



Ciência Rural

ISSN: 0103-8478

cienciarural@mail.ufsm.br

Universidade Federal de Santa Maria
Brasil

Santos Rheinheimer, Danilo dos; Oliveira de Souza, Robson
Condutividade elétrica e acidificação de águas usadas na aplicação de herbicidas no Rio Grande do
Sul
Ciência Rural, vol. 30, núm. 1, marzo, 2000, pp. 97-104
Universidade Federal de Santa Maria
Santa Maria, Brasil

Disponível em: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=33113557016>

- Como citar este artigo
- Número completo
- Mais artigos
- Home da revista no Redalyc

redalyc.org

Sistema de Informação Científica
Rede de Revistas Científicas da América Latina, Caribe, Espanha e Portugal
Projeto acadêmico sem fins lucrativos desenvolvido no âmbito da iniciativa Acesso Aberto

CONDUTIVIDADE ELÉTRICA E ACIDIFICAÇÃO DE ÁGUAS USADAS NA APLICAÇÃO DE HERBICIDAS NO RIO GRANDE DO SUL

ELECTRICAL CONDUCTIVITY AND ACIDIFICATION OF WATER USED IN THE APPLICATION OF HERBICIDES IN THE STATE OF RIO GRANDE DO SUL

Danilo dos Santos Rheinheimer¹ Robson Oliveira de Souza²

RESUMO

A qualidade da água, no que se refere aos teores de argila, matéria orgânica e sais solúveis, pode afetar a eficiência biológica dos herbicidas. O presente trabalho teve por objetivo determinar a condutividade elétrica, o pH e as curvas de acidificação de águas provenientes de poços artesianos, de arroios e de açudes para a aplicação de herbicidas no Rio Grande do Sul. As águas foram coletadas nas diferentes regiões produtoras do Estado e analisadas no Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria (RS). As águas de poços artesianos apresentaram maior número de amostras com pH superior a 7,0, maior necessidade de ácido para baixar o seu pH e maior condutividade elétrica (CE) do que as águas de arroios e de açudes. Houve correlação positiva entre a CE da água e a necessidade de ácido para baixar o pH, e não houve correlação entre o pH original da água e a necessidade de ácido. A CE estabelece corretamente a necessidade de ácido clorídrico para baixar o pH.

Palavras-chave: dureza da água, pH, sais solúveis.

SUMMARY

The water's quality, referent to the clay amounts, organic matter and soluble salts, can affect the biological efficiency of herbicides. A study was made in the State of Rio Grande do Sul, Brazil, to determine pH, electrical conductivity, and acidification curves of water used in herbicide applications, from artesian wells, creeks and ponds. The 239 samples of water were collected in productive regions and the analyses were made at the Soils Department of the Federal University of Santa Maria. The water from artesian wells had a greater number of samples whose pH was higher than 7.0, high electrical conductivity, and required more acid to decrease the pH. The relationship between electrical conductivity of water and the need for acid to lower its pH to 4.0 was high and positive. The relation between the pH of water is not directly related to the electrical conductivity or need for acid. The electrical conductivity establishes correctly the need for chloride acid to lower the pH.

Key words: water hardness, pH, soluble salts.

INTRODUÇÃO

A qualidade da água pode influenciar de forma negativa a eficiência biológica dos herbicidas. Se a água apresentar partículas de argila em suspensão, pode reduzir a meia-vida de herbicidas, como do glyphosate, pois são adsorvidos aos colóides orgânicos e inorgânicos devido à presença do ácido fosfônico na molécula (SPRANKLE *et al.*, 1975; DUKE, 1988; BELTRAN *et al.*, 1998), ou das atrazinas, devido aos substituintes do anel aromático (WEBER, 1970).

A água de rios e de açudes apresenta argila e partículas orgânicas em suspensão. Em função disso, os agricultores estão usando água de poços artesianos para a pulverização de agrotóxicos; entretanto, essa é dura e o pH pode ultrapassar a 10, dependendo da rocha matriz, a qual controla a riqueza em minerais dissolvidos na água (RAI & KITTRICH, 1989). A dureza total da água está relacionada aos teores de carbonatos, de sulfatos, de cloretos e de nitratos de vários cátions (BUHLER & BURNSIDE, 1983). Em solução, um certo percentual de moléculas solúveis é dissociado em íons. Esses íons livres (Al^{+3} , Zn^{+2} , Ca^{+2} , Mg^{+2} , HCO_3^- , NO_3^- , ...) podem combinar-se com moléculas orgânicas (STUMM & MORGAN, 1996), como é o caso da reação dos íons de 2,4-D com Ca^{+2} e Mg^{+2} (NALEWAJA & MATYSIAK, 1992) e da quelação desses íons pelo glyphosate (STHALMAN &

¹Engenheiro-Agrônomo, Mestre, Professor Assistente do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria, 97105-900, Santa Maria, RS. E-mail: Danilo@ceta.ccr.ufsm.br. Autor para correspondência.

²Engenheiro-Agrônomo, Mestre, Consultor Científico, Convênio do IICA-Embrapa Trigo.

PHILLIPS, 1979). Isso diminui a quantidade de ingrediente ativo disponível, que diminui a eficiência biológica do herbicida (BUHLER & BURNSIDE, 1983; THELEN *et al.*, 1995), além do entupimento dos bicos de aspersão, em função da aglutinação e precipitação das partículas.

Quanto à acidez da água, trabalhos recentes mostram que alguns herbicidas têm sua eficiência elevada na planta com a redução do pH da água a valores próximos a 4,0. A máxima absorção e eficiência de herbicidas com caráter de ácido fraco ocorre em pH, onde 50% das moléculas encontram-se dissociadas (pKa) (McCORMICK, 1990). Além disso, em pH mais baixo, a taxa de hidrólise é retardada, mantendo a folha úmida por um maior tempo, pois a superfície das folhas tem um pH neutro, havendo uma interação com o pH da calda.

Desse modo, o presente trabalho teve por objetivo determinar o pH, a condutividade elétrica e as curvas de acidificação de águas provenientes de poços artesianos, de arroios e de açudes, usadas para a aplicação de herbicidas no Rio Grande do Sul.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostras de água foram coletadas nas principais regiões produtoras do Estado do Rio Grande do Sul. As regiões foram delimitadas e representadas pelos municípios com maior número de amostras (figura 1). Assim, a região representada por Vacaria contempla as amostras oriundas também dos municípios de Lagoa Vermelha, Tapejara, Ibiaçá, Barracão, Sananduva e São José do Ouro; a representada por Tapera: Colorado, Ibirubá, Selbach, Vitor Graeff, Espumoso, Não-me-Toque, Alto Alegre e Campos Borges; a representada por Santa Bárbara do Sul: Panambi, Saldanha Marinho, Condor e Carazinho; a representada por Passo Fundo: Coxilha, Sertão, Marau, Nicolau Vergueiro, Estação Getúlio, Getúlio Vargas, Pontão, Água Santa e Erechim; a representada por Sarandi: Rondinha, Chapada, Nonoai, Constantina, Campinas do Sul, São Miguel, Nova Boa Vista e Barra Funda; a representada por Palmeiras das Missões: Santo Augusto, São Valério do Sul e Chiapeta; a representada por Cruz Alta: Júlio de Castilhos, Jóia, Fortaleza dos Valos, Tupanciretã e Pejuçara; a representada por Arroio do Tigre: Salto do Jacuí; a representada por Santo Ângelo: Giruá, Augusto Pestana, Eugênio de Castro e Catuípe; a representada por Três de Maio: Tucunduva, Braga e Erval Seco; a representada por São Luiz Gonzaga: Santo Antônio das Missões, Bossoroca, São Nicolau, Espinilho e Garruchos; e representada

por Itaqui: São Borja, Uruguaiana, Santiago, Alegrete, Cacequi e Quaraí.

Durante o mês de agosto de 1995, a equipe técnica da Cyanamid Química do Brasil coletou 150 amostras de água de poço artesianos, 61 de arroio e 28 de açude. As amostras individuais foram envasadas em embalagem de plástico com capacidade de 2 litros e enviadas a Passo Fundo (RS), até o recolhimento de todas as amostras, permanecendo sob temperatura ambiental. No início de setembro, as amostras de água foram encaminhadas ao Laboratório de Química do Solo da Universidade Federal de Santa Maria, em Santa Maria (RS).

No laboratório, a água de cada amostra foi agitada manualmente e uma subamostra de 200mℓ foi acondicionada em frascos de plástico e armazenada sob refrigeração durante a fase de análise, aproximadamente, 60 dias. Imediatamente, iniciou-se a determinação da condutividade elétrica (CE) da água, com auxílio do condutivímetro Digimed PN-704, e do pH com voltímetro eletrônico digital, com eletrodo de vidro.

As curvas de acidificação da água foram obtidas através da titulação potenciométrica até pH próximo a 3,0, utilizando-se ácido clorídrico 0,100mol ℓ⁻¹, previamente padronizado.

As águas de todas as fontes (poços artesianos, arroios e açudes) foram agrupadas em sete classes de pH (<5,5, 5,6-6,0, 6,1-6,5, 6,6-7,0, 7,1-7,5, 7,6-8,0 e >8,0). Para cada região (figura 1) foram estabelecidos os valores de pH e CE mínimos, máximos e médios.

Através do ajuste das curvas de titulação potenciométrica, determinou-se a quantidade de ácido clorídrico necessária para baixar o pH da água a 4,0, 4,5 e 5,0. Correlacionaram-se o pH e a CE original com a quantidade de ácido necessária para baixar o pH da água aos valores mencionados acima, separadamente para poços artesianos, arroios e açudes. Em função da alta correlação obtida com a CE, construiu-se uma tabela relacionando-se essa com a necessidade de ácido para baixar o pH da água de poço artesianos a 4,0, 4,5 e 5,0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O pH da maioria das amostras de água oriundas de poços artesianos encontra-se na faixa de 6,1 a 7,5, correspondente a 65% das amostras. Um número muito baixo de amostras apresentou pH < 5,5 (2%); no entanto, mais de 20 amostras (15%) apresentaram pH superior a 8,0 (figura 2). Nas águas provenientes de arroios, o pH concentrou-se no

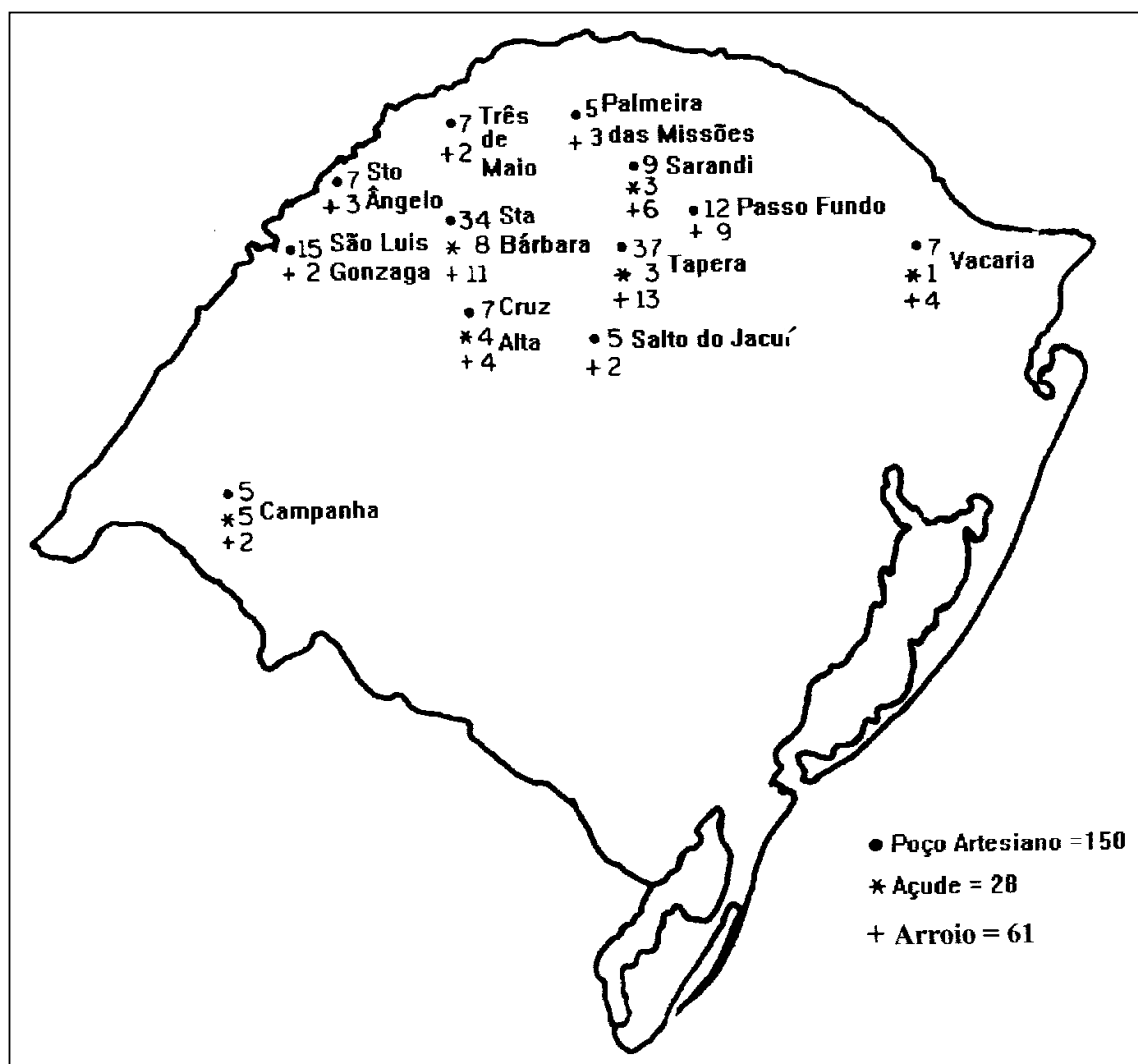


Figura 1 - Pontos de coleta e números de amostras de água de poços artesianos, arroios e açudes. Santa Maria (RS), 1998

intervalo 5,6 a 7,0 (70%), especialmente na classe 6,1-6,5, representando 34% das amostras (figura 2). A distribuição do pH das águas coletadas em açudes teve um comportamento semelhante àquele de poços artesianos, cujo porcentual maior ocorreu na classe 6,6-7,0 (32%). Em apenas duas amostras, o pH ultrapassou 7,6 e, em uma, foi menor do que 5,5 (figura 2).

Esses resultados alertam para os cuidados que devem ser tomados na utilização dessas águas para a aplicação de herbicidas, uma vez que a eficiência de alguns desses, como é o caso dos grupamentos ácidos do 2,4-D e glyphosate, é dependente do pH da calda (WANAMARTA & PENNER, 1989).

Analisando a tabela 1, verifica-se que, para águas coletadas em poços artesianos, a região representada pelo município de Tapera apresentou os menores pH (4,4), enquanto naquela representada pelo município de Sarandi ocorreu a amostra com maior valor de pH (10). Entretanto, a média do pH situa-se na faixa de 6,3 a 8,4, com tendência de maior alcalinidade nas amostras oriundas dos municípios da região de Itaqui. Por outro lado, as amostras provenientes das regiões representadas pelos municípios de Vacaria, Tapera, Santa Bárbara do Sul, Arroio do Tigre e São Luís Gonzaga apresentaram as menores CE (0,026; 0,020; 0,019; 0,029 e 0,024dS m⁻¹, respectivamente), e das regiões de Itaqui, Santo Ângelo, Sarandi e Cruz Alta apresenta-

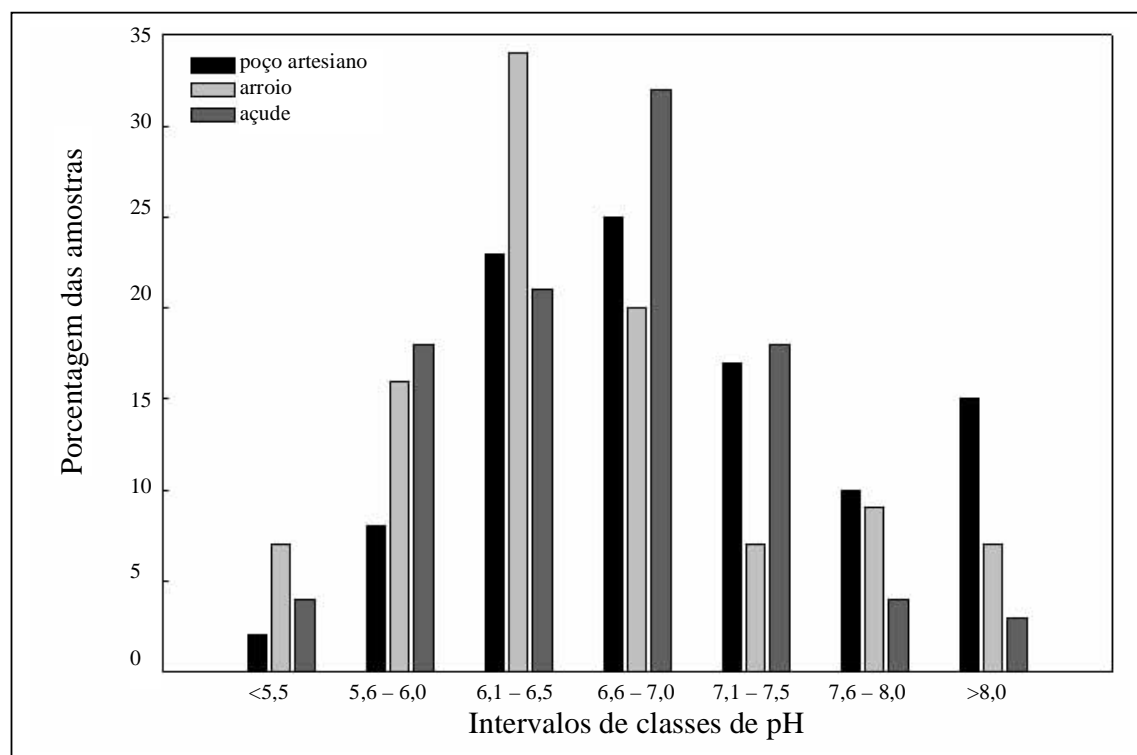


Figura 2 - Distribuição de classes de pH de água de poços artesianos, arroios e açudes coletadas no Rio Grande do Sul. Santa Maria (RS), 1998.

ram as maiores CE (0,362; 0,575; 0,368 e 0,319 dS m⁻¹, respectivamente). Os valores médios de CE são bastante elevados, indicando a presença de grandes quantidades de íons, os quais podem diminuir a eficiência biológica dos herbicidas (CARLSON & BURNSIDE, 1984).

As águas coletadas em arroios apresentaram pH levemente inferior àquelas oriundas de poços artesianos (tabela 1 e figura 2). Mesmo assim, em águas coletadas nas regiões representadas pelos municípios de Santo Ângelo, Três de Maio, São Luiz Gonzaga e Itaqui, o pH médio foi superior a 7,0. As demais amostras mostraram pH médio próximo a 6,5. A condutividade elétrica é muito pequena em comparação às águas de poços artesianos, com valores médios variando de 0,031 a 0,097 dS m⁻¹. Similarmente, as águas coletadas em açudes possuem baixa condutividade elétrica, sendo na média, inferior a 0,050 dS m⁻¹ e pH variável de 5,2 a 8,0 (tabela 1).

Assim, parece que no caso das águas de arroios e de açudes, as variações de pH e os menores teores de sais solúveis estão relacionados aos pro-

cessos naturais de transferência de materiais entre o sistema terrestre e o aquático. Esses processos são acelerados pela ação antrópica, onde as atividades no setor agrícola aumentam a contaminação dos ambientes aquáticos com solo (argila e matéria orgânica), calcário e seus produtos, fertilizantes, entre outros (SHARPLEY & MENZEL, 1987; SHARPLEY *et al.*, 1994). Já, para poços artesianos, as variações de pH e, principalmente, de CE devem estar associadas aos minerais constituintes da rocha matriz. Por isso, não se pode agrupar as amostras em regiões geográficas, necessitando da análise individual de cada produtor a fim de efetuar as devidas correções, quer de pH ou de concentração de sais solúveis, para que a eficiência biológica dos herbicidas não seja comprometida.

A quantidade de ácido clorídrico necessária para abaixar o pH da água a um determinado valor (5,0, 4,5 ou 4,0) não está relacionada com os valores de pH original das águas (figura 3). Os pontos distribuíram-se aleatoriamente, de modo que amostras com mesmo pH necessitam de quantidades

Tabela 1 - Valores mínimo, máximo e médio de pH e condutividade elétrica (CE) de águas de poço artesiano, arroio e açude coletadas em diferentes regiões do Rio Grande do Sul. Santa Maria (RS), 1998.

Região	pH			CE, dS m ⁻¹		
	mínimo	máximo	médio	mínima	máxima	média
-----poço artesiano-----						
Vacaria	5,6	6,8	6,3	0,026	0,172	0,077
Tapera	4,4	9,3	7,0	0,020	0,215	0,112
Sta Bárbara do Sul	5,1	8,2	6,7	0,019	0,275	0,091
Passo Fundo	5,9	7,5	6,6	0,040	0,145	0,089
Sarandi	5,9	10,0	7,3	0,041	0,368	0,157
Palmeira das Missões	6,2	7,4	6,8	0,063	0,128	0,095
Cruz Alta	6,3	7,3	6,8	0,061	0,319	0,126
Arroio do Tigre	5,8	7,4	6,5	0,029	0,137	0,067
Santo Ângelo	5,5	9,8	7,6	0,037	0,575	0,220
Três de Maio	5,8	8,3	7,2	0,040	0,211	0,113
São Luís Gonzaga	5,9	8,6	7,4	0,024	0,250	0,094
Itaqui	7,6	9,4	8,4	0,076	0,362	0,210
----- arroio -----						
Vacaria	6,2	7,4	6,7	0,058	0,094	0,071
Tapera	5,2	7,4	6,2	0,016	0,084	0,041
Sta Bárbara do Sul	5,6	8,0	6,4	0,012	0,077	0,036
Passo Fundo	4,9	8,0	6,3	0,017	0,075	0,048
Sarandi	6,1	7,3	6,5	0,026	0,207	0,097
Palmeira das Missões	5,5	6,8	6,1	0,017	0,060	0,039
Cruz Alta	6,1	6,9	6,5	0,057	0,074	0,064
Arroio do Tigre	6,3	6,5	6,4	0,021	0,040	0,031
Santo Ângelo	6,2	7,7	7,2	0,040	0,098	0,062
Três de Maio	7,7	7,9	7,8	0,061	0,094	0,077
São Luís Gonzaga	7,7	8,0	7,9	0,046	0,082	0,064
Itaqui	7,7	7,8	7,9	0,046	0,079	0,063
----- açude -----						
Vacaria	5,9	5,9	5,9	0,042	0,042	0,042
Tapera	6,7	7,3	7,0	0,021	0,052	0,040
Sta Bárbara do Sul	5,2	7,2	6,2	0,010	0,035	0,021
Passo Fundo	5,9	6,8	6,4	0,018	0,046	0,032
Sarandi	6,5	6,5	6,5	0,032	0,034	0,033
Cruz Alta	5,6	6,8	6,4	0,015	0,063	0,041
Itaqui	7,0	8,0	7,5	0,019	0,078	0,049

muito diferentes de ácido para baixar o pH a 4,0; ou, amostras com pH variando de 4,2 a 9,3 tiveram a mesma necessidade de ácido.

Esse comportamento é explicado pelo fato de que o pH mede apenas a atividade de íons H⁺ e o consumo de ácido se deve às várias fontes de alcali-

nidade. Essas tamponam o pH de modo diferenciado, seja pela quantidade ou qualidade das substâncias presentes na água. Para as águas de arroios e açudes, os principais tamponantes são as partículas de argila e de matéria orgânica em suspensão, enquanto em águas de poços artesianos são os sais alcalinos, como os bicarbonatos. Desse modo, a prática de se adicionar ácido na água para preparar a calda de herbicidas, tomando-se como base o pH original dessa água, não é correta e, muito menos ainda, a utilização de médias de pH por regiões geográficas, ou pela origem da água (arroio, açude ou poço artesiano).

A relação entre a condutividade elétrica da água de poço artesiano e a necessidade de ácido para baixar o pH a 4,0 foi muito alta, cujo coeficiente de determinação (r^2) foi 0,95 e o angular (b) 98 (Figura 4). Do mesmo modo, obtiveram-se altos ajustes com as águas de arroios ($r^2 = 0,87$ e $b = 88$) e de açudes ($r^2 = 0,87$ e $b = 89$) (Figura 4). Assim, fica claro que os principais tamponantes de pH das águas de todas as fontes são os sais nelas dissolvidos. Isso está de acordo com o fato de que as águas de poços artesianos apresentam as maiores CE, por causa da maior concentração de íons; com CE intermediária estão as águas provenientes de arroios, e as de menor CE são as águas coletadas nos açudes, pois apresentam menores teores de íons dispersos. Embora os valores de CE e pH das águas de arroios e açudes possam variar com a época de coleta, princi-

palmente pelas modificações nos fluxos hídricos, não se constitui em problema, uma vez que a correlação entre a CE e a necessidade de ácido para sua acidificação deve ser mantida; do mesmo modo que não alterará a inexistência de correlação entre o pH original das águas e sua necessidade de ácido.

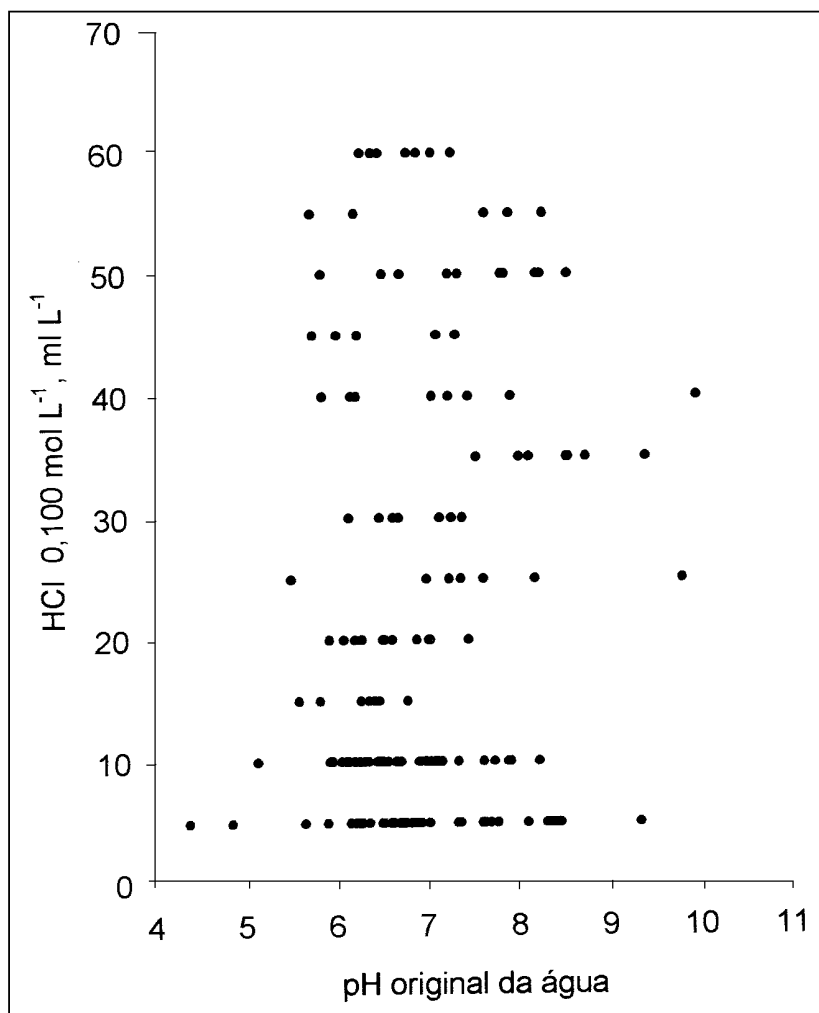


Figura 3 - Relação entre o pH original da água coletada em poços artesianos e a necessidade de ácido para baixar seu pH a 4. Santa Maria (RS), 1998.

A quantidade de ácido clorídrico ($0,100 \text{ mol L}^{-1}$) necessária para baixar o pH de um litro de água de poço artesiano a 4,0 variou de menos de 1 até mais de 55ml quando as CE foram de 0,019 e $0,575 \text{ dS m}^{-1}$, respectivamente. Para as águas de arroio, a necessidade de ácido variou de 2 a 20ml L^{-1} , para CE de 0,012 e $0,207 \text{ dS m}^{-1}$, respectivamente. Em águas coletadas em açudes, variou entre 1 a 6ml L^{-1} , para CE de 0,010 e $0,078 \text{ dS m}^{-1}$.

A partir das equações de regressão relacionando a CE das águas oriundas de poços artesianos e a necessidade de ácido para sua acidificação até os pH 4,0, 4,5 e 5,0, construiu-se a Tabela 2, para uma variação de CE de 0,005 até $0,400 \text{ dS m}^{-1}$, com incrementos de 0,005 unidades. Assim, águas com

baixas CE, praticamente, não requerem correção de pH por ocasião da pulverização dos herbicidas, uma vez que os próprios herbicidas com caráter ácido, certamente, quando colocados no tanque de pulverização, diminuem o pH da calda. Para as demais águas é possível utilizar a CE para estabelecer corretamente a quantidade de ácido a ser adicionada para a preparação da calda do herbicida. Também, é viável a utilização da CE para estimar a força iônica da água e, por conseguinte, a quantidade de complexante de cátions que se deve adicionar para melhorar a eficiência dos herbicidas, especialmente do glyphosate.

CONCLUSÃO

As águas coletadas em poços artesianos, arroios e açudes apresentam intervalos de classes de pH diferentes; as águas oriundas de poços artesianos consomem maior quantidade de ácido para baixar seu pH do que as águas de arroios e de açudes; não há relação entre necessidade de ácido para baixar o pH e o

pH original da água, independente da origem dessa; a condutividade elétrica é uma medida adequada para estimar a necessidade de ácido para sua acidificação.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem os engenheiros agrônomos da Cyanamid Química do Brasil, envolvidos na coleta das amostras de água, e os alunos Bolsistas de Iniciação Científica (FAPERGS, CNPq e FIPE) do Departamento de Solos da Universidade Federal de Santa Maria pelo auxílio na realização das análises químicas.

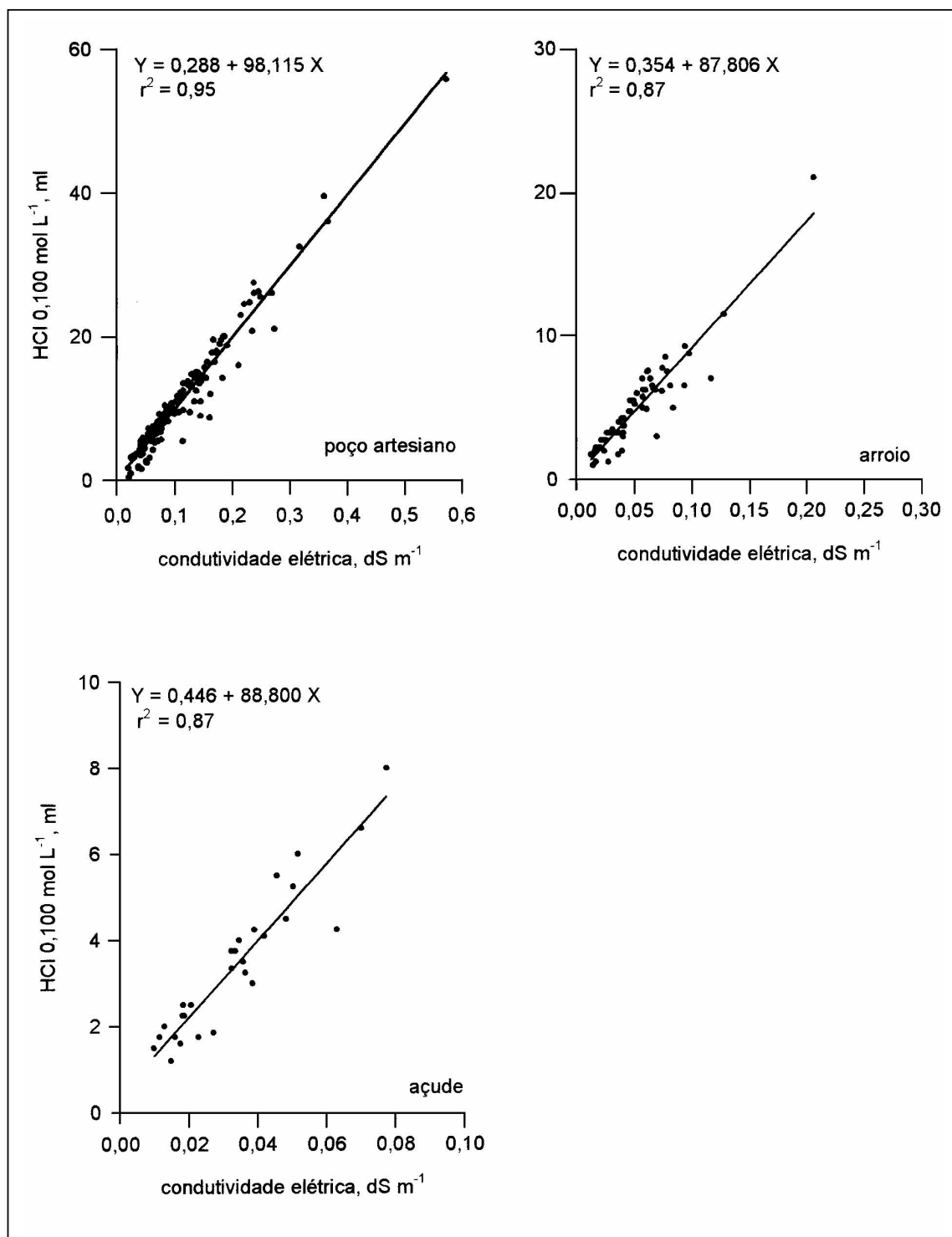


Figura 4 - Relação entre o condutividade elétrica da água coletada em poços artesianos, arroios e açudes e a necessidade de ácido para baixar seu pH a 4. Santa Maria (RS), 1998.

Tabela 2 - Necessidade de ácido clorídrico 0,100 mol L⁻¹ para baixar o pH de um litro de água de poço artesiano a 4,0, 4,5 e 5,0 em relação a sua condutividade elétrica (CE). Santa Maria (RS), 1998

CE	pH 4,0	pH 4,5	pH 5,0	CE	pH 4,0	pH 4,5	pH 5,0
dS m ⁻¹	-----	ml L ⁻¹	-----	dS m ⁻¹	-----	ml L ⁻¹	-----
0,005	0,8	0,2	0	0,205	20,4	19,5	18,6
0,010	1,3	0,7	0,1	0,210	20,8	19,9	19,1
0,015	1,8	1,2	0,6	0,215	21,3	20,4	19,5
0,020	2,2	1,7	1,1	0,220	21,8	20,9	20,0
0,025	2,7	2,1	1,5	0,225	22,3	21,4	20,5
0,030	3,2	2,6	2,0	0,230	22,8	21,9	21,0
0,035	3,7	3,1	2,5	0,235	23,3	22,4	21,4
0,040	4,2	3,6	3,0	0,240	23,8	22,8	21,9
0,045	4,7	4,1	3,4	0,245	24,2	23,3	22,4
0,050	5,2	4,5	3,9	0,250	24,7	23,8	22,9
0,055	5,7	5,0	4,4	0,255	25,2	24,3	23,3
0,060	6,2	5,5	4,9	0,260	25,7	24,8	23,8
0,065	6,6	6,0	5,3	0,265	26,2	25,3	24,3
0,070	7,1	6,5	5,8	0,270	26,7	25,7	24,8
0,075	7,6	7,0	6,3	0,275	27,2	26,2	25,2
0,080	8,1	7,5	6,8	0,280	27,7	26,7	25,7
0,085	8,6	7,9	7,2	0,285	28,2	27,2	26,2
0,090	9,1	8,4	7,7	0,290	28,7	27,7	26,7
0,095	9,5	8,8	8,1	0,295	29,1	28,1	27,1
0,100	10,0	9,3	8,6	0,300	29,6	28,6	27,6
0,105	10,5	9,8	9,1	0,305	30,1	29,1	28,1
0,110	11,0	10,3	9,6	0,310	30,6	29,6	28,6
0,115	11,5	10,8	10,0	0,315	31,1	30,1	29,0
0,120	12,0	11,3	10,5	0,320	31,6	30,6	29,5
0,125	12,5	11,7	11,0	0,325	32,1	31,0	30,0
0,130	13,0	12,2	11,5	0,330	32,6	31,5	30,5
0,135	13,5	12,7	11,9	0,335	33,1	32,0	30,9
0,140	14,0	13,2	12,4	0,340	33,6	32,5	31,4
0,145	14,4	13,7	12,9	0,345	34,0	33,0	31,9
0,150	14,9	14,2	13,4	0,350	34,5	33,5	32,4
0,155	15,4	14,6	13,8	0,355	35,0	33,9	32,8
0,160	15,9	15,1	14,3	0,360	35,5	34,4	33,3
0,165	16,4	15,6	14,8	0,365	36,0	34,9	33,8
0,170	16,9	16,1	15,3	0,370	36,5	35,4	34,3
0,175	17,4	16,6	15,7	0,375	37,0	35,9	34,7
0,180	17,9	17,0	16,2	0,380	37,5	36,3	35,2
0,185	18,4	17,5	16,7	0,385	38,0	36,8	35,7
0,190	18,9	18,0	17,2	0,390	38,5	37,3	36,2
0,195	19,3	18,5	17,6	0,395	38,9	37,8	36,6
0,200	19,8	19,0	18,1	0,400	39,4	38,3	37,1

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- BELTRAN, J., GERRITSE, R.G., HERNANDEZ, F. Effect to flow rate on the adsorption and desorption of glyphosate, simazine and atrazine in columns of sandy soils. **Eur J Soil Sci**, Oxford, v.49, n.1, p.149-156, 1998.
- BUHLER, D.D., BURNSIDE, O.C. Effect of water quality, carrier volume, and acid on glyphosate phytotoxicity. **Weed Science**, Champaign, v.31, n.2, p.163-169, 1983.
- CARLSON, K.L., BURNSIDE, O.C. Comparative phytotoxicity of glyphosate, SC-0224, SC-0545, and HOE-00661. **Weed Science**, Champaign, v.32, n.6, p.841-884, 1984.
- DUKE, S.O. Glyphosate. In: KAUFMAN, D.D., KEARNEY, P.C. **Herbicides: chemistry, degradation, and mode of action**. New York: Marcel Dekker, 1988. Cap. 1. p.1-59.
- McCORMICK, R.W. Effects of CO₂, N₂, air and nitrogen salts on spray solution pH. **Weed Technology**, Champaign, v.4, n.4, p.910-912, 1990.
- NALEWAJA, J.D., MATYSIAK, R. 2,4-D and salt combination affect glyphosate phytotoxicity. **Weed Tecnology**, Champaign, v.6, n.2, p.322-327, 1992.
- RAI, D., KITTRICH, J.A. Mineral equilibria and the soil system. In: DIXON, J.B., WEED, S.B. **Mineral in soil environments**. 2. ed. Madison: SSSA, 1989. Cap. 4. p.161-198.
- SHARPLEY, A.N., CHAPRA, S.C., WEDEPOHL, R. *et al*. Managing agricultural phosphorus for protection of surface waters: issues and options. **J Environ Qual**, Madison, v.23, n.3, p.437-451, 1994.
- SHARPLEY, A.N., MENZEL, R.G. The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. **Adv Agron**, San Diego, v.41, p.297-324, 1987.
- SPRANKLE, P., MEGGIT, W.F., PENNER, D. Adsorption, mobility, and microbial degradation of glyphosate in the soil. **Weed Science**, Champaign, v.23, n.2, p.229-234, 1975.
- STHALMAN, P.W., PHILLIPS, W.M. Effects of water quality and spray volume on glyphosate phytotoxicity. **Weed Science**, Champaign, v.27, n.1, p.38-41, 1979.
- STUMM, W., MORGAN, J. J. **Aquatic chemistry: Chemical equilibria and rates in natural waters**. 3. ed. New York: J. Wiley, 1996. 1022 p.
- THELEN, K.D., JACKSON, E.P., PENNER, D. The basis for hard-water antagonism of glyphosate activity. **Weed Science**, Champaign, v.43, n.4, p.541-548, 1995.
- WANAMARTA, G., PENNER, D. Foliar absorption of herbicides. **Review Weed Science**, Champaign, v.4, n.1, p.215-232, 1989.
- WEBER, J.B. Mechanisms of adsorption of s-triazines by clay colloids and factors affecting plant availability. In: GUNTHER, F.A. **Residue Reviews**. Berlin: Springer-Verlag, 1970. v.32. p.93-129.