

Boletim Gaúcho de Geografia

<http://seer.ufgrs.br/bgg>

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS DE LEITO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO NOROESTE DO RIO GRANDE DO SUL

Viviane Capoane; Tales Tiecher; Gilmar Luiz Schaefer; Jimmy Walter Rasche Alvarez; Robert Alan Burrow;
Danilo Rheinheimer dos Santos

Boletim Gaúcho de Geografia, v. 43, n.1, Agosto, 2016.

Versão online disponível em:

<http://seer.ufgrs.br/index.php/bgg/article/view/52943>

Publicado por

Associação dos Geógrafos Brasileiros



Portal de Periódicos
UFRGS

UNIVERSIDADE FEDERAL
DO RIO GRANDE DO SUL

Informações Adicionais

Email: portoalegre@agb.org.br

Políticas: <http://seer.ufgrs.br/bgg/about/editorialPolicies#openAccessPolicy>

Submissão: <http://seer.ufgrs.br/bgg/about/submissions#onlineSubmissions>

Diretrizes: <http://seer.ufgrs.br/bgg/about/submissions#authorGuidelines>

Data de publicação - Agosto, 2016.
Associação dos Geógrafos Brasileiros
Seção Porto Alegre, RS, Brasil.

Boletim Gaúcho de Geografia

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DOS SEDIMENTOS DE LEITO EM UMA BACIA HIDROGRÁFICA DO NOROESTE DO RIO GRANDE DO SUL

Viviane Capoane

Bacharel e Licenciada em Geografia e Mestre em Ciência do Solo pela UFSM. Doutora em Geografia pela

UFPR. capoane@gmail.com

Tales Tiecher

Engenheiro Agrônomo, Mestre e Doutor em Ciência do Solo pela UFSM,

tales.t@hotmail.com

Gilmar Luiz Schaefer

Engenheiro Agrônomo e Mestrando em Ciência do Solo pela UFSM,

gilmargeo08@gmail.com

Jimmy Walter Rasche Alvarez

Professor na Universidad Nacional de Asunción, jwrasche@yahoo.com.ar

Robert Alan Burrow

Professor Adjunto no Departamento de Química, rburrow@ewald.base.ufsm.br

Danilo Rheinheimer dos Santos

Professor Associado no Departamento de Solos, danilonesaf@gmail.com

RESUMO

Os sedimentos desempenham um papel fundamental nos ecossistemas aquáticos já que são capazes de acumular e remobilizar contaminantes. Neste trabalho foram identificadas as principais fontes pontuais e difusas de poluição por metais pesados, traços e alguns elementos não metálicos em uma bacia hidrográfica agrícola com suinocultura intensiva do noroeste do Rio Grande do Sul. Também, foram avaliados os riscos ambientais que as atividades agropecuárias podem estar causando no ecossistema aquático através da aplicação de diretrizes de qualidade do sedimento (nível de efeito limiar/nível de efeito provável). Amostras compostas de sedimento de fundo foram coletadas em nove pontos do canal principal em condições de baixo fluxo no mês de novembro de 2013, período de primavera. Os teores totais dos elementos químicos foram determinados utilizando um espectrômetro de Fluorescência de Raio X. As principais fontes pontuais de poluição identificadas foram granjas de suínos, estrebarias e residências. A principal fonte difusa são lavouras com manejo do solo inadequado e próximas aos canais de drenagem. As concentrações de metais e não metais obtidas no sedimento de leito refletiram as condições naturais do substrato geológico e, principalmente, as atividades agropecuárias desenvolvidas na bacia hidrográfica. O aumento nas concentrações de alguns elementos químicos como Cu, Ni, As e Cr é motivo de preocupação, uma vez que estes têm a capacidade de bioacumulação nos tecidos da biota e podem afetar a distribuição e densidade de organismos bentônicos, bem como a composição e diversidade das comunidades e efeitos tóxicos já podem estar ocorrendo na biota aquática.

PALAVRAS-CHAVE: Agricultura. Pecuária. Impactos Ambientais.

1. INTRODUÇÃO

Sedimentos de rios são componentes básicos do meio ambiente, fornecendo alimento para organismos vivos. Eles também desempenham papel fundamental na dinâmica do transporte físico, acumulação e biodisponibilização de uma variedade de contaminantes ambientais (FÖRSTNER; WITTMAN, 1981; MURRAY et al., 1999). Nos sistemas fluviais, os sedimentos são oriundos de diferentes processos, podendo ter origem na erosão das vertentes da bacia hidrográfica e da erosão dos próprios canais. Conforme Förstner et al. (1995), menos de 1% das substâncias que atingem o sistema aquático são dissolvidas em água, consequentemente, mais de 99% são estocadas no compartimento sedimentar.

Quando liberados no ambiente aquático, muitos produtos químicos antropogênicos se ligam ou são adsorvidos por partículas de sedimento. Dependendo da morfologia do rio e das condições hidrológicas, partículas em suspensão com contaminantes associados podem se estabelecer ao longo do curso d'água e tornar-se parte dos sedimentos de fundo, muitas vezes, por muitos quilômetros a jusante das fontes de origem. Tem sido reconhecido que os sedimentos aquáticos adsorvem substâncias químicas tóxicas e persistentes a níveis muitas vezes superiores à concentração da coluna de água (LINNIK; ZUBENKO, 2002). Desta forma, as amostras de sedimento de rios, lagos e reservatórios representam a integração de todos os processos que ocorrem no ecossistema aquático a montante e podem ser indicadores de qualidade da água, além de registrar os efeitos de emissões antrópicas (LARSEN; JENSEN, 1989).

Os elementos metálicos fazem parte do meio ambiente e da matéria viva, ocorrendo naturalmente em pequenas concentrações na ordem de partes por bilhão (ppb) ou partes por milhão (ppm). Entre eles, elementos como Zn, Fe, Mn, Cu, Co e Mo são essenciais para os organismos, mesmo em quantidades mínimas, pois atuam nos processos fisiológicos. Outros elementos como o Hg, Pb e Cd, não têm qualquer função biológica conhecida e, eles são responsáveis por efeitos adversos sobre a comunidade biótica. Além disso, mesmo aqueles metais que possuem uma função biológica, em altas concentrações, podem causar toxicidade para os organismos vivos (ESTEVES, 1988).

A incorporação de metais no sedimento ocorre pelo fato de que a matéria orgânica presente nos sedimentos normalmente é oxidada por bactérias sulfato redutoras que usam os sulfatos como receptores de elétrons (LACERDA; MARINS, 2006). Essa redução leva à formação de sulfeto de hidrogênio (H_2S) e monossulfetos. Em condições anóxicas, os óxidos de ferro são reduzidos a formas iônicas ferrosas,

que reagem com o sulfeto de hidrogênio, formando uma grande variedade de minerais de sulfetos de ferro, incluindo a pirita (FeS_2) e a forma amorfa (FeS), sendo esta a mais comum nos sedimentos de fundo. Com a dissociação do FeS na fase aquosa, alguns cátions metálicos divalentes (Cu , Co , Cr , Zn , Cd , Ni e Pb), por apresentarem potencial de oxi-redução maior, reagem com o sulfeto formando sulfetos mais insolúveis que os de ferro. Essas ligações controlam as concentrações de metais pesados e a biodisponibilidade dos mesmos na fase sortiva sedimento-água (ALLEN et al., 1993).

A principal fonte natural de metais nas águas são o intemperismo químico de minerais e lixiviação do solo. As fontes antropogênicas estão associadas principalmente com emissões de efluentes industriais e domésticos, escoamento de águas pluviais urbanas, aterros, mineração, fontes atmosféricas e insumos agrícolas (BOURAIE et al., 2010). Uma vez adsorvidos ao sedimento, tais espécies são geralmente liberadas devido a alterações nas condições ambientais e físico-químicas (pH, potencial redox e ação microbiana, entre outras), podendo contaminar a água e outros sistemas ambientais, levando à bioacumulação e transferência na cadeia trófica (HOROWITZ, 1991).

Um elemento não metálico que também causa grande impacto nos ecossistemas aquáticos é o fósforo. Em solos agrícolas, grandes quantidades de P são adicionadas na forma de fertilizantes industrializados e dejetos animais (HAYGARTH et al., 1998; 2005). A maior parte do P adicionado é fixado devido à adsorção de sesquióxidos do solo (Al , Fe , Mn e oxi-hidróxidos) e minerais de argila ou, devido à precipitação como hidróxi-apatita ($\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$). Por conseguinte, a maior parte das perdas de P ocorre na forma particulada. Parte do P que é carregado das áreas agrícolas durante eventos de precipitação é depositado e armazenado junto ao sedimento de fundo do rio (sumidouro) e, pode ser liberado para a coluna de água em condições estáveis de baixo fluxo (fonte), podendo vir a causar a eutrofização dos mananciais aquáticos (KRONVANG et al., 2007).

Nos últimos anos, tem aumentado a investigação sobre poluentes presentes em sedimentos de fundo de rios, não mais como um reservatório ou ambiente de deposição de espécies químicas, mas como um compartimento aquático ativo que desempenha um papel fundamental na redistribuição dessas espécies à biota aquática. Os fenômenos de acúmulo e de redistribuição de espécies nos sedimentos os qualificam como de extrema importância em estudos de impacto ambiental, pois registram em caráter mais permanente os efeitos de contaminação. Assim, a determinação de alguns elementos químicos em sedimentos permite detectar o grau de contaminação a que a água e os organismos bentônicos estão sujeitos.

Diante do exposto, os objetivos do presente trabalho foram: (i) identificar as principais fontes pontuais e difusas de poluição por metais pesado, traço e alguns elementos não metálicos em uma bacia hidrográfica com agricultura e pecuária suína intensiva do noroeste do Rio Grande do Sul e, (ii) avaliar os riscos ambientais que as atividades agropecuárias podem estar causando no ecossistema aquático através da aplicação de diretrizes de qualidade do sedimento (nível de efeito limiar/nível de efeito provável).

2. METODOLOGIA

2.1. ÁREA DE ESTUDO

Este trabalho foi desenvolvido em uma bacia hidrográfica (BH) predominantemente agrícola (1.363 ha), localizada no município de Palmitinho, Noroeste do Estado do Rio Grande do Sul (Figura 1). O clima da região corresponde ao subtropical muito úmido com inverno fresco e verão quente (ROSSATO, 2011) e o substrato litológico é composto de basaltos da Formação Serra Geral, Fácies Parapanema, com relevo ondulado e cota mínima de 199 m e máxima de 513 m. As classes de solos mais expressivas da BH são Neossolos e Cambissolos (CUNHA et al., 2010).

205

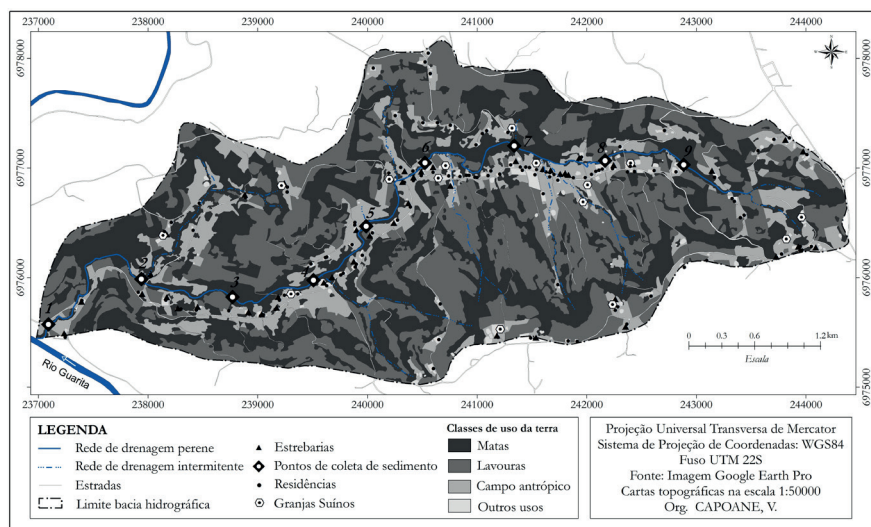
Figura 1. Localização de Palmitinho (RS).



Fonte: CAPOANE, V.

A ocupação agrícola está adaptada principalmente às dificuldades impostas pelo relevo (Figura 2). As lavouras encontram-se principalmente nos vales, mas é possível encontrá-las também em áreas mais íngremes. Os cultivos comerciais mais expressivos são milho e fumo no verão, enquanto que no período de inverno pequenas áreas são cultivadas com forrageiras a maior parte fica em pousio hibernar (CAPOANE et al., 2014). Da vegetação, outrora de mata nativa composta pela formação floresta estacional decidual (IBGE, 2004), restam fragmentos preservados em áreas onde não é possível a prática agrícola em função do relevo acidentado. Em algumas propriedades, devido ao êxodo de jovens observam-se lavouras abandonadas, com matas em vários estágios de regeneração.

Figura 2. Usos do solo.



Fonte: CAPOANE, V.

As sedes das propriedades encontram-se nos vales, próximas aos cursos d'água e nos topos de morros, próximas a nascentes, refletindo o histórico de ocupação próximo de uma fonte segura de abastecimento de água. As áreas de campo antrópico, utilizadas na maior parte para a pecuária leiteira, encontram-se próximas às residências. Na classificação do uso da terra feita, as classes identificadas na BH do Arroio Caldeirão foram: matas (40,2%), lavouras (39,5%), campo antrópico (16,0%), outros usos (4,3%) (Figura 2). A classe “outros usos” inclui as sedes das propriedades, área comunitária, escola, açudes e estradas. A área da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão é subdividida em 124 propriedades e a economia

local baseia-se na suinocultura intensiva, bovinocultura leiteira, fumicultura e aposentadorias (CAPOANE et al., 2014).

2.2. CONFECCÃO DO MAPA DE USO DA TERRA E IDENTIFICAÇÃO DAS FONTES PONTUAIS E DIFUSAS DE POLUIÇÃO

Em ambiente do sistema de informação geográfica foi criada uma base de dados georreferenciada, o *software* utilizado foi o ArcGIS10. O mapa de uso da terra foi confeccionado utilizando como base uma imagem de satélite disponível no *software* Google Earth Pro do ano de 2007. Após a vetorização dos polígonos com as diferentes classes de uso da terra em laboratório, foram efetuados diversos trabalhos de campo a fim de atualizar o mapa de uso para o ano de 2012.

O levantamento espacial das fontes pontuais de poluição da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão foi realizado utilizando um GPS de navegação (Garmin Gpsmap 62s) durante os trabalhos de campo para a atualização das classes de uso da terra no ano de 2012. Já as fontes difusas de poluição foram delimitadas a partir da vetorização dos polígonos com as diferentes classes de uso da terra da bacia hidrográfica.

207

2.3. AMOSTRAGEM E ANÁLISES QUÍMICAS

As amostras de sedimentos de fundo foram coletadas em novembro de 2013, ao longo do canal principal em condições de baixo fluxo, no período da primavera. Em cada ponto foram coletadas amostras compostas (20 sub-amostras) num total de nove pontos de amostragem (Figuras 1 e 2). A caracterização de cada ponto de amostragem pode ser visualizada na Tabela 1.

Em laboratório as amostras de sedimento foram secas em estufa de circulação forçada a $\pm 50^{\circ}\text{C}$. Após, maceradas e peneiradas em malha de 53 μm de abertura. Procedeu-se então a pesagem de 9 g de amostra que foi misturada com 9 pastilhas de celulose ($\sim 2,7$ g) (*Polysius Porlife Mahlhilfe*®) previamente moídas. Uma vez obtida uma mistura homogênea, foram retiradas 10 g e, procedeu-se a prensagem por dois minutos a 15 toneladas. O espectrômetro de Fluorescência de Raio X utilizado para a determinação dos teores totais dos elementos químicos foi Bruker S8 do Departamento de Química da Universidade Federal de Santa Maria.

Tabela 1. Caracterização dos pontos de amostragem de sedimento de fundo na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.

Ponto	Área de captação ha	Lavoura ha	%	Mata ha	%	Campo ha	%	Morado- res	Moradores/ ha	Gado de leite	Gado de leite/ ha	Suínos	Suínos/ ha
9	152,2	51,1	33,6	58,3	38,3	35,0	23,0	28	0,2	93	0,6	1000	6,6
8	226,8	83,7	36,9	84,0	37,0	46,2	20,4	52	0,2	109	0,5	1550	6,8
7	474,5	204,0	43,0	164,0	34,6	79,3	16,7	132	0,3	194	0,4	4550	9,6
6	642,4	272,8	42,5	238,7	37,2	96,5	15,0	181	0,3	250	0,4	5917	9,2
5	808,9	342,5	42,3	298,4	36,9	127,4	15,7	230	0,3	299	0,4	5990	7,4
4	993,5	418,0	42,1	377,0	37,9	150,0	15,1	276	0,3	399	0,4	6490	6,5
3	1.076,7	451,2	41,9	411,2	38,2	163,0	15,1	300	0,3	442	0,4	7310	6,8
2	1.287,1	513,6	39,9	505,4	39,3	210,7	16,4	349	0,3	516	0,4	8221	6,4
1	1.360,5	537,5	39,5	547,1	40,2	217,3	16,0	353	0,3	533	0,4	8221	6,0
Total BH	1.363,4	539,1	39,5	547,9	40,2	218,2	16,0	363	0,3	545	0,4	8221	6,0

Fonte: Elaborado pelos autores, com base em uma imagem de satélite disponível no *software* Google Earth Pro e, trabalhos de campo.

2.4. ANÁLISE DOS DADOS

No Brasil não existe uma legislação que regulamente a concentração de metais em sedimentos de fundo de rios. Então, para este trabalho utilizou-se o Protocolo Canadense, que estipula valores baseados em um banco de dados químicos e biológicos elaborado pelo Conselho Canadense do Ministério de Meio Ambiente (CCME, 1995). O Protocolo Canadense estabelece dois valores-guia de várias substâncias químicas individuais com base em valores de concentração específicos: o TEL (*Threshold Effect Level*) e o PEL (*Probable Effect Level*). Esses valores-guia são baseados nas concentrações totais e na probabilidade de ocorrência de efeitos deletérios na biota em decorrência da sua exposição a esses níveis de concentração. O menor limite, TEL, representa a concentração abaixo da qual raramente são esperados efeitos adversos para os organismos aquáticos. Na faixa entre TEL e PEL situam-se os valores onde, ocasionalmente, espera-se a ocorrência de tais efeitos. O maior limite, PEL, representa a concentração acima da qual são frequentemente esperados efeitos adversos para os organismos.

Para os parâmetros não constantes no Protocolo Canadense foi realizada análise de correlação linear entre as concentrações dos elementos químicos com algumas características dos pontos amostrados como: a quantidade de áreas de

lavoura, matas, campo antrópico, número de suínos, gado de leite e moradores (Tabela 1). Também, os dados foram submetidos à análise por componente principal.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. FONTES PONTUAIS E DIFUSAS DE POLUIÇÃO

Na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão os canais de drenagem são impactados por fontes pontuais e difusas de poluição como: a erosão do solo em áreas agrícolas, estradas mal alocadas, superpastejo em áreas de campo antrópico, produção intensiva de suínos, bovinocultura leiteira e efluentes domésticos.

Na suinocultura, o tratamento dos dejetos é uma prática pouco utilizada pelos produtores, das 15 propriedades que desenvolvem esta atividade, em 11 delas o dejetos suíno produzido é armazenado em esterqueiras e em quatro delas há biodigestores. Tanto o dejetos armazenado nas esterqueiras quanto nos biodigestores são aplicados regularmente nas áreas de lavoura. Conforme Capoane et al (2014), a aplicação dos dejetos em áreas agrícolas normalmente é feita antes do plantio das culturas, nesse momento há a incorporação mecânica do efluente ao solo, mas também há aplicação durante o crescimento das plantas, cuja aplicação é feita em superfície. Em algumas propriedades, devido a sistemas de armazenagem subdimensionados, em determinados períodos do ano em que não é possível a distribuição dos efluentes nas lavouras em função do estágio de desenvolvimento das plantas, há o descarte direto no ambiente em dias de chuva.

A quantidade de esterco que é aplicada nas lavouras da BH **é feita indiscriminadamente, sem análises de solo e com sucessivas aplicações nas mesmas áreas, inúmeras vezes ao ano** (CAPOANE et al., 2013; CAPOANE et al., 2014). Como agravante, as áreas de lavouras são mantidas predominantemente sob o sistema de cultivo convencional, com lavrações e gradagens antes de cada cultivo. Nas poucas áreas de lavoura em que o solo não é revolvido, a cobertura do solo com resíduos culturais é muito baixa, sendo insuficiente para amenizar a energia cinética da chuva. Além disso, não existe sistema de rotação de culturas, não há obras físicas de contenção da enxurrada e a semeadura em muitas propriedades é feita no sentido do declive, resultando em presença de erosão laminar e em sulco forte, potencializando assim a transferência de sedimento e poluentes adsorvidos aos sistemas aquáticos.

Utilizando o cálculo de Oliveira (1993), o volume de dejetos líquidos

produzidos na BH do Arroio Caldeirão é de cerca de $70 \text{ m}^3 \text{ dia}^{-1}$ perfazendo um total de $25.550 \text{ m}^3 \text{ ano}^{-1}$. Isto significa que existe uma oferta de $49,04 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para as áreas de lavoura da BH. Considerando que as 15 propriedades que desenvolvem a atividade tem em média 10 ha, a quantidade de efluente gerado é suficiente para causar grande acúmulo de P, Cu e Zn no solo (CERETTA et al., 2010), potencializando assim a transferência desses elementos aos sistemas aquáticos. A problemática é agravada devido a sistemas de armazenagem subdimensionados (Figura 3) e infraestrutura de distribuição deficiente, manejo inadequado das instalações, em especial por causa de vazamentos no sistema hidráulico e desperdício de água nos bebedouros. Essa atividade pode ser considerada uma fonte pontual e difusa de poluição para a BH, sendo a primeira quando há o extravasamento ou descarte diretamente no ambiente em dias de chuva e difusa quando os efluentes líquidos são aplicados em lavouras mal manejadas e próximas aos canais de drenagem.

Figura 3. Sistema de armazenamento.



Fonte: CAPOANE, V. et al

As áreas de campo antrópico utilizadas para o pastoreio do gado leiteiro, situam-se nos vales próximas as residências e canais de drenagem. O gado normalmente se reúne ao longo dos córregos por várias razões, incluindo sombra, água e disponibilidade de forragem. O pisoteio do gado pode afetar a qualidade do solo através de compactação, erosão (Figura 4), e mudanças na comunidade vegetal (CAST, 2002). Além disso, o esterco e urina são depositados diretamente em águas superficiais ou solos perto dos canais, onde a erosão do solo potencialmente

ocorre. Nas estrebarias utilizadas para a ordenha do gado leiteiro, somente quatro propriedades possuem esterqueiras para o direcionamento do efluente gerado durante a ordenha sendo que, em três delas, a atividade está consorciada com a suinocultura, onde os produtores aproveitam o mesmo sistema para canalização dos dejetos suínos e bovinos. Nas demais propriedades a ordenha é feita em estrebarias mal dimensionadas ou a céu aberto, sendo todo efluente gerado descartado diretamente no ambiente.

Figura 4. Erosão do solo



Fonte: CAPOANE, V. *et al*

Na maioria das residências não há sistema de tratamento de esgoto e todo efluente gerado é encaminhado para fossas negras. Além disso, a coleta de lixo passa esporadicamente e não contempla todos os moradores. É visível o acúmulo de lixo em alguns pontos da bacia, principalmente sacos plásticos incluindo embalagens de agrotóxicos e vidro. Por isso, esses locais também foram considerados como fontes pontuais de poluição. Como agravante mais de 90% das sedes das propriedades situam-se próximas aos canais de drenagem, assim em dias de chuva os poluentes gerados são transferidos para os sistemas aquáticos.

Embora a classe de uso da terra predominante na bacia hidrográfica seja mata isso não minimiza os efeitos das atividades antrópicas nos sistemas aquáticos, uma vez que, a maioria delas encontram-se próximas aos canais de drenagem, muitas vezes inseridas em Área de Preservação Permanente.

3.2. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DE METAIS E ALGUNS ELEMENTOS NÃO METÁLICOS NO SEDIMENTO DE FUNDO

Dos elementos químicos analisados no sedimento de fundo, o Fe apresentou as maiores concentrações seguido do $\text{Al} > \text{Ti} > \text{Ca} > \text{K} > \text{Mg} > \text{Mn} > \text{Na} > \text{P}$ (Tabela 2). Isso decorre do fato de que a crosta terrestre é composta quase que em sua totalidade por apenas oito elementos químicos, sendo eles: O, Si, Fe, Al, Ca, Na, K e Mg (PRESS e SIEVER, 2006). Consequentemente, nos solos os elementos maiores (Si, Ti, Al, Fe, Ca, Mg, K e P) e traço (Mn, B, Mo, Zn, Cu, Pb, Zr, Be, Th, As e V), provêm, em grande parte, do material de origem (BOYER, 1985).

Na área estudada predominam essencialmente rochas ígneas extrusivas (basaltos) da Formação Serra Geral, Fácies Parapanema, que são rochas máficas, ricas em piroxênios ($(\text{XY}(\text{Si}, \text{Al})_2\text{O}_6)$ onde X: Ca, Na, Fe^{+2} , Mg, mais raramente, Zn, Mn e lítio (Li) e, Y: Cr, Al, Fe^{+3} , Mg, Mn, Sc, Ti, V, Fe^{+2}) e, olivinas ($(\text{Mg}, \text{Fe})_2\text{SiO}_4$). Esses minerais são relativamente pobres em sílica, mas ricos em magnésio e ferro, elementos que lhes conferem suas cores escuras. Os basaltos da Fácies Parapanema têm como característica as altas concentrações de $\text{TiO}_2 > 2\%$, que foi o terceiro elemento em abundância encontrado (Tabela 2). Dessa forma, as concentrações de elementos químicos maiores obtidas no sedimento de fundo da BH refletem grandemente a composição do material de origem.

As concentrações de Ca, Mn e Ti variaram ao longo do canal, mas não houve enriquecimento quando comparado o ponto 9 (montante) com o ponto 1 (exutório) (Tabela 2 e Figura 5). Para os demais elementos, apesar do efeito de diluição pela entrada de água e sedimento menos impactados de outras sub-bacias, as concentrações obtidas no exutório foram maiores que as do ponto 9 que é o ponto mais próximo a nascente, sendo as maiores concentrações observadas no médio curso para todos os elementos avaliados.

Tabela 2. Concentração de elementos químicos nas amostras de sedimento de fundo da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul.

Elemento	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Fe (g kg ⁻¹)	204,4	208,7	213,4	212,9	207,5	199,6	217,3	178,4	174,1
Al (g kg ⁻¹)	99,1	98,6	96,2	94,6	87,4	92,6	87,6	91,6	85,3
Ti (g kg ⁻¹)	23,3	27,7	22,6	25,1	36,1	27,5	30,9	21,9	24,2
Ca (g kg ⁻¹)	14,2	16,2	16,8	15,7	15,9	16	13,8	22,3	14,6
K (g kg ⁻¹)	7,8	8,2	8,1	7,8	7,0	7,3	6,8	9,2	7,5
Mg (g kg ⁻¹)	6,3	6,8	7,1	6,7	6,8	6,9	6,2	7,4	5,9
Mn (g kg ⁻¹)	4,3	4,1	4,9	5,1	4,0	5,5	5,0	5,6	6,7
Na (g kg ⁻¹)	2,8	3,1	3,2	2,9	2,6	2,7	2,3	4,1	2,7
P (g kg ⁻¹)	1,6	1,7	1,7	1,9	1,7	1,7	1,6	1,6	1,3
Zr (mg kg ⁻¹)	324	340	297	310	371	332	342	315	793
Ba (mg kg ⁻¹)	1.189	828	1.123	3.845	650	779	3.150	860	1.005
V (mg kg ⁻¹)	747	861	857	796	921	778	840	705	653
Sr (mg kg ⁻¹)	138	133	134	127	106	126	116	171	113
Nb (mg kg ⁻¹)	22	33	31	38	42	37	36	21	65
Rb (mg kg ⁻¹)	40	41	38	39	36	41	39	43	43
Ga (mg kg ⁻¹)	34	35	39	31	29	nd	26	30	29
S (mg kg ⁻¹)	300	500	400	400	500	400	500	400	400
Cl (mg kg ⁻¹)	200	200	200	100	200	100	200	100	100
Br (mg kg ⁻¹)	*nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	nd	23
Gd (mg kg ⁻¹)	300	nd	nd	nd	300	nd	300	200	nd
Sc (mg kg ⁻¹)	70	66	60	52	nd	nd	54	53	70
Y (mg kg ⁻¹)	29	36	nd	nd	34	34	35	40	42

*nd: não detectado - abaixo do limite de detecção do aparelho (< 1 ppm).

Fonte: Elaborado pelos autores com base nos resultados das análises no espectrômetro de FRX.

As concentrações de Ca relacionam-se com a variabilidade do uso do solo na bacia, uma vez que esse elemento é aplicado nas lavouras na forma de calcário para corrigir o pH. Apesar disso, o Ca não se correlacionou com os usos antrópicos (Tabela 3). O maior teor de Ca ($22,3 \text{ g kg}^{-1}$) foi obtido no ponto 8. O Mn também é encontrado em altas concentrações em solos agrícolas onde há uma intensa aplicação de dejetos suínos (MOREIRA et al., 2004), como é o caso da área estudada, o que pôde ser observado também pela correlação entre o Mn e os usos antrópicos da BH (Tabela 3). O Na tem solubilidade elevada e difícil precipitação da maioria dos seus compostos químicos em solução, por isso as concentrações no sedimento de fundo obtidas no presente trabalho podem ser consideradas baixas e não se correlacionaram com as atividades antrópicas desenvolvidas na BH (Tabela 3).

O P apresenta grande afinidade pelas partículas de argila e óxidos, ficando facilmente adsorvido a elas. Em áreas agrícolas, sua variabilidade pode ser associada com as práticas de fertilização dos solos. A concentração de P no sedimento de fundo (Tabela 2) apresentou incremento no sentido nascente-exutório (ponto 9 = $1,3 \text{ mg kg}^{-1}$, ponto 1 = $1,6 \text{ mg kg}^{-1}$), sendo as maiores concentrações obtidas no médio curso (ponto 4 = $1,9 \text{ mg kg}^{-1}$). As atividades antrópicas desenvolvidas na BH apresentaram correlação significativa com os teores de P no sedimento de fundo (Tabela 3).

O Zr apresentou a maior concentração no ponto 9, nos demais pontos de amostragem a concentração manteve-se em torno de 300 mg kg^{-1} (Tabela 2). O Zr apresentou correlação positiva com a área de campo antrópico ($R^2 = 0,79$) e gado de leite/ha ($R^2 = 0,88$) e, correlação negativa com o número de suínos ($R^2 = -0,63$), porcentagem da área de lavoura ($R^2 = -0,76$) e número de moradores por área ($R^2 = -0,83$) (Tabela 3). Os valores de bário (Ba) variaram bastante ao longo do canal sendo o maior valor obtido no ponto 4 (3945 mg kg^{-1}) (Tabela 2) e não apresentou correlação com os usos antrópicos da bacia hidrográfica (Tabela 3).

Tabela 3. Matriz de correlações entre algumas características da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão com os elementos químicos analisados.

Suínos/ ha	Gado leite/ha	Morado- res/ha	Cam- po, %	Mata, %	Lavou- ra, %	Suínos	Gado leite	Mora- dores	Campo (ha)	Mata (ha)	Lavou- ra (ha)	Carac- teris- tica
0,25	•-0,83	•0,90	•-0,88	-0,13	•0,90	**0,80	*0,66	**0,72	*0,64	*0,64	**0,72	Fe
-0,46	-0,50	0,40	-0,54	**0,69	0,24	**0,77	•0,86	•0,82	•0,85	•0,86	•0,82	Al
0,49	-0,42	0,46	-0,31	-0,49	0,50	0,16	-0,06	0,05	-0,01	-0,03	0,04	Ti
-0,20	0,12	-0,18	0,26	-0,06	-0,25	-0,37	-0,30	-0,31	-0,30	-0,30	-0,32	Ca
*-0,59	0,21	-0,30	0,27	0,40	-0,43	-0,14	0,07	-0,01	0,05	0,05	-0,01	K
-0,06	-0,39	0,37	-0,31	-0,03	0,27	0,14	0,10	0,14	0,08	0,10	0,13	Mg
0,10	•0,85	**0,77	**0,74	-0,17	*-0,64	•-0,82	**0,75	•-0,81	**0,79	**0,77	**0,80	Mn
-0,46	0,18	-0,27	0,28	0,23	-0,38	-0,25	-0,08	-0,13	-0,09	-0,09	-0,14	Na
0,04	•-0,82	•0,84	•-0,84	-0,02	**0,78	*0,65	0,55	*0,62	0,52	0,54	*0,62	P
0,42	-0,18	0,30	-0,08	-0,58	0,32	-0,03	-0,17	-0,10	-0,14	-0,19	-0,12	S
-0,02	-0,52	0,49	-0,45	0,07	0,43	*0,62	0,58	*0,60	*0,62	*0,58	*0,60	Cl
-0,16	•0,88	•-0,83	**0,79	0,09	**0,76	*-0,63	-0,51	-0,57	-0,51	-0,52	-0,57	Zr
0,23	**0,78	•0,84	**0,75	-0,22	•0,81	*0,65	0,48	0,58v	0,50	0,48	0,57	V
-0,32	0,05	-0,17	0,16	0,22	-0,27	-0,13	0,01	-0,05	0,01	0,01	-0,05	Sr
0,18	-0,09	0,19	-0,19	-0,30	0,30	0,04	0,04	0,03	-0,01	0,00	0,04	Ba
-0,15	**0,70	**0,75	**0,72	0,20	**0,77	-0,57	-0,43	-0,52	-0,42	-0,43	-0,52	Rb
0,07	*0,62	-0,48	0,47	-0,12	-0,37	-0,44	-0,44	-0,44	-0,46	-0,46	-0,45	Nb
**0,71	0,10	-0,14	0,12	0,36	-0,22	0,15	0,39	0,32	0,38	0,36	0,33	Ga
-0,13	0,26	-0,35	0,45	-0,16	-0,39	-0,55	-0,46	-0,49	-0,45	-0,46	-0,49	Pb
-0,20	•0,91	•-0,86	•0,81	0,13	**0,79	*-0,63	-0,50	-0,57	-0,51	-0,51	-0,56	Br
0,19	-0,28	0,15	-0,05	-0,31	0,17	-0,03	-0,09	-0,05	-0,01	-0,04	-0,04	Gd
0,24	0,36	-0,45	0,57	-0,17	-0,47	-0,48	-0,51	-0,52	-0,43	-0,47	-0,53	Y
-0,55	0,44	-0,47	0,39	0,41	-0,50	-0,06	0,20	0,08	0,19	0,17	0,09	Sc
0,36	-0,50	0,55	-0,52	-0,10	0,56	*0,60	0,44	0,50	0,47	0,45	0,49	Cu
-0,01	-0,54	*0,58	*-0,61	0,03	*0,59	0,55	0,44	0,53	0,44	0,45	0,52	Zn
-0,43	**0,69	**0,67	**0,75	0,43	0,55	•0,83	•0,86	•0,89	•0,84	•0,85	•0,89	Ni
-0,03	0,31	-0,15	0,01	0,11	-0,06	-0,11	-0,10	-0,11	-0,19	-0,14	-0,10	As
-0,20	-0,52	0,45	-0,47	0,26	0,37	*0,66	*0,65	*0,67	**0,68	*0,66	**0,67	Cr
-0,13	0,26	-0,35	0,45	-0,16	-0,39	-0,55	-0,46	-0,49	-0,45	-0,46	-0,49	Pb

Probabilidades de correlação são significativas a * p<0.1, ** p<0.05, • p<0.01.

Fonte: Elaborado pelos autores com base nos resultados das análises no espectrômetro de FRX.

As concentrações de V encontradas foram altas ($> 600 \text{ mg kg}^{-1}$), com acréscimo nas concentrações no sentido nascente-exutório, sendo os maiores valores obtidos no médio curso (Tabela 2). O V apresentou boa correlação com os usos antrópicos presentes na BH como o número de suínos ($R^2 = 0,65$), número de moradores ($R^2 = 0,84$), área de lavoura ($R^2 = 0,81$), número de vacas de gado de leite ($R^2 = -0,78$) e área de campo antrópico ($R^2 = -0,75$) (Tabela 3). O V é um dos elementos-traço mais comuns da crosta terrestre ($100\text{--}150 \text{ mg kg}^{-1}$), nas rochas ígneas o V substitui o Fe e o Al de minerais férricos e ferro-magnesianos, sendo por isso mais abundante em ígneas máficas como o basalto (em torno de 200 mg kg^{-1}). O íon geralmente é ligado ao oxigênio estando associado a outros minerais e trata-se de um elemento relativamente abundante em magnetitas titaníferas e outros minerais de ferro (TULKENIA; WEDEPOHL, 1961). Também, é oriundo de impurezas em fertilizantes. Então, considerando a concentração no material de origem, pode ser atribuída aos usos antrópicos as altas concentrações de V encontradas no sedimento de fundo.

Os elementos-traço Sr e Ga apresentaram incremento nas concentrações no sentido nascente-exutório. Já o Rb e o Nb tiveram comportamento contrário. Os elementos não metálicos S, Cl e Br variaram de 300 a 500 mg kg^{-1} , as de Cl de 100 a 200 mg kg^{-1} e, o Br foi detectado somente no ponto 9. O S não se correlacionou com nenhuma das características da BH. Já o Cl correlacionou-se com áreas de lavouras, áreas de campo antrópico, número de moradores e número de suínos.

Foram detectadas concentrações de três elementos terras raras, sendo eles, o Gd, o Sc e o Y (Tabela 2). Embora chamados de “terras raras” eles não são incomuns no ambiente natural e ocorrem em uma série de minerais, mas geralmente em baixas concentrações no solo. São muito estáveis ligando-se fortemente às partículas do solo e não são prejudiciais para o ambiente. Por isso, os óxidos terras raras constituem uma alternativa promissora para rastrear o movimento de sedimentos em bacias hidrográficas agrícolas (ZHANG et al., 2001; ZHU et al., 2011), no intuito de identificar áreas fonte de sedimentos, a fim de reduzir a poluição difusa.

As maiores concentrações de Cu e Zn foram observadas no médio curso, e houve o efeito de diluição pela entrada de água e sedimento menos impactados de outras sub-bacias (Tabela 4). O Cu correlacionou-se positivamente com o número de suínos e o Zn com área de lavoura e número de moradores (Tabela 3). As concentração de Cu foram em média 2,3 vezes maiores que os valores de toxicidade ($> 197,0 \text{ mg kg}^{-1}$) em todas as amostras (Tabela 4). As concentrações de Zn ficaram entre a faixa TEL e PEL valores onde, ocasionalmente, espera-se a ocorrência de efeitos adversos para os organismos ($123,1\text{--}315,0 \text{ mg kg}^{-1}$). Para Alloway (1995)

isto pode estar relacionado ao fato de o Zn prender-se, predominantemente, ao material suspenso antes de ser acumulado no sedimento. Em rochas ígneas basálticas o Zn apresenta teores em torno de 130 mg kg^{-1} (SIEGEL, 1979).

Tabela 4. Concentração de metais nas amostras de sedimentos de fundo com os valores-guia estabelecidos pelo Canadian Council of Ministers of Environment.

Elemento/ Ponto	Cu	Zn	Ni	As	Cr	Pb
	mg kg ⁻¹					
9	443	241	113	22	nd	nd
8	400	222	128	*nd	nd	57
7	492	246	126	nd	123	nd
6	460	248	131	20	nd	nd
5	476	277	153	nd	214	nd
4	446	267	163	25	nd	nd
3	454	251	164	20	229	nd
2	484	250	157	nd	153	nd
1	466	248	151	nd	234	nd
TEL	35,7	123,1	18,0	5,9	37,3	35,0
PEL	197,0	315,0	35,9	17,0	90,0	91,3

*nd: não detectado - abaixo do limite de detecção do aparelho (< 1 ppm).

Fonte: Elaborado pelos autores com base nos resultados das análises no espectrômetro de FRX.

As concentrações de Ni aumentaram do sentido nascente exutório, sendo as maiores concentrações observadas nos pontos 3 e 4 (Tabela 4). Em todos os pontos amostrados as concentrações estavam em média 4 vezes acima dos valores de toxicidade ($35,9 \text{ mg kg}^{-1}$) da CCME (1995). O Ni apresentou correlação positiva com as áreas de lavoura, mata, campo antrópico, número de suínos, gado de leite e morados (Tabela 3).

O elemento As foi detectado em quatro pontos de amostragem, sendo que as concentrações estavam acima dos valores de toxicidade (17 mg kg^{-1}). Nos demais pontos, as concentrações estavam abaixo do limite de detecção do aparelho que é de 1 ppm. Os óxidos e hidróxidos de Fe e Al, a matéria orgânica e os ácidos húmicos contribuem significativamente para a retenção de As. As concentrações de Cr encontradas também estavam acima dos valores de toxicidade da CCME (1995), que é de 90 mg kg^{-1} . Nos pontos 4, 6, 8 e 9 não foram detectadas concentrações desse elemento.

O Pb é um metal bioacumulativo tóxico que causa poluição, sem função biológica conhecida, tanto para as plantas como para os seres humanos (COTTA, 2006). O Pb foi detectado somente no ponto 8 (Tabela 4) estando a concentração entre a faixa TEL e PEL, valores onde, ocasionalmente, espera-se a ocorrência de efeitos adversos para os organismos ($35-91,3 \text{ mg kg}^{-1}$). Parte da fração de Pb insolúvel pode ser incorporada em material particulado no escoamento superficial como íons adsorvidos, sendo a maior parte do Pb retida nos sedimentos e muito pouco transportado na forma dissolvida em águas superficiais ou subterrâneas (ALLOWAY, 1995).

Obsevando a Figura 6 com a correlação entre variáveis, percebe-se que, com exceção do Ba, Gd, Sc, Ga, As e Y, os demais elementos relacionaram-se com as características da BH. A percentagem de lavoura e moradores/ha está relacionada com os teores de P, Cr, V, Cl, Fe, Ni, e, essas variáveis se relacionam com as amostras 3 a 9, mas principalmente com o ponto 5. Os suínos/ha tem correlação com Cu, Zn, S e Ti, e essas variáveis estão mais relacionadas com as amostras 3 e 5. Já o ponto 2 relacionou-se com teores de Sr, Na, K, Ca, Pb. O ponto 1 correlacionou-se com os teores de Zr, Br e Nb. O fato de os pontos 1 e 2 não terem se correlacionado com os principais elementos de origem antropogênica pode ser atribuído ao efeito de diluição pela entrada de água e sedimento das sub-bacias menos impactadas, uma vez que, esses pontos localizam-se próximos ao exutório da bacia hidrográfica, evidenciando assim a capacidade de autodepuração dos cursos d'água.

4. CONCLUSÕES

As principais fontes de poluição pontual identificadas na bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão foram granjas de suínos, estrebarias e residências e, a principal fonte difusa são áreas agrícolas mal manejadas e áreas de campo antrópico com superpastejo inseridas em Áreas de Preservação Permanente.

As concentrações de elementos químicos no sedimento de leite variaram ao longo do canal de drenagem, sendo que a maioria deles apresentou enriquecimento no sentido nascente-exutório. As maiores concentrações foram obtidas no médio curso e houve possivelmente o efeito de diluição pela entrada de água e sedimento de sub-bacias menos impactadas.

As concentrações de Cu, Ni, As e Cr encontradas estão acima dos valores que são considerados de toxicidade provável pelo CCME. Já as concentrações de Zn e Pb, ficaram entre os valores TEL e PEL, faixa em que ocasionalmente espera-se a

ocorrência de efeitos adversos para os organismos. Os teores de metais e não metais no sedimento de fundo obtidos neste trabalho refletem as condições naturais do substrato geológico, mas principalmente, as atividades agropecuárias desenvolvidas na bacia hidrográfica como mostrou a correlação entre as características da bacia hidrográfica com os principais elementos químicos de origem antropogênica. O aumento nas concentrações de alguns metais é motivo de preocupação, uma vez que estes têm a capacidade de bioacumulação nos tecidos da biota e podem também afetar a distribuição e densidade de organismos bentônicos bem como a composição e diversidade das comunidades e, efeitos tóxicos já podem estar ocorrendo na biota aquática da bacia hidrográfica. Além disso, as concentrações de P no sedimento são altas e em condições de baixo fluxo, o P adsorvido ao sedimento pode ser liberado na coluna d'água, podendo vir a causar a eutrofização dos mananciais.

QUALITY ASSESSMENT OF RIVER BED SEDIMENTS IN THE NORTHWEST OF THE STATE OF RIO GRANDE DO SUL

ABSTRACT

Sediments occupy a major role in aquatic ecosystems since they are able to accumulate and remobilize contaminants. In this research, the principal point and nonpoint sources of pollution caused by heavy metals, and trace and non-metallic elements were identified in an agricultural watershed with intensive pig farming in northwest of the State of Rio Grande do Sul. The environmental risks that agricultural activities may be causing to the aquatic ecosystem were evaluated by the application of sediment quality guidelines (threshold effect level/probable effect level). Composite samples of bed sediment were collected in nine points of the main channel of a river with low flow conditions in November, 2013, Spring season in Brazil. Elemental concentrations – from fluorine to uranium – were determined by wavelength dispersive X-ray fluorescence spectrometry on pressed pellets of ground and sieved sediments. Swine farms, stables and homes were identified as the principal point sources of pollution. Crops were seen as diffuse sources of pollution due to inappropriate tillage near drainage channels. Concentrations of metals and nonmetals obtained in the river bed sediment partially reflected the natural conditions of the geological substrate but have a strong dependence on the agricultural activities in the watershed. The increase in the concentrations of some chemical elements such as Cu, Ni, As and Cr is of concern; these elements potentially bioaccumulate in the tissues of biota and may affect the distribution and density of benthic organisms.

KEYWORDS: Agriculture. Livestock. Environmental Impacts.

EVALUACIÓN DE LA CALIDAD DE LOS SEDIMENTOS DEL LECHO EN UNA CUENCA HIDROGRÁFICA DEL NOROESTE DEL RIO GRANDE DO SUL

RESÚMEN

Los sedimentos desempeñan un papel fundamental en los ecosistemas acuáticos, ya que son capaces de acumular y remover contaminantes. En este trabajo fueron identificados las principales fuentes puntuales y difusas de polución por metales pesados, elementos trazas y algunos elementos no metálicos en una cuenca hidrográfica agrícola con porcicultura intensiva en el noroeste del Rio Grande do Sul. También, fueron evaluadas los riesgos ambientales que las actividades agropecuarias pueden estar causando al ecosistema acuático mediante la aplicación de directrices de calidad del sedimento (nivel de efecto límite/nivel de efecto probable). Muestras compuestas de sedimento del lecho fueron colectadas en nueve puntos del canal principal en condiciones de bajo flujo hídrico, en el periodo de primavera. Los niveles totales de los elementos químicos fueron determinados mediante técnica de espectrometría de fluorescencia de rayo X. Las principales fuentes puntuales de polución identificadas fueron las granjas de porcinos, establos y residencias. La principal fuente difusa son las áreas agrícolas con manejo inadecuado del suelo y próximo al canal de los cursos hídricos. Las concentraciones de metales y no metales obtenidas en el sedimento del lecho reflejan las condiciones naturales del substrato geológico, pero principalmente, las actividades agropecuarias desarrolladas en la cuenca hidrográfica. El aumento de la concentración de algunos elementos químicos como Cu, Ni, As y Cr es motivo de preocupación, una vez que, estos tienen la capacidad de bioacumularse en los tejidos de la biota y pueden afectar la distribución y densidad de organismos bentónicos, así como la composición y diversidad de las comunidades y los efectos tóxicos ya pueden estar ocurriendo en la biota acuática.

PALABRAS-CLAVES: Agricultura. Pecuaria. Impactos ambientales.

REFERÊNCIAS

- ALLEN H. E.; FU, G.; DENG, B. (1993). Analysis of Acid Volatile Sulfi de (AVS) and simultaneously extracted metals (SEM) for the estimation of potential toxicity in aquatic sediments. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 12, n. 8, p. 1.441-1.453.
- ALLOWAY, B.J. (1995). **Heavy metals in soils**. Springer Science & Business Media. 368p.
- BOYER, J. L. (1985). **Dinâmica dos elementos químicos e fertilidade dos solos**. 1 ed. Edições do Instituto de Geociências da Universidade Federal da Bahia, Bahia, 311p.
- BOURAIE, M. M.; BARBARY, A. A.; YEHIA, M. M.; MOTAWEA, A. E. (2010). Heavy metal concentrations in surface river water and bed sediments at Nile Delta in Egypt, Suo, **Research notes**, v. 61 n 1, p. 1-12.
- CAPOANE, V.; TIECHER, T.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. (2014). Impactos

- da suinocultura na qualidade da água da bacia hidrográfica do Arroio Caldeirão, Palmitinho, Rio Grande do Sul. **Brazilian Geographical Journal: geosciences and humanities research medium**, v. 5, n. 2, p. 494-509.
- CAPOANE, V.; TIECHER, T.; SCHAEFER, G. L.; SANTOS, D. R. (2013). Impactos da suinocultura intensiva na qualidade da água de uma bacia hidrográfica do sul do Brasil In: **XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Bento Gonçalves, p.1-8.
- CAST - Council for Agricultural Science and Technology. (2002). Environmental impacts of livestock on U.S. grazing lands. **Issue Paper** 22. Ames, IA.
- CCME - Canadian Council of Ministers of the Environment. (1995). Protocol for the derivation of Canadian Sediment quality guidelines for the protection of aquatic life. Ottawa, CCME, 35 p.
- CERETTA, C. A.; LORENSINI, F.; BRUNETTO, G.; GIROTTO, E.; GATIBONI, L. C.; LOURENZI, C. R.; TIECHER, T. L.; CONTI, L.; TRENTIN, G.; MIOTTO, A. (2010). Frações de fósforo no solo após sucessivas aplicações de dejetos de suínos em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 45, n. 6, p. 593-602.
- COTTA, J. A. O.; REZENDE, M. O. O.; PIOVANI, M. R. (2006). Avaliação do teor de metais em sedimento do rio Betari no Parque Estadual Turístico do Alto Ribeira-Petar, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 29, n. 1, p. 40-45.
- CUNHA, N. G.; SILVEIRA, R. J. C.; KOESTER, E.; OLIVEIRA, L. D.; ALBA, J. M. F.; COSTA, F. A.; TERRES, V. C.; LOPES, R. T. (2010). Estudos de Solos do Município de Palmitinho, RS. **Documentos** (Circular Técnica, Embrapa Clima Temperado), v. 105, p. 1-28.
- ESTEVES, F. A. (1988). **Fundamentos em limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência - FINER, 54p.
- FÖRSTNER, U.; WITTMANN, G. T. W. (1981). **Metal pollution in the aquatic environment**. Berlin: Springer.
- FÖRSTNER, U.; SALOMONS, W.; STIGLIANI, W. M. (1995). **Biogedynamics of pollutants in soils and sediments**, Springer: Berlim, cap. 11.
- HAYGARTH, P. M.; JARVIS, S. C.; CHAPMAN, P.; SMITH, R. V. (1998). Phosphorus budgets for two contrasting grassland farming systems in the UK. **Soil Use and Management**, v. 14, p. 160-167.
- HAYGARTH, P. M.; WOOD, F. L.; HEATHWAITE, A. L.; BUTLER, P. B. (2005). Phosphorus dynamics observed through increasing scales in a nested headwater-to-river channel study. **Science of the Total Environment**, v. 344, p. 83-106.
- HELMING, K.; AUZET, A. V.; FAVIS-MORTLOCK, D. (2005). Soil erosion patterns: Evolution, spatial-temporal dynamics, and connectivity. **Earth Surface Processes Landforms**, v. 30, n. 2, p. 131-132.
- HOROWITZ, A. (1991). **A primer on sediment-trace element chemistry**, 2nd ed., Chelsea, Mich., Lewis Publishers, 136p.

- KRONVANG, B.; VAGSTAD, N.; BEHRENT, H.; BØGESTRAND, J.; LARSEN, S. E. (2007). Phosphorus losses at the catchment scale within Europe: an overview. **Soil Use and Management**, v. 23, n. s1, p. 104-116.
- LACERDA, L. D.; MARINS, R. V. (2006). Geoquímica de sedimentos e o monitoramento de metais na plataforma continental nordeste oriental do Brasil. **Geochimica Brasiliensis**, v. 20, n. 1, p. 123-135.
- LARSEN, B.; JENSEN, A. (1989). Evaluation of the sensitivity of sediment monitoring stationary in pollution monitoring. **Marine Pollution Bulletin**, v. 20, p. 556-560.
- LINNIK, P. M.; ZUBENKO, B. (2002). Role of bottom sediments in the secondary pollution of aquatic environments by heavy-metal compounds. **Lakes & Reservoirs Research and Management**, v. 5, n. 1, p. 11-21.
- MOREIRA, E. B. (2004). **Efeito fertilizante de dejetos suíno aplicado em lavoura sob plantio direto**. 73 f. Dissertação (Mestrado em Ciência do Solo) – Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, SC.
- MURRAY, K. S.; CAUVET, D.; LYBEER, M.; THOMAS, J. C. (1999). Particle Size and Chemical Control of Heavy Metals in Bed Sediment from the Rouge River, Southeast Michigan. **Environmental Science & Technol**, v. 33, n.7, p. 987-992.
- OLIVEIRA, P. A. V. (1993). **Manual de manejo e utilização dos dejetos de suínos**. EMBRAPA-CNPAS. Documentos, 27, 188 p.
- PRESS, S.; SIEVER, R. (2006). **Para entender a terra**, 3. ed. Artmed Editora. Porto Alegre.
- ROSSATO, M. S. (2011). **Os climas do Rio Grande do Sul**: variabilidade, tendências e tipologia. 240 f. Tese (Doutorado em Geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, RS.
- SIEGEL, F. R. (1979). **Review of research on modern problems in geochemistry**. Earth Sciences, United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization, N.Y., v. 16. 290p.
- TULKENIA, K. K.; WEDEPOHL, K. H. (1961). Distribution of the elements in Some Major units of the earth's crust. **Geological Society of America Bulletin**, v. 72, p. 175-192.
- WEBER, J.; KARCZEWSKA, A.; DROZD, J.; LICZNAR, M.; LICZNAR, S.; JAMROZ, E.; KOCOWICZ, A. (2007). Agricultural and ecological aspects of a sandy soil as affected by the application of municipal solid waste composts. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 39, p. 1.294-1.302.
- ZHANG, X. C.; FRIEDRICH, J. M.; NEARING, M. A.; NORTON, L. D. (2001). Potential use of rare earth oxides as tracers for soil erosion and aggregation studies. **Soil Science Society of America Journal**, v. 65, n. 5, p. 1.508-1.515.

ZHU, M.; TAN, B. S.; DANG, H.; ZHANG, Q. (2011). Rare earth elements tracing the soil erosion processes on slope surface under natural rainfall. **Journal of Environmental Radioactivity**, v. 102, n. 12, p. 1.078-1.084.

Data de recebimento: 19 de janeiro de 2015.

Data de aceite: 19 de abril de 2015.