

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE LASTRO COMO SUPORTE À GESTÃO NO PORTO DE SANTANA-AP – AMAZÔNIA ESTUARINA/BRASIL

**JOSÉ PINHEIRO FRAGOSO NETO PEREIRA,
NEWTON NARCISO PEREIRA, ALAN CAVALCANTI DA CUNHA**

8.1 INTRODUÇÃO

Em capítulos anteriores, foi observado o notável número de navios que circulam pelos oceanos e estuários em todo o globo. Na atualidade esse número é próximo de 55 mil embarcações, com proporcional volume de mercadorias (*commodities*) e água de lastro transportados devido ao fenômeno econômico da globalização. Em relação ao transporte e transferência de água de lastro, entre diversos países e regiões do planeta (UNCTAD, 2008), há uma forte preocupação sobre quais consequências a circulação de navios pode causar ao ambiente.

São estimados aproximadamente 10 bilhões de toneladas de água de lastro transferidas anualmente entre portos, contendo cerca de 3.000 espécies de plantas e animais transportadas por dia em todo o mundo. Alguns estudos mostram que mais de 50.000 espécies de zooplânctons e 10 milhões de células de fitoplânctons podem ser encontradas em 1m³ de água de lastro, e mais de 22.500 cistos foram observados em sedimentos de tanques de lastro durante estudos na Austrália (SILVA e SOUZA, 2004). Portanto, o descarte de água de lastro por embarcações é frequentemente responsabilizada pela introdução acidental das espécies invasoras nas regiões do mundo (BURKHOLDER *et al.*, 2007).

A água de lastro pode conter protozoários, dinoflagelados tóxicos (algas), e outros micro-organismos incluindo formas patogênicas (MEDCOF, 1975; CARLTON, 1985; WILLIAMS *et al.*, 1988; McCARTHY e KHAMBATY, 1994; GOLLASCH *et al.*, 2000; RUIZ *et al.*, 2000; DRAKE *et al.*, 2007). É, provavelmente, considerada como a principal transportadora das AIS (introdução de espécies invasoras), organismos aquáticos perigosos e patogênicos, no transporte global, e por isso foi identificada como a quarta maior ameaça aos oceanos do mundo (CARLTON, 1985; RUIZ *et al.*, 2000; CARLTON, 2010).

O potencial da descarga de água de lastro como dano ambiental foi reconhecido não só pela Organização Marítima Internacional (IMO), mas também pela Organização Mundial de Saúde (WHO), preocupada com a dispersão de bactérias que causam doenças epidêmicas (LEAL NETO, 2007; CLARKE *et al.*, 2003; CARON Jr, 2007).

O transporte de longa distância tem contribuído para eliminar ou reduzir barreiras naturais que sempre separaram ecossistemas e mantiveram sua integridade. Este processo tem aumentando a homogeneização da flora e fauna em todo o mundo, com sérios prejuízos ao meio ambiente, à biodiversidade e à saúde humana (PEREIRA, 2013).

A detecção da presença de espécies vivas em água de lastro, determinada por intermédio de análises microbiológicas, pode revelar-se em risco sanitário ou de bioinvasão. Altas concentrações de diferentes tipos de bactérias (patogênicas ou não) na água de lastro representam risco à saúde humana em zonas habitadas (HUA e HUANG, 2012) e com vulnerabilidade sanitária pré-estabelecida (CUNHA *et al.*, 2004).

A IMO começou a discutir a adoção de diretrizes internacionais para o gerenciamento da água de lastro em resposta aos referidos problemas, em 1991, como a epidemia Sul Americana de cólera. Após a adoção de algumas resoluções prévias nos anos 90, e a criação do Programa GloBallast no ano 2000, em 2004 foi finalmente elaborada a “BWMC Internacional para o Controle e Gerenciamento de Água de Lastro e Sedimentos dos navios – BWMC”.

A troca de água de lastro é a medida mais importante adotada por países para o seu gerenciamento. Acredita-se que, se aplicada corretamente, pode reduzir significativamente o risco de bioinvasão porque os “organismos oriundos da costa não sobrevivem em alto mar e vice versa” (CARLTON, 2010).

Além dos problemas básicos da água de lastro, ocorrem inúmeros impactos negativos ao meio ambiente, incluindo desastres como derramamentos de óleo, poluição das águas, poluição do ar e ameaça aos organismos vivos em função de revestimentos anti-incrustação em cascos de navios (BUCK, 2007). Estes problemas tendem a se agravar porque o Comércio Marítimo Internacional (CMI)

transporta mais de 90% das mercadorias mundiais através das águas internacionais (IMO, 2004). Mais de 92.000 embarcações navegam nessas águas para realizar tais transações. No Brasil, esses números ultrapassam 95% de movimentação comercial (ANTAQ, 2014).

8.2 A LEGISLAÇÃO E A NORMAM-20/DPC/2005/2014

A troca de água de lastro em alto mar passou a ter caráter obrigatório no Brasil em 2005, quando entrou em vigor a NORMAM-20/DPC, que tem como principais pontos de acordo a (Tabela 11):

Tabela 11 Demonstrativo dos principais itens da NORMAM-20/2005

<ul style="list-style-type: none"> ▪ Exigência aos navios da posse de um Plano de Gestão de Água de Lastro e apresentação do BWRP;
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Apresentar as Diretrizes para a troca e captação de Água de Lastro, assim como para a descarga de sedimentos dos tanques de lastro dos navios;
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estabelecer a inspeção de conformidade dessa norma em escala aos navios nos terminais brasileiros;
<ul style="list-style-type: none"> ▪ Estabelece a obrigatoriedade de troca aos navios em cabotagem entre bacias hidrográficas distintas.

Basicamente, os navios devem realizar a troca da Água de Lastro a uma distância mínima de 200 milhas náuticas (mn) da costa, em águas com pelo menos 200m de profundidade e com eficiência de pelo menos 95% de água de lastro trocada. Em tal procedimento, com seus respectivos impactos negativos por introdução de organismos transportados pela água de lastro, a IMO desenvolveu a BWMC que foi adotada em 2004. Neste contexto, a BWMC preconiza que a água de lastro precisa ser trocada para substituir a água contendo os organismos bombeados em um porto com água oceânica (Padrão de Troca de Água de Lastro D-1) como uma solução provisória.

Ultimamente, apenas água de lastro contendo um baixo número de indivíduos pode ser descartada (Padrão de Desempenho de Água de Lastro D-2). Essa Regulação da BWMC estipula os padrões de tamanhos e quantidades dos organismos vivos permitidos no descarte de água de lastro pelos navios (IMO, 2004).

Apesar dos requerimentos da NORMAM – 20, em um estudo da ANVISA foi constatado que 62% dos navios amostrados, cujos capitães afirmam ter realizado a troca em alto mar em acordo com as diretrizes da IMO, provavelmente não o fizeram, ou o fizeram apenas parcialmente (CARON Jr., 2007, PEREIRA, 2013; PEREIRA *et al.*, 2014). Em alguns estudos têm sido observado que a troca

de água de lastro pode ser considerada apenas uma solução provisória, devido às suas limitações de eficácia (CLARKE *et al.*, 2003).

A Legislação Brasileira contém também uma série de dispositivos que podem ser utilizados como ferramentas nesse processo de Gerenciamento da Água de Lastro, além da NORMAM – 20/2005, que é uma adaptação das diretrizes da IMO. Mas, é essencial que o Brasil, na busca do crescimento de sua economia no cenário mundial, adote medidas que garantam a efetiva proteção de sua Costa Fluvial e Marítima contra os impactos da navegação, principalmente a água de lastro na Amazônia (PEREIRA, 2013).

Na Amazônia, o aumento das transações comerciais com outros países do mundo, nos últimos cinco anos, se refletiu na região portuária da cidade de Santana, no Estado do Amapá. Este porto está localizado no extremo norte do Brasil, e nesta área circulam embarcações que fazem parte da navegação comercial na Bacia Amazônica (RAS, 2012; PEREIRA, 2013). De acordo com informações fornecidas pela DPC – 20 (Departamento de Portos e Costas da Marinha do Brasil – Escritório de Santana / AP), e somente no ano de 2011 circularam pelas águas amazônicas 639 embarcações de grande porte que fizeram sua entrada pelas águas do Rio Amazonas, passando pela orla das cidades de Macapá e Santana.

Torna-se evidente a existência de risco de águas de lastro possam atingir não só os ecossistemas aquáticos locais (SILVEIRA Jr., 2012), mas também o principal sistema de captação e abastecimento de água (ETA) da capital Macapá. O sistema ETA é de responsabilidade da Companhia de Água e Esgoto do Amapá (CAESA), localizada às margens do Rio Amazonas, zona costeira da cidade de Macapá, e está relativamente próxima dos locais onde as embarcações ancoram para aguardar as trocas de cargas. Considerando o potencial aumento de uso das águas amazônicas nas rotas fluvio-marítimas, a efetividade de metas de gerenciamento, fiscalização e controle da água de lastro dependerão cada vez mais de sistemas de monitoramento nas diferentes regiões da divisão hidrográfica do Brasil.

No Brasil, alguns itens desta BWMC foram internalizados na forma de uma norma federal: NORMAM – 20 / 2005 – Norma da Autoridade Marítima para o Gerenciamento da Água de Lastro dos navios. Como comentado anteriormente, essa norma apresenta as diretrizes gerais para a troca de Água de Lastro, uma das mais importantes medidas adotadas na BWMC.

Na Amazônia eram exigidas duas trocas de Água de Lastro, uma em alto mar e outra nas proximidades de Macapá (NORMAM-20, 2005) devido às características específicas estuarinas das águas (SILVEIRA Jr, 2012; CUNHA *et al.*, 2012; CUNHA *et al.*, 2004; CUNHA *et al.*, 2011). A referida BWMC objetiva reduzir a transferência e consequentemente os impactos dos organismos aquáticos

da água de lastro dos navios agindo principalmente na redução da carga desses organismos no volume descarregado (GOLLASCH *et al.*, 2000).

Como descrito em capítulos anteriores, segundo a BWMC os navios deveriam realizar a troca da Água de Lastro a uma distância mínima de 200 milhas náuticas (nm) da costa, em águas com pelo menos 200 metros de profundidade e com eficiência de pelo menos 95% de Água de Lastro trocada (NORMAM – 20 / 2005). Nos ambientes amazônicos, por exemplo, o procedimento exigia duas trocas de Água de Lastro, que devem ocorrer no rio Amazonas. A NORMAM – 20, em seu terceiro capítulo, detalha as “situações particulares”, como na seção (3.4.1), sobre quais devem ser os procedimentos adotados nestes casos. O principal problema é que atualmente tais requisitos da NORMAM – 20 / 2005 foram alterados por meio da NORMAM – 20 / 2014, o que colocou em risco o ambiente amazônico.

Dada as incertezas sobre qual melhor sistema de tratamento e disposição final da água de lastro e sedimentos, na atualidade, a troca de água de lastro é ainda a medida mais importante, e talvez a única efetiva, e por isso é adotada por diversos países para o gerenciamento de água de lastro (BWM). Acredita-se que, se aplicada corretamente, pode reduzir significativamente o risco de bioinvasões pelo fato de organismos oriundos da costa não sobreviverem em alto mar e vice versa (CARLTON, 2010; PEREIRA, 2013; PEREIRA *et al.*, 2014), mas não se tem considerado o problema entre portos similares de água doce.

Apesar dos requerimentos da NORMAM–20/2005 e 2014, em um estudo da ANVISA foi revelado que 62% dos navios amostrados, cujos capitães afirmam ter realizado a troca em alto mar em acordo com as diretrizes da IMO, provavelmente não o fizeram, ou o fizeram apenas parcialmente (CARON Jr, 2007). Por outro lado, alguns estudos têm observado que a troca de água de lastro pode ser considerada apenas uma solução provisória, devido às limitações de sua eficácia (CLARKE *et al.*, 2003).

Por outro lado, a Legislação Brasileira contém uma série de dispositivos que podem ser utilizados como ferramentas nesse processo de gerenciamento da água de lastro, além da NORMAM – 20/2005/2014 que em resumo é uma adaptação das diretrizes da IMO.

A Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n. 357, de 2005, dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes.

A “Lei das Águas”, n. 9433/97, veio completar o Código de Águas de 1934, no que se refere à gestão dos recursos hídricos, considerando seus múltiplos usos. Além disso, instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

Outro avanço na legislação brasileira ocorreu com a aplicação de multas por atividades danosas ao Ambiente, prescrita na “Lei dos Crimes Ambientais” (Lei n. 9.605 – 1998). Essa Lei, em acordo com a CF/88, provém detalhadamente a aplicação de penas aos agentes que poluírem ou degradarem o ambiente em qualquer forma de ação. Considerando as consequências da introdução de Espécies Invasoras e/ou agentes patogênicos no Ambiente portuário e a Legislação específica para o BWM, não restam dúvidas de que o descarte impróprio da Água de Lastro constitui um crime ambiental e pode ser punido de acordo com as proviões dessa Lei (PEREIRA, 2013).

Além do Porto de Santana, outros seis Portos da Plataforma Continental Norte estão na relação de maiores exportadores de cargas no ano de 2006. Os Portos de Ponta da Madeira, Itaqui e Alumar, localizados no Estado do Maranhão, Porto Trombetas e Vila do Conde no Estado do Pará, e o Porto de Itacoatiara, no Estado do Amazonas, são locais com intensa circulação de navios do comércio marítimo internacional e são portadoras de águas de lastro que podem agir como contaminantes (ou dispersores) das águas dentro da própria Bacia Amazônica. Assim, os mecanismos legais para o BWM no Brasil podem ser complementados no sentido de promover um controle e prevenção dos impactos da água de lastro. Através desse novo enfoque, com uma proteção ambiental mais efetiva a ser atingida, poderá ser garantido o Direito Constitucional Brasileiro em relação ao uso e acesso ao meio ambiente equilibrado enquanto as tecnologias de tratamento de água de lastro “on-board” ou “off-board” estão em desenvolvimento (GOLLASCH *et al.*, 2000).

As perdas econômicas, sociais e ecológicas associadas às espécies invasoras aquáticas são difíceis de quantificar. Alguns custos foram estimados em US\$ 5 bilhões em danos nos cascos dos navios, nos sistemas de canos e outras superfícies pelo mexilhão zebra na região dos Grandes Lagos, localizado na América do Norte. Outras situações, como a perda de espécies nativas e a restauração do ambiente aos níveis anteriores às bioinvasões são desconhecidos (BUCK, 2007, ULIANO *et al.*, 2013).

A magnitude do problema é extensa e as invasões frequentemente interagem com outros fatores, como as perdas habitacionais, poluição e mudanças climáticas que comprometem a integridade dos ambientes marinhos e fluviais. A despeito da severidade das implicações, estudos demonstram que os impactos das espécies introduzidas nos ambientes marinhos são raros e a maioria das introduções segue não noticiada (SILVA e SOUZA, 2004).

Outros fatores têm também sido sugeridos como facilitadores do estabelecimento das espécies invasoras, entre eles os altos índices de reprodução, facilidade

de dispersão, baixos níveis de competição entre as espécies residentes e tolerância a vários tipos de condições ambientais (LOEBMANN, 2010).

Por estes motivos programas de monitoramento são necessários para permitir uma rápida detecção de introdução de espécies invasoras, que pode tornar possível a adoção de medidas para seu controle e/ou erradicação. Entretanto, na maioria dos casos, quando uma espécie invasora se estabelece, sua erradicação torna-se virtualmente impossível (OLIVEIRA, 2008). Nesse caso, a única alternativa seria controlar a população dessa Espécie Invasora para manter os impactos e perdas em níveis aceitáveis.

Apenas através de Programas de Monitoramento, principalmente nas regiões portuárias, é que os Estados poderão ter informações e desenvolver ferramentas necessárias para implementar um Sistema de Gerenciamento de Água de Lastro (FERREIRA *et al.*, 2009).

No âmbito estadual, o Amapá possui uma constituição que segue a CF de 1988. Em seu sexto capítulo, referente aos recursos naturais do estado, determina-se a criação de uma política estadual de recursos hídricos, estabelecidos através da Lei n. 686 – 2002 que cria a Política Estadual de Recursos Hídricos – PERH. O Código Ambiental do Estado do Amapá do ano de 1999, em seu capítulo VI artigo 2º, estabelece que os órgãos estaduais competentes devem realizar serviços de avaliação, fiscalização dos recursos hídricos, bem como a adoção de medidas contra a contaminação e deterioração das águas (AMAPÁ, 1999).

As zonas estuarinas próximas às cidades de Macapá e Santana, mesmo levando-se em consideração os complexos fenômenos autodepurativos das marés envolvidos devido às condições locais, têm apresentado uma forte alteração nos níveis de concentração de coliformes fecais (CF) em corpos de águas que deságuam no rio Amazonas, especialmente nas áreas de drenagem próximas das zonas urbanas e periurbanas dessas cidades (CUNHA *et al.*, 2004; PINHEIRO *et al.*, 2008; e CUNHA *et al.*, 2012). Há quase uma década tem sido observado forte deterioração destas águas estuarinas próximas da zona portuária de Santana (CUNHA *et al.*, 2011).

Somente no ano de 2011 circularam pelas suas águas 639 grandes embarcações pelas águas do rio Amazonas, percorrendo o “Canal do Norte” relativamente próximo da orla das cidades de Macapá e Santana (PEREIRA, 2013).

Neste aspecto, há ainda a preocupação com outros fatores “sinérgicos”, como os agravantes de transmissão de doenças e facilitação de processos de bioinvasão de micro-organismos exógenos. Isso porque nos portos instalados próximos de locais com condições de vulnerabilidade sanitária, como Macapá e Santa-

na, praticamente sem nenhum tipo de tratamento de esgoto doméstico e industrial, têm maiores chances de apresentar problemas de interações biológicas com águas contaminadas por vírus e bactérias (ALB, 2009; CUNHA *et al.*, 2004).

Mas a região portuária de Santana/AP é importante para a navegação comercial do Brasil, sendo a porta de entrada e saída de navios da Bacia Amazônica. O Porto de Santana, que no mapa do Ministério dos Transportes do Brasil está denominado como Porto de Macapá, é estratégico para o sistema portuário Brasileiro, pois todos os navios que realizam operações comerciais na Bacia Amazônica devem passar pelas suas águas.

Entretanto, em face ao cenário de risco potencial da atividade da navegação de grande porte no Porto de Santana, monitorar a água de lastro pode ser útil para estabelecer um paralelo entre as diretrizes adotadas pela BWMC e as medidas gerenciais e legais executadas pelas autoridades envolvidas localmente. Esta seria uma medida de precaução prevista em lei, pois se desconhece os riscos ambientais desta atividade. Além disso, há poucos estudos relacionados ao tema da água de lastro referentes à Amazônia, sendo eles raros e concentrados na região sul e sudeste do Brasil (PEREIRA *et al.*, 2014, PEREIRA, 2013; ULIANO *et al.*, 2013).

O objetivo do presente estudo é analisar o papel do Gerenciamento da Água de Lastro na região portuária de Santana-AP, e quais poderiam ser as medidas necessárias para minimizar potenciais riscos de contaminação dos ambientes aquáticos, e principalmente do entorno das águas de abastecimento de Estação de Tratamento de Água de Macapá e Santana, próximos dos locais de deslastre.

Os objetivos específicos são:

- 1) Estudar a adequação da gestão operacional das Águas de Lastro em relação às Diretrizes da BWMC, Legislação Brasileira e Internacional, com base em variáveis gerenciais e operacionais concernentes à água de lastro nas embarcações monitoradas;
- 2) Apresentar resultados de procedimentos de monitoramento da qualidade da água (físico-químicos e microbiológicos) de tanques de lastro em navios do Porto de Santana e verificar sua adequação à Resolução CONAMA 357/2005 e outras normas;
- 3) Identificar a existência de fatores de risco relacionados à Água de Lastro em relação aos ecossistemas aquáticos, saúde pública e sanitários, utilizando-se como base uma análise estatística de similaridade, considerando variáveis logísticas (último porto, porto de chegada e porto de partida), variáveis gerenciais (trocas de águas de lastro), variáveis físico-químicas da água de lastro coletada in loco (como salinidade, pH,

oxigênio dissolvido) e microbiológicos (Coliformes Totais e *E. coli*) da qualidade da água amostradas nos reservatórios de navios ancorados próximos ou no Porto de Santana.

8.3 MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa de campo ocorreu entre agosto de 2012 e janeiro de 2013 quando foram realizadas visitas técnicas nas embarcações ancoradas no Porto de Santana. Durante as visitas foram coletados dados técnicos acerca dos processos de gerenciamento de água de lastro previstos pela NORMAM-20/2005. As informações foram obtidas a partir de formulários preenchidos pelos comandantes e suas equipes técnicas nas próprias embarcações (*in loco*). Após preenchimento desses formulários estes eram entregues aos autores contendo as informações de procedimentos de troca de água de lastro embarcada e despejada mediante visitas técnicas, como pode ser descrita por Pereira (2013).

O objetivo desta primeira etapa foi estudar a efetividade de execução dos procedimentos gerenciais previstos nos referidos formulários e avaliar *in loc*. Um segundo objetivo foi coletar amostras de água de lastro durante estas mesmas visitas técnicas a bordo e analisá-las de forma holística e integrada com as informações dos referidos formulários, detalhados a seguir.

8.3.1 Área de Estudo: Praticagem da Fazendinha – AP

A região portuária de Santana, localizada na zona estuarina do Estado do Amapá, é uma das mais importantes áreas de navegação comercial do Brasil. Sua localização está indicada nas Figura 48 a e b, no início do Estuário do Rio Amazonas. De acordo com a Figura 48 c observa-se que esta região apresenta águas relativamente profundas e variáveis, com máximas de 77m, média de 25-30m, e áreas mais rasas próximas das margens, de 3 a 5m. Esta variação permite a navegação de porte na Bacia Amazônica, mas exige cuidados em relação aos bancos de sedimentos e sua movimentação no tempo e no espaço (CUNHA *et al.*, 2012).

Próximo ao Porto de Santana a largura do Canal do Norte (canal preferencial dos navios) é de aproximadamente 12Km (CUNHA *et al.*, 2012). As embarcações ancoram no centro do canal, próximos à Ilha de Santana ou em Frente da cidade de Macapá (Figura 48 d). Esta dinâmica deveria exigir o monitoramento contínuo da qualidade da água, tanto para atender a legislação ambiental e a critérios relativos à saúde pública (CUNHA *et al.*, 2004).

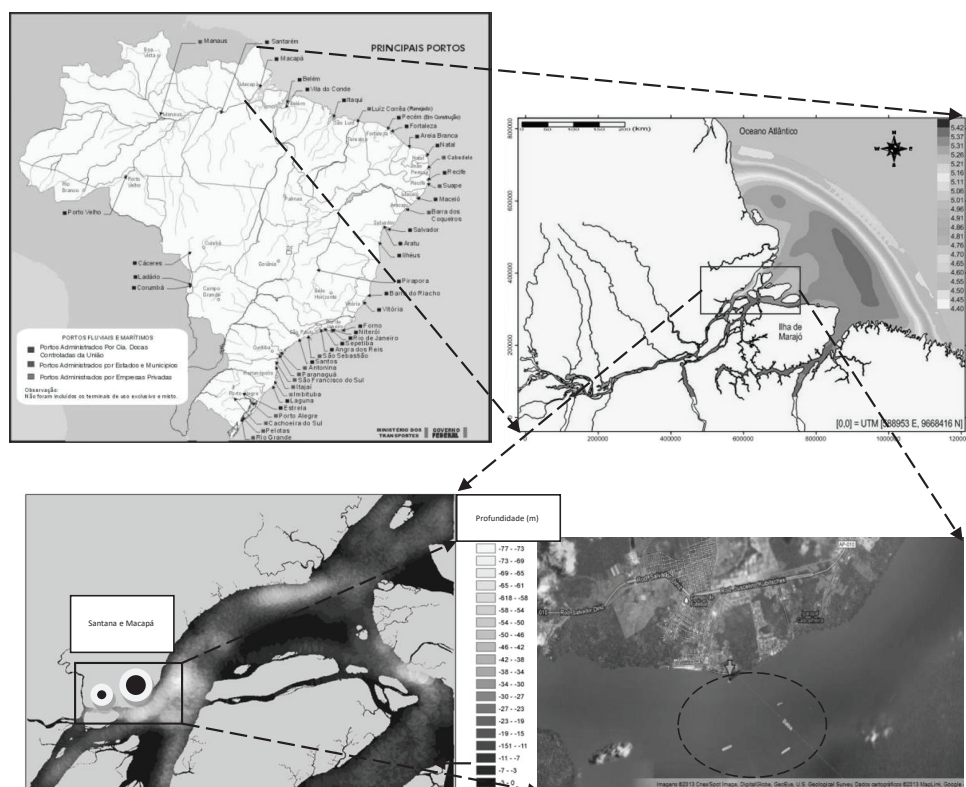


Figura 48 Área de estudo com o mapa dos Portos no Brasil (a) (Fonte: Brasil, 2010), mapa da zona estuarina do Rio Amazonas – Amapá (b) (Fonte: Brito, 2013), mapa de profundidade das águas (c) (Fonte: Cunha *et al.*, 2012) e (d) imagem de satélite da praticagem da Fazendinha (círculo) Macapá/AP

Fonte: Pereira (2013)

As inspeções ou visitas técnicas são normalmente organizadas pelas agências de navegação que operam nessa região, as quais são responsáveis pelo recolhimento das taxas de navegação, providências de transporte e deslocamento da equipe de inspeção, recolhimento de informações sobre a embarcação, carga e tripulantes. Também são responsáveis por mobilizar outras agências governamentais como ANVISA, Secretarias de Meio Ambiente e de Saúde municipais e estaduais (PEREIRA, 2013).

De acordo com as Figura 48 a e d, a Praticagem do Distrito de Fazendinha está localizada entre as cidades de Macapá e Santana-AP, onde ocorrem as visitas aos navios do CMI há pelo menos dez anos, de acordo com informações fornecidas pelos funcionários da Praticagem em 2013. No momento em que a lancha atraca no navio (Figura 48 c), é acionado o sistema de descida de uma escada de acesso pela tripulação (Figura 48 d), momento no qual é realizada a primeira verificação de equipamentos de segurança, principalmente a rede de segurança da

referida escada. Após içamento da escada de acesso, a equipe de monitoramento da qualidade da água faz a coleta de amostras a partir dos sistemas de amostragem disponível em cada tipo de embarcação (Figura 48 e e f): amostragem manhole e amostragem por transbordamento (Fonte: PEREIRA, 2013). No total foram inspecionadas 50 embarcações no período de julho de 2010 a janeiro de 2013.

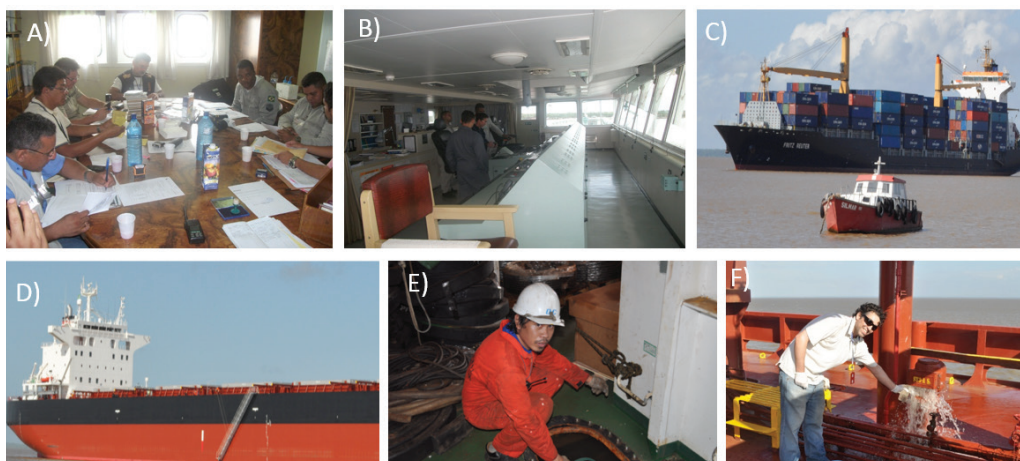


Figura 49 (a) Reunião na sala do capitão – inspeção; (b) avaliação de equipamentos de navegação; (c) navio ancorado aguardando aproximação da lancha para inspeção; (d) navio com escada de acesso às equipes; (e) amostragem Manhole e (f) amostragem por transbordamento

Fonte: Pereira (2013)

8.4 ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DE LASTRO

As análises físicas e químicas foram realizadas por uma Sonda Multi Análises marca YSI, modelo 5556MPS (BURKHOLDER *et al.*, 2007), que forneceu instantaneamente resultados para diversos parâmetros de qualidade de água, tais como Temperatura da Água de Lastro (T °C), TDS (g/L), Salinidade (Sal. ppt), Oxigênio Dissolvido (DO g/L) e o Potencial Hidrogeniônico (pH).

As análises microbiológicas para determinação de potencial sustentação de possíveis espécies invasoras foram realizadas no Laboratório de Química, Saneamento e Modelagem de Sistemas Ambientais (LQSMSA/UNIFAP envolvidos na Pesquisa. Para determinação de Coliformes totais e *E. coli* foi utilizado o método do substrato cromogênico (APHA, 1985) detalhados por Pereira (2013).

O sistema de amostragem seguiu os padrões estabelecidos pelas Diretrizes da BWMC, segundo proposições de Gollasch (2010). O objetivo principal desta etapa foi verificar e comparar as características físico-químicas e microbiológicas da qualidade da água de lastro nos navios e verificar sua adequação à Resolução

No357/05 da CONAMA e NORMAM-20, considerando os aspectos de origem e destino das embarcações.

8.4.1 Métodos Estatísticos

Com o objetivo de avaliar similaridade entre as águas de lastro monitoradas, foram utilizadas variáveis qualitativas (atributos categóricos ou fatores) dos relatórios (BWRP), tais como bandeira internacional, último porto de partida, próximo porto, porto de chegada, tipo de navio (características do lastro) dentre outros. Além disso, foram incluídas as variáveis de qualidade da água mencionadas anteriormente. Estes dados foram processados conjuntamente no *software* R-Project 3.1, com uso de *scripts* ou códigos numéricos desenvolvidos especificamente para análise de agrupamentos (*clusters*) e de similaridade (PETERNELLI & MELLO, 2011; R-TEAM, 2011). No total foram processadas dezoito variáveis para quarenta e quatro unidades amostrais (navios).

A análise clusters ou análise de agrupamentos (AA) são, segundo Hair *et al.*, (2005), consideradas análises multivariadas que permitem quantificar a relação entre uma única variável dependente (critério) e diversas variáveis independentes (preditoras) ou identificar grupos ou objetos homogêneos, sejam indivíduos, produtos ou mesmo comportamentos.

A análise de similaridade com uso da análise de agrupamentos se baseia no princípio básico de maximizar a homogeneidade de objetos dentro dos grupos, ao mesmo tempo em que se maximiza heterogeneidade entre os grupos (HAIR *et al.*, 2005, R-TEAM, 2012). Várias regras podem ser utilizadas, mas o fundamental é avaliar a similaridade “média” entre grupamentos de modo que, quando a média aumenta, os grupamentos se tornam menos parecidos – ou – menos grupamentos *versus* menos homogeneidade (HAIR *et al.*, 2005, R-TEAM, 2012).

Na presente investigação testaram-se diversas “distâncias” de similaridade que melhor representassem o processo de visualização dos grupos formados. A melhor visualização de similaridade foi testada com base em diversas distâncias como Euclidiana, Média, Completa, Ward, Ponderada, Flexível, sendo a melhor escolha a distância de Ward.

8.5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

8.5.1 Avaliação crítica da legislação e gerenciamento de água de lastro na Amazônia

As visitas técnicas ocorreram em 50 navios, frisando que, inicialmente, apenas 44 foram utilizados nas análises comparativas. Seis amostras foram descon-

sideradas por não apresentarem as informações necessárias nos relatórios de água de lastro.

Foram observados nove classes de navios que navegam as águas do Rio Amazonas (modalidade do CMI): Graneleiro (Bulk Carrier), Oil/Chemical Tanker, Multi-Purpose Cargo, General Cargo, Cavaqueiro (Woodchip S Carrier), Dry Bulk Carrier, LPG, Log Bulk Carrier e Product Tanker, (PEREIRA, 2013).

Na Figura 50 é apresentado um gráfico com a distribuição percentual por tipo ou classe de navio obtidos da presente pesquisa de campo, com predominância dos navios do tipo Bulk Carrier (72,7%). Na referida figura são apresentados gráficos do tipo de embarcação *versus* parâmetros físico-químicos ou microbiológicos, do tipo Box Wiskas. Utiliza-se a mediana da distribuição das variáveis e seus respectivos intervalos interquartílicos (25%, 50%, 75% e 100%). Em alguns gráficos são observados valores extremos (para mais ou para menos) denominados de *outliers*. O gráfico tipo Box apresenta de forma simples a distribuição dos parâmetros da qualidade da água com seu respectivo tipo de navio.

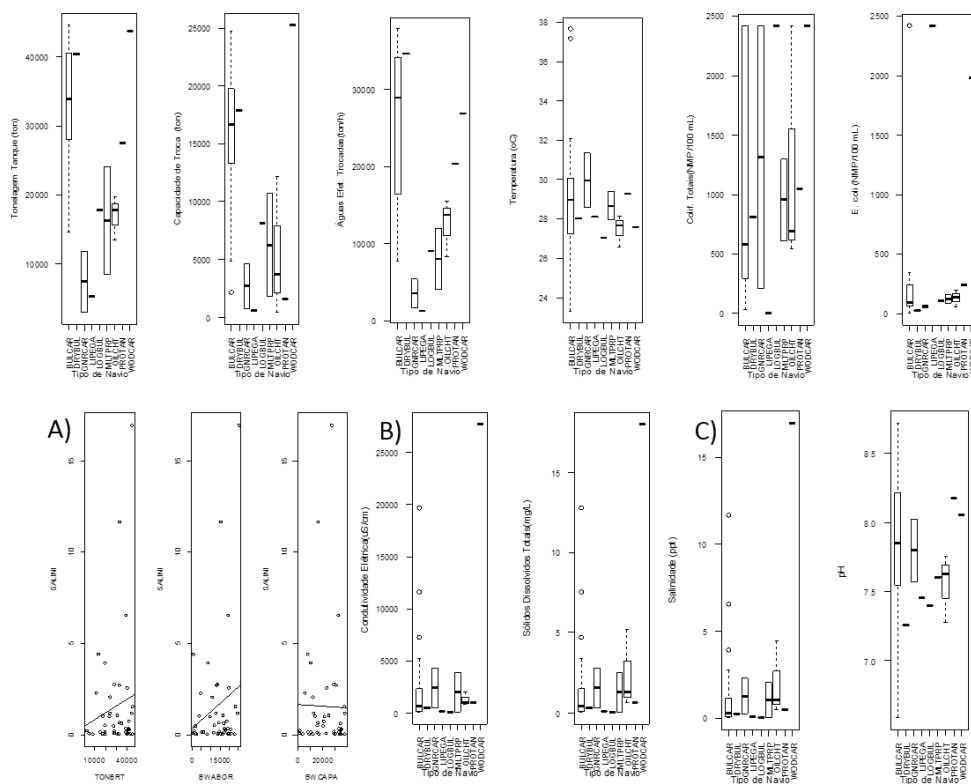


Figura 50 Gráficos Box com base na mediana amostral por parâmetro da qualidade da água e por tipo de embarcação

Na Figura 50(a, b, c) foram analisadas três curvas de regressão, relacionando as variáveis TONBRT, BWABOR e BWCAPA. Os resultados sugerem que o aumento da capacidade de armazenamento destas tende elevar a salinidade para TONBRT, BWABOR, mas tende a diminuir com o aumento de BWCAPA. Contudo ao elaborar um teste de confiabilidade, nenhum dos resultados das regressões foi significativo ($p < 0,05$).

Como o volume de água de lastro descarregado nas diversas locações contribui para o risco de bioinvasões, este é um dos parâmetros de maior interesse para a gestão. Assim, considera-se que quanto maior seu valor maior o número de organismos que podem potencialmente ser introduzidos pela água de lastro (CARLTON, 2010). Contudo, é importante ressaltar que algumas das mais proeminentes bioinvasões ocorreram em portos que recebiam pequenos volumes de água de lastro, enquanto outros portos que recebem grandes quantidades não são invadidos (IMO, 2005). Isto sugere que este parâmetro não é o único importante na análise gerencial da água de lastro. No total, o valor de deslastro relatado nos BWRP para os 44 navios visitados foi de 592.789,51 m³.

Uma análise mais detalhada permite observar a distribuição da frequência das embarcações em vinte um países diferentes, incluindo o Brasil como maior fornecedor de água de lastro com 115.119,18 m³ (19,5%), seguido da Itália (16,5%), Espanha (9,3%) e Oceania (0%). Além disso, observa-se que a distribuição ocorreu em seis continentes diferentes, com a América do Sul e África como maiores fornecedores de água de lastro com 50% somados, seguido de Europa com 40,9%.

A Amazônia, apesar de pertencer ao território brasileiro, encontra-se em condição de isolamento em relação aos demais Estados da União, sendo o acesso terrestre relativamente muito difícil. Por este motivo o transporte de cargas por meio aquático e aéreo são as melhores e frequentemente as únicas opções. Além disso, é relevante compreender que os ambientes aquáticos com biotas geograficamente isoladas de outras áreas similares tendem a apresentar alto número de espécies endêmicas, que são ameaçadas por invasões em função de suas faixas ou nichos ecológicos restritos (IMO, 2005).

Como resultado, é evidente que o estreitamento das requisições aos navios ao navegarem pelas águas amazônicas deveria ser acompanhado de inspeção e fiscalização mais rigorosas pelos agentes públicos brasileiros. De acordo com a Figura 50, verifica-se a variabilidade considerável dos parâmetros da qualidade da água apenas considerando o tipo de navio ancorado no Porto de Santana.

A abundância e o número de espécies de bactérias em tanques de Água de Lastro nem sempre estão bem relacionados com o tipo de navio, status da troca, idade da água, condições ambientais medidas ou abundância de fitoplâncton (BURKHOLDER *et al.*, 2007).

Alguns experimentos mostram que certas espécies biológicas apresentaram crescimento durante a viagem (GOLLASCH *et al.*, 2000). E, além da temperatura, alguns estudos sobre a sobrevivência e crescimento de bactérias examinaram variáveis incluindo tolerância dos micro-organismos às mudanças abruptas na temperatura e salinidade, temperatura anual e ciclos de salinidade nos portos, histórico dos tanques e concentrações de oxigênio dissolvido nas águas receptoras da Água de Lastro (DRAKE *et al.*, 2007).

Foi verificado que 18 dos 47 formulários entregues pelas tripulações não estavam corretamente preenchidos ou respondidos completamente. Na verdade, normalmente apresentavam erros relacionados às condições de onde a água de lastro foi coletada, e principalmente quanto a concentração de sal, temperatura e profundidade do local onde as águas de origem foram trocadas.

Foi verificado que dois navios informaram que realizaram a troca da água de lastro em condições em ambientes “terrestres”. Dadas as coordenadas informadas pelos tripulantes nos formulários, este é um erro grosseiro que legalmente seria inadmissível ou geraria controvérsias em caso de questionamentos em processos gerenciais e legais. Além disso, foi frequente (11 navios) a não apresentação de informações sobre sua origem, sugerindo que não houve quaisquer verificações destas informações nos formulários. Tais fatos já tinham sido citadas por Caron Junior (2007), o qual apresentou registros de um navio que havia deslastrado água em uma localidade 450 km “dentro do continente”.

Além disso, há diversas informações relevantes a serem consideradas, as quais são violações diretas da DPC 2005: 6 navios mudaram as águas dos seus tanques mais próximos das 50 milhas náuticas da costa, 3 mudaram menos do que 95% das águas da capacidade do tanque e 2 não realizaram nem sequer a primeira troca de água.

As consequências disso, por exemplo, é a desinformação sobre a qualidade da água de lastro. A temperatura controla a máxima concentração de oxigênio dissolvido (OD), sendo este extremamente relevante para o desenvolvimento de processos aeróbios ou facultativos pelos micro-organismos presentes na água de lastro (APHA, 1985), tanto que há propostas de tecnologias de desoxigenação da IMO como um método de tratamento de água de lastro. Além disso, a água de lastro deve estar em conformidade com outras legislações brasileira, como por exemplo a Resolução CONAMA 357/2005, que considera a temperatura um dos mais importantes fatores que afetam a sobrevivência de micro-organismos em água de lastro (RUIZ *et al.*, 1997).

Além disso, análises microbiológicas obtidas da água de lastro dos navios no Porto de Santana mostraram (considerando uma “segunda troca”) uma significa-

tiva variação de valores fora dos padrões estabelecidos pela Resolução 357/05 do CONAMA para *E. coli* e Coliformes Totais, o que representa um risco considerável ao meio ambiente na zona portuária da bacia Amazônica.

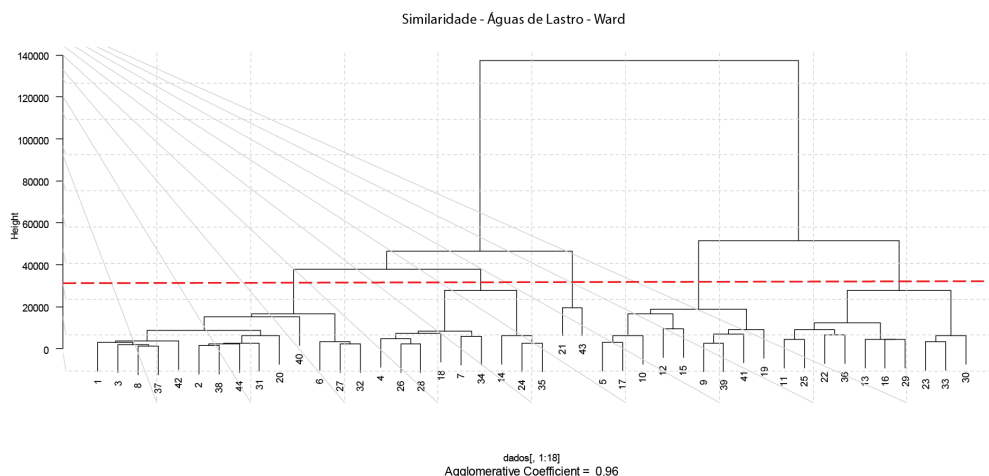


Figura 51 Análise de agrupamentos para avaliação da similaridade considerando-se todas as 18 variáveis envolvidas, incluindo logística, gestão e parâmetros da qualidade da água por tipo de embarcação

A Figura 51 é resultado da adaptação da Tabela de Risco por Similaridade, adaptada de Gollasch & Leppäkoski (2007). A linha vermelha tracejada indica similaridade próxima de 90% e corta as linhas verticais em 6 posições, resultando em 6 blocos de similaridade. De forma subentendida, segundo a classificação por amostragem, é possível avaliar seis situações ou níveis de “Risco” como Alto, Médio e Baixo entre estes blocos.

Por exemplo, após as “duas trocas” de água de lastro, alguns navios apresentaram valores de salinidade nas faixas de águas doces e águas salobras. Nesses casos, o Risco por similaridade variou entre o médio para águas salobras descarregadas em um ambiente de água doce (19 navios – 43%) e alto para descarga de Água de Lastro doce em águas doces (25 navios – 57%). Estes últimos referentes à navegação de cabotagem.

Se considerarmos biorregiões e o clima como risco por similaridade de biorregião, e que todos os portos da Bacia Amazônica estão localizados na Região Tropical, as temperaturas são elevadas, na faixa de 25 °C ou maior (segundo Köppen, Af) (CUNHA *et al.*, 2011). Na avaliação por similaridade climática, obtemos 24 navios (54%) apresentando alta similaridade. Dezesesseis (16) navios apresentam similaridade média (27%), e quatro navios apresentam baixa similaridade (9%).

8.5.2 Análises Multivariadas de Similaridade como Subsídio à Análise de Risco (Global, Qualidade da Água, Gestão Operacional e Aspectos Logísticos)

A Figura 51 é o resultado da análise de agrupamentos envolvendo todas as variáveis conjuntamente (1:18), cujo coeficiente aglomerativo foi da ordem de 0,96 (96%) de homogeneidade. Foi adotada a distância de Ward como escala comparativa de similaridade.

Ela agrupou todas as 18 variáveis envolvidas, apresentando dois grandes blocos similares com coeficiente aglomerativo da ordem 0,96 (bastante homogêneo). O primeiro bloco apresentou uma subdivisão, com as unidades amostrais 1, 3...até 40, as quais apresentam-se nitidamente compactadas no primeiro subgrupo à esquerda, observando-se uma relativa homogeneidade das características das águas de lastro. Mas, de modo contrário, as unidades amostrais 21 e 43 se mantiveram sempre diferenciadas das demais, em função da elevada salinidade e concentração elevada de micro-organismos como coliformes totais e *E. coli*.

O resultado da análise de cluster da Figura 6-5, com apenas variáveis de gestão (ou logística), mostra certa diferenciação ou heterogeneidade entre os grupos, mas mantém o coeficiente aglomerativo da ordem de 0,9, indicando homogeneidade média para as variáveis utilizadas. A análise mostra a importância das variáveis de origem, destino, bandeira, capacidade de armazenamento e capacidade de troca dos navios, por exemplo. Também neste caso as unidades amostrais 21 e 43 mantiveram-se isoladas dos demais grupos, não fazendo parte de nenhum grupo ou par de similaridade.

8.5.3 Análises Estatísticas Complementares (BWRA x Qualidade da Água de Lastro)

Na Figura 52 as linhas verdes indicam a curva de regressão linear tradicional. A linha vermelha contínua indica mudança da tendência com a variável independente. As linhas superiores e inferiores vermelhas descontínuas indicam um intervalo de confiança IC Média \pm 95%. Os círculos fora dos intervalos de confiança indicam *outliers* ou valores extremos da variável em questão. Nos eixos horizontais e verticais são representadas as médias com os intervalos interquartílicos representados para mais e para menos no formato de caixas do tipo Box Wiskas.

Na Figura 52, observa-se a variação da quantidade de água de lastro trocada em função da capacidade de armazenamento total do tanque de lastro no Porto de Santana. Quanto maior a capacidade do reservatório da água de lastro do navio “TORBOR”, maior também é o volume de troca “BWABOR”. Observa-se a variação da quantidade de água de lastro “BWABOR” trocada em função da

seqüência amostral ao longo do tempo. Durante o período de amostragem nota-se a variação da capacidade do reservatório da água de lastro do navio “TORBOR”, no período da pesquisa, representado por “NAVNUM”.

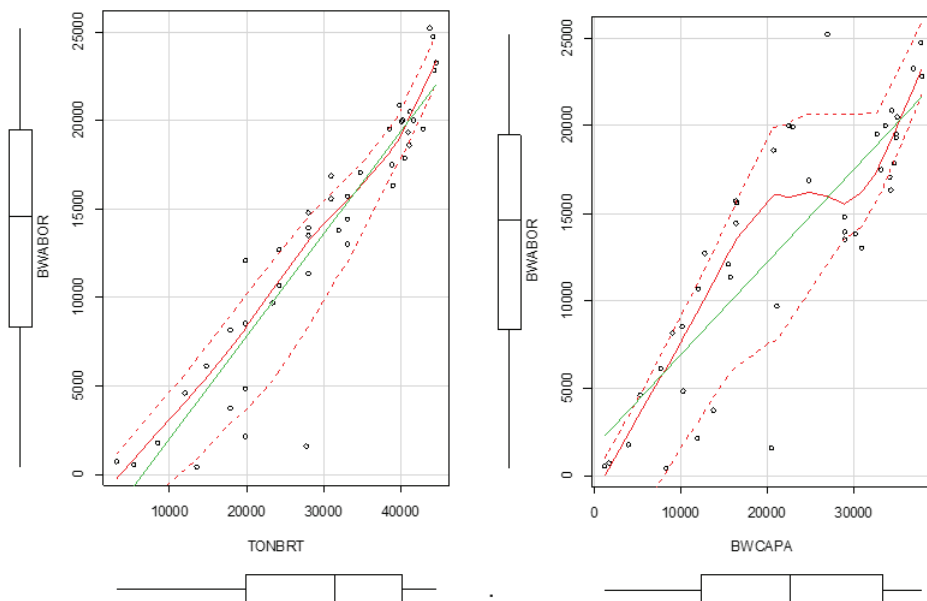


Figura 52 Relação entre a capacidade de armazenamento do navio e o volume efetivamente trocado de água de lastro

De acordo com Caron Júnior (2007), relacionando a capacidade total de lastro com a tonelagem bruta, de 181 embarcações que visitaram o Porto de Itajaí no ano de 2003 (90% do total de embarcações), a média dessa relação foi de 38,35%. Na presente análise, a correlação linear entre as duas variáveis foi da ordem de 72%.

O Estado da bandeira de um navio determina as leis e regulações às quais o navio é requerido a operar. Uma vez que essas nações podem ter diferentes práticas operacionais para o Gerenciamento da Água de Lastro, ou não possuem regulações ou padrões estabelecidos, os navios de diferentes bandeiras podem apresentar diferentes graus de influência nos ecossistemas visitados (LIU & TSAI, 2011).

Quando se realiza uma Avaliação de Risco de Água de Lastro (BWRA), não se considera apenas o volume de água descarregado em certa região/porto que tem relevância, mas também a frequência de visitas do navio e, mais importante, a Similaridade Ambiental entre regiões doadoras e receptoras, sendo esta a importância da Figura 6-5.

Um grande número de áreas doadoras potenciais com alta similaridade ambiental é um risco maior que em um porto com poucas visitas de navios de regiões pouco similares (GOLLASCH & LEPPÄKOSKI, 2007).

8.5.4 Avaliação de Risco de Água de Lastro (BWRA)

O Risco pode ser definido como a probabilidade de que um evento indesejável ocorra como consequência de uma ação ou comportamento. A Avaliação de Risco identifica a frequência e consequências de tais eventos (HEWITT & HAYES, 2002).

Avaliações de Risco Qualitativas são as mais comuns (GOLLASCH, 2000; GOLLASCH & LEPPÄKOSKI, 2007; GRIGOROVICH *et al.*, 2003; HAYES & SLIWA, 2003), enquanto as Quantitativas são direcionadas para grupos de espécies específicas (HAYES, 1998; KOLAR & LODGE, 2002; NYBERG & WALLENLINTINUS, 2005).

A avaliação de risco utilizada nessa pesquisa é baseada na avaliação da similaridade ambiental entre o porto destino e porto doador, utilizando a abordagem de comparação climática e de qualidade da água, principalmente o parâmetro salinidade (GOLLASCH & LEPPÄKOSKI, 2007; PAAVOLA *et al.*, 2005).

As Avaliações Quantitativas de Risco nem sempre são possíveis, por exemplo, em áreas sem banco de dados relevantes para se basear as técnicas empíricas (HAYES, 1998). Como consequência, expressões de Risco Qualitativo como baixo, médio e alto podem ser utilizados (SIMBERLOFF & ALEXANDER, 1994; GOLLASCH & LEPPÄKOSKI, 2007). Uma explicação para isso é a dificuldade de expressar os níveis de incerteza e uso de dados para os cálculos adicionais (HAYES, 1999).

Uma avaliação razoável de risco é geralmente a melhor opção para se levar os dados o mais longe possível, isso pode auxiliar o gerenciamento e as tomadas de decisão (PAAVOLA *et al.*, 2005).

O Risco estimado na Avaliação por Similaridade Ambiental compara salinidade, temperatura das áreas de origem e descarga da Água de Lastro (no presente estudo denominado de “BWABOR”) como essenciais para a sobrevivência das espécies em um novo ambiente (GOLLASCH & LEPPÄKOSKI, 2007). Portanto, a identificação do Risco pela abordagem Espécie Específica é direcionada na avaliação do potencial invasivo de cada espécie e previsões de males que possa causar em um novo ambiente (CLARKE *et al.*, 2003). Esta avaliação, foi feita indiretamente pelas medidas de Coliformes Totais e *E. coli*.

A abordagem por Similaridade Ambiental pode ser utilizada se os portos de origem e destino são localizados em diferentes biorregiões. No caso de pertence-

rem à mesma biorregião, assume-se que as condições ambientais são similares, portanto uma avaliação de risco Espécie Específica é necessária (GOLLASCH & LEPPÄKOSKI, 2007). E, na maioria dos estudos existentes, também se consegue, como consequência dessa análise, definir as ações para eliminar ou controlar os riscos identificados (VALLE & LAGE, 2003).

A falta de recursos para as instituições competentes e a não padronização das medidas de gerenciamento ambiental nos portos brasileiros são apontados como razões para o Programa de Gerenciamento de Água de Lastro apresentar deficiências e não agir de maneira efetiva. Mas alguns estudos têm observado que a troca de Água de Lastro pode ser considerada apenas uma solução provisória, devido às limitações de sua eficácia (CLARKE *et al.*, 2003).

Os Programas de Monitoramento adotados atualmente pelas administrações dos portos não seguem as mesmas metodologias, não incluem amostras representativas das áreas portuárias, e não examinam a presença de espécies invasoras.

Apesar dos requerimentos da NORMAM – 20, em um estudo da ANVISA foi revelado que 62% dos navios amostrados cujos capitães afirmam ter realizado a troca em alto mar, em acordo com as diretrizes da IMO, provavelmente não o fizeram, ou o fizeram apenas parcialmente (CARON JÚNIOR, 2007).

8.5.5 O Sistema Portuário Brasileiro e sua relação com o CMI

O Sistema Brasileiro de Portos Públicos é composto de companhias de docas, concessões estaduais e municipais e terminais privados. Existem 37 portos públicos importantes e mais de 140 terminais servindo como potenciais portas de entrada para bioinvasões no Brasil. Levando em consideração que a maioria das autoridades portuárias brasileiras não dispõem de sistemas de gerenciamento ambientais ideais, as condições são extremamente favoráveis para que as Espécies Invasoras sobrevivam nas áreas portuárias (LEAL NETO, 2007), tal como sugere as análises da Figura 50.

No estudo, os referidos autores analisaram 808 formulários de Água de Lastro, mas somente 39 (4,83%) apresentaram declaração de deslastro e, destes, somente 29 (3,59%) estavam em conformidade (ou possuíam todos dados necessários). Portanto, torna-se inviável a realização de uma análise de risco com tão poucos dados (CARON JÚNIOR, 2007).

Sabendo-se que vários navios, principalmente aqueles de cabotagem, atracam em diversos portos antes de alcançarem os portos amazônicos. Nestes termos, o risco de bioinvasão dentro de uma mesma macrorregião aumenta consideravelmente. Deste modo, é necessário pensar em um sistema de monitoramento que auxiliem os gestores portuários a melhor gerenciar e avaliar os riscos em relação à

água de lastro na região amazônica. Esta tem se tornado uma preocupação ainda maior para a conservação da biota amazônica local em face das mudanças da Norman-20 ocorrida em 2014, tornando a região com de vulnerabilidade considerável.

8.6 CONCLUSÃO

As principais conclusões da pesquisa foram:

1) Além da BWMC, o Brasil apresenta diversos mecanismos legais que podem servir de suporte à proteção do Ambiente Amazônico, como a CF de 1988 e demais Leis de proteção ao meio ambiente, como a Lei de Crimes Ambientais. Cabe ao Estado Brasileiro proteger sua biodiversidade em evidente vulnerabilidade decorrente da gestão inadequada ou procedimentos equivocados adotados por outros países que aqui adentram para transportar *commodities*.

Há prevaletimento dos navios graneleiros, cuja água de lastro tem sido oriunda de 21 países diferentes, mas, com a maioria, oriunda de outros portos brasileiros. O montante de água de lastro despejada nos ecossistemas amazônicos tem sido de aproximadamente 592.789,51 m³/ por ano em média. A ausência de medidas nacionais mais efetivas no BWM tem resultando em um inadequado controle das águas descarregadas e um considerável crescimento do CMI nos últimos anos, que leva a inserir as áreas portuárias brasileiras no contexto de riscos à bioinvasões. A maioria de programas e medidas de controle é descrita na Legislação e aplicada no processo de “Licenciamento Ambiental” dos portos.

2) O gerenciamento das áreas portuária no Brasil é de responsabilidade da autoridade portuária local (MP n. 595/2012). Mas, a legislação prevê, em caso de poluição de águas continentais ou marítimas, o enquadramento de ações poluidoras como infração de crime ambiental. E aplica-se ao caso da água de lastro se houver algum dano. Com efeito, há a necessidade de operacionalizar melhores processos gerenciais e de fiscalização, como o monitoramento das águas de lastro na zona portuária de Santana;

3) O monitoramento da qualidade da água junto à “Praticagem de Fazendinha” deve ser capaz de auxiliar a gestão portuária, além de subsidiar qualitativamente a análise de riscos de danos ambientais (como a bioinvasão), para que não incorram problemas irremediáveis, especialmente os danos irreversíveis aos ecossistemas locais;

4) Com base nos formulários concluiu-se que a eficácia da BWE no Porto de Santana na região amazônica apresentou deficiências consideráveis, como falhas de preenchimento sobre a avaliação da origem da água de lastro, fator este crítico acerca do desempenho relacionado aos volumes de troca da água de lastro, em função dos formulários obtidos durante o período da pesquisa.

5) É necessário a integração entre lideranças locais dos agentes públicos envolvidos em todo o processo de fiscalização observado *on board*, tais como as Agências de Navegação, Praticagem de Fazendinha, e até a Polícia Federal (Delegacia de Imigração), destacando-se o papel da Marinha do Brasil (Capitania dos Portos), que realizam preenchimento de relatórios com informações dos navios, além de realizar inspeção dos navios para verificação de equipamentos de navegação. Nestas inspeções evidenciaram-se a época da pesquisa, mas nem sempre comprovados, problemas de descontinuidade e precariedade do monitoramento da salinidade da Água de Lastro para atender critérios da NORMAM-20;

6) As análises microbiológicas serviram para constatar que a água coletada na segunda troca apresentaram ampla variação de valores fora dos estabelecidos pela Resolução 357/05 da CONAMA para *E. coli* e para CT. Com base nos estudos de similaridade, a água de lastro da cabotagem seria uma ameaça a ser avaliada, por ser da mais alta relevância regional, haja vista a similaridade da qualidade da água entre diferentes portos na própria Amazônia.

7) Dados da ANTAQ posicionam seis portos da Bacia Amazônica entre os maiores exportadores do Brasil, incluindo o Porto de Santana/AP. Ou seja, a Amazônia tem potencial significativo à bioinvasões promovidas por água de lastro ou incrustações dos navios do CMI.

8) Uma alternativa protetora seria o tratamento de água de lastro nos navios ou no porto, vez que a troca de Água de Lastro é apenas uma medida paliativa e pouco eficiente na prevenção de bioinvasões, se tomarmos os resultados destas análises realizadas. Mas estas tecnologias estão ainda em fase de desenvolvimento, conforme mostrado em capítulos anteriores deste livro. Cabe salientar, que com a entrada em vigor da BWMC existe uma tendência no longo prazo dos navios tratarem a água de lastro antes de despejar no ecossistema amazônico. Isso deverá naturalmente, promover uma melhoria na qualidade da água de lastro despejada. Contudo, não deve ser renegado o papel de avaliar os resultados finais deste despejo, tendo em vista que alguns estudos já apontarem problemas com a eficiência destes sistemas (Cohen e Dobbs, 2015). Segundo os autores, muitos sistemas de tratamento podem ter sido testados sem serem realmente expostos as condições reais de operações na presença de patógenos e bactérias. Além disso, outro estudo apresenta que os sistemas de tratamento a bordo tiveram problemas na sua operação segundo os comandantes de navios mercantes que tinham sistemas instalados a bordo (G Bakalar, 2016). Em alguns casos, estes comandantes fizeram o by-pass do sistema e fizeram a troca da água de lastro ao invés de sua utilização.

Embora, Cohen *et al.* (2017) apresentarem que alguns dos padrões utilizados pelo Science Advisory Board (SAB) dos Estados Unidos não estavam condizentes com a eficiência dos sistemas de tratamentos. Alguns testes de sistemas de tratamento a bordo conduzidos em 2010 e 2011 conseguiram atingir o limite de elimi-

nação de espécies acima de 10 vezes ao recomendado pela IMO. Isso mostra a dificuldade que ainda permeia a questão do BWM.

Finalmente, verificou-se que a Amazônia Legal é uma grande importadora de água de lastro no Brasil. Com efeito, qualquer medida que possa inibir consequências deletérias ao seu meio ambiente costeiro é positiva. Assim, em face ao que preconiza o Direito Ambiental Brasileiro, está previsto que a melhor medida é a prevenção. Este estudo revela exatamente, diante de riscos potenciais, sugere-se que medidas gerenciais e legais sejam imediatamente tomadas, de modo a reduzir o nível de vulnerabilidade e a probabilidade de bioinvasões futuras na zona costeira da Amazônia Brasileira, se é que já não estão ocorrendo. Precisamos entender que os recursos naturais devem ser utilizados hoje garantindo que as gerações futuras também tenham o mesmo direito. Deste modo, o presente estudo chama a atenção para a necessidade com a região costeira brasileira seja ela marítima ou fluvial.

8.7 AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio financeiro da CAPES e CNPq (Processo: 475614/2012-7) pelo auxílio financeiro através de Bolsa de Mestrado/CAPES, ao PPGDAPP/UNIFAP e pelo apoio logístico ao Laboratório de Química e Saneamento Ambiental/UNIFAP. Os autores também agradecem a FINEP por meio do CT Aquaviário pelo financiamento de pesquisas, tais como, o projeto ALOHA.

Por fim, os autores agradecem ao CNPq Processo 303715/2015-4.

8.8 REFERÊNCIAS

ALB. A água de lastro e seus riscos ambientais. 2009. Cartilha de conhecimentos básicos. São Paulo: Água de Lastro Brasil, 73p.

AMAPÁ. 1999. Código Ambiental do Estado do Amapá.

AMAPÁ. 2002. Lei n. 0686, de 07 de junho de 2002, Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos, Disponível em: <<http://www.planalto.gov.br>>. Acesso em: 16 mar. 2012.

ANTAQ. 2014. Agência Nacional de Transportes Aquaviários. www.antaq.gov.br acesso em 12/01/2014.

APHA – American Public Health Association. 1985. Standard methods for the examination of water and wastewater. 16th ed. Washington: APHA.

BRASIL. 1997. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. Política Nacional de Recursos Hídricos. Lei n. 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Brasília.

BRASIL. 1998. Lei n. 9.605. Lei dos Crimes Ambientais.

- BRASIL. 2012. Medida Provisória n. 595. Revoga a Lei do Portuário, e dispõe sobre a exploração direta e indireta de portos e instalações portuárias pela União.
- BRASIL. 2005. Resolução CONAMA n° 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.
- BUCK, E.H. 2007. Ballast Water Management to combat invasive species. CRS Report for Congress. USA.
- BURKHOLDER, J.M., HALLEGRAEFF, G.M., MELIA, G., COHEN, A., BOWERS, H.A., OLDACH, D.W., PARROW, M.W. 2007. Phytoplankton and bacterial assemblages in ballast water of U.S. military ships as a function of port of origin, voyage time, and ocean exchange practices. *Harmful Algae* 6 (4), p. 486–518.
- CARLTON, J. T. 1985. Transoceanic and intraoceanic dispersal of coastal marine organisms: the biology of ballast water. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 23, p. 313-371.
- CARLTON, J. T. 2010. The Impact of Maritime Commerce on Marine Biodiversity. *Brown Journal of World Affairs*, Vol. XVI, Issue II. Section 138.
- CARON JUNIOR, A. 2007. Avaliação do risco de introdução de espécies exóticas no Porto de Itajaí e entorno por meio de água de lastro. Dissertação (mestrado) apresentada a Universidade do Vale do Itajaí em Ciências e Tecnologia Ambiental.
- CLARKE, C. *et al.* 2003. Ballast Water Risk Assessment, Port of Sepetiba, Federal Republic of Brazil. *GloBallast Monograph Series* n. 14. Final Report.
- COHEN, A.N., DOBBS, F.C., CHAPMAN, P.M., Revisiting the basis for US ballast water regulations. *Marine Pollution Bulletin*. 2017.
- COHEN, A.N., DOBBS, F.C. Failure of the public health testing program for ballast water treatment systems. *Marine Pollution Bulletin*. 2015.
- CUNHA, A.C., BRITO, D.C., JUNIOR, A.C.B., PINHEIRO, L.A. DOS R., CUNHA, H.F.A., SANTOS, E.S. DOS, KRUSCHE, A.V., 2012. Challenges and Solutions for Hydrodynamic and Water Quality in Rivers in the Amazon Basin. In: Schulz, H.E., SIMÕES, A.L.A., LOBOSCO, R.J. (Eds.), *Hydrodynamics – Natural Water Bodies*. InTech, Rijeka/Croácia, pp. 67-88.
- CUNHA, A.C., BRITO, D.C., CUNHA, H.F.A., SCHULZ, H.E., 2011. Dam Effect on Stream Reaeration Evaluated with QUAL2KW Model: Case Study of the Araguari River, Amazon Region, Amapá State/Brazil. In: Billibio, C., Hensel, O., Selbach, J. (Eds.), *Sustainable Water Management in the Tropics and Subtropics – And Case Studies in Brazil*. Fundação Universidade Federal do Pampa, Jaguarão/RS, p. 697.
- CUNHA, A.C., CUNHA, H.F.A., BRASIL-JR, A.C., DANIEL, L. A., SCHULZ, H. E., 2004. Qualidade microbiológica da água em rios de áreas urbanas e periurbanas no Baixo Amazonas: o caso do Amapá. *Engenharia Sanitária Ambiental* 9, 322-328.
- DRAKE, L.A., DOBLIN, M.A., DOBBS, F.C. 2007. Potential microbial bioinvasions via ships' ballast water, sediment, and biofilm. *Marine Pollution Bulletin*. 55, 331–341.

- FERREIRA, C.E.L. *et al.* 2009. Marine Bioinvasions in the Brazilian Coast: brief report on history of events, vectors, ecology, impacts and management of non-indigenous species. In G. Rilov & J.A. Crooks. Biological invasions of marine ecosystems: ecological, management, and geographic perspectives. Springer-Verlag,. Berlin, Brandenburg, Germany. p. 459-478.
- GOLLASCH, S. *et al.* 2000. Survival of Tropical Ballast Water Organisms During a Cruise from the Indian Ocean to the North Sea. *Journal of Plankton Research*. Vol. 22. p. 923–937.
- GOLLASCH, S.; LEPPÄKOSKI, E. 2007. Risk assessment and management scenarios for ballast water mediated species introductions into the Baltic Sea. *Aquatic Invasions*. vol. 2, Issue 4: pp. 313-340.
- GRIGOROVICH, I.A., COLAUTTI, R.I., MILLS, E.L., HOLECK, K., BALLERT, A.G., MACISAAC, H.J. 2003. Ballast-mediated animal introductions in the Laurentian Great Lakes: retrospective and prospective analyses. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60: 740-756.
- Bakalar, G. Comparisons of interdisciplinary ballast water treatment systems and operational experiences from ships. SpringerPlus, 2016 – Springer.
- HAIR Jr, J. F; TATHAN, A. R.L; BLACK, W. C. 2005. Análise Multivariada de Dados. Viçosa: Tradução Schlup Sant’Anna e Anselmo Chaves Neto. Bookman. 5. ed., Porto Alegre – RGS.
- HAYES, K.R. 1998. Bayesian statistical inference in ecological risk assessment. CRIPM Technical Report 17. CSIRO Marine Research, Australia, 55 pp.
- HAYES, K.R., SLIWA, C. 2003. Identifying potential marine pests – a deductive approach applied to Australia. *Marine Pollution Bulletin* 46: 91-98.
- HEWITT, C.L., HAYES, K.R. 2002. Risk assessment of marine biological invasions. In: Leppakoski, E., Gollasch, S., Olenin, S. (Eds.), *Invasive Aquatic Species of Europe Distribution, Impact and Management*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands, pp. 456–466.
- HUA, J., HUANG, W.H. 2012. Effects of voyage routing on the survival of microbes in ballast water. *Ocean Engineering*. vol.42. p. 165–175.
- IMO. 2004. International Convention for the Control and Management of Ships’ Ballast Water and Sediments (BWMC). International Maritime Organization (IMO).
- KOLAR, C.S., LODGE, D.M. 2002. Ecological predictions and risk assessment for alien fishes in North America. *Science* 298. P. 1233-1236.
- LEAL NETO, A. DE C. 2007. Identificando similaridades: Uma aplicação para a avaliação de risco de água de lastro. Tese (Doutorado) apresentada a Universidade Federal do Rio de Janeiro em Ciências em Planejamento Energético.
- LIU, T.K.; TSAI, T.K. 2011. Vessel traffic patterns in the Port of Kaohsiung and the management implications for preventing the introduction of non-indigenous aquatic species. *Marine Pollution Bulletin*. 62. p. 602-608.

- LOEBMANN, D.; MAI, A. C. G.; LEE, J. T. 2010. The invasion of five alien species in the Delta do Parnaíba Environmental Protection Area, Northeastern Brazil. *Revista Biologia Tropical*, San José, v. 58, n. 3, Sept. Disponível em <http://www.scielo.sa.cr/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0034-77442010000300009&lng=en&nrm=iso>. acesso em 24 Fevereiro de 2012.
- MCCARTHY, S.A., KHAMBATY, F.M. 1994. International Dissemination of Epidemic *Vibrio cholerae* by Cargo Ship Ballast and Other Non-potable Waters. *Applied Environmental Microbiology*. Vol. 60. p. 2597-2601.
- MEDCOF, J.C. 1975. Living Marine Animals in a Ships' Ballast Water. *Proceedings National Shellfish Association*. Vol. 65. p. 54-55.
- NORMA DA AUTORIDADE MARÍTIMA PARA. O GERENCIAMENTO DA ÁGUA DE LASTRO DE. NAVIOS – NORMAM-20/DPC. 2005. MARINHA DO BRASIL.
- NYBERG, C., WALLENTINUS, I. 2005. Can species traits be used to predict marine macroalgal introductions? *Biological Invasions* 7: 265-279.
- OLIVEIRA, U. C. 2008. The Role of the Brazilian Ports in the Improvement of the National Ballast Water Management Program According the Provisions of the International Ballast Water Convention. The United Nations-Nippon Foundation Fellowship Programme 2007 – 2008. New York.
- PAAVOLA, M., OLENIN, S., LEPPÄKOSKI, E. 2005. Are invasive species most successful in habitats of low native species richness across European brackish water seas? *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 64: 738-750.
- PEREIRA, J.P.F.N. 2013. Monitoramento de água de lastro na zona portuária de Santana/AP: suporte às políticas públicas de gerenciamento. Dissertação de Mestrado do PPG-DAPP/UNIFAP. 122 p.
- PEREIRA, N. N.; BOTTER, R. C.; FOLENA, R. D.; PEREIRA, J.P.F.N.; CUNHA, A. C. (2014). Ballast water: a threat to the Amazon Basin. *Marine Pollution Bulletin.*, 2014 (in press).
- PETERNELLI, L. A.; MELLO, M, P. de. 2011. *Conhecendo o R: uma visão estatística*. Viçosa: UFV.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2011. A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAS. Relatório Ambiental Simplificado. 2012. Companhia Norte de Navegação e Portos (CIANPORT).
- RUIZ, G.M., RAWLINGS, T.K., DOBBS, F.C., DRAKE, L.A., MULLADY, T., HUQ, A., COLWELL, R.R. 2000. Global spread of microorganisms by ships. *Nature* 408, 49–50.
- RUIZ, GREGORY M., CARLTON, J. T., GROSHOLZ, E. D., HINES, A. H. 1997. Global Invasions of Marine and Estuarine Habitats by Non-Indigenous Species: Mechanisms, Extent, and Consequences. *Integrative and Comparative Biology*. 37, p. 621-632.

SILVA J.S.V., SOUZA, R.C.C.L. (Org). 2004. Água de Lastro e Bioinvasão. Rio de Janeiro: Ed. Interciência.

SILVEIRA JR., A. M. 2012. Composição e biomassa microfitoplanctônica associadas à variáveis física e químicas em dois transectos da zona estuarina do rio Amazonas (Amapá, Amazônia, Brasil). Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde) – Universidade Federal do Amapá – UNIFAP 90 p.

SIMBERLOFF, D., ALEXANDER, M. 1994. Issue paper on biological stressors. Ecological Risk Assessment Issue Papers, EPA/630/R-94/009, U.S. EPA, Washington DC.

ULIANO-SILVA, M., FERNANDES, F. C. F., DE HOLANDA, I. B. B., REBELO, M. F. Invasive species as a threat to biodiversity: The golden mussel *Limnoperna fortunei* approaching the Amazon River basin. Exploring Themes on Aquatic Toxicology. 2013.

UNCTAD. 2008. Review of Maritime Transport. UNCTAD Report.

VALLE, C.E.do; LAGE, H. 2003. Meio Ambiente: acidentes, lições e soluções. São Paulo: Ed. Senac.

WILLIAMS, R.J. *et al.* 1988. Cargo vessel ballast water as a vector for the transport of nonindigenous marine species. Estuarine Coast Shelf Science. 26, 409-20.

