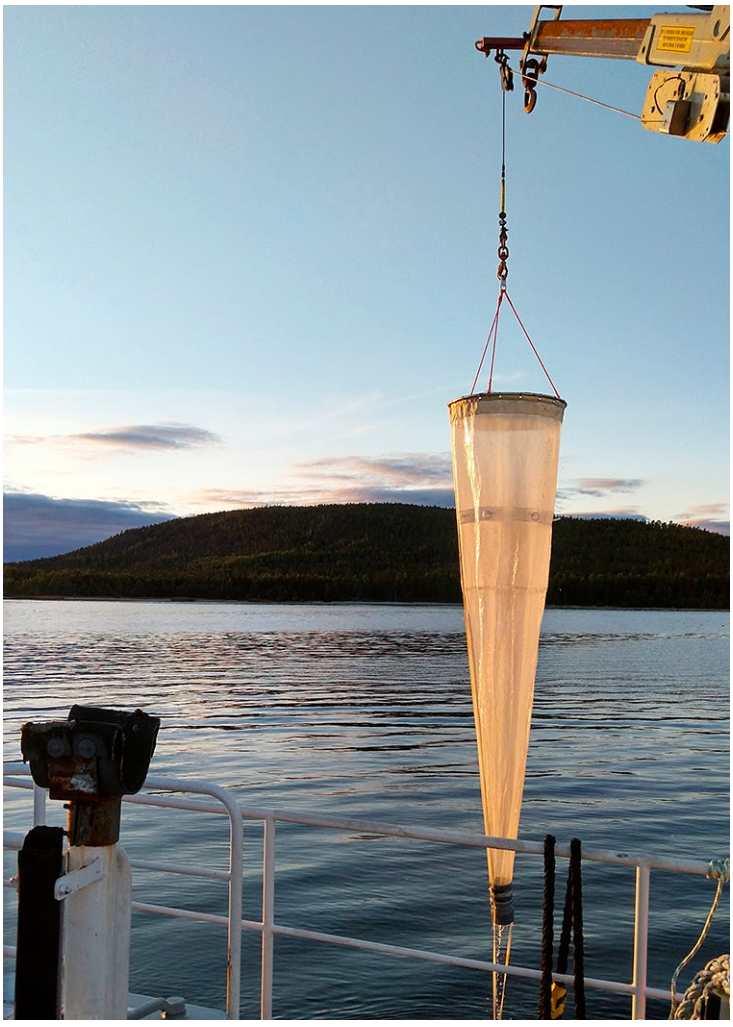
# Kvicksilvers omsättning i miljön

Kunskapsläge och stöd för risk-bedömning av förorenade sediment

Erik Björn

FORSKNINGSRAPPORT

RAPPORT 7230 | OKTOBER 2026



# Kvicksilvers omsättning i miljön

## Kunskapsläge och stöd för riskbedömning av förorenade sediment

Författare: Erik Björn

NATURVÅRDSVERKET

**Naturvårdsverket**
Tel: 010-698 10 00
E-post: registrator@naturvardsverket.se
Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm
Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-7230-8
ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2026

Grafisk produktion: Arkitektkopia AB, Bromma 2026
Omslag: Tove Bratthäll

# Förord

Denna rapport har finansierats med medel från Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag.

De slutsatser och synpunkter som presenteras i rapporten är författarnas. Rapporten har skrivits av Erik Björn på Umeå universitet.

I rapporten presenteras resultat från påbyggnadsprojekt *Kvicksilvers omsättning i miljön – Kunskapsläge och stöd för riskbedömning av förorenade sediment*.

Rapporten har granskats för vetenskaplig kvalitet av ojävig forskare och för praktisk relevans av handläggare på Naturvårdsverket.

Information om forskningsprojektet:

Projektledare och medelsförvaltare: Erik Björn, Umeå universitet

Projekt-ID: 2025-00081_NV

Kontaktperson på Naturvårdsverket: Neda Farahbakhshazad

# Innehåll

**Förord** 3

**Sammanfattning** 5

**Summary** 6

**1. Urval av kunskapsutveckling kring kvicksilvers omsättning i miljön sedan 2006** 7
1.1 Introduktion 7
1.2 Miljö- och hälsoproblem med kvicksilver 8
1.3 Global omsättning av kvicksilver samt processer för spridning och deponering 10
1.3.1 Lokalt förorenade områden 12
1.4 Bildning av metylkvicksilver 12
1.4.1 *hgcAB* gener 13
1.4.2 Naturligt organiskt material 15
1.4.3 Speciering av oorganiskt kvicksilver i fastfas och i löst fas 16
1.5 Bioackumulering av metylkvicksilver i näringsvävar 17
1.6 Isotopfraktionering av kvicksilver 19
1.7 Minskade kvicksilverutsläpp och framtida miljöförändringar 21
1.7.1 Miljöarkiv och experimentella studier av återhämtning 21
1.7.2 Samverkan mellan utsläppsminskningar och pågående miljöförändringar 22
1.7.3 Skogsavverkning och våtmarksrestaurering 23

**2. Specifika överväganden för riskbedömning av förorenade sediment med avseende på kvicksilver** 24
2.1 Utbredning av sedimentobjektet och påverkansområdet 24
2.2 Referenslokaler 25
2.3 Framtida miljöförändringar 26
2.4 Spridningsvägar/spridningsprocesser 28
2.5 Löslighet och biotillgänglighet 29
2.6 Metodik 31
2.6.1 Species generellt: 31
2.6.2 Sediment 32
2.6.3 Vatten 32
2.6.4 Biota 33
2.6.5 Biotillgänglighet 33
2.7 Speciella aspekter angående fiberbankar och fibersediment 33
2.8 Stegvisa tillvägagångssätt för riskbedömning av metylkvicksilver-bildning i sediment 34

**3. Källhänvisning** 39

# Sammanfattning

Spridning och omsättning av kvicksilver i miljön utgör allvarliga hot mot ekosystem och människors hälsa. Kvicksilver sprids dels via diffusa utsläpp genom långväga transport, dels från lokalt förorenade områden såsom industriella punktkällor och sediment. I miljön kan kvicksilver omvandlas till metylkvicksilver, en mycket toxisk form som effektivt tas upp av organismer och biomagnifieras i näringsvävar, vilket leder till förhöjda halter i fisk och därmed en viktig exponeringsväg för människor.

Riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment är en stor utmaning på grund av komplexa samspel mellan fysikaliska, kemiska och biologiska processer. Dessa processer styr kvicksilvers omsättning från det förorenade sedimentet till ackumulering i näringsvävar, inklusive människors exponering. Variationer i kvicksilvers kemiska form, tillgång på organiskt material, mikrobiell aktivitet samt hydrologiska och klimatrelaterade faktorer kan kraftigt påverka bildning och spridning av metylkvicksilver, vilket bidrar till stora utmaningar i riskbedömningar.

Denna rapport innehåller två delar och metylkvicksilver är ett genomgående fokus. Den första delen sammanfattar ett relevant urval av viktig generell kunskapsutveckling sedan 2006 om kvicksilvers omsättning i miljön, inklusive nya insikter om globala flöden, mikrobiell metylering och bioackumulering. Denna sammanställning kompletterar en tidigare rapport, *Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment*, från 2006 med uppdaterad kunskap. Den andra delen är specifikt fokuserad på vägledning vid riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment och utgör ett komplement med avseende på kvicksilver till rapporten *SGI Vägledning: Riskbedömning av förorenade sediment*. Centrala aspekter i denna del rör avgränsning av förorenade områden, val av referenslokaler samt bedömning av spridningsvägar och biotillgänglighet.

Rapporten betonar behovet av platsanpassade undersökningar och en stegvis metodik vid riskbedömning, samt vikten av att beakta miljöförändringar som kan påverka kvicksilvrets framtida omsättning och risker.

# Summary

The spread and cycling of mercury in the environment pose serious threats to ecosystems and human health. Mercury is released both through diffuse emissions transported over long distances and from locally contaminated areas such as industrial point sources and sediments. In the environment, mercury can be transformed into methylmercury, a highly toxic form that is efficiently taken up by organisms and biomagnifies in food webs, leading to elevated concentrations in fish and thereby constituting an important exposure pathway for humans.

Risk assessment of mercury-contaminated sediments is a major challenge due to the complex interactions among physical, chemical, and biological processes. These processes govern the transformation and transport of mercury from contaminated sediments to its accumulation in food webs, including human exposure. Variations in mercury speciation, the availability of organic matter, microbial activity, as well as hydrological and climate-related factors can strongly influence the formation and spread of methylmercury, contributing to significant challenges in risk assessments.

This report consists of two parts, with methylmercury as a central focus throughout. The first part summarizes a relevant selection of key developments in scientific knowledge since 2006 regarding the environmental cycling of mercury, including new insights into global fluxes, microbial methylation, and bioaccumulation. This summary complements a previous report, *Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment*, from 2006 with updated knowledge.

The second part focuses specifically on guidance for the risk assessment of mercury-contaminated sediments and serves as a complement, with respect to mercury, to the report *SGI Vägledning: Riskbedömning av förorenade sediment*. Key aspects addressed in this section include the delineation of contaminated areas, the selection of reference sites, and the assessment of transport pathways and bioavailability.

The report emphasizes the need for site-specific investigations and a stepwise approach to risk assessment, as well as the importance of considering environmental changes that may influence the future cycling and risks associated with mercury.

# 1. Urval av kunskaps-utveckling kring kvicksilvers omsättning i miljön sedan 2006

## 1.1 Introduktion

År 2006 publicerades rapporten *Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment* (Skyllberg et al., 2006), producerad inom Naturvårdsverkets kunskapsprogram Hållbar Sanering. Syftet med studien var att identifiera och kvantifiera kritiska faktorer för bättre riskbedömningar av kvicksilverförorenade sediment. Miljö- och hälsoriskerna orsakade av kvicksilver är framför allt kopplade till metylkvicksilver, en form av kvicksilver som är mycket toxisk och som ackumuleras i biota. Projektet fokuserade på att identifiera de faktorer som styr bildning, ackumulering och löslighet av metylkvicksilver i förorenade sediment. Resultaten visade att, förutom totalhalter av kvicksilver och metylkvicksilver, bör halten av lösta sulfider och en kvantifiering av primärproduktion och energirika kolföreningar ingå som en del i underlaget vid riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment.

Syftet med den här rapporten är att komplettera rapporten från 2006 med uppdaterad kunskap om kvicksilvers omsättning i miljön och överväganden och rekommendationer vid riskbedömningar av sediment förorenade med kvicksilver. Rapportens första del sammanfattar ett relevant urval av viktig generell kunskapsutveckling sedan 2006 om kvicksilvers omsättning i miljön. Den andra delen är specifikt fokuserad på vägledning vid riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment och utgör ett komplement med avseende på kvicksilver till rapporten *SGI Vägledning: Riskbedömning av förorenade sediment* (SGI, under bearbetning). Den sammanlagda kunskapsutvecklingen kring kvicksilver i miljön har varit omfattande sedan 2006 och en heltäckande sammanfattning är inte möjlig inom formatet för denna rapport. För en vidare fördjupning hänvisas läsaren till översiktsartiklar och originalartiklar inom specifika områden av kvicksilverforskningen.

Ett relativt stort antal översiktsartiklar publiceras regelbundet inom kvicksilverforskning, både i form av breda, generella sammanställningar och mer tematiskt inriktade. Exempel på särskilt rekommenderade arbeten inkluderar sammanfattningar av kvicksilvers globala omsättning i stort (Driscoll et al., 2013; Selin, 2009), dess omsättning i oceanerna och implikationer för miljöpolitik (Mason et al., 2012), atmosfäriska processer (Ariya et al., 2015), kemiska oxidations- och reduktionsprocesser (Si et al., 2022), samt metylkvicksilvers bildning (Bravo and Cosio, 2020; Hsu-Kim et al., 2013; Regnell and Watras, 2019) och bioackumulering (Lavoie et al., 2013; Wu et al., 2019). Därutöver finns översikter av relevanta saneringss- och åtgärdsteknologier (Georgin et al., 2024). I anslutning till konferensen ”*Interna-*

*tional Conference on Mercury as a Global Pollutant*" (ICMGP) 2017 publicerades ett temanummer av tidskriften Ambio med fyra informativa syntesartiklar. Dessa sammanfattade det då rådande kunskapsläget avseende hur antropogena och naturliga störningar i miljön påverkar kvicksilvers globala (Obrist et al., 2018) och lokala (Hsu-Kim et al., 2018) omsättning, de ekologiska och hälsorelaterade riskerna (Eagles-Smith et al., 2018), samt hur vetenskaplig forskning kan bidra till att stödja implementeringen av Minamatakonventionen (Selin et al., 2018). I samband med ICMGP-konferensen 2022 publicerades en uppföljande syntesartikel som sammanfattar de senaste framstegen inom förståelsen av kvicksilvrets omsättning i relation till globala miljöförändringar (Sonke et al., 2023). Artikeln inkluderar även rekommendationer avseende identifierade kunskapsluckor samt behov av fortsatt forskning och miljöövervakning.

## 1.2 Miljö- och hälsoproblem med kvicksilver

Kvicksilvers spridning i miljön har betydande negativa effekter på både ekosystem och människors hälsa. Detta utgör den främsta drivkraften bakom det omfattande arbete som bedrivs inom forskning och i andra samhällssektorer för att öka förståelsen av kvicksilvrets omsättning i miljön och för att minska exponeringen.

De allvarliga hälsoeffekterna av kvicksilver, och specifikt metylkvicksilver, uppmärksammades i samband med den så kallade "Minatama-katastrofen" 1956 i den japanska staden Minamata. Industriella utsläpp av metylkvicksilver kontaminerade fisk och skaldjur i Minamatabukten vilket orsakade mycket allvarliga sjukdomssymptom, inklusive dödsfall, hos människor som konsumerade dem (Harada, 1995). Flera översiktsartiklar har sammanfattat resultat från senare toxikologiska studier, bland annat av Eagles-Smith et al. (Eagles-Smith et al., 2018) och Wu et al. (Wu et al., 2024). Redan under 1980- och 1990-talen visade epidemiologiska studier att exponering för metylkvicksilver via konsumtion av fisk och skaldjur kan orsaka neurologiska störningar hos människor, även vid låga doser. Under senare år har även samband mellan exponering för metylkvicksilver och hjärt-kärlsjukdom hos vuxna identifierats. Även om dessa två hälsoeffekter har fått störst uppmärksamhet, har kvicksilverexponering också visats orsaka immuntoxicitet, njurtoxicitet, försämrad funktion hos åtminstone tre endokrina system samt nedsatt reproduktionsförmåga och negativa effekter på avkommans utveckling.

En studie från 2013 (Bellanger et al., 2013) indikerade att cirka 10 % av nyfödda barn i Sverige (motsvarande cirka 11 000 av 110 000 födslar per år vid den aktuella tiden) hade exponerats för kvicksilverhalter under fosterutvecklingen som översteg den nivå som klassades som försumbar risk. Inom EU uppskattades motsvarande andel till cirka 33 % (cirka 1 800 000 av 5 400 000 födslar per år). I studien användes beräknade kvicksilverkoncentrationer i hår hos europeiska kvinnor i fertil ålder för att uppskatta fostrets exponering under graviditeten. Riskbedömningen baserades på antagandet att kvicksilverhalter under 0,58 µg $g^{-1}$ i hår hos gravida kvinnor innebar en försumbar risk för negativa effekter på fostret. Det bör samtidigt betonas att de cirka 10 respektive 33 % av nyfödda barn i Sverige och EU som bedömdes ha exponerats för högre kvicksilverhalter inte nödvändigtvis löpte en förhöjd risk för negativa hälsoeffekter, men att den potentiella risken inte längre bedömdes som försumbar. I en senare studie uppskattades den globala

samhällsekonomiska kostnaden för neurotoxiska effekter och hjärt-kärlsjukdomar orsakade av kvicksilverexponering till cirka 1 200 miljarder kronor per år (Sonke et al., 2023).

Människor exponeras huvudsakligen för metylkvicksilver genom konsumtion av kvicksilverhaltig fisk från sötvatten och hav. Mot bakgrund av de dokumenterade negativa hälsoeffekterna har Livsmedelsverket i Sverige, liksom motsvarande myndigheter i flera andra länder, utfärdat långtgående kostråd avseende fiskkonsumtion. Dessa riktar sig särskilt till kvinnor i fertil ålder, formulerat enligt följande:

> *”Kvinnor som är gravida, ammar eller planerar att skaffa barn, bör inte äta fisk som kan innehålla kvicksilver oftare än 2–3 gånger per år. Det gäller abborre, gädda, gös och lake, liksom stora rovfiskar som färsk tonfisk, svärdfisk, stor hälleflundra, haj och rocka.”* (Livsmedelsverket).

Forskning har visat att metylkvicksilver förutom att ackumuleras i fisk också kan ackumuleras i vissa växter, bland annat risplantor och specifikt i riskorn (Qiu et al., 2008). Detta har lett till omfattande forskning kring bildning av metylkvicksilver i risfält, dess ackumulering i risplantor samt human exponering via riskonsumtion. Studier har visat att i lokalt kvicksilverförorenade områden, främst i anslutning till tidigare kvicksilvergruvor, exempelvis i Kina, kan konsumtion av ris utgöra den dominerande exponeringsvägen för kvicksilver hos människor (Feng et al., 2008). På regional och global nivå utgör dock inte riskonsumtion en betydande exponeringskälla.

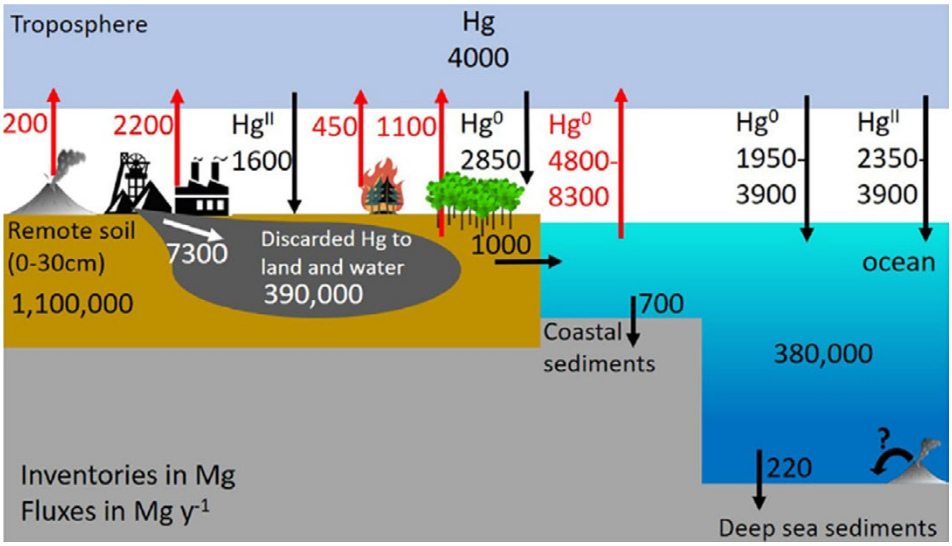
Upptäckterna sedan 1950-talet kring kvicksilvers negativa effekter på människors hälsa har utgjort den starkaste drivkraften för forskning kring kvicksilver i miljön. Studier har dock visat att kvicksilverexponering har allvarliga negativa effekter på alla typer av organismer i ekosystem, från mikroorganismer till toppredatorer. Effekter på toppredatorer kunde påvisas redan på 1960-talet och sedan dess har ett stort antal studier visat på bland annat störningar i beteende, neurologiska funktioner, hormonbalans och reproduktion vid exponering för miljömässigt relevanta halter. Sådana effekter har observeras hos flera arter av fisk och fåglar i både marina och limniska miljöer, samt marina däggdjur såsom sälar och valar samt isbjörnar (se bland annat översiktsartikel (Scheuhammer et al., 2015). Mer nylig forskning har visat att kvicksilverexponering även har allvarlig påverkan på mikroorganismer, såsom bakterier och plankton, där exponering orsakar störningar på metabolism av en rad biomolekyler. Detta leder bland annat till negativa effekter på cellernas membranstruktur, klorofyllproduktion, fotosyntes och förmåga att neutralisera fria radikaler (Beauvais-Fluck et al., 2017; Santos et al., 2024; Slaveykova et al., 2021).

De omfattande negativa effekterna av kvicksilver på alla nivåer i ekosystemen har drivit fram ett brett internationellt arbete för att begränsa utsläppen. Minamatakonventionen utgör ett centralt internationellt åtagande för att minska framtida antropogena utsläpp av kvicksilver till miljön. Konventionen trädde i kraft 2017, och i mars 2026 hade 153 länder anslutit sig som parter (UNEP, 2014). Centrala frågor inom såväl forskning som policy, som följer av konventionens genomförande, rör hur snabbt ekosystem kan förväntas återhämta sig vid minskade utsläpp, samt i vilken utsträckning andra parallellt pågående miljöförändringar kan motverka eller förstärka denna återhämtning. Generellt har vi idag en relativt god förståelse för hur minskade utsläpp leder till lägre halter i atmosfären och världshaven. Sambanden mellan utsläpp, halter i näringsvävar och human exponering är däremot

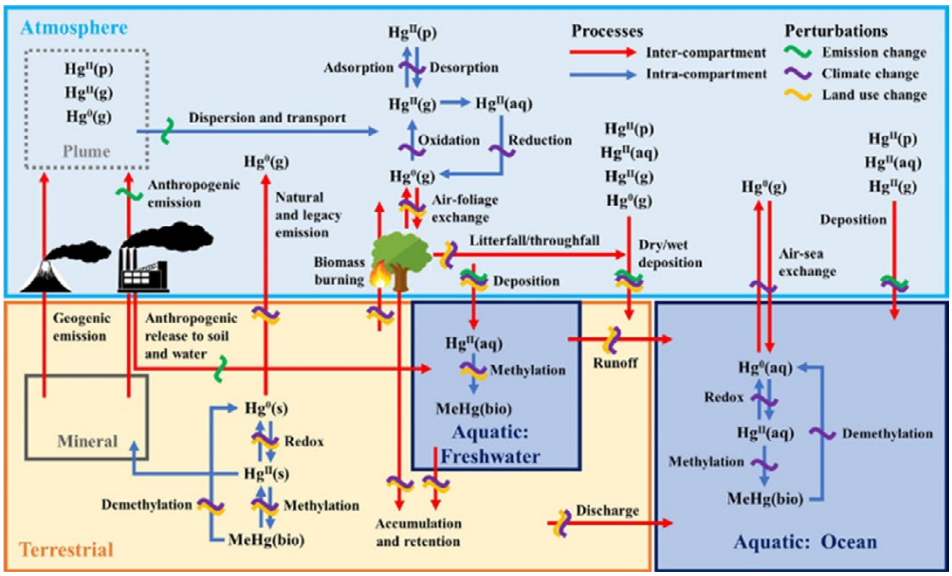
mer komplexa och förenade med större osäkerheter, trots de betydande vetenskapliga framsteg som gjorts under de senaste decennierna. För närvarande pågår ett omfattande arbete inom ramen för Minamatakonventionen med att sammanställa befintlig kunskap om historiska variationer i kvicksilverhalter samt att utveckla effektiva övervakningsprogram för att följa utvecklingen efter implementeringen av konventionen.

## 1.3 Global omsättning av kvicksilver samt processer för spridning och deponering

Vår förståelse av kvicksilvers globala omsättning har ökat markant under de senaste två decennierna. I dag finns en relativt god kunskap om det globala kretsloppet för oorganiskt kvicksilver mellan de abiotiska delarna av miljön (atmosfär, hav, mark och sediment), liksom om de huvudsakliga emissions- och depositionsflöden, både i nutid och historiskt. Osäkerheterna är dock betydligt större när det gäller omsättning av metylerat kvicksilver (monometylkvicksilver och dimetylkvicksilver), inklusive processer för bioackumulering i näringsvävar och human exponering. Utveckling av olika typer av modeller för att beskriva och prediktera kvicksilvers kretslopp har varit omfattande under senare år och inkluderar så kallade ”*Earth system models*” (ESM) (Dastoor et al., 2025; Zhang and Zhang, 2022). Dessa är omfattande, kopplade tredimensionella modeller som möjliggör parallell simulering av kvicksilvrets omsättning tillsammans med kol-, kväve- och fosforkretsloppen samt klimatförändringsprocesser i olika delar av miljön, och inkluderar även mänskliga och samhälleliga styrfaktorer. Figur 1 sammanfattar kvantitativa ackumulerade pooler och flöden av kvicksilver i miljön vid jordens yta (Sonke et al., 2023) och figur 2 sammanfattar processer som styr ackumuleringen och flödena (Obrist et al., 2018).




**Figur 1.** Nutida global budget för kvicksilvrets kretslopp vid jordens yta i form av ackumulerade pooler (Inventories) uttryckt i megagram (Mg, 1 Mg = 1 ton) och flöden (Fluxes) uttryckt i megagram per år (Mg y$^{-1}$). Emissioner till atmosfären visas med röda pilar och övriga flöden med svarta pilar. Reproducerad från Sonke et al. (Sonke et al., 2023) i enlighet med upphovsrättslicens CC BY 4.0.




**Figur 2.** Nyckelprocesser av betydelse för kvicksilvrets globala kretslopp, inklusive flöden mellan centrala miljömedier. Figuren illustrerar även vilka processer och flöden som kan påverkas av förändringar i kvicksilverutsläpp (Emission change), klimat (Climate change) och markanvändning (Land use change). Reproducerad från Obrist et al. (Obrist et al., 2018) i enlighet med upphovsrättslicens CC BY 4.0.

Kunskapen om processer för antropogen spridning och för deponering av kvicksilver har genomgått viktiga paradigmskiften. Tidigare låg fokus på antropogena utsläpp av kvicksilver till atmosfären, huvudsakligen i form av gasformigt elementärt kvicksilver ($Hg^0$), medan storleken på utsläpp till mark och vatten har varit, och fortfarande är, förknippade med stora osäkerheter. Enligt nuvarande kunskapsläge bedöms antropogena utsläpp till land och vatten vara avsevärt större, cirka tre gånger högre, än utsläppen till atmosfären (Shah et al., 2021; Streets et al., 2017). De största globala källorna till antropogena utsläpp av ”nytt” kvicksilver till mark och vatten utgörs i dag av storskalig metallproduktion (koppar, bly, zink, aluminium, kvicksilver och guld), kommunalt avloppsvatten samt produkter som innehåller kvicksilver. De dominerande källorna till utsläpp till atmosfären är småskalig guldutvinning (så kallad *artisanal and small-scale gold mining*, ASGM), förbränning av fossilt kol för energiproduktion samt cementproduktion (UNEP, 2018).

Vidare uppskattas omkring 35 % av den totala mängden historiskt utsläppt kvicksilver i dag vara bundet i sekundära reservoarer, framför allt i ytliga jordlager som förorenats genom både diffusa källor och punktkällor (Streets et al., 2017). Skogsmark, bland annat i Sverige, innehåller idag påtagligt förhöjda halter av kvicksilver. Förändringar i kvicksilvrets mobilitet (till exempel som en konsekvens av kortare vintrar eller ökad nederbörd) kan få betydande konsekvenser för transporten av kvicksilver till nedströms ekosystem (Bishop et al., 2020). Permafrostjordar har visats innehålla betydande mängder kvicksilver som ackumulerats under århundraden till årtusenden, vilket innebär en potentiell risk för ökad spridning i takt med att permafrost tinar och kvicksilver mobiliseras (Rydberg et al., 2010). Den uppskattade totala mängden kvicksilver lagrat i permafrostjordar i den norra cirkumpolära permafrostregionen varier avsevärt mellan olika studier, och osäkerheten kring dessa uppskattningar är fortfarande stor (Lim et al., 2020;

Olson et al., 2018; Schuster et al., 2018). Även förståelsen av de processer som styr kvicksilverflöden i tinande permafrostjordar (och glaciärer) är begränsad, och forskningsområdet är för närvarande mycket aktivt.

Även kunskapen om deponeringsprocesser har utvecklats betydligt. Tidigare antogs deponering av kvicksilver till terrestra miljöer i huvudsak ske genom våtdeposition av $Hg^{2+}$, som kan bildas i atmosfären genom oxidation av $Hg^0$ (Schroeder et al., 1998; Sommar et al., 2025; Steffen et al., 2008). Senare studier indikerar dock att endast cirka 25 % av depositionen sker via sådana processer, medan resterande cirka 75 % sker genom växtupptag av gasformigt $Hg^0$ (Obrist et al., 2017). En föreslagen hypotes är att detta upptag sker via samma fysiologiska mekanismer som växtens upptag av koldioxid, men detta återstår att slutgiltigt bekräftas. Kvicksilver som ackumuleras i växter tillförs sedan marken via förna, det vill säga nedfall av dött växtmaterial från vegetation, och kan därigenom spridas vidare till både terrestra och akvatiska ekosystem.

### 1.3.1 Lokalt förorenade områden

Sediment och jord som förorenats av lokala punktkällor kan innehålla mycket höga kvicksilverhalter jämfört med de generellt förhöjda bakgrundsnivåer i miljön som orsakas av diffusa utsläppskällor. Sådana lokalt förorenade områden kan ha betydande negativa effekter på den lokala miljön. Exempel på vanligt förekommande platser av detta slag internationellt inkluderar nedlagda kvicksilvergruvor, guld- och silvergruvor där kvicksilver använts för amalgamering och/eller förekommer naturligt i malmen, anläggningar för återvinning av kvicksilver samt kemiska produktionsanläggningar för bland annat blekmedel, plast, elektronik, belysning och i kloralkaliindustrier för produktion av natriumhydroxid, klorgas och vätgas. Pågående utsläpp till vatten har uppskattats till mellan 67 och 165 ton per år, medan utsläpp till atmosfären genom avdunstning från markytor bedöms ligga i samma storleksordning, omkring 70–95 ton per år (Kocman et al., 2013). Merparten (cirka 97 %) av dagens utsläpp härrör från kvicksilver- och guldutvinning, medan resterande andel kommer från metallproduktionsanläggningar, klor-alkalianläggningar samt andra industriella källor (Kocman et al., 2013).

När det gäller lokalt förorenade områden i Sverige ger Naturvårdsverkets sammanställning *Branschlistan förorenade områden (2025)* (Naturvårdsverket, 2026) information om vilka typer av antropogena aktiviteter som innebär störst risk för att orsaka förorenade sediment. Branscher som klassas ha hög eller mycket hög risk för kvicksilverförorenade sediment inkluderar avloppsreningsverk, fiberskivetillverkning, kloralkaliindustri, samt massa- och pappersindustri. Detta innebär dock inte att sådana verksamheter per automatik leder till kvicksilverförorenade sediment. Listan är avsedd att användas som ett prioriteringsstöd för länsstyrelsernas och kommunernas arbete med identifiering och inventering av objekt som kan behöva utredas.

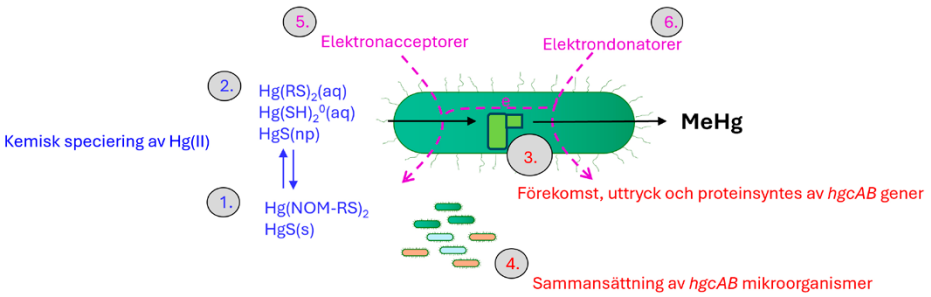
## 1.4 Bildning av metylkvicksilver

Kunskapsutveckling kring bildning av metylkvicksilver har varit omfattande under de senaste årtiondena. Tidigare paradigm betonade bildning av metylkvicksilver via sulfatreducerande bakterier efter passivt upptag av lösta, neutrala kvicksilversulfid komplex, framför allt $HgS^0(aq)$. Det nuvarande kunskapsläget visar dock att

metylering av kvicksilver kan utföras av en bred mångfald av mikroorganismer efter upptag via passiva och/eller aktiva processer av flera olika kvicksilverspecies. Denna utveckling har tydligt breddat förståelsen av vilka processer och organismer som är involverade.

Det ska noteras att metylkvicksilver även kan bildas genom olika kemiska (abiotiska) processer i miljön (Liu et al., 2025), men att dessa enligt rådande kunskapsläge bedöms vara av mindre betydelse än mikrobiella bildningsprocesser. Koncentrationerna av metylkvicksilver utgör vidare en nettoeffekt av parallellt och kontinuerligt pågående bildnings- och nedbrytningsprocesser. Nedbrytningen, det vill säga demetylering av metylkvicksilver, är av lika stor betydelse som bildningen. Demetylering sker genom flera mikrobiella och abiotiska processer. För vissa av dessa finns en relativt detaljerad förståelse (till exempel fotokemiska reaktioner och mikrobiella processer kopplade till det så kallade *mer*-operonet), medan kunskapen om andra fortfarande är mycket bristfällig (Du et al., 2019). I denna rapport diskuteras vidare kunskapsutvecklingen kring mikrobiell bildning av metylkvicksilver.

Figur 3 illustrerar schematiskt de faktorer som påverkar mikrobiell metylering av oorganiskt tvåvärt kvicksilver till metylkvicksilver. Sammanfattningsvis styrs metyleringsprocessen av den metabola aktiviteten hos de metylerande mikroorganismerna (inklusive uttrycket av *hgcAB* generna) samt av tillgängligheten av oorganiskt kvicksilver för cellupptag. De enskilda faktorerna i figur 3 påverkas i sin tur av ett antal omgivande miljöfaktorer och biogeokemiska processer, däribland redoxpotential, pH, salinitet samt koncentration och omsättning av kol, svavel, järn och näringsämnen.

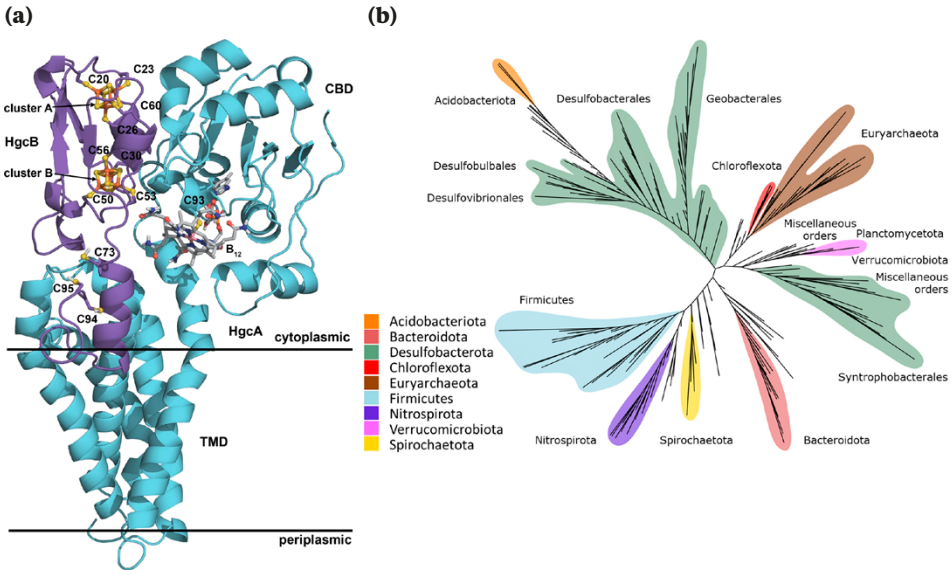



**Figur 3.** Illustrering av kända nyckelfaktorer som styr *hgc*-driven mikrobiell metylering av oorganiskt tvåvärt kvicksilver (Hg(II)) till metylkvicksilver (MeHg). Kemisk speciering av Hg(II) i (1.) fast fas respektive (2.) löst i vatten; (3.) Förekomst (abundans), uttryck (transkript) och prtoteinsyntes (translation) av *hgcAB* gener; (4.) Taxonomisk sammansättning av mikroorganismer som bär på *hgcAB* gener; (5.) Tillgång på anaeroba mikrobiella elektronacceptorer (trevärt järn, sulfat, koldioxid); (6.) Tillgång på anaeroba mikrobiella elektrondonatorer (organiska kolföreningar).

### 1.4.1 *hgcAB* gener

Ett av de enskilt mest betydelsefulla genombrotten inom kvicksilverforskningen var upptäckten att mikrobiell metylering av oorganiskt kvicksilver till metylkvicksilver sker via aktiviteten hos två gener, *hgcA* och *hgcB*, vilka kodar för två specifika enzymer: ett kobalaminberoende enzym (HgcA) respektive ett ferredoxinenzym (HgcB) (Parks et al., 2013). Modellstrukturer baserade på bioinformatisk analys indikerar att båda dessa enzymer är membranbundna, med sina aktiva

centra lokaliserat mot cytoplasman (Cooper et al., 2020), illustrerat i Figur 4a. Dessa resultat ger starkt stöd för tidigare hypoteser om att oorganiskt kvicksilver måste transporteras över cellmembran för att metylering ska kunna ske.




**Figur 4. (a)** Modellstruktur för enzymkomplexet HgcAB. HgcA visas i blågrått och HgcB i lila. Molekylstrukturerna för det aktiva metyleringscentrumet ($B_{12}$) i HgcA och järn-svavelklustren (cluster A, cluster B) i HgcB illustreras mer detaljerat. Reproducerad från Cooper et al. (Cooper et al., 2020) i enlighet med upphovsrättslicens CC BY 4.0. **(b)** förenklat fylogenetiskt träd för *hgcA* gensekvenser detekterade i mikroorganismer från miljöprover registrerade i HgMATE databasen. Reproducerad från Capo et al (Capo et al., 2023) i enlighet med upphovsrättslicens CC BY 4.0.

Parallellt med den snabba utvecklingen av sekvenseringsteknologier inom metagenomik och metatranskriptomik har upptäckten av *hgcAB*-generna öppnat upp för implementering av metagenomik som ett viktigt område inom kvicksilverforskning och lett till ny och fördjupad kunskap om flera centrala aspekter. Kartläggning av *hgcAB*-genernas förekomst har visat på en mycket stor diversitet av mikroorganismer med kapacitet att metylera kvicksilver (Capo et al., 2023; Gilmour et al., 2013; Podar et al., 2015). Tidigare stod sulfatreducerande bakterier i fokus som huvudsakliga metylerarna, medan senare *hgcAB*-baserade studier även identifierar, bland annat, järnreducerande bakterier, fermenterare och metanogener som viktiga mikroorganismer i denna process.

Metagenomiska studier har bidragit till omfattande ny kunskap om *hgcAB*-genernas förekomst globalt och i specifika miljöer, inklusive hur sammansättningen av *hgcAB*-bärande mikrobiella samhällen varierar mellan olika delar av miljön och ekosystem. Figur 4b illustrerar ett förenklat fylogenetiskt träd för *hgcA* gensekvenser detekterade i mikroorganismer från miljöprover. Det krävs dock fortsatt forskning för att klargöra i vilken utsträckning strukturen och sammansättningen av dessa mikrobiella samhällen, och miljöförhållandena där de är aktiva, styr den faktiska bildningen av metylkvicksilver.

Flera studier har visat på signifikanta samband mellan förekomsten (abundansen) av *hgcA*-gener och koncentrationer av metylkvicksilver, exempelvis i jordar (Liu et al., 2014) och sediment (Yuan et al., 2019). I en studie från Östersjön

visades ett signifikant samband mellan genuttrycket av *hgcA*, i kombination med kemisk speciering av oorganiskt kvicksilver, och metyleringshastigheten i redoxstratifierade vattenmassor (Capo et al., 2022). Dessa resultat indikerar att metaboliska processer kopplade till *hgcAB*-generna, tillsammans med speciering av oorganiskt kvicksilver, utgör hastighetsbegränsande faktorer för kvicksilvermetylering. Möjligheten att inte enbart kvantifiera förekomst av gener (metagenomik), utan även deras faktiska uttryck (metatranskriptomik), innebär ett viktigt metodologiskt framsteg. Detta gör det möjligt att identifiera både vilka mikroorganismer som aktivt uttrycker *hgcAB*-generna i en given miljö samt vilka metaboliska processer som är aktiva, exempelvis sulfatreduktion, järnreduktion eller fermentering. Ett centralt nästa steg inom kvicksilvermikrobiologin är därmed att gå från en funktionell klassificering baserad på taxonomi till att identifiera vilka mikroorganismer som aktivt uttrycker *hgcAB*-generna och vilka metaboliska processer som är aktiva under olika miljöförhållanden.

En viktig kunskapslucka rör vilken avsedd biologisk funktion *hgcAB*-generna har i mikroorganismer och vilka faktorer som styr deras genuttryck. Hittillsvarande studier visar att uttrycket av *hgcAB*-generna inte regleras av kvicksilverexponering och att mikroorganismerna tycks uttrycka generna kontinuerligt, så kallat konstitutivt genuttryck (Goni-Urriza et al., 2015). Detta talar för att genernas ursprungliga biologiska funktion inte är direkt kopplad till kvicksilvermetylering, men detta återstår att klargöra.

### 1.4.2 Naturligt organiskt material

Betydelsen av mikrobiell aktivitet för bildning av metylkvicksilver har varit känd länge, långt före upptäckten av *hgcAB*-generna. Naturligt organiskt material har identifierats som en central faktor, då den förser mikroorganismer med organiska kolföreningar som fungerar som energikälla. För att effektivt driva mikrobiell metabolism behöver dessa kolföreningar vara energirika och relativt lättnedbrytbara, vilket ibland beskrivs som kol av ”hög kvalitet”. I detta sammanhang har kol-/kväve-kvoten (C/N-kvoten) använts som en proxyparameter för kvalitén på det organiska materialet, bland annat i studier av kvicksilvermetylering (Drott et al., 2007b; Kim et al., 2011; Skyllberg et al., 2007). Näringsrikt ”högkvalitativt” organiskt material från alger har en låg C/N-kvot och studier har visat att metyleringen är hög i miljöer med god tillgång på sådant material. Nyare studier har visat att mer avancerade analytiska metoder, såsom fluorescensspektroskopi (Ortega et al., 2018) och pyrolys-GCMS (Bravo et al., 2017), kan ge avsevärt mer detaljerad information om det organiska materialets sammansättning. Dessa studier indikerar bland annat att mikrobiell kvicksilvermetylering i hög grad drivs av kolföreningar som härrör från klorofyll, membranlipider och proteiner i alger, samt från färskt, ännu inte nedbrutet humusmaterial. Genom användning av sådana mättekniker blir det möjligt att bättre särskilja olika källor till det organiska materialet och därmed bedöma vilka processer som driver metylkvicksilverbildning i ett visst system. Exempelvis kan man urskilja om metylering i ett sediment huvudsakligen drivs av algproduktion i överliggande vattenmassor eller av tillförsel av humusämnen via landavrinning.

Resultaten från en nyligen genomförd studie av metylkvicksilverbildning i kvicksilverförorenade fibersediment vid 25 platser längs den svenska ostkusten indikerar att tillförsel av färskt humusmaterial via landavrinning, snarare än det

organiska materialet i cellulosafibrerna, utgör en nyckelfaktor för metylkvicksilverbildning i dessa miljöer (Lotfi Kalahroodi et al., 2025). Samtidigt indikerar resultat från en annan nyligen publicerad studie att bildning av metylkvicksilver i fiberrika sediment i Nötöfjärden och Svartsjöarna i Kalmar län drivs av mikrobiell nedbrytning av fibermaterialet (Regnéll et al., 2025). Orsakerna till dessa till synes motstridiga slutsatser är i dagsläget oklara och behöver undersökas vidare.

### 1.4.3 Speciering av oorganiskt kvicksilver i fastfas och i löst fas

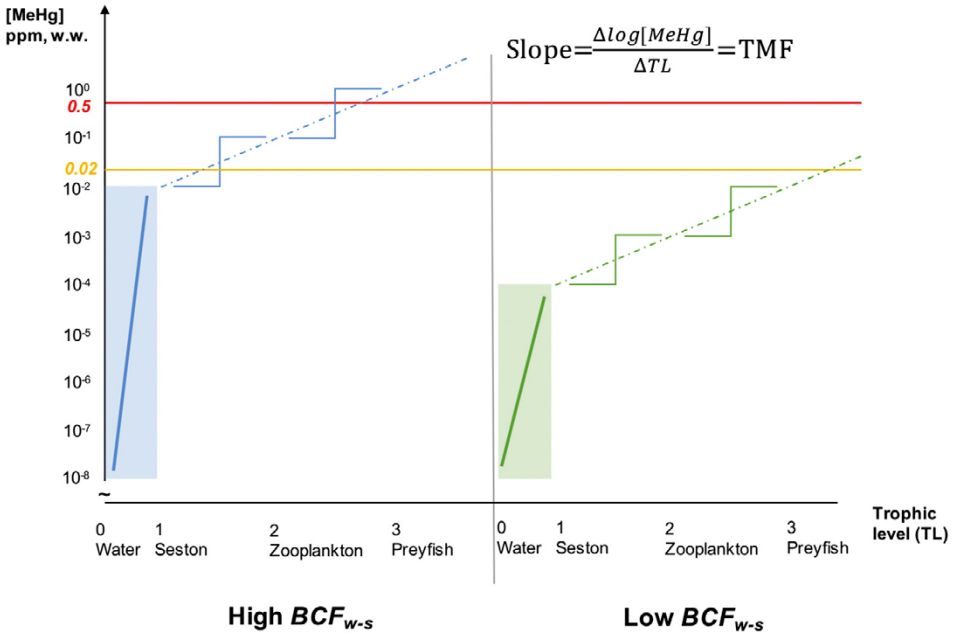
Utöver förekomst och aktivitet av *hgcAB* gener och mikrobiell metabolisk aktivitet är biotillgängligheten av oorganiskt kvicksilver, det vill säga tillgängligheten för cellulärt upptag av metylerande mikroorganismer, av avgörande betydelse för bildning av metylkvicksilver. Biotillgängligheten styrs i hög grad av kvicksilvers kemiska speciering. För att metylering ska kunna ske måste kvicksilverföreningarna kunna passera cellmembranen och nå det aktiva metyleringscentrat i mikroorganismens cytoplasma. Fram till omkring 2011 var studier av kvicksilverspeciering och biotillgänglighet i porvatten starkt fokuserade på lösta neutrala kvicksilver-sulfid komplex, främst $HgS^0(aq)$ och $Hg(SH)_2^0(aq)$. Sedan dess har forskningsfokus breddats och delvis skiftat till att även omfatta lösta kvicksilverkomplex med lågmolekylära tiolföreningar, såsom cystein (Schaefer et al., 2011), samt nanopartikulära HgS species (Hsu-Kim et al., 2013). Det har dessutom visats att tidigare termodynamiska modeller för $HgS^0(aq)$, som ofta antogs utgöra det dominerande biotillgängliga komplexet i tidigare modeller, delvis baserades på felaktiga ingångsdata (Drott et al., 2013). Tidigare tolkningar av betydelsen av lösta neutrala kvicksilver-sulfidkomplex är därför förknippade med betydande osäkerheter och behöver omvärderas med hjälp av uppdaterade specieringsmodeller.

Även specieringen av oorganiskt kvicksilver i partikulär fas, inklusive mineralfaser och ytkomplex med adsorberat kvicksilver, har stor betydelse för bildning av metylkvicksilver. Dessa partikulära kvicksilverföreningar kan i viss utsträckning vara direkt tillgängliga för cellulärt upptag via ligandutbytesreaktioner på cellernas yta (Luo et al., 2025; Zhang et al., 2019), men framför allt har sådana föreningar en avgörande inverkan på lösligheten av oorganiskt kvicksilver och den totala koncentrationen av species i vattenfasen (som generellt har en högre tillgänglighet för cellupptag). De viktigaste kvicksilverföreningarna i partikulär fas utgörs av metacinnabar ($\beta$-HgS), två-koordinerade Hg(II)-komplex med tiolgrupper i naturligt organiskt material ($Hg(NOM\text{-}RS)_2$), samt mindre väl definierade och termodynamiskt mindre stabila former där kvicksilver sannolikt är bundet till syreatomer i exempelvis karboxylsyragrupper i naturligt organiskt material ($Hg(NOM\text{-}RO)_2$).

Experimentella studier i naturliga och förorenade sediment samt boreala våtmarksjordar visar att metyleringshastigheten kan variera med upp till två tiopotenser mellan dessa former av kvicksilver, och ökar i ordningen $\beta$-HgS < $Hg(NOM\text{-}RS)_2$ < $Hg(NOM\text{-}RO)_2$ (Jonsson et al., 2012). Resultat från en nyligen genomförd studie av fiberbankar längs den svenska ostkusten indikerar att kvicksilver i dessa sediment förekommer med en relativt snäv fördelning, där cirka 5–27 % utgörs av $\beta$-HgS och 73–95 % av $Hg(NOM\text{-}RS)_2$ (Lotfi Kalahroodi et al., 2025). Variationen mellan olika lokaler är därmed begränsad, vilket talar för att fastfas-specieringen av kvicksilver sannolikt inte kan förklara den stora, upp till två tiopotenser, observerade variationen i metylkvicksilverbildning mellan dessa sediment.

## 1.5 Bioackumulering av metylkvicksilver i näringsvävar

Inkorporering av metylkvicksilver i den pelagiska näringsväven sker genom cellulärt upptag av metylkvicksilver från vattenfasen till plankton och bakterier på näringsvävens lägsta trofiska nivå. Anrikningen av metylkvicksilver i detta inledande steg är mycket hög (Figur 5), i storleksordningen fyra till sex tiopotenser (Wu et al., 2019), och utgör en avgörande process för överföringen av metylkvicksilver från den abiotiska till den biotiska miljön, inklusive vidare exponering hos människor via fiskkonsumtion.

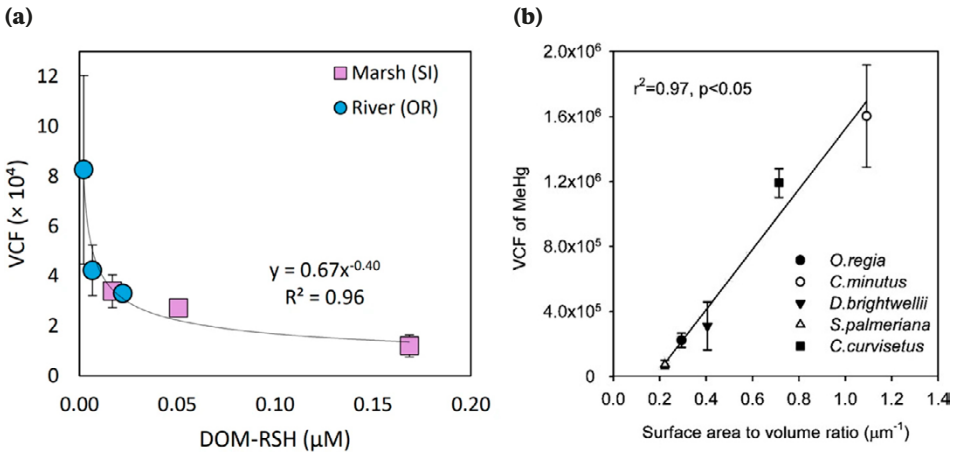



**Figur 5.** Konceptuell illustration av anrikning av metylkvicksilver från vatten till den lägsta trofinivån (seston) i den pelagiska näringsväven, uttryckt som biokoncentrationsfaktor (BCF), samt vidare anrikning med ökande trofinivå i näringsväven, uttryckt som trofisk anrikningsfaktor (trophic magnification factor, TMF). Den horisontella orangefärgade linjen visar EUs gränsvärde på 0.02 µg Hg $g^{-1}$ våtvikt i biota och den horisontella rödfärgade linjen visar WHOs gränsvärde på 0.5 µg Hg $g^{-1}$ våtvikt i fisk. Reproducerad från Wu et al. (Wu et al., 2019) i enlighet med upphovsrättslicens CC BY 4.0.

Upptaget av metylkvicksilver styrs i stor utsträckning av både koncentration (Seelen et al., 2023) och molekylär struktur (Lee and Fisher, 2017; Skrobonja et al., 2019) hos tiolföreningar som komplexbinder metylkvicksilver i vattenfasen. Biotillgängligheten och det cellulära upptaget av metylkvicksilver minskar med ökande koncentration av tiolföreningar som ”konkurrerar” med planktoncellerna om bindningen av metylkvicksilver (Figur 6a). En studie har visat att halten av tiolgrupper i naturligt organiskt material generellt minskar längs gradienter från terrestra till marina system, vilket kan bidra till att bioackumulering av metylkvicksilver generellt är högre i marina miljöer än i kustområden och sjöar (Seelen et al., 2023).

Cellupptaget av metylkvicksilver minskar dessutom med ökad storlek hos tiolföreningarna, vilket sannolikt kan förklaras med steriska hinder som försvårar interaktionen mellan metylkvicksilvertiol-komplex och planktoncellernas yta,

vilket motverkar upptag. Även förhållandet mellan ytarea och volym hos planktoncellerna har stor betydelse för upptaget av metylkvicksilver; ju större ytarea-till-volym-förhållande, desto högre blir cellupptaget (Figur 6b) (Kim et al., 2014). Näringsvävar dominerade av små växtplanktonceller kan därför uppvisa högre metylkvicksilverhalter jämfört med näringsvävar där större planktonceller dominerar (Schartup et al., 2018).




**Figur 6. (a)** Anrikning av metylkvicksilver i den marina diatomen *Thalassiosira pseudonana*, uttryck som volymkoncentrationsfaktor (VCF), som funktion av koncentrationen tiolföreningar i löst organiskt material (DOM-RSH) för två olika akvatiska miljöer (marsh, river). Reproducerad från Seelen et al. (Seelen et al., 2023) i enlighet med upphovsrättslicens CC BY 4.0. **(b)** Anrikning av metylkvicksilver i fem olika växtplankton organismer, uttryck som volymkoncentrationsfaktor (VCF), som funktion av planktoncellernas ytarea-till-volym-förhållande. Reproducerad från Kim et al. (Kim et al., 2014) i enlighet med upphovsrättslicens CC BY 4.0.

Metylkvicksilver som tas upp av växtplankton och bakterier kan därefter föras vidare till högre trofiska nivåer i näringsväven, där det typiskt biomagnifieras med cirka en tiopotens per trofisk nivå (Figur 5) (Gantner et al., 2010; Wu et al., 2019). Koncentrationerna av metylkvicksilver i predatorer påverkas därför av näringsvävens struktur, komplexitet och totala längd (Gantner et al., 2010), inklusive balansen mellan heterotrofa och autotrofa processer (Jonsson et al., 2017). Näringsvävar där bakterier utgör den lägsta trofiska nivån (heterotrofa system) har generellt fler trofiska nivåer än näringsvävar där växtplankton utgör basen (autotrofa system). Metylkvicksilverhalterna i högre trofiska nivåer kan därför vara högre i heterotrofa näringsvävar (Jonsson et al., 2017; Skrobonja et al., 2026).

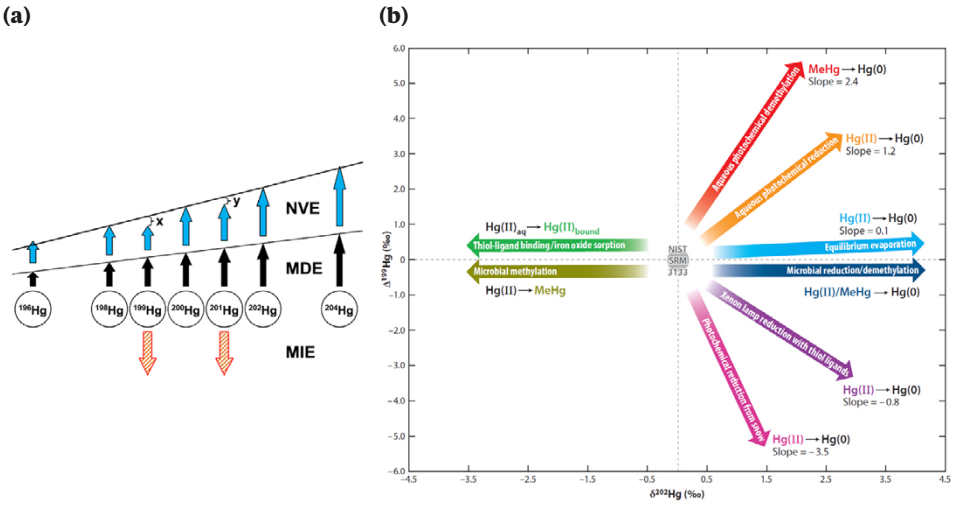
Överföring av metylkvicksilver från bentisk biota till fisk som äter bottenlevande organismer utgör en viktig process för transport av metylkvicksilver från bentiska system till högre trofinivåer i den pelagiska näringsväven. Flera studier har visat att halterna av metylkvicksilver i olika fiskarter kan skilja sig avsevärt beroende på om fiskarna huvudsakligen söker sin föda i den pelagiska eller bentiska näringsväven (Chen et al., 2014; Chen et al., 2009; Eagles-Smith et al., 2008). Beroende på graden av kvicksilverförorening i sediment respektive i den pelagiska miljön kan det variera mellan olika ekosystem vilken typ av födointag som leder till högst halter av metylkvicksilver i fisk. Trots den stora betydelsen av överföring av metylkvicksilver från sediment via den bentiska näringsväven till högre trofinivåer i den pelagiska väven finns det relativt få studier som specifikt har under-

sökt bioackumuleringsprocesser i den bentiska näringsväven, inklusive de faktorer som styr metylkvicksilvrets biotillgänglighet (Jonsson et al., 2022). Kunskapen om dessa processer är därför fortfarande begränsad.

## 1.6 Isotopfraktionering av kvicksilver

Ett av de enskilt mest betydelsefulla framstegen inom kvicksilverforskningen under de senaste två decennierna är upptäckten att kvicksilver kan genomgå så kallad massoberoende isotopfraktionering (*mass independent fractionation*, MIF) i miljön. Alla grundämnen kan genomgå massberoende isotopfraktionering (*mass dependent fractionation*, MDF), vilket uppstår till följd av att lättare isotoper generellt reagerar med något högre hastighet än tyngre isotoper i kemiska och biologiska processer. Effekten är störst för grundämnen med låg atommassa och har under långt tid utnyttjats för att studera processer kopplade till bland annat kol, kväve, syre och väte.

Kvicksilver har relativt hög atommassa, och den massberoende isotopfraktioneringen är därför generellt liten. Redan 2001 publicerades dock den första studien som indikerade betydande variationer i kvicksilvers isotopsammansättning i miljön (Jackson, 2001). Analyserna i studien genomfördes med en enklare typ av masspektrometrisk instrumentering med måttlig precision för isotopkvotsmätningar, och resultaten debatterades inom forskarsamhället. Senare utveckling av avancerad instrumentering baserat på multikollektor-induktivkopplad plasma masspektrometri (MC-ICPMS) har möjliggjort isotopmätningar med mycket hög precision som gör det möjligt att kvantifiera små massberoende fraktioneringseffekter även för kvicksilver. Med hjälp av MC-ICPMS kunde forskare år 2007 visa att kvicksilver även kan genomgå massoberoende isotopfraktionering i naturliga miljöer (Bergquist and Blum, 2007). Hittills har MIF-processer i miljön endast observerats för fyra grundämnen: syre, svavel, tenn och kvicksilver. Flera olika processer kan ge upphov till massoberoende isotopfraktionering. För kvicksilver är dessa effekter särskilt tydliga för de udda isotoperna $^{199}Hg$ och $^{201}Hg$ och är ofta kopplade till reaktioner som involverar fria radikaler. Sådana reaktioner förekommer exempelvis vid reduktion av $Hg^{2+}$ till $Hg^0$ samt vid demetylering av metylkvicksilver som induceras av fotokemiskt bildade radikaler.




**Figur 7. (a)** Schematisk illustration av fraktioneringsmekanismer i kvicksilvrets isotopsystem. Pilarna anger på ett kvalitativt sätt påverkan av masskillnadseffekter (mass-dependent effect, MDE), kärnvolymseffekter (nuclear volume effect, NVE) samt magnetiska isotopeffekter (magnetic isotope effect, MIE) på de sju stabila kvicksilverisotoperna. Reproducerad från Wiederhold (Wiederhold, 2015) i enlighet med upphovsrättslicens CC BY 4.0. **(b)** Översikt över experimentellt observerade generella mönster i isotopfraktionering för kvicksilver. Pilarna visar riktningen för isotopfraktioneringen hos reaktanterna eller produkterna enligt färgkodningen. Reproducerad från Blum et al. (Blum et al., 2014) i enlighet med upphovsrättslicens CC BY 4.0.

Upptäckten att kvicksilver genomgår både massberoende och massoberoende isotopfraktionering har öppnat unika möjligheter för såväl källspårning som fördjupad förståelse av biogeokemiska processer i miljön (Wiederhold, 2015). Dessa forskningsområden utvecklas snabbt, och antalet tillämpningar inom både processtudier och källspårningsstudier har ökat markant under senare år. Ett exempel på hur isotopmätningar bidragit till ny processförståelse är insikten att växtupptag av gasformigt $Hg^0$, snarare än våtdeposition av $Hg^{2+}$, utgör den dominerande mekanismen för deposition av kvicksilver från atmosfären till terrestra ekosystem (Obrist et al., 2017). Isotopanalys har även använts i källspårningssyfte, exempelvis i en studie som kvantifierade bidragen av kvicksilver i sediment och fisk i de Stora sjöarna i Nordamerika från tre huvudsakliga källor: atmosfäriska depositioner, industriella utsläpp och tillförsel via landavrinning (Lepak et al., 2015). Resultaten visade på tydliga spatiala variationer, både inom enskilda sjöar och mellan de fem sjöarna, vad gäller bidragen från de olika källorna till kvicksilver i sediment. För kvicksilver i fisk var isotopsignaturen däremot mer homogen och indikerade ett dominerande bidrag från atmosfäriskt kvicksilver.

En central utmaning vid tillämpning av kvicksilverisotoper för källspårning är att isotopsignaturerna kan påverkas och förändras genom en rad kemiska och biologiska processer, vilket innebär att de inte nödvändigtvis bevaras oförändrade från källa till slutlig mottagare, exempelvis fisk. Metodiken är ännu inte rutinmässigt tillämpbar och kräver betydande expertkunskap, både vid de kemiska analyserna och vid tolkningen av resultaten. Samtidigt utvecklas området snabbt, och tillämpningspotentialen för kvicksilverisotoper inom miljövetenskap bedöms vara stor.

## 1.7 Minskade kvicksilverutsläpp och framtida miljöförändringar

Som beskrivits ovan har stora ansträngningar gjorts, och görs, för att minska antropogena utsläpp av kvicksilver, där Minamatakonventionen utgör ett centralt internationellt åtagande. Osäkerheter kring hur snabbt ekosystem kan förväntas återhämta sig vid minskade utsläpp, samt i vilken utsträckning andra parallellt pågående miljöförändringar kan motverka eller förstärka denna återhämtning är centrala i detta sammanhang. För närvarande pågår ett omfattande arbete inom ramen för Minamatakonventionen med att sammanställa befintlig kunskap om historiska variationer i kvicksilverhalter samt att utveckla effektiva övervakningsprogram för att följa utvecklingen efter implementeringen av konventionen.

### 1.7.1 Miljöarkiv och experimentella studier av återhämtning

Analyser av miljöarkiv i form av naturliga arkiv (såsom sediment, torv, glaciäris och årsringar i träd) samt material som samlats in systematiskt över längre tid inom ramen för miljöövervakningsprogram och biobanker utgör viktiga verktyg för att kartlägga hur föroreningshalter varierar över tid. I Skandinavien och Östersjöområdet visar analyser av naturliga arkiv som täcker relativt långa tidsperioder, exempelvis sediment (Leipe et al., 2013) och årsringar i träd (Peng et al., 2024), typiskt en tydlig och kontinuerlig ökning av kvicksilverhalter från industrialiseringens början fram till toppnivåer under perioden från 1960- till 1980-talen, följt av minskande halter. För kortare och mer samtida tidsserier baserade på halter i fisk, är de observerade trenderna däremot mer varierande och uppvisar större osäkerhet (Braaten et al., 2020; Braaten et al., 2019; Soerensen et al., 2024; Åkerblom et al., 2014).

Att studera ekosystems återhämtning efter minskad kvicksilvertillförsel i experimentella studier innebär betydande utmaningar. I detta sammanhang utgör det storskaliga METAALICUS-projektet ett unikt och internationellt uppmärksammat exempel (Blanchfield et al., 2022; Harris et al., 2007). Inom ramen för projektet tillsattes mellan 2001 och 2007 kontinuerligt kvicksilver, anrikat i olika isotoper, till en hel sjö och dess avrinningsområde i Kanada. Därefter upphörde tillsatserna, vilket möjliggjorde studier av hur snabbt det isotopanrikade kvicksilvret avklingade i sjöns näringsväv. Resultaten visade på en relativt snabb minskning av halterna av den kvicksilverisotop som tillsattes direkt till sjön, vilket simulerar atmosfärisk deposition; minskningen uppgick till cirka 38–76 % i fisk under en åttaårsperiod. Den kvicksilverisotop som tillsattes till avrinningsområdet uppvisade mycket låg mobilitet under hela experimentperioden och har hittills inte kunnat detekteras i sjöns näringsväv (Blanchfield et al., 2022). Sammantaget indikerar resultaten från METAALICUS-studien att återhämtning kan ske relativt snabbt i ekosystem där direkt atmosfärisk deposition dominerar kvicksilvertillförseln, medan återhämtningen sannolikt går betydligt långsammare i system där tillförsel via landavrinning utgör den huvudsakliga källan. Detta beror på att mängden kvicksilver som ackumulerats i mark över lång tid och som successivt mobiliseras genom avrinning påverkas endast mycket långsamt av minskningar i den atmosfäriska depositionen.

### 1.7.2 Samverkan mellan utsläppsminskningar och pågående miljöförändringar

Studier av hur miljöförändringsprocesser påverkar kvicksilvrets omsättning i miljön, human exponering samt ekosystemens återhämtning på global, regional och lokal skala vid minskade utsläpp utgör ett centralt och växande forskningsområde. Nyligen publicerade översiktsartiklar av Obrist et al. (Obrist et al., 2018) och Sonke et al. (Sonke et al., 2023) sammanfattar kunskapsläget och diskuterar bland annat potentiella effekter av biomskiften, storskalig skogsavverkning, tinande permafrostjordar samt förändrade redoxförhållanden i oceaner och kustområden. Även förändringar i halter och omsättning av selen i miljön kan potentiellt påverka framtida risker relaterade till kvicksilver. Selen har visat sig minska både exponering för och toxicitet av kvicksilver, och experiment med selentillsats har genomförts för att reducera kvicksilverexponering (Adams and Duguay, 2025). Det har även föreslagits att kostråd avseende kvicksilver i livsmedel bör ta hänsyn till selenhalten. Samtidigt har andra studier framhållit att mekanismerna bakom selens motverkande effekter inte är tillräckligt väl klarlagda för att motivera storskaliga åtgärder, såsom selentillsats eller kostråd som delvis baseras på seleninnehåll (Gerson et al., 2020).

Samtliga studier betonar de betydande osäkerheterna i att förutsäga nettoeffekterna på kvicksilveromsättning i ett framtida klimat, då flera miljöförändringsprocesser verkar samtidigt och i flera fall i samverkar. Sonke et al. (Sonke et al., 2023) noterar dock att tidigare åtgärder sedan 1970-talet för att minska kvicksilverutsläpp, bland annat som en indirekt effekt av rökgasrening kopplad till svaveldioxid, har haft en tydlig och mätbar effekt på halterna av kvicksilver i miljön, vilka i många system har minskat med ungefär en faktor två. Mot denna bakgrund argumenterar författarna för att ytterligare utsläppsminskningar till följd av Minamatakonventionen bör vara möjliga att särskilja från effekter av klimatförändringar på regional och global skala, trots kvarstående osäkerheter.

Samtidigt framhålls att effekter av miljöförändringar på lokal skala, exempelvis förändrade hydrologiska förhållanden eller markanvändning, i vissa fall kan ha större påverkan på kvicksilveromsättning och exponering än de förväntade effekterna av minskade globala utsläpp (Sonke et al., 2023). Wang et al. (Wang et al., 2019) har schematiskt illustrerat samverkan mellan utsläppsminskningar och miljöförändringar som ett brett span i hur snabbt ekosystem kan komma att återhämta sig med avseende på kvicksilver i biota och betonar att beslutsfattare behöver vara medvetna om att minskningar av kvicksilverhalter i biota, och därmed minskad human exponering, sannolikt kommer att ske ojämnt och endast vara förutsägbara i mycket övergripande termer, både vad gäller tidsskala och graden av minskning.

Det bör även noteras att det fortfarande råder osäkerhet kring hur framgångsrik implementeringen av Minamatakonventionen kommer att bli i praktiken. Detta kommer bland annat att bero på framtida omfattning av småskalig guldutvinning och användning av kolförbränning för energiproduktion. Det råder dock bred vetenskaplig konsensus om den kritiskt viktiga betydelsen av att minska antropogena utsläpp av kvicksilver för att långsiktigt begränsa miljö- och hälsorisker (Selin et al., 2018).

### 1.7.3 Skogsavverkning och våtmarksrestaurering

Två markanvändningsprocesser av speciell betydelse i Sverige som potentiellt påverkar kvicksilveromsättning och inte minst bildning och mobilisering av metylkvicksilver är skogsavverkning och våtmarksrestaurering.

Effekterna av skogsavverkning har sammanställts i flera nyliga översiktsartiklar som bland annat diskuterar de stora variationerna i observerade effekter mellan individuella studier. En nyligen genomförd sammanställning av Eklöf et al. (Eklöf et al., 2025) visar att skogsavverkning i branta sluttningar ofta leder till liten påverkan på bildning av metylkvicksilver i marken. Detta förklaras av att det organiska jordlagret i dessa miljöer vanligtvis är relativt tunt, vilket innebär en begränsad tillgång på organiskt material för metylerande mikroorganismer. I områden med flacka sluttningar, liten höjdskillnad till vattendrag och djupare organiska jordlager ökar däremot ofta bildningen av metylkvicksilver efter skogsavverkning. Eftersom förändringen i avrinning i dessa miljöer samtidigt är relativt begränsad till följd av den flacka topografin, blir dock mobilisering av metylkvicksilver till vattendrag oftast måttlig. Kantzoner längs vattendrag kan ytterligare minska transporten av metylkvicksilver till ytvatten. Den största risken för både bildning och mobilisering av metylkvicksilver bedöms uppstå i områden med intermediära sluttningar, där djupa organiska jordlager sammanfaller med god hydrologisk kontakt mellan vattenmättade marklager och vattendrag, såsom diken och bäckar.

Våtmarker är värdefulla ekosystem som bidrar med en rad viktiga ekosystemtjänster. Intresset för att restaurera tidigare dikade våtmarker är i dag stort och växande, både bland myndigheter, markägare och andra aktörer. Samtidigt finns det en potentiell risk för att återskapande av våtmarker kan öka bildningen av metylkvicksilver i marken, i takt med att vattenmättade och syrefria förhållanden återetableras. Hittills har dock relativt få studier undersökt dessa effekter i detalj. Eklöf et al. (Eklöf et al., 2024) visade att restaurering av utdikade områden till våtmarker i ett av två studerade fall ledde till ökade koncentrationer och ökad export av både totalt kvicksilver och metylkvicksilver under de två första åren efter restaurering. Ehnvall et al. (Ehnvall et al., 2024) fann däremot inga betydande skillnader i metylkvicksilverbildning mellan restaurerade och naturliga våtmarker tio år efter restaurering. Samtidigt pekade studien på att den totala mängden metylkvicksilver på landskapsnivå sannolikt ökar när en större andel av landskapet består av våta miljöer som erbjuder gynnsamma betingelser för metylering. Tidigare studier av ett experimentellt översvämmat våtmarkssystem i Kanada visade att exporten av metylkvicksilver till nedströms ekosystem initialt ökade upp till 40 gånger jämfört med före översvämningen. Exporten minskade därefter succesivt, men var fortfarande förhöjd, omkring 10–20 gånger, tio år efter att översvämningen hade initierats (St Louis et al., 2004). Sammantaget visar resultaten från de olika studierna att effekterna av våtmarksrestaurering på metylkvicksilverbildning kan variera påtagligt över tid och mellan olika platser, och att ytterligare forskning behövs för att bättre förstå dessa processer.

# 2. Specifika överväganden för riskbedömning av förorenade sediment med avseende på kvicksilver

Del 2 av denna rapport innehåller fördjupad information som stöd för riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment. Informationen utgör ett komplement till rapporten *SGI Vägledning: Riskbedömning av förorenade sediment* (SGI, under bearbetning) och fokuserar särskilt på aspekter kopplade till kvicksilver. Styckesindelningen och den övergripande strukturen följer huvudrapporten och är avsedd att användas parallellt med denna, snarare än som ett fristående dokument. Texten nedan utgör således inte en fullständig vägledning för riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment, utan ska ses som ett tillägg till huvudrapporten.

## 2.1 Utbredning av sedimentobjektet och påverkansområdet

Som beskrivs i huvudrapporten (SGI, under bearbetning) skiljer man i riskbedömningar mellan ett *sedimentobjekt*, som kännetecknas av tydligt förhöjda föroreningshalter i förhållande till rådande bakgrundsnivåer (exempelvis vid referenslokaler) och som kan vara i behov av åtgärder, och ett *påverkansområde*, vilket avser ett närliggande område med något förhöjda föroreningshalter jämfört med bakgrundshalter. Föroreningar inom påverkansområdet kan härröra både från den ursprungliga förorenande verksamheten och från spridning av föroreningar från sedimentobjektet.

När det gäller kvicksilver kan distinktionen mellan sedimentobjekt och påverkansområde vara särskilt komplex, främst på grund av de processer som styr bildningen av metylkvicksilver. Utbredningen av sedimentobjektet i tre dimensioner bör därför i första hand bestämmas utifrån analyser av totalkvicksilver i sedimentprover. Detta beror på att metylkvicksilver ofta uppvisar en komplex och heterogen spatial fördelning, som inte enbart reflekterar graden av kvicksilverförorening utan även påverkas av ett flertal mikrobiella och biogeokemiska processer. Metylkvicksilver är dessutom ofta koncentrerat till ytliga sedimentlager, vilket sammantaget kan ge en osäker och potentiellt missvisande bild av sedimentobjektets faktiska utbredning.

För vissa typer av kraftigt kontaminerade sediment, exempelvis fiberbankar med totalkvicksilverhalter högre än cirka 1 µg per g torrvikt, kan det inte uteslutas

att halterna av metylkvicksilver är högre i påverkansområdet än inom sedimentobjektet (Lotfi Kalahroodi et al., 2025), trots att totalkvicksilverhalterna i påverkansområdet är avsevärt lägre. Orsakerna till detta fenomen är ännu inte fullt klarlagda, men kan vara kopplade till blandning av högkontaminerat sediment med höga totalhalter kvicksilver och naturliga sediment som uppvisar hög mikrobiell metyleringspotential inom påverkansområdet.

För att på ett tillförlitligt sätt avgränsa påverkansområdets utbredning bör analyser därför omfatta både totalkvicksilver och metylkvicksilver. Om det visar sig att halterna av metylkvicksilver är högre i påverkansområdet än i sedimentobjektet bör detta särskilt beaktas i den fortsatta riskbedömningen.

## 2.2 Referenslokaler

Referenslokaler fyller en viktig funktion redan i de inledande stegen av riskbedömningen av kvicksilverförorenade sediment. Eftersom riktvärden för kvicksilver i sediment saknas är det nödvändigt att fastställa lokala bakgrundshalter i det aktuella området och jämföra dessa med halterna i sedimentobjektet för att bedöma om objektet avviker från bakgrunden. För detta ändamål används normalt lämpliga referenslokaler.

Val av referenslokaler bör i normalfallet utgå från aspekter för bildning av metylkvicksilver. I detta sammanhang behöver flera biogeokemiska faktorer beaktas, där redoxförhållanden och tillförsel av naturligt organiskt material är särskilt viktiga (Skyllberg et al., 2007; Skyllberg et al., 2006; Zhu et al., 2018). Halterna av löst sulfid bör så väl som möjligt motsvara förhållandena i det förorenade sedimentet. Samtidigt bör det beaktas att både spatiala och temporala variationer i sulfidkoncentration ofta är betydande, vilket innebär att en exakt matchning (inom mindre än en tiopotens) kan vara svår att uppnå och sannolikt inte heller nödvändig för en ändamålsenlig jämförelse. Om vattenmassan ovanför det förorenade området uppvisar en redoxgradient och bottenvattnet är syrefritt är det av stor vikt att referenslokalen har motsvarande redoxförhållanden.

Även tillförseln av naturligt organiskt material (Ortega et al., 2018) och kvicksilver via landavrinning bör vara så likartad som möjligt mellan det förorenade området och referenslokalen. Denna aspekt är särskilt betydelsefull i älvar och älvmynningar, där tillförseln av organiskt material kan uppvisa stora variationer i både tid och rum. Vidare bör primärproduktionen i vattenmassan vara jämförbar mellan det förorenade området och referenslokalen. Om vattendjupet i det förorenade området är så grunt att även bentisk primärproduktion förekommer, bör en referenslokal med motsvarande förhållanden eftersträvas. Även saliniteten bör vara likartad, eftersom den har stor betydelse för flockulering och sedimentation av organiskt material och därigenom indirekt för kvicksilvrets omsättning.

På grund av diffusa antropogena utsläpp och den långväga spridningen av kvicksilver i miljön är det i praktiken inte möjligt att identifiera helt opåverkade referenslokaler för kvicksilver. Ett alternativ är därför att provta sediment längs en lämplig transekt ut från det förorenade området och välja en referenslokal som representerar lokala bakgrundshalter av totalkvicksilver för det aktuella området. Som diskuteras i huvudrapporten (SGI, under bearbetning) är det för fiberbankar och fibersediment, som ofta är kvicksilverförorenade, inte möjligt att etablera referenslokaler med i övrigt jämförbar sedimentkaraktär, eftersom förekomsten

av fibrer i sig utgör en förorening. Även för sådana miljöer kan därför transektbaserade provtagningsstrategier vara ett lämpligt sätt att identifiera en funktionell referenslokal. Det bör även betonas att referenslokaler under alla omständigheter bör definieras utifrån lokala bakgrundshalter av totalkvicksilver, snarare än metylkvicksilver, och med hänsyn till de processer och miljöfaktorer som beskrivs ovan.

## 2.3 Framtida miljöförändringar

Bildning av metylkvicksilver samt spridning av kvicksilver från förorenade sediment påverkas i betydande utsträckning av ett flertal processer i den omgivande miljön, vilka bör beaktas i en fördjupad riskbedömning. Sammanfattningsvis rör dessa processer främst tillförsel av organiskt material och näringsämnen, vilka påverkar mikrobiell aktivitet och redoxförhållanden (Bravo et al., 2017), samt omblandnings- och transportprocesser som kan påverka både fysisk spridning och redoxförhållanden (Zhu et al., 2018).

Miljöförändringar som påverkar primärproduktionen i den överliggande vattenmassan, och i förekommande fall även bentisk primärproduktion, kan ha stor betydelse för bildning av metylkvicksilver och bör alltid beaktas vid riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment. Ökad primärproduktion, exempelvis till följd av ökad tillförsel av näringsämnen, leder ofta till ökad sedimentation av organiskt material från dött plankton. Mängden och kvaliteten på detta organiska material är en av de viktigaste faktorerna för metylkvicksilverbildning i både förorenade och naturliga sediment. Detta beror främst på att nedbrytningsprodukter från proteiner, klorofyll och lipider i cellmembran utgör energirika substrat för mikroorganismer som metylerar kvicksilver (Bravo et al., 2017). Sedimenterande planktonmaterial bidrar dessutom till tillförsel av kväve, fosfor och mikronäringsämnen, vilka ytterligare kan stimulera mikrobiell aktivitet i sedimenten.

Tillförsel av färskt, humusrikt organiskt material och näringsämnen via landavrinning från terrestra miljöer utgör den andra huvudsakliga vägen för tillförsel av kolföreningar som används som energikälla av kvicksilvermetylerande mikroorganismer (Ortega et al., 2018). Beroende på faktorer såsom näringsstatus i vattendraget, avrinningsområdets landskapstyper, hydrologi och relativa storlek kan antingen primärproduktion i vattenmassan eller tillförsel via landavrinning vara den process som primärt driver mikrobiell aktivitet i sediment. Landavrinning påverkas i sin tur starkt av miljöförändringsprocesser i avrinningsområdet. Markanvändning, inklusive jord- och skogsbruk, har stor betydelse; exempelvis kan skogsbruk genom kalhuggning leda till ökad tillförsel av både organiskt material och kvicksilver till nedströms liggande ekosystem (Bishop et al., 2009; Eklöf et al., 2025; Kronberg et al., 2016). Även förändringar i nederbördsmönster kan ha stor påverkan och potentiella förändringar i både mängd och årstidsvariationer behöver beaktas. Global uppvärmning förväntas leda till ökad total nederbörd i Sverige, särskilt i norra regioner, med mer regn och mindre snö under vinterhalvåret, medan ökad avdunstning potentiellt kan bidra till torrare somrar (Lind and Kjellström, 2008; SMHI, 2024). Kortare säsong med frusen mark i avrinningsområden kan dessutom öka transporten av organiskt material till akvatiska system. För förorenade sedimentområden där tillförsel via landavrinning är av stor betydelse behöver dessa processer därför analyseras noggrant i riskbedömningar av metylkvicksilverbildning.

Vid kraftig ökning av primärproduktion eller landavrinning kan den anaeroba mikrobiella aktiviteten öka i sådan utsträckning att redoxförhållandena i sedimentet förändras. Ofta är bottenvattnet och det allra översta sedimentlagret syresatta, medan redoxövergången till anaeroba förhållanden inträffar några millimeter under sedimentytan, där också huvuddelen av kvicksilvermetyleringen sker. Om den anaeroba zonen förskjuts uppåt till sedimentytan eller till och med bottenvattnet kan detta leda till markant ökad spridning och biotillgänglighet av metylkvicksilver från det förorenade området. Även om kvicksilverhalterna ofta är lägre i ytsediment och bottenvatten än på större djup, ökar lösligheten av kvicksilver under reducerande betingelser (Skyllberg, 2008), vilket kan leda till ökad bildning, spridning och ekologisk tillgänglighet av metylkvicksilver.

Tillförsel av organiskt och minerogent material till ytan av förorenade sediment, så kallad översedimentation eller naturlig överlagring, förväntas på längre sikt minska tillgängligheten av föroreningar och därmed reducera riskerna. För kvicksilver innebär detta en successiv vertikal separation mellan föroreningen och de mikrobiella samhällen som bildar metylkvicksilver. Hastigheten för översedimentation varierar dock kraftigt mellan olika miljöer och det är ofta svårt att uppskatta vilka tidskalor som krävs för att uppnå en överlagring som medför att en specifik risknivå kan nås. Under den period då överlagringen ännu är begränsad kan tillförsel av nytt, energirikt organiskt material i stället bidra till ökad metylkvicksilverbildning, i enlighet med de processer som beskrivits ovan.

En annan klass av potentiellt betydelsefulla miljöförändringar utgörs av processer som leder till resuspension av sediment, exempelvis genom intensifierad båttrafik, erosionshändelser eller bioturbation. Studier i både laboratorie- (Seelen et al., 2018; Zhu et al., 2018) och fältskala (Monte et al., 2022; Owens et al., 2009) har generellt visat att resuspension leder till ökad spridning av både partikulärt bundet och löst kvicksilver. Utöver direkt spridning kan resuspension även motverka positiva effekter av överlagring genom att öka den fysiska kontakten mellan äldre, kvicksilverrika sediment och nyare sediment med hög halt av energirika kolföreningar och näringsämnen. Omblandning leder dessutom till en viss grad av syresättning av ytsedimenten. Laboratoriestudier med artificiell resuspension och syresättning av förorenade fibersediment har visat att måttlig syresättning kan öka kvicksilvermetyleringen, sannolikt som en följd av oxidation av sulfid till sulfat, vilket kan stimulera sulfatreducerande bakterier i system där sulfat tidigare varit begränsande (Zhu et al., 2018). Vid kraftigare syresättning inhiberas däremot strikt anaeroba metabolismer, såsom sulfatreduktion, och kvicksilvermetyleringen minskar kraftigt. Effekterna av resuspension på metylkvicksilverbildning är därför svåra att förutsäga. Flera studier har undersökt effekter av bioturbation på kvicksilvermetylering i sediment (Fang et al., 2025; Nogaro and Hammerschmidt, 2013). Denna fråga är bland annat aktuell kopplat till invasiva arter, till exempel havsborstmasken *Marenzelleria*. Resultaten från bioturbationsstudier är dock komplexa och inte entydiga. En delförklaring till de till synes motsägelsefulla resultaten kan vara att relativt små skillnader i syresättning av sedimentet avgör om kvicksilvermetylering ökar eller minskar.

Sedimentskred utgör en mer dramatisk form av resuspension och leder initialt till kraftigt ökad spridning av både partikulärt bundna och lösta föroreningar. Bildning av metylkvicksilver i samband med sedimentskred kan förväntas genomgå tre schematiska faser. Inledningsvis leder händelsen till kraftig syresättning av ytsedimenten och därmed sannolik inhibering av kvicksilvermetylering. När partiklarna

därefter sedimenterar på nytt och reducerande förhållanden återetableras kan en period med förhöjd metylering förväntas. Detta som en konsekvens av att sediment från större djup med höga halter av oorganiskt kvicksilver kommer i direkt kontakt med nydeponerat, energirikt och näringsrikt (fosfor och kväve) organiskt material. Denna fas av förhöjd metylering bör därefter gradvis klinga av i takt med ytterligare överlagring av nytt sediment. Kännedom om historiska överlagringshastigheter vid den aktuella platsen kan vara värdefull för att bedöma hur långa de två faserna med minskad respektive förhöjd metylering kan förväntas bli.

## 2.4 Spridningsvägar/spridningsprocesser

Kvicksilver kan spridas från förorenade sediment via flera processer, däribland diffusion av lösta kvicksilverföreningar, erosion och partikeltransport, ackumulering i bentisk biota samt gasavgång.

Spridning genom diffusion styrs av koncentrationerna av lösta kvicksilverföreningar i porvatten och bottenvatten och av föreningarnas diffusionskoefficient. Dessa kan variera beroende på om kvicksilver är komplexbundet till små oorganiska ligander (sulfid) eller till större organiska ligander (tiolgrupper i NOM). För att bedöma spridning genom diffusion bör halter av löst kvicksilver bestämmas i både porvatten och bottenvatten, för såväl totalkvicksilver som metylkvicksilver. Vattenrörelser/strömmar ovanför sedimentet behöver beaktas i detta sammanhang eftersom sådana processer kan öka koncentrationsgradienten av kvicksilver mellan porvatten och bottenvatten och därmed leda till ökad diffusionshastighet.

Spridning av partikulärt material från förorenade sediment kan transportera betydande mängder kvicksilver, eftersom kvicksilvret i huvudsak förekommer i partikelbundna former. Partikelbundet kvicksilver har generellt lägre biotillgänglighet än löst kvicksilver. Spridning av partikulärt kvicksilver utgör likväl betydande risker, bland annat eftersom förorenade partiklar deponeras i ”renare” omgivande sediment vilket kan leda till förhöjd bildning och ackumulering i bentisk biota av metylkvicksilver i omgivande sediment (Lotfi Kalahroodi et al., 2025). För att kvantifiera spridning genom erosion behöver både partikeltransport (erosion/resuspension) och kvicksilverhalter i suspenderade partiklar bestämmas, för både totalkvicksilver och metylkvicksilver.

Upptag av kvicksilver i bentisk biota leder till spridning i den bentiska näringsväven och utgör även en potentiellt viktig spridningsväg till predatorer i den pelagiska näringsväven som till betydande del livnär sig på bottenlevande organismer (Chen et al., 2014; Chen et al., 2009; Eagles-Smith et al., 2008). Ackumulering av kvicksilver i bentisk biota är betydligt mindre studerat än i pelagisk biota, och kunskapsluckorna är fortfarande stora angående vilka faktorer som styr denna ackumulering. Även om kunskapen kring processerna är begränsad är bestämning av koncentrationer i bentisk biota ett viktigt steg för att bedöma biotillgänglighet och spridning av kvicksilver. För riskbedömning bör kvicksilverhalter bestämmas i sediment, porvatten och relevant bentisk biota, och bioackumuleringsfaktorer mellan biota och sediment respektive porvatten beräknas. Koncentrationer av både totalkvicksilver och metylkvicksilver bör bestämmas. I vissa andra sammanhang kan det vara tillräckligt att i biota endast mäta totalkvicksilver och approximera halterna som 100 % metylkvicksilver.

Spridning av kvicksilver via gasavgång är mindre studerad än övriga processer. I fiberbankar kan gasbildningen i sediment vara betydande och kvicksilver

kan potentiellt spridas med gasavgång. En nyligen genomförd studie visade dock att fluxen av flyktiga kvicksilverföreningar (huvudsakligen elementärt kvicksilver) från fiberbankar till atmosfären var relativt begränsad under naturliga förhållanden (Frogner-Kockum et al., 2024). Gasbildning och gastransport kan dock potentiellt vara en signifikant spridningsprocess för kvicksilver till den ovanliggande vattenfasen. Processen behöver beaktas vid riskbedömningar av sediment med betydande gasbildning samt studeras vidare.

## 2.5 Löslighet och biotillgänglighet

I princip alla metaller som är relevanta i samband med förorenade sediment förekommer i jonisk form, oftast som katjoner men i vissa fall även som anjoner, vilka bildar olika typer av föreningar genom komplexbildning med ligander. De tre huvudsakliga formerna som metaller förekommer i är mineralfaser och adsorberade ytkomplex i sedimentens partikulära fas, samt lösta komplex i porvatten och överliggande vattenmassa. Vissa metaller kan även förekomma i form av lösta gasformiga föreningar.

Fördelningen av en metall mellan dess olika kemiska former i ett givet system benämns metallens kemiska speciering, eller bara speciering. Den kemiska specieringen är avgörande för metallens biogeokemiska egenskaper, inklusive löslighet och biotillgänglighet, och styrs av ett flertal samverkande faktorer. Dessa omfattar bland annat typ och koncentration av ligander i fast fas, på partikelytor och i lösning, samt rådande redoxförhållanden och pH. Det finns därför inga generella eller enkla samband mellan en metalls löslighet eller biotillgänglighet och en enskild parameter, såsom exempelvis halten organiskt kol i sedimentet.

En viktig konsekvens av detta är att värden på fördelningskoefficienter samt olika bioackumuleringsfaktorer (BCF, BAF och BSAF), som ofta bestäms i experimentella modellsystem, är svåra att direkt överföra till komplexa miljösystem. I naturliga system påverkas metallernas kemiska speciering, och därmed deras löslighet och ackumulering i biota, av ett stort antal kemiska och biologiska parametrar som varierar i tid och rum. För en tillförlitlig riskbedömning behöver bioackumuleringsfaktorer därför i första hand bestämmas genom analyser och experiment baserade på vatten och sediment från den specifika platsen för riskbedömning (SGI, under bearbetning). Alternativt krävs detaljerad kunskap om vilka faktorer som styr biotillgängligheten för den aktuella metallen samt aktuella värden för dessa faktorer i det förorenade området. Det bör särskilt noteras att för många metaller är halten av specifika lösta ligander i porvattnet av avgörande betydelse för deras kemiska speciering och biotillgänglighet. Dessa ligandhalter kan uppvisa betydande temporala variationer, särskilt när de är kopplade till specifika mikrobiella processer, såsom reduktion av sulfat till sulfid.

För kvicksilver utgör oorganiskt tvåvärt kvicksilver ($Hg^{2+}$) och metylkvicksilver ($CH_3Hg^+$) de dominerande formerna i förorenade sediment och i den omgivande miljön. I dessa miljöer bildar båda jonerna i praktiken uteslutande komplex och föreningar med reducerade svavelföreningar, specifikt sulfider och tioler (Skyllberg, 2008). Kvicksilvrets kemiska egenskaper, inklusive dess löslighet och biotillgänglighet, styrs av vilka specifika komplex och föreningar som bildas med dessa ligander.

I sedimentets partikulära fas förekommer $Hg^{2+}$ huvudsakligen antingen som sulfidmineralfasen metacinabar (β-HgS(s)) eller bundet till tiolgrupper i partiku-

lärt organiskt material, ofta beskrivet som $Hg(SR\text{-}POM)_2$ (Jonsson et al., 2012; Lotfi Kalahroodi et al., 2025; Wiederhold et al., 2015). För ett givet sediment är lösligheten och tillgängligheten av $Hg^{2+}$, exempelvis för mikrobiell metylering, generellt högre för $Hg(SR\text{-}POM)_2$ än för β-HgS(s). Samtidigt ökar lösligheten (Drott et al., 2013) och därmed även metyleringen av $Hg^{2+}$ vanligtvis med stigande sulfidhalt, till följd av bildning av lösta ($Hg(SH)_2$, $HgS_2H^-$) och nanopartikulära (HgS(np)) sulfidkomplex som kan tas upp av $Hg^{2+}$-metylerande mikroorganismer.

Kvicksilvrets löslighet ökar även med stigande pH, på grund av ökad deprotonering av sulfid- och tiolligander i porvattnet och därmed ökad komplexbildning med $Hg^{2+}$. Det bör noteras att motstridiga och i vissa fall felaktiga beskrivningar av hur lösligheten hos $Hg^{2+}$ påverkas av sulfidhalt och pH förekommer även i den vetenskapliga litteraturen. Vidare är förekomst, storleksfördelning och stabilitet hos nanopartikulära HgS(np)-former generellt förenade med betydande osäkerheter, vilket komplicerar bestämningen av löslighet och biotillgänglighet av $Hg^{2+}$ i förorenade sediment. Den lösta fraktionen definieras ofta operativt som den fraktion som passerar filter med porstorlek 0.20, 0.22 eller 0.45 µm. Beroende på nanopartiklarnas storleksfördelning kan denna fraktion innehålla betydande andelar av HgS(np) (Deonarine and Hsu-Kim, 2009). Det är dessutom oklart i vilken utsträckning nanopartikulära HgS-former provtas med passiva provtagare, såsom diffusive gradients in thin films (DGT), vilket ytterligare bidrar till osäkerheter i tolkningen av mätdata.

På motsvarande sätt som för $Hg^{2+}$ ökar lösligheten hos metylkvicksilver med ökande sulfidhalt, till följd av ökad bildning av de lösta komplexen $CH_3HgSH$ och $CH_3HgS^-$. Till skillnad från oorganiskt kvicksilver bildar metylkvicksilver dock varken stabila sulfidmineralfaser eller nanopartikulära sulfidkomplex. I sediment med låga sulfidhalter (i storleksordningen < µM) kan komplexbildning med tiolgrupper i löst organiskt material i porvattnet, $Hg(SR\text{-}DOM)_2$ och $CH_3Hg(SR\text{-}DOM)$, också vara av betydelse för kvicksilvrets löslighet. Tiolkomplex spelar dock framför allt en viktig roll för kvicksilvrets kemiska speciering och biotillgänglighet i syresatta vattenmiljöer i frånvaro av sulfid, särskilt i samband med upptag av metylkvicksilver i plankton och vissa typer av bentisk biota (Seelen et al., 2023).

Sammanfattningsvis kan konstateras att löslighet och bioackumulering av kvicksilver i regel behöver bestämmas experimentellt i det aktuella förorenade sedimentet för att ge ett så relevant och tillförlitligt underlag som möjligt för riskbedömningar. Vid fördjupade studier av kvicksilvrets löslighet och biotillgänglighet i sediment är koncentrationen av löst sulfid och pH av avgörande betydelse. Generellt ökar lösligheten med ökande halt löst sulfid och pH. Även den kemiska specieringen av kvicksilver i sedimentets partikulära fas är viktig, men samtidigt metodologiskt komplex att bestämma och sekventiella extraktionsmetoder har använts som förenklade proxyparametrar (Bloom et al., 2003; Lotfi Kalahroodi et al., 2025; Wiederhold et al., 2015). Vid fördjupade studier av biotillgänglighet av metylkvicksilver i syresatta vattenmiljöer, i första hand kopplat till upptag i plankton, är koncentrationen av lösta tiolföreningar den enskilt viktigaste faktorn. Även denna parameter är komplicerad att kvantifiera direkt, men kan under vissa förutsättningar och antaganden uppskattas som en given andel av halten löst organiskt kol (DOC) (Seelen et al., 2023; Skrobonja et al., 2026). Även den totala biomassan av plankton i vattenmassan behöver uppskattas eftersom bioutspädning vid hög total mängd plankton (till exempel vid algblomning) kan leda till lägre koncentrationer av metylkvicksilver i plankton (Driscoll et al., 2012).

# 2.6 Metodik

## 2.6.1 Species generellt:

Alla metaller, inklusive kvicksilver, förekommer i miljön i olika kemiska strukturer (kemiska species). I förorenade sediment är huvudsakligen fyra kemiska former av kvicksilver relevanta:

- Oorganiskt tvåvärt kvicksilver, Hg(II), den vanligaste formen av kvicksilver i miljön.
- Metylkvicksilver, mer specifikt monometylkvicksilver, MeHg, som kan bildas i miljön genom mikrobiell metylering av Hg(II).
- Elementärt kvicksilver, Hg(0), som historiskt har använts i tekniska processer i sin flytande metalliska form, Hg(0)(l), bland annat i klor-alkaliindustrin.
- Fenylkvicksilver, som tidigare använts som fungicid i bland annat pappersmassaindustrier.

I förorenade sediment omvandlas både elementärt kvicksilver och fenylkvicksilver över tid till oorganiskt tvåvärt kvicksilver. Fenylkvicksilver är en relativt instabil förening och förväntas i dag generellt inte förekomma i förorenade sediment. Elementärt kvicksilver kan i vissa fall återbildas genom reduktion av Hg(II), men den typiska förekomsten av Hg(0) i förorenade sediment är osäker. Generellt antas elementärt kvicksilver utgöra en liten andel av den totala kvicksilverhalten, men undantag kan eventuellt förekomma i form av metalliskt Hg(0) i anslutning till tidigare klor-alkaliindustrier. Bildning av löst gasformigt dimetylkvicksilver har observerats i sediment (Craig and Moreton, 1984) men denna form av kvicksilver antas normalt vara försumbar även i förorenade sediment. De kvicksilverformer som normalt är i fokus vid riskbedömning av förorenade sediment är oorganiskt tvåvärt kvicksilver och metylkvicksilver. I vissa analysmetoder kvantifieras båda dessa species men det är vanligare att kombinera separata analyser av totalkoncentrationen kvicksilver (summan av alla species) och koncentrationen metylkvicksilver. Koncentrationen oorganiskt tvåvärt kvicksilver kan då beräknas genom att subtrahera metylkvicksilver från totalkvicksilver med antagandet att dessa är de enda formerna av kvicksilver i provet. Det vanligaste är dock att rapportera och att använda koncentrationer av totalkvicksilver och metylkvicksilver.

Som diskuterats ovan är både oorganiskt tvåvärt kvicksilver och metylkvicksilver joniska kvicksilverformer ($Hg^{2+}$ och $CH_3Hg^+$) som bildar komplex med olika typer av ligander i löst fas och i partikulär fas. Oorganiskt tvåvärt kvicksilver bildar även mineralfaser. I princip alla egenskaper, inklusive löslighet och biotillgänglighet, av kvicksilver styrs av vilka specifika komplex/föreningar som bildas med sådana ligander. Idag finns dock inga rutinmässigt tillgängliga metoder för att mäta den typen av kvicksilverföreningar. Under specifika betingelser och antaganden kan koncentrationen av vissa föreningar predikteras av kemiska jämviktsmodeller.

Beroende på syfte mäts normalt koncentrationen totalkvicksilver eller både totalkvicksilver och metylkvicksilver. I sediment är det lämpligt att mäta totalkvicksilver för att bestämma utbredningen av det förorenade området. I de flesta andra steg av en riskbedömning behöver också metylkvicksilver mätas i sedimenten. För vattenprover (porvatten och överliggande vatten) styr det specifika syftet vilka kvicksilveranalyser som är lämpliga att utföra. För biotaprover är totalkvick-

silver ofta tillräckligt att mäta i fiskarter på högre trofinivåer (abborre, gädda) eftersom andelen metylkvicksilver normalt är så hög att den kan approximeras som 100 % av totalkvicksilver i fortsatt riskbedömning. För andra typer av biota, exempelvis fiskarter på lägre trofinivåer, plankton och olika typer av bentisk fauna, kan andelen metylkvicksilver variera betydligt. I dessa fall ger totalkvicksilverhalter ofta otillräcklig information, och direkta analyser av metylkvicksilver är därför nödvändiga.

### 2.6.2 Sediment

För bildning av metylkvicksilver är det ofta aktuellt att analysera de översta 10 centimetrarna av sedimentprover, antingen som bulkprov eller med ytterligare vertikal upplösning. I övrigt gäller generella rekommendationer (SGI, under bearbetning). För totalkvicksilveranalys är sedimentprov förhållandevis okänsliga för förvaring/konserveringsbetingelser men frystorkning är normalt att föredra vid långvarig förvaring innan analys. För metylkvicksilveranalys bör prover förvaras kylda i 4 ± 2° C i högst några dagar, och frysta våta vid -20 ± 2° C i högst några veckor innan analys (Flett, 2026). Vid längre förvaring måste proverna frystorkas och sedan förvaras mörkt (temperatur mindre viktigt). Analyser av totalkvicksilver och metylkvicksilver kan normalt utföras på våta eller torkade/frystorkade prover. Vid misstanke eller test av förekomst av elementärt kvicksilver ska prover inte torkas innan analys eftersom denna form av kvicksilver är flyktig och delvis förångas vid alla former av torkning.

Totalkvicksilver bestäms ofta efter syrauppslutning av prover eller med direktmätande instrument dedikerade för kvicksilveranalys baserade på förbränning av provet i luft/syrgas. För metylkvicksilveranalys är det vanligt att sedimentprover förbehandlas genom destillering (U.S.EPA, 1998), extraktion med $CuSO_4$/ KBr/ $H_2SO_4$ (Bloom et al., 1997) eller extraktion med 6M salpetersyra i ”fokuserad mikrovågsuppslutning” (Martin-Doimeadios et al., 2003), men även andra metoder används (Issaro et al., 2009).

### 2.6.3 Vatten

Analys av kvicksilver i vattenprover innebär extra utmaningar på grund av att halterna ofta är låga och att proverna lätt kan påverkas vid hantering och förvaring så att analysresultaten inte blir representativa. Syrefria vatten (till exempel porvatten) är extra känsliga och även små förändringar i redox kan i flera avseenden ”förstöra” proverna. Det saknas standardmetoder för hantering och analys av kvicksilver i syrefria och sulfidrika vattenprover.

För metallanalys konserveras normalt vattenprover genom surgörning till pH 1 med salpetersyra. För totalkvicksilver konserveras prover normalt genom surgörning till 0.06–0.1 M saltsyra eller bromklorid och för metylkvicksilver genom surgörning till 0.05–0.1 M saltsyra. Prover förvaras sedan mörkt och med fördel kylda vid 4 ± 2° C. Detaljerade beskrivningar av konservering och hållbarhet av vattenprover finns i US EPA 1631E för totalkvicksilver (U.S.EPA, 2002) och i US EPA 1630 för metylkvicksilver (U.S.EPA, 1998). Modifieringar av EPA 1630 metoden är ofta nödvändigt för analys av metylkvicksilver i marina vatten (Munson et al., 2014) och i sulfidrika vatten (Mansfield and Black, 2015).

All provhantering (till exempel filtrering) innan konservering av porvatten och syrefria bottenvattenprover behöver normalt göras i syrefri miljö (handskbox)

eftersom ändringar i redoxbetingelser kan påverka flera kemiska parametrar (till exempel pH, DOC, sulfid) och processer (till exempel fördelning mellan löst och partikulär fas) (Drott et al., 2007a).

### 2.6.4 Biota

Biotaprover fryses eller frystorkas för totalkvicksilver och frystorkas för metylkvicksilver om prover behöver förvaras innan analys.

### 2.6.5 Biotillgänglighet

Det finns i dagsläget inga standardiserade metoder för att bestämma biotillgänglighet av kvicksilver. De vanligaste typerna av metoder som används inkluderar bestämning av koncentrationen löst kvicksilver (U.S.EPA, 2002), fördelningskoefficient (halt i partikulär fas / halt i löst fas), användning av passiva provtagare som *Diffusive Gradients in Thin-films* (DGT) (Jonsson et al., 2025; Neal-Walthall et al., 2022), sekventiella extraktioner (Bloom et al., 2003; Wiederhold et al., 2015) och bioackumuleringsexperiment. Det bör noteras att samtliga dessa parametrar/processer styrs av kvicksilvers kemiska speciering, vilken i sin tur styrs av platsspecifika kemiska betingelser. Bestämning av biotillgänglighet kan därför inte göras på standardiserade modellsystem utan måste göras på prover tagna i det aktuella förorenade området.

## 2.7 Speciella aspekter angående fiberbankar och fibersediment

Fiberbankar och fibersediment (fortsättningsvis benämnda ”fibersediment”) som är förorenade med kvicksilver utgör en särskild typ av objekt med specifika egenskaper som behöver beaktas vid riskbedömning. Flera av dessa aspekter är antingen särskilt betydelsefulla eller i viss mån unika för denna typ av miljöer.

Val av referenslokaler är en extra utmaning för fibersediment eftersom förekomsten av fiber i sig är en förorening och att en relevant fiberförorenad referenslokal utan kvicksilverförorening troligtvis inte är möjlig att finna. För riskbedömning av sedimentprocesser, såsom bildning av metylkvicksilver och ackumulering i bentisk biota, kan transektprovtagning vara en lämplig ansats för att identifiera en referenslokal i närheten. För spridning till pelagisk miljö, inklusive vatten och näringsväv, är det däremot ofta svårt att finna en närliggande referenslokal som är opåverkad av föroreningen i fibersedimenten men i övrigt uppvisar likartade förhållanden. I sådana fall, när en mer avlägsen referenslokal måste väljas, är en viktig prioritering jämförbara mängder kvicksilver som tillförs via landavrinning och atmosfärisk deposition.

Även avgränsningen av *sedimentobjekt* och *påverkansområde* innebär särskilda utmaningar för fibersediment, eftersom bildning av metylkvicksilver är central för riskerna. Fibersediment uppvisar ofta en låg andel metylkvicksilver av totalkvicksilver och en låg metyleringshastighet jämfört med naturliga sediment, särskilt vid höga kvicksilverhalter (över cirka 1 µg/g). Orsakerna till detta är inte fullt klarlagda, men kan vara kopplade till begränsad aktivitet hos metylerande mikroorganismer i fibersedimentens särskilda miljö (Andersson et al., 2025). En

nylig studie har visat att halterna av metylkvicksilver i vissa fall kan vara högre i omgivande, mindre kontaminerade sediment än i själva fibersedimenten (Lotfi Kalahroodi et al., 2025). Det är dock oklart hur vanligt detta fenomen är, och om det enbart gäller fibersediment. Andra studier på fibersediment i sötvattensystem i södra Sverige har visat att sådana sediment kan innehålla höga halter och andel metylkvicksilver, till och med högre än i naturliga sediment (Regnell et al., 2014; Regnéll et al., 2025). Detta har kopplats till mikrobiell nedbrytning av det organiska fibermaterialet med en parallell mikrobiell metylering av kvicksilver. En viktig konsekvens för riskbedömning av dessa olika observationer är att utbredningen av *sedimentobjekt* och *påverkansområde* kan behöva avgränsas separat för totalkvicksilver och för metylkvicksilver i sediment.

Samma studie (Lotfi Kalahroodi et al., 2025) visar även att vissa fibersediment kan uppvisa avvikande höga halter och andelar av metylkvicksilver trots låg metyleringshastighet. I dessa fall är det istället nedbrytningen, det vill säga demetyleringen, av metylkvicksilver som är ovanligt låg. Eftersom det är nettobildningen som avgör halterna av metylkvicksilver innebär låg demetylering i praktiken en motsvarande risk som hög metylering. Generellt är demetyleringen hög i ytsediment, både i naturliga och förorenade, och det är inte känt vad som orsakar de observerade avvikelserna, eller hur vanligt förekommande fenomenet är. Sedimenten som identifierades som lågt demetylerande kännetecknades bland annat av ovanligt höga halter organiskt kol (över cirka 30 vikt-%, sannolikt kopplade till hög förekomst av fibermaterial. Ytterligare forskning behövs för att klarlägga dessa samband. Vid riskbedömning av fibersediment med hög andel metylkvicksilver (över cirka 3 % av totalkvicksilver) och hög halt organiskt kol (över cirka 25–30 %) bör dock möjligheten att demetyleringen är låg särskilt beaktas.

Som tidigare nämnts kan gasavgång utgöra en potentiellt betydande spridningsprocess för både löst och partikelbundet kvicksilver från fibersediment till överliggande vatten. Vid förekomst av påtaglig gasbildning i sediment bör därför turbulent transport av kvicksilver via denna process beaktas i riskbedömningen.

## 2.8 Stegvisa tillvägagångssätt för riskbedömning av metylkvicksilverbildning i sediment

Som diskuterats i flera avsnitt i denna rapport utgör bildning av metylkvicksilver en central process för riskerna kopplade till kvicksilver i miljön, inklusive vid riskbedömning av förorenade sediment. Metylering av kvicksilver är samtidigt en komplex process som styrs av ett samspel mellan biogeokemiska, mikrobiologiska och ekologiska faktorer. Riskbedömning av denna process är därför metodologiskt krävande och kan med fördel struktureras i ett stegvis tillvägagångssätt. Nedan presenteras ett förslag på ett sådant arbetssätt med successivt ökande detaljnivå, specifikt inriktat på metylkvicksilverbildning i sediment. Det bör noteras att för flertalet av parametrarna i det stegvisa schemat kan prover konserveras och analyseras vid ett senare tillfälle. Detta bör beaktas redan vid utformningen av en första provtagning i det förorenade området för att minimera behovet av upprepade provtagningar.

Komplexiteten och kostnaderna för undersökningarna inom det nedan beskrivna stegvisa arbetssättet ökar påtagligt efter steg 3, och i situationer (oavsett steg) när processer för bildning och nedbrytning av metylkvicksilver behöver studeras individuellt genom inkuberingsexperiment med isotopanrikat kvicksilver. Värdet av den mer detaljerade information i relation till ökad komplexitet och kostnad behöver därför övervägas extra noga innan dessa steg genomförs.

Ytterligare en generell aspekt att beakta är årstidsvariationer, eftersom både bildning och bioackumulering av metylkvicksilver kan variera avsevärt under en årscykel. Bildningen är ofta, men långt ifrån alltid, som högst en tid efter perioder med hög primärproduktion eller stor tillförsel av terrest organiskt material. Variationer i bioackumulering är vanligtvis ännu svårare att förutse, men halterna i plankton minskar ofta i samband med hög primärproduktion (algblomningar) till följd av bioutspädning. Om det inte är praktiskt möjligt att undersöka årstidsvariationer rekommenderas att provtagningar genomförs någon till några veckor efter förväntad maximal primärproduktion.

För ett övergripande flödesschema för fullständig riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment hänvisas till huvudrapporten (SGI, under bearbetning).

### Steg 1: Sedimentobjektets föroreningsgrad och utbredning

I ett första steg kartläggs sedimentobjektets föroreningsgrad och utbredning genom bestämning av koncentrationen totalkvicksilver i sediment. Utbredningen av sedimentobjektet bör avgränsas genom att jämföra halter med relevant referenslokal som motsvarar bakgrundshalterna i det aktuella området. I vissa fall kan det vara relevant att redan i steg 1 även bestämma påverkansområdets utbredning med avseende på totalkvicksilver. Den totala uppskattade mängden kvicksilver inom föroreningsobjektet utgör en av de grundläggande faktorerna för fortsatt riskbedömning.

### Steg 2: Metyleringsgrad i sedimentobjektet, påverkansområdet och referensområdet

I nästa steg bestäms metyleringsgraden i sedimentobjektet och i påverkansområdet genom analys av totalkvicksilver och metylkvicksilver i sediment samt beräkning av kvoten metylkvicksilver/totalkvicksilver. Om halterna av metylkvicksilver i påverkansområdet är förhöjda i förhållande till referensområdet bör även påverkansområdets utbredning med avseende på metylkvicksilver bestämmas. Den totala uppskattade mängden metylkvicksilver i sedimentobjektet och i påverkansområdet avgör i vilken utsträckning den fortsatta riskbedömningen behöver inkludera även påverkansområdet eller kan avgränsas till sedimentobjektet.

För fibersediment med hög andel metylkvicksilver (över cirka 3 % av totalkvicksilver) och hög halt organiskt kol (över cirka 25–30 %) bör möjligheten att demetyleringen är låg beaktas. Detta kan undersökas genom inkuberingsexperiment där isotopinmärkt kvicksilver tillsätts sediment och hastighetskonstanterna för metylering och demetylering bestäms individuellt. Beroende på om den höga andelen metylkvicksilver främst bedöms orsakas av hög metylering kan man gå vidare till steg 3. I fall den bedöms orsakas av låg demetylering behöver kompletterande eller alternativa steg till de som beskrivs här övervägas. Det bör noteras att det saknas standardiserade metoder för att bestämma hastighetskonstanter för metylering och demetylering med isotopinmärkt kvicksilver och att resultaten delvis är beroende på de exakta experimentella betingelserna och hur konstanterna matematiskt beräknas (Regnell and Watras, 2019; Wang et al., 2020).

### Steg 3. Faktorer som styr metylering av kvicksilver – inledande undersökningar

Steg 3 innehåller det första steget mot att identifiera de viktigaste faktorerna som styr metylering av kvicksilver i sedimenten. Beroende på utfallet i steg 2 kan dessa studier behöva innefatta både sedimentobjektet och påverkansområdet. Som beskrivits tidigare i rapporten kan faktorerna som styr metylering delas in i två huvudgrupper: faktorer som styr kvicksilvrets biotillgänglighet för metylerande mikroorganismer och faktorer som styr den mikrobiella aktiviteten.

Som ett första mått på kvicksilvrets tillgänglighet för mikrobiellt upptag bestäms halter av totalkvicksilver (HgT) i sediment och i porvatten och utifrån dessa beräknas fördelningskoefficienten, KD:

$$KD_{HgT} = \frac{[HgT]_{sediment}}{[HgT]_{pore\ water}}$$

Ju lägre KD desto högre tillgänglighet. Halter i porvatten kan bestämmas direkt med EPA 1630E metoden (U.S.EPA, 2002) eller med passiva provtagare av typ DGT (Jonsson et al., 2025; Neal-Walthall et al., 2022). En osäkerhet i detta steg är att halterna kvicksilver i porvatten kan uppvisa betydande variationer vertikalt, spatialt och temporalt. Provtagningsplanen behöver utformas så att den totala variabiliteten kan kvantifieras.

Första steget i att uppskatta mikrobiell aktivitet är att bestämma totalkoncentrationer av kol (C), kväve (N) och fosfor (P) i sediment och beräkna C/N och C/P kvoter. Dessa parametrar används som enkla proxyvariabler för den relativa tillgången på metabola elektrondonatorer för mikroorganismer i sedimenten. Lägre kvoter innebär högre tillgång på elektrondonatorer och näringsämnen och därmed högre risk för kvicksilvermetylering. Vid förhållanden där mikrobiell nedbrytning av fibermaterial i sediment är en viktig process för bildning av metylkvicksilver råder dock det omvända sambandet. Vid nedbrytning av fiber assimilerar mikroorganismer kväve och fosfor från det överliggande vattnet samtidigt som det organiska kolet mineraliseras. C/N och C/P kvoterna minskar därför i takt med att fibern bryts ner, vilket innebär att höga kvoter indikerar en hög potential för nedbrytning och kvicksilvermetylering (Regnell et al., 2014; Regnéll et al., 2025).

Det saknas etablerade tröskelvärden för KD, C/N och C/P för att direkt avgöra om metyleringen begränsas av tillgängligheten av kvicksilver eller mikrobiell aktivitet. Uppmätta och beräknade värden bör därför jämföras med motsvarande för referenslokalen.

### Steg 4. Faktorer som styr metylering av kvicksilver – fördjupande undersökningar A

Förutom att parametrarna som bestäms i steg 3 är förenklade proxy-parametrar kan de variera påtagligt vertikalt, spatialt och temporalt. Möjligheterna att bedöma risker över tid, inklusive risker med miljöförändringsprocesser, baserat på dessa parametrar är därför begränsade.

Tillgänglighet av kvicksilver för metylering bestäms i steg 4 från bindningsstyrkan av kvicksilver i sedimentet. Detta ger ett mer robust mått på potentiell mobilitet och biotillgänglighet av kvicksilver över tid och vid förändrade betingelser. Metoder baserade på sekventiell extraktion (Bloom et al., 2003; Wiederhold et al., 2015) eller programmerbar termisk desorption (Biester and Scholz, 1997)

är i dagsläget de mest etablerade och användbara metoderna för detta ändamål. Som beskrivits tidigare i rapporten handlar det för de flesta typer av förorenade sediment om att bestämma fördelningen av kvicksilver mellan $Hg(SR\text{-}POM)_2$ och β-HgS(s), där kvicksilver bundet som $Hg(SR\text{-}POM)_2$ har avsevärt högre löslighet, mobilitet och tillgänglighet för metylering. I undantagsfall kan även andra, ännu mer mobila former av kvicksilver förekomma och då utgöra en ökad risk.

För att fördjupa kunskapen om mikrobiell aktivitet karakteriseras i steg 4 det organiska materialet mer detaljerat i syfte att identifiera dess ursprung. I första hand är detta en fråga om att klargöra om mikrobiell aktivitet främst drivs av organiskt material från primärproduktion i vattenmassan ovanför sedimentet och/eller av terrest material från landavrinning. Metoder för direkt karakterisering av organiskt material i dessa avseenden är förhållandevis komplexa med begränsat utbud via kommersiella analyslaboratorier. I vissa fall krävs dessutom expertkunskap för att tolka data. Ett antal olika metoder har använts med framgång, enskilt eller i kombination. Sedimentprover, sedimenterande material (uppsamlat i sedimentfällor) och organiskt material extraherat från porvatten och frystorkat kan karakteriseras med avseende på $\delta^{13}C$ isotopsignatur och molekylär sammansättning genom analys med isotopkvots-masspektrometri (isotope ratio mass spectrometry, IRMS (Muccio and Jackson, 2009) respektive pyrolys–gaskromatografi-masspektrometri (Py-GCMS (Tolu et al., 2015). Löst organiskt material i porvatten kan även karakteriseras med fluorescensensspektroskopi genom direkt analys av porvatten (Coble, 1996). Samtliga metoder ger information om det organiska materialets ursprung och Py-GCMS och fluorescensensspektroskopi även om dess grad av nedbrytning. Resultat från Py-GCMS analyser är komplexa och kräver expertkunskap för tolkning. I fall det inte är möjligt att genomföra denna typ av masspektrometriska och spektroskopiska analyser kan indirekta beräkningar av tillförsel av organiskt material via primärproduktion och landavrinning vara ett alternativt tillvägagångssätt.

De sammanlagda resultaten från steg 3 och 4 ger information om kvicksilvers löslighet och tillgänglighet, som styrs av *in situ* processer i det förorenade sedimentet, och om det organiska materialets sammansättning, som styrs av *ex situ* processer i den omgivande akvatiska och/eller terrestra miljön. Detta utgör en viktig grund för bedömningar av framtida risker med metylering av kvicksilver i det förorenade sedimentet och om dessa i huvudsak kan förväntas styras av processer i sedimentet och/eller i den större omgivande miljön.

### Steg 5. Faktorer som styr metylering av kvicksilver – fördjupande undersökningar B

I steg 5 beskrivs kortfattat vad en detaljerad karakterisering av kemiska och mikrobiella faktorer relevant för metylering av kvicksilver i sediment kan innehålla. I flera av dessa fall krävs komplexa metoder och/eller expertkunskap för resultattolkning.

För att mer i detalj förstå faktorer och processer som styr kvicksilvers tillgänglighet för metylering krävs en förhållandevis detaljerad kemisk karakterisering av porvatten och sediment. De viktigaste parametrarna för porvatten inkluderar pH och lösta koncentrationer av sulfid, organiskt kol, sulfat, svavel, järn och klorid. Samtliga dessa parametrar kan bestämmas med förhållandevis enkla standardmetoder i kommersiella laboratorier och kan enkelt inkluderas i tidigare steg i detta

flödesschema om behovet identifieras. Resultattolkningen inkluderar ofta olika typer av modelleringar, inklusive termodynamiska jämviktsmodelleringar av kvicksilvers speciering och/eller empiriska multivariata modelleringar. Relevant kemisk karakterisering av sediment inkluderar bestämning av totalkoncentrationer av kol, järn och svavel som också kan göras i kommersiella laboratorier och vid behov i ett tidigare skede av riskbedömningen. En värdefull men mer komplex kompletterande karakterisering är specieringsanalys av svavel med synrotronljusbaserad röntgenspektroskopi, så kallad X-ray absorption near edge structure (XANES). Sådana analyser kan dock endast göras vid synkrotronljuskällor som exempelvis MAXIV i Lund.

En detaljerad karakterisering av metylerande mikroorganismer och deras metabola aktivitet inkluderar bestämning av total bakteriell aktivitet och genetiska sekvenseringsmetoder för metagenomik och metatranskriptomik. Bestämning av total bakteriell aktivitet är en förhållandevis enkel metod som ger värdefull information om generell mikrobiell status i sedimentet. Det ger dock ingen specifik information om aktiviteten av mikroorganismer som metylerar kvicksilver. Metagenomik däremot ger detaljerad och omfattande information om sammansättningen på det mikrobiella samhället, inklusive vilka typer av organismer som bär på *hgcAB*-generna som medierar kvicksilvermetylering (Capo et al., 2023). Metatranskriptomik ger ytterligare en nivå genom att ge information om vilka typer av mikrobiella metabolismer (till exempel järnreduktion, sulfatreduktion, metanogenes) som är aktiva i sedimentet inklusive vilka mikroorganismer som aktivt uttrycker *hgcAB*-generna (Capo et al., 2022). Sekvenseringsanalyser för metagenomik och metatranskriptomik kan utföras vid kommersiellt tillgängliga specialistlaboratorier men kräver expertkunskap för dataprocessning och tolkning.

# 3. Källhänvisning

Adams, W.J. and Duguay, A. 2025. Selenium-mercury interactions and relationship to aquatic toxicity: a review. Integrated Environmental Assessment and Management 21(1), 70–78.

Andersson, A., Rodriguez, J., Sands, E., Brugel, S., Björn, E., Jonsson, S., Gindorf, S. and Zhao, L. 2025. Microbes as indicators of Hg contaminated sediments – Studies in the Gulf of Bothnia. Naturvårdsverket, Report 7187. https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7100/978-91-620-7187-5/

Ariya, P.A., Amyot, M., Dastoor, A., Deeds, D., Feinberg, A., Kos, G., Poulain, A., Ryjkov, A., Semeniuk, K., Subir, M. and Toyota, K. 2015. Mercury Physicochemical and Biogeochemical Transformation in the Atmosphere and at Atmospheric Interfaces: A Review and Future Directions. Chemical Reviews 115(10), 3760-3802.

Beauvais-Fluck, R., Slaveykova, V.I. and Cosio, C. 2017. Cellular toxicity pathways of inorganic and methyl mercury in the green microalga Chlamydomonas reinhardtii. Sci. Rep. 7.

Bellanger, M., Pichery, C., Aerts, D., Berglund, M., Castano, A., Cejchanova, M., Crettaz, P., Davidson, F., Esteban, M., Fischer, M.E., Gurzau, A.E., Halzlova, K., Katsonouri, A., Knudsen, L.E., Kolossa-Gehring, M., Koppen, G., Ligocka, D., Miklavcic, A., Reis, M.F., Rudnai, P., Tratnik, J.S., Weihe, P., Budtz-Jorgensen, E., Grandjean, P. and Demo, C. 2013. Economic benefits of methylmercury exposure control in Europe: Monetary value of neurotoxicity prevention. Environ. Health 12.

Bergquist, B.A. and Blum, J.D. 2007. Mass-dependent and -independent fractionation of Hg isotopes by photoreduction in aquatic systems. Science 318(5849), 417–420.

Biester, H. and Scholz, C. 1997. Determination of mercury binding forms in contaminated soils: Mercury pyrolysis versus sequential extractions. Environ. Sci. Technol. 31(1), 233–239.

Bishop, K., Allan, C., Bringmark, L., Garcia, E., Hellsten, S., Hogbom, L., Johansson, K., Lomander, A., Meili, M., Munthe, J., Nilsson, M., Porvari, P., Skyllberg, U., Sorensen, R., Zetterberg, T. and Akerblom, S. 2009. The Effects of Forestry on Hg Bioaccumulation in Nemoral/Boreal Waters and Recommendations for Good Silvicultural Practice. Ambio 38(7), 373–380.

Bishop, K., Shanley, J.B., Riscassi, A., de Wit, H.A., Eklöf, K., Meng, B., Mitchell, C., Osterwalder, S., Schuster, P.F., Webster, J. and Zhu, W. 2020. Recent advances in understanding and measurement of mercury in the environment: Terrestrial Hg cycling. Sci. Total Environ. 721.

Blanchfield, P.J., Rudd, J.W.M., Hrenchuk, L.E., Amyot, M., Babiarz, C.L., Beaty, K.G., Bodaly, R.A.D., Branfireun, B.A., Gilmour, C.C., Graydon, J.A., Hall, B.D., Harris, R.C., Heyes, A., Hintelmann, H., Hurley, J.P., Kelly, C.A., Krabbenhoft, D.P., Lindberg, S.E., Mason, R.P., Paterson, M.J., Podemski, C.L., Sandilands, K.A., Southworth, G.R., St Louis, V.L., Tate, L.S. and Tate, M.T. 2022. Experimental evidence for recovery of mercury-contaminated fish populations. Nature 601(7891), 74-+.

Bloom, N.S., Colman, J.A. and Barber, L. 1997. Artifact formation of methyl mercury during aqueous distillation and alternative techniques for the extraction of methyl mercury from environmental samples. Fresenius Journal of Analytical Chemistry 358(3), 371–377.

Bloom, N.S., Preus, E., Katon, J. and Hiltner, M. 2003. Selective extractions to assess the biogeochemically relevant fractionation of inorganic mercury in sediments and soils. Analytica Chimica Acta 479(2), 233–248.

Blum, J.D., Sherman, L.S. and Johnson, M.W. (2014) Annual Review of Earth and Planetary Sciences, Vol 42. Jeanloz, R. (ed), pp. 249–269, Annual Reviews, Palo Alto.

Braaten, H.F.V., Lindholm, M. and de Wit, H.A. 2020. Five decades of declining methylmercury concentrations in boreal foodwebs suggest pivotal role for sulphate deposition. Sci. Total Environ. 714.

Braaten, H.F.V., Åkerblom, S., Kahilainen, K.K., Rask, M., Vuorenmaa, J., Mannio, J., Malinen, T., Lidersen, E., Poste, A.E., Arnundsen, P.A., Kashulin, N., Kashulina, T., Terentyev, P., Christensen, G. and de Wit, H.A. 2019. Improved Environmental Status: 50 Years of Declining Fish Mercury Levels in Boreal and Subarctic Fennoscandia. Environ. Sci. Technol. 53(4), 1834–1843.

Bravo, A.G., Bouchet, S., Tolu, J., Bjorn, E., Mateos-Rivera, A. and Bertilsson, S. 2017. Molecular composition of organic matter controls methylmercury formation in boreal lakes. Nat. Commun. 8, 14255.

Bravo, A.G. and Cosio, C. 2020. Biotic formation of methylmercury: A bio-physicochemical conundrum. Limnol. Oceanogr. 65(5), 1010–1027.

Capo, E., Feng, C.Y., Bravo, A.G., Bertilsson, S., Soerensen, A.L., Pinhassi, J., Buck, M., Karlsson, C., Hawkes, J. and Bjorn, E. 2022. Expression Levels of hgcAB Genes and Mercury Availability Jointly Explain Methylmercury Formation in Stratified Brackish Waters. Environ. Sci. Technol. 56(18), 13119–13130.

Capo, E., Peterson, B.D., Kim, M., Jones, D.S., Acinas, S.G., Amyot, M., Bertilsson, S., Björn, E., Buck, M., Cosio, C., Elias, D.A., Gilmour, C., Goñi-Urriza, M., Gu, B.H., Lin, H.Y., Liu, Y.R., McMahon, K., Moreau, J.W., Pinhassi, J., Podar, M., Puente-Sánchez, F., Sánchez, P., Storck, V., Tada, Y., Vigneron, A., Walsh, D.A., Vandewalle-Capo, M., Bravo, A.G. and Gionfriddo, C.M. 2023. A consensus protocol for the recovery of mercury methylation genes from metagenomes. Molecular Ecology Resources 23(1), 190–204.

Chen, C.Y., Borsuk, M.E., Bugge, D.M., Hollweg, T., Balcom, P.H., Ward, D.M., Williams, J. and Mason, R.P. 2014. Benthic and Pelagic Pathways of Methylmercury Bioaccumulation in Estuarine Food Webs of the Northeast United States. Plos One 9(2).

Chen, C.Y., Dionne, M., Mayes, B.M., Ward, D.M., Sturup, S. and Jackson, B.P. 2009. Mercury Bioavailability and Bioaccumulation in Estuarine Food Webs in the Gulf of Maine. Environ. Sci. Technol. 43(6), 1804–1810.

Coble, P.G. 1996. Characterization of marine and terrestrial DOM in seawater using excitation emission matrix spectroscopy. Mar. Chem. 51(4), 325–346.

Cooper, C.J., Zheng, K.Y., Rush, K.W., Johs, A., Sanders, B.C., Pavlopoulos, G.A., Kyrpides, N.C., Podar, M., Ovchinnikov, S., Ragsdale, S.W. and Parks, J.M. 2020. Structure determination of the HgcAB complex using metagenome sequence data: insights into microbial mercury methylation. Communications Biology 3(1).

Craig, P.J. and Moreton, P.A. 1984. THE ROLE OF SULFIDE IN THE FORMATION OF DIMETHYL MERCURY IN RIVER AND ESTUARY SEDIMENTS. Marine Pollution Bulletin 15(11), 406–408.

Dastoor, A., Angot, H., Bieser, J., Brocza, F., Edwards, B., Feinberg, A., Feng, X.B., Geyman, B., Gournia, C., He, Y.P., Hedgecock, I.M., Ilyin, I., Kirk, J., Lin, C.J., Lehnherr, I., Mason, R., McLagan, D., Muntean, M., Rafaj, P., Roy, E.M., Ryjkov, A., Selin, N.E., De Simone, F., Soerensen, A.L., Steenhuisen, F., Travnikov, O., Wang, S.X., Wang, X., Wilson, S., Wu, R.S., Wu, Q.R., Zhang, Y.X., Zhou, J., Zhu, W. and Zolkos, S. 2025. The Multi-Compartment Hg Modeling and Analysis Project (MCHgMAP): mercury modeling to support international environmental policy. Geoscientific Model Development 18(9), 2747–2860.

Deonarine, A. and Hsu-Kim, H. 2009. Precipitation of Mercuric Sulfide Nanoparticles in NOM-Containing Water: Implications for the Natural Environment. Environ. Sci. Technol. 43(7), 2368–2373.

Driscoll, C.T., Chen, C.Y., Hammerschmidt, C.R., Mason, R.P., Gilmour, C.C., Sunderland, E.M., Greenfield, B.K., Buckman, K.L. and Lamborg, C.H. 2012. Nutrient supply and mercury dynamics in marine ecosystems: A conceptual model. Environmental Research 119, 118–131.

Driscoll, C.T., Mason, R.P., Chan, H.M., Jacob, D.J. and Pirrone, N. 2013. Mercury as a Global Pollutant: Sources, Pathways, and Effects. Environ. Sci. Technol. 47(10), 4967–4983.

Drott, A., Bjorn, E., Bouchet, S. and Skyllberg, U. 2013. Refining Thermodynamic Constants for Mercury(II)-Sulfides in Equilibrium with Metacinnabar at Sub-Micromolar Aqueous Sulfide Concentrations. Environ. Sci. Technol. 47(9), 4197–4203.

Drott, A., Lambertsson, L., Bjorn, E. and Skyllberg, U. 2007a. Effects of oxic and anoxic filtration on determined methyl mercury concentrations in sediment pore waters. Mar. Chem. 103(1-2), 76–83.

Drott, A., Lambertsson, L., Bjorn, E. and Skyllberg, U. 2007b. Importance of dissolved neutral mercury sulfides for methyl mercury production in contaminated sediments. Environ. Sci. Technol. 41(7), 2270–2276.

Du, H.X., Ma, M., Igarashi, Y. and Wang, D.Y. 2019. Biotic and Abiotic Degradation of Methylmercury in Aquatic Ecosystems: A Review. Bul. Environ. Contam. Toxicol. 102(5), 605–611.

Eagles-Smith, C.A., Silbergeld, E.K., Basu, N., Bustamante, P., Diaz-Barriga, F., Hopkins, W.A., Kidd, K.A. and Nyland, J.F. 2018. Modulators of mercury risk to wildlife and humans in the context of rapid global change. Ambio 47(2), 170–197.

Eagles-Smith, C.A., Suchanek, T.H., Colwell, A.E. and Anderson, N.L. 2008. Mercury trophic transfer in a eutrophic lake: the importance of habitat-specific foraging. Ecological Applications 18(8), A196–A212.

Ehnvall, B., Nilsson, M., Smeds, J., Liu, T., Bertilsson, S., Bishop, K., Björn, E., Skyllberg, U. and Öquist, M. 2024. Restaurerade våtmarker – punktkällor för metanavgång och kvicksilvermetylering? Naturvårdsverket, Rapport 7158. https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7100/978-91-620-7158-5/?q=kvicksilver

Eklöf, K., de Wit, H., Eckley, C.S., Eagles-Smith, C.A., Eggert, S.L., Mackereth, R.W., Skyllberg, U., Ukonmaanaho, L., Verta, M., Allan, C., Emilson, E.J.S., Kidd, K.A., Mitchell, C.P.J., Munthe, J., Sallantaus, T., Segersten, J., Bravo, A.G., Kolka, R.K., McCarter, C.P.R., Porvari, P., Ring, E.V., Sebestyen, S.D., Sikström, U. and Zetterberg, T.S. 2025. The Effects of Forest Harvesting on Total and Methylmercury Concentrations in Surface Waters Depend on Harvest Practices and Physical Site Characteristics. Environ. Sci. Technol. 59(30), 15944–15955.

Eklöf, K., Sikström, U., Wallin, M., Zannella, A., Maher Hasselquist, E., Taherian, M., Ameli, A. and Laudon, H. 2024. Effekter av dikesrensning och våtmarksrestaurering på kvicksilver i vatten. Naturvårdsverket, Rapport 7145. https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7100/978-91-620-7145-5/?q=kvicksilver

Fang, J.H., Yin, B.X., Wang, X., Pan, K. and Wang, W.X. 2025. Clamworm bioturbation reduces mercury methylation through alteration of methylator composition in sediment . Environ. Pollut. 371.

Feng, X.B., Li, P., Qiu, G.L., Wang, S., Li, G.H., Shang, L.H., Meng, B., Jiang, H.M., Bai, W.Y., Li, Z.G. and Fu, X.W. 2008. Human exposure to methylmercury through rice intake in mercury mining areas, guizhou province, china. Environ. Sci. Technol. 42(1), 326–332.

Flett, Flett Research Ltd (Accessed: 2026) http://www.flettresearch.ca/hgsampling.html

Frogner-Kockum, P., Dahlberg, A.-K., Lehoux, A., Zhu, W., Eek, E., Wernersson, A.-S., Peng, H. and Regnéll, O. 2024. CoGas-projektet – Utveckling av en provtagningsmetod för att mäta föroreningstransport med gasflöden från fiberbankar. Naturvårdsverket, Report 7155. https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7100/cogas-projektet/

Gantner, N., Power, M., Iqaluk, D., Meili, M., Borg, H., Sundbom, M., Solomon, K.R., Lawson, G. and Muir, D.C. 2010. Mercury concentrations in landlocked Arctic Char (Salvelinus Alpinus) from the Canadian Arctic. part I: insights from trophic relationships in 18 lakes. Environ. Toxicol. Chem. 29(3), 621–632.

Georgin, J., Franco, D.S.P., Dehmani, Y., Nguyen-Tri, P. and El Messaoudi, N. 2024. Current status of advancement in remediation technologies for the toxic metal mercury in the environment: A critical review. Sci. Total Environ. 947.

Gerson, J.R., Walters, D.M., Eagles-Smith, C.A., Bernhardt, E.S. and Brandt, J.E. 2020. Do Two Wrongs Make a Right? Persistent Uncertainties Regarding Environmental Selenium-Mercury Interactions. Environ. Sci. Technol. 54(15), 9228–9234.

Gilmour, C.C., Podar, M., Bullock, A.L., Graham, A.M., Brown, S.D., Somenahally, A.C., Johs, A., Hurt, R.A., Bailey, K.L. and Elias, D.A. 2013. Mercury Methylation by Novel Microorganisms from New Environments. Environ. Sci. Technol. 47(20), 11810–11820.

Goni-Urriza, M., Corsellis, Y., Lanceleur, L., Tessier, E., Gury, J., Monperrus, M. and Guyoneaud, R. 2015. Relationships between bacterial energetic metabolism, mercury methylation potential, and hgcA/hgcB gene expression in Desulfovibrio dechloroacetivorans BerOc1. Environ. Sci. Pollut. Res. 22(18), 13764–13771.

Harada, M. 1995. MINAMATA DISEASE – METHYLMERCURY POISONING IN JAPAN CAUSED BY ENVIRONMENTAL-POLLUTION. Critical Reviews in Toxicology 25(1), 1–24.

Harris, R.C., Rudd, J.W.M., Almyot, M., Babiarz, C.L., Beaty, K.G., Blanchfield, P.J., Bodaly, R.A., Branfireun, B.A., Gilmour, C.C., Graydon, J.A., Heyes, A., Hintelmann, H., Hurley, J.P., Kelly, C.A., Krabbenhoft, D.P., Lindberg, S.E., Mason, R.P., Paterson, M.J., Podemski, C.L., Robinson, A., Sandilands, K.A., Southworth, G.R., Louis, V.L.S. and Tate, M.T. 2007. Whole-ecosystem study shows rapid fish-mercury response to changes in mercury deposition. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 104(42), 16586–16591.

Hsu-Kim, H., Eckley, C.S., Acha, D., Feng, X.B., Gilmour, C.C., Jonsson, S. and Mitchell, C.P.J. 2018. Challenges and opportunities for managing aquatic mercury pollution in altered landscapes. Ambio 47(2), 141–169.

Hsu-Kim, H., Kucharzyk, K.H., Zhang, T. and Deshusses, M.A. 2013. Mechanisms Regulating Mercury Bioavailability for Methylating Microorganisms in the Aquatic Environment: A Critical Review. Environ. Sci. Technol. 47(6), 2441–2456.

Issaro, N., Abi-Ghanem, C. and Bermond, A. 2009. Fractionation studies of mercury in soils and sediments: A review of the chemical reagents used for mercury extraction. Analytica Chimica Acta 631(1), 1–12.

Jackson, T.A. 2001. Variations in the isotope composition of mercury in a freshwater sediment sequence and food web. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 58(1), 185–196.

Jonsson, S., Andersson, A., Nilsson, M.B., Skyllberg, U., Lundberg, E., Schaefer, J.K., Akerblom, S. and Bjorn, E. 2017. Terrestrial discharges mediate trophic shifts and enhance methylmercury accumulation in estuarine biota. Sci. Adv. 3(1), e1601239.

Jonsson, S., Azaroff, A., Bonaglia, S., Chaumet, B., Gorokhova, E. and Sobek, A. 2025. Mobility, Bioavailability and Toxicity of Sediment Contaminants (MOBILITY). Naturvårdsverket, Report 7196. https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7100/978-91-620-7196-7/

Jonsson, S., Liem-Nguyen, V., Andersson, A., Skyllberg, U., Nilsson, M.B., Lundberg, E. and Björn, E. 2022. Geochemical and Dietary Drivers of Mercury Bioaccumulation in Estuarine Benthic Invertebrates. Environ. Sci. Technol. 56(14), 10141–10148.

Jonsson, S., Skyllberg, U., Nilsson, M.B., Westlund, P.O., Shchukarev, A., Lundberg, E. and Bjorn, E. 2012. Mercury Methylation Rates for Geochemically Relevant Hg-II Species in Sediments. Environ. Sci. Technol. 46(21), 11653–11659.

Kim, H., Van Duong, H., Kim, E., Lee, B.G. and Han, S. 2014. Effects of Phytoplankton Cell Size and Chloride Concentration on the Bioaccumulation of Methylmercury in Marine Phytoplankton. Environmental Toxicology 29(8), 936–941.

Kim, M., Han, S., Gieskes, J. and Deheyn, D.D. 2011. Importance of organic matter lability for monomethylmercury production in sulfate-rich marine sediments. Sci. Total Environ. 409(4), 778–784.

Kocman, D., Horvat, M., Pirrone, N. and Cinnirella, S. 2013. Contribution of contaminated sites to the global mercury budget. Environmental Research 125, 160–170.

Kronberg, R.M., Jiskra, M., Wiederhold, J.G., Björn, E. and Skyllberg, U. 2016. Methyl Mercury Formation in Hillslope Soils of Boreal Forests: The Role of Forest Harvest and Anaerobic Microbes. Environ. Sci. Technol. 50(17), 9177–9186.

Lavoie, R.A., Jardine, T.D., Chumchal, M.M., Kidd, K.A. and Campbell, L.M. 2013. Biomagnification of Mercury in Aquatic Food Webs: A Worldwide Meta-Analysis. Environ. Sci. Technol. 47(23), 13385–13394.

Lee, C.S. and Fisher, N.S. 2017. Bioaccumulation of methylmercury in a marine diatom and the influence of dissolved organic matter. Mar. Chem. 197, 70–79.

Leipe, T., Moros, M., Kotilainen, A., Vallius, H., Kabel, K., Endler, M. and Kowalski, N. 2013. Mercury in Baltic Sea sediments-Natural background and anthropogenic impact. Chemie Der Erde-Geochemistry 73(3), 249–259.

Lepak, R.F., Yin, R.S., Krabbenhoft, D.P., Ogorek, J.M., DeWild, J.F., Holsen, T.M. and Hurley, J.P. 2015. Use of Stable Isotope Signatures to Determine Mercury Sources in the Great Lakes. Environ. Sci. Technol. Lett. 2(12), 335–341.

Lim, A.G., Jiskra, M., Sonke, J.E., Loiko, S., Kosykh, N. and Pokrovsky, O.S. 2020. A revised pan-Arctic permafrost soil Hg pool based on Western Siberian peat Hg and carbon observations. Biogeosciences 17(12), 3083–3097.

Lind, P. and Kjellström, E. 2008. Temperature and precipitation changes in Sweden, a wide range of model-based projections for the 21st century. Swedish Meteorological and Hydrological Institute.

Liu, Y.R., Yu, R.Q., Zheng, Y.M. and He, J.Z. 2014. Analysis of the Microbial Community Structure by Monitoring an Hg Methylation Gene (hgcA) in Paddy Soils along an Hg Gradient. Appl. Environ. Microbiol. 80(9), 2874–2879.

Liu, Y.W., Wu, M.J., Guo, F.Y., Zhong, H. and Yin, Y.G. 2025. Making waves: Exploring scenarios of abiotic mercury methylation in nature. Water Res. 286.

Livsmedelsverket, (Accessed: 2026) https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/metaller1/kvicksilver

Lotfi Kalahroodi, E., Bratthäll, T., Kumar, M., Zhu, W., Tessier, E., Asensio, O., Karlsson, M., Breitenstein, J., Bertilsson, S., Amouroux, D., Skyllberg, U. and Björn, E. 2025. Bildning och spridning av metylkvicksilver – Den svaga länken i riskbedömning av kvicksilverkontaminerade sediment. Naturvårdsverket, Report 7183. https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7100/978-91-620-7183-7/

Luo, X.Q., Yang, P.J., Tian, X.W., Xiang, Y.P., Guo, Y.Y., Shen, Z.L., Liu, Y.W., Li, Y.B., Zhang, Q.H., Song, M.Y., Yin, Y.G., Cai, Y. and Jiang, G.B. 2025. Particulate mercury (Hg) dominates the microbially available Hg pool over dissolved Hg during the decay of marine diatom Chaetoceros debilis. Journal of Hazardous Materials 494.

Mansfield, C.R. and Black, F.J. 2015. Quantification of monomethylmercury in natural waters by direct ethylation: Interference characterization and method optimization. Limnol. Oceanogr. Meth. 13(2), 81–91.

Martin-Doimeadios, R.C.R., Monperrus, M., Krupp, E., Amouroux, D. and Donard, O.F.X. 2003. Using speciated isotope dilution with GC-inductively coupled plasma MS to determine and unravel the artificial formation of monomethylmercury in certified reference sediments. Analytical Chemistry 75(13), 3202–3211.

Mason, R.P., Choi, A.L., Fitzgerald, W.F., Hammerschmidt, C.R., Lamborg, C.H., Soerensen, A.L. and Sunderland, E.M. 2012. Mercury biogeochemical cycling in the ocean and policy implications. Environmental Research 119, 101–117.

Monte, C.N., Rodrigues, A.P.C., Galvao, P.M.A., Pontes, G.C., Malm, O., Wasserman, J.C. and Machado, W. 2022. Mercury methylation upon coastal sediment resuspension: a worst-case approach under dark conditions. Environ. Monit. Assess. 194(11).

Muccio, Z. and Jackson, G.P. 2009. Isotope ratio mass spectrometry. Analyst 134(2), 213–222.

Munson, K.M., Babi, D. and Lamborg, C.H. 2014. Determination of monomethylmercury from seawater with ascorbic acid-assisted direct ethylation. Limnol. Oceanogr. Meth. 12, 1–9.

Naturvårdsverket, (Accessed: 2026) https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/fororenade-omraden/inventering-av-fororenade-omraden/

Neal-Walthall, N., Ndu, U., Rivera, N.A., Elias, D.A. and Hsu-Kim, H. 2022. Utility of Diffusive Gradient in Thin-Film Passive Samplers for Predicting Mercury Methylation Potential and Bioaccumulation in Freshwater Wetlands. Environ. Sci. Technol. 56(3), 1743–1752.

Nogaro, G. and Hammerschmidt, C.R. 2013. Influence of benthic macrofauna on microbial production of methylmercury in sediments on the New England continental shelf. Hydrobiologia 701(1), 289–299.

Obrist, D., Agnan, Y., Jiskra, M., Olson, C.L., Colegrove, D.P., Hueber, J., Moore, C.W., Sonke, J.E. and Helmig, D. 2017. Tundra uptake of atmospheric elemental mercury drives Arctic mercury pollution. Nature 547(7662), 201-+.

Obrist, D., Kirk, J.L., Zhang, L., Sunderland, E.M., Jiskra, M. and Selin, N.E. 2018. A review of global environmental mercury processes in response to human and natural perturbations: Changes of emissions, climate, and land use. Ambio 47(2), 116–140.

Olson, C., Jiskra, M., Biester, H., Chow, J. and Obrist, D. 2018. Mercury in Active-Layer Tundra Soils of Alaska: Concentrations, Pools, Origins, and Spatial Distribution. Global Biogeochemical Cycles 32(7), 1058–1073.

Ortega, S.H., Catalan, N., Bjorn, E., Grontoft, H., Hilmarsson, T.G., Bertilsson, S., Wu, P.P., Bishop, K., Levanoni, O. and Bravo, A.G. 2018. High methylmercury formation in ponds fueled by fresh humic and algal derived organic matter. Limnol. Oceanogr. 63, S44–S53.

Owens, E.M., Bookman, R., Effler, S.W., Driscoll, C.T., Matthews, D.A. and Effler, A.J.P. 2009. Resuspension of Mercury-Contaminated Sediments from an In-Lake Industrial Waste Deposit. Journal of Environmental Engineering 135(7), 526–534.

Parks, J.M., Johs, A., Podar, M., Bridou, R., Hurt, R.A., Smith, S.D., Tomanicek, S.J., Qian, Y., Brown, S.D., Brandt, C.C., Palumbo, A.V., Smith, J.C., Wall, J.D., Elias, D.A. and Liang, L.Y. 2013. The Genetic Basis for Bacterial Mercury Methylation. Science 339(6125), 1332–1335.

Peng, H.J., Zhang, X.W., Bishop, K., Marshall, J., Nilsson, M.B., Li, C.X., Björn, E. and Zhu, W. 2024. Tree Rings Mercury Controlled by Atmospheric Gaseous Elemental Mercury and Tree Physiology. Environ. Sci. Technol. 58(38), 16833–16842.

Podar, M., Gilmour, C.C., Brandt, C.C., Soren, A., Brown, S.D., Crable, B.R., Palumbo, A.V., Somenahally, A.C. and Elias, D.A. 2015. Global prevalence and distribution of genes and microorganisms involved in mercury methylation. Sci. Adv. 1(9).

Qiu, G.L., Feng, X.B., Li, P., Wang, S.F., Li, G.H., Shang, L.H. and Fu, X.W. 2008. Methylmercury accumulation in rice (Oryza sativa L.) grown at abandoned mercury mines in Guizhou, China. Journal of Agricultural and Food Chemistry 56(7), 2465–2468.

Regnell, O., Elert, M., Höglund, O., Falk, A.H. and Svensson, A. 2014. Linking Cellulose Fiber Sediment Methyl Mercury Levels to Organic Matter Decay and Major Element Composition. Ambio 43(7), 878–890.

Regnéll, O., Tesson, S. and Johansson, E. 2025. Nedbrytning av cellulosafiber och kvicksilvermetylering i fiberrika sediment i Nötöfjärden och Svartsjöarna, Kalmar län. Naturvårdsverket, Report 7190. https://www.naturvardsverket.se/publikationer/7100/978-91-620-7190-5/?q=kvicksilver

Regnell, O. and Watras, C.J. 2019. Microbial Mercury Methylation in Aquatic Environments: A Critical Review of Published Field and Laboratory Studies. Environ. Sci. Technol. 53(1), 4–19.

Rydberg, J., Klaminder, J., Rosen, P. and Bindler, R. 2010. Climate driven release of carbon and mercury from permafrost mires increases mercury loading to subarctic lakes. Sci. Total Environ. 408(20), 4778–4783.

Santos, J.P., Li, W.W., Keller, A.A. and Slaveykova, V.I. 2024. Mercury species induce metabolic reprogramming in freshwater diatom Cyclotella meneghiniana. Journal of Hazardous Materials 465.

Schaefer, J.K., Rocks, S.S., Zheng, W., Liang, L.Y., Gu, B.H. and Morel, F.M.M. 2011. Active transport, substrate specificity, and methylation of Hg(II) in anaerobic bacteria. Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A. 108(21), 8714–8719.

Schartup, A.T., Qureshi, A., Dassuncao, C., Thackray, C.P., Harding, G. and Sunderland, E.M. 2018. A Model for Methylmercury Uptake and Trophic Transfer by Marine Plankton. Environ. Sci. Technol. 52(2), 654–662.

Scheuhammer, A., Braune, B., Chan, H.M., Frouin, H., Krey, A., Letcher, R., Loseto, L., Noel, M., Ostertag, S., Ross, P. and Wayland, M. 2015. Recent progress on our understanding of the biological effects of mercury in fish and wildlife in the Canadian Arctic. Sci. Total Environ. 509, 91–103.

Schroeder, W.H., Anlauf, K.G., Barrie, L.A., Lu, J.Y., Steffen, A., Schneeberger, D.R. and Berg, T. 1998. Arctic springtime depletion of mercury. Nature 394(6691), 331–332.

Schuster, P.F., Schaefer, K.M., Aiken, G.R., Antweiler, R.C., Dewild, J.F., Gryziec, J.D., Gusmeroli, A., Hugelius, G., Jafarov, E., Krabbenhoft, D.P., Liu, L., Herman-Mercer, N., Mu, C.C., Roth, D.A., Schaefer, T., Striegl, R.G., Wickland, K.P. and Zhang, T.J. 2018. Permafrost Stores a Globally Significant Amount of Mercury. Geophys. Res. Lett. 45(3), 1463–1471.

Seelen, E., Liem-Nguyen, V., Wünsch, U., Baumann, Z., Mason, R., Skyllberg, U. and Björn, E. 2023. Dissolved organic matter thiol concentrations determine methylmercury bioavailability across the terrestrial-marine aquatic continuum. Nat. Commun. 14(1).

Seelen, E.A., Massey, G.M. and Mason, R.P. 2018. Role of Sediment Resuspension on Estuarine Suspended Particulate Mercury Dynamics. Environ. Sci. Technol. 52(14), 7736–7744.

Selin, H., Keane, S.E., Wang, S.X., Selin, N.E., Davis, K. and Bally, D. 2018. Linking science and policy to support the implementation of the Minamata Convention on Mercury. Ambio 47(2), 198–215.

Selin, N.E. 2009. Global Biogeochemical Cycling of Mercury: A Review. Annu. Rev. Environ. Resour. 34, 43–63.

SGI under bearbetning. Vägledning: Riskbedömning av förorenade sediment. Sveriges Geotekniska Institut.

Shah, V., Jacob, D.J., Thackray, C.P., Wang, X., Sunderland, E.M., Dibble, T.S., Saiz-Lopez, A., Cernusák, I., Kellö, V., Castro, P.J., Wu, R.R. and Wang, C.J. 2021. Improved Mechanistic Model of the Atmospheric Redox Chemistry of Mercury. Environ. Sci. Technol. 55(21), 14445–14456.

Si, L., Branfireun, B.A. and Fierro, J. 2022. Chemical Oxidation and Reduction Pathways of Mercury Relevant to Natural Waters: A Review. Water 14(12).

Skrobonja, A., Brugel, S., Soerensen, A.L., Griniene, E., Andersson, A. and Björn, E. 2026. Terrestrial organic matter input causes dual effects on methylmercury accumulation in coastal planktonic food webs. Communications Earth & Environment 7(1).

Skrobonja, A., Gojkovic, Z., Soerensen, A.L., Westlund, P.O., Funk, C. and Björn, E. 2019. Uptake Kinetics of Methylmercury in a Freshwater Alga Exposed to Methylmercury Complexes with Environmentally Relevant Thiols. Environ. Sci. Technol. 53(23), 13757–13766.

Skyllberg, U. 2008. Competition among thiols and inorganic sulfides and polysulfides for Hg and MeHg in wetland soils and sediments under suboxic conditions: Illumination of controversies and implications for MeHg net production. J. Geophys. Res-Biogeo. 113.

Skyllberg, U., Drott, A., Lambertsson, L., Bjorn, E., Karlsson, T., Johnson, T., Heinemo, S.A. and Holmstrm, H. 2007. Net methylmercury production as a basis for improved risk assessment of mercury-contaminated sediments. Ambio 36(6), 437–442.

Skyllberg, U., Drott, A., Lambertsson, L. and Björn, E. 2006. Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment. Naturvårdsverket, Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering, Rapport 5629. ISBN 91-620-5629-8.pdf.

Slaveykova, V.I., Majumdar, S., Regier, N., Li, W.W. and Keller, A.A. 2021. Metabolomic Responses of Green Alga Chlamydomonas reinhardtii Exposed to Sublethal Concentrations of Inorganic and Methylmercury. Environ. Sci. Technol. 55(6), 3876–3887.

SMHI, Swedish Meteorological and Hydrological Institute (Accessed: 2026) https://www.smhi.se/en/climate/tools-and-inspiration/climate-indicators/precipitation

Soerensen, A.L., Eliassen, J., Jonsson, C., Kylberg, E., Stjärnkvist, N., Staveley Öhlund, J. and Faxneld, S. 2024. Graphic and statistical overview of temporal trends and spatial variations within the Swedish National Monitoring Programme for Contaminants in Marine Biota Department of Environmental Monitoring and Research, The Swedish Museum of Natural History

Sommar, J.O., Shi, X.Y., Tang, X.L., Sun, G.Y., Lin, C.J. and Feng, X.B. 2025. Atmospheric mercury: recent advances in theoretical, computational, experimental, observational, and isotopic understanding to decipher its redox transformations in the upper and lower atmosphere and interactions with Earth surface reservoirs. Atmos. Chem. Phys. 25(19), 12233–12334.

Sonke, J.E., Angot, H., Zhang, Y.X., Poulain, A., Bjorn, E. and Schartup, A. 2023. Global change effects on biogeochemical mercury cycling. Ambio.

St Louis, V.L., Rudd, J.W.M., Kelly, C.A., Bodaly, R.A., Paterson, M.J., Beaty, K.G., Hesslein, R.H., Heyes, A. and Majewski, A.R. 2004. The rise and fall of mercury methylation in an experimental reservoir. Environ. Sci. Technol. 38(5), 1348–1358.

Steffen, A., Douglas, T., Amyot, M., Ariya, P., Aspmo, K., Berg, T., Bottenheim, J., Brooks, S., Cobbett, F., Dastoor, A., Dommergue, A., Ebinghaus, R., Ferrari, C., Gardfeldt, K., Goodsite, M.E., Lean, D., Poulain, A.J., Scherz, C., Skov, H., Sommar, J. and Temme, C. 2008. A synthesis of atmospheric mercury depletion event chemistry in the atmosphere and snow. Atmos. Chem. Phys. 8(6), 1445–1482.

Streets, D.G., Horowitz, H.M., Jacob, D., Lu, Z.F., Levin, L., ter Schure, A.F.H. and Sunderland, E.M. 2017. Total Mercury Released to the Environment by Human Activities. Environ. Sci. Technol. 51(11), 5969–5977.

Tolu, J., Gerber, L., Boily, J.F. and Bindler, R. 2015. High-throughput characterization of sediment organic matter by pyrolysis-gas chromatography/mass spectrometry and multivariate curve resolution: A promising analytical tool in (paleo) limnology. Analytica Chimica Acta 880, 93–102.

U.S.EPA 1998. Method 1630: Methyl Mercury in Water by Distillation, Aqueous Ethylation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. US EPA, Washington, D.C. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P100IKBQ.txt

U.S.EPA 2002. Method 1631, Revision E: Mercury in Water by Oxidation, Purge and Trap, and Cold Vapor Atomic Fluorescence Spectrometry. US EPA, Washington, DC. https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPURL.cgi?Dockey=P1008IW8.txt

UNEP, Únited Nations Environment Programme (Accessed: 2014) www.mercuryconvention.org

UNEP 2018. Global Mercury Assessment 2018. https://wedocs.unep.org/handle/20.500.11822/27579

Wang, F.Y., Outridge, P.M., Feng, X.B., Meng, B., Heimburger-Boavida, L.E. and Mason, R.P. 2019. How closely do mercury trends in fish and other aquatic wildlife track those in the atmosphere? – Implications for evaluating the effectiveness of the Minamata Convention. Sci. Total Environ. 674, 58–70.

Wang, K., Munson, K.M., Armstrong, D.A., Macdonald, R.W. and Wang, F.Y. 2020. Determining seawater mercury methylation and demethylation rates by the seawater incubation approach: A critique. Mar. Chem. 219.

Wiederhold, J.G. 2015. Metal Stable Isotope Signatures as Tracers in Environmental Geochemistry. Environ. Sci. Technol. 49(5), 2606–2624.

Wiederhold, J.G., Skyllberg, U., Drott, A., Jiskra, M., Jonsson, S., Bjorn, E., Bourdon, B. and Kretzschmar, R. 2015. Mercury Isotope Signatures in Contaminated Sediments as a Tracer for Local Industrial Pollution Sources. Environ. Sci. Technol. 49(1), 177–185.

Wu, P.P., Kainz, M.J., Bravo, A.G., Akerblom, S., Sonesten, L. and Bishop, K. 2019. The importance of bioconcentration into the pelagic food web base for methylmercury biomagnification: A meta-analysis. Sci. Total Environ. 646, 357–367.

Wu, Y.S., Osman, A.I., Hosny, M., Elgarahy, A.M., Eltaweil, A.S., Rooney, D.W., Chen, Z.H., Rahim, N.S., Sekar, M., Gopinath, S.C.B., Rani, N., Batumalaie, K. and Yap, P.S. 2024. The Toxicity of Mercury and Its Chemical Compounds: Molecular Mechanisms and Environmental and Human Health Implications: A Comprehensive Review. Acs Omega 9(5), 5100–5126.

Yuan, K., Chen, X., Chen, P., Huang, Y.S., Jiang, J., Luan, T.G., Chen, B.W. and Wang, X.W. 2019. Mercury methylation-related microbes and genes in the sediments of the Pearl River Estuary and the South China Sea. Ecotoxicol. Environ. Saf. 185.

Zhang, L.J., Wu, S., Zhao, L.D., Lu, X., Pierce, E.M. and Gu, B.H. 2019. Mercury Sorption and Desorption on Organo-Mineral Particulates as a Source for Microbial Methylation. Environ. Sci. Technol. 53(5), 2426–2433.

Zhang, P. and Zhang, Y.X. 2022. Earth system modeling of mercury using CESM2-Part 1: Atmospheric model CAM6-Chem/Hg v1.0. Geoscientific Model Development 15(9), 3587–3601.

Zhu, W., Song, Y., Adediran, G.A., Jiang, T., Reis, A.T., Pereira, E., Skyllberg, U. and Bjorn, E. 2018. Mercury transformations in resuspended contaminated sediment controlled by redox conditions, chemical speciation and sources of organic matter. Geochim. Cosmochim. Acta 220, 158–179.

Åkerblom, S., Bignert, A., Meili, M., Sonesten, L. and Sundbom, M. 2014. Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. Ambio 43, 91–103.

RAPPORT 7230 | OKTOBER 2026 ISBN 978-91-620-7230-8 ISSN 0282-7298

Denna rapport har finansierats av Naturvårdsverket. De slutsatser och synpunkter som presenteras i rapporten är författarens/författarnas och överensstämmer inte nödvändigtvis med Naturvårdsverkets ställningstagande.

MILJÖ | NATURVÅRDSVERKET FORSKNING

# Kvicksilvers omsättning i miljön

## Kunskapsläge och stöd för riskbedömning av förorenade sediment

Spridning och omsättning av kvicksilver i miljön utgör hot mot ekosystem och människors hälsa. Kvicksilver sprids dels via diffusa utsläpp genom långväga transport, dels från lokalt förorenade områden såsom industriella punktkällor och sediment. Riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment är en stor utmaning på grund av komplexa samspel mellan fysikaliska, kemiska och biologiska processer.

Denna rapport innehåller två delar där den första delen sammanfattar ett relevant urval av viktig generell kunskapsutveckling sedan 2006 om kvicksilvers omsättning i miljön, inklusive nya insikter om globala flöden, mikrobiell metylering och bioackumulering. Den andra delen är specifikt fokuserad på vägledning vid riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment och utgör ett komplement med avseende på kvicksilver till rapporten SGI Vägledning: Riskbedömning av förorenade sediment. Centrala aspekter i denna del rör avgränsning av förorenade områden, val av referenslokaler samt bedömning av spridningsvägar och biotillgänglighet.

NATUR VÅRDS VERKET

Naturvårdsverket, 106 48 Stockholm. E-post: registrator@naturvardsverket.se, www.naturvardsverket.se
Besöksadress Stockholm: Virkesvägen 2. Besöksadress Östersund: Forskarens väg 5, hus Ub.