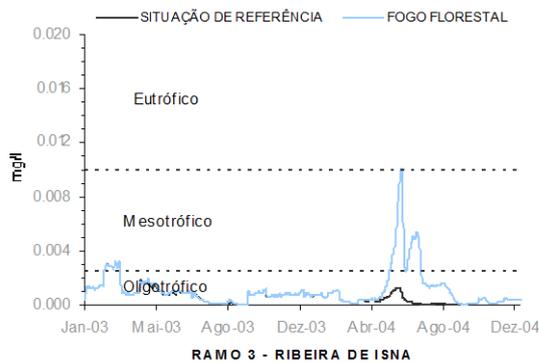
Figura 248. Série temporal de valores de Clorofila-a – rio Zêzere/Cenário 2



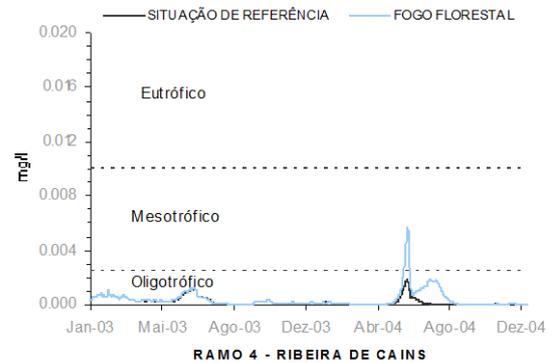
**Figura 249.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 2



**Figura 250.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 2



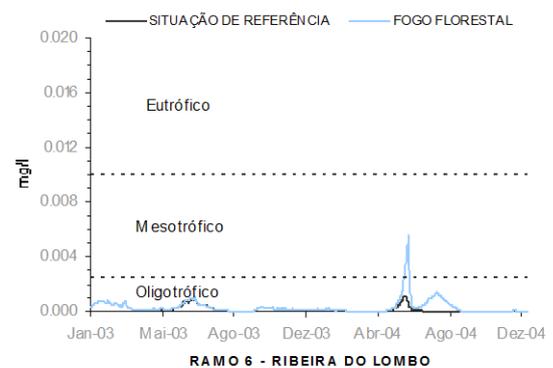
**Figura 251.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 2



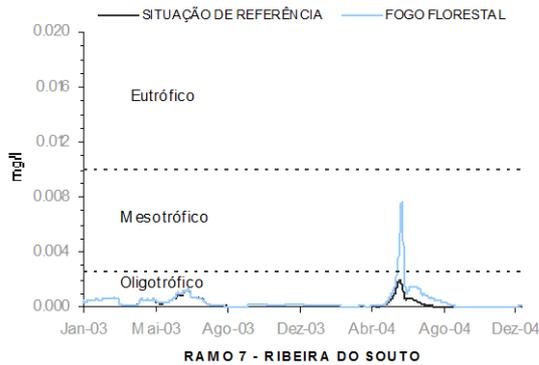
**Figura 252.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 2



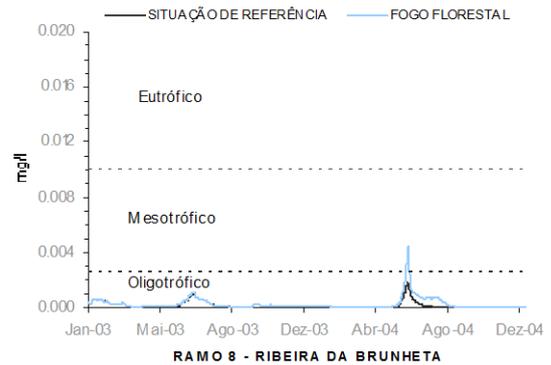
**Figura 253.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 2



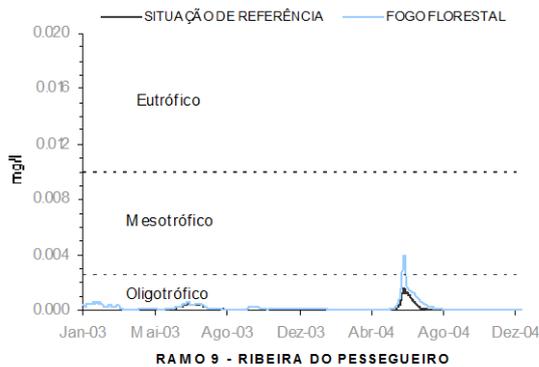
**Figura 254.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 2



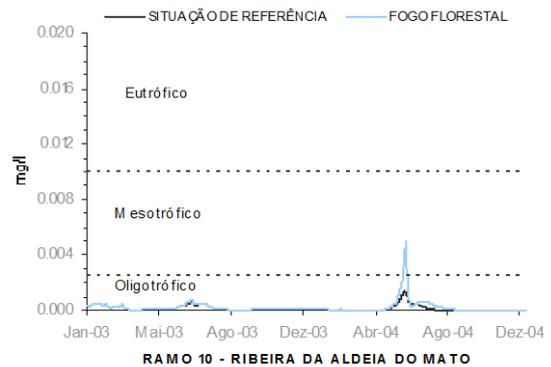
**Figura 255.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 2



**Figura 256.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 2

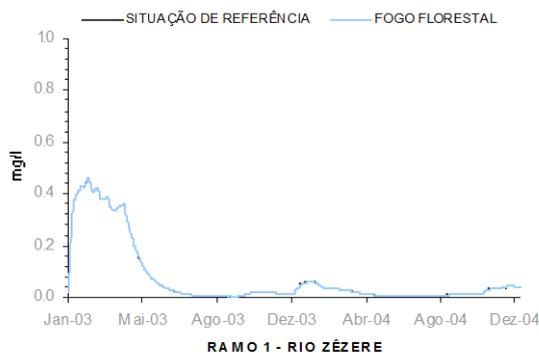


**Figura 257.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 2



**Figura 258.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 2

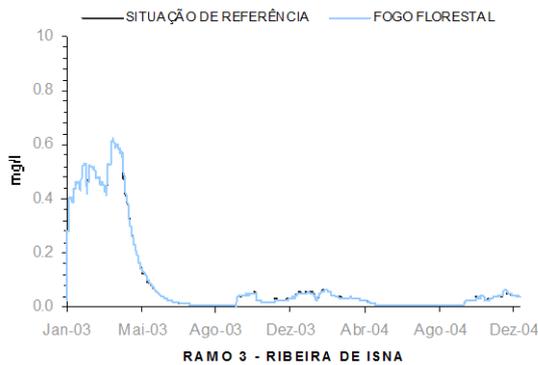
Os valores da concentração de  $NH_4$  na albufeira de Castelo do Bode e nos seus tributários mantiveram-se inalterados durante todo o período de simulação (Figuras 2509 a 268). O mesmo ocorrendo com os valores da concentração de OD, que apesar de uma pequena oscilação nos meses de verão de 2004, não sofreram alterações significativas (Figuras 269 a 278).



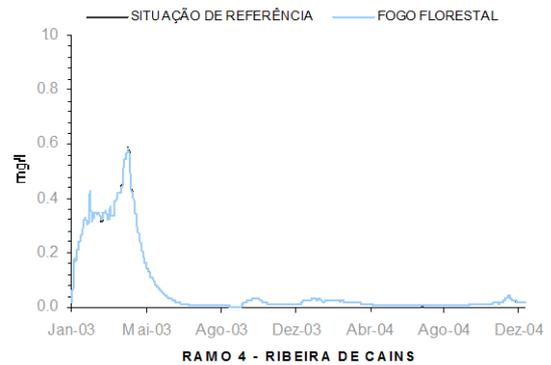
**Figura 259.** Conc.  $NH_4$  - 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 2



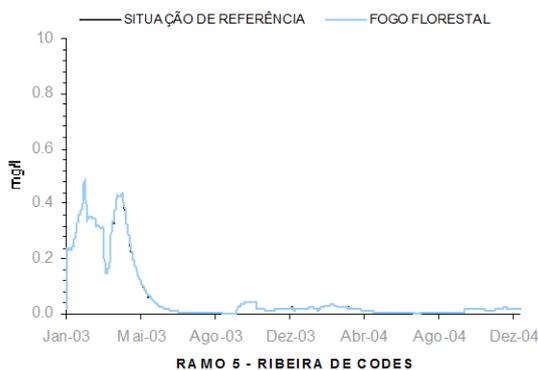
**Figura 260.** Conc.  $NH_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 2



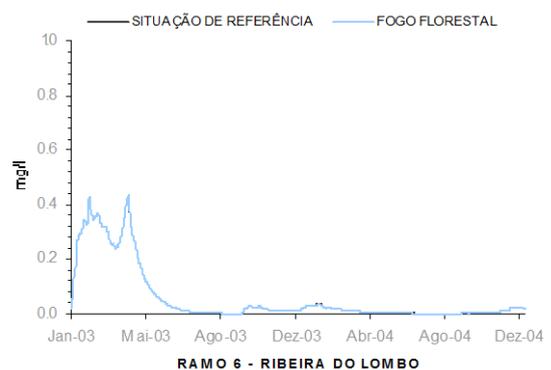
**Figura 261.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 2



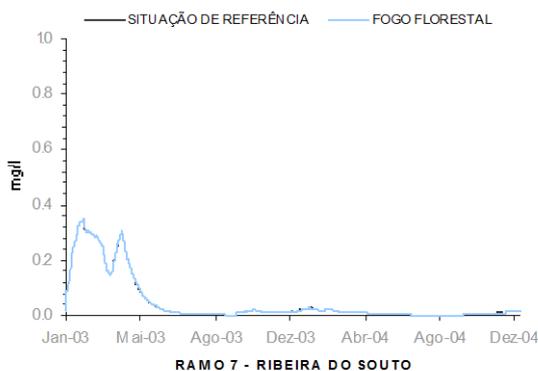
**Figura 262.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 2



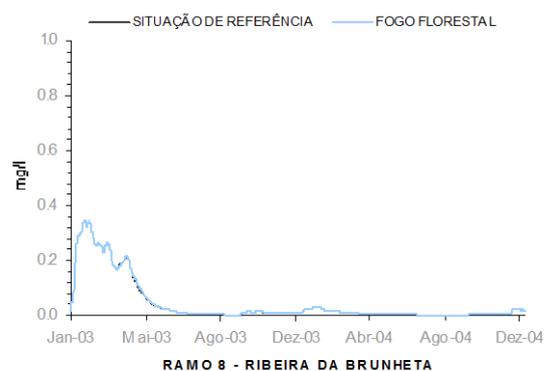
**Figura 263.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 2



**Figura 264.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 2



**Figura 265.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 2



**Figura 266.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 2



Figura 267. Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 2

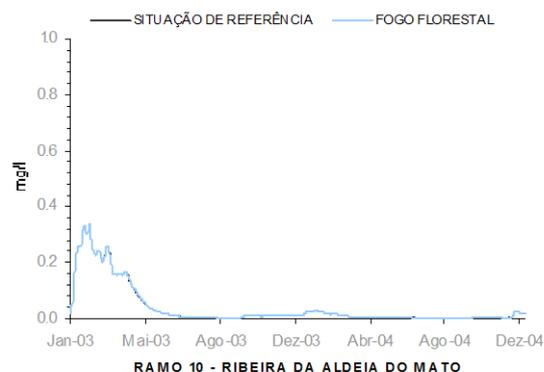


Figura 268. Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 2

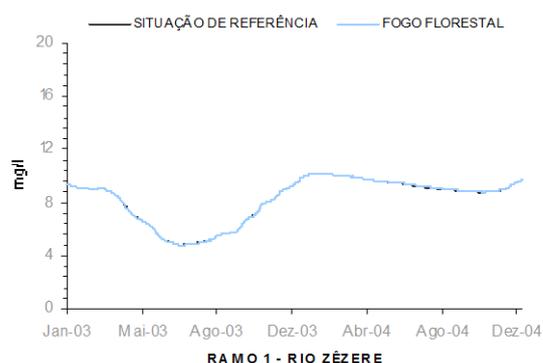


Figura 269. Conc. OD - 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 2

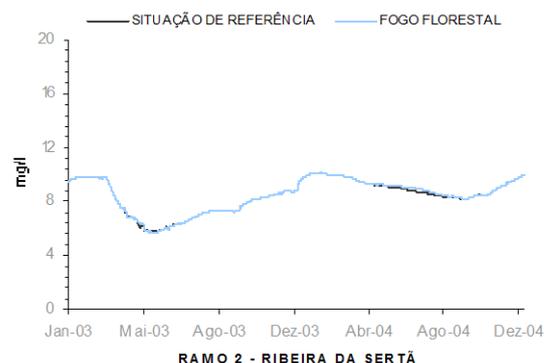


Figura 270. Conc. OD - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 2

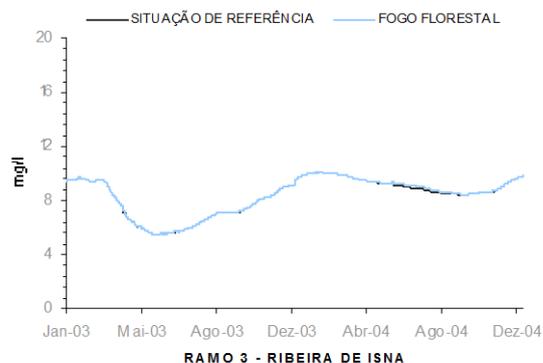


Figura 271. Conc. OD - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 2

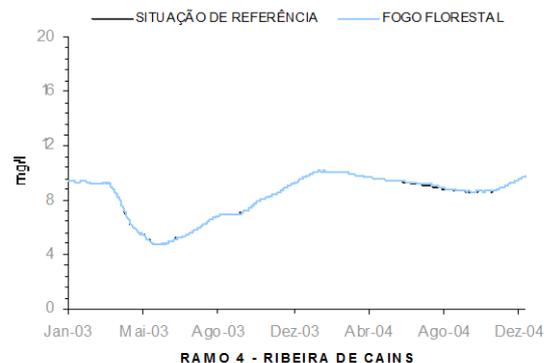
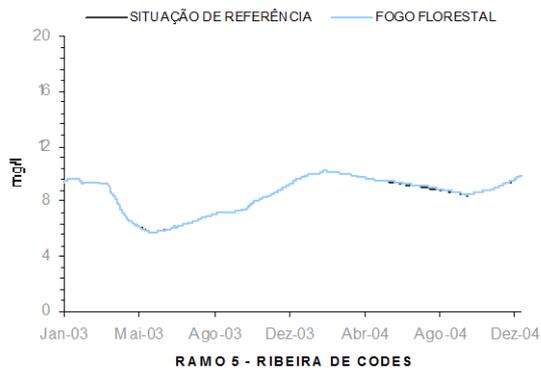
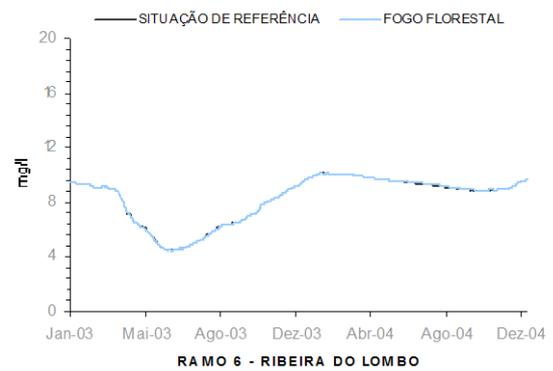


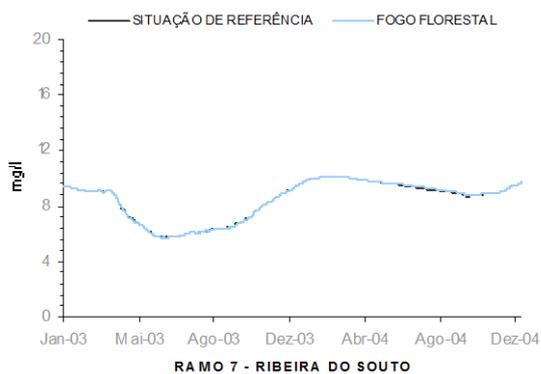
Figura 272. Conc. OD - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 2



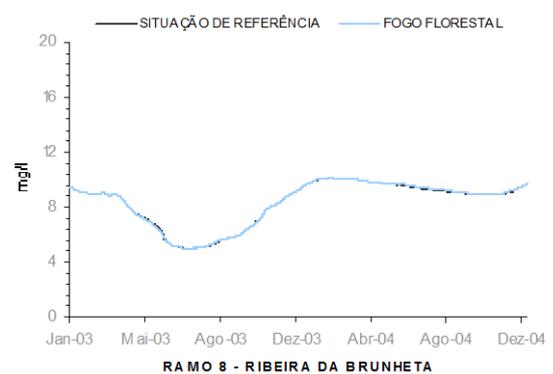
**Figura 273.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 2



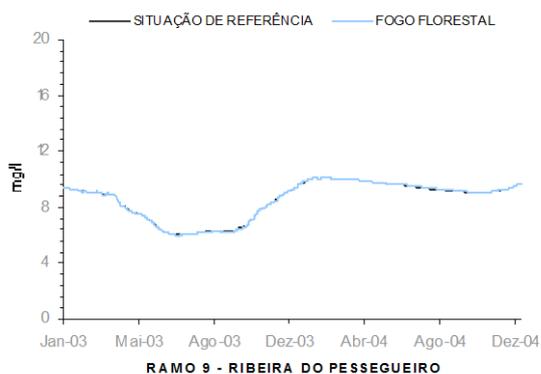
**Figura 274.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 2



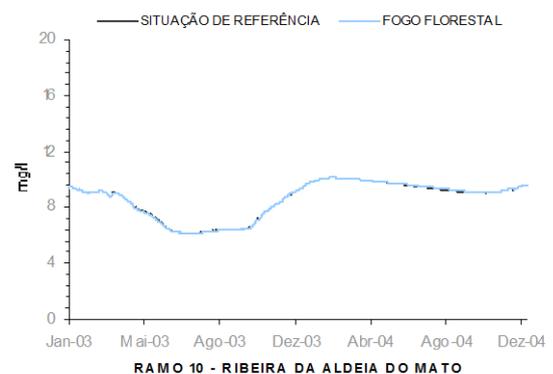
**Figura 275.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 2



**Figura 276.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 2



**Figura 277.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 2

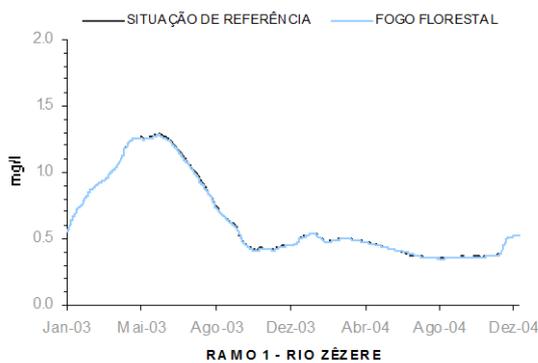


**Figura 278.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 2

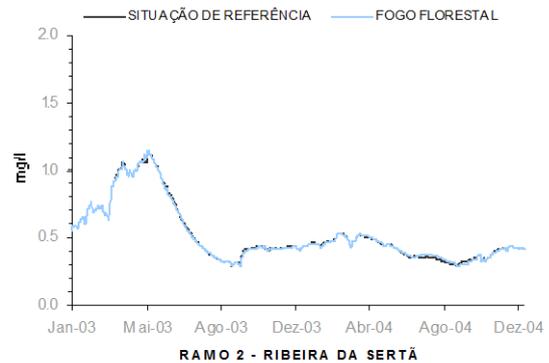
### 9.6.3 Cenário 3

A definição do **Cenário 3** considera os valores da carga de  $N-NO_3$  e de  $P-PO_4$  observados 1 ano e oito meses após um fogo florestal que ocorreu na bacia hidrográfica do rio Águeda (de acordo com o referido na secção 9.5 deste documento).

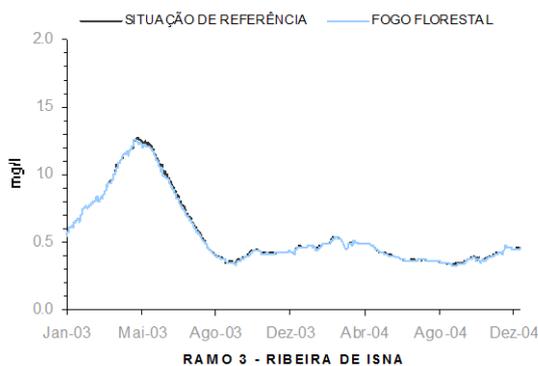
Os resultados obtidos com a consideração do **Cenário 3** demonstram que não ocorrem variações significativas na concentração dos parâmetros simulados (Figuras 279 a 329), relativamente aos valores da concentração correspondentes à situação de referência. Verifica-se apenas a existência de uma variação muito reduzida dos valores da concentração de  $N-NO_3$ , de  $P-PO_4$  e, conseqüentemente, de clorofila-a nos meses mais quentes dos dois anos simulados, mais evidente na albufeira de Castelo do Bode e em quase todos os ramos simulados (Figuras 299 a 305), com excepção dos que drenam as zonas em que a área ardida é de menor dimensão (Figuras 306 a 309).



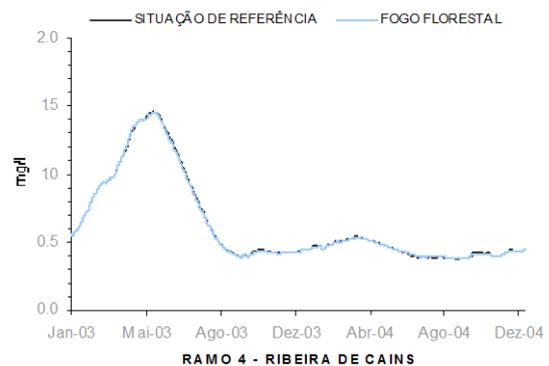
**Figura 279.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rio Zézere/**Cenário 3**



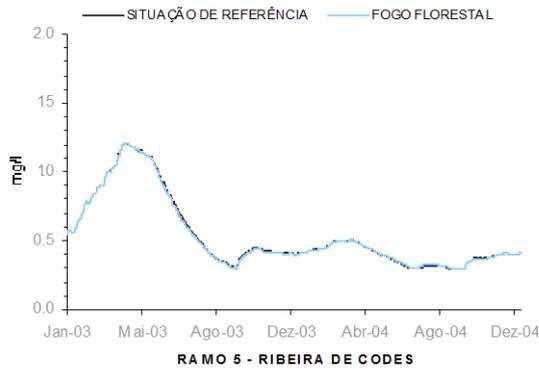
**Figura 280.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/**Cenário 3**



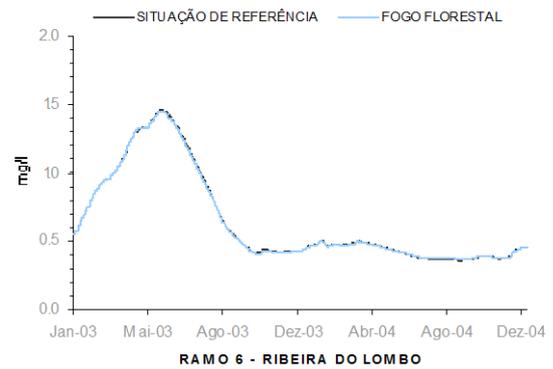
**Figura 281.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/**Cenário 3**



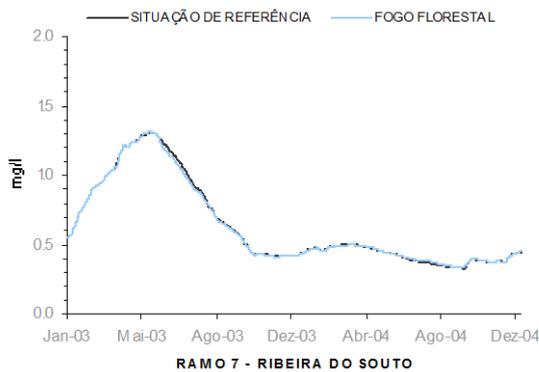
**Figura 282.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/**Cenário 3**



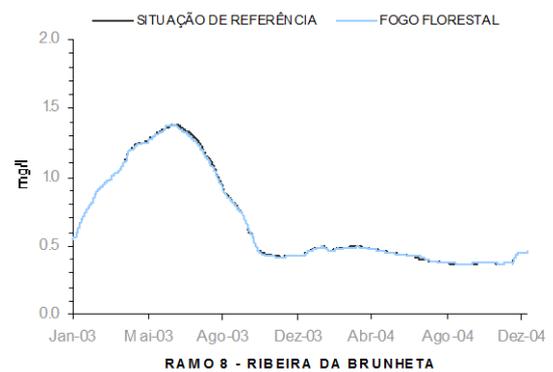
**Figura 283.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 3



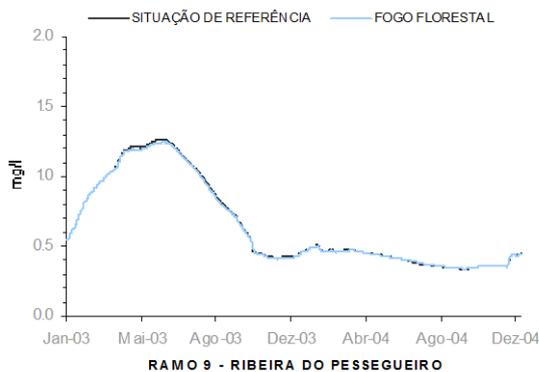
**Figura 284.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 3



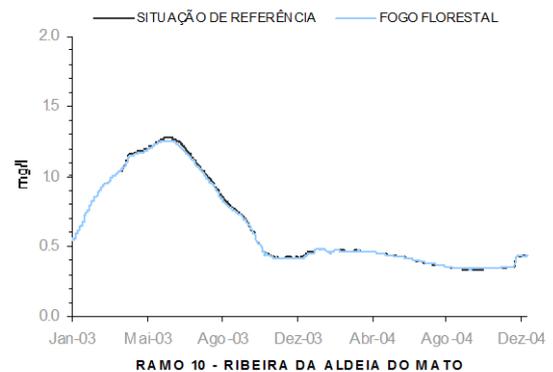
**Figura 285.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 3



**Figura 286.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 3



**Figura 287.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 3



**Figura 288.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 3

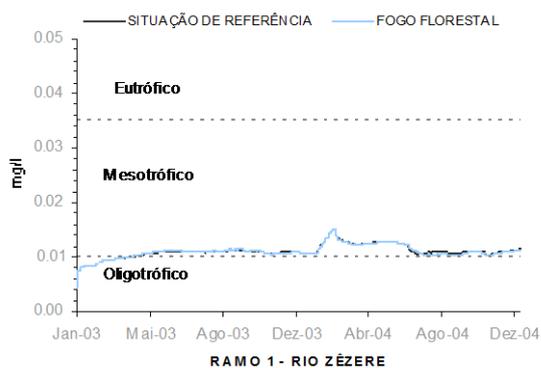


Figura 289. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 3

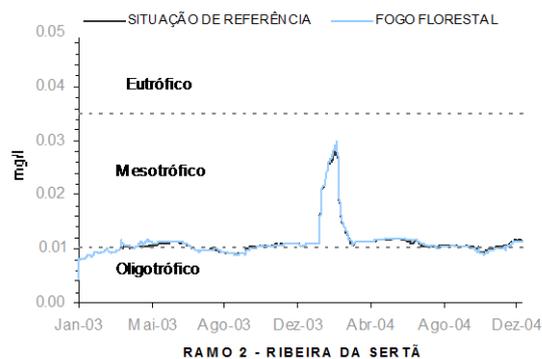


Figura 290. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 3



Figura 291. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 3

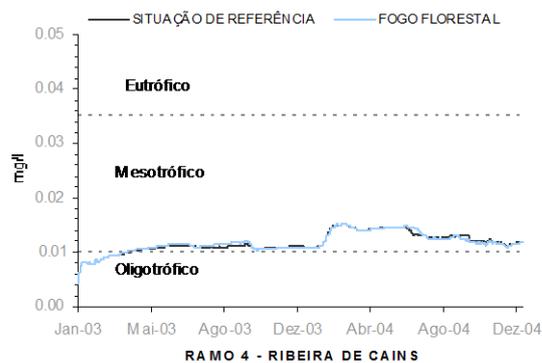


Figura 292. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 3



Figura 293. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 3

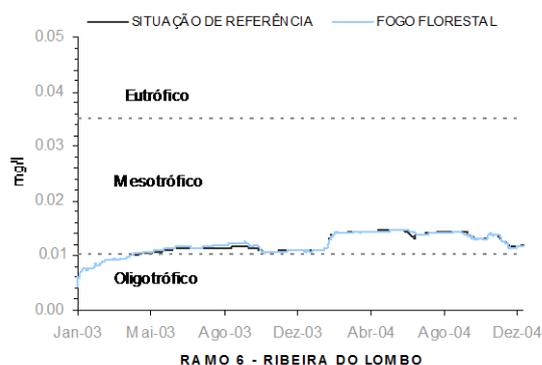
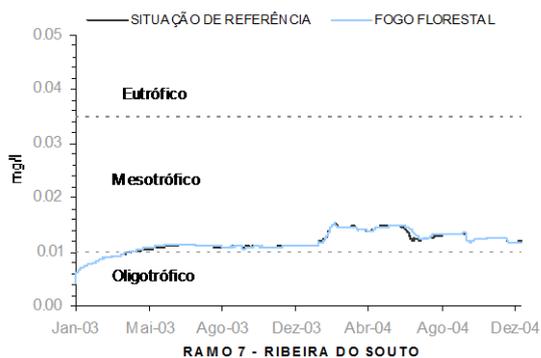
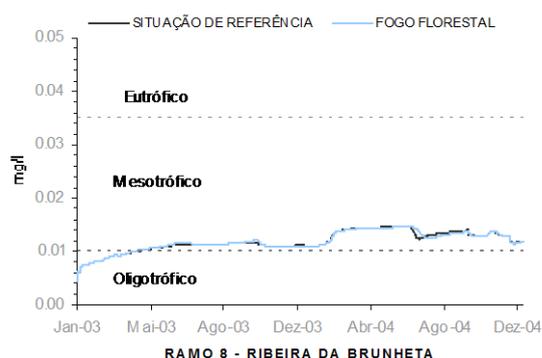


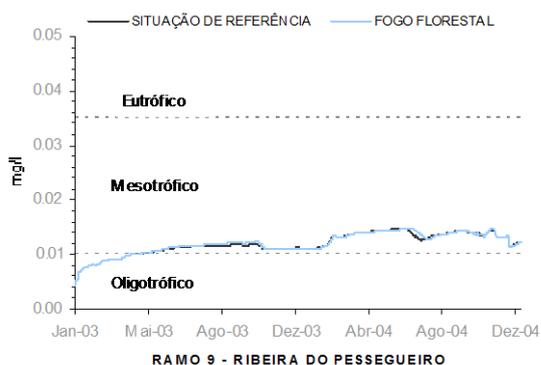
Figura 294. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 3



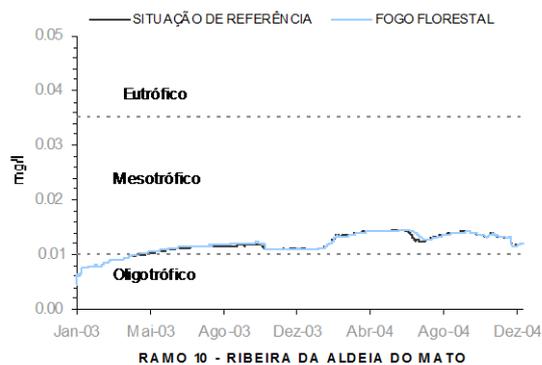
**Figura 295.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 3



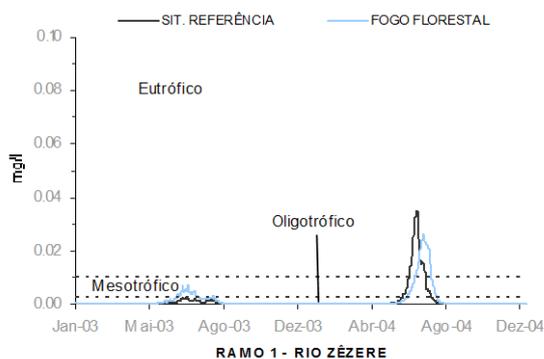
**Figura 296.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 3



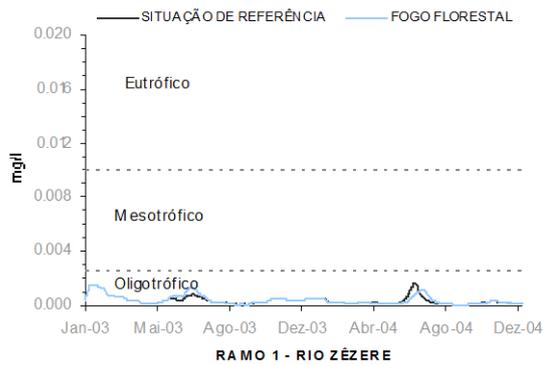
**Figura 297.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 3



**Figura 298.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 3



**Figura 299.** Série temporal de valores de Clorofila-a – rio Zêzere/Cenário 3



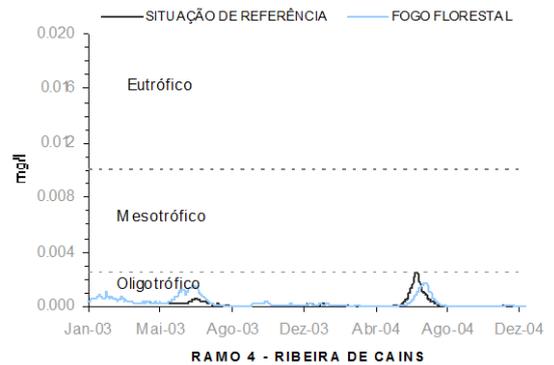
**Figura 300.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 3



**Figura 301.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 3



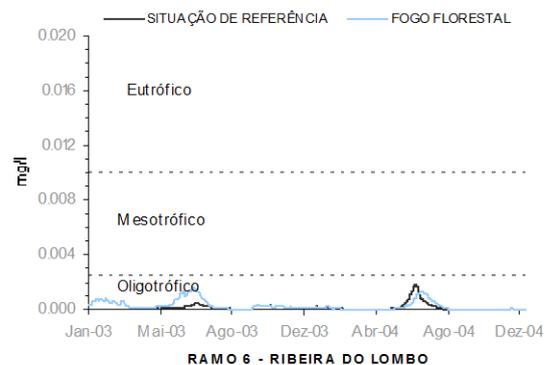
**Figura 302.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 3



**Figura 303.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 3



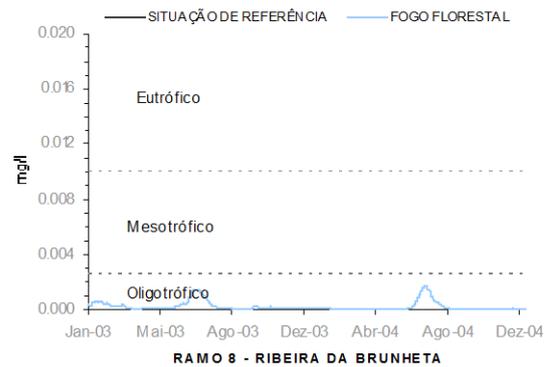
**Figura 304.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 3



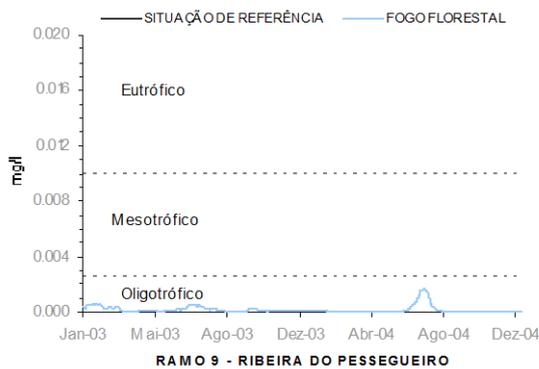
**Figura 305.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 3



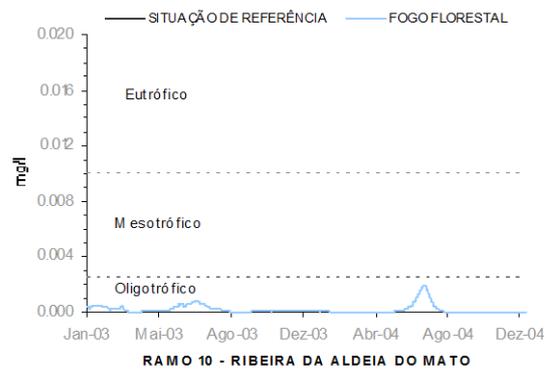
**Figura 306.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 3



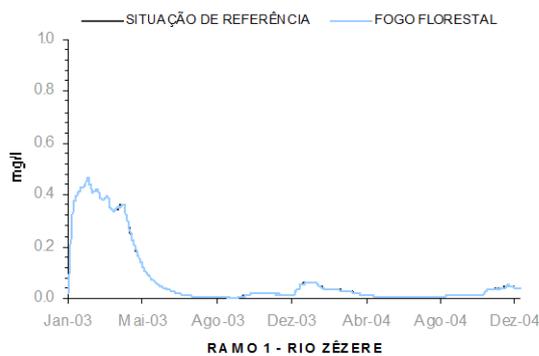
**Figura 307.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 3



**Figura 308.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 3



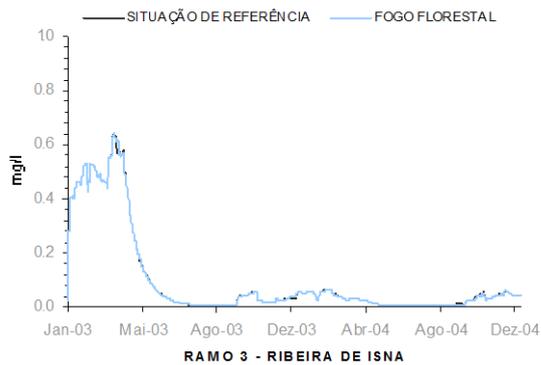
**Figura 309.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 3



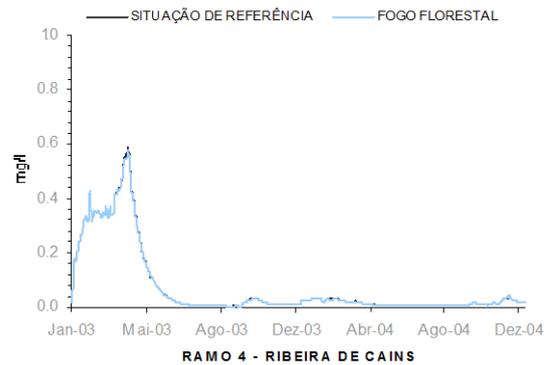
**Figura 310.** Conc. NH<sub>4</sub> - 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 3



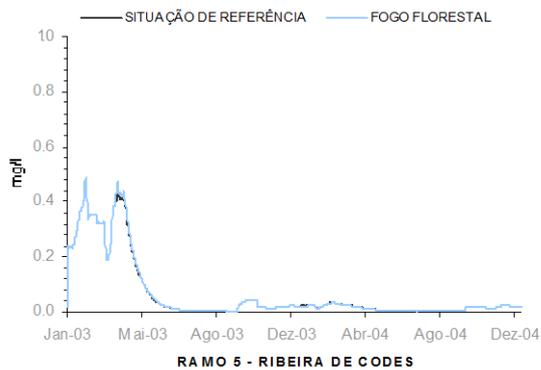
**Figura 311.** Conc. NH<sub>4</sub> - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 3



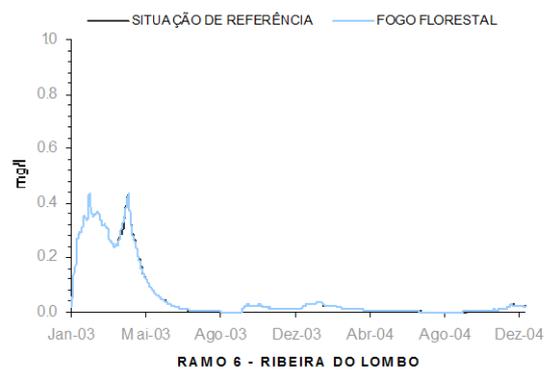
**Figura 312.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/**Cenário 3**



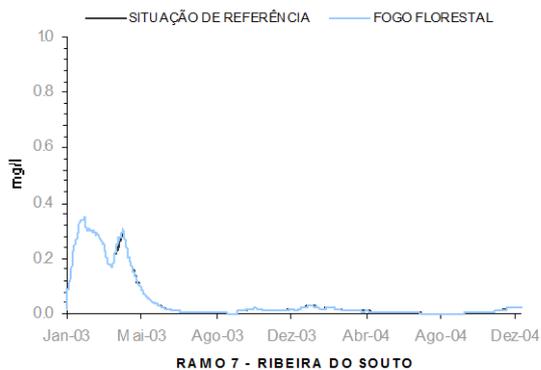
**Figura 313.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/**Cenário 3**



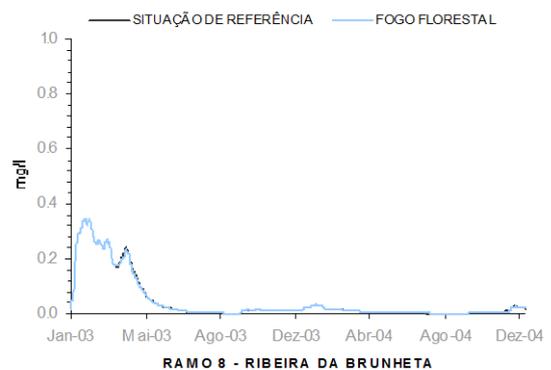
**Figura 314.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/**Cenário 3**



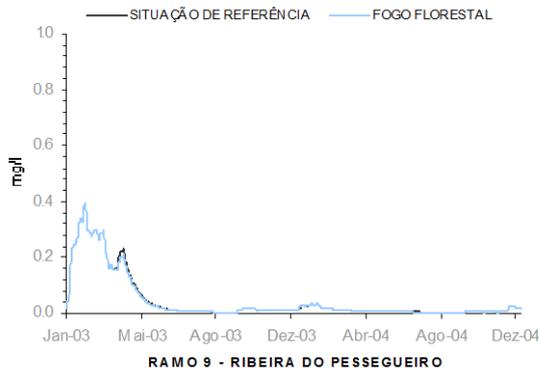
**Figura 315.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/**Cenário 3**



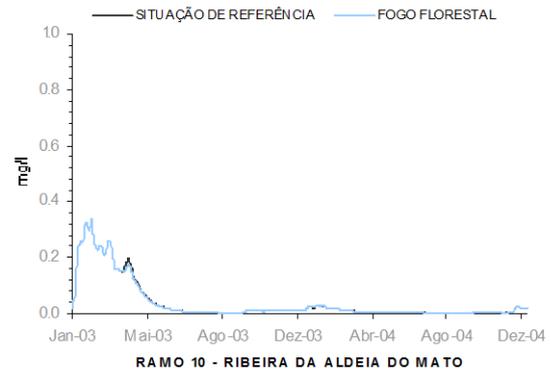
**Figura 316.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/**Cenário 3**



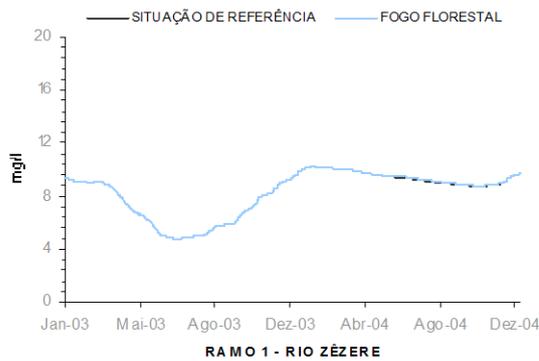
**Figura 317.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/**Cenário 3**



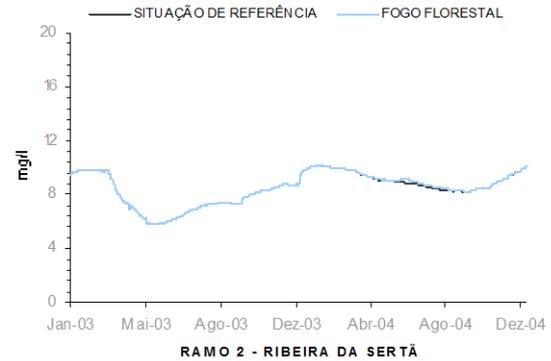
**Figura 318.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 3



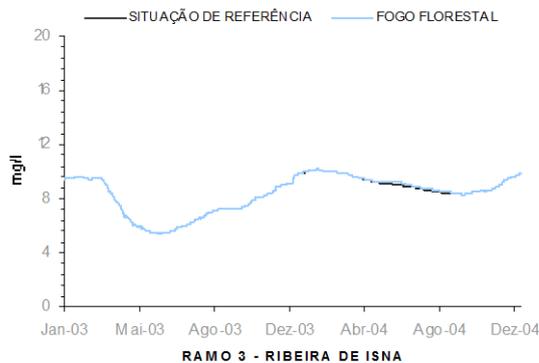
**Figura 319.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 3



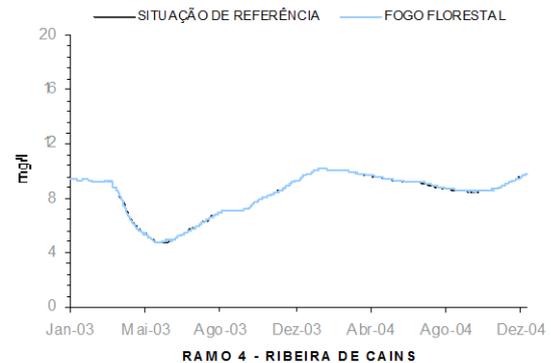
**Figura 320.** Conc. OD – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 3



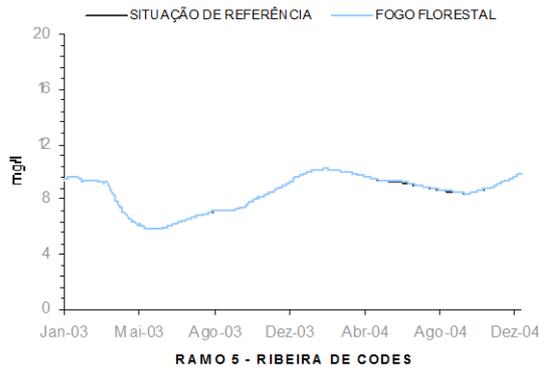
**Figura 321.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 3



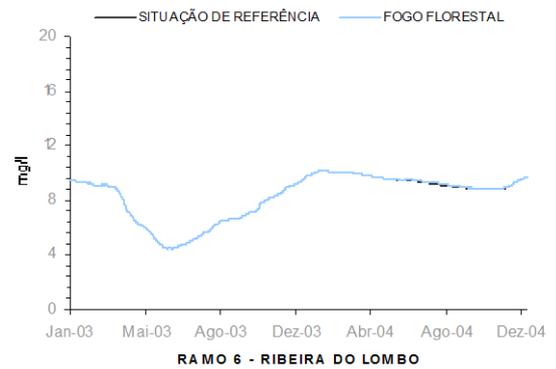
**Figura 322.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 3



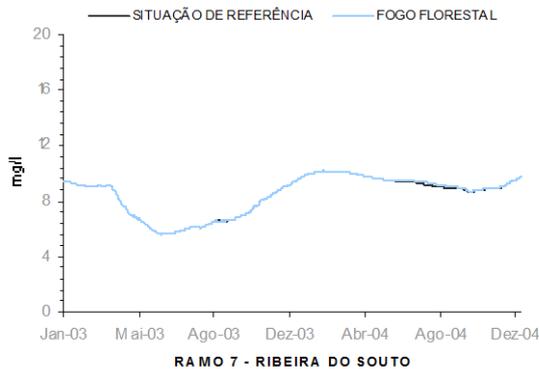
**Figura 323.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 3



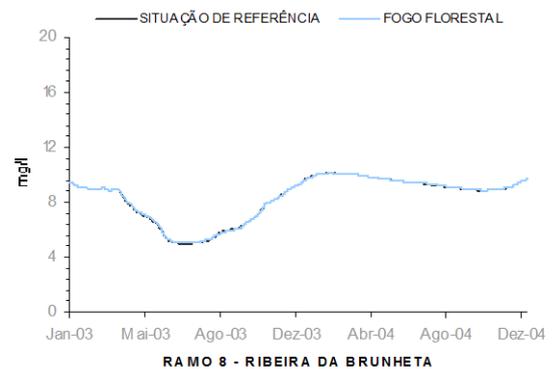
**Figura 324.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 3



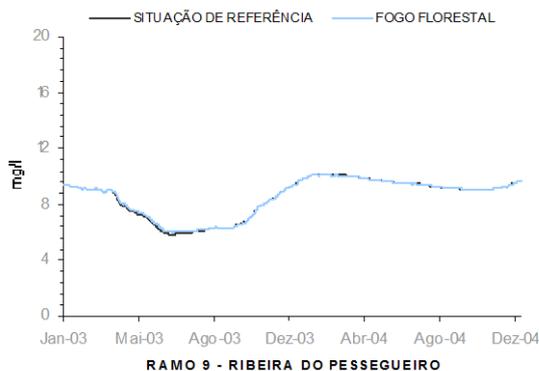
**Figura 325.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 3



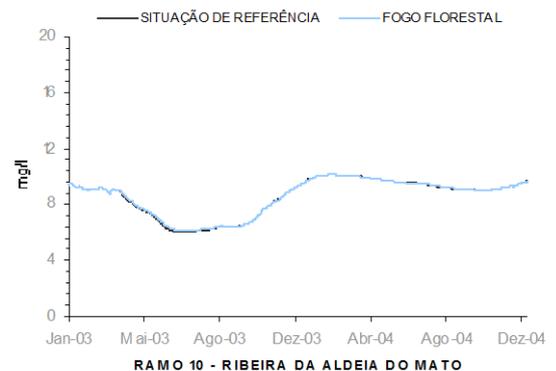
**Figura 326.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 3



**Figura 327.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 3



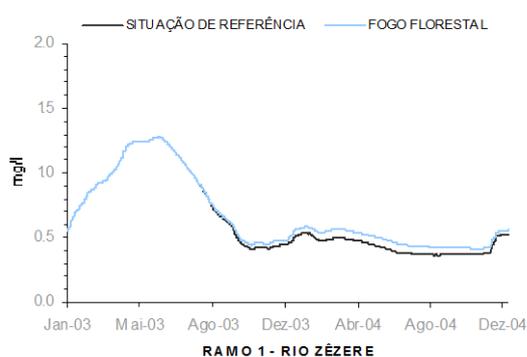
**Figura 328.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 3



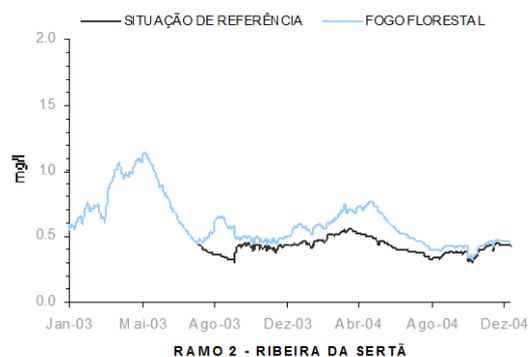
**Figura 329.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 3

### 9.6.4 Cenário 4

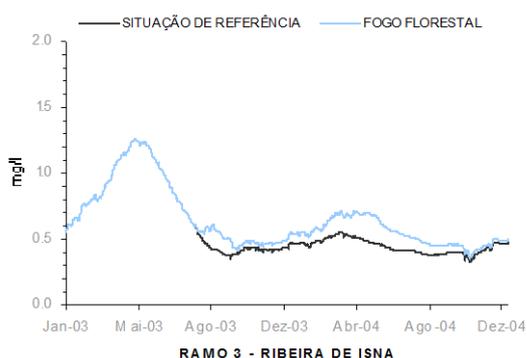
Os resultados obtidos com a simulação do **Cenário 4** são apresentados nas Figuras 330 a 380. A análise dos correspondentes resultados permite observar que ocorre um incremento da concentração de  $N-NO_3$  na albufeira de Castelo do Bode e em todos os afluentes a esta massa de água, sobretudo, nas ribeiras da Sertã e de Isna. No que se refere aos restantes parâmetros submetidos a simulação, verifica-se que não existem diferenças significativas, embora no caso do  $P-PO_4$  se verifique uma reduzida oscilação da concentração deste parâmetro.



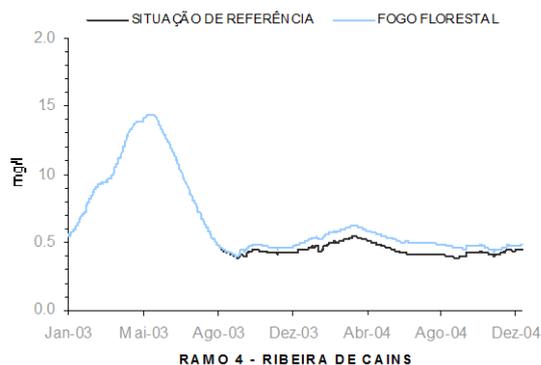
**Figura 330.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 4



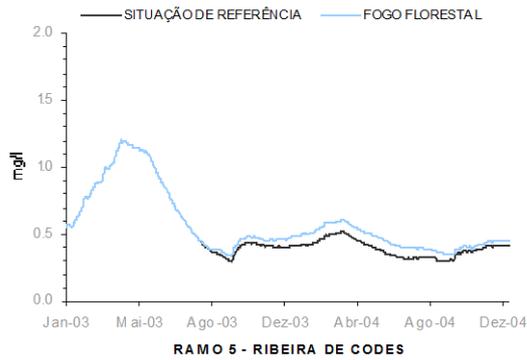
**Figura 331.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 4



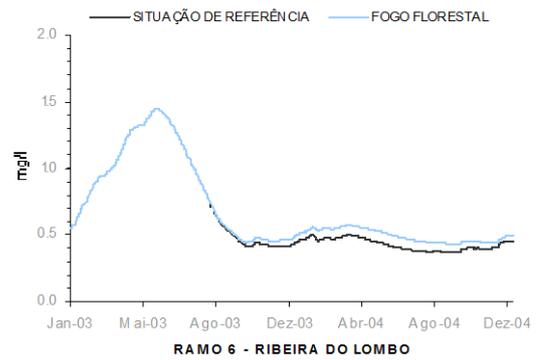
**Figura 332.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 4



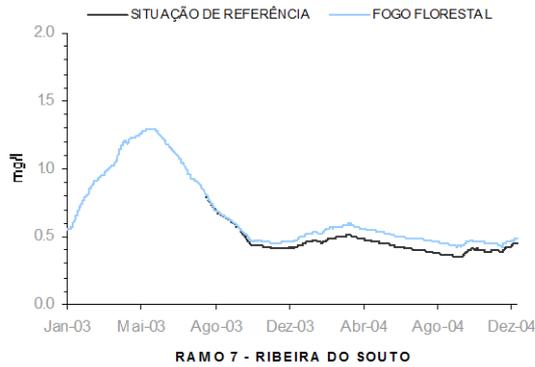
**Figura 333.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 4



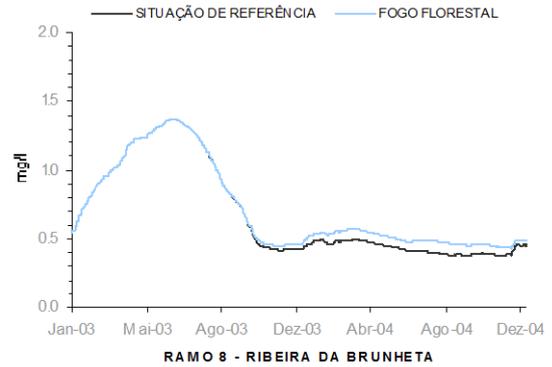
**Figura 334.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 4



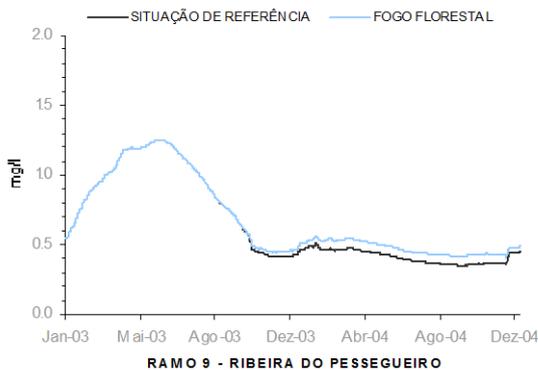
**Figura 335.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 4



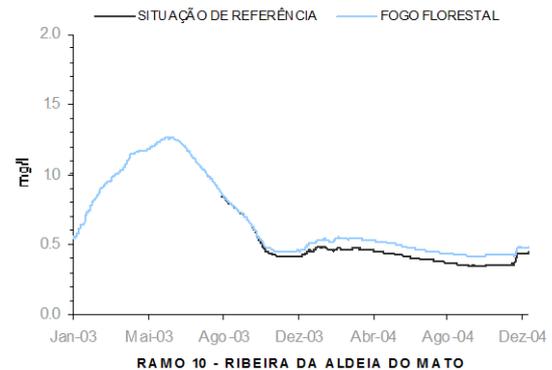
**Figura 336.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 4



**Figura 337.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 4



**Figura 338.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 4



**Figura 339.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 4

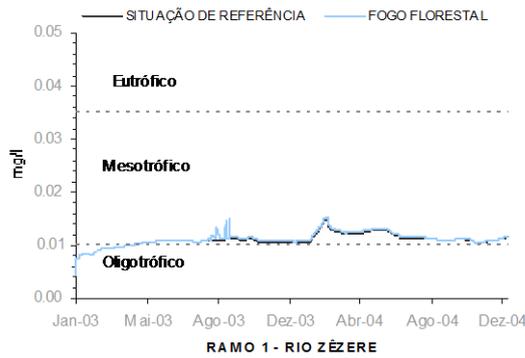


Figura 340. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 4

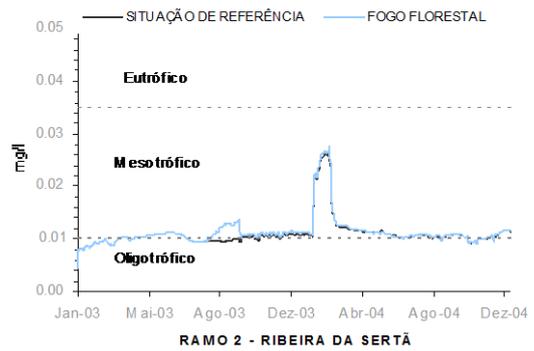


Figura 341. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 4

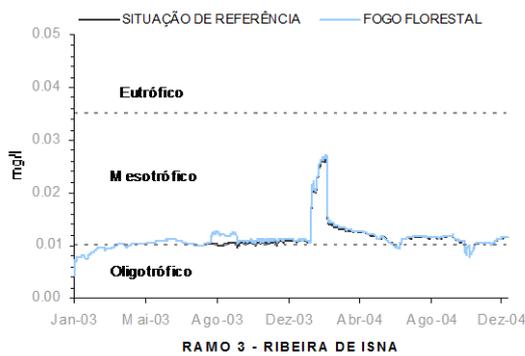


Figura 342. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 4

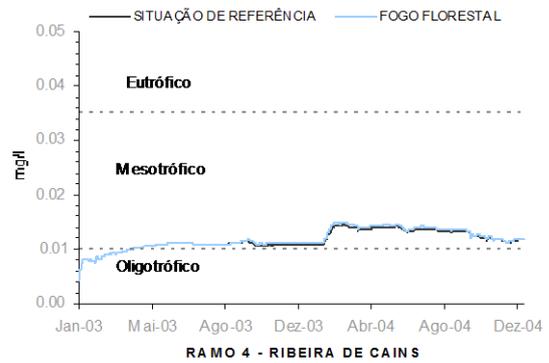


Figura 343. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 4

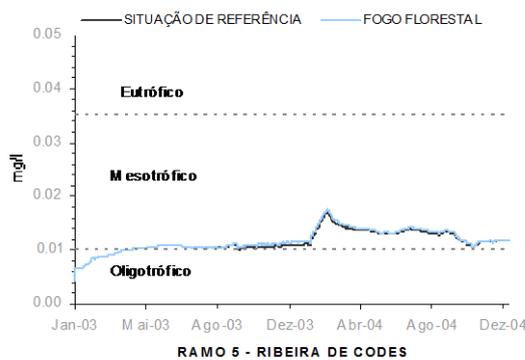


Figura 344. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 4

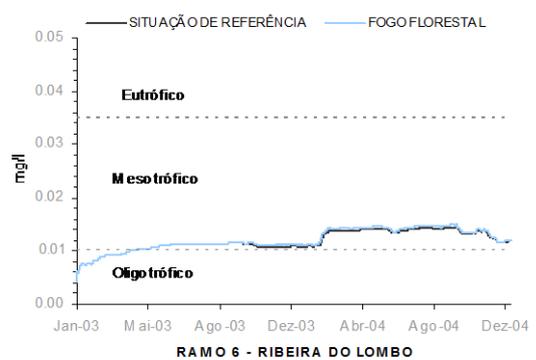


Figura 345. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 4

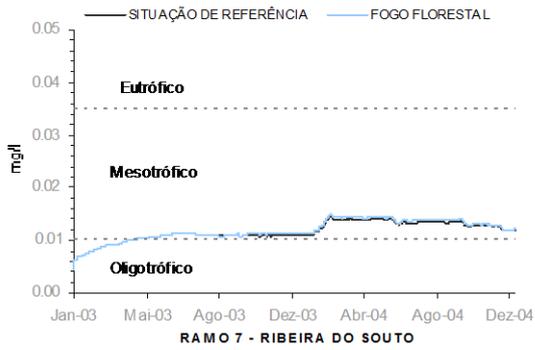


Figura 346. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 4

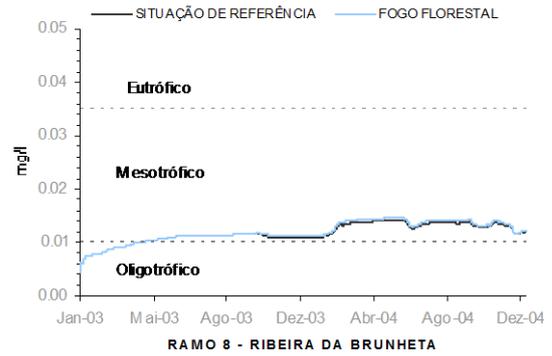


Figura 347. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 4

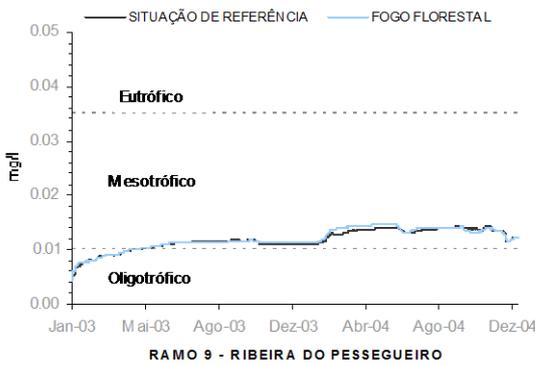


Figura 348. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 4

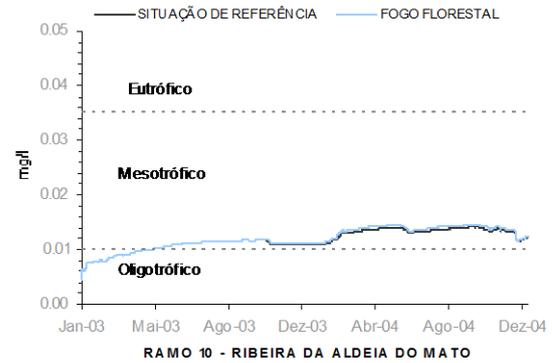


Figura 349. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 4

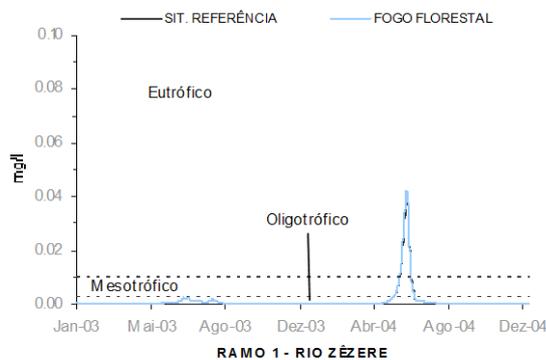
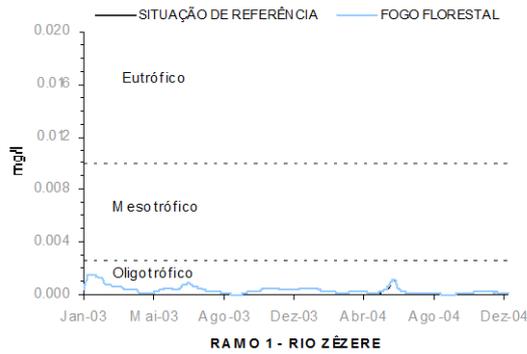
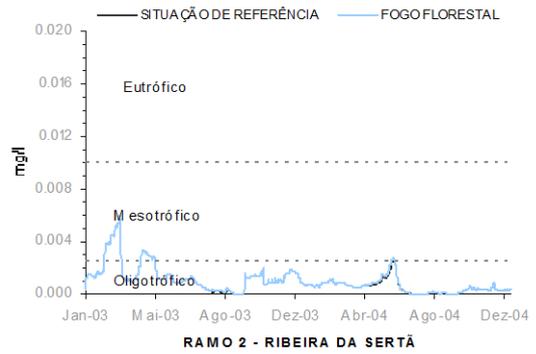


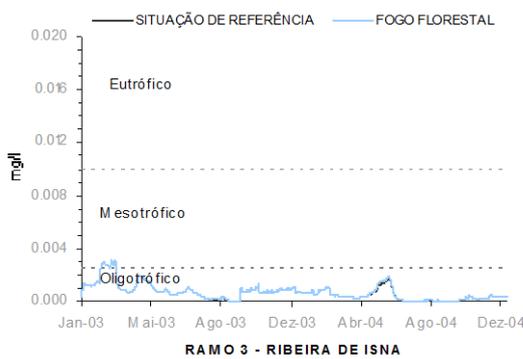
Figura 350. Série temporal de valores de Clorofila-a – rio Zêzere/ Cenário 4



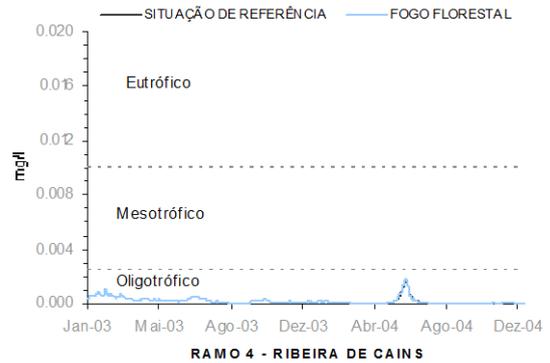
**Figura 351.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 4



**Figura 352.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª da Sertã/Cenário 4



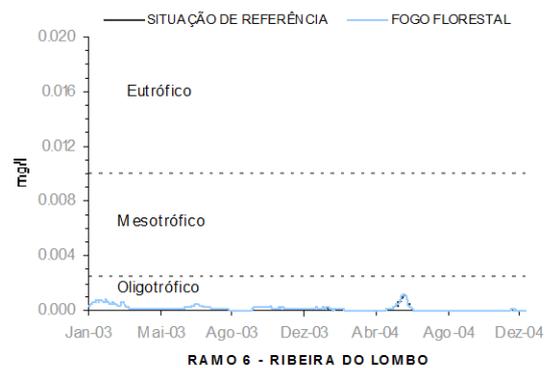
**Figura 353.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª de Isna/ Cenário 4



**Figura 354.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª de Cains/ Cenário 4



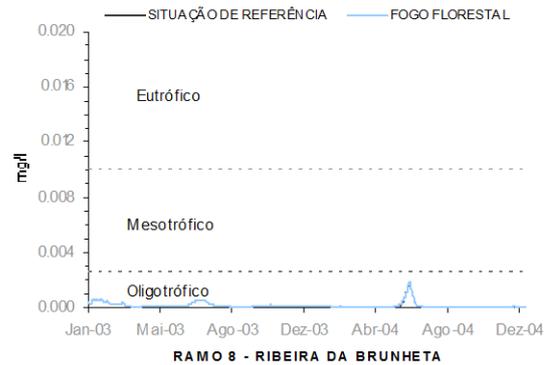
**Figura 355.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª de Codes/Cenário 4



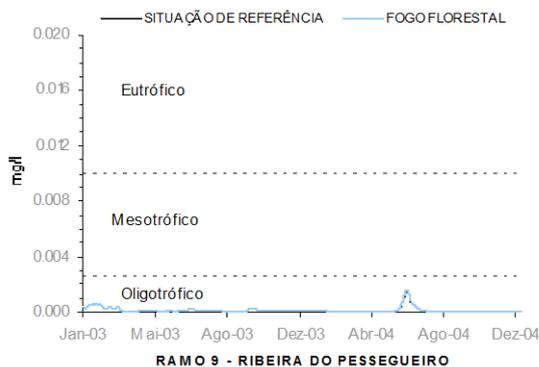
**Figura 356.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª do Lombo/Cenário 4



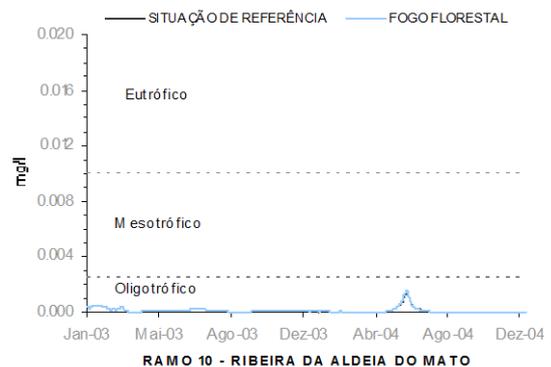
**Figura 357.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 4



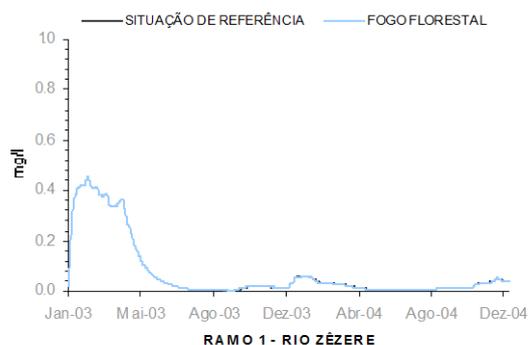
**Figura 358.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 4



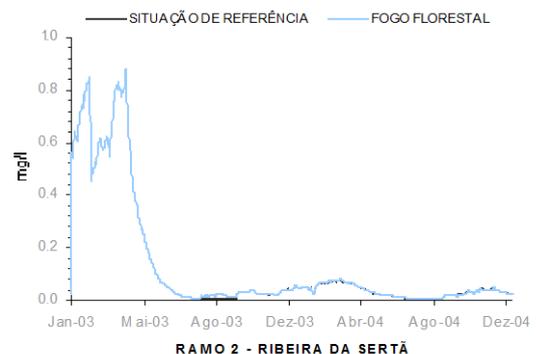
**Figura 359.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 4



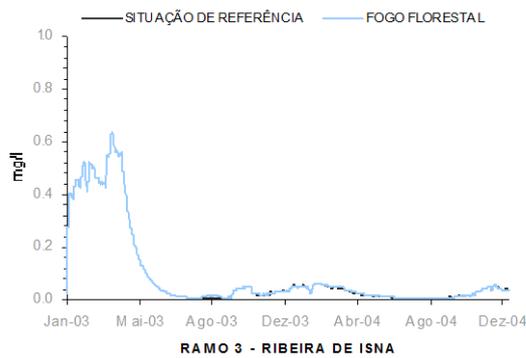
**Figura 360.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 4



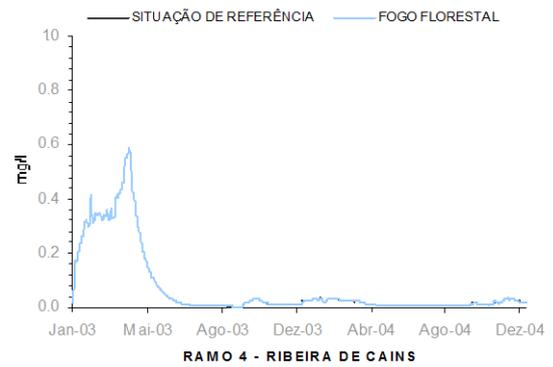
**Figura 361.** Conc. NH<sub>4</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 4



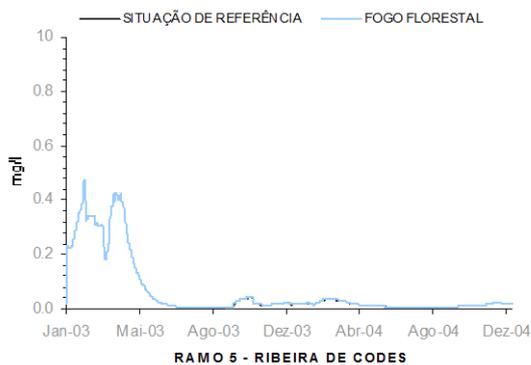
**Figura 362.** Conc. NH<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 4



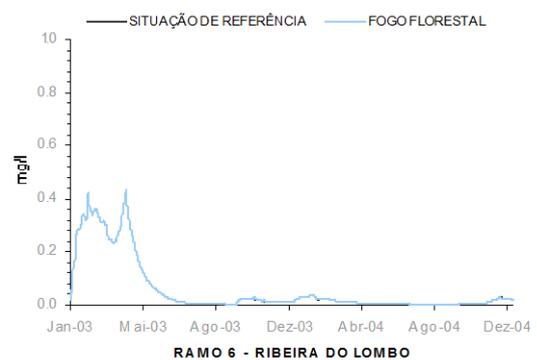
**Figura 363.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 4



**Figura 364.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 4



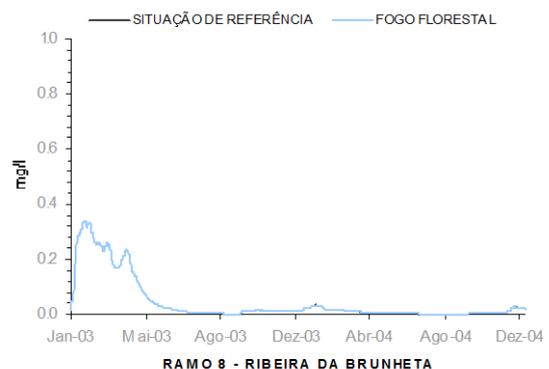
**Figura 365.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 4



**Figura 366.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 4



**Figura 367.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 4



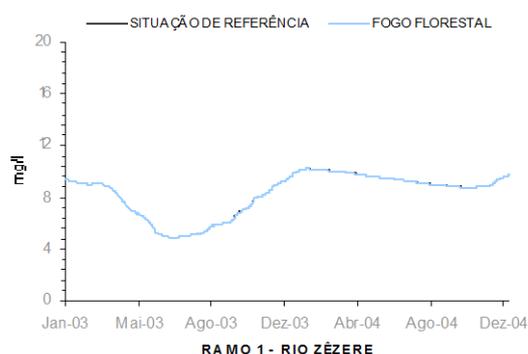
**Figura 368.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 4



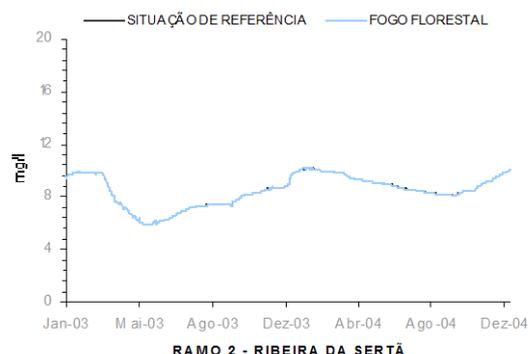
**Figura 369.** Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 4



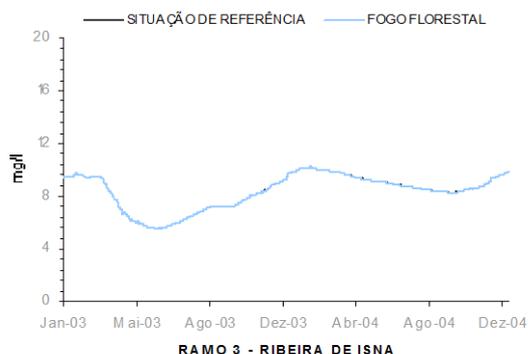
**Figura 370.** Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 4



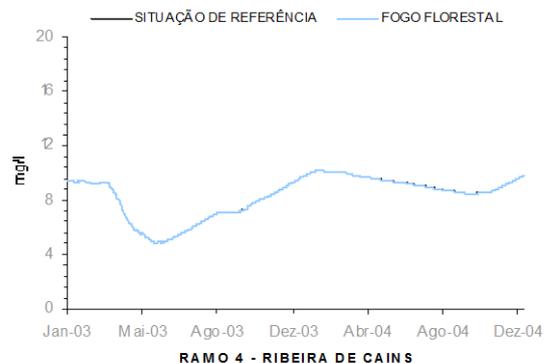
**Figura 371.** Conc. OD – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 4



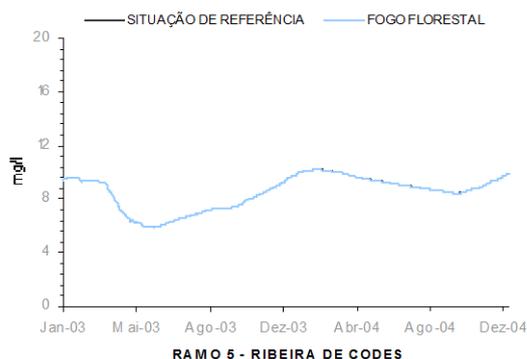
**Figura 372.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 4



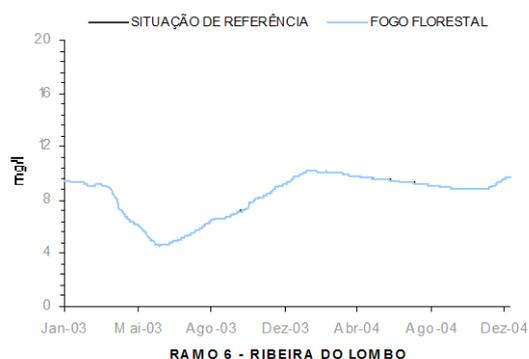
**Figura 373.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 4



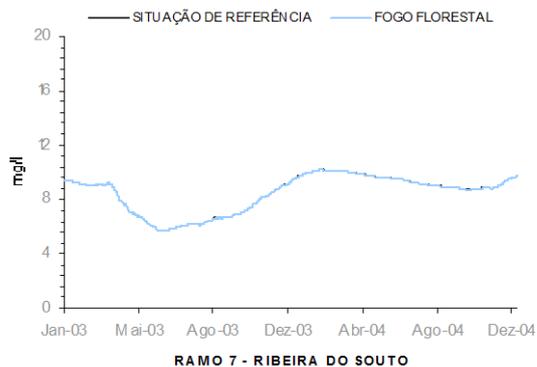
**Figura 374.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 4



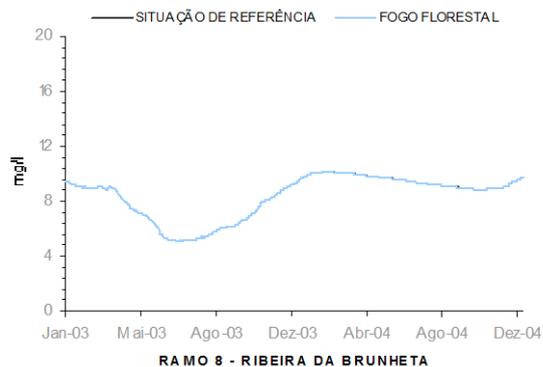
**Figura 375.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/**Cenário 4**



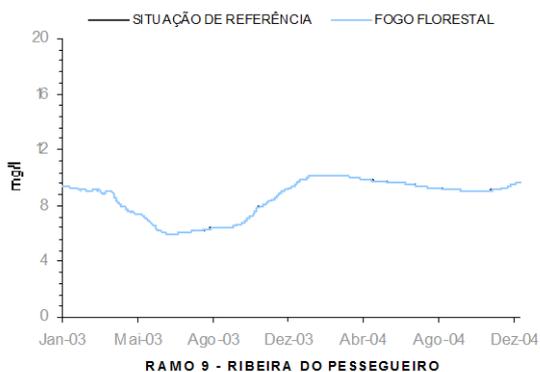
**Figura 376.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/**Cenário 4**



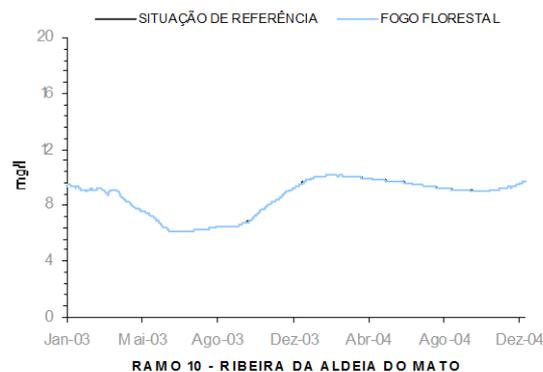
**Figura 377.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/**Cenário 4**



**Figura 378.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/**Cenário 4**



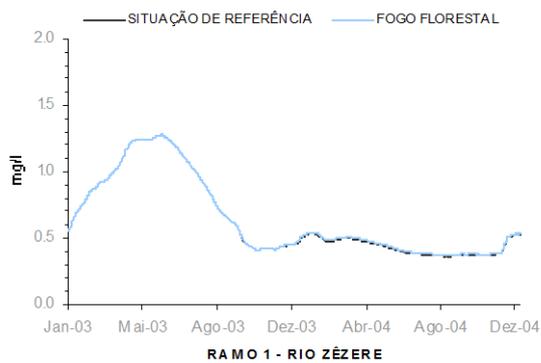
**Figura 379.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/**Cenário 4**



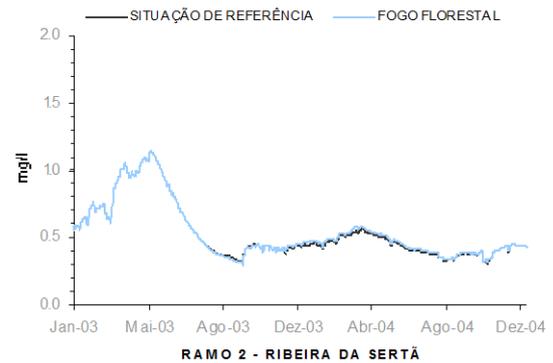
**Figura 380.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/**Cenário 4**

### 9.6.5 Cenário 5

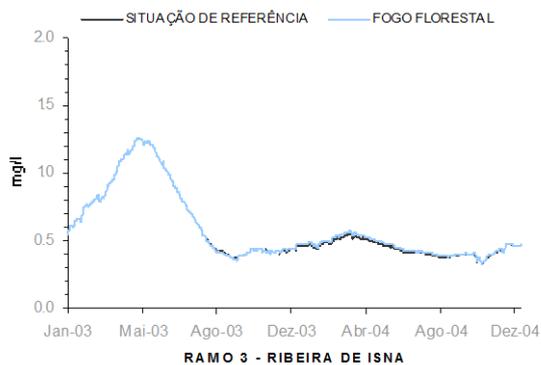
A análise das Figuras 381 a 431, relativa aos resultados obtidos com a simulação do **Cenário 5**, permite observar que não existem variações significativas dos valores de concentração dos parâmetros simulados. Assim, conclui-se que a variação percentual da carga de N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub> e de NH<sub>4</sub>, registada no solo, correspondente ao **Cenário 5**, não determinou qualquer efeito sensível na qualidade da água da albufeira de Castelo de Bode.



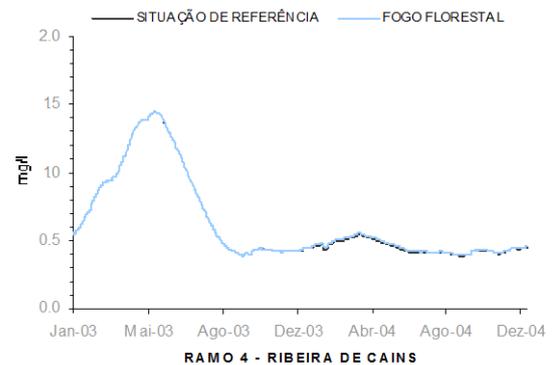
**Figura 381.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/**Cenário 5**



**Figura 382.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/**Cenário 5**



**Figura 383.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/**Cenário 5**



**Figura 384.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/**Cenário 5**

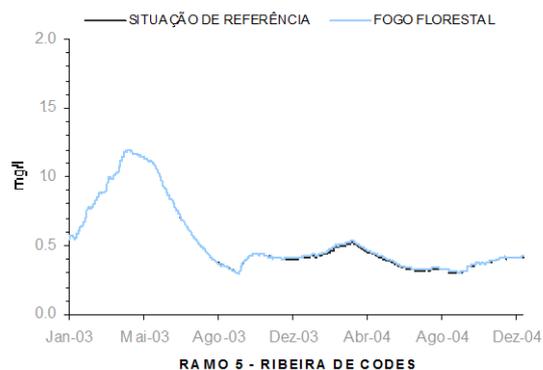


Figura 385. Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 5

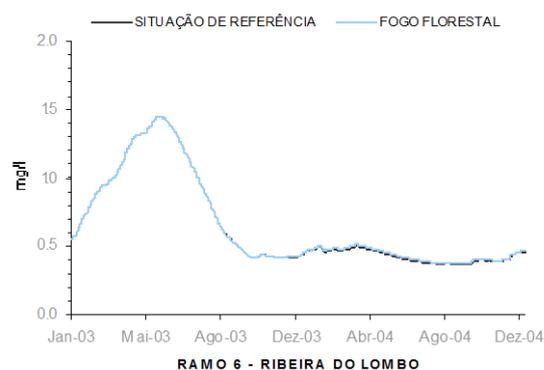


Figura 386. Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 5

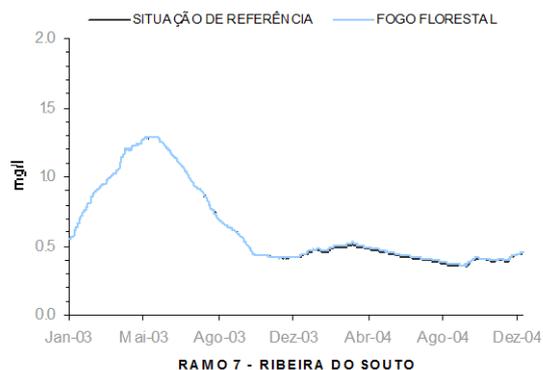


Figura 387. Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 5

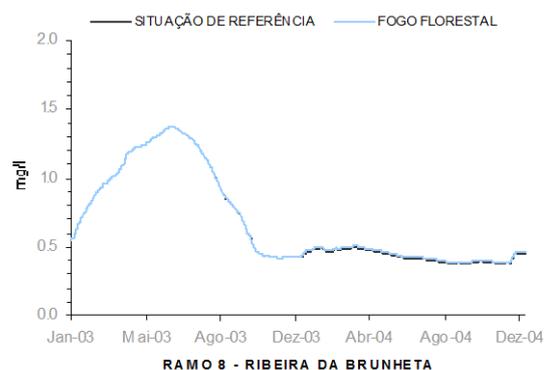


Figura 388. Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 5

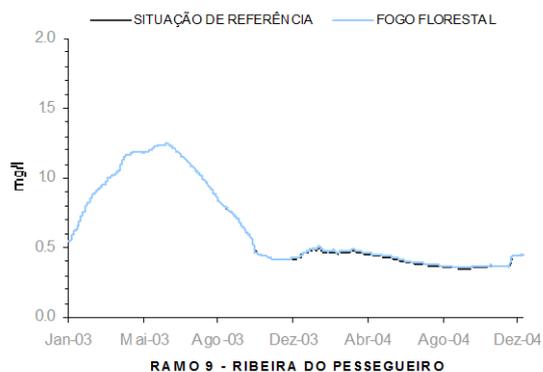


Figura 389. Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 5

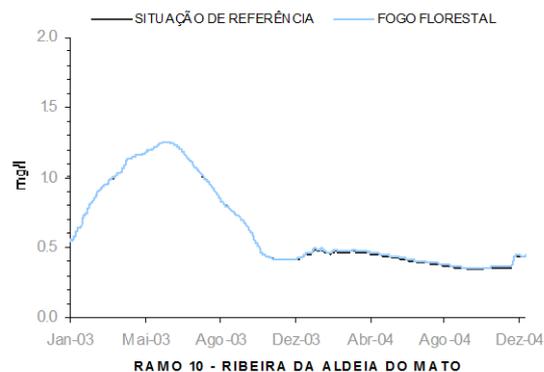
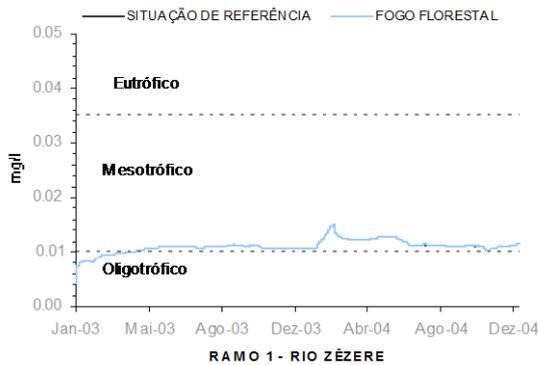
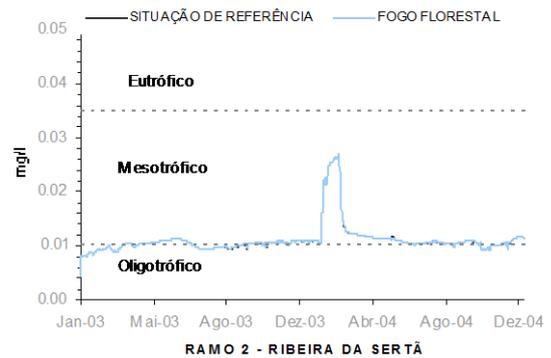


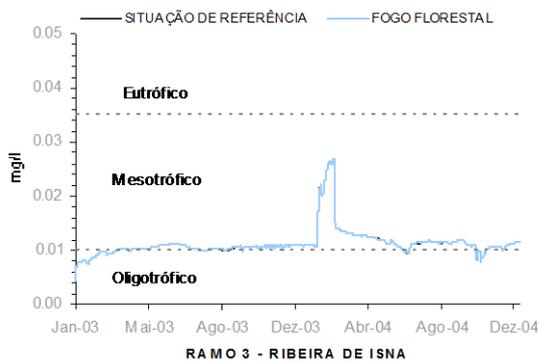
Figura 390. Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 5



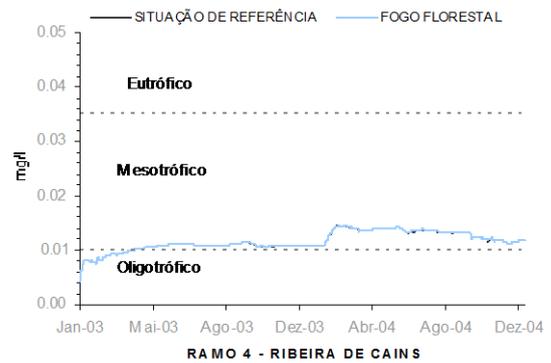
**Figura 391.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 5



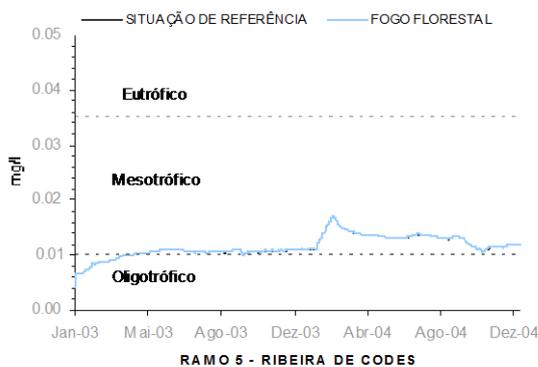
**Figura 392.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 5



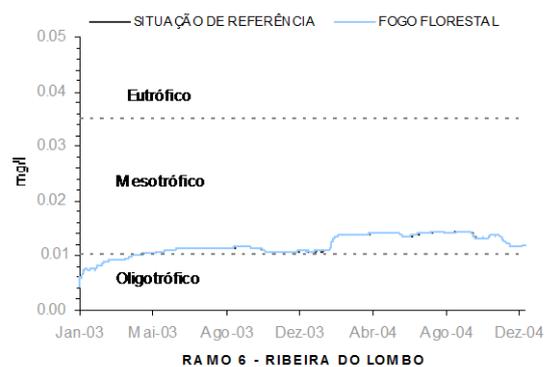
**Figura 393.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 5



**Figura 394.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 5



**Figura 395.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 5



**Figura 396.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombó/Cenário 5

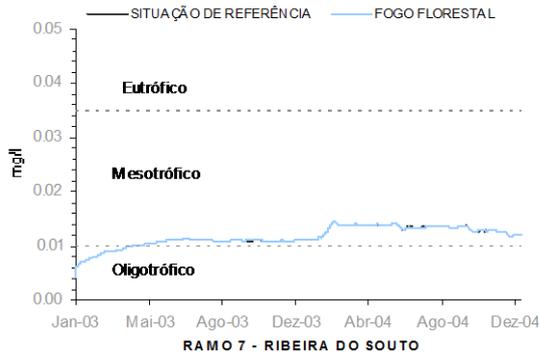


Figura 397. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 5

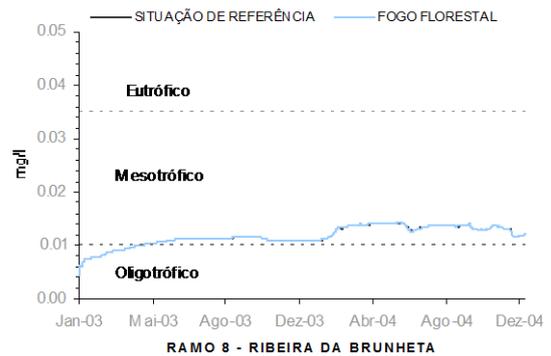


Figura 398. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 5

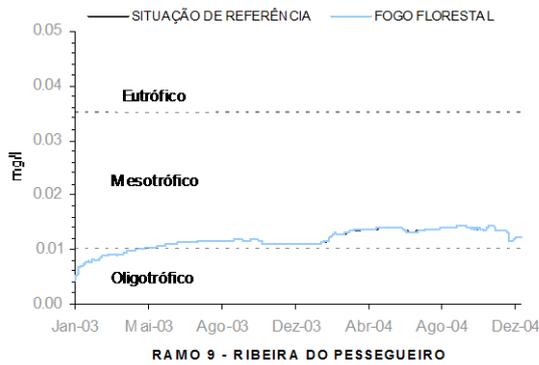


Figura 399. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 5

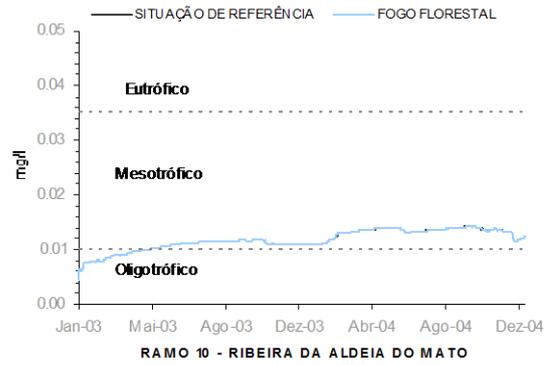


Figura 400. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 5

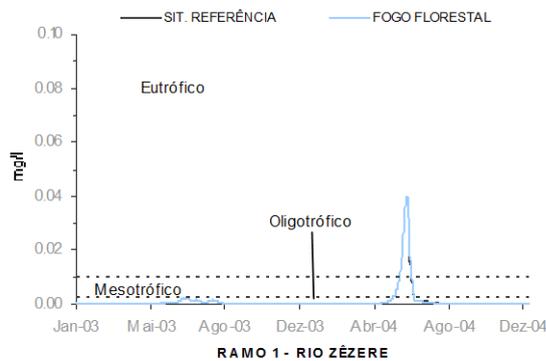
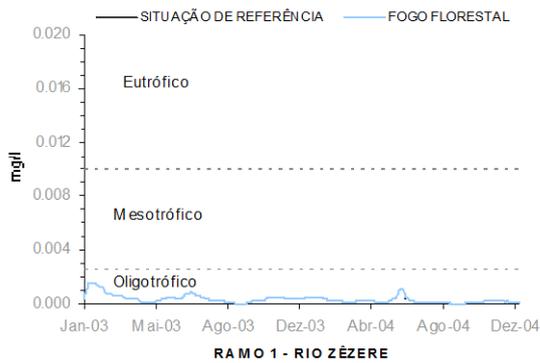


Figura 401. Série temporal de valores de Clorofila-a – rio Zêzere/Cenário 5



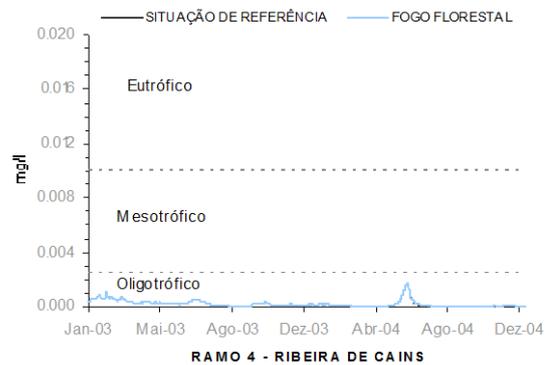
**Figura 402.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 5



**Figura 403.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 5



**Figura 404.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 5



**Figura 405.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 5



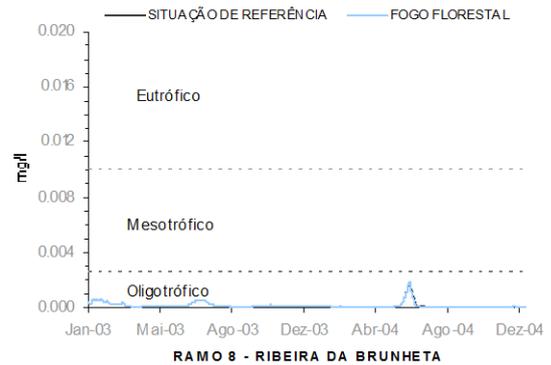
**Figura 406.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 5



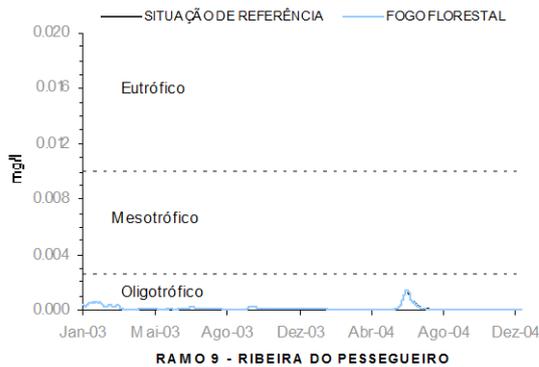
**Figura 407.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 5



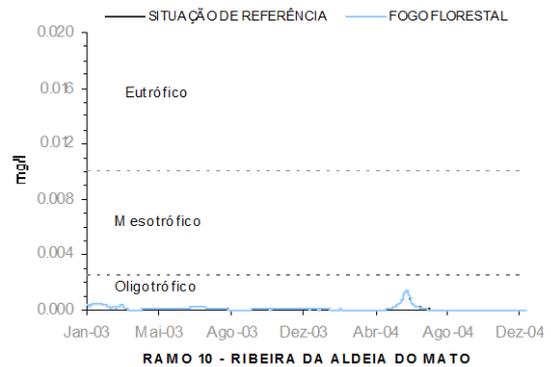
**Figura 408.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 5



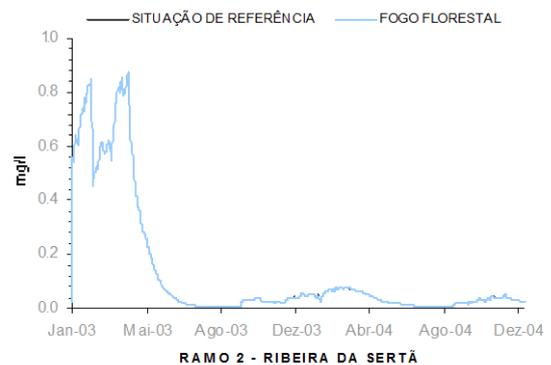
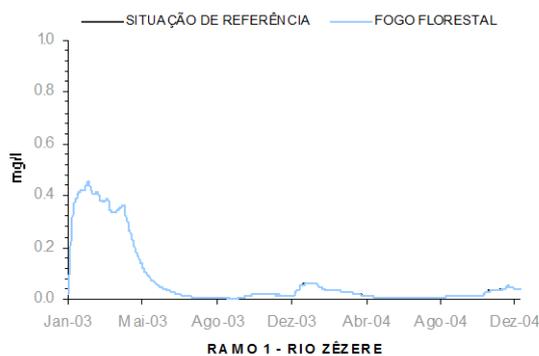
**Figura 409.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 5



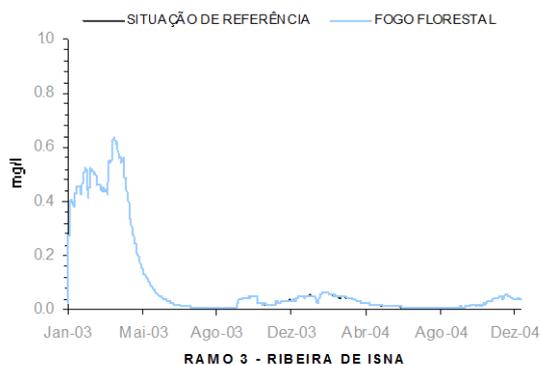
**Figura 410.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 5



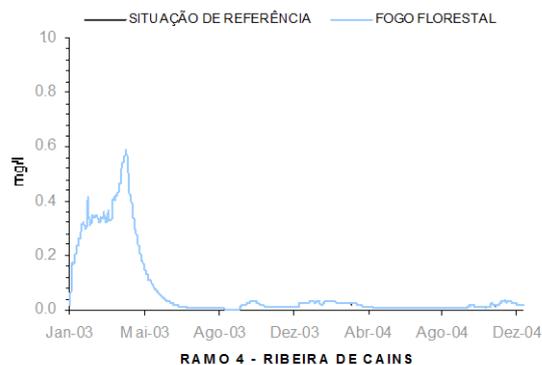
**Figura 411.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 5



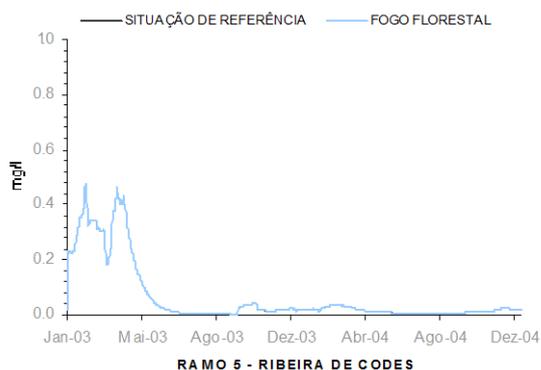
**Figura 412. Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 5**



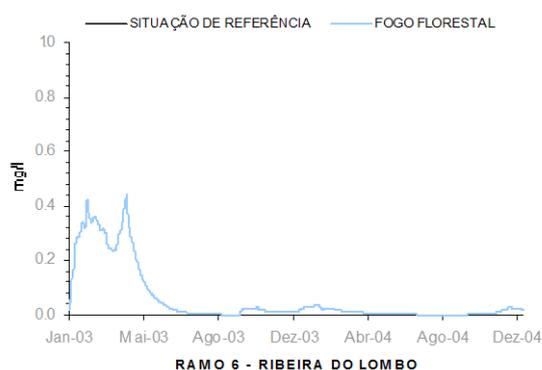
**Figura 413. Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 5**



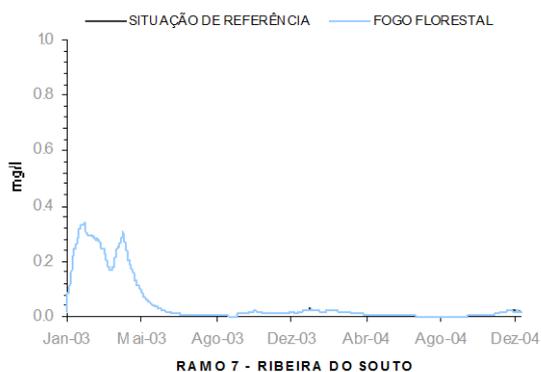
**Figura 414. Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 5**



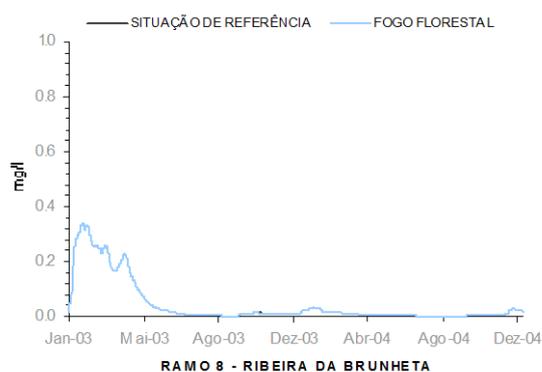
**Figura 415. Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 5**



**Figura 416. Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 5**

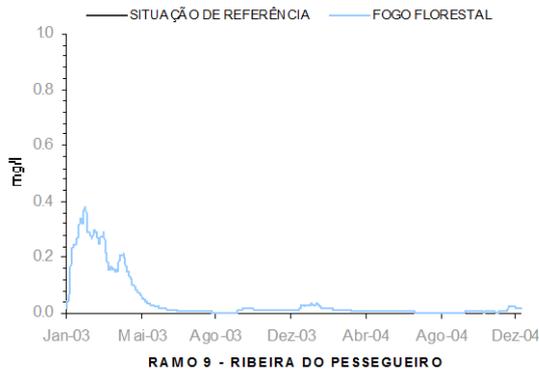


**Figura 417. Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 5**

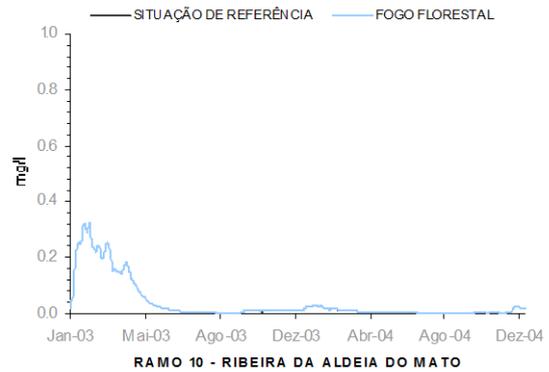


**Figura 418. Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 5**

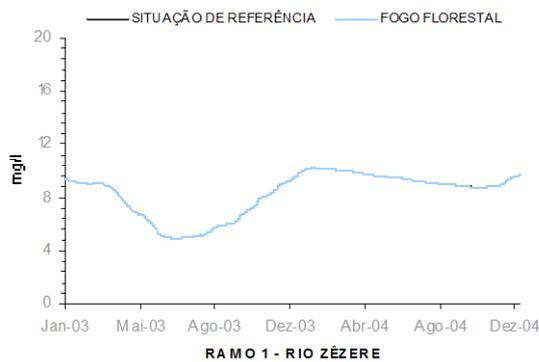
**Figura 419. Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 5**



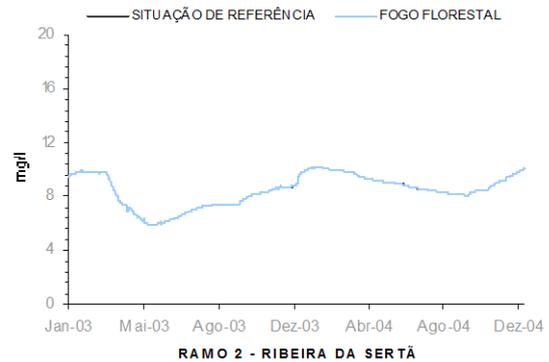
**Figura 420.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 5



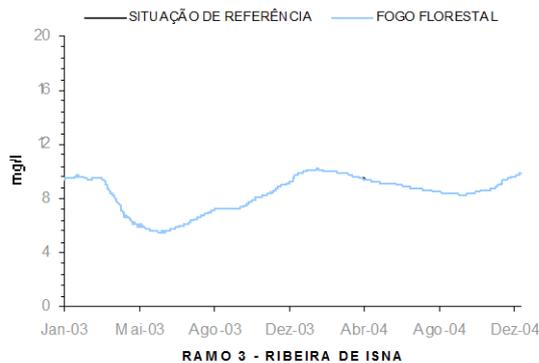
**Figura 421.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 5



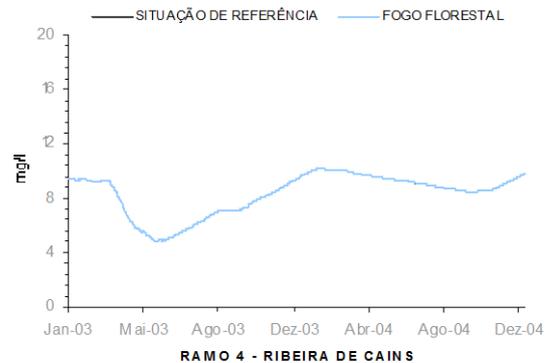
**Figura 422.** Conc. OD – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 5



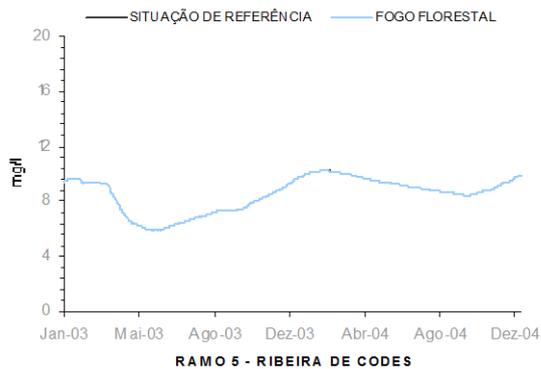
**Figura 423.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 5



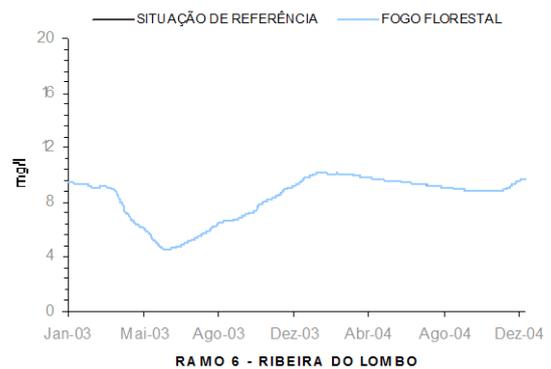
**Figura 424.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 5



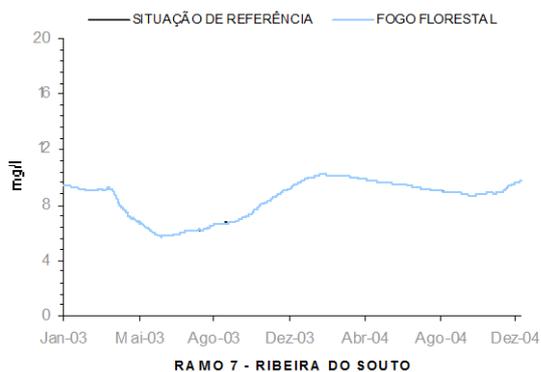
**Figura 425.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 5



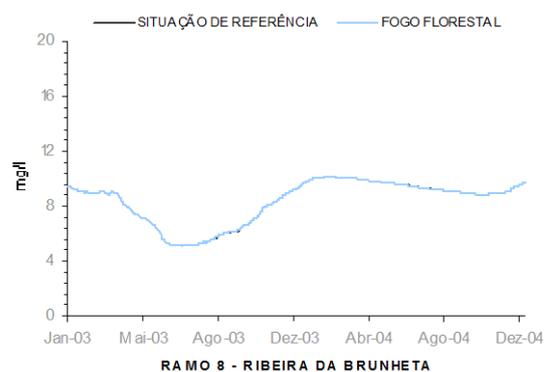
**Figura 426.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 5



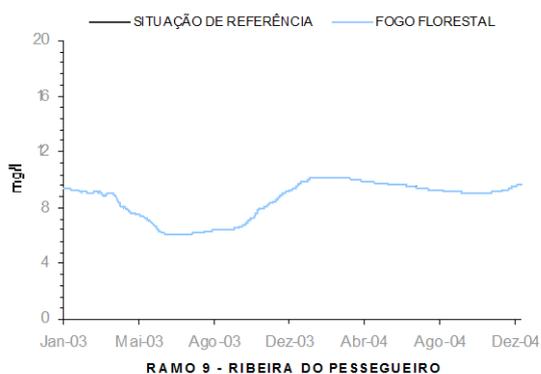
**Figura 427.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 5



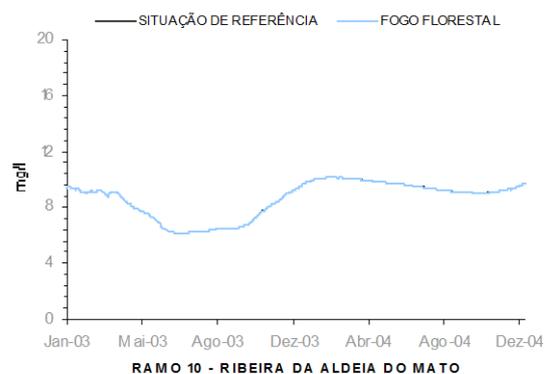
**Figura 428.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 5



**Figura 429.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 5



**Figura 430.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 5

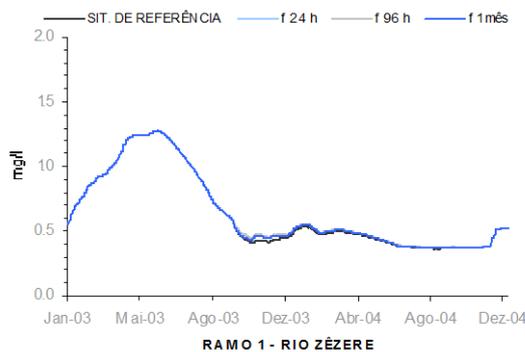


**Figura 431.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 5

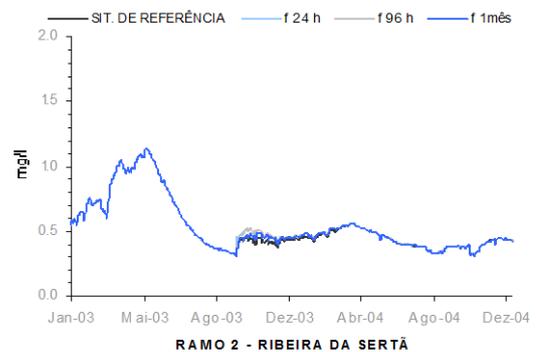
### 9.6.6 Cenário 6

A definição do **Cenário 6** considera a afluência à albufeira de Castelo do Bode e aos seus principais afluentes, de cargas de  $N-NO_3$ ,  $NH_4$  e  $P-PO_4$ , obtidas em função da composição química das cinzas que teoricamente resultaram de um fogo florestal ocorrido na bacia hidrográfica da albufeira de Castelo do Bode, de acordo com os pressupostos anteriormente descritos na secção 9.5. Considerou-se que a carga poluente total gerada nas áreas ardidas afluíu à albufeira e às restantes linhas de água de acordo com três distribuições temporais distintas, em 24 horas, 96 horas e durante um mês, que são identificadas nas Figuras 432 a 482, com a designação, f24h, f96h e f1mês respectivamente.

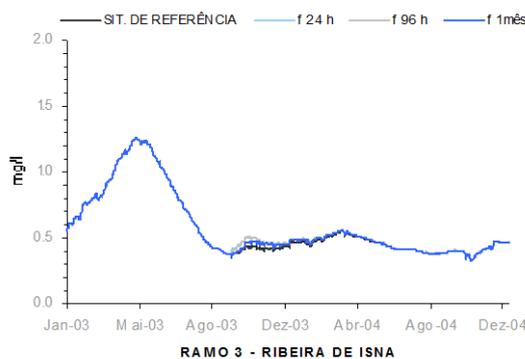
Os valores da concentração de  $N-NO_3$  em todos os ramos da albufeira de Castelo do Bode revelam a existência de um incremento pouco significativo, observável até ao final do mês de Julho de 2004 e até Março de 2004, no caso do ramo principal da albufeira e para os restantes ramos da massa de água, respectivamente (Figuras 432 a 441).



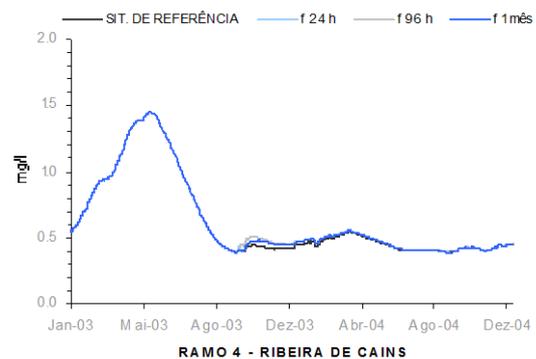
**Figura 432.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rio Zêzere/**Cenário 6**



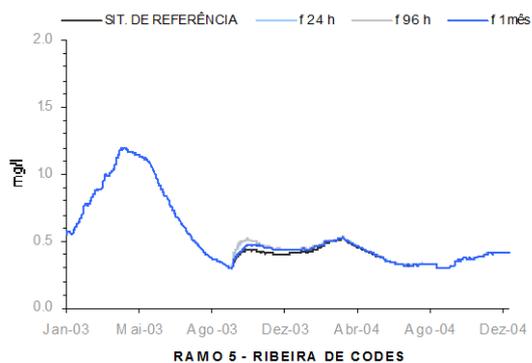
**Figura 433.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>ã</sup> da Sertã/**Cenário 6**



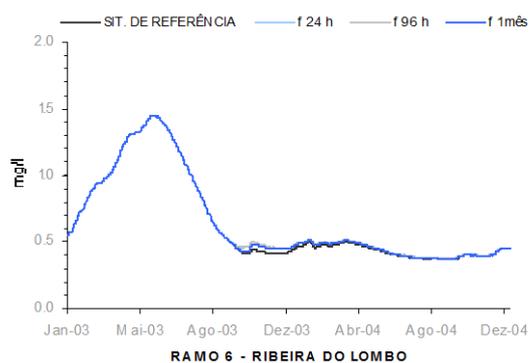
**Figura 434.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>ã</sup> de Isna/**Cenário 6**



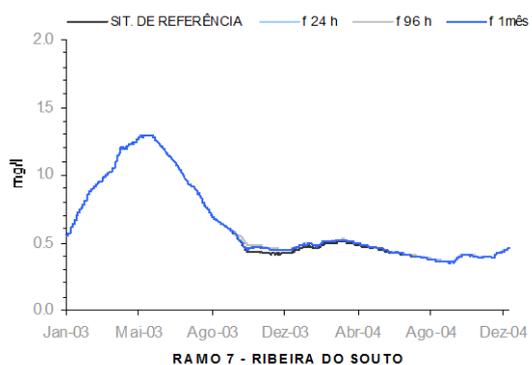
**Figura 435.** Conc.  $N-NO_3$  – 2003/2004 rib<sup>ã</sup> de Cains/**Cenário 6**



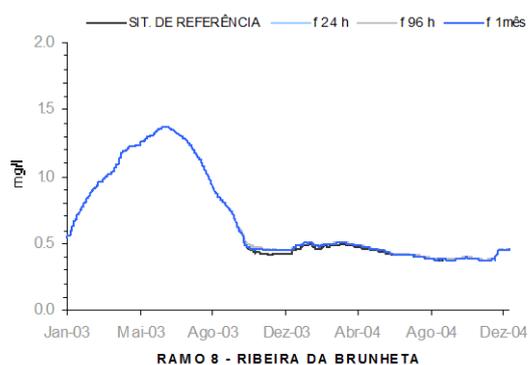
**Figura 436.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>ã</sup> de Codes/Cenário 6



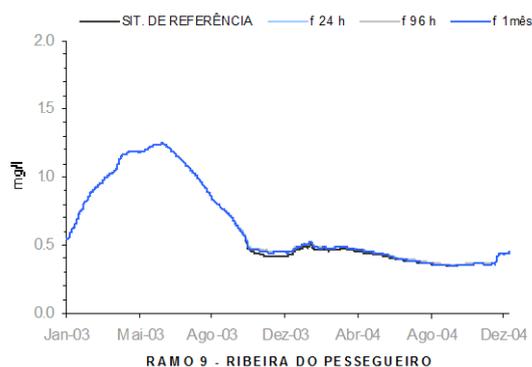
**Figura 437.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>ã</sup> do Lombo/Cenário 6



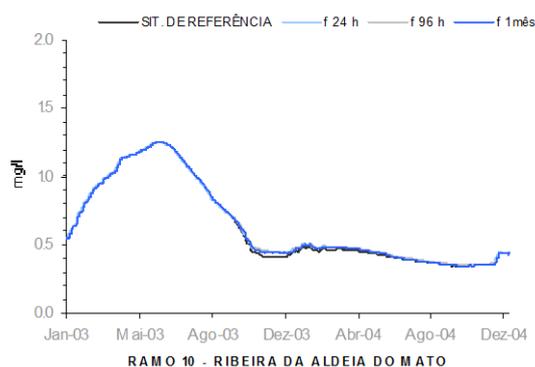
**Figura 438.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>ã</sup> do Souto/Cenário 6



**Figura 439.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>ã</sup> da Brunheta/Cenário 6



**Figura 440.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>ã</sup> do Pessegueiro/Cenário 6



**Figura 441.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>ã</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 6

Os resultados obtidos relativamente à concentração de P-PO<sub>4</sub> na albufeira demonstram que quando a carga total deste parâmetro aflui à albufeira num reduzido período temporal, em 24 ou em 96 horas, gera-se um incremento significativo na concentração do mesmo. No entanto, após se atingir o valor máximo, 0.06 mg/L observado quando a carga poluente aflui na sua totalidade em 24 h, o valor da concentração de P-PO<sub>4</sub> diminui para 30% do valor máximo atingido, em aproximadamente 27 dias (Figura 442).

O valor máximo da concentração de P-PO<sub>4</sub> na albufeira, resultante da afluência da carga de P-PO<sub>4</sub> durante o período de um mês, 0.032 mg/L, surge aproximadamente 38 dias após o valor máximo registado anteriormente. O efeito do incremento da carga de P-PO<sub>4</sub> afluente à albufeira prolongou-se até ao final do segundo ano de simulação.

Os valores da concentração de P-PO<sub>4</sub> na ribeira da Sertã e na ribeira de Isna, apesar de superiores aos valores observados no ramo principal da albufeira, apresentam a mesma evolução temporal, determinada pela distribuição ao longo do tempo da afluência da carga poluente (Figuras 443 e 444). O mesmo ocorrendo para os restantes ramos da massa de água (Figuras 445 a 451).

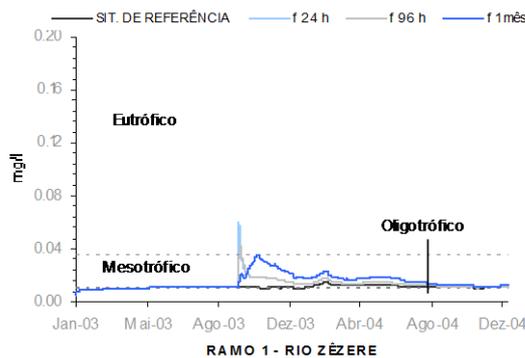


Figura 442. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 6

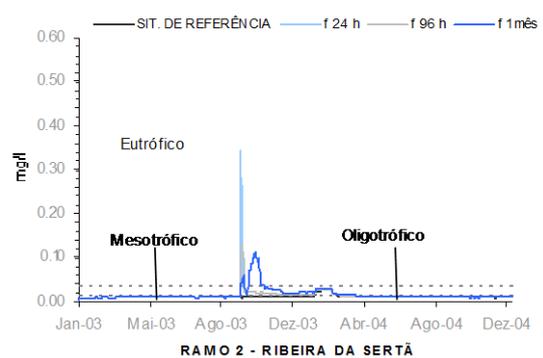


Figura 443. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 6

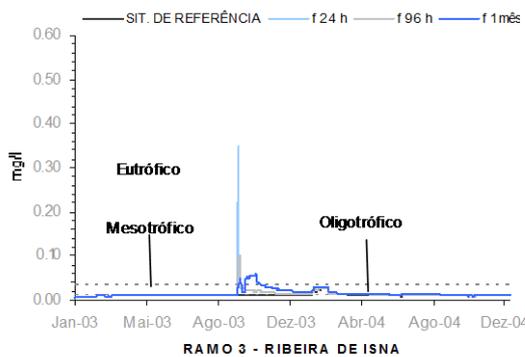


Figura 444. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 6

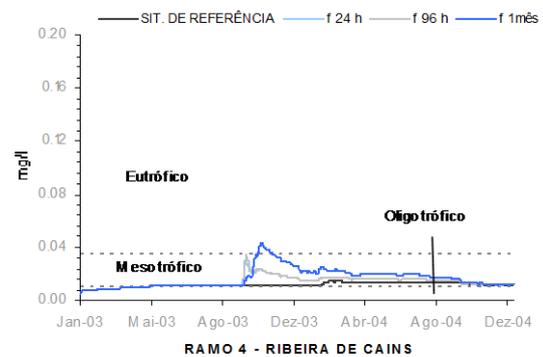


Figura 445. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 6

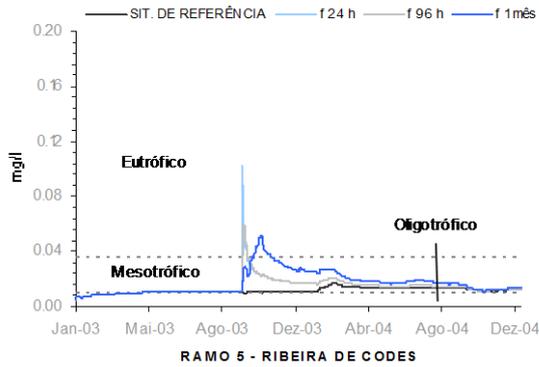


Figura 446. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 6

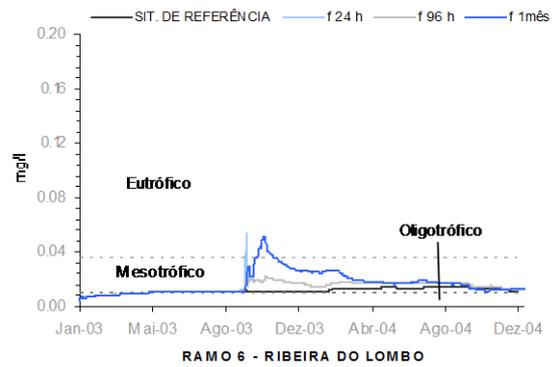


Figura 447. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 6

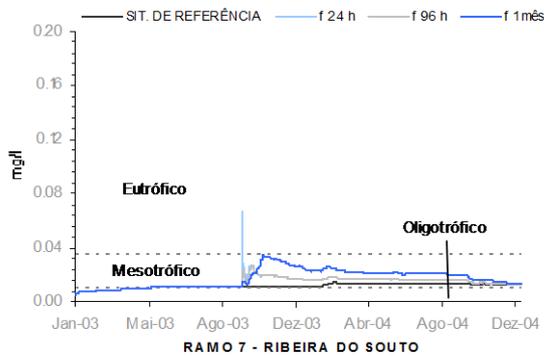


Figura 448. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 6

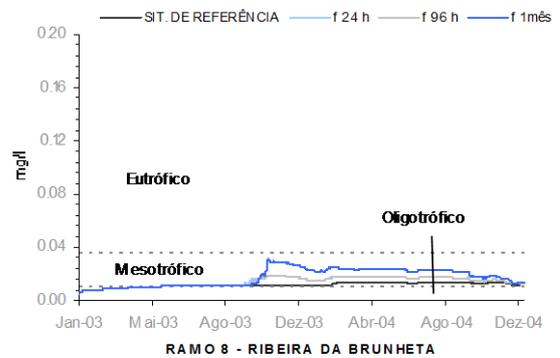


Figura 449. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 6

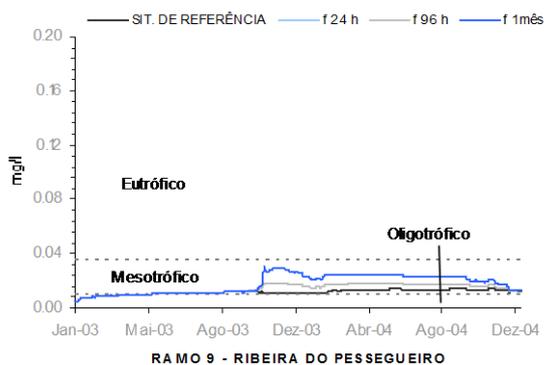


Figura 450. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 6

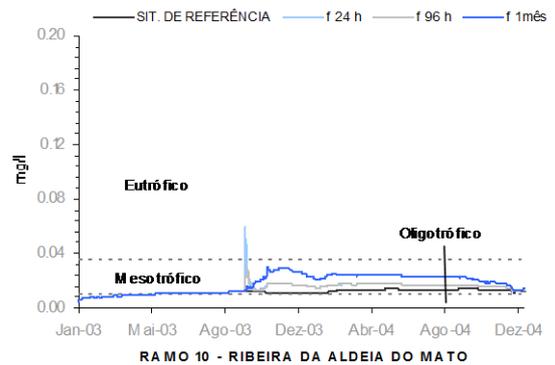


Figura 451. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 6

Os valores da concentração de clorofila-a na albufeira de Castelo do Bode são particularmente elevados nos meses mais quentes do segundo ano de simulação, sendo que os valores mais elevados são determinados pela afluência da carga de nutrientes distribuída ao longo de um mês (f1mês).

Nos restantes ramos da massa de água observa-se igualmente um incremento dos valores da concentração de clorofila-a. Os valores mais elevados surgem também quando a distribuição da carga poluente é realizada ao longo de um mês (Figuras 454 a 462).

Deve referir-se que apesar de não se terem verificado incrementos significativos da concentração de clorofila-a nos afluentes à albufeira de Castelo do Bode, o que deverá ser função da distribuição temporal da carga de N-NO<sub>3</sub> e principalmente de P-PO<sub>4</sub> que afluiu a estas linhas de água, a concentração deste parâmetro na albufeira teve a mesma evolução temporal que se verificou nos resultados obtidos com o **Cenário 1**, em que se observaram valores elevados da concentração de clorofila-a nos principais afluentes à albufeira. Esta situação deverá resultar da diferença existente entre o tempo de retenção da água no ramo principal da albufeira de Castelo de Bode, comparativamente à situação que se verifica e nos seus tributários.

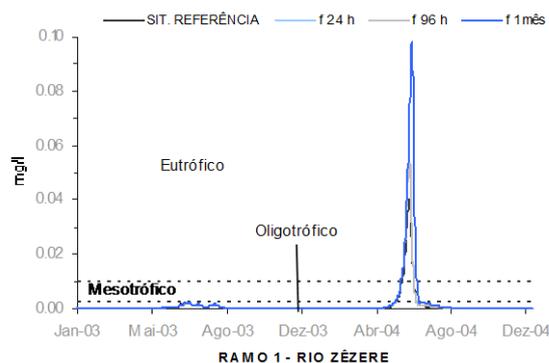


Figura 452. Série temporal de valores de Clorofila-a – rio Zêzere/Cenário 6



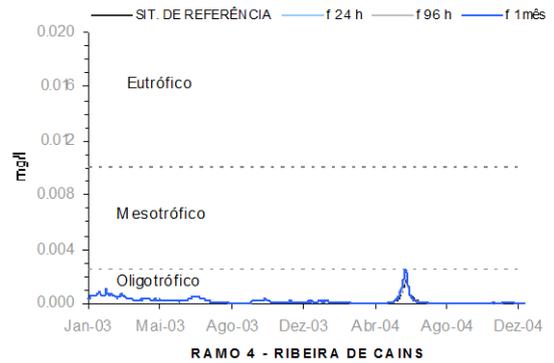
Figura 453. Conc. Clorofila-a 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 6



Figura 454. Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª da Sertã/Cenário 6



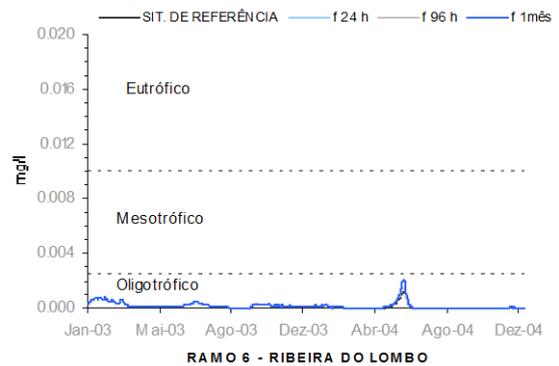
**Figura 455.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 6



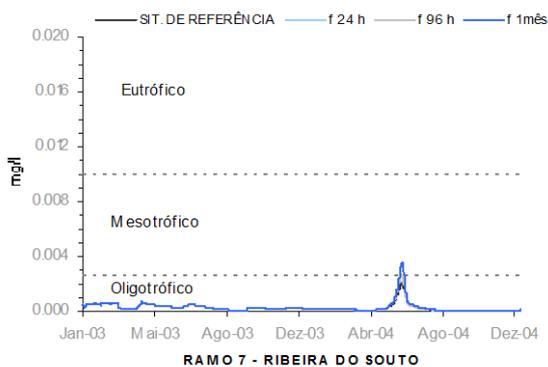
**Figura 456.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 6



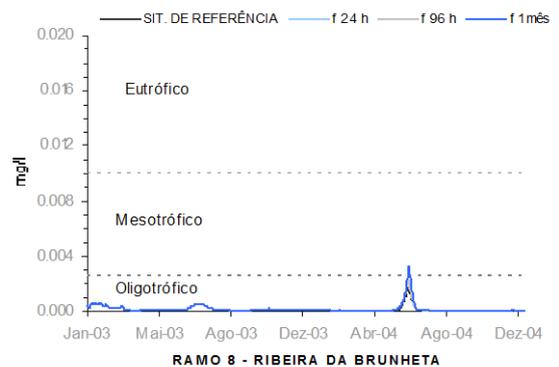
**Figura 457.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 6



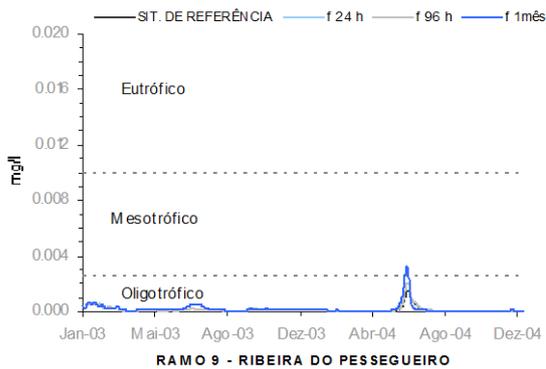
**Figura 458.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 6



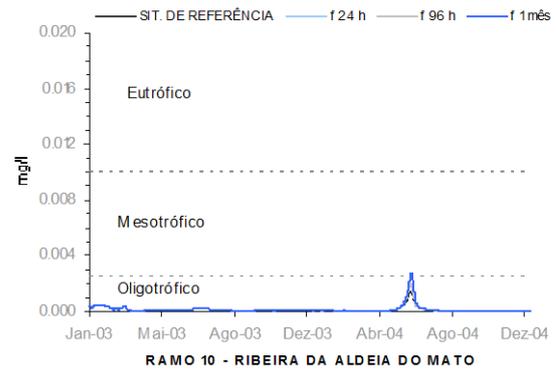
**Figura 459.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 6



**Figura 460.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 6

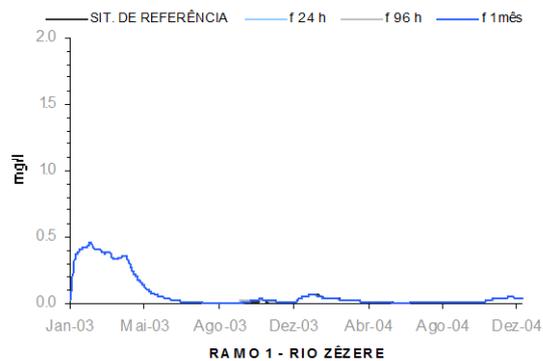


**Figura 461.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 6



**Figura 462.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 6

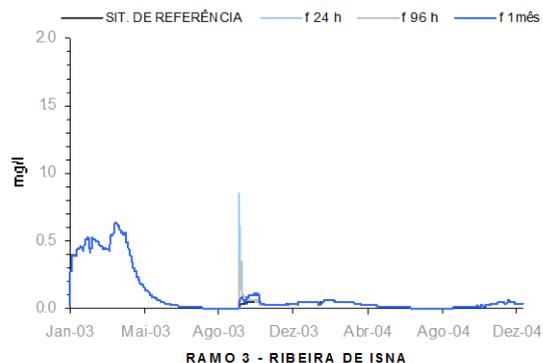
Os valores da concentração de  $NH_4$  na albufeira de Castelo de Bode não se alteraram com a implementação deste cenário de simulação (Figura 463). No entanto, na ribeira da Sertã e na ribeira de Isna, ocorreu um incremento significativo imediatamente após a afluência da carga poluente de  $NH_4$  (Figuras 464 e 465). Nas restantes linhas de água, os valores da concentração deste parâmetro não registaram alterações significativas (Figuras 466 a 472).



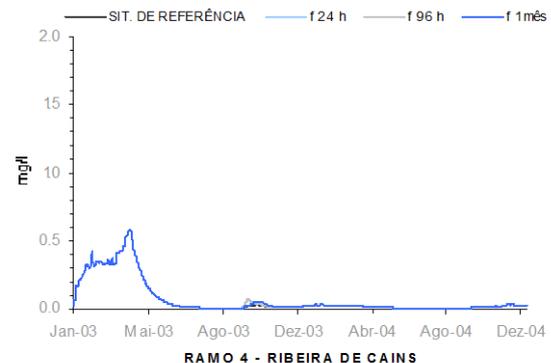
**Figura 463.** Conc.  $NH_4$  - 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 6



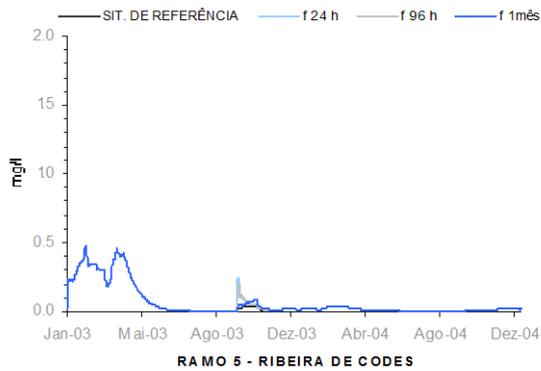
**Figura 464.** Conc.  $NH_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 6



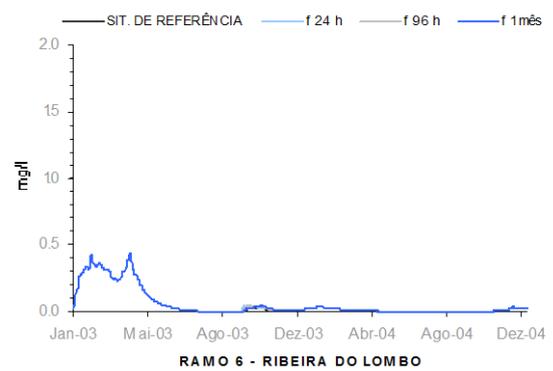
**Figura 465.** Conc.  $NH_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 6



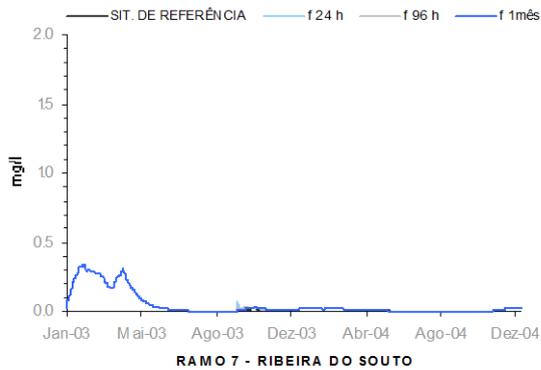
**Figura 466.** Conc.  $NH_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 6



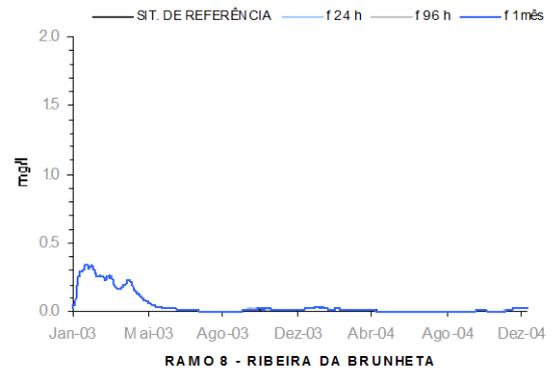
**Figura 467.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 6



**Figura 468.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 6



**Figura 469.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 6



**Figura 470.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 6



**Figura 471.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 6

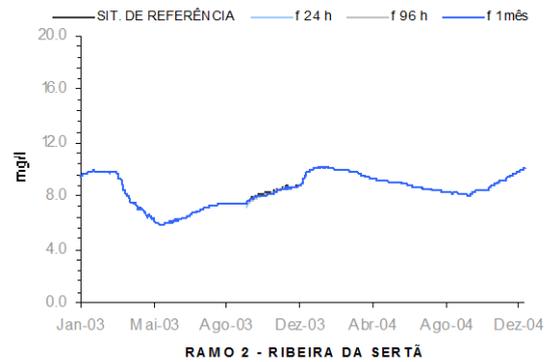


**Figura 472.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 6

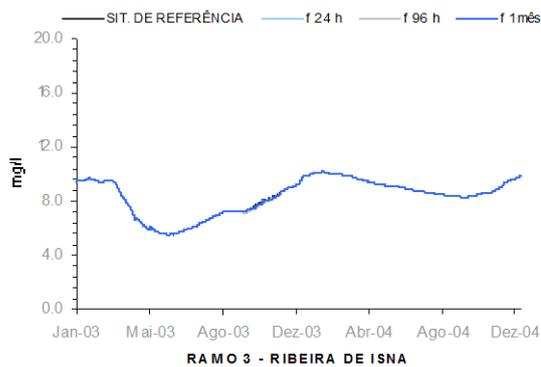
De acordo com os resultados das simulações efectuadas, a afluência da carga de nutrientes determinada pelo Cenário 6, não provocou a alteração dos valores da concentração de OD na albufeira e nos seus afluentes. Verifica-se apenas a existência de uma pequena oscilação dos valores da concentração deste parâmetro durante aproximadamente quatro meses (Figuras 473 a 482).



**Figura 473. Conc. OD – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 6**



**Figura 474. Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 6**



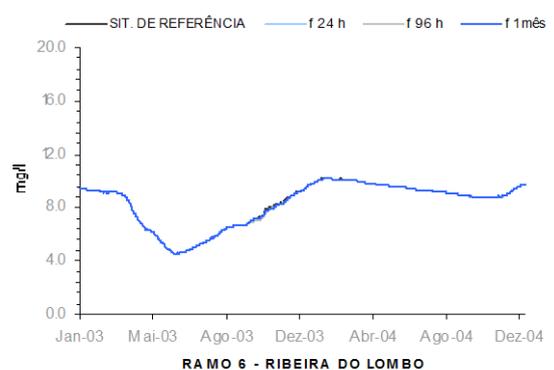
**Figura 475. Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 6**



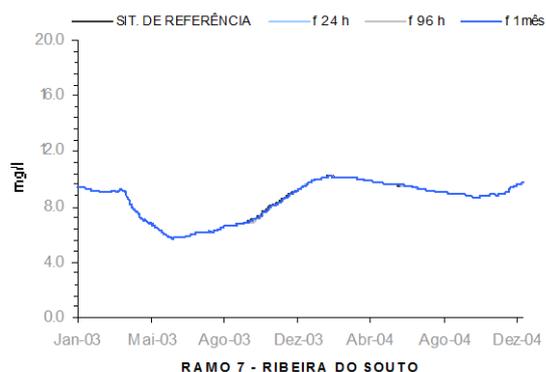
**Figura 476. Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 6**



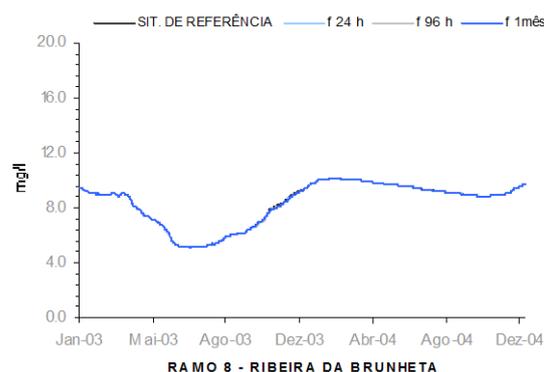
**Figura 477. Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 6**



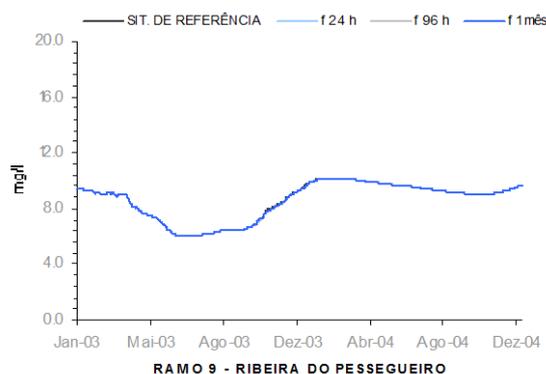
**Figura 478. Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 6**



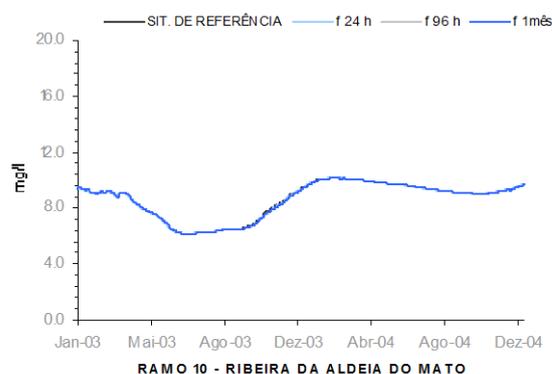
**Figura 479.** Conc. OD – 2003/2004  
rib<sup>a</sup> do Souto/**Cenário 6**



**Figura 480.** Conc. OD – 2003/2004  
rib<sup>a</sup> da  
Brunheta/**Cenário 6**



**Figura 481.** Conc. OD – 2003/2004  
rib<sup>a</sup> do  
Pessegueiro/**Cenário 6**



**Figura 482.** Conc. OD – 2003/2004  
rib<sup>a</sup> da Aldeia do  
Mato/**Cenário 6**

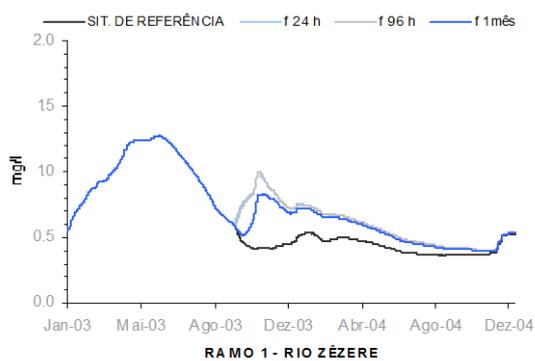
### 9.6.7 Cenário 7

O **Cenário 7** é mais conservativo do que qualquer um dos outros cenários de simulação considerados. Este cenário foi incluído na análise realizada porque se entendeu importante estabelecer, pelo menos teoricamente, um limite superior para a degradação da qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode originada pela potencial afluência de nutrientes mobilizados durante um fogo florestal.

Assim a definição do **Cenário 7** é idêntica à do **Cenário 6**, considerando a afluência à albufeira de Castelo do Bode e aos seus principais afluentes, de uma carga de N-NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub> e de P-PO<sub>4</sub>, obtida em função da composição química das cinzas que, teoricamente, resultaram de um fogo florestal ocorrido na bacia hidrográfica da albufeira, e que é descrito anteriormente na secção 9.5 deste documento. No entanto, a carga poluente de N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub> e de NH<sub>4</sub> é superior à que foi considerada na definição do **Cenário 6**.

A carga poluente total gerada nas áreas ardidas afluíu à albufeira e às restantes linhas de água igualmente de acordo com três distribuições temporais distintas, em 24 horas, 96 horas e durante um mês, que são identificadas nas Figuras 432 a 482, com a designação, f24h, f96h e f1mês, respectivamente.

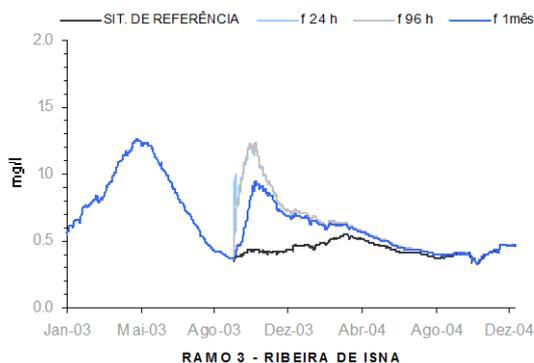
Os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> na albufeira de Castelo do Bode e nas restantes linhas de água revelam a existência de um incremento significativo, observável até ao final do mês de Dezembro de 2004 e até Agosto de 2004, no caso da albufeira de Castelo do Bode e para as restantes linhas de água, respectivamente (Figuras 483 a 492). Os valores mais elevados da concentração deste parâmetro resultam da afluência da carga de N-NO<sub>3</sub> em 24 horas e em 96 horas, mantendo-se sempre superiores aos valores da concentração de N-NO<sub>3</sub>, obtidos quando a afluência da carga poluente se distribuiu pelo período de um mês.



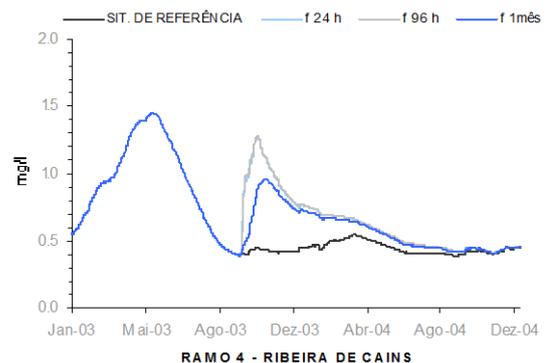
**Figura 483.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 7



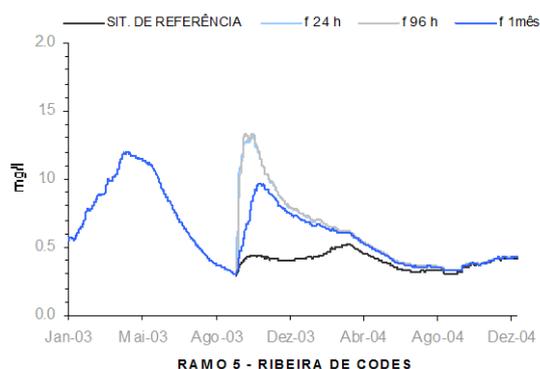
**Figura 484.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 7



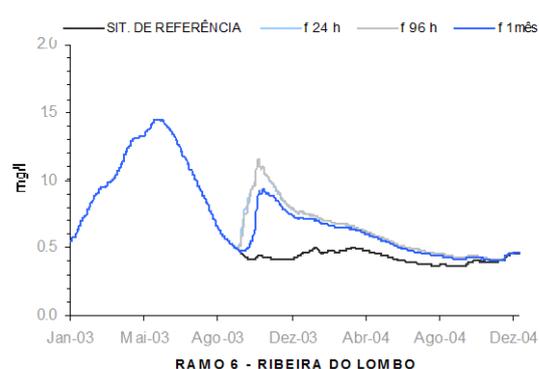
**Figura 485.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 7



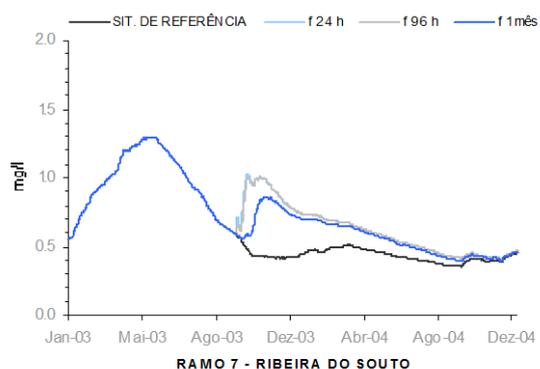
**Figura 486.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 7



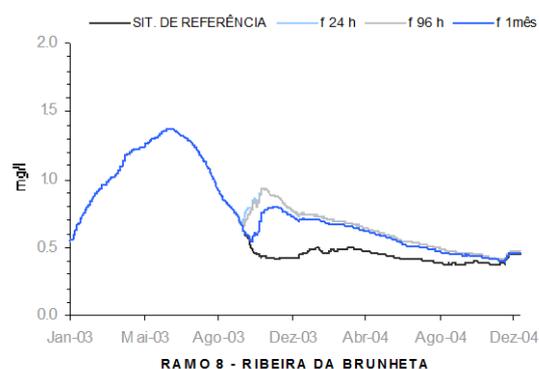
**Figura 487.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 7



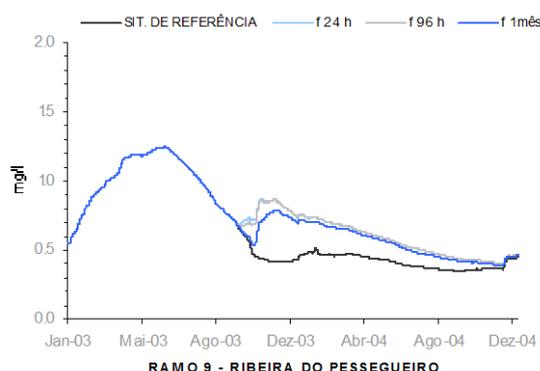
**Figura 488.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 7



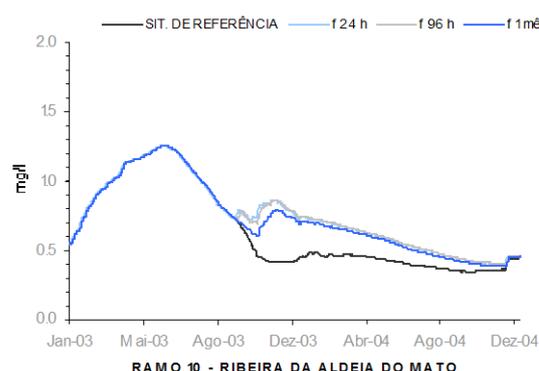
**Figura 489.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 7



**Figura 490.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 7



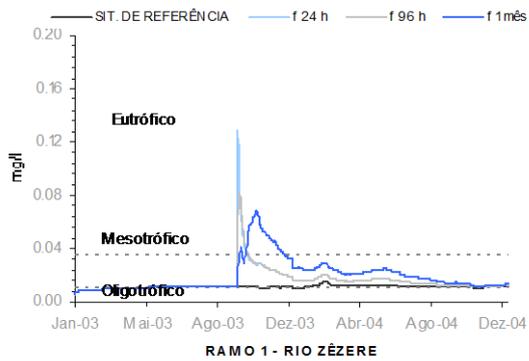
**Figura 491.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 7



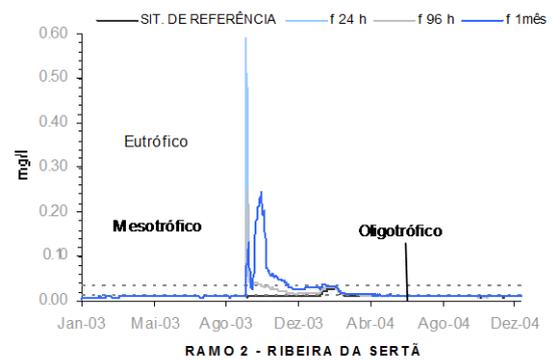
**Figura 492.** Conc. N-NO<sub>3</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 7

Os valores da concentração de P-PO<sub>4</sub> na albufeira de Castelo do Bode e nas restantes linhas de água são, tal como o verificado para o N-NO<sub>3</sub>, bastante superiores aos valores que caracterizam a situação de referência (Figuras 493 a 502). Contudo, ao contrário do verificado para os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub>, apesar de os valores máximos da concentração deste parâmetro surgirem

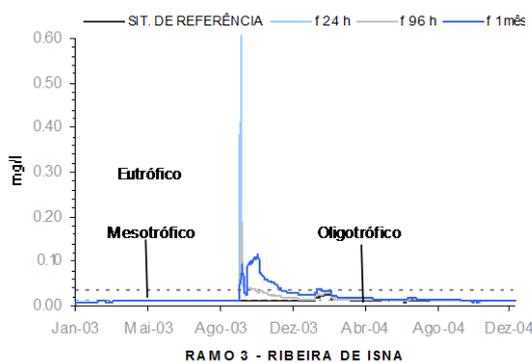
com a afluência da carga de P-PO<sub>4</sub> em 24 e em 96 horas, é a afluência da carga ao longo um mês que, a longo prazo determina um acréscimo mais significativo da concentração de P-PO<sub>4</sub> na albufeira e nos seus tributários.



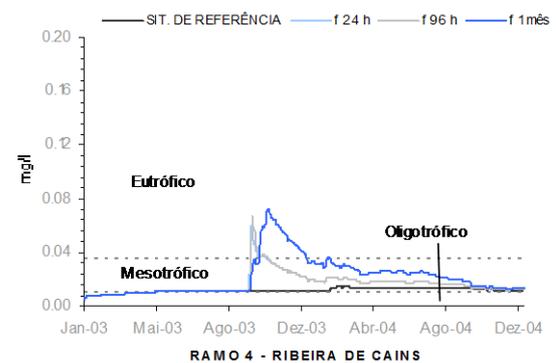
**Figura 493.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 7



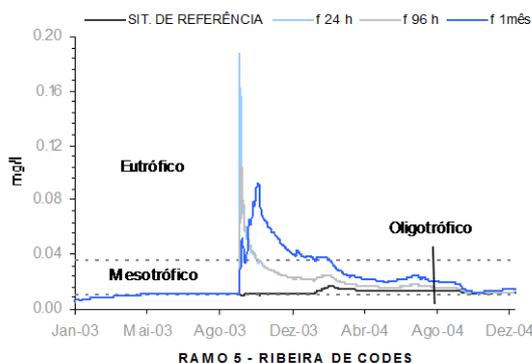
**Figura 494.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 7



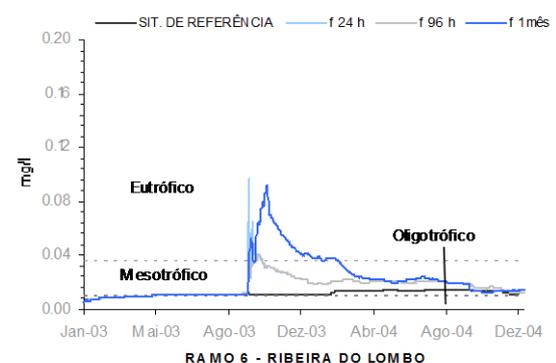
**Figura 495.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 7



**Figura 496.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 7



**Figura 497.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 7



**Figura 498.** Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 7

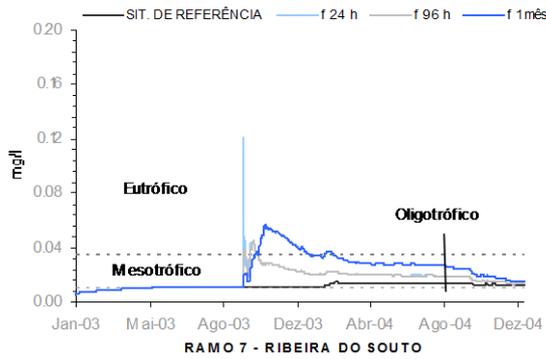


Figura 499. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 7

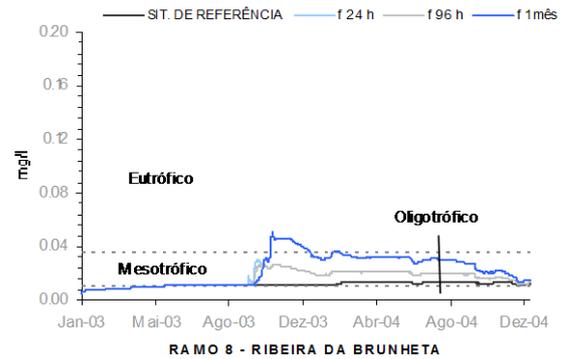


Figura 500. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 7

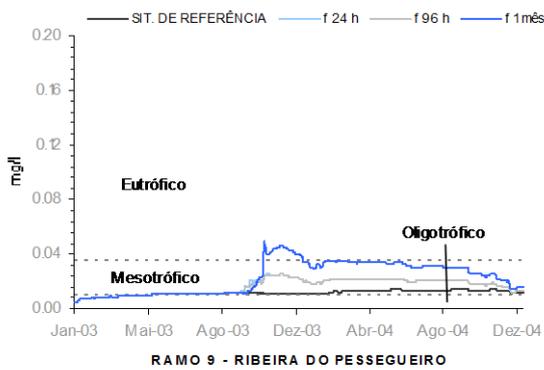


Figura 501. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 7

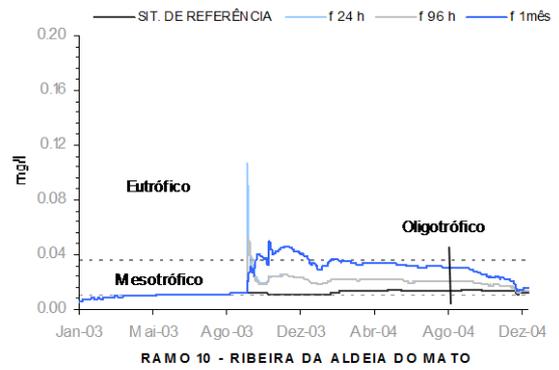


Figura 502. Conc. P-PO<sub>4</sub> – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 7

A evolução dos valores da concentração de clorofila-a na albufeira é idêntica ao verificado nos resultados obtidos com o cenário 6, observa-se a existência de um incremento significativo nos meses mais quentes do segundo ano de simulação, cujos valores máximos são determinados pela distribuição da carga de nutrientes pelo período de um mês (Figuras 503 a 513).

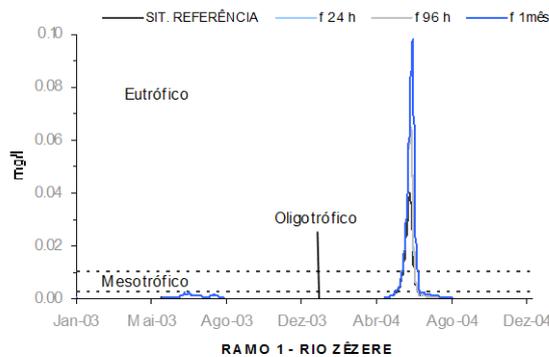
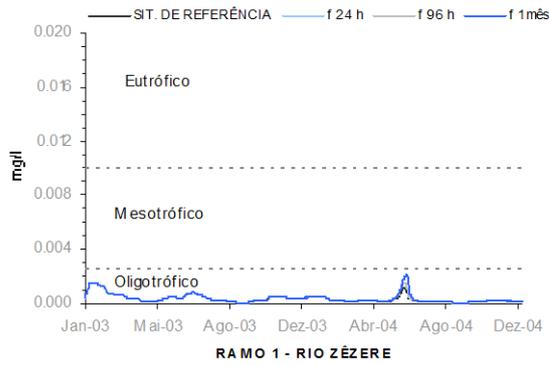
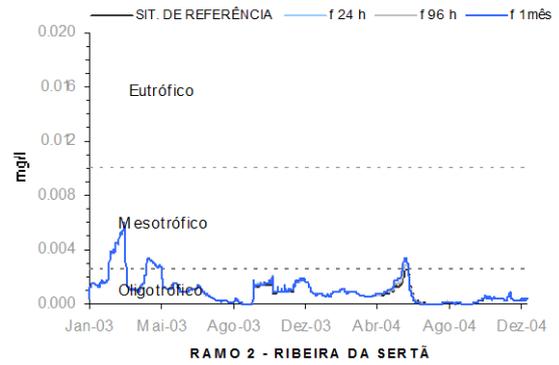


Figura 503. Série temporal de valores de Clorofila-a – rio Zêzere/Cenário 7



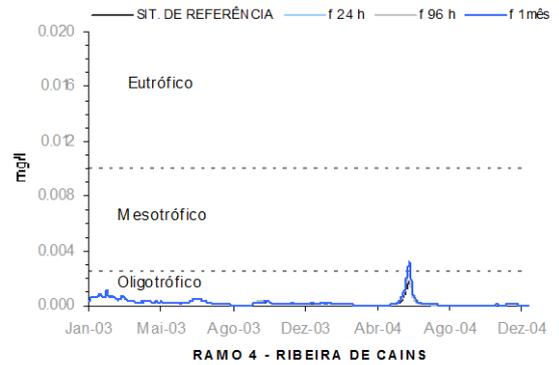
**Figura 504.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 7



**Figura 505.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª da Sertã/Cenário 7



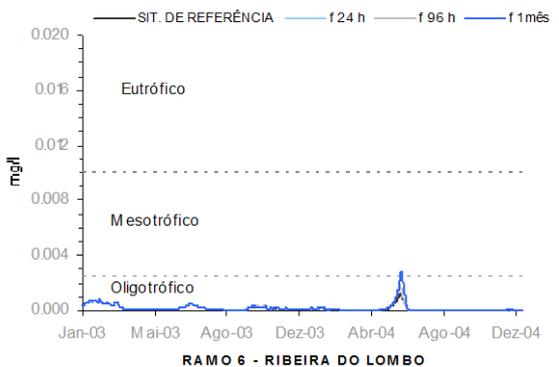
**Figura 506.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª de Isna/Cenário 7



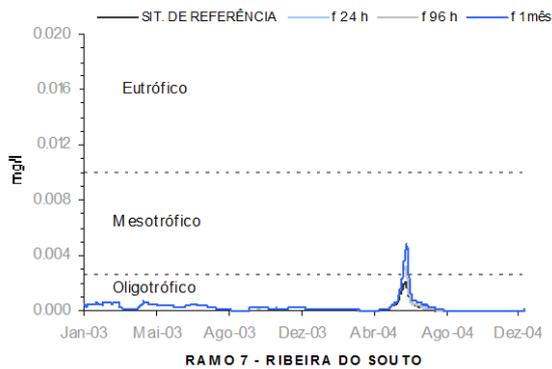
**Figura 507.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª de Cains/Cenário 7



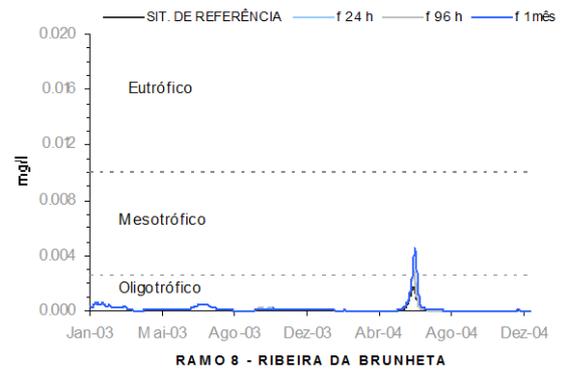
**Figura 508.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª de Codes/Cenário 7



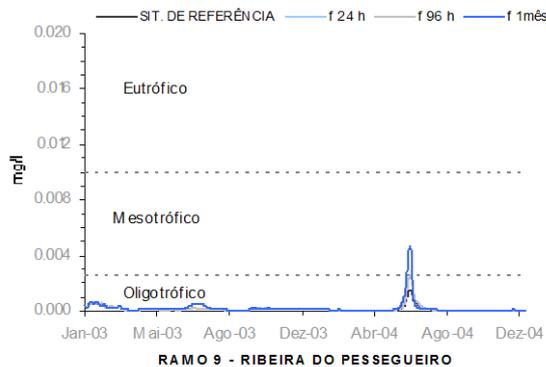
**Figura 509.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 ribª do Lombo/Cenário 7



**Figura 510.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 7



**Figura 511.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 7



**Figura 512.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 7



**Figura 513.** Conc. Clorofila-a 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 7

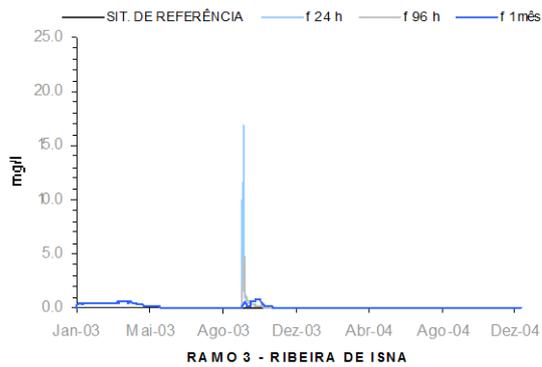
Os valores da concentração de  $\text{NH}_4$  na albufeira aumentaram consideravelmente após a afluência da carga poluente, mas retornaram, num curto espaço de tempo, aos valores da concentração correspondentes à situação de referência (Figuras 514 a 523).



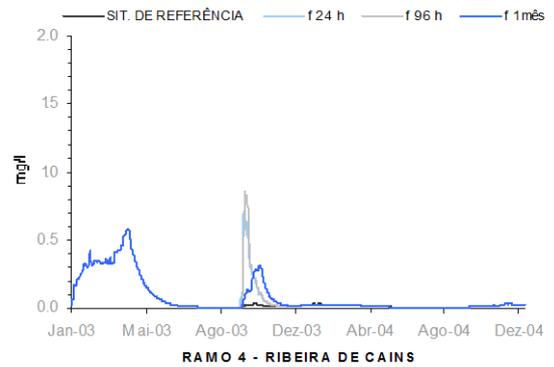
**Figura 514.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 7



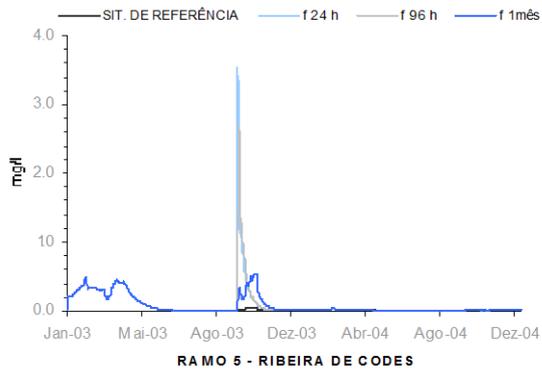
**Figura 515.** Conc.  $\text{NH}_4$  - 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 7



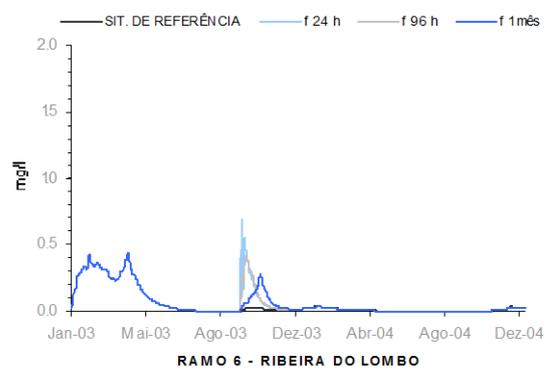
**Figura 516.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 7



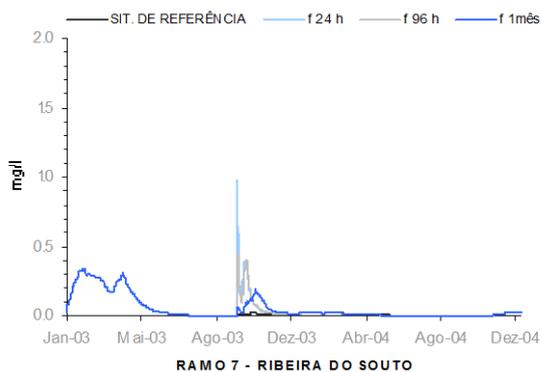
**Figura 517.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 7



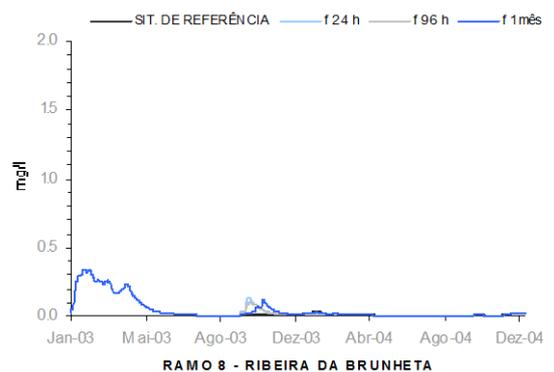
**Figura 518.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 7



**Figura 519.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 7



**Figura 520.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 7



**Figura 521.** Conc.  $\text{NH}_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 7



**Figura 522.** Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 7

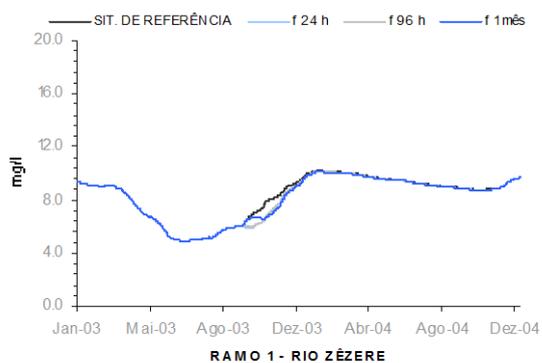


**Figura 523.** Conc.  $NH_4$  – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 7

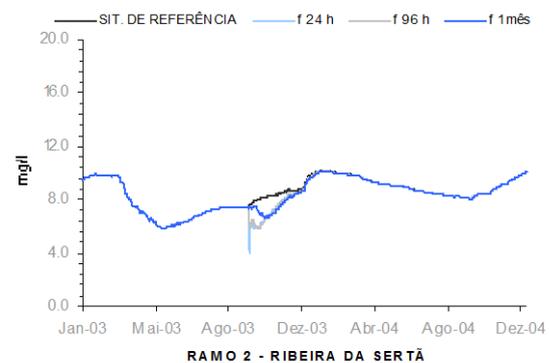
A conjugação dos valores da carga poluente de  $N-NO_3$ ,  $P-PO_4$  e de  $NH_4$ , considerados no **Cenário 7**, provocou uma diminuição dos valores da concentração de OD na massa de água, que se prolongou durante aproximadamente sete meses, e que corresponde à pior situação em termos de degradação da qualidade da água, de acordo com os resultados obtidos através dos diferentes cenários de simulação considerados (Figuras 524 a 533).

O menor valor da concentração de OD, registou-se no ramo da albufeira correspondente à ribeira da Sertã, 3.92 mg/L, quando a carga poluente afluiu na sua totalidade à albufeira com o primeiro evento de precipitação, que ocorreu nas primeiras 24 horas (Figura 525).

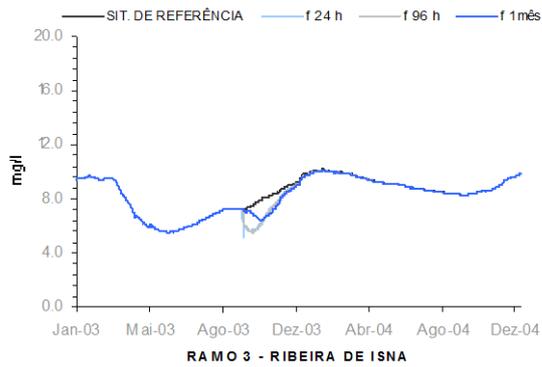
Os valores da concentração de OD no ramo principal da albufeira de Castelo do Bode diminuíram em média 0.66 mg/L nos primeiros três meses, após o primeiro evento de precipitação, tendo atingido uma diminuição máxima de 1.16 mg/L (Figura 524). Na ribeira da Sertã e na ribeira de Isna, os valores da concentração de OD diminuíram em média 1.01 mg/L, nos primeiros três meses após o primeiro evento de precipitação, tendo atingido uma diminuição máxima de 3.76 mg/L e 2.08 mg/L, respectivamente (Figuras 525 e 526).



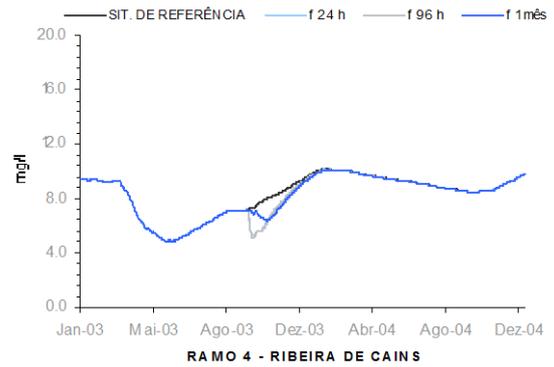
**Figura 524.** Conc. OD – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 7



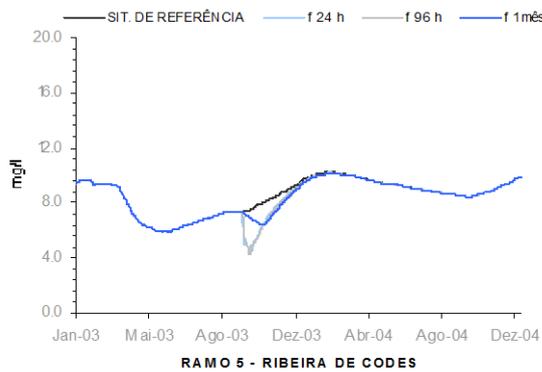
**Figura 525.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 7



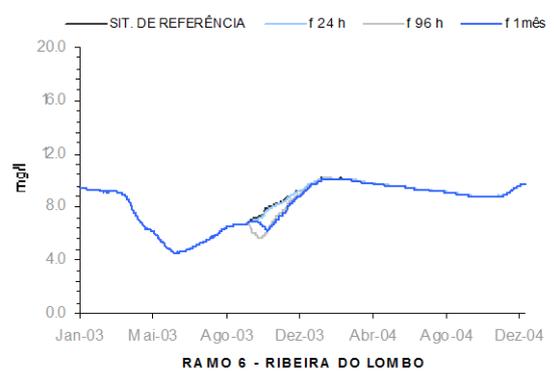
**Figura 526.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 7



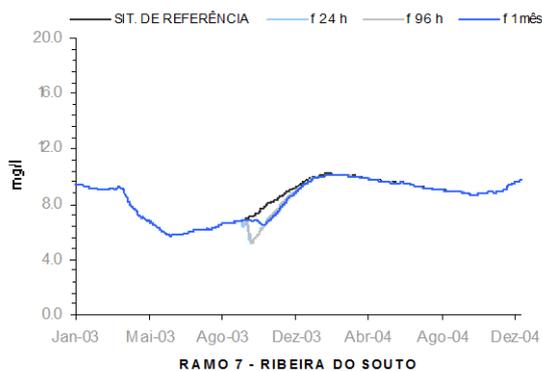
**Figura 527.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 7



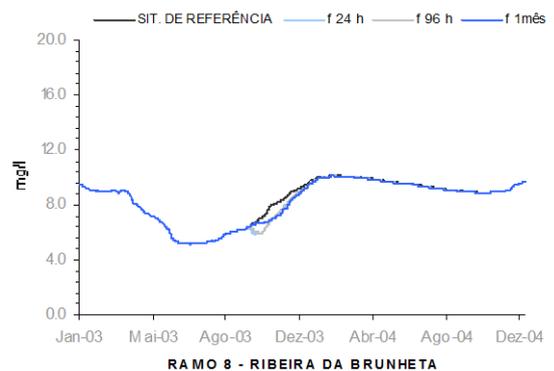
**Figura 528.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 7



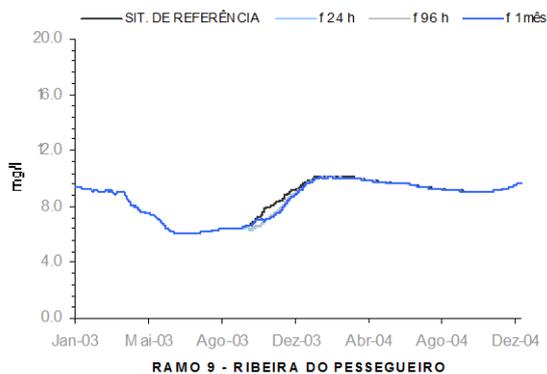
**Figura 529.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 7



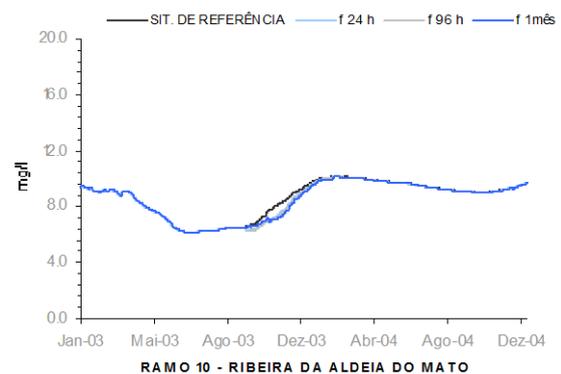
**Figura 530.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 7



**Figura 531.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 7



**Figura 532.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Pessegueiro/Cenário 7

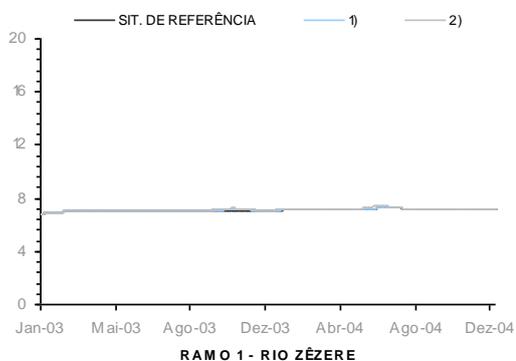


**Figura 533.** Conc. OD – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Aldeia do Mato/Cenário 7

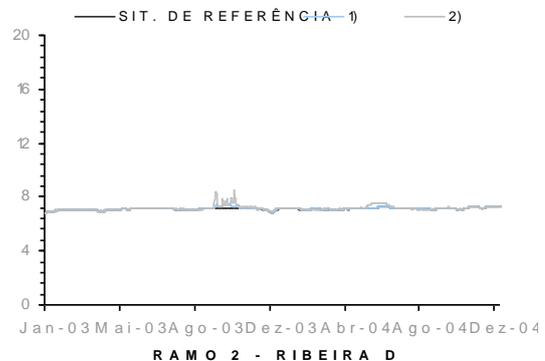
### 9.6.8 Cenário 8

Tendo em consideração as alterações dos valores de pH, que podem ocorrer na água que percola pelas cinzas alcalinas resultantes dos fogos florestais, definiu-se o **Cenário 8**, em que se admitiu que a água que escoar superficialmente nas áreas ardidas apresenta um valor de pH superior em uma unidade aos valores correspondentes à situação de referência. Assim, com o objectivo de se avaliar isoladamente o efeito deste incremento de pH, considerou-se o **Cenário 0**, definido como a situação de referência e aumentou-se em uma unidade os valores de pH do escoamento gerado nas áreas ardidas. Por outro lado, com o objectivo de avaliar o potencial efeito na qualidade da água da albufeira, das cargas poluentes geradas pelos fogos florestais e o aumento de pH do escoamento superficial, considerou-se a definição do **Cenário 6**, com o qual se conjugou o incremento do valor de pH. Os resultados destes cenários são identificados nas figuras correspondentes aos resultados obtidos com os números 1) e 2), respectivamente (Figuras 534 a 543).

Os resultados obtidos permitiram concluir que o incremento dos valores de pH determinado por este cenário de simulação não modificou os valores da concentração dos parâmetros simulados.



**Figura 534.** Conc. pH – 2003/2004 rio Zêzere/Cenário 8



**Figura 535.** Conc. pH – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Sertã/Cenário 8

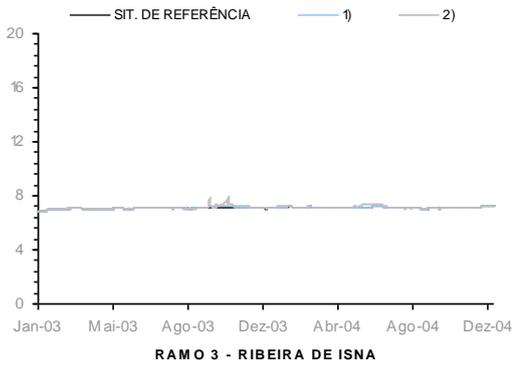


Figura 536. Conc. pH – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Isna/Cenário 8

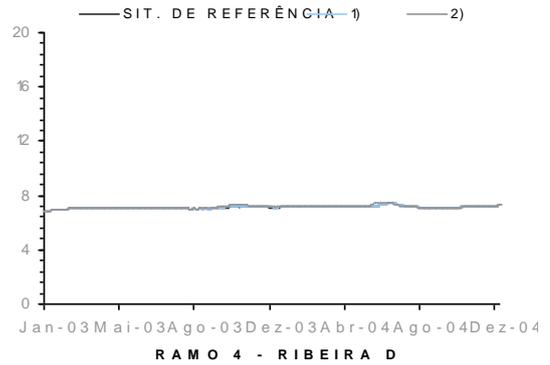


Figura 537. Conc. pH – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Cains/Cenário 8

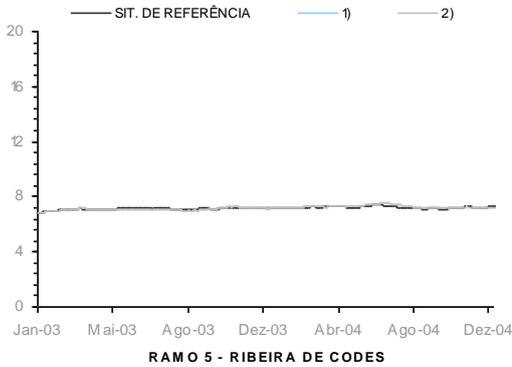


Figura 538. Conc. pH – 2003/2004 rib<sup>a</sup> de Codes/Cenário 8

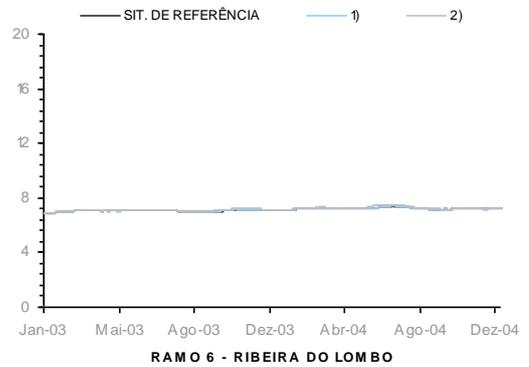


Figura 539. Conc. pH – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Lombo/Cenário 8

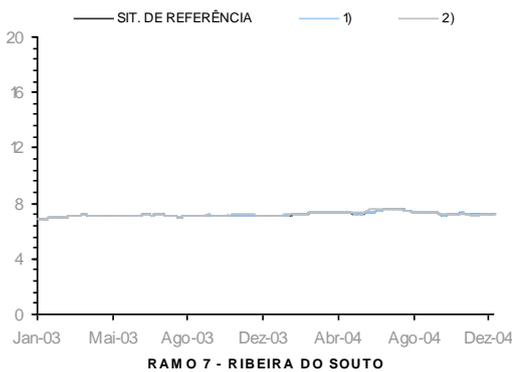


Figura 540. Conc. pH – 2003/2004 rib<sup>a</sup> do Souto/Cenário 8

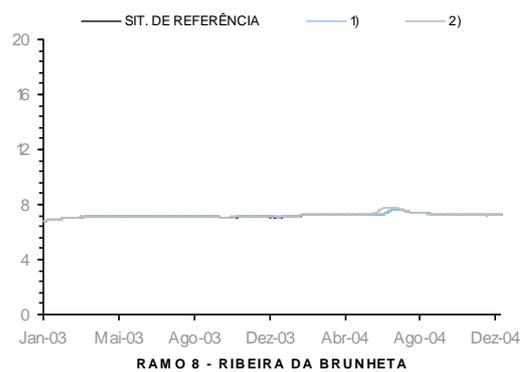
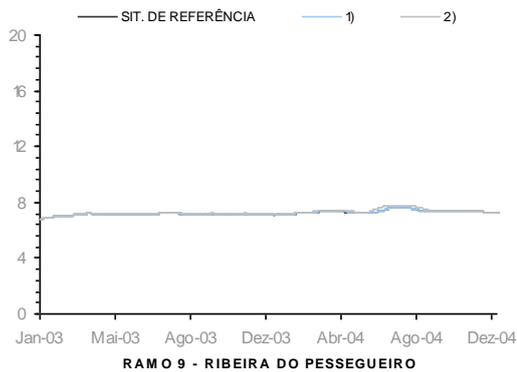
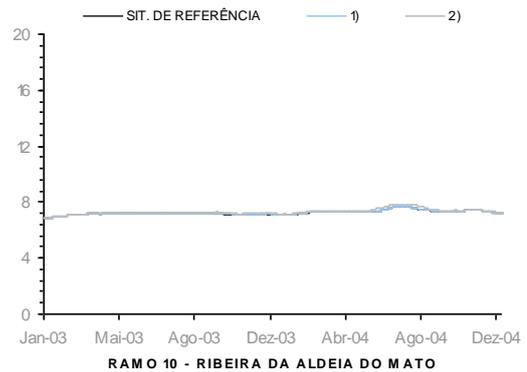


Figura 541. Conc. pH – 2003/2004 rib<sup>a</sup> da Brunheta/Cenário 8



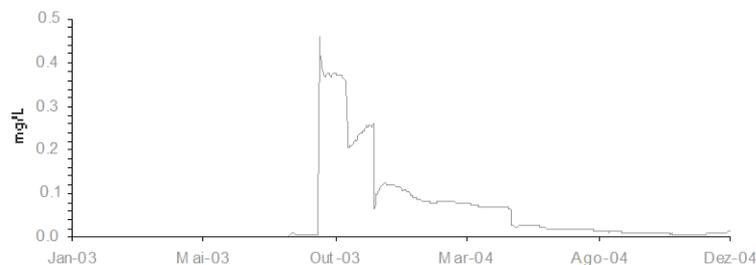
**Figura 542.** Conc. pH – 2003/2004  
rib<sup>a</sup> do  
Pessegueiro/**Cenário 8**



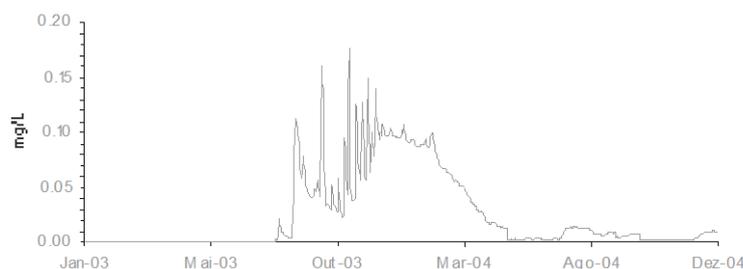
**Figura 543.** Conc. pH – 2003/2004  
rib<sup>a</sup> da Aldeia do  
Mato/**Cenário 8**

### 9.6.9 Cenário 9

Relativamente aos ensaios realizados no sentido de simular a afluência de um constituinte genérico e conservativo, ao qual não foi associada qualquer taxa de degradação ou deposição, para se avaliar a dispersão na massa de água de um poluente desta natureza, são apresentados os correspondentes resultados nas Figuras 544 e 545. A sua análise permite verificar que a variação dos valores médios da concentração de um poluente deste tipo indica que, apesar de se tratar de uma carga afluenta pouco significativa (concentração de 1 mg/L), o seu potencial efeito prolonga-se durante um período de cerca de um ano (desde Outubro de 2003 a Outubro de 2004), o que demonstra a dificuldade do sistema em eliminar um constituinte com características persistentes.



**Figura 544.** Concentração de um constituinte genérico na albufeira de  
Castelo do Bode /**Cenário 9**



**Figura 545.** Concentração de um constituinte genérico na ribeira da Sertã  
/**Cenário 9**

Considerando os resultados obtidos com os diferentes cenários de simulação pode concluir-se que:

- A análise dos valores de pH e da concentração de  $\text{NO}_3$ ,  $\text{NH}_4$ ,  $\text{PO}_4$  e de clorofila-a, observados durante o ano de 2003 na albufeira de Castelo do Bode apresentadas anteriormente nas secções 7, 8 e 9, deste documento, sugerem, numa primeira análise, que as alterações que ocorreram no solo após os fogos florestais registados durante o Verão de 2003, deverão ser semelhantes às que foram consideradas ao nível da definição do **Cenário 5**, uma vez que os resultados obtidos com este cenário de simulação não evidenciam alterações da qualidade de água da albufeira e dos seus tributários. No entanto deve referi-se que como os valores da concentração correspondem a amostras recolhidas mensalmente, os resultados obtidos com os **Cenários 1, 2, 4, e 6**, quando a afluência das cargas de nutrientes ocorre em 24 horas e em 96 horas, podem também corresponder aos efeitos que os fogos florestais tiveram nesse ano na massa de água simulada. De facto, como se pode observar nas Figuras 432 e 451, relativas aos valores da concentração de  $\text{N-NO}_3$  e de  $\text{P-PO}_4$ , na albufeira de Castelo do Bode obtidas com o cenário 6, quando a carga poluente afluiu na sua totalidade à albufeira com o primeiro evento de precipitação que ocorreu nas primeiras 24 horas, apesar de se verificar a existência de um incremento substancial dos valores da concentração destes parâmetros num curto espaço de tempo, os valores da correspondente concentração diminuíram rapidamente até se encontrarem muito próximos dos valores inerentes à situação de referência, e que assim provavelmente passariam indetectáveis pelas amostras de água recolhidas mensalmente;
- Apesar de se ter verificado um incremento dos valores da concentração de  $\text{N-NO}_3$ ,  $\text{P-PO}_4$ ,  $\text{NH}_4$  e de biomassa algal, determinados pelos **Cenários 1, 2, 4 e 6**, a qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode e dos seus afluentes não sofreu alterações passíveis de diminuir a concentração de OD;
- Os efeitos dos fogos florestais na qualidade das massas de água são mais evidentes durante os primeiros eventos de precipitação, podendo prolongar-se durante o primeiro Inverno após a ocorrência do fogo. Dois ou três anos após o fogo florestal, os efeitos na qualidade da água deverão ser quase imperceptíveis como foi demonstrado com a análise dos resultados obtidos com o **Cenário 3**;
- A distribuição da afluência da carga de  $\text{N-NO}_3$  e de  $\text{P-PO}_4$ , por diferentes períodos de tempo, evidencia efeitos distintos na qualidade das massas de água. De facto, quando a carga poluente aflui num curto período de tempo, atingindo rapidamente um valor máximo da concentração de  $\text{P-PO}_4$  e de  $\text{N-NO}_3$ , os valores da concentração de  $\text{P-PO}_4$  diminuem mais rapidamente do que os valores da concentração de  $\text{N-NO}_3$ . Esta situação deverá ser uma consequência do facto de o P ser o nutriente limitante destas massas de água. Ao contrário do que acontece com os valores da concentração de  $\text{P-PO}_4$ , os valores da concentração de  $\text{N-NO}_3$ , após atingirem um máximo, mantêm-se mais elevados ao longo do tempo do que os valores da concentração de  $\text{N-NO}_3$  resultantes da afluência da carga poluente durante um maior período de tempo, o que não acontece com o  $\text{P-PO}_4$ . Os valores da concentração de

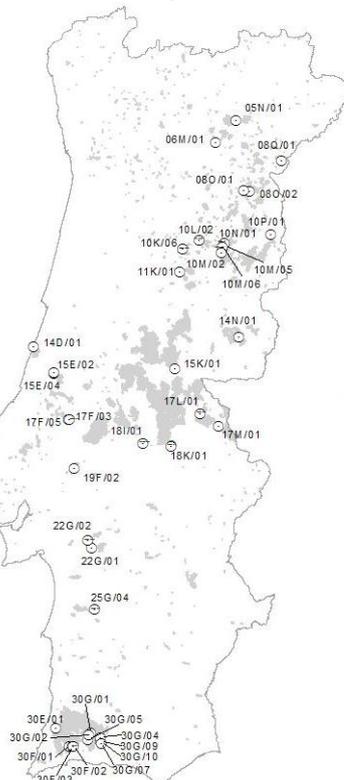
$\text{NH}_4$ , apresentam uma dinâmica de evolução semelhante à que ocorre com os valores da concentração de  $\text{P-PO}_4$ , mas que no caso dos valores da concentração de  $\text{NH}_4$ , deverá ser determinada pela oxidação deste parâmetro, que assim se converte em  $\text{NO}_2$  e posteriormente em  $\text{NO}_3$ .

- Os resultados obtidos com a simulação do **Cenário 7** demonstram uma evidente degradação da qualidade da água da albufeira de Castelo do Bode e, principalmente, das linhas de água de menor dimensão, como a ribeira da Sertã e a ribeira de Isna. No entanto não se registaram valores da concentração de OD inferiores a 3.00 mg/L, que poderiam determinar a asfixia da icitofauna (Svobodová *et al.*, 1993), degradando ainda mais a qualidade das massa de água.

## 10. AVALIAÇÃO DO POTENCIAL EFEITO DOS FOGOS FLORESTAIS NO REGIME DE ESCOAMENTO SUPERFICIAL

A pesquisa bibliográfica realizada no âmbito deste estudo, permitiu concluir que, após a ocorrência de um fogo florestal, é expectável um aumento do escoamento superficial, originado pela formação de uma camada hidrofóbica na superfície do solo, bem como pela diminuição da interceptação e transpiração após a remoção da vegetação da área ardida (Ranalli, 2004). No entanto, face à elevada variabilidade das características físicas de um fogo florestal e aos diferentes ecossistemas em que estes ocorrem, deve-se considerar a possibilidade de ocorrer o oposto do descrito anteriormente. De facto, segundo Kutiel e Inbar (1993), após a ocorrência de um fogo florestal de reduzidas dimensões, o escoamento superficial diminuiu na área afectada pelo incêndio, quando comparado com o escoamento superficial gerado na área não afectada da bacia hidrográfica, pelo facto de a capacidade de infiltração do solo ter aumentado. Assim, verifica-se que existem referências que indicam no sentido do aumento do coeficiente de escoamento após a ocorrência de fogos florestais e outras que apontam em sentido contrário.

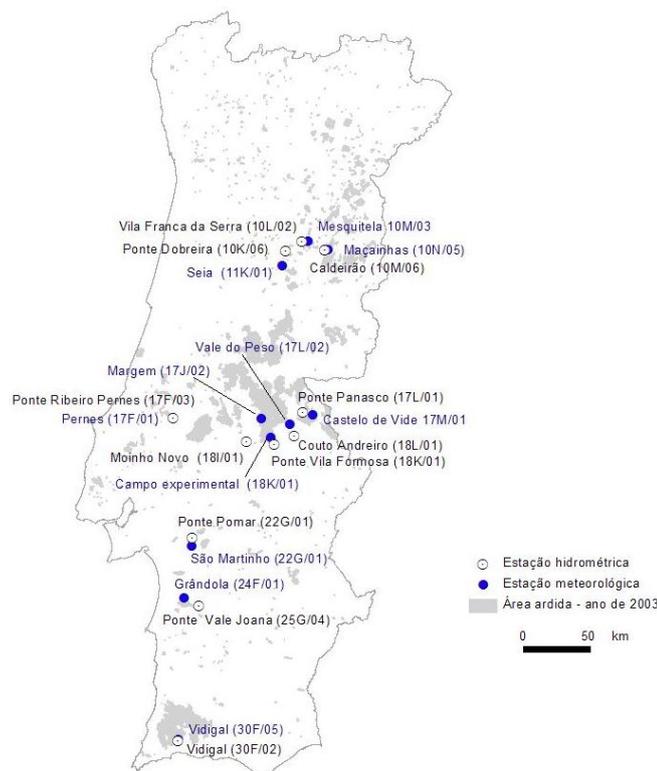
Tendo como objectivo avaliar o efeito dos fogos florestais nos processos hidrológicos, seleccionaram-se 39 estações hidrométricas localizadas em bacias hidrográficas em que deflagraram fogos florestais durante o ano de 2003, em Portugal continental (Figura 546).



**Figura 546.** Estações hidrométricas seleccionadas inicialmente para a avaliação do potencial efeito dos fogos florestais no regime de escoamento superficial

As falhas de valores relativos ao nível hidrométrico e caudal para o ano de 2003, em muitas destas estações obrigou a reduzir a análise realizada a 11 estações hidrométricas. Esta situação resulta, também, do facto de 19 das estações hidrométricas localizadas nas áreas mais afectadas pelos fogos se encontrarem extintas.

A metodologia definida para a avaliação do potencial efeito dos fogos florestais nos processos hidrológicos, consistiu na sobreposição gráfica dos valores do nível hidrométrico instantâneo registados nas estações hidrométricas, com os valores de precipitação diária obtidos nas estações meteorológicas. Na Figura 547 pode observar-se a localização das estações hidrométricas e das estações meteorológicas consideradas.



**Figura 547.** Estações hidrométricas e meteorológicas consideradas na análise realizada

As estações meteorológicas seleccionadas são as que têm a maior área de influência relativamente à área das bacias hidrográficas dominada pelas estações hidrométricas (Quadro 47).

Nas Figuras 548 a 591 a pode observar-se a sobreposição gráfica do nível de escoamento instantâneo e dos valores da precipitação diária, relativos ao ano de 2002, 2003, 2004 e 2005.

Como se pode observar nas Figuras 548, 552, 556 e 560, relativas ao ano de 2002, quando ocorre o primeiro evento de precipitação no final do mês de Agosto, existe um desfasamento temporal entre o evento de precipitação e a consequente reacção do nível hidrométrico das linhas de água, que, teoricamente, corresponde à diminuição da capacidade de infiltração do solo. Esta situação

corresponde a um processo hidrológico comum à generalidade das bacias hidrográficas localizadas em Portugal Continental.

No entanto, no ano em que ocorreram os fogos florestais, 2003, verifica-se que após a ocorrência de uma chuvada no final de Setembro, o nível hidrométrico varia directamente com a precipitação, mantendo este padrão até ao final do ano (Figuras 549, 553, 557 e 561). Esta situação implica que, em princípio, a precipitação útil corresponde à quase totalidade da precipitação total, o que usualmente apenas ocorre se não existir infiltração ou se esta for muito reduzida, por exemplo numa zona urbanizada ou numa área em que a textura do solo favoreça a ocorrência deste processo.

**Quadro 47.** Estações hidrométricas seleccionadas *versus* estações meteorológicas

Designação utilizada na apresentação gráfica dos resultados obtidos	Estação hidrométrica	Estação meteorológica
1)	Ponte Vale Joana (25G/04)	Grândola 24F/01
2)	Ponte Vila Formosa (18K/01)	Campo Experimental Crato (18K/01)
3)	Ponte Panasco (17L/01)	Castelo de Vide (17M/01)
4)	Moinho Novo (18I/01)	Margem (17J/02)
5)	Caldeirão (rio) (10M/06)	Maçainhas (10M/05)
6)	Vila Franca da Serra (10L/02)	Mesquitela (10M/03)
7)	Ponte Ribeira Pernes (17F/03)	Pernes (17F/01)
8)	Ponte Pomar (22G/01)	São Martinho (22G/01)
9)	Ponte Dobreira (10K/06)	Seia (11K/01)
10)	Vidigal (30F/02)	Vidigal (30F/05)
11)	Couto de Andreiros (18L/01)	Vale do Peso (17L/02)

Esta situação enquadra-se na possibilidade teórica de que após a ocorrência dos fogos florestais se formou uma camada hidrofóbica de matéria orgânica na superfície do solo, que em conjunto com a diminuição da interceptação e da evapotranspiração, após a combustão da vegetação da área ardida, contribuíram para reduzir a capacidade de infiltração do solo.

A análise das Figuras 554 a 562, referentes ao ano de 2004, revela semelhanças relativamente ao ocorrido no ano de 2003. Esta situação pode ser justificada pelo facto de o coberto vegetal e o solo se encontrarem ainda com características semelhantes ao da situação verificada após a ocorrência dos fogos florestais no ano de 2003.

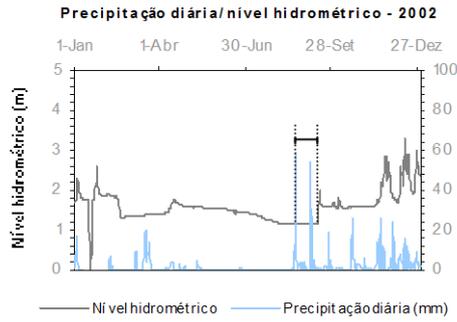


Figura 548. 1) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)

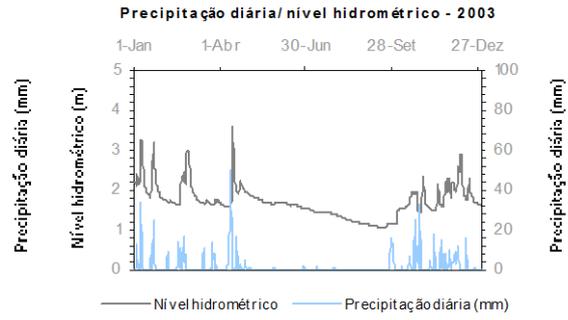


Figura 549. 1) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)

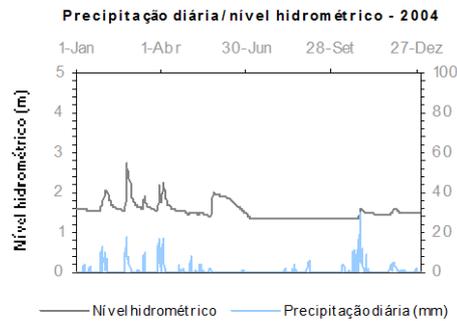


Figura 550. 1) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)

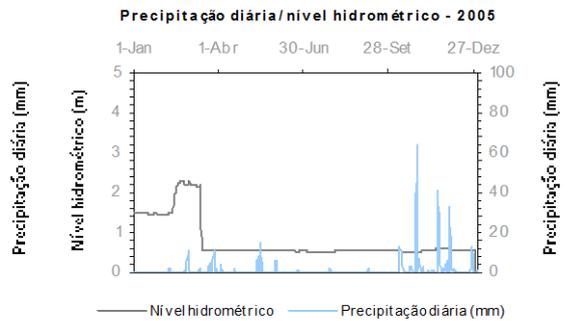


Figura 551. 1) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)

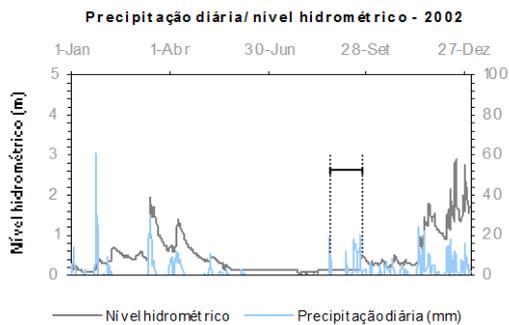


Figura 552. 2) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)

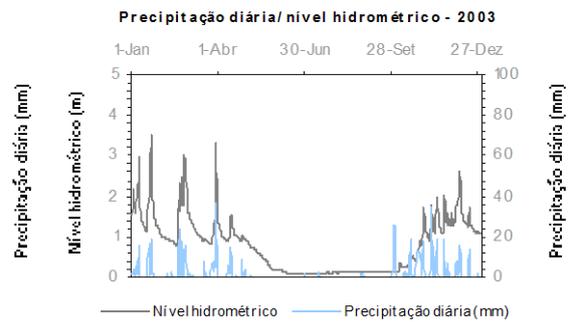
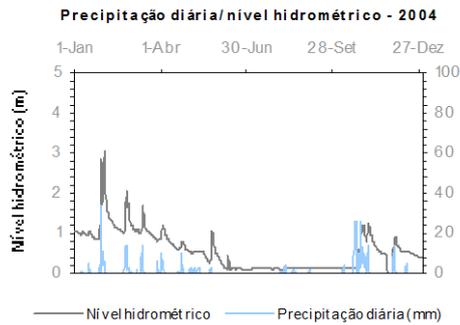
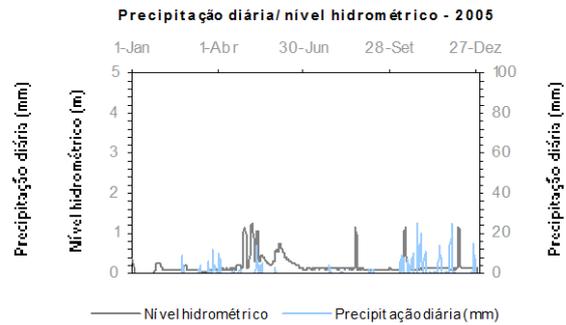


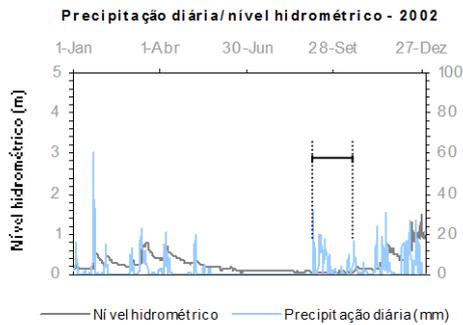
Figura 553. 2) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)



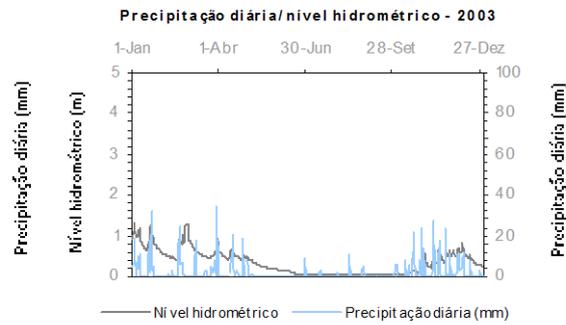
**Figura 554.** 2) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)



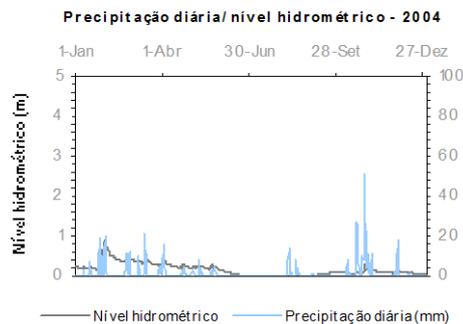
**Figura 555.** 2) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)



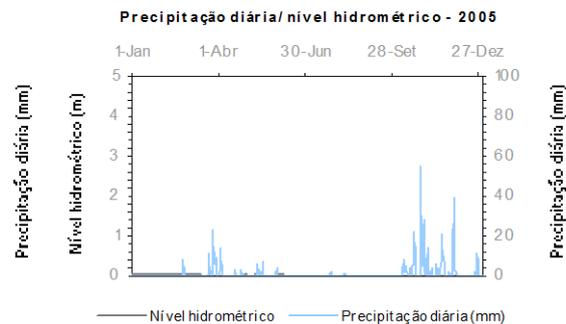
**Figura 556.** 3) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)



**Figura 557.** 3) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)



**Figura 558.** 3) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)



**Figura 559.** 3) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)

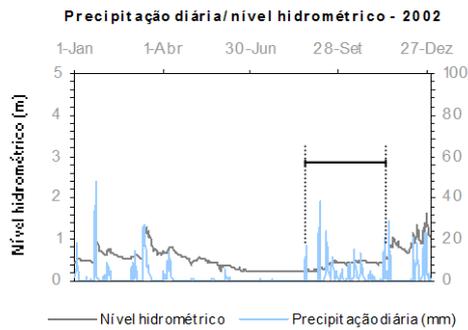


Figura 560. 4) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)

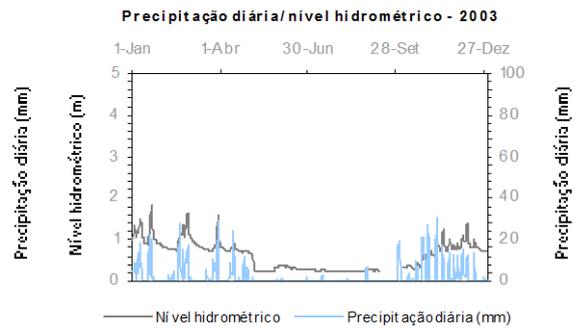


Figura 561. 4) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)

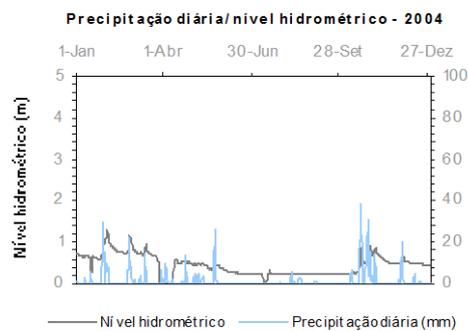


Figura 562. 4) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)

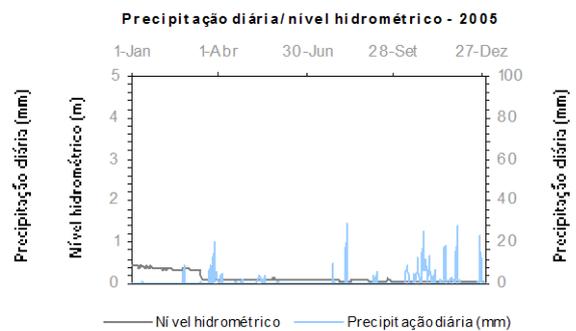


Figura 563. 4) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)

A análise das Figuras 564 a 591 não permite identificar potenciais alterações do tempo de resposta do nível hidrométrico das linhas de água relativamente ao início dos eventos de precipitação, entre os anos de 2002 e de 2003.

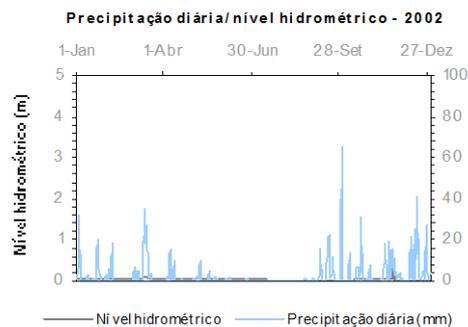


Figura 564. 5) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)

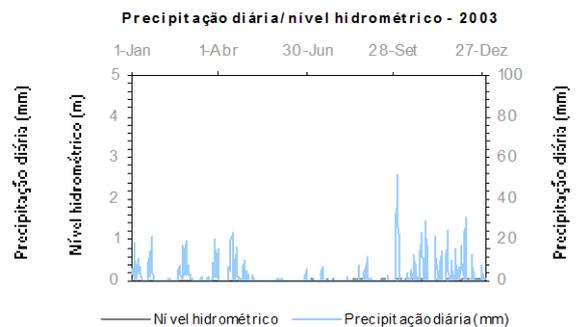
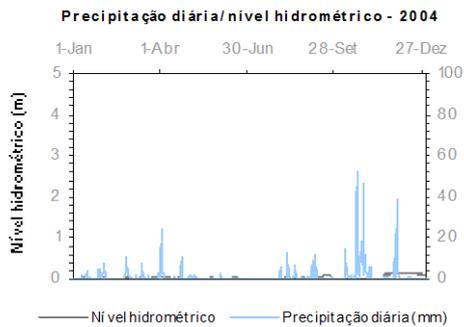
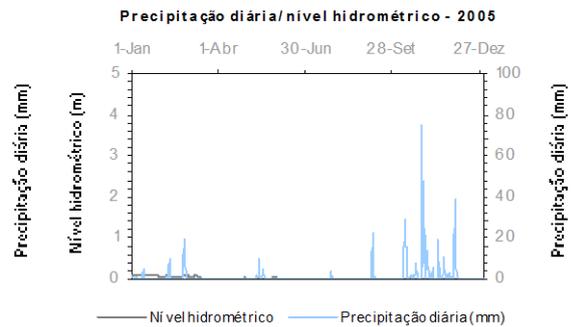


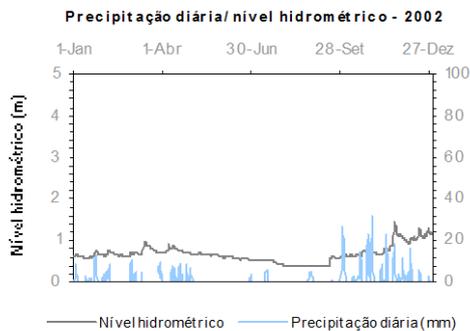
Figura 565. 5) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)



**Figura 566.** 5) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)



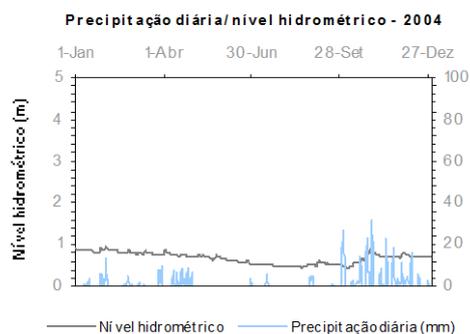
**Figura 567.** 5) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)



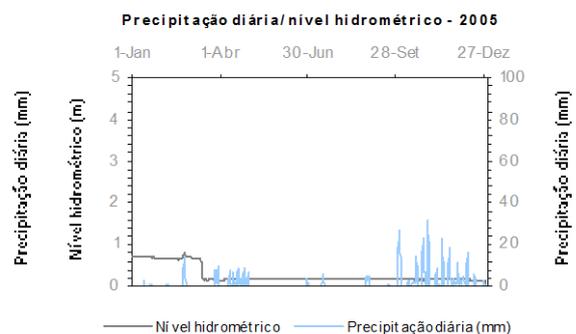
**Figura 568.** 6) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)



**Figura 569.** 6) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)



**Figura 570.** 6) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)



**Figura 571.** 6) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)

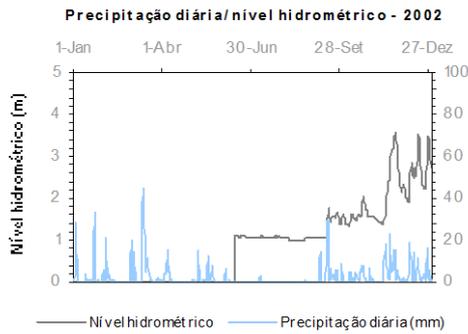


Figura 572. 7) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)

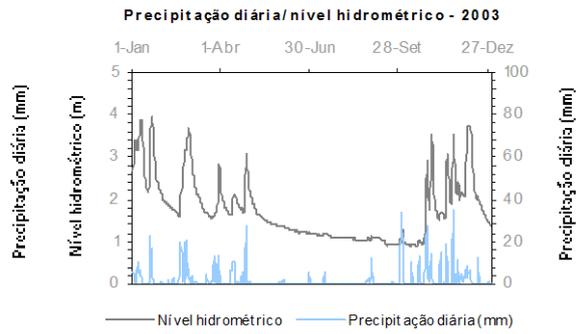


Figura 573. 7) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)

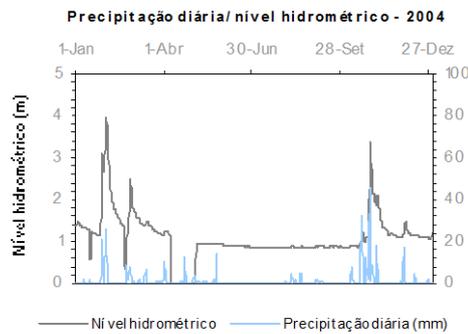


Figura 574. 7) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)

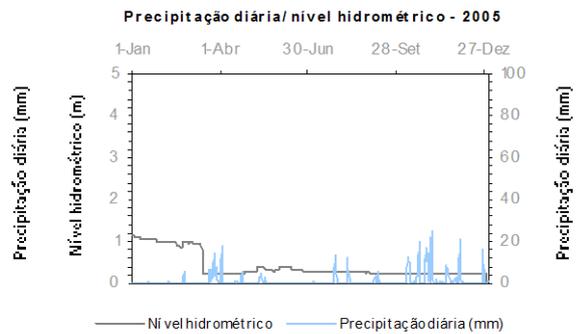


Figura 575. 7) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)

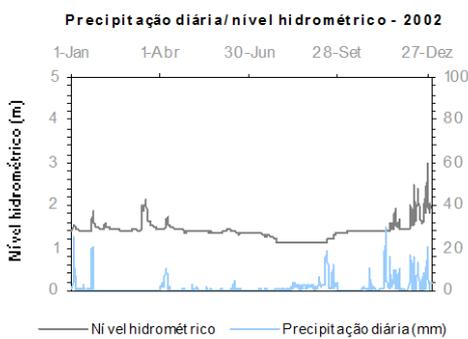


Figura 576. 8) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)

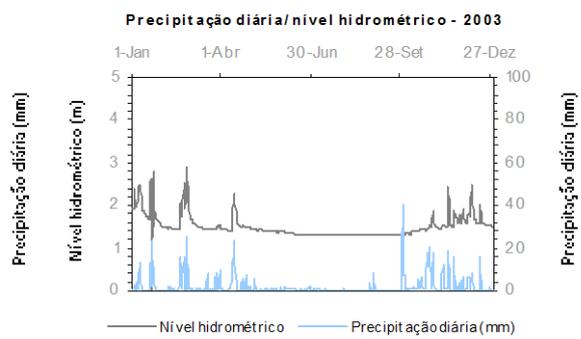
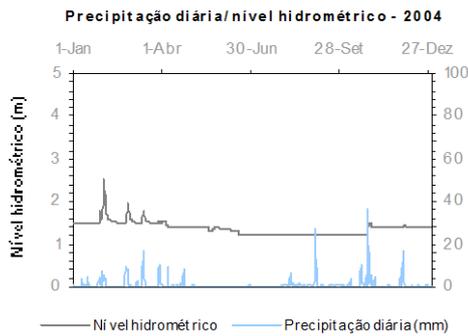
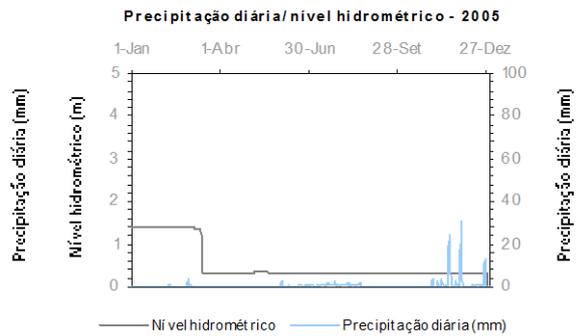


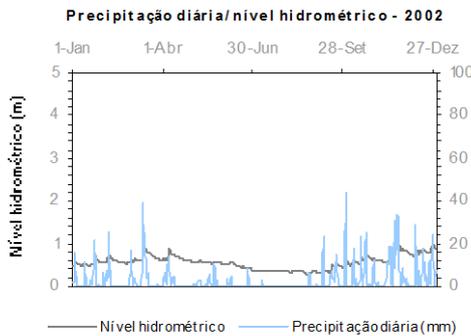
Figura 577. 8) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)



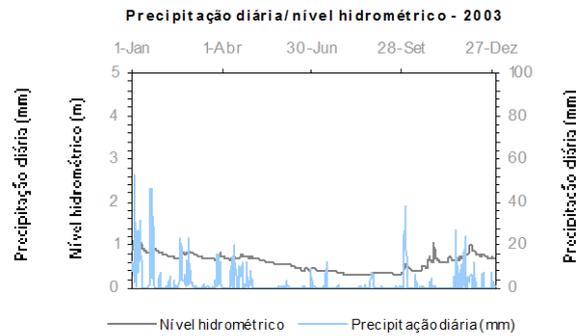
**Figura 578.** 8) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)



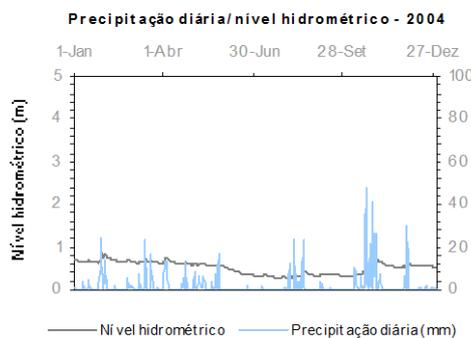
**Figura 579.** 8) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)



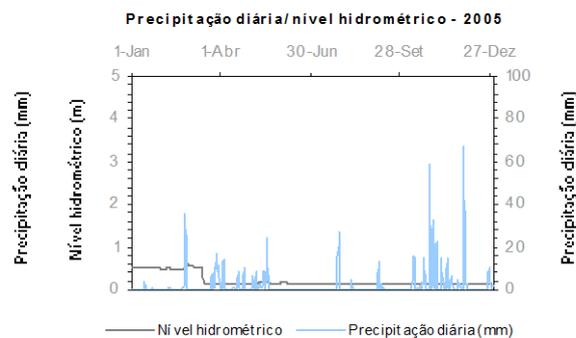
**Figura 580.** 9) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)



**Figura 581.** 9) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)



**Figura 582.** 9) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)



**Figura 583.** 9) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)

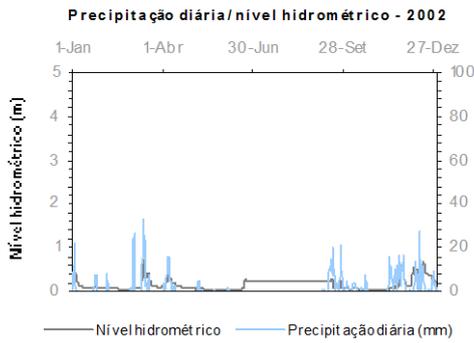


Figura 584. 10) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)

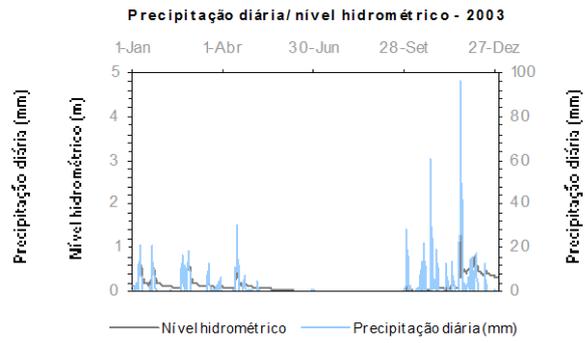


Figura 585. 10) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)

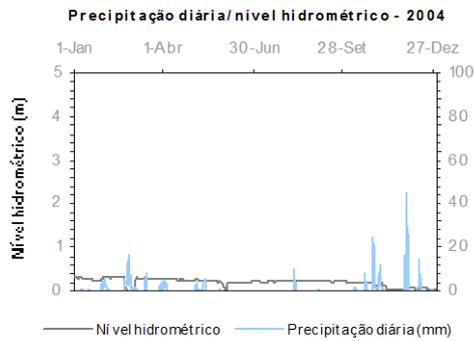


Figura 586. 10) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)

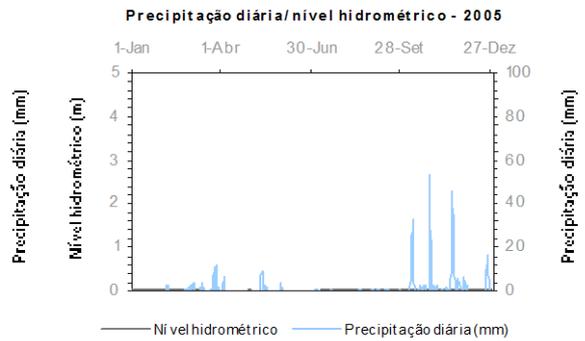


Figura 587. 10) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)

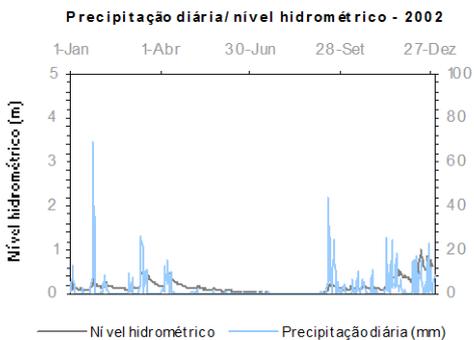


Figura 588. 11) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2002)

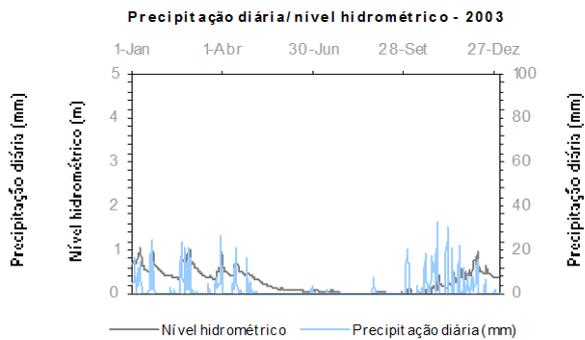
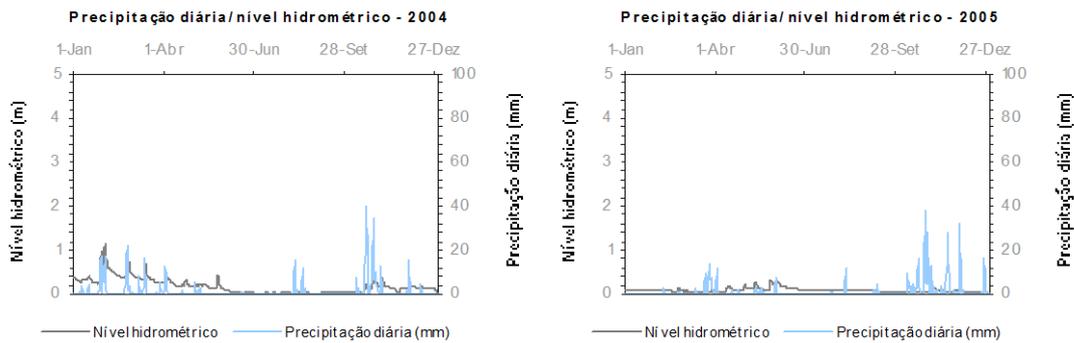


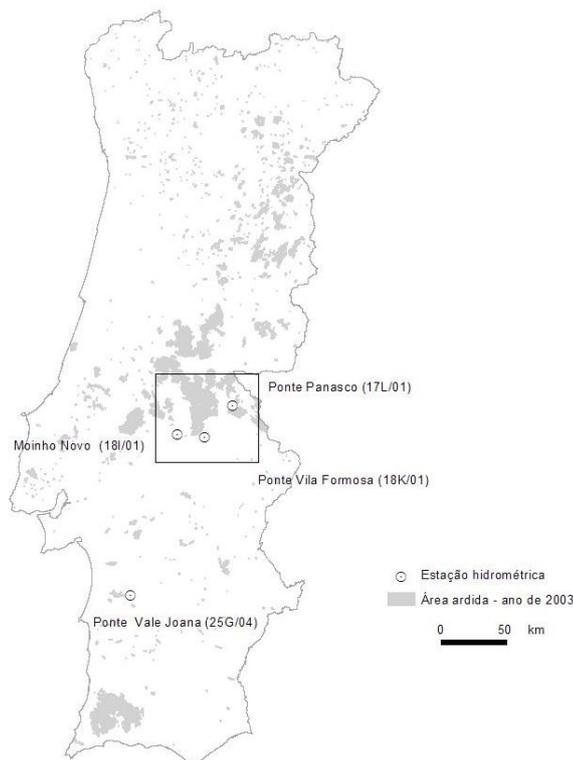
Figura 589. 11) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2003)



**Figura 590.** 11) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2004)

**Figura 591.** 11) Nível hidrométrico versus Precipitação diária (2005)

Na Figura 592 podem observar-se as estações hidrométricas e meteorológicas, cujos registos de valores do nível hidrométrico instantâneo e da precipitação diária permitiram identificar uma potencial alteração do intervalo de tempo, existente entre um evento de precipitação e a consequente reacção do nível hidrométrico nas linhas de água.



**Figura 592.** Estações hidrométricas localizadas em áreas em que os fogos florestais podem ter modificado o regime de escoamento superficial

A análise da referida figura permite concluir que as estações seleccionadas estão espacialmente agrupadas numa área específica. Este facto pode significar que as estações hidrométricas se localizam numa área que foi afectada por fogos florestais que alteraram a capacidade de infiltração

do solo e assim modificaram o regime de escoamento das correspondentes bacias hidrográficas. No entanto, deve referir-se que este facto pode igualmente significar que na referida área e no período de tempo analisado, ocorreu um evento de precipitação cuja intensidade determinou uma resposta imediata do nível hidrométrico das linhas de água, não relacionada com a ocorrência dos fogos florestais.

O Laboratório Nacional de Engenharia Civil (LNEC), tem, em conjunto com a Escola Superior Agrária do Instituto Politécnico de Castelo Branco e o Instituto Nacional de Engenharia, Tecnologia e Inovação (INETI), vindo a realizar um estudo, que se iniciou em 2005 e estará concluído em 2008, com o objectivo de avaliar o impacte de fogos florestais nos recursos hídricos subterrâneos.

A área de estudo seleccionada nesse estudo inclui igualmente as bacias hidrográficas de Ponte Panasco e de Couto de Andreiros. Após a caracterização dos valores de caudal escoado pelas linhas de água antes e após a ocorrência de fogos florestais, foi apresentada a seguinte conclusão num relatório preliminar (LNEC (2008):

*“O cruzamento dos dados da monitorização do escoamento superficial e da precipitação permitiu verificar para a bacia de Ponte Panasco, a existência de perturbações causadas pelo fogo no escoamento superficial e suas componentes (escoamento directo e escoamento base). Todavia, não foi possível determinar a magnitude destas perturbações devido a alterações no regime pluviométrico e ao curto período de monitorização”, LNEC (2008).*

Os resultados apresentados neste estudo são coincidentes relativamente à bacia hidrográfica da Ponte Panasco reforçando assim a possibilidade teórica dos fogos florestais modificarem o regime de escoamento das bacias hidrográficas.

## 11. IDENTIFICAÇÃO DAS ALBUFEIRAS LOCALIZADAS EM TERRITÓRIO NACIONAL COM MAIOR PROBABILIDADE DE VIREM A SER AFECTADAS PELA OCORRÊNCIA DE FOGOS FLORESTAIS

A análise realizada, apesar da sua relativa simplicidade, permitiu definir uma lista de albufeiras que apresentam uma maior probabilidade quanto à qualidade das suas águas vir a ser afectada pela ocorrência de fogos florestais.

A metodologia definida considera a informação incluída na carta de Risco de Ocorrência de Incêndios Florestais (2006-2008) (Instituto Geográfico Português), na carta Corine 2000 (Agência Portuguesa do Ambiente) e a na carta da Erosividade da Precipitação do INAG (Figura 593).

A carta de erosividade da precipitação do INAG, foi obtida de acordo com o índice de erosão hídrica (R), definido por Wischmeier e Smith, 1978, em que se quantifica a acção de impacto das gotas de chuva e do escoamento associado à precipitação, considerando a energia cinética e a intensidade máxima da precipitação em 30 minutos de cada evento – Índice I30, de acordo com a equação (3).

$$R = (\sum E_c I_{30}) / 1735 \quad \text{equação (3)}$$

Em que:

R – factor de erosividade da precipitação, t.m/ha;

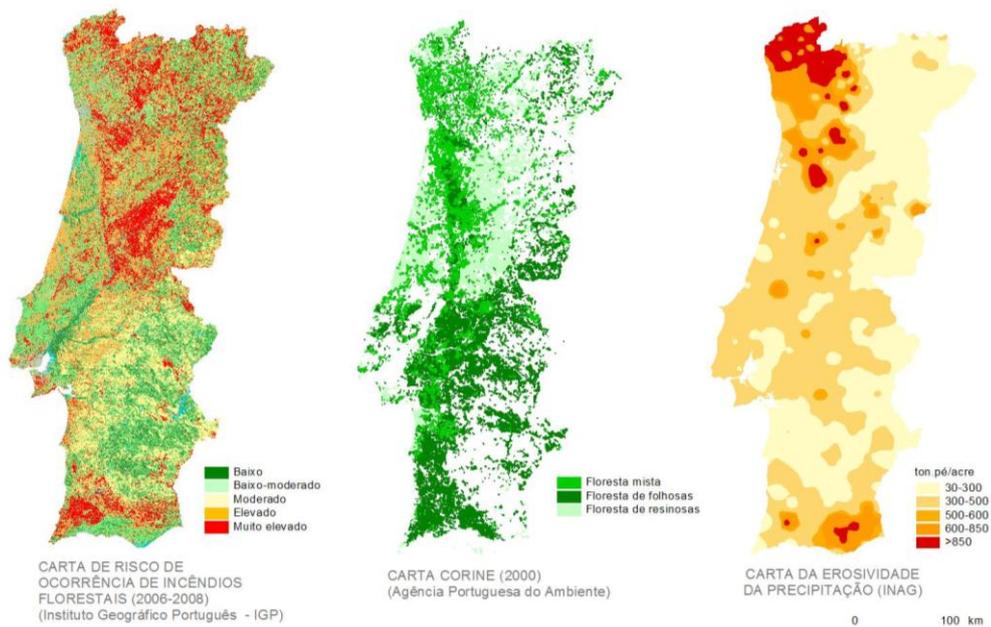
$E_c$  – Energia cinética total da precipitação, t.m/ha;

$I_i$  – intensidade da precipitação para cada intervalo de tempo da chuvada, cada 5 minutos, mm/h.

$h_i$  – precipitação para cada intervalo de tempo da chuvada, cada 5 minutos;

I30 – intensidade máxima da precipitação em 30 minutos de cada evento, mm/h.

$$E_c = (12.142 + 8.877 \text{Log}(I_i)) h_i \quad \text{equação (4)}$$



**Figura 593.** Carta de Risco de Ocorrência de Incêndios Florestais (2006-2008) - Carta Corine 2000 - Carta da Erosividade da Precipitação

Assim, com a utilização de um sistema de informação geográfica (SIG), Arcview 3.2 (ESRI), seleccionaram-se as albufeiras que se podem observar nos Quadros 48, 49 e 50, cujas bacias hidrográficas, se encontram simultaneamente localizadas nas seguintes áreas das três cartas consideradas:

- área de risco elevado e muito elevado, definidas na carta Risco de Ocorrência de Incêndios Florestais;
- área de florestas mistas, de folhosas e de resinosas (2006-2008), na carta Corine 2000;
- áreas correspondentes a todas as classes de perda de solo pelo processo de erosão determinado pela precipitação, menos a correspondente à mais reduzida que considera uma perda anual de 30-300 ton.pé/acre.

**Quadro 48.** Albufeiras consideradas na análise realizada (1)

Designação da Albufeira	Bacia Hidrográfica	Designação da Albufeira	Bacia Hidrográfica
Abrilongo	GUADIANA	Cançada	CÁVADO/RIBEIRAS COSTEIRAS
Açude da Caniça	MONDEGO	Capinha	TEJO
Açude de Pedrógão	GUADIANA	Carrapatelo	DOURO
Açude de Ponte Jugais	MONDEGO	Carrasqueira (Part.)	TEJO
Açude de Vila Cova	MONDEGO	Carvalheira	DOURO
Açude do Desterro	MONDEGO	Carviçais(V.Ferreiros)	DOURO
Açude do Negro	TEJO	Castanheira	MONDEGO
Açude Pateiro	MONDEGO	Castelo de Bode	TEJO
Açude Pisões	MONDEGO	Castelo Paiva	DOURO
Açude Ponte da Pedra	TEJO	Castro Daire	DOURO
Açude- Ponte de Coimbra	MONDEGO	Ciborro	TEJO
Açude Rei de Moinhos	MONDEGO	Corgas	TEJO
Açude Ribafeita	VOUGA/RIBEIRAS COSTEIRAS	Corte Brique	MIRA
Açude Veiga Chaves	DOURO	Cortes	TEJO
Aguieira	MONDEGO	Cova do Viriato	TEJO
Alcoutim	GUADIANA	Covão da Erva Fome	MONDEGO
Alijó (Vila Chã)	DOURO	Covão da Lameira	MONDEGO
Alqueva	GUADIANA	Covão do Curral	MONDEGO
Alto Cávado	CÁVADO/RIBEIRAS COSTEIRAS	Covão do Ferro	TEJO
Alto Ceira	MONDEGO	Covão do Forno	MONDEGO
Alto Lindoso	LIMA	Covão do Meio	MONDEGO
Alto Rabagão	CÁVADO/RIBEIRAS COSTEIRAS	Covão do Vale do Conde	MONDEGO
Alvão	DOURO	Covão dos Conchos	MONDEGO
Alvarenga	DOURO	Covas	MINHO/ÂNCORA
Alvito	SADO	Crato	TEJO

Designação da Albufeira	Bacia Hidrográfica
Andorinhas	AVE/LEÇA
Apartadura	TEJO
Arade	ARADE
Arcossó	DOURO
Arga Baixo	MINHO/ÂNCORA
Arroio	DOURO
Atalaia	DOURO
Azibo	DOURO
Bastêlos	DOURO
Beliche	GUADIANA
Belver	TEJO
Bemposta	DOURO
Beságueda	TEJO
Bezêlga	DOURO
Boavista	GUADIANA
Bouçã	TEJO
Bravura	RIBEIRAS DO ALGARVE
Bufo	GUADIANA
Burga	DOURO
Burgães	VOUGA/RIBEIRAS COSTEIRAS
Cabouços	DOURO
Cabril	TEJO
Cachão	DOURO
Caia	GUADIANA
Caldeirão	MONDEGO
Caldeirão (Tejo)	TEJO
Camba	DOURO

Designação da Albufeira	Bacia Hidrográfica
Crato (Nascentes)	TEJO
Crestuma-Lever	DOURO
Daroeira	SADO
Divor	TEJO
Drizes	VOUGA/RIBEIRAS COSTEIRAS
Enxoé	GUADIANA
Ermida	MONDEGO
Ermidas	SADO
Escarigo	TEJO
Esperança	AVE/LEÇA
Estevais	DOURO
Esteveinha	DOURO
Fagilde	MONDEGO
Fargela	TEJO
Feiticeiro	DOURO
Figueiró	TEJO
Fonte Longa	DOURO
Fonte Serne	SADO
Foupana	GUADIANA
Fr. Joaquim	TEJO
Fratel	TEJO
Freigil	DOURO
Freita/Cefra	DOURO
Freixeirinha	TEJO
Fronhas	MONDEGO
Funcho	ARADE
Furadouro	TEJO

**Quadro 49.** Albufeiras consideradas na análise realizada (2)

Designação da Albufeira	Bacia Hidrográfica
Gameiro	TEJO
Gema	SADO
Giestal	AVE/LEÇA
Gostei	DOURO
Gralhas	DOURO
Grândola	SADO
Grous	GUADIANA
Guilhofrei	AVE
H. Facho I	GUADIANA
H. Facho II	GUADIANA
Herdade Lagos I	GUADIANA
Herdade Lagos II	GUADIANA
Herdade Vale da Lameira (Part.)	SADO
Idanha	TEJO
Janeiro de Cima	TEJO

Designação da Albufeira	Bacia Hidrográfica
Pereiro	GUADIANA
Perna Seca	MIRA
Pero Martins	DOURO
Picote	DOURO
Pisco	TEJO
Pocinho	DOURO
Poio	TEJO
Portela	DOURO
Póvoa	TEJO
Pracana	TEJO
Queimadela	AVE/LEÇA
Racheiro	TEJO
Raiva	MONDEGO
Ranhados	DOURO
Rãs	MONDEGO

Designação da Albufeira	Bacia Hidrográfica
Lagoa Comprida	MONDEGO
Lagoacho	MONDEGO
Linhares	DOURO
Lucefecit	GUADIANA
Lutão	GUADIANA
Magos (Paúl Magos)	TEJO
Maranhão	TEJO
Meimoa	TEJO
Mente	DOURO
Minutos	TEJO
Miranda	DOURO
Montargil	TEJO
Monte Clérigo	GUADIANA
Monte da Rocha	SADO
Monte Gato	SADO
Monte Migueis	SADO
Monte Novo	GUADIANA
Monte Redondo	MONDEGO
Montezinho	DOURO
Morgavel	RIBEIRAS DO ALENTEJO
Mourão	GUADIANA
Negrelinho	TEJO
Odeleite	GUADIANA
Odelouca	ARADE
Odivelas	SADO
Oeiras	GUADIANA
Olo	DOURO
Padraustos	VOUGA/RIBEIRAS COSTEIRAS
Palameiro	DOURO
Parada Monte	MINHO/ÂNCORA
Paradela	CÁVADO/RIBEIRAS COSTEIRAS
Pardiela	GUADIANA
Patudos	TEJO
Pêgo do Altar	SADO
Peneireiro	DOURO
Penha Garcia	TEJO
Penide	CÁVADO/RIBEIRAS COSTEIRAS

Designação da Albufeira	Bacia Hidrográfica
Rasquinha (Part.)	SADO
Rebordelo	DOURO
Régua	DOURO
Riba Côa	DOURO
Rio da Mula	RIBEIRAS DO OESTE
Roxo	SADO
Ruães	CÁVADO/RIBEIRAS COSTEIRAS
S. Brissos 1 (Part.)	SADO
S. Domingos	RIBEIRAS DO OESTE
Sabugal	DOURO
Sabugueiro	TEJO
Sabugueiro (Arraiolos)	TEJO
Salamonde	CÁVADO/RIBEIRAS COSTEIRAS
Salgueiro	DOURO
Sampaio	DOURO
Santa Clara	MIRA
Santa Maria de Aguiar	DOURO
Santarém	TEJO
Sela	MINHO/ÂNCORA
Serra Serrada	DOURO
Sordo	DOURO
Sr <sup>a</sup> Monforte	DOURO
Sta. Águeda (Marateca)	TEJO
Sta. Luzia	TEJO
Sumidouro	AVE/LEÇA
Tapada Grande	GUADIANA
Tapada Pequena	GUADIANA
Teja	DOURO
Terragido	DOURO
Torrão	DOURO
Torres	GUADIANA
Toulica	TEJO
Tourega	SADO
Touvedo	LIMA
Vale Coelheiros	SADO
Vale Côvo (Salgueiral)	DOURO
Vale das Bicas	SADO

**Quadro 50.** Albufeiras consideradas na análise realizada (3)

Designação da Albufeira	Bacia Hidrográfica
Vale de arca	SADO
Vale do Gaio	SADO
Vale do Rossim	MONDEGO
Vale Formoso	GUADIANA
Vale Poços	TEJO
Valeira	DOURO
Valpaços	DOURO
Varosa	DOURO
Veiguinhas	DOURO
Venda Nova (Rabagão)	CÁVADO/RIBEIRAS COSTEIRAS
Venda Nova (Sado)	SADO
Venda Velha	TEJO
Vigia	GUADIANA
Vila Seca	DOURO
Vilarinho das Furnas	CÁVADO/RIBEIRAS COSTEIRAS
Vilar-Tabuaço	DOURO
Vinhas	TEJO

No Quadro 51 podem observar-se as albufeiras que de acordo com a metodologia definida, são mais propícias a serem afectadas pela ocorrência de fogos florestais. Nas Figuras 594 a 596, pode observar-se a distribuição das albufeiras seleccionadas pelo território nacional.

**Quadro 51.** Albufeiras com maior probabilidade de serem afectadas pela ocorrência de fogos florestais

Designação da Albufeira	Linha de água	Volume (NPA) dam <sup>3</sup>	Área da bacia hidrográfica km <sup>2</sup>	Bacia Hidrográfica
Alb. Covas	rio Coura	0.16	175.75	MINHO/ÂNCORA
Alb. Touvedo	rio Lima	15 500	1 686.48	LIMA
Alb. Vilarinho das Furnas	rio Homem	117 690	58.51	CÁVADO/RIB.COSTEIRAS
Alb. Alto Cávado	rio Cávado	-	99.15	CÁVADO/RIB.COSTEIRAS
Alb. Paradela	rio Cávado	164 390	216.9	CÁVADO/RIB.COSTEIRAS
Alb. Salamonde	rio Cávado	65 000	615.05	CÁVADO/RIB.COSTEIRAS
Alb. Caniçada	rio Cávado	159 300	774.66	CÁVADO/RIB.COSTEIRAS
Alb. Venda Nova	rio Rabagão	94 500	239.35	CÁVADO/RIB.COSTEIRAS
Alb. Guilhofrei	rio Ave	21 149	120.86	AVE/LEÇA
Alb. Queimadela	rio Vizela	1 100	26.09	AVE/LEÇA
Alb. Fridão	rio Tâmega	210 000	2 616.41	DOURO
Alb. Sordo	rio Sordo		45.35	DOURO
Alb. Torrão	rio Tâmega	123 990	3 268.28	DOURO
Alb. Carrapatelo	rio Douro	148 400	92 375.87	DOURO
Alb. Crestuma-Lever	rio Douro	110 000	96 932.81	DOURO

Designação da Albufeira	Linha de água	Volume (NPA) dam <sup>3</sup>	Área da bacia hidrográfica km <sup>2</sup>	Bacia Hidrográfica
Alb. Varosa	rio Varosa	12 943	307.24	DOURO
Alb. Alto Ceira	rio Ceira	-	24.04	MONDEGO
Alb. Santa Luzia	ribeira de Unhais	53 700	49.37	TEJO
Alb. Cabril	rio Zêzere	720 000	2 416.32	TEJO
Alb. Bouçã	rio Zêzere	48 400	2 601.71	TEJO
Alb. Castelo do Bode	rio Zêzere	1 095 000	3 964.56	TEJO
Alb. Corte Brique	ribeira da Corte Brique	1 632	14.57	MIRA
Alb. Santa Clara	rio Mira	485 000	522.6	MIRA
Alb. Odeleite	ribeira de Odeleite	130 000	347.51	GUADIANA
Alb. Arade	rio Arade	28 390	224.98	ARADE
Alb. Bravura	ribeiro de Odeáxere	34 825	76.58	RIBEIRAS DO ALGARVE

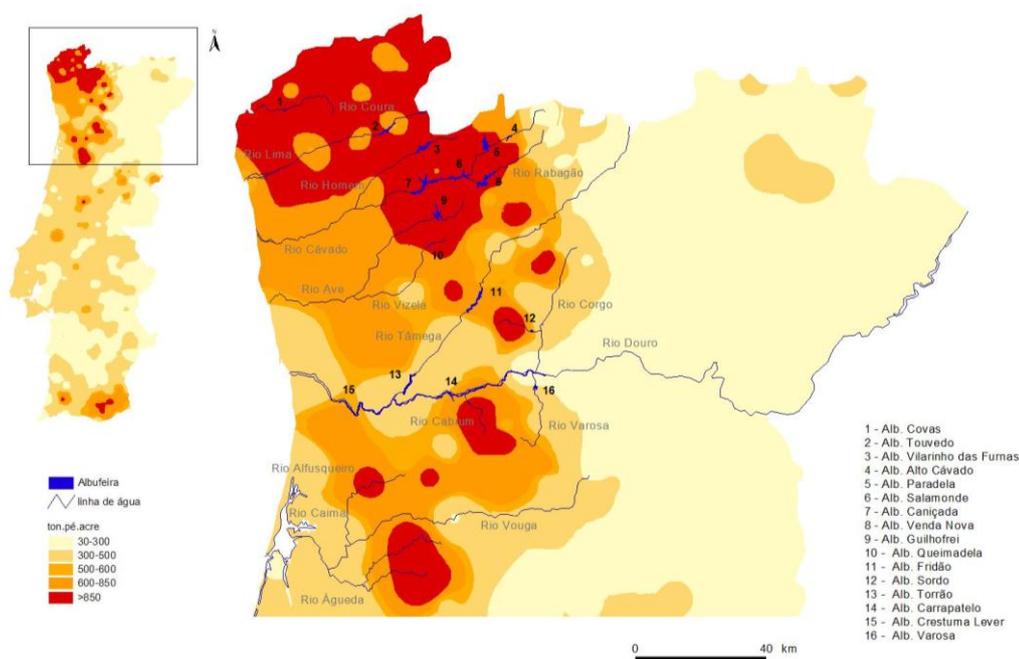


Figura 594. Albufeiras seleccionadas na região norte

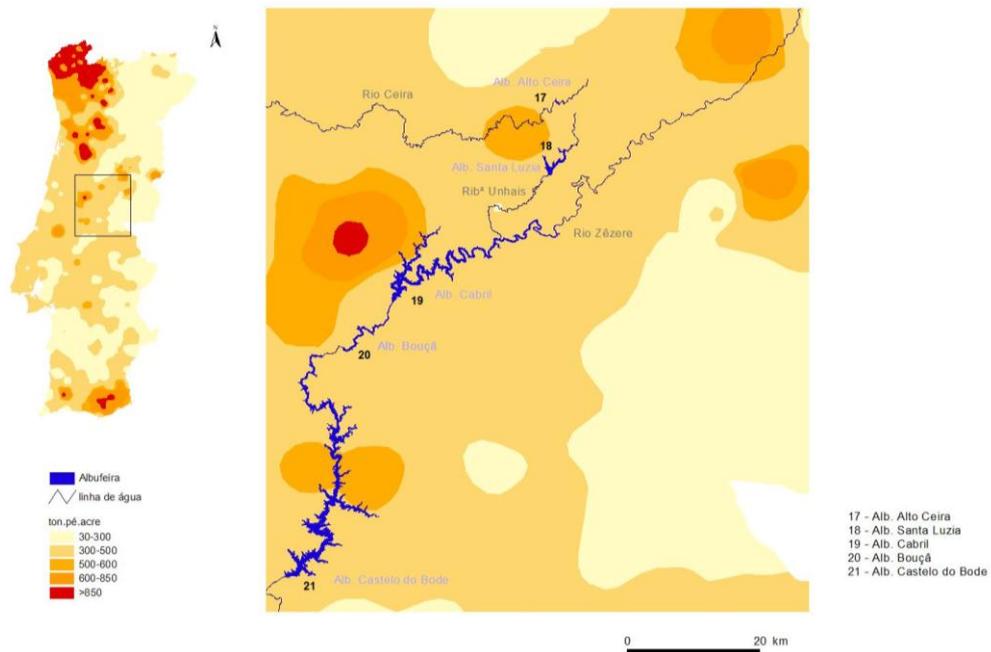


Figura 595. Albufeiras seleccionadas na região centro

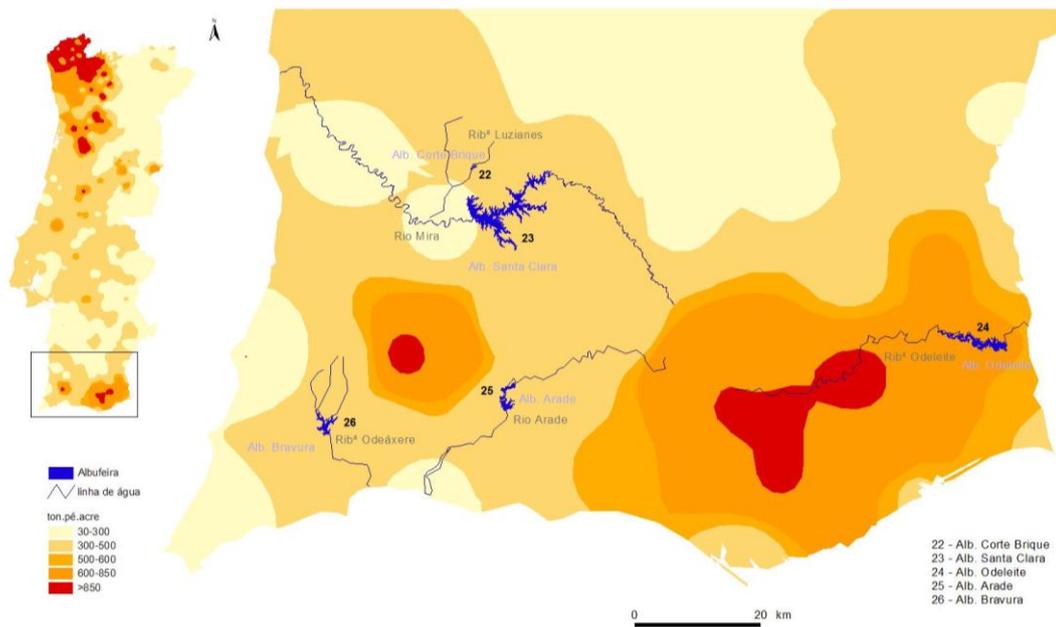


Figura 596. Albufeiras seleccionadas na região sul

## 12. CONCLUSÕES

A análise dos dados de qualidade da água disponibilizados através do SNIRH nas áreas mais afectadas pelos fogos florestais, que ocorreram durante o ano de 2003, não permitiu identificar uma relação causa-efeito entre os fogos florestais e a qualidade das massas de água. Esta situação poderá ser uma consequência da discretização temporal da monitorização (mensal), pelo que não se pode afirmar que os fogos florestais que ocorreram durante o ano de 2003, não afectaram a qualidade das massas de água para as quais drenam as áreas afectadas pelos fogos.

Os primeiros eventos intensos de precipitação que ocorrem após um fogo florestal condicionam a afluência das cargas poluentes às linhas de água, e consequentemente o efeito que o fogo florestal terá na qualidade das mesmas. Um evento intenso de precipitação pode ter como consequência a afluência de quase toda a carga de compostos químicos existentes nas cinzas depositadas no solo durante o fogo florestal. O cenário mais conservativo que foi simulado considera a afluência à albufeira de Castelo do Bode, com o primeiro evento de precipitação que ocorreu em 24 horas, de uma carga elevada de N-NO<sub>3</sub>, P-PO<sub>4</sub>, e de NH<sub>4</sub> que, de acordo com os resultados das simulações efectuadas, determinaram a degradação da qualidade da água da albufeira, diminuindo os valores da concentração de OD, durante aproximadamente oito meses, e aumentando significativamente os valores da concentração de nutrientes. Apesar de conservativa, a definição deste cenário baseia-se na composição química de cinzas resultantes de fogos florestais, pelo que se deve inferir que um fogo florestal pode de facto mobilizar as cargas de N inorgânico e de P inorgânico que permitem a definição deste cenário de simulação.

A distribuição temporal da afluência das cargas poluentes às massas de água, em função dos eventos de precipitação, afecta a concentração de nutrientes nas mesmas de forma distinta. De facto, quando a carga poluente afluí num curto período de tempo, atingindo rapidamente um valor máximo da concentração de P-PO<sub>4</sub> e de N-NO<sub>3</sub>, os valores da concentração de P-PO<sub>4</sub>, diminuem mais rapidamente do que os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub>. Esta situação deverá ser uma consequência do facto do P ser o nutriente limitante destas massas de água. Ao contrário do que acontece com os valores da concentração de P-PO<sub>4</sub>, os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub>, após atingirem um máximo, mantêm-se mais elevados ao longo do tempo, do que os valores da concentração de N-NO<sub>3</sub> resultantes da afluência da carga poluente durante um período de tempo maior, o que não acontece com os valores da concentração de P-PO<sub>4</sub>. Os valores da concentração de NH<sub>4</sub>, apresentam uma dinâmica de evolução semelhante à que ocorre com os valores da concentração de P-PO<sub>4</sub>, mas que, no caso dos valores da concentração de NH<sub>4</sub>, deverá ser determinada pela oxidação deste parâmetro que assim se converte em NO<sub>2</sub> e posteriormente em NO<sub>3</sub>.

Os resultados obtidos com os cenários de simulação considerados, indicam que a qualidade da água para consumo humano das grandes albufeiras, como Castelo do Bode, cuja bacia hidrográfica foi afectada por fogos florestais, não deverá ser colocada em risco pela afluência de cargas adicionais de nutrientes, de compostos orgânicos, ou pelo aumento dos valores de pH dos caudais superficiais que drenam áreas ardidas. No entanto, as linhas de água de reduzida dimensão poderão apresentar

valores elevados de  $N-NO_3$ ,  $P-PO_4$ ,  $NH_4$  e consequentemente de biomassa algal, que poderão modificar o estado trófico das mesmas. No entanto, deve referir-se que mesmo nos cenários de simulação menos conservativos, verificou-se um incremento dos valores da concentração de  $N-NO_3$ ,  $P-PO_4$  e de  $NH_4$ , na albufeira de Castelo de Bode, que apesar de não ser suficiente para degradar significativamente a qualidade da água da albufeira, uma vez que os valores da concentração de OD, se mantiveram inalterados, poderá a médio/longo prazo contribuir para a eutrofização da mesma.

Os resultados obtidos permitiram também concluir que os fogos florestais podem afectar o regime de escoamento das bacias hidrográficas afectadas, diminuindo a capacidade de infiltração dos solos, o que pode determinar uma diminuição do tempo de concentração das bacias hidrográficas, um acréscimo do caudal de ponta de cheia e, consequentemente, o aumento do volume de escoamento superficial.

A metodologia definida para seleccionar as albufeiras com maior probabilidade de poderem vir a ser afectadas por fogos florestais que ocorram nas suas bacias hidrográficas, conduziu à selecção de 26 albufeiras de um total de 121. Das 26 albufeiras seleccionadas considera-se que nas albufeiras de Covas, Touvedo, Guilhofrei, Queimadela, Varosa, Bouçã, Corte Brique, Arade, e Bravura, que apresentam um volume total, inferior a  $50 \text{ hm}^3$ , os potenciais efeitos dos fogos florestais deverão ser mais evidentes do que nas albufeiras com um volume total de armazenamento mais elevado.

O relatório do “Programa de emergência para avaliação e minimização de riscos de cheia e erosão em zonas afectadas por incêndios florestais”, de Setembro de 2003, realizado pelo INAG, CCDR, ICN, DGF, com a colaboração do Instituto Superior de Agronomia (ISA), apresenta medidas de minimização dos efeitos dos fogos florestais nas massas de água, que se consideram serem fundamentais, das quais se destacam as seguintes:

- 1) Implantação de estruturas transversais de retenção de sedimentos nas cabeceiras dos cursos de água afluentes às albufeiras;
- 2) Colocação de troncos segundo as curvas de nível nas encostas com declives acentuados nas áreas com maior risco de erosão, para a retenção de sedimentos;
- 3) Reconstituição nas margens dos cursos de água da vegetação ripícola que tenha sido destruída pelo fogo;
- 4) Florestação progressiva a médio e a longo prazo de acordo com as normas de ordenamento florestal no quadro do ordenamento do território;
- 5) Avaliação do risco de cheia: estimativa do acréscimo do caudal de ponta de cheia, do tempo para o pico nas bacias hidrográficas afectadas pelos fogos florestais; avaliação das consequências do aumento do caudal de ponta de cheia nas cotas de cheias e áreas inundáveis em pontos considerados críticos; estimativa do acréscimo no volume de cheias.

No referido relatório, é também referido que as medidas a aplicar a curto prazo ( 1), 2) e 3)) deverão ter início no mês de Setembro. Este facto impossibilita a minimização dos potenciais efeitos na qualidade da água determinados pelos primeiros eventos de precipitação que podem ocorrer logo

após o fogo. Assim, considera-se que as medidas apresentadas nos pontos 1), 2) e 3), devem ser aplicadas imediatamente após a ocorrência do fogo florestal.

As áreas identificadas com solos contaminados com resíduos das indústrias de extracção mineira, ou com elementos químicos provenientes de outras indústrias, como os elementos radioactivos, deverão ser protegidas dos fogos florestais que podem mobilizar os elementos e compostos químicos, e assim poluir outros ecossistemas.

O estudo e o conhecimento dos efeitos dos fogos florestais nas massas de água e no regime de escoamento evoluem com o aumento do número de estudos, nacionais e internacionais, que anualmente surgem e que apresentam valores relativos às cargas de poluentes geradas nos solos aridos, e aos valores da concentração de poluentes nas linhas de água. Assim, deve referir-se que se deverá estabelecer um plano de monitorização que permita a recolha em contínuo de valores da concentração de poluentes em linhas de água que drenem áreas afectadas por fogos florestais, ou com grande probabilidade de o virem a ser.

As modificações que ocorrem nos processos hidrológicos, provocadas por fogos florestais, condicionam a recuperação dos ecossistemas e a resposta do solo aos processos erosivos, aumentando o risco de desertificação. Os seus efeitos no solo são diversos, alterando a estrutura, as propriedades físicas e químicas e o biota. No entanto, os fogos florestais quando separados espacial e temporalmente, permitem a recuperação natural dos ecossistemas, promovendo assim o surgimento de um sistema mais produtivo e resiliente através da introdução da heterogeneidade. O fogo é um dos factores mais importantes na evolução dos ecossistemas mediterrâneos e, enquanto distúrbio natural, é uma parte integrante dos ecossistemas florestais e aquáticos.

### 13. BIBLIOGRAFIA

- Adams M.A., Iser J., Keleher, A.D. e Cheal, D.C.(1994). *Nitrogen and Phosphorus Availability and the Role of Fire in Heathlands at Wilsons Promontory*. Australian Journal of Botany 42(3). Pág. 269 – 281.
- Anderson J.M.(1991). *The effects of climate change on decomposition processes in grassland and coniferous forests*. EcoL. Appl. 1, 326-347.
- Andrew D.Thomas, Rory P.D.Walsh, Richard Shakesby (1999). *Nutrient losses in eroded sediment after fire in eucalyptus and pine forests in the wet mediterranean environment of northern Portugal*. Elsevier Science 1999.
- Andrew D.Thomas, Rory P.D, Walsh e Richard A. Shakesby (2000). *Solutes in overland flow following fire in eucalyptus and pine forests, northern Portugal*. Hydrological Processes, 14, 971-985.
- Baird M., Zabowski D., Everett R. L. (1999). *Wildfire effects on carbon and nitrogen in inland coniferous forests*.
- Bauhus J. (1) ; Khanna P. K. ; Raison R. J. (1993). *The effect of fire on carbon and nitrogen mineralization and nitrification in an Australian forest soil*. Australian journal of soil research, ISSN 0004-9573 CODEN ASORAB, 1993, vol. 31, no5, pp. 621-639 (2 p.1/4).
- Bayley, S.E., Schindler, D.W., Beaty, K.G., Parker, B.R., e Stainton, M.P., (1992). *Effects of multiple fires on nutrient yields from streams draining boreal forest and fen watersheds—nitrogen and phosphorus*. Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences, v. 49, p. 584–596.
- Belillias, C.M., and Roda, F. (1993), *The effects of fire on water quality, dissolved nutrient losses and the export of particulate matter from dry heathland catchments*. Journal of Hydrology, v. 150, p. 1–17.
- Boerner Ralph E.J. (1982). *Fire and nutrient cycling in temperate ecosystems*.
- B. Ludwig, P.K. Khanna, D. Holsher & B.Anurugsa (1999). *Modelling changes in cations in the topsoil of an Amazonian Acrisol in response to additions of wood ash*. European Journal of Soil Science, Dezembro de 1999, 50, pág 717-726.
- Brass, J.A., Ambrosia, V.G., Riggan, P.J., e Sebesta, P.D. (1996). *Consequences of fire on aquatic nitrate and phosphate dynamics in Yellowstone National Park, in Greenlee. Jason M., ed. The Ecological Implications of Fire in Greater Yellowstone, Proceedings of the Second Biennial Conference on the Greater Yellowstone Ecosystem, Yellowstone National Park, p. 53–57*.
- Britton D.L. (1990). *The effects of a late-summer prescribed burn on the chemistry of a second-order mountain stream in the south-western Cape*. South Africa.
- Campbell, A.G. (1990). *Recycling and disposing of wood ash*. Tappi J. 73 (9), 141–146.
- Carignan, Richard, D’Arcy, Pierre, e Lamontagne, Sebastien (2000) *Comparative effects of fire and forest harvesting on water quality in Boreal Shield lakes*. Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences, v. 57, suppl. 2, p. 105–117.

- Carballas, M., Prieto-Fernandez, A., Villar, M.C., Carballas, M., Carballas, T., (1993). *Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics in an atlantic forest soil*. *Soil Biology & Biochemistry* 25, 1657-1664.
- Chambers D.P. e Attiwill P.M. (1994). *The Ash-Bed Effect in Eucalyptus regnans Forest: Chemical, Physical and Microbiological Changes in Soil After Heating or Partial Sterilisation*. *Australian Journal of Botany* 42(6), pág. 739-749.
- Chandler, C.; Cheney; P.; Thomas, P. Trabaud, L. e Williams, D. (1983). *Fire in Forestry. Vol 1 – Forest Fire Behavior and Effects*. John Wiley & Sons Inc. USA. Pág.s 203-394.
- Chessman, B.C. (1986). *Impact of the 1983 wildfires on river water quality in East Gippsland, Victoria*. *Australian Journal of Marine and Freshwater Resources*, v. 37, p. 399-420.
- Choonsing Kim, Won-Kyu Lee, Jae-Kyung Byun, Young-Kul Kim, e Jin-Hyun Jeong (1999). *Short-term effects of fire on soil properties in Pinus densiflora Stands*. Department of forest Environment, Forestry Research Institute, Seoul 130-12, Korea.
- Chang Chi-Ru (1996). *Ecosystem Responses to Fire and Variations in Fire Regimes. Final report to congress, vol II, Assessments and scientific basis for management options*. University of California, Centers for Water and Wildland Resources.
- Christensen e Muller (1975). *Effects of fire on factors controlling plant growth in Adenostoma Chaparral*. *Ecological monographs* (1975) 45: pág. 29-55
- Christensen, N. L. (1995). *Fire ecology*. Vol. 2 of *Encyclopedia of environmental biology*. Orlando, FL: Academic Press.
- Cinnirella S. e Nicola Pirrone (2006) . *Spatial and temporal distributions of mercury emissions from forest fires in Mediterranean region and Russian federation*. Elsevier, 2006.
- Clayton, J.L. (1976). *Nutrient gains to adjacent ecosystems during a forest fire—an evaluation*. *Forest Science*, v. 22, no. 2, p. 162-166.
- Clinton, B.D., J.M. Vose, J.D.Knoepp, e K.J. Elliot (2003). *Stream nitrate response to different burning treatments in southern Appalachian forests*. Pág. 174-181 em K.E.M. Galley. R.C. KLINGER E N.G. Sugihara. *Proceedings of Fire Conference 200: The First National Congress on Fire Ecology, Prevention, and Management*. Miscellaneous Publication N°13, Tall Timbers Research Station, Tallahassee, FL.
- Cole e Wells (2002). *CE-QUAL-W2: A two-dimensional, laterally averaged, hydrodynamic and water quality model, version 3.1*. U.S. Army Corps of Engineers Instruction Report EL-02-1.
- Creighton M. Litton e Rómulo S. (2003). *Effect of wildfire on soil physical and chemical properties in a Nothofagus glauca forest, Chile*. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 529-542, 2003.
- Debano, L.F., and Conrad, C.E. (1978). *The effect of fire on nutrients in a chaparral ecosystem: Ecology*, v. 59, no. 3, p. 489-497.

- DeBano, L.F. Savage substances during burning, S.M., Hamilton, D.A. (1976). *The transfer of heat and hydrofobic substances during burning*. Soil Sci. Soc. Am. J. 40, 779-782.
- DeBano, L.F. (1981). *Water repellent soils: a state-of-the-art*. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PSW-46. Pág.21.
- DeBano, L.F. (1986). *Effects of fire on chaparral soils in Arizona and California and postfire management implications*. USDA Forest Service. Tech. Rep.PSW-109.1989.
- DeBano, L. F. (1989). *Effects of fire on chaparral soils in Arizona and California and postfire management implications*. In: Berg, N., ed. Fire and watershed management: symposium proceedings; 1988 October 16-28; Sacramento, CA. Gen. Tech. Rep. PSW-109. Berkeley, CA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Southwest Forest and Range Experiment Station: 55-62.
- DeBano, L. F. (1991). *The effect of fire on soil properties. pág. 151-156 em Harvey, A. C., and L. F. Neuenschwander, compilers, Proceedings - Management and Productivity of Western-Montane Forest Soils*. USDA Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, General Technical Report INT-280.
- DeBano, L.F., Neary, D.G., Ffolliott, P.F. (1998). *Fire Effects on Ecosystems*. John Wiley & Sons, New York.
- DeBano, L.F. (2000). *The role of fire and soil heating on water repellency in wildland environments: a review*. Journal of Hydrology 231–232, 195–206.
- Dimitrakopoulos, A. P., Martin, R. E. & Papamichos, N. T. (1994): *A simulation model of soil heating*. – In. SALA, M & RUBIO, J. L. (eds.) (1994): *Soil erosion as a consequence of forest fires: Geoderma Ediciones*. Logroño: 199-206.
- Doerr S. H., Richard A. Shakesby, e Rory P.D. Walsh (1996). *Soil hydrophobicity variations with depth and particle size fraction in burned and unburned Eucayptus globules and Pinus pinaster forest terrain in the Águeda Basin, Portugal*. 1996, Elsevier Science.
- Doerr S.H., A.J.D. Ferreira, R.P.D. Walsh, R.A.Shakesby, G.Leighton-Boyce e C.O.A. Coelho (2003). *Soil water repellency as a potencial parameter in rainfall-runoff modelling: experimental evidence at point to catchment scales from Portugal*. Elsevier Science, 2003.
- Doerr S.H. e A.D. Thomas (2000). *The roloe of soil moisture in controlling water repellency : ney evidence from forest soils in Portugal*. Elsevier Science, 2003.
- Enache, M., e Prairie, Y.T. (2000). *Paleolimnological reconstruction of forest fire induced changes in lake biogeochemistry (Lac Francis, Abitibi, Quebec, Canada)*. Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences, v. 57, suppl. 2, p. 146–154.
- Etiegni, L., A.G. Campbell, e R.L. Mahler (1991). *Evaluation of wood ash disposal on agricultural land: I. potencial as a soil additive and liming agent*. Commun. Soil Sci. Plant Anal. 22:243-256.

- Farres M., Outeiro L. e Ubeda X. (2007). *Short term effects on some soil variables after a prescribed fire*. GRAM (Grup de Recerca Ambiental Mediterrània). Department of Physical Geography. University of Barcelona.
- Feller, M.C. e Kimmins, J.P. (1984). *Effects of clearcutting and slash burning on streamwater chemistry and watershed nutrient budgets in southwestern British Columbia*. Water Resources Research, v. 20, no.1, p. 29–40.
- Ferreira A.J.D., C.O.A. Coelho, R.P.D. Walsh, R.A. Shakesby, A. Ceballos, S.H. Doerr (2000). *Hydrological implications of soil water-repellency in Eucalyptus globulus forests, north-central Portugal*. Journal of hydrology. Elsevier Science, 2000.
- Ferreira A.J.D., Coelho C.O.A., Boulet A.K. e Lopes F.P. (2005). *Temporal patterns of solute loss following wildfires in Central Portugal*. International Journal of Wildland Fire, 14, 401-412. Elsevier Science, 2005.
- Ferreira, J. P. Lobo, Manuel Mendes Oliveira, Isabel Laranjeira, Teresa E. Leitão, Luís Quinta-Nova, Paulo Fernandez, Maria Helena Lopes, Eduardo A. Paralta (2007). *Avaliação do impacto de fogos florestais nos recursos hídricos subterrâneos*. Seminário sobre águas subterrâneas. APRH, Lisboa 1 e 2 de Março de 2007.
- Gerla, P.J. e Galloway, J.M. (1998). *Water quality of two streams near Yellowstone Park, Wyoming, following the 1988 Clover-Mist wildfire*. Environmental Geology, v. 36, p. 127–136.
- Gimeno-Garcia, E., Andreu, V., and Rubio, J.L. (2000). *Changes in organic matter, nitrogen, phosphorus, and cations as a result of fire and water erosion in a Mediterranean landscape*. European Journal of Soil Science, v. 51, p. 201–210.
- Gimeno-Garcia E., Andreu V., Campo J., Gonzalez O., Rubio J.L. (2007). *Long-term variation of soil organic matter, nitrogen and phosphorus in a mediterranean shrubland affected by repeated fires*. Centro de Investigaciones sobre Desertificación-CIDE. Cami de la marjal, s/n. Apartado Oficial. 46470-Albal, Spain.
- Gillon D. e Rapp M. (1989). *Nutrient losses during a winter low-intensity prescribed fire in a Mediterranean forest*.
- Gluns, D.R., e Toews, D.A. (1989). *Effects of a major wildfire on water quality in southeastern British Columbia*. In Woessner, William W., and Potts, D.F., Proceedings of the Symposium on Headwaters Hydrology, p. 487–499. Plant and soil 120, 69-77 (1989). Kluwer Academic Publishers, Netherlands.
- González O., V Andrew, E. Gimeno Garcia e J.L. Rubio (2006). *Impact of forest fires on hydrological properties of a typical mediterranean soil*. Springer.
- Gottfried J. Gerald, Daniel G. Neary, Malchus B. Baker, Jr., Peter F. Ffolliott (2004). *Impacts of wildfires on hydrologic processes in forest ecosystems: Two case studies*.
- Grier, C.C. (1975). *Wildfire effects on nutrient distribution and leaching in a coniferous ecosystem*. Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences, v. 5, p. 599–607.

- Hakkila, P. (1989). *Utilisation of Residual Forest Biomass*. Springer series in Wood Science, Springer Verlag, Berlin, 568 pp.
- Hoffman R.J. e R.F. Ferreira (1976). *A Reconnaissance of the Effects of a Forest Fire on Water Quality in Kings Canyon National Park, California*. USDI Geological Survey, Menlo Park, CA, Open-File Report 76-497. 17 pp.
- Hungerford, R.d., Harrington, M.G., Frandsen, W.E., Ryan, K.C. Niehoff G.J. (1995). *The influence of fire on factors that affect site productivity*.
- Huang, H., A.G. Campbell, R. Folk, e R.L. Mather (1993). *Wood ash as a liming agent and soil additive for wheat: field studies*. Commun. Soil Sci. Plant anal. 23(1/2):25-33.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (2008). *Climate Change and water*, IPCC Technical Paper VI, June 2008.
- Inventário Florestal Nacional (2001). Direcção-Geral das Florestas, projecto NEOINV., <http://www.dgrf.min-agricultura.pt/ifn/>.
- Jain B. Theresa (2003). *Fire severity classification: uses and abuses*. USDA Forest Service, Moscow, Idaho.
- Johnson, C.M. e Needham, P.R. (1966). *Ionic composition of Sagehen Creek, California, following an adjacent fire*. Ecology, v. 42, p. 636–639.
- Juli G.Pausas e V. Ramon Vallejo (1999). *The role of fire in European Mediterranean Ecosystems*.
- Johansen P. Mathew, Thomas E. Hakponson, F. Whicker, F.Ward Whicker, J. Roger Simanton, e Jeffery J. Stone (2001). *Hydrologic response and radionuclide transport following fire at semiarid sites*. J. Environ. Qual. 30:2010-2017.
- Kutiel P.; Naveh Z.; Kutiel H. (1989). *The effect of a wildfire on soil nutrients and vegetation in an Aleppo pine forest on mount Carmel, Israel*.
- Kutiel, P.; Inbar, M. (1993). *Fire Impacts on soil nutrients and soil erosion in a mediterranean Pine Forest Plantation*. Catena – An interdisciplinary journal of soil science – hydrology – geomorphology.
- Krejsl, J.A., e T.M. Scanlon. (1996). *Evaluation of beneficial use of wood-fired boiler ash on oat and bean growth*. J. Environ. Qual. 25: 950-954.
- Khanna P.K. e Raison R.J. (1986). *Effect of fire intensity on solution chemistry of surface soil under a Eucalyptus pauciflora forest*. Jornal Australiano de Estudo do solo
- Lamontagne, S., Carignan, R., D’Arcy, P., Prairie, Y.T., e Pare, D. (2000). *Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires*. Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences, v. 57, Suppl. 2, p. 118–128.
- Lee H. MacDonald e Edward L. Huffman (2004). *Post-fire soil water repellency and soil moisture thresholds*. Soil Science Society of America, 68:1729-1734.

- Lewis, W.M. (1974). *Effects of fire on nutrient movement in a South Carolina pine forest*. Ecology, v. 55, p. 1120–1127.
- LNEC (2008). *Avaliação do impacte dos fogos florestais nos recursos hídricos subterrâneos*. ProjectoPOCI/AGR/59180/2004 – Fogos Florestais. [www.lnec.pt](http://www.lnec.pt).
- Los Alamos National Laboratory (2000). *Cerro Grande impacts to water quality and stream flow near Los Alamos National Laboratory: Results of four years of monitoring*.
- MacKay, S.M., e Robinson, G. (1987). *Effects of wildfire and logging on streamwater chemistry and cation exports of small forested catchments in southeastern New South Wales, Australia*. Hydrological Processes, v. 1, p. 359–384.
- Max-Planck-Institute for Meteorology (2006). *Climate Projections for the 21 st Century*.
- Mahendra K. Misra, Kenneth W. Ragland e Andrew J. Baker (1993). *Wood ash composition as a function of furnace temperature*. Biomass and Bioenergy Vol. 4, No. 2, pág 103-116, 1993
- McColl, John G. e David F. Grigal (1975). *Forest Fire: Effects on Phosphorus Movement to Lakes*. Science 188. (4193), 1109.
- McEachern, P., Prepas, E.E., Gibson, J.J., e Dinsmore, W.P. (2000). *Forest fire induced impacts on phosphorus, nitrogen, and chlorophyll a concentrations in boreal subarctic lakes of northern Alberta*. Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences, v. 57, Suppl. 2, p. 73–81.
- Mckenzie Neil (s/data). *Impacts of fire in soil*. CSIRO Land and Water, Canberra.
- Meyers, N.L., e M.J. Kopecky (1998). *Industrial wood ash as a soil amendment for crop production*. Tappi J. 81:123-130.
- Minshall, G.W., Robinson, C.T., e Lawrence, D.E. (1997). *Postfire responses of lotic ecosystems in Yellowstone National Park, U.S.A.*. Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences, v. 54, p. 2509–2525.
- Mitros C. Siobhan M., Beth M. (2002). *Annual burning affects soil pH and total nitrogen content in the CERA oak woodlands*. Biology department, Grinnell College, Grinnell, Iowa 50112, USA.
- Moody John A. E Deborah A. Martin (2001). *Post-fire, rainfall intensity- peak discharge relations for mountainous watersheds in the western USA*.
- Moody, J.A., e Martin, D.A. (2004). *Wildfire impacts on reservoir sedimentation in the western United States*. in Hu, C.-h, and Tan, Y., eds., Proceedings of the Ninth International Symposium on River Sedimentation, October 18-21, 2004, Yichang, China: Beijing, Tsinghua University Press, p. 1095-1102.
- Muse, J.K., e C.C. Mithell (1995). *Paper mill boiler ash and lime by-products as soil limin materials*. Agron. J.87:432-438
- National Wildfire Coordinating Group (2001). *Fire Effects Guide*, U.S. Government

- Naylor, L.M. e E.Schmidt (1986). *Agricultural use of wood ash as a fertilizer and liming material*. Tappi J.69:114-119.
- Naylor, L.M. e E.Schmidt (1989). *Paper mill wood ash as a fertilizer and liming material*. Tappi J.72:199-203
- Naiaman, R.J..T.J. Beechie. L.E. Benda. D.R. Berg, P.A. Bisson, L.H. MacDonald (1992). *Fundamental elements of ecologically healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion*, Pág.127-188 em R.J. Naiman, ed. Watershed management. Springer-Verlag. New York, New York, US
- Neary G. Daniel, Klopatek C. Carolo, De Leonard F. Leonard e Flolliott F. Peter (1999). *Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis*. Forest Ecology and Managemente 122 (1999) 51-77.
- Nuno L. (s/data) *Matos mediterrânicos*, Naturlink ([www.naturlink.pt](http://www.naturlink.pt)).
- Olivella M.A. T.G. Ribalta, A.R. Febrer, J.M. Mollet, F.X.C. de las Heras (2005). *Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in the riverine waters after Mediterranean forest fires*. Elsevier B.V.
- Overby, S.T., e Perry, H.M. (1996). *Direct effects of prescribed fire on available nitrogen and phosphorous in a prescribed fire in an Arizona chaparral watershed*. Arid Soil Research and Rehabilitation, V. 10, pág 347-357.
- Paliouris G., Taylor H. W., Wein R. W., Svoboda J. e Mierzynski B. (1995). *Fire as an agent in redistributing fallout <sup>137</sup>Cs in the Canadian boreal forest*. Elsevier B.V.
- Parra J.G., Rivero V.C., Lopez T.I. (1996). *Forms of Mn in soils affected by a forest fire*. The Science of the Total Environment, Volume 181, nº 3, 29 Março de 1996 , pág. 231-236(6), Elsevier.
- Paulo Fernandes, Herminio Botelho e Carlo Loureiro (2002). *Manual de formação para a técnica do fogo controlado*. Departamento florestal da Universidade de Trás-os-Montes e Alto Douro, Maio de 2002. Documento financiado pela Comissão Nacional Especializada de Fogos Florestais.
- Pérez, B. and Moreno, J. M. (1998). *Methods for quantifying fire severity in shrubland-fires*. Plant Ecology,139(1):91-101.
- Philibert A., Prairie Y.T. e Carcaillet C. (2003). *120<sup>o</sup> years of fire impact on biogeochemistry as inferred from high resolution diatom analysis in a kettle lake from the Picea mariana-moss domain (Quebec, Canada)*.
- Pickett, S., White, P.S. (1985). *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic press, San DieO, Ca. pág. 472.
- Pitman Rona M. (2006). *Wood ash use in forestry – a review of the environmental impacts*. Environmental and Human Sciences Division, Forest Research, Alice Holt Lodge, Surrey GU10 4LH, England. Published by Oxford University Press on behalf of Institute of Chartered Foresters, 2006. Forestry, Vol. 79, No. 5, 2006.
- PBH do rio Tejo (2001). *Plano de Bacia Hidrográfica do rio Tejo*, Direcção Regional do Ambiente de Lisboa e Vale do Tejo, INAG, Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território (MAOT).

- Powers, R.F., Alban, D.H., Miller, R.E., Tiarks, A.E., Wells, C.G., Avers, P.E., Cline, R.G., Fitzgerald, R.O., Loftus, N.S. (1990). *Sustaining site productivity in north American forests: problems and prospects*.
- Raison, R.J., e McGarity, J.W. (1980). *Some effects of plant ash on the chemical properties of soils and aqueous suspensions: Plant and Soil*, v. 55, p. 339–352.
- Raison, R.J., Khanna, P.K. Woods, P.V. (1985). *Transfer of elements to the atmosphere during low-intensity prescribed fires in tree Australian subalpine eucalypt forests*. Can. J. For. Res. 15, pág. 657-664.
- Raison, R.J. (1979). *Modification of the soil environment by vegetation fires, with particular reference to nitrogen transformations: a review*. Plant and Soil, The Hague, v.51, p.73-108, 1979. A.
- Ranalli, A.J. (2004). *A summary of the scientific literature on the effects of fire on the concentration of nutrientes in surface waters*. Open file report 2004-1296, U.S.Department of the interior, U.S. Geological Survey.
- Rundel, P.W. (1983). *Impact of fire in nutrients cycles in Mediterranean-type ecosystems with reference to chaparral*.
- Relatório Provisório de Incêndios Florestais, 1 de Janeiro a 30 de Setembro de 2008*.
- Risse M. e Gaskin J. (2002). *Best management Practices for wood ash Used as an Agricultural soil amendment*. The University of Georgia College of Agricultural and Environmental Sciences and the U.S. Department of Agriculture.
- Russell, J. D. A.R Fraser, J.W. Parsons (1974). *Thermal decomposition of protein on soil organic matter*. Geoderma, 11: pág 63-66.
- R. Siddique (2008). *Waste materials and by-products in concrete*. Springer, 303/2008.
- Sanjeeb Bhoi e John J. Qu (2005). *Ecological effect of Cedar forest fire on the watershed: a case study*.
- Santos, Quelhas J. (2001). *Fertilização e ambiente – Reciclagem agro-florestal de resíduos e efluentes*. Publicações Europa-América.
- S. J. Patterson, S. N. Acharya, A. B. Bertschi, e J. E. Thomas (2004). *Application of Wood Ash to Acidic Boralf Soils and its Effect on Oilseed Quality of Canola*.
- Schoenholts H. Stephen e Paul W. Adams (2004). *Fire Effects on soil and watershed Processes*. Considerations for Creating Resiliente Landscapes.
- Shakesby R.A., C.j. Chafer, S.H. Doerr, W.H.Blake, P.Wallbrink, G.S.Humphreys e B.A. Harrington (2003). *Fire severity, water repelency characteristics and hydrogeomorphological changes following the Christmas 2001 Sydeny forest fires*. Publicado no “Australian Geographer (2003) 34(2), pág 147-175. Elsevier Science, 2003
- Shakesby R.A., S.H.Doerr, R.P.D.Walsh (2000). *The erosional impact of soil hydrophobicity: current problems and future research directions*.

- Silveira P. (2008). *Relevância da Frecha da Mizarela e vegetação envolvente*. Departamento de biológica da Universidade de Aveiro. Agência Nacional para a Cultura Científica e Tecnológica.
- Simetric.co.uk, (2007). *Density of materials*. [www.simetric.co.uk/si\\_materials.html](http://www.simetric.co.uk/si_materials.html).
- Soto, B., e Diaz-Fierros, F. (1993). *Interactions between plant ash leachates and soil*: International Journal of Wildland Fire, v.3, nº4, pág 207-216.
- Spencer, C.N., e Hauer, F.R. (1991). *Phosphorus and nitrogen dynamics in streams during a wildfire*. Journal of the North American Benthological Society, v. 10, no. 1, p. 24–30.
- St. John, Theodore V.; Rundel, Philip W. (1976). *The role of fire as mineralizing agent in a Sierran coniferous forest*. Oecologia 25(1):35-45.
- Stephens L. Scott, Meixner Thomas, Poth Mark, McGurk Bruce e Payne Dale (2004). *Prescribed fire, soils, and stream water chemistry in a watershed in the lake Tahoe Basin, California*.
- Stromgaard P. (1992). *Immediate and long-term effects of fire and ash-fertilization on a Zambian miombo woodland soil*. Agriculture, ecosystems & environment, 1992, vol. 41.
- Svobodová, Z., Lloyd, R., Jana, M., Lloyd R., Vykusova B. (1993). *Water quality and fish health*. <http://www.fao.org/docrep/009/t1623e/T1623E03.html>.
- Spencer, C.N., and Hauer, F.R., 1991, *Phosphorus and nitrogen dynamics in streams during a wildfire*. Journal of the North American Benthological Society, v. 10, no. 1, p. 24–30.
- Tiedemann, A.R., Helvey, J.D., e Anderson, T.D. (1978). *Stream chemistry and watershed nutrient economy following wildfire and fertilization in eastern Washington*. Journal of Environmental Quality, v. 7, no. 4, p. 580–588.
- Townsend, S.A., e Douglas, M.M. (2000). *The effect of three fire regimes on stream water quality, water yield and export coefficients in a tropical savanna (northern Australia)*. Journal of Hydrology, v. 229, p. 118–137.
- USGS (2007). *Preliminary Analytical Results for Ash and Burned Soils from the October 2007 Southern California Wildfires*. By Geoffrey S. Plumlee, Deborah A. Martin, Todd Hoefen, Raymond Kokaly, Philip Hageman, Alison Eckberg, Gregory P. Meeker, Monique Adams, Michael Anthony, and Paul J. Lamothe Open-File Report 2007–1407 U.S.
- Van Wyk, D.B., Lesch, W., e Stock, W.D. (1992). *Fire and catchment chemical budgets*. Ecological Synthesis—Analysis and Synthesis, Springer-Verlag, v. 93, p. 240–257.
- Van Lear D.H., J.E.Douglass, S.K.Cox, e M.K. Augspurger (1985). *Sediment and nutrient export in runoff from burned and harvested pine watersheds in the South Carolina Piedmont*. J.Environ.Qual.14:169-174.
- Vila-Escale M., T, Vegaa-Vilarrúbia, N.Prat (2006). *Release of polycyclic aromatic compounds into a Mediterranean creek (Catalonia, NE Spain) after a forest fire*. Elsevier Ltd. 2006.

- Vose, James M.; Laseter, Stephanie H.; McNulty, Steve G. (2005). *Stream nitrogen responses to fire in the Southeastern*. U.S. 3rd International Nitrogen Conference, Contributed Papers: 577-584
- Wallbrink, Peter, Pauline English, Chafer Chris, Geoff Humphreys, Rick Shakesby, William Blake e Stefan Doerr (2004). *Impacts on water quality by sediments and nutrients released during extreme bushfires*. Sydney Catchment Authority – CSIRO Land & Water Collaborative. Research Project.
- Wanthongchai K., Bauhus J., Goldammer J. G. (2007). *Nutrient losses from aboveground litter and understory through prescribed burning in dry dipterocarp forest of different fire history*. Institute of Silviculture, Faculty of Forest and Environmental Sciences, The University of Freiburg.
- Wells, C. G., R. E. Campbell, L. F. DeBano, E. L. Fredriksen, R. C. Froelich, e P. H. Dunn (1979). *Effects of fire on soil: A state-of knowledge review*. General Technical Report WO-7. Washington, DC: U.S. Forest Service.
- Wells, W.G. (1987). *The effects of fire on the generation of debris flows in southern California*. Geological Society of America: Reviews in Engineering Geology 7, 105–114.
- Weast, R. C. (1988). *Handbook of chemistry and physics*. CRC Press, Boca Raton, FL.
- Whelan, R. J. (1995). *The ecology of fire*. Cambridge University Press. Cambridge. Pp. 346.
- White, J. D., Ryan, K. C., Key, C. and Running, S. W. (1996). *Remote sensing of forest fire severity and vegetation recovery*. International Journal of Wildland Fire, 6(3):125-136. Moreno and Oechel (1989).
- Williams, M.R. e Melack, J.M. (1997). *Effects of prescribed burning and drought on the solute chemistry of mixed-conifer forest streams of the Sierra Nevada*. California: Biogeochemistry, v. 39, p. 225–253.
- WISCHMEIER, W. H. e SMITH, D. D. (1978). *Predicting rainfall erosion losses*. USDA, Soil Conservation Service, Agricultural Handbook, N 537.
- Wilkinson S., Peter Wallbrink, Rick Shakesby Blake e Stefan Doerr (2007). *Impacts on water quality by sediments and nutrients released during extreme bushfires*. Summary of Findings. Sydney Catchment Authority, CSIRO Land and Water Science Report 38/07. Fevereiro de 2007.
- Wright F. Richard (1976). *The impact of forest fire on the nutrient influxes to small lakes in northeastern Minnesota*.
- Xavier Úbeda e Maria Sala (2001). *Chemical concentrations in overland flow from different forested areas in a Mediterranean environment. Burned forest at different fire intensity and unpaved roads*.
- Yiuchi Onda, William E. Dietrich e Fred Booker (2007). *Evolution of overland flow after a severe forest fire*. Point Reyes, California. Elsevier.



**INSTITUTO  
DA ÁGUA, I.P.**

---

**MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, MAR, AMBIENTE E ORDENAMENTO DO TERRITÓRIO**