

Aplicabilidade de Sedimentos Estuarinos em Solos com Baixa Aptidão Agrícola: Efeito na Fertilidade do Solo, Nutrição e Crescimento das Plantas

André Luiz Pio dos Santos^{1*}
José Antônio Baptista Neto¹
Mírian Araújo Carlos Crapez²

¹ Departamento de Geologia e Geofísica
Universidade Federal Fluminense
Campus Praia Vermelha.
Av. General Milton Tavares de Souza, s/nº,
Gragoatá,
Niterói – RJ - Brasil.
CEP.: 24.210-346

² Programa de Pós-Graduação em Biologia
Marinha
Universidade Federal Fluminense
Campus do Valonguinho - Centro
Niterói - RJ - Brasil
CEP.: 24.001-970

*anlupio@gmail.com
jabneto@id.uff.br
miriancrapez@id.uff.br

*Autor para correspondência

Resumo

No mundo inteiro os estuários estão perdendo a sua capacidade de navegação, devido à deposição gradual dos sedimentos carreados pelos cursos d'água, ocasionando o assoreamento do sistema aquático e dificultando a passagem das embarcações. As manutenções destes canais de navegação que acessam os portos organizados por meio das operações de dragagens e posterior despejo destes rejeitos constituem uma atividade onerosa para os portos e altamente impactante para o meio ambiente. Uma alternativa plausível e capaz de apresentar resultados positivos, seria aplicar em áreas escassas de nutrientes estes rejeitos de dragagens, os quais poderiam substituir total ou parcialmente os fertilizantes convencionais, de modo a repor as perdas nutricionais dos solos, além de ocasionar o rejuvenescimento do estuário. Visando avaliar esta forma de disposição do material dragado, analisaram-se os sedimentos depositados na Enseada de Jurujuba e Porto de Niterói (RJ), quanto aos seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, tais como: granulometria dos sedimentos, classificação do resíduo subaquático, níveis de fertilidade, concentrações de metais pesados, conteúdo de agrotóxicos, presença de organismos patogênicos, identificação de derivados de petróleo e salinidade. Os resultados obtidos foram comparados com normas de referência de modo a predizer sobre a potencialidade do emprego deste material como "fertilizante mineralizado" para fins agrícolas. Preliminarmente as análises inferidas classificaram os sedimentos como resíduos não perigosos. Após esta etapa, estes materiais clásticos foram avaliados quanto os demais parâmetros, obtendo-se resultados que variaram de um local para outro para atributos como: pH (7,7 - 7,8), M.O (53 - 55 g dm⁻³), Zn (211 - 319 mg dm⁻³), Cu (160-214 mg dm⁻³), Hg (1,71 - 1,15 mg dm⁻³), coliformes termotolerantes (14 - 38 NMP/gST), Coliformes Fecais (1 - 600 NMP/gST). Os valores obtidos mostraram-se promissores quanto à utilização destes materiais clásticos como fonte de fertilizante mineralizado para a finalidade a que se destina, uma vez, que os sedimentos estudados apresentam na sua composição química concentrações de macro e microelementos com níveis satisfatórios. Isto certamente contribuirá para minimizar o problema de descarte de rejeitos contaminados em corpos d'água, reduzindo drasticamente as implicações ambientais de sua disposição inadequada no ambiente.

Palavras chaves: fertilizante, dragagem, agricultura, ciclagem de nutrientes

Abstract

Worldwide estuaries are losing their navigation capability due to the gradual deposition of sediments carried by watercourses, causing silting of the water system and hindering the passage of ships. The maintenance of these navigation channels that give access to ports through dredging work and subsequent disposal of these wastes, are of high cost for the ports, and implies in high impact to the environment. A plausible alternative is applying these dredging waste in nutrient-poor areas, which could replace all or part of conventional fertilizers, in order to restore the nutritional losses of soil, besides causing rejuvenation of the estuary. To evaluate this form of disposal

of dredged material, sediments deposited in the Jurujuba Bay and Port of Niterói, State of Rio de Janeiro were analyzed for their potential risks to the environment and public health. The study includes grain size of the sediment, classification of the underwater residue, fertility levels, concentrations of heavy metals, pesticide contents, presence of pathogenic organisms, identification of oil-derived components, and salinity. The results were compared to reference standards in order to predict about the potential employment of this material as "mineralized fertilizer" for agricultural purposes. Preliminarily inferred analysis suggests that the sediment is non-hazardous waste. These clastic materials were also evaluated for the other parameters, and results, which varied in different places, are pH (7.7 -7.8), MO (53 -55 gdm⁻³), Zn (211-319 mg dm⁻³), Cu (160-214 mg dm⁻³), Hg (1.71 - 1.15 mg dm⁻³), coliforms thermotolerant (14-38 NMP/gST), coliforms fecal (1-600 NMP/gST). These values were promising regarding the use of clastic material as a source of mineralized fertilizer for the purpose for which it is intended, once the studied sediments present in their chemical composition concentrations macro and microelements with satisfactory levels. This will certainly minimize the waste disposal problem in contaminated bodies of water, drastically reducing the environmental implications of their improper disposal on the environment.

Keywords: fertilizer, dredging, agriculture, nutrient cycling

1. INTRODUÇÃO

Cerca de sessenta por cento das grandes cidades brasileiras se desenvolveu ao redor de estuários. Este fato é devido às características abrigadas por estes ambientes, que favorecem a navegação, instalação de portos, além de serem as vias de acesso à navegação nas bacias hidrográficas (Baptista Neto et al, 2000). Por outro lado, a ação antrópica tem causado a introdução de elementos nocivos nestes ambientes aquáticos fazendo com que atinjam níveis de concentração, por vezes alarmantes, causando assim efeitos negativos à biota, à saúde e às atividades humanas, tais como navegação, pesca, aquicultura e recreação (Förstner & Wittmann, 1983). Neste aspecto, a fração lamosa dos sedimentos tem comportamento quase sempre associado a substâncias que se agregam aos mesmos, como matéria orgânica, metais pesados e outros contaminantes provenientes de esgotos domésticos, industrial, atividades agrícolas e navais (Melo et al., 2006). Nestas circunstâncias, a dragagem do material assoreante poderá atenuar os processos de sedimentação e eutrofização da massa aquática (Junakova & Balintova, 2012) por serem ricos em matéria orgânica e nutrientes, havendo necessidade de adequada disposição final desse "rejeito de fundo" (Fonseca et al., 1998). As dragagens de sedimentos contaminados constituem sérios problemas ambientais, devido à liberação de metais pesados e outros poluentes para a coluna d'água durante a intensa oxigenação de materiais anóxicos (USEPA, 1992). No mundo inteiro, os procedimentos de dragagem vêm

sofrendo sérias restrições devido aos impactos que eles provocam nos organismos (Pinto et al., 2014), disponibilizando poluentes para a coluna d'água, que são biomagnificados ao longo da cadeia trófica (USEPA, 1994). Além dos impactos observados na própria área de dragagem pela remobilização de poluentes, foi demonstrado que os prejuízos aos organismos nas áreas de rejeito eram ainda mais significativos e de longa duração (BRAY et al., 1997). Normalmente as áreas selecionadas para descarte de material eram menos impactadas e, portanto, os prejuízos muito maiores (Baptista Neto & Silva, 1996).

Por outro lado, a disposição final e adequada de sedimentos assoreantes é uma etapa problemática ao contemplar quais as alternativas consideradas seguras e factíveis para que esse produto não se transforme em um novo problema ambiental, mas obter vantagens de sua disposição (Santos, 2006). Entre as diversas alternativas existentes para a disposição de rejeitos de fundo a mais conveniente se refere à sua acomodação em áreas agrícolas (Fonseca et al., 1993) pois, sendo rico em nutrientes e compostos orgânicos, é amplamente recomendado sua aplicação como condicionador de solo ou como fertilizante mineralizado. Entretanto, estes resíduos podem apresentar em sua composição metais pesados e organismos patogênicos ao homem, havendo necessidade de um monitoramento para que não ocorram problemas na sua utilização (ABNT NBR 10.004/04, CONAMA 420/2009, CONAMA 375/2006 e CONAMA 454/2012).

Pelo exposto, o presente trabalho visou avaliar a potencialidade de sedimentos assoreantes se comportarem como “solo propriamente dito” ou “como condicionante agrícola”, de modo a minimizar a poluição ambiental destes sistemas transicionais (Queiroz, et al., 2009). Será

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Os materiais analisados foram sedimentos depositados na Enseada de Jurujuba (RJ) e Porto de Niterói, localizados na costa leste da Baía de Guanabara (RJ), sudeste do Brasil (Figura 1). Os trabalhos de campo foram realizados nos meses

determinada a potencialidade destes rejeitos de serem empregados como “fertilizantes” para fins agrícolas (Santos, 1991) por serem fonte de nutrientes para as plantas e condicionador das propriedades físicas, químicas e biológicas deste sistema edáfico (solo).

julho e outubro de 2014, tendo sido para isso utilizada uma embarcação marítima da Universidade Federal Fluminense, conforme metodologia descrita por Filizola et al. (2006).

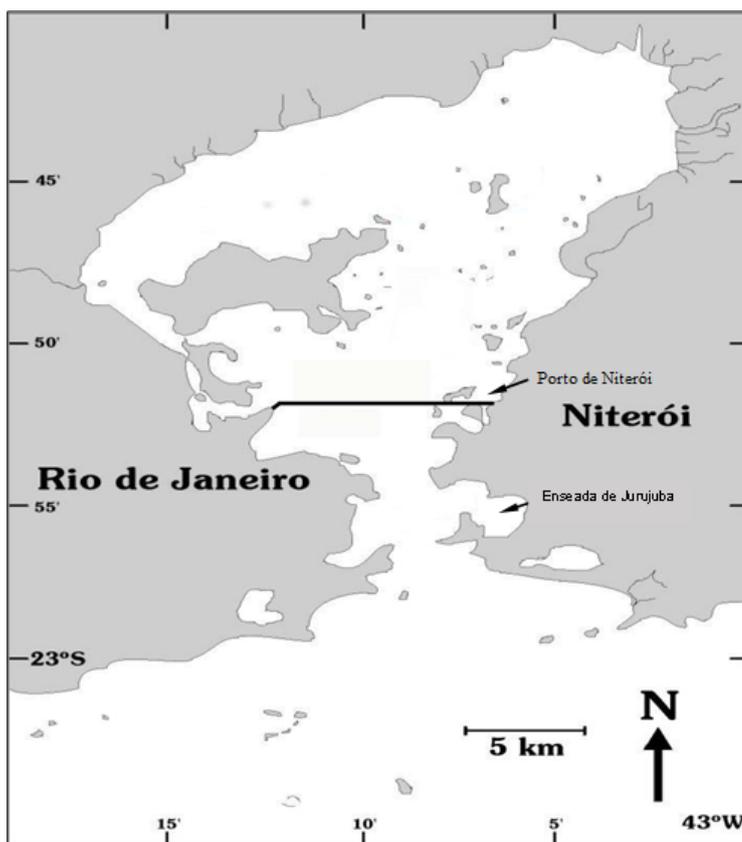


Figura 1: Localização da área de estudo na Baía de Guanabara (RJ), Brasil.

Foram coletadas 5 amostras simples dentro de cada área de estudo e que foram misturadas para produzir uma amostra composta como representativa de cada local amostrado. Estas amostras de sedimentos foram coletadas com um busca-fundo do tipo *Van Veen*, que retira em média, 1,0 quilo de sedimento. Em média, cada amostra contém 2,0 kg de sedimentos e correspondem aos primeiros trinta centímetros superficiais. Para o posicionamento da embarcação foi utilizado um sistema de posicionamento global (GPS), pertencente ao Laboratório de Geofísica Marinha, cujas às coordenadas centrais situaram em torno da UTM 7462905.94408N / UTM 693885.29577E e UTM 7468875.57925N / UTM 693270.318794E. O

datum utilizado para a localização foi o SAD 69. A classificação dos resíduos foi determinada quanto à sua periculosidade, considerando seus riscos potenciais ao meio ambiente e à saúde pública, de acordo com a ABNT NBR 10.004/04, acrescidos dos procedimentos requeridos na NBR 10.005/04 e NBR 10.006/04, respectivamente.

A granulometria foi determinada pelo método ISO 13320 Particle size Analysis – Laser diffraction. O preparo das amostras de material clástico envolveu as seguintes etapas: homogeneização, secagem em estufa a 40°C até peso constante, pulverização em almofariz e pistilo de ágata e estocagem em frascos de vidro. Para a determinação dos metais na fração fina, o sedimento foi previamente seco e pulverizado em

almofariz de ágata, peneirado em malha de nylon 0,062 mm. Após o preparo, as amostras foram acondicionadas em frascos de vidro com tampa de Teflon®.

Os procedimentos experimentais para análise de fertilidade seguiram a recomendação sugerida por (Raij et al., 2001) para avaliar o estado nutricional dos rejeitos de fundo. Estas consistiram em avaliar: pH (1:2,5) em CaCl_2 ; concentrações de cálcio e magnésio ($\text{Ca}^{++} + \text{Mg}^{++}$), potássio (K^+), sódio (Na^+), alumínio (Al^{+++}), hidrogênio (H^+), Nitrogênio Total (N) - (Método Kjeldahl), conteúdo de matéria orgânica, teor de macronutrientes (fósforo, potássio, cálcio e magnésio) - (método da resina trocadora de cátions), quantidade de micronutrientes (Zn, Fe, Mn, Cu e B), teores de sulfatos e sulfetos, além da condutividade elétrica (CE). Em função dessas determinações foram calculadas a capacidade de troca catiônica (CTC), a percentagem de saturação por base (V) e a percentagem de sódio trocável (PST). O método utilizado para extração dos agrotóxicos foi o EPA 3550C para extrair compostos voláteis e semi-voláteis. A padronização interna foi feita pelo método 3500C (técnica de surrogate).

A determinação qualitativa e quantitativa dos hidrocarbonetos obedeceu a metodologia USEPA 8270D, da série EPA SW-846 para os compostos Hidrocarbonetos Policíclicos, Aromáticos e HPA's. O método empregado para avaliação da fração total dos metais pesados envolveu a técnica de ICP-OES (EPA 6010C) para arsênio, cádmio, cobre, níquel, chumbo e

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 Caracterização dos sedimentos

Os sedimentos estuarinos foram classificados como resíduos não perigosos. Aqueles localizados na Enseada de Jurujuba foram definidos como Classe IIA, conforme preconiza a NBR 10.004/04. Os testes no extrato de lixiviação e no extrato solubilizado (Tabela 1) na Enseada de Jurujuba, revelaram que tanto o Cu como o Hg estão em níveis muito baixo, não sendo elementos com potenciais riscos advindos de sua biodisponibilização imediata no meio

3.2 Análise Granulométrica

Os sedimentos coletados são compostos predominantemente por frações ora siltosas ora arenosas. Suas cores variaram entre o cinza escuro e o cinza claro, tonalidades indicativas de ambientes redutores e presença de matéria

(EPA 245.5) para mercúrio. Já os teores de sulfetos e sulfatos foram referendados pela EPA 9030 (preparo) e posteriormente analisados segundo a EPA 9034 e EPA 300.0 respectivamente. Os analitos foram validados simultaneamente com amostras de referências certificadas (CAS). As análises microbiológicas seguiram às determinações da EPA/625/R-92/013. A quantidade mínima de material coletado para análise foi de 1,0g (peso úmido).

A detecção de ovos de helmintos consistiu na concentração das partículas em suspensão por meio de sedimentação com auxílio de centrífuga e posterior flutuação dos ovos com a adição de solução de sulfato de zinco a trinta e três porcentos para possibilitar a flutuação das estruturas parasitárias (OMS, 1992; Who, 1989; Leventhal & Cheadle, 2000). As amostras foram analisadas qualitativa e quantitativamente pela observação em câmara de Sedgwick-Rafter no microscópio óptico comum. A análise qualitativa foi realizada pela identificação dos ovos de helmintos, de acordo com o formato e o tamanho e com o auxílio de Atlas de Parasitologia e chaves de classificação (OMS 1992). Já a análise quantitativa foi realizada pela determinação numérica de ovos de helmintos em 1,0 mL. As análises microbiológicas de Coliformes Totais e Termotolerantes, Escherichia Coli, Enterovírus e Salmonella seguiram as recomendações do Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater, EPA. Na determinação dos coliformes foi empregada a formulação comercial Colilert® (Yanko, 1987).

ambiente. Já os sedimentos do Porto de Niterói não foram submetidos aos ensaios necessários para classifica-los como classe IA ou IIB. Além disso, devido a predominância da fração fina, a maioria dos solos orgânicos se ligam a esta fração granulométrica, onde podem formar complexos solúveis com metais pesados. Os complexos assim formados impedem que ocorram reações com os grupos funcionais presentes nos componentes inorgânicos dos solos (Yamada et al., 1984).

orgânica. As análises granulométricas realizadas revelaram que na Enseada de Jurujuba, correspondem a uma faciologia de silte arenoso, os quais são formados por 805 g kg^{-1} de silte, 171 g kg^{-1} de areia muito fina e 24 g kg^{-1} de areia fina,

enquanto que no Porto de Niterói seus valores situaram em torno de 563 g kg⁻¹ de areia fina, 437 g kg⁻¹ de silte, sem valores expressivos da fração argila. A expressividade do teor em silte na Enseada de Jurujuba reflete as altas concentrações de minerais facilmente intemperizáveis e correspondem à zona de transição definida por Baptista Neto & Silva (1996). No porto de Niterói os valores significativos da fração areia revelam uma composição de areia silteosa, que podem estar relacionados ao atracamento contínuo de embarcações e a baixa profundidade da área, em decorrência do assoreamento da zona portuária. Não foram encontradas quantidades apreciáveis da fração argila. Provavelmente o teor de argila foi mascarado pelo NaCl contido na água do estuário que floculou esta fração diminuta (argila) e determinou a sedimentação de partículas maiores que foram superestimadas como suposto “silte” pelo laboratório. Do ponto de vista químico é muito favorável à incorporação destes sedimentos clásticos aos solos, por serem frações que apresentam: (1) os maiores teores de

elementos nutritivos, tidos como essenciais aos vegetais, e que se encontram adsorvidos à matéria orgânica e aos argilominerais. Isto também foi observado por Fonseca et al. (1993), que mostraram que a fração arenosa apresenta baixos teores de elementos assimiláveis pelos vegetais, a ponto de fazer com que a capacidade desta fração seja extremamente reduzida ou praticamente nula quimicamente; (2) características intermediárias, por conterem quantidades diferenciáveis de areia e silte, qualidades estas, desejáveis em muitos solos, visto que a maioria dos solos férteis compreendem texturas que variam de franco-argiloso-arenoso a franco arenoso, e; (3) conterem grupos funcionais de substâncias húmicas, óxidos de Fe, Mn e Al, minerais de argila (especialmente caulinita), que levam a formação de complexos estáveis (inner-sphere) e conseqüentemente, resultando na sua imobilização na camada superficial do solo e, contribuindo sobremaneira na redução de absorção destes elementos pelas plantas (Blume & Brummer, 1991).

Tabela 1: Classificação dos sedimentos superficiais depositados na Enseada de Jurujuba (RJ). Fonte: ABNT NBR 10.004/04. VMP = Valor Máximo Permitido

Parâmetro	Enseada Jurujuba (Extrato Solubilizado)	VMP Extrato Lixiviado (NBR 10.004/04)
Nitrato	< 5 mg/L	10,0 mg/L
Mercúrio	0,0008 mg/L	0,001 mg/L
Chumbo	< 0,01 mg/L	0,01 mg/L
Cromo Total	< 0,01 mg/L	0,05 mg/L
Cianeto	< 0,05 mg/L	0,07 mg/L
Cloreto	2650 mg/L	250,0 mg/L
Sulfatos	179 mg/L	250,0 mg/L
Alumínio	0,619 mg/L	0,2 mg/L
Zinco	< 0,01 mg/L	5,0 mg/L
Sódio	1510 mg/L	200,0 mg/L
Manganês	< 0,01 mg/L	0,1 mg/L
Ferro	0,147 mg/L	0,3 mg/L
Cobre	< 0,005 mg/L	2,0 mg/L

3.3 Fertilidade dos Sedimentos

A análise agrônômica do sedimento, teve como propósito determinar a habilidade do material dragado em fornecer nutrientes às plantas, além de diagnosticar problemas de toxidez de alguns elementos ou de excesso de sais. Os dados analíticos revelaram que os sedimentos subaquáticos possuem um pH alcalino, com valores elevados de Ca e Mg, isentos de Al trocável e boa disponibilidade de P e altas concentrações de (S-SO₄⁻²) (Tabela 2). Alumínio, elemento que ocorre de forma generalizada em solos ácidos, é o principal fator de acidez do solo a prejudicar as culturas. Tais solos são caracterizados por baixas concentrações de Ca e de Mg, elementos diretamente envolvidos no desenvolvimento das raízes, e por teores

elevados de Al trocável e baixa disponibilidade de P na camada arável.

Comparando os valores de N obtido neste estudo com dados de literatura (Sobral et al., 2007; Alvarez et al., 1999), observa-se que este elemento está presente em níveis elevados nestes materiais inconsolidados, os quais, devem estar associadas à presença de matéria orgânica depositada nos sedimentos de fundo ou, provavelmente, devido à influência da matéria orgânica marinha, oriunda de organismos biológicos os quais possuem maiores concentrações de nitrogênio que carbono em sua composição. Já a ocorrência elevada de sulfatos nos sedimentos relaciona-se principalmente à presença de surfactantes, provenientes de

detergentes descartados em grande quantidade nos esgotos domésticos. Os níveis de sulfatos permitem uma utilização imediata pelas culturas, tendo em vista que estão em sua forma prontamente disponível, se comparada com o emprego de gesso; que possui uma solubilidade lenta. Os níveis de sulfetos mostraram-se menores que 3 mg dm^{-3} , ou seja, completamente baixos, se comparados com a sua forma biodisponível (S-SO_4^{-2}). Isso ocorre, porque Fe tem facilidade de reação com o sulfeto proveniente do ácido sulfídrico (H_2S), gerado em condições redox, o que certamente é uma vantagem, pois limita ainda mais a concentração de Fe reativo na solução do

sedimentação é particularmente importante neste caso por resultar no acúmulo destes nutrientes no fundo da Enseada de Jurujuba e Porto de Niterói, seja como partículas abióticas (adsorvidos a partículas minerais, precipitados ou compostos insolúveis) ou bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e outros organismos mortos e/ou complexos orgânicos). Em outras palavras, há fortes indícios que a correção da acidez potencial e teor dos nutrientes dos solos poderão ser mudadas pelo emprego destes materiais quando dragados e realocados em solos empobrecidos em seus elementos vitais.

Parâmetros	Unidade	Limite de Interpretação			EJ	PN
		Baixos	Médios	Altos		
pH em CaCl_2	-----	4,5 – 5,4	5 a 6	> 6	7,8	7,7
Matéria Orgânica	g dm^{-3}	<15	15 a 30	> 30	53	55,0
P resina	mg dm^{-3}	0 – 20	21,0 - 40,0	> 40	135	159
K trocável	$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$	0,0 – 0,7	1,6 – 3,0	> 6	28,0	15,2
Al trocável	$\text{mmol}_c / \text{dm}^{-3}$	<5	5 a 10	> 10	0,0	0,0
Ca + Mg trocáveis	$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$	<20	20 a 40	> 40	189	102
H + Al trocáveis	$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$	<50	50 a 150	> 150	60	10,0
Mg trocável	$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$	<7,0	7,0 a 18	> 18	100	65,0
Zinco	mg dm^{-3}	<1	1 a 2	>2	211	319,0
Manganês	mg dm^{-3}	<6	6 a 12	>12	184	141,0
Ferro	mg dm^{-3}	<20	20 a 45	>45	21500	26100
Nitrogênio	g dm^{-3}	< 0,2	0,2 – 2,5	> 5,0	31,0	16,0
Boro	mg dm^{-3}	<50	50 a 70	>70	99,7	155,0
Cobre	mg dm^{-3}	<6	6 a 15	>15	160	214,0
Soma de Bases	$\text{mmol}_c \text{ dm}^{-3}$	<5	5 a 15	>15	217	117,0
CTC	V (%)	<15	15 a 35	>35	97	127,0
Sulfatos	mg dm^{-3}				2820	2960
sulfetos	mg dm^{-3}					<3,0

sedimento. Além disso, o processo de

Tabela 2: Fertilidade dos sedimentos da Enseada de Jurujuba (RJ) e Porto de Niterói (RJ).
Fonte: Sobral et al., (2007). EN = Enseada de Jurujuba ; PN = Porto de Niterói

Os micronutrientes, como B, Cu, Fe, Mn e Zn, embora sejam exigidos em menores quantidades, são tão importantes para a nutrição e crescimento de plantas quanto os macronutrientes. B não apresenta valores superiores a 100 mg dm^{-3} , e Mn não superou 800 mg dm^{-3} já que acima destes patamares poderiam se tornar tóxicos, respectivamente (BEAR, 1964). Cu e Zn estão com valores acima do que a Resolução (CONAMA 454/2012) determina para sedimentos dragados de ambientes salobro/salino, inviabilizando sua acomodação em terra. No entanto, os locais amostrados sofrem efeitos de despejos de contaminantes, principalmente esgotos industriais e domésticos. Deste modo, confrontou-se os dados obtidos de Cu (160 mg dm^{-3}) e Zn (211 mg dm^{-3}) com os valores estabelecidos pelas resoluções (CONAMA 375/2006 e CONAMA 420/2009) por ser mais recente e adequada as condições deste ambiente

degradado. Em ambas resoluções, estes elementos, se mostraram dentro dos limites aferidos para fins agrícolas. No caso particular da CONAMA 375/2006, somente são considerados potencialmente tóxicos se estiverem em magnitudes superiores a 4.300 e 7.500 mg dm^{-3} , respectivamente (Quadro 3), indicando um bom potencial de uso destes materiais em áreas agrícolas.

Além disso, a maioria dos fertilizantes fosfáticos salientado por Malavolta (1994) e Licht, (2001) apresentam teores de alguns elementos traços aquém dos limites pré-estabelecidos pela CETESB (2014) para uso em solos de um modo em geral e, no entanto, são comercializados para fins agrícolas. Se forem comparados os valores de diferentes tipos de materiais empregados para uso agrícola, observa-se que dependendo da alternativa empregada, a legislação aplicada permite variações

extremamente significativas, se levarmos em consideração o meio edáfico que está sendo colocado este material.

Uma explicação possível para este fato está na regulamentação USEPA (1996) que permitem limites mais elevados de acumulação de metais em solos agrícolas tratados com adubos alternativos baseado na capacidade destes

resíduos inorgânicos reterem elementos tóxicos (McBride, 1995). Comparando estes resultados analíticos com os limites permitidos na Comunidade Européia, nota-se que somente o Hg e Cu estão acima dos índices estabelecidos pela UE - (tabela 3), porém dentro dos limites “recomendados” para seu uso na agricultura (tabela 3).

Tabela 3: Limites de concentrações de elementos potencialmente tóxicos e valores permitidos em lodos de esgotos de natureza urbana empregados na agricultura. Valores expressos em peso seco (mg dm^{-3}) e comparação com os valores obtidos na Enseada de Jurujuba (RJ) e Porto de Niterói (RJ). Fonte: Moreira & Siqueira, 2006. UE = União Européia

Metal	Concentração Permitida	Recomendada	USEPA	UE	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói
Arsênio	75	41	20,5	---	< 1,0	5,67
Cádmio	85	20	39	1-3	< 1,0	< 0,1
Cromo	3.000	1.200	1530	< 150	49,3	45,8
Cobre	4.300	1.000	1500	< 140	160	214
Chumbo	840	300	300	< 300	67,9	82,2
Mercúrio	57	16	17	< 1,5	1,71	1,15
Níquel	420	300	420	< 75	19,3	18,1
Zinco	7.500	2.500	2800	< 300	211	319

Segundo alguns pesquisadores (ex. Neal & Sposito, 1986) os complexos orgânicos solúveis formados são provavelmente menos adsorvidos e/ou precipitados e de menor disponibilidade para as plantas do que na forma de íons livres. Há evidências de que a fração orgânica presente nestes rejeitos seja resistente à decomposição, onde poderia quelatar estes metais pesados e, proporcionar proteção contra a absorção desses elementos tóxicos pelos vegetais e contra a contaminação de cursos d'água (Canellas et al., 1999). De fato, a MO tem influência importante na adsorção de metais, e seus valores neste estuário situam em 53 g dm^{-3} , níveis estes considerados “altos” (tabela 2), e essa propriedade tem sido usada para despoluição ambiental. No entanto, com a degradação desta matéria orgânica por processos oxidativos os nutrientes serão liberados novamente para o solo (em especial N e P). Isto faz com que a degradação da MO influencie a ciclagem dos nutrientes diretamente através da disponibilização de formas prontamente assimiláveis destes elementos para a biota do ecossistema, e indiretamente, através do consumo de O_2 e redução do potencial redox do meio. Se estas evidências vierem a ser confirmadas, baseadas nas premissas acima, não haverá dúvidas de que seu emprego em áreas agrícolas não prejudicaria a capacidade produtiva

ou a qualidade das culturas. É provável também que os resíduos de natureza inorgânica presentes nestes materiais, tais como: silicatos, óxidos e hidróxidos de Fe e Mn, contribuam para o aumento da retenção de metais pesados com o tempo de aplicação, reduzindo assim, o risco de contaminação do solo por estes materiais, conforme demonstrado por (Manzur, 1997) e por (Oliveira, 1995) em lodos de esgotos quando incorporados ao epípedon. Os resultados até agora indicam um bom potencial agrônomo destes materiais assoreantes, mas como todo e qualquer fertilizante agrícola estes rejeitos apresentam frequentemente quantidades expressivas de impurezas, como por exemplo, os metais pesados (Amaral Sobrinho et al., 1992; Nunez et al., 1999). Isto pode ser observado (tabelas 3 e 4), onde se comparou os teores limites permitidos em diversos resíduos adicionados aos solos com os resultados obtidos para cada elemento analisado neste estudo, donde se conclui que as concentrações de metais presente nestes materiais clásticos satisfazem às exigências da legislação internacional e brasileira (CONAMA 420/06; CONAMA, 375/06; CONAMA 454/12) quando estes resíduos de dragagens são comparados a diferentes fertilizantes e corretivos, independentes de sua origem.

3.4 Conteúdo Microbiológico

Uma das alternativas para a disposição dos sedimentos aquáticos é sua aplicação no solo. Porém, este material recebe várias fontes de substâncias, como por exemplo, o esgoto

doméstico, que contém uma grande variedade de organismos, que podem ser de vida livre ou patogênica, como bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Estes organismos são responsáveis

pela disseminação de doenças e podem ser transmitidos pelo contato direto com o sedimento, água e solo. Para que o reuso do material dragado possa ser feito com segurança, é preciso promover sua identificação, e caso seja necessário, assegurar a sua desinfecção antes deste reuso. Para tanto foram realizadas identificação de microrganismos investigados em lodos de esgotos para fins agrônômicos e elucidados na Tabela 5.

Os resultados obtidos demonstraram que estes materiais apresentam ausência ou quantidades de patógenos abaixo dos limites atribuídos ao uso do lodo de esgoto para fins agrícolas, podendo ser equiparados a lodos de classe A – com base na CONAMA 375/2006. Neste caso, do ponto de vista de sanidade, não se visualizou impedimento ou restrições para seu uso na agricultura

Tabela 4: Teores de metais nas amostras de composto orgânico produzido a partir de resíduos sólidos urbanos em países estrangeiros. Concentrações expressas em mg dm⁻³ em base seca a 100 °C e comparação com os valores obtidos nos locais de amostragem da Baía de Guanabara (RJ). Fonte: Pressinotti & Fernandes Júnior (1995). ⁽¹⁾ EJ = Enseada de Jurujuba & PN = Porto de Niterói

Elemento	Média	Amplitude	Limites Legais						
			França	Austrália	Itália	Suíça	Alemanha	E.J ⁽¹⁾	P.N ⁽¹⁾
Cobre	190	103 – 310	----	1000	600	150	100	160	45,8
Zinco	431	257 – 976	----	1500	2500	500	400	211	319
Chumbo	184	89 – 289	800	900	500	150	150	67,9	82,2
Cromo	59	20 – 124	----	300	500	----	100	49,3	45,8
Níquel	23	8,0 – 42	200	200	200	----	50	19,3	18,1
Mercúrio	04	0,5 - 11	8,0	4,0	4,0	3,0	1,5	1,71	1,15
Arsênio	---	----	----	----	----	----	----	< 1,0	5,67
Cádmio	---	----	----	----	----	----	----	< 1,0	< 0,1

Tabela 5: Agentes patogênicos encontrados em lodo de esgotos utilizados como parâmetro de avaliação da qualidade ambiental dos sedimentos subaquáticos da Baía de Guanabara (RJ). ST: Sólidos Totais; NMP: número Mais provável; UFF: Unidade Formadora de Foco; UFP: Unidade Formadora de Placa.

Patógenos	Unidade	Limite Quantificação	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói	Método
Coliformes Termotolerantes	NMP/gST	< 14	<14	38	EPA/625/R-92/2013:2003 – Appendix F
Coliformes Totais	NMP/gST	0,8	n.a	600	POP PA 040 – rev. 07
Escherichia Coli	NMP/gST	0,8	n.a	n.a	EPA 821-R-02-023. Set 2002
Salmonella	P/A em 10g de MS	n.a	n.a	n.a	EPA/625/R-92/2013 – Appendix F e G
Protozoários	Ovo/g de ST	<,025	ausente	ausente	Standart Methods for the Examination of Water & Wastewater, 22nd, 2012.
Enterovírus	UFF ou UFF/g de ST	<,025	ausente	ausente	

3. 5 Pesquisa de Agrotóxicos

Os agrotóxicos uma vez introduzidos no ambiente, podem se tornar poluentes em consequência da sua toxicidade ou de seus produtos de degradação. A necessidade de uma produtividade elevada tem levado a utilização cada vez maior dessas substâncias na agricultura o que podem causar impactos ao ambiente (Gomes & Barizon, 2014). As substâncias usadas no controle de pragas e doenças em ambientes agrícolas, urbanos, hídricos e industriais são potencialmente nocivas, podendo ser cancerígenas, mutagênicas ou teratogênicas (CONAMA 454/2012). Estudos realizados por

Meniconi et al., 2012 sobre pesticidas organoclorados e PCB's em sedimentos coletados na Baía de Guanabara, registraram distintas fontes de contaminação e distribuição destes compostos. Deste modo, procurou-se avaliar os níveis de acumulação de elementos ou compostos indesejados que pudesse inviabilizar o seu emprego como insumo agrícola. Os resultados obtidos estão expressos na tabela 6 revelaram que os níveis de contaminação destes materiais por pesticidas são nulos ou estão abaixo do limite de detecção do instrumento.

Tabela 6: Identificação de pesticidas e valores orientadores segundo a legislação ambiental brasileira para sedimentos salobro⁽¹⁾/salino⁽²⁾. Fonte: CONAMA (454/2012)

Substância	Unidade	CAS	Conama 454/12 Nível ⁽¹⁾	Conama 454/12 Nível ⁽²⁾	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói
Tributilestanho	µg/ kg ⁻¹	-----	100	1000	< 3	< 2
HCH Alfa	µg/ kg ⁻¹	319-84-6	0,32	0,99	< 0,25	< 0,18
HCH Beta	µg/ kg ⁻¹	319-85-7	0,32	0,99	< 0,25	< 0,18
HCH Delta	µg/ kg ⁻¹	319-86-8	0,32	0,99	< 0,25	< 0,81
Lindano	µg/ kg ⁻¹	58-89-9	0,32	0,99	< 0,25	< 0,81
Cis Clordano	µg/ kg ⁻¹	5103-71-9	2,26	4,79	< 0,81	< 0,61
Trans Clordano	µg/ kg ⁻¹	5103-74-2	2,26	4,79	< 0,81	< 0,61
DDD (isômeros)	µg/ kg ⁻¹	72-54-8	1,22	7,81	< 0,41	< 0,31
DDE (isômeros)	µg/ kg ⁻¹	72-55-9	2,07	374	< 0,41	< 0,31
DDT (isômeros)	µg/ kg ⁻¹	50-29-3	1,19	4,77	< 0,41	< 0,31
Dieldrin	µg/ kg ⁻¹	60-57-1	0,71	4,3	< 0,49	< 0,37
Endrin	µg/ kg ⁻¹	72-20-8	2,67	62,4	< 0,49	< 0,37
PCB's	µg/ kg ⁻¹	----	22,7	180	< 5,7	< 4,3

Resultados semelhantes foram encontrados por Meniconi et al. (2012) ao analisar o ponto BG 03, que está localizado próximo ao local de amostragem deste estudo. Isto talvez se deva à falta de aplicação de insumos agrícolas numa área de desenvolvimento urbano que se formou no entorno da Enseada de Jurujuba (RJ) e Porto de Niterói (RJ), viabilizando assim, o seu

emprego em áreas deficientes de nutrientes para as culturas. Outra possível causa para estes resultados pode estar relacionada a uma maior circulação de correntes marinhas no local de amostragens, devido a proximidade da entrada do estuário com o oceano, permitindo uma dispersão de amplitude maior que nas áreas com circulação restrita na Baía de Guanabara (RJ).

3.6 Identificação de Hidrocarbonetos e Derivados de Petróleo

A determinação do conteúdo de contaminantes derivados de petróleo é essencial nos sedimentos aquáticos, dada à degradação ambiental que este estuário vem sofrendo ao longo dos anos, havendo registros nos sedimentos do crescimento do aporte de óleo, em termos da concentração de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos de origem petrogênica, desde a década de 50 (Lima, 1996). As enseadas, onde se encontram marinas e atracadouros de embarcações são sítios preocupantes, uma vez que a circulação é menos eficiente que nas áreas abertas da baía. Visando avaliar a qualidade ambiental deste sedimento de fundo, analisou-se, as substâncias abaixo de modo a prever sobre a viabilidade de uso deste

material como condicionante do solo (tabela 7).

Os dados revelaram que alguns derivados de hidrocarbonetos foram encontrados nos sedimentos inconsolidados, porém estão presentes em níveis extremamente baixos, quando comparados com a legislação brasileira (CONAMA 454/2012), permitindo assim, o seu emprego agrícola. Comparando-se os resultados obtidos com pesquisas semelhantes neste estuário, sugere-se que esses contaminantes são resultantes de derramamentos de óleos, que ainda não foram completamente degradados no meio, sendo uma fonte constante de contaminação dos sedimentos de fundo e organismos aquáticos (Lima, 1996; Hamacher et al., 2000).

3.7 Salinidade do sedimento

A quantidade de sais presentes na Enseada de Jurujuba e Porto de Niterói situaram-se entre 13,35 e 15,98 dS m⁻¹, devendo ser empregado para plantio de culturas bem tolerantes a este conteúdo de sais na solução do sedimento, restringindo seu uso agrícola. A salinidade constitui sérios problemas nas áreas irrigadas por interferirem drasticamente no desenvolvimento das culturas, reduzindo a capacidade produtiva das plantas e a qualidade dos produtos. A

sodicidade é mais inconveniente que a salinidade porque promove dispersão das argilas provocada principalmente pelo excesso de sódio no complexo de troca, resultando no depauperamento físico e químico e na perda das funções agrícolas das terras antes produtivas (Amirjani, 2011). Pode ainda tornar solos normais improdutivos ao receberem sais solúveis em excesso.

Existem, fundamentalmente, duas técnicas de recuperação de solos afetados por sais,

que são a lavagem dos sais e aplicação de melhoramentos químicos. Raramente se consegue a recuperação de solos salinos e/ou sódicos com o emprego de uma técnica apenas. Para se ter um processo de recuperação bem sucedido usa-se a aplicação de duas ou mais técnicas. A lavagem é, no momento, a técnica mais prática de eliminação de sais do solo, a qual consiste em se fazer passar através do perfil do solo uma certa quantidade de água capaz de carrear os sais presentes, e que deverão ser eliminados quer superficial ou subterraneamente, através de uma boa drenagem (Santos & Hernandez, 1997). As plantas se comportam diferentemente em relação à salinidade. Algumas culturas podem tolerar concentrações relativamente elevadas de sais, outras são extremamente sensíveis. A tolerância varia não só com a concentração salina, mas, também, com praticas de manejo, clima e natureza e proporções relativas dos diversos íons na solução do solo (Fuller, 1967). Para condutividade elétrica (CE) até 2,0 dS m⁻¹, normalmente não se observa nenhum efeito, a não ser em condições muito desfavoráveis; entre 2,0 e 4,0 dS m⁻¹ a produtividade de culturas relativamente não tolerantes como feijão, aipo, citros, abacate, já é afetada; acrescentando-se, ainda, a essa relação: banana, goiaba e manga. Entre 4,0 e 8,0 dS m⁻¹, os

rendimentos de muitas culturas como sorgo granífero, milho, mamona, soja, melão, uva são reduzidos; entre 8,0 e 12,0 dS m⁻¹, somente culturas consideradas tolerantes produzem satisfatoriamente, como algodão, arroz, alfafa, beterraba de mesa, espinafre e figo (Ayers & Westcot, 1999). Valores de CE acima de 12,0 dS m⁻¹ inibem drasticamente grande parte de cultivo das culturas. Um bom exemplo, é a quantidade de sais presentes nos sedimentos avaliados, que se situa abaixo de 16,00 dS m⁻¹, devendo ser empregado para plantio de plantas bem tolerantes a este conteúdo de sais na solução do sedimento. O que pode se constituir numa possibilidade para se produzir em locais comprometidos pelos problemas de sais ao serem empregados no plantio de culturas tolerantes ou moderadamente tolerantes à salinidade destes rejeitos de fundo. Nesse contexto se insere o girassol que é cultivado numa área relativamente pequena no Brasil, em comparação à soja e milho, mas possui elevado potencial de expansão e, conforme Katerji et al. (2000), é tolerante aos efeitos dos sais. Esse atributo pode estimular sua produção em áreas já comprometidas pela salinidade, sodicidade ou ambas simultaneamente (Santos & Hernandez, 1997; Silva et al., 2014).

Tabela 7: Determinação dos teores de derivados de hidrocarbonetos presentes nas amostras subaquáticas dos sedimentos superficiais da Baía de Guanabara. Comparação com os valores recomendados pela Resolução Conama 454/2012 para ambientes salobro⁽¹⁾/salino⁽²⁾. **Fonte:** CONAMA 454/2012.

Substância	Unidade	CAS	CONAMA Nível ⁽¹⁾	CONAMA Nível ⁽²⁾	Enseada de Jurujuba	Porto de Niterói
Benzo(a)antraceno	µg kg ⁻¹	56-55-3	280	690	2,1	2,52
Benzo(a)pireno	µg kg ⁻¹	50-32-8	230	760	1,5	2,77
Criseno	µg kg ⁻¹	218-01-9	300	850	2,0	3,23
Dibenzo(a,h)antraceno	µg kg ⁻¹	53-70-3	43	140	< 0,81	< 0,61
Acenafteno	µg kg ⁻¹	83-32-9	16	500	< 0,81	< 0,61
Acenaftileno	µg kg ⁻¹	208-96-8	44	640	< 0,81	0,84
Antraceno	µg kg ⁻¹	120-12-7	85,3	1100	1,1	0,61
Fenantraceno	µg kg ⁻¹	85-01-8	240	1500	2,7	1,28
Fluoranteno	µg kg ⁻¹	206-44-0	600	5100	6,7	5,32
Fluoreno	µg kg ⁻¹	86-73-7	19	540	< 0,81	< 0,61
2-Metilnaftaleno	µg kg ⁻¹	91-57-6	70	670	< 0,81	< 0,61
Naftaleno	µg kg ⁻¹	91-20-3	160	2100	< 0,81	< 0,61
Pireno	µg kg ⁻¹	120-00-0	665	2600	6,3	5,39

Associada à seleção de culturas tolerantes ou moderadamente tolerantes, a correção ou recuperação de sedimentos salino-sódicos poderá ser feita incorporando corretivos químicos como o gesso (Barros et al., 2009; Vital et al., 2005). A solubilização do gesso fará com que haja liberação do cálcio para o deslocamento do sódio do complexo adsorvido para a solução, e com a lavagem do sedimento, sua salinidade pode ser reduzida paulatinamente, o que poderá causar

melhoria física e química do solo (Tavares Filho et al., 2012). Ou seja, enquanto no passado a agricultura sustentável estava atrelada ao limite de tolerância das culturas no solo (Richards, 1954), nos tempos atuais estão sendo produzidas modificações das culturas para suportar altos níveis de concentração de sais no sistema edáfico, potencializando, o uso destes sedimentos para o plantio de culturas resistentes a esta condição.

4. CONCLUSÃO

Entre as partículas minerais constituintes dos sedimentos estudados destacam-se pela relevância na interação entre água e sedimentos as frações mais finas, principalmente siltes e argilas. Estas frações apresentam grande superfície específica, com alta atividade físico-química que encerra os fenômenos de adsorção e desorção de elementos importantes para a dinâmica e trofismo do estuário, entre eles nutrientes (especialmente P, S e N), metais pesados e poluentes orgânicos de baixa solubilidade.

Os sedimentos coletados na Enseada de Jurujuba e no Porto de Niterói apresentaram a maior parte das concentrações geoquímicas dentro dos limites padrões ou dentro da média aceitável para a generalidade dos solos de modo a satisfazer as exigências das culturas;

Os sedimentos estuarinos da área estudada apresentam em sua constituição significativo conteúdo de nutrientes e matéria orgânica, que poderão promover o crescimento dos organismos do solo, os quais são de fundamental importância para a ciclagem dos elementos, entre eles, os nutrientes das plantas. Além disto, este material apresenta características vantajosas caso sejam empregados como adubos, com uma saturação de bases maior que 50 (V), indicativos de materiais com saturação de base elevada e ausência de alumínio trocável;

Os sedimentos pesquisados, se aplicado ao solo, poderão melhorar seu nível de fertilidade e pH, diminuindo o teor de alumínio trocável, e; aumentando assim, a capacidade de troca

catiônica e a capacidade de fornecer nutrientes as plantas;

O material estudado apresentou na sua composição química todos os nutrientes e elementos benéficos necessários para o desenvolvimento e produção dos vegetais, onde poderão ser liberados ao solo gradativamente, por meio de processos oxidativos, o que aumentará a possibilidade de que estes nutrientes sejam absorvidos pelas culturas e diminua o risco de poluição ambiental;

Os sedimentos da Enseada de Jurujuba e do Porto de Niterói possuem limitações agrícolas advindas da elevada salinidade e devem ser aplicados para desenvolvimento de culturas tolerante aos teores de sais ou caso assim não deseje, devem ser empregados processos lixiviativos para redução desta salinidade para cultivo de outras culturas menos tolerante a solodização. No entanto, principalmente em virtude do déficit hídrico que vem ocorrendo em várias partes do mundo e em especial, no nosso País, seria prudente tirar vantagens de realocação destes materiais em solos já comprometidos por este atributo, ao invés de praticar sua lixiviação, e;

Os sedimentos estudados apresentaram componentes anti-nutricionais (caso dos metais pesados), mas que também são encontrados em outros adubos e fertilizantes empregados na agricultura, mas em quantidades abaixo dos limites previstos pela legislação brasileira (CONAMA 375/2006).

5. REFERÊNCIAS

- Alvarez, V. V. H; Novaes, R. F.; Barros, N. F.; Cantarutti, R. B. & Lopes, A.S. 1999. Interpretação dos resultados das análises de solo. In: Ribeiro, A.C.; Guimaraes, P.T.G.; Alvarez, V.V.H (Eds.). Recomendação para uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais, 5, pp.: 25-32.
- Amaral Sobrinho, N. M. B; Costa, L. M.; Oliveira & C. Velloso, A. C. X. 1992. Metais pesados em alguns fertilizantes e corretivos. R. Bras. Ci. Solo, 16: 271-276.
- Amirjani, M. R. 2011. Effect of salinity stress on growth, sugar content, pigments and enzyme activity of rice. Intern. Jour. Botany, 7(1):73-81.
- Associação Brasileira De Normas Técnicas – ABNT - NBR 10.004 2004. Resíduos Sólidos – Classificação. Rio de Janeiro. 71p.
- Associação Brasileira De Normas Técnicas – ABNT – NBR 10.005 2004. Procedimentos para Obtenção de Extrato Lixiviado de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro. 16p.
- Associação Brasileira De Normas Técnicas – ABNT - NBR 10.006 2004. Procedimento para Obtenção de Extrato Solubilizado de Resíduos Sólidos. Rio de Janeiro. 3p.
- Ayers, R. S. & WestcoT, D. W. 1999. A qualidade de água na agricultura. 2.ed. Campina Grande: UFPB, 153p. FAO. Estudos Irrigação e Drenagem, 29 (revisado).
- Baptista neto, J. A. & Silva, M. A. M. 1996. Caracterização dos sedimentos de fundo e dinâmica sedimentar da Enseada de Jurujuba (Baía de Guanabara) - Niterói/RJ. R. Pesq., 23:7-16

- Baptista Neto, J. A.; Smith, B. J. & Mcallister, J.J. 2000. Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, Southeast Brazil. *Environ. Pollut.*, 109:1-9.
- Barros, M. F. C.; Bebé, F. V.; Santos, T. O. S.; Campos, M. C. C. 2009. Influência da aplicação de gesso para correção de um solo salino-sódico cultivado com feijão caupi. *Rev. Biol. Ciênc. Terra*. ISSN 1519-5228. 9(1) 1º Sem. Disponível em: <<http://eduep.uepb.edu.br/rbct/sumarios/pdf/feijaocaupi.pdf>>
- Bear, F. E. 1964. *Chemistry of the soil*. 2.ed. New York, Reinhold Publishing Corporation. 515p.
- Blume, H. P. & Brummer, G. 1991. Prediction of heavy metal behavior in soil by means of simple field tests. *Ecotoxicol. Environ. Safe*, 22:164-174.
- Brady, N. C. 1989. *Natureza e propriedades dos solos*. 7.ed. Rio de Janeiro, Freitas Bastos, 898p.
- Bray, R. N., Bates, A. D. & Land, J. M. 1997. *Dredging, a Handbook for Engineers*. 2.ed. New York, John Wiley & Son, Inc., 434p.
- Canellas, L. P.; Santos, G. A.; Amaral Sobrinho, N. M. B.; Moraes, A. A. & Rumjamek, V. M. 1999. Adsorção de Cu e Cd em ácidos húmicos extraídos de resíduos orgânicos de origem urbana. *Ci. Rural*, 29:21-26.
- Companhia De Tecnologia De Saneamento Ambiental – CETESB 2014. Relatório de estabelecimento de valores orientadores para solos e águas subterrâneas no Estado de São Paulo. CETESB, São Paulo, (Série Relatórios Ambientais). 3p.
- Conselho Nacional Do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 454, de 01 de novembro de 2012. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional.
- Conselho Nacional Do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução 420, de 30 de dezembro de 2009. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas.
- Conselho Nacional Do Meio Ambiente – CONAMA. Resolução nº 375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências.
- Filizola, H. F.; Gomes, M. A. F. & Souza, M. D. 2006. *Manual de Procedimentos de Coleta de Amostras em Áreas Agrícolas para Análise da Qualidade Ambiental: Solo, Água e Sedimentos*. EMBRAPA (Meio Ambiente). Jaguariúna, SP, 169p.
- Fonseca, R. M. F.; Barriga, F. S. J. A. & Fyfe, W. 1998. Reserving desferfication by using dam reservoir sediments as agriculture soils. *Episodes*, 21: 218-224.
- Fonseca, R. M. F.; Barriga, F. S. J. A. & Fyfe, W. S. 1993. Suitability for agricultural use of sediments from the Maranhão reservoir. In: Frago, M. A. C. & Van Beusichem. M. L., eds. *Optimization and Plant Nutrition*. Netherland, Klumer Academic Publishers, p. 665-671.
- Förstner, U. & Wittmann, G. T. W. 1983. *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Berlin, Springer-Verlag, 486p.
- Fuller, W. H. 1967. *Water soil and crop management, principles for the control of salts*. Tucson, University of Arizona. 21 p. (University of Arizona. Bulletin, A-23)
- Gomes, M. A. F. & Barizon, R. R. M. 2014. *Panorama da Contaminação Ambiental por Agrotóxicos e nitrato de origem agrícola no Brasil: Cenário 1992 – 2011*. Embrapa Meio Ambiente. Jaguariúna, SP. Série Documentos, 35p.
- Hamacher, C., Brito, A. P. X., Bruning, I., Wagener, A. L. R. & Moreira, I. 2000. The determination of PAHs by UV-fluorescence spectroscopy in water of Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil, *Revista Brasileira de Oceanografia*, 48, 167-170.
- Junakova, N. & Balintova, M. 2012. Assessment of nutrient concentration in reservoir bottom sediments. *Procedia Engineering* 42, pp.: 165-170. 20th International Congress of Chemical and Process Engineering CHISA, Prague, Czech Republic. Elsevier.
- Katerji, N.; Van Hoornb, J. W.; Hamdyc, A.; Mastroilli, M. 2000. Salt tolerance classification of crops according to soil salinity and to water stress day index. *Agricultural Water Management*, 43(1):99-109.
- Lehotay, S. J.; De Kok, A.; Hiemstra, M. & van Bodegraven, P. 2005. Validation of a fast and easy method for the determination of residues from 229 pesticides in fruits and vegetables using gas and liquid chromatography and mass spectrometric detection. *J. AOAC Inter.*, 88:595-614.
- Leventhal, R. & Cheadle, R. F. 2000. *Medical Parasitology: A Self-Instructional Text*. 4.ed.

- Philadelphia, PA, published of F.A. Davis, 245p.
- Licht, O. A. B. A. 2001. Geoquímica multielementar na gestão ambiental: identificação e caracterização de províncias geoquímicas naturais, alterações antrópicas da paisagem, áreas favoráveis à propeção mineral e regiões de risco para a saúde no Estado do Paraná. Curitiba, Universidade Federal do Paraná (Tese de Doutorado). 236p.
- Lima, A. L. C. 1996. Geocronologia de hidrocarbonetos poliaromáticos (PAHs) - estudo de caso: Baía de Guanabara. Dissertação de Mestrado, Departamento de Química, Pontifícia Universidade Católica, Rio de Janeiro. 106p.
- Malavolta, E. 1994. Fertilizantes e seu impacto ambiental: micronutrientes e metais pesados, mitos, mistificações e fatos. São Paulo, ProduQuímica, 153p.
- Manzur, N. 1997. Níquel, chumbo, zinco e cobre em solos que receberam composto de resíduos sólidos urbanos. Viçosa. Universidade Federal de Viçosa. (Tese de Doutorado), 128p.
- McBridge, M. B. 1995. Toxic metals accumulation from agricultural use of sludge: are USEPA regulations protective. *J. Environ. Qual.*, 24: 5-18.
- Melo, G. V.; Fonseca, E. M. & Baptista Neto, J. A. 2006. Impactos do processo de urbanização sobre a Baía de Guanabara - RJ. In: Silva, C, A.; Freire, D. G. & Oliveira, F. J. G., orgs. *Metrópole: governo, sociedade e território*. 1ª ed. Rio de Janeiro, p.369-386.
- Meniconi, M. F. G.; Silva, T.A.; Fonseca, M.; Lima, S. O. F.; Lima, E. F. A.; Lavrado, H. P. & Junior, A. G. F. 2012. Baía de Guanabara: Síntese do Conhecimento Ambiental e Influência Antrópica. Vol. I. PETROBRÁS. 337p. Rio de Janeiro.
- Neal, R. H. & Sposito, G. 1986. Effects on soluble organic matter and sewage sludge amendments on cadmium sorption by soils at low cadmium concentrations. *Soil Sci.*, 142: 164-172.
- Núñez, J. E. V.; Amaral Sobrinho, N. M. B.; Palmieri, F. & Mesquita, A. A. 1999. Consequências de diferentes sistemas de preparo do solo sobre a contaminação de solos, sedimentos e água por metais pesados. *R. Bras. Ci. Solo*, 23: 981-990.
- Oliveira, F. C. 1995. Metais pesados e formas nitrogenadas em solos tratados com lodo de esgoto. Piracicaba, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 90p. (Dissertação de Mestrado)
- Organización Mundial De La Salud - OMS. 1992. Métodos básicos de laboratorio en parasitología medica. Genebra, OMS. 76p, Suiza.
- Pinto, M.; Costa, P. M.; Louro, H.; Costa, M.H.; Lavinha, J.; Caeiro, S.; Silva, M. J. 2014. Determining oxidative and non-oxidative genotoxic effects driver by estuarine sediment contaminants on a human hepatoma cell line. *Sci. total Environ.*, 478:25-35.
- Pressinotti, Q. S. H. C. & Fernandes Júnior, V. 1995. Caracterização físico-química de composto orgânico proveniente de 13 usinas de compostagem do Estado de São Paulo (SP). In: Congresso Brasileiro De Geoquímica. 5., 1995. Anais... Niterói, SBGq, CD-ROM.
- Queiroz, S. C. N.; Ferracini, V. L. & Souza, D. R. C. 2009. Métodos de extração de hidrocarbonetos policíclicos Aromáticos em Amostras de Solos, Sedimentos e Lodo. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, SP. Série Documentos, 15p.
- Raij, B. van; Mascarenhas, H. A. A.; Pereira, J. C. V. N. A.; Igue, T. & Dordi, G. 1994. Efeito do calcário e de gesso para soja cultivada em Latossolo Roxo ácido saturado com sulfato. *R. Bras. Ci. Solo* 18:305-312.
- Richards, L. A. 1954. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington, US Department of Agriculture, 160p. (USDA Agricultural Handbook).
- Santos, A. L. P.; Polivanov, H. & Silva, M. M. 2006. De volta para o Campo. *Ci. Hoje*, 30: 60-63.
- Santos, J. Q. 1991. Fertilização: fundamentos da utilização dos adubos e corretivos. Eds. F. Castro Publicações Europa-América Lda, 414p.
- Santos, R. V. & Hernandez, F. F. F. 1997. Recuperação dos solos afetados por sais. In: Gheyi, H.R.; Queiroz, J.E.; Medeiros, J.M. (eds.). Manejo e Controle da salinidade na agricultura irrigada. Campina Grande: UFPB-SBEA, Cap. 10, p.319-361.
- Silva, N. M. L.; Barros, M. F. C; Fontenele, A. J. P. B; Vasconcelos, R. R. A; Freitas, B. L. Q. O. & Santos, P. M. 2014. Aplicação de níveis da necessidade de gesso e lâmina de lixiviação para correção da sodicidade e salinidade de solos salino-solódicos. *Rev. Bras. Agric. Irrig.*, 8(2):147-153.
- Sobral, L. F.; Macedo, L. C. B. & SANTOS, R. C. 2007. Fundamentos da análise de solo para fins de recomendação de fertilizantes. In: Sobral, L. F.; Viégas, P. R. A.; Siqueira, O. J. W.; Anjos, J. L.; Barretos, M. C. V.; Gomes, J. B. V., eds. *Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes no Estado de Sergipe*. Aracaju, Embrapa Tabuleiros Costeiros, 251p.

- Suguio, K. 1982. Introdução á Sedimentologia. São Paulo, Ed. Edgard Blücher Ltda, 317p.
- Tavares Filho, A. N.; Barros, M. F. C.; Mario, M.; Rolim, M. M.; Silva, E. F. C. 2012. Incorporação de gesso para correção da salinidade e sodicidade de solos salino-sódicos. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola, 16(3):247-252.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA 1996. Standards for the use and disposal of sewage sludge. Washington, EPA (Code of Federal Regulations 40 CFR Part 503). 70p.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA. 1992. Evaluating Environmental Effects of Dredged Material - Management Alternatives: a Technical Framework, EPA 842-B-92-008, Office of Water (4504F), Washington, 79p.
- United States Environmental Protection Agency – USEPA. 1994. Assessment and Remediation of Contaminated Sediments (ARCS) – Remediation Guidance Document, EPA 905-B94-003, Great Lakes National Program Office, Chicago, 245p.
- Vital, A. F. M; Santos, R. V.; Cavalcante, L. F.; Souto, J. S. 2005. Comportamento de atributos químicos de um solo salino sódico tratado com gesso e fósforo. Rev. Bras. Eng. Agric. Ambient., 9(1):30-36. Campina Grande. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1415-43662005000100005>
- World Health Organization – WHO. 1989. “Health guidelines for the use of wastewater in agriculture and aquaculture”, Technical Report Series, No. 778, World Health Organization, Geneva.
- Yamada, R.; Imai, M. & Sano, K. 1984. Behaviour of heavy metals in soil treated successively with sewage sludge (I). Res. Bull. Aichi-Ken Agric. Res. Centre, 16: 228-238.
- Yanko, W.A. 1987. Occurrence of pathogens in distribution and marketing municipal sludge. EPA 600/1-87-014.