



**UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
NÚCLEO DE MEDICINA TROPICAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DOENÇAS TROPICAIS**

SILVANIA YUKIKO LINS TAKANASHI

**EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO E DESENVOLVIMENTO MOTOR DE CRIANÇAS
QUILOMBOLAS NA REGIÃO DO BAIXO AMAZONAS**

**BELÉM
2014**

SILVANIA YUKIKO LINS TAKANASHI

**EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO E DESENVOLVIMENTO MOTOR DE CRIANÇAS
QUILOMBOLAS NA REGIÃO DO BAIXO AMAZONAS**

Tese de doutorado apresentada a banca examinadora do Programa de pós-graduação em doenças tropicais, do Núcleo de Medicina Tropical, da Universidade Federal do Pará para obtenção do título de Doutor em Doenças Tropicais.
Orientadora: Profa. Dra. Maria da Conceição N. Pinheiro.

BELÉM

2014

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Prof. José Maria Araújo da UEPA, Santarém – PA

Takanashi, Silvânia Yukiko Lins

Exposição ao mercúrio e desenvolvimento motor de crianças quilombolas na região do baixo Amazonas/ Silvânia Yukiko Lins Takanashi; Orientador, Maria da Conceição Nascimento Pinheiro, Belém, 2014.

120f.

Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Pará, Núcleo de Medicina Tropical, Pós Graduação em Doenças Tropicais/ Belém-PA, 2014.

1. Mercúrio 2. Desenvolvimento motor 3. Crianças Quilombolas I. Título

CDD 615.925663



UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
NÚCLEO DE MEDICINA TROPICAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DOENÇAS TROPICAIS

SILVANIA YUKIKO LINS TAKANASHI

**EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO E DESENVOLVIMENTO MOTOR DE CRIANÇAS
QUILOMBOLAS NA REGIÃO DO BAIXO AMAZONAS**

Tese de Doutorado apresentada para obtenção do título de Doutor em Doenças Tropicais.

Aprovada em:
Conceito:

Banca Examinadora

Profa. Dra. Maria da Conceição N. Pinheiro
Orientadora – NMT/UFPA

Prof. Dr. Givago Souza
Membro Titular

Profa. Dra. Tereza Cristina Corvelo
Membro Titular

Profa. Dra. Marília Brasil Xavier
Membro Titular

Profa. Dra. Luiza Carício Martins
Membro Titular

Profa. Dra. Helen Thais Fuzzi
Membro Suplente

Aos quilombolas, povo com uma história de
lutas... pela vida, pela liberdade, pelo direito a
terra, por seus direitos sociais, por
reconhecimento.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus e aos meus familiares, alicerces importantes na minha vida.

A minha orientadora, Profa. Dra. Maria da Conceição do Nascimento Pinheiro, pela orientação.

Aos amigos do doutorado, vocês são divertidos e companheiros. A nossa jornada foi cansativa, mas todos foram guerreiros.

Aos acadêmicos e amigos do grupo Rosa Neto, pela ajuda inegável e parceria na coleta dos dados.

Aos quilombolas, que aceitaram participar dessa pesquisa. Especialmente aos agentes comunitários de saúde, pela colaboração na pesquisa.

A Universidade do Estado do Pará pelo reconhecimento da necessidade de investimento no corpo docente.

RESUMO

Na Amazônia a exposição ao mercúrio (Hg) pode ser considerada crônica, com as principais áreas de estudo localizadas em áreas com histórico de atividades de mineração de ouro, uma das fontes desse metal. Recentemente tem se atribuído a liberação a partir da biomassa e dos solos durante a queima de floresta e aos solos ferralíticos com quantidades significativas de Hg. A constatação da presença de Hg em humanos e em peixes e as consequências da exposição ao metal, já documentadas na literatura, levam a uma preocupação quanto à saúde da população exposta. Os quilombolas, uma das populações tradicionais da região do baixo Amazonas, apresentam um forte vínculo com o meio ambiente que ocupam e tem no peixe uma opção de dieta, meio de subsistência e possibilidade de exposição ao Hg, motivo da sua participação nessa pesquisa, que objetivou avaliar a exposição mercurial de crianças quilombolas e a interferência no desenvolvimento motor. Participaram do estudo 279 crianças, residentes em nove comunidades discriminadas como de áreas de várzea (Saracura, Arapemã, Nova Vista do Ituqui, São José e São Raimundo do Ituqui) e de planalto (Bom Jardim, Tinguá, Murumuru, Murumurutuba). A avaliação de amostras capilares revelou valores de mercúrio total (HgT) de 0,03 a 14,94µg/g, com as crianças de várzea estando mais exposta que as de planalto (p-valor=0,011). Foi identificada uma correlação estatisticamente significativa dos valores de HgT com a idade (p-valor=0,010) e com o sexo masculino (p-valor=0,001). A frequência de consumo de peixes, elevada nas comunidades, mostrou correlação estatística com os níveis de HgT das crianças. A investigação do desenvolvimento motor, realizada pela Escala de desenvolvimento Motora (EDM) proposta por Rosa Neto (2002), revelou não haver diferença média estatisticamente no resultado do quociente motor geral (QMG) entre as crianças do grupo controle, com HgT abaixo de 2µg/g, e do grupo pesquisa, com HgT acima de 2µg/g. Na avaliação das áreas da motricidade foi constatado diferença estatisticamente significativa: no resultado *normal alto* da motricidade fina entre os grupos (p-valor<0,001), com o grupo controle apresentando melhores resultados; no resultado *normal alto* do esquema corporal (p-valor=0,034), com o grupo controle com melhores resultados; no resultado *muito inferior* da organização temporal (p-valor=0,004) para o grupo pesquisa e resultado *normal baixo*, com maiores frequência no grupo controle (p-valor=0,003). Em relação às medidas antropométricas, identificaram-se diferenças estatísticas nos resultados de peso do grupo pesquisa (p-valor=0,012), assim como as crianças com baixa estatura (p-valor=0,001), com piores resultados na EDM. A investigação de parasitoses intestinais, anemia e classificação socioeconômica, outros prováveis interferentes do desenvolvimento infantil dessa população, revelou diferenças estatisticamente significantes da EDM para a ocorrência de anemia apenas (p-valor=0,041). As crianças quilombolas estão expostas ao Hg, apesar de não residirem próximas de áreas de garimpo. A orientação sobre o consumo consciente de peixes foi realizada, mas essa população deve ser monitorada, pois o Hg pode continuar a afetar progressivamente o seu desenvolvimento.

Palavras chave: quilombolas, crianças, mercúrio.

ABSTRACT

In the Amazon region, exposure to mercury (Hg) can be considered as chronic, with the main study areas located in areas with a history of gold mining activities, one of the sources of this metal. Recently it has been assigned the release from biomass and soil during the burning of forest and ferralsols with significant amounts of Hg. The confirmation of the presence of Hg in humans and fish and the consequences of this metal's exposure, as documented in the literature, lead to concern about the health of the exposed population. The quilombolas, one of the traditional populations of the lower Amazon region, have a strong bond to the environment occupied by them, and also have the fish as a diet option and as their livelihood, which raises on them the possibility of Hg's exposure, reason for increase them in this research, that aimed to evaluate the mercury's exposure of children and the interference on quilombolas motor development. 279 children participated in the study, inhabitants in nine communities itemized as lowland areas (Saracura, Arapemã, Nova Vista do Ituqui, São José and São Raimundo do Ituqui) and plateau (Bom Jardim, Tinguu, Murumuru, Murumurutuba). Evaluation of capillary samples showed total mercury values (THg) 0,03 to 14,94 µg/g, with the lowland's children presenting a higher Hg exposure, comparing with children from the plateau region (p-value=0,011). A statistically significant correlation of THg values with age (p-value=0,010) and males (p-value =0,001) was identified. The frequency of diet based on fish, high in the communities, showed statistical correlation with THg levels of children. The investigation of motor development, conducted by Motor Development Scale (MDS) proposed by Rosa Neto (2002), showed no statistically average difference in the results for the General Motor Quotient (GMQ) between children from the control group, with THg below 2µg/g, and research group, with THg above 2µg/g. Considering the motricity evaluation, It was observed a statistically significant difference: A *normal high* result for motricity among the groups (p-value <0,001), with the control group showing better results; At the *normal high* results of body schema (p-value=0,034), with the control group showing the best results; At the result *very bottom* for time organization (p-value=0,004) for the study group and *normal low* result, with higher frequency in the control group (p-value=0,003). In relation to anthropometric measurements, It was found that there was statistical difference in weight results in the study group (p-value=0,012) and children with short stature (p-value=0,001), with worse results of MDS. Considering the investigation of intestinal parasites, anemia and socioeconomic classification, other interfering likely child development in this population, revealed statistically significant differences of EDM to the occurrence of anemia only (p-value=0,041). The quilombolas children are exposed to Hg, although do not live near mining areas. The orientation on conscious based diet on fish was performed, however, this population should be monitored, as Hg may continue to progressively affecting their development.

Key words: maroons, children, mercury

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1	Imagens das comunidades	39
Figura 2	Imagem Landsat com a localização das comunidades remanescente de quilombos	39
Quadro 1	Avaliação dos índices antropométricos pelo escore-z	44
Gráfico 1	Comparação das concentrações de mercúrio entre as comunidades de várzea e planalto	48
Gráfico 2	Dispersão dos valores de mercúrio em relação à idade das crianças	49
Gráfico 3	Comparação das concentrações de mercúrio entre os gêneros	49
Gráfico 4	Correlação das concentrações de mercúrio com a frequência de consumo de pescado	52
Figura 3	Médias das concentrações de Hg por períodos de seca e chuva	53
Gráfico 5	Descrição dos resultados dos testes da motricidade fina entre os grupos	57
Gráfico 6	Descrição dos resultados dos testes da motricidade global entre os grupos	58
Gráfico 7	Descrição dos resultados dos testes de equilíbrio entre os grupos	59
Gráfico 8	Descrição dos resultados dos testes do esquema corporal entre os grupos	60
Gráfico 9	Descrição dos resultados dos testes de organização espacial entre os grupos	60
Gráfico 10	Descrição dos resultados dos testes de organização temporal entre os grupos	61
Gráfico 11	Descrição das médias do desenvolvimento motor entre os grupos, com e sem parasitas	68
Figura 4	Correlação entre a classificação socioeconômica e a EDM por grupo	70

LISTA DE TABELAS

Tabela 1	Valores de HgT nas comunidades quilombolas	47
Tabela 2	Frequência de ingestão de peixe nas comunidades quilombolas	50
Tabela 3	Espécies de peixes consumidas pelos comunitários	51
Tabela 4	Correlação de espécies do pescado com níveis de HgT	52
Tabela 5	Resultados da escala de desenvolvimento motor nas comunidades de várzea	54
Tabela 6	Resultados da escala de desenvolvimento motor nas comunidades de planalto	55
Tabela 7	Relação entre os resultados do quociente motor geral e os grupos	56
Tabela 8	Comparação de grupos para classificação geral da escala de desenvolvimento motor	56
Tabela 9	Distribuição dos resultados de peso nas comunidades quilombolas	62
Tabela 10	Resultados de peso entre os grupos controle e pesquisa	63
Tabela 11	Relação do desenvolvimento motor com as classificações de peso entre os grupos	63
Tabela 12	Distribuição dos resultados da estatura nas comunidades quilombolas	64
Tabela 13	Comparação dos grupos para classificação da estatura para a idade	64
Tabela 14	Comparação da classificação da estatura para o desenvolvimento motor por grupos	65
Tabela 15	Distribuição do índice de massa corporal nas comunidades quilombolas	65
Tabela 16	Comparação dos grupos para classificação do índice de massa corporal	66
Tabela 17	Relação do desenvolvimento motor com IMC entre os grupos	66
Tabela 18	Ocorrência de enteroparasitismo nas crianças quilombolas	67
Tabela 19	Relação do desenvolvimento por grupo, com e sem anemia	69
Tabela 20	Taxa de prevalência de ADNPM e fatores de risco associados na amostra da pesquisa	71
Tabela 21	Comparação do teor de HgT em cabelo de crianças em outros estudos	74

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABEP	Associação brasileira de empresas de pesquisa
ACSs	Agentes Comunitários de Saúde
ADNPM	Atraso de desenvolvimento neuropsicomotor
ATSDR	<i>Agency for Toxic Substances and Disease Registry</i>
A/I	Altura para idade
CV	Coefficiente de variação
DDS	Determinantes sociais de saúde
DP	Desvio padrão
EDM	Escala de desenvolvimento motor
EDTA	Ácido etilenodiamino tetra-acético
E/I	Estatura para idade
FOQS	Federação das Organizações Quilombolas de Santarém
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IC	Intervalo de confiança
IM	Idade motora
IM1	Idade motora da motricidade fina
IM2	Idade motora da motricidade geral
IM3	Idade motora do equilíbrio
IM4	Idade motora do esquema corporal
IM5	Idade motora da organização espacial
IM6	Idade motora da organização temporal
IMC	Índice de massa corporal
IMC/I	Índice de massa corporal para idade
INPA	Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia
LN	Limite de normalidade
LTB	Limite de tolerância biológica
Max	Máximo
Min	Mínimo
NTB	Nível de tolerância biológica
OMS	Organização mundial de saúde
p/I	Para a idade
P/I	Peso para a idade
PNDS	Pesquisa nacional de demografia e saúde
QI	Quociente de inteligência
QM	Quociente motor
QMG	Quociente motor geral
SNC	Sistema nervoso central
TCLE	Termo de consentimento livre e esclarecido
VCT	Vacina contendo timerosal
U.S.EPA	<i>U.S. Environmental Protection Agency</i>

LISTA DE SÍMBOLOS

Corr(r)	Correlação
EtHg	Etilmercúrio
g/dL	Gramas por decilitro
Hg	Mercúrio
Hg ⁰	Mercúrio metálico ou elementar
HgI	Mercúrio inorgânico
HgT	Mercúrio total
Kg	Quilograma
MeHg	Metilmercúrio
Pb	Chumbo
Ppm	Parte por milhão
µg/g	Micrograma por grama
µg/L	Micrograma por litro
<	Abaixo de
≤	Abaixo de ou igual a
>	Acima de
≥	Acima de ou igual a
%	Porcentagem
±	Mais ou menos

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	12
2	JUSTIFICATIVA	15
3	REFERENCIAL TEÓRICO	17
3.1	O mercúrio e o seu potencial de toxicidade	17
3.2	A exposição ao mercúrio na infância: risco para o desenvolvimento	19
3.3	Outros fatores interferentes no desenvolvimento motor infantil	24
3.4	Desempenho motor infantil e escalas de avaliação	27
3.5	Exposição mercurial na Amazônia	30
3.6	Comunidades remanescentes de quilombos na região do baixo Amazonas e os riscos à saúde infantil	32
4	OBJETIVOS	36
5	MATERIAIS E MÉTODOS	37
5.1	Desenho do estudo e população	37
5.2	Local da pesquisa e características das comunidades	37
5.3	Procedimentos de seleção da amostra	40
5.4	Coleta de dados e materiais	40
5.4.1	Coleta de amostras de cabelo para análise de exposição ao mercúrio	41
5.4.2	Aplicação de questionário de frequência de consumo de peixe e espécies	41
5.4.3	Investigação do desenvolvimento motor infantil	42
5.4.4	Avaliação do estado nutricional infantil	43
5.4.5.	Investigação de parasitas intestinais	45
5.4.6	Identificação do perfil socioeconômico das famílias participantes	45
5.5	Análise estatística	45
6	RESULTADOS	47
7	DISCUSSÃO	73
8	CONCLUSÃO	100
9	REFERÊNCIAS	101
10	ANEXOS	
	A- Aprovação do CEP da UFPA/NMT	
	B- Instrumento para avaliação da EDM	
	C- Questionário critério padrão de classificação socioeconômica	

1. INTRODUÇÃO

A população residente na Amazônia apresenta, nas últimas décadas, um risco à saúde decorrente da exposição ao mercúrio (Hg). As principais áreas de estudo estão localizadas ao longo dos rios Madeira e Tapajós, disposição espacial que reflete a localização das atividades mineradoras na Bacia Amazônica, fato explicado pela percepção que a mineração artesanal de ouro, que teve início na região no final da década de 50, foi uma das fontes desse metal (BASTOS *et al.*, 2006; BRABO *et al.*, 1999; HACON *et al.*, 2009; LACERDA, 1995; SÁ *et al.*, 2006), com quantidades significativas de Hg sendo depositadas nos rios e vapores de Hg no ar. Contudo, Barbieri e Gardon (2009) avaliam que muitas áreas na Amazônia nunca foram estudadas.

Estudos recentes mostram a presença de Hg em populações amazônicas, com níveis preocupantes e persistentes (CORVELO *et al.*, 2014; HACON *et al.*, 2014; KHOURY *et al.*, 2103; PINHEIRO *et al.*, 2012; SCHULZ, 2009), porém os bioindicadores de exposição ao Hg em humanos, como amostras de cabelo, sangue e urina, usados para identificar e estimar o risco de exposição, já tinham detectado em estudos anteriores em comunidades amazônicas uma ampla faixa de exposição mercurial (AKAGI *et al.*, 1995; AKAGI; NAGANUMA, 2000; BASTOS *et al.*, 2006; COUTO; CÂMARA; SABROZA, 1988; PALETTI, 1999; PASSOS; MERGLER, 2008; PINHEIRO *et al.*, 2000; PINHEIRO *et al.*, 2006; SANTOS *et al.*, 1999).

Considerando que após 1998 o garimpo de ouro decresceu ou desapareceu na maior parte das áreas garimpeiras e que concentrações recentes de Hg são identificadas em humanos e peixes, Lacerda e Malm (2008) sugerem que ocorre uma extensa remobilização do metal depositado nos ecossistemas da região. Alguns estudos apontam para uma origem natural do Hg na Amazônia, devido à constatação da sua presença em solos e águas com histórico de baixa atividade mineradora, como na bacia do rio Negro (BISINOTI; JÚNIOR; JARDIM, 2007; FONSECA; TORRES; MALM, 2007; GURJÃO *et al.*, 2010) e no rio Madeira (LACERDA; BASTOS; ALMEIDA, 2012).

O Hg tem sido reconhecido como um importante problema de saúde pública há mais de 50 anos. O primeiro caso conhecido de envenenamento através da transferência da cadeia alimentar por poluição ambiental ocorreu no Japão, na

década de 50 (HARADA, 1995). No Iraque, na década de 70, ocorreram mais de 6500 admissões em hospitais e mais de 450 mortes devido ao consumo de pão feito com trigo tratado com fungicida organomercurial (AMIN-ZAKI *et al.*, 1978). E na Amazônia já foram detectados valores acima de 50 µg/g (PINHEIRO *et al.*, 2000), valor associado a um risco de 5% de alterações neurológicas (WHO, 1990).

Na Amazônia a principal fonte de exposição ao Hg ocorre através da dieta, com o consumo médio estimado de peixe em ribeirinhos de cerca de 170g por dia. Contudo, várias espécies apresentam valores de Hg acima do limite de segurança para músculo, 0,5 µg/g (NEVADO *et al.*, 2010; LIMA, 2013), estimado para um consumo de até 400g de peixe por semana para um adulto de 60kg, segundo a OMS. Taxas de ingestão diárias de Hg foram estimadas entre 0 a 11,8 µgkg⁻¹ no Tapajós (PASSOS *et al.*, 2008) e 6,4µgkg⁻¹ em crianças de até 5 anos na região do rio Madeira (BOISCHIO; HENSCHERL, 2000).

A exposição ao Hg nas populações amazônicas ainda tem um caráter cumulativo, uma vez que, apesar dos métodos de preparo dos peixes para o consumo (frito, cozido, assado), não há uma eliminação total do metal. Lima Verde Filho *et al.* (1999) constataram que, independente da forma de preparo, fritura ou fervura, as perdas não são maiores que 30% do teor de Hg para o filé dos peixes. Fato similar ao obtido no estudo de Farias *et al.* (2010), que identificaram que as perdas variaram de acordo com as espécies, mas persistindo níveis de Hg nos peixes consumidos.

Os efeitos adversos à saúde pela exposição ao Hg incluem neurotoxicidade, em curto prazo, além de comprometimento cardiovascular, danos citotóxicos e citogenéticos, sugeridos por alguns estudos (AMORIM *et al.*, 2000; CHOI *et al.*, 2009; GRANDJEAN *et al.*, 2004; KLAUTAU-GUIMARÃES *et al.*, 2005). Passos e Megler (2008) encontraram relatos de déficits neurocomportamentais em populações amazônicas, evidências de dano citogenético, mudanças imunológicas e toxicidade cardiovascular, mesmo abaixo de 50 µg/g. Contudo, a maioria dos estudos avaliados tinha um delineamento transversal, o que dificulta o acompanhamento dos agravos.

As crianças representam um grupo preocupante quanto à exposição ao Hg devido uma maior susceptibilidade aos metais, maior possibilidade de absorção através da pele e trato digestivo, além da imaturidade da barreira hematoencefálica

(ATSDR, 1999). Pode ocorrer por transferência materno fetal (DUTRA *et al.*, 2012; GRANDJEAN; HERZ, 2011; MARQUES *et al.*, 2013; VIEIRA, 2011), por consumo de peixe contaminado e inalação do vapor de Hg metálico (Hg^0), que na Amazônia seria oriundo de atividade de processamento de ouro. A exposição a diferentes formas de Hg, em níveis elevados, apresenta efeitos deletérios à saúde similares aos observados em adultos (ATSDR, 1999).

Grandjean e Herz (2011) consideram que a intoxicação por metilmercúrio (MeHg) mostra lesões mais difusamente distribuídas no cérebro de crianças. Um dos fatores que influencia nessa exposição é o período, no qual o cérebro fetal é especialmente suscetível a danos. E o tipo de exposição, que em níveis agudos elevados provocam agravos conhecidos, e em baixas doses, cronicamente, como no caso do consumo de peixe, podem acumular nos tecidos em doses suficientes para, ao longo do tempo, causar danos (DAVIDSON; MYERS; WEISS, 2004). Freire *et al.* (2010) analisam que permanecem ainda obscuros os potenciais efeitos subclínicos da exposição a baixos níveis de MeHg no neurodesenvolvimento.

Populações tradicionais, como os quilombolas, por se organizarem em espaços com certo isolamento geográfico, têm no pescado uma importante opção nutricional. Considerando-se os aspectos ambientais relacionados ao Hg na região Amazônica, levantou-se o questionamento sobre a possibilidade de exposição nessa população, visto a pequena variabilidade de sua dieta. E, no caso de exposição, se havia diferença entre as comunidades quilombolas de várzea e as de planalto e se ocorria interferência na motricidade humana. Dessa forma, o presente estudo se propôs a investigar o nível de exposição ao Hg em escolares quilombolas de áreas ribeirinhas e de planalto em Santarém, no Pará, e sua relação com o desenvolvimento motor.

Para fundamentar teoricamente a pesquisa, levantou-se estudos realizados na Amazônia sobre a exposição mercurial, humana e ambiental. Outros aspectos investigados na literatura foram quanto aos efeitos deletérios da exposição ao metal em crianças, especialmente no sistema nervoso, o que reflete diretamente na motricidade. Por fim, verificou-se estudos que abordaram as parasitoses e anemia na infância e sua interferência no desenvolvimento infantil, além de instrumentos de avaliação do desenvolvimento.

2. JUSTIFICATIVA

A constatação da presença de Hg na Amazônia, seja por origem antrópica ou natural, e as consequências da exposição ao metal, já documentadas na literatura, levam a uma preocupação quanto à saúde da população exposta e do mapeamento dessa exposição. Mesmo em baixas concentrações, o Hg pode ser considerado um fator de risco à saúde pelo seu potencial de toxicidade. Percebe-se a necessidade de dar continuidade em estudos que investiguem a presença e o comportamento do Hg na Amazônia e os seus efeitos na saúde humana.

A presente pesquisa contribui para a confirmação da exposição mercurial em populações amazônicas. Os afrodescendentes da região do baixo Amazonas representam um grupo tradicional, remanescentes de quilombos, considerados vulneráveis a agravos à saúde, por situações diversas, principalmente por fatores socioeconômicos. Na região de Santarém estão distribuídos em comunidades de áreas de várzea e de planalto, que têm nos peixes meio de subsistência e fonte de proteína, mas também provável fonte de Hg, visto que algumas comunidades são banhadas pelo rio Tapajós e outras, pelo rio Amazonas. Não foram encontradas publicações direcionadas a exposição mercurial de quilombolas, dessa forma a identificação da exposição é determinante para assegurar medidas destinadas a modificar e/ou minimizar essa situação através do esclarecimento dessa população.

Outra contribuição da pesquisa é quanto à ampliação de dados sobre a exposição pós-natal ao Hg, pois estudos com esse foco são escassos. As crianças da Amazônia representam um grupo prioritário de estudo devido à possibilidade de exposição ambiental aumentada. As crianças, de um modo geral, apresentam uma susceptibilidade aumentada aos metais, com maior possibilidade de absorção através da pele e trato digestivo. A imaturidade da barreira hematoencefálica associada ao fato que o desenvolvimento do cérebro continua por anos após o nascimento aumentam as possibilidades de comprometimento funcional. Na região do Tapajós há evidências de exposição infantil ao Hg e poucos estudos têm avaliado comparativamente os seus efeitos sobre o desempenho motor infantil levando em conta os diferentes níveis de exposição.

Para garantir a clareza do pressuposto da interferência do Hg no desempenho motor das crianças há a necessidade de se estudar também outras variáveis

reconhecidas como interferentes no desenvolvimento infantil, como a ocorrência de parasitas e anemia. A obtenção de tais dados possibilita uma definição mais clara da etiologia dos escores deficitários de desempenho motor e mesmo a possibilidade de co-morbidade dos eventos. A partir da detecção de problemas que envolvam a motricidade, possíveis de serem detectados nessa etapa da vida, medidas de prevenção de novos agravos e de acompanhamento poderão ser pensadas, evitando que se prolonguem até a vida adulta.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1. O mercúrio e o seu potencial de toxicidade

A poluição ambiental, segundo Lacerda e Malm (2008), está presente em todos os ambientes do planeta e “é um subproduto indesejável do aumento pela demanda por recursos naturais da civilização moderna”, provocando um questionamento sobre o grau de contaminação dos ambientes. Mesmo em áreas remotas, como o continente antártico, há concentrações de contaminantes como o mercúrio e o chumbo, acima dos níveis naturais esperados para a região, cuja distribuição é feita em escala global pelo transporte atmosférico.

O mercúrio é um metal pesado, importante contaminante ambiental, e o ser humano pode ser exposto às suas diferentes formas, como a elementar ou metálica (Hg^0), as orgânicas – metilmercúrio (MeHg) e etilmercúrio (EtHg) – e a inorgânica (HgI). O mercúrio é considerado um metal que apresenta elevada toxicidade, pois é o único capaz de sofrer biomagnificação em quase todas as cadeias alimentares, isto é, sua concentração aumenta conforme aumenta o nível trófico da espécie (UNEP, 2002).

Os metais, de acordo com a sua origem, entram em contato com o corpo por diversas formas: podem ser inalados, principalmente sob a forma de poeiras e fumaças; podem advir da exposição aos vapores; da absorção através da pele; ingeridos nos alimentos e na água com acumulação de uma determinada substância, ou transferidos das mãos para a boca. No último caso, é mais comum nas crianças, onde a absorção gastrointestinal varia significativamente de acordo com a forma química do metal e o estado nutricional do indivíduo (HU, 2006). Os metais podem se acumular no organismo do homem, com inconvenientes à saúde de acordo com o tipo e quantidade de exposição. A base da bioacumulação ocorre a partir da interação contínua do ser humano com o meio ambiente.

A principal via de acesso ao Hg metálico é através de atividades de mineração, sendo que a possibilidade de absorção pela pele é fraca e a inalação de vapor é a via de contaminação mais evidente, não devendo ultrapassar o limite de $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para longas exposições e $500 \mu\text{g}/\text{m}^3$ para curtas exposições. O Hg depositado em solos pode ser oxidado e complexado com ácidos orgânicos e

transportado para sistemas aquáticos ou bioacumulado ou metilado. Pode ser encontrado disperso em sedimentos aquáticos, como resultado da erosão e consequente propagação dos sedimentos altamente contaminados. Como esses complexos Hg-orgânico se transformam em MeHg não é claro, porém a sua acumulação na cadeia trófica aquática é bem documentada (UNIDO, 2003).

O Hg em diversas situações ocorridas pelo mundo, seja pelo seu uso industrial, uso artesanal na extração do ouro ou por ingestão indevida, levou a episódios de intoxicação. No Japão, em 1932, em Kyushu, a empresa Chisso Corporation, começou a produzir acetaldeído, utilizado na produção de plásticos, usando o mercúrio como catalisador, que foi despejado na Baía de Minamata, sendo acumulado em peixes e mariscos e, posteriormente, envenenando os que os comiam. Sintomas como distúrbios de coordenação, disartria, perturbações sensoriais, constrição do campo visual, distúrbio de audição e tremor foram identificados nessa população, sendo o quadro denominado de Doença de Minamata (HARADA, 1995).

A exposição aguda ao Hg, em picos, como nos episódios de envenenamento, potencialmente levam a danos no sistema nervoso central (SNC), como a ocorrida no Japão, que alcançou concentrações máximas de 705 ppm de Hg capilar (HARADA, 1995). Até 1997 o número de pacientes oficialmente reconhecidos como vítimas da doença de Minamata era 10.353, e as repercussões na saúde se prolongaram até as gerações seguintes (UNIDO, 2003). No acompanhamento de 30 crianças que desenvolveram a Doença de Minamata, 10 morreram e nenhuma foi assintomática, 1 não demonstrou nenhuma melhora, 3 tiveram perda de acompanhamento (*follow-up*) e 16 melhoraram muito levemente, segundo Harada (1968 *apud* AMIN-ZAKI *et al.*, 1978).

No Iraque, o acompanhamento de 2 anos de crianças também expostas ao MeHg teve resultados diferentes. No inverno de 1971-2 houve um incidente de escala epidêmica de envenenamento com MeHg, devido ao consumo de pão feito com grãos de trigo tratados com fungicida organomercurial, sendo estimado na análise da farinha usada uma soma de 1,4mg de mercúrio por pão. Dentre as 49 crianças que tinham comido o pão, as que tinham níveis moderados de envenenamento melhoraram lentamente, ainda que persistindo hiperreflexia

generalizada. As alterações visuais também melhoraram, mas das 17 crianças cegas, só 5 recuperaram a visão parcial. Em algumas, a ataxia e a debilidade motora desapareceram. E das 18 que sofreram envenenamento grave, 7 ficaram incapazes mental e fisicamente (AMIN-ZAKI *et al.*, 1978).

Cientistas, posteriormente, testaram as sementes, tratadas com fungicida contendo Hg, alimentando galinhas por vários dias e efeitos danosos foram observados, dentre eles, manifestações do SNC e uma série de outros sintomas clínicos (PALETTI, 1999). Muitos estudos usam modelos animais para estudar o metabolismo do MeHg e as informações extrapoladas para humanos, contudo Schulz (2009) alerta que se deve atentar para as variações inter espécies, que refletem na mudança de comportamento do MeHg.

Grandjean *et al.* (2010) relataram também episódios no Iraque entre 1955-1956 e 1959-1960, com pelo menos 459 mortos, no Paquistão em 1961, na Guatemala em 1965, e em Ontário, no Canadá, em 1962. Nos Estados Unidos, em 1969, a ingestão de porcos que eram alimentados com grãos tratados com fungicidas organomercuriais provocou a intoxicação de diversas pessoas. Em todos os casos relatados de intoxicação pelo metal a exposição teve um caráter agudo, com níveis elevados.

Estudos experimentais em animais sugerem que algumas situações potencializam os efeitos do MeHg, como o uso de etanol e uma dieta deficiente em vitamina C. Algumas substâncias, ao contrário, possibilitariam um efeito protetor da exposição ao Hg, como o uso de antioxidantes, vitamina E e selênio (WHO, 1990), este último presente em alimentos como a castanha do Brasil (*Bertholletia excelsa*), nativa das florestas da bacia Amazônica, também conhecida como castanha do Pará.

3.2. A exposição ao mercúrio na infância: risco para o desenvolvimento

As crianças estão expostas ao Hg de formas diversas. Uma das possibilidades é o MeHg atravessando a barreira placentária (DUTRA *et al.*, 2012; MARQUES *et al.*, 2013), podendo causar dano fetal ou malformações. A transmissão vertical por mães expostas ao MeHg durante a gravidez já foi constatada através de exames realizados no sangue e cabelo materno e cordão umbilical, sendo o último reconhecido como um biomarcador válido de exposição

fetal ao MeHg (MURATA *et al.*, 2007; SANTOS *et al.*, 2007). Evidências clínicas e epidemiológicas indicam que a vida pré-natal é mais sensível aos efeitos tóxicos do MeHg do que a vida adulta (WHO, 1990).

Após o nascimento as crianças também podem ser expostas pela ingestão de leite materno contaminado com Hg (GRANDJEAN; HERZ, 2011; VIEIRA, 2011; TAVARES *et al.*, 2005), pela inalação do vapor de Hg⁰ oriundo de atividade de processamento de ouro (WHO, 2007) e exposição por consumo de peixe contaminado (DUTRA *et al.*, 2012). Hábitos como levar a mão à boca, brincar e se locomover próximo ao solo contribuem para a sua maior exposição, além da maior demanda de água e alimentos e respiram maior quantidade de ar por unidade de peso corporal que os adultos. O lactente, nos primeiros 6 meses, ingere sete vezes mais água, e o pré-escolar, três a quatro vezes mais comida por quilo de peso corporal do que o adulto médio (LANDRIGAN *et al.*, 2004; MELLO-DA-SILVA; FRUCHTENGARTEN, 2005).

A susceptibilidade aumentada das crianças às substâncias químicas, metais especialmente, é justificada provavelmente pela maior possibilidade de absorção através da pele e trato digestivo, menor peso corporal, maior taxa metabólica, menor capacidade de desintoxicação e a imaturidade da barreira hematoencefálica (LANDRIGAN, 2010; MELLO-DA-SILVA; FRUCHTENGARTEN, 2005; TAVARES *et al.*, 2005). Os efeitos biológicos, a distribuição nos tecidos corporais e a toxicidade dependem da forma como o Hg é introduzido no organismo. Grandjean e Herz (2011) discutem que a intoxicação por MeHg, diferente do que ocorre em adultos, por provocar lesões mais difusamente distribuídas no cérebro de crianças, justificam uma maior diversidade de alterações.

Os efeitos crônicos da intoxicação pelas formas disponíveis de Hg são principalmente os danos ao SNC, levando a perda da coordenação motora, alteração da fala e andar, tremores de extremidades e de equilíbrio, diminuição do campo visual e cegueira. São também documentadas síndromes neuropáticas, mudanças de personalidade referidas ao eretismo, delírios e rigidez, características teratogênicas provocando microcefalia, danos mentais e motores. Crianças expostas a vapores de Hg podem evoluir para a morte devido à falência respiratória (ATSDR, 1999). E tem sido relatada uma síndrome conhecida como Acrodinia, caracterizada

por extremidades avermelhadas e doloridas, como resultado de exposição crônica a compostos de Hg (WHO, 2007).

A exposição a níveis extremamente elevados de MeHg está relacionada aos efeitos adversos no sistema nervoso que incluem a perda de coordenação motora, hiperreflexia, déficits de desenvolvimento que afetam a fala e movimento, diminuição do quociente de inteligência (QI), além de perdas visuais, auditivas e memória, como os observados nos eventos ocorridos no Iraque e no Japão (AMIN-ZAKI *et al.*, 1978; HARADA, 1995; WHO, 2007). Contudo, em exposições crônicas, como em populações consumidoras de peixes, há evidências que os mais comprometidos são os filhos nascidos de mães expostas, além da neurotoxicidade como um dos danos mais evidentes (WHO, 1990).

Cordier *et al.* (2002) discutem que conclusão do conselho nacional de pesquisadores dos Estados Unidos, em 2000, que a exposição pré natal, crônica a baixas doses de Hg está associada a performance pobre nos testes neurocomportamentais obtidos em dois estudos, uma coorte de 14 anos nas Ilhas Faroé, pertencentes à Dinamarca, com elevado consumo de animais e frutos do mar, em mais de mil gestações únicas e crianças, e outro na Nova Zelândia, diverge do estudo realizado nas Ilhas Seychelles, que não confirmou esses resultados.

Nas Ilhas Seychelles foram realizados dois estudos longitudinais com mais de 700 pares de mãe-criança. Contudo, segundo Oken e Bellinger (2008), em análises quantitativas posteriores, utilizando os dados dessas pesquisas, foi estimado que exposições suficientes para aumentar as concentrações no Hg no cabelo materno em 1 µg/g estão associadas a diminuições nos testes de QI das crianças.

Estudos posteriores com mães e filhos vêm contribuindo para avaliação dos danos da exposição durante a gestação ou pela amamentação. Oken *et al.* (2005) acompanharam mulheres que consumiram peixe durante a sua gravidez e testaram níveis de Hg em seus cabelos e a cognição de seus filhos com 6 meses de idade, no total 134 pares mãe-criança. O maior consumo de peixe durante a gravidez foi associado com a cognição infantil de melhor qualidade, mas os níveis mais elevados de Hg capilar materno foram associados com menores cognições. Foi utilizado um teste Memória de Reconhecimento Visual, uma avaliação da memória visual que é correlacionada posteriormente com o QI.

Outra pesquisa foi realizada por Oken *et al.* (2008) usando dados de um estudo prospectivo pré-natal, coorte de 341 pares mãe-filho, em Massachusetts, entre 1999-2002. Associações da ingestão materna no segundo trimestre gestacional de peixe e os níveis de Hg eritrocitário das mães com escores das crianças sobre testes cognitivos aplicados aos 3 anos de idade, com o uso de teste de vocabulário (*Peabody Picture Vocabulary Test*) e capacidade visual motora (*Wide-Range Assessment of Visual Motor Abilities*) identificaram o maior consumo de peixes com melhores performances das crianças nos testes cognitivos, e na ocorrência dos maiores níveis de Hg com os piores resultados nos testes.

Cordier *et al.* (2002) também encontraram resultados que evidenciam a toxicidade do Hg. Estudaram 378 crianças de comunidades ameríndias da Guiana Francesa, com histórico de poluição ambiental com MeHg de atividades de mineração de ouro, e detectaram uma relação dose-dependente entre o nível de Hg no cabelo materno e reflexos tendinosos profundos exacerbados, coordenação pobre das pernas, performance diminuída na organização visuoespacial, mais evidentes nos meninos, e no Teste de Inteligência Stanford-Binet (*Stanford-Binet Intelligence Test*), que avalia a habilidades cognitivas.

Contudo, no estudo, coorte, realizado na Itália com 606 crianças e mães foi identificado que as baixas concentrações de Hg encontradas não mostravam evidência dos efeitos da exposição pré-natal no neurodesenvolvimento infantil, avaliado aos 18 meses através da Escala Bayley de Desenvolvimento Infantil e Criança (*Bayley Scales of Infant and Toddler Development*), sendo os escores da escala associados com o consumo infantil de peixe fresco e QI materno, avaliado através do teste Matrizes Progressivas de Raven (*Raven's Progressive Matrices*). A escala Bayley avalia as áreas do desenvolvimento que incluem cognição, linguagem, motora, social-emocional e funcional adaptativa (VALENT *et al.*, 2013).

Lederman *et al.* (2008) avaliaram 329 mães e também não identificaram associações entre a exposição pré-natal ao mercúrio, avaliado pelo sangue do cordão umbilical, apesar dos decréscimos nos escores da Escala Bayley, mental e psicomotor (*Mental Development Index* e *Psychomotor Development Index*), aos 12 e aos 24 meses em crianças da cidade de Nova Iorque. Contudo, aos 36 meses identificou declínio no índice de desenvolvimento psicomotor e aos 4 anos, declínio

no QI avaliado através da Escalas Wechsler de Inteligência para Crianças (*Wechsler Preschool and Primary Scale of Intelligence, Revised* - WPPSI-R).

Alguns achados de estudos em expostos ao Hg são difíceis de serem comparados pela subjetividade do avaliador em alguns testes, mesmo se especialistas (FONSECA; TORRES; MALM, 2007), como o aumento dos reflexos tendinosos profundos por Cordier *et al.* (2002), cuja interpretação do resultado apresenta uma elevada subjetividade. Outros testes como os de desempenho contínuo (*Continuous Performance Test*), que medem aspectos relacionados à atenção, realizado por Grandjean *et al.* (1997) devem considerar na análise dos resultados, além da exposição mercurial, fatores que podem influenciar no funcionamento cognitivo, como o gênero, a idade, as experiências socioculturais e a escolaridade.

A ausência de respostas anormais em testes aplicados em crianças expostas ao mercúrio não exclui a possibilidade de efeitos futuros. Farias (2006) detectou em crianças residentes em comunidades do Parque Nacional do Jaú, na Amazônia, níveis mais elevados de Hg em cabelo que na cidade de Manaus, além de valores de ingestão de Hg que ultrapassaram o valor de 5 µg de Hg/kg de peso corpóreo/semana. A pesquisadora discute que a exposição contínua ao Hg, principalmente por via alimentar, permite supor que com o tempo ocorrerá o agravamento dessa situação em comunidades cuja dieta não é diversificada, constitua-se principalmente de pescado, e apresente deficiências nutricionais.

Outra fonte sugerida de exposição das crianças ocorre pelo esquema de vacinas contendo timerosal (VCT). O timerosal ou tiosalicilato de etilmercúrio sódico é um derivado mercurial utilizado como conservante em vacinas, que contem 49,6% de etilmercúrio (EtHg), desde 1930. Segundo a OMS, o EtHg não acumula e é ativamente excretado via intestino, com baixo risco a saúde dessa exposição. Em 1999 foram levantadas preocupações sobre o montante acumulado de mercúrio em esquemas de imunização infantil e em 2006 o Comité Consultivo Global sobre Segurança de Vacinas da OMS (*WHO Global Advisory Committee on Vaccine Safety*) concluiu que não havia razões para alterar as práticas correntes de imunização (WHO, 2007).

No Brasil o esquema de imunização se concentra mais nos 18 primeiros meses de vida e poucos são os estudos que abordam essa preocupação. Hacon *et al.* (2014) discutem que quantidades de EtHg em vacinas não são suficientes para se diferenciar no cabelo das crianças que foram vacinadas há mais de três meses e que concentrações muito pequenas de Hg são capturados pelos cabelos das crianças por essa fonte. No estudo de Dórea, Marques e Isejima (2012) o EtHg nas amostras de Hg capilar foi correlacionado com o tempo da última VCT, porém como foi realizado em crianças com até 6 meses de idade, essa suposição tem sua relevância.

Na avaliação do desenvolvimento infantil de 281 crianças da Amazônia, com 6 meses de idade, na cidade de Porto Velho (RO) e em duas comunidades rurais consideradas impactadas por Hg (Itapuã e Bom Futuro), por serem vila de pescadores e assentamento de mineração, foi identificado que a maioria das crianças tinha valores acima de 1,5 ppm e que o grupo de Porto Velho apresentou os piores escores no teste aplicado, apesar de apresentar as menores concentrações de Hg no cabelo, e também as maiores frequências de exposição ao Etilmercúrio (EtHg), estimado pelas vacinas marcadas no cartão da criança. Dórea, Marques e Isejima (2012) alertam que os resultados encontrados devem ser considerados com cautela, uma vez que outras variáveis, reconhecidamente interferentes no desenvolvimento, não foram avaliadas.

3.3. Outros fatores interferentes no desenvolvimento motor infantil

O desempenho motor é frequentemente abordado nos estudos que investigam o desenvolvimento infantil devido os paralelos existentes entre o desenvolvimento motor e o desenvolvimento cognitivo (SANTOS; DANTAS; OLIVEIRA, 2004). Um bom controle motor permite a criança explorar o mundo exterior, construindo as noções básicas para o seu desenvolvimento intelectual a partir das experiências vivenciadas (ROSA NETO *et al.*, 2010). A não vivência motora nos primeiros anos pode causar distúrbios no desenvolvimento mental da criança, pois o pensamento é estruturado pelo movimento, e situações vividas na escola não permitem a separação do binômio mobilidade / inteligência (FONSECA, 1993).

Eventos deletérios ao sistema nervoso na infância, provavelmente, levarão ao comprometimento do desenvolvimento, fato que repercutirá por toda a vida adulta, com consequências diversas, de acordo com as áreas afetadas e com o grau de comprometimento, fato explicado pelo desenvolvimento do cérebro que continua num ritmo lento por anos após o nascimento (MYERS; DAVIDSON, 2000). Os problemas de coordenação e controle do movimento estão associados, frequentemente, a prejuízos de ordem psicológica e social, reforçando padrões desajustados como, por exemplo, isolamento e comportamentos agressivos ou disruptivos (PREBIANCHI, 2002).

Os fatores que podem interferir no processo de crescimento e desenvolvimento das crianças são diversos. São classificados em eventos biológicos, estabelecidos e ambientais. Os eventos estabelecidos seriam as desordens médicas de origem genética e os biológicos seriam eventos pré, peri e pós natais que aumentam a probabilidade de prejuízos no desenvolvimento neuropsicomotor. Os eventos ambientais seriam as experiências adversas de vida ligada à família, ao meio ambiente e a sociedade (FIGUEIRA *et al.*, 2005), como, por exemplo, as deficiências nutricionais e a incapacidade de detectar e tratar certas doenças (BARROS *et al.*, 2010), a prematuridade, a exposição intrauterina a drogas, eventos pré-natais e perinatais adversos, a presença de uma enfermidade crônica, além de fatores socioculturais e ambientais (FIGUEIRA *et al.*, 2005).

As deficiências nutricionais cursam com escores mental e motor abaixo do esperado em crianças, em alguns estudos. A pesquisa realizada por Barbosa (2004), comparando o desempenho de crianças de creche com e sem carência nutricional proteico-calórica ou de ferro através da Escala de Avaliação do Comportamento Infantil, mostrou resultados consistentes com os da literatura, com as crianças do grupo controle apresentando um comportamento geral frente à situação do teste melhor que as que tinham carência nutricional ($p=0,03$), principalmente no fator Orientação / engajamento ($p=0,01$) e Movimento lento e atrasado ($p=0,005$).

Capanema *et al.* (2003) consideram que a anemia carencial constitui sério problema de saúde pública, sendo verificado em estudos comparativos entre crianças híidas e portadoras de anemia ferropriva (Hemoglobina < 10 g/dL),

submetidas à reposição com sais de ferro, a persistência de performance inferior nos testes mentais e motores mesmo submetidos a tratamento adequado. Porém, há divergências na literatura quanto à quantificação da hemoglobina (Hb) para o diagnóstico da anemia.

Motta (2003) define a anemia “como a diminuição do teor de Hb total funcionante no sangue abaixo das necessidades fisiológicas determinadas pela demanda de oxigênio tecidual”. Os valores de referência variam discretamente entre os autores: Motta (2003) considera um paciente anêmico aquele com níveis de hemoglobina menor que 11 g/dL em mulheres adultas e crianças, e abaixo de 12 g/dL em homens adultos; Oliveira (2007) propõe valores diferenciados de Hb entre diferentes faixas etárias, abaixo de 11 g/dL na faixa etária entre 3 a 6 anos e abaixo de 12 g/dL, de 7 a 13 anos.

Barbosa (2004) explica que a deficiência proteico-calórica ou anemia ferropriva prejudica o funcionamento do SNC, principalmente “quando ocorre nos primeiros 24 meses, período em que há um crescimento acelerado do encéfalo com desdobramentos dos processos motor e mentais”. E tem como base a pobreza, baixa renda, habitação pobre, desorganização familiar, deficiências de nutrientes específicos como fatores agravantes e infecções e o parasitismo como complicações adicionais.

As condições do meio ambiente influenciam na saúde, principalmente em situações desfavoráveis referentes ao acesso a água potável, destinação de dejetos e habitação (BELLAMY, 2003). Condições que explicam a prevalência das enteroparasitoses, associados a outras situações de pobreza como “acúmulo de lixo, falta de higiene doméstica, galerias fluviais construídas de forma inadequada ou obstruídas, esgoto “a céu aberto” e a convivência contínua com insetos”, segundo Silva *et al.* (2005). As crianças são um dos grupos que, prioritariamente, sofrem com as enteroparasitoses, pois, muitas vezes, descalças e até peladas, dividem o espaço de recreação ou onde habitam com elementos envolvidos nos ciclos biológicos das mesmas.

As parasitoses também persistem como um importante problema de saúde na população brasileira, principalmente em áreas periféricas de cidades com condições de saneamento deficitárias ou áreas rurais, levando a alterações no organismo,

inclusive do estado nutricional. Embora não constituam risco imediato de morte na infância, associadas com a diarreia e a desnutrição podem colocar em risco a sobrevivência e o adequado desenvolvimento físico e mental da criança (FONSECA *et al.*, 2010).

A pesquisa realizada por Cabral-Miranda, Dattoli e Dias-Lima (2010) retrata essa associação entre parasitas e condições higiênico-sanitárias precárias. Encontraram altas frequências (79,3%) para pelo menos um protozoário ou helminto, em uma amostra de crianças e adolescentes (2 a 14 anos), residentes em uma área de remanescentes quilombolas da Bahia. Foi verificado na comunidade que 61% das famílias não consomem água tratada, 51% não possuem banheiro em suas residências e a falta de rede de esgoto prevaleceu em 96,6% dos domicílios.

Grandjean *et al.* (1999) discutem que estudos que são realizados em crianças de localidades distantes, carentes de recursos, como, por exemplo, em comunidades ribeirinhas da Amazônia, têm que considerar os diversos fatores que podem interferir no desempenho das crianças nos testes aplicados, como doenças tropicais ou um passado de déficits nutricionais.

3.4. Desempenho motor infantil e escalas de avaliação

O acompanhamento do crescimento e desenvolvimento das crianças permite a detecção de situações de risco para a saúde, sendo o crescimento relacionado às mudanças quantitativas corporais, como as medidas antropométricas, e o desenvolvimento é um processo de transformações qualitativas, um aumento na capacidade de realização de atividades mais complexas, onde também está inserido o acompanhamento relativo do crescimento do corpo. São considerados processos diferentes, mas indissociáveis (LEITE, 2002). Fazem parte desse acompanhamento a avaliação do esquema vacinal e a observação dos marcos de desenvolvimento, sendo este último relacionado, principalmente, a etapas do desenvolvimento cognitivo e motor (BRASIL, 2002).

O conceito de desenvolvimento motor é complexo, pois enfoca o estudo das mudanças qualitativas e quantitativas de ações motoras do ser humano ao longo da vida. O ponto de vista ainda predominante é que o desenvolvimento motor está intrinsecamente relacionado com a maturação do Sistema Nervoso (SN), seu

processo de mielinização, com progressão hierárquica, com o surgimento de movimentos e seu posterior controle em uma direção céfalo-caudal e próximo-distal, numa sequência ordenada de acordo com a idade. Progredir de movimentos simples e desorganizados para a execução de habilidades motoras altamente organizadas e complexas, possibilitando à criança um amplo domínio do seu corpo (SANTOS; DANTAS; OLIVEIRA, 2004).

Aceita-se, atualmente, que o desenvolvimento ocorre de maneira dinâmica e é suscetível a inúmeros estímulos externos, ocorrendo interação entre as características físicas e estruturais do indivíduo ao ambiente e à tarefa a ser aprendida (WILLRICH; AZEVEDO; FERNANDES, 2009). Na avaliação do desenvolvimento existem vários instrumentos padronizados que auxiliam na identificação das crianças com risco no desenvolvimento. Os modelos disponíveis enfatizam a monitorização, triagem e avaliação de aspectos diferenciados, como cognitivos e/ou motores. No caso da monitorização, o processo é contínuo, longitudinal, onde os profissionais de saúde podem usar várias fontes para reconhecer crianças com risco no desenvolvimento. Já na triagem há a utilização de um instrumento padronizado na identificação de casos com a possibilidade de apresentar atraso no desenvolvimento.

Segundo Vieira, Ribeiro e Formiga (2009), no Brasil, os programas de acompanhamento (originado do inglês, *follow-up*) do crescimento e desenvolvimento do bebê de risco surgiram na década de 80, onde a criança e a sua família são acompanhados por uma equipe multi e interdisciplinar. As autoras realizaram um levantamento dos principais instrumentos de avaliação do desenvolvimento infantil e encontraram 15 instrumentos com aplicação em crianças de 0 (zero) a 2 (dois) anos de idade, que se dividiam em: exames neurológicos e neurocomportamentais; Instrumentos que determinam o grau de desenvolvimento de crianças em vários domínios funcionais; e instrumentos neuromotores que analisam habilidades motoras amplas ou finas.

Na avaliação do desenvolvimento infantil em situações de risco, como por exemplo, a exposição mercurial, vários instrumentos são utilizados, em diferentes faixas etárias, avaliando aspectos do desenvolvimento. Um exemplo é o estudo de Dórea, Marques e Isejima (2012) que utilizou a Escala de Desenvolvimento de

Gesell, que se baseia na teoria neuromaturacional do desenvolvimento e considera na avaliação motora as aquisições esperadas como a sustentação da cabeça, sentar, engatinhar, manipulação de objetos com as mãos, andar e é utilizada entre 4 semanas até 36 meses. As categorias de análise dessa escala referem-se às áreas do comportamento adaptativo, comportamento motor grosseiro e delicado, comportamento de linguagem e comportamento pessoal-social.

Outra escala muito utilizada na pesquisa científica e clínica é a Escala de Desenvolvimento Infantil de Bayley (BSID), aplicável de 1 a 42 meses, que avalia o desenvolvimento motor, cognitivo, de linguagem e comportamental. E alguns testes não são muito utilizados no Brasil, como o Teste de Triagem sobre o Desenvolvimento de Milani-Comparetti, que investiga comportamentos motores espontâneos, incluindo locomoção; sentar e ficar de pé e respostas evocadas que correspondem reações de equilíbrio, protetoras, de endireitamento e reflexos primitivos, podendo ser aplicado em crianças até 2 anos de idade.

Existem instrumentos de avaliação do desenvolvimento que abrangem um faixa etária maior, como a escala de avaliação das competências no desenvolvimento infantil (SGS II), aplicável em crianças de 0 (zero) aos 5 anos, o teste de Denver (*Denver Developmental Screening Test*), I e II, utilizado para avaliar a faixa etária de zero a 6 anos nas áreas de linguagem, motor fino adaptativo, pessoal e habilidades motoras globais, e a Escala de Desenvolvimento Motor (EDM), proposta por Rosa Neto (2002), composta por uma bateria de testes para avaliar o desenvolvimento motor, em seus diversos aspectos (motricidade fina e global, equilíbrio, esquema corporal, organização espacial e organização temporal), de crianças dos 2 aos 11 anos de idade. A EDM foi validada em crianças de grandes centros urbanos (ROSA NETO *et al.*, 2010).

É importante considerar que muitas escalas não são validadas para serem aplicadas em crianças brasileiras. E no Brasil as avaliações do desenvolvimento infantil devem considerar, além das diversidades socioeconômicas, os fatores ambientais das regiões. As experiências motoras, por exemplo, de crianças de áreas urbanas são diferentes das de áreas rurais e na Amazônia as crianças ribeirinhas ainda convivem com a realidade dos alagamentos durante metade do ano devido o período de chuvas da região, deslocando-se em pequenas embarcações, vivendo

em barcos ou em espaços restritos, e necessitam usar o recurso de subir o piso das casas com tábuas para que as águas não os alcancem e para preservar as suas posses, dificuldades ambientais que podem interferir em aspectos da motricidade.

3.5. Exposição mercurial na Amazônia

Não há uma tendência espacial óbvia de regiões que apresentam níveis de Hg na Amazônia e muitas áreas nunca foram estudadas (BARBIERI; GARDON, 2009). Mas admite-se a presença do Hg em ambientes aquáticos amazônicos, tendo origem tanto natural, com sedimentos e solos com elevadas concentrações, atribuído à liberação a partir da biomassa e dos solos durante o desmatamento e a queima de floresta e aos solos ferralíticos com quantidades significativas de Hg, quanto antropogênica, resultado da disponibilidade do metal através da indústria do ouro (SÁ *et al.*, 2006; TELMER *et al.*, 2006). Os estudos mostram a presença do metal no solo (GURJÃO *et al.*, 2010), ar, água, nos peixes e em humanos.

As emissões antropogênicas de Hg aumentam a concentração do metal no meio ambiente (ARTAXO *et al.*, 2000). Uma vez na atmosfera o vapor metálico é oxidado e se deposita rapidamente. Na água a transformação para o MeHg depende da ação de microrganismos e de condições do ambiente, como pH, bactérias típicas e carbono orgânico dissolvido na água. O MeHg pode ser assimilado pelo plâncton e, então, entra na cadeia alimentar. A concentração do metal aumenta conforme ascende na cadeia trófica, processo conhecido como biomagnificação, e atinge os maiores valores em peixes carnívoros, sendo facilmente absorvido por essas espécies, mas eliminado lentamente, o que facilita a bioacumulação, fato observado na pesquisa de Vera *et al.* (2008), onde os Tucunarés, predadores da cadeia alimentar, mostraram elevados níveis de Hg.

Estudos com populações amazônicas mostram níveis de exposição ao Hg, tendo como principal fonte o consumo de peixes, principalmente entre as populações ribeirinhas, inclusive as indígenas, cujo consumo constitui hábito cultural antigo (PALETTI, 1999; PASSOS; MERGLER, 2008; SÁ *et al.*, 2006; TAVARES *et al.*, 2005; VERA *et al.*, 2008). Na bacia do rio Tapajós foram detectados, em amostras de cabelo de populações ribeirinhas, níveis de Hg acima do recomendado pela OMS, 10 µg/g (PINHEIRO *et al.*, 2006), chegando a até 32 µg/g (BARBIERI; GARDON, 2009). Pinheiro *et al.* (2000) encontraram valores até 7 vezes superior ao

estabelecido (71,5 µg/g) em São Luís do Tapajós e Barreiras, comunidades de pescadores nas margens do rio Tapajós.

A maioria dos estudos na região amazônica considera a possibilidade de exposição ambiental ao Hg, concentrando-se, principalmente, em localidades próximas de áreas impactadas pela mineração do ouro, como a população residente próximo ao rio Xingu, no Pará, na Ilha do Canteiro, com valores anômalos de chumbo (Pb) e Hg (CARVALHO *et al.*, 2009). As comunidades de Barreiras e São Luiz do Tapajós também foram alvo de estudos e, recentemente, de pesquisa de prováveis danos à exposição ao Hg (KHOURY *et al.*, 2013). Outra possibilidade de exposição ocupacional é remota, uma vez que as localidades estudadas não apresentam relação com atividades industriais.

Apesar da persistente detecção de níveis de Hg em comunidades próximas de áreas com histórico de garimpagem na Amazônia, do grande consumo de peixe nas populações ribeirinhas e de estudos prévios (HARADA, 1997; HARADA *et al.*, 2001), citados por Pinheiro *et al.* (2006), terem identificado 3 casos que foram considerados formas médias da doença de Minamata crônica, entre 50 indivíduos com níveis de Hg acima de 20 µg/g, ainda não há casos típicos de doença de Minamata registrados na região. Uma provável explicação é que o consumo de frutas e o selênio natural possam estar colaborando para a aparente tolerância dessas populações aos efeitos da exposição ao Hg (FONSECA; TORRES; MALM, 2007; MARCO, 2007).

Um ponto significativo a ser abordado quando se considera a Amazônia como o local de estudo para exposição mercurial é o provável comportamento sazonal das espécies de Hg influenciado pelo período de cheia dos rios. Alguns estudos tem investigado essa relação, tanto em amostras de peixes, solos, águas e humanos, porém os resultados ainda não representam um consenso (ALMEIDA *et al.*, 2014; BISINOTI; JÚNIOR; JARDIM, 2007; LEBEL *et al.*, 1997; MALM *et al.*, 2010; VALENTINI, 2012).

Farias e colaboradores (2008) concordam que doses elevadas de exposição ao Hg podem ser fatais para o homem, mas consideram que mesmo doses relativamente baixas podem ter repercussões adversas graves no desenvolvimento neurológico, prejudiciais ao sistema cardiovascular, imunológico e reprodutivo.

Considerando o histórico de cronicidade do Hg na região Amazônica, há a necessidade de estudos contínuos para avaliar os riscos reais e potenciais ao ambiente e à saúde humana, principalmente de populações com risco de exposição, caso das populações tradicionais, como os remanescentes de quilombos.

3.6. Comunidades remanescentes de quilombos na região do baixo Amazonas e os riscos à saúde infantil

Todas as regiões brasileiras apresentam áreas remanescentes de quilombos, porém com divergências quanto ao número de acordo com os órgãos pesquisados. Segundo o cadastro municipal dos territórios quilombolas da Universidade de Brasília (UnB) existem 2.228 comunidades remanescentes de escravos, com grande parte das comunidades concentrada no litoral do País. E o Pará ocupa a terceira posição: 294 quilombos mapeados (MATTOS, 2005-2006). Silva (2007) relata números mais elevados no Brasil, um total de 2790 comunidades, revelando panoramas regionais bem distintos, com um maior número de comunidades na região nordeste, seguido da região norte. A Fundação Cultural Palmares concorda com a distribuição por região, mas considera que existam 2474 comunidades quilombolas (BRASIL, 2007).

No estado do Pará, na região conhecida como baixo Amazonas, encontram-se cerca de 60 comunidades remanescentes de quilombos localizadas nos municípios de Oriximiná, Óbidos, Santarém, Alenquer e Monte Alegre, cuja história começa por volta de 1780, com o início do cultivo do cacau e a criação de gado em grandes fazendas na região de Santarém e de Óbidos, que resultou na importação de uma grande quantidade de escravos africanos, da região da África conhecida como Congo-angolana, para trabalhar nessas fazendas (VEIGA, 2013).

A história de formação desses quilombos iniciou já nas primeiras décadas da implantação das fazendas, com os africanos se rebelando contra o trabalho escravo. Segundo Veiga (2013), a escolha do lugar para se estabelecer não era aleatória, os escravos priorizavam áreas isoladas, onde a captura fosse difícil. A geografia da região facilitava o isolamento. Os fugitivos buscavam o rio à noite, subindo para as cabeceiras dos afluentes do Amazonas, para o alto dos rios, acima das cachoeiras. Havia também a preocupação em encontrar um local onde fosse possível praticar a agricultura para a sua subsistência e para estabelecer um pequeno comércio.

A partir de histórias parecidas, formaram-se em também em diferentes regiões do Brasil as comunidades remanescentes de quilombo, espaços secularmente habitados por descendentes de escravizados, ex-escravizados e também de negros livres. O reconhecimento legal relativo a essas comunidades se estabeleceu a partir da Constituição Federal de 1988, no Artigo 68, do Ato das Disposições Constitucionais Transitórias. Em 1994, a Fundação Cultural Palmares conceituou os quilombos como “toda comunidade negra rural que agrupe descendentes de escravos vivendo de uma cultura de subsistência e de onde as manifestações culturais têm forte vínculo com o passado” (SILVA, 2007).

Atualmente as comunidades quilombolas vivem outro momento, mas ainda em busca da igualdade de direitos, principalmente para permanecer e garantir seu direito a terra e ter acesso aos recursos para nela poder trabalhar, além da melhoria das condições socioeconômicas. A população de quilombolas residentes na zona rural, segundo Silva (2007), é mais vulnerável a agravos à saúde, com aumento de possibilidade de se adquirir doenças e diminuição nas oportunidades de proteção contra as doenças. Fato que pode ser explicado por residirem nas áreas mais inóspitas das regiões urbanas e em espaços rurais também carentes de políticas públicas essenciais para o exercício da cidadania, tais como saneamento básico, escolas e instituições de saúde, que muitas vezes, quando existem, são de baixa qualidade (NOVAES DA SILVA, 2007; OLIVEIRA, 2003).

Freitas *et al.* (2011) comentam que as desigualdades raciais nas condições de saúde das populações quilombolas permanecem sendo um grande problema de saúde pública, apesar da política de inclusão do Ministério da Saúde, portaria n 1.434 de 14/7/2004, que criou um incentivo para a ampliação de equipes de estratégia da saúde para as comunidades quilombolas. As definições de determinantes sociais de saúde (DDS) variam, mas sempre concordam que as condições de vida e trabalho dos indivíduos e de grupos da população estão relacionadas com sua situação de saúde.

Oliveira, Osório e Raposo (2006) analisam que a ocorrência de anemia em crianças, por exemplo, tem se mostrado elevada em estudos com moradores de áreas rurais, e que tal fato se justifica pela menor infraestrutura de serviços públicos na área rural, com acesso a serviços de saúde, saneamento básico, água potável,

renda, oportunidade de emprego, informação e educação deficitários. Situação evidenciada em muitas comunidades quilombolas, sendo a maioria localizada em áreas rurais.

Freitas, Silva e Galvão (2009) consideram que essas comunidades, por serem caracterizadas “minorias sociais”, grupos marginalizados por sua representatividade numérica, acessibilidade aos mecanismos de poder e diversidade étnica, apresentam uma complexidade que deve ser considerada na sua compreensão. Estudos como o de Araújo, Santana e Azevedo Filho (2009), realizado em uma comunidade quilombola de Pernambuco, Serra do Osso, detectaram uma realidade comum à maioria das comunidades quilombolas, que a população apresenta uma baixa qualidade de vida e uma acentuada vulnerabilidade em razão das más condições sanitárias que advém, principalmente, das precárias condições socioeconômicas.

As condições socioeconômicas altamente desfavoráveis podem contribuir para o aparecimento e evolução de doenças, maior probabilidade de interferências no crescimento e desenvolvimento de uma criança negra, assim como aumento das taxas de mortalidade infantil. Barros *et al.* (2010) consideram como muito vulnerável uma criança que vive em família cujo chefe é de cor negra, a mãe tem zero de escolaridade e não está presente, a localização do domicílio é em zona rural da região Nordeste, a família possui razão de dependência demográfica igual a dois e renda *per capita* menor que um meio de linha de extrema pobreza.

Apesar das fragilidades sociais que os quilombolas estão sujeitos, em Santarém eles compõem comunidades organizadas, congregadas pela Federação das Organizações Quilombolas de Santarém – FOQS, reconhecida juridicamente em 2006, que atende diretamente as 10 comunidades de remanescentes de quilombos em Santarém a seguir: Arapemã, Bom Jardim, Murumuru, Murumurutuba, Nova Vista do Ituqui, Pérola do Maicá, Saracura, São José do Ituqui, São Raimundo do Ituqui e Tiningú (VEIGA, 2013). Sendo que Pérola do Maicá, apesar de conhecida como comunidade quilombola, está localizada em um bairro da cidade de Santarém.

No município de Santarém, no Pará, as comunidades remanescentes de quilombos mostram resultados tão preocupantes como o de outras regiões. Guerrero *et al.* (2007) detectaram índices de mortalidade em menores de um ano de idade de

áreas de terra firme e várzea, de 30,4 óbitos/por mil nascidos vivos e de 50,2 óbitos/por mil nascidos vivos, respectivamente, superiores as médias nacionais, regionais e estaduais, provavelmente associadas às dificuldades determinadas por menores condições de acesso a serviços de saúde de boa qualidade.

Na região do baixo Amazonas as comunidades quilombolas, também chamados de mocambeiro, “o que vive em mocambo”, mostram um vínculo com o meio ambiente que ocupam (FREITAS; SILVA; GALVÃO, 2009) e, apesar de não haver dados disponíveis sobre a exposição do mocambeiro ao Hg, considerado um dos metais mais perigosos no que diz respeito à contaminação ambiental e à saúde humana, há possibilidade de que já ocorra de forma crônica, assim como em outras populações tradicionais já estudadas, uma vez que o pescado é um importante componente da sua alimentação. E as crianças são uma das parcelas da população mais prejudicadas por essas situações, que são adversas à saúde.

4. OBJETIVOS:

4.1 Objetivo geral

Investigar o nível de exposição ao mercúrio e sua relação com o desempenho motor em escolares quilombolas de áreas ribeirinhas e regiões de planalto em Santarém, no Pará.

4.2 Objetivos específicos

- Identificar as concentrações de mercúrio nos cabelos das crianças das comunidades que compõe o estudo.
- Avaliar o desempenho das áreas da motricidade das crianças quilombolas de várzea e planalto e correlacionar com as concentrações de mercúrio encontradas.
- Descrever o perfil nutricional dos grupos infantis das comunidades quilombolas de várzea e planalto e sua relação com desenvolvimento motor e exposição mercurial.
- Traçar o perfil socioeconômico dos pais/responsáveis das crianças envolvidas no estudo e sua relação com o desenvolvimento infantil.
- Investigar a prevalência de parasitoses intestinais e anemia e sua relação com os níveis de mercúrio e o desenvolvimento motor entre as crianças avaliadas.
- Investigar a influência da sazonalidade na exposição ao mercúrio na população pesquisada.

5. MATERIAIS E MÉTODOS

5.1 Desenho do estudo e população

O estudo desenvolvido se caracteriza como do tipo descritivo, analítico, de delineamento transversal, comparativo e quantitativo. O estudo foi realizado em comunidades remanescentes de antigos quilombos, também conhecidas como comunidades quilombolas, que pertencem à região do baixo Amazonas, município de Santarém, no Pará. A definição de quilombos está “baseada na auto atribuição, com trajetória histórica própria, dotada de relações territoriais específicas, com a presunção de ancestralidade negra” (BRASIL, 2007). A população dessa pesquisa foi formada por crianças de ambos os sexos, entre 5 e 11 anos de idade, moradores das comunidades quilombolas pertencentes à região do baixo Amazonas.

5.2 Local da pesquisa e características das comunidades

Participaram do estudo 9 comunidades quilombolas, sendo que as comunidades de Nova Vista do Ituqui, São Raimundo do Ituqui e São José do Ituqui foram agrupadas apenas como Ituqui, por apresentarem proximidade territorial, principalmente as duas últimas, uma em cada margem do rio Ituqui. Além de Ituqui, participaram as comunidades de Saracura e Arapemã, consideradas como comunidades de várzea e 4 de planalto (terra firme) denominadas de Bom Jardim, Tiningú, Murumuru e Murumurutuba. Essa divisão é decorrente do reconhecimento de dois grandes ecossistemas na região amazônica, um de terras de várzea, sujeitas a inundações durante as épocas de chuvas, e as de terras firmes, que por se localizarem em áreas mais elevadas não estão sujeitas às inundações sazonais.

Estas comunidades geralmente se localizam em áreas rurais, apresentam um relativo grau de isolamento geográfico e vivem desigualdades sociais e de saúde (BRASIL, 2007), realidade observada nas comunidades estudadas. Todas têm sua igreja, católica ou protestante, um salão comunitário, a maioria tem escola que também atende às comunidades vizinhas e contam com um agente comunitário de saúde (ACS). Na comunidade de Tiningú há um posto de saúde, com atendimento de enfermagem frequente e médico, comum às comunidades de planalto.

As comunidades quilombolas de Saracura e Arapemã estão situadas em ilhas próximas, no rio Amazonas, localizadas a aproximadamente 1 hora de barco da

cidade de Santarém. A maior parte das terras das comunidades está situada em área de várzea, com boa parte do seu território ficando alagados no período de chuvas. Em função deste fenômeno natural, os quilombolas contam com pouca terra para a agricultura, que é praticada no período do verão (entre agosto e dezembro). Nas roças plantam milho, feijão, mandioca e melancia e cultivam algumas árvores frutíferas. A atividade econômica principal das famílias que residem nessas comunidades é a pesca, tradicionalmente realizada no rio Amazonas e nos lagos que se formam no interior das ilhas na época de cheia do rio (figura 1). O peixe serve tanto para a dieta dos comunitários quanto para a venda em Santarém. Segundo dados da FOQS vivem em Arapemã 76 famílias e em Saracura, 115 famílias.

A Ilha de Ituqui localiza-se na calha principal do rio Amazonas, no baixo Amazonas, 30 km a jusante da cidade de Santarém (PA). A ilha é sujeita à inundação sazonal, motivo por que o período para agricultura depende do período de seca dos rios. A maior parte das famílias depende essencialmente da pesca e da agricultura para sua renda. Entre as comunidades de Ituqui apenas 3 participaram do estudo, com um número estimado pelos Agentes Comunitários de Saúde (ACSs) de 99 famílias.

As comunidades quilombolas de Bom Jardim, Tiningu, Murumuru e Murumurutuba estão localizadas próximas ao rio Maicá, que é formado por grandes lagos, cujas águas são de origem do rio Tapajós, com alguma influência do rio Amazonas (figura 2). O acesso às comunidades se dá por via fluvial e, principalmente, pela rodovia Santarém/Curuá-Una através de ramais de terra, pequenas estradas, que interligam também as comunidades entre si. No período de chuvas da Amazônia essas comunidades sofrem pela dificuldade de acesso, uma vez que há alagamento de trechos dos ramais, além das péssimas condições de trafegabilidade, com o aparecimento de buracos e deslocamento de terra.

Bom Jardim se localiza a cerca de 40 quilômetros da cidade de Santarém. Compartilha um território comum com as comunidades Murumurutuba, Murumuru e Tiningu. As principais atividades econômicas dos quilombolas de Bom Jardim são a pesca (figura 1) e o extrativismo do açaí e da andiroba. O peixe e o açaí são consumidos pelas comunidades e também vendidos em Santarém. Atualmente,

vivem em Bom Jardim aproximadamente 70 famílias. Vivem em Tiningú 73 famílias, que também vivem da pesca, da criação de animais e da agricultura familiar. Situação similar identificada nas comunidades de Murumuru, com 102 famílias e em Murumurutuba, com 55 famílias, segundo estimativas das ACSs das comunidades.



Figura 1: Imagens das comunidades, mostrando um pescador de Bom Jardim e Arapemã no período de chuvas.

Fonte: Guerrero *et al.* (2009).

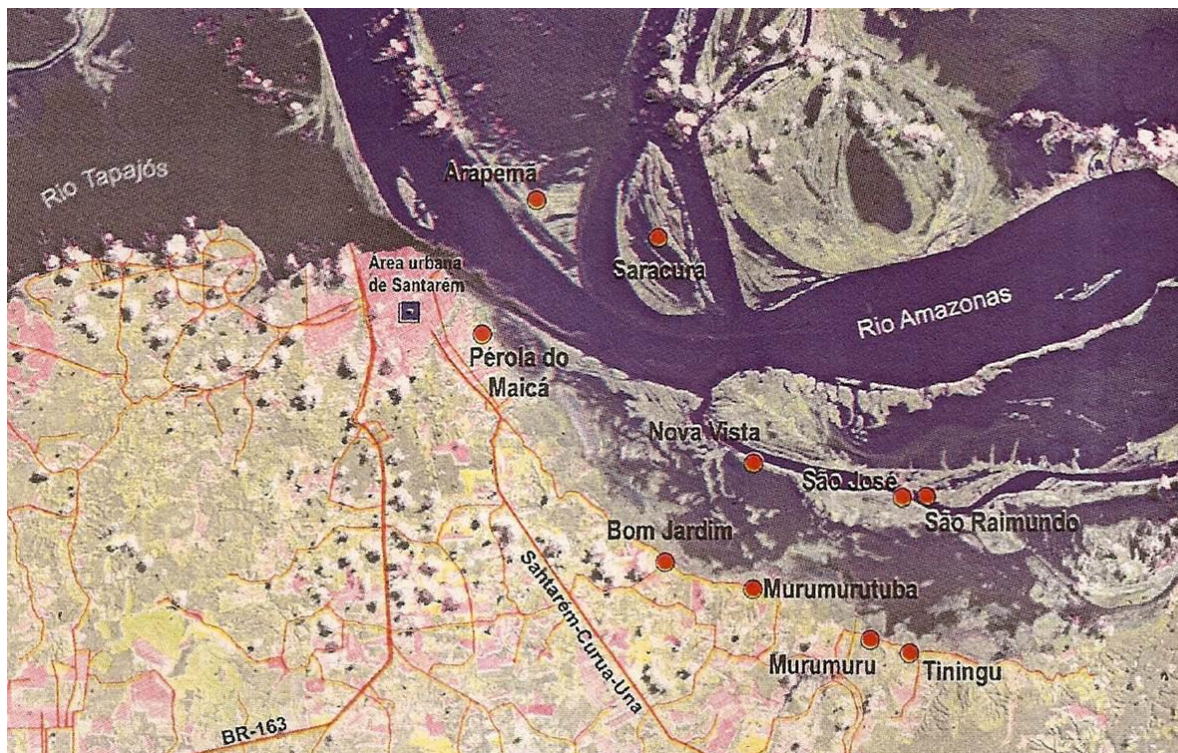


Figura 2 – Imagem Landsat com a localização das comunidades remanescente de quilombos de Santarém/PA marcadas com pontos vermelhos.

Fonte: Mapeamento Participativo Sócio Ambiental, Santarém, 2007.

5.3 Procedimentos de seleção da amostra

O recrutamento dos participantes da pesquisa ocorreu por etapas: após aprovação do projeto na FOQS e comitê de ética da Universidade Federal do Pará, CAAE 02397112.2.0000.5172 (Anexo A), foram realizadas viagens agendadas pelos representantes para as comunidades com o objetivo de realizar esclarecimentos sobre a pesquisa aos pais, responsáveis e menores. Posteriormente foram realizadas as viagens agendadas para coletas, duas por comunidade, além do retorno com os resultados. Os ACSs foram o principal elo com a comunidade, participando da seleção prévia dos participantes.

A participação das crianças ocorreu mediante o esclarecimento dos pais sobre os objetivos e método do estudo, com o consentimento garantido através da assinatura do termo de consentimento livre e esclarecido (TCLE), além do assentimento das crianças após a explicação da metodologia proposta em linguagem acessível e adequada.

No processo de amostragem, utilizou-se amostras de conveniência diante das dificuldades em adotar uma estratégia randômica, tanto pelas distâncias das residências, dificuldades de acesso, quanto pelas chuvas, durante um período da pesquisa, que impediam o deslocamento das crianças selecionadas. Foi possível obter uma participação de aproximadamente 60% das famílias que tinham crianças com o intervalo de idade pesquisada, valor que poderia ser mais representativo, porém diminuiu em decorrência da moderada e baixa participação em algumas comunidades, como por exemplo, em Murumurutuba, com apenas 36% do esperado, o que pode ser explicado por diversos fatores, como dificuldade de comunicação, recesso do período letivo, entre outros.

5.4 Coleta de dados e materiais

Os pais e/ou responsáveis e as crianças que aceitaram participar da pesquisa compareceram aos locais estabelecidos pelas comunidades, como escolas e galpões comunitários, para coletas de amostras biológicas, realização de teste de desenvolvimento e entrevista com os pais e/ou cuidadores. Em todas as comunidades foi necessário, no mínimo, 2 dias para realizar os procedimentos.

5.4.1 Coleta de amostras de cabelo para análise de exposição ao mercúrio

Foram coletadas amostras de cabelo preferencialmente da região occipital, cortadas a 0,5 centímetro da raiz, entre 10 a 20 mg, e colocadas em sacos plásticos, obedecendo ao protocolo recomendado pela *International Atomic Energy Agency* e o protocolo de coleta de material padronizado. As amostras foram encaminhadas para Belém e analisadas no Laboratório de Toxicologia Humana e Ambiental, no Núcleo de Medicina Tropical, da Universidade Federal do Pará.

A determinação de mercúrio total (HgT) por espectrofotometria de absorção atômica foi realizada com o uso do detector de mercúrio automático *Mercury Analyzer*, modelo SP3D da Nippon Corporation-Japão. A precisão e a acurácia dessas medidas foram verificadas através do padrão de referência internacional utilizando amostras de cabelo certificadas denominado IAEA 085. Todas as amostras foram analisadas em duplicatas, e os resultados, transformados em µg/g (ppm).

O valor de referência para concentração de Hg em cabelo está na faixa de 1-2 µg/g, sendo considerados valores acima como de população exposta ao Hg. Níveis de 10 µg/g de Hg em cabelo devem ser considerados como o limite máximo para uma mulher grávida (WHO, 1990), valor também utilizado no estudo como limite máximo ou limite de tolerância biológica (LTB).

5.4.2 Aplicação de questionário de frequência de consumo de peixe e espécies

Foi aplicado um questionário aos pais para avaliar a frequência de consumo de peixes por semana conforme a classificação proposta do Brune *et al.* (1991), por categorias: I, nenhum consumo de peixe; II, < 2 refeições de peixe/ semana; III, > 2-4 refeições de peixe/semana; IV, > 4 refeições de peixe/semana; V, consumo desconhecido.

A classificação das espécies do pescado declarado foi baseada na catalogação de Santos, Ferreira e Zuanon (2006), do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), nos estudos de Soares *et al.* (2008), desenvolvido por pesquisadores da Universidade Federal do Amazonas

(UFAM) e do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Bastos *et al.* (2008) e Passos *et al.* (2008). A classificação das espécies levou em consideração peixes comuns e consumidos regionalmente que participaram dos estudos, uma vez que os comunitários só sabiam informar o nome popular.

5.4.3 Investigação do desenvolvimento motor infantil

Com o intuito de verificar o desenvolvimento motor infantil foi utilizada a Escala de Desenvolvimento Motor (EDM), proposta por Rosa Neto (2002), instrumento reconhecido e validado para crianças brasileiras. Para a sua aplicação é necessário o Kit EDM que contem um manual, modelo de folha de respostas e instrumentos para aplicação dos testes.

A avaliação contemplou as seis áreas do desenvolvimento: Motricidade fina; Motricidade global; Equilíbrio; Esquema corporal; Organização espacial; e Organização temporal. Este instrumento determina, após a realização de uma bateria de tarefas, dependente do desempenho, a Idade Motora (IM), que é um procedimento aritmético para pontuar e avaliar os resultados dos testes. A partir da soma dos resultados positivos nas provas e divisão pela quantidade de IMs obtidas se obtém a Idade Motora Geral ($IMG = IM1 + IM2 + IM3 + IM4 + IM5 + IM6 / 6$), sendo a IM1 referente à idade motora da motricidade fina, IM2, motricidade global, consecutivamente.

O Quociente Motor (QMG) é obtido através da divisão entre a IMG e a Idade Cronológica (IC), multiplicado por 100 ($QMG = IMG / IC \times 100$). Comparando-se a IC e a IM pode-se determinar o avanço ou o atraso da criança. A obtenção do QMG, após a análise de todas as seis áreas da motricidade, permite caracterizar de forma global o desenvolvimento infantil. Pode-se também avaliar individualmente os quocientes motores, como por exemplo, o quociente da motricidade fina, denominado quociente motor 1 (QM1), obtido da divisão entre a IM1 e idade cronológica, multiplicado por 100.

A motricidade fina se refere à atividade manual, coordenação viso-manual, com o emprego de força mínima para realizar de forma precisa determinada tarefa. A motricidade global se refere aos movimentos corporais e o equilíbrio é avaliado pela capacidade de manter posturas, posições e atitudes do corpo, compensando e

anulando todas as forças que agem sobre o mesmo. O esquema corporal se refere à capacidade de discriminar as partes do corpo e a habilidade de organizar as partes do corpo na execução de uma tarefa. A organização espacial se refere à habilidade de avaliar com precisão a relação entre o indivíduo e o ambiente, a noção do espaço do corpo como o espaço que o rodeia. A organização temporal se refere à percepção do tempo, o conhecimento da ordem e duração dos acontecimentos.

Para cada aspecto da motricidade investigado existem 10 tarefas motoras, distribuídas entre 2 e 11 anos, organizadas de acordo com o grau de complexidade. O teste iniciava de acordo com a idade cronológica da criança, ou inferior. No caso de não conseguir realizar os testes adequados para a sua idade, a criança realizava os testes de idades inferiores a atual. Se ocorria o êxito em uma prova, o resultado era considerado positivo e registrado com o símbolo 1. Se a prova exigia habilidade com o lado direito e esquerdo, mas tinha resultado positivo apenas com um dos membros, o resultado era registrado com $\frac{1}{2}$ (meio). O teste era interrompido caso a criança não tivesse o êxito e era registrado 0 (zero). Ao final da aplicação, dependendo do desempenho, era atribuída uma idade motora, em cada uma das áreas referidas (Anexo B).

Através dos testes da EDM, o desenvolvimento motor da criança era classificado em níveis: muito inferior (<69), inferior (70 a 79), normal baixo (80 a 89), normal médio (90 a 109), normal alto (110 a 119), superior (120 a 129) e muito superior (>130). A interpretação dos mesmos permite identificar déficits motores em áreas específicas da motricidade.

5.4.4 Avaliação do estado nutricional infantil

A avaliação do estado nutricional dos menores foi inferida a partir de dados antropométricos dos participantes, além da ocorrência de anemia. As medidas antropométricas permitem identificar a evolução do crescimento, um dos indicadores do desenvolvimento infantil. Para a análise do peso foi utilizada uma balança digital, com capacidade máxima de 150 kg, com exatidão igual a 0,1 kg. Para a verificação da estatura foi utilizado o estadiômetro, portátil, com capacidade máxima para 220 cm e exatidão de 0,1cm. Os dados obtidos foram analisados pelo programa *Anthro plus*, disponibilizado pela Organização Mundial de Saúde (OMS).

Os dados antropométricos foram analisados usando como parâmetro de referência os valores propostos pela OMS (2007), expressos através do escore-z, que junto com o percentil são formas de expressar, de modo padronizado, a posição relativa de uma observação no interior de uma distribuição. O escore-z é um estimador que quantifica a distância de um valor observado em relação à mediana de uma população. Na avaliação do estado nutricional, após se calcular a diferença entre o valor observado e a mediana de referência, o resultado é dividido pelo desvio-padrão relativo à idade e sexo do indivíduo.

Os escores-z de peso para idade (P/I), altura para idade (A/I) e índice de massa corporal para idade (IMC/I) estão agrupados nas classificações abaixo (quadro 1). Não tem os parâmetros de peso-para-estatura na referência da OMS (2007).

Quadro 1: Avaliação dos índices antropométricos pelo escore-z

IMC		PESO		ALTURA	
Sobrepeso	> Escore-z +1 e < Escore-z +2	Peso elevado	≥ Escore-z+2	Estatura adequada	≥ Escore-z-2
Obesidade	> Escore-z +2 e < Escore-z +3				
Obesidade grave	> Escore-z +3				
Normal / Adequado	> Escore-z -2 e < Escore-z +1	Peso adequado	≥ Escore-z-2 e < Escore-z+2		
Magreza	> Escore-z -3 e < Escore-z -2	Peso muito baixo	< Escore-z-3	Baixa estatura	< Escore-z-2
Magreza Extrema	< Escore-z -3	Peso baixo	≥ Escore-z-3 e < Escore-z-2	Muito baixa estatura	< Escore-z -3

Legenda: p/I = para a idade

Fonte: OMS (2007)

Foi avaliada também a dosagem de Hemoglobina (Hb), usada como parâmetro para analisar a ocorrência de anemia, importante fator que interfere no desenvolvimento infantil (OSÓRIO; LIRA; ASWHORT, 2004). As amostras de sangue foram obtidas por punção venosa, com o uso de EDTA a 5% como anticoagulante, coletadas por profissionais capacitados com formação técnica em farmácia. Para a análise dos valores de Hb foi utilizado o protocolo de Oliveira (2007), que considera como valor de referência para a faixa etária de 3 a 6 anos, 11 a 14,5 g/dL e para 7 a 13 anos, 12,0 a 15,0 g/dL.

5.4.5 Investigação de parasitas intestinais

Para investigação dos parasitas intestinais, reconhecido interferente no desenvolvimento infantil, coletores foram levados com antecedência para as comunidades e realizadas as orientações aos ACSs. As fezes coletadas foram armazenadas e conservadas em formol a 10%. A análise foi realizada através do método de Hoffman, Pons e Janer (Sedimentação Espontânea), também conhecido como método de Lutz, devido às recomendações de uso e baixo custo, e permite o encontro de ovos e larvas de helmintos e de cistos de protozoários, com coloração pela solução de Lugol, onde as amostras foram diluídas em água e filtradas para cálices de sedimentação, sendo completado o volume com água e deixado a sedimentar por duas horas, ou até 24 horas, quando o sedimento é recolhido com o auxílio de uma pipeta e examinado microscopicamente. Os parasitas identificados foram separados por classes, helmintos e protozoários.

5.4.6 Identificação do perfil socioeconômico das famílias participantes

Foi realizado através do questionário Critério Padrão de Classificação Econômica Brasil/2012, formulado pela ABEP (Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa) (Anexo C) que tem como objetivo a definição de classe econômica em oito categorias (A1, A2, B1, B2, C1, C2, D e E). O questionário contém perguntas objetivas sobre posse de itens como número de eletrodomésticos, presença de empregada doméstica e grau de escolaridade do chefe da família. A somatória dos itens declarados pode variar de uma pontuação mínima de zero (0) a uma máxima, de quarenta e seis (46), distribuídos da seguinte forma: 0-7 pontos, classe E; 8-13 pontos, classe D; 14-17 pontos, classe C2; 18-22 pontos, classe C2; 23-28 pontos, classe B2; 29-34 pontos, classe B1; 35-41 pontos, classe A2; e 42-46 pontos, classe A1.

5.5 Análise estatística

As variáveis pesquisadas foram caracterizadas usando a estatística descritiva (frequências absoluta e relativa). Para avaliar a relação entre as variáveis pesquisadas foram utilizados: para comparar os gêneros para a média de mercúrio, o teste de ANOVA; utilizou-se a Correlação de Pearson para medir o grau de relação entre a idade e o gênero das crianças e os valores de mercúrio; para comparar os

grupos controle e pesquisa para a distribuição dos resultados da EDM, o teste de igualdade de duas proporções, que compara as frequências relativas percentuais/proporções. Na análise estatística dos dados adotou-se o nível de significância de 0,05 (5%). Para as análises foram utilizados os programas SPSS V17, Minitab 16 e Excel Office 2010. Para estabelecer a associação de risco entre as variáveis categóricas através do teste Risco Relativo do tipo Razão de Prevalência (RP), com adoção de $p \leq 0,05$ para a significância estatística e Intervalo de Confiança de 95% (IC95%), utilizou-se o aplicativo BioEstat[®] 5.3.

6. RESULTADOS

Participaram do estudo 279 crianças quilombolas, sendo 127 do sexo masculino e 152 do sexo feminino, com média de idade em meses de 100,40. A partir da seleção inicial houve uma perda de 8,2% da amostra devido a problemas relacionados à ausência de alguma variável de interesse ou coleta, processamento e análise do material biológico, como amostras insuficientes de cabelo pelo corte adotado.

Entre os participantes do estudo, 62% foram de residentes de comunidades de terra firme, fato que pode ser explicado pela maior proximidade das moradias e pela facilidade de locomoção e acesso, com o uso de motos, bicicletas e, até mesmo, a pé. Nas comunidades de várzea há a necessidade do uso de barcos, bajaranas movidas a rabetas, meio de transporte comum na região, que são pequenas embarcações motorizadas, e canoas movidas a remos, além da distância maior entre as casas.

Exposição ao Hg nas comunidades quilombolas

A avaliação da exposição ao Hg mostrou valores que variaram de 0,03 a 14,94 $\mu\text{g/g}$ nas comunidades pesquisadas. Os resultados obtidos das análises de Hg capilar podem ser estratificados em: < 2 $\mu\text{g/g}$ em 56,6% da amostra (158); entre 2 e 6 $\mu\text{g/g}$, 40,2% (112); > 6 $\mu\text{g/g}$, 2,5% (7); e > 10 $\mu\text{g/g}$, 0,7% (2). As médias mais baixas de Hg foram encontradas nas comunidades de planalto (tabela 1).

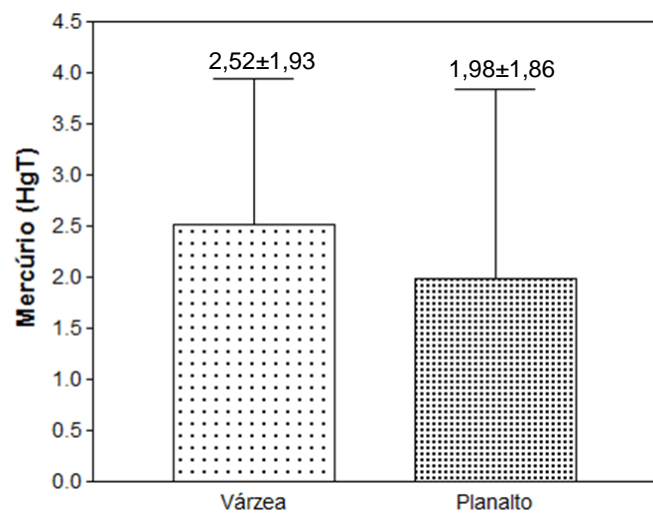
Tabela 1: Valores de HgT nas comunidades quilombolas

Comunidades quilombolas	N (% do total)	HgT Média \pm DP	Intervalo	Mediana	CV	
Várzea	Saracura	29 (10,4%)	2,76 \pm 0,97	0,90 – 4,50	2,50	35,1%
	Arapemã	32 (11,5%)	1,68 \pm 0,86	0,40 – 3,87	1,60	51,2%
	Ituqui	45 (16,1%)	2,96 \pm 1,73	0,57 – 6,93	2,69	58,3%
Planalto	Bom Jardim	46 (16,5%)	2,79 \pm 2,82	0,03 – 14,94	1,94	101,1%
	Tiningú	52 (18,6%)	2,13 \pm 1,47	0,46 – 8,06	1,73	69,2%
	Murumuru	57 (20,4%)	1,45 \pm 0,97	0,26 – 4,98	1,36	66,8%
	Murumurutuba	18 (6,5%)	1,16 \pm 0,78	0,44 – 3,79	0,93	67,7%

Legenda: N= número da amostra; HgT= mercúrio total; DP= desvio padrão; Intervalo (valores mínimo e máximo); CV= coeficiente de variação.

Fonte: dados da pesquisa

As comunidades de várzea apresentaram menor variação entre os valores de HgT capilar, apresentando um coeficiente de variação de 57% contra 94% das comunidades de planalto. Entre as comunidades de planalto houve maior ocorrência de níveis de Hg abaixo de 2 µg/g, com 65,9% (114) da amostra, contra 41,5% (44) das comunidades de várzea, porém contendo também as duas amostras com valores acima de 10 µg/g. Na comparação dos valores de HgT, identificou-se uma diferença estatisticamente significativa dos valores médios entre as comunidades ($p=0,011$), conforme observado no gráfico 1.



Nota: valores descritos em médias e desvio padrão; diferença estatística das comunidades; $p < 0,05$.

Gráfico 1: Comparação das concentrações de mercúrio entre as comunidades de várzea e planalto

A maioria das crianças das comunidades pesquisadas apresentou idades que variavam entre 5 a 11 anos, sendo analisada uma amostra de cabelo de uma criança com 41 meses, por solicitação dos pais, e usado esse valor apenas para análise de Hg na comunidade, a distribuição entre os sexos e idade das crianças, não participando dos testes motores e exames adicionais.

Na análise da relação entre os valores de HgT entre as crianças das comunidades (média 2,19 µg/g \pm 1,72) com as idades, em meses, (média 110,40 \pm 22,16) foi identificada uma correlação estatisticamente significativa ($p=0,010$). A correlação ($\text{corr}(r) = 15,5\%$) por ser positiva indica que quanto maior a idade, maiores

os valores de mercúrio, conforme observado no gráfico 2. No entanto, esta correlação é classificada como sendo Péssima na matriz de correlação.

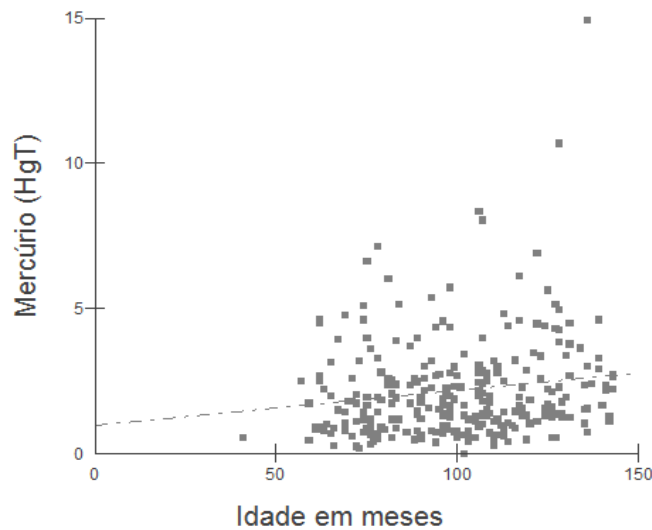
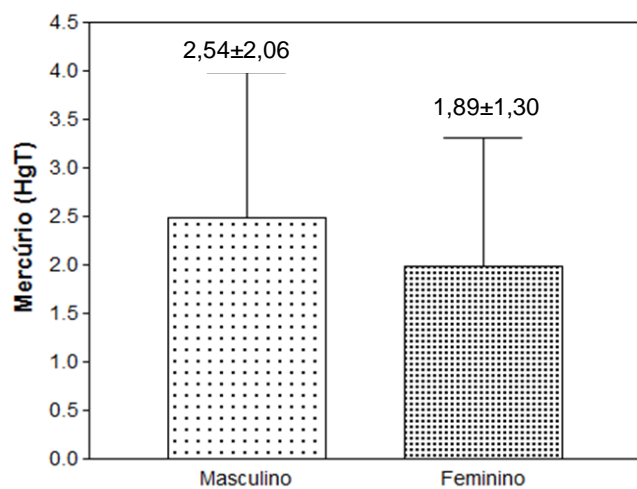


Gráfico 2: Dispersão dos valores de mercúrio em relação à idade das crianças

Houve uma maior participação de meninas quilombolas. Os meninos apresentaram duas ocorrências acima de $10 \mu\text{g/g}$ de HgT e 54,5% da amostra acima de $2 \mu\text{g/g}$, com um coeficiente de variação de 81%, e concentrações entre $0,19$ e $14,94 \mu\text{g/g}$. As meninas apresentaram um coeficiente de variação de 69%, com valores de HgT entre $0,03$ e $7,16 \mu\text{g/g}$. Identificou-se uma diferença estatisticamente significativa entre os gêneros ($p < 0,001$) (gráfico 3).



Nota: valores descritos em médias e desvio padrão; diferença estatística entre os gêneros; $p < 0,05$.

Gráfico 3: Comparação das concentrações de mercúrio entre os gêneros.

Fonte de exposição ao Hg em comunidades quilombolas

Como provável fonte de exposição ao Hg foi investigado o consumo de peixes na dieta, avaliado de acordo com a frequência de ingestão semanal de pescado, conforme a tabela 2, e as espécies de peixes. Entre os responsáveis que responderam ao inquérito sobre consumo de peixes (n=279) foi identificado uma frequência declarada de consumo por semana elevada (média de 5,57 vezes por semana \pm 1,95), com mais de 70% da amostra (71,7%) com um consumo igual ou superior a 5 refeições por semana.

Tabela 2: Frequência de ingestão de peixe nas comunidades quilombolas

Categorias	Comunidades de várzea	Comunidades de planalto
Categoria I, nenhum consumo de peixe.	-	-
Categoria II, <2 refeições de peixe/ semana.	02 (1,9%)	30 (17,3%)
Categoria III, >2-4 refeições de peixe/semana.	13 (12,3%)	34 (19,7%)
Categoria IV, >4 refeições de peixe/semana.	91 (85,8%)	109 (63,0%)
Categoria V, consumo desconhecido.	-	-

Fonte: dados da pesquisa

Na avaliação da frequência de consumo identificou-se que a totalidade dos comunitários declarou consumir peixe e nas comunidades de várzea há um maior percentual de famílias que consomem peixe acima de 4 refeições por semana.

Houve uma grande variedade de peixes consumidos declarados pelos familiares, com similaridades de espécies entre as pessoas da própria comunidade e diversidade entre as comunidades (tabela 3). As variações das espécies de peixes podem ser reflexo do período da coleta de dados, meses de novembro e dezembro para as comunidades de várzea e meses de abril, maio, setembro e início de dezembro para as comunidades de planalto.

Os peixes declarados, provavelmente, refletem o consumo mais frequente e recente. Podem também ser reflexo de que algumas comunidades são banhadas por rios de águas claras, do rio Tapajós, enquanto outras são banhadas pelo rio Amazonas, com suas águas barrentas, apresentando diferenças de composição, densidade e temperatura das suas águas.

Tabela 3: Espécies de peixes consumidas pelos comunitários

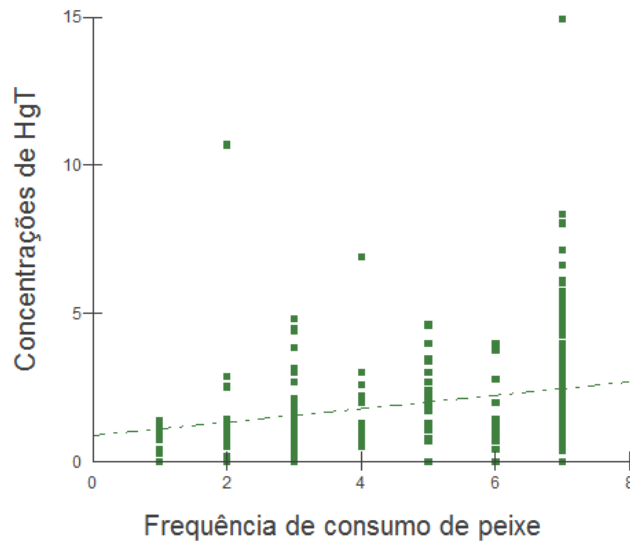
Denominações populares (<i>Nomes Científicos</i>)	Hábitos alimentares	Comunidade quilombolas	
		Áreas de várzea N (%)	Áreas de planalto N (%)
Acara (<i>Geophagus sp.</i>)	Onívoro / NC	35 (33,0%)	63 (36,4%)
Aracu (<i>Schizodon sp.</i>)	Onívoro / NC	42 (39,6%)	118 (68,2%)
Aruanã / Sulamba (<i>Osteglossum bicirrhosum</i>)	Onívoro / NC	28 (26,4%)	16 (9,2%)
Caratinga (<i>Satanoperca sp.</i>)	Onívoro / NC	-	05 (2,9%)
Charuto (<i>Hemiodus sp.</i>)	Onívoro / NC	05 (4,7%)	36 (20,8%)
Pirapitinga (<i>Piaractus brachypomus</i>)	Onívoro / NC	14 (13,2%)	11 (6,4%)
Pirarara (<i>Phractocephalus hemiliopterus</i>)	Onívoro / NC	04 (3,8%)	02 (1,2%)
Sardinha (<i>Triportheus sp.</i>)	Onívoro / NC	03 (2,8%)	-
Tambaqui (<i>Colossoma macropomum</i>)	Onívoro / NC	16 (15,1%)	32 (18,5%)
Tamuatá (<i>Hoplosternum littorale</i>)	Onívoro / NC	38 (35,8%)	21 (12,1%)
Apapá (<i>Pellona sp.</i>)	Piscívoro / C	12 (11,3%)	03 (1,7%)
Arráia (<i>Potamotrygon sp.</i>)	Piscívoro / C	-	02 (1,2%)
Dourada (<i>Brachyplatistoma flavicans</i>)	Piscívoro / C	5 (4,7%)	-
Filhote ou Piraíba (<i>Brachyplatystoma sp.</i>)	Piscívoro / C	-	02 (1,2%)
Jeju (<i>Hoplerythrinus unitaeniatus</i>)	Piscívoro / C	-	02 (1,2%)
Mandi (<i>Auchenipterus sp.</i>)	Piscívoro / C	01 (0,9%)	-
Pescada (<i>Plagioscion sp.</i>)	Piscívoro / C	33 (31,1%)	16 (9,2%)
Piranha (<i>Pygocentrus sp.</i>)	Piscívoro / C	13 (12,3%)	45 (26,0%)
Pirarucu (<i>Arapaima gigas</i>)	Piscívoro / C	05 (4,7%)	15 (8,7%)
Surubim (<i>Pseudoplatystoma sp.</i>)	Piscívoro / C	22 (20,7%)	56 (32,4%)
Traíra (<i>Hoplias sp.</i>)	Piscívoro / C	-	17 (9,8%)
Tucunaré (<i>Cichla sp.</i>)	Piscívoro / C	42 (39,6%)	107 (61,8%)
Bocó (<i>Colossoma macropomum</i>)	Frugívoro / NC	53 (50%)	46 (26,6%)
Pacu (<i>Mylossoma sp.</i>)	Herbívoro / NC	62 (58,5%)	154 (89,0%)
Acari (<i>Liposarcus sp.</i>)	Detritívoro / NC	78 (73,6%)	17 (9,8%)
Branquinha (<i>Curimata sp.</i>)	lilófaga-detritívoro / NC	05 (4,7%)	07 (4,0%)
Cujuba (<i>Oxydoras niger</i>)	Detritívoro / NC	01 (0,9%)	06 (3,5%)
Curimatã (<i>Prochilodus sp.</i>)	Detritívoro / NC	53 (50%)	30 (17,3%)
Jaraqui (<i>Semaprochilodus sp.</i>)	Detritívoro / NC	01 (0,9%)	14 (8,1%)
Mapará (<i>Hypophthalmus sp.</i>)	Zooplanctófaga / NC	05 (4,7%)	-

Legenda: N= número da amostra; NC=Não carnívoro; C=Carnívoro.

Fonte: dados obtidos da pesquisa.

Algumas espécies se destacaram como o Aracu (*Schizodon sp.*), o Tucunaré (*Cichla sp.*) e o Pacu (*Mylossoma sp.*), pelo elevado consumo

Não foi investigada a presença de mercúrio no pescado. Os valores obtidos de HgT das amostras capilares e a frequência de consumo de peixes declarada permitiram identificar que existe correlação entre os dados obtidos, porém com um valor de (r) 24,7%, classificada como Ruim na Matriz de Correlação (os valores foram transformados em porcentagem, apenas multiplicados por 100; $p < 0,001$), conforme observado no gráfico 4.



Nota: correlação positiva; $p < 0,05$.

Gráfico 4: Correlação das concentrações de mercúrio com a frequência de consumo de pescado.

No total, 216 familiares (77,4%) afirmaram consumir algum peixe de hábito alimentar piscívoro, 251 familiares (89,9%) consomem peixes onívoros, 238 (85,3%), herbívoros, e 153 (54,8%), detritívoros. As espécies declaradas não mostraram correlação com os valores de HgT, mesmo quando agrupados piscívoros e carnívoros e piscívoros e onívoros (tabela 4).

Tabela 4: Correlação de espécies do pescado com níveis de HgT

Mercúrio (HgT)	Piscívoro / Carnívoro	Onívoro	Herbívoro	Detritívoro	Piscívoro + Onívoro
Corr (r)	-2,9%	-0,1%	-8,5%	-0,6%	-2,0%
p-valor	0,629	0,993	0,156	0,925	0,746

Legenda: Corr (correlação, expressa em percentual).

Fonte: dados da pesquisa

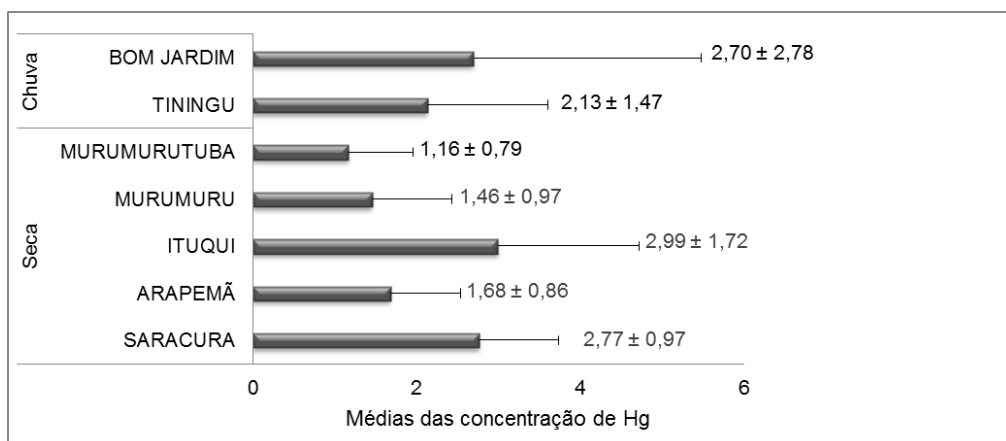
O agrupamento se justifica pela reconhecida presença de Hg nas espécies carnívoras e piscívoras, além do fato que alguns estudos os classificam muitas

vezes como carnívoros ou como piscívoros (BRABO *et al.*, 1999; PASSOS *et al.*, 2008). E as espécies onívoras são as que mostram maior acumulação de Hg entre os peixes não carnívoros

A sazonalidade e as concentrações de mercúrio

A sazonalidade na bacia amazônica é marcada pela pluviosidade e pela alteração do nível dos rios, com diferenças entre o período chuvoso e o de estiagem, dependendo da área. Na região de Santarém, nas imediações do rio Tapajós, pode ocorrer em certos anos que durante agosto a setembro não chova nada. As coletas nas comunidades ocorreram de acordo com a autorização dos comunitários, respeitando o calendário de atividades específicas das comunidades, como as reuniões, festas e disponibilidade do ACS, importante elo de comunicação com as famílias.

Dessa forma, as atividades nas comunidades de Arapemã, Saracura, Ituqui, Murumuru e Murumurutuba ocorreram entre os meses de setembro e dezembro, período considerado de águas baixas, de estiagem. Apenas nas comunidades de Bom Jardim e Tiningú as coletas ocorreram no período de chuvas, nos meses de abril e maio. As médias das concentrações de Hg podem ser observadas na figura 3.



Nota: 98 amostras de Hg coletadas no período de chuvas e 181 no período de águas baixas.

Figura 3: Médias das concentrações de Hg por períodos de seca e chuva

Após a identificação que a distribuição dos valores de Hg não se aproximou de uma distribuição Normal, tanto nas amostras do período de seca, quanto no período de chuvas, constatou-se através do teste de Mann-Whitney que a sazonalidade não influenciou nas concentrações do metal (p-valor=0,454).

Desenvolvimento motor e sua relação com a exposição ao mercúrio

A investigação do desenvolvimento realizada pela EDM foi realizada em 274 crianças, total da amostra em que foram realizados todos os exames. Constatou-se que a maioria das crianças (83,6%) apresenta um desenvolvimento classificado como *normal*, quando considerado o Quociente Motor Geral (QMG). Nas comunidades de várzea houve uma menor participação das crianças, 37,6% da amostra (tabela 5).

Tabela 5: Resultados da escala de desenvolvimento motor nas comunidades de várzea

Estatística	QMG	QM1	QM2	QM3	QM4	QM5	QM6	
Saracura	Média ± DP	90,14 ± 12,38	95,47 ± 21,13	103,82 ± 22,54	101,98 ± 20,64	79,86 ± 20,09	78,47 ± 16,99	79,14 ± 22,32
	Mínimo	66,67	72,29	74,07	43,37	48	51,72	46,88
	Máximo	122,89	169,01	159,04	138,46	108	130,12	123,71
	Muito superior / Superior	3,4%	20,7%	24,1%	13,8%	3,4%	3,4%	6,9%
	Normal	75,9%	65,5%	65,5%	75,9%	55,2%	48,3%	37,9%
	Inferior / Muito inferior	20,7%	13,8%	10,4%	10,3%	41,4%	48,3%	55,2%
	N	29						
Arapemã	Média ± DP	90,66 ± 12,02	96,66 ± 14,92	102,69 ± 19,18	108,03 ± 16,72	87,68 ± 18,84	80,67 ± 18,67	76,12 ± 19,35
	Mínimo	66,10	55,93	72	83,08	50,85	42,11	28,13
	Máximo	114,30	126,32	154,29	173,68	122,45	110,09	124,53
	Muito superior / Superior	-	6,2%	21,9%	15,6%	6,2%	-	3,1%
	Normal	81,3%	81,3%	68,7%	84,4%	56,3%	50%	43,8%
	Inferior / Muito inferior	18,7%	12,5%	9,4%	-	37,5%	50%	53,1%
	N	32						
Ituqui	Média ± DP	89,16 ± 8,94	94,90 ± 14,02	95,23 ± 14,53	107,22 ± 17,76	85,16 ± 16,22	79,01 ± 18,06	73,42 ± 15,41
	Mínimo	64,52	64,52	64,52	75	51,61	35,82	49,18
	Máximo	112,00	126,61	144	153,66	124,53	120	104,76
	Muito superior / Superior	-	4,5%	4,5%	25%	4,5%	2,3%	-
	Normal	86,4%	84,1%	81,8%	72,7%	54,6%	50%	36,4%
	Inferior / Muito inferior	13,6%	11,4%	13,7%	2,3%	40,9%	47,7%	63,6%
	N	44						

Legenda: N= número de participantes; QMG= Quociente Motor Geral; QM1= Quociente da Motricidade Fina; QM2= Quociente da Motricidade Global; QM3= Quociente do Equilíbrio; QM4= Quociente do Esquema Corporal; QM5= Quociente da Organização Espacial; QM6= Quociente da Organização Temporal.

Fonte: dados da pesquisa.

Nas comunidades de planalto os resultados do QMG foram similares aos resultados da várzea, com maior frequência de classificações consideradas como *normais* (tabela 6).

Tabela 6: Resultados da escala de desenvolvimento motor nas comunidades de planalto

Estadística	QMG	QM1	QM2	QM3	QM4	QM5	QM6	
Bom Jardim	Média ± DP	90,22 ± 10,79	93,71 ± 16,92	103,03 ± 18,21	106,67 ± 22,40	88,05 ± 13,89	78,74 ± 16,89	71,09 ± 18,32
	Mínimo	4,51	60	73,28	64,86	57,14	41,03	43,80
	Máximo	118,28	138,46	169,23	169,23	115,79	113,51	141,94
	Muito superior / Superior	-	4,4%	11,1%	24,4%	-	-	2,2%
	Normal	86,7%	75,6%	82,2%	66,7%	75,6%	44,4%	24,5%
	Inferior / Muito inferior	13,3%	20%	6,7%	8,9%	24,4%	55,6%	73,3%
	N	45						
Tiningú	Média ± DP	93,46 ± 12,73	96,09 ± 19,59	110,77 ± 22,53	109,44 ± 26,82	86,70 ± 13,78	72,48 ± 18,47	85,28 ± 25,63
	Mínimo	69,92	67,61	69,09	60,76	58,54	43,37	51,06
	Máximo	126,32	152,38	160,98	189,47	121,21	126,32	154,84
	Muito superior / Superior	3,9%	17,7%	33,4%	31,4%	2,0%	2,0%	11,8%
	Normal	84,3%	58,8%	58,8%	58,8%	70,6%	31,3%	39,2%
	Inferior / Muito inferior	11,8%	23,5%	7,8%	9,8%	27,4%	66,7%	49,0%
	N	51						
Murumuru	Média ± DP	89,64 ± 8,97	97,99 ± 16,43	105,04 ± 16,40	97,53 ± 19,72	81,62 ± 15,95	78,05 ± 17,66	77,63 ± 16,76
	Mínimo	72,46	71,19	68,18	67,29	55,81	40,68	47,37
	Máximo	113,89	156,52	150	167,09	136,36	116,67	120
	Muito superior / Superior	-	7,3%	18,2%	12,7%	5,5%	-	1,8%
	Normal	83,6%	81,8%	78,2%	69,1%	41,8%	47,3%	40,0%
	Inferior / Muito inferior	16,4%	10,9%	3,6%	18,2%	52,7%	52,7%	58,2%
	N	55						
Murumurutuba	Média ± DP	96,10 ± 12,32	95,72 ± 19,98	109,88 ± 24,71	113,59 ± 34,67	93,84 ± 14,80	81,30 ± 15,89	82,27 ± 17,27
	Mínimo	78,87	58,06	84,51	72	64,12	50,42	60,50
	Máximo	122,95	147,69	177,05	216,39	120	108	135,48
	Muito superior / Superior	11,1%	5,6%	22,2%	27,8%	5,6%	-	5,6%
	Normal	83,3%	77,8%	77,8%	61,1%	83,3%	61,1%	55,5%
	Inferior / Muito inferior	5,6%	16,6%	-	11,1%	11,1%	38,9%	38,9%
	N	18						

Legenda: N= número de participantes; QMG= Quociente Motor Geral; QM1= Quociente da Motricidade Fina; QM2= Quociente da Motricidade Global; QM3= Quociente do Equilíbrio; QM4= Quociente do Esquema Corporal; QM5= Quociente da Organização Espacial; QM6= Quociente da Organização Temporal.

Fonte: dados da pesquisa.

Para investigar se havia relação entre os valores de HgT capilar com o desenvolvimento motor das crianças foram admitidos dois grupos: um grupo denominado de **pesquisa**, que incluiu todas os participantes com valores de HgT acima de 2 µg/g, composto por 120 crianças; e um grupo denominado **controle**, no qual fizeram parte todas as crianças com valores abaixo de 2 µg/g, totalizando 154 crianças.

As médias da EDM, que são dadas pelo quociente motor geral (QMG), do grupo controle e do grupo pesquisa foram próximas, ambas caracterizadas como *normais, médio e baixo*, respectivamente, não refletindo individualmente a classificação das crianças. Não foi constatada diferença média estatisticamente significativa entre os grupos para a EDM, ou seja, os grupos são estatisticamente iguais (tabela 7).

Tabela 7: Relação entre os resultados do quociente motor geral e os grupos

Grupos	Média	Mediana	DP	CV	Min	Max	N	IC	P-valor
Controle	91,7	90,8	10,3	11%	66,1	123,0	154	1,6	0,181
Pesquisa	89,9	89,2	12,0	13%	64,5	126,3	120	2,1	

Legenda: N= número de participantes; DP= desvio padrão; CV= coeficiente de variação; IC= intervalo de confiança.

Fonte: dados da pesquisa

Os resultados do QMG variaram nos grupos, ocorrendo classificações de desenvolvimento motor consideradas baixas, como *muito inferiores*, mas também ótimas, como resultados *superiores* (tabela 8).

Tabela 8: Comparação de grupos para classificação geral da escala de desenvolvimento motor

Classificação EDM	Controle		Pesquisa		p-valor
	N	%	N	%	
Muito inferior	2	1,3%	4	3,3%	0,25
Inferior	17	11,0%	17	14,2%	0,44
Normal baixo	49	31,8%	41	34,2%	0,59
Normal médio	77	50,0%	49	40,8%	0,10
Normal alto	7	4,6%	6	5,0%	0,86
Superior	2	1,3%	3	2,5%	0,46

Legenda: N= total de participantes

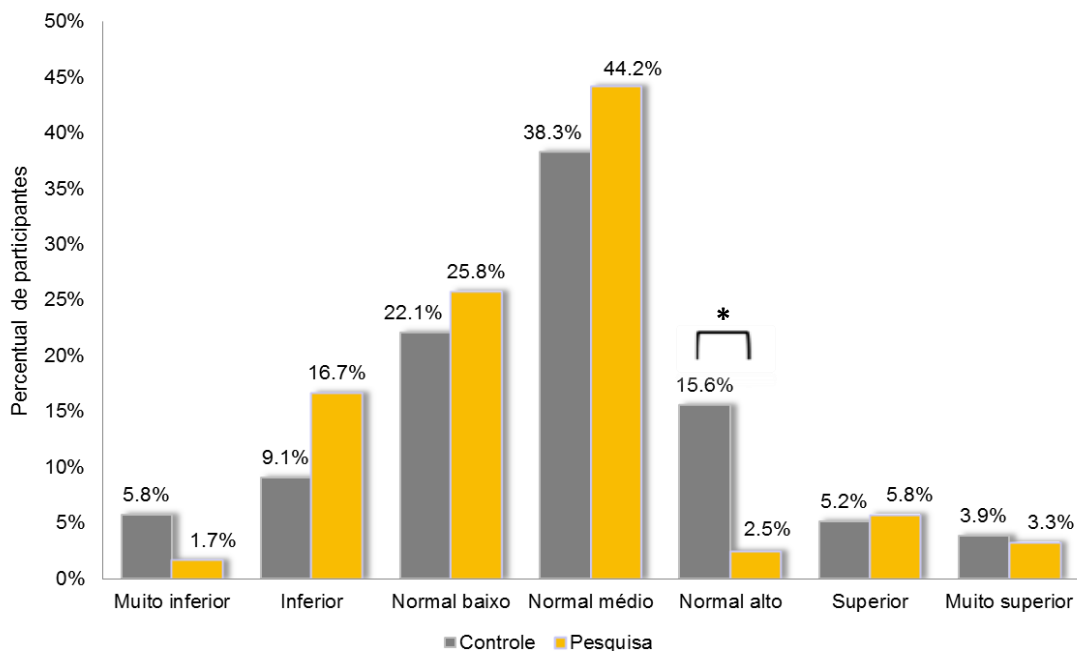
Fonte: dados da pesquisa

Quando investigada a relação das classificações do QMG obtidas pelos grupos controle e pesquisa, através do teste de igualdade de duas proporções, foi identificado que não existe diferença estatisticamente significativa.

As 6 áreas da motricidade avaliadas pela EDM foram investigadas, tanto no grupo controle quanto no grupo pesquisa. Foi identificado que, em todas as comunidades, as crianças apresentaram os piores escores na organização temporal e organização espacial, e no equilíbrio, um dos melhores desempenhos.

Para investigar a relação entre as áreas da motricidade e os níveis de HgT foi utilizado o teste de igualdade de duas proporções. As áreas foram investigadas de acordo com a ordem a seguir: motricidade fina; motricidade global; equilíbrio; esquema corporal; organização espacial; e organização temporal.

Na avaliação das classificações dos resultados obtidos dos testes de motricidade fina (QM1) houve uma maior frequência de resultados *normais*, *médios* e *baixos*, nos grupos controle e pesquisa. Houve também uma menor frequência de resultados *muito inferior* e *muito superior* (gráfico 5).



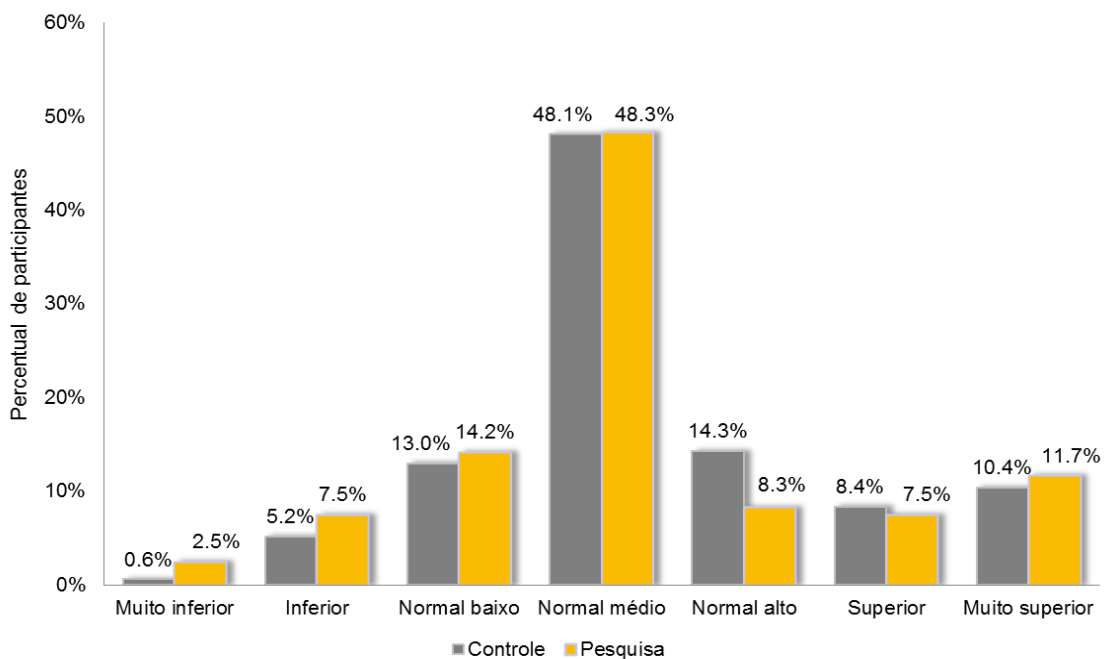
Legenda: *diferença estatística na classificação do resultado entre os grupos ($p < 0,05$)

Gráfico 5: Descrição dos resultados dos testes de motricidade fina entre os grupos

Identificou-se que na classificação *normal alto* o grupo controle apresentou significativamente maiores proporções de resultados que o grupo pesquisa, considerado exposto ao Hg ($p < 0,001$). Nos restantes das classificações dos resultados da motricidade fina não foram observadas diferenças estatísticas entre os

grupos, com $p > 0,05$: muito inferior ($p = 0,081$); inferior ($p = 0,059$); normal baixo ($p = 0,468$); normal médio ($p = 0,328$); superior ($p = 0,818$); muito superior ($p = 0,805$).

Na avaliação da motricidade global (QM2) foi identificada uma maior frequência de desempenhos *normais médios* entre os grupos controle e pesquisa, além de baixas frequências nos resultados *inferior* e *muito inferior*. Mais de 70% da amostra com resultados considerados normais (gráfico 6).

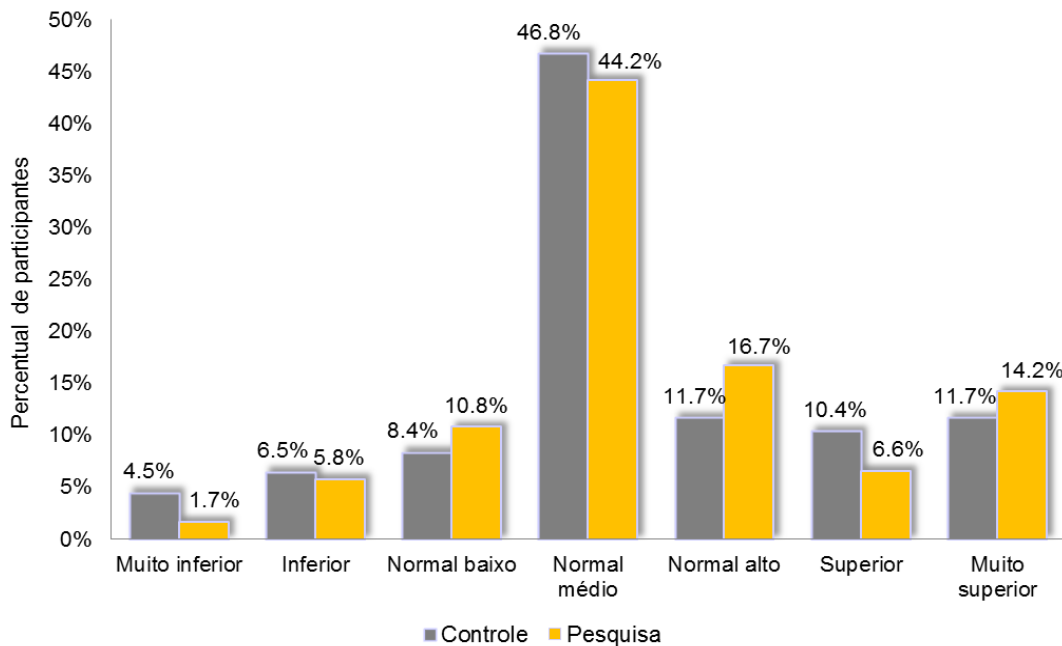


Legenda: sem diferenças estatísticas nas classificações entre os grupos ($p > 0,05$)

Gráfico 6: Descrição dos resultados dos testes de motricidade global entre os grupos

Na comparação dos grupos controle e pesquisa para os resultados de QM2 foi identificado que não há diferença estatisticamente significativa entre os grupos em nenhum dos resultados obtidos, com $p > 0,05$: muito inferior ($p = 0,205$); inferior ($p = 0,433$); normal baixo ($p = 0,777$); normal médio ($p = 0,963$); normal alto ($p = 0,128$); superior ($p = 0,776$); muito superior ($p = 0,737$).

Na avaliação dos testes de equilíbrio (QM3) foi identificado um elevado percentual de resultados *normais médios* entre os dois grupos, mais de 60% da amostra, e as menores ocorrências de resultados *inferiores* e *muito inferiores*, conforme se observa no gráfico 7.

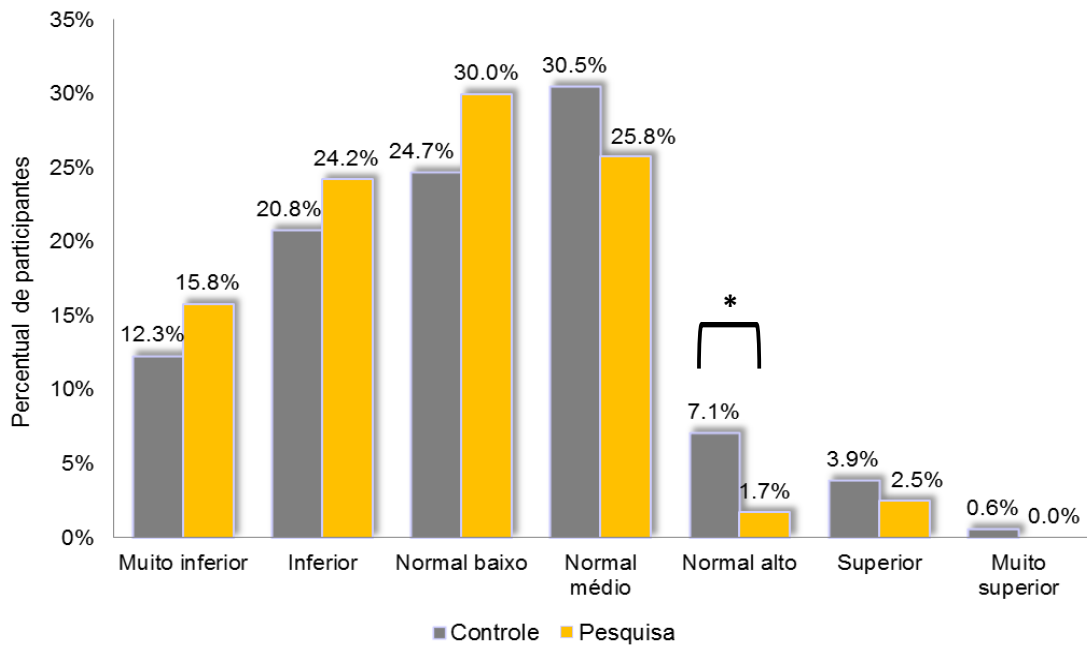


Legenda: sem diferenças estatísticas nas classificações entre os grupos ($p > 0,05$)

Gráfico 7: Descrição dos resultados dos testes de equilíbrio entre os grupos

Na comparação dos grupos controle e pesquisa para os resultados de QM3, através do teste de igualdade de duas proporções, foi identificado que não há diferenças estatísticas significantes entre os grupos em nenhum dos resultados obtidos, com $p > 0,05$: muito inferior ($p = 0,185$); inferior ($p = 0,822$); normal baixo ($p = 0,503$); normal médio ($p = 0,670$); normal alto ($p = 0,237$); superior ($p = 0,279$); muito superior ($p = 0,542$).

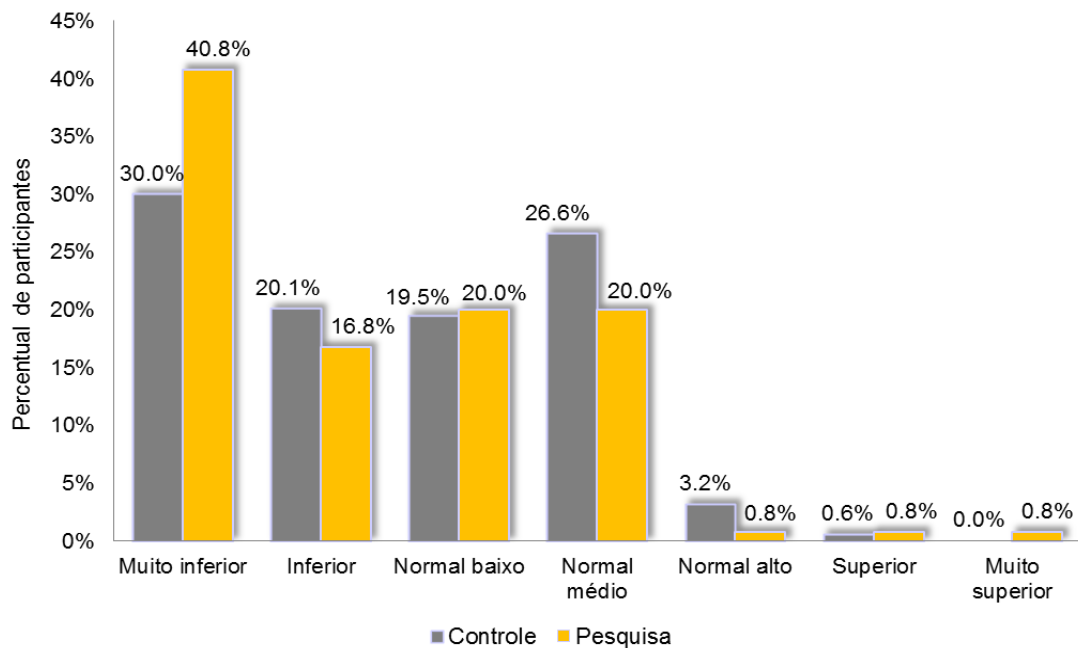
Na avaliação do esquema corporal (QM4) foi identificada uma maior frequência de resultados *normais*, *médios* e *baixos*, seguido de resultados *inferiores* e *muito inferiores* em ambos os grupos. Na comparação dos grupos controle e pesquisa para a distribuição dos resultados de QM4 foi identificado que há diferença estatisticamente significante entre os grupos apenas no resultado *normal alto*, com o grupo controle apresentando maior frequência de resultados que o grupo de crianças consideradas expostas ao Hg ($p = 0,034$), conforme se observa no gráfico 8. Na comparação dos outros resultados entre os grupos não foram observadas diferenças estatísticas, com $p > 0,05$: muito inferior ($p = 0,406$); inferior ($p = 0,504$); normal baixo ($p = 0,325$); normal médio ($p = 0,394$); superior ($p = 0,520$); muito superior ($p = 0,377$).



Legenda: * diferença estatística na classificação *normal alto* entre os grupos ($p < 0,05$)

Gráfico 8: Descrição dos resultados dos testes de esquema corporal entre os grupos.

Na avaliação da organização espacial (QM5) os dois grupos apresentaram uma distribuição mais frequente nos resultados *muito inferior* e *inferior* (gráfico 9).

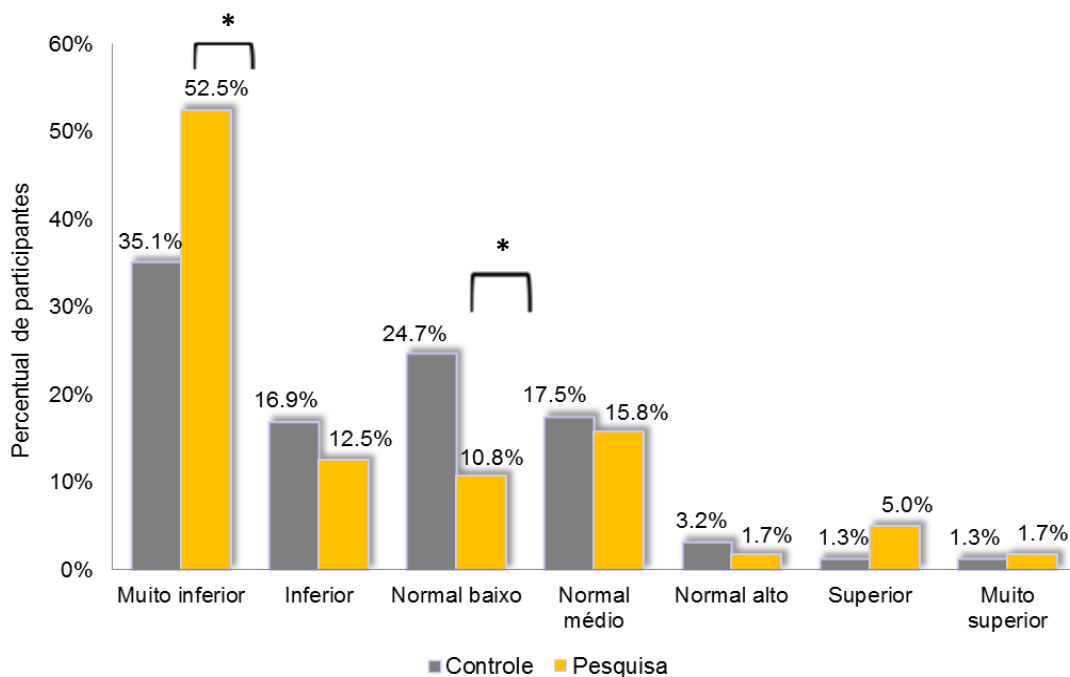


Legenda: sem diferenças estatísticas nas classificações entre os grupos ($p > 0,05$)

Gráfico 9: Descrição dos resultados dos testes de organização espacial entre os grupos

Na comparação dos grupos controle e pesquisa para os resultados de QM5 não foram identificadas diferenças estatísticas entre os grupos em nenhum dos resultados obtidos, com $p > 0,05$: muito inferior ($p = 0,059$); inferior ($p = 0,465$); normal baixo ($p = 0,915$); normal médio ($p = 0,201$); normal alto ($p = 0,176$); superior ($p = 0,859$); muito superior ($p = 0,256$).

Na avaliação da organização temporal (QM6) foram identificadas elevadas frequências de resultados *muito inferiores* e baixas frequências de resultados *superior*, *muito superior* e *normal alto*, evidenciando um baixo desempenho nos testes em ambos os grupos, mas com frequências diferentes entre as crianças consideradas expostas e o grupo controle. O grupo pesquisa apresentou maior frequência de resultado *muito inferior*. O grupo controle apresentou maiores frequências de resultados normais, sendo mais evidente no resultado *normal baixo* (gráfico 10).



Legenda: * diferenças estatísticas nas classificações entre os grupos ($p > 0,05$)

Gráfico 10: Descrição dos resultados dos testes de organização temporal entre os grupos

Na comparação dos resultados entre os grupos controle e pesquisa foram identificadas diferenças estatisticamente significativas entre os grupos nas classificações de *muito inferior* ($p = 0,004$) e *normal baixo* ($p = 0,003$). Na comparação

da distribuição dos outros resultados entre os grupos não foram observadas diferenças estatísticas: inferior ($p=0,313$); normal médio ($p=0,709$); normal alto ($p=0,411$); superior ($p=0,071$); muito superior ($p=0,801$).

Medidas antropométricas e sua relação com o desenvolvimento motor

Além da aquisição de habilidades motoras, um importante componente do desenvolvimento infantil está relacionado ao ganho ponderoestatural esperado para a idade, sendo necessário para caracterizar o perfil nutricional. Entre as crianças quilombolas que realizaram as medidas antropométricas foi identificada uma maior participação de meninas (55,9%) e de moradores das comunidades de planalto (63,4%).

Das 275 crianças que foram pesadas, apenas 213 foram avaliadas usando como referência o escore-z de peso para idade (P/I), uma vez que 61 encontravam-se acima dos 10 anos de idade, e a partir dessa idade não há avaliação do peso pela OMS (2007). Identificou-se uma baixa ocorrência de peso elevado (1,4%), assim como de peso muito baixo (2,4%), considerando todas as comunidades, e maior ocorrência de peso adequado, em 89,7% da amostra (tabela 9).

Tabela 9: Distribuição dos resultados de peso nas comunidades quilombolas

Índices antropométricos	Gênero feminino	Gênero masculino	Comunidades de várzea	Comunidades de planalto
Peso para idade				
Peso muito baixo	02 (1,7%)	03 (3,2%)	04 (5,1%)	01 (0,7%)
Peso baixo	10 (8,4%)	04 (4,3%)	07 (9,0%)	07 (5,2%)
Peso adequado	107 (89,9%)	84 (89,3%)	65 (83,3%)	126 (93,4%)
Peso elevado	-	03 (3,2%)	02 (2,6%)	01 (0,7%)
N = 213*	119	94	78	135

Legenda: N= número de participantes; P/I =peso para a idade.

Fonte: dados da pesquisa

Quando investigados os resultados de peso para idade entre os grupos de crianças com exposição acima do limite de normalidade de Hg e abaixo do limite, concluiu-se que não existe diferença estatisticamente significativa entre os grupos, conforme observado na tabela 10.

Tabela 10: Resultados de peso entre os grupos controle e pesquisa

Peso para idade	Controle		Estudo		p-valor
	N	%	N	%	
Adequado	115	89,8%	76	89,4%	0,919
Baixo	8	6,3%	6	7,1%	0,816
Elevado	3	2,3%	0	0,0%	0,155
Muito baixo	2	1,6%	3	3,5%	0,353

Legenda: N= número de participantes

Fonte: dados da pesquisa

A avaliação da relação da classificação do peso com o desenvolvimento motor, entre os grupos controle e pesquisa, foi realizado em 212 crianças. Foram excluídos dessa análise todos os participantes com idades acima de 10 anos e um menino que não completou a EDM, inviabilizando a análise do seu resultado. Identificaram-se melhores médias da EDM entre as crianças com peso adequado para idade em ambos os grupos, assim com as médias menores da EDM entre as crianças com peso muito baixo. Identificou-se que existe diferença média estatisticamente significativa da EDM para resultado de peso para idade no grupo pesquisa ($p=0,012$), conforme se observa na tabela 11.

Tabela 11: Relação do desenvolvimento motor com as classificações do peso entre os grupos

Peso para idade	Média	Mediana	DP	CV	Min	Max	N	IC	P-valor	
Controle	Adequado	93,2	93,8	10,2	11%	66,1	123,0	115	1,9	0,210
	Baixo	87,5	84,1	11,7	13%	74,6	109,5	8	8,1	
	Elevado	91,7	84,9	17,9	20%	78,2	112,0	3	20,3	
	Muito baixo	81,3	81,3	13,1	16%	72,0	90,5	2	18,1	
Pesquisa	Adequado	94,2	93,5	11,9	13%	73,0	126,3	75	2,7	0,012
	Baixo	87,1	91,4	11,3	13%	66,7	96,8	6	9,0	
	Elevado	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Muito baixo	74,8	72,0	12,0	16%	64,5	88,0	3	13,6	

Legenda: DP= desvio padrão; CV= coeficiente de variação; N= número da amostra; IC= intervalo de confiança.

Fonte: dados da pesquisa

Na análise de peso para idade, como se obteve três níveis de resposta, utilizou-se a comparação múltipla de Tukey para comparar os níveis aos pares e determinar com precisão entre quais níveis ocorreu a diferença. Assim, a diferença

ocorreu entre peso adequado com média de 94,2 da EDM e peso muito baixo com média de 74,8 da EDM ($p=0,018$), com as crianças expostas ao mercúrio, com peso muito baixo apresentando as menores médias da escala de desenvolvimento.

Na avaliação da estatura para a idade (E/I), realizado em 275 crianças, foi encontrada estatura abaixo do esperado em 11,3% da amostra e uma maior participação das comunidades quilombolas de planalto na amostra (tabela 12).

Tabela 12: Distribuição dos resultados da estatura nas comunidades quilombolas

Índices antropométricos	Gênero Feminino	Gênero Masculino	Comunidades de várzea	Comunidades de planalto
Baixa estatura*	18 (12,0%)	13 (10,4%)	13 (12,3%)	18 (10,7%)
E/I Estatura adequada	132 (88,0%)	112 (89,6%)	93 (87,7%)	151 (89,3%)
N = 275	150	125	106	169

Legenda: N= número de participantes; E/I=estatura para a idade.

Nota: * baixa e muito baixa estatura agrupadas, em decorrência da baixa ocorrência.

Fonte: dados da pesquisa

Na comparação dos resultados da estatura para a idade entre os grupos controle e pesquisa identificou-se que os grupos são similares, não ocorrendo influência do Hg para a altura (tabela 13).

Tabela 13: Comparação dos grupos para classificação da estatura para a idade

Altura para idade	Controle		Estudo		p-valor
	N	%	N	%	
Adequada	137	89,0%	107	88,4%	0,890
Baixa	17	11,0%	14	11,6%	

Legenda: N= número de participantes

Nota: * baixa e muito baixa estatura agrupadas, em decorrência da baixa ocorrência.

Fonte: dados da pesquisa

A avaliação da relação da estatura/altura para idade com o desenvolvimento motor entre os grupos controle e pesquisa foi realizado em 274 crianças, uma vez que um menino que não completou a EDM, inviabilizando a análise do seu resultado. Identificaram-se melhores médias da EDM entre as crianças com altura adequada para idade em ambos os grupos. Identificou-se que existe diferença média estatisticamente significativa da EDM para resultados de estatura para idade no grupo de crianças consideradas expostas ($p\text{-valor}=0,001$), com a baixa estatura associada aos piores resultados da EDM (tabela 14).

Tabela 14: Comparação da classificação da estatura para o desenvolvimento motor por grupo

EDM	Classificação da altura Controle		Classificação da altura Pesquisa	
	Adequada	Baixa*	Adequada	Baixa*
Média	92,2	88,0	91,4	79,7
Mediana	91,4	90,5	90,6	80,2
Desvio padrão	10,0	12,3	11,7	8,8
CV	11%	14%	13%	11%
Min	66,1	69,5	68,8	64,5
Max	123,0	110,0	126,3	93,3
N	137	17	105	13
IC	1,7	5,8	2,2	4,8
p-valor	0,118		0,001	

Legenda: CV= coeficiente de variação; N= número da amostra; IC= intervalo de confiança.

Nota: * baixa e muito baixa estatura agrupadas, em decorrência da baixa ocorrência.

Fonte: dados da pesquisa

A avaliação do índice de massa corporal para idade (IMC/I) foi realizada em 275 crianças. Identificou-se uma maior frequência de resultados adequados/eutróficos e menores frequências de magreza extrema e obesidade entre as crianças quilombolas, sendo o maior percentual de obesidade observado no sexo masculino. Em nenhum dos grupos houve casos de obesidade grave (tabela 15).

Tabela 15: Distribuição do índice de massa corporal nas comunidades quilombolas

Índices antropométricos	Gênero		Comunidades de várzea	Comunidades de planalto
	Feminino	masculino		
Magreza extrema	01 (0,7%)	02 (1,6%)	01 (0,9%)	02 (1,2%)
Magreza	08 (5,3%)	06 (4,8%)	04 (3,8%)	10 (5,9%)
IMC/I Adequado	127 (84,6%)	99 (79,2%)	89 (84,8%)	137 (80,5%)
Sobrepeso	13 (8,7%)	14 (11,2%)	08 (7,6%)	19 (11,2%)
Obesidade	01 (0,7%)	04 (3,2%)	03 (2,9%)	02 (1,2%)
N= 275	150	125	105	170

Legenda: N= número de participantes; IMC/I =índice de massa corporal para idade

Fonte: dados da pesquisa

Em 10 crianças com IMC/I classificados como adequados (4,4%) foi identificado que apresentavam baixo ou muito baixo P/I e baixa E/I, pois o IMC/I considera a proporção do peso corporal com a altura. E em 9 participantes com baixa estatura e IMC/I adequado não foi possível investigar se o peso estava adequado, pois as crianças tinham acima de 10 anos, não havendo classificação do P/I.

A avaliação da relação dos resultados do IMC com os grupos controle e pesquisa foi realizado em 274 crianças, conforme observado na tabela 16.

Tabela 16: Comparação dos grupos para classificação do índice de massa corporal

IMC para idade	Controle		Pesquisa		p-valor
	N	%	N	%	
Adequado/eutrófico	129	83,8%	96	80%	0,439
Magreza	7	4,6%	7	5,8%	0,642
Magreza extrema	1	0,6%	2	1,7%	0,426
Obesidade	4	2,6%	1	0,8%	0,275
Sobrepeso	13	8,4%	14	11,7%	0,387

Legenda: N= número de participantes; IMC= índice de massa corporal

Fonte: dados da pesquisa

Não foi identificada diferença estatisticamente significativa entre os grupos na comparação dos resultados do IMC/I, sem influência dos valores de Hg nos resultados ($p > 0,05$).

Na avaliação da relação dos resultados de IMC para idade entre os grupos com valores de Hg abaixo e acima do LN e o desenvolvimento motor identificou-se melhores médias da EDM entre as crianças classificadas como magras, em ambos os grupos (tabela 17).

Tabela 17: Relação do desenvolvimento motor com IMC entre os grupos

IMC para idade	Média da EDM	Mediana	DP	CV	Min	Max	N	IC	p-valor	
Controle	Adequado	91,6	90,6	10,4	11%	66,1	123,0	129	1,8	
	Magreza	97,0	97,4	7,2	7%	86,5	109,3	7	5,3	
	Magreza extrema	82,8	82,8	- x -	- x -	82,8	82,8	1	- x -	0,375
	Obesidade	96,3	97,4	17,2	18%	78,2	112,0	4	16,9	
	Sobrepeso	89,1	91,4	8,1	9%	72,5	102,6	13	4,4	
Pesquisa	Adequado	90,5	90,3	12,2	14%	64,5	126,3	96	2,5	
	Magreza	91,5	87,9	12,8	14%	74,6	116,1	7	9,5	
	Magreza extrema	84,8	84,8	4,5	5%	81,6	88,0	2	6,2	0,852
	Obesidade	83,3	83,3	- x -	- x -	83,3	83,3	1	- x -	
	Sobrepeso	87,9	87,3	11,3	13%	74,0	118,3	14	5,9	

Legenda: DP= desvio padrão; CV= coeficiente de variação; N= número da amostra; IC= intervalo de confiança.

Fonte: dados da pesquisa

Não foi identificada diferença média estatisticamente significativa da EDM para os resultados de IMC entre os grupos controle e pesquisa ($p>0,05$).

Ocorrência de parasitas intestinais e o desenvolvimento motor

Foram também investigadas outras condições relativas à saúde dos participantes, como prováveis interferentes no desenvolvimento motor. A investigação das parasitoses é necessária, pois podem contribuir para a ocorrência de anemia e conseqüente atraso no desenvolvimento infantil (BRITO *et al.*, 2003). Participaram da análise de ocorrência de parasitas intestinais 255 crianças, 107 de áreas de várzea e 148 de região de planalto. Houve uma perda de 6,9% da amostra, por problemas no transporte das amostras e por ausência de amostra por parte da criança.

Foi identificado uma elevada ocorrência de parasitas intestinais, com 54,5% das crianças apresentando 1 ou mais de 1 parasita (tabela 18). 57,5% das amostras de áreas de planalto positivas para parasitas são do sexo masculino e em várzea a maior frequência ocorreu no sexo feminino, com 55,9%.

Tabela 18: Ocorrência de enteroparasitismo nas crianças quilombolas

Infecção parasitária	Comunidades de várzea		Comunidades de planalto	
	N	%	N	%
Monoparasitismo				
Protozoários	30	53,6	58	69,9
Helmintos	04	7,1	02	2,4
Poliparasitismo				
Protozoário + protozoário (*)	19	33,9	16	19,3
Protozoário + helmintos (*)	02	3,6	06	7,2
Helmintos + helmintos (*)	01	1,8	01	1,2
Total	56		83	

Legenda: (*) presença de 2 ou mais parasitas; N= número de portadores

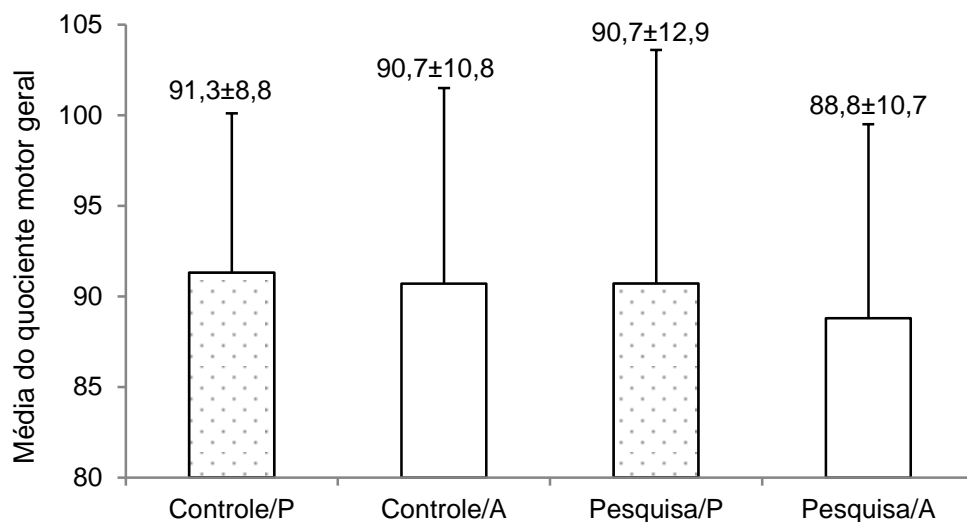
Fonte: dados da pesquisa

As amostras de comunidades de várzea mostraram uma baixa ocorrência de helmintos, em apenas 12,5%. As espécies encontradas foram *Ascaris lumbricoides*, ancilostomídeos e *Trichuris trichiura*. Entre as 51 amostras positivas para protozoários, a espécie mais frequente foi *Entamoeba coli* (56,9%), seguida pela

Entamoeba histolytica (37,2%), *Giardia lamblia* (27,4%), *Iodamoeba bütschlii* (15,7%), *Endolimax nana* (3,9%) e *Blastotocystis hominis* (2,0%).

A proporção de helmintos nas comunidades de terra firme também foi pequena (11,2%) e as espécies encontradas foram ancilostomídeos, *Ascaris lumbricoides* e *Enterobius vermicularis*. Entre as 80 amostras positivas para protozoários, a espécie mais frequente foi *Entamoeba coli* (71,2%), seguida pela *Iodamoeba bütschlii* (27,5%), *Entamoeba histolytica* (15%), *Giardia lamblia* (8,7%), *Blastotocystis hominis* (5%) e *Endolimax nana* (1,2%).

A avaliação da relação da ocorrência de parasitas intestinais com o desenvolvimento motor entre os grupos controle e pesquisa mostrou pouca variação. O grupo controle apresentou 69 crianças parasitadas e 69 não parasitadas. O grupo pesquisa apresentou 70 crianças parasitadas e 47 não parasitadas. A comparação estatística dos resultados das médias da EDM entre os grupos controle e pesquisa, com e sem parasitas, revelou que não existe diferença média estatisticamente significativa entre os grupos, $p=0,357$ e $p=0,260$, respectivamente, conforme se observa no gráfico 11.



Legenda: P=presença de parasitas; A= ausência de parasitas; sem diferenças estatísticas nas classificações entre os grupos ($p>0,05$)

Gráfico 11: Descrição das médias do desenvolvimento entre os grupos, com e sem parasitas.

Ocorrência de anemia e desenvolvimento motor

Entre as 271 crianças que realizaram a pesquisa para ocorrência de anemia, foram identificadas 62 crianças anêmicas, 22,9% da amostra. Houve uma maior frequência de meninas com anemia na amostra (58,1%) e de crianças de região de planalto (54,8%). A avaliação da comparação dos resultados da Hemoglobina (normal ou anemia) com o desenvolvimento motor entre os grupos controle e pesquisa revelou que as crianças anêmicas do grupo considerado exposto ao Hg tiveram as menores médias da EDM (tabela 19).

Tabela 19: Relação do desenvolvimento por grupo com e sem anemia

Resultado da Hb	Controle		Pesquisa	
	Anemia	Normal	Anemia	Normal
Média	91,0	91,9	85,2	91,3
Mediana	88,5	91,5	84,2	90,3
Desvio Padrão	12,4	9,7	10,7	12,1
CV	14%	11%	13%	13%
Min	71,2	66,1	64,5	68,8
Max	123,0	120,0	118,3	126,3
N	32	121	30	88
p-valor	0,668		0,041	

Legenda: CV= coeficiente de variação; N= número da amostra.

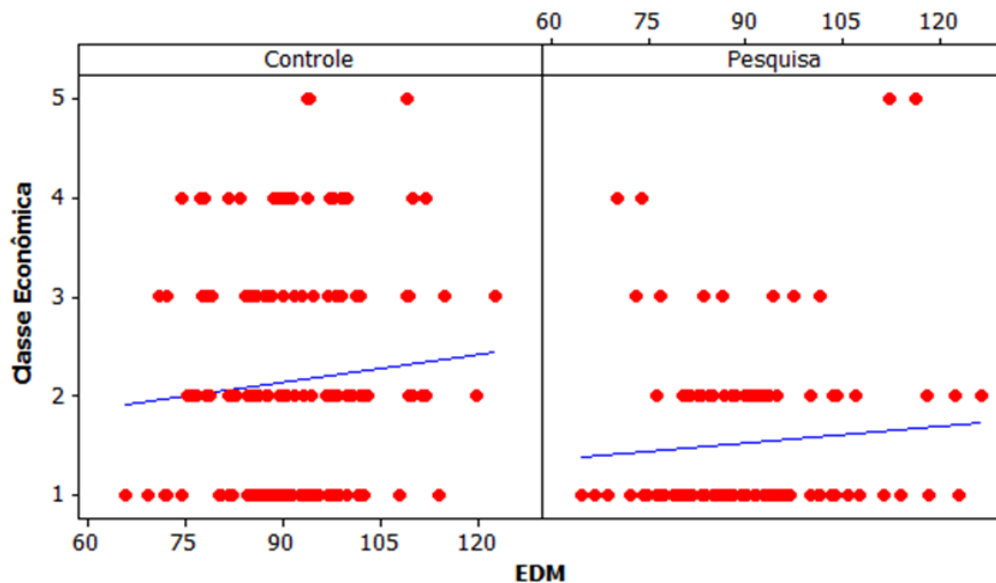
Fonte: dados da pesquisa

Foi identificada diferença média estatisticamente significativa da EDM para resultado da Hb, sempre no grupo pesquisa ($p < 0,05$).

Classificação socioeconômica e o desenvolvimento motor

A investigação da classificação socioeconômica entre as famílias participantes do estudo revelou que entre as comunidades de várzea há uma maior frequência de classe E, com 91,5% da amostra, seguido de 7,5% de classe D e 1,0% de C1. Nas comunidades de planalto as classes são divididas, de acordo com a frequência, em: classe D (45,6%); classe C2 (20,7%); classe E (18,3%); classe C1 (12,4%); e B2 (3,0%). Identificou-se que as comunidades de várzea apresentam uma maior homogeneidade socioeconômica, assim como não houve nenhuma família pertencente à classe A e B1.

Nos grupos de crianças foi investigada a relação entre a classificação socioeconômica e o desenvolvimento motor, conforme observado na figura 4.



Legenda: a classe 5 corresponde a classe socioeconômica B2, seguido de C2, C1, D e E, respectivamente; EDM corresponde aos valores da escala de desenvolvimento motor.

Figura 4: Correlação entre a classificação socioeconômica e a escala de desenvolvimento motor por grupo.

A análise dos dados mostrou que não existe correlação estatisticamente significativa entre os resultados médios da EDM e classificação socioeconômica, tanto no grupo controle ((r) 8,6% e p-valor= 0,288) quanto no grupo pesquisa ((r) 8,4% e p-valor= 0,367).

Interferentes no desenvolvimento motor

Para estabelecer a associação de risco entre as variáveis pesquisadas e o desenvolvimento motor infantil, entre as crianças quilombolas, definiu-se a prevalência de atraso de desenvolvimento da amostra, que foi de 14,6% (n=40), composta pelas classificações *inferior* e *muito inferior* da EDM. As variáveis pesquisadas foram gênero, idade (usando 9 anos como ponto de corte), classe socioeconômicas agrupada de B2 a C2 e de D a E, região proveniente, altura (agrupadas as classificações baixa e muito baixa), peso (agrupadas as classificações adequadas e elevadas e baixa e muito baixa), IMC (subnutrição

englobando magreza e magreza extrema, eutrofismo e sobrepeso englobando a obesidade), parasitas, anemia e mercúrio (tabela 20).

Tabela 20: Taxas de prevalência de atraso de desenvolvimento (ADNPM) e fatores de risco associados na amostra da pesquisa

Fatores de Risco	ADNPM		Total	TP%	RP	P	IC (95%)
	Com ADNPM	Sem ADNPM					
Gênero							
Feminino	22	128	150	14,67%	1,01	0,4456	0,57 - 1,80
Masculino	18	106	124	14,52%			
Faixa-etária							
Acima de 09 anos	14	49	63	22,22%	1,80	0,0401*	1,00 - 3,24
Até 09 anos	26	185	211	12,32%			
Classe Socioeconômica							
De B2 a C2	12	50	62	19,35%	1,47	0,1583	0,79 - 2,71
De D a E	28	184	212	13,21%			
Região							
Várzea	18	87	105	17,14%	1,32	0,2224	0,74 - 2,34
Planalto	22	147	169	13,02%			
Altura							
Baixa	11	20	31	35,48%	2,97	0,0006*	1,66 - 5,34
Adequada	29	214	243	11,93%			
Peso							
Baixo	4	15	19	21,05%	2,14	0,1330	0,81 - 5,64
Adequado/Elevado	19	174	193	9,84%			
IMC: Subnutrição							
Sim	1	16	17	5,88%	0,39	0,2431	0,06 - 2,65
Não	39	218	257	15,18%			
IMC: Eutrofismo							
Não	8	41	49	16,33%	1,15	0,4385	0,56 - 2,34
Sim	32	193	225	14,22%			
IMC: Sobrepeso							
Sim	7	25	32	21,88%	1,60	0,1650	0,77 - 3,32
Não	33	209	242	13,64%			
Parasitológico							
Presente	16	123	139	11,51%	0,58	0,0482*	0,32 - 1,05
Ausência	23	93	116	19,83%			
Hb							
Anemia	14	48	62	22,58%	1,82	0,0381*	1,01 - 3,26
Normal	26	183	209	12,44%			
Hg							
Exposto	21	99	120	17,50%	1,42	0,1519	0,80 - 2,52
Normal	19	135	154	12,34%			

Legenda: TP= taxa de prevalência; RP= razão de prevalência; IC= intervalo de confiança; ADNPM= atraso de desenvolvimento neuropsicomotor.

Fonte: dados da pesquisa

Observando os resultados, nota-se associações de risco significativas entre as taxas de prevalência de atraso de desenvolvimento para faixa etária acima de 09 anos (TP%= 22,22%; RP= 1,8; p=0,0401), altura baixa (TP%=35,48%; RP=2,97; 0,0006) e anemia (TP%=22,58%; RP=1,82; p=0,0381). Para presença de parasitas, apesar de verificarmos uma associação significativa, a taxa de prevalência de ADNPM em crianças parasitadas foi menor que as não parasitadas (TP%=11,51%; RP=0,58; p=0,0482). Para as demais variáveis não notamos relações de risco.

7. DISCUSSÃO

O estudo mostra que as crianças quilombolas encontram-se expostas ao mercúrio. Foi encontrado 0,72% das amostras acima de 10 $\mu\text{g/g}$, 3,2% acima de 6 $\mu\text{g/g}$ e 42,65% das crianças apresentaram níveis de HgT acima do limite de normalidade ($\text{LN}=2 \mu\text{g.g}^{-1}$), proposto pela OMS para estudos em populações adultas (WHO, 1990). Bose-O'Reilly *et al.* (2010) consideram que não há nível seguro de exposição conhecida ao Hg e que por ser um elemento altamente tóxico nem crianças ou adultos devem ter nenhuma concentração em seus corpos, pois não fornece nenhum benefício fisiológico e pode causar intoxicação a baixos níveis de exposição.

Percebe-se na literatura que alguns pesquisadores utilizam as referências da OMS com diferenças na interpretação e, segundo Barbieri e Gardon (2009), muitos consideram 10 $\mu\text{g/g}$ como uma dose limite para populações amazônicas, como Marinho *et al.* (2014). Grandjean *et al.* (1999) avaliam ser um limite acima do qual os efeitos adversos sobre o desenvolvimento do cérebro são susceptíveis de ocorrer. Os valores entre 10 e 20 $\mu\text{g/g}$ foram estimados, com base em resultados de estudos, em amostras maternas, e representam um risco de 5% de desordens neurológicas na prole (WHO, 1990).

Os valores de referência da OMS são fundamentados no evento ocorrido no Iraque, em que houve elevada exposição ao Hg em curto período, similar, mas em proporções bem menores, ao ocorrido no Japão. Os efeitos dessas exposições são difíceis de serem aplicados na Amazônia, com pesquisas realizadas há mais de duas décadas sobre a exposição mercurial, revelando cronicidade, com valores frequentemente mais elevados próximos às áreas de garimpo, mas também em comunidades consumidoras de peixes, sem atividades industriais ou garimpeira, e sem nenhum caso de Doença de Minamata confirmado.

Outro valor que tem sido usado como referência, 6 $\mu\text{g.g}^{-1}$ de HgT em cabelo como concentração máxima (WHO, 1990), corresponde a uma máxima ingestão tolerável semanalmente para um adulto de 0,3 mg como Hg ou 0,2 mg como MeHg, ou a uma máxima dose diária de 20 μg de Hg (MALM *et al.*, 1995). Porém, alguns estudos têm sugerido valores de corte diferentes em seus estudos: Xavier (2003) considerou expostas ao Hg as crianças com valores acima de 7ppm; Karagas *et al.*

(2012), baseados em 3 grandes estudos tipo coorte, propõem que valores igual ou menores que 4 µg/g, em cabelo, e 12 µg/L, em sangue adulto, sejam considerados como baixa exposição ao Hg; Benefice, Monrroy e Rodriguez (2008) analisaram os valores de Hg como baixa exposição ≤ 1,99 µg/g e alta exposição, ≥ 8,01 µg/g.

A comparação dos valores de HgT no cabelo das crianças quilombolas com os obtidos em outros estudos possibilita a determinação do nível de exposição das comunidades em relação a outras localidades da Amazônia ou outros locais com condições favoráveis à exposição mercurial, além de contribuir para a identificação de valores de referência para as crianças, ainda não estabelecidos (tabela 21).

Tabela 21: Comparação do teor de HgT em cabelo de crianças em outros estudos

Referência	Local	Idade do grupo/ N	Exposição	Hg total	
				Média ± DP	Intervalo
Tavares <i>et al.</i> (2005)	Barão do Melgaço (MT)	3 a 7 anos (186)	Consumo peixes	5,37 ± 3,35	0,58-17,14
			Grupo controle	2,08 ± 1,37	0,385-7,57
Pinheiro <i>et al.</i> (2007)	Panacauera (PA)*	0 a 12 anos (168)	Próximo à área de garimpo	2,74 ± 0,96 (F)	0,85–9,46
	Barreiras (PA)**			2,23 ± 1,57 (M)	0,39–5,16
				6,48 ± 2,61 (F)	1,33–12,10
				9,13 ± 4,71 (M)	1,66–17,70
São Luís de Tapajós (PA)**	13,39 ± 9,08 (F)	1,34–53,80			
				16,07 ± 8,48 (M)	1,99–38,80
Farias <i>et al.</i> (2008)	Cananéia (SP)*	4 a 12 anos (105)	Área costeira	0,04 ***	0,01-0,77
			Consumo de peixe	0,39 ***	<0,01 – 3,33
				0,39 ***	< 0,01-2,81
Amoras (2011)	São Luís do Tapajós (PA)**	↓ 05 anos (103)	Próximo a áreas de garimpo + consumo de peixe	7,91 ± 5,46	1,93-20,81
	Barreiras (PA)**			4,20 ± 3,70	-
	Furo do Maracujá (PA)*			0,87 ± 0,52	-
	Soure (PA)*			0,54 ± 0,53	0,01-1,69
Farias <i>et al.</i> (2012)	Manaus (AM)*	2 a 7 anos (201)	Consumo de peixe	1,93 ± 3,90	0,02 – 34,4
Dutra <i>et al.</i> (2012)	Itaituba (PA)**	8 a 10 anos (90)	Próximo a áreas de garimpo	1,18 ± 1,02	< 8,31
Marinho <i>et al.</i> (2014)	Maranhão (PA)*	↓ 12 anos (216)	Próximo a áreas de garimpo + consumo de peixes	2,27 ± 1,84	0,13–9,54
	São Luís do Tapajós (PA)**			11,41 ± 7,16	1,08–28,17
	Barreiras (PA)**			5,64 ± 5,55	0,43–27,82
Presente estudo	Comunidades (Santarém/PA)*	5 a 11 anos (275)	Elevado consumo de peixes	2,52 ± 1,43	0,40 – 6,93
	Várzea Planalto		1,93 ± 1,86	0,03 – 14,94	

Legenda: (*) Área sem influência de mineração de ouro; (**) com influencia de mineração de ouro; (***) Mediana; N= número de participantes; ↓= abaixo.

As concentrações de Hg das crianças quilombolas foram próximas as encontradas no grupo com baixo consumo de peixes do estudo realizado em Barão do Melgaço (TAVARES *et al.*, 2005), apesar do consumo elevado nas comunidades. É importante considerar a proximidade da cidade no Mato Grosso com áreas de mineração. Estudos em locais com histórico de mineração, como os realizados em São Luís do Tapajós e em Barreiras (AMORAS, 2011; MARINHO *et al.*, 2014; PINHEIRO *et al.*, 2007) detectaram concentrações mais elevadas de Hg, podendo ser justificado por uma remobilização do metal depositado nesses ecossistemas, segundo Lacerda e Malm (2008). E em Itaituba os baixos valores provavelmente estão relacionados ao baixo consumo de peixe declarado (DUTRA *et al.*, 2012).

A similaridade com as médias de Hg encontradas nas localidades de Panacauera (PINHEIRO *et al.*, 2007) e Maranhão (MARINHO *et al.*, 2014) pode ser explicada por todas estarem localizadas mais distantes de áreas de mineração. Os valores observados neste estudo foram superiores aos de crianças avaliadas em área costeira de São Paulo (FARIAS *et al.*, 2008), região considerada de baixo impacto ambiental, mesma situação de Furo do Maracujá e Soure (AMORAS, 2011). Em Manaus, grande centro urbano, há um menor consumo de peixe, com diversidade da dieta (FARIAS *et al.*, 2012).

Um dos primeiros estudos com crianças na Amazônia foi realizado por Grandjean *et al.* (1999), onde foram avaliadas 351, residentes em comunidades próximas ao rio Tapajós. As médias de Hg capilar variaram de acordo com a distância de áreas com histórico de mineração, sendo Santana do Itaquí a mais distante (média 3,80 µg/g / intervalo 0,5-12,4). Brasília Legal (11,9 / 0,7-35,8), São Luís do Tapajós (25,4 / 0,6-83,5) e Sai-Cinza (17,7 / 7,3-63,8) apresentaram as maiores concentrações. As 105 crianças avaliadas em Santana do Itaquí tinham a média de Hg superior a das comunidades de Itaquí avaliadas nessa pesquisa, localizadas na mesma ilha, podendo indicar uma redução das concentrações de Hg ao longo do tempo.

Quando comparados os valores de Hg com dois estudos realizados na Espanha, em crianças com consumo frequente de peixes, identificou-se maiores níveis nas crianças quilombolas. Freire *et al.* (2010) encontraram em 72 crianças, com idades entre 48 a 57 meses, média de 0,96 µg/g (0,8-1,2). Em Madri, Llorente

Ballesteros *et al.* (2011) realizaram um estudo em 472 crianças e adolescentes que revelou medianas de Hg diferentes de acordo com a faixa etária: de 1 a 5 anos, mediana 0,53 µg/g; de 6 a 10 anos, 1,01 µg/g; de 11 a 15 anos, 1,56 µg/g; maiores de 15 anos, 0,93 µg/g. As medianas das comunidades de Murumuru (1,36) e Murumurutuba (0,93) foram similares aos das crianças espanholas.

A relação das concentrações de HgT com a faixa etária infantil, observada no presente estudo, não foi identificada no estudo realizado em crianças de comunidades ameríndias da Guiana Francesa, expostas ao Hg pela poluição ambiental por atividades de mineração do ouro e pelo elevado consumo de peixes, com idades entre 1 a 12 anos (CORDIER *et al.*, 2002), bem como no estudo com 251 crianças de 1 a 10 anos, consumidoras de peixes, com média de 0,82 µg/g, em Cubatão, município que ficou conhecido devido a grande quantidade de poluentes químicos despejados no meio ambiente, prejudicando o ecossistema local (SANTOS FILHO *et al.*, 1993).

Quando avaliado a relação do sexo das crianças e níveis de Hg foi identificada significância estatística, com maiores concentrações entre os garotos. Resultados similares foram encontrados nas pesquisas de Pinheiro *et al.* (2007), Grandjean *et al.* (1999) e na pesquisa de Xavier *et al.* (2013) em amostras de sangue em 317 crianças, no Rio de Janeiro. Porém, Marinho *et al.* (2014) encontraram nas comunidades de Barreiras e São Luiz valores mais elevados de Hg em meninas. Santos Filho *et al.* (1993), em Cubatão, não identificaram essa relação. Nas comunidades essa relação provavelmente pode ser explicada por que os meninos mais precocemente participam de atividades com os homens, como a pesca, por exemplo, aumentando a possibilidade de exposição.

Os resultados das comunidades quilombolas apresentaram diferenças, com as comunidades de áreas de várzea com maiores médias de Hg, apresentando também maior frequência de consumo de peixe, apesar de nas áreas de planalto terem sido encontrados os 2 valores mais elevados, 10,7 e 14,94 µg/g. Os baixos valores de Hg, de modo geral, podem ser explicados pela localização das comunidades, distantes de áreas de garimpo. Associada a uma frequência de consumo de peixes elevada, fonte de exposição comumente associada ao Hg na

Amazônia, há também uma diversidade de espécies consumidas entre os comunitários, além da provável influência da localização de onde são pescados.

Um estudo pioneiro realizado na bacia do rio Tapajós, com 121 participantes, demonstrou que as concentrações de Hg capilar nas amostras coletadas em Santarém (média $2,7 \mu\text{g.g}^{-1}$) e na vila de Ponta de Pedras (média $12 \mu\text{g.g}^{-1}$) foram menores que as coletadas nas cidades de Jacareacanga (média $\approx 25 \mu\text{g.g}^{-1}$) e Brasília Legal (média $\approx 26 \mu\text{g.g}^{-1}$), sendo justificado pelas menores concentrações de Hg nos peixes locais e também seu menor consumo em Santarém, por ser um centro maior, com diversidade da dieta, além de estarem localizadas distantes das áreas de garimpo, rio acima da bacia do Tapajós (MALM *et al.*, 1995). É importante considerar a pequena amostra de Santarém e Jacareacanga (10 indivíduos adultos em cada).

Assim como na pesquisa em Santarém (MALM *et al.*, 1995), em outros estudos realizados em comunidades localizadas na costa do rio Amazonas, próximo à confluência com o rio Tapajós, com elevado consumo de peixes, similar às comunidades de Saracura, Ituqui e Arapemã, os comunitários apresentaram baixas concentrações de Hg, médias de $4,0$ a $5,4 \mu\text{g/g}$ (SANTOS *et al.*, 2002) e $3,8 \mu\text{g/g}$ em Santana do Ituqui (GRANDJEAN *et al.*, 1999). Barbieri e Gardon (2009) hipotetizam que os baixos valores de Hg nessas comunidades podem estar relacionados ao fato que os peixes que consomem são coletados de lagos e rios menores, com prováveis menores concentrações de Hg nos tecidos.

Bastos *et al.* (2006) identificaram, ao analisar amostras de ambiente, peixes e humanos, entre 2001 e 2003, aproximadamente 20 anos após o pico de corrida do ouro na região do rio Madeira, um tributário do rio Amazonas, que apesar da redução de emissões de Hg originado da mineração, as concentrações em peixes e seres humanos são semelhantes às medidas durante a corrida do ouro. Os autores sugerem como prováveis fontes as mudanças com o uso das terras para a plantação e o fato que a mineração de ouro aumentou de forma constante na Bolívia e no Peru, incluindo afluentes da bacia do rio Madeira. Foram constatadas reduções das concentrações pontuais e em compartimentos abióticos, como ar e sedimentos.

Siqueira e Aprile (2012) constataram baixos valores de Hg na avaliação do sedimento do fundo da Plataforma Continental do Amazonas, entre 1999 e 2007. Os resultados indicam não haver evidência de atividade antrópica relacionadas ao Hg, com teores que variaram entre 0,047 e 0,166 mg.kg⁻¹, dentro do intervalo de “background” (conhecimento) referido para os rios amazônicos não contaminados. O rio Amazonas banha as comunidades de várzea da presente pesquisa. As comunidades de planalto são banhadas pelo rio Maicá, águas de origem do rio Tapajós, com alguma influência do rio Amazonas.

Miranda *et al.* (2009) pesquisaram concentrações de Hg em águas coletadas em sete estações de amostragem no rio Tapajós, próximas a cidade de Santarém. A técnica escolhida, espectrofotometria de absorção atômica com geração de vapor frio, detecta apenas valores acima de 0,23 µg/L e não identificou Hg. Uma vez que o valor máximo permitido pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente é de 0,20 µg/L foi possível afirmar que os valores se aproximaram da normalidade. Marinho *et al.* (2014), ao avaliarem estudos realizados em moradores de localidades próximas ao rio Tapajós, consideram que houve uma possível redução dos valores de Hg em anos recentes, fato já considerado por Sá *et al.* (2006). Os baixos valores nas águas dos rios Tapajós e em sedimentos no rio Amazonas explicam em parte os valores de Hg nas crianças quilombolas.

Como no presente estudo não foi avaliada a concentração de Hg nas mães, admite-se, pelo elevado consumo de peixes encontrado (5,57 vezes por semana ±1,95), que a exposição tenha um importante componente pós-natal. As comunidades quilombolas de Santarém têm nos rios um importante meio de subsistência, meio de deslocamento e opção de dieta, especialmente nas comunidades de várzea, uma vez que são de difícil acesso, com certo isolamento geográfico. O peixe é considerado a principal fonte de proteína e a mais acessível. Nas comunidades de áreas de planalto há uma maior diversidade da dieta, fato explicado, principalmente, pelo acesso por estrada e a possibilidade de transporte por moto, carro e ônibus.

A relação dos níveis de Hg com a frequência de consumo de peixes por semana, encontrada nesse estudo, levanta uma questão sobre o risco contínuo de exposição, uma vez que há uma baixa variabilidade da dieta, principalmente nas

comunidades de várzea. Independente da metodologia adotada para verificar o consumo de peixe, refeições por semana ou por dia ou quantidade consumida por refeição, Barbieri e Gardon (2009) encontraram em sua revisão 7 artigos na Amazônia que também mostraram essa associação. Fato também identificado nos estudos mais recentes com crianças da Amazônia (AMORAS, 2011), de Granada (FREIRE *et al.*, 2010) e de Madri, ambos na Espanha (LLORENTE BALLESTEROS *et al.*, 2011) e no estudo com mães e recém nascidos (MARQUES *et al.*, 2013).

O risco de exposição ao Hg relacionado ao consumo de peixe pode ser confirmado ao se avaliar os resultados de pesquisas em rios da Amazônia, como no rio Tapajós, no Pará (BRABO *et al.*, 1999; SAMPAIO DA SILVA *et al.*, 2006; VERA *et al.*, 2008), rio Moju e reservatório da hidroelétrica de Tucuruí, no Pará (KEHRIG *et al.*, 2009; PORVARI, 1995), reservatório de Balbina (KEHRIG *et al.*, 2009), bacia do rio Cassiporé, no Amapá (LIMA, 2013), em rios da bacia do Amazonas, como no rio Madeira (BOISCHIO; HENSHEL, 2000; BASTOS *et al.*, 2008; HACON *et al.*, 2014) e no rio Trombetas (FAIAL *et al.*, 2005), que identificaram teores de Hg em peixes superiores aos limites de segurança, principalmente em espécies piscívoras.

Houve uma grande variedade de peixes consumidos pelas famílias e a classificação das espécies foi dificultada no inquérito alimentar realizado pela diversidade e falta de especificidade na identificação. E em alguns estudos foi possível identificar diferenças nas classificações do hábito alimentar em espécies de peixe. Para reduzir as incertezas da classificação do hábito alimentar dos peixes foram utilizadas referências vinculadas a órgãos competentes como IBAMA, UFAM e INPA, além de dois estudos realizados no rio Tapajós (BASTOS *et al.*, 2008; PASSOS *et al.*, 2008) com similaridades nos peixes consumidos.

Alguns exemplos da diversidade de classificações podem ser observados a seguir: o peixe Aruanã, também chamado de Sulamba, diferiu de Passos *et al.* (2008) e Faial *et al.* (2005), sendo adotada a classificação de onívoro, segundo Soares *et al.* (2008). Malm *et al.* (2010) consideraram os peixes Acari, Jaraqui e Branquinha como herbívoros, porém Soares *et al.* (2008) avaliam que as espécies de Acari-bodó (*L. pardalis*), Acari-pedra (*S. emarginata*), Jaraqui-escama-grossa (*S. insignis*) e Jaraqui-escama-fina (*S. taeniurus*), muito apreciadas pelos ribeirinhos, são detritívoras e a Branquinha é lliófaga. Algumas classificações também

divergiram de Hacon *et al.* (2014), como, por exemplo, a do Aracu e do Charuto como herbívoro e detritívoro, respectivamente.

A quantidade de espécies de alguns peixes também dificulta a identificação do hábito alimentar. O peixe Aracu, por exemplo, consumido com frequência entre as comunidades, possui espécies difíceis de serem diferenciadas, fato que pode explicar as diferentes classificações encontradas nos estudos. Segundo Soares *et al.* (2008), 6 espécies do Aracu são muito apreciadas pelos ribeirinhos (*L. fasciatus*, *L. friderici*, *L. trifasciatus*, *R. microlepis*, *S. fasciatum* e *S. vittatum*), sendo os 2 primeiros herbívoro ou onívoro, seguido de onívoro e 3 herbívoros. O peixe Acará apresenta 15 espécies mais comercializadas na Amazônia (SANTOS; FERREIRA; ZUANON, 2006), sendo considerado como onívoro por Hacon *et al.* (2014).

A classificação dos hábitos alimentares dos peixes é tolhida também pelo fato que alguns só apresentam um regime alimentar estável quando alcançam a maturidade (SAMPAIO DA SILVA *et al.*, 2006) ou ainda por particularidades. O peixe Tambaqui, por exemplo, é onívoro, mas apresenta variações ontogênicas na alimentação, com tendência a frugívoro enquanto juvenis, sendo conhecido como Bocó (SOARES *et al.*, 2008). O peixe Mapará, classificado como carnívoro por Faial *et al.* (2005), segundo Cutrim e Batista (2005), diferem dos Siluriformes em geral, pois enquanto a maioria é carnívoro, os Maparás são estritamente planctófagos. E as espécies de Aracu, *L. fasciatus* e *L. friderici*, são consideradas como herbívora ou onívora conforme a época do ciclo hidrológico e do habitat (SOARES *et al.*, 2008).

Apesar de não constatada relação entre as concentrações de Hg e as espécies consumidas, os peixes piscívoros e onívoros foram os mais citados no presente estudo. Considerando que a concentração do Hg aumenta conforme ascende na cadeia trófica (biomagnificação), há um risco aumentado pelo consumo de espécies predadoras, fato que pode ser constatado pela média das concentrações de Hg de espécies de peixes carnívoros consumidos por seis vilas do rio Tapajós, que foi de 0,52 µg/g e entre os não carnívoros, 0,11 µg/g (PASSOS *et al.*, 2008). Outros estudos confirmam a presença de Hg em espécies não carnívoras, em valores mais baixos (HACON *et al.*, 2014; SAMPAIO DA SILVA *et al.*, 2006).

Bezerra Costa (2009) avalia, baseado em estudos, que a concentração de Hg em peixes é controlada, além da posição trófica, também por fatores como idade, comprimento e movimentos individuais ao longo dos corpos d'água sob diferentes graus de contaminação e que a eliminação do Hg apresenta relação inversa com o incremento em peso ou comprimento. Em seu estudo confirmou que os espécimes carnívoros, Baiacu (*S. testudineos*) e Bagre (*C. spixii*), mostraram acúmulo de Hg nos tecidos à medida que ocorria o incremento em peso e em comprimento. Fato observado com o aumento de MeHg e Hg com o peso e o comprimento do *Cichla* spp em dois reservatórios na Amazônia (KEHRIG *et al.*, 2009).

Contrariando o observado em estudos nos grandes rios da Amazônia, Pimentel (2011), ao pesquisar em igarapés da região amazônica, no Pará, encontrou valores de Hg acima do limite permitido em duas espécies insetívoras, Piaba (*Hyphessobrycon* sp.) e Mocinha (*Characidium* sp.), e baixa concentração em espécies carnívoras, revelando “a importância dos insetos aquáticos como elo de transferência do mercúrio dos sedimentos dos igarapés para os níveis tróficos superiores como os peixes”.

As espécies de peixes pesquisadas por Passos *et al.* (2008), no rio Tapajós, são similares as do presente estudo, assim como o elevado consumo. Os autores avaliam que a ingestão recomendada, sem riscos apreciáveis variam de 0,1 a 0,3 µg/kg/dia, resultados baseados em estudos longitudinais que avaliaram a toxicidade e os efeitos no neurodesenvolvimento realizados na Nova Zelândia, Seychelles e Ilhas Faroé, usando diferentes interpretações da evidência epidemiológica. A elevada frequência de consumo pelos comunitários, com 71,7% apresentando 5 ou mais refeições de peixe/semana, permite considerar essa população com risco de exposição, fato confirmado por 43,4% da amostra apresentar valores de Hg acima de 2 µg/g.

Sampaio da Silva *et al.* (2006) consideram que a diversidade de pescado disponível é influenciada diretamente pela sazonalidade do nível da água na Amazônia, o que pode explicar as diferenças de espécies de peixes encontradas em estudos sobre o Hg em comunidades próximas ou até na mesma comunidade. Algumas pesquisas têm sugerido que a sazonalidade tem influência sobre as concentrações de Hg, mas ainda são poucas as informações que suportam essa

hipótese, pois as pesquisas realizadas mostram resultados contraditórios, amostras pequenas ou ausência de informações (como os meses do ano em que foram realizadas as coletas).

No estudo de Lebel *et al.* (1997), realizado em um pequeno vilarejo, Brasília Legal, nas margens do rio Tapajós, foi identificado que no período de seca a dieta da população era baseada em espécies de peixes herbívoros e durante as chuvas, piscívoros e onívoros. Apesar dos autores afirmarem que há variações sazonais nas concentrações de Hg nos peixes, com o período de picos durante a estação chuvosa, todas as 181 coletas foram realizadas no mês de março, dificultando essa interpretação. E a divisão considerada de período de chuvas (meio de novembro a meio de maio) e de seca (meio de maio e meio de novembro) não representa um consenso na região.

Um estudo que procurou identificar diferenças nas concentrações de Hg em relação à sazonalidade foi realizado por Almeida *et al.* (2014). Foram coletadas amostras de sedimento de fundo do lago Puruzinho, tributário do rio Madeira, no período de chuvas (fevereiro) e durante a estação seca (agosto), e identificadas variações, de 44,02 – 129,00 e 32,20 – 146,40 (ng g⁻¹), respectivamente, e nas porcentagens de matéria orgânica, de 3,5 a 18,0%. Na estação chuvosa ocorreu maior distribuição de Hg e de matéria orgânica controlada principalmente pelo pulso de inundação do rio Madeira, enquanto o processo predominante na estação seca é a remobilização do Hg total devido à ressuspensão de sedimento de fundo.

Na vila de Barreiras, perto do rio Tapajós, foram identificadas variações sazonais, águas altas e baixas, na exposição ao Hg e MeHg em 32 mães e 51 crianças, durante dois anos de acompanhamento, com valores que variaram de 1,0–51,0 e 0,5–41,4 µg.g⁻¹, com médias de 12,4 e 10,2 µg.g⁻¹. Segundo os autores, as mudanças no ambiente aquático impactam a disponibilidade de espécies de peixes e isso se reflete nas concentrações de Hg, observado pelo consumo (refeições por semana) maior na estação de águas baixas, assim como as concentrações de Hg capilar (MALM *et al.*, 2010). Em época de cheia, os peixes mais consumidos foram Aracu e a Pescada branca e na época de seca, Tucunaré, Pacu e Caratinga.

Outro estudo recente que abordou a influência da sazonalidade nos níveis de Hg disponíveis foi realizado por Valentini (2012) em comunidades na região de

convergência do médio Tapajós com a estrada Transamazônica, com 84 adultos no período de cheia da região, com coletas nos meses de março e maio, e 103 adultos no período de seca, meses de setembro até novembro. Foi identificado que no período de cheia houve uma elevação significativa dos valores de Hg no sangue e se considerou que a sazonalidade e localização da comunidade influenciaram na exposição ao MeHg e que não houve influência da ocupação profissional.

A sazonalidade do Hg pode ser explicada, em parte, pelo estudo de Bisinoti, Júnior e Jardim (2007). Após coletas mensais de amostras de água de 2002 a 2004 da Bacia do rio Negro, em águas claras e escuras, identificaram que as águas escuras apresentaram as maiores concentrações de Hg total, orgânico e reativo. As concentrações de Hg foram maiores nos primeiros meses chuvosos, principalmente devido à lixiviação do solo, decrescendo com o aumento do nível da água. Os resultados sugerem que o Hg reativo e a matéria orgânica dissolvida estão sendo introduzidos no ambiente aquático durante a estação chuvosa, contribuindo para a metilação do Hg.

As coletas nas comunidades de várzea e em Murumuru e Murumurutuba ocorreram no período de seca, entre os meses de setembro e dezembro. Apenas em duas comunidades de planalto as coletas ocorreram no período de cheia dos rios, entre os meses de abril e junho. Nesse período há um risco aumentado nos deslocamentos por barcos tanto pelas chuvas, raios, quanto pela ocorrência de “banzeiros” nos rios e em planalto também, pelas condições pioradas das estradas de terra. Não foi observada influência da sazonalidade nas concentrações de Hg, mas o período de coleta foi curto, e é necessário um acompanhamento maior para tal afirmação.

As concentrações de HgT de amostras de cabelo da região occipital têm sido utilizadas como meio indicador de exposição ao MeHg pelo consumo de peixe (PASSOS *et al.*, 2008; PINHEIRO *et al.*, 2006), e refletem a presença de elementos químicos por um período mais longo, enquanto que o sangue e a urina refletem concentrações transitórias. O Hg no cabelo se correlaciona com Hg no cérebro, e o MeHg é responsável por aproximadamente 70-80% de HgT no cabelo, segundo Cernichiari *et al.* (1995), e Mahaffey (2005) considera valores mais elevados, com 80-98% do Hg no cabelo está na forma de MeHg.

O MeHg pode levar a danos em diversos sistemas, sendo a neurotoxicidade considerada o ponto final mais sensível, com danos induzidos pelo MeHg nos sistemas nervoso central e periférico (FAO/WHO/JECFA, 2003). Porém a incerteza sobre a dose de referência de exposição crônica ao Hg que poderia levar a danos torna necessário o biomonitoramento de populações reconhecidamente expostas, como as da Amazônia, especialmente as crianças, por não apresentarem desenvolvimento completo dos mecanismos desintoxicantes e imaturidade da barreira hematoencefálica, tornando-as mais suscetíveis às lesões no SNC (CASTOLDI *et al.*, 2008; KHOURY *et al.*, 2013; MELLO-DA-SILVA; FRUCHTENGARTEN, 2005; PINHEIRO *et al.*, 2007; XAVIER *et al.*, 2013).

Os estudos que abordam a temática neurodesenvolvimento infantil e exposição mercurial apresentam metodologias variadas, com uso de escalas e testes que avaliam aspectos cognitivos e motores, além da exposição pré-natal ou posteriormente, pela dieta, principalmente. Essa variabilidade leva por um lado a dificuldades na comparação dos resultados, mas também proporciona a investigação de enfoques diferentes do desenvolvimento. No presente estudo foi utilizada a EDM, que avalia aspectos da motricidade infantil. O seu uso se justifica, pois o desenvolvimento infantil e a aprendizagem estão relacionados com a motricidade, tendo fundamental importância para o desenvolvimento global da criança (ROSA NETO, 2002). E é validada para crianças brasileiras.

Foi a primeira aplicação completa da EDM em crianças da Amazônia na pesquisa de atrasos motores decorrentes da exposição ao Hg e apesar de algumas dificuldades encontradas, como falta de privacidade para a realização dos testes, ausência de estrutura arquitetônica apropriada (como irregularidades do piso de madeira e a pouca iluminação das salas nas comunidades de várzea), além da demora na realização dos testes, uma vez que no presente estudo foram avaliadas seis áreas da EDM, fato pouco usual em estudos que usaram tal instrumento, a mesma se mostrou viável para a avaliação do desenvolvimento infantil nessa população.

Não foi observada relação entre os níveis de Hg e os escores da EDM, quando considerado o quociente motor geral (QMG), com proporções similares entre as crianças com valores abaixo e acima de 2 µg/g de Hg. Considerando as crianças

de todas as comunidades, o maior percentual encontrado do QMG foi no resultado *normal médio* (46%) seguido da classificação *normal baixo*, encontrada em 32,8% da amostra. 14,6% das crianças se enquadraram em *inferior* e *muito inferior*, resultados considerados indesejados. E apenas 6,6% das crianças foram classificadas com QMG *normal alto* e *superior*.

Medina-Papst e Marques (2010) levantam uma questão importante a ser considerada nos resultados da EDM: a classificação *normal médio* indica que o potencial motor de muitas crianças não foi ainda plenamente atingido e a classificação *normal baixo* pode acarretar em prejuízos ao desenvolvimento. Miranda (2008) concorda que os resultados *normais baixos* devem ser considerados como desempenho indesejado. A partir da análise desses autores, um percentual significativo de crianças quilombolas necessita de acompanhamento do seu desenvolvimento.

Um estudo que abordou a EDM e metais pesados na infância foi desenvolvido na bacia do rio Meia Ponte, na região metropolitana de Goiânia (GO), local com altos índices de poluição. Foi identificado na avaliação da motricidade fina que 80% da amostra próxima do ribeirão mostraram idade motora (IM) inferior à idade cronológica (IC), com diferenças significativas entre as médias, quando comparado com o grupo controle, distante da área poluída. Na motricidade global 70% da amostra estavam com IM superior ou igual à IC, revelando resultados satisfatórios. Neste estudo não foi avaliado o nível de exposição, nem os tipos de metais pesados, dificultando investigar a influência dessa variável na motricidade (MIRANDA, 2008).

Na avaliação da motricidade fina, 64,2% das crianças quilombolas expostas ao Hg e 52,6% do grupo controle estavam com a IM inferior a IC. Além da diferença significativa no grupo controle para a classificação *normal alto*, o grupo exposto apresentou maiores percentuais de resultados *inferior* e *normal baixo*, indicando uma tendência de piores resultados. Na avaliação da motricidade global 51,7% do grupo pesquisa mostrou IM inferior a IC, contra 42,2% do controle, com melhores resultados, porém com proporções similares estatisticamente entre os grupos. A motricidade global, segundo Miranda (2008), “tem como função colocar em ação vários grupos musculares na execução de movimentos amplos e voluntários” e por isso justifica o seu melhor desempenho em relação à motricidade fina. Na EDM essa

motricidade está relacionada com atividades do cotidiano das crianças como saltar ou pular só com uma perna, exigindo coordenação para execução dos testes (ROSA NETO, 2002).

Contudo, no estudo realizado por Cordier *et al.* (2002) foi detectado pobre coordenação das pernas em crianças, mostrando uma associação com o nível de exposição ao Hg das mães, no grupo da comunidade de Upper Maroni, com os maiores valores de Hg nas crianças, média de 10,2 µg/g. Foi testado através das Escalas McCarthy de habilidades das crianças (*McCarthy Scales of Children's Abilities* - MSCA), dos testes de coordenação das pernas, que analisam a marcha para trás, marcha na ponta dos pés, marcha em linha reta, permanecer em apenas um pé e pular, similar aos testes de motricidade global da EDM.

Os resultados dos testes de esquema corporal, organização espacial e organização temporal mostraram, entre os grupos, uma elevada frequência de desempenhos avaliados como *inferior*, *muito inferior* e *normal baixo*. Medina-Papst e Marques (2010) identificaram em seu estudo que os quocientes referentes a essas áreas foram os que apresentaram maiores atrasos motores em seu estudo com crianças com dificuldades de aprendizagem escolar. Não foi investigada essa relação no presente estudo.

Na avaliação do esquema corporal as crianças com valores acima de 2 µg/g de Hg apresentaram maiores percentuais de desempenhos insatisfatórios, com diferença significativa no resultado *normal alto*, indicando a influência do Hg. É avaliado na EDM através da imitação de gestos (2 a 5 anos) e teste de rapidez (6 a 11 anos). As particularidades na execução da EDM, como a regressão para testes com idade inferior se não tiver sucesso na idade cronológica, dificultam a comparação dos resultados, pois abaixo de 6 anos o teste está mais relacionado a imagem corporal. Na presente amostra 8,8% das crianças se encontravam com 5 anos e dessas apenas uma, do grupo controle, apresentou resultado *normal alto*.

Um teste similar a prova de rapidez da EDM, que avalia a quantidade de riscos feitos em cada quadrado numa folha de papel quadriculado com a mão dominante durante um minuto, é o Teste dos Tapinhas de Dedo (*Finger Tapping Test* - FTT). Percebe-se nos artigos que a sua forma de execução, como usar a mão dominante ou ambas as mãos, as séries de execução e o tempo de apertar no

botão/dar tapas em um aparelho o mais rápido que puder, podem variar de acordo com os autores, assim como a sua avaliação, sendo classificado como um teste para avaliar destreza manual e desempenho motor. Grandjean *et al.* (1999) e Cordier *et al.* (2002) não encontraram relação significativa entre as concentrações de Hg nas crianças e a execução do FTT.

Outro estudo que permite comparação com esse aspecto da motricidade utilizou o teste de destreza de Santa Ana (*Santa Ana Dexterity Test*), que avalia a coordenação motora e destreza através da habilidade manual em ambas as mãos, coordenação olho-mão, conduzido em comunidades tradicionais expostas na Amazônia (GRANDJEAN *et al.*, 1999). Similar ao observado no presente estudo, foi identificada uma associação significativa entre exposição ao MeHg na pesquisa com 351 crianças, entre 7 e 12 anos, com média de 11,0 µg/g, e os escores nos testes. A média de Hg foi pelo menos 4 vezes superior as médias dos grupos das crianças quilombolas.

Na avaliação da organização temporal o grupo controle apresentou resultados significativamente melhores na classificação *normal baixo* e o grupo pesquisa teve um percentual significativo de resultados *muito inferior*, indicando influência do Hg nos resultados. A organização temporal na EDM inclui a percepção e memória da sucessão e duração dos acontecimentos, avaliada através de testes de linguagem (na formação e repetição de frases) e estruturas temporais (reprodução e transcrição de sons produzidos por golpes na madeira), memória imediata.

Alguns estudos identificaram resultados significativos relacionados a comprometimentos na função da memória em crianças expostas ao Hg: Grandjean *et al.* (1997), memória e aprendizagem e memória operacional, avaliadas através do Teste de Aprendizado Verbal da Califórnia- infantil (*California Verbal Learning Test-Children*) e teste de Amplitude de Dígitos (*Digit Span*); Grandjean *et al.* (1999) e Cordier *et al.* (2002), memória visual e operacional, avaliadas através do teste de Stanford Binet e Amplitude de Dígitos; Freire *et al.* (2010), memória verbal e operacional, avaliadas através da Escala McCarthy (MSCA); Oken *et al.* (2005), memória visual através do teste Memória de Reconhecimento Visual (*Visual Recognition Memory*).

É importante considerar que os testes avaliaram diferentes tipos de memória. Na avaliação da EDM os testes de organização temporal estão relacionados à memória imediata, que é processada, fundamentalmente, pelo córtex pré-frontal. Este tipo de memória mantém durante, no máximo, alguns minutos, a informação que está sendo processada no momento e sua capacidade é limitada e as informações são mantidas por processos de atenção e ensaio. Diferente da memória operacional avaliada em alguns estudos, responsável pelo “armazenamento temporário da informação de modo a ser manipulado em operações mentais imediatas, sendo uma demanda frequente da vida diária tanto nas rotinas domésticas quanto nas atividades escolares” (BADDELEY, 2012).

Na avaliação da organização espacial pela EDM é necessário o reconhecimento de formas, tamanhos, reconhecimento de direito e esquerdo, reprodução de movimentos e reconhecimento da posição de objetos. Uma dimensão da orientação espacial, percepção de direito e esquerdo, presente em todos os testes a partir dos 6 anos de idade, foi evidentemente o fator que comprometeu os resultados entre os grupos, onde todos apresentaram maiores percentuais de resultados insatisfatórios, com percentuais ligeiramente superiores de resultados *muito inferior* no grupo pesquisa e resultados *normal, médio e alto*, no grupo controle, sem influência significativa do Hg.

A avaliação do processamento visuoespacial da escala de Stanford-Binet inclui identificar termos direcionais, responder questões envolvendo a direcionalidade, criar projetos contendo padrões de forma. Avalia a capacidade de ver padrões e relações e orientação espacial, similar aos testes de organização espacial, não na globalidade da forma de execução. No estudo de Cordier *et al.* (2002) a avaliação da organização visuoespacial em crianças mostrou associação com o nível de exposição ao Hg das mães, fato não observado no presente estudo.

Tavares *et al.* (2005) encontrou em crianças com baixa e moderada exposição ao Hg uma elevada frequência de resultados não normais no teste neurológico evolucionar Lefèvre, relativo a percepção sensorial, sem relação significativa com os valores de Hg. A percepção sensorial inclui o reconhecimento de direita e esquerda, de cores, de posições de segmentos corporais e de objetos familiares. Não são testes idênticos, mas na EDM avaliam a orientação espacial, a

habilidade para avaliar a relação entre o nosso corpo e o ambiente e com participação das modalidades sensoriais (ROSA NETO, 2002), similar ao teste de Lefèvre.

Os melhores desempenhos aconteceram em relação à motricidade global e equilíbrio, sem apresentar associação dos resultados com a exposição ao Hg. A aplicação dos testes de Lefèvre que avaliaram o balanço estático, similar aos testes de equilíbrio da EDM, e balanço dinâmico, que podem ser comparados à motricidade global da EDM, no estudo realizado por Tavares *et al.* (2005), resultaram também na similaridade entre o grupo estudo e o grupo controle, sendo este último com médias de Hg similares às crianças quilombolas, com maiores desempenhos considerados normais.

No estudo desenvolvido por Khoury *et al.* (2013) em comunidades expostas e uma não exposta ao Hg foi identificado que a alteração do equilíbrio foi um dos achados neurológicos. Contudo, as médias de Hg foram maiores que o presente estudo, $8,66 \pm 9,24$ e $9,19 \pm 6,4$, e a alteração do equilíbrio foi identificada em relação à marcha, alterada e pé ante pé instável, e foi investigado em adultos, similar aos testes de motricidade global. Na avaliação do equilíbrio pela EDM as tarefas estão relacionadas ao equilíbrio estático, como por exemplo, equilíbrio sobre um banco, equilíbrio de cócoras, com o tronco flexionado ou fazer um quatro.

O amadurecimento das crianças em função do próprio estilo de vida, que exige delas a realização de atividades para ajudar os adultos, além do fato de que nas comunidades de várzea necessitam aprender desde cedo a lidar com as rabetas nos rios, ambientes amplos e, em alguns períodos, alagados, provavelmente explicam os resultados satisfatórios. As experiências motoras dessas crianças são diversificadas e bem diferentes das vivenciadas em centros urbanos maiores, com particularidades vivenciadas apenas em áreas distantes da Amazônia.

A maioria dos estudos que abordam a exposição mercurial e o neurodesenvolvimento avaliou a capacidade cognitiva. Apesar de Rosa Neto *et al.* (2010) enfatizarem os paralelos existentes entre o desenvolvimento motor e cognitivo ao afirmarem que ao ter “um bom controle motor, a criança estará construindo as noções básicas para o seu desenvolvimento intelectual” e de estudos com o uso da EDM em crianças com déficits de aprendizagem identificarem que no

perfil motor a maioria dos avaliados foi classificado com respostas inferiores ao padrão normal, demonstrando a relação entre problemas de aprendizagem e desenvolvimento motor (AMARO *et al.*, 2010; ROSA NETO *et al.*, 2011), a comparação dos resultados da EDM com testes cognitivos não é possível pela especificidade dos mesmos.

Alguns estudos não encontraram prejuízos no neurodesenvolvimento em crianças com exposição mercurial. Como, por exemplo, o realizado na Espanha, em 1.683 crianças, com consumo moderado-alto de peixe, avaliadas em torno dos 14 meses de idade (11-23) pela Escala de Desenvolvimento Infantil Bayley (*Bayley Scales of Infant Development*), com média de HgT de 8,4 µg/L (acima do valor de referência da U.S.EPA, 6,4 µg/L), e não foi identificada associação entre os níveis de Hg e atraso no desenvolvimento mental ou psicomotor (LLOP *et al.*, 2012). Jensen *et al.* (2005) também não identificaram associação da exposição pré-natal e amamentação com o desempenho em testes neuropsicológicos em 917 crianças com 7 anos de idade, mas não foi verificado os valores de Hg capilar.

Apesar de terem sido encontradas poucas alterações no desenvolvimento motor das crianças quilombolas expostas e dos níveis de Hg, há a necessidade de acompanhamento dessa população para a verificação de possíveis agravos futuros e investigação de outros aspectos do desenvolvimento. A preocupação com baixos níveis de exposição ao Hg e seus efeitos é evidente nos últimos anos. Karagas *et al.* (2012) encontraram em sua revisão 11 artigos com crianças entre 3 e 6 anos e 6 artigos entre 7 e 14 anos, todos investigando alterações neurológicas na ocorrência de baixa exposição, e com resultados que variaram de nenhum efeito a efeitos adversos e múltiplas associações com Hg pré-natal, e com determinados domínios da função mais sensíveis aos efeitos tóxicos, em exposições abaixo de 4 µg/g, incluindo a memória, verbal ou linguagem e funções visuais motoras.

Outro aspecto do desenvolvimento investigado foi o crescimento ponderoestatural. Foi detectado um percentual baixo de ocorrência de peso elevado e obesidade, fato que pode ser explicado pela dieta adotada pelos quilombolas, rica em peixes, frutas regionais e sem acesso a comidas rápidas (*fast foods*), além de espaços amplos para a movimentação, com maiores possibilidades de atividades ao ar livre. Diferente dos dados da Pesquisa Nacional de Demografia e Saúde (PNDS)-

2006 (BRASIL, 2009) que identificou um risco moderado de obesidade infantil em todas as macrorregiões, aumentando apenas ligeiramente com o nível socioeconômico da população.

Foi detectado que o muito baixo peso entre as crianças com concentrações de Hg acima do LN resultaram em piores resultados do desenvolvimento motor, considerando o QMG. Isoladamente o peso não mostrou associação de risco com o atraso no desenvolvimento infantil. Não foi detectada relação estatística dos resultados do peso com os níveis de Hg nas crianças. Resultado diferente do observado por Marinho *et al.* (2014), que encontraram na comunidade de Barreiras uma significativa correlação ($R = 0.67$, $P = 0.0001$) entre os níveis de Hg com o peso das crianças, sendo justificado que pode ser resultado do consumo de proteínas e calorias elevados, incluindo peixes, o que pode elevar a exposição infantil ao Hg.

Em relação à estatura para a idade o déficit foi identificado em 11,27% das crianças quilombolas. Segundo os resultados da PNDS (BRASIL, 2009), para a região norte do Brasil, 14,7% das crianças apresentaram déficits para estatura, porém esses dados foram obtidos de crianças com até 5 anos de idade e não foram avaliadas crianças das áreas rurais da região. A significativa associação de risco da baixa altura com atraso no desenvolvimento das crianças quilombolas não é um achado inesperado, uma vez que esse índice reflete o crescimento linear e os déficits podem indicar uma perda prolongada da velocidade de crescimento, indicativos de uma desnutrição pregressa ou crônica.

As proporções de estatura adequada e baixa estatura foram similares entre as crianças quilombolas consideradas expostas ou não ao Hg. Xavier (2003) encontrou déficit estatural em crianças ribeirinhas expostas ao Hg na região do médio Tapajós, com 27% apresentando desnutrição crônica, contudo sem relação significativa do ponto de vista estatístico e com um ponto de corte para considerar como exposição de 7ppm, bem mais elevado que a presente pesquisa. Fonseca *et al.* (2008) não encontraram associação da altura com os níveis de Hg, assim como Dórea *et al.* (2005) na avaliação de 203 crianças indígenas da Amazônia abaixo de 10 anos, com identificação de valores baixos de altura quando comparados com a referência NCHS (*National Center for Health Statistics*).

Entre os participantes da pesquisa que tinham as concentrações de Hg acima do LN foram identificadas diferenças significativas das médias da EDM para os resultados de estatura. Na avaliação de testes psicométricos, Fonseca *et al.* (2008) encontraram correlação entre a estatura e pobres performances nos testes em crianças expostas ao Hg, comparando ribeirinhos da Amazônia, com média de $14,4\mu\text{g}\text{g}^{-1}$, e moradores de área agrária do Espírito Santo, com média de $0,25\mu\text{g}\text{g}^{-1}$. Não foram encontrados outros estudos que permitissem comparação dos resultados.

O índice de massa corporal (IMC), outro indicador nutricional, não mostrou diferença entre os grupos controle e pesquisa para os valores de Hg, nem relação com o desenvolvimento infantil. No presente estudo detectou-se que a interpretação do IMC como índice de adiposidade deve ser feita com prudência, pois pode apresentar falhas na interpretação, se não interpretado individualmente o peso e altura por idade, fato detectado em 3,6% das crianças, enquadradas com o IMC “adequado”, mas apresentando baixa estatura e o baixo peso, levando a uma incorreta análise de normalidade.

No estudo realizado na Amazônia Boliviana por Benefice, Monrroy e Rodriguez (2008) foi encontrada uma correlação positiva entre os níveis de Hg capilar e o *status* nutricional, peso/altura e IMC, na faixa etária entre 5 a 10 anos, não sendo identificado em crianças menores ou em adolescentes, e uma correlação negativa com o Hg nas mães. Uma explicação sugerida pelos autores para esse resultado é o fato de ser um período de crescimento mais sensível a nutrientes ingeridos fornecidos por peixes, mas não justificam a ausência de relação nas outras faixas etárias pesquisadas.

Os estudos que se propõe a verificar os efeitos degenerativos de poluentes ambientais, como no caso do Hg, baseado no desempenho nos testes aplicados, devem considerar a necessidade de avaliação de outras variáveis interferentes (FONSECA; TORRES; MALM, 2007; GRANDJEAN *et al.*, 1999), principalmente quando focarem populações não-urbanas, de baixo nível socioeconômico e mais isoladas geograficamente. Um exemplo é o estudo realizado por Tavares *et al.* (2005) em um grupo de crianças ribeirinhas da Amazônia que apresentavam maior consumo de peixes e maiores médias de Hg e um grupo controle, onde foi identificada uma elevada frequência de desempenhos neurológicos considerados

como "não normais" em ambos os grupos, evidenciando que os resultados não poderiam estar somente relacionados à exposição ao Hg.

Os quilombolas da Amazônia apresentam muitas carências próprias de populações com certo isolamento geográfico. Em Santarém, muitas comunidades apresentam um microssistema de abastecimento de água, além da orientação do uso de hipoclorito na água com finalidade de consumo. O tratamento do lixo nas comunidades de várzea é mais complexo, com uma coleta por barco, mas que muitas vezes se acumula. No planalto há a queima do lixo ou muitas vezes o mesmo é enterrado. Freitas *et al.* (2011) encontraram nos estudos com quilombolas condições sanitárias insuficientes, com grande parte da população carente de água tratada e de esgoto sanitário, situações relacionadas aos relatos substanciais de surtos de diarreia e doenças dermatológicas nessa população.

A ocorrência de endoparasitas intestinais é comum em locais que apresentam deficiências do sistema de saneamento básico e abastecimento de água e precariedade dos serviços de saúde. Populações da Amazônia que residem em zona rural sofrem com essa realidade, com as crianças apresentando elevada positividade para parasitoses intestinais (AMORAS, 2011; FONSECA *et al.*, 2010; SILVA *et al.*, 2012). Moraes (2008) considera que a falta de recursos de higiene e saneamento nas populações rurais e suburbanas beneficia a alta incidência do parasita *Trichuris trichiura* no Brasil, fato não detectado na presente estudo.

Nas comunidades os protozoários intestinais não patogênicos tiveram elevada frequência, espécies que apesar de não serem reconhecidas por causar danos à saúde do hospedeiro são consideradas marcadores das condições de higiene da população (MARTINS, 2014), e poucas espécies patogênicas. As crianças são mais acometidas pelas enteroparasitoses por não estarem com o sistema imunológico totalmente desenvolvido, associado a frequente despreocupação com hábitos de higiene adequados, com hábitos facilitadores, como andar descalças. Além de dividirem o espaço de recreação ou habitação com os elementos envolvidos nos ciclos biológicos das enteroparasitoses (SILVA *et al.*, 2005).

No estudo desenvolvido por Silva *et al.* (2005) fica evidente que determinadas condições, como o destino incerto de dejetos e acúmulo de lixo, falta de higiene doméstica, esgotos sanitários "a céu aberto" e a convivência contínua com insetos,

que também poluem o solo, e são participantes do ciclo biológico dos geo-helminths, expõe as crianças aos enteroparasitas. Foram encontradas elevadas prevalências de enteroparasitoses (94,1%) em 742 crianças de 2 a 10 anos, com baixos indicadores socioeconômicos, em Campina Grande, principalmente da *E. coli* (93,1%), *E. histolytica* (89,9%) e *A. lumbricoides* (56,3%). Nas crianças quilombolas o percentual de ocorrência de parasitas foi menor (54,5%), e os protozoários mais frequentes foram os mesmos.

Há ainda na Amazônia as mudanças sazonais que interferem no cotidiano das comunidades ribeirinhas. Entre as comunidades quilombolas de Santarém, segundo Guerrero *et al.* (2007), as comunidades de várzea, principalmente, apresentam condições adversas à saúde com a ausência de saneamento básico, o uso da água do rio sem um tratamento adequado e o próprio período de cheia do rio que propicia a exposição dos dejetos sanitários. Uma possível razão para a maior ocorrência de *G. lamblia*, parasita transmitido por água contaminada, nas comunidades de várzea, e maior prevalência de *E. histolytica* que em áreas de planalto.

Não há uma evidente preocupação em analisar o desenvolvimento infantil de crianças expostas ao Hg considerando um interferente reconhecido, ocorrência de parasitas. Grandjean *et al.* (1999) detectaram em crianças de 4 comunidades da bacia do rio Tapajós a ocorrência de parasitas intestinais como amebíase, giardíase, *Ascaris lumbricoides* ou ancilostomídeos, porém não avaliaram a relação com a exposição ao Hg, também pesquisado. A relação estatística entre os teores de HgT das crianças com enteroparasitas, encontrada por Amoras (2011), não foi encontrada no presente estudo. Não houve relação estatística de parasitas com o desempenho motor avaliado pela EDM.

A elevada ocorrência de parasitas nas amostras alerta para a necessidade de reforço das medidas educativas em saúde, uma vez que diversas infecções persistentes por parasitas intestinais estão associadas a uma série de consequências desfavoráveis ao desenvolvimento neuropsicomotor da criança, bem como ao desempenho em testes psicométricos que exijam concentração e integridade orgânica devido aos sintomas variados como, por exemplo, o prurido

anal e vulvar, sonolência, irritabilidade, pica, cólicas abdominais, tosse, entre outros (GRANDJEAN *et al.*, 2010).

Outro fator relevante em relação à ocorrência de parasitas intestinais na infância, abordado por Dórea *et al.* (2005), é a possibilidade de ocasionar má absorção de nutrientes e cursar com déficits antropométricos. Na presente pesquisa foi identificado que entre as crianças com IMC adequado houve 56,7% de ocorrências de parasitas, com IMC acima do esperado, 50% de casos de parasitas, e apenas 8,3% das crianças com IMC abaixo do esperado estavam parasitadas. Contudo, em 70,9% das crianças com baixa estatura havia positividade para ocorrência de parasitas.

Farias *et al.* (2012) avaliam que estudos de exposição ao Hg em crianças brasileiras devem considerar a diversidade do país, seus hábitos alimentares, nível socioeconômico e aspectos culturais. Osório (2002) comenta que as comunidades instaladas em zonas rurais ou na periferia das cidades convivem com a realidade de salários mais baixos, menores níveis educacionais, com consequente baixa disponibilidade de recursos para suprir as necessidades essenciais à qualidade de vida e acesso à alimentação. Situações propícias a uma maior ocorrência de anemia ferropriva, que quando grave e persistente nas crianças levam a déficits no desenvolvimento psicomotor, prejuízos na função cognitiva, maior susceptibilidade às infecções e aumento na taxa de morbidade (PINHEIRO *et al.*, 2008).

Os baixos níveis de hemoglobina encontrados em 22,9% das crianças quilombolas significam que apresentavam algum grau de anemia. Os percentuais foram similares entre os grupos com valores de Hg acima de 2 µg/g e abaixo, 25,4% e 21%, respectivamente. No estudo realizado por Amoras (2011) com crianças da região do rio Tapajós, São Luiz do Tapajós e Barreira, foi encontrada 46,7% de prevalência de anemia e constatada relação significativa com os valores de HgT (p-valor <0,0001). Essa prevalência elevada pode ser explicada pela faixa etária dos participantes ser menor que 5 anos, onde há reconhecidamente um maior percentual de anemia.

A relação encontrada no presente estudo foi entre as crianças anêmicas do grupo com maior exposição ao Hg com os piores escores do QMG em comparação com as crianças não anêmicas do mesmo grupo, indicando que a ocorrência

concomitante de Hg e anemia interferem no desenvolvimento infantil. E isoladamente também, com associações de risco significativas com atraso de desenvolvimento. Provavelmente esses resultados podem ser explicados pelos comprometimentos da anemia no desenvolvimento físico e mental das crianças, manifestando-se através de sonolência, diminuição da atenção, além de maior sensibilidade a toxicidade por metais pesados (UNICEF; WHO, 1999).

Nas famílias quilombolas pesquisadas houve um predomínio de classes econômicas mais baixas. É importante enfatizar que o instrumento utilizado, o Critério de Classificação Econômica Brasil, tem suas questões direcionadas para famílias urbanas. Nas comunidades de planalto a sua aplicação ainda é adequada, o que justifica a melhora na classificação em relação às comunidades de várzea, pois todas as comunidades dispõem de energia elétrica, o que possibilita a compra de itens como televisão em cores ou geladeira, por exemplo, e tem acesso por estradas, viabilizando a aquisição de um automóvel, quando possível economicamente.

Nas comunidades de várzea, onde a energia elétrica é disponibilizada por geradores e placas solares, presentes em poucas casas, a posse de alguns itens se torna desnecessária, como por exemplo, a máquina de lavar, a geladeira, o freezer e o DVD. E outros itens, que não constam no instrumento de avaliação, são imprescindíveis, como barcos e rabetas. O item “Automóvel” era muito fechado em sua definição, não permitia a substituição por moto, comum nas comunidades de planalto, ou barcos. Dessa forma esse instrumento mostrou-se insatisfatório para aplicação em comunidades rurais ribeirinhas.

Nos quilombos não foi identificada relação das classes socioeconômicas com os níveis de Hg, nem com atrasos no desenvolvimento, provavelmente pela similaridade da amostra, concentradas principalmente nas classes D e E. Diferente resultado foi detectado no estudo de Farias *et al.* (2012) no qual a classe D apresentou os maiores níveis de Hg nas amostras de cabelo, uma vez que as famílias com maiores níveis de renda consomem mais carne e frango que peixe e as com menores níveis de renda consomem mais peixe.

Percebe-se a necessidade de estudos longitudinais que acompanhem os agravos decorrentes da exposição ao Hg na Amazônia, principalmente se

considerado o período de latência evidenciado em alguns estudos, como os de Lederman *et al.* (2008), em crianças americanas, e de Castoldi *et al.* (2008) que encontraram no acompanhamento de menores aos 7 anos e 14 anos déficits variados, associados com a exposição pré-natal, ao analisar os dados do estudo realizado nas ilhas Faroé. Weiss, Clarkson e Simon (2002) também identificaram estudos em que expostos não apresentaram efeitos por anos, como o período de latência de 15 anos relatado após o surto de Minamata ou experimento com macacos recebendo doses diárias baixas de MeHg durante os 7 anos iniciais de vida e manifestando sintomas após 6 anos.

Os possíveis efeitos protetores de frutas e elementos químicos ao Hg, como o zinco e o selênio, sugerido por poucos estudos, também devem ser mais investigados. Marco (2007) identificou uma correlação negativa dos níveis de nitrito plasmático com a razão HgP/SeP, indicando um possível efeito protetor cardiovascular do selênio no plasma em indivíduos expostos ao Hg. Passos *et al.* (2008) identificaram em comunidades próximas ao rio Tapajós que o consumo de frutas modificou a relação entre os níveis de Hg no sangue e o consumo diário de Hg, onde para o mesmo consumo diário de Hg, o consumo maior de frutas estava associado a menores concentrações de Hg no sangue ($P < 0.0001$). Barbieri e Gardon (2009) encontraram outros dois estudos com resultados similares na Amazônia.

Outra preocupação é que os compostos orgânicos apresentam fácil penetração através das membranas biológicas, eficiente bioacumulação, alta volatilidade e eliminação de longo prazo de tecidos (NEVADO *et al.*, 2010). Então, a partir da identificação de exposição ao Hg, medidas devem ser pensadas para evitá-la ou minimizá-la. No estudo de Corvelo *et al.* (2014) foi detectado uma diminuição na média de HgT nas amostras de cabelo de mulheres em idade reprodutiva entre os anos de 1999 até 2012 de comunidades ribeirinhas São Luís do Tapajós e Barreiras, no Pará. Os autores avaliam que a redução do consumo de peixe identificada no período, com diversificação da dieta e alteração das espécies de peixes ingeridas, incluindo mais espécies planctívoras, estimuladas por medidas educacionais na região, contribuiu para os menores valores de Hg nessa população.

Há a necessidade de uma maior orientação direcionada à saúde ambiental dos quilombolas. O conceito de saúde ambiental, segundo a OMS, engloba tanto uma parte teórica, voltada para o conhecimento dos aspectos da saúde determinados pelo meio ambiente, e outra, prática, que avalia as possibilidades de correção, controle e prevenção dos fatores ambientais que podem afetar de forma adversa a saúde (WEIHS; MERTENS, 2013). Na Amazônia, assim como em outros locais com elevado consumo de peixes, a reorientação do consumo para as espécies menos contaminadas, ou a diluição das refeições com vegetais (UNIDO, 2003) e o consumo de frutas, são atividades práticas como forma de controle para um problema complexo.

A suspensão do consumo de peixes permanece um assunto polêmico, por ser uma importante fonte de ácidos graxos poliinsaturados de cadeia longa (AGPICL), com efeitos positivos no crescimento fetal e para o desenvolvimento do SNC (TINOCO *et al.*, 2007). Trasande, Landrigan e Schechter (2005) discutem que a perda de inteligência causada pela exposição ao Hg causa diminuição da produtividade que persiste durante o tempo de vida das crianças, mas não negam os benefícios dos AGPICLs, especialmente o ácido docosahexaenóico (DHA), ácido graxo ômega 3, uma vez que o feto humano tem uma habilidade limitada de sintetizar o precursor do DHA, ácido linolênico- α , e recomendam o consumo de peixes seguros. Os AGPICLs são ofertados através do cordão umbilical e pelo leite materno para o feto e lactante (SILVA; MIRANDA JÚNIOR; SOARES, 2007).

Nas coortes realizadas nas Ilhas Seychelles não foi identificado danos relacionados ao sistema nervoso em crianças com exposição pré-natal ao Hg e foi hipotetizado que os resultados positivos foram derivados dos fatores benéficos do consumo de peixe, tais como ácidos graxos ômega 3 (CASTOLDI *et al.*, 2008; GRANDJEAN; HERZ, 2011). No estudo com mães e crianças na Itália, a ausência de atrasos no neurodesenvolvimento também foi relacionada ao consumo de peixe fresco pelas crianças, porém os níveis de exposição ao Hg foram considerados baixos (VALENT *et al.*, 2013). No caso da população deste estudo, com baixos níveis de exposição mercurial, os benefícios do consumo podem suplantam os riscos, mas são necessários estudos para avaliar melhor o risco dessa exposição.

A partir dos dados obtidos com a presente pesquisa, uma nova preocupação se delimita para essa população, o mercúrio, importante neurotóxico ambiental. Apesar dos baixos níveis detectados, as condições socioeconômicas, o isolamento geográfico, a dependência dos rios e dos peixes e a baixa variabilidade da dieta, associado aos achados de outros estudos realizados na Amazônia, permitem classificá-los como expostos e questionar as consequências futuras dessa exposição.

8. CONCLUSÃO

As crianças quilombolas estão expostas ao Hg, principalmente as de comunidades de várzea, e a frequência do consumo de peixes é a provável causa por ser uma das principais fontes proteicas dessas comunidades. Houve um aumento do mercúrio com o aumento da idade das crianças, sendo necessário o acompanhamento dessa população com orientações e monitoramento, uma vez que há um período de latência para o surgimento das consequências.

Os resultados obtidos com a EDM sugerem que a exposição ao mercúrio interfira em áreas específicas do desenvolvimento motor, como a motricidade fina, a organização espacial e esquema corporal. E outras áreas da motricidade apresentaram bons resultados, o que provavelmente é facilitado pelas dificuldades inerentes do ambiente em que vivem.

Também foi detectado que outros interferentes no desenvolvimento devem ser considerados nas populações infantis da Amazônia, como a ocorrência de anemia e parasitas. A baixa estatura, sinal de desnutrição pregressa, e o baixo peso, relacionado a uma desnutrição mais atual, associados ao mercúrio resultaram em piores desempenhos no desenvolvimento motor das crianças.

A aplicação da escala de desenvolvimento motor mostrou ser viável em populações infantis da Amazônia. Nas regiões de várzea a aplicação requer adaptações, principalmente quando há carência de espaços físicos adequados. Os testes exigem um tempo flexível para a sua aplicação, pois é dependente do desempenho das crianças, e há a possibilidade de interpretações diferentes dos resultados de acordo com o avaliador, fato que pode ser corrigido com o treinamento contínuo dos testes.

9. REFERÊNCIAS

Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). Toxicological profile for mercury. Atlanta: U.S. Public Health; 1999.

Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Technical support document for a methylmercury reference dose as a basis for fish consumption screening values (FCSVs). Atlanta, 2009.

AKAGI, H.; MALM, O.; KINJO, Y.; HARADA, M.; BRANCHES, F.J.P.; PFEIFFER, W.C.; KATO, H. Methylmercury pollution in the Amazon, Brazil. **The Science of the Total Environment**, vol. 175, p. 85-95, 1995.

AKAGI, H.; NAGANUMA, A. Human exposure to Mercury and the accumulation of methylmercury that is associated with gold mining in the Amazon Basin, Brazil. **Journal of Health Science**, vol. 46, n. 5, p. 232-238, 2000.

ALMEIDA, R.; BERNARDI, J.V.E.; OLIVEIRA, R.C.; CARVALHO, D.P.; MANZATTO, A.G.; LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R. Flood pulse and spatial dynamics of mercury in sediments in Puruzinho lake, Brazilian Amazon. **Acta Amazonica**, vol. 44, n.1, p. 99 – 106, 2014.

AMARO, K.N.; JATOBÁ, L.; SANTOS, A.P.M.; ROSA NETO, F. Desenvolvimento motor em escolares com dificuldades na aprendizagem. **Movimento & Percepção**, Espírito Santo do Pinhal, SP, vol. 11, n. 16, jan./abr. 2010– ISSN 1679-8678.

AMIN-ZAKI, L.; MAJEED, M.A.; CLARKSON, T.W.; GREENWOOD, M.R. Methylmercury poisoning in Iraqi children: clinical observations over two years. **British Medical Journal**, vol. 1, p. 613-616, 1978.

AMORAS, W.W. **Interferentes bio-sócio-ambientais na exposição ao mercúrio em crianças ribeirinhas de diferentes regiões da Amazônia**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Pará, Núcleo de Medicina Tropical, Programa de Pós graduação em Doenças tropicais, 2011.

AMORIM, M.M.; MERGLER, D.; BAHIA, M.O.; DUBEAU, H.; MIRANDA, D.; LEBEL, J.; BURBANO, R.R.; LUCOTTE, M. Cytogenetic damage related to low level of methylmercury contamination in the Brazilian Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, vol. 72, n. 4, p. 497-507, 2000.

ARAÚJO, M.A.R.; SANTANA, M.C.; AZEVEDO FILHO, R.D. **Diagnóstico sócio-sanitário do Quilombola Serra do Osso Pesqueira – Pernambuco**. Monografia (Especialização) – Departamento de Saúde Coletiva, Centro de Pesquisas Aggeu Magalhães, Fundação Oswaldo Cruz, 2009.

ARTAXO, P.; CAMPOS, R.C.; FERNANDES, E.T.; MARTINS, J.V.; XIAO, Z.; LINDQVIST, O.; FERNANDEZ-JIMENEZ, M.T.; MAENHAUT, W. Large scale Mercury and trace elements measurements in the Amazon basin. **Atmospheric Environment**, Amsterdam, vol. 34, p. 4085-4096, 2000.

_ABEP-Associação Brasileira de Empresas de Pesquisa. Classificação socioeconômica -2012. Disponível em: www.abep.org – abep@abep.org. Acesso em: dezembro de 2012.

BADDELEY, A. Working memory: theories, models, and controversies. **Annual Review of Psychology**, vol. 63, p. 1–29, 2012.

BARBIERI, F.L.; GARDON, J. Hair mercury levels in Amazonian populations: spatial distribution and trends. **International Journal of Health Geographics**, vol 8, n. 71, 2009.

BARBOSA, Andréa Frizo de Carvalho. **Aplicação das escalas de Bayley de desenvolvimento infantil II para avaliação do comportamento em crianças com carência nutricional**. Mestrado (dissertação). Faculdade de Medicina de Ribeirão Preto- Universidade de São Paulo, 2004.

BARROS, R.P.; BIRON, L.; CARVALHO, M.; FANDINHO, M.; FRANCO, S.; MENDONÇA, R.; ROSALÉM, A.; SCOFANO, A.; TOMAS, R. **Determinantes do desenvolvimento na primeira infância no Brasil**. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada –Ipea-Texto para discussão no. 1478, Brasília, março, 2010.

BASTOS, W.R.; REBELO, M.F.; FONSECA, M.F.; ALMEIDA, R.; MALM, O. A description of mercury in fishes from the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Acta Amazônica**, vol. 38, n. 3, p. 431-438, 2008.

BASTOS, W.R.; GOMES, J.P.O.; OLIVEIRA, R.C.; ALMEIDA, R.; NASCIMENTO, E.L.; BERNARDI, J.V.E.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G.; PFEIFFER, W.C. Mercury in the Environment and Riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. **Science of the Total Environment**, vol. 368, p. 344-351, 2006.

BELLAMY, C. Healthy environments for children. **Bull World Health Organ**, p. 81-157, 2003.

BENEFICE, E.; MONRROY, S.J.; RODRIGUEZ, R.W. A nutritional dilemma: fish consumption, Mercury exposure and growth of children in Amazonian Bolivia. **International Journal of Environmental Health Research**, vol. 18, p. 415-427, 2008.

BEZERRA COSTA, B.G. **Distribuição de mercúrio (hg) em sedimento, água e biota da região de influencia dos efluentes da carcinicultura, na Gamboa do Cumbe - rio Jaguaribe – Ceará – Brasil**. Dissertação (Mestrado) Ciências Marinhas Tropicais da Universidade Federal do Ceará. Fortaleza, 2009.

BISINOTI, M.C.; JÚNIOR, É.S.; JARDIM, W. F. Seasonal behavior of Mercury species in Waters and sediments from de Negro River Basin, Amazon, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, vol. 18, n. 3, p. 544-553, 2007.

BOISCHIO, A.P.; HENSHEL, D. Fish Consumption, Fish Lore, and Mercury Pollution Risk Communication for the Madeira River People. **Environmental Research**, vol. 84, n. 2: p.108-26, 2000. Doi:10.1006/enrs.2000.4035.

BOSE-O'REILLY, S.; McCARTY, K.M.; STECKLING, N.; LETTMEIER, B. Mercury Exposure and Children's Health. **Current Problems in Pediatric and Adolescent Health Care**, vol. 40, n. 8, p. 186–215, September, 2010.

BRABO, E.S.; SANTOS, E.O.; JESUS, I.M.; MASCARENHAS, A.F.; FAIAL, K.F. Níveis de mercúrio em peixes consumidos pela comunidade indígena de Sai Cinza na Reserva Munduruku, Município de Jacareacanga, Estado do Pará, Brasil.

Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, vol. 15, n. 2, p. 325-331, abr-jun, 1999.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Saúde da criança. Acompanhamento do crescimento e desenvolvimento infantil**. Brasília (DF): MS; 2002.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Pesquisa Nacional de Demografia e Saúde da Criança e da Mulher – PNDS 2006: dimensões do processo reprodutivo e da saúde da criança**/ Centro Brasileiro de Análise e Planejamento. Brasília, 2009.

BRASIL. Fundação Cultural Palmares. **Sistema de informações de comunidades afro-brasileiras: SICAB; 2007**. Disponível em: <<http://www.palmares.gov.br>>. Acesso em setembro de 2014.

BRUNE, D.; NORDBERG, G.F.; VESTERBERG, O.; GERHARDSSON, L.; WESTER, P.O. A review of normal concentrations of Mercury in human blood. **Science of the total Environment**, 100 (Spec No), p. 235-82, Amsterdam, 1991.

CABRAL-MIRANDA, G.; DATTOLI, V.C.C.; DIAS-LIMA, A. Enteroparasitos e condições socioeconômicas e sanitárias em uma comunidade quilombola do semiárido baiano. **Revista de Patologia Tropical**, vol. 39, n. 1, p. 48-55, jan-mar, 2010.

CAPANEMA, F.D.; LAMOUNIER, J.A.; NORTON R.C.; JÁCOME, A.A.A.; RODRIGUES, D.A.; COUTINHO, R.L.; TONIDANDEL, W.C. Anemia ferropriva na infância: novas estratégias de prevenção, intervenção e tratamento. **Revista Med Minas Gerais**, vol. 13, n. 4 (Supl. 2), p. S30-S4, 2003.

CARVALHO, A.S.C.; SANTOS, A.S.; PEREIRA, S.F.P.; ALVES, C. Levels of As, Cd, Pb and Hg found in the hair from people living in Altamira, Pará, Brazil: Environmental implications in the Belo Monte. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, vol. 20, n. 6, p. 1153-1163, 2009.

CASTOLDI, A.F.; JOHANSSON, C.; ONISHCHENKO, N.; COCCINI, T.; RODA, E.; VAHTER, M.; CECCATELLI, S.; MANZO, L. Human developmental neurotoxicity of methylmercury: Impact of variables and risk modifiers. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, vol. 51, p. 201–214, 2008.

CERNICHIARI, E.; TORIBARA, T.Y.; LIANG, L.; MARSH, D.O.; BERLIN, M.W.; MYERS, G.J.; COX, C.; SHAMLAYE, C.F.; CHOISY, O.; DAVIDSON, P. The biological monitoring of mercury in the Seychelles study. **Neurotoxicology**, vol. 16, p. 613–628, 1995.

CHOI, A.L.; WEIHE, P.; BUDTZ-JORGENSEN, E.; JORGENSEN, P.J.; SALONEN, J.T.; TUOMAINEN, T.P.; MURATA, K.; NIELSEN, H.P.; PETERSEN, M.S.; ASKHAM, J.; GRANDJEAN, P. Methylmercury Exposure and Adverse Cardiovascular Effects in Faroese Whaling Men. **Environmental Health Perspectives**, vol. 117, n. 3, p. 367-372, March, 2009.

CORDIER, S.; GAREL, M.; MANDEREAU, L.; MORCEL, H.; DOINEAU, P.; GOSME-SEGURET, S.; JOSSE, D.; WHITE, R.; AMIEL-TISON, C. Neurodevelopmental

investigations among Methylmercury-exposed children in French Guiana. **Environmental Research**, Section A, vol. 89, p. 1-11, 2002.

CORVELO, T.C.O.; OLIVEIRA, É.A.F.; PARIJÓS, A.M.; OLIVEIRA, C.S.B.; LOIOLA, R.S.P.; ARAÚJO, A.A.; COSTA, C.A.; SILVEIRA, L.C.L.; PINHEIRO, M.C.N. Monitoring Mercury Exposure in Reproductive Aged Women Inhabiting the Tapajo's River Basin, Amazon. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 93, n. 1, p. 42-46, 2014.

COUTO, R.C.S.; CÂMARA, V.M.; SABROZA, P.C. Intoxicação mercurial: resultados preliminares em duas áreas garimpeiras - PA. **Cadernos de Saúde Pública**, vol. 4, p. 301-315, 1988.

CUTRIM, L.; BATISTA, V.S. Determinação de idade e crescimento do mapará (*Hypophthalmus marginatus*) na Amazônia Central. **Acta Amazonica**, Manaus, vol. 35, n. 1, 2005.

DAVIDSON, P.W.; MYERS, G.J.; WEISS, Bernard. Mercury Exposure and Child Development Outcomes. **Pediatrics**, vol 113, n. 4, p. 1023-9, 2004.

DÓREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; FERRARI, I.; DE SOUZA, J.R. Fish consumption (hair Mercury) and nutritional status of Amazonian Amerindian children. **American Journal of Human Biology**, vol. 17, p. 507-514, 2005.

DÓREA, J.G.; MARQUES, R.C.; ISEJIMA, C. Neurodevelopment of Amazonian Infants: Antenatal and Postnatal Exposure to Methyl- and Ethylmercury. **Journal of Biomedicine and Biotechnology**, 9 p., 2012.

DUTRA, M.D.S.; JESUS, I.M.; SANTOS, E.C.O.; LIMA, M.O.; MEDEIROS, R.L.F.; CAVADAS, M.; LUIZ, R.R.; CÂMARA, V.M. Longitudinal assessment of mercury exposure in schoolchildren in an urban area of the Brazilian Amazon. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, vol. 28, n. 8, p. 1539-1545, Aug. 2012.

FAIAL, K.R.F.; SANTOS, E.C.O.; BRABO, E.S.; SÁ, G.G.; JESUS, I.M.; LIMA, M.O.; MENDES, R.A.; MASCARENHAS, A.F.S. Níveis de mercúrio em peixes do rio Trombetas no baixo Amazonas: uma área sem influência da garimpagem. **Cadernos de Saúde Coletiva**, vol. 13, n. 1, p. 237-248, 2005.

FAO/WHO/ Joint Expert Committee on Food Additives (JECFA). Sixty-first meeting. Summary and conclusions. Jun. 2003. Disponível em <ftp://ftp.fao.org/es/esn/jecfa/jecfa61sc.pdf>. Acessado em agosto de 2014.

FARIAS, Luciana Aparecida. **Avaliação do conteúdo de Mercúrio, Metilmercúrio e outros elementos de interesse em peixes e em amostras de cabelos e dietas de pré-escolares da Região Amazônica**. Tese (Doutorado em Tecnologia Nuclear - Aplicações) - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006.

FARIAS, L.A.; FÁVARO, D.I.T.; PESSOA, A.; AGUIAR, J.P.L.; YUYAMA, L.K.O. Mercury and methylmercury concentration assessment in children's hair from Manaus, Amazonas State, Brazil. **Acta Amazonica**, vol. 42, n. 2, p. 279-286, 2012.

FARIAS, L.A.; FÁVARO, D.I.T.; SANTOS, J.O.; VASCONSELLOS, M.B.; PESSÔA, A.; AGUIAR, J.P.L.; YUYAMA, L. Cooking process evaluation on mercury content in fish. **Acta Amazonica**, vol 40, n. 4, p. 741-748, 2010.

FARIAS, L.A.; SANTOS, N.R.; FÁVARO, D.I.T.; BRAGA, E.S. Mercúrio total em cabelo de crianças de uma população costeira, Cananéia, São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, vol. 24, n. 10, p. 2249-56, 2008.

FIGUEIRA, A.C.; SOUZA, I.C.N.; RIOS, V.G.; BENGUIGUI, Y. **Manual para vigilância do desenvolvimento infantil no contexto da AIDPI**. Washington, D.C.: OPAS - Organização Pan-Americana da Saúde, 2005.

FONSECA, E.O.L.; TEIXEIRA M.G.; TEIXEIRA, M.L.B.; CARMO, E.H.; COSTA, M.C.N. Prevalência e fatores associados às geo-helmintíases em crianças residentes em municípios com baixo IDH no Norte e Nordeste brasileiros. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, vol. 26, n. 1, p. 143-152, Jan. 2010.

FONSECA, M.F.; DÓREA, J.G.; BASTOS, W.R., MARQUES, R.C.; TORRES, J.P.M.; MALM, O. Poor psychometric scores of children living in isolated riverine and agrarian communities and fish–methylmercury exposure. **NeuroToxicology**, vol. 29, Issue 6, p. 1008-1015, november, 2008.

FONSECA, M.F.; TORRES, J.P.M.; MALM, O. Interferentes ecológicos na avaliação cognitiva de crianças ribeirinhas expostas a metilmercúrio: o peso do subdesenvolvimento. **Oecologia Brasiliensis**, vol. 11, n. 2, p. 277-296, 2007.

FONSECA, Vítor. **Psicomotricidade**. 3ª. Ed. São Paulo: Martins Fontes, 1993.

FREIRE, C.; RAMOS, R.; LOPEZ-ESPINOSA, M.J.; DIEZ, S.; VIOQUE, J.; BALLESTER, F.; FERNANDEZ, M.F. Hair mercury levels, fish consumption, and cognitive development in preschool children from Granada, Spain. **Environmental Research**, vol. 110, p. 96–104, 2010.

FREITAS, D.A.; CABALLERO, A.D.; MARQUES, A.S.; HERNÁNDEZ, C.I.V.; ANTUNES, S.L.N.O. Saúde e comunidades quilombolas: uma revisão da literatura. **Revista CEFAC**, São Paulo, 2011.

FREITAS, D.B.; SILVA, J.M.; GALVÃO, E.F.C. A relação do lazer com a saúde nas comunidades quilombolas de Santarém. **Revista Brasileira Ciência e Esporte**, Campinas, vol. 30, n. 2, p. 89-105, jan., 2009.

GRANDJEAN, P.; HERZ, K. T. Methylmercury and Brain Development: Imprecision and Underestimation of Developmental Neurotoxicity in Humans. **Mount Sinai Journal of Medicine**, vol. 78, p. 107–118, 2011.

GRANDJEAN, P.; MURATA, K.; BUDTZ-JØRGENSEN, E.; WEIHE, P. Cardiac autonomic activity in methylmercury neurotoxicity: 14 year follow-up of a Faroese birth cohort. **The Journal IF Pediatrics**, February, 2004.

GRANDJEAN, P.; SATOH, H.; MURATA, K.; ETO, K. Adverse Effects of methylmercury: Environmental Health Research Implications. **Environmental Health Perspectives**, vol. 118, n. 8, august, 2010.

GRANDJEAN, P.; WEIHE, P.; WHITE, R.F.; DEBES, F.; ARAKI, S.; YOKOYAMA, K.; MURATA, K.; SORENSE, N.; DAHL, R.; JORGENSEN, P.J. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. **Neurotoxicology and Teratology**, vol. 19, p. 417–428, 1997.

GRANDJEAN, P.; WHITE, R.F.; NIELSEN, A.; CLEARY, D.; SANTOS, E.C.O. Methylmercury Neurotoxicity in Amazonian Children Downstream from Gold Mining. **Environmental Health Perspectives**, vol. 107, n. 7, 1999.

GUERRERO, A.F.H.; SILVA, D.O.; TOLEDO, L.M.; GUERRERO, J.C.H.; TEIXEIRA, P. Mortalidade infantil em remanescentes de quilombos do município de Santarém-Pará, Brasil. **Saúde e Sociedade**, vol. 16, n. 2, p. 103-110, 2007.

GUERRERO, A.F.H... [et. al]; ALMEIDA, A.W.B. (Coord). **Nova cartografia social da Amazônia: uso de recursos naturais em comunidades quilombolas de Santarém – Pará**. Projeto Nova Cartografia Social da Amazônia / UEA Edições, 2009.

GURJÃO, R.S.; LEMOS, V.P.; COSTA, M.L.; DANTAS FILHO, H.A.; DANTAS, K.G.F.; LIMA, W.T.S. Comportamento do Mercúrio em Perfis de Solos do Sítio Ilha de Terra-Caxiunã, Pará. **Química Nova**, vol. 33, n. 4, p. 821-826, 2010.

HACON, S.; BARROCAS, P.R.G.; VASCONCELLOS, A.C.S.; BARCELLOS, C.; WASSERMAN, J.C.; CAMPOS, R.C. Um Panorama dos Estudos Sobre Contaminação por Mercúrio na Amazônia Legal no Período de 1990 a 2005 – Avanços e Lacunas. **Geochimica Brasiliensis**, vol. 23, n. 1, p. 029-048, 2009.

HACON, S.S.; DÓREA, J.G.; FONSECA, M.F.; OLIVEIRA, B.A.; MOURÃO, D.S.; RUIZ, C.M.V.; GONÇALVES, R.A.; MARIANI, C.F.; BASTOS, W.R. The Influence of Changes in Lifestyle and Mercury Exposure in Riverine Populations of the Madeira River (Amazon Basin) near a Hydroelectric Project. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, vol. 11, p. 2437-2455, 2014.

HARADA, M. Minamata Disease: Methylmercury Poisoning in Japan Caused by Environmental Pollution. **Critical Reviews in Toxicology**, vol. 25, n. 1, p. 1-24, 1995.

HU, H. Intoxicação por Metais Pesados. In: **Intoxicação, Overdose de Droga e Envenenamento**. Harrison Medicina Interna, 16ª. ed. McGraw-Hill Interamericana do Brasil Ltda. Rio de Janeiro, 2006.

JENSEN, T.K.; GRANDJEAN, P.; JORGENSEN, E.B.; WHITE, R.F.; DEBES, F.; WEIHE, P. Effects of breast feeding on neuropsychological development in a community with methylmercury exposure from seafood. **Journal of Exposure Analysis and Environmental Epidemiology**, vol 15, p. 423-430, 2005.

KARAGAS, M.; CHOI, A.L.; OKEN, E.; HORVAT, M.; SCHOENY, R.; KAMAI, E.; GRANDJEAN, P.; KORRICK, S. Evidence on the Human Health Effects of Low-Level Methylmercury Exposure. **Environmental Health Perspectives**, vol.120, n. 6, june, 2012.

KEHRIG, H.A.; PALERMO, E.F.A.; SEIXAS, T.G.; SANTOS, H.S.B.; MALM, O.; AKAGI, H. Methyl and Total Mercury Found in Two Man-Made Amazonian

Reservoirs. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, vol. 20, n. 6, p. 1142-1152, 2009.

KHOURY, E.D.T.; SOUZA, G.S.; SILVEIRA, L.C.L.; COSTA, C.A.; ARAÚJO, A.A.; PINHEIRO, M.C.N. Manifestações neurológicas em ribeirinhos de áreas expostas ao mercúrio na Amazônia brasileira. **Caderno de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, vol. 29, n. 11, p. 2307-2318, nov., 2013.

KLAUTAU-GUIMARÃES, M.N.; D'ASCENÇÃO, R.; CALDART, F.A.; GRISOLIA, C.K.; SOUZA, J.R.; BARBOSA, A.C.; CORDEIRO, C.M.T.; FERRARI, I. Analysis of genetic susceptibility to mercury contamination evaluated through molecular biomarkers in at-risk Amazon Amerindian populations. **Genetics and Molecular Biology**, São Paulo, vol. 28, n. 4, dec., 2005.

LACERDA, L.D. Amazon Mercury Emissions. *Nature*, vol 374, p. 20-21, 1995.

LACERDA, D.; MALM, O. Mercury Contamination in Aquatic Ecosystems: an Analysis of the Critical Areas. **Estudos Avançados**, vol. 22, n. 63, p. 173-190, 2008.

LACERDA, L.D.; BASTOS, W.R.; ALMEIDA, M.D. The impacts of land use changes in the mercury flux in the Madeira River, Western Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, vol. 84, n. 1, p. 69-78, 2012.

LANDRIGAN, P.J. What causes Autism? Exploring the environmental contributions. **Current Opinion Pediatrics**, vol. 22, n. 2, p. 219-25, 2010.

LANDRIGAN, P.J.; KIMMEL, C.A.; CORREA, A.; ESKENAZI, B. Children's health and the environment: public health issues and challenges for risk assessment. **Environmental Health Perspectives**, vol. 112, p. 257-65, 2004.

LEBEL, J.; ROULET, M.; MERGLER, D.; LUCOTTE, M.; LARRIBE, F. Fish diet and mercury exposure in a riparian Amazonian population. **Water, Air and Soil Pollution**, vol. 97, p. 31-44, 1997.

LEITE, H.S.F. **Crescimento somático e padrões fundamentais de movimento: um estudo em escolares**. Dissertação (Mestrado) Universidade Estadual Paulista. Instituto de Biociências. Rio Claro, 2002.

LEDERMAN, S.A.; JONES, R.L.; CALDWELL, K.L.; RAUH, V.; SHEETS, S.E.; TANG, D.; VISWANATHAN, S.; BECKER, M.; STEIN, J.L.; WANG, R.Y.; PERERA, F.P. Relation between cord blood Mercury levels and early child development in a World Trade Center Cohort. **Environmental Health Perspectives**, vol. 116, n. 8, p.1085-1091, 2008.

LIMA, D.P. **Avaliação da contaminação por metais pesados na água e nos peixes da bacia do rio Cassiporé, Estado do Amapá, Amazônia, Brasil**. Dissertação (Mestrado) – Fundação Universidade Federal do Amapá, Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Tropical, 2013.

LIMA VERDE FILHO, A.M. CAMPOS, R.C.; GOES, V.A.; PINTO; R.A.G. Avaliação da perda de mercúrio total em peixe antes e após os processos de fritura e cocção. **Ciência e Tecnologia de Alimentos**, vol. 19, n. 1, Campinas, jan./apr., 1999.

LLOP, S.; GUXENS, M.; MURCIA, M.; LERTXUNDI, A.; RAMON, R.; RIANÓ, I.; REBAGLIATO, M.; IBARLUZEA, J.; TARDON, A.; SUNYER, J.; BALLESTER, F. Prenatal Exposure to Mercury and Infant Neurodevelopment in a Multicenter Cohort in Spain: Study of Potential Modifiers. **American Journal of Epidemiology**, vol. 175, n. 5, p. 451-465, 2012.

LLORENTE BALLESTEROS, M^a.T.; VÍRSEDA CHAMORRO, I.; PERAL JIMÉNEZ, R.; SANZ GRIMALDI, M^a.J.; RUIZ TEJADA, M^a.A.; LÓPEZ COLÓN, J.L. Metilmercurio en el cabello de población infantil. **Sanidad Militar**, vol 67, n.3, p. 299-303, 2011.

MAHAFFEY, K. R. Mercury exposure: medical and public health issues. **Transactions of The American Clinical and Climatological Association**, vol. 116, p. 127-153, 2005.

MALM, O.; BRANCHES, F.J.P.; AKAGI, H.; CASTRO, M.B.; PFEIFFER, W.C.; HARADA, M.; BASTOS, W.R.; KATO, H. Mercury and methylmercury in fish and human hair from the Tapajós river basin, Brazil. **The Science of the Total Environment**, vol. 175, p. 141-150, 1995.

MALM, O.; DÓREA, J.G.; BARBOSA, A.C.; PINTO, F.N.; WEIHE, P. Sequential hair mercury in mothers and children from a traditional riverine population of the rio Tapajós, Amazonia: seasonal changes. **Environmental Research**, vol. 110, p. 705-709, 2010.

MARCO, K.C. **Avaliação da exposição ao metilmercúrio e dieta rica em selênio sobre os níveis de óxido nítrico na população da região amazônica**. Dissertação (Mestrado). Toxicologia. Faculdade de Ciências Farmacêuticas-USP, Ribeirão Preto, 2007.

MARINHO, J.S.; LIMA, M.O.; SANTOS, E.C.O.; JESUS, I.M.; PINHEIRO, M.C.N.; ALVES, C.N.; MULLER, R.C.S. Mercury Speciation in Hair of Children in Three Communities of the Amazon, Brazil. **BioMed Research International**, 2014. Doi:10.1155/2014/945963.

MARQUES, R.C.; BERNARDI, J.V.E.; DÓREA, J.G.; BRANDÃO, K.G.; BUENO, L.; LEÃO, R.S.; MALM, O. Fish Consumption during Pregnancy, Mercury Transfer, and Birth Weight along the Madeira River Basin in Amazonia. **International Journal of Environmental Research Public Health**, vol. 10, n. 6, p. 2150-2163, 2013.

MARTINS, I. S. **Pesquisa de Parasitas Intestinais em Crianças e Manipuladores de Alimentos da Creche Lyndemberg Vieira, João Pessoa**. Monografia (Graduação). 52fls. Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa, 2014.

MATTOS, H. “Remanescentes das comunidades dos quilombos”: memória do cativo e política de reparação no Brasil. **Revista USP**, São Paulo, vol. 68, p. 104-111, dezembro/fevereiro, 2005-2006.

MEDINA-PAPST, J.; MARQUES, I. Avaliação do desenvolvimento motor de crianças com dificuldades na aprendizagem. **Revista Brasileira de Cineantropometria e Desempenho Humano**, vol. 12, n. 1, p. 36-42, 2010.

MELLO-DA-SILVA, C. A.; FRUCHTENGARTEN, L. Riscos químicos ambientais à saúde da criança. **Jornal de Pediatria**, vol. 81, n. 51 (supl.), 2005.

MIRANDA, M.J. **Estudo dos aspectos ambientais, socioeconômicos e de desempenho motor de crianças residentes nas proximidades do Ribeirão Anicuns, Goiânia-GO**. Programa de Pós-graduação (Mestrado) em Ciências Ambientais e Saúde da Universidade Católica de Goiás, 2008.

MIRANDA, R.G.; PEREIRA, S.F.P.; ALVES, D.T.V.; OLIVEIRA, G.R.F. Qualidade de recursos hídricos da Amazônia – Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Ambi-Agua**, vol. 4, n. 2, p. 75-92, 2009.

MORAES, R.G. **Parasitologia e Micologia Humana**, Ed. Guanabara Koogan, 5ª ed., 2008.

MOTTA, V.T. **Aspectos Bioquímicos da Hematologia**. In: MOTTA, V.T. *Bioquímica Clínica: Princípios e Interpretações*. 4º ed. Porto Alegre: editora Missau, Robe Editorial, EDUCS, 2003.

MURATA, K.; DAKEISHI, M.; SHIMADA, M.; SATOH, H.S. Assessment of intrauterine methylmercury exposure affecting child development: messages from the newborn. **The Tohoku Journal of Experimental Medicine**, vol. 213, p. 187-202, 2007.

MYERS, G.J., DAVIDSON, P.W. Does Methylmercury Have a Role in Causing Developmental Disabilities in Children? **Environmental Health Perspectives**, vol. 108, Supplement 3, June, 2000.

NEVADO, J.J.B.; RODRÍGUEZ MARTÍN-DOIMEADIOS, R.C.; GUZMÁN BERNARDO, F.J.; JIMÉNEZ MORENO, M.; HERCULANO, A.M.; NASCIMENTO, J.L.M.; CRESPO-LÓPEZ, M.E. Mercury in the Tapajós River basin, Brazilian Amazon: A review. **Environment International**, vol. 36, p. 593–608, 2010.

NOVAES DA SILVA, J.A. Condições sanitárias e de saúde em Caiana dos Crioulos, uma comunidade quilombola do Estado da Paraíba. **Saúde e Sociedade**, vol. 16, p. 111-124, São Paulo, 2007.

OKEN, E.; BELLINGER, D.C. Fish consumption, methylmercury and child neurodevelopment. **Current Opinion in Pediatrics**, vol. 20, n. 2, p. 178-183, April, 2008.

OKEN, E.; WRIGHT, R.O.; KLEINMAN, K.P.; BELLINGER, D.C.; AMARASIRIWARDENA, C.J.; HU, H.; RICH-EDWARDS, J.W.; GILLMAN, M.W. Maternal Fish Consumption, Hair Mercury, and Infant Cognition in a US Cohort. **Environmental Health Perspective**, vol. 113, n. 10, p. 1376-1380, 2005.

OKEN, E.; RADESKY, J.S.; WRIGHT, R.O.; BELLINGER, D.C.; AMARASIRIWARDENA, C.J.; KLEINMAN, K.P.; HU, H.; GILLMAN, M.W. Maternal fish intake during pregnancy, blood mercury, and child cognition at age 3 years in a US cohort. **American Journal of Epidemiology**, vol. 167, n.10, p. 1171–1181, 2008.

OLIVEIRA, Fátima. **Saúde da população negra: Brasil ano 2001**. Brasília: Organização Pan-Americana da Saúde, 2003.

OLIVEIRA, Raimundo Antônio Gomes. **Hemograma: como fazer e interpretar**. São Paulo: Livraria Médica Paulista Editora, 2007.

OLIVEIRA, M.A.A.; OSÓRIO, M.M.; RAPOSO, M.C.F. Concentração de hemoglobina e anemia em crianças no Estado de Pernambuco, Brasil: fatores sócio-econômicos e de consumo alimentar associados. **Caderno Saúde Pública**, Rio de Janeiro, vol. 22, n.10, p. 2169- 2178, out., 2006.

OSÓRIO, M.M. Fatores determinantes da anemia em crianças. **Jornal de Pediatria** [periódico on-line], vol. 78, n. 4, p. 269-78, 2002.

OSÓRIO, M.M.; LIRA, P.I.; ASHWORTH, A. Factors associated with Hb concentration in children aged 6-59 months in the State of Pernambuco, Brazil. **British Journal of Nutrition**, vol. 91, n. 2, p. 307-15, 2004.

PALETTI, G. **Determinação de Mercúrio e Metil-Mercúrio em cabelos de populações residentes no Parque Indígena do Xingu. Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares/Autarquia Associada à Universidade de São Paulo**. Dissertação (Mestrado) Ciências na Área de Tecnologia Nuclear-Aplicações. São Paulo, 1999.

PASSOS, C.J.S., MERGLER, D. Human mercury exposure and adverse health effects in the Amazon: a review. **Cadernos de Saúde Pública**. Rio de Janeiro, 24 Sup 4, S503-S520, 2008.

PASSOS, C.J.S.; SAMPAIO DA SILVA, D.; LEMIRE, M.; FILLION, M.; GUIMARÃES, J.R.D.; LUCOTTE, M.; MERGLER, D. Daily Mercury intake in fish-eating populations in the Brazilian Amazon. **Journal of Exposure Science and Environmental Epidemiology**, vol. 18, p. 76-87, 2008.

PIMENTEL, Diego Ramos. **Avaliação de mercúrio total em peixes de igarapés associados ao rio Mamuru, Pará, Brasil**. Dissertação (Mestrado) Estudo de Ecossistemas Amazônicos. Programa Recursos naturais da Amazônia. Universidade Federal do Pará, Santarém, 2011.

PINHEIRO, F.G.M.B.; SANTOS, S.L.D.X.; CAGLIARI, M.P.P.; PAIVA, A.A.; QUEIROZ, M.S.R.; CUNHA, M.A.L.; JANEIRO, D.I. Avaliação da anemia em crianças da cidade de Campina Grande, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Hematologia e Hemoterapia**, vol. 30, n. 6, p. 457-462, 2008.

PINHEIRO, M.C.N.; CRESPO-LÓPEZ, M.E.; VIEIRA, J.L.F.; OIKAWA, T. GUIMARÃES, G.A.; ARAÚJO, C.C.; AMORAS, W.W.; RIBEIRO, D.R.; HERCULANO, A.M.; NASCIMENTO, J.L.M.; SILVEIRA, L.C.L. Mercury pollution and childhood in Amazon riverside villages. **Environment International**, vol. 33, n. 1, p. 56-61, 2007.

PINHEIRO, M.C.N.; FARRIPAS, S.S.M.; OIKAWA, T.; COSTA, C.A.; AMORAS, W.W.; VIEIRA, J.L.F.; SILVEIRA, A.J.A.; LIMA, A.C.M.; SOUZA, G.S.; SILVEIRA, L.C.L. Temporal Evolution of Exposure to Mercury in Riverside Communities in the

Tapajós Basin, from 1994 to 2010. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, vol. 89, p.119–124, 2012.

PINHEIRO, M.C.N.; GUIMARÃES, G.A.; NAKANISHI, J.; OIKAWA, T.; VIEIRA, J.L.; QUARESMA, M.; CARDOSO, B.; AMORAS, W. Avaliação da contaminação mercurial mediante análise do teor de Hg total em amostras de cabelos em comunidades ribeirinhas do Tapajós, Pará, Brazil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, vol. 33, n. 2, p. 181-184, mar-abr., 2000.

PINHEIRO, M.C.N.; OIKAWA, T.; VIEIRA, J.L.; GOMES, M.S.; GUIMARÃES, G.A.; CRESPO-LOPEZ, M.E.; MULLER, R.C.; AMORAS, W.W.; RIBEIRO, D.R.; RODRIGUES, A.R.; CORTES, M.I.; SILVEIRA, L.C. Comparative study of human exposure to Mercury in riverside communities in the Amazon region. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, vol. 39, p. 411-414, 2006.

PORVARI, P. Mercury levels of fish in Tucuruí hydroelectric reservoir and in River Mojú in Amazonia, in the state of Pará, Brazil. **The Science of the Total Environment**, vol. 175, p. 109-117, 1995.

PREBIANCHI, H.B. A importância do aspecto (psico) motor na avaliação e tratamento das dificuldades sociais infantis. **Revista Estudos de Psicologia**, PUC-Campinas, vol. 19, n. 2, p. 86-92, maio/agosto, 2002.

ROSA NETO, Francisco. **Manual de Avaliação Motora**. Porto Alegre: Artmed, 2002.

ROSA NETO, F.; SANTOS, A.P.M.; XAVIER, R.; AMARO, K.N. A importância da avaliação motora em escolares: análise da confiabilidade da Escala de Desenvolvimento Motor. **Revista Brasileira Cineantropometria e Desempenho Humano**, vol. 12, n. 6, p. 422-427, 2010.

ROSA NETO, F.; AMARO, K.N.; PRESTES, D.B.; ARAB, C. O esquema corporal de crianças com dificuldade de aprendizagem. **Revista Semestral da Associação Brasileira de Psicologia Escolar e Educacional**, SP, vol. 15, n.1, p. 15-22, Janeiro/Junho de 2011.

SÁ, A.L.; HERCULANO, A.M.; PINHEIRO, M.C.N.; SILVEIRA, L.C.L.; NASCIMENTO, J.L.M.; CRESPO-LÓPEZ, M.L. Exposição humana ao mercúrio na região oeste do estado do Pará. **Revista Paraense de Medicina**, vol. 20, n. 1, p. 19-25, 2006.

SAMPAIO DA SILVA, D.; LUCOTTE, M.; ROULET, M.; POIRIER, H.; MERGLER, D.; CROSSA, M. Mercúrio nos Peixes do Rio Tapajós, Amazônia Brasileira. **INTERFACEHS – Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente** - vol.1, n. 1, Art 6, ago., 2006.

SANTOS, E.C.O.; CAMARA, V.M.; JESUS, I.M.; BRABO, E.S.; LOUREIRO, E.C.B.; MASCARENHAS, A.F.; FAYAL, K.F.; SÁ FILHO, G.C.; SAGICA, F.E.; LIMA, M.O.; HIGUCHI, H.; SILVEIRA, I.M. A contribution to the establishment of reference values for total mercury levels in hair and fish in Amazonia. **Environmental Research**, vol. 90, p. 6-11, 2002.

SANTOS, E.C.O.; JESUS, I.M.; BRABO, E.S.; CÂMARA, V.M.; LOUREIRO, E.C.B.; SILVA, D.F.L.; SOUZA, M.R.S.; BRANCHES, F.; CLEARY, D. Estudo de saúde e

exposição ao mercúrio da comunidade ribeirinha de Brasília Legal, Estado do Pará, Brasil. **Cadernos Saúde Coletiva**, vol.7, n. 2, p. 131-146, 1999.

SANTOS, E.C.O.; JESUS, I.M.; CÂMARA, V.M.; BRABO, E.S.; JESUS, M.I.; FAYAL, K.F.; ASMUS, C.I.R.F. Correlation between blood Mercury levels in mothers and newborns in Itaituba, Pará State, Brazil. **Cadernos Saúde Pública**, vol. 23, Sup 4, p. S622-S629, 2007.

SANTOS, S.; DANTAS, L.; OLIVEIRA, J.A. Desenvolvimento motor de crianças, de idosos e de pessoas com transtornos de coordenação. **Revista Paulista de Educação Física**, São Paulo, vol. 18, p. 33-44, 2004.

SANTOS, G.M.; FERREIRA, E.J.G.; ZUANON, J.A.S. Peixes comerciais de Manaus: Ibama/AM, ProVárzea, 2006. p. 144.

SANTOS FILHO, E.; SOUZA E SILVA, R.; SAKUMA, A.M.; SCORSAFAVA, M.A. Teores de chumbo e mercúrio em cabelo de crianças residentes em Cubatão, na região sudeste do Brasil. **Revista de Saúde Pública**, vol 27, n.2, p. 81-86, 1993.

SCHULZ, A.R. **Variações inter-individuais em biomarcadores de exposição ao mercúrio em uma população ribeirinha do rio Tapajós, Pará**. Dissertação (Mestrado) Ciências na Área de Concentração Toxicologia. Faculdade de Ciências Farmacêuticas de Ribeirão Preto/USP, 2009.

SILVA, D.R.B.; MIRANDA JÚNIOR, P.F.; SOARES, E.A. A importância dos ácidos graxos poliinsaturados de cadeia longa na gestação e lactação. **Revista Brasileira de Saúde Materno Infantil**, Recife, vol. 7, n. 2, abril, 2007.

SILVA, E. F.; SILVA, V. B. C.; FREITAS, F. L.C. Parasitoses intestinais em crianças residentes na comunidade ribeirinha São Francisco do Laranjal, município de Coari, estado do Amazonas, Brasil. **Revista de Patologia Tropical**, vol. 41, n. 1, p. 97-101, jan/mar, 2012.

SILVA, J.A.N. Condições sanitárias e de saúde em Caiana dos Crioulos, uma comunidade Quilombola do Estado da Paraíba. **Saúde e Sociedade**, vol. 16, n. 2, p. 111-124, São Paulo, agosto, 2007.

SILVA, M.T.N.; PONTES, A.; ARAGÃO, P.; ANDRADE, J.; TAVARES-NETO, J. Prevalência de parasitas intestinais em crianças, com baixos indicadores sócio-econômicos, de Campina Grande (Paraíba). **Revista Baiana de Saúde Pública**, vol. 29, n. 1, p. 121-125, jan/jun, 2005.

SIQUEIRA, G.W.; APRILE, F.M. Distribuição de mercúrio total em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica – Brasil. **Acta Amazônica**, vol. 42, n. 2, p. 259 – 268, 2012.

SOARES, M.G.M. [et al.]/organizadores. **Peixes de lagos do médio rio Solimões**. 2. ed. rev.– Manaus: Instituto I-piatam, 2008.

TAVARES, L.M.B.; CÂMARA, V.M.; MALM, O.; SANTOS, E.C.O. Performance on neurological development tests by riverine children with moderate mercury exposure in Amazonia, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, vol. 21, n. 4, p. 1160-1167, 2005.

TELMER, K.H.; COSTA, M.; ANGÉLICA R.S.; ARAUJO E.S.; MAURICE Y. The source and fate of sediment and mercury in the Tapajós River, Pará, Brazilian Amazon: ground and space-based evidence. **Journal of Environmental Management**, vol. 81, p.101-113, 2006.

TINOCO, S.M.B.; SICHIERI, R.; MOURA, A.S.; SANTOS, F.S.; CARMO, M.G.T. Importância dos ácidos graxos essenciais e os efeitos dos ácidos graxos trans do leite materno para o desenvolvimento fetal e neonatal. **Cadernos de Saúde Pública** [online], vol.23, n. 3, p. 525-534, 2007.

TRASANDE, L.; LANDRIGAN, P.J.; SCHECHTER, C. Public Health and Economic Consequences of Methyl Mercury Toxicity to the Developing Brain. **Environmental Health Perspectives**, vol. 113, n. 5, may, 2005.

UNEP - United Nations Environment Program. **Chemicals: Global Mercury Assessment**. Geneva, 2002.

UNICEF; WHO; MI. Preventing iron deficiency in women and children. Technical workshop. Boston: **International Nutrition Fundation**, 1999.

United Nations Industrial Development Organization (UNIDO). Global Mercury Project - **Protocols for Environmental and Health Assessment of Mercury Released by Artisanal and Small-Scale Gold Miners (ASM)**. Vienna, 2003.

_US Environmental Protection Agency (U.S.EPA). In: Water quality criterion for the protection of human health: methylmercury. **EPA Offices of Sciences and Technology**, Washington, 2001.

VALENT, F.; MARIUZ, M.; BINS, M.; LITTLE, D'ANNA; MAZEJ, D.; TOGNIN, V.; TRATNIK, J.; McAFEE, A.J.; MULHERN, M.S.; PARPINEL, M.; CARROZZI, M.; HORVAT, M.; TAMBURLINI, G.; BARBONE, F. Associations of Prenatal Mercury Exposure From Maternal Fish Consumption and Polyunsaturated Fatty Acids With Child Neurodevelopment: A Prospective Cohort Study in Italy. **Journal of Epidemiology**, vol. 23, n.5, p. 360-370, 2013.

VALENTINI, J. **Efeito da sazonalidade na exposição ao mercúrio e nos marcadores de estresse oxidativo e de inflamação em populações ribeirinhas da Amazônia**. Tese (Doutorado). Faculdade de Ciências Farmacêuticas/USP. Área de concentração: Toxicologia, Ribeirão Preto, 2012.

VEIGA, S.M. (Organização). **Relatório da pesquisa quantitativa em nove comunidades quilombolas de Santarém, Pará**. Projeto Brasil Local Etnodesenvolvimento e Economia Solidária, 2013.

VERA, Y.M.; CARVALHO, R.J.; CASTILHOS, Z.C.; KURTZ, M.J.R. Mercury bioaccumulation in the Brazilian Amazonian Tucunares (*Cichla* sp., Cichlidae, Perciformes). **Revista Ambiente & Água- An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, vol. 3, n. 2, p.19-27, 2008.

VIEIRA, S.M. **Estudo da presença de mercúrio em leite materno em puérperas Ribeirinhas e da cidade de Porto Velho-RO**. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente (PGDRA), Fundação Universidade Federal de Rondônia, Porto Velho, Rondônia, 2011.

VIEIRA, M.E.B.; RIBEIRO, F.V.; FORMIGA, C.K.M.R. Principais instrumentos de avaliação da criança de zero a dois anos de idade. **Revista Movimenta**, vol. 2, n. 1, 2009.

XAVIER, Fábio Branches. **Parasitoses intestinais e desnutrição em crianças expostas ao mercúrio na Amazônia**. Dissertação (Mestrado). Programa de Doenças Tropicais. Núcleo de Medicina Tropical, Universidade Federal do Pará, Belém, Pará, 2003.

XAVIER, O.L.P.; AMUS, C.I.R.F.; TAMBELLINI, A.T.; MEYER, A.; CÂMARA, V.M. Contribuição para o estabelecimento de níveis de referência para a concentração de mercúrio no sangue de crianças na cidade do Rio de Janeiro. **Cadernos Saúde Coletiva**, vol. 21, n. 2, p. 182-187, 2013.

WEIHS, M.; MERTENS, F. Os desafios da geração do conhecimento em saúde ambiental: uma perspectiva ecossistêmica. **Ciência & Saúde Coletiva**, vol. 18, n. 5, p. 1501-1510, 2013.

WEISS, B.; CLARKSON, T.W.; SIMON, W. Silent Latency Periods in Methylmercury Poisoning and in Neurodegenerative Disease. **Environmental Health Perspectives**, vol. 110, supplement 5, october, p. 851-4, 2002.

WILLRICH, A.; AZEVEDO, C.C.F.; FERNANDES, J.O. Desenvolvimento motor na infância: influência dos fatores de risco e programas de intervenção. **Revista Neurociência**, vol. 17, n. 1, p. 51-56, 2009.

WHO. International Program on Chemical Safety (IPCS). **Methylmercury. Environmental health** criteria 101. World Health Organization, Geneva, Switzerland, p. 1-144, 1990.

WHO. **Exposure to mercury: a major public health concern**. Preventing disease through healthy environments. World Health Organization, 2007.

WHO. **Mercury. Environmental health** criteria 1. World Health Organization, Geneva, Switzerland, 1976.

ANEXO A



NÚCLEO DE MEDICINA TROPICAL-NMT/
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ

PARECER CONSUBSTANCIADO DO CEP

DADOS DO PROJETO DE PESQUISA

Pesquisador: Silvania Yukiko Lins Takanashi

Título da Pesquisa: EXPOSIÇÃO AO MERCÚRIO E DESEMPENHO MOTOR EM CRIANÇAS QUILOMBOLAS NA REGIÃO DE SANTARÉM, PARÁ

Instituição Proponente: Núcleo de Medicina Tropical-NMT/ Universidade Federal do Pará - UFPA

Versão: 3

CAAE: 02397112.2.0000.5172

Área Temática:

DADOS DO PARECER

Número do Parecer: 138.626

Data da Relatoria: 30/08/2012

Apresentação do Projeto:

O mercúrio tem sido reconhecido como uma importante fonte de contaminação ambiental com influência na saúde humana, sendo as crianças um grupo de vulneráveis que estão expostos ao metal na Amazônia, principalmente pelo consumo de peixes na região. Os efeitos dessa exposição incluem alterações no desempenho motor das crianças, sinal de interferência no desenvolvimento do sistema nervoso. Estudos mostram que a presença do metal no ambiente está relacionada ao uso do metal em atividades de garimpagem, levando a contaminação de rios e peixes, mas que há uma fonte natural do mercúrio na região. Os quilombolas, seja pela dificuldade de acesso aos serviços de saúde ou pela condição socioeconômica, estão mais sujeitos a agravos à saúde, com um risco aumentado ao se considerar os sinais crônicos da presença do mercúrio na Amazônia, motivo da importância de se verificar a possibilidade de exposição ao mercúrio nesta população e as consequências advindas dessa exposição. As crianças da Amazônia representam um grupo prioritário de estudo devido à possibilidade de exposição ambiental aumentada. As crianças, de um modo geral, apresentam uma susceptibilidade aumentada aos metais, com maior possibilidade de absorção através da pele e trato digestivo. A imaturidade da barreira hematoencefálica associada ao fato que o desenvolvimento do cérebro continua por anos após o nascimento aumentam as possibilidades de comprometimento funcional. A avaliação do seu desempenho motor fornecerá evidência das consequências dessa exposição, porém há a necessidade de se estudar também outras variáveis reconhecidas como interferentes no desenvolvimento infantil, como a ocorrência de parasitas e anemia e eventos deletérios ocorridos no período gestacional e pós-natal.

Objetivo da Pesquisa:

Objetivo Primário:

Investigar o nível de exposição ao mercúrio e sua relação com o desempenho motor em escolares quilombolas de áreas ribeirinhas e regiões de planalto em Santarém, no Pará.

Objetivo Secundário:

- Descrever o perfil nutricional dos grupos infantis das comunidades quilombolas de várzea e planalto.
- Identificar as concentrações de mercúrio nos cabelos das crianças das comunidades que compõem o estudo.
- Avaliar o desempenho motor das crianças quilombolas de várzea e planalto.
- Traçar o perfil socioeconômico dos pais/responsáveis das crianças envolvidas no estudo.
- Investigar e descrever outros fatores relacionados ao período gestacional, pós-natal e parasitoses intestinais capazes de interferir no desempenho motor entre as crianças avaliadas.

Avaliação dos Riscos e Benefícios:

Riscos

Um dos riscos da pesquisa é a não aceitação dos pais / cuidadores na participação das crianças na pesquisa. Para minimizar tal risco os pais / cuidadores serão esclarecidos dos objetivos da pesquisa e de quaisquer dúvidas que surgirem, tendo pleno acesso à pesquisadora. O risco relacionado à coleta de sangue, por ser invasiva e dolorosa, não faz parte dessa pesquisa, visto que os resultados dos exames de sangue, que serão utilizados no presente trabalho, fazem parte do banco de dados de uma pesquisa institucional realizada pela UEPA e de um projeto de extensão, campus Santarém, aos quais estou vinculada, durante o período da atual pesquisa. Outro risco esperado para a pesquisa é a ocorrência de sinais de exposição ao mercúrio nas amostras de cabelos com a presença de anemia e de parasitas nas amostras de sangue e fezes, respectivamente, o que dificultaria determinar, no caso de se detectar atraso no desenvolvimento neuropsicomotor, qual dos fatores tem maior influência. Nessa situação todos serão considerados fatores que influenciam no atraso do desenvolvimento, sendo os responsáveis orientados sobre o que pode ser tratado ou corrigido e encaminhados para os serviços de referência do município de Santarém.

Benefícios:

Entre os benefícios da pesquisa estão: 1) o esclarecimento dos níveis de exposição ao mercúrio em comunidades remanescentes de quilombos da região do Baixo Amazonas, pois não foram encontrados estudos na literatura com essa população, principalmente estabelecendo diferenças e/ou similaridades entre as comunidades de várzeas e de terra firme; 2) na eventualidade de identificação de níveis de exposição ao mercúrio, ocorrerá um esclarecimento quanto às prováveis fontes de exposição ao metal para a população exposta; 3) a identificação das crianças que apresentam possíveis ou estabelecidos atrasos de desenvolvimento neuropsicomotor nas comunidades estudadas, pois quanto mais precoce a detecção dos atrasos, melhora o prognóstico para as crianças. A identificação precoce de desvios, tanto do crescimento quanto do desenvolvimento infantil, proporcionará o seu encaminhamento para diagnóstico e intervenção. Em todas as etapas da pesquisa haverá a comunicação direta com o enfermeiro responsável pela área ou agente comunitário de saúde (ACS), informando dos resultados.

Comentários e Considerações sobre a Pesquisa:

A) Características da Região escolhida para o estudo e da população alvo: A pesquisa será realizada em 10 (dez) comunidades remanescentes de quilombos do município de Santarém, sendo 5 (cinco) localizadas em áreas de terra firme e outras 5 (cinco), em áreas de várzea, pertencentes a Região do Baixo Amazonas, Estado do Pará. As comunidades são: Arapemã, Bom Jardim, Maicá, São José do Ituqui, São Raimundo do Ituqui, Murumuru, Murumurutuba, Nova Vista do Ituqui, Saracura e Tiningú. A população alvo será composta de crianças quilombolas residentes nas comunidades situadas no município de Santarém.

B) Tamanho e processo de seleção amostral: Serão estudadas crianças de 7 a 8 anos, de ambos os sexos, afrodescendentes, residentes em áreas reconhecidas pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) como remanescentes de antigos quilombos, por comunidade, cujos pais/cuidadores permitirem a sua participação. Os pais/cuidadores também participarão fornecendo informações. No cadastramento realizado em 2011 pela pesquisa "Saúde das Comunidades Quilombolas" aprovado na chamada do PPSUS (projeto de pesquisa para o sistema único de saúde) pelo grupo de pesquisa GEPESPA/UEPA 89 crianças, tanto de comunidades de planalto quanto de várzea, estão na faixa etária a ser pesquisada (GALVÃO et al,2011), número que poderá sofrer alteração de acordo com a data da coleta dos exames.

C) Processo de Obtenção dos Dados: Inicialmente, estabeleceu-se o contato com os dirigentes da Federação das Organizações Quilombolas de Santarém (FCQS) com o objetivo de apresentar o projeto de pesquisa para os líderes comunitários, esclarecer dúvidas e explicar a metodologia a ser empregada, para obtenção do consentimento para a realização da pesquisa. Após a qualificação da proposta de pesquisa e avaliação do Comitê de Ética em Pesquisa com Humanos (CEP), serão iniciados os procedimentos práticos.

D) Procedimentos Éticos: A pesquisa será desenvolvida seguindo as exigências da lei 196, Resolução No. 996/96, sobre pesquisa envolvendo seres humanos. Serão respeitados os princípios de autonomia, beneficência, não-maleficência, justiça e equidade. Todos os pais/responsáveis que aceitarem a participação dos menores no estudo estarão cientes, após esclarecimento, dos objetivos e procedimentos da pesquisa para que possam assinar o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE).

E) Etapas da Pesquisa:

-Seleção das crianças que farão parte da amostra com aplicação de formulário aos pais/responsáveis onde serão obtidos dados sobre idade, gênero, condições de saúde atuais;

-Identificação do perfil socioeconômico das famílias das crianças participantes na pesquisa, através do questionário Critério Padrão de Classificação Econômica Brasil/2008;

-Aplicação da Escala de Desenvolvimento Motor (EDM) desenvolvida por Rosa Neto (2002). Serão avaliadas as seguintes áreas do desenvolvimento: Motricidade fina; Motricidade geral; Equilíbrio; Esquema corporal; Organização espacial; Organização temporal; Lateralidade. Este instrumento determina a Idade Motora (IM) e o Quociente Motor (QM);

-Coleta de Amostras de Cabelo e análise do mercúrio: para verificação da presença ou não de níveis de Hg. Para a amostragem, lavagem, armazenagem e análise de cabelo, serão adotados o protocolo recomendado pela International Atomic Energy Agency e o protocolo de coleta de material padronizado;

-Avaliação do estado nutricional: dados antropométricos (peso, altura, Índice de Massa Corporal) e níveis de hemoglobina. Terão como referência as curvas da Organização Mundial de Saúde (2007) e para Hb será utilizado o protocolo de Oliveira(2007);-Exame Parasitológico de Fezes pelo método de Hoffman, Pons e Janer;

Pesquisa:

Foram inseridos os locais de análise do nível de mercúrio e do exame parasitológico de Fezes, porém não ficou claro em que laboratório da UFPA será feita a análise do mercúrio.

-Coleta de Amostras de Cabelo e análise do mercúrio: para verificação da presença de níveis de Hg, a ser realizada na UFPA. Para a amostragem, lavagem, armazenagem e análise de cabelo, serão adotados o protocolo recomendado pela International Atomic Energy Agency e o protocolo de coleta de material padronizado;

Exame Parasitológico de Fezes pelo método de Hoffman, Pons e Janer, a serem realizados no laboratório de Bioquímica da UEPA;

-Aplicação de entrevista com os pais/cuidadores das crianças sobre histórico gestacional e pós-natal, referentes a dados que podem ser considerados como interferentes no desenvolvimento infantil, doença diagnosticada durante a infância, hábitos de consumo de peixe e condições sanitárias.

Critério de Inclusão:

Participarão do estudo crianças de 7 a 8 anos, de ambos os sexos, afrodescendentes, residentes em áreas reconhecidas pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) como remanescentes de antigos quilombos, por comunidade, cujos pais/cuidadores permitirem a sua participação.

Critério de Exclusão:

Não participarão do estudo as crianças cujos pais/cuidadores não consentirem e não assinarem o TCLE; crianças que tenham algum problema físico temporário, como por exemplo em fase de recuperação de fratura de membros, ou em definitivo, como serem portadoras de mal formações congênitas, que as impeçam de realizar os testes motores; crianças que tenham déficits cognitivos que impossibilitem a mesma de compreender como deve ser realizada cada etapa da Escala de Desenvolvimento Motor.

Metodologia de Análise de Dados:

Os dados obtidos serão analisados através da estatística descritiva quantitativa, o uso de tabelas adaptadas de frequência (tamanho da amostra, média, desvio padrão, erro padrão, variância). A análise de inferência será realizada após verificação da normalidade através do teste de Shapiro-Wilk. Caso confirmada a normalidade será aplicado o teste de variância (ANOVA) para comparar as variáveis estudadas intra e intergrupos. Já a não confirmação da normalidade utilizar-se-á o teste de Wilcoxon para comparar as variáveis intragrupos e o teste Mann-Whintey para comparar as variáveis intergrupos. As medidas das crianças serão combinadas para formar os índices peso-para-idade, estatura-para-idade e peso-para-altura, que serão expressos em escores Z. Para isso, será utilizado o software Anthro, versão 2.0.2, que emprega o padrão antropométrico do World Health Organization -2006. A condição de déficit foi definida por Z -2. O nível de significância adotado será de $p=0.05$ e o software utilizado será o Biostat 5.0.

Desfecho Primário:

Espera-se, com a presente pesquisa, ampliar o conhecimento teórico sobre a exposição ao Hg na Amazônia, proporcionando uma contribuição no mapeamento das regiões afetadas. Além de fornecer mais dados dos efeitos dessa exposição na saúde das crianças. Como já considerado, crianças com desenvolvimento motor atípico necessitam de ações específicas, pois esse quadro poderá se prolongar até a idade adulta. Durante a realização da pesquisa espera-se, ao detectar crianças com níveis de exposição ao Hg, avaliar o impacto sobre o DNPM da criança, que se alterado, ocorrerá a orientação específica aos pais e encaminhamento aos serviços de saúde.

Considerações sobre os Termos de apresentação obrigatória:

LOCAL DA REALIZAÇÃO DAS DIFERENTES ETAPAS: Adequado
PROCESSO DE AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS (QUE TIPO DE TRATAMENTO OU ANÁLISE SERÁ APLICADO AOS DADOS A SEREM COLETADOS): Adequado
CRONOGRAMA (OBSERVAR O INÍCIO DA COLETA DE DADOS): Adequado
ORÇAMENTO (SE DETALHADO E ADEQUADO À PROPOSTA): Adequado
BIBLIOGRAFIA (SE É PERTINENTE AO TEMA): Adequado
TERMO DE CONSENTIMENTO LIVRE E ESCLARECIDO E TCLE: Adequado
PROTOCOLO DE COLETA DOS DADOS: foi anexado junto com o projeto de pesquisa completo

Recomendações:

A lista de pendências pedidas anteriormente foi inserida no projeto.

Conclusões ou Pendências e Lista de Inadequações:

Projeto adequado para aceitação para este CEP.

Situação do Parecer:

Aprovado

Necessita Apreciação da CONEP:

Não

Considerações Finais a critério do CEP:

O colegiado resolve acatar o parecer do relator.

BELEM, 05 de Novembro de 2012

**Assinador por
Hellen Thais Fuzii
(Coordenador)**

ANEXO B

INSTRUMENTO PARA AVALIAÇÃO DA ESCALA DE DESENVOLVIMENTO MOTOR (ROSA NETO, 2002)

FICHA DE ANOTAÇÕES

Nome:	Sexo: () M () F
Data de Nascimento:	Idade:
Pai ou mãe:	
Comunidade:	

RESULTADOS

TESTES/ANOS	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
Motricidade fina										
Motricidade global										
Equilíbrio										
Esquema corporal										
Organização espacial										
Organização temporal										

OBSERVAÇÕES

--

Data da Realização: ___/___/___

Hora de início: ___/___/___

Hora de Término: ___/___/___

ANEXO C



SISTEMA DE PONTOS

Posse de itens

	Quantidade de Itens				
	0	1	2	3	4 ou +
Televisão em cores	0	1	2	3	4
Rádio	0	1	2	3	4
Banheiro	0	4	5	6	7
Automóvel	0	4	7	9	9
Empregada mensalista	0	3	4	4	4
Máquina de lavar	0	2	2	2	2
Videocassete e/ou DVD	0	2	2	2	2
Geladeira	0	4	4	4	4
Freezer (aparelho independente ou parte da geladeira duplex)	0	2	2	2	2

Grau de Instrução do chefe de família

Nomenclatura Antiga	Nomenclatura Atual	
Analfabeto/ Primário incompleto	Analfabeto/ Fundamental 1 Incompleto	0
Primário completo/ Ginásial incompleto	Fundamental 1 Completo / Fundamental 2 Incompleto	1
Ginásial completo/ Colegial incompleto	Fundamental 2 Completo/ Médio Incompleto	2
Colegial completo/ Superior incompleto	Médio Completo/ Superior Incompleto	4
Superior completo	Superior Completo	8

Classe	Pontos
A1	42-46
A2	35-41
B1	29-34
B2	23-28
C1	18-22
C2	14-17
D	8-13
E	0-7