

**FUNDAÇÃO PARA O DESENVOLVIMENTO TECNOLÓGICO DA ENGENHARIA
NÚCLEO DE PESQUISA PARA A PEQUENA MINERAÇÃO RESPONSÁVEL**

HASSAN SOHN

**PANORAMA NACIONAL DA
MINERAÇÃO ARTESANAL E EM PEQUENA ESCALA
DE OURO**

**VOLUME IX
DIAGNÓSTICO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS**

**SÃO PAULO
MARÇO/2025**



HASSAN SOHN

**PANORAMA NACIONAL DA
MINERAÇÃO ARTESANAL E EM PEQUENA ESCALA
DE OURO**

**VOLUME IX
DIAGNÓSTICO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS**

Estudo realizado no âmbito do Projeto “Desenvolvimento do Plano de Ação Nacional para a Mineração Artesanal e em Pequena Escala de Ouro no Brasil”, financiado pelo Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), implementado pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e em apoio ao Ministério de Minas e Energia da República Federativa do Brasil.

GEFID 10860 - S1-32GFL-000749
Ctt. 2137 / 4762

SÃO PAULO
MARÇO/2025



Projeto Desenvolvimento do Plano de Ação Nacional para a Mineração Artesanal e em Pequena Escala de Ouro no Brasil

Coordenações do Projeto

Hassan Sohn

Articulação Institucional

Giorgio Francesco Cesare de Tomi

Técnica

Oswaldo Menta Simonsen Nico

Financeira

Carlos Henrique Xavier Araujo

Atividades de Campo

Ébida Rosa Santos

Comunicação

Dione Macedo

Organização e Sistematização

Equipe de Campo

Carlos Henrique Xavier Araujo

Deborah Goldemberg

Januaria Pereira Mello

Carlos Eduardo Porto Andrade

Rodrigo Daniel de Miranda Matos

Geoprocessamento

João Vitor Santos

Apoio Operacional

Elisangela Romanelli Terenci

As opiniões, conclusões, recomendações ou quaisquer afirmações emitidas neste trabalho são de exclusiva e inteira responsabilidade do(s) consultor(es) responsáveis pela sua elaboração, não exprimindo necessariamente a opinião da Fundação para o Desenvolvimento Tecnológico da Engenharia (FDTE), ou do Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), ou do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) ou do Ministério de Minas e Energia da República Federativa do Brasil.

Todos os dados e conteúdo escrito do presente relatório estão protegidos pela Licença *Creative Commons* Atribuição Não Comercial 4.0 Internacional (CC BY-NC 4.0). Os leitores são livres para compartilhar e adaptar o material, mas devem fazer as devidas citações, fornecer um link para o material original e indicar se foram feitas alterações. O material publicado não pode ser utilizado para fins comerciais, nem de forma discriminatória, degradante ou distorcida.

Foto de capa: comparativo de parcelas em lavra garimpeira (alto), em recuperação (centro) e já recuperada (abaixo de uma mesma área de PLG, COOGAVEPE, dez. 2022.



Este trabalho é dedicado a todos os profissionais que nos últimos 45 anos se dedicaram a construir um modelo de operação responsável para garimpagem de ouro e legaram à atividade e ao país uma metodologia eficiente de minimização de impactos adversos, maximizando seus benefícios sociais, provando que onde há vontade e persistência, o aparentemente impossível é obtido.

AGRADECIMENTOS

O Autor expressa o seu agradecimento às seguintes instituições, pela contribuição inestimável para a realização deste trabalho:

Federação das Cooperativas de Mineração do
Estado de Mato Grosso - FECOMIM

Federação das Cooperativas de Garimpeiros
do Pará - FECOGAP

Agência Nacional de Mineração - ANM

Departamento de Desenvolvimento Sustentável na Mineração
do Ministério de Minas e Energia (MME/SGM/DDSM)

Global Mercury Partnership (UNEP/GMP)

Cooperativa dos Garimpeiros do Vale do Rio Peixoto - COOGAVEPE

Expressa-se especial agradecimento aos dirigentes e pessoal técnico das cooperativas garimpeiras que receberam a equipe de projeto em suas instalações.

Registra-se também o agradecimento Dra. Natacha Sohn-Hausner pelo apoio técnico prestado a elaboração deste volume, em especial pela análise geoespacial do desmatamento.



RESUMO

Este documento é parte integrante do conjunto de diagnósticos temáticos que compõe o “panorama nacional da mineração artesanal e em pequena escala de ouro” e analisa de modo crítico os impactos negativos da atividade garimpeira de ouro para os diversos compartimentos do ecossistema, em especial no âmbito territorial da Amazônia Legal e com ênfase na disponibilização do mercúrio para o meio ambiente, apresentando-os em perspectiva com outras fontes da mesma tipologia de dano, bem como apresenta as melhores práticas da atividade garimpeira de ouro brasileira para controle e minimização de seus impactos ambientais adversos e uma perspectiva de metodologia para recuperação de passivos ambientais órfãos legados por gerações pretéritas de garimpeiros. A partir daí, são propostas estratégias e recomendações que possam subsidiar a implementação de ações de saúde através do Plano de Ação Nacional nos termos do artigo 7º e o Anexo C da Convenção de Minamata sobre o Mercúrio na missão de reduzir, controlar e, se possível, reduzir as emissões e liberações de mercúrio provenientes da extração de ouro pela mineração artesanal e em pequena escala, recuperar os passivos ambientais do passado desta atividade e eliminar os riscos ambientais à saúde das populações expostas ou potencialmente expostas ao mercúrio proveniente desta fonte.

Palavras-chaves: mineração artesanal e em pequena escala de ouro; mercúrio; impactos efetivos da atividade garimpeira de ouro; recuperação ambiental de áreas garimpadas.

SOHN, Hassan. **Panorama nacional da mineração artesanal e em pequena escala, vol. IX: diagnóstico dos impactos ambientais**. São Paulo: FDTE, mar. 2025.



LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ANA	Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico
ANM	Agência Nacional de Mineração
APP	área de preservação permanente
CONAMA	Conselho Nacional de Meio Ambiente
DETER	Sistema de Detecção de Desmatamento DETER-B
DNPM	Departamento Nacional da Produção Mineral (extinto, sucedido pela Agência Nacional de Mineração)
GEE	gases do efeito estufa
GEM	“gaseous elemental mercury” – mercúrio elementar em estado gasoso
GEF	Global Environment Facility (Fundo Global para o Meio Ambiente)
ha	hectare (10.000m ² ou 0,01 km ²)
Hg	mercúrio (elemento químico)
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
ICMBio	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
MAPE	Mineração Artesanal e em Pequena Escala
METAMAT	Companhia Matogrossense de Mineração
n.a.	não aplicável
PNUMA	Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente
PRODES	Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite
SIGMINE	Sistema de Informação Geográfica da Mineração
SINIRH	Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos
SIRGAS	Sistema de Referência Geodésico para as Américas



LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Principais fatores de impacto e impactos potencialmente danosos da MAPE de ouro descontrolada.....	5
Tabela 2. Concentrações e cargas de mercúrio mensuradas em solos amazônicos	26
Tabela 3. Série histórica da área total anual desmatada na Amazônia Legal (km ²)..	32
Tabela 4. Uso do Solo na Amazônia em 2022 (km ²).....	34
Tabela 5. Evolução da participação da MAPE de ouro no uso da terra em quatro sub-bacias da Mesorregião Hidrográfica do Tocantins (km ²)	39
Tabela 6. Quadro de estimativas de emissões e liberações atuais de mercúrio (2022)	46
Tabela 7. Planilha de cálculo para estimação do legado de mercúrio da MAPE de ouro brasileira na história	50
Tabela 8. Disponibilização de mercúrio na Amazônia Legal por outras fontes que não a MAPE de ouro	55
Tabela 9. Definição das modalidades de fitorremediação	77
Tabela 10. Exemplos de organismos recentemente pesquisados com potencial para biorremediação de mercúrio no ambiente amazônico	79
Tabela 11. Recomendações de ações no âmbito de gestão ambiental para compor o Plano de Ação Nacional	83



LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Ciclo global do mercúrio em 2015.....	11
Figura 2. Floresta Amazônica vista da órbita terrestre.....	20
Figura 3. Esquema geral de circulação atmosférica do planeta.....	21
Figura 4. Aprisionamento de mercúrio na Floresta Amazônica.....	22
Figura 5. Comparativo entre áreas desmatadas existentes em 1988 e 2021.....	33
Figura 6. Distribuição do uso do solo na Amazônia Legal.....	35
Figura 7. Impactos no incremento de sedimentos em suspensão no rio Tapajós atribuído à atividade da MAPE de Ouro em 1998.....	37
Figura 8. Gráfico da evolução da participação da MAPE de ouro no uso da terra nas três sub-bacias garimpadas da Mesorregião Hidrográfica do Tocantins..	40
Figura 9. Exemplo de dano causado pela garimpagem tecnicamente desassistida na calha e margens de cursos d'água na Região do Tapajós.....	41
Figura 10. Confluência do Rio Crepori com o Rio Tapajós evidenciando grande carga de sedimentos em suspensão trazidos pelo afluente.....	42
Figura 11. Confluência do Rio do Rato com o Rio Tapajós evidenciando grande carga de sedimentos em suspensão trazidos pelo afluente.....	42
Figura 12. Evolução arbitrada do fator de emissão e liberação combinada de mercúrio em relação à produção oficial.....	49
Figura 13. Legado de mercúrio do garimpo de ouro brasileiro comparados com o das principais corridas mineiras mundiais nas hipótese mais e menos otimista.....	53
Figura 14. Participação das fontes na disponibilização de mercúrio para a Amazônia Legal no período 2004-2023 e nos cenários otimista e pessimista em relação à MAPE de ouro.....	56
Figura 15. Participação da MAPE de ouro na disponibilização local de mercúrio para a Amazônia Legal no período 2004-2023 e nos cenários otimista e pessimista.....	57
Figura 16. Esquema padrão de organização da MAPE para extração em cavas sequenciais com reuso da água.....	61
Figura 17. Área 1 recém garimpada, antes do início do processo de recuperação (meados de 2022).....	63
Figura 18. Área 1 recebendo a cobertura de solo orgânico que estava estocado (set/2022).....	63
Figura 19. Área 1 com vegetação forrageira semeada em desenvolvimento (dez/2022).....	64
Figura 20. Área 2 sendo garimpada (evidenciando o reuso da água).....	64
Figura 21. Área 2 em recuperação, na fase correção de topografia e recolocação do solo (out/2023).....	65
Figura 22. Área 2 recuperada (fev/2024).....	65
Figura 23. Viveiro de cooperativa garimpeira para dar suporte à recomposição florestal com capacidade para 40 mil mudas.....	66
Figura 24. Retortas fabricadas em Peixoto de Azevedo.....	67
Figura 25. Exemplo do aspecto externo de uma central de Amalgamação.....	70
Figura 26. Exemplo do aspecto interno de uma central de Amalgamação.....	70
Figura 27. Aspecto dos tanques de armazenamento de rejeitos.....	71
Figura 28. Capela e condensador da capela de central de amalgamação.....	71
Figura 29. Tanque de amalgamação em alvenaria.....	72
Figura 30. Tanque de amalgamação usando piscina de fibra.....	73



Figura 31. “Piscina para despesca” improvisada.....	73
Figura 32. Mercúrio sendo reativado com o método artesanal.....	74
Figura 33. Ilustração das modalidades de fitorremediação	78
Figura 34. Limites aproximados da área recuperada para o Parque Temático Beripoconé no ano 2000 (após intervenção inicial).....	81
Figura 35. Limites aproximados da área recuperada para o Parque Temático Beripoconé no ano 2008 (logo após recuperação).....	81
Figura 36. Parque Temático Beripoconé no ano 2018 (intervenção consolidada – áreas de mineração vizinhas em recuperação).....	82
Figura 37. Parque Temático Beripoconé no ano 2022 (intervenção consolidada – áreas de mineração vizinhas recuperadas).....	82



SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	iii
RESUMO.....	iv
LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS	v
LISTA DE TABELAS	vi
LISTA DE FIGURAS	vii
1. INTRODUÇÃO	1
2. OBJETIVO.....	3
3. METODOLOGIA.....	4
4. REFERENCIAL TEÓRICO.....	5
4.1. Impactos Ambientais Potenciais da MAPE de Ouro	5
4.2. Aspectos Ambientais do Mercúrio	8
4.2.1. O mercúrio como um poluente químico de preocupação global	8
4.2.2. Ciclo global do mercúrio.....	9
4.2.3. Mobilidade do mercúrio na biosfera	12
4.2.4. Remobilização do mercúrio por desmatamento e queimadas.....	16
4.2.5. Contribuição do barramento de cursos d'água para o aumento da contaminação ambiental e exposição humana ao mercúrio.....	18
4.3. Amazônia e Mercúrio.....	20
4.3.1. A Floresta Amazônica como um sorvedouro e sumidouro global de mercúrio	20
4.3.2. Teor de base de mercúrio na Amazônia ("background").....	24
4.3.3. Ocupação humana como causa direta de sua exposição ao mercúrio	27
4.4. Contribuição da MAPE de Ouro Global para as Emissões e Liberações de Mercúrio.....	29
4.4.1. Legado histórico de mercúrio oriundo da MAPE de ouro na biosfera	29
4.4.2. Contribuição contemporânea da MAPE de ouro para a contaminação global por mercúrio	30
5. DIAGNÓSTICO DE IMPACTOS EFETIVOS DA MAPE DE OURO NO BRASIL ..	32
5.1. Participação da MAPE de Ouro no Desmatamento da Amazônia Legal	32
5.2. Impactos da MAPE de Ouro Sobre os Corpos Hídricos da Amazônia Legal..	36
5.3. Dimensionamento da Contribuição da MAPE de Ouro no Quadro de Contaminação por Mercúrio da Amazônia Legal	44
5.3.1. Estimativas de emissões e liberações de mercúrio pela MAPE de ouro no Brasil	44
5.3.2. Legado de emissões e liberações combinadas de mercúrio da MAPE de ouro brasileira	47
5.3.3. Comparação do legado de mercúrio do garimpo de ouro brasileiro com o das principais corridas mineiras mundiais.....	52
5.3.4. Dimensionamento do legado de mercúrio do garimpo de ouro brasileiro frente ao estoque de mercúrio natural da Amazônia Legal.....	53
5.3.5. Dimensionamento das emissões e liberações da MAPE de ouro brasileira em relação à outras fontes relevantes de disponibilização de mercúrio para a Amazônia Legal	54
6. MELHORES PRÁTICAS DA MAPE DE OURO BRASILEIRA PARA PREVENÇÃO E RECUPERAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS	59
6.1. Controle de Impactos Sobre o Meio Físico e Recuperação de Áreas Mineradas	60
6.2. Controle de Emissões de Mercúrio.....	67



6.3. Reativação do Mercúrio	74
7. RECUPERAÇÃO DE PASSIVOS AMBIENTAIS RELACIONADOS AO USO DE MERCÚRIO NA MAPE DE OURO	75
7.1. Metodologia Genérica Recomendável.....	75
7.2. Exemplo de Recuperação de Passivo Órfão de MAPE de Ouro com Engajamento da Comunidade Garimpeira.....	80
8. RECOMENDAÇÕES	83
9. CONSIDERAÇÕES FINAIS	85
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	87

1. INTRODUÇÃO

Tão imprescindível quanto recriminada, a mineração preenche o ideário popular como uma atividade humana intrinsecamente destrutiva da biota e usualmente conflituosa para as populações de entorno.

Séculos de desconhecimento e descaso geraram ao redor do mundo inúmeros passivos ambientais “órfãos”, vários dos quais ainda hoje gerando fonte de contaminação química para o ambiente circundante (pilhas de estéreis contaminados, por exemplo) ou de riscos físicos (terrenos movediços em cavas de areia), a ponto de uma parcela significativa da população brasileira ter contato frequente, senão cotidiano, com minas e cavas abandonadas ou relatos de doenças relacionadas à poluição decorrente da mineração e indústria associada (doenças respiratórias, contaminação por minério de chumbo, alumínio, manganês, níquel, etc.). Não bastando, os dois maiores desastres ambientais do Brasil (sob vários aspectos) são relacionados à mineração: os rompimentos de barragens de rejeitos em Mariana (05/11/2015) e Brumadinho (25/01/2019).

A mineração artesanal e em pequena escala (MAPE) de ouro herda de partida essa imagem negativa do ideário popular a respeito da mineração em geral, que é reforçada com a visão romântica da atividade que a associa ao desconhecimento técnico e práticas rudimentares, pela insistente ideia de que o garimpo seria o principal fator de devastação da Amazônia e de uma campanha generalizada de desinformação (fenômenos esses abordados no volume sobre matriz regulatória e políticas públicas).

No entanto a MAPE de ouro contemporânea — ou “garimpo” como eventualmente preferimos — evoluiu significativamente desde os anos 1980, que referenciam a imaginação da sociedade, e hoje apresenta exemplos de gestão ambiental com projetos de recuperação ambiental das áreas mineradas que fariam inveja a grandes corporações mineiras multinacionais.

O mercúrio — ponto central deste diagnóstico e certamente o fator de impacto ambiental negativo mais prontamente associado à atividade garimpeira pelo senso comum — é certamente um aspecto de grande preocupação, tanto porque mesmo com os avanços de gestão obtidos ao longo dos anos a MAPE continua sendo

apontada em âmbito global como a maior fonte de emissões e liberações do metal tóxico para o ambiente (mérito da eliminação ou forte redução de outras fontes), quanto **porque não existem níveis seguros de emissão e liberação de mercúrio** e sua dispersão no ambiente deve ser minimizada enquanto se caminha progressiva e sustentadamente na direção da eliminação do uso deste insumo hoje imprescindível.

Por outro lado, as emissões e liberações de mercúrio decorrentes da garimpagem de ouro, e sobretudo o legado de passivos ambientais e os impactos ecossistêmicos destas, podem estar sendo sobrevalorizados pela Administração Pública em detrimento da necessidade de ações em outras frentes. O mesmo fenômeno impacta outros aspectos importantes da atividade, como sua participação no processo de desmatamento da Amazônia e seu impacto nos corpos d'água e na respectiva biota.

No decorrer deste trabalho será buscado colocar em perspectiva os impactos negativos da atividade garimpeira de ouro para o ecossistema no âmbito da Amazônia Legal, e evidenciar algumas metodologias¹ já em uso por parte das comunidades garimpeiras que poderiam ser universalizadas como um passo inicial na jornada de uma MAPE de ouro não apenas mais responsável no aspecto de uso seguro do mercúrio, como na minimização dos impactos ambientais gerais da atividade.

¹ Sobre eventuais melhorias nas técnicas e tecnologias usadas pelos garimpos, vide o Volume VII, de diagnóstico dos aspectos operacionais.



2. OBJETIVO

Avaliar e colocar em perspectiva os impactos ambientais diretos e indiretos do garimpo de ouro, incluindo aspectos como emissão e liberação de mercúrio, impactos sobre corpos d'água e desmatamento; identificar as melhores práticas para gestão ambiental das operações de mineração artesanal e de pequena escala de ouro visando o controle e minimização de seus impactos; identificar as melhores práticas de remediação e recuperação de áreas degradadas; e formular recomendações para dar suporte a políticas públicas que visem regular e mitigar os impactos do garimpo, além de incentivar práticas sustentáveis no setor de mineração.

3. METODOLOGIA

A elaboração deste volume parte de uma revisão não exaustiva da literatura referente ao seu objeto, através dos motores usuais de pesquisa de produção científica, aptos a fornecer insumos para os contextos necessários.

Os dados obtidos pela equipe de campo e apresentados nos volumes VII e VIII deste Panorama Nacional serviram como base para elaboração das estimativas e o contexto comparativo foi obtido na data base de 01/02/2025 a partir de fontes oficiais ou fiáveis de dados, tais como os seguintes bancos de metadados abertos:

- (1) Sistema de Informação Geográfica da Mineração (SIGMINE), provido pela Agência Nacional de Mineração (ANM), que registra a localização e detalhes dos processos minerários no Brasil e fornece dados diariamente com datum de referência SIRGAS2000 (<https://dados.gov.br/dados/conjuntos-dados/sistema-de-informacoes-geograficas-da-mineracao-sigmine>);
- (2) Portal Terra Brasilis, provido pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), que permite acesso a dados gerados pelos projetos de monitoramento da vegetação nativa como o PRODES (desmatamentos ocorridos) e o DETER (avisos de desmatamento) (<https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>);
- (3) Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH) da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), que apresenta mapas e tabelas com a disponibilização de indicadores de qualidade de água medidos entre 2001 e 2021 e fornecidos pelas entidades que operam redes de monitoramento nas Unidades da Federação (<https://metadados.snirh.gov.br/>);
- (4) dados geoespaciais de referência da Cartografia Nacional e dados temáticos, como localização da Unidades de Conservação, produzidos no Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/dados_geoespaciais/mapa-tematico-e-dados-geostatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais).

O mapas e ilustrações geográficas apresentados neste volume foram desenvolvidos por meio do aplicativo QGis (QGis Development Team, 2025).

4. REFERENCIAL TEÓRICO

4.1. IMPACTOS AMBIENTAIS POTENCIAIS DA MAPE DE OURO

Em termos físicos e bióticos, a gestão ambiental inadequada ou inexistente da MAPE de ouro irá causar impactos importantes sobre o solo, águas e qualidade do ar, com efeitos relevantes sobre a biota imediatamente ocorrente, com eventual efeito ecossistêmico mais amplo em aspectos específicos. O efeito mais sensível e notório é a emissão e liberação de mercúrio para o ambiente, notadamente para o ar, mas a degradação e erosão do solo, e os impactos severos sobre os curso d'água e a qualidade das águas são aspectos ambientais de grande importância para a atividade.

Sinteticamente e de modo hipotético e geral, podemos relacionar os principais fatores de dano com os principais impactos potencialmente danosos para o ambiente decorrentes da MAPE de ouro na forma da Tabela 1, a seguir:

Tabela 1. Principais fatores de impacto e impactos potencialmente danosos da MAPE de ouro descontrolada

Fator de Impacto Impactos potencialmente danosos ao ambiente	Prevenibilidade		Recuperabilidade	
	Evitável	Mitigável	Restaurável	Reabilitável
Intervenção na cobertura vegetal				
Perda da cobertura vegetal localizada	Não	Talvez	Sim	Sim
Exposição do solo	Não	Talvez	Sim	n.a.
Afugentamento/ perda de espécimes da fauna	Não	Sim	Sim	n.a.
Intervenção descontrolada no solo, subsolo e relevo				
Alteração do relevo/topografia	Não	Talvez	Talvez	Sim
Erosão / compactação do solo	Talvez	Sim	Sim	Sim
Perda da cobertura de solo (camada orgânica/solo fértil)	Sim	Sim	Sim	Sim ¹
Geração de cavas	Não	Sim	Sim	Sim ²
Perda da biota do solo	Não	Não	Sim	n.a.
Intervenção inadequada (captação) / indevida (escavação) em corpos d'água				



Fator de Impacto Impactos potencialmente danosos ao ambiente	Prevenibilidade		Recuperabilidade	
	Evitável	Mitigável	Restaurável	Reabilitável
Alteração do regime de águas	Sim	Sim	Sim	n.a.
Assoreamento do corpo d'água	Sim	Sim	Sim	n.a.
Alteração das margens	Sim	Sim	Talvez	Sim
Alteração do curso d'água	Sim	Sim	Talvez	Sim
Dragagem inadequada				
Aumento da turbidez dos corpos d'água	Não	Sim	Sim ³	n.a.
Alteração do habitat da fauna de fundo	Não	Sim	Talvez ⁴	n.a.
Gestão inadequada de efluentes e rejeitos de mineração				
Assoreamento do corpo d'água	Sim	Sim	Sim	n.a.
Aumento da turbidez dos corpos d'água	Sim	Sim	Sim ³	n.a.
Alteração química da água	Sim	Sim	Sim ³	n.a.
Geração de pilhas de rejeitos contaminados	Sim	Sim	Sim	n.a.
Manejo inadequado de mercúrio				
Emissão de vapor mercúrio para o ar	Não	Sim	Não	n.a.
Liberação de mercúrio metálico para o solo	Sim	Sim	Talvez	Talvez
Liberação de mercúrio metálico para águas	Sim	Sim	Não	Talvez
Contaminação da biota com mercúrio e compostos	Não	Sim	Não	n.a.
Gestão inadequada de insumos e equipamentos				
Emissão excessiva de CO ² , GEE e particulados	Sim	Sim	Não	n.a.
Liberação contaminantes químicos ⁵ para solo	Sim	Sim	Talvez	Talvez
Liberação contaminantes químicos ⁵ para águas	Sim	Sim	Não	n.a.
Geração de ruído	Não	Sim	n.a.	n.a.

Fator de Impacto Impactos potencialmente danosos ao ambiente	Prevenibilidade		Recuperabilidade	
	Evitável	Mitigável	Restaurável	Reabilitável
Gestão Inadequada de resíduos				
Abandono de resíduos sólidos	Sim	n.a.	Sim	n.a.
Liberação de óleos lubrificantes usados no solo	Sim	n.a.	Sim	n.a.
Liberação de óleos lubrificantes usados em águas	Sim	n.a.	Talvez	n.a.
Liberação de dejetos em solos e águas	Sim	n.a.	Sim	n.a.
Atração e disseminação de organismos vetores de doenças	Sim	n.a.	Sim	n.a.

¹ Na hipótese de a cobertura de solo original tiver sido perdida.

² Na hipótese das cavas serem desejáveis para uso em atividade alternativa, como piscicultura.

³ No sentido de que na hipótese de cessamento das causas, a regeneração natural poderá promover a "recuperação" para o futuro. O dano pretérito não pode ser recuperado.

⁴ No sentido de que na hipótese de cessamento das causas, a regeneração natural poderá eventualmente recompor a condição original em um período razoável de tempo.

⁵ Por exemplo combustíveis e cianeto de sódio (NaCN).

Fonte: Elaborado pelo Autor.

Como pode ser observado, os impactos ambientais negativos decorrentes da MAPE de ouro, ressalvado o que concerne aos efeitos do uso do mercúrio, não diferem significativamente de outras modalidades de mineração. Tais impactos (inclusive os do uso de mercúrio), podem ser em regra evitados ou pelo menos mitigados, sendo a maioria recuperável ao menos em tese (a recuperabilidade efetiva vai depender da existência de fatores determinantes específicos, como disponibilidade de recursos, prestadores de serviços e magnitude do dano).

Por outro lado, os efeitos ecossistêmicos das práticas potencialmente danosas (que quando descontroladas serão efetivamente danosas) também vão depender das circunstâncias específicas de cada caso. Os efeitos sinérgicos da atividade garimpeira de ouro como um todo serão abordados em capítulos específicos na sequência.

4.2. ASPECTOS AMBIENTAIS DO MERCÚRIO

4.2.1. O mercúrio como um poluente químico de preocupação global

O mercúrio é um elemento químico do grupo dos metais de transição, relativamente raro no planeta, e que apresenta várias características peculiares que tanto o tornaram útil em diversas aplicações benéficas ao longo da história — desde a pintura das paredes nas cavernas pré-históricas (GUIMARÃES, 2020) até o intensivo uso na agropecuária, na medicina e na saúde pública² — quanto simultaneamente o caracterizam como um poderoso poluente persistente na biosfera a ponto de ser considerado pela ATSDR³ a terceira substância mais preocupante para a saúde pública no planeta (atrás apenas do arsênico e do chumbo, e a frente de uma longa lista de poluentes orgânicos persistentes).

De fato, o mercúrio é extremamente móvel e facilmente dispersível dentro e entre os compartimentos da biosfera, não pode ser destruído dentro das condições normais desta⁴, depende de mecanismos complexos e raros para sua inertização natural, e sua indisponibilização por imobilização é quase sempre relativa, pois processos naturais comparativamente comuns podem causar sua remobilização.

Sob outro viés, o mercúrio em sua forma elementar e especialmente quando vaporizado, é crônica ou agudamente tóxico, bioacumulável nos organismos e biomagnificável na cadeia trófica. A maioria de seus compostos inorgânicos e orgânicos, que são formados de modo relativamente fácil em processos naturais, apresentam as mesmas características de toxicidade, bioacumulatividade e biomagnificação, normalmente em graus mais elevados.

Dentre os compostos de mercúrio naturalmente gerados na biosfera, o metilmercúrio — cátion organometálico representado quimicamente como $[\text{CH}_3\text{Hg}]^+$ e usualmente referido pelo acrônimo MeHg — é o de maior preocupação para a saúde humana e ambiental, não apenas em função da maior toxicidade, facilidade de absorção e mobilidade nos organismos (é lipossolúvel e passa facilmente pelas

² Os efeitos nocivos do mercúrio somente foram descobertos em meados do Século XIX. HUNTER, BOMFORD e RUSSELL relataram em 1940 a morte em 1863 de 4 técnicos de laboratório expostos a dimetilmercúrio, sendo este considerado o primeiro registro dos efeitos tóxicos de compostos de mercúrio.

³ “Agency for Toxic Substances and Disease Registry”, órgão estadunidense encarregado dentre outras tarefas de identificar os maiores riscos para a saúde humana.

⁴ Como elemento químico, são necessárias reações nucleares severas a nível de desagregação dos núcleos atômicos para sua “eliminação”.

membranas biológicas em geral), como devido à sua relativa estabilidade dentro do compartimento biótico⁵ e à facilidade de geração nas águas, no solo e até no dossel florestal em condições aeróbias e anaeróbias, por mecanismos bióticos (ação de microrganismos, notadamente bactérias metanogênicas, e fungos) ou abióticos (reação de transmetilação, efeito da radiação ultravioleta na presença de compostos orgânicos doadores do grupo metila ou por reação com os ácidos fúlvicos e húmicos⁶) (BISINOTI e JARDIM, 2004).

Os impactos sobre a biota e sobre o ser humano da contaminação por mercúrio podem ser severos e estão descritos no volume sobre aspectos de saúde pública.

4.2.2. Ciclo global do mercúrio

Segundo a Avaliação Global de Mercúrio 2018 produzida pelo Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente - PNUMA (UNEP, 2019), em 2015 o montante total de mercúrio na biosfera do planeta foi estimado em cerca de 1.263.000 ton., das quais 312.600 ton. estariam nas águas oceânicas, 400 ton. em suspensão na atmosfera, 150.000 ton. na fração orgânica do solo e 800.000 ton. na fração mineral do solo e subsolo, ou seja, 63,3% do volume global do metal tóxico estavam inertizados, e 36,7% em circulação em algum compartimento da biosfera (não tendo sido estimado quanto do metal estaria absorvido pelos seres vivos).

Naquele ano, estimou-se que o ingresso de mercúrio na biosfera terrestre a partir de fontes naturais (geogênicas), tais como vulcões e gêiseres, montava em 600 ton./ano, sendo 500 ton. em ambiente terrestre e 100 ton. em ambiente marinho. Na outra vertente, 600 ton. de mercúrio/ano seriam “sepultadas” no fundo dos oceanos e retiradas da circulação na biosfera, estabelecendo uma estimativa de equilíbrio nos ingressos e retiradas de mercúrio da biosfera a partir de causas geogênicas.

Entretanto, os efeitos antrópicos de séculos de uso de mercúrio evidenciaram um quadro preocupante de incremento de contaminação ambiental pelo metal tóxico

⁵ Os processos de desmetilação (descritos por BISINOTI e JARDIM, 2004, por exemplo), ocorrem apenas fora dos organismos que os absorveram diretamente ou por biogmagnificação, o que implica na ocorrência de um processo de quelação ou na morte e decomposição do organismo. Infelizmente, a degradação do metilmercúrio pode ser seguida por nova formação se houverem mudanças sutis no ambiente circundante, em circunstâncias ainda não compreendidos completamente.

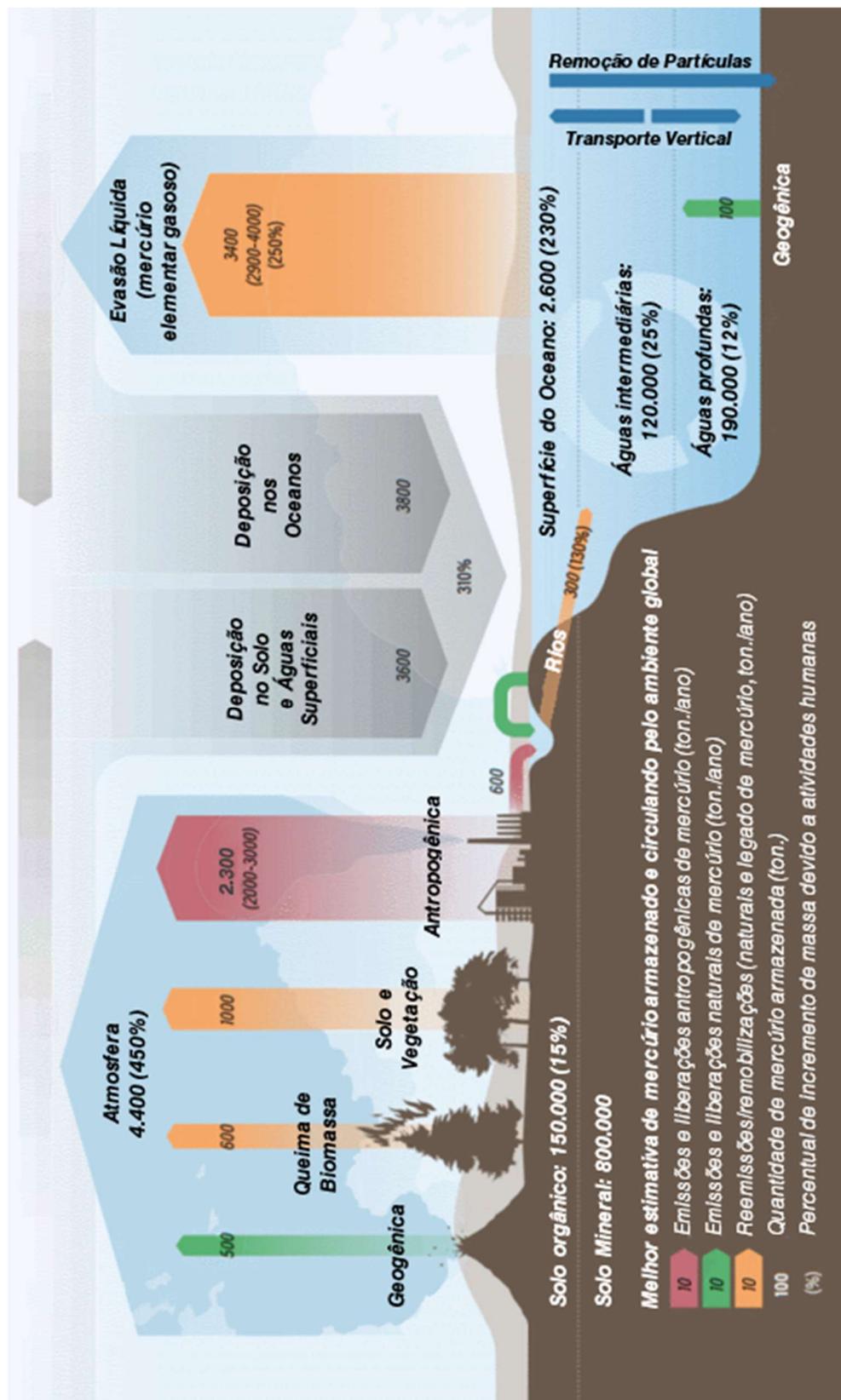
⁶ Os ácidos fúlvicos e os húmicos são substâncias orgânicas complexas de composição variada provenientes da degradação microbiana da matéria orgânica presente nas turfas, sedimentos, solo e água. Sua aplicação artificial é recomendada para condicionamento de solos (o que potencialmentepoderia gerar incremento da produção de metilmercúrio em regiões contaminadas com mercúrio).

comparativamente ao levantamento anterior efetuado em 2010 (em parte por conta de melhorias nos métodos de aferição e estimação).

Em 2015 foram emitidas cerca de 7.800 ton. de mercúrio elementar gaseificado para a atmosfera terrestre. Desse volume, 500 ton. (6,4%), como visto, correspondem a novos ingressos no conjunto provenientes de fontes naturais, como o vulcanismo; no entanto, 2.300 ton. (29,5%) foram inseridas no sistema intencionalmente ou não em decorrência de atividades antrópicas — ou seja, 4,6 vezes mais que o ingresso natural — e 5.000 ton. (64,1% ou 10 vezes mais que o ingresso natural) decorrem de remobilização e reemissão de mercúrio legado por emissões havidas em épocas anteriores. 3.400 ton. (68%) das reemissões são provenientes dos oceanos, e 1.600 ton. (32%) dos continentes (com destaque para as 600 ton. de emissões decorrentes de incêndios naturais e 1.000 ton. liberados de solos e vegetação. Para esse ano também foram estimadas liberações de 600 ton. de mercúrio antrópico para os corpos aquáticos superficiais, o que somado a lixiviação de depósitos terrestres, levam a 300 ton. carregadas aos oceanos.

Esse quadro, sistematizado na Figura 1, aponta para níveis crescentes de contaminação ambiental por mercúrio — pois os ingressos causados pela atividade humana superam em muito a capacidade de depuração ambiental — e uma presunção de que ainda que todas as emissões antrópicas do metal cessassem imediatamente (o que evidentemente não é viável), tal passivo demandaria séculos, talvez milênios, para ser naturalmente depurado.

Figura 1. Ciclo global do mercúrio em 2015.



Fonte: UNEP, 2019, adaptado pelo Autor.

4.2.3. Mobilidade do mercúrio na biosfera

A movimentação do mercúrio dentro e entre os compartimentos da biosfera é complexa e o conhecimento relacionado ainda envolve debates e questões a serem esclarecidas. Inobstante, é sabido que o mercúrio é transportado pela atmosfera, pela água e pelos seres vivos, e pode mover-se das camadas superficiais do solo para as mais profundas, podendo se transferir de qualquer desses compartimentos para outro, conforme diversas variáveis climáticas, ambientais ou antrópicas.

A ocorrência natural de mercúrio nos compartimentos abióticos da biosfera se dá na forma metálica elementar e iônica (Hg^0 e Hg^{2+}), e na forma dos compostos sulfeto mercúrico (ou cinábrio – HgS), cloreto mercúrico⁷ (ou sublimado corrosivo – HgCl_2) e cloreto mercurioso (ou calomelano – Hg_2Cl_2) (RISHER, 2003). No compartimento biótico, ou seja, nos seres vivos, o mercúrio se apresenta associado a ligantes orgânicos naturais ou com o seu íon formando uma ligação covalentemente com um radical orgânico, sendo o metilmercúrio (CH_3Hg^+) e o dimetilmercúrio ($(\text{CH}_3)_2\text{Hg}$) as formas orgânicas mais comuns (MICARONI, BUENO e JARDIM, 2000).

O ponto de fusão do mercúrio é de $-38,8\text{ }^\circ\text{C}$, o que lhe habilita se apresentar em líquido em temperatura ambiente em praticamente toda a superfície da terra e em quase toda a camada troposférica da atmosfera. O baixo ponto de ebulição ($356,7^\circ$) o torna volátil, e seu vapor pode ser facilmente transportado e permanecer na atmosfera por longo período.

Na atmosfera, mais de 95% do mercúrio ocorrente se apresenta na forma metálica elementar em estado gasoso (GEM, na sigla inglesa) (STEIN, COHEN e WINER, 1996), e estudos indicam que pode viajar até 2.500 km em meras 72 horas (GLASS et al., 1991, apud RISHER, 2003). O tempo estimado de residência do mercúrio no meio atmosférico varia na faixa de 90 dias a 2 anos (STEIN, COHEN e WINER, 1996), o que o habilita a circular o planeta várias vezes, o que pode ser ainda potencializado quando ocorrentes fatores que geram chamado “efeito gafanhoto” (“grasshopper”, em inglês), consistido em uma série de deposições e reemissões em sequência.

Fatores meteorológicos variados (temperatura, turbulência, convecções, umidade, incidência solar, etc.), a oxidação na presença de íons de cloro e a cobertura vegetal causam a deposição do mercúrio atmosférico para a superfície. FOSTIER et

⁷ Também conhecido como bicloreto de mercúrio, é considerado o composto mais tóxico deste metal.

al. (2023) ressaltam que as florestas são elementos-chave no ciclo bioquímico do mercúrio e o dossel florestal é muito eficiente na captação do mercúrio elementar gasoso e adsorção do mercúrio ligado a partículas em suspensão, citando trabalhos recentes que reconhecem esta importância (a saber: WANG et al., 2016; OUTRIDGE et al., 2018; JISKRA et al., 2018; BISHOP et al., 2020; ZHOU et al., 2021).

FOSTIER et al. 2023 sintetizam o mecanismo de transferência do mercúrio e compostos do dossel florestal para o solo:

“O mercúrio fixado na folhagem é então transferido para o chão da floresta através da senescência das folhas [“litterfall”] e através da “lavagem” [“troughfall”] (quando a chuva lava as superfícies das plantas). Alguns estudos mostraram que as fluxos de mercúrio total (THg) e MeHg em senescência e lavagem são muitas vezes maiores do que as da deposição úmida direta em áreas abertas (Branfireun et al., 1998; Louis et al., 2001; Mowat et al., 2011; Gerson et al., 2022). O mercúrio é então sequestrado no solo geralmente associado à matéria orgânica (Bishop et al., 2020). No entanto, em solos ferralíticos (latossolos), que estão amplamente presentes na região amazônica, Hg adsorve principalmente em ferro-oxi-hidróxidos, enquanto a concentração de MeHg parece ser mais dependente da qualidade e quantidade da matéria orgânica (Roulet e Lucotte, 1995; Roulet et al., 2001).

A deposição global de mercúrio por meio da queda de folhas tem sido estimada entre 1.000 e 1.200 ton./ano (Wang et al., 2016; Obrist et al., 2018) com 30% do total deposição em florestas temperadas/boreais e 70% em florestas tropicais/subtropicais. Isso representa aproximadamente um terço do total de deposição de Hg em terra (Mason et al., 2012), também equivalente a 50% a 60% das emissões antropogênicas globais (Pirrone et al., 2010). Uma maior eficiência de florestas tropicais/subtropicais na transferência do Hg atmosférico via queda de folhas é atribuída principalmente à maior produção de biomassa de serapilheira (Wang et al., 2016; Schneider et al., 2023). Fatores biológicos como a presença de espécies de folhas largas perenes com vida útil longa e forte assimilação da folhagem também resultam em maiores concentrações de Hg na folhagem e na serapilheira (Fostier et al., 2015; Wang et al., 2016; Teixeira et al., 2017; Pleijel et al., 2021; Gerson et al., 2022)”.

(FOSTIER et al. 2023, p. 1-2, em tradução livre)

Considera-se que a ocorrência natural média global de mercúrio nos solos seja de 80 µg/kg (RISHER, 2003)⁸. BISINOTI e JARDIM (2004) salientam que os solos possuem elevada capacidade de retenção do mercúrio, mas esta irá depender de fatores característicos do solo, que incluem a quantidade de carbono, pH, salinidade. A dinâmica do mercúrio no solo segue a complexidade geral de migração deste metal, sendo influenciada por diversos fatores bióticos e abióticos.

Em linhas gerais, a exposição do solo por perda da sua cobertura vegetal favorecerá a reemissão do metal tóxico retido para a atmosfera, com as queimadas desempenhando um papel crítico na potencialização desse fenômeno; os processos erosivos (incluindo o carreamento por chuvas) tenderão causar sua movimentação para os corpos d'água; a presença de material orgânico e condições apropriadas permitirá sua conversão em metilmercúrio e potencial migração para a biota; e a ausência de todas essas circunstâncias resultará na lenta adsorção e migração do mercúrio para camadas mais profundas da crosta.

O mercúrio não reage com a água e, apesar de sua densidade relativa ser significativamente superior à desta (13,579 g/cm³), pode ser carregado com relativa facilidade juntamente com os sedimentos em suspensão no corpo hídrico, ou na forma de mercúrio dissolvido gasoso, percorrendo longas distâncias. Neste ambiente, o mercúrio assume preferencialmente forma iônica (Hg²⁺) (SOUZA e CASTILHOS, 2014), e pode também ser reemitido para o ar ou ser depositado no fundo do corpo hídrico, hipótese na qual “o mercúrio confinado pode permanecer ativo como substrato para a metilação por cerca de 100 anos, mesmo quando a fonte é eliminada” (BISINOTI e JARDIM, 2004).

A metilação biótica do mercúrio inorgânico em meio aquoso, seja no corpo hídrico, seja no solo, é usualmente considerada o passo inicial do processo mais relevante de transferência do mercúrio dos compartimentos abióticos para o compartimento biótico da biosfera, dada a facilidade de ligação orgânica e o alto potencial toxicológico do metilmercúrio. A outra via de transferência dentre compartimentos é a absorção/inalação direta de mercúrio metálico gasoso por exposição direta a vapores do metal tóxico.

⁸ Como será visto em tópico posterior, os solos amazônicos possuem concentrações naturais muito maiores.

A revisão bibliográfica de SOUZA e CASTILHOS (2014) registra que os processos naturais de metilação podem ter natureza abiótica e biótica. Na primeira hipótese, conhecida como transmetilação ou metilação química, uma reação fotoquímica transfere o grupamento metil presente na metilcobalamina⁹ para o mercúrio inorgânico em condições favoráveis de pH ácido, força iônica alta e baixa concentração do íon Cl⁻. Já na via biótica, considerada a mais comum, bactérias redutoras de sulfato (SO₄²⁻) da espécie *Desulfovibrio desulfuricans*¹⁰ metilam o mercúrio inorgânico (Hg²⁺) em condições favoráveis de umidade, temperatura, pH, disponibilidade de nutrientes (material orgânico) e concentrações adequadas de íons de sulfeto (S²⁻). Adicionalmente, BISINOTI e JARDIM (2004) destacam que peixes expostos a mercúrio iônica (Hg²⁺) o armazenam em seus tecidos na forma de metilmercúrio, indicando mecanismos ainda não descritos de metilação biótica.

O mesmo trabalho de SOUZA e CASTILHOS (2014) informa que o processo inverso de degradação do metilmercúrio — ou demetilação — também pode ocorrer de forma natural abiótica (por degradação fotoquímica ou por complexação com selenoaminoácido) ou biótica (por oxidação ou redução bacterianas ou, ainda, em tecidos animais vivos, como fígado e cérebro, por vias ainda não esclarecidas). Inobstante, em todos os casos o fenômeno de demetilação tende a ser parte de um ciclo, pois invariavelmente irá produzir uma das formas de mercúrio que, na maioria das hipóteses, ficará disponível para nova metilação em condições favoráveis.

Segundo BISINOTI e JARDIM (2004), o metilmercúrio corresponde em média a apenas 1,5% do mercúrio total presente nos sedimentos aquáticos, mas que pelo menos 85% do mercúrio total estocado na biota de águas doces está na forma de metilmercúrio. Os autores destacam que a estabilidade em organismos vivos e meia-vida biológica relativamente alta permitem que este poluente bioconcentre nos organismos e biomagnifique na cadeia trófica. Neste sentido, informam que nos seres humanos a meia-vida biológica do metil mercúrio é de 44 a 80 dias¹¹, mas nos peixes, devido ao ritmo lento de metabolização e a depender da espécie, a persistência do contaminante varia de 1 a 3 anos.

⁹ Metilcobalamina é uma proteína de origem animal e uma das formas da vitamina B₁₂. BISINOTI e JARDIM (2004) destacam que “pode estar disponível em quantidades significativas no ambiente, porque é uma coenzima produzida pelas bactérias tanto aeróbias quanto anaeróbias”.

¹⁰ Espécie de bactéria obrigatoriamente anaeróbica presente na água, nos solos e em fezes animais.

¹¹ A excreção ocorre via fezes, leite materno e urina.

Por outro lado, alguns organismos têm a capacidade de acumular mercúrio em suas células ou em espaços livres dentro de seus sistemas sem sofrer danos, tornando-se assim importantes retentores do metal tóxico que fica de certo modo indisponível para migração e prejuízo de organismos sensíveis¹².

4.2.4. Remobilização do mercúrio por desmatamento e queimadas

Um fator essencial para o atual quadro de contaminação por mercúrio no Planeta e em especial no bioma Amazônico é a remobilização do metal tóxico que estava indisponibilizado como consequência de fenômenos naturais e ações antrópicas.

Como visto no tópico anterior, o mercúrio pode ser indisponibilizado por longos períodos nos compartimentos terrestre, aquático, e biótico, tornando-se virtualmente indisponível, e, no caso do compartimento terrestre, propenso a ser removido da biosfera ao cabo de um extenso período. No entanto, o desmatamento para conversão do uso do solo, queimadas naturais e intencionalmente causadas pelo ser humano, interferência severas na topografia são causas de remobilização de mercúrio reconhecidas pela literatura (por exemplo, LACERDA e MALM, 2008) e que vem assinalando a necessidade de aprofundamento da questão desses fatores no balanço cíclico do mercúrio na biosfera.

FOSTIER et al. (2023), citando diversos trabalhos, destacam que o desmatamento e algumas práticas de manejo florestal potencializam a liberação do mercúrio estocado no solo via processos de lixiviação e escoamento para os corpos hídricos. De fato, CARPI et al. (2014), sintetiza que diversos fatores tais como o componente ultravioleta da luz solar, a temperatura, a pluviosidade e a química do solo influenciam a emissão ou, mais apropriadamente, a reemissão de mercúrio a partir do solo; logo, a retirada da proteção do solo pelo desflorestamento e sua exposição de uma forma mais intensa a esses fatores, resultará em solos menos contaminados por mercúrio, mas também em ciclos mais curtos de reemissão, taxas elevadas de reemissão do metal tóxico e, principalmente, **perda da capacidade de fixação e eventual indisponibilização natural do mercúrio**. Pela mesma razão, solos cobertos com vegetação esparsa, de baixo porte, pastos ou culturas agrícolas

¹² Vide no capítulo sobre fitorremediação mais adiante.

possuem taxas de reemissão de mercúrio maiores que as áreas florestadas, ainda que maiores que o solo nu.

FEINBERG et al. (2024), estimaram que para 2015 aproximadamente 217 ton. de mercúrio teriam sido emitidas para a atmosfera a partir do desmatamento (10% das emissões primárias globais). Para os autores, se o desmatamento da Amazônia prosseguir nos mesmos níveis atuais, apenas esta Região será responsável pela reemissão de 153 ton./ano do metal tóxico em 2050.

Queimadas são ainda mais impactantes para a remobilização de mercúrio. LACERDA (1995), estimou que na temporada de queimadas de 1990/1991, 8,7 ton. de mercúrio teriam sido emitidas para a atmosfera devido à remobilização causada pela queima dos solos e biomassa, a uma taxa de 780 g/km².

MELENDEZ-PÉREZ (2013), por seu turno, avaliou exaustivamente as razões de emissão de mercúrio médias decorrentes da queima das várias parcelas das biomassas vegetais fresca e seca componentes da Amazônia¹³ e os efeitos de liberação de mercúrio do solo superficial deste bioma e estimou que o fator de emissão de mercúrio para o ar a partir de queimadas naquele bioma é de 5 ± 1 g/ha (ou sejam de 400 a 600 g/km²), destacando que 70% da emissão é proveniente da queima da camada superficial do solo (até 1 cm) e 30% da biomassa. Este trabalho revisou e aperfeiçoou o entendimento de trabalhos anteriores de mesma natureza (inclusive da mesma equipe da UNICAMP), e utilizou como base de avaliação uma região de “background” (na qual não há influência direta de fontes antrópicas), pelo que podemos considerar como a melhor estimativa geral para a Amazônia Legal, embora, é claro, regiões antropicamente contaminadas ou áreas de maior carga de deposição natural de mercúrio irão apresentar fatores mais altos e, talvez, regiões antropizadas apresentem fatores de emissão mais baixos neste contexto.

Não bastando o efeito imediato das queimadas, a sua ocorrência gera muitas vezes o deflorestamento de extensas áreas, ou, pelo menos a perda da cobertura vegetal de pequeno porte, permitindo a lenta reemissão do mercúrio das camadas do solo mais profundas que 1 cm. Nesse sentido, o estudo de CARPI et. al (2014), realizado simultaneamente e nas mesmas áreas e “background” do citado estudo de MELENDEZ-PÉREZ, concluiu que as áreas expostas pelas queimadas irão emitir em média 93,4 ng/km² de mercúrio em dias ensolarados e 30,3 ng/km² em dias nublados

¹³ Folhas, serrapilheira, madeira do tronco, casca e galhos

[até exaurimento do estoque de mercúrio mobilizável ou recomposição da cobertura florestal], resultando em um fator anual ponderado de 230 g/km².ano. Logo, ao final de 1 ano o incremento de emissão de mercúrio pelo fato do solo estar descoberto em relação ao evento de queimada será de 50% e poderá superar este já no terceiro ano.

CARPI et. al (2014) exemplificam o fenômeno esclarecendo que as concentrações de mercúrio medidos durante o estudo no primeiro 1 cm de solo de área florestada (95 ± 2 ng/g) diferiram pouco de uma área recém desmatada (92 ± 4 ng/g), muito significativamente de uma área queimada (80 ± 7 ng/g) e ainda mais em um pasto desmatado 10 anos antes ($62,6 \pm 1,2$ ng/g). Ainda, com base nas perdas de cobertura florestal ocorridas entre 2000-2012, os autores estimaram que a emissão de mercúrio que estava retido nos solos em função do desmatamento na Amazônia Legal foi neste período de 324,7 ton., tornando essa uma fonte não desprezível de reintrodução de mercúrio na biosfera.

4.2.5. Contribuição do barramento de cursos d'água para o aumento da contaminação ambiental e exposição humana ao mercúrio

O barramento de cursos d'água para geração de energia hidrelétrica na Amazônia é uma fator significativo para o aumento da produção de metilmercúrio e exposição da população local ao risco de intoxicação.

A construção de barragens na Amazônia, que possui baixa declividade, cria vastos ambientes lânticos que propiciam o acúmulo de mercúrio e as condições ideais para metilação do metal tóxico e absorção pela biota aquática, notadamente a ictiofauna usada como fonte de proteína animal pela população¹⁴.

Tal efeito decorre de diversos fatores, que incluem aumento da concentração de mercúrio em decorrência da remobilização a partir do solo e da vegetação submersa decomposta, aumento de área alagada apta a deposição a partir do ar e, claro, captura direta de sedimentos contaminados e redução do transporte em suspensão pelo curso d'água (maior sedimentação), geração de ambientes anóxicos com alta carga de material orgânico, redução da exposição à radiação solar direta.

Neste contexto, um paradigma interessante é o estudo de ARRIFANO et al (2018), relativo à contaminação por metilmercúrio no lago da usina hidrelétrica de

¹⁴ Por exemplo, Tucuruí e Balbina possuem reservatórios que ultrapassam 2.700 km² cada. Jirau (246 km², Santo Antônio (320 km²), Manso (345 m²), Belo Monte (440 km²) e Samuel (475 km²) são outros casos relevantes.

Tucuruí¹⁵, localizada no Rio Tocantins, distante centenas de quilômetros da região garimpeira mais próxima. Esse trabalho aponta que os níveis de contaminação por mercúrio da população do entorno da hidrelétrica são equivalentes ou superiores às aquelas encontrados nas populações da região garimpeira do Tapajós. Conforme citado nesse trabalho, PALERMO et al. (2014) apontam que peixes piscívoros à montante de Tucuruí apresentam teores de mercúrio nos músculos de 0,234 µg/g, ao passo que a jusante o nível é 0,860 µg/g (ou mais de 360% superior) porque a estrutura propicia uma elevada produção de metilmercúrio que é exportado para a parte inferior do rio.

O mesmo efeito é encontrado por KASPER et al. (2012), estudando o reservatório da Hidrelétrica de Samuel, localizada no Município de Candeias do Jamari/RO, que barra o Rio Jamari (afluente do Rio Madeira, mas que não possui garimpagem de ouro em sua sub-bacia), que mediram concentrações médias de mercúrio muscular em peixes piscívoros de 0,545 µg/g e 1,366 µg/g a montante e jusante, respectivamente, e em KASPER et al. (2014), avaliando os efeitos da barragem de Balbina, o rio Uatumã, localizada no Município de Presidente Figueiredo, na parte nordeste do Estado do Amazonas (onde também não há histórico de garimpagem de ouro), obtiveram os valores de 0,383 µg/g e 0,663 µg/g nas mesmas condições.

Sob uma abordagem diferente, HYLANDER et al. (2006) demonstraram que os níveis de mercúrio nas mesmas espécies da ictiofauna aumentaram significativamente após o barramento do Rio das Mortes pela Hidrelétrica de Manso, no Mato Grosso.

Logo, a existência de barramentos nos cursos d'água é um fator que não pode ser negligenciado tanto para o fenômeno de reintrodução de mercúrio na biosfera, quanto em temas como concentração do metal tóxico em "hot spots", contribuição para a metilação, agravamento da contaminação ambiental e exposição da população e da Biota ao risco de intoxicação.

¹⁵ O lago de Tucuruí possui 2.875 km² (dois quais meros 464 km² foram previamente desmatados antes da inundação) (ARRIFANO et al., 2018)

4.3. AMAZÔNIA E MERCÚRIO

4.3.1. A Floresta Amazônica como um sorvedouro e sumidouro global de mercúrio

A Floresta Amazônica é a maior formação florestal do mundo, ocupando uma área de cerca de 6,7 milhões de km² na faixa equatorial do planeta em ambos os hemisférios, distribuídos por 9 países, mas com 65% de sua extensão localizada em território Brasileiro. Trata-se de um sistema florestal composto por três grupos principais de vegetação — matas de terra firme, matas de várzea e matas de igapó — classificadas como ombrófila densa, que conta com mais de 30 mil espécies de plantas, das quais 2.500 são arbóreas, que incluem variadas espécies latifoliadas de grande longevidade formando um dossel fechado a uma altura média de 40 a 50m do solo¹⁶ (Figura 2).

Figura 2. Floresta Amazônica vista da órbita terrestre

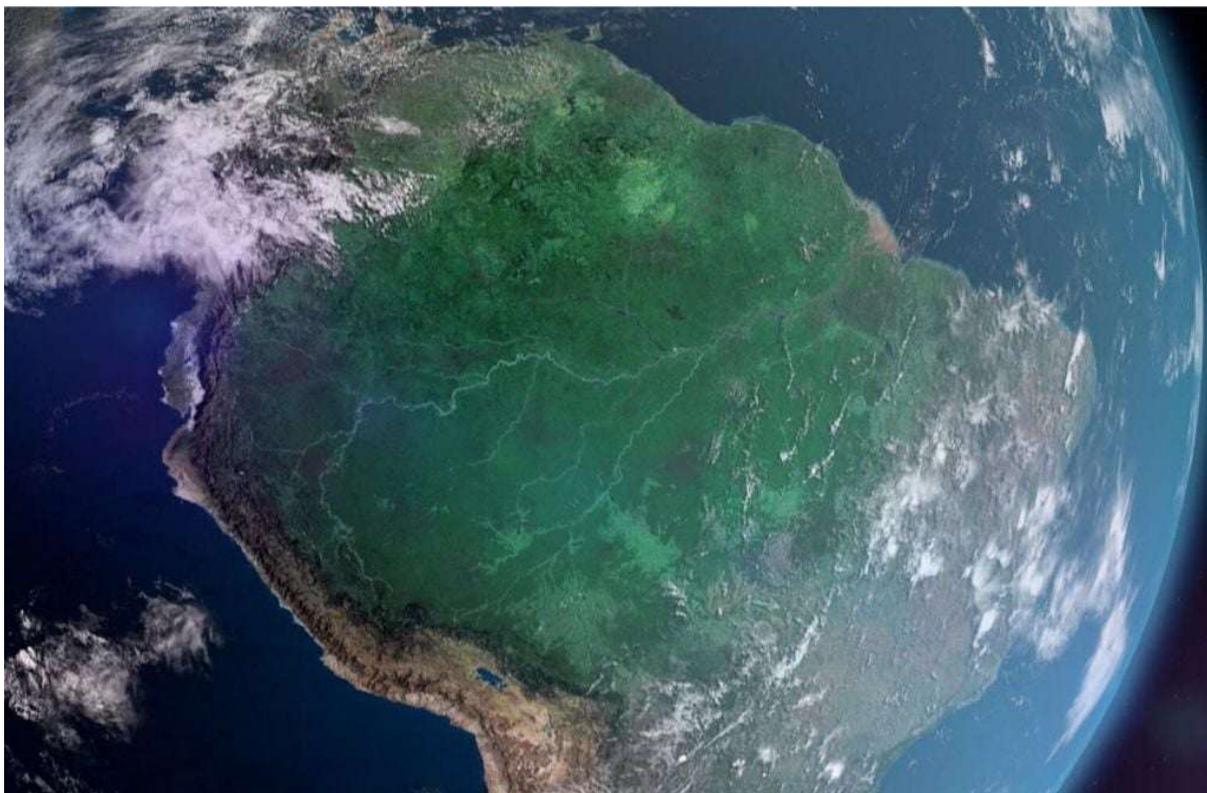


Foto: livre divulgação.

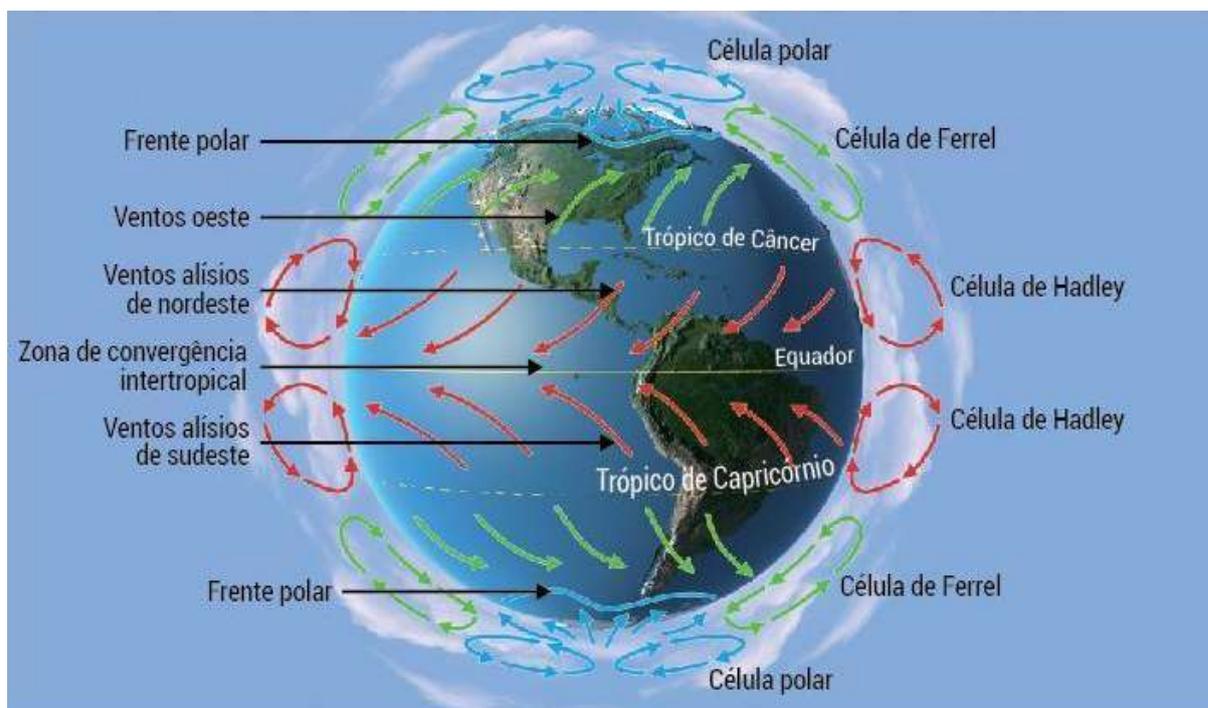
¹⁶ A árvore considerada a mais alta do Brasil localiza-se na Floresta Amazônica, no norte do Estado do Pará. Trata-se de um angelim-vermelho (*Dinizia excelsa*) com 88,5m de altura.

Na primeira década do século XXI, diversos estudos começaram a ser publicados destacando o papel essencial das florestas na remoção e indisponibilização do mercúrio.

A principal via de transporte do metal tóxico é a aérea e vastas áreas de dossel florestal se mostram muito eficientes na retenção e absorção foliar do mercúrio, especialmente na forma iônica (H^{2+}) (ERICKSEN e GUSTIN, 2004; ZHANG et al., 2009; LAACOURI et al., 2013; apud FOSTIER, MELENDEZ-PEREZ e RICHTER, 2015), que, após, é transferido para os solos por deposição úmida (carreamento pelas chuvas conhecido como lavagem) ou seca (queda das folhas por senescência). Uma vez neste compartimento, protegido da incidência de luz solar direta, ventos, erosão e enxurradas fortes, o mercúrio é em sua maior parte imobilizado pela lenta migração para o subsolo ou por alguma das formas de indisponibilização vegetal (vide capítulo de fitorremediação).

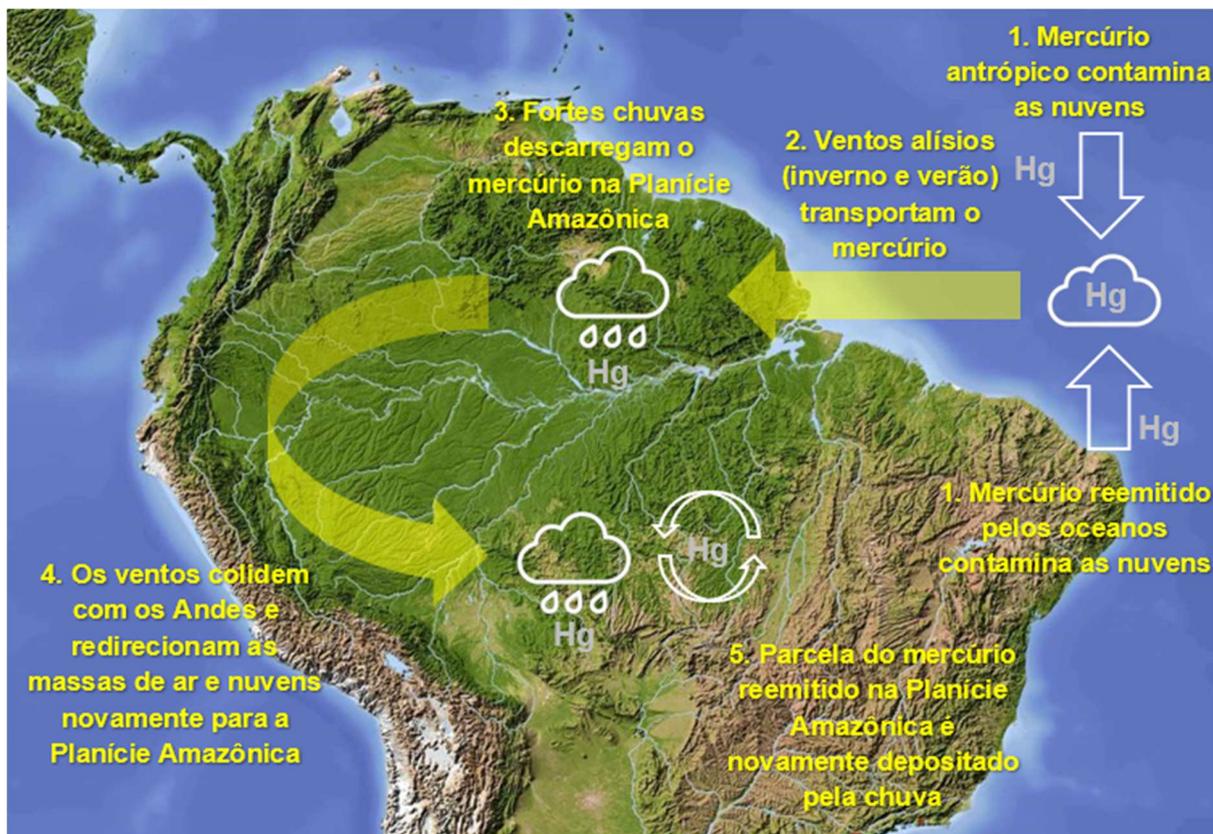
A Floresta Amazônica, além de sua vasta área e riqueza de espécies de folhas largas, encontra-se em uma posição geográfica favorável a recepção e retenção de cargas de mercúrio em suspensão nas correntes aéreas, originadas de praticamente todo o planeta, como ilustram as Figuras 3 e 4.

Figura 3. Esquema geral de circulação atmosférica do planeta.



Fonte: autor não identificado. Livre circulação na internet.

Figura 4. Aprisionamento de mercúrio na Floresta Amazônica



Fonte: elaborado pelo Autor

Comprovando essa hipótese, em 2015 FOSTIER, MELENDEZ-PEREZ e RICHTER, baseados em vários estudos anteriores que permitiram estimar a senescência média da Floresta Amazônica e na mensuração do teor médio de mercúrio nas folhas frescas caídas recolhidas e na serapilheira e diversos sítios representativos distribuídos pelo Brasil e Guiana Francesa, estimaram que a taxa total (seca + úmida) de deposição no solo de mercúrio capturado do ar da Floresta Amazônica seria de 121 g/km².ano, resultando para 2015 no total de 662 ton. de mercúrio retido, **ou cerca de 20% do total global** de deposição mercurial bruta em ambiente terrestre (3.600 ton.), ou ainda 1,65 vezes o indisponibilizado pelos Oceanos (balanço entre deposição e reemissão de 3.800 e 3.400 ton. respectivamente).

FIGUEIREDO et al. (2018) aprofundaram o tema, fazendo a seguinte reflexão:

“A contribuição da queima de biomassa para o material particulado em suspensão na Amazônia está bem documentada (Artaxo et al. 1988; Martin et al. 2010). Um possível efeito da queima de biomassa seria o aumento da concentração de ozônio (O_3) na troposfera amazônica. Esse processo pode ser importante para oxidar o Hg^0 atmosférico em Hg^{2+} ou Hg^0 , facilitando assim a adsorção em partículas suspensas no ar. Além do ozônio, outros agentes oxidantes associados ao material particulado atmosférico em suspensão podem influenciar diferentes áreas da Amazônia. Considerando que o aporte atual de Cl^- para a floresta amazônica pode ser significativo, devido ao transporte de massas de aerossóis do Oceano Atlântico (Gonçalves et al. 2016), é provável que o $HgCl_2$ solúvel se forme, facilitando a infiltração de mercúrio no perfil do solo e a retenção de metais em horizontes de solo ricos em Fe. Isso ocorreria em um pH favorável do solo ($pH > 4$, segundo Barrow e Cox, 1992). Levando em consideração a provável infiltração de Hg no perfil ácido do solo, a persistência de altas concentrações de metais na camada superficial do solo pode indicar que o processo de deposição atmosférica é um fenômeno contínuo”.

(FIGUEIREDO et al., 2018, em tradução livre)

Este raciocínio reforça a relevância de considerar o papel do desmatamento e principalmente das queimadas no aumento da exposição humana e biótica na Amazônia Legal à contaminação por mercúrio.

Por outro lado, corrobora o papel da Floresta Amazônica como um fator relevante no processo de indisponibilização (e eventualmente remoção da biosfera) do mercúrio emitido ou reemitido tanto no hemisfério Sul, como no Norte, destacando que, diferente de outros ambientes nos quais o mercúrio estará sujeito ao chamado efeito gafanhoto, no âmbito da floresta, pelas razões debatidas em tópicos anteriores, o mercúrio tenderá a ficar em grande parte retido. Logo, a Amazônia é, em um grau ainda a ser determinado, **um sumidouro de mercúrio** que, no entanto, padece de fragilidade nesta função em decorrência de riscos elevados de remobilização natural (incêndios naturais, erosão por alagamentos periódicos, etc.) ou antrópica (queimadas, desmatamento, revolvimento e exposição do solo, barramento de cursos d'água, ocupação desordenada, etc.).

4.3.2. Teor de base de mercúrio na Amazônia (“background”)

Logo após a explosiva disseminação do uso de mercúrio na garimpagem de ouro no Amazônia Brasileira, ocorrida de 1979 a 1984, diversos trabalhos científicos realizados pontualmente na proximidade de garimpos de ouro começaram a descobrir concentrações do metal tóxico na água, sedimentos e biota muito acima das médias globais, imediatamente associando tais níveis anômalos à emissão e liberação de mercúrio pela MAPE. A partir de meados dos anos 1990, no entanto, estudos mais amplos e reflexões mais aprofundadas, começaram a perceber que os altos níveis de mercúrio encontrados nas amostragem nos diversos compartimentos da biota, não poderiam ter sido resultantes da ação antrópica na produção aurífera garimpeira.

Um estudo realizado entre setembro de 1995 e novembro de 1998 por JARDIM e FADINI na Bacia do Rio Negro, Norte do Estado do Amazonas, que corresponde a 11% da área da Amazônia Legal, estimou um estoque de mercúrio de 126.000 ton. no primeiro metro de solo dos cerca 690.000 km² da área estudada (dispersão de 182,6 kg/km² ou 182,6 mg/m², e um teor médio de 164 ng/g ou 0,164 ppm, com pico de 320 ± 20 ng/g)¹⁷, incompatível com o aporte do metal tóxico proveniente do garimpo de ouro — na época somente aquele ocorrente na Colômbia e transportado para a bacia pelo Rio Vaupés/Uapés e estimado em 4,6~6,7 ton./ano — mesmo somado à disposição atmosférica avaliada em 14 ton./ano (JARDIM e FADINI, 1999; FADINI e JARDIM, 2001). A conclusão dos autores é que os solos estudados são naturalmente ricos em mercúrio (até porque o montante total de mercúrio emitido pelos garimpos brasileiros até aquela época representaria meros 2,4% desses estoques de metal encontrado), e o principal fator de contaminação humana e da biota identificados para aquele local e época era de **origem natural**.

Corroborando esta conclusão pioneira, vários outros estudos concluíram pela existência de estoques de mercúrio causados por fatores naturais ou alheios à atividade garimpeira de ouro, por exemplo:

- Em 1998, ROULET et al., analisando os teores de mercúrio nos solos da bacia do Tapajós e com base em informações de outras áreas da Bacia Amazônica, estimaram que “nestes solos mais de 97% do mercúrio seja de

¹⁷ Conforme já mencionado, a ocorrência natural média global de mercúrio nos solos seria de 80 ng/g.

origem natural, tornando os solos amazônicos um importante reservatório de mercúrio natural”;

- Em 1999, OLIVEIRA et. al. realizaram um estudo comparativo no Estado do Amapá, contrastando o teor de mercúrio nos solos na bacia do Igarapé Pedra Preta (afluente do Rio Amapari), na região da Serra do Navio na qual não ocorria garimpagem de ouro, com solos coletados na imediação da Vila Tartarugalzinho, de longo histórico garimpeiro. Os autores concluíram que “comparando os teores de mercúrio em perfis de solo de regiões de intensa atividade garimpeira com aqueles encontrados nos solos da Serra do Navio, não se constata grande diferença, o que confirma a ideia que o mercúrio provém principalmente da deposição atmosférica a longa distância, fenômeno razoavelmente uniforme em escala regional” (OLIVEIRA et al., 1999, p.147).
- Em 2000, LECHLER et al., registraram que “amostragem cuidadosa de solos, sedimentos, água e peixes ao longo dos 900 km do rio Madeira, entre a confluência do rio Amazonas e Porto Velho, produziu um conjunto de dados biogeoquímicos internamente consistentes que sugerem fontes e processos naturais regionais para a riqueza generalizada de mercúrio observada. Embora esta conclusão entre em conflito com muitas investigações ambientais anteriores conduzidas à escala local, é compatível com outros trabalhos mais recentes no rio Tapajós e na bacia do rio Negro” e que “importantes processos biogeoquímicos naturais são responsáveis pela maior biodisponibilidade de mercúrio e pela bioacumulação da cadeia alimentar no baixo rio Madeira, muito distante das entradas antropogênicas de mercúrio”;

A partir de vários desses estudos ROULET e GRIMALDI (2013), reforçando que **“o mercúrio presente em solos amazônicos é essencialmente de origem natural”**, estabeleceram um quadro de concentrações e cargas de mercúrio nos solos Amazônicos, adaptada na forma da Tabela 2, a seguir:

Tabela 2. Concentrações e cargas de mercúrio mensuradas em solos amazônicos

Localção	Tipo de Solo	Concentração de Mercúrio (peso seco) (ng/g)			Carga de Mercúrio 0-100 cm (mg/m ²)	Referência
		Solo Orgânico	Solo Mineral A B			
Bacia do Madeira	Latossolo		232-439			Lechler et al., 1997
Bacia do Pedra Preta	Latossolo/ Argissolo		100-430	150-300	170-390	Fostier et al., 1999
Bacia do Rio Negro	Argissolo	65-201	66-193	100-188	90-145	Zeidemann, 1998
Bacia do Rio Negro	Latossolo	68-75	50-95	110-160	110	Zeidemann, 1998
Bacia do Jaú/Rio Negro	Argissolo	106-109	46-118	9-170	85-270	Zeidemann, 1998
Bacia do Tapajós	Argissolo	81-111	44-103	99-112	72-179	Roulet et al., 1998a
Bacia do Tapajós	Latossolo	93-180	106-194	102-209	140-330	Roulet et al., 1998b
Bacia do Tapajós	Solo Aluvial	109-224	81-194 ¹		57-119	Roulet et al., 2001
Bacia do Tocantins	Argissolo	71	94	130	143	Aula et al. 1994
Guiana Francesa Comté	Latossolo	180-219	240-320		320-350	Roulet e Lucotte, 1995
Guiana Francesa Dorlin	Latossolo		250-300	300-500		Grimaldi e Grimaldi, 1998

¹ Inclui horizonte Bh.

Fonte: ROULET e GRIMALDI, 2013 – adaptado.

O fenômeno, claro, resulta em reflexos no compartimento hídrico. Neste sentido, MASCARENHAS et al. (2004), conduziram um estudo no Rio Acre dentro da perspectiva de avaliar a ocorrência de mercúrio em áreas sem registro de ação antrópica emissora na Região Amazônica e considerando a teores elevados do metal tóxico em peixes coletados naquele corpo hídrico, acima dos referenciais de segurança de consumo. Como resultado, concluíram que o teor de mercúrio no material em suspensão no Rio Acre e afluentes (em média 0,116 µg/g) foram muito semelhantes aos valores obtidos por SILVA (1997) para o Rio do Rato (de 0,119 µg/g), na Bacia do rio Tapajós, que sofre efeitos de garimpagem de ouro intensiva.

As causas para os altos teores de base de mercúrio em solos e cursos d'água na Região Amazônica ainda não estão totalmente esclarecidas, embora certamente tenham ligação com a sua condição de sorvedouro natural do metal tóxico da atmosfera em função de sua posição geográfica, composição florística e composição dos solos discutidas no tópico anterior. Inobstante, esta característica não pode ser desprezada na análises globais de contaminação ambiental e responsabilidade pela exposição da população e da biota à intoxicação por mercúrio, pois a mesma se mostra **determinante**.

4.3.3. Ocupação humana como causa direta de sua exposição ao mercúrio

Sabido, como agora é sabido, que a Região Amazônica é um sorvedouro do mercúrio emitido ou reemitido em todas as partes do planeta ao longo de toda a história humana¹⁸; que por conta dessa condição e da composição geral de seus solos, estes foram naturalmente enriquecidos por esse elemento em patamares equivalentes a pelo menos o dobro da média mundial; que a biota vegetal, especialmente a lenhosa, é um compartimento importante para a estocagem do metal tóxico; que o desmatamento, queimadas e revolvimento ou erosão dos solos irá inevitavelmente liberar o mercúrio que estava indisponibilizado; dentre outros fatores já abordados, parece óbvio que o avanço da ocupação intensiva da Amazônia é inerentemente um processo de exposição humana ao risco e aumento da disponibilidade mercúrio no ambiente.

¹⁸ Há grande controvérsia sobre a "idade" da Floresta Amazônica, mas há um certo consenso de que ela existe com as características atuais a pelo menos 2 milhões de anos.

Nesse sentido, necessário refletir sobre o seguinte trecho de ROULET et al. (1999), que sintetiza muito bem o contexto:

“Apesar das liberações de mercúrio da atividade de mineração de ouro ser comumente tida como responsável pela contaminação por mercúrio de ecossistemas aquáticos remotos dos centros de mineração, **uma relação de causa-efeito entre os dois fenômenos não foi ainda demonstrada.**

(...)

Na escala regional da bacia do Tapajós, as cargas de Hg observadas nos ecossistemas florestais indicam que a deposição cumulativa nos solos de Hg atmosférico transportado por longas distâncias de fontes de mineração de ouro **é insignificante em relação à quantidade de Hg acumulada nos solos.** Com um fluxo total estimado de 100–250 $\mu\text{g}_{\text{Hg}}/\text{m}^2$ ao longo de 15 anos, esta deposição é responsável por **menos de 3% da carga de Hg na camada superior de 20 cm do solo.** Para efeito de comparação, um ciclo de cultivo de corte e queima emite diretamente 370 μg_{Hg} por m^2 de floresta queimada. Após um incêndio, a biomassa florestal não queimada decompõe-se lentamente, libertando 550 $\mu\text{g}_{\text{Hg}}/\text{m}^2$ adicionais na superfície dos solos.

Assim, embora a atividade de mineração de ouro resulte em grave contaminação direta por Hg dos ecossistemas aquáticos e dos seres humanos em escala local, perto dos centros de mineração de ouro, o transporte atmosférico de Hg a longa distância não pode ser responsável pelas cargas de Hg encontradas nos vários compartimentos dos ecossistemas florestais amazônicos.

Nossos dados mostram que um efeito importante da colonização humana pode ser a erosão de solos desmatados, liberando uma estimativa de 500 a 3.000 $\mu\text{g}_{\text{Hg}}/\text{m}^2$ por cm de solo erodido. Esta fonte presumivelmente causa uma contaminação significativa por Hg nos rios amazônicos. Os solos erodidos podem perder até 30.000 $\mu\text{g}_{\text{Hg}}/\text{m}^2$, a maior parte dos quais presumivelmente atinge o ambiente aquático na forma de partículas (Roulet et al., 1998). Em ambientes amazônicos recém-colonizados, a erosão do solo pode ser o principal processo que aumenta a carga de Hg natural nos ecossistemas aquáticos adjacentes”.

(ROULET et al., 1999, p. 311).

4.4. CONTRIBUIÇÃO DA MAPE DE OURO GLOBAL PARA AS EMISSÕES E LIBERAÇÕES DE MERCÚRIO

4.4.1. Legado histórico de mercúrio oriundo da MAPE de ouro na biosfera

O uso de mercúrio para concentração e separação de metais preciosos é conhecido desde as civilizações Fenícia e Cartaginesa, e a mina de mercúrio em Almadén, Espanha, já operava em 2.700 a.C. (LACERDA, 1997). Em 1554, Bartolomeu de Medina desenvolveu o método “Pátio” de amalgamação de metais preciosos, na então colônia espanhola do México e com a introdução dessa técnica nas minas de prata nos atuais Peru e Bolívia, iniciava-se o período de maior intensidade do uso da amalgamação por mercúrio (LACERDA, 1997; NRIAGU, 1994).

LACERDA (1997) registra que a razão de emissão de mercúrio por volume de metal precioso produzido foi estimada por FISHER (1977) em 1:1. Esta informação, aliada aos registros precisos de produção de prata do Império Espanhol, habilitaram NRIAGU (1994) a calcular que a chamada “América Espanhola” inseriu no ambiente **196.000 ton.** de mercúrio na sua produção de prata entre 1570 e 1900, o que é consistente com os registros de produção de mercúrio das minas de Almadén (Espanha) e Huancavelica (Peru) (BRANDING e CROSS, 1972, apud LACERDA, 1997).

Por outro lado, estima-se que a “Grande Corrida do Ouro” nos Estados Unidos e Canadá (1840-1900), foi responsável pela introdução de 68.200 ton. de mercúrio na biosfera (NRIAGU, 1994), ao passo que a corrida do ouro australiana (1850-1930) teria acrescentado 1.300 ton. a essa contaminação (BYCROFT et al, 1982, apud LACERDA, 1997).

Logo, segundo os estudos citados, a emissão e liberação de mercúrio para o ambiente global a partir da mineração de metais preciosos no período de 1550 a 1930 gerou um legado de contaminação superior a **265.000 ton.** do metal tóxico, o que representaria cerca de 21% de todo o conteúdo total de mercúrio estimado na biosfera pela Avaliação Global de Mercúrio 2018 (UNEP, 2019).

No Brasil, como demonstrado no volume sobre a matriz normativa e políticas públicas, o uso de mercúrio na produção de ouro começou apenas no final dos anos 1970, limitando-se o uso anterior a este período a uma quantidade relativamente irrisória utilizada para purificação do metal precioso (na época, outros usos industriais

eram dados ao metal tóxico). Logo, podemos considerar que a contribuição da MAPE de ouro brasileira para esse passivo legado pelos séculos passados como inexistente, ou no máximo desprezível, restringindo-se a sua participação no passivo global ao período de 1979 em diante, que será analisada em tópico próprio mais a frente.

4.4.2. Contribuição contemporânea da MAPE de ouro para a contaminação global por mercúrio

A Avaliação Global de Mercúrio 2018 (UNEP, 2019) lista 23 atividades humanas geradoras intencionais ou não de emissões de mercúrio, que foram responsáveis pela emissão média estimada de 2.223,96 ton. de mercúrio em 2015 (em uma faixa de 2.000 a 2.820, que foi arredondada para 2.300 para fins de análise do ciclo global). Para este ano, as fontes não intencionais contribuíram globalmente com 51,6% das emissões, contra 48,4% das emissões decorrentes de usos intencionais do metal tóxico.

Segundo este estudo, a MAPE de ouro é globalmente a atividade que mais emite mercúrio, representando sozinha 37,67% das emissões antrópicas, seguida das emissões industriais não intencionais¹⁹ (27,63%), a queima de combustíveis fósseis e biomassa (23,97%), e finalmente usos industriais intencionais de mercúrio²⁰ (10,74%).

Neste quadro, em 2015 as emissões de mercúrio provenientes da MAPE teriam sido de 837,73 ton., 42,3% (ou 354,30 ton.) originados na América Latina e Caribe, 30,1% (252,00 ton.) da África Subsaariana, e 25,6% (214,00 ton.) do Sudeste da Ásia, sendo de meros 3,79% (31,73 ton.) a contribuição das demais regiões do planeta juntas. No contexto latino-americano, as emissões de mercúrio originadas da MAPE de Ouro representam a fonte mais relevante, com uma contribuição de 77,89% para região como um todo, mas com particular importância para os países Amazônicos.

Um recente estudo crítico realizado por CHENG et al. (2023) sistematizando mais de 70 estudos selecionados sobre a MAPE de ouro (inclusive Avaliação Global de Mercúrio 2018 e os planos nacionais de ação já entregues), concluiu que para uma produção global atual (2023) estimada de 520 ton. de ouro (margem de 380-870 ton.),

¹⁹ Produção de cimento, produção de metais não ferrosos, produção industrial de ouro, produção de aço, produção de mercúrio, refino de petróleo.

²⁰ Produtos diversos e seus resíduos (como lâmpadas, baterias, cosméticos, farmacêuticos equipamentos de medição, etc.), indústria de cloreto de vinila; indústria de cloro-álcalis, incineração de resíduos e crematórios.

a MAPE consumiria 892 ton. anuais de mercúrio (640-1.000 ton.), gerando uma emissão de 615 ton. de mercúrio metálico gaseificado (248-838 ton.), ou seja, além de uma estimativa de poluição 27% menor que a de 2015, uma razão média global entre o volume de emissão mercúrio pelo volume de ouro produzido estimada em 1,18:1. Para a América Latina e Caribe, com uma produção aurífera estimada de 150 ton. anuais, seriam usados 272 ton. de mercúrio (155-545 ton.), com emissões de 173 ton. (100-354 ton.), gerando uma taxa de emissões regional de 1,15:1 (Hg^{Emit}/Au^{Prod}).

CHENG et al. (2023) alertam, no entanto, que “a diferença significativa nas estimativas não é causada pelo aumento real ou diminuição nas emissões de mercúrio, mas sim causada pelas diferentes abordagens utilizadas, a estimativa global das emissões pela MAPE de ouro que pode não refletir a realidade das emissões”.

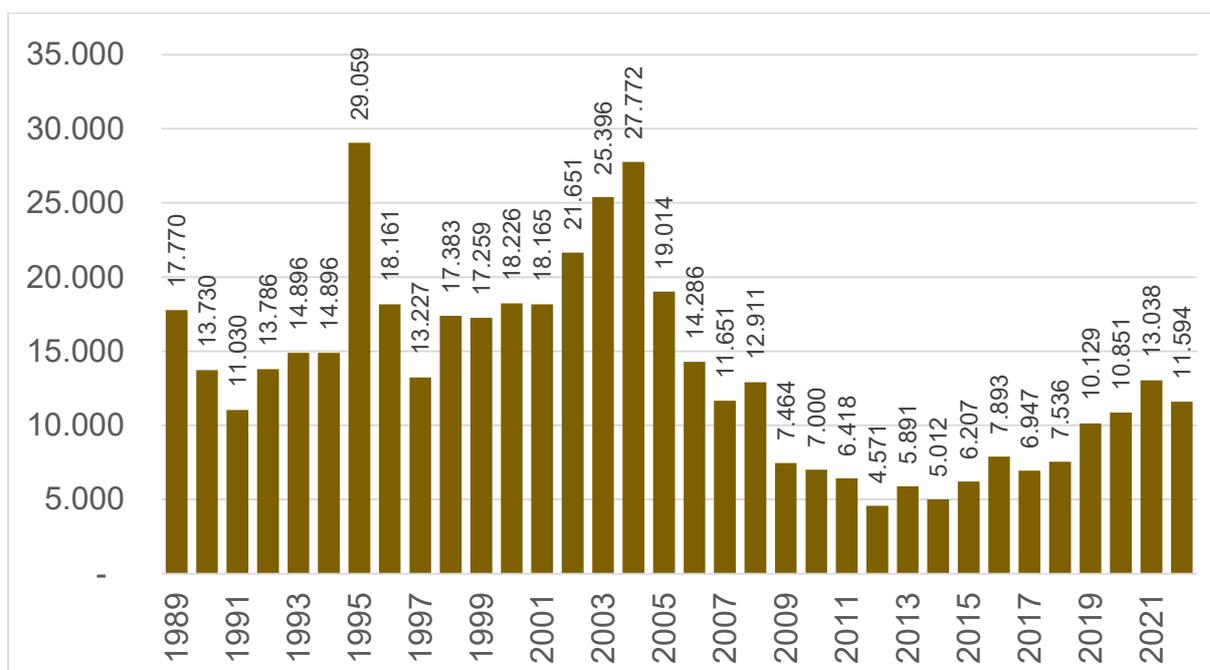
5. DIAGNÓSTICO DE IMPACTOS EFETIVOS DA MAPE DE OURO NO BRASIL

5.1. PARTICIPAÇÃO DA MAPE DE OURO NO DESMATAMENTO DA AMAZÔNIA LEGAL

O desmatamento é um fator relevante para a mobilização de mercúrio natural e reemissões do metal antropicamente introduzido na biosfera. Recentemente a MAPE de ouro passou a ser apontada pela mídia como um fator determinante para o avanço do desmatamento da Amazônia, o que aumentaria sua responsabilidade pelos montantes de mercúrio em suspensão no ar, ou contaminando rios e a biota.

Podemos situar o início do processo de desmatamento significativo da Amazônia na década de 1970, com a implementação das políticas de integração nacional que resultaram na abertura de estradas e incentivo a colonização. No entanto, os dados oficiais de desmatamento são divulgados apenas a partir de 1989, e estão expressos na Tabela 3, a seguir:

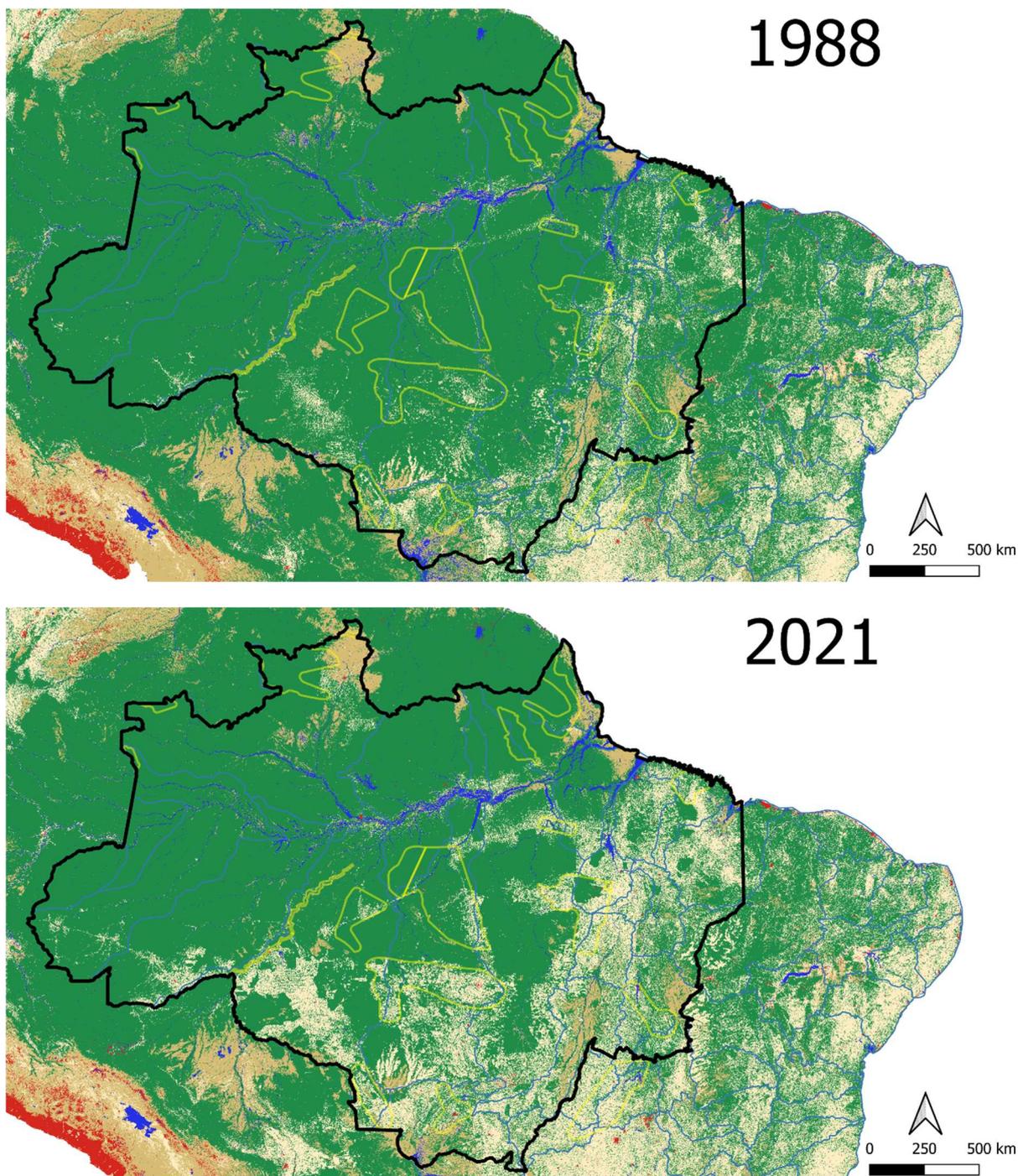
Tabela 3. Série histórica da área total anual desmatada na Amazônia Legal (km²)



Fonte: PRODES/INPE, 2024.

Graficamente, o avanço do arco de desmatamento pode ser visto na Figura 5, a seguir:

Figura 5. Comparativo entre áreas desmatadas existentes em 1988 e 2021



Fonte: Elaborado por SOHN-HAUSNER, com base em dados do PRODES/INPE, 2024.

Estimativa feita pela iniciativa coletiva MapBiomias (MAPBIOMAS, 2023) aponta que de 1985 a 2022, cerca de 2.200 km² da Amazônia Legal foram desmatados para acomodar operações de garimpagem de ouro (formais e informais). Isoladamente, este montante pode causar alguma apreensão, mas colocado em contexto, mostra-se pouco expressivo.

De um primeiro viés, usando novamente a Iniciativa MapBiomias como fonte, é importante atentar para o quadro de uso do solo no Amazônia Legal, para o ano de 2022, ilustrado na Tabela 4 e na Figura 6 apresentadas na sequência.

Observando tais dados, verifica-se que a mineração em todas as suas modalidades ocupa apenas 0,06% da área da Amazônia Legal. A MAPE de Ouro ocupa 68,10% da área minerada na Amazônia Legal, mas isto **representa apenas 0,04% da superfície da região administrativa**. Se comparado às áreas urbanas (6.166 km²), o garimpo de ouro (inclusive seu passivo) corresponde a pouco mais de um terço do espaço ocupado pelos assentamentos urbanos (35,7%).

Especificamente em relação ao desmatamento, cruzando os dados do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES) sob responsabilidade do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), iniciado em 1988, com os do MapBiomias, concluímos que do total de 460.820 km² de desmatamento da Amazônia Legal no período de 1989 a 2022, a participação da MAPE de Ouro **foi de apenas 0,40%** (não é viável produzir um gráfico expositivo dessa proporção). O menor desmatamento anual da Amazônia Legal na série histórica — 4.571 km² em 2012 — **é superior ao dobro de toda a área impactada pela garimpagem de ouro em toda a História**.

Logo, ainda que seja **imprescindível recuperar** (por restauração ou reabilitação) o passivo de perda de cobertura vegetal do solo causado pela MAPE de ouro — 2.200 km² em 2022 — **em termos contextuais esse passivo é tecnicamente desprezível** (0,04% da superfície da Amazônia Legal), e certamente não gera contribuição significativa no contexto de remobilização de mercúrio por remoção da cobertura floresta e perda de cobertura do solo.

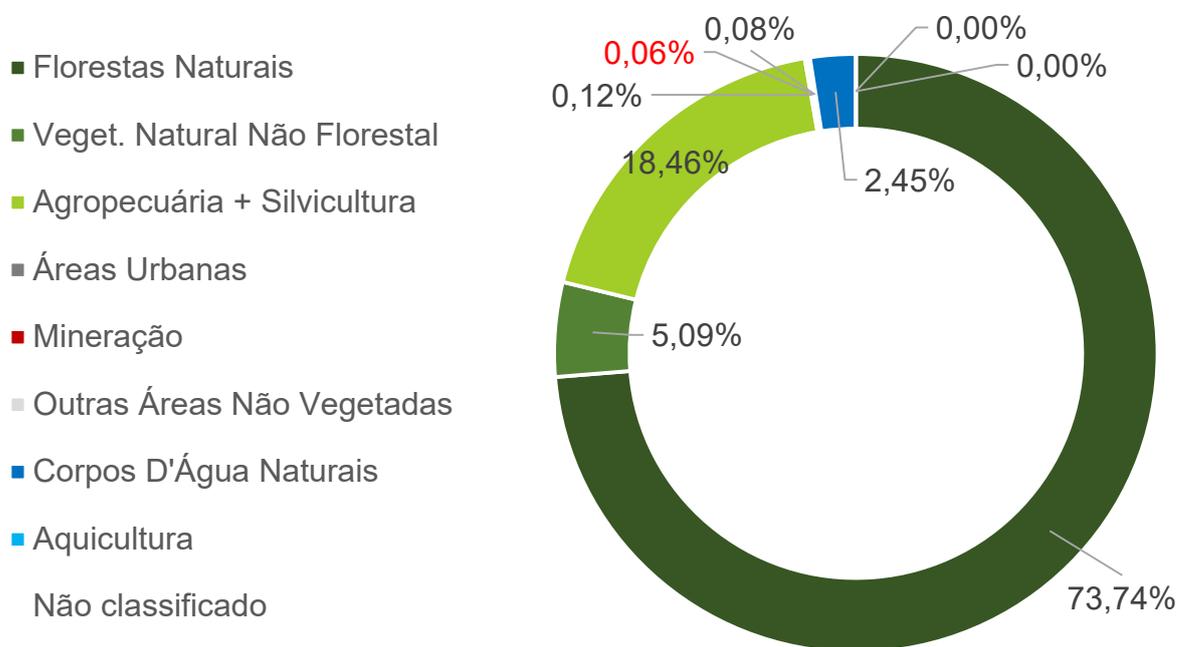
Tabela 4. Uso do Solo na Amazônia em 2022 (km²)

Cobertura do Solo	Área (km ²)	Proporção no Total
-------------------	-------------------------	--------------------

Florestas Naturais	3.696.280	73,74%
Vegetação Natural Não Florestal	254.912	5,09%
Agropecuária + Silvicultura	925.539	18,46%
Áreas Urbanas	6.166	0,12%
Mineração	3.231	0,06%
Outras Áreas Não Vegetadas	4.076	0,08%
Corpos D'Água Naturais	122.639	2,45%
Aquicultura	17	0,00%
Não classificado	6	0,00%
Total Geral	5.012.866	100,00%

Fonte: Elaborado pelo Autor a partir de dados do MapBiomass (2024)

Figura 6. Distribuição do uso do solo na Amazônia Legal



Fonte: Elaborado pelo Autor a partir de dados do MapBiomass (2024)

5.2. IMPACTOS DA MAPE DE OURO SOBRE OS CORPOS HÍDRICOS DA AMAZÔNIA LEGAL

A introdução generalizada na MAPE de ouro do uso de máquinas pesadas desprovida da necessária orientação técnica gerou — principalmente na região do Tapajós — um impacto significativo na morfologia dos rios, descaracterizando margens e contribuindo para o aumento da erosão e da quantidade de material particulado em suspensão nas águas (que, no contexto Amazônico, corresponde a no mínimo remobilização de mercúrio e seus compostos).

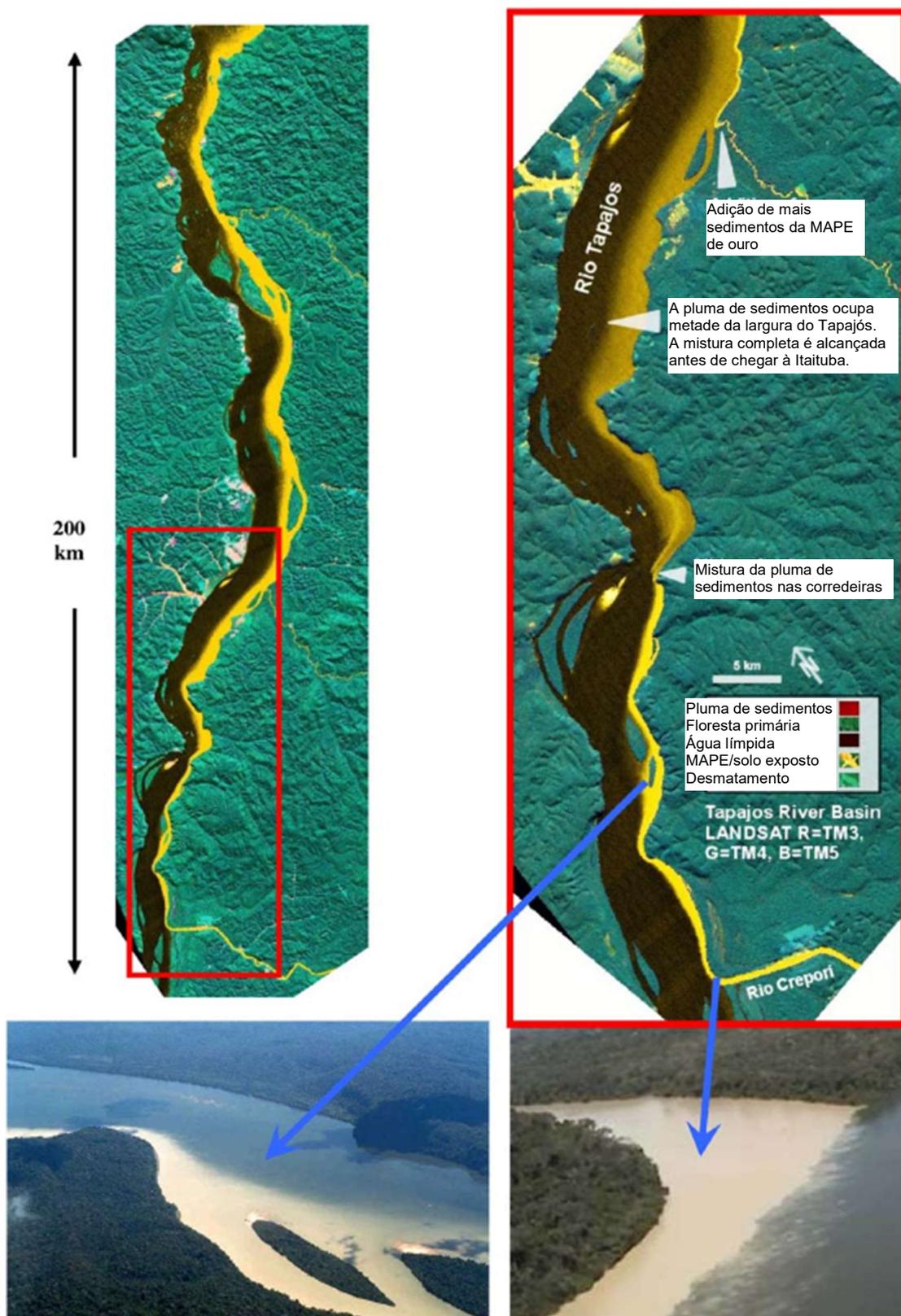
Por exemplo, avaliando o quadro existente em 1998, TELMER et al. (2006) embora observando que as plumas de sedimentos atribuídas às operações de garimpagem de ouro diminuíram ao longo do período 1985-1998, concluíram com base em imagens de satélite (Figura 7) que a atividade garimpeira de ouro era a principal contribuinte para o transporte elevado de mercúrio no Rio Tapajós e seus afluentes naquele momento, alertando que:

“As operações de mineração de ouro são as principais responsáveis pelo transporte elevado de mercúrio na bacia do rio Tapajós, pelo menos de maio a novembro. A fonte dominante de contaminação não é, contudo, a perda de mercúrio no processo de amalgamação do ouro. Pelo contrário, a perturbação e mobilização de grandes quantidades de sedimentos ricos em mercúrio e solo de várzea na coluna de água durante as operações de mineração é a fonte de contaminação. Imagens de satélite abrangendo duas décadas foram usadas para mostrar que as plumas de sedimentos induzidas pela mineração têm sido uma fonte dominante de sedimentos para o sistema do Rio Tapajós durante décadas, e que a intensidade e a localização dessas emissões variaram ao longo do tempo. O uso de imagens também se mostra muito promissor para ser usado como um sistema de monitoramento moderno. O uso de imagens também se mostra muito promissor para ser usado como um sistema de monitoramento moderno.

Essas descobertas mudam o foco da remediação e esforços de prevenção do controle do mercúrio em direção ao controle da erosão do solo e dos sedimentos. Contudo, a eliminação das perdas de mercúrio no processo de mineração continua importante para o saúde das populações e ambientes locais”.

(TELMER et al., 2006) Livre tradução pelo Autor.

Figura 7. Impactos no incremento de sedimentos em suspensão no rio Tapajós atribuído à atividade da MAPE de Ouro em 1998



Fonte: TELMER et al., 2006, p. 110 (adaptado).

Por outro lado, como um contraponto, ROULET et al. (1998), ponderaram que:

“(…) a intoxicação por mercúrio de moradores ribeirinhos através da ingestão de peixes na região do baixo Tapajós (Lebel et al., 1997) não pode ser atribuída apenas à dispersão de mercúrio dos centros de mineração de ouro a montante. A liberação de mercúrio utilizado por estas atividades mineiras não parece influenciar as cargas de mercúrio na coluna de água do rio na escala de longa distância, mais de 50 km a jusante. Nos ecossistemas aquáticos estudados, as elevadas cargas de mercúrio na coluna de água parecem, em vez disso, ser atribuídas a elevadas cargas de partículas finas em suspensão. No rio Tapajós, as cargas particuladas de mercúrio parecem ser fortemente influenciadas pela presença de partículas de solo erodido enriquecidas em óxidos de ferro e mercúrio (Roulet et al., 1996a,b). **A erosão das partículas dos solos pode resultar de quaisquer perturbações dos solos na área de captação, como a extração de ouro, a construção de estradas, a exploração madeireira, a pecuária e o cultivo. Tendo em vista a importância da colonização das margens do rio Tapajós, mais de 50% das margens ao longo do transecto, a erosão de finas partículas argilosas de solos ferralíticos desmatados (Roulet et al., 1996a,b) poderia explicar fortemente o aumento nas concentrações de mercúrio nas águas e sedimentos do sistema aquático.** Este processo poderia ser aplicado a qualquer área de captação perturbada nas regiões amazônicas”.

(ROULET et al., 1998, p. 210).

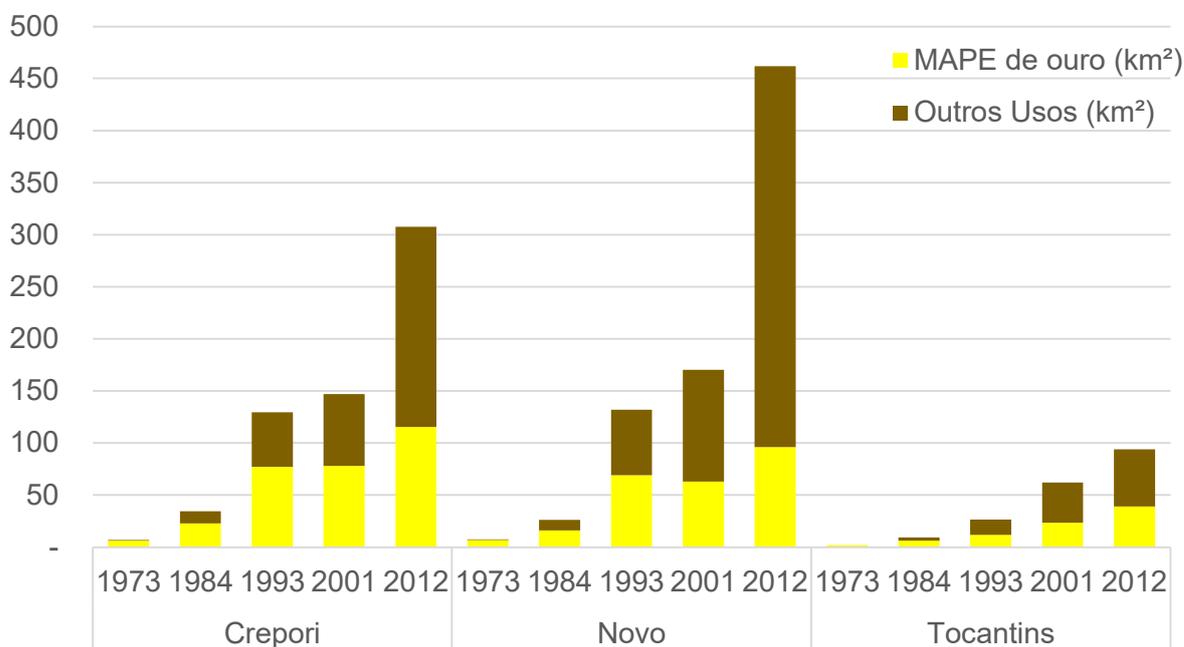
De fato, com base nos dados de LOBO et al. (2016), que revisitaram a questão com uma abordagem histórico-evolutiva, corroborados pelos dados de desmatamento apresentados no tópico anterior, é possível perceber que ao longo do tempo a participação proporcional da MAPE na área desmatada nas principais regiões sub-bacias hidrográficas dentro da região garimpeira do Tapajós vem decrescendo ao longo do tempo (Tabela 5 e Figura 8), reforçando o argumento de ROULET et al. de que outras fontes de sedimentos para os copos hídricos precisam ser consideradas.

Tabela 5. Evolução da participação da MAPE de ouro no uso da terra em quatro sub-bacias da Mesorregião Hidrográfica do Tocantins (km²)

Locação	Ano				
Uso da Terra	1973	1984	1993	2001	2012
Crepori					
MAPE de ouro	6,3 (93%)	22,8 (66%)	77,0 (59%)	77,9 (53%)	115,5 (38%)
Outros Usos	0,5 (7%)	11,7 (34%)	52,5 (41%)	69,2 (47%)	192,2 (62%)
Novo					
MAPE de ouro	7,0 (93%)	16,1 (61%)	69,2 (52%)	63,1 (37%)	96,2 (21%)
Outros Usos	0,5 (7%)	10,2 (39%)	62,8 (48%)	107,3 (63%)	365,7 (79%)
Tocantins					
MAPE de ouro	2,0 (100%)	6,3 (68%)	11,9 (45%)	23,3 (38%)	39,1 (42%)
Outros Usos	0,0 (0%)	2,9 (32%)	14,6 (55%)	38,8 (62%)	54,9 (58%)
Jamanxim					
MAPE de ouro	0,1 (3%)	2,2 (1%)	8,2 (1%)	7,3 (1%)	10,9 (0%)
Outros Usos	3,8 (97%)	185,1 (99%)	579,2 (99%)	1.338,2 (99%)	4.212,0 (100%)
Total					
MAPE de ouro	15,4 (76%)	47,5 (18%)	166,3 (19%)	171,7 (10%)	261,7 (5%)
Outros Usos	4,8 (24%)	209,9 (82%)	709,1 (81%)	1.553,5 (90%)	4.824,8 (95%)

Fonte: elaborado pelo Autor a partir dos dados de LOBO et. al. , 2016.

Figura 8. Gráfico da evolução da participação da MAPE de ouro no uso da terra nas três sub-bacias garimpadas da Mesorregião Hidrográfica do Tocantins



Fonte: elaborado pelo Autor a partir dos dados de LOBO et. al., 2016.

Logo, uma estimativa precisa da contribuição efetiva da MAPE de ouro **contemporânea** nos níveis de sedimentos em suspensão nos corpos hídricos da Amazônia, notadamente da Região Garimpeira do Tapajós, mostra-se uma tarefa cada vez mais complexa. Vários fatores apontam para a redução progressiva desta contribuição, tais como o aumento de outras atividades que geram carreamento de sedimentos para os cursos d'água (agropecuária e exploração madeireira, por exemplo), a migração da extração "garimpeira" para depósitos primários mais distantes dos curso d'água e a própria melhoria das técnicas de mineração. Por outro lado, como muito bem destacado por LOBO et al. (2016) na citação acima transcrita, **não pode ser esquecido o passivo legado pelo passado de operações garimpeiras sem cuidado técnico**, que representam centenas de quilômetros quadrados de cavas abandonadas ao longo das margens e calhas dos corpos hídricos que continuam ainda hoje (e por muitos anos, se não tomada uma providência) contribuindo com o volume de sedimentos em suspensão nos rios (Figuras 9 a 11)

Figura 9. Exemplo de dano causado pela garimpagem tecnicamente desassistida na calha e margens de cursos d'água na Região do Tapajós



Foto: Paulo Basta / Fiocruz, 2019.

Figura 10. Confluência do Rio Crepori com o Rio Tapajós evidenciando grande carga de sedimentos em suspensão trazidos pelo afluente



Foto: Observatório do Clima (2022)

Figura 11. Confluência do Rio do Rato com o Rio Tapajós evidenciando grande carga de sedimentos em suspensão trazidos pelo afluente



Foto: Erik Jennings (2021)

Assim, o alerta de TELMER et al. (2006) realizado há quase 20 anos permanece completamente válido, sendo possível afirmar que sem prejuízo da implementação de processos de mineração mais aprimorados e responsáveis que reduzam ou eliminem as perdas de mercúrio na atividade garimpeira de ouro, **o foco dos esforços para redução da exposição das populações e da biota ao mercúrio e seus compostos deve ser o controle da disponibilização do metal tóxico decorrente da erosão e do carreamento de sedimentos para e pelos corpos hídricos.**

Esta missão, claro, passa por um melhor controle de todas as atividades antrópicas na bacia (não apenas da MAPE, portanto), para que atividades como a agropecuária e a extração madeireira igualmente adotem padrões responsáveis de manutenção e recomposição das matas ciliares e controle de erosão, mas necessariamente deve enfrentar a questão dos passivos ambientais hoje órfãos da atividade garimpeira de ouro do passado, que são formados por milhares de cavas abandonadas, centenas de quilômetros de calhas de rios danificadas e centenas de quilômetros quadrados de margens e vegetação ciliar destruídas.

Uma possível solução para este quadro — talvez a única viável — é o trabalho conjunto com as comunidades garimpeiras devidamente informadas e sensibilizadas, com apoio técnico e institucional de universidades locais e órgãos da Administração Pública, em um programa amplo de recuperação que além de recompor as áreas degradadas, o faça ofertando novas oportunidades de geração de renda local, por exemplo, por meio de florestamento com essências nativas passíveis de exploração econômica mesmo dentro das APP e apoio à piscicultura com espécies locais na hipótese de ser possível o reaproveitamento com segurança de parte das cavas (o que poderia também auxiliar no repovoamento dos rios, quando for o caso).

5.3. DIMENSIONAMENTO DA CONTRIBUIÇÃO DA MAPE DE OURO NO QUADRO DE CONTAMINAÇÃO POR MERCÚRIO DA AMAZÔNIA LEGAL

5.3.1. Estimativas de emissões e liberações de mercúrio pela MAPE de ouro no Brasil

O uso de mercúrio na garimpagem de ouro no Brasil foi introduzido progressivamente entre 1977 e 1982 nas principais regiões garimpeiras brasileiras (vide histórico no Volume de Diagnóstico da Matriz Normativa e de Políticas Públicas), sendo o uso anterior do metal tóxico restrito às operações de purificação do metal precioso ocorridas no período colonial.

Os estudos sobre contaminação ambiental por mercúrio no país começaram a surgir no final dos anos 1980, e uma primeira estimativa ampla de emissões e liberações do metal tóxico no âmbito nacional foi apresentada por LACERDA (1997), que fornece um retrato inicial da poluição gerada pela atividade garimpeira de ouro:

“Os fatores de emissão do garimpo, i.e. a quantidade de mercúrio liberada para o meio ambiente para a produção de 1.0 kg de ouro, são variáveis e dependem das condições de operação e das concentrações de ouro no minério. Os primeiros fatores de emissão relatados para os garimpos de ouro na Amazônia, variavam de 2.0 a 4.0 kg Hg por 1.0 kg Au produzido [MALLAS e BENEDICTO, 1986]. Estudos mais recentes relataram valores inferiores, porém sempre variando entre 1 e 2, apresentando uma média de 1,3 [PFEIFFER e LACERDA, 1988; FARID, MACHADO e SILVA, 1991]. Todos os estudos realizados, entretanto, concordam que a emissão para a atmosfera é bem mais importante que a emissão para solos e rios, variando geralmente de 65% a 83% da emissão total. Estes fatores de emissão são os mais elevados entre os diferentes processos industriais que resultam na emissão de mercúrio para o meio ambiente [NRIAGU e PACYNA, 1988]”.

(LACERDA, 1997, p. 197/198)

LACERDA (1997), estimou as emissões e liberações combinadas do garimpo brasileiro para o ano de 1990 em 87 ton. (67,3% do total nacional), sendo 77,9 ton. de emissões atmosféricas, implicando em uma razão de emissão de 1,3:1 (Hg^{Emit}/Au^{Prod}). Registrou também que as estimativas de emissões e liberações totais de mercúrio proveniente da MAPE ao longo da década de 1980 variavam entre 100 e 260 ton./ano.

Para MALM (1998), a quantidade de mercúrio introduzida pelo garimpo de ouro brasileiro no meio ambiente de 1979-1994 foi de cerca de 2.300 ton. (92 ton./ano de média no período de 25 anos).

Em 2003, LACERDA apresentou um novo estudo estimando que as emissões de mercúrio da MAPE de ouro naquele ano haviam caído para 31 ton.

Por sua vez, TELMER e VEIGA (2008) estimaram que o consumo anual de mercúrio no Brasil naquele momento (e, portanto, presumivelmente a soma máxima de emissões e liberações) seria de até 40 ton./ano.

Em 2018, o Projeto “Avaliação Inicial de Minamata”, desenvolvido pelo PNUMA e Ministério do Meio Ambiente com apoio do GEF, para identificar impactos e necessidades para implementação da Convenção de Minamata no Brasil, produziu o “inventário nacional de emissões e liberações de mercúrio no âmbito da mineração artesanal e de pequena escala no Brasil” (CASTILHO e DOMINGOS, 2018). Neste trabalho, CASTILHO e DOMINGOS efetuaram medições de emissões e liberações de mercúrio em 14 garimpos brasileiros²¹, por meio de balanços metalúrgicos, para estabelecer parâmetros de base para a partir de extrapolação estimar os totais nacionais de liberação e emissão de mercúrio com origem na atividade garimpeira.

As medições, realizadas em 2016, resultaram em uma razão de liberação média de mercúrio no melhor cenário para solo, água e rejeitos de 0,3:1 (Hg^{Lib}/Au^{Prod}) e uma razão de emissão média no melhor cenário, de 0,44:1 (Hg^{Emit}/Au^{Prod}). Logo, considerando a produção oficial de ouro da MAPE para aquele ano (23,6 ton.), teríamos uma injeção de 17,5 ton. de mercúrio no ambiente (7,1 ton. liberadas e 10,4 ton. emitidas). Em um cenário de comercialização clandestina de ouro de 50% (ou seja, produção real de 47,2 ton.), as emissões e liberações do metal tóxico naquele ano teriam somado de 35 ton.²²

Entre 2018-2022, FRITZ et al. (2024) realizaram um estudo na Bacia do Tapajós, visitando 47 frentes de lavra, tanto formais quanto informais, e concluíram que o uso de retortas está se tornando um padrão naquela região garimpeira, atingindo 88% dos casos. Segundo aquele estudo a razão de emissão e liberação

²¹ Das 14 áreas em que foi possível realizar experimentos, 6 exploravam minérios secundário (garimpável), 1 rejeitos, e 7 minério primário (jazida “convencional”).

²² As extrapolações feitas por CASTILHO e DOMINGOS para cenários de informalidade foram desconsideradas para fins deste trabalho por divergência em relação aos critérios utilizados. Foram considerados apenas as medições de campo realizadas pelas autoras.

combinadas de mercúrio média naquela região e período para a MAPE de ouro foi de 0,19:1 (Hg^{Emit}/Au^{Prod}).

No âmbito deste Panorama Nacional e conforme explicado de forma aprofundada no volume anterior de “Inventário de Emissões e Liberações de Mercúrio da MAPE de ouro”, foram mensuradas as perdas totais de mercúrio para as hipóteses operacionais atualmente predominantes no país em relação as variáveis amalgamação do minério versus do concentrado e uso ou não de retortas (para os demais casos, foram usados fatores já pacificados na literatura técnica). Desta forma, foi possível estimar as emissões e liberações prováveis para o país, em vários cenários, que para o ano de 2022 e de forma combinada seriam 12,7 ton. e 13,5 ton. nos cenários mais provável e máximo para o país, ou, considerando a média de produção dos anos de 2020-2022, 11,8 ton./ano e 12,5 ton./ano, respectivamente²³, gerando um fator de emissão ponderada²⁴ de 0,412:1 (Hg^{Emit}/Au^{Prod}) para a hipótese mais provável. O quadro geral pode ser visto na Tabela 6, a seguir:

Tabela 6. Quadro de estimativas de emissões e liberações atuais de mercúrio (2022)

Tipo de Amalgamação	Peso na Produção Aurífera ¹	Produção de Ouro (ton.)	Fator de Perda Hg	Emissão e Liberação Combinadas de Hg (ton.) ²			
				Mínima C = 0%	Provável C = 25%	Máxima C = 33%	
Todo minério SEM retorta	1,0%	0,3	3	0,92	1,15	1,23	
Todo minério COM retorta	0,0%	-	2	-	-	-	
Concentrado SEM retortas	25,0%	7,7	0,65	5,03	6,29	6,71	
Concentrado COM retortas	74,0%	22,8	0,18	4,18	5,23	5,58	
Totalização	100%	30,8		10,14	12,67	13,51	
				Fator de emissão ponderada:	0,330	0,412	0,439

¹ Atribuído pela Equipe do Projeto;

² “C” representa o tamanho da comercialização clandestina em relação à produção oficial.

Fonte: elaborado pelo Autor

²³ Vide Volume VIII deste Panorama Nacional para um maior detalhamento.

²⁴ Por fator de emissão ponderada entenda-se o grau de emissão e liberação combinados de mercúrio em relação à **produção oficial**.

5.3.2. Legado de emissões e liberações combinadas de mercúrio da MAPE de ouro brasileira

Estabelecer com precisão o legado de emissões e liberações combinadas de mercúrio pela MAPE de ouro brasileira é uma tarefa complexa e sujeita a um grau elevado de subjetivismo. Ao longo da história, nada se controlou, pouco foi mensurado com precisão técnica e amostragem significativa e muito foi estimado com base em arbitramento de fatores importantes, o que inevitavelmente leva a um alto grau de subjetivismo, distorções e questionamentos.

Inobstante, para que seja dada a devida dimensão da contribuição da atividade garimpeira de ouro para os níveis contemporâneos de contaminação ambiental e humana por mercúrio na Amazônia Legal, imprescindível que se tenha um valor obtido por um critério razoável de arbitramento.

O único dado disponível é a produção oficial de ouro pela atividade garimpeira, que espelha uma **estimativa** da quantidade de ouro calculada com base nas vendas declaradas do metal dentro do **mercado formal de ouro**, o que inclui não apenas o ouro produzido em completa conformidade com a lei, mas também aquele proveniente de operações desprovidas de titulação mineral e aquele de origem criminosa (que nem é atividade garimpeira). A produção formal, portanto, é impactada pelo tamanho do mercado clandestino do metal precioso, que é um tema controvertido, com alguns autores especulando que poderia ser equivalente a 800% da produção oficial.

Com o devido acatamento, não se considera plausível imaginar essa dimensão de clandestinidade do ouro, exceto nos idos de 1976 e 1977, quando ainda estava sendo organizado o esquema de registro da emergente produção de ouro garimpeira. Neste sentido, é sintomático que não exista notícia constante ou mesmo esporádica de grandes apreensões de ouro ou desbaratamento de cadeias de comércio ilícito que deem base a esta dimensão, fazendo crer que a inegável comercialização clandestina, ao menos no século XXI, deve ser menor do que a produção oficial que, repita-se, agrega ao menos em tese uma parcela da produção criminosa de ouro.

Por outro lado, a proporção entre comércio ilegal e clandestino é com certeza variável ano a ano e provavelmente sofreu acréscimos e decréscimos ao longo do tempo, que são extremamente complexos de serem estimados com precisão por dependerem de fatores econômicos, políticos e sociais, nacionais e internacionais, cuja estimação mais “precisa” redundaria, claro, em alto grau de subjetividade.

Neste contexto, para um fim estritamente prático, **são arbitrados** aqui dois cenários lineares de comercialização clandestina de ouro que abrangeriam toda a história garimpeira de ouro nacional com uso de mercúrio: um cenário provável em que a média de comercialização de ouro clandestino em relação à produção oficial seria de 1 kg para cada 2 kg declarados (razão de 0,5:1, ou clandestinidade de 33%) e um cenário extremo no qual ocorreria o inverso, ou seja, 2 kg de ouro comercializado clandestinamente para cada kg de produção oficial (razão de 2:1, ou clandestinidade de 67%).

Claro que esta estimativa, mesmo no cenário “provável”, distorce os dados atuais (por exemplo, no Volume II foi estimado por este mesmo Autor um grau de informalidade de 0,25:1 para o ano de 2022), mas ao longo de 42 anos de estimação essas distorções tendem a ser compensadas por outras em sentido contrário.

O cenário extremo, por outro lado, ainda que possa seduzir o senso comum, contrapõem-se a eficiência dos mecanismos de controle do mercado oficial, principalmente nos anos 1980, quando a Administração Pública Federal controlava diretamente pelo menos 90% da produção (Serra Pelada e Cumaru) e quando a Caixa Econômica Federal monopolizava as aquisições de ouro, e, de forma crescente, no decorrer do atual século, com o avanço das ferramentas de controle informatizado e dos mecanismos de auditoria e “compliance” das instituições financeiras.

Por outro lado, o segundo elemento relevante para cálculo de emissões e liberações de mercúrio é o fator de emissão.

Como explica o Volume VII deste Panorama, a Literatura brasileira mostra que historicamente os piores índices de emissões foram de 3:1, provavelmente em 1982 e 1983, que representam o auge do uso descontrolado de mercúrio em Serra Pelada. Antes disto, e somente a partir de 1979, o uso do mercúrio ainda estava sendo implantado²⁵, e depois disto houve um primeiro movimento de “conscientização” para evitar as perdas de mercúrio em decorrência do alto custo do metal e sua relativa dificuldade de acesso, aponto de em 1990 já estar sendo considerado majoritariamente (por exemplo LACERDA, 1997), que a perda total de mercúrio estaria na faixa de 1,3:1 (Hg^{Emit}/Au^{Prod}). Hoje, como mensurado neste Panorama Nacional, para a hipótese de mercado informal equivalente a 33%, o fator ponderado de perda é de 0,439:1 (Hg^{Emit}/Au^{Prod}).

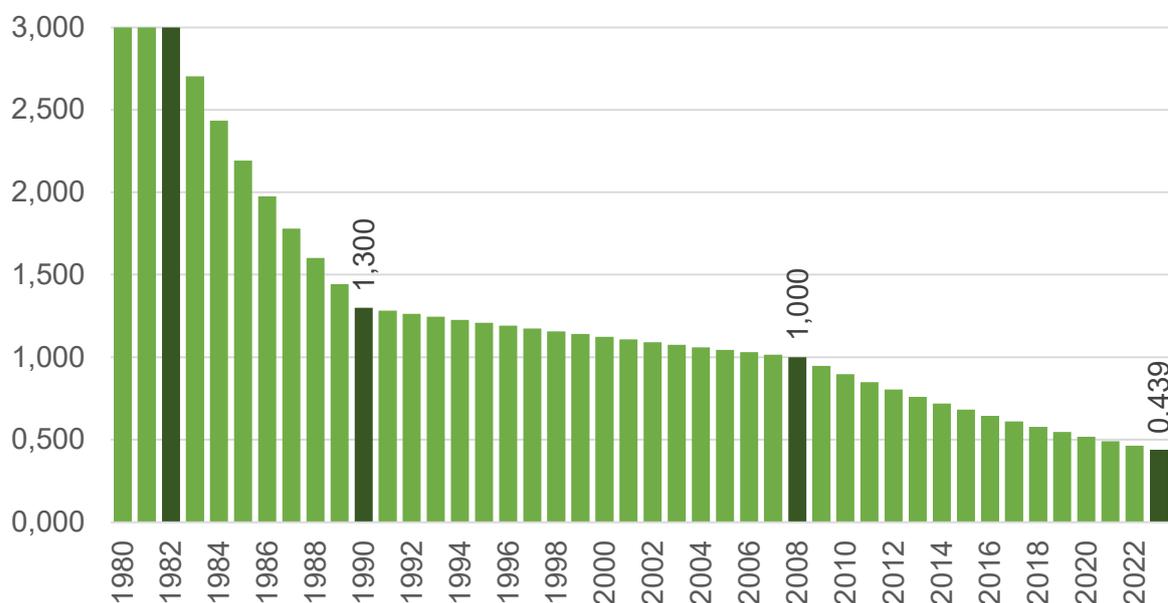
²⁵ Vide volume II deste Panorama Nacional.

Para estabelecer de um liame evolutivo para esses momentos foram considerados 4 balizas relativas aos fatores de emissão:

- (i) para os anos de 1980, 1981 e 1982, foi arbitrado o fator de emissão de 3:1;
- (ii) para o ano de 1990 foi adotado o fator arbitrado por LACERDA (1997), ou seja 1,3:1;
- (iii) para o ano de 2008, fixado como momento inicial de maior efeito das campanhas de capacitação técnica do início do século XXI, foi arbitrado o fator de emissão de 1:1; e
- (iv) para o ano de 2023 foi adotado o fator da hipótese de máxima emissão identificado no inventário posto no Volume VIII, ou seja, 0,439:1.

Para fazer a ligação entre essas balizas foram utilizadas progressões geométricas, permitindo **arbitrar para os fins deste trabalho** a evolução histórica dos fatores de emissões e liberações combinadas de mercúrio originado da produção garimpeira de ouro no Brasil conforme o gráfico da Figura 12 a seguir:

Figura 12. Evolução arbitrada do fator de emissão e liberação combinada de mercúrio em relação à produção oficial



Fonte: elaborado pelo Autor.

Com base nesses fatores e nos cenários de comercialização clandestina acima delineados, e considerando desprezíveis as perdas havidas antes de 1980, é possível especular que o legado total das emissões e liberações combinadas de mercúrio a

partir da MAPE de ouro brasileira seja aquele resultante do cálculo da Tabela 7, a seguir:

Tabela 7. Planilha de cálculo para estimação do legado de mercúrio da MAPE de ouro brasileira na história

Ano	Produção Garimpeira de Ouro Oficial (ton.)	Fator Arbitrado de Emissão + Liberação de Hg	Faixas Hipotéticas de Emissão de Hg (ton.) ¹		
			Mínimo Teórico	Mediana	Máximo Absoluto
1980	9.664	3,000	28,99	43,49	86,98
1981	12.900	3,000	38,70	58,05	116,10
1982	20.901	3,000	62,70	94,05	188,11
1983	47.488	2,702	128,32	192,49	384,97
1984	30.563	2,434	74,39	111,59	223,17
1985	22.076	2,192	48,40	72,60	145,20
1986	14.776	1,975	29,18	43,77	87,54
1987	22.660	1,779	40,31	60,46	120,93
1988	34.288	1,602	54,94	82,41	164,82
1989	29.529	1,443	42,62	63,93	127,85
1990	67.068	1,300	87,19	130,78	261,57
1991	42.175	1,281	54,03	81,05	162,10
1992	46.818	1,263	59,11	88,67	177,34
1993	34.325	1,244	42,71	64,07	128,14
1994	30.347	1,226	37,22	55,83	111,65
1995	21.473	1,209	25,95	38,93	77,86
1996	13.899	1,191	16,56	24,83	49,67
1997	11.273	1,174	13,23	19,85	39,70
1998	8.244	1,157	9,54	14,31	28,61
1999	9.055	1,140	10,32	15,49	30,97
2000	8.368	1,124	9,40	14,10	28,21
2001	5.074	1,107	5,62	8,43	16,86
2002	8.750	1,091	9,55	14,32	28,65
2003	14.350	1,076	15,43	23,15	46,30
2004	19.088	1,060	20,23	30,35	60,70
2005	8.351	1,045	8,72	13,09	26,17
2006	5.175	1,030	5,33	7,99	15,98
2007	5.170	1,015	5,25	7,87	15,74

Ano	Produção Garimpeira de Ouro Oficial (ton.)	Fator Arbitrado de Emissão + Liberação de Hg	Faixas Hipotéticas de Emissão de Hg (ton.) ¹		
			Mínimo Teórico	Mediana	Máximo Absoluto
2008	8.600	1,000	8,60	12,90	25,80
2009	8.123	0,947	7,69	11,53	23,07
2010	6.455	0,896	5,78	8,68	17,35
2011	8.240	0,848	6,99	10,49	20,97
2012	10.103	0,803	8,11	12,17	24,34
2013	11.609	0,760	8,83	13,24	26,48
2014	9.909	0,720	7,13	10,70	21,39
2015	13.416	0,681	9,14	13,71	27,42
2016	23.625	0,645	15,24	22,85	45,71
2017	13.617	0,610	8,31	12,47	24,94
2018	13.422	0,578	7,76	11,64	23,27
2019	14.396	0,547	7,88	11,81	23,63
2020	22.392	0,518	11,60	17,39	34,79
2021	32.434	0,490	15,90	23,85	47,70
2022	30.761	0,464	14,28	21,41	42,83
2023	16.839	0,439	7,40	11,10	22,19
Total	847.789		1.134,59	1.701,89	3.403,78

¹ **ATENÇÃO!** Os valores desta tabela são passos de cálculo para estabelecimento de uma estimacão com base em média linear para compensacão de discrepâncias decorrentes de arbitramento linear de fatores de cálculo e NÃO DEVEM ser considerados como valores efetivos de emissão e liberaçã para o dado ano indicado.

Fontes: elaborado pelo Autor segundo critérios acima especificados.

Produçã de ouro garimpeira de acordo com os dados oficiais: 1980-1991, Anuário Mineral Brasileiro/DNPM; 1992-2020 Sumário Mineral Brasileiro (DNPM e ANM); 2021, Anuário Mineral Brasileiro/DNPM; 2022 e 2023 arbitrado provisoriamente.

Logo, arbitra-se neste trabalho que **o legado de emissões e liberações de mercúrio combinadas provenientes da MAPE de ouro brasileira em toda a história seria em um cenário otimista de cerca de 1.700 ton., e um cenário pessimista, de 3.400 ton.,** destacando que o pior cenário resultaria em perdas mais graves que aquelas citadas por MALM (1998) e LACERDA (1997 e 2003), e equivale ao terceiro pior cenário (em oito) de CASTILHO e DOMINGOS (2018). Logo, **a verdade deve estar mais próxima do cenário otimista do que do pessimista,** principalmente no decorrer do século XXI.

5.3.3. Comparação do legado de mercúrio do garimpo de ouro brasileiro com o das principais corridas mineiras mundiais

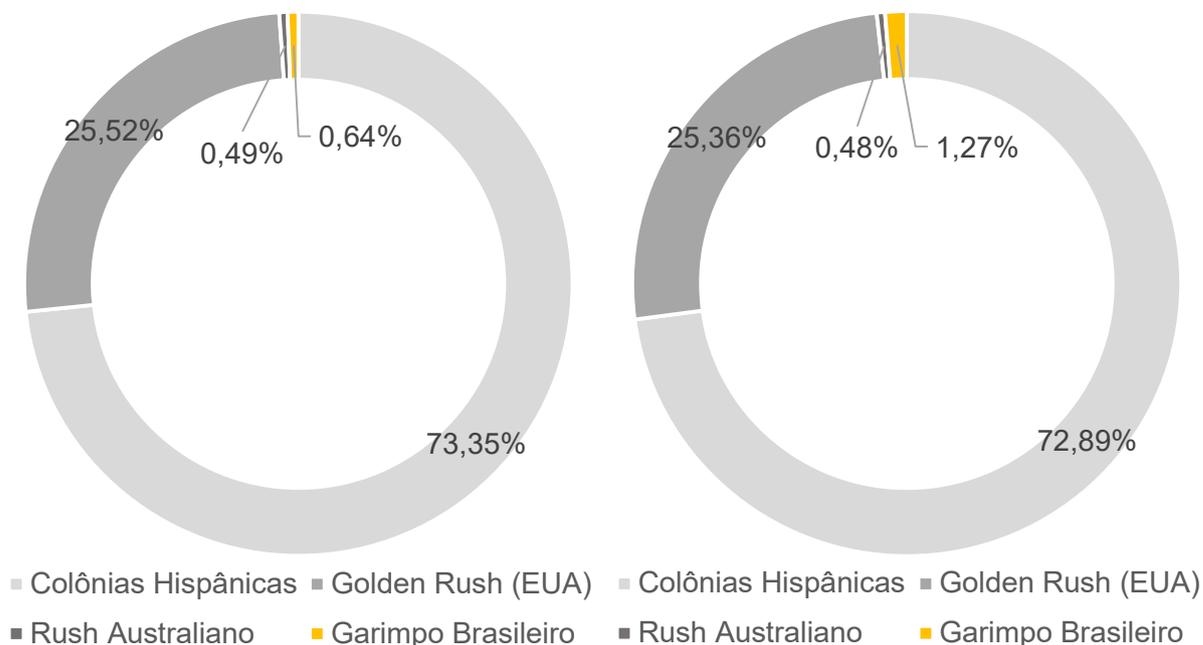
Estimativas globais de emissão e liberação de mercúrio para o ambiente a partir da MAPE de ouro são assuntos ainda controvertidos, com diversos países enfrentando dificuldades similares às brasileiras para quantificar sua participação dentro deste quadro. Em se tratando de legados de mercúrio ao longo da história, o tema ganha ainda mais em complexidade, mas, como já mencionado em tópico do capítulo preparatório, pelo três grandes corridas mineiras que demandaram grandes quantidades de mercúrio no processamento de minerais preciosos são razoavelmente documentadas: o ciclo de exploração de ouro e prata nas colônias hispânicas na América; a grande corrida do ouro no Estados Unidos e Canadá (“golden rush”) e a corrida do ouro australiana (“australian rush”), que geraram legados do metal tóxico de 196.000 ton., 68.200 ton. e 1.300 ton., respectivamente.

Comparadas a estas heranças históricas, o garimpo de ouro brasileiro se mostra relativamente pouco significativo, já que a contribuição do período colonial espanhol teria sido de 57 a 115 vezes maior e a da corrida do ouro norte-americana de 20 a 40 vezes maior, considerados os cenários otimista e pessimista estimados no item anterior, e apenas a corrida do ouro australiana teria um legado menor (o brasileiro seria de 1,3 a 2,6 vezes maior).

Considerados em conjunto apenas esses 4 grandes legados, o total de emissões e liberações de mercúrio corresponderia de 0,64% a 1,27%, caracterizando-a como muito pequena como graficamente ilustrado nas Figura 13 na sequência.

Por outro lado, dado que as emissões antrópicas totais de mercúrio em 2015 foram estimadas pelo PNUMA (2018) em 2.300 ton., a contribuição de toda a história do garimpo brasileiro poderia ser menor do que apenas 1 ano do legado humano planetário e não maior do que 18 meses.

Figura 13. Legado de mercúrio do garimpo de ouro brasileiro comparados com o das principais corridas mineiras mundiais nas hipótese mais e menos otimista



Fonte: elaborado pelo Autor

Nenhum legado de mercúrio é irrelevante, mas certamente a participação do garimpo brasileiro neste quadro não é significativo e nem muito menos determinante.

5.3.4. Dimensionamento do legado de mercúrio do garimpo de ouro brasileiro frente ao estoque de mercúrio natural da Amazônia Legal

Conforme debatido no capítulo de embasamento teórico, a Floresta Amazônica funciona como um sorvedouro que fixa o mercúrio de origem natural ou antrópica em suspensão na atmosfera. Este fato, aliado à composição dos solos amazônicos, são as causas prováveis desses solos possuírem naturalmente teores de mercúrio que podem ser de 2 a 3 vezes a média mundial.

Embora este tema instigante ainda esteja em aberto e certamente novas pesquisas possam agregar dados valiosos para a compreensão científica do ciclo do mercúrio e imprescindíveis para as políticas públicas, com base nos dados apontados no item 4.3.2 é possível assumir de modo conservador que o teor médio de mercúrio no solo amazônico é de 180 kg/km², ao menos nas áreas florestadas. Assim, considerando apenas as áreas atualmente florestadas da Amazônia Legal Brasileira

(3.668.505 km², conforme MAPBIOMAS, 2023), o estoque de mercúrio no solo da Floresta seria de mais de 660.000 ton. Logo, o legado de mercúrio de 1.700 a 3.400 ton. de toda a história do garimpo de ouro na Amazônia **poderia ter contribuído com de 0,26% a 0,52% desse estoque.**

Novamente se registra que nenhum legado de mercúrio é irrelevante, mas certamente a participação do garimpo brasileiro neste quadro não é significativo e nem muito menos determinante.

5.3.5. Dimensionamento das emissões e liberações da MAPE de ouro brasileira em relação à outras fontes relevantes de disponibilização de mercúrio para a Amazônia Legal

Um balanço de massa total de mercúrio na Amazônia Legal não é possível dentro do atual quadro de dados estatísticos disponíveis porque fatores relevantes tais como o volume de solo movimentado pelos processos erosivos naturais ou antropicamente induzidos não foi ainda mensurado.

Inobstante, dentro da perspectiva de emissões e captura do mercúrio do ar, é possível estabelecer um balanço razoavelmente satisfatório.

Em um primeiro passo, fazendo uso dos dados fornecidos pelo INPE (desmatamentos e queimadas ou incêndios florestais) e pelo MapBiomass (cobertura florestal da Amazônia) e aplicando os fatores de emissões de mercúrio a partir de desmatamento (230 g/km².ano, segundo CARPI et al., 2014) e queimadas ou incêndios florestais (média de 500 g/km², segundo MELENDES-PEREZ, 2013, considerado pela metade, ou 250 g/km², já que as queimadas podem ocorrer em áreas recorrentes que já emitiram parte da sua carga de mercúrio), e o fator de captura de mercúrio pela Floresta Amazônica (121 g/km².ano, conforme FOSTIER, MELENDES-PEREZ e RICHTER, 2015), é possível construir a Tabela 8, que identifica as outras fontes mais relevantes conhecidas de disponibilização por acréscimo ou remobilização de mercúrio no ambiente amazônico²⁶, nos últimos 20 anos²⁷.

²⁶ Não foram identificados estudos apontando fatores de reemissão de mercúrio decorrentes do alagamento por represamento de curso d'água ou de processos erosivos. Essas fontes serão por hora desconsideradas, embora certamente reduzam em algum grau a participação das demais fontes no contexto geral.

²⁷ Os dados anuais de queimadas/incêndios somente estão disponíveis a partir de 2004.

Tabela 8. Disponibilização de mercúrio na Amazônia Legal por outras fontes que não a MAPE de ouro

Ano	Cobertura Florestal (km ²) ¹	Captura de Hg pela Floresta (ton.) ²	Área Desmatada (km ²) ³	Emissão de Hg por Desmatamento (ton.) ⁴	Área de Vegetação Queimada (km ²) ⁵	Emissão de Hg por Queima da Vegetação (ton.) ⁶
2004	3.936.789	476,35	27.772	6,39	157.007	39,25
2005	3.912.490	473,41	19.014	4,37	160.858	40,21
2006	3.893.234	471,08	14.286	3,29	97.316	24,33
2007	3.879.078	469,37	11.651	2,68	154.587	38,65
2008	3.865.678	467,75	12.911	2,97	74.692	18,67
2009	3.855.983	466,57	7.464	1,72	56.593	14,15
2010	3.850.756	465,94	7.000	1,61	112.804	28,20
2011	3.844.876	465,23	6.418	1,48	41.880	10,47
2012	3.837.850	464,38	4.571	1,05	66.848	16,71
2013	3.828.015	463,19	5.891	1,35	35.998	9,00
2014	3.817.299	461,89	5.012	1,15	61.309	15,33
2015	3.804.518	460,35	6.207	1,43	93.661	23,42
2016	3.791.452	458,77	7.893	1,82	65.122	16,28
2017	3.781.753	457,59	6.947	1,60	91.215	22,80
2018	3.772.887	456,52	7.536	1,73	43.160	10,79
2019	3.758.082	454,73	10.129	2,33	72.250	18,06
2020	3.743.586	452,97	10.851	2,50	76.421	19,11
2021	3.721.424	450,29	13.038	3,00	48.062	12,02
2022	3.696.280	447,25	11.594	2,67	76.818	19,20
2023	3.668.505	443,89	9.064	2,08	91.860	22,97
Total		9.227,52		47,21		419,62

1 Fonte: MapBiomass, 2023;

2 121 g/km².ano (FOSTIER, MELENDEZ-PEREZ e RICHTER, 2015);

3 Fonte: INPE, 2024 (<https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>);

4 230 g/km².ano (CARPI et al., 2014);

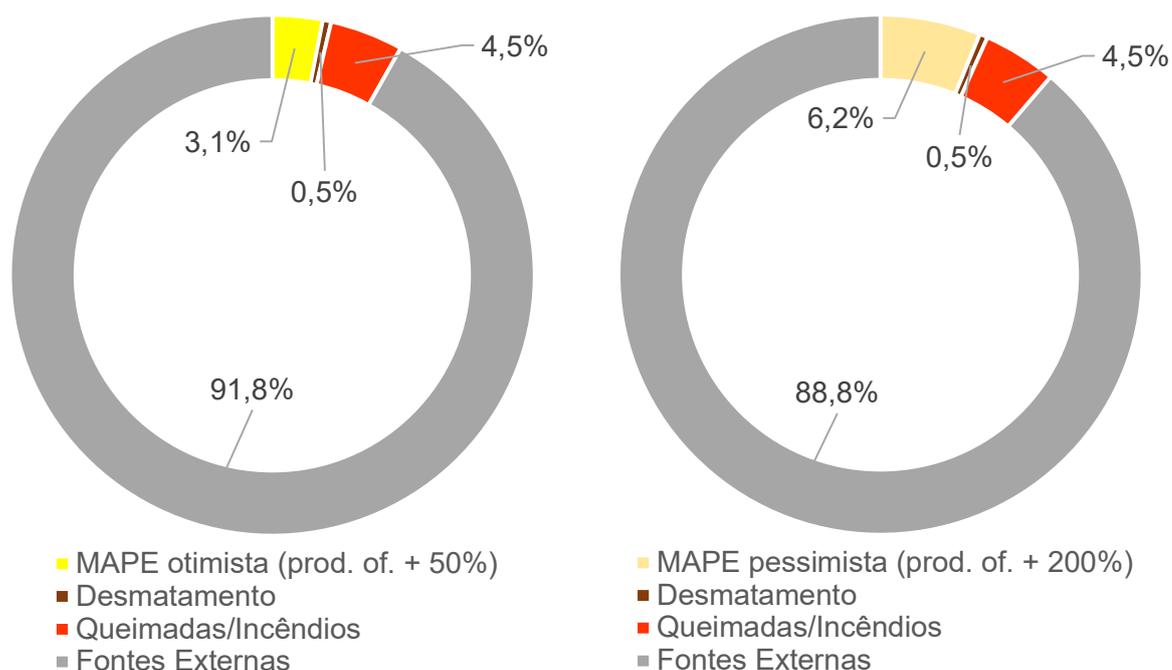
5 Fonte: INPE, 2024 (<https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>);

6 250 g/km² (adaptado de MELENDES-PEREZ, 2013).

Fonte: elaborado pelo Autor

A partir da Tabela 7 anteriormente apresentada, podemos estimar que a emissão de mercúrio pela MAPE de ouro brasileira de 2004 a 2023, foi de 285,24 ton. no cenário otimista e 570,48 ton. no cenário pessimista. Considerando que todo esse volume tenha sido emitido na Amazônia Legal²⁸ e, como já mencionado, desconsideradas outras fontes locais das quais não se tem ainda dimensão do impacto, pode-se concluir que a MAPE de ouro teria contribuído nesses 20 anos com de 3,1% a 6,2% do mercúrio disponibilizado na Floresta Amazônica, sendo as fontes naturais e antrópicas externas ao bioma Amazônico responsáveis por 88,8% a 91,8% desses aportes, conforme ilustrado na Figura 14, a seguir:

Figura 14. Participação das fontes na disponibilização de mercúrio para a Amazônia Legal no período 2004-2023 e nos cenários otimista e pessimista em relação à MAPE de ouro



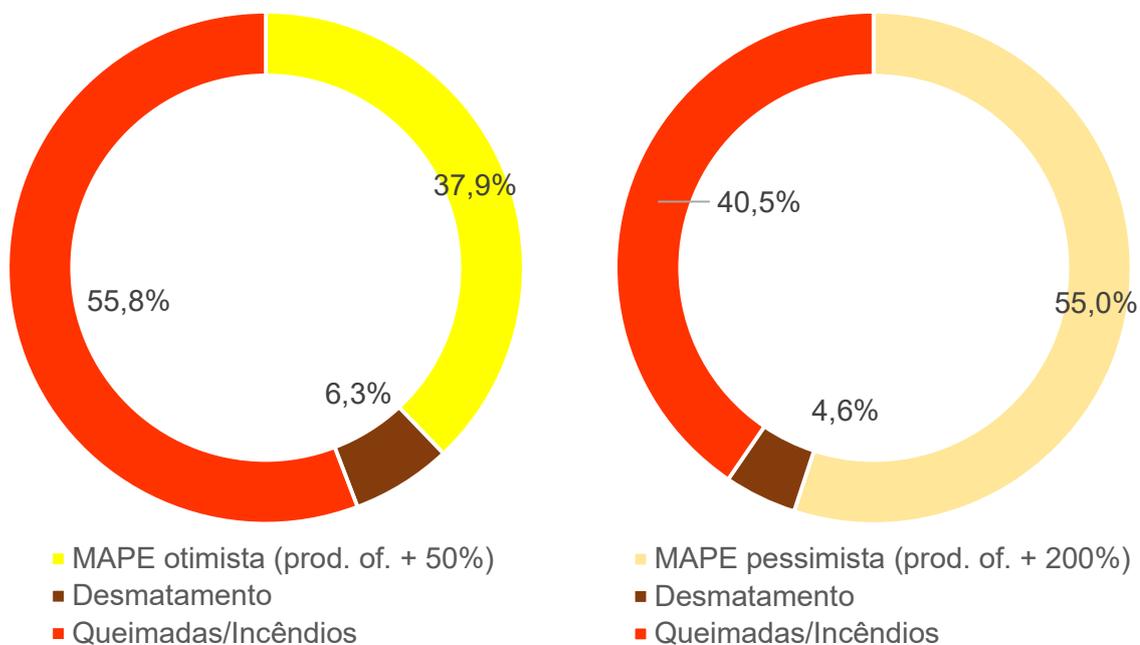
MAPE de ouro = 285,2 ton. (otimista) e 570,5 ton. (pessimista);
 Desmatamento = 47,2 ton. (ambos os cenários);
 Queimadas/incêndios = 419,6 ton. (ambos os cenários);
 Fontes externas = 8.475,5 ton. (otimista para a MAPE) e 8.190, 2 ton. (pessimista para a MAPE);
 Total = 9.227,5 ton. (ambos os cenários).

Fonte: elaborado pelo Autor

²⁸ Podemos considerar as emissões e liberações de mercúrio contemporâneas da MAPE de ouro fora da Amazônia Legal desprezíveis para esta finalidade, dado que a participação respectiva na produção garimpeira de ouro nacional é irrisória.

Caso consideradas apenas as fontes de disponibilização de mercúrio internas à Amazônia Legal, os cenários otimista e pessimista apresentarão conclusões opostas em relação à fonte principal responsável pelo quadro de contaminação (Figura 15). Na hipótese de menor contribuição da MAPE, as queimadas e incêndios florestais representarão a principal fonte de mercúrio, com 55,8% de contribuição; na hipótese pessimista, a MAPE de ouro representará 55% da disponibilização local de metal tóxico e será, portanto, a principal fonte.

Figura 15. Participação da MAPE de ouro na disponibilização local de mercúrio para a Amazônia Legal no período 2004-2023 e nos cenários otimista e pessimista



MAPE de ouro = 285,2 ton. (otimista) e 570,5 ton. (pessimista);
Desmatamento = 47,2 ton. (ambos os cenários);
Queimadas/incêndios = 419,6 ton. (ambos os cenários);
Total = 752,1 ton. (otimista) e 1.037,3 ton. (pessimista).

Fonte: elaborado pelo Autor

Importante destacar que **se considerarmos o cenário médio mais provável** de 2020-2022 apresentado no inventário do Volume VIII deste Panorama Nacional, teríamos uma disponibilização total de mercúrio da MAPE de ouro neste triênio de 35,26 ton., contra 8,16 ton. do desmatamento e 50,33 ton. das queimadas e incêndios florestais, representando 37,6%, 8,7% e 53,7%, respectivamente, no total de 93,75

ton. disponibilizadas localmente no período. Logo, contemporaneamente, o peso da MAPE de ouro nas disponibilizações de mercúrio pelas fontes locais da Amazônia Legal provavelmente **está abaixo do cenário mais otimista aqui estimado**, mesmo com as reduções nas queimadas e desmatamentos e mesmo ignorando a contribuição dos grandes empreendimentos hidrelétricos.

Logo, em que pese a contribuição da MAPE de ouro ter sido sempre relevante no quadro de disponibilização local de mercúrio para o ecossistema amazônico, nem sempre a atividade ocupou a posição de principal fonte e, aparentemente, vem reduzindo o seu peso neste contexto em função da crescente importância das áreas desmatadas acumuladas, queimadas e incêndios florestais e, provavelmente, reemissões decorrentes do alagamento de milhares de quilômetros quadrados para a geração de hidreletricidade.

6. MELHORES PRÁTICAS DA MAPE DE OURO BRASILEIRA PARA PREVENÇÃO E RECUPERAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS

Os excelentes índices de controle de emissões e de recuperação de mercúrio demonstrados no volume anterior deste Panorama Nacional²⁹ evidenciam uma clara evolução nas práticas garimpeiras e resultam de avanços efetivos lastreados inicialmente por uma assistência técnica estrategicamente prestada a partir de meados dos anos 1990 pelo CETEM e pela METAMAT³⁰ e, posteriormente, no engajamento das comunidades garimpeiras no objetivo de reduzir drasticamente os impactos negativos sociais e ambientais de sua atividade.

Este movimento, iniciado em terras mato-grossenses e espalhado gradativamente para o Tapajós e outras regiões garimpeiras relevantes, é também uma das razões para o reflorescimento da atividade (que passa a ser mais eficiente, rentável e economicamente segura) e para a concentração da parcela mais significativa da produção garimpeira de ouro no Mato Grosso e no Pará³¹.

Podemos dividir esse aprimoramento técnico em duas frentes distintas e complementares: o controle geral de impactos no meio físico (incluindo a introdução de técnicas de recuperação das áreas após o exaurimento da mineração); e o controle específico de emissões e liberações de mercúrio.

É claro que esses aprimoramentos devem ser entendidos como resultante de um processo progressivo e não homogêneo, sendo possível afirmar que o grau de evolução em relação aos diversos aspectos que configuram o “estado da arte” da atividade garimpeira de ouro é bastante variado, mesmo dentro de uma mesma região garimpeira. Além disso, a garimpagem é intrinsecamente uma atividade onde o empirismo, a experimentação e a inovação são os motores; logo, os garimpeiros estão sempre “testando novas ideias” que tanto podem gerar uma melhor adaptação a uma condição diferente de uma lavra nova que podem resultar a um avanço geral para o setor, quando pode gerar falhas e fracassos que contribuem para o acervo de experiências aprendidas essencial para a comunidade.

²⁹ Inventário de Emissões e Liberações de Mercúrio

³⁰ Vide o Volume II, de Diagnóstico da Matriz Normativa e de Políticas Públicas.

³¹ Fato que também impacta decisivamente na queda do fator nacional ponderado de perdas de mercúrio em função do volume de ouro produzido.

Inobstante, é necessário reconhecer que **sim, o Brasil possui exemplos de MAPE de ouro de altíssimo rendimento e responsabilidade, que correspondem ao virtual estado da arte mundial.**

Nos tópicos a seguir serão expostas de modo muito geral as melhores práticas de controle ambiental existentes no Brasil (às quais devem ser acrescidas as melhores práticas operacionais, que não são objeto deste volume). Tudo isto, repita-se sempre, requer e pressupõe orientação constante de assistência técnica especializada, quer proveniente de órgãos da Administração Pública (essenciais na fase inicial de organização garimpeira), quer seja custeada pelos próprios garimpeiros (quando já existe conscientização e disponibilidade de recursos próprios suficiente).

6.1. CONTROLE DE IMPACTOS SOBRE O MEIO FÍSICO E RECUPERAÇÃO DE ÁREAS MINERADAS

Uma operação de MAPE responsável começa pelo respeito à legislação ambiental brasileira e exige um planejamento ambiental global da operação, seguido do respectivo licenciamento ambiental da futura atividade extrativa³².

Dentro deste quadro, e dado que a MAPE, como toda atividade de mineração, é caracterizada pela inflexibilidade locacional, e, como o gravame específico de explorar por definição depósitos minerários que estão associados às “áreas de preservação permanente” (APP) definidas pela Lei (que incluem calhas, margens e meandros de rios e encostas de morros), o primeiro desafio está justamente em usar de modo responsável esse espaço (já com uma definição clara da metodologia de recuperação a ser aplicada ao final da extração), sempre buscando evitar impactar as APP. Este desafio, no entanto, é superável com adequado planejamento técnico que dimensione e, principalmente, organize a evolução da atividade no tempo e no espaço, estabeleça técnicas e equipamentos adequados ao contexto³³ e otimize os recursos disponíveis.

³² Embora a atividade garimpeira seja tecnicamente considerada de baixa complexidade e normalmente enquadrável como de baixo impacto ambiental relativo, o processo de licenciamento ambiental, mesmo quando em procedimento especial concentrado/condensado, nunca é simples e requer análises complexas por equipe multidisciplinar (vide Volume II deste Panorama Nacional).

³³ Uma ação preventiva da Administração Pública poderia ser avaliar os efeitos sinérgicos da atividade presente e futura e fixar antecipadamente padrões técnicos aplicáveis a determinadas regiões, tais como limites de capacidade de equipamentos, profundidade e áreas máximas de cavas, etc.

Um exemplo padrão de exploração planejada, controlada e responsável pode ser visto na Figura 16, onde a operação foi organizada em um esquema de cavas sequenciais com reuso da água e preservação da cobertura de solo.

Figura 16. Esquema padrão de organização da MAPE para extração em cavas sequenciais com reuso da água



Fonte: elaborado pelo Autor (foto cortesia da COOGAVEPE)

Neste exemplo, a operação de MAPE de ouro está localizada a uma distância segura dos rios e a água do processo inicialmente aportada vai sendo mantida nas cavas anteriores, com possibilidade de sedimentar os sólidos em suspensão. Isto evita a emissão de particulados para os cursos d'água — ou seja, evita o aporte de mercúrio ocorrente no solo para os rios — ao mesmo tempo que preserva o material necessário para futuro fechamento das cavas.

Como pode ser visto, a cobertura fértil do solo é mantida estocada em separado, enquanto parcelas do subsolo podem ser usadas para fazer barreiras de proteção temporárias ao redor da cava.

Com o avançar da operação, vai ocorrendo um aterramento natural do espaço já explorado, pela deposição dos sedimentos, resultando em economia futura de recursos para movimentação de terras.

Essa metodologia ainda permite um eventual reprocessamento dos rejeitos, caso durante a operação se perceba que alguma configuração de ajuste resulta em melhor recuperação de ouro, que de outra forma estaria perdido por dispersão.

Não é demasiado esclarecer que neste esquema produtivo não há lançamento de mercúrio nos solos e águas durante a operação de extração e concentração primária porque **o metal tóxico não é utilizado nas calhas concentradoras**. Este método pressupõe a produção de um concentrado primário que irá posteriormente ser objeto de “superconcentração” ou separação do ouro, conforme descrito no volume VII deste Panorama Nacional.

Após o exaurimento de todo o espaço minerável, atinge-se a etapa de fechamento da mina, na qual os equipamentos empregados na exploração são retirados e a área degradada é recuperada. Para tanto, a primeira etapa é a correção topográfica do solo, seguida da transposição da cobertura de solo orgânico que estava estocado e, finalmente, o plantio de espécies vegetais forrageiras ou pioneiras, a depender do uso que será dado ao espaço posteriormente (uso antrópico ou reflorestamento, respectivamente). Esse procedimento é ilustrado nas Figuras 17 a 22 a seguir, que mostram duas áreas recuperadas, a primeira para plantio de soja e a segunda para criação de gado (na qual o proprietário solicitou a “manutenção” de um pequeno tanque para dessedentação dos animais).

Figura 17. Área 1 recém garimpada, antes do início do processo de recuperação (meados de 2022)



Foto: cortesia da COOGAVEPE.

Figura 18. Área 1 recebendo a cobertura de solo orgânico que estava estocado (set/2022)



Foto: cortesia da COOGAVEPE.

Figura 19. Área 1 com vegetação forrageira semeada em desenvolvimento (dez/2022)



Foto: cortesia da COOGAVEPE.

Figura 20. Área 2 sendo garimpada (evidenciando o reuso da água)



Foto: cortesia da COOGAVEPE.

Figura 21. Área 2 em recuperação, na fase correção de topografia e recolocação do solo (out/2023)



Foto: cortesia da COOGAVEPE.

Figura 22. Área 2 recuperada (fev/2024)



Foto: cortesia da COOGAVEPE.

Para dar suporte à recuperação de áreas, apoiar compensações ambientais e até para contribuir com a comunidade local, muitas cooperativas mantêm viveiros de mudas de essências nativas e exóticas (sempre conforma a vocação da área a ser recuperada) (Figura 23).

Figura 23. Viveiro de cooperativa garimpeira para dar suporte à recomposição florestal com capacidade para 40 mil mudas



Foto: cortesia da COOGAVEPE.

Os resultados desta metodologia de responsabilidade na mineração falam por si mesmos. As áreas mineradas retornaram aos seus usos vocacionados após o descanso por uma temporada e não se veem vestígios da antiga extração de ouro, atestando a completa recuperação ambiental das áreas e nenhum passivo ambiental será legado às gerações futuras.

6.2. CONTROLE DE EMISSÕES DE MERCÚRIO

O outro pilar da redução dos impactos sociais ambientais negativos da atividade garimpeira se assenta, claro, no controle das emissões de mercúrio e na redução do consumo do metal tóxico.

Em relação ao primeiro aspecto, a disseminação do uso de retortas — que foi introduzido no final dos anos 1980 e segundo FRITZ et al. (2024), já alcança 88% das operações da região garimpeira do Tapajós, por exemplo — foi rapidamente acelerado pela implantação de fábricas locais do equipamento (Figura 24)³⁴.

Figura 24. Retortas fabricadas em Peixoto de Azevedo



Foto: Ébida Santos

Um passo evolutivo adiante no uso mais seguro do mercúrio foi a implantação de centrais de amalgamação nos garimpos, já que a popularização dessas estruturas especiais (ou pelo menos espaços segregados reservados) para abrigar todas as operações envolvendo mercúrio pressupõe os critérios de apenas amalgamar o

³⁴ Sem demérito aos diversos modelos criativos de retortas de construção artesanal usando materiais de sobra de consumo, retortas fabricadas em série segundo modelos de desenho industrial tendem a ser mais eficientes, resistentes e fáceis de usar. A oferta em larga escala, torna o equipamento barato e acessível.

minério concentrado e de fazer a amalgamação e pirólise do amálgama em um ambiente mais seguro em relação a emissões e liberações acidentais e a contaminação de solos e cursos d'água.

Uma central de amalgamação idealmente é uma estrutura ventilada (para evitar acúmulo de vapores de mercúrio), que fornece proteção contra intempéries e interferência externas (como de pessoas estranhas à operação e animais), que adicionalmente protege o estoque de mercúrio contra subtração ou manipulação por pessoas não autorizadas.

Podemos considerar como a “norma” orientadora para a construção de centrais de amalgamação a publicação “Manual de Procedimentos para Licenciamento de Atividades Mineradoras” produzida em 1997 pela Fundação Estadual de Meio Ambiente (FEMA), do Estado do Mato Grosso (atual Secretaria de Estado de Meio Ambiente - SEMA), em parceria com a Companhia Matogrossense de Mineração (METAMAT) e com o então Departamento Nacional da Produção Mineral (DNPM) (atual ANM). Segundo essa publicação, os principais critérios para a edificação de uma central de Amalgamação são:

- a construção deverá ser coberta, edificada em terreno firme, distante pelo menos 100 m de corpos d'água e isolada, da planta de beneficiamento, refeitório, dormitórios e cisternas;
- a construção deverá ser ventilada, preferencialmente com a parte superior das paredes teladas/gradeadas;
- a área mínima deverá ser de 16 m², acrescida de 4 m² a cada tambor amalgamador acrescido;
- o pé direito mínimo deverá ser de 3 m;
- o piso deverá ser de cimento queimado (impermeável), com declividade mínima de 3% para ralo de drenagem equipado com tanque de captação;
- a construção deve ser cercada a uma distância mínima de 4 m e sinalizada;
- a água utilizada nas operações de amalgamação e bateamento deverá ser circulada em circuito fechado e purificada com o uso de produtos flocculantes não agressivos ao meio ambiente, tais como cal e sulfato de alumínio;
- a central de amalgamação, além dos equipamentos necessários (tambor amalgamador ou similar, tanque de bateamento e retorta), deverá dispor

- de equipamentos de segurança individual, tais como luvas de borracha e camurça, botas de borracha e máscara para gases;
- as bordas de todos os tanques de concreto deverão ter altura mínima de 50 cm acima do nível do solo, com exceção do tanque utilizado para bateamento, que deverá ter altura mínima de 1 m, podendo ser substituído por uma caixa d'água [ou piscina de fibra];
 - a central deverá dispor um tanque de concreto coberto para deposição final dos rejeitos contaminados por mercúrio, com capacidade de armazenamento para no mínimo 2 anos de atividade do empreendimento;
 - os resíduos contaminados por mercúrio depositados no tanque de armazenamento deverão permanecer cobertos com uma lâmina de água de no mínimo 10 cm de espessura;
 - o material contaminado por mercúrio metálico não deverá, em hipótese alguma, ser repassado nos moinhos;
 - o destino final dado ao material contaminado por mercúrio deverá ser comunicado aos órgãos competentes (FEMA e DNPM);
 - o mercúrio metálico deverá ser armazenado preferencialmente em embalagens fechadas. No caso de recipientes abertos deve ser mantida uma lâmina de água sobre a superfície do metal;
 - as embalagens vazias de mercúrio não deverão ser reutilizadas para outra finalidade e deverão ser acondicionadas em um local dentro da central de amalgamação;
 - o mercúrio que não servir mais para o processo de amalgamação deverá ser guardado em recipiente hermeticamente fechado, dentro da central de amalgamação;
 - a queima de mercúrio deverá ser efetuada em retorta [ou na capela];
 - a purificação do ouro deverá ser feita em capelas com sistemas de exaustão adequados.

Exemplificativamente, as Figuras 25 a 28 mostram aspectos de uma central amalgamação.

Figura 25. Exemplo do aspecto externo de uma central de Amalgamação



Foto: COOPERPOCONÉ

Figura 26. Exemplo do aspecto interno de uma central de Amalgamação



Foto: COOPERPOCONÉ

Figura 27. Aspecto dos tanques de armazenamento de rejeitos



Foto: COOPERPOCONÉ

Figura 28. Capela e condensador da capela de central de amalgamação



Fotos: (1) COOPERPOCONÉ; (2) Dione Macedo

O elemento básico de uma central de amalgamação, claro, é o tanque de bateamento ou “de despesca”, que pode ser descrito como uma bacia impermeável de tamanho suficiente na qual o bateamento do minério concentrado é realizado em ambiente isolado, e todo o mercúrio perdido ficará concentrado no fundo do tanque, protegido do contato direto do ar pela lâmina d’água, da radiação solar direta pela cobertura da central, do acréscimo de material orgânico ou de bactérias metiladoras, teoricamente reduzindo significativamente suas perdas para o ambiente. O modelo padrão em alvenaria (cimento queimado) recentemente vem sendo substituído por piscinas de fibra de vidro (Figuras 29 e 30).

No entanto, muitos garimpos não podem contar com uma infraestrutura ótima e cara, e uma versão improvisada de tanque de bateamento — que não é a ideal e somente com boa vontade se poderia entender como uma “central de amalgamação”, mas que certamente é um avanço em relação ao bateamento dentro do curso d’água — pode ser montada simplesmente com o uso de uma lona resistente, como mostrado na Figura 31.

Figura 29. Tanque de amalgamação em alvenaria



Foto: COOPERPOCONÉ

Figura 30. Tanque de amalgamação usando piscina de fibra



Foto: Ébida Santos.

Figura 31. “Piscina para despesca” improvisada



Foto: reprodução vídeo do Projeto Garimpo 4.0.

6.3. REATIVAÇÃO DO MERCÚRIO

Diferentemente do que o senso comum normalmente imagina, evitar o desperdício do mercúrio sempre foi uma preocupação dos garimpeiros dado o custo e dificuldade de obtenção crescentes do insumo, especialmente no Século XXI³⁵.

Assim, a recuperação pela filtração, depois pela retortagem e, por fim pela “reativação” acabaram por se incorporar as práticas garimpeiras comuns.

A reativação (ou, mais propriamente, a descontaminação) consiste da remoção das impurezas agregadas ao mercúrio após vários ciclos de uso por meio de um processo eletroquímico de eletrólise usando o mercúrio como anodo e um pedaço e carvão no cátodo, em meio salino de cloreto de sódio (ou potássio). Métodos caseiros utilizando uma bateria automotiva comum e materiais domésticos foram amplamente disseminados pelo menos desde os anos 2010 (Figura XXX), contribuindo para a redução da prática do descarte do mercúrio oxidado ou contaminado para o meio ambiente, e a consequente queda drástica na demanda do metal tóxico.

Figura 32. Mercúrio sendo reativado com o método artesanal

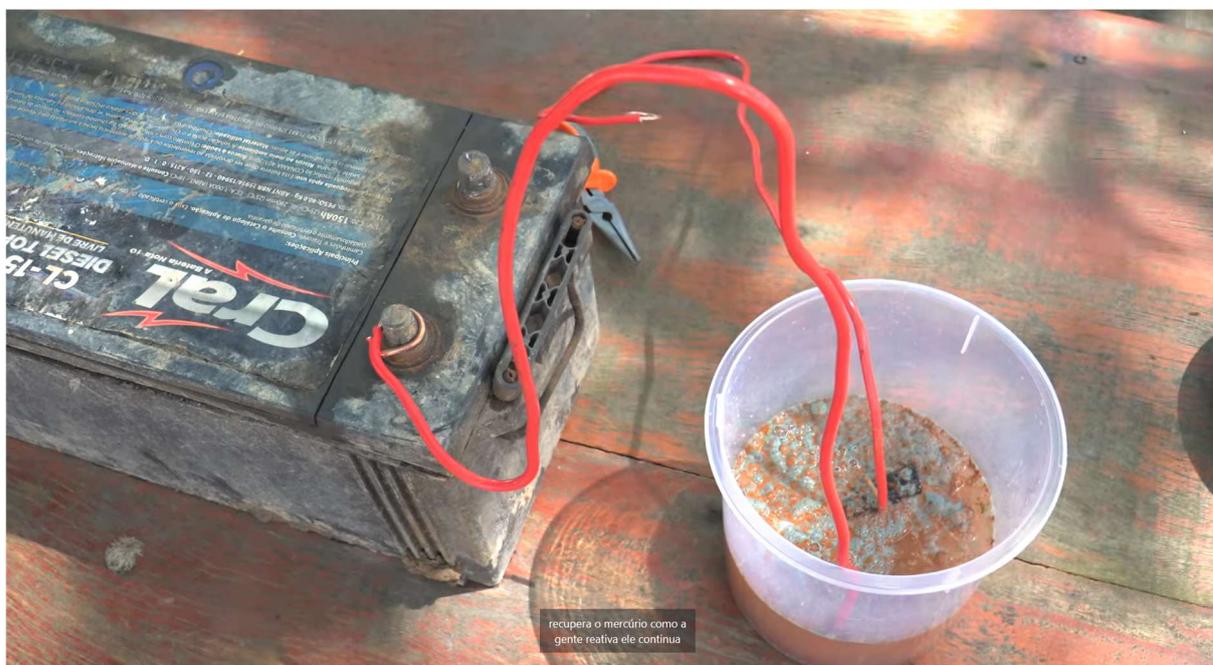


Foto: reprodução vídeo do Projeto Garimpo 4.0.

³⁵ Conforme destacado no Volume II deste Panorama Nacional, existem relatos de uso de retortas para recuperação de mercúrio na região do Rio Madeira já no final dos anos 1970.

7. RECUPERAÇÃO DE PASSIVOS AMBIENTAIS RELACIONADOS AO USO DE MERCÚRIO NA MAPE DE OURO

7.1. METODOLOGIA GENÉRICA RECOMENDÁVEL

O tratamento de solos e água contaminados com metais tóxicos vem sendo objeto de intensas pesquisas pelo menos nos últimos 50 anos e a literatura é extensa em tecnologias existentes e potenciais para soluções “in situ” e “ex situ”, que envolvem desde métodos físicos e químicos, a aplicação de biotecnologias e a emergente nanotecnologia.

Os passivos ambientais de sítios contaminados por mercúrio deixados pelas gerações passadas de garimpeiros de ouro na Amazônia, a maioria dos quais é órfão no sentido legal, representam, no entanto, um desafio complexo caracterizado particularmente pela inacessibilidade dos locais contaminados, ausência de disponibilidade infraestrutura e de energia local e grandes áreas e volumes de solos e água contaminados, em graus diversos de concentração de mercúrio. A isto soma-se a constante renovação deposição de mercúrio carregado de pela atmosfera a partir de fontes próximas e longínquas, das quais pelo menos em relação reemissão natural a partir dos solos e oceanos, incluindo de incêndios florestais, não se espera cessamento nos próximos séculos.

Nesse contexto, as soluções de remediação de passivos “ex situ” são automaticamente eliminadas dado o custo e sua virtual impossibilidade prática. Dentre as soluções “in situ”, automaticamente são eliminadas técnicas de alta demanda energética (como as diversas formas de remediação eletrocinética), ou que requeiram investimentos comparativamente mais altos, como as emergentes opções de aplicação de materiais nanotecnológicos.

Desse exercício, o método que se destaca como eficiente e factível para a remoção de mercúrio de solos e águas para descontaminar os sítios minerados pelos garimpeiros de ouro e os assentamentos humanos impactados pela migração de mercúrio dos garimpos e de outras fontes naturais e antrópicas de emissões e liberações de mercúrio é a fitorremediação, associado ou não com o uso de microrganismos (biorremediação) e eventualmente potencializada com a aplicação de carvão orgânico, a depender das circunstâncias e planejamento técnico específico.

Válido destacar que essa técnica atende aos requisitos logísticos da remediação de sítios na Amazônia com custos relativamente baixos, e, embora possam ser considerada uma solução de ação mais lenta, com certeza produz resultados perenes que permitirão não apenas a indisponibilização do metal tóxico — reduzindo os riscos de exposição humana ao mercúrio — como eventualmente resgatarão a função ecológica da floresta como via de eliminação progressiva do mercúrio da biosfera (perdida no processo de desmatamento) e, em alguns casos, poderia gerar alguma espécie de renda alternativa sustentável para as comunidades locais.

A fitorremediação aproveita a capacidade de certos organismos vegetais absorverem os contaminantes do solo, águas superficiais, águas subterrâneas e ar, resistirem aos efeitos tóxicos desses contaminantes e imobilizarem (fitoacumulação), inertizarem (fitodegradação) ou dispersarem os mesmos na atmosfera (fitovolatilização) — fitorremediação direta — ou, ainda, induzirem transformações químicas ou bioquímicas dos contaminantes no ambiente imediato — fitorremediação indireta — conforme mostrado na Tabela 9 e Figura 33 apresentadas na sequência.

A cobertura vegetal também auxilia a reduzir o efeito da erosão, carreamento superficial e exposição direta a luz solar, que são fatores diretos de mobilização de mercúrio do solo, bem como pode eventualmente produzir serapilheira, reter umidade e aumentar a aeração e permeabilidade do solo, criando condições de imobilização do metal tóxico.

O uso de fitorremediação para áreas contaminadas por mercúrio vem sendo estudada com intensidade crescente ao longo dos anos³⁶, mas continua sendo um tema em aberto, até porque uma estratégia de fitorremediação deve considerar o contexto ecossistêmico local.

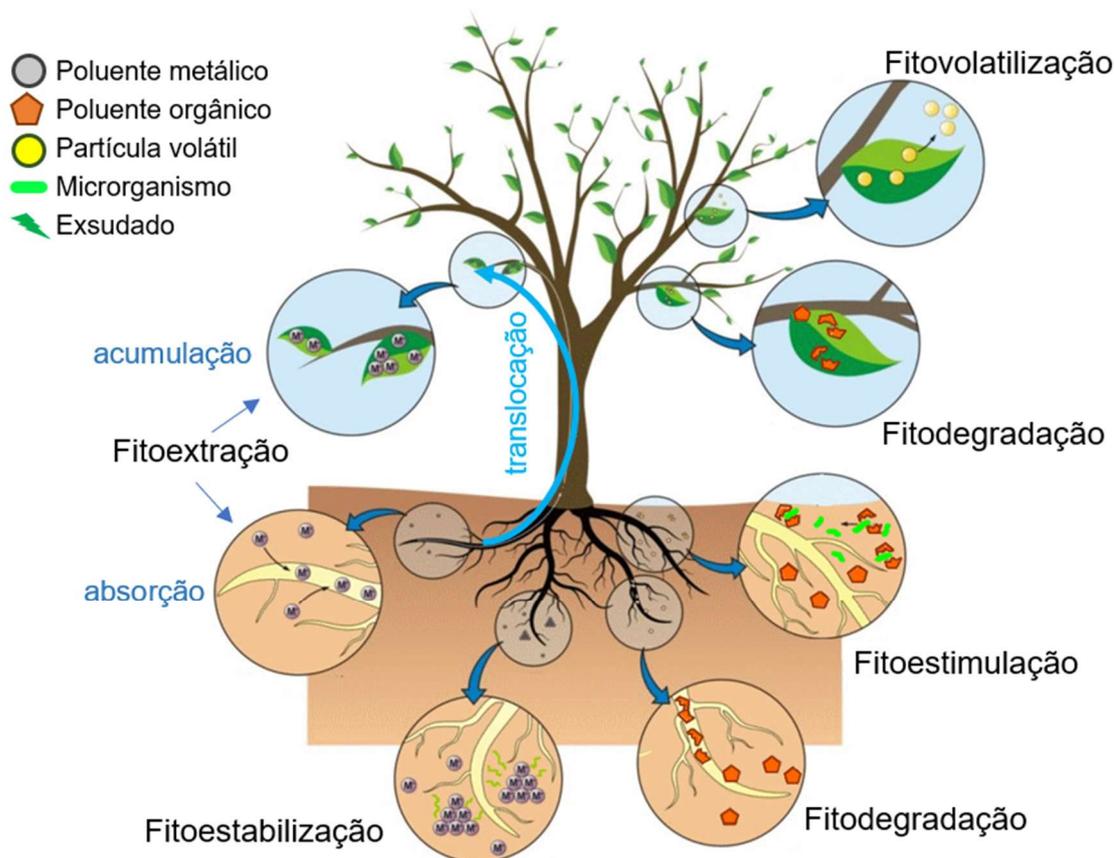
³⁶ LIU et al. (2020), trabalhando em uma revisão específica referente à fitorremediação de solos contaminados por mercúrio, identificaram pesquisas em diversos países relacionadas a mais de 200 espécies de plantas potencialmente hiperacumuladoras de mercúrio.

Tabela 9. Definição das modalidades de fitorremediação

Modalidade	Processo
Fitorremediação direta	
Fitoacumulação / Fitoextração	O poluente alvo absorvido do solo, água ou ar é deslocado para estruturas do tecido celular de plantas acumuladoras ou hiperacumuladoras (translocação), como membrana celular, parede celular, vacúolos dentre outras estruturas onde permanece acumulado. O poluente pode ser mantido indisponibilizado com a manutenção do vegetal ou removido por meio da colheita.
Fitodegradação / Fitotransformação	O poluente alvo absorvido do solo, água ou ar é metabolizado ou decomposto pelas enzimas produzidas pela planta, degradado em substâncias menos ou não nocivas, podendo ou não acumular nos tecidos vegetais.
Fitovolatilização	O poluente alvo absorvido do solo, água ou ar é deslocado para as folhas, onde são posteriormente liberadas para a atmosfera através da evapotranspiração, podendo ou não sofrer alterações em suas propriedades químicas.
Fitorremediação indireta	
Fitoestabilização / Rizodegradação	O poluente alvo é inertizado por mineralização ou degradado em substâncias menos ou não tóxicas na rizosfera de uma planta fixadora pela ação de complexos enzimáticos ou exsudatos liberados pelas raízes.
Fitoestimulação	O poluente alvo é inertizado ou degradado em substâncias menos tóxicas em decorrência da ação de microrganismos ocorrentes na rizosfera que são estimulados pela liberação de exsudatos pelas raízes (como açúcares, aminoácidos, ácidos orgânicos, ácidos graxos, esteróis e enzimas) ou pelas condições favoráveis de aeração, umidade, ou pH criados por estas.

Fonte: elaborado pelos Autores.

Figura 33. Ilustração das modalidades de fitorremediação



Fonte: Favas et al. (2014), adaptada pelos Autores.

Dada variedade de espécies nativas existentes na Amazônia, em sua maioria ainda pouco conhecidas, há um amplo espectro de possibilidades para pesquisas e desenvolvimento de soluções nacionais, que merecem investimentos.

De forma **meramente exemplificativa**, a Tabela 10 apresenta algumas espécies estudadas recentemente com boas perspectivas para desenvolvimento de um programa de biorremediação da contaminação por mercúrio na Amazônia Legal, destacando-se que independente da espécie, o reflorestamento de áreas de mineração exaurida, a recuperação de matas ciliares (inclusive para fixação das margens dos cursos d'água) e a manutenção ou recomposição de anéis ou cinturões de vegetação ao redor dos centros urbanos serão eficientes no contexto de controle da exposição humana ao mercúrio independentemente das espécies escolhidas, bastando que formem maciços florestais sustentáveis.

Tabela 10. Exemplos de organismos recentemente pesquisados com potencial para biorremediação de mercúrio no ambiente amazônico.

Espécie	Nome Popular	Pesquisa
Plantas aquáticas		
<i>Typha domingensis</i>	Taboa	Gomes et al., 2014.
<i>Eichhornia crassipes</i>	Aguapé / Jacinto-de-água	Li et al., 2016.
<i>Lemna minor</i>	Lentilha d'água	Sitarska et al., 2023
<i>Salvinia natans</i>	Marrequinha	
Plantas terrestres		
<i>Manihot esculenta</i>	Mandioca	Alcantara, Doronila e Kolev, 2017
<i>Erato polymnioides</i>	-	Chamba et al., 2017
<i>Aeschynomene fluminensis</i>	Angiquinho	Mello et al., 2019; Pietro-Souza et al., 2017
<i>Polygonum acuminatum</i>	Erva-de-Bicho	
<i>Vigna radiata</i>	Feijão Mungu / Moyashi	Malaie et al., 2024
<i>Blechnum serrulatum</i>	-	
<i>Mauritia flexuosa</i>	Buriti	Freitas et al., 2024
<i>Montrichardia arborescens</i>	-	
Fungos		
<i>Lindgomycetaceae sp.</i>		Mello et al., 2020
<i>Westerdykella sp.</i>		
<i>Trichoderma sp.</i>		Oilveira et al., 2021
<i>Aspergillus sp.</i>		Siqueira et al., 2021; Mello et al., 2020
<i>Curvularia geniculata</i>		
<i>Pseudomonodictys pantanalensis</i>		Senabio et al., 2023
<i>Westerdykella Aquatica</i>		
Bactérias		
<i>Enterobacter sp.</i>		
<i>Bacillus megaterium</i>		Mariano et al., 2020
<i>Bacillus mycoides</i>		

Fonte: elaborado pelos Autores.

7.2. EXEMPLO DE RECUPERAÇÃO DE PASSIVO ÓRFÃO DE MAPE DE OURO COM ENGAJAMENTO DA COMUNIDADE GARIMPEIRA

O melhor exemplo concreto, de grande relevância, tanto da possibilidade de recuperação de áreas órfãs degradadas pela garimpagem de ouro pretérita, como da viabilidade do engajamento das atuais comunidades garimpeiras, é o Parque Temático Beripoconé, localizado na malha urbana da cidade de Poconé/MT.

Trata-se de uma área de 12,97 ha (0,13 km²) que foi recuperada em duas etapas. Em uma primeira fase realizada no biênio 1997-1998 e financiada com recursos públicos do PRODEAGRO³⁷, foi feita a limpeza, ajuste topográfico e implantado um campo de futebol e uma pista de caminhada simples; já na segunda, que se estendeu de 2003 a 2005 e contou com recursos da Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA), da Agência Nacional das Águas (ANA), do Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF), do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA), da Organização dos Estados Americanos (OEA), da Prefeitura Municipal e da Cooperativa de Desenvolvimento Minerais de Poconé (COOPERPOCONÉ), as obras originais foram aprimoradas e acrescidas de equipamentos de ginástica e recreação infantil, banheiros e um mirante com vista para o lago. Além disto, e sobretudo, foram feitas intervenções para recuperação ambiental do lago e da vegetação, obras de segurança (cercamento) e um viveiro de mudas, seguindo um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas específico (DE DEUS, 2005).

Esta segunda e principal etapa do projeto teve forte engajamento comunitário, que partiu de uma gincana com ampla participação dos alunos das escolas locais, na qual as crianças apresentaram maquetes mostrando como desejavam que fosse feito o aproveitamento da área. A população escolar também participou do plantio de árvores nativas, que privilegiou espécies locais como ipê amarelo e cedro.

O lago, originalmente com 70m de profundidade, recebeu obras de proteção das margens contra erosão e foi retificado para possuir uma lâmina d'água média de 15 m e profundidade máxima de 50m.

De um passivo, a área foi convertida em um equipamento público com forte laço afetivo com a comunidade e ponto turístico da cidade (Figuras 34 a 37).

³⁷ Projeto de Desenvolvimento Agro Florestal, do Estado do Mato Grosso.

Figura 34. Limites aproximados da área recuperada para o Parque Temático Beripoconé no ano 2000 (após intervenção inicial)



Foto: reprodução da imagem do aplicativo Google Earth.

Figura 35. Limites aproximados da área recuperada para o Parque Temático Beripoconé no ano 2008 (logo após recuperação)



Figura 36. Parque Temático Beripoconé no ano 2018 (intervenção consolidada – áreas de mineração vizinhas em recuperação)



Foto: reprodução da imagem do aplicativo Google Earth.

Figura 37. Parque Temático Beripoconé no ano 2022 (intervenção consolidada – áreas de mineração vizinhas recuperadas)



Foto: reprodução da imagem do aplicativo Google Earth.

8. RECOMENDAÇÕES

Para facilitar a compreensão e sistematizar a informação, as recomendações resultantes deste trabalho no formato de Tabela, apresentada a seguir:

Tabela 11. Recomendações de ações no âmbito de gestão ambiental para compor o Plano de Ação Nacional

Tema	Recomendações
Medidas de Prevenção e Controle de Danos Ambientais	<ul style="list-style-type: none"> • Ampliar a capacitação das comunidades garimpeiras em relação às melhores práticas disponíveis para gestão do mercúrio, em especial para a adoção de técnicas de uso de água em circuito fechado, do modelo de centrais de amalgamação e de eventuais novas tecnologias que reduzam ou eliminem o uso de mercúrio. • Desenvolver um modelo de baixo custo e móvel/mobilizável de central de amalgamação, para que esta possa ser reutilizada em novas frentes de lavra, reduzindo custos e facilitando a sua adoção prática. • Fortalecer a capacitação das comunidades garimpeiras para adequado fechamento de mina e recuperação ambiental das áreas mineradas, inclusive apoiando a implantação ou ampliação de viveiros de mudas e, eventualmente, centros de criação de alevinos. • Incentivar a produção local de equipamentos necessários à adoção das melhores práticas, como estratégia de aumentar a oferta, divulgar a existência e facilitar o acesso a esses equipamentos.
Recuperação de Passivos	<ul style="list-style-type: none"> • Estabelecer um programa de recuperação de áreas degradadas pela MAPE de ouro focado na restauração das calhas e margens de cursos d'água danificados, solução de cavas abandonadas, proteção do solo e reflorestamento, que possa eventualmente produzir alternativas de renda local sem perda da função protetora do solo do dossel florestal, como arranjos produtivos floresta-agropecuária, floresta-piscicultura e eventualmente seleção extrativa de madeira. • Envolver os vários órgãos da Administração Pública, Ministério Público e comunidade acadêmica em nível local e federal nas ações do programa de recuperação de áreas degradadas proposto, para otimização e coordenação dos recursos e, principalmente, consenso sobre as soluções técnicas adotadas e maior facilidade na superação de obstáculos de caráter burocrático-institucional. • Considerar a colaboração voluntária ou incentivada das comunidades garimpeiras atuais para solução dos passivos órfãos deixados pelas gerações garimpeiras do passado.



Recuperação de Passivos

- Estabelecer programas de reflorestamento e proteção de margens e matas ciliares para outras interferências antrópicas na Região Amazônica.
- Desenvolver pesquisas urgentes para identificar espécimes localmente ocorrentes mais favoráveis a processos de fitorremediação ou fixação de mercúrio (indutoras de sumidouros) e assim subsidiar os demais programas aqui propostos.

Redução dos riscos da exposição humana e biótica ao mercúrio

- Desenvolver estudos de dietas funcionais que fortaleçam os mecanismos naturais de desintoxicação humana do mercúrio, como contrabalanço aos altos teores característicos (e presumivelmente permanentes) da fonte primária e eventualmente única de proteína animal da Região Amazônica, que é o pescado.
- Desenvolver estudos para melhor dimensionar os impactos do barramento de cursos d'água e inundação de grandes áreas nos processos de disponibilização ecossistêmica do mercúrio que estava estocado nos compartimentos ambientais da Floresta Amazônica e na oferta de metilmercúrio para a biota aquática, eventualmente revendo os planos de ampliação da rede geradora hidrelétrica para evitar opções que demandem grandes alagamentos.
- Desenvolver procedimentos de manutenção obrigatória dos barramentos existentes no ecossistema Amazônico para eliminação ou redução das condições de metilação de mercúrio por tais obras de engenharia.
- Estabelecer um programa de monitoramento ambiental participativo, no qual as comunidades locais sejam de algum modo envolvidas nas ações de coleta de dados e efetivamente recebam os resultados do monitoramento em linguagem acessível, direta e realista.
- Estabelecer um programa de arborização/vegetação urbana com o uso de espécies hiperacumuladoras de mercúrio diretamente a partir da captação aérea do contaminante.
- Estabelecer um programa de controle de reemissões de mercúrio originados da destruição da floresta, focado na redução do desmatamento e do uso de queimadas, resposta rápida a incêndios florestais e incentivo a substituição dos sistemas agropecuários abertos por arranjos produtivos floresta-agropecuária.

9. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A conclusão lógica dos dados avaliados neste volume é de que, como não poderia deixar de ser, a MAPE de ouro é uma das fontes mais relevantes de disponibilização local de mercúrio na Amazônia, sendo em muitos momentos a principal fonte; mas, ao contrário do senso comum, certamente não são em todos os momentos e contextos que a MAPE de ouro é a principal fator de exposição humana e ecossistêmica ao mercúrio.

As fontes naturais e antrópicas externas, tanto do hemisférios austral, quanto do boreal, são de longe a principal causa dos altos níveis de mercúrio na Amazônia Legal, tanto no período histórico, quanto na era pré-humana, já que a Floresta Amazônica, que existe há cerca de 2 milhões de anos, serve como sorvedouro e sumidouro de mercúrio em suspensão na atmosfera em uma proporção importante para o planeta (atualmente cerca de 20% da deposição planetária).

Em âmbito local, altas perdas de mercúrio na garimpagem que caracterizaram a atividade principalmente nos anos 1980, coincidiram com o ritmo acelerado de desmatamento e queimadas intencionais que igualmente marcaram aquele período, e da mesma forma que estes foram reduzidos no Século XXI, melhores práticas progressivamente implantadas na garimpagem de ouro reduziram a contribuição garimpeira no quadro de disponibilização de mercúrio para o ecossistema Amazônico. Assim, a MAPE de ouro não pode ser considerada “a única responsável” pelo quadro de exposição humana e biótica ao mercúrio na Amazônia Legal, mas deve ser vista simplesmente como um fator importante dentro de um contexto sistêmico de exposição crescente gerado pela própria rápida expansão da ocupação humana desprovida do conhecimento dos riscos associados (e, portanto, despida de precauções adequadas para minimizar a remobilização de mercúrio).

A solução do legado de mercúrio da atividade garimpeira de ouro que, como visto, pode representar no máximo 6,2% do mercúrio existente na Amazônia, passa por programas de recuperação de áreas degradadas (em sua maioria contemporaneamente órfãs), focando na restauração das calhas e margens de cursos d’água danificados, solução de cavas abandonadas, proteção do solo e aplicação de técnicas de fitorremediação. Uma perspectiva desafiadora se considerado o panorama de 2.200 km² impactados pela atividade acumulados em 2022, mas que é

irrisório (0,04%) no quadro de desmatamento total da região (460.820 km²), que igualmente gera reemissões consideráveis de mercúrio.

Fato é que a comunidade garimpeira de ouro tem demonstrado forte engajamento e efetiva evolução na adoção de melhores práticas para redução de seus impactos sociais e ambientais para uma produção de ouro mais responsável. E isto inclui a recuperação espontânea de passivos ambientais órfãos de épocas passadas da atividade, que vão além da simples responsabilidade operacional. Logo, ao que tudo indica, se os meios forem providos mediante apoio institucional efetivo e capacitação técnica, será possível avançar rapidamente para reduzir sensivelmente a pegada ambiental da MAPE de ouro no país e solucionar o legado negativo de um passado de carência de orientação e suporte.

Espera-se que este trabalho, ao dar a devida dimensão dos fatos, possa contribuir nesse processo.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALCANTARA, Hannah Joy P.; DORONILA, Augustine I.; KOLEV, Spas D. **Phytoextraction potential of Manihot esculenta Crantz. (cassava) grown in mercury- and gold-containing biosolids and mine tailings**. Minerals Engineering, vol. 114, p. 57-63, dez. 2017. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2017.09.010> >
- ALMEIDA, Marcelo D.; LACERDA, Luiz Drude de; BASTOS, Wanderley Rodrigues; HERRMANN, João Carlos. **Mercury loss from soils following conversion from forest to pasture in Rondonia, Western Amazon, Brazil**. Environmental Pollution, vol. 137, p. 175-186, s.m., 2005. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2005.02.026> >
- ARRIFANO, Gabriela P.F.; MARTÍN-DOIMEADIOS, Rosa C. Rodríguez; JIMÉNEZ-MORENO, María; RAMÍREZ-MATEOS, Vanesa; DA SILVA, Núbia F.S.; SOUZA-MONTEIRO, José Rogério; AUGUSTO-OLIVEIRA, Marcus; PARAENSE, Ricardo S.O.; MACCHI, Barbarella M.; NASCIMENTO, José Luiz M. do; CRESPO-LOPEZ, Maria Elena. **Large-scale projects in the amazon and human exposure to mercury: the case-study of the Tucuruí Dam**. Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. 147, p. 299–305, jan. 2018. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2017.08.048> >
- ARTAXO, Paulo; et al. **Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin**. Atmospheric Environment, vol. 34, p. 4085-4096, s.m., 2000. Disponível em < [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00106-0](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00106-0) >
- AULA, Ilkka; BRAUNSCHWEILER, Hannu; MALIN, Ismo. **The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Pará, Brazil**. Science of The Total Environment, vol. 175, n. 2, p. 97-107, dez. 1995. Disponível em < [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04906-1](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04906-1) >
- AULA, Ilkka; BRAUNSCHWEILER, Hannu; MALIN, Ismo. **The watershed flux of mercury examined with indicators in the Tucuruí reservoir in Pará, Brazil**. Sci. Total Environ., vol. 175, n. 2, p. 97-107, 1995. Disponível em < [https://doi.org/10.1016/0048-9697\(95\)04906-1](https://doi.org/10.1016/0048-9697(95)04906-1) >
- BASTOS, Wanderley Rodrigues; LACERDA, Luiz Drude de. **A contaminação por mercúrio na Bacia do Rio Madeira: uma breve revisão**. Geochimica Brasiliensis, Rio de Janeiro, vol. 18, n. 2, p. 99-114, s.m., 2004. ISSN 0102-9800 / 2358-2812 (online). Disponível em < https://philip.inpa.gov.br/publ_livres/Dossie/Mad/Outros%20documentos/130_Mercury_in_the_Madeira_Basin.pdf >
- BISINOTI, Márcia Cristina; JARDIM, Wilson de Figueiredo. **O comportamento do metilmercúrio (metilHg) no ambiente**. Química Nova, vol. 27, n. 4, p. 593-600, ago., 2004. Disponível em < <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000400014> >

BRABO, E. S.; ANGÉLICA, Rômulo Simões; DA SILVA, Alexandre Pessoa; FAIAL, Kleber de Freitas. **Assessment of mercury levels in soils, waters, bottom sediments and fishes of Acre State in Brazilian Amazon.** Water Air and Soil Pollution, vol. 147, n. 1, p. 61-77, jul. 2003. Disponível em < <https://doi.org/10.1023/A:1024510312250> >

CARPI, Anthony; FOSTIER, Anne Helene; ORTA, Olivia R.; SANTOS, José Carlos dos; GITTINGS, Michael. **Gaseous mercury emissions from soil following forest loss and land use changes: field experiments in the United States and Brazil.** Atmospheric Environment, vol. 96, 423-429, 2014. Disponível em < <http://dx.doi.org/10.1016/j.atmosenv.2014.08.004> >

CASTILHOS, Zuleica Cármen; DOMINGOS, Lillian Maria Borges. **Inventário nacional de emissões e liberações de mercúrio no âmbito da mineração artesanal e de pequena escala no Brasil.** Brasília: MMA, 2018. Disponível em: < <https://www.escolhas.org/wp-content/uploads/2020/05/Invent%C3%A1rio-das-emiss%C3%B5es-de-merc%C3%BArio.pdf> >

CHAMBA, Irene; ROSADO, Daniel; KALINHOFF, Carolina; THANGASWAMY, Selvaraj; SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, Amina; GAZQUEZ, Manuel Jesús. **Erato polymnioides: a novel Hg hyperaccumulator plant in ecuadorian rainforest acid soils with potential of microbe-associated phytoremediation.** Chemosphere, v. 188, p. 633-641, dez. 2017. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.160> >

CHENG, Yingchao; WATARI, Takuma; SECCATORE, Jacopo; NAKAJIMA, Kenichi; NANSAI, Keisuke; TAKAOKA, Masaki. **A review of gold production, mercury consumption, and emission in artisanal and small-scale gold mining (ASGM).** Resources Policy, online, vol. 81, art. 103370, s.m., 2023. ISSN 0301-4207. Disponível em < <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301420723000788> >

CRESPO-LOPEZ, Maria Elena, et al. **Mercury: what can we learn from the Amazon?** Environment International, vol. 146, art. 106223, jan. 2021. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.envint.2020.106223> >

DE DEUS, Joanice. Antigo garimpo vira parque temático em Poconé. **Diário de Cuiabá**, Cuiabá, ano (?), n. (?), 18 out. 2005. Cidades. Disponível em < <https://www.diariodecuiaba.com.br/cidades/antigo-garimpo-vira-parque-tematico-em-pocone/234116> >

FADINI, Pedro Sérgio; JARDIM, Wilson de Figueiredo. **Is the Negro River Basin (Amazon) impacted by naturally mercury?** The Science of the Total Environment, v. 275, p. 71-82, 2001. Disponível em < [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00855-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00855-X) >

FAVAS, Paulo J.C.; PRATAS, João; VARUN, Mayank; D'SOUZA, Rohan; PAUL, Manoj S. **Phytoremediation of soils contaminated with metals and metalloids at mining areas: potential of native flora.** In: Environmental Risk Assessment of Soil Contamination. SORIANO, Maria C. Hernandez (ed.). S.I: Intech, 2014, p 485-517. ISBN 978-953-51-1235-8. Disponível em < <https://doi.org/10.5772/57469> >



FEINBERG, Aryeh; JISKRA, Martin; BORRELLI, Pasquale; BISWAKARMA, Jagannath; SELIN, Noelle E. **Deforestation as an anthropogenic driver of mercury pollution**. Environ. Sci. Technol., online preview, fev. 2024. Disponível em < <https://doi.org/10.1021/acs.est.3c07851> >

FIGUEIREDO, Bernardino R.; DE CAMPOS, Alfredo B.; DA SILVA, Rodrigo; HOFFMAN, Nádia C. **Mercury sink in Amazon rainforest: soil geochemical data from the Tapajos National Forest, Brazil**. Environmental Earth Sciences, vol. 77, n. 8, art. 296, abr. 2018. Disponível em < <https://doi.org/10.1007/s12665-018-7471-x> >

FOSTIER, Anne Helene; AMOROUX, David; TESSIER, Emmanuel; VIANA, José Lucas Martins; RICHTER, Larissa. **Methylmercury content in soil and litter from the Amazonian rainforest and its potential fate during forest fires**. Frontiers in Environmental Chemistry, Montreal, vol. 4, art. 1242915, set. 2023. Disponível em < <https://doi.org/10.3389/fenvc.2023.1242915> >

FOSTIER, Anne Helene; MELENDEZ-PÉREZ, José Javier; RICHTER, Larissa. **Litter mercury deposition in the Amazonian rainforest**. Environmental Pollution, vol. 206, p. 205-610, nov. 2015. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2015.08.010> >

FREITAS, Franciele de; SOLERA, Kleber; LOPES, Vinícius José Santos; CÓRDOVA, Milton Omar; CAVALHEIRO, Larissa; MORENO, Maria Inês Cruzeiro; BATTIROLA, Leandro Dênis; ANDRADE, Ricardo Lopes Tortorela de. **Native accumulator plants with a differential mercury phytoremediation potential in a region in Southern Amazon**. Environ. Sci. Pollut. Res. Int., vol. 54, p. 63120-63135, nov. 2024. Disponível em < <https://doi.org/10.1007/s11356-024-35407-y> >

FRITZ, Benjamin; PEREGOVICH, Bernhard; TENÓRIO, Lorena da Silva; ALVES, Adria Cristina da Silva; SCHIMIDT, Mario. **Mercury and CO2 emissions from artisanal gold mining in Brazilian Amazon rainforest**. Nature Sustainability, vol. 7, p. 15-22, jan. 2024. Disponível em < <https://doi.org/10.1038/s41893-023-01242-1> >

GERSON, Jacqueline R.; et al. **Amazon forests capture high levels of atmospheric mercury pollution from artisanal gold mining**. Nature Communications, Londres (online), vol 13, art. 559, jan. 2022. Disponível em < <https://www.nature.com/articles/s41467-022-27997-3.pdf> >

GOMES, Marcos Vinícius Teles; SOUZA, Roberto Rodrigues de; TELES, Vinícius Silva; MENDES, Érica Araújo. **Phytoremediation of water contaminated with mercury using Typha domingensis in constructed wetland**. Chemosphere, v. 103, p. 228-233, 2014. Disponível em < <https://doi:10.1016/j.chemosphere.2013.11.071> >

GUIMARÃES, Jean-Remy D. **Mercury in the Amazon: problem or opportunity? - A commentary on 30 years of research on the subject**. Elementa: Science of the Anthropocene, vol. 8, art. 1, nov. 2020. Disponível em < <https://doi.org/10.1525/elementa.032> >



HYLANDER, Lars D.; GRÖHN, Janina; TROPP, Magdalena; VIKSTRÖM, Anna; WOLPHER, Henriette; CASTRO E SILVA, Edinaldo de; MEILI, Markus; OLIVEIRA, Lázaro J. **Fish mercury increase in Lago Manso, a new hydroelectric reservoir in tropical Brazil.** Journal Environ. Manag., vol. 81, n. 2, p. 155-166, out. 2006. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.025> Get rights and content >

JARDIM, Wilson de Figueiredo; FADINI, Pedro Sérgio. **Fim do mistério: há muito mercúrio natural no Rio Negro, sem relação com o garimpo.** Pesquisa FAPESP, São Paulo, vol. 47, p. 32-35, out. 1999. Disponível em < <https://revistapesquisa.fapesp.br/fim-do-misterio/> >

KASPER, Daniele; FORSBERG, Bruce R.; AMARAL, João H. F.; LEITÃO, Rafael P.; PY-DANIEL, Sarah S.; BASTOS, Wanderley Rodrigues; MALM, Olaf. **Reservoir stratification affects methylmercury levels in river water, plankton, and fish downstream from Balbina Hydroelectric Dam, Amazonas, Brazil.** Environ. Sci. Technol., vol. 48, n. 2, p. 1032-1040, jan. 2014. Disponível em < <https://doi.org/10.1021/es4042644> >

KASPER, Daniele; PALERMO, Elisabete Fernandes Albuquerque BRANCO, Christina Wyss Castelo; MALM, Olaf. **Evidence of elevated mercury levels in carnivorous and omnivorous fishes downstream from an Amazon reservoir.** Hydrobiologia, vol. 694, n. 1, p. 87-98, maio 2012. Disponível em < <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1133-x> >

LACERDA, Luiz Drude de. **Amazon mercury emissions.** Nature, vol. 374, p. 20-21, mar. 1995. Disponível em < <https://doi.org/10.1038/374020a0> >

LACERDA, Luiz Drude de. **Contaminação por mercúrio no Brasil: fontes industriais vs garimpo de ouro.** Química Nova, São Paulo, vol. 20, n. 02, p. 196-199, s.m., 1997. ISSN 0100-4042. Disponível em < <https://www.scielo.br/j/qn/a/hjbCmKwN3TnKJnsYzvPNswD/?format=pdf&lang=pt#:~:text=USOS%20E%20FONTES%20DE%20MERC%C3%9ARIO%20NO%20BRASIL&text=A%20partir%20da%20d%C3%A9cada%20de,a%20totalidade%20de%20seu%20consumo.> >

LACERDA, Luiz Drude de. **Global mercury emissions from gold and silver mining.** Water, Air & Soil Pollution, Dordrecht, vol. 97, s.n., p. 209-221, jul.1997. Disponível em < <https://doi.org/10.1007/BF02407459> >

LACERDA, Luiz Drude de. **Updating global Hg emissions from small-scale gold mining and assessing its environmental impacts.** Environmental Geology, vol. 43, 308-314, 2003. Disponível em < <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0627-7> >

LACERDA, Luiz Drude de; MALM, Olaf. **Contaminação por mercúrio em ecossistemas aquáticos: uma análise das áreas críticas.** Estudos Avançados, vol. 22, n. 63, p. 173-190, 2008. Disponível em < <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000200011> >



LECHLER, P. J.; MILLER J. R.; LACERDA, L. D.; VINSON, D.; BONZONGO, J.-C.; LYONS, W.B.; WARWICK, J.J. **Elevated mercury concentrations in soils, sediments, water, and fish of the Madeira River basin, Brazilian Amazon: a function of natural enrichments?** *The Science of the Total Environment*, vol. 260, n. 1-3; p. 87-96, set. 2000. Disponível em < [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(00\)00543-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(00)00543-X) >

LIU, Zhongchuang; CHEN, Boning; WANG, Li-ao; URBANOVICH, Oksana; NAGORSKAYA, Liubov; LI, Xiang; TANG, Li. **A review on phytoremediation of mercury contaminated soils.** *Journal of Hazardous Materials*, v. 400, 123138, dez. 2020. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.123138> >

LOBO, Felipe de Lucia; COSTA, Maycira; NOVO, Evlyn Márcia Leão de Moraes; TELMER, Kevin. **Distribution of artisanal and small-scale gold mining in the Tapajós River Basin (Brazilian Amazon) over the past 40 years and relationship with water siltation.** *Remote Sensing*, vol. 8, n. 7, 579, jul. 2016. Disponível em < <https://doi.org/10.3390/rs8070579> >

MALAIE, Shirwan; POURAKBAR, Latifeh; MOGHADDAM, Sina Siavash; XIAO, Jianbo; KHEZRNEJAD, Nabi. **Phytoremediation of mercury-contaminated soil by *Vigna radiata* L. plant in companion with bacterial and fungal biofertilizers.** *Environmental Science and Pollution Research*, vol. 31, p. 55549–55561, set. 2024. Disponível em < <https://doi.org/10.1007/s11356-024-34910-6> >

MALM, Olaf. **Gold mining as a source of mercury exposure in the Brazilian Amazon.** *Environmental Research*, v. 77, n. 2, p. 73-78, maio 1998. Disponível em < <https://doi.org/10.1006/enrs.1998.3828> >

MAPBIOMAS, Projeto. **Coleção 8.0 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil.** Online: MapBiomass, set. 2023. Disponível em < <https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/09/TABELA-MINERACAO-MAPBIOMAS-COL8.0.xlsx> >

MARINS, Rozane V.; DE PAULA FILHO, Francisco José; MAIA, Saulo Robério Rodrigues; LACERDA Luiz Drude de; MARQUES, Wanessa Sousa. **Distribuição de mercúrio total como indicador de poluição urbana e industrial na costa brasileira.** *Química Nova*, vol. 27, n. 5, p. 763-770, out. 2004. Disponível em < <https://doi.org/10.1590/S0100-40422004000500016> >

MARRUGO-NEGRETE, José; DURANGO-HERNÁNDEZ, José; PINEDO-HERNÁNDEZ, José; OLIVERO-VERBEL, Jesús; DÍEZ, Sergi. **Phytoremediation of mercury-contaminated soils by *Jatropha curcas*.** *Chemosphere*, vol. 127, p. 58-63, 2015. ISSN 0045-6535. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.12.073> >

MELENDEZ-PÉREZ, José Javier. **Emissões de mercúrio proveniente da queima de floresta tropical na região de Rio Branco (AC, Brasil).** Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2013. Disponível em < <https://doi.org/10.47749/T/UNICAMP.2013.905825> >



MELLO, Ivani Souza; PIETRO-SOUZA, William; BARROS, Breno Martins; SILVA, Gilvan Ferreira da; CAMPOS, Marcelo Lattarulo; SOARES, Marcos Antônio.

Endophytic bacteria mitigate mercury toxicity to host plants. *Symbiosis*, vol. 79, p. 251–262, set. 2019. Disponível em < <https://doi.org/10.1007/s13199-019-00644-0> >

MELLO, Ivani Souza; TARGANSKI, Sabrina; PIETRO-SOUZA, William; STACHACK, Fernando Ferrari Frutuoso; TEREZO, Ailton Jose; SOARES, Marcos Antônio.

Endophytic bacteria stimulate mercury phytoremediation by modulating its bioaccumulation and volatilization. *Ecotoxicol. Environ.*, vol. 202, art. 110818, 2020. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2020.110818> >

MICARONI, Regina Clélia da Costa Mesquita; BUENO, Maria Izabel Maretti Silveira; JARDIM, Wilson de Figueiredo. **Compostos de mercúrio: revisão de métodos de determinação, tratamento e descarte.** *Química Nova*, vol. 23, n. 4, p. 487-495, 2000. Disponível em <

<https://www.scielo.br/j/qn/a/vKLKy7qPxZnKfKhY83FbLTq/?format=pdf&lang=pt> >

MICHELAZZO, Paula Albernaz Machado. **Emissões de mercúrio originárias das queimadas da Floresta Amazônica e de canaviais.** Tese (Doutorado em Química Analítica) - Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2007. Disponível em < <https://doi.org/10.47749/T/UNICAMP.2007.427549> >

OLIVEIRA, Antonio Ferreira de; CARVALHO, José Carlos Tavares; FERREIRA, Irlon Maciel; FERREIRA, Adriana Maciel; COSTA, Ivana Letícia Fonseca da;

FLORENTINO, Alexandro Cezar. **Potential absorption of mercury-contaminated substrate by *Trichoderma* sp isolated from Brazil nuts and Amazon soil.** *Ciência e Natura*, Santa Maria, vol. 43, art. 29, abr. 2021. Disponível em < <https://doi.org/10.5902/2179460X27785> >

OLIVEIRA, Sonia Maria Barros de; MELFI, Adolpho José; FOSTIER, Anne Helene; FORTI, M. C.; FÁVARO, Deborah Inês Teixeira; BOULET, Renné Georges Leon. **O papel dos solos amazônicos como reservatórios de mercúrio.** In: 5 Congresso de Geoquímica de Países de Língua Portuguesa. 1999, Porto Seguro, Anais. Porto Seguro: SBGq, 1999. p. 146-149. Disponível em < <https://www.sbgq.org.br/anais-dos-congressos> >

PALERMO, Elisabete Fernandes Albuquerque; KASPER, Daniele; REIS, Talita Soares; NOGUEIRA, Sylvia; BRANCO, Christina Wyss Castelo; MALM, Olaf.

Mercury level increase in fish tissues downstream the Tucuruí reservoir, Brazil. *International Conference on Mercury as Global Pollutant*, 7. Anais, vol. 2. Ljubljana: RMZ-M&G, jul. 2004, p. 1292-1294. Disponível em < https://www.academia.edu/download/45221081/Mercury_Level_increase_in_Fish_Tissues_D20160430-13262-m805ev.pdf >

PIETRO-SOUZA, William; MELLO, Ivani Souza; VENDRUSCULLO, Suzana Junges; SILVA, Gilvan Ferreira da; CUNHA, Cátia Nunes da; WHITE, James Francis;

SOARES, Marcos Antônio. **Endophytic fungal communities of *Polygonum acuminatum* and *Aeschynomene fluminensis* are influenced by soil mercury contamination.** *Plos One*, v. 12, n. 7, art. e0182017. Disponível em < <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0182017> >

RICHTER, Larissa. **Emissões de mercúrio provenientes do solo e da serapilheira durante a queima de floresta**. Dissertação (Mestrado em Química) – Instituto de Química, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2015. Disponível em < <https://doi.org/10.47749/T/UNICAMP.2015.959803> >

RISHER, J. F. **Elemental mercury and inorganic mercury compounds: human health aspects**. Genebra: OMS, set. 2003. Disponível em < <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/42607/9241530502.pdf?sequence=1> >

ROULET, Marc; et al. **Distribution and partition of total mercury in waters of the Tapajos River Basin, Brazilian Amazon**. The Science of the Total Environment, vol. 213, p. 203-211, s.m. 1998. Disponível em < [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00093-X](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00093-X) >

ROULET, Marc; et al. **Effects of Recent Human Colonization on the Presence of Mercury in Amazonian Ecosystems**. Water, Air, and Soil Pollution, vol. 112, p. 297-313, jun. 1999. Disponível em < <https://doi.org/10.1023/A:1005073432015> >

ROULET, Marc; et al. **The geochemistry of Hg in Central Amazonian soils developed on the Alter-do-Chão formation of the lower Tapajós river valley, Pará state, Brazil**. Science of Total Environment, vol. 223, n. 1, p. 1-24, nov. 1998. Disponível em < [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(98\)00265-4](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(98)00265-4) >

ROULET, Marc; GRIMALDI, Catherine. **Le mercure dans les sols d'Amazonie**. In: Le mercure en Amazonie: rôle de l'homme et de l'environnement, risques sanitaires. CARMOUZE, Jean-Pierre; LUCOTTE, Marc; BOUDOU, Alain. (org.). Marseille: IRD Éditions, oct. 2013. ISBN 978-2-7099-1769-8. Disponível em < <https://books.openedition.org/irdeditions/2534> >

SENABIO, Jaqueline Alves; PEREIRA, Felipe de Campos; PIETRO-SOUZA, William; SOUSA, Thiago Fernandes; SILVA, Gilvan Ferreira; SOARES, Marcos Antônio. **Enhanced mercury phytoremediation by Pseudomonadictys pantanalensis sp. nov. A73 and Westerdykella aquatica P71**. Braz J Microbiol., vol. 54, n. 2, p. 949-964, jun. 2023. Disponível em < <https://doi:10.1007/s42770-023-00924-4> >

SIQUEIRA, Gilmar, W.; APRILE, Fabio M. **Distribuição de mercúrio total em sedimentos da Plataforma Continental Amazônica – Brasil**. Acta Amazônica, Manaus, vol. 42, n. 02, p. 259-268, s.m., 2012. ISSN 1809-4392 (online). Disponível em < <https://doi.org/10.1590/S0044-59672012000200012> >

SITARSKA, Magdalena; TRACZEWSKA, Teodora; FILAROWSKA, Wiktoria; HOŁTRA, Anna; ZAMORSKA-WOJDYŁA, Dorota; HANUS-LORENZ, Beata. **Phytoremediation of mercury from water by monocultures and mixed cultures pleustophytes**. Journal of Water Process Engineering, v. 52, p. 103529, 2023. Disponível em < <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2023.103529> >

SOUZA, Julia Nascimento; CASTILHOS, Zuleica Carmen. **Metilação do mercúrio e desmetilação do metilmercúrio em ambientes aquáticos**. In: Jornada de Iniciação Científica, 22., Rio de Janeiro, 2014, anais eletrônicos. Rio de Janeiro: CETEM, 2014. Disponível em < <http://mineralis.cetem.gov.br/handle/cetem/1525> >



STEIN, Eric D.; COHEN, Yoram; WINER, Arthur M. **Environmental distribution and transformation of mercury compounds**. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, vol. 26, n. 1, p. 1-43, s.m., 1996. Disponível em < <http://dx.doi.org/10.1080/10643389609388485> >

TELMER, Kevin H.; COSTA, Maycira; ANGÉLICA, Rômulo Simões; ARAUJO, Eric S.; MAURICE, Yvon. **The source and fate of sediment and mercury in the Tapajós River, Pará, Brazilian Amazon: ground- and space-based evidence**. Journal of Environmental Management, Londres (online), vol. 81, p. 101-113, jul. 2006. Doi:10.1016/j.jenvman.2005.09.027. Disponível em < <https://www.planetgold.org/sites/default/files/Telmer%2C%20Costa%2C%20et.%20al.%202006.%20Sediment%20and%20Mercury%20from%20ASGM%20in%20the%20Tapajos%20River.pdf> >

TELMER, Kevin H.; VEIGA, Marcello Marins. **World emissions of mercury from artisanal and small-scale gold mining and the knowledge gaps about them**. Geneva: PlanetGold Resources, 2008. Disponível em < <https://www.planetgold.org/resources/telmer> >

UNEP, United Nations Environment Programme. **Global Mercury Assessment 2018**. Geneva: UNEP, 2019. Disponível em < <https://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/27579/GMA2018.pdf?sequence=1&isAllowed=y> >

WASSERMAN, Julio Cesar; HACON, Sandra S.; WASSERMAN, Maria Angelica. **O Ciclo do Mercúrio no Ambiente Amazônico**. Mundo e Vida, Niterói, vol. 2, n. 01, p. 46-53, s.m., 2001. Disponível em < <https://acervo.socioambiental.org/sites/default/files/documents/l2d00023.pdf> >