

CONTAMINAÇÕES EM SULFATO E CLORETOS EM ÁGUAS DE SUPERFÍCIE E SUBSUPERFÍCIE NA REGIÃO DE ARARIPINA-PE

Gerlânia B. Arruda⁽¹⁾
Kênia V. Correia⁽²⁾
Eldemar A. Menor⁽³⁾
Valdinete Lins⁽⁴⁾

- (1) PPGMinas/UFPE gerlarruda@hotmail.com
(2) Dep. Zoologia/CCB- UFPE keniaandaluz@gmail.com
(3) Dep. Geologia/CTG – UFPE menor@terra.com.br
(4) Dep. Eng. Química/CTG – UFPE vlins@ufpe.br

RESUMO

Propriedades físico-químicas de águas superficiais represadas (30 cm de profundidade) da região de Araripina, envolvendo pH, condutividade, OD, STD, temperatura, sulfatos, cloretos e bicarbonatos, são apresentadas neste trabalho. Este estudo segue-se a pesquisas médicas que indicaram a poeira de gesso como responsável por 38% das internações hospitalares locais. A amostragem, no final da estação chuvosa, pressupôs um máximo de lixiviação da poeira de gesso sedimentada em solos e vegetação. Os resultados permitiram configurar plumas de contaminação originadas pela lixiviação da poeira de gesso e por efluentes da produção de placas de gesso. Estas plumas podem alcançar 5 km de extensão segundo a direção predominante dos ventos, englobando domínios onde águas represadas e de subsuperfície estão contaminadas em SO_4^{2-} (267 mg/L até 813,9 mg/L) e em cloretos (288 mg/L até 701,9 mg/L). Esta associação hidroquímica é atribuída à lixiviação de particulados de gesso e à provável presença de halita residual neste produto. A drenagem a jusante de Araripina revela contaminações por efluentes da produção de placas de gesso no domínio urbano, com contribuição adicional de efluentes domésticos sódicos e/ou clorados. No interior das plumas de dispersão de poeira/efluentes de gesso, águas represadas com concentrações elevadas em STD (>500 mg/L), cloretos (> 200 mg/L) e sulfatos (> 250 mg/L), estão inviáveis para consumo humano. Elevadas taxas de dissolução e de tempo de residência de sulfatos e cloretos, em meios líquidos, sugerem aumento de contaminações em sulfatos e cloretos nos corpos d'água estudados, ano após ano.

Palavras-chave: contaminação hidrogeoquímica, sulfatos, cloretos, reservatórios d'água, gesso, Araripina, Nordeste do Brasil.

ABSTRACT

Physical and chemical properties of surface water impoundment (30 cm depth) in the region of Araripina city involving pH, conductivity, DO, TDS, temperature, sulfates, chlorides and bicarbonates, are reported in this work. This study follows a medical research that indicated plaster dust as responsible for 38% of the local hospital admissions from people living at the vicinity of gypsum calcinations. Sampling was performed at the end of the rainy season, considering that the maximum leaching of plaster dust sedimentation on soils occurs at this seasonal period. The results indicated evidences of sulfate contaminated plumes from plaster dust leaching and from effluent discarded during plaster boards production. These plumes include water bodies with abnormal concentrations in sulfates and chlorides setting down areas where these contaminated water bodies are distributed and, geographically, display elongated forms that can reach till 5 km along the direction of prevailing winds. Within these perimeters, sulfate contaminations (267 mg/L to 813.9 mg/L) and chloride concentrations (288 mg/L to 701.9 mg/L) are several times higher than its background values (50 mg/L and 40 mg/L, respectively). The association SO_4 -chloride is attributed to the leaching of plaster dust considering a residual presence of halite in this product and from the input of sodium/chlorinated household products via urban drainage. Obviously, apart from abnormal concentrations in sulfates and chlorides, water reservoirs within the plumes of plaster dust/waste dispersion show high concentrations in STD (>500 mg/L), chlorides (> 200 mg/L) and sulfates (> 250 mg/L), resulting in waters infeasible for human consumption. High dissolution rates and prolonged residence time of sulfates and chlorides, expected for these aqueous media, suggest increasing of sulfates and chlorides contaminations year after year.

Keywords: hydrogeochemical contamination, sulfates, chlorides, water reservoirs, plaster, Araripina, Northeastern Brazil.

INTRODUÇÃO

Desde muitas décadas (século XX, anos 50), o flanco meridional da Chapada do Araripe tornou-se a principal região produtora de gipsita no Brasil, daí sendo produzido para o mercado interno brasileiro 95% deste minério (Lyra Sobrinho *et al.*, 1990). Nas últimas décadas, consolidou-se um “distrito mineiro”, com 28 minerações ativas e um importante parque industrial de gesso e seus derivados (placas, pré-moldados, etc.). Tal performance justificou a designação desta região como “Polo Gesseiro do Araripe”. Sua expansão tornou-se a principal fonte de renda, de empregos e de sustentação da economia regional. A capacidade

mineira instalada é de $2,3 \times 10^6$ T/ano (Santos & Sardou, 1996), porém em 2000 foi de $1,5 \times 10^6$ T, o que coloca em evidência a existência de uma capacidade ociosa de aproximadamente 35%, de certo modo ainda vigente na atualidade. A gipsita ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) tem como composição estequiométrica: 32,5% de CaO, 46,6% de SO_3 e 20,9% de perda ao fogo, equivalente à sua água molecular (Parfenoff *et al.*, 1970). No sistema $\text{CaSO}_4 - \text{H}_2\text{O}$ ela é a fase mais aquosa e, além da anhidrita II, estável em CNTP (Raju & Atkinson, 1990). Entretanto, em sistemas aquosos, vários autores demonstraram que a gipsita perde moléculas de água a partir de 42°C (Braitsch, 1971; Deer *et al.*, 1992) ou de 60°C (Mirwald, 2008), tendendo a

se transformar em bassanita ($\text{CaSO}_4 \cdot \frac{1}{2} \text{H}_2\text{O}$), a forma mineralizada comercialmente denominada de gesso. Seu processo de produção envolve a calcinação do minério na faixa de 160 a 185 °C durante 40 a 60 minutos, conforme diferentes padrões operacionais de fornada.

Impactos ambientais relacionados com o desenvolvimento de atividades mineiras e de beneficiamento de gipsita têm sido reportados com frequência (Desbarats & Dirom, 2005; Jennings *et al.*, 2008). No caso da região de Araripina, 38% das internações hospitalares foram relacionadas a problemas respiratórios causados por poeira de gesso afetando, sobretudo, crianças com idades abaixo dos 9 anos e pessoas idosas (Medeiros, 2003). Neste sentido, da lavra do minério até a produção de gesso são produzidas quatro formas de dispersão atmosférica de particulados finos:

- Subprodutos submilimétricos rejeitados para alimentação de fornos de calcinação: granulado fino e poeira de gipsita.
- Emissão de particulados em atividades de mineração, desde operações de desmonte com explosivos até o trânsito de veículos na área mineira: poeira de gipsita.
- Emissão de particulados resultante da queima de combustíveis como óleo BPF (baixo ponto de fluidez), lenha, produzida durante a calcinação do minério: fuligem e cinzas.
- Emissão sólida residual de gesso durante a calcinação de gipsita: poeira de bassanita.

Poeiras e impurezas sedimentadas nos solos, vegetação e espelhos d'água, constituem mecanismos de poluição ambiental. A água, solvente universal, possui propriedades que lhe

permitem transportar produtos dissolvidos (solutos), assim como particulados em suspensão. Nestas circunstâncias, é fundamental a distinção entre os estados de poluição geogênica ou litogênica daqueles de origem antrópica, possibilitando diagnosticar suas repercussões sobre corpos hídricos. Corpos d'água represados, assim como os mananciais de água subterrânea, são recursos valiosos para consumo público. O objetivo principal deste trabalho é identificar, qualificar e quantificar, os estados de concentrações anormais em sulfatos, e eventualmente outros compostos solubilizados, em corpos d'água da região de Araripina, estado de Pernambuco.

ASPECTOS GEOLÓGICOS

Do ponto de vista geológico, os corpos hídricos estudados estão basicamente encravados no embasamento cristalino regional, composto essencialmente de rochas félsicas do tipo granito, gnaisses e xistos. Alguns poucos casos ocupam domínios de sedimentos da bacia sedimentar do Araripe, incluindo os casos utilizados como padrões comparativos.

A Bacia Sedimentar do Araripe, da qual resulta o relevo de Chapada do Araripe, suas escarpas e encostas, começou a se formar no Paleozoico. Ela é formada pelo Supergrupo Araripe, dividido em dois grupos, uma formação superficial e uma formação basal (Neumann e Cabrera, 1999). A Formação Exu (composta essencialmente por arenitos) capeia a Chapada do Araripe sobrepondo-se ao Grupo Santana, que inclui cinco formações: Arajara, Romualdo, Ipubi, Crato e Rio da Batateira, todas do Cretáceo, onde as três intermediárias formavam os antigos membros da Formação Santana. Destas formações, é a Ipubi que inclui a sequência evaporítica gipsífera.

Todavia, os depósitos de gipsita não são aflorantes e são explotados em cavas mineiras. Na área pesquisada ocorre apenas uma mineração de gipsita, na sua extremidade sul.

AMOSTRAGEM E MÉTODOS

Corpos d'água e focos de produção de gesso foram plotados em mapas da Superintendência de Desenvolvimento do Nordeste – SUDENE em escala 1:100.000, com atualizações baseadas em imagens-satélite recentes, após equalização das

escalas feitas com uso de processamento em *AutoCAD*. A área de pesquisa (Figura 1) engloba a cidade de Araripina e cercanias, corpos hídricos de interesse, focos de emissão de poeira de gesso (indústrias de calcinação), e focos de efluentes residuais de derivados desta matéria-prima (placas, divisórias, etc.). Alguns casos extra-área também foram incluídos, como referência de *background* regional, ou seja, de áreas consideradas como pouco afetadas por contaminações antrópicas.

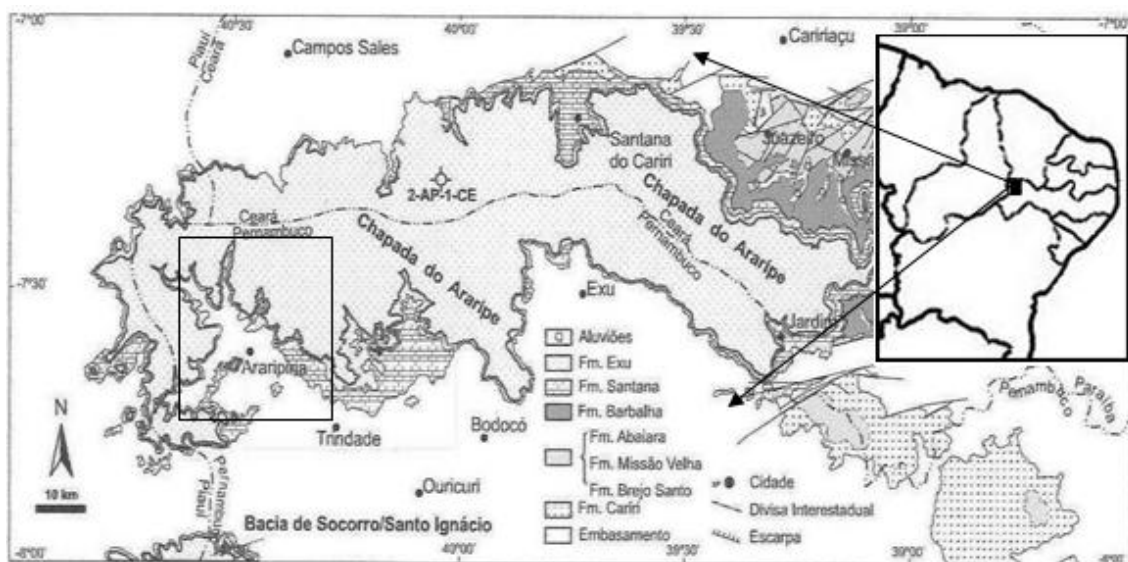


Figura 1. Área de pesquisa, situada no flanco meridional oeste da Chapada do Araripe, Nordeste do Brasil (Carta-base: Assine, 1992).

Integram este estudo águas de superfície de corpos d'água represados, assim como do curso do riacho Morais, além de águas subterrâneas provenientes de poços da área urbana de Araripina ou adjacentes a indústrias de gesso (vide figura 7). O poço da Estação Agrícola do Instituto de Pesquisas Agronômicas – IPA foi incluído como padrão de excelência de potabilidade da região (menor valor de STD dos resultados da amostragem).

CONTAMINAÇÕES EM SULFATO E CLORETO EM ÁGUAS

A amostragem foi realizada ao final das estações das chuvas, abordando-se os corpos hídricos com presumido máximo influxo acumulado de águas de superfície. Desta forma, a expectativa seria a de se registrar concentrações máximas em sulfatos, como resultado do *leaching* da poeira de gesso sedimentada sobre vegetação e solos regionais, acumulada durante a estação seca. As estações de amostragem foram cartografadas em

Tabela 1. Sumário das estações de amostragem, suas localizações e categorias.

Amostras	Açude	Barragem	Poço	Drenagem	Substrato lítico	UTM	Horário
G-1		X			pE	334731 - 9161012	14:00
G-1B		X			pE	334075 - 9160964	09:00
G-2	X				pE	335360 - 9159962	15:40
G-5	X				pE	334670 - 9160174	12:10
G-13				X	pE	335441 - 9161690	16:40
G-14	X				pE	333521 - 9158620	09:10
G-15		X			pE	335587 - 9160616	14:45
G-17	X				pE	333185 - 9158150	17:30
G-18	X				pE	334059 - 9159400	09:20
G-20	X				pE	331383 - 9163288	08:30
G-21	X				pE	331433 - 9159202	07:30
G-22	X				pE	332738 - 9156566	06:40
G-23	X				pE	333790 - 9166074	17:30
G-24			X		Ke	343662 - 9175270	17:00
G-27	X				pE	337670 - 9150712	11:20
G-30			X		pE	334362 - 9161948	09:30
G-31			X		pE	335674 - 9159465	11:00
G-32	X				Ks	337663 - 9143360	14:00
G-33			X		pE	333169 - 9152842	16:00
G-36				X	pE	339704 - 9157838	11:30
G-37				X	pE	339791 - 9157590	11:50

pE = proterozóico

Ks = Formação Santana

Ke = Formação Exu

A coleta seguiu procedimentos recomendados pela APHA (2001). As águas foram acondicionadas em recipientes de poliestireno, previamente lavados em solução de HNO₃ 8% e posteriormente com água deionizada, procedendo-se a relavagem interna *in situ*, com águas do próprio ambiente aquático. Em cada estação foram preenchidos dois recipientes com 200 mL de águas superficiais (30 cm de profundidade), coletadas no mínimo a 15 metros da margem, e filtradas <0,45 µm com filtros Schleicher & Schuel. Estas amostras foram imediatamente resfriadas a aproximadamente 4 °C e assim preservadas por 14 dias em laboratório, ao abrigo de luminosidade, até os procedimentos analíticos nos Laboratórios de Análises de Soluções e Águas – LANSA/UFPE. Nestes, foram realizadas determinações de sulfatos,

cloretos totais e bicarbonatos, conforme rotinas APHA (*op. cit.*).

Nas mesmas estações de amostragem também se procedeu à coleta de material sedimentar superficial de fundo (aproximadamente 250g), com a utilização de um coletor em PVC. Estes sedimentos foram acondicionados em sacos de poliestireno, resfriados a 4 °C e reservados para eventuais análises químicas, para avaliar possíveis repercussões nos sedimentos de fundo causadas por contaminações anormais de sulfatos nas águas de superfície. As análises químicas deste material, desidratado e pulverizado abaixo de 100 mesh, foram realizadas nos laboratórios Actlab's (Ontario, Canadá), envolvendo 9 óxidos fundamentais, perda ao fogo e 44 elementos-traços.

Em paralelo, nas águas de superfície, foram feitas *in situ* as seguintes análises físico-químicas: pH,

oxigênio dissolvido (OD), temperatura, condutividade (mS/cm) e sólidos totais dissolvidos (STD), com a utilização de equipamento OAKTON, modelo WP 600, dotado de sensores ou extensões específicas para as variáveis mencionadas. O equipamento foi aferido, utilizando-se os padrões referenciais que integram seu kit operacional. Os resultados obtidos (Tabela 2) foram planilhados e submetidos a tratamento estatístico, culminando com análise regressiva multivariável exposta em matriz de correlação.

Com a espacialização dos resultados foram delineadas áreas de influência de plumas de sedimentação da poeira de gesso, considerando-se suas repercussões sobre os corpos d'água estudados. As variações contaminantes de sulfatos (e cloretos) foram então regionalizadas através de “isóteores de influência”.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

pH

Este parâmetro fornece indícios sobre grau de poluição, metabolismo de biotas, ou ainda impactos sobre ecossistemas aquáticos (Zuin *et al.*, 2009), sendo influenciado pela dissolução de CO_2 através das reações de HCO_3^- e CO_3^{2-} com a água. A espécie química dominante em um ambiente aquático depende do seu pH, que também é influenciado pela coexistência de outros ácidos e bases e de suas respectivas constantes de equilíbrio de reações (Zuin *et al.*, *op. cit.*).

Ecossistemas normais apresentam pH entre 6 e 9 (Tundisi & Tundisi, 2008), mas cada ambiente natural

possui uma faixa relativamente restrita para suas “condições ótimas”, quando ocorre franco desenvolvimento e reprodução das espécies. Para além destas margens de “condições ótimas” a biota estará sendo submetida a stress, a dificuldades de crescimento e de reprodução e, inclusive, à extinção. Águas continentais apresentam habitualmente pH entre 6 a 7,5 (Chester, 2000).

Na área estudada, independentemente do volume dos corpos hídricos represados, ou da natureza dos seus substratos líticos, os valores em pH apresentaram uma variação relativamente pequena: 6,01 a 7,24 (Tabela 2). Todas estas águas ($n = 21$), portanto, se revelaram do tipo levemente ácido a levemente alcalino, com média aritmética (Ma) = 6,66 e SD (desvio médio) = 0,33. Considerando-se arbitrariamente como anômalos os valores de $\text{pH} > 2 \text{ SD}$ (*standard deviation*) verifica-se que as condições anormais correspondem *grosso modo* a 14% dos casos estudados. O histograma dos valores de pH (Figura 2) mostra que tais extrapolações apontam tendência para pH mais ácidos nos casos de águas subterrâneas, e para a alcalinidade em corpos d'água de maior porte (barragens) ou em águas do curso do riacho Moraes. Corpos d'água com volumes relativamente pequenos (açudes), apresentaram sistematicamente pH levemente ácidos.

O pH das águas represadas, na estação de chuvas, mostrou relações aparentes com a extensão do percurso de influxos pluviais, sugerindo que estes escoamentos, em pequenas bacias de recepção, não sejam suficientemente longos para uma maior salinização de suas águas, em contraposição ao que deve ocorrer em grandes bacias de

CONTAMINAÇÕES EM SULFATO E CLORETOS EM ÁGUAS...

Tabela 2. Parâmetros físico-químicos de águas superficiais e de subsuperfície de uma área de pesquisa na região de Araripina, Pernambuco.

AMOSTRAS	PH	Condutividade (mS/cm)	STD (ppm)	OD (mg/L)	Temperatura (°C)	Tipo/volume relativo
G-1	7.08	2.183	1288,0	5,94	27,2	• *
G-1B	6.88	2.201	1365,0	6,44	26,5	• *
G-2	6.87	1.972	1281,0	5,70	29,7	○
G-4	6.61	1.701	1088,0	5,87	29,3	○ *
G-5	6.74	0.451	303,0	4,67	30,6	○
G-13	7.04	2.112	1501,0	5,63	32,0	— 
G-14	6.46	0.838	437,4	2,48	24,4	○ *
G-15	7.24	2.307	1603,0	4,24	31,5	•  —
G-17	6.91	0.378	264,9	5,86	28,1	○
G-18	6.65	0.562	344,4	6,40	28,1	○
G-20	6.34	0.222	136,0	4,12	27,7	○
G-21	6.50	0.162	98,1	4,74	27,6	○
G-22	6.60	0.434	267,9	4,69	28,3	○
G-23	6.75	0.303	202,7	4,29	30,2	○
G-24	6.01	0.084	53,3	1,15	28,9	♦
G-27	6.43	0.099	107,2	3,11	31,3	○
G-30	6.04	2.481	1559,0	4,15	28,4	♦ 
G-31	6.73	2.276	1282,0	3,84	26,0	♦ *
G-32	6.47	3.588	2359,0	4,27	29,0	♦
G-32	6.47	3.588	2359,0	4,27	29,0	
G-33	6.47	2.824	1765,0	1,51	29,0	♦ *
G-36	6.51	0.343	514,6	4,27	28,3	— 
G-37	7.09	1.598	930,0	4,33	27,3	—
○ Açude • Barragem ♦ Poço — Drenagem/Riacho ♂ Ressurgência/mineração * Indústria próxima  Influência de efluentes domésticos						

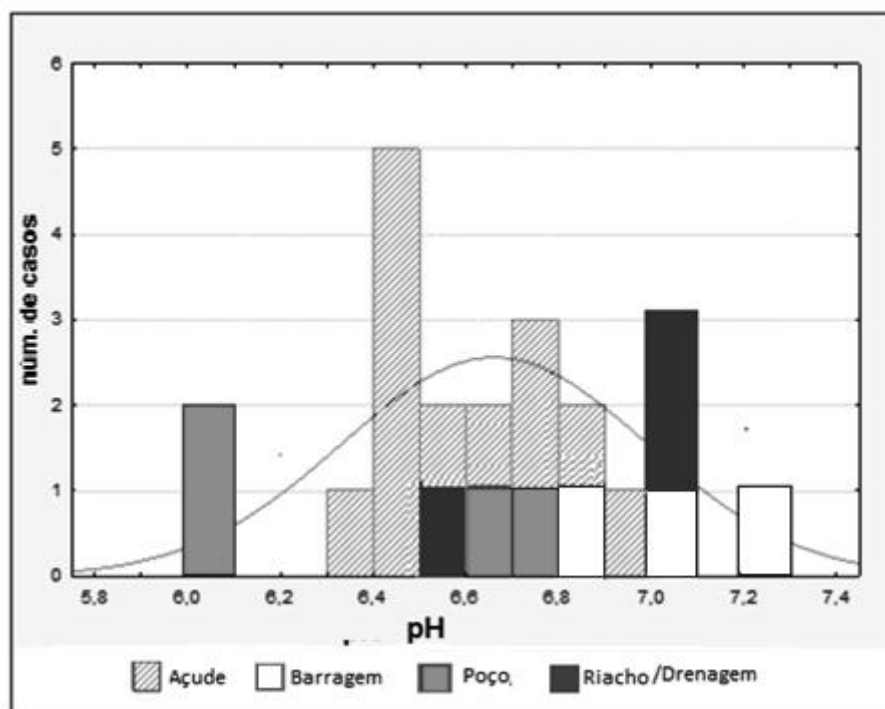


Figura 2. Histograma de valores do pH de amostras de águas de superfície e de subsuperfície, em uma área de pesquisa na região de Araripina.

recepção. Esta tendência também poderia ser explicada pelo fato que a evaporação em maiores espelhos d'água (barragens) implica em maiores volumes d'água transferidos para a atmosfera, em razão de suas maiores áreas de exposição, e disto resultaria uma maior alcalinização nos volumes remanescentes. Esta circunstância aponta para uma expectativa de alcalinização das águas no período seco, exigindo proporcionalmente maiores influxos de águas pluviométricas para retorno às condições pretéritas de pH.

As águas do riacho Morais não expressam uma influência dominante de águas pluviométricas, que comumente possuem pH = 6,6 (Andrews *et al.*, 1966), e sim de uma alcalinidade induzida por efluentes urbanos, a partir de suas cabeceiras encravadas na área urbana de Araripina.

Temperatura e oxigênio dissolvido (OD)

A temperatura exerce profunda influência sobre a vida aquática e é preponderante para o desenvolvimento de macro e microorganismos. Igualmente, tem influência sobre o teor em OD (Tundisi & Tundisi, 2008) e, conseqüentemente, sobre os ecossistemas. Entre os gases dissolvidos em ambientes aquáticos, o oxigênio é o mais importante, sendo absolutamente indispensável à vida dos organismos aeróbios. Ele provém essencialmente da atmosfera, e é também produzido por reações de fotossíntese das plantas.

As concentrações de OD em águas naturais variam com a temperatura, salinidade, turbulência, atividade fotossintética da vegetação aquática, e pressão atmosférica. Sua solubilidade decresce quando a temperatura e a salinidade aumentam. Em nível do mar, e sob temperatura de 15°C, águas doces apresentam valores entre 8 e 15 mg/L (Chapman & Kimstach, 1992). Concentrações <5 mg/L podem, adversamente, afetar o

funcionamento e sobrevivência de comunidades biológicas, e <2 mg/L podem levar à morte a maior parte das espécies de peixe. Na regulamentação brasileira, águas de “classe 2” devem apresentar $OD \geq 5$ mg/L (CONAMA, 2005).

Valores de OD também podem indicar o grau de poluição do meio aquático e o nível de degradação de substâncias orgânicas (Chapman & Kimstach, 1992). Assim, padrões adequados são vitais para a manutenção de condições oxidantes (aeróbias) necessárias à degradação da matéria orgânica (MO). Apesar disto, influências antrópicas, através de influxos urbanos com detergentes que possuem fosfatos e/ou nitratos, provocam desordenada proliferação de algas, reduzindo drasticamente a oxigenação das águas. Adicionalmente, alguns compostos minerais reduzem a disponibilidade do oxigênio livre provocando, finalmente, tendência para a eutrofização.

As variações de temperatura dos corpos d'água mostraram a influência do efeito acumulado da insolação ao longo do dia. O menor registro foi de

24,4 °C, em condição matinal; o maior, de 32°C, em horário vespertino (vide tabela 1). Cerca de 2/3 dos casos apresentaram temperaturas $>28^{\circ}\text{C}$, que ultrapassam as condições “ótimas” de sobrevivência para grande parte dos organismos aquáticos conhecidos. Amostras vespertinas revelaram, quase invariavelmente, temperaturas $>28,5^{\circ}\text{C}$, indicando que no transcurso do dia águas superficiais represadas sofrem aumentos de temperatura que podem atingir 7 °C, tornando-as muito restritivas para piscicultura, sobretudo se o corpo aquático for raso e não oferecer, em qualquer estação do ano, refúgio de águas frescas profundas para as espécies nele contidas.

As águas superficiais de barragens e açudes (n = 16) mostraram-se relativamente bem oxigenadas ($Ma = 4,8$ mg/L), registrando-se em 87,5% dos casos $OD = 4,12$ a $6,44$ mg/L, apesar de suas temperaturas frequentemente superiores a 28°C . As exceções ($OD < 3,2$ mg/L) corresponderam a corpos d'água rasos e a valores habituais constatados em águas de subsuperfície (Figura 3).

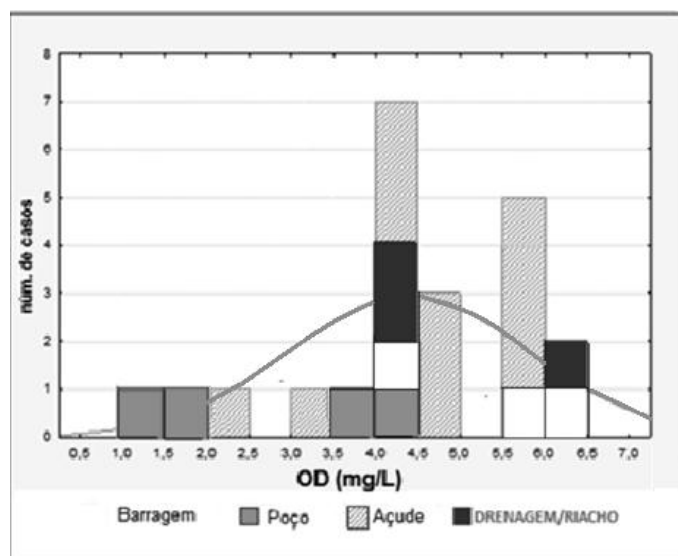


Figura 3. Histograma dos valores de oxigênio dissolvido (OD) em mg/L de águas de superfície/subsuperfície de uma área de estudo na região de Araripina, Pernambuco

Sólidos totais dissolvidos (STD)

A carga de impurezas da água, retida em filtragem a 0,45 μm , é denominada de sólidos em suspensão (SS), enquanto que a de produtos solubilizados, passantes neste nível de filtragem, é definida como de sólidos totais dissolvidos – STD (Chester, 2000). Os SS conferem turbidez às águas podendo, além de afetar seus aspectos estéticos, reduzir a produtividade do ecossistema por obstrução à livre penetração da luz (Porto *et al.*, 1991). Quando de natureza orgânica, eles terminam se decompondo,

provocando redução de OD. O limite de STD para o padrão de águas de classe 2, foi fixado em 500 mg/L (CONAMA, 2005).

Os resultados em STD mostraram estreita correlação ($R = 0,99$) com os de condutividade elétrica (Figura 4). De modo geral, os maiores valores foram constatados em barragens, e são nitidamente superiores àqueles apresentados por águas de “açudes” (Figura 5) que, na maior parte dos casos se mantiveram dentro dos limites determinados pelo CONAMA (op. cit).

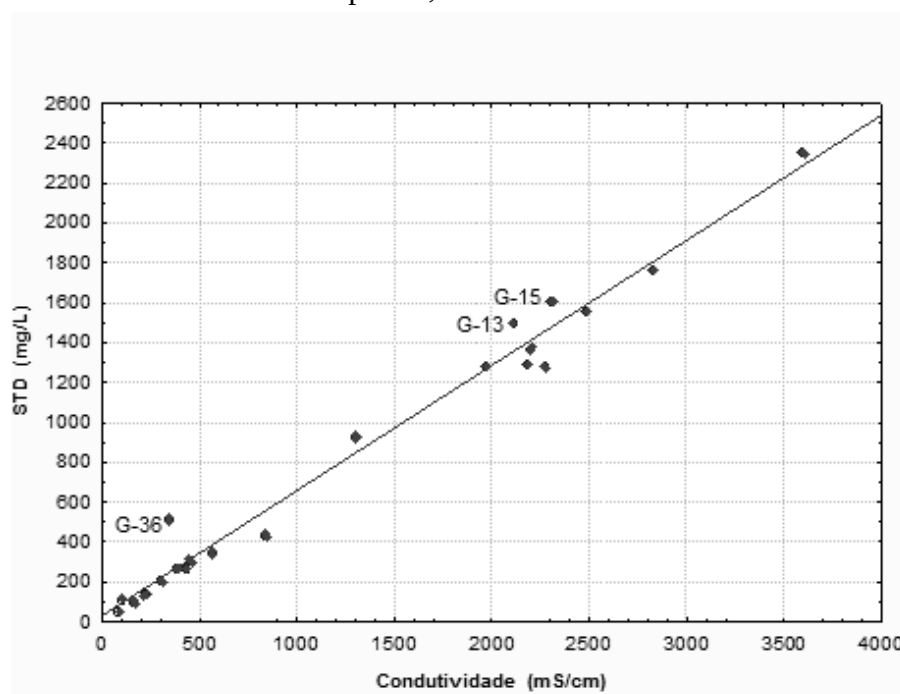


Figura 4. Correlação linear entre a condutividade elétrica e STD de águas de superfície e de subsuperfície, em área de pesquisa, na região de Araripina, Pernambuco.

A máxima concentração de STD (2.359 ppm; amostragem G-32) foi registrada em águas de ressurgência (vide tabela 2) fluindo para o interior de uma cava de mineração de gipsita, após transitar através de sua cobertura estéril e, inclusive, no próprio leito deste minério. Valores também elevados foram observados em águas do riacho Morais (G-13, G-36), e em represamento de águas de tributários deste riacho (G-15).

Condutividade elétrica

A condutividade elétrica (CE) da água é a medida de sua capacidade em conduzir corrente elétrica, sendo proporcional à concentração de íons dissociados no meio líquido. Este parâmetro não discrimina íons, mas é um indicador importante de possíveis fontes poluidoras (Tundisi & Tundisi, 2008). Em águas continentais, a CE decresce em épocas de maior pluviosidade, de modo que seus valores

CONTAMINAÇÕES EM SULFATO E CLORETOS EM ÁGUAS...

em ambientes represados pode, sazonalmente, apresentar diferenças marcantes. Em ambientes dulcícolas varia entre 10 e 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mas em condições de poluição costuma exceder 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$, sobretudo quando ocorrem grandes influxos de águas pluviais lixiviantes (Von Sperling, 1996). Dentro

deste critério, as águas do riacho Morais e dos reservatórios próximos do perímetro de Araripina, assim como as dos poços estudados (exceção do poço IPA: G-24), devem ser consideradas como “poluídas” (vide tabela 2, valores em negrito).

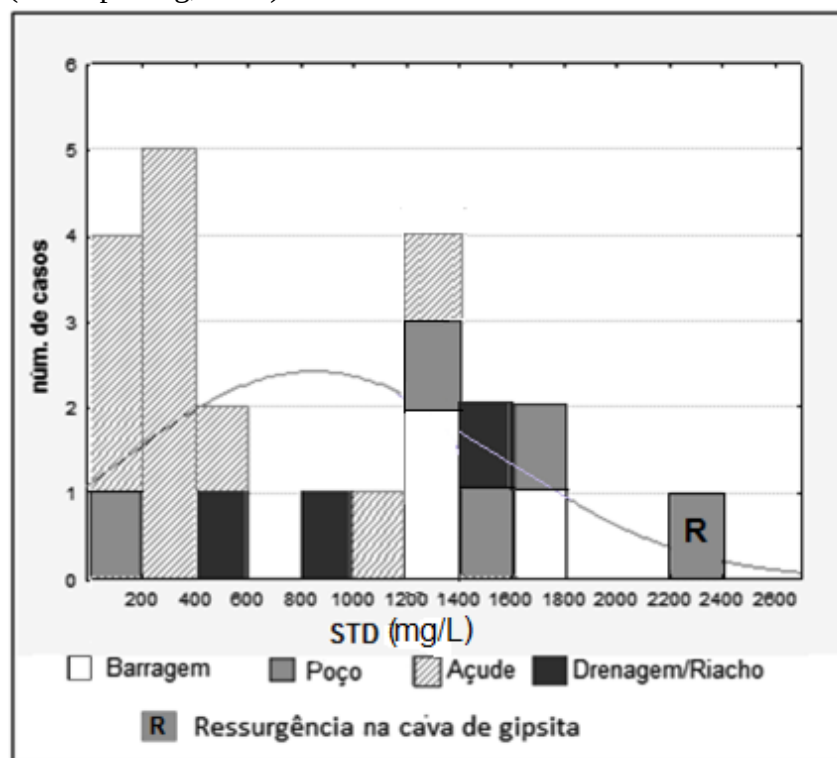


Figura 5. Histograma dos valores de STD de águas de superfície e de subsuperfície em uma área de pesquisa, na região de Araripina, Pernambuco.

Composição química das águas de superfície e subsuperfície

A composição química das águas reflete os compostos solúveis (sais e íons) nela contidos, cuja concentração total pode ser expressa como salinidade. Em águas continentais, é principalmente determinada pelos cátions Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ e K^+ , e pelos anions carbonato, sulfato e cloreto. A principal fonte de íons para as águas de escoamento superficial é o intemperismo das rochas continentais que, por hidrólise, libera quantidades significativas destes cátions, enquanto os anions HCO_3^- são geralmente originários das águas

pluviais. A concentração média de sais dissolvidos em águas fluviais é de 120 mg/L, e a de águas marinhas é de 35.000 mg/L (Chester, 2000).

Em princípio, águas continentais, e inclusive águas de subsuperfície, possuem composição química mais simples que as oceânicas, mas não é possível definir uma "concentração típica" para os vários tipos de água doce. Ambientes dulcícolas exibem grandes variações tanto na concentração como na composição de sais dissolvidos, uma vez que suas águas são muito influenciadas por condições locais de litologia, cobertura vegetal, taxa de

erosão, dentre outras (Meybeck *et al.*, 1992).

Na área de estudo, apesar de uma ocupação urbana apenas adensada em Araripina, e de uma área rural com pecuária e agricultura praticamente inexistentes, a influência antrópica pode se mostrar agressiva do ponto de vista industrial. Basicamente, os níveis

principais de impacto ambiental se resumem aos efluentes urbanos de Araripina e aos focos de produção de gesso e seus subprodutos. Neste sentido, as influências antrópicas se refletem claramente nas análises químicas das águas represadas, nas de subsuperfície, e inclusive nas águas do riacho Morais (Tabela 3).

Tabela 3. Sumário dos resultados analíticos de amostras de águas de superfície e de subsuperfície em uma área de pesquisa, na região de Araripina, Estado de Pernambuco.

AMOSTRAS	Cloretos (mg/L)	Sulfatos (mg/L)	Bicarbonatos (mg/L)	Tipo/volume relativo
G-1	462	339,1	485,1	• *
G-1B	464	813,8	85,8	• *
G-2	540	182,0	557,6	○
G-4	95,0	813,9	178,7	○ *
G-5	18,5	118,7	165,6	○
G-13	449	196,1	849,6	—
G-14	9,0	267,1	160,2	○ *
G-15	478	413,8	709,9	• —
G-17	7,6	89,9	167,2	○
G-18	50,1	106,2	187,7	○
G-20	22,4	43,0	69,9	○
G-21	12,4	39,7	43,9	○
G-22	19,9	40,3	206,8	○
G-23	18,6	55,5	127,4	○
G-24	7,5	37,6	7,5	♦
G-27	5,0	69,7	31,1	○
G-30	701,9	9,0	844,7	♦
G-31	447,2	248,6	582,9	♦ *
G-32	434,8	517,9	1405,6	♂
G-33	341,8	690,0	730,2	♦ *
G-36	288,2	200,4	24,4	—
G-37	17,4	60,4	49,8	—

○ Açude	• Barragem	♦ Poço	— Drenagem/Riacho
♂ Ressurgência/mineração	* Indústria próxima	— Influência de efluentes domésticos	

Sulfatos (SO_4^{2-})

Sulfatos compõem um dos importantes agrupamentos de íons em águas naturais originando-se, sobretudo, a partir da oxidação da matéria orgânica ou da alteração de sulfetos/sulfatos das rochas, em processos supergênicos (Krauskopf & Bird, 1995). Entretanto, desde o início da era industrial, importantes influxos de SO_2 vêm sendo antropicamente despejados na atmosfera, através da combustão de combustíveis fósseis (Andrews *et al.*, 1996).

Concentrações de sulfato em águas de abastecimento público podem provocar efeitos laxativos (Piveli & Kato, 2005), de modo que o padrão de potabilidade foi limitado em 250 mg/L (CONAMA, 2005). Acima desta concentração (calculada em sulfato de sódio) já conferem sabor desagradável às águas e, em níveis >600 mg/L (em sulfato de magnésio), constituem um purgativo vigoroso. As consequências fisiológicas resultantes da ingestão continuada de águas com concentrações elevadas em sulfato (>250 mg/L) incluem desidratação e irritação gastrointestinal.

Em águas naturais, as concentrações de SO_4^{2-} variam, em geral, entre 2 a 80 mg/L (Meybeck *et al.*, 1992). Em águas tratadas, pode ser residualmente proveniente do emprego de coagulantes como o sulfato de alumínio. Em águas continentais de superfície, altas concentrações podem ser consequência de descargas de

esgotos domésticos (degradação de proteínas), assim como de efluentes industriais (indústrias químicas, farmacêuticas, de celulose e papel, etc.), ou ainda por pluviosidade fortemente acidificada em razão de fortes emissões de H_2S , via queima de combustíveis fósseis em áreas urbanas e industriais.

Considerados os resultados obtidos (vide tabela 3), impactos antrópicos ficaram evidenciados através de concentrações anormais em sulfatos. O histograma destas concentrações ($n = 22$) evidencia uma repartição conforme a natureza dos corpos hídricos. Águas de superfície ou de subsuperfície, vicinais a unidades industriais produtoras de gesso e seus derivados, assim como de barragens vicinais à cidade de Araripina, mostraram invariavelmente concentrações de $\text{SO}_4^{2-} > 200$ mg/L (Figura 6). As águas do riacho Moraes, ou de seu sistema de drenagem, provenientes da área urbana de Araripina, apresentaram SO_4^{2-} próximos a 200 até 413 mg/L. Poços subterrâneos, distanciados dos focos de produção de gesso e de seus derivados, exibiram sistematicamente concentrações de $\text{SO}_4^{2-} < 100$ mg/L. Considerada esta repartição nas concentrações, estabeleceu-se arbitrariamente o limiar de $\text{SO}_4^{2-} \leq 100$ mg/L para se distinguir valores regionais definidamente litogênicos (ou geogênicos) daqueles francamente anormais ou de influência antrópica: concentrações de $\text{SO}_4^{2-} \geq 200$ mg/L.

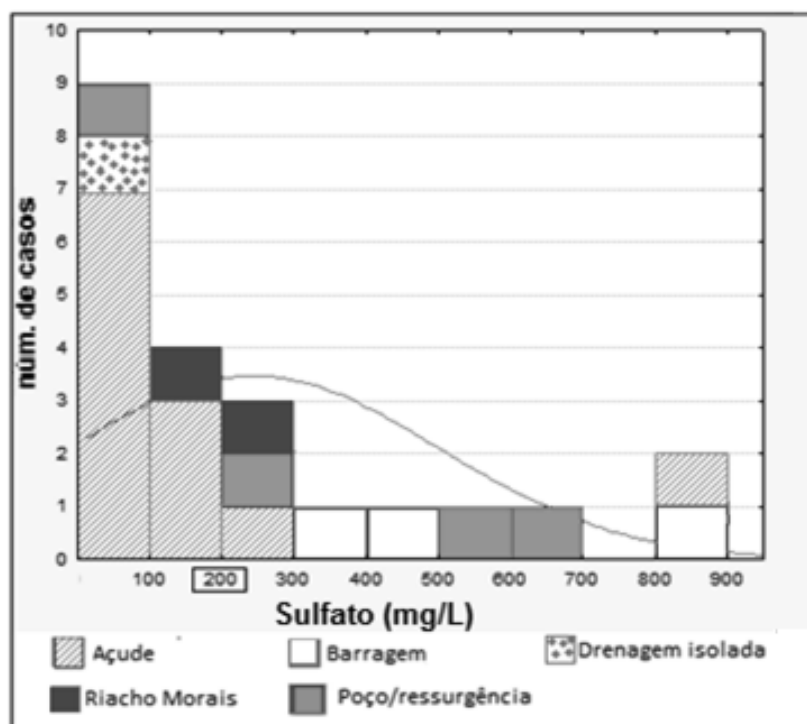


Figura 6. Histograma das concentrações em sulfatos (mg/L) em águas de superfície e de subsuperfície em uma área de pesquisa, na região de Araripina-PE.

A disposição espacial de plumas de contaminação em sulfatos ($\text{SO}_4^{2-} > 100 \text{ mg/L}$), afetando corpos d'água represados, mostra uma distribuição adstrita às áreas onde se concentram indústrias de produção de gesso ou de seus subprodutos (figura 7), mostrando conformações concordantes ao sentido regional predominante dos ventos (SE-NW). Esta disposição é perfeitamente perceptível pela dispersão atmosférica de poeira de gesso emanada por indústrias de calcinação, em imagens satélite (Figura 8).

A possível repercussão de concentrações mais elevadas em SO_4^{2-} em águas de superfície foi investigada a partir de dados analíticos de amostragem correspondente aos sedimentos de fundo (Tabela 4). Os resultados mostraram uma correlação expressiva ($R = 0,69$) entre concentrações de enxofre nos sedimentos de fundo (% S) e aqueles de

SO_4^{2-} nas águas acima coletadas. Efetivamente, e quase sem exceção, ambientes aquáticos fortemente contaminados em SO_4^{2-} ($> 400 \text{ mg/L}$) apresentaram teores mais altos em enxofre ($S > 0,1\%$) nos sedimentos subjacentes. Entretanto, esta associação deve estar muito mais relacionada com disponibilidade aniônica desta espécie química que com a possibilidade de precipitação ou acumulação de particulados sulfáticos em sedimentos de fundo. Com efeito, considerando-se dados de Kemper *et al.* (1975), Colombani & Bert (2007) e outros, o destino de particulados sulfáticos quando imersos em ambientes aquáticos habituais é o de serem submetidos a franca dissolução. Devido à alta reatividade do gesso, pode-se considerar que seus particulados sedimentados em solos e vegetação dificilmente chegarão aos ambientes de represamento d'água como sólidos em suspensão.



Figura 7. Zoneamento de áreas de influência das plumas de dispersão atmosférica de poeira/efluentes de gesso, resultando em anomalias de SO_4^{2-} em águas de superfície/subsuperfície na área de pesquisa, região de Araripina-PE.

Dado o comportamento conservativo do SO_4^{2-} (e também dos cloretos), a expectativa é que os corpos d'água contaminados estejam acumulando suas concentrações nestes solutos, ano após ano, através dos influxos sazonais de águas pluviais.

Cloretos (Cl^-)

Com exceção de halogenetos em sequências evaporíticas, a litologia

crustal é muito pobre em cloro. Suas concentrações médias máximas são constatadas em sedimentos marinhos profundos: 2,1% (Turekian & Wedepohl, 1961), enquanto as litologias comuns da litosfera apresentam concentrações médias <200 ppm. Halogenetos formam jazimentos pouco abundantes na litosfera (Warren, 1989), habitualmente só preservados se confinados em subsuperfície.

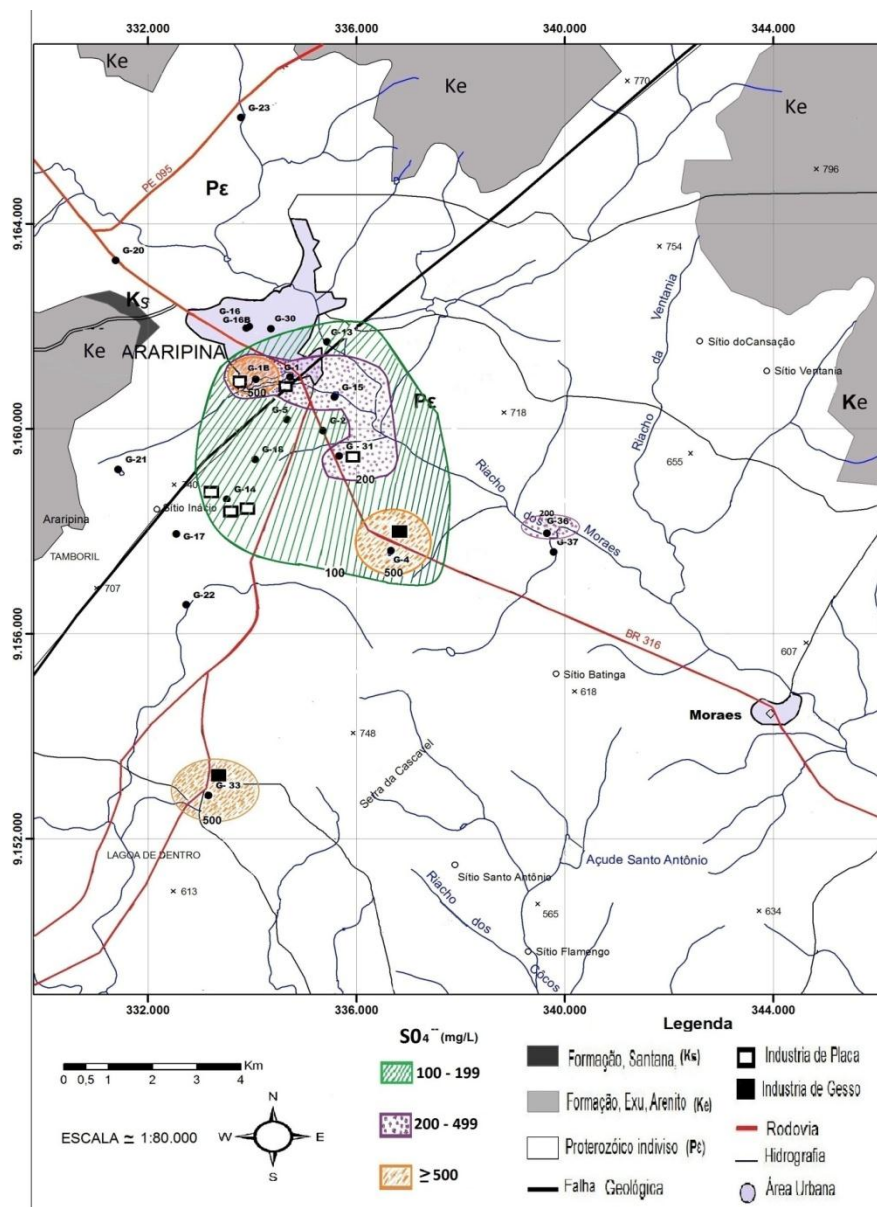


Figura 8. Zoneamento de áreas de influência das plumas de dispersão atmosférica de poeira/efluentes de gesso, resultando em anomalias de SO_4^{2-} em águas de superfície/subsuperfície na área de estudo, região de Araripina-PE.

Concentrações de cloretos em águas doces são normalmente menores que 10 mg/L e, por vezes, menores que 2 mg/L (Meybeck *et al.*, 1992). Geralmente, provêm da dissolução de minerais, avanços de marés marinhas (preamar, em estuários), contribuições pluviométricas costeiras com condensação do spray marinho, ou ainda por vadoso de águas oceânicas em sedimentos costeiros. De natureza antrópica, altas concentrações podem advir de influxos de esgotos domésticos

ou industriais, ou de drenos de irrigação (Chapman & Kimstach, 1992). Em áreas adjacentes ao oceano, as chuvas podem conter até algumas dezenas de mg/L em cloretos, mas tais concentrações decrescem rapidamente no sentido do interior do continente. O CONAMA (2005) estabelece o limite máximo 250 mg/L para cloretos em águas da classe 2, não apenas porque podem produzir gosto salgado, mas também pelas suas repercussões no metabolismo dos seres humanos.

Tabela 4. Composição química de sedimentos (total) de fundo de corpos d'água represados da área de estudo, e de áreas circunvizinhas à região de Araripina – PE.

	SiO ₂	Al ₂ O ₃	Fe ₂ O ₃	MnO	MgO	CaO	Na ₂ O	K ₂ O	TiO ₂	P ₂ O ₅	S %	SO ₄ ²⁻ mg/L
G1B	65,81	13,66	4,04	0,04	0,85	2,32	0,84	3,49	0,433	0,13	0,525	813,8
G 4	60,43	21,59	2,94	0,02	0,27	0,58	0,31	1,66	0,685	0,09	0,119	813,9
(G 6)	54,92	18,73	6,06	0,13	0,56	0,80	0,34	2,30	0,686	0,19	0,151	33,4
(G 11)	71,71	12,23	3,86	0,04	0,45	0,27	0,28	1,39	0,683	0,12	0,021	25,8
G 14	51,21	22,97	4,40	0,03	0,70	0,51	0,53	1,79	0,714	0,19	0,047	267,1
G 15	70,01	13,01	2,64	0,02	0,41	0,63	0,65	2,67	0,571	0,09	0,173	413,8
G 17	75,94	12,06	1,40	0,04	0,25	0,54	1,51	5,17	0,272	0,04	0,034	89,9
G 18	49,65	23,73	7,07	0,10	0,98	0,52	0,10	1,09	0,686	0,24	0,028	106,2

() = dados analíticos de sedimentos de fundo de corpos d'água externos à área de estudo.

(SO₄²⁻) = dados analíticos de águas de superfície nas mesmas estações da amostragem de sedimentos de fundo.

O histograma das concentrações de cloretos nas águas de superfície e de subsuperfície (Figura 9) mostra uma distribuição em duas famílias: uma com valores <100 mg/L, e outra com concentrações >200 mg/L. A primeira comporta unicamente águas de açudes, incluindo substancialmente resultados que estariam na expectativa dos padrões habituais do *background* de águas continentais. A segunda reúne as condições em que a interferência antrópica regional resulta em contaminações dos sistemas hídricos: proximidades de indústrias de gesso e seus subprodutos, combinados ou não com influxos de efluentes urbanos.

A distribuição espacial dos casos de “contaminação” em cloretos (>100 mg/L), envolvendo corpos d'água represados, águas do riacho Morais e águas de subsuperfície (Figura 10), revela uma configuração similar àquela que reúne os casos de contaminação em SO₄²⁻. Esta circunstância aponta para uma presença residual de cloretos nas

gipsitas, persistindo quando da produção de gessos.

Bicarbonatos

Bicarbonatos são derivados do ânion HCO₃⁻, através de uma reação de salificação parcial. Derivados de um ácido fraco, os bicarbonatos têm caráter básico e, nos ambientes naturais, se encontram em equilíbrio com carbonatos, água e CO₂. Este equilíbrio intervém em muitos processos naturais e artificiais. Em ambientes naturais, são formados principalmente a partir das águas pluviais, que contêm H₂CO₃ diluído, formado a partir do CO₂ existente na atmosfera (Andrews *et al.*, 1996). Em outras circunstâncias podem ser produzidos a partir da alteração de litologias carbonáticas, que são relativamente pouco frequentes em regiões emersas da crosta terrestre, e não ocorrem na área pesquisada.

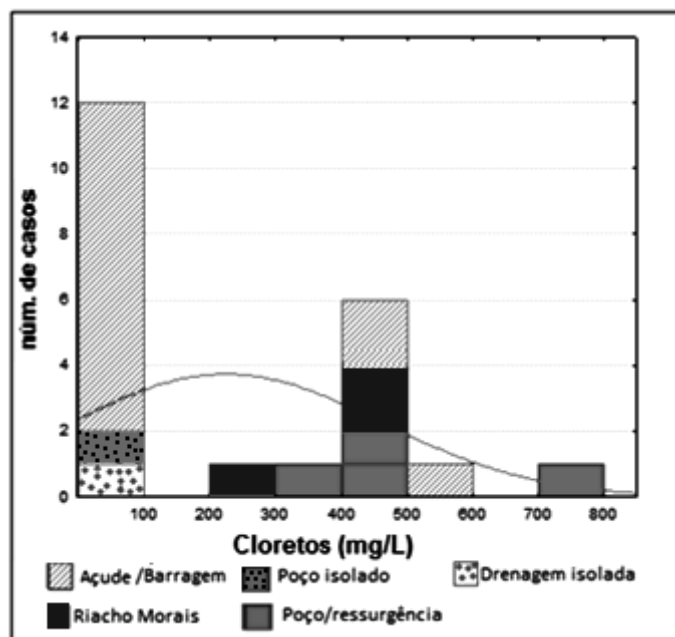


Figura 9. Histograma das concentrações em cloretos (mg/L) de águas de superfície e de subsuperfície em área de estudo, na região de Araripina-PE.

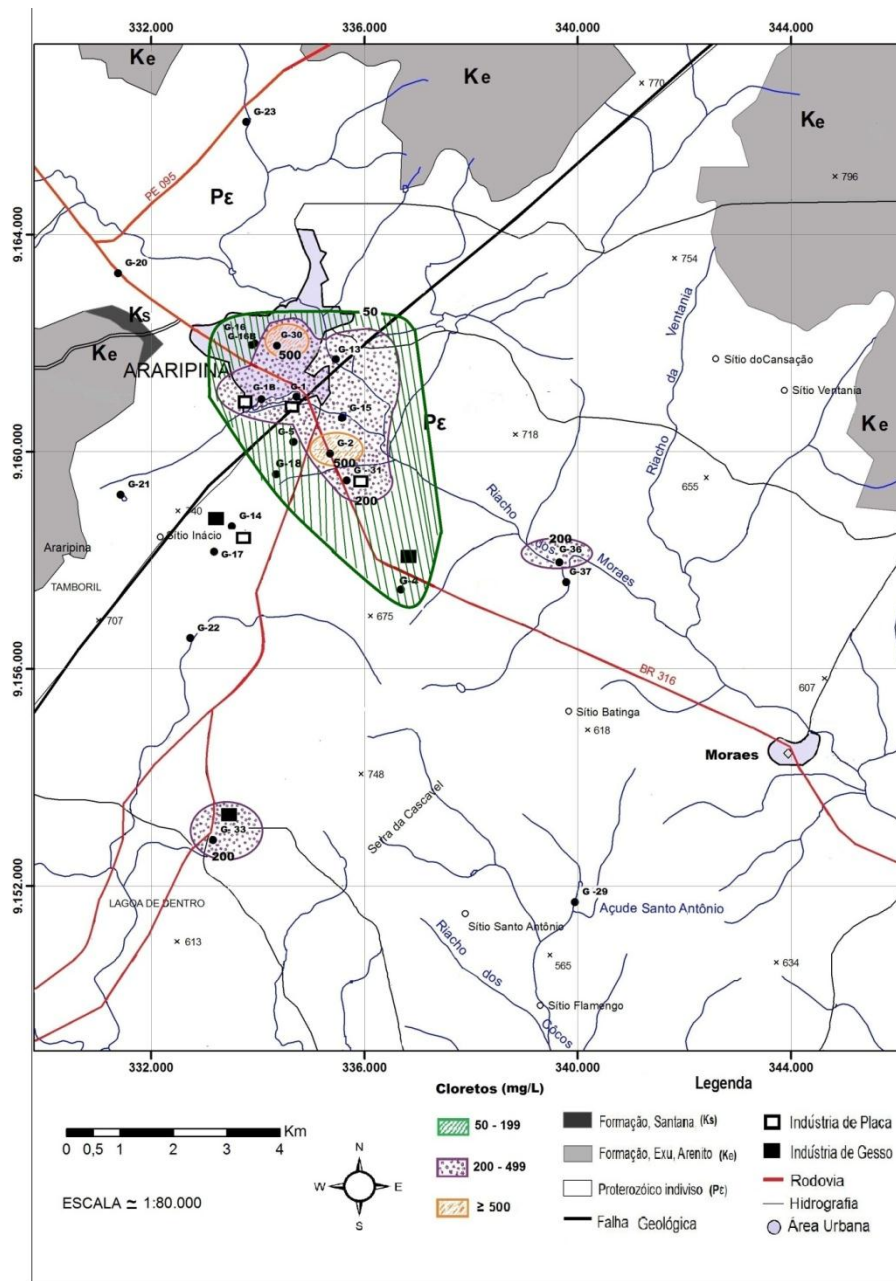
A distribuição das concentrações em bicarbonatos nas águas de superfície e de subsuperfície mostraram uma repartição que separa açudes/barragens dos demais corpos hídricos (Figura 11). Corpos d'água represados, não adjacentes aos domínios de forte urbanização, apresentam em geral concentrações em bicarbonatos <400 mg/L. Em contrapartida, em águas do riacho Moraes, nas de subsuperfície (poços), ou nas de ressurgência, as concentrações são mais significativas (>400 mg/L). Os maiores valores, observados em águas de subsuperfície, confirmam que a principal recarga destes aquíferos são as águas pluviais, ainda que possam ser poluídas por SO_4^{--} e/ou cloretos (poeira ou efluentes de gesso) durante seu trânsito sobre solos ou meios de subsuperfície.

Correlações estatísticas

O tratamento estatístico envolvendo os parâmetros analisados indicou uma correlação muito forte entre

condutividade e STD ($R = 0,99$) e, de uma forma geral, um único conjunto de fortes intercorrelações ($R > 0,7$): condutividade-STD-cloretos-bicarbonatos (Figura 12). Estas covariâncias mostram resultados dentro das expectativas, uma vez que a condutividade relaciona-se diretamente com o estado químico iônico de uma forma geral, o que implica com valores de STD e, entre estes, se incluem notoriamente os cloretos e os bicarbonatos. Sulfatos correlacionaram-se razoavelmente com a condutividade e STD ($R = 0,62$) e, por esta condição, as correlações entre sulfatos e bicarbonatos-cloretos não se mostraram bem definidas ($R = 0,30$ a $0,34$). Ficou evidenciado que pH, OD e temperatura, em suas respectivas variações de valores, não mostraram exercer inter-ferência notória no comportamento hidroquímico dos sais dissolvidos nos meios aquáticos estudados.

CONTAMINAÇÕES EM SULFATO E CLORETOS EM ÁGUAS...



a.

Figura 10. Zoneamento de áreas de influência reunindo águas de superfície e de subsuperfície, segundo suas concentrações em cloretos (mg/L), na área de pesquisa, região de Araripina-PE.

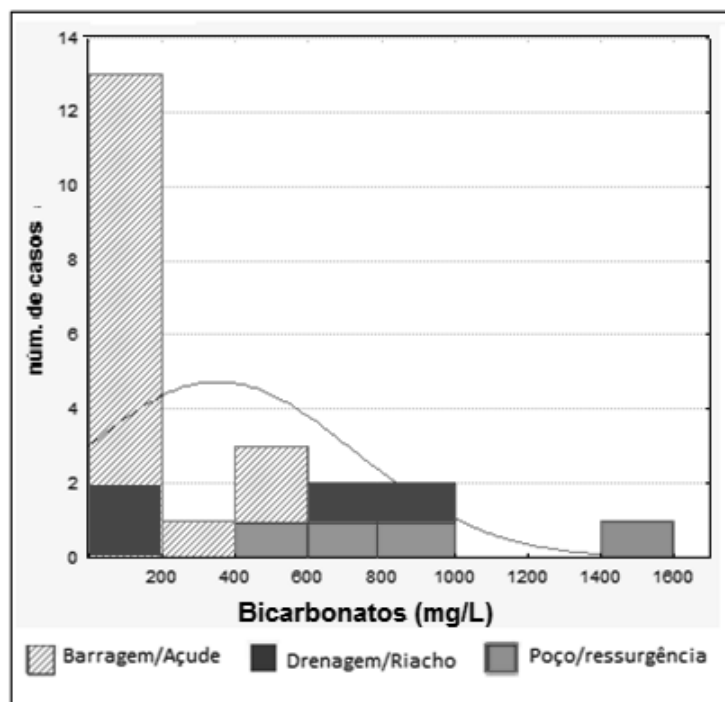


Figura 11. Histograma das concentrações em bicarbonatos (mg/L) de águas de superfície e de subsuperfície, em área de pesquisa na região de Araripina-PE.

	pH	Condut.	STD	OD	Temp.	Cloratos	Sulfatos	Bicarb.
pH	1,00							
Condut.	0,25	1,00						
STD	0,25	0,99	1,00					
OD	0,57	0,10	0,11	1,00				
Temp.	0,21	-0,13	-0,04	0,23	1,00			
Cloratos	0,17	0,80	0,82	0,20	0,03	1,00		
Sulfatos	0,21	0,62	0,62	0,13	-0,25	0,34	1,00	
Bicarb.	0,08	0,85	0,87	0,00	0,13	0,73	0,30	1,00

Figura 12. Matriz de correlação dos parâmetros físicos e químicos de águas de superfície e de subsuperfície de área de pesquisa, na região de Araripina - PE

CONCLUSÕES

Estudos precedentes reconheceram na região de Araripina problemas de saúde pública envolvendo um número significativo de internações hospitalares, em razão de complicações do trato respiratório superior, atribuídas à aspiração de poeira de gesso. Efetivamente, aparentemente por exposição continuada ou involuntária, seja por atividade profissional em locais de calcinação de gipsita ou à vivência no interior de plumas de dispersão

atmosférica desta poeira, estas consequências fisiológicas devem ser admitidas como verossímeis. As evidências da dispersão atmosférica são perceptíveis em imagens-satélite (Google) formando plumas com algumas centenas de metros, ao longo da direção preferencial dos ventos (SE-NW). Considerando-se menores concentrações de particulados por metro cúbico, as evidências demonstradas neste estudo indicam que o alcance real destas plumas atinge alguns

CONTAMINAÇÕES EM SULFATO E CLORETOS EM ÁGUAS...

quilômetros, a partir dos focos de emissão. O alcance superposto de focos de emissão pode determinar extensões não negligenciáveis comportando riscos patogênicos para as populações locais.

A composição química de águas de ambientes represados, assim como aquelas de subsuperfície, na área de influência definidas por estas plumas, revelaram sistematicamente concentrações anormais em sulfatos e cloretos, comprovando uma origem principalmente centrada em poeira de gesso sedimentada sobre solos e vegetação, e solubilizada por águas pluviais. A partir destes condicionamentos, compostos solúveis de sulfatos e cloretos, fluem em águas de escoamento superficial ou por infiltração nos solos e sistemas fissurais das rochas, contaminando compartimentos de corpos d'água de superfície e aquíferos de subsuperfície. Adicionalmente, águas residuais da produção de placas e outros artefatos em gesso, assim como influxos de efluentes urbanos da cidade de Araripina, devem ser considerados como de forte poder poluente em sulfatos e cloretos, respectivamente. Em contraposição, contaminações provocadas por poeiras geradas pela cominuição de gipsita para fornos de calcinação, e aquelas geradas em ambientes de exploração deste minério, devem ser consideradas de alcance relativamente restrito, aparentemente circunscrito à vicinalidade destes focos de origem.

As contaminações de SO_4^{2-} e de cloretos nos corpos d'água estudados evidenciaram superposição de áreas de influência, apesar da baixa correlação entre estas variáveis. Cloretos estão presentes nos minérios regionais de gipsita (média de 0,15% em Na_2O em 12 análises Actlab's, de arquivos dos autores), como previsivelmente em efluentes domésticos de Araripina. Estas diferentes origens, aparentemente,

provocaram um mascaramento nas esperadas fortes correlações entre sulfatos e cloretos.

Considerando-se os elevados tempos de residência e os altos coeficientes de dissolução de cloretos e sulfatos, considera-se que os ambientes contaminados, evidenciados neste estudo, deverão mostrar aumentos nos seus processos de contaminação, ano a ano.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Propesq/UFPE pelo apoio financeiro recebido para o desenvolvimento deste trabalho, e ao setor produtivo gesseiro da região de Araripina pela cordial receptividade concedida durante a execução da pesquisa. Igualmente, agradecem a revisor *ad hoc* por suas pertinentes observações e sugestões apresentadas.

REFERÊNCIAS

- Andrews, J.E., Brimblecombe, P., Jickells, T.D, Liss P.S., 1996. *An introduction to environmental chemistry*. Blackwell Sci., London, 198 p.
- A.P.H.A., 2001. Standard methods for examination of water and wastewater. Washington, Amer. Public Health Assoc., Chap. 1, p. 34-38.
- Assine, M.L., 1992. Análise estratigráfica da Bacia do Araripe, Nordeste do Brasil. *Rev. brasil. Geoc.*, 22(3): 298-300.
- Braitsch O., 1971. Salt deposits – Their origin and composition. *Springer Verlag*, Berlin, 297 p.
- Chapman, D. & Kimstach, V., 1992. Selection of water quality variables. In: An introduction to water quality: Water quality assessments; D. Chapman (Edit.). *Chapman & Hall*, London, p. 51-119.

- Chester, R., 2000. Marine Geochemistry. *Blackwell Sci.*, London, 491 p.
- Colombani, J. & Bert, J., 2007. Holographic interferometry study of the dissolution and diffusion of gypsum in water. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 71: 1913-1920.
- CONAMA (2005). Resolução N° 357 de 17/03/2005. Brasília, *Cons. Nac. Meio Ambiente – CONAMA*. Disponível em www.mma.gov.br/port/conama. Acessado em 25/02/2012.
- Deer, W.A., Howie, R.A., Zussman, J., 1992. An introduction to the rock forming minerals. *Longman Ed.*, London, 696 p. (2nd ed.).
- Desbarats, A.J. & Dirom, G.C., 2005. Temporal variation in discharge chemistry and portal flow from the 8-level adit, Lynx Mine, Myra Falls operations, Vancouver Island, British Columbia. *Environ. Geology*, 47: 445-456.
- Jennings, S.R., Neuman, D.R., Blicher, P.S., 2008. Acid mine drainage and effects on fish health and ecology: a review. Montana, *Reclamation Research Group*, spec. publ., 19 p.
- Kemper, W.D., Olsen, J., de Mooy, C.J., 1975. Dissolution rate of gypsum in flowing water. *Soil Sci. Soc. America*, 39(3): 458-463.
- Krauskopf, K.B. & Bird, D.K., 1995. *Introduction to Geochemistry*. McGraw-Hill, New York, 637 p., (3th ed.).
- Lyra Sobrinho, A.C.P., Amaral, A.J.R., Dantas, J.O.C., Dantas, J.R.A., 1990. Perfil analítico da Gipsita. Recife, *DNPM-IV Distr.*, 19 p. Disponível em www.dnpm.gov.br/assets/galeriadocumento/.../gipsita. Acessado em 30/11/2011.
- Medeiros, M.S., 2003. Poluição Ambiental por Exposição à Poeira de Gesso: Impactos na Saúde da população. Recife, Diss. Mestrado, Centro Pesq. Ageu Magalhães, 56 p.
- Meybeck, M., Friedrich, G., Thomas, R., Chapman, D., 1992. An introduction to water quality. In: Water quality assessments: A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring; D. Chapman (Ed.). *Chapman & Hall*, London, p. 241-320.
- Mirwald, P.W., 2008. Experimental study of the dehydration reactions gypsum-bassanite and bassanite-anhydrite at high pressure: indication of anomalous behavior of H₂O at high pressure in the temperature range of 50-300 degrees C. *Jour. Chem. Phys.*, 128(7): 074502.
- Neumann, V.H. y Cabrera, L, 1999. Una nueva propuesta estratigráfica para la tecnosecuencia post-rifte de la Cuenca Araripe, Noreste de Brasil Serra Negra, *V Simp. Cretáceo Brasil*, p. 279-285.
- Parfenoff, A., Pomerol, C., Tourenq, J., 1970. Les minéraux en grains: méthodes d'étude, et determinations. *Masson & Cie.*, Paris, 561 p.
- Piveli, R.P. & Kato, M.T., 2005. Qualidade das águas e poluição: aspectos físico-químicos. *ABES*, v. 01, São Paulo, 285 p.
- Porto, M.F.A., Branco, S.M., Luca, S.J., 1991. Caracterização da qualidade de águas. In: S.M. Branco: Hidrologia Ambiental. *Editora USP / ABRH*, cap. 2, São Paulo, p. 27-66.
- Raju, K.U.G. & Atkinson, G., 1990. The thermodynamics of scale mineral solubilities 3. Calcium sulfate in aqueous NaCl. *Jour. Chem. Engineering Data*, 35: 361-367.
- Santos, M.A.V. e Sardou, R., 1996. Diagnóstico das atividades econômicas do Polo Gesso de Araripe. *SECTMA/SEBRAE*, Recife, 31 p.
- Silva, E.C., Nogueira, R.J.M.C., Azevedo Neto, A.D., 2004. Aspectos

CONTAMINAÇÕES EM SULFATO E CLORETOS EM ÁGUAS...

- ecofisiológicos de dez espécies em uma área de caatinga no município de Cabaceiras, Paraíba, Brasil. Recife, *UFRPE, Iheringia*, 59 (2): 201-205.
- Tundisi T.M. & Tundisi J.G., 2008. *Limnologia*. Oficina de Textos, São Paulo, 632 p.
- Turekian, K.K. & Wedepohl, K.H., 1961. Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust. *Geol. Soc. America Bull.*, 72: 175-192.
- Von Sperling, M.V., 1996. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. *In*: Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos (vol. I). DESA/UFMG, Belo Horizonte, 243 p.
- Warren, J.K., 1989. *Evaporite sedimentology*. Prentice Hall, New Jersey, 250 p.
- Zuin, V.G., Iorlatti, M.C., Matheus, C.E., 2009. O emprego de parâmetros físicos e químicos para avaliação da qualidade das águas naturais: uma proposta para a educação química e ambiental na perspectiva CTSA. *Quím. Nova na Escola*, 31(1): 6 p.