Universidade de São Paulo

Faculdade de Saúde Pública

Avaliação quantitativa de risco microbiológico em águas e biossólidos: estado da arte

Raquel de Fátima Ignoto

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública para obtenção do título de Mestre em Saúde Pública

Área de concentração: Saúde Ambiental

Orientadora: Prof[a] Dr[a]. Maria Tereza Pepe Razzolini

SÃO PAULO

2010

Avaliação quantitativa de risco microbiológico em águas e biossólidos: estado da arte

Raquel de Fátima Ignoto

Dissertação de Mestrado apresentada ao Programa de Pós-Graduação da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre em Saúde Pública.

Área de concentração: Saúde Ambiental

Orientadora: Prof[a] Dr[a]. Maria Tereza Pepe Razzolini

SÃO PAULO

2010

É expressamente proibida a comercialização deste documento tanto na sua forma impressa como eletrônica. Sua reprodução total ou parcial é permitida exclusivamente para fins acadêmicos e científicos, desde que na reprodução figure a identificação do autor, título, instituição e ano da dissertação.

Dedico a minha querida mãe.

Agradecimentos

À Deus, fonte de força, inspiração e sabedoria.

À Faculdade de Saúde Pública e ao Departamento de Saúde Ambiental pela oportunidade.

À Professora Maria Tereza Pepe Razzolini pelos ensinamentos, pela paciência, compreensão e confiança.

Às Professoras Adelaide Cássia Nardocci e Maria Inês Zanoli Sato pelas importantes recomendações e sugestões dadas na elaboração desse trabalho.

À minha mãe que sempre me deu apoio emocional nos momentos difíceis e me encorajou a prosseguir.

Ao meu irmão Ralf e demais familiares que me apoiaram e entenderam minhas ausências e angústias.

À Entidade Mantenedora da Universidade do Grande ABC que muito me apoiou.

Aos queridos amigos Ana Paula Paschoal, Anni Júlia Erlinger de Oliveira, Celso Moreira, Casal Rosana e Antônio, Flávio Rebustini, Renato Gomes, Márcio Magalhães Fontoura, Vera Lúcia Arruda, Sueli Riquena e Angela Patrícia Araújo pelo apoio, motivação e amizade.

À querida amiga Maria Aparecida Zaccarelli dos Santos por toda preocupação, apoio, amizade e pela valiosa ajuda.

À querida amiga Andréia Mesquita pela valiosa ajuda.

Ao querido Marco Antônio Toledo de Alvarenga que muito me apoiou nos momentos finais angustiantes.

Aos demais amigos e colegas de trabalho que não foram citados, mas que merecem igual agradecimento e respeito.

A todas as pessoas que, direta ou indiretamente, contribuíram para a realização desse trabalho.

Ignoto RF. Avaliação quantitativa de risco microbiológico em águas e biossólidos: estado da arte. [dissertação de mestrado]. São Paulo: Faculdade de Saúde Pública; 2010.

Resumo

A avaliação quantitativa de risco microbiológico é o processo utilizado para estimar a probabilidade de infecção, doença ou morte após exposição a microrganismos patogênicos presente em águas, biossólidos, alimentos e ar. Essa pesquisa tem como objetivo descrever o estado da arte da avaliação qualitativa de risco microbiológico associadas a águas e biossólidos, bem como descrever as abordagens e etapas utilizadas na condução do processo, relatar a aplicabilidade e discutir as dificuldades e necessidades na condução da AQRM. Sendo uma pesquisa de caráter descritivo-explicativo, realizou-se revisão de literatura sobre a temática nas seguintes bases de dados: Scielo, LILACS, DEDALUS, MEDLINE e PUBMED e nos documentos produzidos pela Organização Mundial de Saúde e *U.S. Environmental Protect Agency*. Na literatura consultada verificou-se que a AQRM vem sendo utilizada desde o início da década de 1980 para estimar os riscos à saúde humana. Existem diferentes abordagens utilizadas na condução da ferramenta, diferem na forma de organizar e sistematizar as informações, porém são similares. A abordagem mais utilizada é a proposta pela NRC e consta de quatro etapas: identificação do perigo, avaliação de exposição, avaliação de dose-resposta e caracterização do risco. Constatou-se que a avaliação de exposição apresenta-se como a etapa mais complexa da AQRM, devido a: i) limitações metodológicas na determinação da concentração e viabilidade dos patógenos em águas e biossólidos e ii) escassez de dados de exposição e de consumo. Verificou-se que a utilização da ferramenta é proeminente na avaliação dos riscos decorrentes da exposição à patógenos presentes em águas de consumo, recreacionais e residuárias, bem como os decorrentes da exposição a solos e cultivos agrícolas fertilizados com biossólidos. É uma ferramenta que assume relevância no cenário internacional vem se consolidando no

estabelecimento de valores-limite de patógenos presentes em diversas fontes, no desenvolvimento de normas, guias e legislações, bem como para discussões e implementação de planos de segurança da água e alimentar. Porém, é uma ferramenta pouco conhecida e empregada em nosso país que pode vir a atender às demandas atuais relacionadas a águas e biossólidos, tais como: i) estabelecimento de valores-limite e risco tolerável para patógenos, ii) proposição de métodos de tratamento e controle, iii) criação e revisão de normas, regulamentações e leis e iv) implementação de políticas públicas que visem a promoção e proteção da saúde humana.

Descritores: Avaliação de risco microbiológico; águas; biossólidos.

Ignoto RF. Quantitative microbial risk assessment: state of the art in water and biosolids.[dissertation]. São Paulo (BR): Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo; 2010.

Abstract

The quantitative microbial risk assessment is the process used to estimate the probability of infection, disease or death after exposure to pathogenic microorganisms present in water, biosolids, food and air. This research aims to describe the state of the art of quantitative microbial risk assessment associated with water and biosolids, and to describe the approaches and steps used in conducting the proceedings, report the applicability and discuss the difficulties and needs in the conduct of QMRA. As a search with a descriptive-explanatory character, there was a literature review on the subject on the following databases: SciELO, LILACS, DEDALUS, MEDLINE, PUBMED and in documents produced by the World Health Organization and the U.S. Environmental Protection Agency. In literature it was found that the QMRA has been used since the early 1980s to estimate the risk to human health. There are different approaches used in the conduct of the tool, they differ in the way of organizing and systematizing the information, but they are similar. The most used approach is the one proposed by the NRC and consists of four steps: hazard identification, exposure assessment, dose-response assessment and risk characterization. It was found that the exposure assessment is presented as the most complex steps of QMRA due to: i) methodological limitations in determining the concentration and viability of pathogens in water and biosolids, and ii) lack of exposure data and consumption. It was verified that the use of the tool is prominent in assessing the risks from exposure to pathogens in drinking water, recreational water and wastewater, as well as from exposure to soils and crops fertilized with biosolids. It is a tool that is relevant in the international arena and has been consolidated in the establishment of limit values of pathogens present in different sources, in developing standards, guidelines and laws, as well as for discussion and implementation of plans for water and food security. However, it is a relatively unfamiliar tool used in our country that can come to attend current demands

related to water and biosolids, such as: i) establishment of limit values for pathogens and tolerable risk, ii) proposition of methods of treatment and control, iii) creation and revision of standards, regulations and laws and iv) implementation of public policies for promotion and protection of human health.

Descriptors: Quantitative microbial risk assessment; water; biosolids.

ÍNDICE

1. INTRODUÇÃO 1
2. OBJETIVOS 4
3. METODOLOGIA 5
4. ABORDAGENS NA CONDUÇÃO DA AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO 7
4.1.ETAPAS DA AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO 11
4.1.1. IDENTIFICAÇÃO DO PERIGO 11
4.1.2. AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO 14
4.1.3. AVALIAÇÃO DE DOSE-RESPOSTA 18
4.1.4. CARACTERIZAÇÃO DE RISCO 23
5. APLICAÇÕES 29
5.1 ÁGUA 29
5.1.2 ÁGUA DE CONSUMO 31
5.1.3 ÁGUA RECREACIONAL 37
5.1.4 ÁGUA RESIDUÁRIA 42
5.2 BIOSSÓLIDOS 49
6. CONSIDERAÇÕES FINAIS 566
7. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS 58
CURRÍCULO LATTES

Lista de Tabelas

Tabela 1 - Doenças agudas e crônicas associadas a exposição a microrganismos patogênicos. 13

Tabela 2 - Padrões de consumo estabelecidos pela USEPA 17

Tabela 3 - Parâmetros e modelos utilizados para estudo de dose-resposta para diferentes agentes microbiológicos 23

Tabela 4 - Condições de saúde da população para modelo dinâmico 27

Tabela 5 - Comparação entre modelos estáticos e dinâmicos de avaliação de risco microbiológico 28

Lista de Figuras

Figura 1 - Etapas utilizadas na avaliação de risco microbiológico desenvolvido pelo NRC 8

Figura 2 - Etapas da avaliação de risco proposta pela FDA e *Codex Alimentarius* 9

Figura 3 - Etapas da avaliação de risco proposta pela USEPA/ILSI 10

Figura 4 - Consequências possíveis da exposição ao patógeno 12

Figura 5 - Modelo conceitual da avaliação de risco estática 26

Figura 6 - Vias de transmissão e exemplos de agentes de veiculação hídrica. 30

Figura 7- Etapas da AQRM no Plano de Segurança de Água 33

Siglas Utilizadas

AFSSA – *French Food Safety Agency*

CAMRA – *Center for Advancing Microbial Risk Assessment*

CDC – *Center for Disease Control and Prevention*

CF – Coliformes fecais

CFS – *Centre for Food Safety*

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

ECOSAN – Saneamento ecológico ou sanitário seco

EFSA – *European Food Safety Autority*

FAO – *Food and Agriculture Organization of United Nations*

FDA – *U.S Food and Drug Administration*

FEHD – *Food and Environmental Hygiene Department*

HPA – *Health Protection Agency*

ILSI – *International Life Sciences Institute*

LILACS – Literatura Latino-Americana e do Caribe em Ciências da Saúde.

NMP – Número mais provável

NRC – *National Research Council*

OMS – Organização Mundial de Saúde

SciELO – *Scientific Electronic Library Online*

ST – Sólidos totais

TEAGASC – *The Agriculture and Food Development Autority*

UFC – Unidade formadora de colônia

USEPA – *U.S. Environmental Protection Agency*

WHO – *World Health Organization*

1. INTRODUÇÃO

A industrialização, as grandes concentrações populacionais e o aumento da geração de resíduos domésticos e industriais, da poluição e contaminação do ar, do solo e das águas vêm causando séria degradação ambiental que contribui para a circulação de microrganismos patogênicos que podem comprometer a saúde humana em decorrência da exposição a esses agentes.

A estratégia clássica utilizada desde o início do século XX para a avaliação da contaminação de origem fecal é a análise de indicadores bacterianos, os quais estão presentes em quantidades elevadas nas fezes de humanos e de animais homeotermos, evidenciando a possibilidade da presença de microrganismos patogênicos de transmissão fecal-oral, causadores de doenças infecciosas como as gastroenterites. Utilizam-se as bactérias do grupo coliforme, especialmente *E. coli,* cuja presença indica contaminação fecal em amostras de água e em seus processos de tratamento e de desinfecção, em alimentos e em seus processos de manipulação e elaboração, e em resíduos sólidos e líquidos.

Entretanto, a ausência desses indicadores não garante que patógenos, dentre eles, bactérias, esporos de fungos, ovos de helmintos, cistos/oocistos de protozoários e vírus não estejam presentes. Dessa forma, a análise da presença desses indicadores não é suficiente para proteger a saúde humana de infecções e doenças (HAAS et al., 1999; GERBA et al., 2000; GERBA e ROSE, 2003; HESPANHOL, 2008).

Nos Estados Unidos, o Centro de Controle e Prevenção de Doenças (CDC – *Center for Disease Control and Prevention*) e a Agência de Proteção Ambiental Norte-americana (USEPA - *U.S. Environmental Protection Agency)* vêm, desde o início de 1971, coletando dados de surtos de doenças de veiculação hídrica (YODER et al., 2008). A USEPA entendeu que havia a necessidade de buscar uma ferramenta que pudesse estimar os riscos à saúde humana associados ao consumo de água e propor formas de

tratamento para minimizar os riscos, foi então que, no início da década de 1980, fez pela primeira vez o uso da Avaliação Quantitativa de Risco Microbiológico (AQRM) e a partir dos resultados obtidos dessa avaliação foram propostas formas de tratamento para se alcançar o risco tolerável de infecção por patógenos presentes em águas de consumo humano (HAAS et al., 1999; GERBA et al.,1996, 2000; PARKIN, 2007).

A avaliação quantitativa de risco microbiológico apresenta-se, portanto, como ferramenta útil na estimativa de risco de infecção, doença ou morte em decorrência da exposição à patógenos (GALE, 1996; HAAS et al., 1983, 1999; GERBA et al. 2002). Aspecto relevante é o fato de que o resultado desse tipo de avaliação se dá quantitativamente em termos de probabilidade, dando subsídios para intervenções como o estabelecimento de leis, padrões e normas focadas na promoção e proteção da saúde humana.

A avaliação quantitativa de risco microbiológico tem sido aplicada não só para estimar os riscos à saúde humana relacionados às águas de consumo, mas aos relacionados às águas recreacionais, águas residuárias, alimentos, ar e biossólidos. Tem merecido destaque pela Organização Mundial de Saúde (WHO – *World Health Organization*) como importante instrumento para a validação de planos para segurança da água (HOWARD et al., 2006) e pela *Codex Alimentarius* para os planos de segurança alimentar.

Organizações e agências regulatórias no mundo como a USEPA, ILSI *(Internacional Life Sciences Institut*e), FAO (*Food and Agriculture Organization of United Nations*), *Codex Alimentarius*, HPA (*Health Protection Agency* - Reino Unido), EFSA (*European Food Safety Autority*), TEAGASC (*The Agriculture and Food Development Autority* – Irlanda), FEHD (*Food and Environmental Hygiene Department* – Hong Kong), AFSSA (*French Food Safety Agency* – França), CFS (*Centre for Food Safety* – Hong Kong), WHO (*World Health Organization)*, Health Canada (*Department of Health* – Canadá), *Department of Health and Ageing* – Austrália, *New Zealand Food Safety Authority*, dentre outras, vêm utilizando a avaliação de risco

microbiológico para estabelecer políticas que visem à melhoria da qualidade da água, a segurança alimentar e, portanto a promoção da saúde humana e para avaliar a eficiência dos programas e ações de intervenção realizadas.

Desse modo, a avaliação quantitativa de risco microbiológico tem ganhado importância como área de pesquisa científica e pesquisadores vêm se associando e criando grupos como o do *MicroRisk* (www.microrisk.com) e do *Camra* (www.camra.msu.edu) para debates, discussões, trocas de experiências, elaborações de projetos, oferecimento de cursos e para a difusão da ferramenta e de sua aplicabilidade.

A escolha por esta temática justifica-se pelo fato da avaliação quantitativa de risco microbiológico ser importante para: i) estabelecimento de padrões e valores-limite para presença de patógenos em águas de consumo, águas residuárias para reúso, águas recreacionais, biossólidos, ar e alimentos; ii) criação de planos de segurança da água e alimentar; iii) discussões sobre reúso de água e biossólidos; iv) subsídios aos gestores nas tomadas de decisão; e v) criação e revisão de legislações.

Além disso, denotou-se que a avaliação quantitativa de risco microbiológico é ainda pouco utilizada em nosso país e o tema pouco frequente nas publicações brasileiras. Por esses motivos decidiu-se explorar a temática para que esse trabalho possa colaborar na difusão da ferramenta no Brasil.

2. OBJETIVOS

Esse trabalho tem como objetivo descrever o estado da arte da avaliação quantitativa de risco microbiológico utilizada para estimar a probabilidade de infecção, doença e morte associadas a águas e biossólidos.

Com essa pesquisa pretende-se:

- Descrever as abordagens utilizadas na condução da avaliação quantitativa de risco microbiológico;
- Descrever as etapas da avaliação quantitativa de risco microbiológico;
- Relatar a aplicabilidade da AQRM em águas e biossólidos;
- Discutir as dificuldades e necessidades na condução da AQRM.

3. METODOLOGIA

As pesquisas denominadas “estado da arte” ou “estado do conhecimento” são realizadas com o desafio de mapear e de discutir a produção acadêmica em diferentes campos do conhecimento. Também são reconhecidas por realizarem uma metodologia de caráter inventariante e descritivo da produção acadêmica e científica sobre o tema que busca investigar. Para isso os pesquisadores trazem em comum a opção metodológica de pesquisas de levantamento e de avaliação do conhecimento sobre um determinado tema (FERREIRA, 2002).

Ainda de acordo com FERREIRA (2002), o pesquisador do “estado da arte” tem dois momentos distintos: um em que ele interage com a produção acadêmica por meio da quantificação e da identificação de dados bibliográficos com o objetivo de mapear essa produção em período de tempo e percebe o quanto as pesquisas se espessam e se transformam ao longo do tempo, como o conhecimento foi sendo construído e, no outro momento, ele se pergunta sobre a possibilidade de inventariar essa produção, imaginando tendências, ênfases, escolhas metodológicas e teóricas, aproximando ou distanciando trabalhos entre si, na construção da história de uma determinada área do conhecimento.

Soares e Maciel (2000) citados por TEIXEIRA e MEGID NETO (2006) relatam que, da mesma maneira que a ciência se constrói ao longo do tempo, a análise em pesquisas de “estado do conhecimento” deve ir sendo paralelamente construída, identificando e explicitando os caminhos da ciência para que se revele o processo de construção do conhecimento, para que possa tentar a integração dos resultados e identificar duplicações, contradições e lacunas, isto é, aspectos não estudados e metodologias pouco exploradas.

Esse tipo de pesquisa caracteriza-se como descritivo-explicativa porque busca identificar, descrever e explicar determinados fatos e/ou fenômenos.

Para elaboração do estudo buscou-se teses e artigos científicos nas seguintes bases eletrônicas de dados: SciELO (*Scientific Electronic Library Online – site:* www.scielo.org), LILACS (Literatura Latino-Americana e do Caribe em Ciências da Saúde – site: www.bireme.br), Dedalus, MEDLINE (*National Library of Medicine, USA – site:* www.bireme.br) e Pubmed (*site:* www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed) utilizando como critério de seleção dos artigos com eventual informação relevante para o estado da arte, os seguintes pares de palavras-chave: *risk/assessment/water, risk/assessment/biosolids, microbial/risk assessment/water* e *microbial/risk assessment/biosolids*.

Realizou-se uma pesquisa exploratória sobre o tema nos *sites* da USEPA e da Organização Mundial de Saúde, pois as mesmas vêm empreendendo estudos na temática há muitos anos. Também foram realizadas pesquisas em alguns livros publicados sobre a temática.

4. ABORDAGENS NA CONDUÇÃO DA AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO

Avaliação de risco é o processo de estimar a probabilidade de um evento ocorrer e a magnitude de seus efeitos adversos (GERBA et. al., 2000).

A avaliação de risco vem sendo utilizada desde a década de 1970 para estimar os efeitos adversos à saúde humana associados à exposição a agentes químicos e físicos. Em 1983, a Academia Nacional de Ciências e o Conselho Nacional de Pesquisa dos Estados Unidos (NRC - *National Research Council*) formalizaram os princípios para condução da avaliação de riscos por agentes químicos, resultando em quatro etapas: identificação do perigo, avaliação de dose-resposta, avaliação da exposição e caracterização do risco (NRC*,* 1983; HAAS et al. 1999).

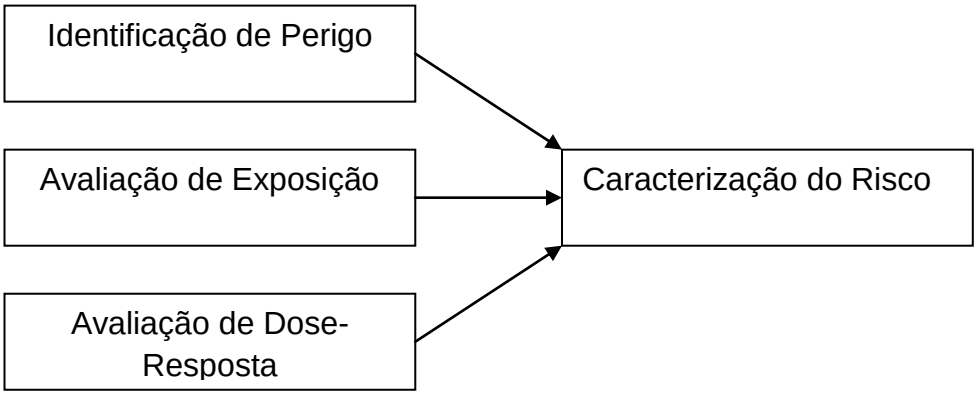
Após 1980, passou-se a fazer uso da abordagem desenvolvida pelo NRC para avaliar os riscos microbiológicos e, mais tarde, outras abordagens foram propostas, porém são equivalentes quando comparadas, diferem umas das outras na forma de sistematizar e organizar as informações disponíveis para condução da avaliação quantitativa do risco microbiológico.

A seguir, estão apresentadas as abordagens que podem ser utilizadas na condução da avaliação de risco microbiológico.

- **Abordagem proposta pelo NRC para avaliar os riscos químicos**.

O NRC propôs a condução da avaliação de risco à saúde humana em quatro etapas: identificação do perigo, avaliação de exposição, avaliação de dose-resposta e caracterização do risco (Figura 1). Apesar de ter sido originalmente desenvolvida para avaliar os riscos químicos, vem sendo utilizada para avaliação de risco microbiológico.

Figura 1 - Etapas utilizadas na avaliação de risco proposta pelo NRC.



Extraído de: PARKIN, 2008

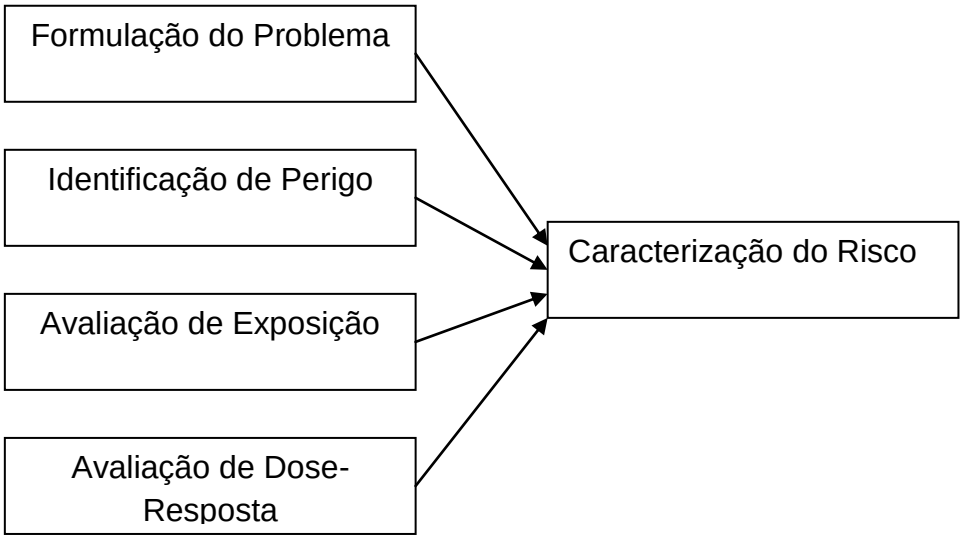
- **Abordagem proposta pela FDA e *Codex Alimentarius***

A FDA (*U.S Food and Drug Administration*) e a *Codex Alimentarius* consideram que a abordagem proposta para avaliação de riscos químicos não é a mais apropriada para a avaliação de risco microbiológico porque não enfatiza a interação patógeno-hospedeiro, ou seja, que os microrganismos são organismos vivos que se multiplicam, crescem e morrem, além de se comportarem diferentemente em determinadas condições ambientais, e que não estão distribuídos de forma homogênea, podendo estar agrupados (ILSI, 2000; PARKIN, 2007, 2008).

Além disso, na avaliação de risco químico não são consideradas a transmissão pessoa-a-pessoa e a transmissão secundária. Por esses motivos, entenderam ser necessária a inclusão de uma etapa preliminar denominada formulação do problema em que são definidos claramente o problema específico e o escopo a ser trabalhado. É definida a natureza e a condução da avaliação de risco microbiológico, as questões críticas a serem tratadas e como os resultados obtidos podem ser usados para propor tratamentos e meios de se proteger a saúde humana.

Desta forma, as etapas dessa abordagem são: formulação do problema, identificação do perigo, avaliação da dose-resposta, avaliação da exposição e caracterização do risco (Figura 2).

Figura 2 - Etapas da avaliação de risco proposta pela FDA e *Codex Alimentarius*

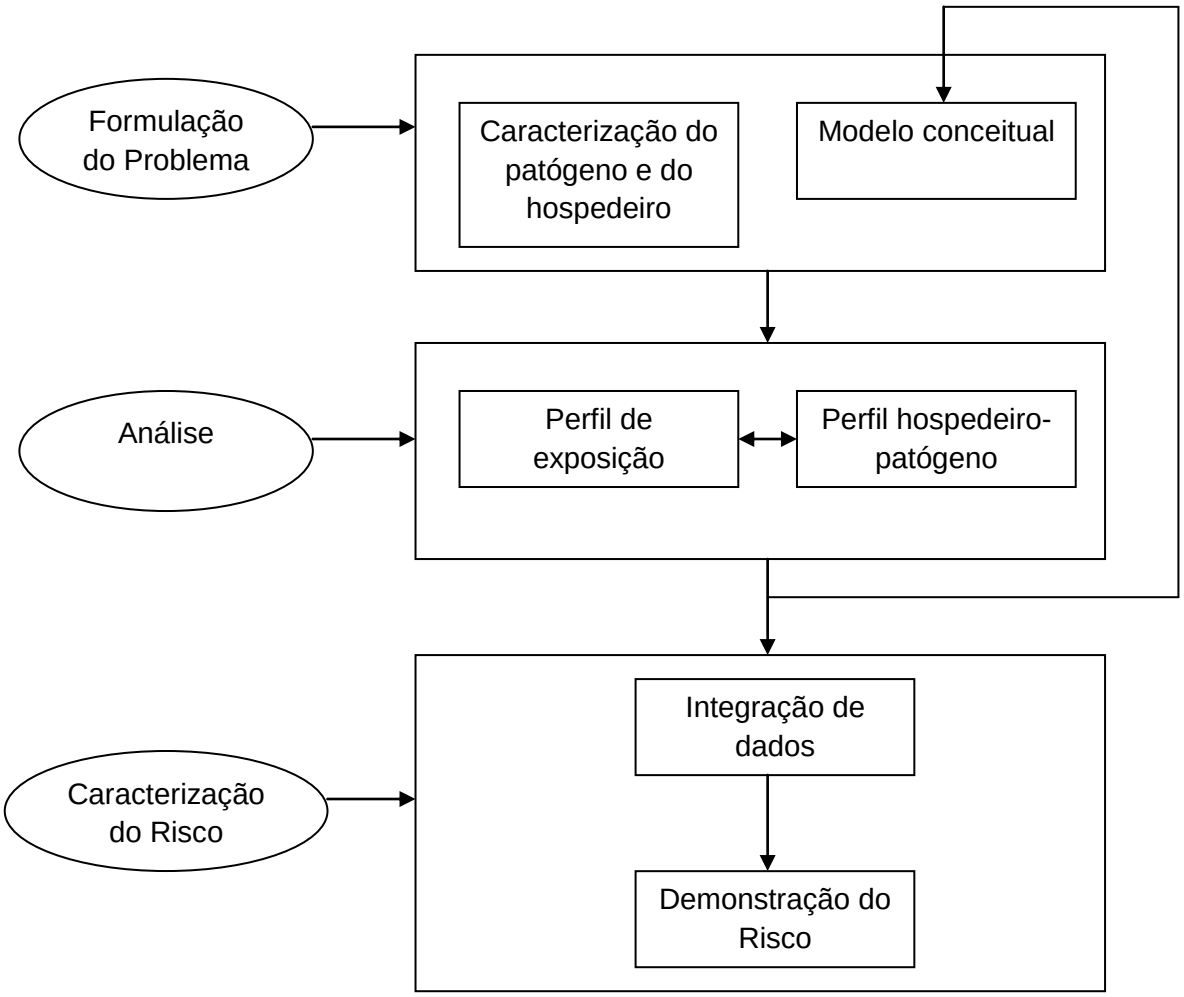


- **Abordagem proposta pela USEPA e pelo Instituto Internacional de Ciências da Vida (ILSI - *International Life Sciences Institute*).**

Para a USEPA e o ILSI, a abordagem utilizada na avaliação de riscos químicos não é a mais apropriada para a avaliação de risco microbiológico, por isso, em 1995, a USEPA promoveu uma série de *workshops* para desenvolver o modelo conceitual que se baseia em três etapas: formulação do problema, análise e caracterização do risco (ILSI, 2000; SOLLER, 2006) (Figura 3).

A abordagem resultante das deliberações dos 30 membros do grupo de trabalho pode ser aplicada a todos os tipos de microrganismos patogênicos (ILSI, 2000).

Figura 3 - Etapas da avaliação de risco proposta pela USEPA/ILSI



Extraído de: WHO, 2001

As abordagens propostas para a condução da avaliação de risco microbiológico são equivalentes, sendo a abordagem proposta pelo NRC a mais amplamente utilizada (PARKIN, 2008).

As abordagens possuem similaridades quanto às etapas de identificação de perigo, avaliação da exposição, avaliação de dose-resposta e caracterização de risco. Na abordagem proposta pela USEPA/ILSI, a identificação de perigo acontece na etapa denominada formulação do problema e, as etapas avaliação de dose-resposta e avaliação de exposição acontecem na etapa denominada análise.

Em virtude da abordagem proposta pelo NRC ser a mais utilizada, a seguir estão detalhadas suas etapas.

4.1 ETAPAS DA AVALIAÇÃO QUANTITATIVA DE RISCO MICROBIOLÓGICO

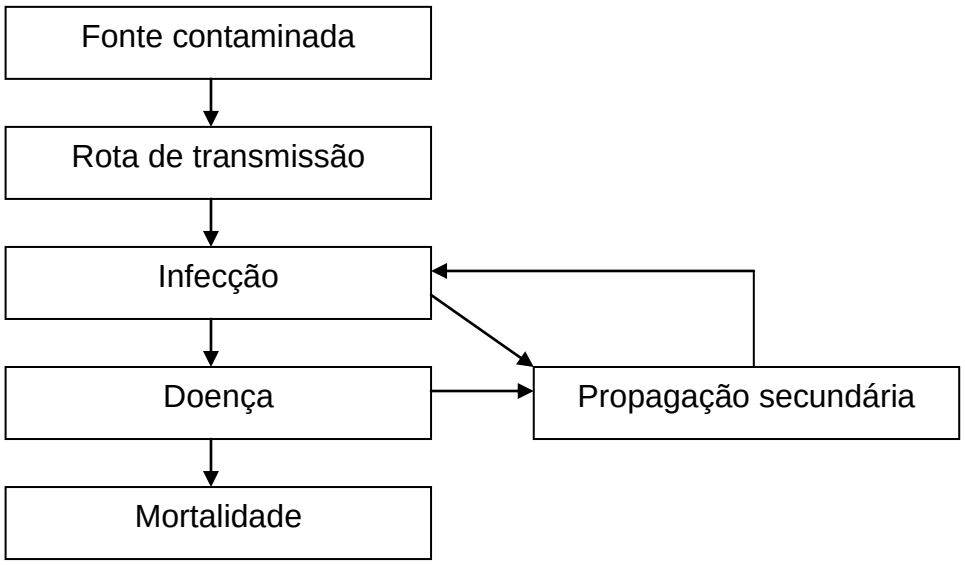
4.1.1 IDENTIFICAÇÃO DO PERIGO

Perigo é definido como o agente que pode causar efeito adverso à saúde humana. A identificação do perigo é o processo que determina o agente patogênico e o espectro de doenças associadas a esse agente (HAAS et al., 1999)

Nessa etapa, é identificado o microrganismo ou toxina, a natureza do efeito à saúde humana, a população e a resposta imunológica a patógenos específicos (PARKIN, 2007; SATO et al., 2009)

A exposição a microrganismos patogênicos pode levar a vários desfechos que vão desde uma infecção assintomática à morte (Figura 4), dependendo da interação entre o patógeno e o hospedeiro. Esta interação depende da infectividade do patógeno, que é a quantidade de patógeno capaz de dar início à infecção, e das características do hospedeiro como imunidade, idade, sexo, estado nutricional, resposta imunológica, existência de doenças crônicas, modo de vida, condição socioeconômica, entre outros fatores, bem como da natureza do patógeno (HAAS et al., 1999; GERBA, 2000; PARKIN, 2008) e a virulência dos microrganismos (WESTRELL, 2004). Além disso, a exposição ao patógeno pode levar ao desenvolvimento de doença aguda ou crônica. A Tabela 1 demonstra algumas doenças agudas e crônicas relacionadas à exposição a microrganismos patogênicos.

Figura 4 – Consequências possíveis da exposição à patógenos



Extraído de: GERBA et al., 2000

Segundo REGLI et al. (1991) e PARKIN (2008), a suscetibilidade à infecção e doença não depende apenas da condição de saúde dos indivíduos, mas também da sua imunidade pré-existente. Determinantes da suscetibilidade incluem a idade, preexistência de doenças crônicas, e exposições repetidas ao patógeno.

As pessoas idosas (especialmente aquelas com doenças de base), as gestantes e as pessoas imunodeprimidas como os transplantados, os em tratamento quimioterápico e os portadores do vírus HIV/AIDS fazem parte da população mais suscetível a desenvolver doenças quando expostas a microrganismos patogênicos. As crianças por terem os sistemas neurológico, imunológico e digestivo em desenvolvimento e, por não terem certos hábitos sanitários também fazem parte dessa população (GALE, 1999; HAAS et al., 1999; CHICK et al., 2001; NWACHUKU E GERBA, 2004).

Tabela 1 - Doenças agudas e crônicas associadas à exposição a microrganismos patogênicos.

Microrganismo	**Doença Aguda**	**Doença Crônica**
Campylobacter	Diarréia	Síndrome de Guillain-Barré
E. coli O15:H7	Diarréia	Síndrome hemorrágica urêmica
Helicobacter	Gastrite	Úlcera e Câncer de Estômago
Salmonella, *Shigella* e *Yersinia*	Diarréia	Artrite
Coxsackievirus B	Encefalite, meningite asséptica, diarréia, doença respiratória	Diabetes e miocardite
Giardia	Diarréia	Anormalidade no crescimento, intolerância à lactose e dores crônicas nas articulações
Toxoplasma	Síndrome do recém-nascido, perda visual e auditiva	Retardo mental, demência e convulsões

FONTE: HAAS et al., 1999

O comportamento social das populações também deve ser considerado, pois o consumo de drogas e álcool pode influenciar a suscetibilidade às doenças e severidade destas (HAAS et al., 1999).

As informações relevantes e necessárias para a identificação de perigo sempre incluem revisão de estudos clínicos, estudos epidemiológicos

e de vigilância, estudos laboratoriais com animais, investigações de características dos microrganismos, interação entre microrganismos e ambiente, as investigações de doenças endêmicas e epidêmicas, estudos de casos e dados de internação hospitalar (HAAS et al., 1999; SOLLER, 2006).

Segundo HAAS et al. (1999), as etapas numa identificação de perigo são:

- Identificação do microrganismo que causa a doença;
- Desenvolvimento de ferramentas de diagnóstico que identificam os sintomas, a infecção, e mais especificamente, o microrganismo no hospedeiro;
- Entendimento do processo de doença (do desenvolvimento da patologia ao estabelecimento da doença e morte);
- Identificação das possíveis rotas de transmissão;
- Avaliação dos fatores de virulência e componentes do microrganismo e seu ciclo de vida que permitem o entendimento da transmissão e o processo de doença;
- Uso de ferramentas de diagnóstico para avaliar a incidência e prevalência de doença em populações (riscos endêmicos) e para investigação de deflagramento de doenças (riscos epidêmicos);
- Desenvolvimento de modelos (principalmente, modelos animais) para estudar o processo de doença e a abordagem para tratamento;
- Avaliação do sistema imunológico do hospedeiro no combate a infecção e ao possível desenvolvimento de vacinas para prevenção;
- Estudos epidemiológicos associados com várias exposições.

4.1.2 AVALIAÇÃO DE EXPOSIÇÃO

É o processo de medir ou estimar a intensidade, frequência e a duração da exposição humana ao agente presente num cenário de exposição (GERBA, 2000).

Segundo HAAS et al. (1999), a avaliação da exposição é a etapa na qual é determinada a rota, a distribuição e a concentração dos microrganismos.

O contato com o microrganismo patogênico se dá pelas rotas de exposição que podem ser por: i) transmissão fecal-oral, ii) diretamente por água, solos, biossólidos e alimentos contaminados, iii) transmissão aérea, iv) transmissão pelo contato direto com pessoa doente ou v) transmissão por vetores ou fômites. Os microrganismos patogênicos estabelecem contato com o indivíduo pela vias de transmissão como a ingestão, a inalação e a absorção.

Alguns microrganismos podem ter mais de uma rota de transmissão como é o caso de alguns vírus entéricos os quais podem ser transmitidos pela rota aérea ou por transmissão fecal-oral, além disso, a infectividade desses microrganismos pode variar de uma rota a outra (BROOKS et al.,2005).

Exposição pode ocorrer quando uma única dose de patógenos é ingerida, inalada ou absorvida num determinado momento ou a quantidade total por múltiplas exposições (WHO, 2004). E cada exposição é um evento independente e não cumulativo (HAAS et al., 1999).

O número de organismos ingeridos ou inalados pode influenciar a probabilidade e severidade da doença e, a probabilidade de causar infecção aumenta com a dose de patógenos (REGLI et al., 1991; MARKS et al., 1998; WESTRELL, 2004; SOLLER, 2006).

Segundo HAAS (1983) e TEUNIS e HAVELLAR (2002) deve-se levar em consideração que nem todo microrganismo patogênico que é ingerido, inalado e absorvido está vivo e é capaz de dar início à infecção. Para que a infecção ocorra, pelo menos um dos microrganismos deve ser capaz de alcançar o órgão-alvo do hospedeiro e causar a infecção.

Para estimar a dose ou o número de microrganismos patogênicos à que está exposta uma pessoa ou população, é necessário saber a concentração desses microrganismos na fonte contaminada (água,

biossólidos, alimentos e/ou ar), a capacidade desses microrganismos em causar infecção e a quantidade de fonte ingerida, absorvida ou inalada.

A concentração dos microrganismos patogênicos pode ser determinada por: i) medida direta – geralmente inviável, pois a concentração dos microrganismos ingerida, inalada ou absorvida está abaixo dos níveis de detecção e ii) inferência – a partir da concentração dos microrganismos em fonte bruta (ex: água e biossólidos sem tratamento) e da eficiência dos processos de tratamento para remoção dos patógenos (TEUNIS e HAVELLAR, 2002).

Devem ser considerados na avaliação de exposição os fatores que influenciam os padrões de consumo e duração de exposição como faixa etária, condição socioeconômica, etnia, sazonalidade, demografia populacional, diferenças regionais e padrões de consumo e comportamento (MONS et al., 2007; SOLLER, 2006; TEUNIS e HAVELLAR, 2002).

Esses fatores devem ser considerados de forma a se evitar que o risco estimado não seja subestimado ou superestimado. Alguns estudos sobre a avaliação de exposição vêm sendo publicados e demonstram a importância dessa etapa numa avaliação quantitativa de risco microbiológico.

PARKIN et al. (2003) pretendeu estimar os riscos de doença por enterovírus associados à atividades recreativas no Rio San Joaquín na Califórnia. Para subsidiar a avaliação de risco, os autores buscaram dados epidemiológicos publicados relacionados à exposição de crianças em águas recreacionais, mas nenhum estudo relatou a relação de dose-resposta em crianças por enterovírus. Os autores concluíram que a literatura consultada oferece uma quantidade limitada de informações que podem ser utilizadas para estimar o risco e a severidade de doenças em crianças resultantes de infecções por enterovírus adquiridas pela exposição a águas recreacionais. Os autores sugerem que dados de saúde e exposição das crianças estejam separados dos dados dos adultos, assim como, as informações sobre a idade e sexo, juntamente com dados sobre período de incubação e duração dos sintomas, pois permitirão que os avaliadores de risco desenvolvam

modelos de transmissão mais eficazes para essa população suscetível. Sugeriu-se também que as avaliações de risco sejam realizadas por faixas etárias.

Os dados de exposição são essenciais na avaliação quantitativa de risco microbiológico, pois, se usados equivocadamente determinam a dose irreal de patógeno e, consequentemente, podem subestimar ou superestimar o risco encontrado. Por esse motivo, existe a necessidade de se encontrar os dados de consumo relacionados à realidade do cenário ou da população em estudo.

Entretanto, algumas avaliações de exposição utilizam os valores de consumo adotados pela USEPA, conforme pode ser observado na Tabela 2, mas quando da utilização desses valores, o risco de infecção encontrado pode estar subestimado ou superestimado. Essa tabela revela apenas alguns valores de consumo, outros dados podem ser encontrados nos *Handbooks* da USEPA.

Tabela 2. Padrões de consumo estabelecidos pela USEPA

Uso	**Via de exposição**	**Consumo diário**
Residencial	Ingestão de água potável	2 L
Residencial	Ingestão de solo ou areia	200 mg (crianças) 100 mg (adultos)
Residencial	Inalação de contaminantes	20 m^3 (total) 15 m^3 (amb. fechado)
Industrial ou comercial	Ingestão de água potável	1 L
Industrial ou comercial	Ingestão de solo ou areia	50 mg
Industrial ou comercial	Inalação de contaminantes	20 m^3 (dia de trabalho)
Recreacional	Ingestão de água	10 – 100 mL por evento

FONTE: GERBA et al.,2000

Estudos vêm sendo conduzidos com o objetivo de apresentar dados de exposição para a população estudada, como para ingestão de solo e de água. LAGOY (1987) relatou que a ingestão de solo por crianças teve o valor máximo de 250 mg/dia e valor médio de 50 mg/dia, sendo esse também o valor médio para adultos. Segundo trabalho publicado por BINDER et al. (1986), a ingestão de solo para crianças teve o valor máximo de 507 mg/dia, com média de 108 mg/dia e, segundo HAWLEY (1985), o valor máximo de ingestão de solos por adultos foi de 480 mg/dia (GERBA et al., 2002).

MONS et al. (2007) analisaram diversos estudos relacionados ao consumo de água e concluíram que o consumo variou de 0,57 a 3,4 L de água de torneira por pessoa ao dia, sendo que o consumo de água diário sem tratamento de calor variou de 0,10 a 1,55 L por pessoa. Lembrando que, para avaliação de risco microbiológico apenas o consumo de água sem tratamento de calor é relevante. Os autores ressaltam que a USEPA estabelece o consumo diário de 2 L de água por pessoa, mas uma série de fatores pode influenciar a quantidade de água consumida como a idade, sexo, a dieta, a prática de exercícios físicos do consumidor, além da temperatura local, qualidade da água e dos hábitos culturais, por isso da importância de estudos focados no real consumo.

A avaliação de exposição é a etapa mais importante da avaliação quantitativa de risco microbiológico, por esse motivo, é relevante conhecer os reais dados de exposição como a concentração dos patógenos na fonte e a quantidade de fonte consumida, inalada ou absorvida pela população para determinação da dose.

4.1.3 AVALIAÇÃO DE DOSE-RESPOSTA

É o processo que estabelece a relação entre a dose de um agente administrado ou recebido e a probabilidade de ocorrência de consequências

adversas à saúde em populações expostas (GERBA,1995; HAAS et al. 1999).

Para a obtenção das informações para a realização da avaliação de dose-resposta podem ser utilizados dados epidemiológicos resultantes de estudos de coorte e caso-controle, dados de surtos de doença ou dados resultantes de estudos experimentais (HAAS et al., 1999; GERBA, 2000;).

Os estudos de coorte são capazes de identificar diferentes desfechos associados à exposição especifica. Alguns estudos como os de SORVILLO et al. (1991) e STONE et al. (2008) foram realizados para relacionar exposição a águas recreacionais contaminadas e doença. Nesse tipo de estudo obtém-se como resultado o risco relativo, ou seja, a medida quantitativa da probabilidade de se adoecer quando da exposição a um determinado cenário.

Os estudos de caso-controle são desenhados para identificar a influência de diferentes exposições a um dado desfecho e o resultado obtido é a razão de chances (*odds ratio*). A razão de chances evidencia a associação entre o efeito adverso à saúde humana numa dada população e o cenário de exposição. Estudos realizados por CAUSER et al. (2006) e WHELLER et al. (2007) revelaram a razão de chances para criptosporidíose e população exposta a águas recreacionais contaminadas por *Cryptosporidium*.

Segundo ZMIROU-NAVIER et al. (2006), os estudos epidemiológicos são muito importantes porque podem incluir grupos mais sensíveis como os idosos, as crianças e as grávidas e, além de indicar a real exposição dos grupos aos patógenos.

Estudos experimentais caracterizam-se pela exposição conhecida a agentes patogênicos e observação dos impactos resultantes. Nesses experimentos, o pesquisador controla as variáveis onde os sujeitos participantes são submetidos a vários níveis de exposição. Esses estudos podem ser realizados com pessoas ou animais.

Entretanto, questões éticas cada vez mais limitam a execução de estudos experimentais em humanos e em animais. Desta forma, para a

obtenção da curva dose-resposta pode ser utilizada a modelagem matemática.

Segundo Haas (1983), os pressupostos para a definição dos modelos são: i) que a pessoa exposta deve ingerir um ou mais organismos capazes de causar a infecção e ii) que os organismos ingeridos sofrerão decaimento ou serão impedidos de se propagarem em função das respostas imunológicas do hospedeiro e assim, que apenas uma fração dos organismos ingeridos alcançarão o órgão- alvo para dar início à infecção.

Desta forma, se $P_1(j)$ é a probabilidade de se ingerir *j* organismos em uma exposição e $P_2\ (j,k)$ é a probabilidade que, uma vez ingeridos *j* organismos, *k* organismos *(≤j)* sobreviverão para dar início ao processo infeccioso. Se esses dois processos forem considerados independentes, tem-se que a probabilidade de *k* organismos sobreviverem para iniciar o foco de infecção é dado pela equação 1.

$$P(k) = \sum_{j=1}^{\infty} P_1(j)\, P_2(j,k) \qquad eq.1$$

A função P_1 reflete a variação individual que ocorre em relação ao número de organismos ingeridos em dada população exposta. Enquanto a função P_2 é a expressão dos fatores de interação entre patógeno-hospedeiro os quais dão condições de sobrevivência para o início do processo infeccioso, ou seja, expressa a probabilidade de sobrevivência do microrganismo no hospedeiro. K_{min} é o número mínimo de organismos necessários para dar o início à infecção, a porção de indivíduos expostos que podem então ser infectados por uma dose média *d* é dada pela equação 2.

$$P_1(d) = \sum_{k=kmin}^{\infty} \sum_{j=1}^{\infty} \mathrm{P_1(j)\ P_2(j,k)} \qquad eq.2$$

Haas foi o primeiro a usar o modelo matemático baseado em dose-resposta no intuito de quantificar a probabilidade de infecção associados com água de consumo (HAAS et al., 1999), e desde então, outros pesquisadores vêm utilizados modelos matemáticos em seus estudos.

Os modelos matemáticos mais comuns utilizados na etapa da avaliação de dose-resposta, para relacionar a dose ingerida de patógeno à infecção, são os modelos exponenciais e os modelos de beta-Poisson (REGLI et al. 1991;HAAS et al., 1999; SOLLER, 2006; NAVARRO et al., 2009).

No modelo exponencial se assume que todos os microrganismos estão distribuídos aleatoriamente e que todos têm a mesma probabilidade, r, de causar uma infecção.

Matematicamente, a probabilidade de infecção é expressa pela equação 3:

$$P_{inf} = 1 - \exp(-\mathrm{r.D}) \qquad eq.3$$

Onde P_{inf} é a probabilidade de infecção, r é a probabilidade de um organismo iniciar uma infecção e D é a dose.

No modelo beta-Poisson, a probabilidade de infecção por organismo varia de acordo com a população. Nesse caso, a probabilidade r do microrganismo sobreviver e atingir o hospedeiro segue a distribuição beta. Desta forma, a interação entre o hospedeiro e o organismo é expressa pela equação 4 ou pela equação 5:

$$P_{inf} = 1 - (1 + \mathrm{D}/\beta)^{-\alpha} \qquad eq.4$$

Onde P_{inf} é a probabilidade de infecção, D é a dose e α e β são os parâmetros dose-resposta.

$$P_{inf} = 1 - \left[1 + \left(\frac{D}{ID_{50}}\right)\left(2^{\frac{1}{\alpha}} - 1\right)\right]^{-\alpha} \qquad eq.5$$

Onde P_{inf} é a probabilidade de infecção, D é a dose, ID_{50} é a dose infectante mínima e α é o parâmetro dose-resposta.

O termo dose infectante mínima é usado para indicar a dose ID_{50} nos quais 50% dos animais ou humanos expostos tornam-se infectados ou revelam algum sintoma de doença (GERBA, 2000)

O modelo beta-Poisson permite que a probabilidade de infecção por ingestão ou inalação de microrganismo varie com a população.

Existem outros modelos matemáticos que têm sido usados empiricamente para descrever a relação de dose-resposta tais como: modelo Log probit, modelo Log logistic, modelo Weibull, modelo Weibull-Gamma, modelo Exponencial-gamma e modelo Gompertzm. Entretanto, os modelos exponenciais e beta-Poisson são os mais utilizados e têm sido usados para descrever a relação de dose-resposta agentes biológicos, incluindo a extrapolação de níveis baixos de ingestão desses agentes (BARTRAND et al., 2008; BUCHANAN et al., 2000; HAAS et al., 1999).

HAAS (1983) conduziu um estudo em que foram comparados três modelos de dose-resposta (log-normal, exponencial e de beta-Poisson) utilizando dados experimentais decorrentes da exposição a bactérias e vírus de veiculação hídrica (nove microrganismos patogênicos). Dos nove conjuntos de dados dos microrganismos, o modelo beta-Poisson foi mais adequado para sete, o log-normal foi mais adequado para cinco e o exponencial mais adequado para três, contudo o modelo de beta-Poisson pareceu ser o mais amplamente aplicável, pois descreve melhor as doses mais baixas.

Os parâmetros de dose-resposta utilizados e publicados na literatura disponível foram determinados com base em uma população estudada, o que demonstra a importância de se conhecer os dados de uma população, a infectividade dos patógenos nessa população e a população mais suscetível, para que haja a validação dos modelos de dose-resposta, ou seja, que de

fato demonstre a relação de dose-resposta na população do local ou cenário de estudo.

Na tabela 3, estão listados os modelos utilizados, bem como os parâmetros α, β e r para cálculo de dose-resposta de alguns microrganismos.

Tabela 3. Parâmetros e modelos utilizados para estudo de dose-resposta para diferentes agentes microbiológicos

Microrganismo	**Modelo**	**Parâmetros**
Echovírus 12	beta-Poisson	α = 0,374 β= 186,69
Rotavírus	beta-Poisson	α = 0,26 β= 0,42
Poliovírus 1	exponencial	r = 0,009102
Poliovírus 1	beta-Poisson	α = 0,1097 β= 1524
Poliovírus 3	beta-Poisson	α = 0,409 β= 0,788
Cryptosporidium	exponencial	r = 0,004191
Entamoeba coli	beta-Poisson	α = 0,128 β= 0,581
Giardia lamblia	exponencial	r = 0,02
Salmonella	exponencial	r = 0,00752
Escherichia coli	beta-Poisson	α = 0,1705 β= $1,61.10^{6}$

Fonte: REGLI et al. (1991); GERBA et al. (2000)

4.1.4 CARACTERIZAÇÃO DE RISCO

A caracterização do risco combina as informações previamente obtidas nas etapas anteriores com a finalidade de estimar os efeitos adversos à saúde.

A caracterização do risco representa a integração da identificação do perigo, a avaliação de exposição e a avaliação de dose-resposta para que seja possível determinar a probabilidade de infecção, de doença e de morte.

Depois de aplicado o modelo de dose-resposta e, partindo da probabilidade diária de infecção encontrada, é possível calcular a probabilidade anual de infecção pela equação 6:

$$P_t = 1\,(1 - \mathrm{P_d})^{\mathrm{t}} \qquad eq.6$$

Em que P_t é a probabilidade de uma ou mais infecções durante o período de t dias e P_d é a probabilidade diária de infecção.

Para o cálculo da probabilidade anual de infecção, considera-se t = 365 dias

Os riscos de doença e morte também podem ser estimados mediante a incorporação de taxas (percentuais) de doença e morte relacionadas ao patógeno em questão, conforme equações 7 e 8:

$$P_{doença} = P\ I \qquad eq.7$$

$$P_{morte} = P\ I\ M \qquad eq.8$$

Sendo que I é o percentual de infecção que resulta em doença e M é o percentual de pessoas doentes que morrem.

Na caracterização do risco também são discutidas a variabilidade e a incerteza na avaliação (GIBSON III et al., 1998). Fontes de incertezas devem ser incluídas como extrapolação de doses altas para doses baixas, de uma via de transmissão para outra, de animais para humanos, de uma rota de exposição para outra, limitações de métodos analíticos e estimativas de exposição (GERBA et al., 2000; RAZZOLINI e NARDOCCI, 2006), comportamento relacionado à higiene e padrões de consumo (NAVARRO et al.,2009).

As incertezas podem ser definidas como o fator de imprecisão e inexatidão que limitam a habilidade de quantificar o risco (HAAS e EISENBERG, 2001).

Incertezas são geralmente muito maiores em estimativas de exposição e nas relações de dose-resposta, porém é importante incluir as incertezas provenientes de todas as etapas de avaliação de risco como parte da caracterização de riscos.

Duas abordagens comumente usadas para caracterizar incertezas são análise de sensibilidade e simulações de Monte Carlo. Em uma análise de sensibilidade, variam-se os parâmetros com a finalidade de saber como as mudanças afetam a estimativa final do risco. Na simulação de Monte Carlo, assume-se que todos os parâmetros são aleatórios ou incertos. E ao invés de variar um parâmetro por vez, se usa um programa de computador para selecionar distribuições aleatórias toda vez que os modelos de equações são resolvidos, este procedimento é repetido algumas vezes, usualmente 10000 vezes (GERBA et al., 2000).

Segundo MARKS et al. (1998), a estimativa do risco pode ser usada para ajudar a formular estratégias para prevenir ou mitigar o perigo em estudo e, dependerá do conhecimento científico e da qualidade dos dados que forem usados. Por isso, todos os esforços de modelagem em avaliação de risco microbiológico são baseados empiricamente, não são dirigidos teoricamente ou mecanicamente, e grande parte dos dados de boa qualidade é necessária para derivar modelos realísticos para avaliação de risco microbiológico.

Existem duas amplas categorias de modelos usados em avaliação de risco microbiológico: abordagem estática e abordagem dinâmica.

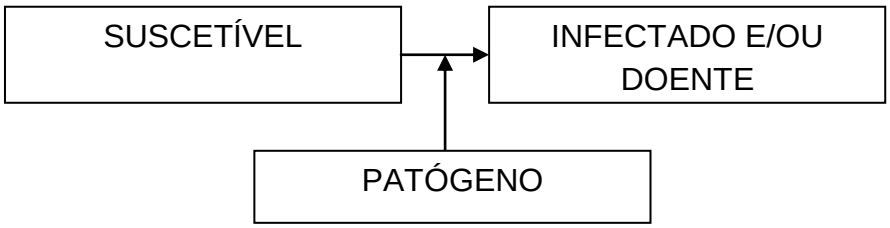
Avaliações de risco microbiológico utilizando modelos estáticos procuram estimar a probabilidade de infecção ou doença de um indivíduo como resultado de um evento de exposição única. Essas avaliações geralmente assumem que as exposições múltiplas ou recorrentes constituem eventos independentes com distribuições idênticas de contaminação e, a transmissão secundária e imunidade geralmente não são consideradas.

A grande maioria das avaliações de risco microbiológico publicadas teve abordagem estática, ou seja, não foi considerada a transmissão pessoa-a-pessoa ou transmissão secundária, por esse motivo, pode haver a

subestimação do verdadeiro risco de infecção ou doença (PARKIN, 2007; SOLLER, 2006).

Nos modelos estáticos, presume-se que a população pode ser classificada em duas ou três condições de saúde: a condição suscetível e a condição infectado e/ou doente (Figura 5)

Figura 5 - Modelo conceitual da avaliação de risco estática



Extraído de: SOLLER e EISENBERG (2008)

No modelo dinâmico, os fatores como transmissão pessoa-a-pessoa, imunidade, infecção assintomática e período de incubação podem também ser importantes, o que acaba requerendo modelos matemáticos de maior complexidade.

Os modelos dinâmicos podem assumir duas formas principais: determinística ou estocástica. Na forma determinística, o modelo é expresso como um conjunto de equações diferenciais que definem os parâmetros e condições iniciais que permitem à passagem de uma condição a outra. Na tabela 4, é possível observar as condições de saúde em que a população é dividida em um modelo dinâmico.

Na forma estocástica, o modelo incorpora as probabilidades a nível individual e é avaliado por um processo iterativo, como a análise de Monte Carlo (SOLLER, 2006).

Tabela 4. Condição de saúde da população para o modelo dinâmico

Condição de Saúde	Descrição
Suscetível	Indivíduos que não foram infectados e não estão protegidos da infecção.
Expostos	Indivíduos que têm sido expostos ao patógeno, mas ainda não foram infectados.
Portador 1	Indivíduos que foram infectados, mas não têm sintomas da doença.
Doente	Indivíduos que foram infectados, mas têm sintomas da doença.
Portador 2	Indivíduos que estavam doentes e não apresentavam sintomas, mas ainda estão infectados.
Pós-infectado	Indivíduos que não estão nem infectados, nem apresentam sintomas, e têm resistência à infecção.

FONTE: SOLLER, 2006

SOLLER e EISENBERG (2008) compararam esses dois modelos de avaliação de riscos em água de reúso e concluíram que o modelo estático fornece estimativas de risco satisfatório, em condições em que os riscos associados com a exposição direta à contaminação são baixos. Esses riscos são definidos por quatro fatores: a porcentagem da população exposta, a frequência da exposição, os níveis de dose média em que os indivíduos estão expostos e a infectividade do patógeno. Na Tabela 5, é possível comparar as diferenças entre os modelos estáticos e dinâmicos.

Tabela 5. Comparação entre modelos estáticos e dinâmicos de avaliação de risco microbiológico

Modelo de avaliação de risco estático	**Modelo de avaliação de risco dinâmico**
Representação estática (não varia no tempo)	Representação dinâmica (varia com o tempo)
Exposição direta (ambiente-pessoa)	Exposição direta e exposição indireta (pessoa-a-pessoa)
Risco baseado no indivíduo	Risco baseado na população
Potencial de transmissão secundária de infecção ou doença não é considerado	Potencial de transmissão secundária de infecção ou doença é considerado
Imunidade à infecção não é considerada	Indivíduos expostos podem ser suscetíveis à infecção ou doença porque eles podem ser infectados ou imunes a exposição prévia
Função dose-resposta é um componente crítico.	Função dose-resposta é importante, entretanto, fatores específicos como a transmissão de doenças infecciosas também pode ser importante.

FONTE: SOLLER, 2006

5. APLICAÇÕES

A avaliação de risco microbiológico vem sendo utilizada com o objetivo de estimar a probabilidade de infecção humana após exposição à patógenos presentes em águas de consumo, águas recreacionais, águas residuárias, biossólidos, alimentos e ar. É também utilizada com o objetivo de se estabelecer padrões e formas de tratamentos que visem à proteção da saúde humana.

Neste capítulo serão apresentadas as aplicações da avaliação de risco microbiológico para estimar os riscos de infecção, doença e morte associados às águas e biossólidos e os estudos publicados nessas aplicações.

5.1 ÁGUA

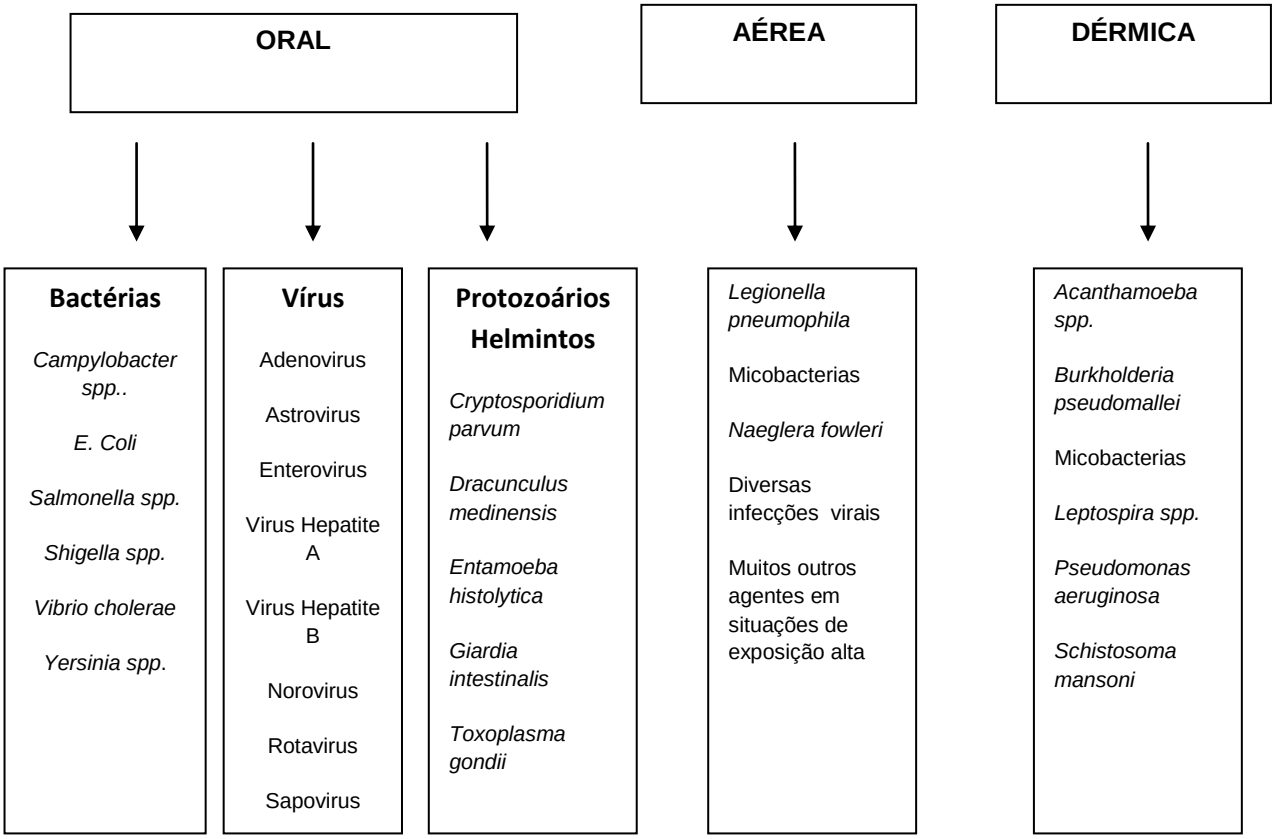
Existem diversos tipos de agentes patogênicos como bactérias, vírus, protozoários e helmintos que são veiculados pela água e, que podem acometer o homem com enfermidades infecciosas pelas vias oral, respiratória e dérmica (FIGURA 6).

O homem pode ser acometido por doenças infecciosas de veiculação hídrica quando do seu contato com águas de consumo, águas residuárias, águas recreacionais e aerossóis contaminados com microrganismos patogênicos.

Segundo a Organização Mundial de Saúde (WHO, 2006), as doenças diarréicas são responsáveis pela morte de 1,8 milhões de pessoas todo ano em todo mundo, sendo que 88% dessas mortes são atribuídas ao consumo de água contaminada e condições inadequadas de saneamento e de higiene, afetando principalmente as crianças dos países em desenvolvimento.

Cerca de 1/10 das doenças globais poderiam ser prevenidas pela melhoria no abastecimento de água, saneamento, higiene e gestão dos recursos hídricos (UNESCO, 2009).

Figura 6 - Vias de transmissão e exemplos de agentes de veiculação hídrica



Extraído de: WHO, 2006

A avaliação de risco microbiológico traz informações sobre o risco de doenças a que estão expostas as populações e com base nessas informações medidas de controle e proteção são propostas para minimizar esses riscos relacionados aos patógenos de veiculação hídrica.

Serão relatadas abaixo, aplicações da avaliação de risco microbiológico em águas de consumo, águas recreacionais e águas residuárias para reúso.

5.1.1 ÁGUA DE CONSUMO

Muitas doenças podem ser causadas por patógenos presentes na água para o consumo humano, sendo a gastroenterite a doença mais frequentemente relatada, devido à natureza aparente de seus sintomas (PAYMENT e HUNTER, 2001). Com o objetivo se proteger a saúde humana, a água deve ser tratada de forma a reduzir e/ou eliminar os microrganismos, reduzindo desta forma, o risco a que estão expostos os consumidores dessa água.

Em 1974, o congresso norte-americano passou à USEPA a incumbência de estabelecer padrões para contaminantes de forma a garantir água de consumo de qualidade. Fazendo uso da abordagem da análise de risco, padrões foram estabelecidos para contaminantes químicos, mas devido às dificuldades para o estabelecimento de padrões para contaminantes microbiológicos foi mantido o uso de bactérias do grupo coliforme para indicar a qualidade microbiológica da água. Até que ficou evidente que a ausência das bactérias do grupo coliforme não indica a ausência de vírus entéricos ou protozoários como *Giardia*, os quais apresentam resistência à desinfecção, afinal uma série de surtos aconteceu nos EUA.

No período de 1971 e 1980, o CDC e a USEPA registraram 315 surtos de doença de veiculação hídrica com 77.974 casos. Em 1980, foram registrados 50 surtos, dos quais 18 relacionados a deficiências no tratamento de água de abastecimento, sendo *Giardia* um dos agentes etiológicos mais frequente (CDC, 1980).

Mediante esses surtos, uma nova abordagem se fez necessária para assegurar a qualidade microbiológica da água não só com o objetivo de prevenir novos surtos, mas também para minimizar os níveis endêmicos de doença de veiculação hídrica, então a USEPA utilizou-se da avaliação quantitativa de risco microbiológico para estimar os riscos à saúde humana relacionados aos patógenos presentes na água de consumo e, a partir de seus resultados foi desenvolvido um programa chamado *Surface Treatment*

Rule (STR) com objetivo de remover *Giardia* e eliminar os vírus presentes na água de consumo de forma a alcançar o risco mínimo de infecção tolerável que é de 1 em cada 10000 pessoas expostas anualmente (10^{-4}). O tratamento consiste na filtração e desinfecção da água devendo reduzir a concentração de cistos de *Giardia* em 99,9% e vírus entéricos em 99,99% (ROSE et al., 1991b; GERBA et al., 2000; MACLER e REGLI, 1993).

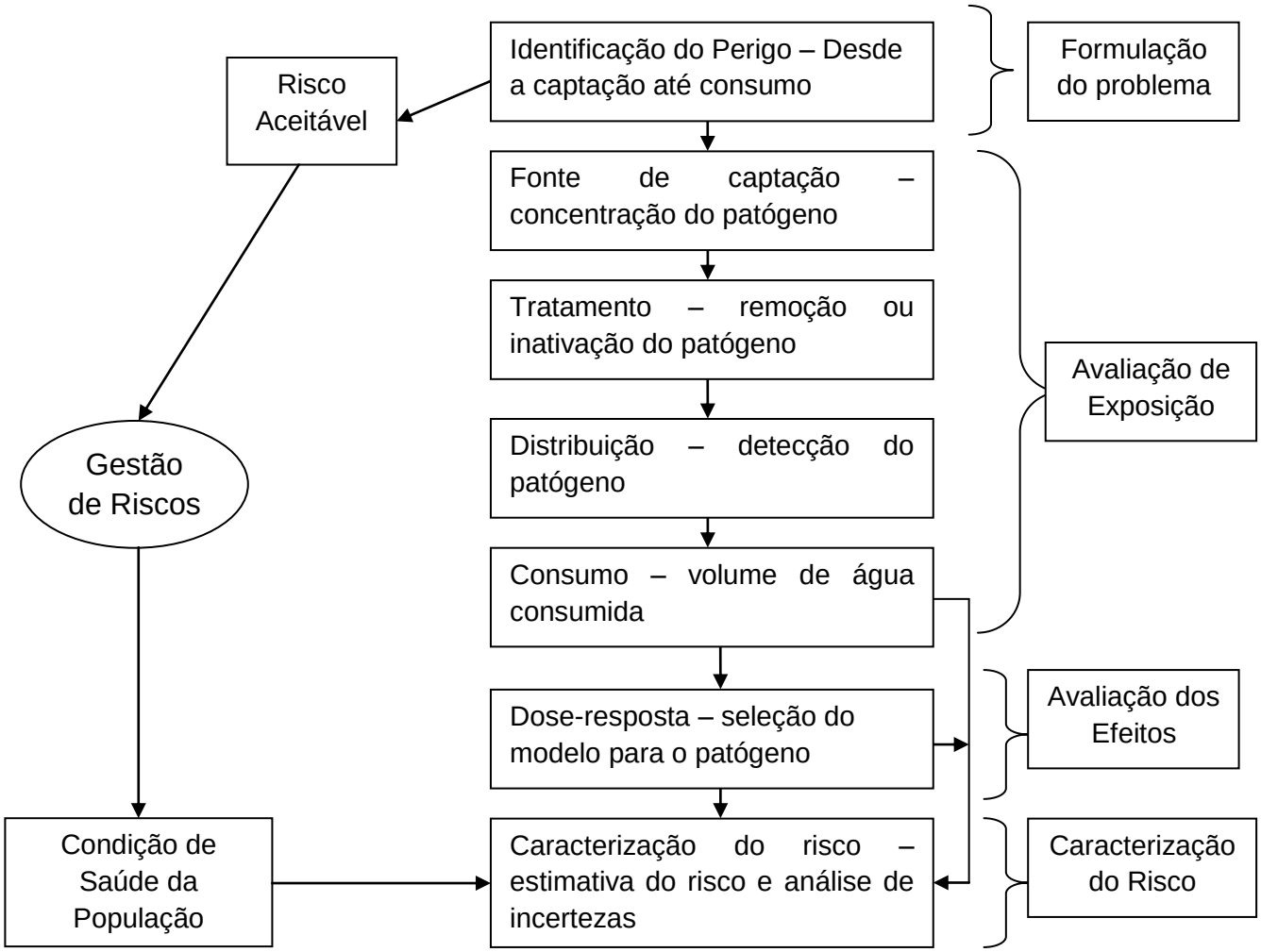
A Organização Mundial de Saúde recomenda a utilização da avaliação de risco microbiológico de forma dinâmica e consistente para o desenvolvimento de planos de segurança da água. A Figura 7 ilustra o plano de segurança proposto por MEDEMA e ASHBOLT (2006) constando a utilização da AQRM.

ROSE et al. (1991b) conduziram avaliação de risco microbiológico para estimar o risco de infecção por exposição a cistos de *Giardia* veiculado pela água de consumo utilizando modelo exponencial. Considerando o consumo diário de 2 L por pessoa e diferentes concentrações de cistos de *Giardia* presentes na água de consumo, o risco de infecção anual encontrado variou de $1{,}3.10^{-6}$ a $4{,}8.10^{-3}$. Foi ressaltado que, devido à baixa recuperação dos métodos de detecção de cistos de *Giardia* em água, o risco de infecção encontrado poderia estar subestimado. Esse trabalho evidencia a importância da recuperação dos métodos de detecção dos patógenos para a determinação da exposição e dose e, consequentemente, da estimativa do risco de infecção.

Nas Ilhas Virgens Americanas, CRABTREE et al. (1996) realizaram um estudo para detectar oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia* em águas de cisterna e estimar os riscos de infecção associados à esses patógenos. Foram coletadas 45 amostras de 9 cisternas particulares e de 4 cisternas públicas e determinadas as concentrações de oocistos e cistos dos protozoários. Os níveis detectados de oocistos de *Cryptosporidium* variaram de < 1 a 70,29/100L, com média de 2,8 oocistos/100L e os níveis de cistos de *Giardia* detectados variaram de < 1 a 3,79/100L, com média de 1,09 cistos/100L. Assumindo o consumo diário de 2L de água de cisterna e usando o modelo exponencial com r = 0,0198 (*Giardia*) e r = 0,004

(*Cryptosporidium*), o risco diário de infecção por *Cryptosporidium* estimado foi de $1{,}9.10^{-4}$ e o risco de infecção por *Giardia* foi de $4{,}3.10^{-4}$. Os autores relatam que as pessoas não têm consciência dos riscos associados ao consumo das águas provenientes das águas de cisternas, por isso a consomem sem qualquer tratamento. Os autores sugerem que seja realizada a filtração da água antes do consumo da água. Esse trabalho demonstra a importância de se comunicar à população envolvida os riscos associados ao consumo de água de cisterna contaminada com protozoários e as formas de tratamento para proteger à saúde humana.

Figura 7 - Etapas da AQRM no Plano de Segurança da Água



Extraído de: MEDEMA e ASHBOLT, 2006

GERBA et al. (1996) conduziram estudo para estimar a probabilidade de infecção causada pela exposição a rotavírus presente em águas recreacionais e água de consumo. A probabilidade de infecção foi calculada utilizando modelo beta-Poisson cujos parâmetros são β (0,42) e α (0,26) e considerando a ingestão diária de 100 mL de água recreacional e 2 L de água de consumo. O risco de infecção associado a águas recreacionais foi de $1{,}43.10^{-2}$ (1 dia de exposição), $6{,}95.10^{-2}$ (5 dias de exposição) e $1{,}34.10^{-1}$ (10 dias de exposição), e o risco anual de infecção associado ao consumo diário de 2L de água foi de $8{,}3.10^{-1}$.

HAAS et al. (1996) utilizaram a avaliação de risco microbiológico para determinar a concentração máxima de oocistos de *Cryptosporidium parvum* em águas de consumo para que o risco anual de infecção tolerável não seja superior a 10^{-4}. Os autores concluíram que a concentração de oocistos de *Cryptosporidium parvum* deve ser igual ou inferior a 0,003/100L de água de consumo. Esse estudo demonstra como a avaliação quantititativa de risco microbiológico pode corroborar no estabelecimento de valores-limite de determinados patógenos em fontes como água de consumo de forma e não exceder o risco anual tolerável estabelecido pelos órgãos competentes.

CRABTREE et al. (1997) estimaram os riscos associados à exposição a adenovírus presentes em água de consumo e água recreacional fazendo uso do modelo exponencial (r=0,4172). Considerando o consumo diário de 2L de água ao dia e concentração de vírus de 1/1000L – 1/100L, a probabilidade anual de infecção encontrada foi de $2{,}3.10^{-1}$ e $9{,}52.10^{-1}$, respectivamente. Considerando a ingestão de 30 mL de água recreacional e níveis de vírus de 0,118 MPN/100mL e 12,8 MPN/100mL, a probabilidade de infecção por exposição a 10 dias foi de $1{,}48.10^{-4}$ e $1{,}59.10^{-2}$, respectivamente. Nesse estudo também foram estimados o risco diário de infecção e os riscos de doença e morte relacionados ao consumo de água (2L e 4L) e os riscos de doença e morte relacionados à exposição à água recreacional (1 e 10 dias).

Na Holanda, TEUNIS et al. (1997) estimaram o risco de infecção por *Cryptosporidium* e *Giardia* em água de consumo provenientes do

abastecimento por águas de superfície. A probabilidade anual de infecção por *Cryptosporidium* foi de 10^{-4} e por *Giardia* foi de 5.10^{-4}, e considerando que a expectativa de vida é igual a 70 anos, a probabilidade de se tornar infectado por *Crypstosporidium* pelo menos uma vez é de um pouco mais de 1% e por *Giardia* é de 5%. Os autores ressaltam que a estimativa do risco com repetidas exposições pode não ser precisa devido ao fato de se assumir que a pessoa bebe um volume aleatório de água de uma mesma amostra. Também ressaltam que o risco de infecção para subpopulações (recém-nascidos, idosos, entre outros) pode ser subestimado quando da utilização de dados de dose-resposta baseados em estudos realizados com adultos saudáveis e utilização de dados de consumo que não consideram que o consumo entre essas subpopulações é diferenciado.

Na África do Sul, HEERDEN et al. (2005a) conduziram uma avaliação de risco de infecção por adenovírus em água de consumo (suprimentos: A e B) e água recreacional (rio e represa). Os autores utilizaram o modelo exponencial para avaliar o risco (r = 0,4172) e os resultados demonstraram que o risco diário de infecção pelo consumo de águas dos suprimentos A e B foi de $2{,}93.10^{-4}$ e $5{,}10.10^{-4}$, respectivamente. E, o risco diário de infecção pela exposição no rio foi de $1{,}7.10^{-4}$ e pela exposição na represa foi de $3{,}2.10^{-5}$. Esses mesmos autores relatam que o risco de infecção calculado nesse estudo pode superestimar ou subestimar o risco real devido às imprecisões em valores assumidos para variáveis, como os valores de 2 L diários de água de consumo e 30 mL diários de água recreacional ingeridos, sendo que esses valores podem ser maiores ou menores na população estudada. Denota-se nesse estudo, a importância da etapa da avaliação de exposição na estimativa do risco de infecção.

Nos EUA, RYU et al. (2005) estimaram os riscos de infecção por *Cryptosporidium* em amostras provenientes do Rio Grande. Foram coletadas amostras de 10 litros de água de 6 pontos ao longo do Rio Grande (próximo às cidades de Las Cruces- Novo México e El Paso-Texas). Foi utilizado o modelo exponencial para estimar o risco anual e assumiu-se que K = 238,6, que o consumo médio diário de água não fervida (CD) é de 2L, que a

eficiência de recuperação de oocistos (ER) é de 33% e que durante o tratamento da água há a remoção de 3-log de oocistos de *Cryptosporidium* (RL). A ingestão diária de oocistos de *Cryptosporidium* em água de consumo (N) é igual: a concentração de *Cryptosporidium* (oocistos/100L) x CD (2L/dia) x RL x 1/ER. Não foram detectados oocistos nas amostras, entretanto o limite de detecção variou entre 20 e 200 oocistos para cada 100L de água. A partir desses números, estimou que o risco anual de infecção foi de $1,85.10^{-3}$ (20 oocistos/100L) e de $1,85.10^{-2}$ (200 oocistos/100L). Esse trabalho evidencia que, quando a taxa de recuperação do método é baixa, é possível adotar os valores de detecção de microrganismos para a estimativa do risco, entretanto, o risco de infecção encontrado pode estar subestimado.

RYU et al. (2008) estimaram os riscos associados a *Cryptosporidium* e *Giardia* em fontes de água do Arizona Central. Foram coletadas 192 amostras de água de cinco locais ao longo de quatro anos e determinadas as concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia*. A avaliação de exposição foi realizada para estimar a ingestão média de patógenos (N) usando a seguinte equação: $N = C \times R^{-1} \times I \times 10^{-RL} \times V$, sendo C a concentração de oocistos e cistos/L, R a eficiência de recuperação do método de detecção, I a fração de patógenos viáveis, RL a eficiência de remoção de patógenos durante processo de tratamento e V o consumo diário de água não fervida. Assumiu-se que R é igual a 0,81 (*Cryptosporidium) e* 0,31 (*Giardia*), I é igual a 0,41 (*Cryptosporidium) e* 0,22 (*Giardia*), RL igual a 3-log, V igual a 2 L/dia. As concentrações de oocistos de *Cryptosporidium* nas amostras variaram entre 0,2 e 0,5/100L e as concentrações de cistos de *Giardia* variaram entre 0,1 e 5,8/100L. Usando modelo exponencial, estimaram-se os riscos anuais de infecção por *Cryptosporidium* que variaram de $1,98.10^{-5}$ a $4,96.10^{-5}$, enquanto que os riscos anuais de infecção por *Giardia* variaram de $9,84.10^{-6}$ a $2,66.10^{-4}$. E os riscos anuais de infecção por *Cryptosporidium* e *Giardia* variaram de $4,9.10^{-5}$ a $2,9.10^{-4}$.

As avaliações quantitativas de risco microbiológico realizadas em águas de consumo encontradas na literatura enfatizam a importância da

etapa da avaliação de exposição na estimativa do risco. Os métodos de detecção dos patógenos e suas taxas de recuperação são fundamentais na determinação da concentração dos patógenos na água de consumo e, consequentemente, na determinação da dose. Portanto, a baixa taxa de recuperação dos métodos de detecção de patógenos e dados de consumo equivocados podem subestimar ou superestimar o risco de infecção, doença ou morte encontrados. Por esse motivo, é importante desenvolver métodos ou técnicas em que haja uma taxa de recuperação mais alta.

5.1.2 ÁGUA RECREACIONAL

A prática de atividades recreacionais e esportivas tais como natação, esqui aquático, mergulho, canoagem, *windsurfe*, surfe, entre outras realizadas em meio aquático contaminado com microrganismos patogênicos podem estar associadas ao desenvolvimento de doenças infecciosas como gastroenterites, problemas respiratórios, oculares, de ouvidos e de pele (LEPESTEUR, 2006).

A contaminação dessas águas pode ocorrer quando da descarga de esgotos, de águas residuárias, de escoamento de tempestade, do despejo de lixo e da própria atividade humana (PARKIN et al., 2003)

Nos Estados Unidos, o CDC e a USEPA vêm, desde 1978, coletando dados de surtos de doença relacionados à exposição a águas recreacionais (YODER et al., 2008). Os surtos de doenças têm sido associados à exposição a vários patógenos entéricos como *Cryptosporidium parvum*, *Giardia*, echovírus, hepatite A, *Shigella*, *E. coli,* poliovírus*,* Coxsackievírus A e B (HAAS et al., 1999; PARKIN et al., 2003) e adenovírus (WHO, 2003; HEERDEN et al., 2005a).

Desde os anos 1950, estudos epidemiológicos examinam a associação entre a qualidade das águas recreacionais e as doenças. Muitos destes estudos têm reportado um aumento do risco de doenças associadas à exposição à água recreacional (WADE et al.,2003).

LEPESTEUR et al. (2006) conduziram estudo epidemiológico sobre a incidência de doenças respiratórias associadas à atividade recreacional em um estuário na Austrália Ocidental. Investigaram o fator idade como determinante relacionado ao tipo e gravidade dos efeitos à saúde quando da exposição à patógenos. Participaram desse estudo 340 frequentadores do Estuário de Peel-Harvey durante o período de janeiro a fevereiro de 2003, sendo que 31% eram pessoas com idade entre 16 e 45 anos, 58 % crianças (menores de 15 anos de idade) e 11% de pessoas com idade igual ou superior a 46 anos. Os participantes foram abordados no estuário e foram questionados sobre a frequência, duração, número de visitas ao estuário e as atividades que praticaram durante a estada, além de relatarem a condição física. Duas semanas após a primeira entrevista, os participantes foram contatados via telefone e relataram sobre o desenvolvimento ou não de doenças. Foi observada maior incidência de doenças respiratórias entre o grupo de 11 a 15 anos. Os autores concluíram que existe relação entre a incidência da doença e a faixa etária com base no comportamento apresentado dos diferentes grupos de idade, como o tipo de atividade praticada no estuário e a duração da atividade. Isso ressalta a importância de realizar estudos por faixa etária e que levem em consideração fatores sócio-demográficos e comportamentais das populações.

Com base em estudos epidemiológicos, a USEPA, em 1986, publicou a recomendação dos critérios de qualidade para águas recreacionais, sendo que foi proposto o uso de enterococos como padrões microbiológicos em água marinha e enterococos e/ou *Escherichia coli* como indicadores microbiológicos em água doce (USEPA, 1986; WADE et al., 2003). Entretanto, a ausência desses indicadores não garante a ausência de outros microrganismos patogênicos. Além disso, estudos epidemiológicos não são eficientes para demonstrar a relação entre doença e exposição a baixas doses de microrganismos presentes em águas recreacionais. Dessa forma, a AQRM é ferramenta importante para demonstrar os riscos de infecção, doença e morte associados a águas recreacionais.

GERBA et al. (1995) realizaram estudo sobre a avaliação de risco de infecção por adenovírus, enterovírus, *Cryptosporidium e Giardia* relacionadas a prática de natação em quatro praias da Baía Mamala no Hawaí. Utilizando parâmetros para rotavírus e modelo de beta-Poisson foi estimado o risco de infecção por adenovírus e enterovírus e, usando modelo exponencial e seus parâmetros, foram estimados os riscos de infecção para os protozoários. Assumindo a ingestão de 30 mL de água em uma única exposição o risco de infecção variou de: $7{,}39.10^{-5}$ a $1{,}02.10^{-4}$ (enterovírus), $1{,}00.10^{-4}$ a $5{,}88.10^{-4}$ (adenovírus), $4{,}42.10^{-7}$ a $1{,}65.10^{-6}$ (*Cryptosporidium*) e $7{,}53.10^{-6}$ a $1{,}09.10^{-5}$ (*Giardia*).

Na Alemanha, LÓPEZ-PILA e SZEWZYK (2000) relatam que para encontrar a relação entre a concentração de indicadores fecais e os riscos de doenças associados às atividades recreacionais, estudos epidemiológicos são conduzidos, entretanto, esses estudos são caros e não demonstram os riscos associados à baixa exposição aos patógenos. Por esse motivo, estimaram os riscos de infecção por rotavírus em água recreacional. Como a concentração de rotavírus em águas recreacionais usualmente não é conhecida, devido ao fato de não existir método de detecção apropriado ou porque o custo com o monitoramento é muito alto, utiliza-se rotineiramente parâmetros usados para avaliar a qualidade da água que são a presença de indicadores fecais como *E. coli* e enterococos. Para estimar o risco de infecção por rotavírus é necessário assumir que existe uma relação numérica entre a concentração de rotavírus e os indicadores utilizados no monitoramento da qualidade da água. Assumindo que a ingestão durante uma exposição é de 100 mL de água, o risco de infecção por rotavírus é de $1{,}6.10^{-3}$ quando o valor médio de *E. coli* distribuído é 2 (100 UFC/100mL), é de $1{,}6.10^{-4}$ quando o valor médio de *E. coli* é 1 (10 UFC/100mL) e é de $1{,}6.10^{-5}$ quando o valor médio de *E. coli* é 0 (1 UFC/100mL). Nesse estudo, os autores relatam que a razão entre rotavírus e os indicadores fecais não é a mesma em diferentes partes do mundo, pois a concentração de cada microrganismo depende da poluição fecal, por isso a razão entre o patógeno e o indicador assume certa distribuição estatística.

Nesse estudo pode-se observar que é possível estimar os riscos de infecção por um determinado patógeno quando se conhece a relação entre o patógeno e um indicador fecal, porém verificou-se que essa relação foi considerada constante. Se essa relação não for constante, o risco de infecção estimado pode não ser o risco real. Pode-se observar também que a razão varia dependendo da poluição fecal na água, o que reforça a importância de se conhecer o cenário estudado.

HEERDEN et al. (2005b) estimaram o risco de infecção por adenovírus humano veiculados em águas de piscinas. Amostras de águas de três piscinas (A, B e C) foram coletadas e adenovírus foram detectados em 4 das 26 amostras da piscina A, 8 das 38 amostras da piscina B e 3 de 28 amostras da piscina C. Assumindo o consumo diário de 30 mL durante exposição à água da piscina e utilizando as concentrações de adenovírus encontrados nas amostras, o modelo exponencial de avaliação de risco indicou o risco diário de infecção de $2{,}61.10^{-3}$ para a piscina A, $3{,}69.\ 10^{-3}$ para a piscina B e $1{,}92.\ 10^{-3}$ para a piscina C. Como não existe risco de infecção tolerável recomendado para águas de piscina, espera-se que a qualidade da água da piscina seja semelhante ao da água potável, ou seja, de 10^{-4} por ano. Dessa forma, os resultados indicaram que o risco de infecção ultrapassou o valor tolerável.

HEERDEN et al. (2005a) realizaram, na África do Sul, estudo da avaliação de risco microbiológico por adenovírus em água recreacional e consumo. Neste estudo, o risco de infecção por adenovírus foi avaliado em amostras de água provenientes de duas estações de tratamento de água para consumo humano (A e B), do rio e de represa utilizada para fins recreacionais. Adenovírus foram detectados em 9 de 204 amostras de água de consumo das fontes A e B, em 4 das 51 amostras da água do rio e 9 das 51 amostras de água de represa. Fazendo uso do modelo exponencial, o risco diário de infecção por adenovírus na água de rio foi igual a $1{,}71.10^{-4}$ e o risco diário de infecção na água de represa foi de $3{,}12.10^{-5}$, assumindo ingestão de água é de 30 mL ao dia.

STONE et al. (2008) realizaram estudo sobre a avaliação de exposição e risco de doença gastrointestinal entre surfistas de seis praias de Oregon nos EUA. Surfistas apresentam uma exposição diferenciada quando comparada com outras atividades recreacionais aquáticas, devido à frequência de imersões de cabeça inesperadas, a atividade caótica das ondas e o potencial para exposições mais longas. Nesse estudo, avaliou-se a exposição para estimar o volume de água ingerida pelos surfistas. Uma base de inquérito *online* foi desenvolvida para coletar informações sobre o surfista (idade, sexo, anos de experiência como surfista, ocupação, etc.), características demográficas (local da residência, praias utilizadas, etc.) e estimar o volume de água ingerida durante o surfe. Os surfistas classificaram o volume de água ingerida como poucas gotas, de 1 a 3 colheres de chá, a quantidade equivalente a uma dose alcoólica (30 a 60 mL) ou a quantidade de copo de suco (120 mL) e estimaram a frequência mensal da atividade como 1 a 2 vezes, 3 a 4 vezes, 5 a 10 vezes/mês ou superior a 10 vezes. Esse estudo foi pioneiro na estimativa de ingestão de água por surfistas, e demonstrou que a ingestão de água pelos surfistas é de 170 mL ao dia, sendo essa ingestão superior a dos banhistas.

Pode-se notar entre os trabalhos publicados sobre a utilização da avaliação quantitativa de risco microbiológico para estimar os riscos associados à exposição à patógenos presentes em águas recreacionais, que há discrepância quanto ao volume adotado de água recreacional ingerida durante a exposição, por esse motivo, estudos como o do STONE et al. (2008) são fundamentais para ressaltar a relevância da avaliação de exposição em uma avaliação de risco microbiológico de forma a estimar o risco real de infecção a que está sujeita uma pessoa durante um evento.

Ficou evidente que não existe valor recomendado para risco mínimo tolerável de infecção para águas recreacionais, e que os pesquisadores têm considerado o valor adotado para água de consumo.

Entretanto, é importante que seja estabelecido o risco tolerável para águas recreacionais, levando em consideração as diferenças existentes entre essas águas (águas de piscina, águas marinhas, águas lacustres etc.),

a frequência das atividades recreacionais e duração da exposição. Entende-se que AQRM é importante ferramenta para subsidiar o estabelecimento desse risco tolerável.

5.1.3 ÁGUA RESIDUÁRIA

A utilização de águas residuárias provenientes de estação de tratamento de esgoto doméstico fornece matéria orgânica, fósforo, nitrogênio, potássio e micronutrientes às culturas agrícolas e aquicultura, mas essas águas podem apresentar uma série de microrganismos patogênicos que podem acometer a saúde humana, o que torna o reúso uma alternativa associada a riscos muito elevados (HESPANHOL, 2008).

Muitos pesquisadores apontam preocupações quanto ao uso das águas residuárias e excrementos sem tratamento na agricultura e aquicultura, que incluem a presença de protozoários, nematóides intestinais, bactérias e vírus (CARLANDER, 2006).

As orientações são baseadas em um risco de doença conhecido para a população exposta e, esse risco pode ser quantificado por meio da avaliação de risco microbiológico ou por meio de estudos epidemiológicos, sendo que, a avaliação de riscos requer o conhecimento dos tipos de patógenos e os estudos epidemiológicos exigem diferentes conjuntos de populações (expostos e não expostos) (GERBA e ROSE, 2003).

A Organização Mundial de Saúde publicou, em 1989 e 2006, orientações acerca da utilização de águas residuárias para irrigação e classificou como irrigação restrita aquela que exclui culturas que são consumidas cruas e como irrigação irrestrita aquela que inclui essas culturas.

A avaliação quantitativa de risco microbiológico utilizada para estimar os riscos associados águas residuárias apresenta algumas vantagens e algumas limitações. Suas vantagens: podem-se estimar níveis muito baixos de risco de infecção ou doença, é um método de baixo custo para prever o

risco e permite a comparação entre as das rotas de exposição. Suas limitações: os cenários de exposição podem variar significativamente e são difíceis de modelar, não existem dados disponíveis para cada cenário de exposição e os riscos são estimados para um agente patogênico de uma vez (WHO, 2006).

Em Israel, SHUVAL et al. (1997) realizaram estudo para estimar o risco de infecção por vírus de hepatite A associado ao consumo de pepinos e alfaces irrigados com águas residuárias. Pepinos e alfaces foram imersos em água residuária contendo 10^7 coliformes fecais/100mL para determinar a absorção de água e os resultados indicaram que a absorção de água nos pepinos foi de 0,36 mL/100g, enquanto que para alfaces foi de 10,8 mL/100g. A partir desses resultados, foi possível estimar a concentração de microrganismos presentes nos pepinos e alfaces. Também foram calculadas as concentrações de patógenos presentes nos pepinos e alfaces considerando a orientação da Organização Mundial de Saúde para o limite de 10^3 coliformes fecais/100mL em águas residuárias para irrigação. Foi adotado o consumo de 100g de pepinos e alfaces e calculado o risco de infecção por hepatite A, sendo que estudos preliminares mostraram que a relação de vírus entéricos e coliformes fecais é de $1:10^5$. Usando o modelo beta-Poisson foi calculado o risco de infecção por vírus de hepatite A, e os resultados mostraram que os riscos anuais de infecção por consumo de pepinos irrigados com efluentes (10^3 CF/100mL) variou de 10^{-8} a 10^{-7}, enquanto que para alfaces variou de 10^{-7} a 10^{-6}, sendo que para os irrigados com efluentes (10^7 CF/100mL), o risco variou de 10^{-3} a 10^{-2}.

MARA et al. (2007) conduziram uma avaliação quantitativa de risco microbiológico em águas residuárias utilizadas para irrigação em diversos cenários e os resultados dessa avaliação foram comparados com os obtidos em estudos epidemiológicos. O modelo beta-Poisson foi utilizado para estimar os riscos relacionados à rotavírus (ID_{50} = 6,17 e α =0,253) e *Campylobacter* (ID_{50} = 896 e α = 0,145), enquanto que o modelo exponencial foi utilizado para estimar os riscos por *Cryptosporidium* (r =0,0042). O primeiro cenário avaliado foi solo irrigado com água residuária (altamente

mecanizado) e ingestão de 1-10 mg/dia/pessoa de solo para exposição por 100 dias por ano, outro cenário avaliado foi solo irrigado com água residuária (trabalhado intensivamente) e ingestão de 10-100 mg/dia/pessoa para exposição por 150 e 300 dias por ano. Os riscos foram estimados considerando a concentração de 10^5 e 10^6 *E.coli* por 100 mL para agricultura altamente mecanizada e, de 10^4 e 10^5 *E.coli* por 100 mL para agricultura intensiva. O risco anual de infecção por rotavírus para solo altamente mecanizado é ligeiramente superior a 10^{-2} para solo com concentração de 10^6 *E.coli* por 100 g, mas os riscos por *Campylobacter* e *Cryptosporidium* são bem mais baixos (de 10^{-5} a 10^{-3}). Esses mesmos resultados foram encontrados para concentração de 10^5 *E.coli* por 100 mg em solo de agricultura intensiva. Os riscos anuais de infecção estimados para rotavírus são de, aproximadamente, 10^{-2} para qualidade de água residuária de 10^4 a 10^5 *E.coli* por 100 mL, de aproximadamente 10^{-3} para qualidade de 10^3 a 10^4 *E. coli* por 100 mL e de aproximadamente 10^{-4} para qualidade de 10^3 *E. coli* por 100 mL.

Nesse mesmo estudo, os resultados foram comparados com dois estudos epidemiológicos realizados por outros pesquisadores. O primeiro estudo foi realizado no México com três grupos: no primeiro grupo, foi utilizada água residuária não tratada (6.10^7 CF/100mL) para irrigação; no segundo grupo foi utilizada água residuária parcialmente tratada (10^5 CF/100mL) para irrigação e o terceiro grupo não houve irrigação (água de chuva). E o segundo estudo, realizou pesquisa no México com 2515 pessoas maiores de 5 anos de idade, das quais 553 pessoas foram expostas a água residuárias contendo aproximadamente 10^4 CF/100 mL quando da irrigação restrita. No primeiro estudo, os riscos de infecção por pessoa para exposição por 5 meses para água residuária (6.10^7 CF/100mL) foi de 0,99 (rotavírus), 0,17 (*Campylobacter*) e 3,8.10-3 (Cryptosporidium), para (10^5 CF/100mL) foi de $1,4.10^{-2}$ (rotavírus), $4,9.10^{-4}$ (*Campylobacter*) e $6,7.10^{-6}$ (*Cryptosporidium*). No segundo estudo, o risco de infecção por pessoa e exposição por 5 meses a água residuária (10^4 CF/100mL) foi de $9,1.10^{-2}$ (rotavírus), $1,2.10^{-2}$ (*Campylobacter*) e $2,5.10^{-4}$ (*Cryptosporidium*). Os

autores concluíram que houve concordância entre os resultados obtidos na avaliação de risco microbiológico e os encontrados nos estudos epidemiológicos devido ao uso de parâmetros adequados na estimativa dos riscos simulados.

Nos EUA, RYU et al. (2007), realizaram um estudo para avaliar o risco de infecção por *Cryptosporidium* e *Giardia* em água residuária para reúso em três cenários distintos: irrigação de campos de golfe (exposição diária dos jogadores a 1 mL de água residuária pelo manuseio e limpeza das bolas de golfe por 104 dias no ano), irrigação de campo de futebol (exposição diária dos jogadores de futebol a 5 mL de água residuária pelo manuseio da bola por 52 dias no ano), recreação em água represada (ingestão acidental de 100 mL de água residuária durante nado de duas horas nos finais de semana por cinco meses perfazendo o total de 40 dias no ano). Setenta e sete amostras de água residuária provenientes de sete estações de tratamento foram coletadas e realizadas as análises para determinação da concentração de oocistos de *Cryptosporidium* e cistos de *Giardia.* Foi utilizado o modelo exponencial para determinar a probabilidade de infecção por *Cryptosporidium* (K = 238,6) e *Giardia* (K = 50,5), sendo que K é o número de organismos que devem ser ingeridos para iniciar a infecção. Os resultados demonstraram que o risco de infecção por *Cryptosporidium* não foi determinada em alguns locais devido à falta de amostras positivas coletadas. Com vários dias de exposição, o risco anual de infecção por *Cryptosporidium* em campos de golfe e campo de futebol não cumpriria o risco anual aceitável em águas provenientes de três locais da Califórnia. Para atividades recreacionais, o risco diário de infecção por *Cryptosporidium* excederia o risco anual tolerável de 10^{-4}. O risco anual de infecção por *Giardia* atenderia o risco anual aceitável em todos os cenários em foi utilizada água residuária (clorada e desinfectada por UV), enquanto que nas estações onde houve apenas cloração, o risco de infecção ultrapassou o risco anual aceitável, resultando na faixa de $1{,}50.10^{-4}$ a $9{,}29.10^{-1}$.

Em Gana, SEIDU et al. (2008) estimaram os riscos de infecção por rotavírus e *Ascaris lumbricoides* associados à irrigação com água residuária

a que estão expostos os agricultores e consumidores de alface. Para avaliação da exposição, quatro cenários foram considerados: i) ingestão acidental de água residuária pelos agricultores, ii) ingestão acidental de solo pelos agricultores, iii) ingestão acidental de água residuária e solo pelos agricultores e iv) consumo de alfaces irrigadas com água residuária. Considerou-se que os agricultores não usam qualquer tipo de equipamento de proteção individual (botas, luvas, máscaras etc.), dessa forma têm contato direto com a água de irrigação e o solo. Não existem, em Gana, dados na literatura sobre a ingestão acidental de água residuária e solos contaminados, por esse motivo, foram utilizados dados publicados em outros países com alguns ajustes. Na avaliação da exposição dos agricultores, assumiu-se que a quantidade ingerida acidentalmente de água residuária utilizada na irrigação foi de 1 a 5 mL/dia num total de 75 dias de irrigação, e a quantidade de solo ingerida acidentalmente foi de 10 a 100 mg/dia num total de 150 dias. Na avaliação de exposição dos consumidores, assumiu-se o consumo de 10 a 12 g de alface por refeição, com frequência de 4 vezes na semana, resultando em 208 dias de exposição ao ano. O modelo beta-Poisson foi usado para estimar os riscos de infecção por rotavírus e o modelo exponencial foi usado para estimar os riscos de infecção por *Ascaris*. Para rotavírus N_{50} e a são 6,17 e 0,253, respectivamente. O valor de r para *Ascaris* ainda não foi estabelecido em estudos de dose-resposta, por esse motivo, adotou-se que r = 1, representando a curva máxima de risco. Para os agricultores, estimou-se o risco de infecção anual por rotavírus presentes na água de irrigação, sendo igual a: $7{,}7.10^{-4}$ (irrigação por água de drenagem), $3{,}14.10^{-5}$ (água de córrego) e $7{,}5.10^{-7}$ (irrigação por tubulação). E o risco de infecção anual por *Ascaris* foi de $8{,}2.10^{-2}$ (água de drenagem), $8{,}4.10^{-2}$ (água de córrego) e $9{,}5.10^{-5}$ (irrigação por tubulação). Para ingestão de solo contaminados, estimou-se que o risco anual de infecção por *Ascaris* e rotavírus foi de 0,99 e $7{,}6.10^{-2,}$ respectivamente. Para ingestão de água e solos contaminados, estimou-se que o risco anual de infecção por rotavírus foi $8{,}0.10^{-2}$ (solo e água de drenagem) e $7{,}7.10^{-2}$ (solo e água de córrego). E por *Ascaris*, o risco anual de infecção pela ingestão de solo e água foi de

aproximadamente 0,99 (para todos os tipos de irrigação). Para os consumidores de alface, estimou-se que o risco anual de infecção por rotavírus foi de $2,3.10^{-3}$ (irrigada com água de drenagem), $2,6.10^{-3}$ (irrigada com água de córrego) e $4,1.10^{-4}$ (irrigada com água de tubulação). E o risco anual de infecção por *Ascaris* foi de 10^{0} (para todos os tipos de irrigação). Os autores relatam a importância de se desenvolver orientações em nível local para intervenções que podem ser realizadas a curto, médio e longo prazo com o objetivo de diminuir os riscos à saúde dos trabalhadores e consumidores de produtos agrícolas. O desenvolvimento de orientações locais sobre os riscos à saúde servirá de base para o engajamento frutífero entre os diferentes atores envolvidos com a saúde pública em Gana.

Denota-se nesse trabalho, a importância de ter dados de exposição para a população estudada, bem com os parâmetros de dose-resposta para o patógeno de interesse, de forma a estimar o risco de infecção real, não havendo a possibilidade de que o risco esteja subestimado, tampouco superestimado. Verifica-se também a importância do desenvolvimento de *guidelines* locais que representem de fato o cenário e população locais. Fato surpreendente nesse trabalho é que os autores relatam que a probabilidade de infecção por *Ascaris* associada ao consumo de alface é de 100%, será possível todos os consumidores se tornarem infectados por *Ascaris*?

MOTA et al. (2009) realizaram estudo para avaliar a concentração de *Cryptosporidium* e *Giardia* em sistemas de irrigação com águas do Rio Culiacam no México e estimar os riscos associados com o consumo de tomates, pimentões, pepinos e alfaces irrigados com essas águas. Para a avaliação de exposição, três fatores foram considerados: a quantidade de (oo)cistos na exposição, a quantidade de produto cru consumido e a frequência e duração de exposição dos consumidores e, utilizou-se a equação: $N = C x R^{-1} x VR x TR x I x M$, sendo que N é o número de (oo)cistos ingeridos por dia presentes no produto, C é a concentração de (oo)cistos por mL, R é a eficiência de recuperação do método de detecção dos (oo)cistos, VR é o volume de água residuária retida no produto, TR é a taxa de transferência de (oo)cistos da água residuária para o produto, I é o

percentual de (oo)cistos infecciosos e M é quantidade do produto consumido por dia (g). Foram coletadas 58 amostras de água de diferentes pontos do rio e realizadas análises para verificação da concentração dos oocistos e cistos dos protozoários e a eficiência de recuperação do método utilizado na detecção foi de 15% para *Cryptosporidium* e 12% para *Giardia*. Assumiu-se que todos os (oo)cistos detectados na água residuária foram transferidos para o produto e todos eram infecciosos. Assumiram volume de água residuária retida no produto de 0,0036mL/g (tomates, pimentões e pepinos) e de 0,108mL/g (alfaces). E para determinar o consumo individual diário dos produtos foi realizada uma pesquisa no banco de dados do Serviço de Pesquisas Econômicas do Departamento de Agricultura dos EUA e concluiu-se que o consumo diário de tomates é de 13g, de pimentões é de 4,3g, de pepinos é de 3,3g e de alface é de 6,2g. Fazendo uso do modelo exponencial e considerando diferentes concentrações de oocistos e cistos nas águas utilizadas para irrigação, o risco de infecção anual foi estimado para exposição de 120 dias por ano aos protozoários presentes nos vegetais estudados. O risco anual de infecção por *Cryptosporidium* pelo consumo de tomates foi de $2,66.10^{-5}$ (17 oocistos/100L), $3,14.10^{-4}$ (200 oocistos/100L) e $5,17.10^{-5}$ (32,94 oocistos/100L); pelo consumo de pimentões foi de 9.10^{-6} (17 oocistos/100L), $1,04.10^{-4}$ (200 oocistos/100L) e $1,70.10^{-5}$ (32,94 oocistos/100L); pelo consumo de pepinos foi de $6,84.10^{-6}$ (17 oocistos/100L), $7,94.10^{-4}$ (200 oocistos/100L) e $1,31.10^{-5}$ (32,94 oocistos/100L) e pelo consumo de alfaces foi de $3,82.10^{-4}$ (17 oocistos/100L), $4,48.10^{-3}$ (200 oocistos/100L) e $7,55.10^{-4}$ (32,94 oocistos/100L). O risco anual de infecção por *Giardia* pelo consumo de tomates foi de $1,58.10^{-4}$ (17 cistos/100L), $1,51.10^{-2}$ (1,63 cistos/100L) e $7,66.10^{-4}$ (82,34 cistos/100L); pelo consumo de pimentões foi de $5,23.10^{-5}$ (17 cistos/100L), $5,03.10^{-3}$ (1,63 cistos/100L) e $2,53.10^{-4}$ (82,34 cistos/100L); pelo consumo de pepinos foi de $4,02.10^{-5}$ (17 cistos/100L), $3,86.10^{-3}$ (1,63 cistos/100L) e $1,95.10^{-4}$ (82,34 cistos/100L) e pelo consumo de alfaces foi de $2,26.10^{-3}$ (17 cistos/100L), $1,96.10^{-1}$ (1,63 cistos/100L) e $1,09.10^{-2}$ (82,34 cistos/100L). Os autores relatam que o risco de infecção pode ser subestimado ou superestimado em virtude de se

assumir que: i) todos os protozoários detectados na água residuária foram transferidos para os vegetais, ii) todos são viáveis quando consumidos, iii) o consumidor não cozinha esses produtos antes do consumo e iv) todos são infecciosos aos humanos. Esse estudo ressalta o quão difícil é a determinação da dose na estimativa do risco de infecção.

Esses trabalhos realizados pelos pesquisadores acima relacionados demonstram a importância da utilização de dados locais sobre exposição (consumo e frequência do consumo) e realidade dos cenários de forma a subsidiar a avaliação quantitativa de risco microbiológico. Também corroboram sobre a importância dos resultados advindos da AQRM no estabelecimento de normas, guias e legislações que protejam a saúde humana, bem como a importância de se comunicar os atores envolvidos (trabalhadores, consumidores de produtos agrícolas etc.) sobre medidas que reduzam os riscos a que estão expostos.

Denota-se a importância de se estabelecer as taxas de transferência dos patógenos aos produtos agrícolas de forma a evitar que o risco de infecção encontrado não seja subestimado ou superestimado.

Notou-se que os pesquisadores baseiam-se no risco anual tolerável estabelecido para água de consumo, entretanto, seria necessário o estabelecimento do risco tolerável associado à aplicação de água residuária em solos, jardins, parques, campos de golfe e cultivos agrícolas.

5.2 BIOSSÓLIDOS

Biossólidos são os resíduos gerados no processo de tratamento químico, físico e biológico do esgoto doméstico, das indústrias e fossas sépticas, e têm sido utilizados em culturas agrícolas como fonte de matéria orgânica, fósforo, potássio, nitrogênio e outros nutrientes, porém podem conter uma série de microrganismos patogênicos (WHO, 2007).

O solo e os alimentos produzidos em culturas agrícolas fertilizadas por biossólidos contaminados com patógenos podem acometer o homem

com uma série de doenças, por esse motivo, os biossólidos devem ser tratados com o objetivo de eliminar quase ou totalmente os patógenos antes de sua utilização como fertilizante. A inativação dos patógenos contribui muito para redução dos riscos microbiológicos (WHO, 2006).

Em 1993, a USEPA promulgou e estabeleceu regras para a disposição de lodo de esgoto ou biossólidos. Os biossólidos foram classificados em Classe A e Classe B. Biossólidos Classe A podem ser tratados por processos que reduzem os patógenos como compostagem, secagem com calor, tratamento térmico, digestão aeróbia termofílica, irradiação com raios beta, irradiação com raios gama e pasteurização. Biossólidos Classe B podem ser tratados por processos que reduzem significativamente os patógenos como digestão aeróbia, secagem ao ar livre, digestão anaeróbia, compostagem e estabilização com cal.

Nos EUA, biossólidos Classe B podem ser aplicados em terras se satisfeitas algumas restrições com relação às culturas, pastagens de produção, e o acesso do público ao local tratado. E para os biossólidos de Classe A não há restrições para sua utilização. Biossólidos Classe A requerem que a densidade de vírus entéricos seja menor do que uma unidade formadora de colônia e menor do que um ovo de helminto por 4 gramas de biossólido seco (GERBA et al. 2002).

No Brasil, a Resolução nº 375/2006 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) definiu critérios e procedimentos para utilização agrícola dos biossólidos. Os biossólidos também foram classificados em Classe A e Classe B e com a mesma definição adotada pela USEPA.

Os biossólidos Classe A e B não podem ser aplicados em pastagens e cultivo de hortaliças, tubérculos e raízes, e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato com o solo. O plantio de pastagens será permitindo após 24 meses da aplicação de biossólido. E o cultivo de hortaliças, tubérculos e raízes será permitido após 48 meses da aplicação do biossólido.

Biossólidos Classe A poderão ser utilizados para quaisquer culturas desde que respeitados os prazos para plantio (24 ou 48 meses) e os

biossólidos Classe B podem ser utilizados em culturas de café, silvicultura e culturas para produção de fibras e óleos, desde que aplicação seja mecanizada e incorporada ao solo.

A concentração de patógenos nos biossólidos Classe A deve ser: i) coliformes termotolerantes $<10^3$ NMP (número mais provável)/g de ST (sólidos totais), ii) ovos viáveis de helmintos < 0,25 ovo/g de ST, iii) ausência de *Salmonella* em 10 g de ST e iv) vírus < 0,25 UFP (unidade formadora de placa)/g de ST.

A concentração de patógenos nos biossólidos Classe B deve ser: i) coliformes termotolerantes $<10^6$ NMP/g de ST e ii) ovos viáveis de helmintos < 10 ovos/g de ST.

A avaliação quantitativa de risco microbiológico pode estimar os riscos associados à patógenos presentes em biossólidos ou em solos e/ou alimentos fertilizados por biossólidos.

GERBA et al. (2002) realizaram uma avaliação de riscos relacionados à vírus entéricos em biossólidos. Foram determinadas as concentrações de vírus em amostras de biossólidos após tratamento de digestão anaeróbia e considerado como 50mg/dia o valor ingerido de solo por crianças e de 480mg/dia por adultos para 1 e 10 dias de exposição. Foi utilizado o modelo beta-Poisson para determinar o risco por rotavírus e echovírus 12. Os resultados demonstraram que o risco de infecção por rotavírus para um dia de exposição é de $3{,}67.10^{-2}$ (crianças) e $2{,}11.10^{-1}$ (adultos) e para 10 dias de exposição é de $2{,}10.10^{-1}$ (crianças) e $5{,}12.10^{-2}$ (adultos). E, o risco de infecção por echovírus 12 para um dia de exposição é de $1{,}30.10^{-4}$ (crianças) e de $1{,}24.10^{-3}$ (adultos) e para 10 dias de exposição é de $1{,}30.10^{-3}$ (crianças) e $1{,}22.10^{-2}$ (adultos). Também foi calculado o risco de infecção por rotavírus e echovírus após a aplicação do biossólido tratado diretamente no solo e, os autores concluíram que a exposição direta ao biossólidos resultam em um risco de infecção maior que a recomendada pela USEPA que é de 1:10.000 para uma única exposição, entretanto, se os biossólidos são injetados dentro do solo, o risco de infecção é menor do que o recomendado, ou seja, variaram de $2{,}64.10^{-7}$ a $7{,}83.10^{-4}$.

Nos Estados Unidos, BROOKS et al. (2005) conduziram um estudo sobre a estimativa do risco de infecção por patógenos presente em bioaerossóis a que estão expostos os residentes em locais onde se aplica biossólidos líquidos Classe B em solo. Amostras de biossólidos e amostras de aerossóis foram coletadas durante a aplicação dos biossólidos líquidos por pulverização ou por técnicas de irrigação para determinação da concentração dos patógenos presentes. O risco de infecção foi determinado usando o modelo exponencial para inalação de coxsackievirus A 21 e o modelo beta-Poisson para ingestão de *Salmonella*, sendo que r (0,0253), α (0,3126) e N_{50} (23600). A dose foi descrita como N = x. 0,83.t, onde x é o número de organismos por m^3, 0,83 é a taxa média de respiração humana e t é a duração de exposição em horas. Foram calculados os riscos anuais de infecção considerando a exposição de 6 dias/ano (para 1h ou 8h diárias) e em função das distâncias do aplicador do biossólido líquido e da geração dos bioaerossóis. A exposição residencial foi considerada como a distância mínima entre 30 a 35 m a favor do vento entre o local de aplicação do biossólido e uma residência. Os autores concluíram que o risco de infecção anual por bioaerossóis a que estão expostos os residentes entre 30 a 35m da aplicação de biossólidos líquidos existe, mas aparece dentro dos limites aceitáveis para consumo de água (1:10.000).

No Japão, NAKAGAWA et al. (2006) fizeram uso da avaliação de risco microbiológico para estimar os riscos associados a biossólido advindo de sanitário ecológico doméstico. Nesse sistema, as fezes humanas são armazenadas em local seco inativando os patógenos, podendo ser utilizada posteriormente como fertilizante orgânico. Foram alvos desse estudo, os patógenos rotavírus e enterovírus presentes no biossólido. Consideraram-se os seguintes dados: o volume de fezes excretado é de 150g/pessoa/dia e a concentração de rotavírus é de aproximadamente 10^{10}/g e de enterovírus é de aproximadamente 10^{6}/g. Os autores concluíram que, para se alcançar o risco anual tolerável (10^{-4}), a exposição ao biossólido pode se dar após 50 dias de armazenagem do biossólido, entretanto, recomendam 160 dias por considerarem mais seguro.

Na África do Sul, JIMÉNEZ et al. (2007) realizaram estudo sobre os riscos associados a culturas agrícolas fertilizadas com lodo de Ecosan (Saneamento Ecológico ou sanitário seco) na região de Durban em Kwazulu-Natal. Nesse estudo foi aplicado lodo de Ecosan com concentrações conhecidas de ovos de helmintos em solo para plantio de culturas de espinafre e cenouras. A probabilidade de infecção foi calculada usando o modelo beta-Poisson para *Salmonella* e modelo exponencial para helmintos, assumiu-se que $\alpha = 0,33$, $\beta = 139,9$ e $r = 0,02$. Os riscos de infecção foram calculados para um consumo de 100g de espinafre ou cenoura sem cozimento. Na cenoura, o risco de infecção por *Salmonella* foi de $2,8.10^{-5}$. Riscos associados ao consumo de espinafres cultivados em solos, cuja aplicação de 1,3 a 37,5 toneladas de lodo, foi de 2.10^{-2} a 9.10^{-2}, enquanto para cenoura foi de 6.10^{-3} a 1.10^{-2} quando da aplicação de lodos de 7 a 35 ton/ha. Todos estes valores são maiores do que o risco aceitável proposto pela agência de proteção ambiental norte-americana que é 10^{-4}.

SCHÖNNING et al. (2007) conduziram uma avaliação quantitativa de risco microbiológico para manuseio e utilização de fezes humanas coletadas e utilizadas como fertilizante em jardins residenciais na Dinamarca. As fezes foram coletadas em sanitário seco e para facilitar a compostagem foi adicionado serragem na proporção de 10 a 15% do peso total. Foram avaliados os seguintes cenários: aplicação direta do material sobre o solo após estocagem por 0, 6 e 12 meses e aplicação do material incorporado a solo na proporção de 1:100 após estocagem por 6 e 12 meses. Foram escolhidos os patógenos *Salmonella, E. coli*, rotavírus, hepatite A, *Giardia, Cryptosporidium e Ascaris*. Foi considerada a ingestão de 200 mg/dia de solo por crianças e de 100 mg/dia de solo por adultos. Com base em estudos preliminares, cada microrganismo foi modelado levando em consideração a incidência da doença na população, a excreção e duração da infecção, bem como a inativação do patógeno durante o armazenamento e após a aplicação do material no jardim. Os riscos anuais de infecção encontrados nos cinco cenários foram: i) para *Salmonella*: $< 10^{-14}$ a 2.10^{-9}, ii) para *E.coli*: $< 10^{-14}$, iii) para rotavírus: 4.10^{-9} a 3.10^{-2}, iv) para hepatite A:

3.10^{-15} a 1.10^{-6}, v) para *Giardia*: < 10^{-14} a 2.10^{-4}, vi) para *Cryptosporidium*: 9.10^{-10} a 1.10^{-3} e vii) para *Ascaris*: de 2.10^{-5} a 2.10^{-3}. Os resultados demonstraram que os riscos associados à utilização de fezes após estocagem por 12 meses foram menores que 10^{-4} para todos os patógenos estudados, com exceção do risco relacionado à *Ascaris.* Segundo os autores, os riscos de infecção podem ser reduzidos por medidas como a utilização de equipamentos de proteção individual para manipulação do material, a incorporação de cal ao material para elevar o pH ou aquecimento do material de forma a inativar os patógenos e, ressaltaram a importância de estocagem mínima de um ano e incorporação do material ao solo antes da aplicação no jardim.

NAVARRO et al. (2009) realizaram um estudo em que objetivo era construir modelo para estimar os riscos associados a ovos de helmintos presentes em biossólidos aplicados em solo. Segundo os autores, os limites estabelecidos pela USEPA e recomendados pela Organização Mundial de Saúde para ovos de helmintos em biossólidos foram baseados em evidências epidemiológicas, pelo desempenho de diferentes métodos de tratamento de lodo e não pela estimativa dos riscos à saúde usando curvas de dose-resposta. Nesse estudo foram utilizados dados obtidos de três estudos prévios: estudo epidemiológico que estabeleceu a prevalência de *A. lumbricoides* no México, estudo da qualidade de águas residuárias acerca da presença de *A. lumbricoides* usada para irrigação e o estudo experimental acerca da presença de *A. lumbricoides* em culturas de cenoura e espinafre provenientes de solo enriquecido com biossólidos. O modelo de dose-resposta foi desenvolvido a partir dos dados de estudos epidemiológicos e dados do estudo do solo fertilizado por biossólidos e, dois cenários foram considerados para obtenção do modelo: o consumo de vegetais crus irrigados com água residuária não tratada e a ingestão acidental de solo irrigado com água residuária. O grupo exposto foi de crianças com idade inferior a 15 anos e assumiu-se que o consumo é de 28 a 38 g de cenouras e de 30 a 54 g de espinafre por evento. Os resultados obtidos demonstraram que o risco de infecção por *A. lumbricoides* pelo consumo de cenoura está

na faixa de 9.10^{-5} a 6.10^{-2}, enquanto que, para o consumo de espinafre, está na faixa de $1,8.10^{-3}$ a 2.10^{-1}. Os autores concluíram que para uma avaliação de risco associada à reutilização de biossólido na produção agrícola deve-se levar em consideração que a exposição ao patógeno pode não ser homogênea. E que o processo de tratamento do biossólido utilizado, a taxa de aplicação do biossólido, tipo de cultura, tempo de colheita, o processo de lavagem do alimento e o padrão de consumo (quantidade, frequência e forma de preparo) podem influenciar na estimativa do risco de infecção. Também concluíram que seria possível usar padrões mais elevados de presença de ovos de helmintos em biossólidos do que os propostos pela USEPA e recomendados pela Organização Mundial de Saúde sem aumentar significativamente os riscos. Esse trabalho mostra que os resultados obtidos a partir da AQRM são importantes para o estabelecimento de valores-limites de patógenos, bem como para propor a revisão de valores-limite já estabelecidos. Enfatiza a importância de se considerar as condições regionais ao invés de adotar valores já estabelecidos em países desenvolvidos.

Os estudos conduzidos pelos pesquisadores para estimar os riscos de infecção por patógenos presentes em biossólidos ou culturas fertilizadas por biossólidos evidenciam os diversos fatores que podem influenciar na determinação do risco, como o período de estocagem do biossólido antes da aplicação na cultura, a exposição do agricultor ao solo e biossólido, e a exposição dos consumidores aos alimentos cultivados em solos fertilizados com biossólidos. Entretanto, mais uma vez ressalta-se a importância da etapa da avaliação de exposição na condução da avaliação quantitativa de risco microbiológico.

Fica evidente a necessidade do estabelecimento do risco tolerável associado à aplicação de biossólidos em cultivos agrícolas e em outras aplicações.

E também a necessidade de se comunicar a todos os envolvidos no processo de manipulação e utilização dos biossólidos sobre os riscos a que estão expostos para que os mesmos tomem medidas de controle e proteção.

6. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação de risco microbiológico é uma importante ferramenta para estimar os riscos associados à patógenos presentes em diversas fontes (água, biossólidos, alimentos, ar e fômites), entretanto, existem algumas dificuldades que devem ser superadas de forma a não subestimar ou superestimar o risco envolvido e necessidades que devem ser superadas para melhor condução do processo.

A avaliação de exposição é a etapa mais complexa da avaliação de risco microbiológico. E, uma das dificuldades enfrentadas na nessa etapa é a determinação da dose de patógenos ingerida, inalada ou absorvida, por isso da importância dos resultados provenientes de estudos relacionados ao consumo e exposição de forma a subsidiar a estimativa do risco de infecção e/ou doença.

A avaliação de exposição é essencial na avaliação do risco microbiológico, por isso, os avaliadores devem conduzir estudos que demonstrem a real exposição da população estudada, levando em consideração o gênero, hábitos e comportamentos, aspectos culturais, regionais, demográficos, entre outros, que alteram significadamente a exposição. É relevante conhecer os dados de consumo no país e levar em conta as regionalidades.

Em relação aos métodos de detecção de patógenos, ainda são observadas limitações quanto as taxas de recuperação dos mesmos a parti de amostras ambientais, portanto esforços devem ser direcionados para melhorar a recuperação desses organismos, pois é fundamental na determinação da dose à que está exposta uma pessoa ou população.

Os estudos da relação entre dose ingerida e resposta do hospedeiro são conduzidos para determinação dos parâmetros de dose-resposta utilizados para a estimativa do risco de infecção para um determinado patógeno, no entanto, esses estudos são realizados com adultos saudáveis. E, há incerteza relacionada ao parâmetro de dose-resposta estabelecido.

Por esse motivo, estudos epidemiológicos podem ser utilizados para se estimar o risco a que estão expostas as populações suscetíveis como crianças, idosos, gestantes e imunodeprimidos.

Denotou-se nessa pesquisa que os países em desenvolvimento demandam estudos mais aprofundados sobre suas próprias realidades. Há que se conhecer os dados de ocorrência dos patógenos, conhecer os dados de surtos e prevalência de doenças relatados pela vigilância epidemiológica, bem como conhecer os dados de consumo e exposição da população em cenários específicos, de forma a evitar a utilização de parâmetros, padrões e valores adotados pelos países desenvolvidos.

Os resultados provenientes da avaliação quantitativa de risco microbiológico podem subsidiar e incentivar os gestores a atuarem preventivamente na proteção da saúde humana seja pelo estabelecimento de processos e tratamentos que visem à redução de patógenos nas fontes de águas e biossólidos, ou pelo estabelecimento de normas, padrões e leis que regulem a qualidade sanitária das águas de consumo e recreacionais, das águas residuárias para reúso e dos biossólidos. Bem como para discutir políticas públicas e rever legislações vigentes.

A avaliação de risco microbiológico fornece dados importantes para o planejamento e políticas que resultem na melhoria das condições de saneamento e higiene, além da melhoria no desempenho de estações de tratamento de água e esgoto, bem como da rede de abastecimento de água.

A avaliação quantitativa de risco microbiológico dada a sua importância como ferramenta utilizada para estimar os riscos à saúde humana e, como campo para discutir, propor e desenvolver planos que visem à proteção da saúde humana deve se consolidar em nosso país, pois vem dar subsídios às nossas demandas atuais tais como: i) estabelecimento de valores-limite e risco tolerável para patógenos, ii) proposição de métodos de tratamento e controle, iii) criação e revisão de normas, regulamentações e leis e iv) implementação de políticas públicas que visem a promoção e proteção da saúde humana.

7.REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Bartrand TA, WEIR MH, Haas CN. Dose-response models for inhalation of Bacillus anthracis spores: interspecies comparisons. Risk Analysis. 2008; 28:1115-1124.

Brooks JP, Tanner BD, Josephson KL, Gerba CP, Haas CN, Pepper IL. A national study on the residential impact of biological aerosls from land application of biosolids. Journal of Applied Microbiology. 2005; 99:310-322

Buchanan RL, Smith JL, Long W. Microbial risk assessment: dose-response relations and risk characterization. International journal of Food Microbiology.2000; 58:159-172

Carlander A. Assessment of microbial health hazards associated with wastewater application to willow coppice, coniferous forest and wetland systems. Doctoral thesis, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 2006; 62p

Causer LM, Handzel T, Welch P, Carr M, Lucht R, Dworken MS. An outbreak of Cryptosporidium hominis infection at an Illinois recreational waterpark. Epidemiol. Infect. 2006; 134:147-156

CDC. Water-related Diseases Surveillance Annual Summary. 1980.Disp.em: http://www.cdc.gov/healthywater/pdf/mmwr/MMWR_WBDOSS_Summary_1980.pdf

Chick SE, Koopman JS, Soorapanth S, Brown ME. Infection transmission system models for microbial risk assessment. The Science of the Total Environment.2001;274:197-207

CONAMA - Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução nº375/2006 de 29/08/2006. Dispõe sobre critérios e procedimentos para utilização agrícola dos biossólidos. Publicada no DOU nº 167, de 30 de agosto de 2006, Seção 1, páginas 141-146

Crabtree KD, Ruskin RH, Shaw SB, Rose JB. The detection of Cryptosporidium oocysts in cistern water in the U.S. Virgin Islands. Water Science and Technology. 1996; 30(1):208-216

Crabtree KD, Gerba CP, Rose JB, Haas CN. Waterborne adenovirus: a risk assessment. Water Science and Technology.1997;35:1-6

Ferreira NSA. As pesquisas denominadas “estado da arte”. Educação & Saúde. 2002; 79: 257-272

Gale P. Developments in microbiological risk assessment models for drinking water. Journal of Applied Bacteriology.1996; 81:403-410

Gerba CP, Haas CN, Rose JB. Risk of swimming-acquired illness in Mamala Bay. Project MB-7. 1995.

Gerba CP, Rose JB, Haas CN, Crabtree K. Waterborne rotavirus: a risk assessment. Water Research.1996; 30(12):2929-2940

Gerba CP. Risk Assessment. In: Maier RM, Pepper IL, Gerba CP, editors. Environmental Microbiology. San Diego: Academic Press; 2000. p.557-70

Gerba CP, Pepper IL, Whitehead LF. A risk assessment of emerging pathogens of concern in the land application of biosolids. Water Science and Technology. 2002; 46(10):225-230

Gerba CP, Rose JB. International guidelines for water recycling: microbiological considerations. Water Science and Technology: Water Suplly. 2003; 3(4): 311-316

Gibson III CJ, Haas CN, Rose JB. Risk assessment of waterborne protozoa: current status. Parasitology. 1998: 177:205-212

Haas CN. Estimation of risk due to low doses of microorganisms: a comparision of alternative methodologies. American Journal of Epidemiology. 1983; 118(4):573-582

Haas CN, Crockett CS, Rose JB, Gerba CP, Fazil AM. Assessing the risk posed by oocysts in drinking water. Journal American Water Works Association. 1996;131-136

Haas CN, Rose JB, Gerba CP. Quantitative microbial risk assessment. New York: John Wiley & Sons; 1999

Haas CN, Eisenberg JNS. Risk Assessment In: Water quality: Guidelines, standards and Health. World Health Organization. London: IWA Publishing; 2001

Haas CN. Progress and data gaps in quantitative microbial risk assessment. Water Science and Technology. 2002; 46(11-12):277-284

Havellar A, Blumenthal UJ, Strauss m, Kay D, Bartram J. Guidelines: the current position. In: Water quality: Guidelines, standards and Health. World Health Organization. London: IWA Publishing; 2001

Hawley JK. Assessment of health risk exposure to contaminated soil. Risk Analysis. 1985; 5:289-302

Heerden JV, Ehlers MM, Vivier JC, Grabow WOK. Risk Assessment of adenoviruses detected in treated drinking water and recreational water. Journal of Applied Microbiology. 2005a; 99: 926-933

Heerden JV, Ehlers MM, Grabow WOK. Detection and risk assessment of adenoviruses in swimming pool water. Journal of Applied Microbiology. 2005b; 99:1256-1264

Hespanhol I. Um novo paradigma para gestão de recursos hídricos. Estudos Avançados. 2008; 22 (63):131-158

Howard G, Pedley S, Tibatemwa S. Quantitative microbial risk assessment to estimate health risks attributable to water supply: Can the technique be applied in developing countries with limited data? Journal of Water and Health. 2006; 4(1):49-64

ILSI. Revised Framework for Microbial Risk Assessment. An ILSI Risk Science Institute Workshop Report. 2000. Disponível em: http://www.unc.edu/courses/2006spring/envr/133/001/mrabook_ILSI_EPA_MicroRisk.pdf

Jiménez B, Austin A, Cloete E, Plasha C, Beltrán N. Biological risks to foods crops fertilized with Ecosan sludge. Water Sience & Technology. 2007; 55(7):21-29

LaGoy P. Estimated soil ingestion rates for use in risk assessment. Risk Analysis. 1987; 7:355-359

Lepesteur M, McComb AJ, Moore SA. Do we all face the same risk when bathing in the estuary? Water research. 2006; 40:2787:2795

Lópes-Pila JM, Szewzyk R. Estimating the infection risk in recreational waters from faecal indicator concentration and from the ratio between pathogens and indicators. Water Research. 2000; 34(17):4195-4200

Macler BA, Regli S. Use of microbial risk assessment in setting US drinking water standards. International Journal of Food Microbiology. 1993; 18:245-256

Mara DD, Sleigh PA, Blumenthal UJ, Carr RM. Health risks in wastewater irrigation: comparing estimates from quantitative microbial risk analyses and epidemiological studies. Journal of Water and Health.2007;5(1):39-50

Marks HM, Coleman ME, Jordan Lin CT, Roberts T. Topics in microbial risk assessment: dynamic flow tree process. Risk Analysis. 1998; 18(3)309-328

Medema G, Ashbolt N. QMRA: its value for risk management. 2006. [Acesso em 09 ago 2010].Disponível em: www.microrisk.com/publish/cat_index_11.shtml.

Mons MN, Van der Wielen JML, Blokker EJM, Sinclair MI, Hulshof KFAM, Dangendorf F, Hunter PR, Medema GJ. Estimation of the consumption of

cold water for microbiological risk assessment an overview of studies and statistical analysis of data. Journal of Water and Health.2007; 5(1):151-169

Mota A, Mena KD, Soto-Beltran M, Tarwater PM, Cháidez C. Risk assessment of Cryptosporidium and Giardia in water irrigating fresh produce in Mexico. Journal of Food Protection. 2009; 72(10):2184-2188

Nakagawa N, Oe H, Otaki M, Ishizaki K. Application of microbial risk assessment on a residentially-operated bio-toilet. Journal of Water and Health. 2006; 4(4):479-486

Navarro I, Jiménez B, Cifuentes E, Lucario S. Application of helminth ova infection dose curve to estimate the risks associated with biosolid application on soil. Journal of Water and Health. 2009; 7(1):31-44

NRC - National Research Council Risk Assessment in the Federal Government: Managing the Process. Washington: National Academy Press, 1983. Disponível em: www.nap.edu/catalog/366.html

Nwachuku N. Gerba CP. Microbial risk assessment: don´t forget the children. Current Opinion in Microbiology. 2004;7:206-209

Parkin R, Soller JA, Olivieri AW. Incorporating susceptible subpopulations in microbial risk assessment: pediatric exposures to enterovirus in river water.Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology. 2003; 13:161-168

Parkin RT. Microbial Risk Assessment. In: Robson M, Toscano W, editors. Risk Assessment for Environmental Health. San Francisco: John Wiley & Sons; 2007

Parkin RT. Foundations and Frameworks for Human Microbial Risk Assessments. 2008.Disponível: http://epa.gov/raf/files/epa_mra_fw_comparison_report_0609.pdf

Payment P, Hunter PR. Endemic and epidemic infectious intestinal disease and its relationship to drinking water. In: Water quality: Guidelines, standards and Health. World Health Organization. London: IWA Publishing; 2001

Razzolini MT, Nardocci AC. Avaliação de Risco Microbiológico:etapas e sua aplicação na análise da água. InterfacHES. São Paulo; [acesso 02 set 2008] Disponível em http://www.interfacehs.sp.senac.br/br/artigos.asp?ed=2&cod_artigo=30

Regli S, Rose JB, Haas CN, Gerba CP. Modelling the risk from *Giardia* and viruses in drinking water. Journal American Water Works Association. 1991; 76-83

Rose JB, Gerba CP. Use of risk assessment for development of microbial standards. Water Science & Technology. 1991a; 24(2):29-34

Rose JB, Haas CH, Regli S. Risk Assessment and Control of Waterborne Giardiasis. American Journal of Public Health. 1991b; 81(6):709-713

Ryu H, Alum A, Alvarez M, Mendoza J, Abbaszadegan M. An assessment of water quality and microbial risk in Rio Grande basin in the United States – Mexican border region. Journal of Water and Health. 2005; 3(2)209-218

Ryu H, Mena KD, Abbaszadegan M. Assessment of the risk of infection by Cryptosporidium and Giardia in non-potable reclaimed water. Water Science & Technology. 2007; 55(1-2):283-290

Ryu H, Abbaszadegan M. Long-term study of Cryptosporidium and Giardia occurence and quantitative microbial risk assessment in surface waters of Arizona in the USA. Journal of Water and Health. 2008; 6(2):263-273

Sato MIZ, Hachich EM, Razzolini MTP, Nardocci AC. Avaliação quantitativa de risco microbiológico como instrumento de tomada de decisão na área de saneamento. Microbiologia in Foco. 2009; 9:39-45

Seidu R, Heistad A, Amoah P, Drechsel P, Jenssen PD, Stenström TA. Quantification of the health risk associated with wastewater reuse in Accra,

Ghana: a contribution toward local guidelines. Journal of Water and Health. 2008; 6(4)461-471.

Soares MB, Maciel F. Alfabetização. Série Estado do Conhecimento. MEC/INEP/COMPED. 2000

Schöning C, Westrell T, Stenström TA, Arnbjerg-Nielsen K, Hasling AB; Carlsen A. Microbial risk assessment of local handling and use of human faeces.Journal of Water and Health. 2007; 5(1):117-128

Shuval H, Lampert Y, Fattal B. Development of a risk assessment approach for evaluating wastewater reuse standards for agriculture.Water Science & Technology.1997 35(11-12):15-20

Soller JA. Use of microbial risk assessment to inform the national estimate of acute gastrointestinal illness attributable to microbes in drinking water. Journal of Water and Health.2006; 4(2):165-186

Soller JA., Eisenberg JNS. An evaluation of parsimony for microbial risk assessment models. Environmetrics. 2008;19:61-78

Sorvillo FJ, Fujioka K, Nahlen B, Tormey MP, Kebabjian R, Mascola L. Swimming-Associated Cryptosporidiosis. American Journal of Public Health. 1992; 82(5):742-744

Stine SW, Song I, Choi CY, Gerba CP. Application of microbial risk assessment to the development of standards for enteric pathogens in water used to irrigate fresh produce. Journal of Food Protection.2005; 68(5):913-918

Stone DL, Harding AK, Hope BK, Slaughter-Mason S. Exposure assessment and risk of gastrointestinal illness among surfers. Journal of Toxicology and Environmental. Part A.2008; 71(24):1603-1615

Teixeira PMM, Megid Neto J. Investigando a pesquisa educacional: um estudo enfocando dissertações e teses sobre o ensino da biologia no Brasil. Investigações em Ensino de Ciências. 2006; 11(2):261-282

Teunis PFM, Medema GJ, Kruidenier L, Havellar AH. Assessment of the risk of infection by Cryptosporidium or Giardia in drinking water from a surface water source. Water Research. 1997; 31(6):1333-1346

Teunis PFM, Havellar AH. Risk assessment for protozoan parasites. International Biodeterioration & Biodegradation. 2002; 50:185-193

USEPA - U.S. Environmental Protection Agency. Ambient water quality criteria for bacteria. Washington,1986. Disponível em: http://www.epa.gov/waterscience/beaches/files/1986crit.pdf

Wade TJ, Pai N, Eisenberg JNS, Collord Jr JM. Do U.S. Environmental Protection Agency Water Quality Guidelines for recreational waters prevent gastrointestinal illness? A sustematic review and meta-analysis. Environmental Health Perspectives. 2003; 111(8):1102-1109

Westrell T. Microbial risk assessment and tis implications for risk management in urban water systems.Doctoral thesis, Linköping University, Sweden, 2004, 84p.

Wheller C, Vugia DJ, Thomas G, Beach MJ, Carnes S, Maier T, Werner SB. Outbreak of cryptosporidiosis at a California waterpark: emplouee and patron roles and the long road towards prevention. Epidemiol. Infect. 2007; 135:302-310

WHO – World Health Organization. Water Quality: Guidelines, Standards and Health: Assessment risk and risk management for water-related infectious disease. UK, 2001.

WHO - World Health Organization. Guidelines for Drinking-water Quality, 3rd edition, Recommendations, Geneve, 2004.

WHO – World Health Organization.Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and greywater. Policy and regulatory aspects. Geneve,2006.Disponível http://whqlibdoc.who.int/publications/2006/9241546824_eng.pdf

WHO – World Health Organization. Chemical Safety of Drinking-water: Assessing Priorities for Risk Management. Geneve, 2007. Disponível em: http://whqlibdoc.who.int/publications/2007/9789241546768_eng.pdf

Wu F, Farland WH. Risk Assessment and Regulatory Decision Making In Environmental Health. In: Robson M, Toscano W, editors. Risk Assessment for Environmental Health. San Francisco: John Wiley & Sons; 2007

Yoder JS, Hlavsa MC, Craun GF, Hill V, Roberts V, Yu PA, Hicks LA, Alexander NT, Calderon RL, Roy SL, Beach MJ. Surveillance for waterborne disease and outbreaks associated with recreational water use and other aquatic facility-associated health events in United States, 2005-2006. Surveillance Summaries. 2008; 57 (SS09):1-29. Disponível em: http://www.cdc.gov/mmwr/preview/mmwrhtml/ss5709a1.htm?s_cid=ss5709a1_e

Zmirou-Navier, Gofti-Laroche L, Hartemann P. Waterborne microbial risk assessment: a population-based dose-response function for *Giardia spp*. (E.MI.R.A study). BMC Public Health.2006;6:122

Raquel de Fátima Ignoto

Curriculum Vitae

Agosto/2010

Dados Pessoais

Nome Raquel de Fátima Ignoto
Nascimento 10/05/1974 - Campinas/SP - Brasil
CPF 21486726810

Formação Acadêmica/Titulação

2008 Mestrado em Saúde Pública.
Universidade de São Paulo, USP, Sao Paulo, Brasil
Título: Avaliação quantitativa de risco microbiológico em águas e biossólidos: estado da arte
Orientador: Dra. Maria Tereza Pepe Razzolini

2007 - 2007 Especialização em Gestão Educacional.
Centro Universitário Claretiano, CEUCLAR, Brasil
Título: Gestão e Marketing Educacional no Ensino Superior
Orientador: Ms, Karina Elizabeth Serrazes

1994 - 1999 Graduação em Engenharia Química.
Universidasde Metodista de Piracicaba - Instituto Educacional Piracicabano, UNIMEP, Brasil
Título: Emprego de sulfato de sódio (Na2SO4) como traçador do nutriente 34S em plantas
Orientador: Francisco Carneiro Júnior
Bolsista do(a): Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

Formação complementar

2006 - 2006 Curso de curta duração em Análise e Planejamento Financeiro.
Serviço Brasileiro de Apoio as Micro e Pequenas Empresas de Roraima, SEBRAE/PR, Boa Vista, Brasil

2004 - 2004 Curso de curta duração em Controle e Registro Acadêmico de IES.
Consae, CONSAE, Brasil

2002 - 2002 Curso de curta duração em Toxicologia e Avaliação de Risco.
Universidade de São Paulo, USP, Sao Paulo, Brasil

2002 - 2002 Curso de curta duração em Introdução Ao Estudo das Ciências da Vida e Ambien.
Universidade de São Paulo, USP, Sao Paulo, Brasil

2001 - 2001 Curso de curta duração em Simulação Computacional de Processos Químicos Em S.
Universidade Federal de Minas Gerais, UFMG, Belo Horizonte, Brasil

2001 - 2001 Curso de curta duração em Introdução Ao Estudo de Impacto Ambiental e Relató.
Universidade de São Paulo, USP, Sao Paulo, Brasil

2001 - 2001 Curso de curta duração em Implantação de Programas de Qualidade Em Laboratór.
Universidade de São Paulo, USP, Sao Paulo, Brasil

2000 - 2000 Curso de curta duração em Manuseio de Material Radioativo.
Universidade de São Paulo, USP, Sao Paulo, Brasil

2000 - 2000 Curso de curta duração em Tratamento de Resíduos.
Universidade de São Paulo, USP, Sao Paulo, Brasil

2000 - 2000 Curso de curta duração em Métodos de Tratamento de Resíduos.
Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, Brasil

2000 - 2000 Curso de curta duração em Toxicologia de Produtos Químicos.
Universidade Estadual de Campinas, UNICAMP, Campinas, Brasil

1998 - 1998 Curso de curta duração em Segurança Em Laboratório Químico e Tratamento de R.
Sociedade Brasileira de Química, SBQ, Sao Paulo, Brasil

Atuação profissional

1. Universidade do Grande ABC - UNIABC

Vínculo institucional

2008 - 2010 Vínculo: Celetista , Enquadramento funcional: Vice-Reitora Administrativa , Carga horária: 44, Regime: Dedicação Exclusiva

2006 - 2008 Vínculo: Celetista , Enquadramento funcional: Representante da Entidade Mantenedora , Carga horária: 44, Regime: Dedicação Exclusiva

2004 - 2006 Vínculo: Celetista , Enquadramento funcional: Pró-Reitora de Pesquisa e Pós-graduação , Carga horária: 44, Regime: Dedicação Exclusiva

2003 - 2004 Vínculo: Celetista , Enquadramento funcional: Pró-Reitora Administrativa , Carga horária: 44, Regime: Dedicação Exclusiva

Atividades

05/2008 - 05/2010 Direção e Administração, Universidade do Grande ABC
Cargos Ocupados:
Vice-reitor ou Pró-reitor

02/2006 - 05/2010 Conselhos, Comissões e Consultoria, Universidade do Grande ABC
Especificação:
Membro da Comissão Própria de Avaliação

11/2004 - 07/2006 Direção e Administração
Cargos Ocupados:
Pró-Reitora de Pesquisa e Pós-graduação

07/2004 - 01/2005 Conselhos, Comissões e Consultoria, Universidade do Grande ABC
Especificação:
Membro da Comissão Própria de Avaliação

04/2003 - 11/2004 Direção e Administração
Cargos Ocupados:
Pró-Reitora Administrativa

2. Universidade de São Paulo - USP

Vínculo institucional

2000 - 2003 Vínculo: Celetista , Enquadramento funcional: Especialista em Laboratório , Carga horária: 40, Regime: Integral

1999 - 2000 Vínculo: Iniciação científica , Enquadramento funcional: Iniciação Científica ,

Carga horária: 35, Regime: Parcial

1996 - 1999 Vínculo: Bolsista , Enquadramento funcional: Iniciação Científica , Carga horária: 20, Regime: Parcial

---

Atividades

02/2000 - 02/2003 Serviço Técnico Especializado, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Seção de Isótopos Estáveis
Especificação:
Especialista em Laboratório

02/2000 - 02/2002 Projetos de pesquisa, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Seção de Isótopos Estáveis
Participação em projetos:
Produção de gesso marcado em 34S

02/1996 - 02/2003 Projetos de pesquisa, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Seção de Isótopos Estáveis
Participação em projetos:
Separação isotópica e produção de compostos enriquecidos em , Determinação isotópica de 15N e 34S em amostras de solo e ve , Obtenção de altos enriquecimentos de 34S por cromatografia d , Gerenciamento de resíduos gerados nos laboratórios do CENA/U , Tratamento de resíduos químicos , Preparo de amostras de plantas para análise isotópica de 34S

02/1996 - 02/2000 Estágio, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Seção de Isótopos Estáveis
Estágio:
Produção e determinação de compostos enriquecidos em 15N e 34S e tratamento de resíduos químicos proveniente dos laboratórios do CENA.

02/1996 - 02/2003 Pesquisa e Desenvolvimento, Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Seção de Isótopos Estáveis
Linhas de Pesquisa:
Separação isotópica e produção de compostos enriquecidos nos isótopos 15N e 34S , Determinação isotópica de 15N e 34S , Gerenciamento e tratamento de resíduos químicos

---

Linhas de pesquisa

1. Determinação isotópica de 15N e 34S

Objetivos:

2. Gerenciamento e tratamento de resíduos químicos

Objetivos:

3. Separação isotópica e produção de compostos enriquecidos nos isótopos 15N e 34S

Objetivos:

Projetos

2000 - 2002 Produção de gesso marcado em 34S
Descrição: O objetivo deste projeto de pesquisa foi produzir gesso agrícola marcado no isótopo 34S por reação química e troca iônica.
Situação: Concluído Natureza: Pesquisa
Alunos envolvidos: Graduação (0); Especialização (0); Mestrado acadêmico (1); Mestrado profissionalizante

(0); Doutorado (0);
Integrantes: Raquel de Fátima Ignoto; José Albertino Bendassolli (Responsável); Alexssandra Molina Rossete
Financiador(es):

1996 - 2003 Determinação isotópica de 15N e 34S em amostras de solo e ve
Descrição: Preparar amostras de solo e vegetais para quantificação isótopica de 34S e 15N por espectrometria de massas.
Situação: Concluído Natureza: Pesquisa
Alunos envolvidos: Graduação (3); Especialização (0); Mestrado acadêmico (3); Mestrado profissionalizante (0); Doutorado (3);
Integrantes: Raquel de Fátima Ignoto (Responsável); ;
Financiador(es):

1996 - 2003 Obtenção de altos enriquecimentos de 34S por cromatografia d
Descrição: Objetivo deste projeto foi produzir 34SO2 por cromatografia de troca iônica com alto enriquecimento no isótopo 34S
Situação: Concluído Natureza: Pesquisa
Alunos envolvidos: Graduação (2); Especialização (0); Mestrado acadêmico (0); Mestrado profissionalizante (0); Doutorado (1);
Integrantes: Raquel de Fátima Ignoto; José Albertino Bendassolli (Responsável); Everaldo Máximo; Alexssandra Molina Rossete
Financiador(es): Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo-FAPESP

1996 - 2003 Tratamento de resíduos químicos
Descrição: Este projeto de pesquisa propôs meios de tratamento para vários resíduos químicos gerados em laboratórios de pesquisa.
Situação: Concluído Natureza: Pesquisa
Alunos envolvidos: Graduação (0); Especialização (0); Mestrado acadêmico (0); Mestrado profissionalizante (0); Doutorado (0);
Integrantes: Raquel de Fátima Ignoto (Responsável); ;
Financiador(es):

1996 - 2003 Preparo de amostras de plantas para análise isotópica de 34S
Descrição: Este trabalho de pesquisa teve como objetivo avaliar as formas de preparo de amostras de vegetais para análise isótopica de 34S por espectrometria de massas.
Situação: Concluído Natureza: Pesquisa
Alunos envolvidos: Graduação (0); Especialização (0); Mestrado acadêmico (3); Mestrado profissionalizante (0); Doutorado (0);
Integrantes: Raquel de Fátima Ignoto (Responsável); ;
Financiador(es):

1996 - 2003 Separação isotópica e produção de compostos enriquecidos em
Descrição: Produzir vários compostos inorgânicos, como H2SO4, (NH4)2SO4, HNO3 e outros, com enriquecimento isótopico em 15N e 34S.
Situação: Concluído Natureza: Pesquisa
Alunos envolvidos: Graduação (0); Especialização (0); Mestrado acadêmico (0); Mestrado profissionalizante (0); Doutorado (0);
Integrantes: Raquel de Fátima Ignoto (Responsável); ;
Financiador(es):

1996 - 2003 Gerenciamento de resíduos gerados nos laboratórios do CENA/U
Descrição: O trabalho de pesquisa foi desenvolvido com o intuito de identificar e promover o tratamento dos principais resíduos gerados nos laboratórios do CENA/USP.

Situação: Concluído Natureza: Pesquisa
Alunos envolvidos: Graduação (2); Especialização (0); Mestrado acadêmico (1); Mestrado profissionalizante (0); Doutorado (0);
Integrantes: Raquel de Fátima Ignoto; José Albertino Bendassolli; Alexssandra Molina Rossete; Viviane Tuono (Responsável)
Financiador(es):

Produção em C, T& A

Produção bibliográfica
Artigos completos publicados em periódicos

1. ROSSETE, Alexssandra Molina, BENDASSOLLI, José Albertino, MÁXIMO, Everaldo, SANTANA, C. R., IGNOTO, R. F.
Produção de gesso (Ca34SO4.2H2O) marcado no 34S. Scientia Agricola. , v.63, p.399 - 404, 2006.

2. BENDASSOLLI, José Albertino, MÁXIMO, Everaldo, IGNOTO, R. F., TAVARES, Glauco Arnold
Gerenciamento de resíduos químicos e águas servidas no laboratório de Isótopos Estáveis do CENA/USP. Química Nova. , v.26, p.612 - 617, 2004.

3. BENDASSOLLI, José Albertino, MORTATTI, Jefferson, TRIVELIN, Paulo Cesar Ocheuze, IGNOTO, R. F., BONASSI, José Aurélio, TAVARES, Glauco Arnold
Reciclagem de cobre proveniente de analisador automático de carbono e nitrogênio. Química Nova. , v.25, p.312 - 315, 2004.

4. BENDASSOLLI, José Albertino, TAVARES, Glauco Arnold, IGNOTO, R. F., ROSSETE, Alexssandra Molina
Procedimento para recuperação de Ag de resíduos líquidos e sólidos. Química Nova. , v.26, p.578 - 581, 2003.

5. BENDASSOLLI, José Albertino, TRIVELIN, Paulo Cesar Ocheuze, IGNOTO, R. F.
Produção de amônia anidra e aquamônia enriquecida em 15N a partir de (15NH4)2SO4.. Scientia Agricola. , v.59, p.595 - 603, 2002.

Trabalhos publicados em anais de eventos (completo)

1. TAVARES, Glauco Arnold, BENDASSOLLI, José Albertino, IGNOTO, R. F., NOLASCO, Felipe Rufine, SOUZA, Gleison de
Atividades desenvolvidas na implantação do programa de gerenciamento dos resíduos químicos do CENA/USP In: 1º Fórum das universidades públicas paulistas de ciência e tecnologia em resíduos, 2003, São Pedro.
Anais. , 2003.

2. ROSSETE, Alexssandra Molina, BENDASSOLLI, José Albertino, IGNOTO, R. F., BATAGELLO, Hugo Henrique
Obtenção do gesso agrícola marcado no 34S (Ca34SO4. 2H2O) por reação química entre o H234SO4 e o Ca(OH)2 In: International Nuclear Atlantic Conference - VI ENAN - National Meeting on Nuclear Applications, 2002, Rio de Janeiro - RJ.
International Nuclear Atlantic Conference - VI ENAN - National Meeting on Nuclear Applications. , 2002.

3. OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de, WADT, L., ROSSETE, Alexssandra Molina, IGNOTO, R. F., MÁXIMO, Everaldo, BENDASSOLLI, José Albertino
Produção de carbonato de amônio marcado com 15N In: V Encontro nacional de aplicações nucleares, 2000, Rio de Janeiro.
Futuro Nuclear: Refletindo para Construir. , 2000.

Trabalhos publicados em anais de eventos (resumo)

1. ROSSETE, Alexssandra Molina, BENDASSOLLI, José Albertino, IGNOTO, R. F., OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de
Determinação de S em amostras de solo e vegetais, por oxidação alcalina, utilizando NaHCO3 e Ag2O. In: XXVI Congreso Latinoamericano de Quimica, 2004, Salvador.
27 Reunião da Sociedade Brasileira de química - livro de resumos. , 2004. v.1. p.QA289 -

2. IGNOTO, R. F., TAVARES, Glauco Arnold, BENDASSOLLI, José Albertino, ROSSETE, Alexssandra Molina
Recuperação da prata de soluções residuais provenientes dos laboratórios de pesquisa do CENA/USP In: 1º Fórum das universidades públicas paulistas de ciência e tecnologia em resíduos, 2003, São Pedro.
Métodos de tratamento e disposição final de resíduos. , 2003. v.1. p.153 - 153

3. TAVARES, Glauco Arnold, BENDASSOLLI, José Albertino, BATAGELLO, Hugo Henrique, IGNOTO, R. F., NOLASCO, Felipe Rufine, SOUZA, Gleison de
Sistema para recuperação de bromo contido em soluções residuais In: 1º Fórum das universidades públicas paulistas de ciência e tecnologia em resíduos, 2003, São Pedro.
Anais. , 2003.

4. SOUZA, Gleison de, TAVARES, Glauco Arnold, NOLASCO, Felipe Rufine, IGNOTO, R. F., BENDASSOLLI, José Albertino
Implantação do Programa de Gerenciamento de Resíduos Químicos do CENA/USP In: 10º Simpósio Internacional de Iniciação Científica da Universidade de São Paulo, 2002, São Carlos -SP.
10º Simpósio Internacional de Iniciação Científica da Universidade de São Paulo. , 2002.

5. NOLASCO, Felipe Rufine, TAVARES, Glauco Arnold, SOUZA, Gleison de, IGNOTO, R. F., BENDASSOLLI, José Albertino
Procedimentos para a destinação final dos resíduos químicos armazenados no depósito de resíduos do CENA/USP In: 10º Simpósio Internacional de Iniciação Científica da Universidade de São Paulo, 2002, São Carlos.
10º Simpósio Internacional de Iniciação Científica da Universidade de São Paulo. , 2002.

6. TAVARES, Glauco Arnold, SOUZA, Gleison de, NOLASCO, Felipe Rufine, IGNOTO, R. F., BENDASSOLLI, José Albertino
Utilização da intranet como ferramenta para implantação do programa de gerenciamento de resíduos químicos do CENA/UsP In: 8º Encontro Científico dos Pós-Graduandos no CENA/USP, 2002, Piracicaba-SP.
8º Encontro Científico dos Pós-Graduandos no CENA/USP. , 2002.

7. ROSSETE, Alexssandra Molina, MÁXIMO, Everaldo, IGNOTO, R. F., PRESTES, C. V., BENDASSOLLI, José Albertino
Avaliação da produção de H234SO4 a partir de Na234SO4, em função do volume de resina catiônica DOWEX 50WX8, por troca iônica In: XV Encontro regional da Sociedade Brasileira de Química-MG, 2001, Belo Horizonte - MG.
XV Encontro regional SBQ-MG Química e Qualidade de Vida no século XXI. , 2001.

8. OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de, ROSSETE, Alexssandra Molina, IGNOTO, R. F., BENDASSOLLI, José Albertino
Produção de carbonato de amônio marcado no 15N In: 7º Encontro Científico dos Pós-Graduandos no CENA/USP, 2001, Piracicaba-SP.
7º Encontro Científico dos Pós-Graduandos no CENA/USP. , 2001.

9. MÁXIMO, Everaldo, PRESTES, C. V., GOMES, F. H. A., OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de, ROSSETE,

Alexssandra Molina, IGNOTO, R. F., TRIVELIN, Paulo Cesar Ocheuze, BENDASSOLLI, José Albertino
Produção de compostos marcados no 15N e 34S In: 7º Encontro Científico dos Pós-Graduandos no CENA/USP, 2001, Piracicaba.
7º Encontro Científico dos Pós-Graduandos no CENA/USP. , 2001.

10. IGNOTO, R. F., BENDASSOLLI, José Albertino, ROSSETE, Alexssandra Molina, TAVARES, Glauco Arnold
Recuperação de prata dos resíduos provenientes dos laboratórios de pesquisa do CENA/USP In: XV Encontro regional da Sociedade Brasileira de Química-MG, 2001, Belo Horizonte - MG.
XV Encontro Regional SBQ-MG - Química e qualidade de vida no século XXI. , 2001. v.1. p.94 - 94

11. MÁXIMO, Everaldo, ROSSETE, Alexssandra Molina, IGNOTO, R. F., OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de, BENDASSOLLI, José Albertino
Produção de ácido sulfúrico enriquecido no isótopo 34S In: 23a Reunião Anual da Socidade Brasileira de Química, 2000, Poços de Caldas-MG.
A ligação química Brasil/Portugal. , 2000. v.3.

12. BENDASSOLLI, José Albertino, IGNOTO, R. F., MÁXIMO, Everaldo, MORTATTI, Jefferson, TRIVELIN, Paulo Cesar Ocheuze, OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de, BONASSI, José Aurélio
Reciclagem e Reuso de Produtos Químicos no Laboratório de Produção de Isótopos Estáveis do CENA/USP In: I Encontro Nacional de Segurança em Química, 2000, Campinas.
I Encontro Nacional de Segurança em Química. , 2000.

13. WADT, L., OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de, GUALAZZI, P. S., IGNOTO, R. F., ROSSETE, Alexssandra Molina, BENDASSOLLI, José Albertino
Recuperação do metanol proveniente das análises de fosfato e anabolisantes por cromatografia líquida de alta eficiência In: 6º encontro Científico dos Pós-Graduandos no CENA/USP, 2000, Piracicaba-SP.
Desenvolvimento Sustentável. , 2000.

14. MÁXIMO, Everaldo, OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de, IGNOTO, R. F., ROSSETE, Alexssandra Molina, BENDASSOLLI, José Albertino
Produção de H234SO4 In: 5º Encontro Cinetífico dos Pós Graduados do CENA/USP, 1999, Piracicaba-SP.
5º Encontro Científico dos Pós Graduados do CENA/USP. , 1999.

15. CARNEIRO JÚNIOR, F., BENDASSOLLI, José Albertino, TRIVELIN, Paulo Cesar Ocheuze, IGNOTO, R. F.
Utilização do Na2SO4 como traçador do nutriente 34S em leguminosas In: 22a Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 1999, Poços de Caldas - MG.
O papel da Química na Solução dos Problemas Brasileiros. , 1999. v.03.

16. TUONO, V., BENDASSOLLI, José Albertino, IGNOTO, R. F., OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de
Caracterização dos efluentes dos laboratórios do CENA/USP e identificação dos principais resíduos gerados In: 21a Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 1998, Poços de Caldas.
Perspectivas para a próxima década. , 1998. v.03.

17. IGNOTO, R. F., MÁXIMO, Everaldo, MORAES NETO, B. M., BENDASSOLLI, José Albertino
Obtenção de altos enriquecimentos de 15N por cromatografia de troca iônica em sistema cascata In: Simpósio Internacional de Iniciação Científica da USP, Piracicaba.
Simpósio Internacional de Iniciação Científica da USP. São Paulo: EDUSP, 1998. v.1.

18. MÁXIMO, Everaldo, OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de, BENDASSOLLI, José Albertino, FORASTIERI, A. C. S., IGNOTO, R. F., TUONO, V.
Obtenção de sulfato de amônio duplamente marcado (15NH4)2 SO4 por cromatografia de troca iônica In: 4º Encontro Científico dos Pós-graduandos do Cena/USp, 1998, Piracicaba-SP.
. , 1998.

19. TUONO, V., BENDASSOLLI, José Albertino, CARNEIRO JÚNIOR, F., IGNOTO, R. F., OLIVEIRA, Claudinéia Raquel de, MORAES NETO, B. M.
Recuperação dos principais produtos perigosos gerados nos laboratórios do CENA/USP In: 21a Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 1998, Poços de Caldas.

Perspectivas para a próxima década. , 1998. v.03.

20. TUONO, V., BENDASSOLLI, José Albertino, MÁXIMO, Everaldo, IGNOTO, R. F., SOUZA, A. D. B.
Tratamento de resíduos mercuriais In: 4º Encontro Científico dos Pós-graduandos do Cena/USP, 1998, Piracicaba.
4º Encontro Científico dos Pós-graduandos do Cena/USP. , 1998.

21. IGNOTO, R. F., CARNEIRO JÚNIOR, F., BENDASSOLLI, José Albertino
Comparação do emprego dos isótopos 34S e 35S como traçadores do nutriente enxofre em plantas In: 5º Congresso de Iniciação Científica da Universidade Metodista de Piracicaba CNPq, 1997, Piracicaba-SP.
5º Congresso de Iniciação Científica da Universidade Metodista de Piracicaba. , 1997.

Trabalhos publicados em anais de eventos (resumo expandido)

1. BENDASSOLLI, José Albertino, TUONO, V., MORTATTI, Jefferson, TRIVELIN, Paulo Cesar Ocheuze, IGNOTO, R. F.
Gerenciamento de resíduos químicos nos laboratórios de pesquisa do CENA/USP In: XII Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, 2000, Ihéus.
500 anos de uso do solo no Brasil. , 2000.

Produção Técnica

Softwares sem registro ou patente

1. TAVARES, Glauco Arnold, MENDES, G.K., BENDASSOLLI, José Albertino, IGNOTO, R. F.
Gerenciamento de Resíduos Químicos (ativos e passivos) do CENA/USP, 2002

Demais produções técnicas

1. REBUSTINI, F., Machado, A. A., IGNOTO, R. F.
Revista Brasileira de Educação Física, Esporte, Lazer e Dança, 2005. (Outra produção técnica)

Demais Trabalhos

1. IGNOTO, R. F., BENDASSOLLI, José Albertino, TAVARES, Glauco Arnold, NOLASCO, Felipe Rufine, SOUZA, Gleison de
Reciclagem de resíduos químicos, 2002.

Maria Tereza Pepe Razzolini

Curriculum Vitae

Dados Pessoais

Nome Maria Tereza Pepe Razzolini
Nascimento 08/08/1964 - Telemaco Borba/PR - Brasil
CPF 11512788821

Formação Acadêmica/Titulação

2009 Pós-Doutorado.
Michigan State University, M.S.U., Estados Unidos
Bolsista do(a): Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

2000 - 2003 Doutorado em Saúde Pública.
Universidade de São Paulo, USP, Sao Paulo, Brasil
Título: Avaliacao sanitaria de aguas residuarias provenientes de lagoas de estabilização para irrigacao de culturas agricolas no Estado de Sao Paulo., Ano de obtenção: 2003
Orientador: Wanda Maria Risso Gunther
Bolsista do(a): Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo

1995 - 1998 Mestrado em Saneamento Ambiental.
Universidade Presbiteriana Mackenzie, MACKENZIE, Sao Paulo, Brasil
Título: Ocorrencia de Aeromonas e suas toxinas em aguas de consumo humano provenientes de caixas d'agua e bebedouros., Ano de obtenção: 1998
Orientador: Petra Sanchez Sanchez
Bolsista do(a): Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo

1990 - 1991 Especialização em Tecnicos Del Agua.
Universidad Politecnica de Cataluña, UPC, Espanha
Título: Microbiologia de filtros percoladores de industrIas de papel e celulose
Orientador: Francisco Gutierrez Lucena

1983 - 1986 Graduação em Biologia.
Universidade Presbiteriana Mackenzie, MACKENZIE, Sao Paulo, Brasil

---

Formação complementar

2009 - 2009 Curso de curta duração em Crítica quanto a Criação de Conhecimento.
Faculdade de Saúde Pública/USP, FSP/USP, Brasil

2008 - 2008 Extensão universitária em 3rd Quantitative Microbial Risk Assessment.
Michigan State University, M.S.U., Estados Unidos

2008 - 2008 Curso de curta duração em Curso de Auditoria Interna.
Faculdade de Saúde Pública/USP, FSP/USP, Brasil

2008 - 2008 Os caminhos da FSP sustentável.