

水力発電と環境

貯水池における炭素収支の管理

IEA 水力技術報告書

貯水池からの正味の温室効果ガスの放出量
評価法に関する手引き

第1巻－計測計画とデータの解析

2012年10月



IEA
水力実施協定：
専門部会 XII



FINLAND



JAPAN



NORWAY



BRAZIL



USA

IEA 水力技術と計画に係わる実施協定の概観

IEA 水力実施協定 (IEA Hydro) は、国際エネルギー機関加盟国および世界中の水力発電推進に共通の関心を有するその他の人々による作業部会である。各加盟国政府は、政府自身が参加しているか、あるいは、国内の組織を指名して、執行委員会 (ExCo) および IEA Hydro の特別作業班である専門部会 (Annex) に参加させているかのいずれかである。いくつかの活動は IEA と他の水力発電組織との共同事業である。

ビジョン

十分に確立されており、かつ社会的に好ましいエネルギー技術としての水力発電の世界全般の認識を助長することにより、水力発電の新規開発および既設発電所の近代化を推進する。

ミッション

一般の理解、知識および支持を通じて、水力発電の開発と運用における、水資源の持続可能な利用を促進する。

このミッションを達成するために、執行委員会は以下の計画型の戦略を示している。

- 社会的に好ましい形態の再生可能エネルギーとして、水力発電の社会的容認を促進するために、実行可能かつ必要な研究に、学際的方法を適用する。
- 現在の水力発電に伴う広範な諸問題に関して、現在の知識をさらに豊富にする。
- 社会的に好ましいエネルギー源としての水力発電の継続的使用における、国際組織間の共通の関心分野を開拓する。
- 環境的に望ましいエネルギー技術としての水力発電の実行可能性に関する世界的な課題に、バランスのとれた見解を提示する。
- 技術開発を促進する。

IEA 水力実施協定は、その作業計画の遂行推進と、非参加諸国の参加促進に力を入れている。すべての OECD 加盟国、および OECD 非加盟国に参加資格がある。参加方法と調査活動に関する情報は、IEA 水力実施協定のウェブサイト <http://www.ieahydro.org/> で閲覧可能である。

国際エネルギー機関
水力技術と計画に係わる実施協定

専門部会 XII

水力発電と環境

タスク 1 : 貯水池における炭素収支の管理

貯水池からの正味の温室効果ガスの
放出量評価法に関する手引き
第 1 巻－計測計画とデータの解析

参加国 : ブラジル、日本、フィンランド、ノルウェー、米国

2012 年 10 月

目次

第1巻—計測計画とデータの解析

ページ

要旨	5
謝辞	6
手引きの概要.....	7
1.0 はじめに.....	8
1.1 背景.....	8
1.2 手引きの目的.....	10
1.3 適用範囲.....	11
1.4 本手引きの構成と最適な手法を得るための手順.....	11
1.5 本巻の利用法.....	12
2.0 貯水池からの正味の温室効果ガス(GHG)放出量の定量的評価.....	13
2.1 序論.....	13
2.2 概念モデル.....	13
2.3 正味の GHG 放出量の定量的評価のための一般的手順	17
2.4 貯水池の環境および技術的条件.....	37
3.0 湛水前における放出量の定量的評価.....	41
3.1 序論.....	41
3.2 建設予定の貯水池区域からの湛水前の放出量評価.....	41
3.3 既存の貯水池からの湛水前の放出量評価.....	44
4.0 湛水後放出量評価法.....	47
4.1 序論.....	47
4.2 拡散フラックス.....	47
4.3 気泡噴出による放出.....	49
4.4 脱気.....	50
4.5 炭素堆積速度.....	52
4.6 貯水池に無関係な人為的放出源からの GHG 放出	53
4.7 複数年における変動.....	54
参考文献.....	55
付録 A：境界表面における GHG フラックスおよび炭素蓄積速度を支配する過程	58
付録 B：測定技術.....	63

要旨

水力発電用貯水池からの温室効果ガス（Greenhouse gas:以下 GHG と略する）の放出に関する現在の最新知見については、数多くの不確実性とさまざまな異なる立場があるため、エネルギー政策、法律、規制において考慮することが妨げられている。このような現状に鑑み、国際エネルギー機関（IEA）水力技術と計画に係わる実施協定（IEA 水力実施協定）は「貯水池における炭素収支の管理」に関する新しい専門部会を立ち上げた。その目的は、包括的な作業活動により、人工貯水池からの GHG 放出過程に関する知識を深め、貯水池の炭素収支の評価に関する調査計画のために最も効率の良い手法を得る手引きを策定し、GHG 放出量の評価方法を統一することである。

これらの手引きは、現地での計測、得られたデータの解析およびモデル化のための助言と推奨される手順を含み、人工貯水池からの正味の GHG 放出量の調査と評価を行うための基準となる枠組み（a reference framework）を示している。これらの手引きは 2 巻に分けて作成されている。すなわち、第 1 巻「計測計画とデータの解析」（本文書）および第 2 巻「モデル化による評価」である。本巻では、湛水後における GHG 放出量と吸収量の収支から、ダム建設とは無関係な人為的 GHG 放出増加量を差し引き、これと、湛水前の GHG 放出量と吸収量の収支との差を、人工貯水池からの正味の GHG 放出量と定義している。正味の GHG 放出量の評価するための基本的な枠組みは、EPRI(2010)によって概念モデルで示された、湛水域、貯水池、上流域、貯水池放流施設および下流域という 5 つの構成要素で構成されたシステムにより説明されている。現場計測で得られたデータから正味の GHG 放出量进行评估するための基本的手順が、その誤差の評価法とともに示されている。既存の貯水池についても、関連する誤差とともに湛水後の放出量进行评估するための計測計画の策定と、これを実行するための助言と手順が示されている。湛水前の放出量の評価法では、建設予定および既設の貯水池の双方についての助言と手順が示されている。本巻にはまた、正味の GHG 放出量の評価報告において、調査されて示されるべき環境と設備に関する記載項目のリストも併せて示されている。

キーワード：

炭素収支、計測、データ解析、モデル化、正味の温室効果ガス放出量、多目的貯水池

謝辞

2009年8月のブラジルのリオデジャネイロにある CEPEL の事務所における第1回会合以来、専門部会 XII の第一作業班の会合が15回開かれた（専門部会の会合および共同研究集会12回、ならびに公開研究集会3回）。

本報告書を完成させるためにご協力いただいた方々、専門部会 XII 第一作業班に参加いただいた皆様、また、報告書の査読に参加して下さった専門家の皆様に感謝の意を表したい。

また、水力実施協定執行委員会のメンバーの皆様および事務局の皆様にご支援、ご助言およびご協力について、感謝申し上げます。

本報告書作成に貢献された方々、および独立した立場で査読いただいた方々のご氏名を下記に挙げる。

主要貢献者: Jorge Machado Damazio（電力研究所（CEPEL）、ブラジル）；Albert Cordeiro Geber de Melo（電力研究所(CEPEL)、ブラジル）；Maria Elvira Piñeiro Maceira（電力研究所（CEPEL）、ブラジル）；Alexandre Mollica Medeiros（電力研究所（CEPEL）、ブラジル）；Mauro Negrini,（電力研究所（CEPEL）、ブラジル）；Jukka Alm（フィンランド森林研究機関（FFRI）、フィンランド）；Tormod Andre Schei（Statkraft Corp、ノルウェー）；Yutaka Tateda（電力中央研究所（CRIEPI）、日本）；Brennan Smith（オークリッジ国立研究所（ORNL）、米国）；Niels Nielsen（IEA 水力実施協定）。

他の貢献者: Marco Aurelio dos Santos（COPPE/UFRJ、ブラジル）；Donato Abe（IIEGA、ブラジル）；Nelson L Dias（UFPR、ブラジル）。

レビューアー: André C. P. Cimblaris（FURNAS Centrais Elétricas S.A.、ブラジル）；Ben Miller,（パシフィック・ノースウェスト国立研究所、米国）；Boualem Hadjerioua（オークリッジ国立研究所（ORNL）、米国）；Joel Goldefum（IHA、ブラジル）；Helio S. Migon（DME/UFRJ、ブラジル）；Kenneth Ham（パシフィック・ノースウェスト国立研究所、米国）；Masayuki Itoh（京大大学生態学研究センター、日本）；Rao Kotamarthi（アルゴンヌ国立研究所、米国）；Marco Aurelio dos Santos,（COPPE/UFRJ、ブラジル）；Rita Christianne Sbrissia,（J. Malucelli Energia、ブラジル）；Andrew Scanlon（ハイドロ・タスマニア、オーストラリア）；Vinicius P. Israel（DME/UFRJ、ブラジル）。

また、ELETROBRAS、ELETRONORTE、FURNAS、CHESF および ITAIPU によって進行中の、GHG 放出に関するブラジルの研究プロジェクトからの技術的支援に感謝申し上げます。特に、次の皆さんに感謝申し上げます。

Maria Luiza Lartigau S. Millazzo（ELETROBRAS）、Frederico Monteiro Neves（ELETROBRAS）、Silviani Froehlich（ELETRONORTE）、Victor Perdigão（ELETRONORTE）、André C. Prates Cimblaris（FURNAS）、Ricardo Krauskopf Neto（ITAIPU）、Anderson Braga Mendes（ITAIPU）。

電力研究所（CEPEL）、ブラジル、専門部会 XII タスク 1 執行責任者。

2012年10月

手引きの概要

本手引きの目的は、手引きの利用者が人工貯水池からの正味の温室効果ガス(greenhouse gas:以下 GHG と略す)の放出量評価を行うための基本的枠組みを得るのに役立つ最も効率の良い手順を明らかにすることである。これにより利用者は、既存または建設予定の貯水池からの GHG の放出過程を理解するために十分な検討と調査を行うことができる。

これらの手引きに含まれる知見は、広範な調査事業、ならびに、科学者、学識経験者および水力発電業界の専門家の経験からまとめられたものである。

水力発電用貯水池からの GHG 放出に関する現在の最新の知見については、数多くの不確実性とさまざまな異なる立場があるため、エネルギー政策、法律、規制において考慮することが妨げられている。このような現状に鑑み、国際エネルギー機関 (IEA) 水力技術と計画に係わる実施協定 (IEA 水力実施協定) は「貯水池における炭素収支の管理」に関する新しい専門部会を立ち上げた。その目的は、包括的な作業計画により、人工貯水池からの GHG 放出過程に関する知識を深め、貯水池の炭素収支の評価に関する調査計画のために最も効率のよい手法を得るための手引きを策定し、GHG 放出量の評価方法を統一することである。

これらの手引きは、利用者が多目的貯水池からの正味の GHG 放出量の計測計画の策定、データ解析およびモデル化するうえで役立つことを目的とする、最も効率の良い手法を得るための手順を示す。第 1 巻では計測計画とデータの解析が、また、第 2 巻ではモデル化による評価が扱われている。

1.0 はじめに

1.1 背景

持続可能なエネルギー政策を策定・促進し、エネルギープロジェクト承認と許認可のための法規制を進めている国と地域は、さらに高品質なエネルギーサービスを提供しながら温室効果ガス（GHG）の放出量を削減するという大きな課題に直面している。十分に確立されており、社会的に好ましい再生可能エネルギー技術である水力発電は、この課題に対処するための適切な代替策である。

水力発電はその他のほとんどの電力源に比べいくつもの利点を有している。高い信頼性、実証済みの技術、高効率¹、非常に低い運用維持費、および、負荷変動にたやすく適応できる能力等である。多くの水力発電所は貯水池を伴っているため、上水および灌漑、洪水調節、河川輸送およびレクリエーションを含む多目的の便益を提供することができる。さらに、水力発電は、廃棄物量が少なく、地域大気汚染の問題や酸性雨の原因となることもない。

水力発電の開発には不利益をもたらす可能性もある。これは主に、自然の水路をせき止めることによる環境的・社会的影響、および、それに伴いダム上流の溪谷の一部の湛水によって形成される人工貯水池に関連している²。地球規模の人為的 GHG 放出における水力発電所の役割が無視できないかもしれない可能性が、水力発電用貯水池で行われたいくつもの GHG 放出量の測定によって示されている（Rosa et al. 1994a）。水力発電用貯水池を GHG の潜在的放出源として示した研究もある（Rudd et al. 1993; St Louis et al. 2000）。1990 年代末に、世界ダム委員会（WCD）は、大規模ダム開発の有効性に関して行った広範な総合調査に、ダムによる温室効果への影響を含めた。WCD 最終報告書（2000 年）における Rosa and Santos (2000)が作成した報告は、この問題に関する世界的な論議を引き起こした。

貯水池からの CO₂ 等価排出量の評価に関してはかなりの不確実性が依然として存在する。GHG の国別インベントリ評価のための人為的放出量と吸収量の評価のために国際的に合意された現在の方法論では、湛水域からの CO₂ および CH₄ 放出量評価（IPCC, 付録 2 および 3,

¹ 2011 年 IPCC 再生可能エネルギー源と気候変動緩和に関する特別報告書（IPCC, 2011）は、水力はすべての既知のエネルギー源のうち最良の転換効率と最高のエネルギー回収率をもつエネルギー源であるとしている。また、水力の柔軟性と応答時間の短さは火力発電所がその最良の安定状態レベルで運転することを可能にし、それにより燃料消費と汚染を低減しており、また、貯水池をもつ水力発電所は断続的な再生可能エネルギー源（風力、太陽熱および波力）の予備として、またその調節因子としての使用に理想的であるとも述べている。

² 本手引きにおいては、貯水池という語は一般に、自然の水路をせき止めることによって作られる人工貯水池を指すために用いられている。高地の湖を、トンネルでつながれた下の湖の貯水池として利用する水力発電もあるが、本手引きでは取り扱わない。

2006)において、利用可能な科学的情報が限られていることを反映して、将来の手法開発のための基礎的知見が含まれているのみである。IPCC/NGGIP サンパウロ 2009 会合における特別作業班からの報告書 (IPCC 2010) は、貯水池 (例えば湿原にあるような) からの人為的放出の見極めは、これらの地域が近隣の土地利用に影響し、かつ影響を受けるため、不確かであるとしている。さらに、経年の気候変化も人為的な放出量の推定を困難にしている。オークリッジ国立研究所が実施したこの問題に関する文献調査 (EPRI 2010) では、貯水池からの GHG 放出量がゼロでないことが計測データから示されているとしても、GHG の「正味」の放出があるかどうかは確かではないと結論づけている。その理由としては、放出量と吸収量の両方を計測して、貯水池建設前の放出量あるいは吸収量を評価した研究はほとんどないからであるとしている。最近の研究では、貯水池は炭素吸収源として機能する可能性もあると報告されている (Chanudet et al. 2011; Ometto et al. 2010; Sikar et al. 2009)。

UNFCCC (気候変動に関する国際連合枠組条約) の理事会 (Executive Board) は、この問題に関しては依然として科学的不確実性があり、そのような不確実性はおそらくすぐには解決しないであろうとしながらも、水力発電貯水池をクリーン開発メカニズム (CDM) プロジェクトとして認証するための合意事項として、電力密度 (W/m^2) という観点からの閾値を用いており、電力密度が $4 \text{ W}/\text{m}^2$ 以下の水力発電所は CDM プロジェクトからクレジットを獲得することはできない一方、電力密度が $10 \text{ W}/\text{m}^2$ を超える発電所からの放出は無視できるとしている。電力密度が $4 \text{ W}/\text{m}^2$ から $10 \text{ W}/\text{m}^2$ のプロジェクトは、 $90 \text{ g CO}_2\text{eq}/\text{kWh}$ という放出係数を科すとしている (UNFCCC/CCNUCC, 2006) ³。一方、UNFCCC CDM 理事会は、この指針が、貯水池を伴うプロジェクト活動が新しい方法論を提出し、方法論パネル (Meth Panel) ⁴による審査を受けることを妨げるものではないと強調している。

水力発電用貯水池からの GHG 放出に関する現在の知見については、数多くの不確実性とさまざまな異なる立場があるため、エネルギー政策、法律、規制において考慮することが妨げられている。このような現状に鑑み、国際エネルギー機関 (IEA) 水力技術と計画に係わる実施協定 (IEA 水力実施協定) は「貯水池における炭素収支の管理」に関する新しい専門部会を立ち上げた。その目的は、包括的な作業を通して、人工貯水池からの GHG 放出過程に関する知識

³ 2011 年 IPCC 再生可能エネルギー源と気候変動緩和に関する特別報告書 (IPCC, 2011) は、設備容量、貯水池面積および貯水池内のさまざまなアクティブな生物地球化学的プロセスの間にはほとんど関連性はないとしている。仮説的には、2 つの全く同一の貯水プロジェクトの放出量は、電力密度に従い、気候帯もしくは水没したバイオマスおよび炭素フラックスに関わらず同じである。そのため、この電力密度ルールは、はからずも社会的に有益な水力発電プロジェクトの開発を妨げる可能性がある一方、同時に、有益さに劣るプロジェクトをサポートする可能性もある。

⁴ 方法論パネル (Meth Panel) は、ベースラインのための方法論および監視計画のための指針に関して UNFCCC CDM 理事会への勧告を作成し、新しいベースラインと監視方法のための提出された提案に関する勧告を準備するために設置された。

を深め、貯水池の炭素収支の評価に関する調査活動により、評価のため最も効率のよい手法を得るための手引きを策定し、GHG 放出量の評価方法を統一することである。

本手引きでは、正味の GHG 放出量の評価に関する最良の手法を、以下のような手続きに従うものと定義する。

- ・ 利用可能な資源を考慮して、各評価項目について、必要な結果を得るための、最も適切な方法を提供する。
- ・ 測定に関わる技術的品質、所要費用、安全性とリスク、および環境と法令順守を考慮している。

「最良の手法」は、事業調査においてこれまで行われてきた様々な方法を集約し、著者らが判断整理して最良と考えられる調査方法の組み合わせを基にしている。

1.2 手引きの目的

本手引きの主な目的は以下のとおりである。

- ・ 人工貯水池からの正味の GHG 放出の定量評価を行うための基本的枠組みを示す。正味の GHG 放出とは、「湛水後の GHG の放出量と吸収量の収支から、ダムと関連しない人為的 GHG 放出量と、湛水前の GHG 放出量と吸収量の収支を差し引いたもの」と定義される。
- ・ 水力発電用貯水池からの GHG 放出量評価のための計測手順と実施要領を開発する。
- ・ 政府のエネルギー政策、法律、規制への参考情報として、水力発電用貯水池からの GHG 放出に関する過程の科学的根拠を最新のものに更新する。

本手引きで示す助言と手順は、世界各地の水力発電所における正味の GHG 放出に対する、より良い理解を得るという具体的な目標のための検討手段として作成された。この目的は、IEA 水力実施協定専門部会－XII の作業活動における、寒帯、熱帯、半乾燥帯、および温帯の各気候帯に広がる水力発電用貯水池に、この手引きを適用することにより達成されると考えられる。ただし、これらの手引きは既設および将来の貯水池におけるルーチン化された放出量評価およびモニタリングのために作成されたものではないことに留意する必要がある。

1.3 適用範囲

本手引きは2巻に分けて作成されている。

第1巻—計測計画とデータの解析。当該計測計画の期間に対応した、人工貯水池からの正味のGHG放出量評価と関連する誤差を得るための、計測計画とデータの解析における助言と推奨される手順を示している。

第2巻—モデル化。長期間の評価のために、人工貯水池からの正味のGHG放出量を評価するための、モデルの作成、調整、検証、および適用についての助言と推奨される手順を示している。

第1巻の準備の一環として、手引きの目標（セクション1.2）の達成のために多くの活動が行われている。これらの活動は次のとおりである。

1. この問題に関する研究文献の調査を行う。
2. この問題に関する、ブラジル、ノルウェー、フィンランド、日本、米国、カナダ、オーストラリアおよびフランス国内の研究機関、ならびにIPCCおよびIEA等の研究に関する調査。
3. 既存の手法および科学者・学識経験者の経験に基づく情報源の特定と情報交換。
4. 著者らおよびその他の専門家の知見の集約。
5. 外部専門家による本手引きに対する査読。

1.4 本手引きの構成と最適な手法を得るための手順

本巻では、多目的貯水池からの正味のGHG放出量とそれに伴う誤差を評価するための、計測計画とデータの解析の最適な方法を決定するための基本的枠組みが設定されている。

構成は次のとおりである。

第1章：序論と概要—この巻の必要性、概念、目的および手引きの適用範囲を説明する。利用者は、この巻では何が述べられているのか、それが利用者の必要性に適合するかどうか、および使用法に関する理解を得ることができる。

第2章：貯水池からの正味のGHG放出量の評価—正味のGHG放出量評価のために採用された枠組み、および正味のGHG放出量の算定ならびにその誤差の評価について述べている。こ

の章にはまた、調査すべき、また、正味の GHG 放出量評価の報告書に含まれるべき貯水池の環境と設備情報のリストも含まれている。

第3章：湛水前評価—既設および建設予定の貯水池について、湛水前の GHG の放出量と吸収量の収支計算と、関連する誤差を得るための計測計画の策定および実施、ならびに文献調査のための助言と手順を扱う。

第4章：湛水後評価—既設の貯水池について、湛水後の GHG の放出量と吸収量の収支から、ダムに無関係な人為的温室効果ガス放出量を除いて、関連する誤差を得るための計測計画の策定および実施のための助言と手順を扱う。

付録 (Appendices) —生物化学的過程による貯水池の境界表面領域における GHG 放出および貯水池における炭素堆積に関する現在の知見を説明する。

1.5 本巻の利用法

本巻には、読者が多目的貯水池からの GHG の正味の放出量評価と関連する誤差を得るための計測計画とデータの解析を行うための最適な手法を効率的かつ効果的に選ぶ支援をするための基本的手引きが示されている。これは規定を定めた文書ではなく、評価における判断と計画策定には個別の現地条件が要素として考慮されるべきである。従って、利用者は、個別の状況と各章との関連性、および自らの計画作業に、この手引きをどう適用するかを考えなければならない。

2.0 貯水池からの正味の温室効果ガス(GHG)放出量の定量的評価

2.1 序論

いかなる貯水池の建設と運用も湛水域を創り出し、その区域に湛水前にあったものとは異なる状態の物質の挙動と蓄積を生み出す。とくに、貯水池からの正味の GHG 放出の定量的評価を行う場合、湛水前と湛水後の状態の間には2種類の違いがある。すなわち、貯水池表面と大気との間の GHG フラックス⁵における違い、および炭素堆積速度における違いである。GHG フラックスとしては、CO₂、CH₄およびN₂Oに着目する。これは、炭素および窒素の挙動と蓄積に影響を与える過程が主要な関心事項であることを意味する。

炭素収支において重要かつ基本的な生物化学的反応過程は、植物やシアノバクテリアといった独立栄養生物の光合成と呼吸における正味のCO₂の交換、ならびに、動物、菌類、細菌および古細菌といったCO₂とCH₄を放出する従属栄養生物による有機物の分解である。この意味で、リンも、一次生産および有機物の分解効率に影響を与える可能性があるため、測定すべき重要な元素である。窒素収支については、生物学的過程は、生物固定、アンモニア生成、硝化、および脱窒であるが、このうち硝化と脱窒はN₂Oの放出の原因となる可能性がある。関連する物理的反応過程は、化学種の移流、乱流拡散、および気泡化であり、生物化学的過程は有機物の化学分解および酸化である。付録Aでは、様々な異なる地形環境において、これらの過程の発生が、CO₂、CH₄とN₂Oの放出、および炭素堆積速度にどのように影響するかについて現在の知見を整理している。

2.2 概念モデル

背景

この手引きでは、貯水池からの「正味のGHG放出量」の定量的評価に用いる一般的な枠組みにおいて、湛水前の状態に対応するGHG放出量と吸収量の収支を「湛水前GHG放出量」と呼び、湛水後の状態に対応するGHG放出量と吸収量の収支を「湛水後GHG放出量」と呼ぶ。湛水後の収支においては、貯水池に関係しない人為的放出源に帰することができるGHG放出量は差し引かなければならない。最終的な「正味のGHG放出量」とは、湛水後と湛水前のGHG放出量の差である。ある貯水池についての湛水前GHG放出量、湛水後GHG放出量、および

⁵ フラックスとは、表面全体の物質移動の時間速度と定義される。フラックスレートは、物質が問題にしている物質貯留から外部へ移動する、たとえば貯水池から大気へと発生する場合はプラス記号で表される。特に、正のフラックスは放出と呼ばれる。大気変化という文脈では、放出という語は、ある特定の温室効果ガス種の大気混合率（または濃度）がたとえば土地利用などからのガス放出によって上昇するような状況において用いられる。反対に、大気からの吸収は除去と呼ばれる。ある表面についての放出と除去の結果としての空間と時間における収支が正であれば、その区域は放出源（ソース）と呼ばれ、負であればその区域は吸収源（シンク）と呼ばれる。ある区域は、結果としての放出と除去の収支が1年のサイクルを超えて持続する場合にのみ、大気中ガスの意味ある吸収源（シンク）または放出源（ソース）でありうる。

正味の GHG 放出量の計算は、EPRI (2010)に従った概念モデルによって得られる。このモデルでは、評価されるシステムは、次の 5 つの構成要素によって説明される。

- ・ 湛水域
- ・ 貯水池
- ・ 上流集水域
- ・ 貯水池の水を下流に運ぶ施設
- ・ 貯水池の水が放流された下流域

最適な手法を選ぶための手引き

- A. この概念モデルは貯水池からの正味の GHG 放出の定量評価のために用いられるべきである。
- B. 評価されるシステムは、湛水域、貯水池、上流集水域、ダム放流施設および下流域という 5 つの構成要素に分けられるべきである。

解説

- A. この概念モデルは、貯水池からの正味の GHG 放出の定量評価に用いられるべきである。

貯水池の GHG 放出量評価のためのこのモデルでは、貯水池の表面からの GHG の拡散と気泡放出、および、このような経路に加え、低位にある放水口を通した水路から放出する可能性のある GHG に着目して、貯水池の運用から生じるすべての GHG フラックスの放出経路⁶を考慮する。GHG 放出量はまた、ダムからかなりの距離を隔てた下流（放流水）でも変化（増大または減少）する可能性がある。すなわち、GHG を含んだダム底層水の放流による放出量の増大、あるいは貯水池の堆積物に捕捉されることによる減少である。

貯水池の GHG の状態評価においては、次の 3 つの GHG 放出経路が考慮されるべきである。

- (1) 貯水池の水面からの（拡散および気泡による）放出、(2) 貯水が放水路および水車を通る際のダムにおける放出、(3) GHG フラックスが、ダムのない場合の周囲河川の値に戻る地点までのダム下流の放流水からの放出。

⁶ この手引きでは、建設段階における GHG 放出量は考慮に入れていない。

人工貯水池からの正味の GHG 放出量の評価のためのこの概念モデルは、貯水池の建設前および建設後の貯水池運用中の両方の生態系における GHG フラックスを扱っている。正味の GHG 放出量評価のためのこのモデルは、項目 2.3 の図 1 から図 3 の基礎となっている。

B. 評価されるシステムは、湛水域、貯水池、上流集水域、ダム放流施設および下流域という 5 つの構成要素に分けられるべきである。

湛水域

湛水前の期間においては、現地の環境条件を反映して、湛水域内の異なる構成要素は、地表面と大気間の GHG フラックスおよび炭素堆積速度の異なる状態を示す。正味の GHG 放出量を評価するため、湛水域はおおまかには、次の 3 構成要素に分けることができる。すなわち、水塊、氾濫原および高地である。水塊構成要素には、流域、川、湖など、1 年を通して浸水する湛水域の部分すべてが含まれる。氾濫原構成要素には、高水流量期の間のみ土壌が浸水もしくは冠水する湛水域にあたり、高台構成要素は、湛水域における水塊と氾濫原以外のすべての地域である。湛水域におけるフラックスの不均質性をより良く代表させるためには、上記の 3 構成要素のいずれについても、さらに細分すると便利な場合がある。たとえば、水塊のうちかなりの部分が湖であれば、さらにこの構成要素は湖と河川・溪流という副構成要素に分けるべきである。

湛水前の期間においては、状態の変化、炭素および窒素含有化合物の移動と蓄積状態は各構成要素で決定できる。高台構成要素では、植物の現存量および土壌／泥炭層の表面被覆割合に応じて、CO₂ の吸収源になることがある。氾濫原は CH₄ の主要な放出源であることがあり、そこでは炭素堆積貯留がかなりの速度で起こりうる。水塊構成要素では、河川流域および流路では、上流集水域の水系で集められた水と堆積物を運ぶ。下流域においては、氾濫原の水系によって集められた水と堆積物は、湛水域の高台構成要素からのそれと合流する。さらに、河川内では、微生物活動の結果として、GHG が絶えず放出される。一般的に、水塊構成要素は、湛水前の期間には CO₂、CH₄ および N₂O の発生源として働くと考えられる。ただし、湖副構成要素では、かなりの炭素堆積がある可能性がある。

放出量と吸収量の湛水前の収支を算定するためには、湛水域構成要素における水域表面と大気間のすべての GHG フラックスおよび水域内の炭素堆積速度を算定すべきである。第 3 章では、すべての貯水池におけるこれらの評価のための、推奨される方法⁷に関する手引きを示す。

貯水池の湛水後、湛水域の環境は、貯水池によって置き換えられ、炭素および窒素化合物の状態移動と蓄積の新しい状態が決定される。この新しい状態は、貯水池湛水時とその後数年の間、湛水域に水没した生物量と有機物により、影響を受ける。水没した生物量および有機物の定量は、水域表面と大気間の湛水後の GHG フラックスならびに炭素堆積速度の状態の理解、モデル化における調整および長期間の予測のために重要である。第 2 巻では、水没した生物量と有機物量の算出のための推奨される方法に関する手引きを示す。

貯水池

湛水後の期間においては、貯水池の湛水により、湛水域における水塊表面と大気間の GHG フラックスならびに炭素堆積速度の新しい状態が決定する。貯水池の大気-水境界面全体で考慮すべき GHG フラックスの経路は、拡散フラックスと気泡噴出フラックスである。気泡噴出フラックス（主に CH₄）は主に、貯水池の浅い部分で発生する。炭素堆積速度の新しい状態は、貯水池の堆積域で起こる。GHG 放出量を評価する目的のためには、貯水池は異なる水理学環境で特徴づけられる構成要素に分割でき、それは当然ながら水質に影響する。たとえば、拡散フラックス評価のためには、貯水池表面を上流、中流、入江および取水庭の 4 つの層に分けることが一般的である。

湛水後の GHG 放出量と吸収量の収支を評価するためには、貯水池の大気-水境界面におけるすべての経路を通じた GHG 放出量と、貯水池の炭素堆積速度を算出すべきである。第 4 章では、すべての貯水池におけるこれらの評価のための、推奨される方法に関する手引きを示す。

上流集水域

上流集水域の水系で集積した炭素および窒素含有化合物は、河川を通じて貯水池に運ばれ、そこで逐次微生物活動によって GHG に変わる。これらのフラックスの計測は、水域表面と大気間の GHG フラックスの湛水後の状態の理解、モデル化における調整および長期間予測のために重要である。第 2 巻では、上流集水域からの炭素および窒素含有化合物の貯水池への流入量を評価するための推奨される方法に関する手引きを示す。

⁷ 推奨される方法について、判断可能な限り、推定値が体系的に過大推定も過小推定もされないこと、また、可能な限り誤差が目標レベルに向かって低減することを確実にすることを目指した方法が考えられた。

放流構造物

静水圧の突然の変化（「脱気」）による、放流構造物を通して下流へ放流された水からの GHG 放出は、貯水池がもたらす GHG 放出の一つの経路であり、GHG 放出量と吸収量の湛水後収支を評価する場合に考慮する必要がある。第 4 章は、すべての貯水池について、脱気による GHG フラックスの算出のための推奨される方法に関する手引きを示す。

下流域

水路の下流域における水域表面と大気間の GHG フラックスの状態は、貯水池の実際の運用によって変わる可能性があり、これが下流の放流水における溶存ガスの濃度を変えることがある。GHG 放出量と吸収量の湛水前と湛水後の収支の算定には、これらのフラックスを考慮すべきである。湛水前の期間についての、すべての貯水池の下流域における水域表面と大気間の GHG フラックスの算定のための推奨される方法に関する手引きは第 3 章で、また、湛水後の期間については第 4 章で示す。

さらに、河川を通じた、貯水池の水塊から出る炭素および窒素含有化合物の量の測定は、水域表面と大気間の GHG フラックスの湛水後の状態の理解、モデル化における調整および長期的予測のために重要である。湛水後期間について、すべての貯水池における炭素および窒素含有化合物の放出量を算定するための推奨される方法に関する手引きを第 2 巻に示す。

2.3 正味の GHG 放出量の定量的評価のための一般的手順

背景

正味の温室効果ガス(GHG)放出の定量評価のための手順は次の 3 要素に分けることができる。

- 評価対象期間、計測計画およびモデル化
- 算出のための基本的ルール
- 誤差評価のための基本的ルール

最適な手法を得るための手引き

- A. 貯水池からの正味のGHG放出の評価は、研究の目的に応じて適切な対象期間について得られるべきである。
- B. 貯水池からの正味のGHG放出量の評価は一連のルールに基づいているべきである。
- C. 放出量の評価結果は95%信頼区間とともに中央値として報告されるべきである。
- D. ある貯水池の正味のGHG放出量の実際的评价は、決定木（意思決定のための選択肢フロー）1、2、および3により検討されるべきである。

解説

- A. 貯水池からの正味のGHG放出量の評価は、研究の目的に応じて適切な対象期間について得られるべきである。

評価対象期間、計測計画およびモデル化

科学的知見の更新のためのデータ収集という目的をもった調査においては、短期間の調査対象期間であっても価値ある情報を得ることは可能である。ただし、季節変化の影響（年間変動性）を観察するために最低1年は必要である。複数年にわたる変動、および水没した生物量の分解過程は複数年にわたる調査期間を考慮することにより評価可能である。短期間の調査については、注意深く計画された時間的および空間的分布をもつ貯水池地点での適切な計測が価値のあるデータを提供する。このデータは、時空間的な補間による単純なモデル化による仮定の下で、調査期間中の、現地における水域表面と大気間の湛水前または湛水後のGHGフラックスおよび長期的炭素堆積速度の評価に用いることができる。目的が発電所のライフサイクル分析（LCA）のための情報提供である場合は、選択される評価対象期間は100年程度の長期間であるべきであり（ISO 2006; Guinee, J. 2002）、また、湛水の日を開始時点とするべきである。これらの研究では、水域表面と大気との間の将来の（および既設の貯水池の場合は過去の）貯水池からのGHGフラックスおよび炭素堆積速度の評価は、個々の計測結果や、文献値、もしくは貯水池地点での調査結果から得られた短期間の放出量の評価値により補正されたパラメータと定数をもつモデルによって得ることができる。これらのモデルを用いて得られた評価値は通常、「予測」と呼ばれる。これらのモデルの作成、調整および適用の方法は手引き第2巻に記載されている。

B. 貯水池からの正味のGHG 放出量の評価は一連のルールに基づいているべきである。

評価値算定のための基本的ルール

- ・ 算定は、各々の気体について、湛水前および湛水後について別々に行う。
- ・ 長期的炭素隔離速度は、CO₂フラックスの評価と併せて検討する⁸。
- ・ 湛水前における、個別の気体の境界表面と大気間のすべてのフラックスの収支から、その気体の湛水前の放出量を評価できる。
- ・ 湛水後における、個別の気体の境界表面と大気間のすべてのフラックスの収支から、その気体の湛水後の放出量を評価できる。
- ・ 貯水池に無関係な人為的放出源に帰することができる気体の放出量は、その気体の湛水後の放出量の算定値から差し引かれるべきである。
- ・ 正味の放出量の評価は、湛水後の放出量と湛水前の放出量の差から算出される。

図1は、項目2.2に記述した概念モデルにおける、CO₂の「正味の放出量」の算定のためのルールを示している。図の上部は、次式で与えられるCO₂の「湛水前の放出量」(CPRE)の評価式を表している。

$$CPRE = C1 + C2 + C3 + C4 + C5 - (44/12)(C6 + C7) \quad (1)$$

ここで、

- C1は、高台構成要素におけるCO₂放出量と吸収量の収支算定値である。
- C2は、氾濫原構成要素におけるCO₂放出量と吸収量の収支算定値である。
- C3は、湖副構成要素におけるCO₂放出量と吸収量の収支算定値である。
- C4は、河川副構成要素におけるCO₂放出量と吸収量の収支算定値である。
- C5は、下流域構成要素におけるCO₂放出量と吸収量の収支算定値である。
- C6は、氾濫原における炭素堆積速度算定値である。
- C7は、湖における炭素堆積速度の算定値である。

図1の中央部は、次式で表される、貯水池に無関係な人為的放出源に帰される放出量を差し引く前のCO₂の湛水後の放出量(CPOSTBE)の評価値を示している。

⁸ 湛水前の状態においては、湛水域の湖および氾濫原の堆積物中に蓄積されたすべての炭素は大気からのCO₂除去から生じたものであると考えられるため、炭素堆積速度を、湛水予定域と大気との間のCO₂交換フラックスの収支における削減区画とみなすことができるかもしれない。湛水後の状態においては、貯水池が炭素堆積速度を増大させ、炭素の行方に干渉する。他の判断基準を示唆することもできるが、我々は湛水前の状態において用いたと同じ基準を提案できる考える。

$$CPOSTBE = C8 + C9 + C10 - (44/12)C11 \quad (2)$$

ここで、

C8 は、貯水池の大気－水境界面における CO₂ 放出量と吸収量の収支算定値である。

C9 は、CO₂ の脱気放出量の算定値である。

C10 は、下流域における CO₂ 放出量と吸収量の収支算定値である。

C11 は、貯水池の堆積域における炭素堆積量の算定値である。

図 1 の下部は、貯水池に無関係な人為的放出源に帰される CO₂ 放出量 (CUAS) の算定法を示しており、次式で表される。

$$CUAS = C12 + C13 + C14 \quad (3)$$

ここで、

C12 は、貯水池の大気－水境界面における、貯水池に無関係な人為的放出源 (UAS) に帰される CO₂ 放出量の算定値である。

C13 は、貯水池に無関係な人為的放出源 (UAS) に帰される、脱気による CO₂ 放出量の算定値である。

C14 は、下流域における、貯水池に無関係な人為的放出源 (UAS) に帰される CO₂ 放出量の算定値である。

フラックスの収支すべてにおいて、放出は正の値で表され、吸収は負の値で表される。

CO₂ の「湛水後の放出量」の評価値は次式で表される。

$$CPOST = CPOSTBE - CUAS \quad (4)$$

または

$$CPOST = [C8 + C9 + C10 - (44/12)C11] - [C12 + C13 + C14] \quad (5)$$

CO₂ の「正味の放出量」の評価値は次式で表される。

$$CNET = CPOST - CPRE \quad (6)$$

または、

$$CNET = C8 + C9 + C10 - (44 / 12)C11 - C12 - C13 - C14 - C1 - C2 - C3 - C4 - C5 + (44 / 12)(C6 + C7) \quad (7)$$

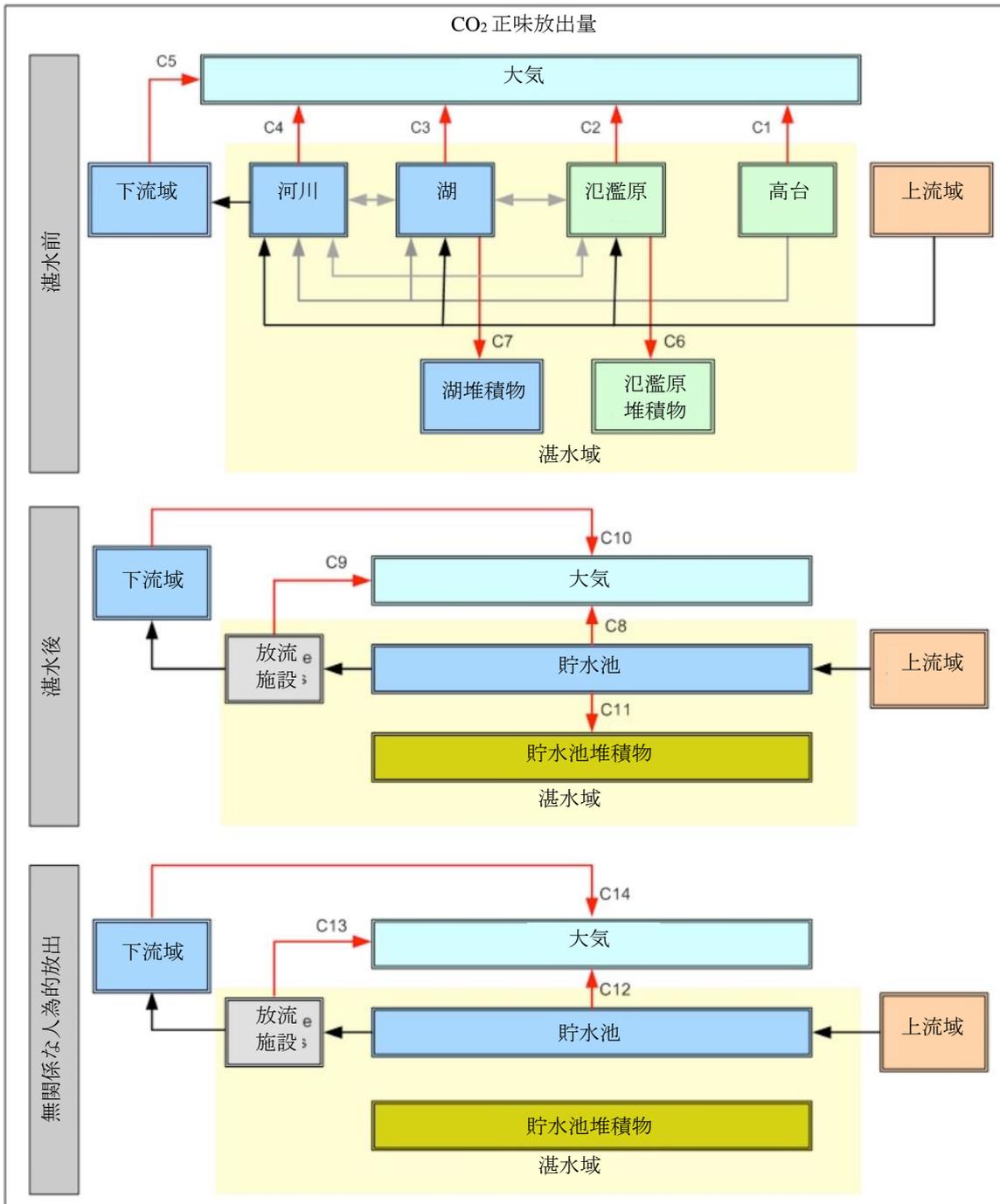


図 1 : 正味の CO₂ 放出量評価のためのルール

図 2 は、CH₄ についての「正味の放出量」の評価のためのルールを示している。図の上部は、次式で与えられる CH₄ の「湛水前の放出量」(MPRE) の評価値を表している。

$$MPRE = M1 + M2 + M3 + M4 + M5 \quad (10)$$

ここで、

M1 は、高台構成要素における CH₄ 放出量と吸収量の収支算定値である。

M2 は、氾濫原構成要素における CH₄ 放出量と吸収量の収支算定値である。

M3 は、湖副構成要素における CH₄ 放出量と吸収量の収支算定値である。

M4 は、河川副構成要素における CH₄ 放出量と吸収量の収支算定値である。

M5 は、下流域構成要素における CH₄ 放出量と吸収量の収支算定値である。

図 1 の中央部は、次式で示される貯水池に無関係な人為的放出源に帰される放出量を差し引く前の CH₄ の「湛水後の放出量」(MPOSTBE) の評価法を表している。

$$MPOSTBE = M6 + M7 + M8 \quad (11)$$

ここで、

M6 は、貯水池の大気－水境界面における CH₄ 放出量と吸収量の収支算定値である。

M7 は、CH₄ の脱気放出量の算定値である。

M8 は、下流域における CH₄ 放出量と吸収量の収支算定値である。

図2の下部は、次式で示される、貯水池に無関係な人為的放出源に帰される CH₄ 放出量(MUAS) の評価法を表している。

$$MUAS = M9 + M10 + M11 \quad (12)$$

ここで、

M9 は、貯水池の大気－水境界面における、貯水池に無関係な人為的放出源 (UAS) に帰される CH₄ 放出量の算定値である。

M10 は、貯水池に無関係な人為的放出源 (UAS) に帰される脱気 CH₄ 放出量の算定値である。

M11 は、下流域における、貯水池に無関係な人為的放出源に帰される CH₄ 放出量 (UAS) の算定値である。

CH₄ の「湛水後の放出量」の評価値は次式で表される。

$$MPOST = MPOSTBE - MUAS \quad (13)$$

または

$$MPOST = [M6 + M7 + M8] - [M9 + M10 + M11] \quad (14)$$

CH₄ の「正味の放出量」の評価値は次式で示される。

$$MNET = MPOST - MPRE \quad (15)$$

または

$$MNET = M6 + M7 + M8 - M9 - M10 - M11 - M1 - M2 - M3 - M4 - M5 \quad (16)$$

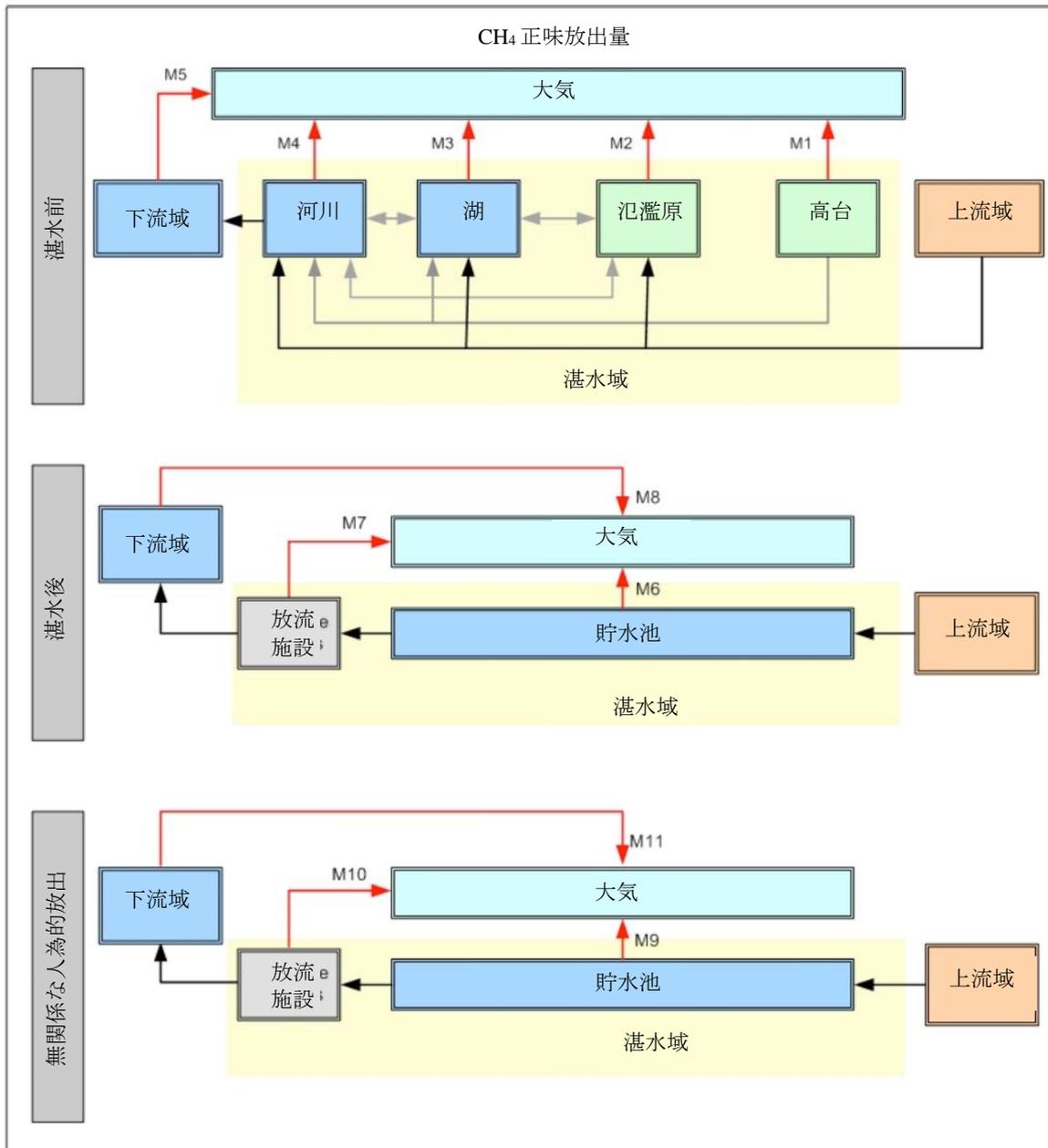


図 2 : 正味の CH₄ 放出量評価のためのルール

図 3 は、N₂O の「正味の放出量」の評価のためのルールを示している。図の上部は、次式で与えられる N₂O の「湛水前の放出量」(NP_{RE}) の評価法を表している。

$$NP_{RE} = N1 + N2 + N3 + N4 + N5 \quad (17)$$

ここで、

N1 は、高台構成要素における N₂O 放出量と吸収量の収支算定値である。

N2 は、氾濫原構成要素における N₂O 放出量と吸収量の収支算定値収支である。

N3 は、湖副構成要素における N₂O 放出量と吸収量の収支算定値である。

N4 は、河川副構成要素における N₂O 放出量と吸収量の収支算定値である。

N5 は、下流域構成要素における N₂O 放出量と吸収量の収支算定値である。

図 3 の中部は、次式で示される、貯水池に無関係な人為的放出源に帰される放出量を差し引く前の N₂O の「湛水後の放出量」(NPOSTBE) の評価法を表している。

$$NPOSTBE = N6 + N7 + N8 \quad (18)$$

ここで、

N6 は、貯水池の大気-水境界面における N₂O 放出量と吸収量の収支算定値である。

N7 は、N₂O の脱気放出量の算定値である。

N8 は、下流域における N₂O 放出量と吸収量の収支算定値である。

図 3 の下部は、次式で示される、貯水池に無関係な人為的放出源に帰される N₂O 放出量(NUAS) の算定値を表している。

$$NUAS = N9 + N10 + N11 \quad (19)$$

ここで、

N9 は、貯水池の大気-水境界面における、貯水池に無関係な人為的放出源 (UAS) に帰される N₂O 放出量の算定値である。

N10 は、貯水池に無関係な人為的放出源 (UAS) に帰される脱気 N₂O 放出量の算定値である。

N11 は、下流域における、貯水池に無関係な人為的放出源 (UAS) に帰される N₂O 放出量の算定値である。

N₂O の「湛水後の放出量」の算定値は次式で表される。

$$NPOST = NPOSTBE - NUAS \quad (20)$$

または

$$NPOST = [N6 + N7 + N8] - [N9 + N10 + N11] \quad (21)$$

N₂Oの「正味の放出量」の評価値は次式で表される。

$$NNET = NPOST - NPRE \quad (22)$$

または

$$NNET = N6 + N7 + N8 - N9 - N10 - N11 - N1 - N2 - N3 - N4 - N5 \quad (23)$$

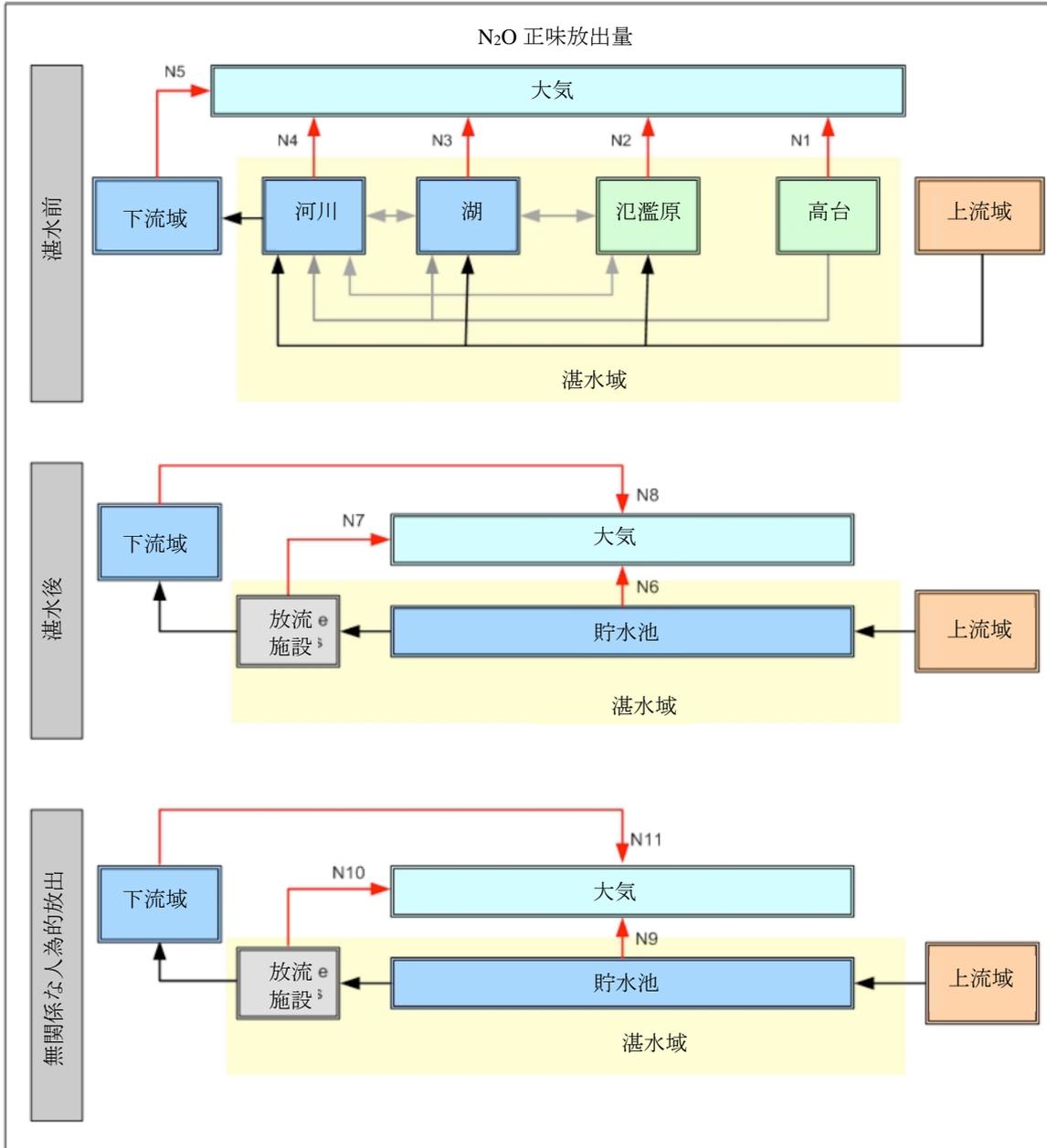


図 3 : 正味の N₂O 放出量評価のためのルール

正味の CO₂ 等価放出量の算定

各気体の「正味の放出量」の評価値は CO₂ を基準にして換算され、通常、正味の CO₂ 等価放出量値として評価される。この合計は、次式のように、各気体の正味の放出量の算定値に係数を乗じたものを積算することによって得られる。

$$CO2eqNET = CNET + \lambda_M \times MNET + \lambda_N \times NNET \quad (24)$$

数式(24)における λ の係数の値は、CO₂ 放出の寄与と比べた場合の、気候変動への CH₄ と N₂O 放出の相対的な長期的寄与を反映しているべきである。一つの選択肢として、京都議定書に採用された指標である地球温暖化係数 (GWP) の使用がある。この係数は、1 kg の CO₂ の一時的放出に対する、1 kg の当該気体の一時的放出の全球平均放射強制力⁹について、評価対象期間にわたる時間積分に基づいて計算される (IPCC, 1994)。別の選択肢として、評価対象期間の最後における地球平均温度変化に焦点を当てた地球温暖化係数 (GTP) メトリック (metric: CO₂ 以外の温室効果ガスの排出量を同等な効果をもつ CO₂ の排出量に換算する係数) がある。IPCC, 2007 に記載の通り、「... GWP と比べ、GTP は、短命の種 (CH₄ 等) の放出による短期的気候変動への寄与は小さめに取り扱いわれ、選択された時点における等価気候応答を与えるものである...」。

C. 放出量の評価値は95%信頼区間とともに中央値として報告されるべきである。

誤差の検討の基本的ルール

推奨される取り扱いは、評価誤差 (算定値と「真の値」との差) を、ゼロ平均 (系統的な誤差がない) と有限分散をもつランダム変数としてモデル化し、計測における不確実性の報告に関する標準的手順の採用である (JCGM 2008)。この取扱いでは、評価における不確実性は次の2つの値で評価される。

a) 次式で示される、真の値の周りのありうる値の分散で特徴づけられる標準誤差。

$$u(\hat{x}) = \sqrt{\int_{-\infty}^{\infty} (v - x)^2 f_{(\hat{x}-x)}(v - x) dv} \quad (25)$$

⁹ 放射強制力とは、「放射平衡になるように成層圏温度を再調整したうえでの (ただし、表面温度と対流圏温度および状態は非摂動値に固定)、対流圏界面における正味 (下向きマイナス上向き) の放射 (太陽放射プラス長波放射、単位 W m⁻²) の変化と定義される。」 (IPCC, 2007)。

ここで、

\hat{x} は「真の値」 x の推定値である。

$u(\hat{x})$ は標準誤差である。

$f_{(\hat{x}-x)}(\cdot)$ は誤差の確率密度関数である。

b) 次式で与えられる、標準誤差の推定における誤差の指標である自由度¹⁰。

$$v_{\hat{x}} = \frac{1}{2} \left(\frac{u(u(\hat{x}))}{u(\hat{x})} \right)^{-2} \quad (26)$$

推定値の周りの近似対称 95% 区間¹¹は次式で示される。

$$\hat{x} \pm t_{97.5\%, v_{\hat{x}}} u(\hat{x}) \quad (27)$$

ここで、

$t_{97.5\%, v_{\hat{x}}}$ は自由度 $v_{\hat{x}}$ のステューデントの t 分布の 97.5% 分位点である。

式(27)における区間は、「真の値」 x を含む確率が 95% であると解釈されるべきである。

$$p[\hat{x} - t_{97.5\%, v_{\hat{x}}} u(\hat{x}) \leq x \leq \hat{x} + t_{97.5\%, v_{\hat{x}}} u(\hat{x})] = 95\%$$

誤差の伝搬は一次導関数のみを考慮することにより可能である (JCGM, 2008)。たとえば、式 (22) に従った N_2O の正味の放出量の 95% 区間は、次式のように、無相関の湛水前と湛水後の N_2O 放出量の算定値の標準誤差と自由度を合わせることによって計算される (F. E. Satterthwaite, 1946 および B.L. Welch, 1947)。

$$u(NNET) = \sqrt{u^2(NPOST) + u^2(NPRE)} \quad (28)$$

$$v_{NNET} = \frac{u^4(NNET)}{\frac{u^4(NPOST)}{v_{NPOST}} + \frac{u^4(NPRE)}{v_{NPRE}}} \quad (29)$$

¹⁰ この定義と数式(26)の使用を正当化する理由については、JCGM (2008)の付録 G および Kirkup L. and Frenkel, R.B. (2006) の第 160 ページから 161 ページを参照。

¹¹ この近似の限度の詳細については、DeGroot and Schervish (2002) および Migon and Gamerman (1999) を参照。

NNET の 95% 区間は次式で計算される。

$$NNET \pm t_{97.5\%, v_{CO_2NET}} u(NNET) \quad (30)$$

D. ある貯水池の正味の GHG 放出量の実際的评价は決定木 (意思決定のための選択肢フロー)

1、2、および3により検討すべきである。

貯水池の正味の GHG 放出の定量評価は、図 4、5 および 6 にそれぞれ示された決定木 1、2、3 により検討されるべきである¹²。

決定木 1 (図 4) は、湛水の前と後の条件の差を考慮して、正味の GHG 放出を定量評価するために必要な調査項目を検討するための基本的手順を示している。この決定木は、情報収集における合理的な判断手順を示し、各種の重要な条件の決定に役立つように作られている。この決定木は、貯水池に無関係な人為的放出が、貯水池からの正味の GHG 放出に寄与している可能性がある場合、さらに行うべき評価の流れを示している (図 5 の決定木 2、および図 6 の決定木 3)。この決定木は、本手引きにおける、正味の GHG 放出量の評価手順の基本的概要を示すとともに、貯水池に無関係な人為的放出源 (UAS) による GHG 放出のリスクがあるかどうかの判定にも役立つ。

決定木 2 (図 5) は、UAS 関連の GHG 放出が、湛水後の放出を増大させる可能性があるような条件の特定に役立つ。

決定木 3 (図 6) はさらに、UAS 関連の GHG 放出量の評価が重要である可能性がある場合、および、UAS 関連の GHG の有意な放出がなく、したがってその評価が実際的に必要ない場合も示している。いずれの場合においても UAS 関連の放出構成要素の評価における、科学的透明性の確保が必要である。

¹² この一連の決定木が示す手順は、IPCC2006 年指針に示された判断階層 3 に対応する、貯水池からの GHG 放出量に関するより上級レベルの評価の一部となりえるため、各国は所有しているデータもしくは新しいデータを収集して、最新のモデルに利用できるかもしれない。これらの決定木はまた、広範な、もしくはより詳細なモニタリング計画の選定のために、重要な諸条件を特定することにより、調査を絞り込むうえでも役立つ。

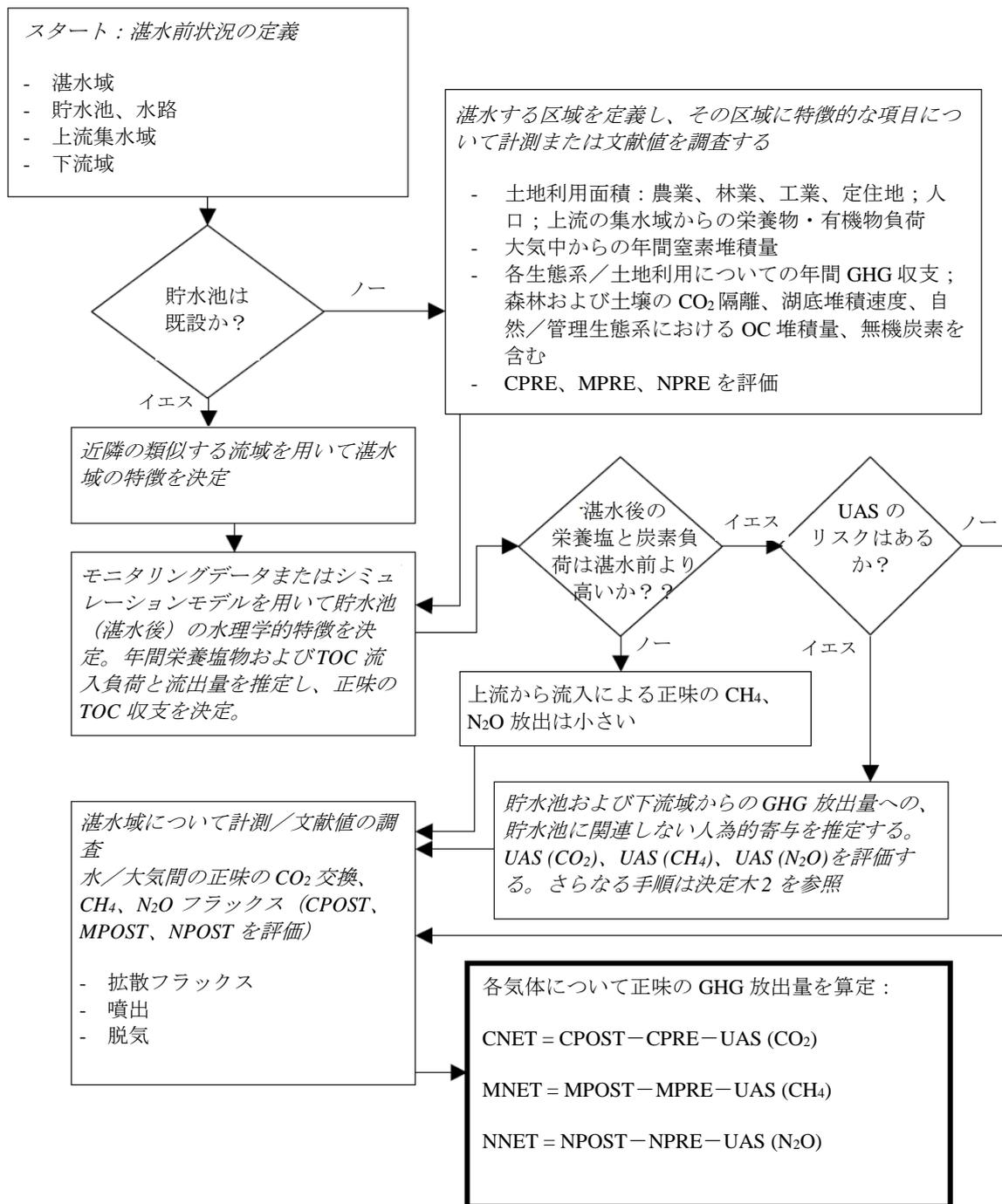


図 4－決定木 1

決定木 1

既設の貯水池については、決定木 1 において必要とされる、貯水池に関するデータの多くは、貯水池管理において日常的にモニタリング可能であるため、取得済みのこれらのデータを用いて特徴づけることが可能である。一方、湛水前の湛水区域の特徴は、過去の土地利用もしくは近隣の類似した流域を調査することによって、間接的に得る必要がある。まだ建設されていない貯水池の場合は、湛水域に関するデータは通常、事業計画段階の間に直接取得されるが、貯水池に関するデータはシミュレーションによっても得られる。

この手順では、まず、当該貯水池が既設であるか、まだ計画段階にあるかによって 2 つに分かれる。計画段階において、湛水予定域については、現存生物および土壌中の炭素貯蔵量、土地利用の種類、および、各土地利用分類もしくは自然の生態系についての典型的な年間の GHG 収支について積算と整理が可能である。湛水予定域における CO₂、CH₄ および N₂O の交換量に関する知見により、この区域におけるこれらの気体のフラックスを算定できる。これらのフラックスは、正（大気中への放出）または負（大気中からの吸収）である。湛水は、土壌による吸収を断ち、また、地表における生物化学過程に影響を与えることにより、結果的に大気中への放出量を増大させる。一方、貯水池内への有機物の堆積は少なくとも部分的には、大気への放出を相殺する可能性がある。有機物の堆積は、上流からの有機物の流入負荷、あるいは湛水域内で生成する生物から形成されうる。貯水池内の堆積有機物の分解は、GHG 放出を増大させる可能性があるが、有機物の中には貯水池から出て下流域へ運ばれるものもある。

湛水域の上流における人為的活動（農業、酪農、林業、工業、污水处理）は、湛水による GHG 放出の一因となることがある。これらの活動のいずれかからの栄養塩または有機物の流入は、貯水池からの GHG 放出における UAS となる可能性がある。このような活動の整理と積算は、湛水後においてそのような負荷が湛水前よりも高い場合を見極める手段となる。湛水前において、上流集水域または湛水域における人為的活動がない場合、湛水前の環境は「自然」であったと考えることができ、このような場合、自然条件下で予想される負荷よりも有意に高いかなる負荷も、調査する価値のある UAS である可能性があることに留意する必要がある。GHG 放出を増大させる UAS のリスクの決定は、決定木 2 においてさらに詳細に述べられている。

湛水後における CO₂ 放出は、湛水前においてすでに存在していた炭素負荷に由来していることがある。これらの負荷には、たとえば上流の集水域にある石灰岩帯によってもたらされる溶解無機炭素 (DIC)、ならびに、たとえば上流の集水域の森林土壌の浸水によってもたらされる溶解有機炭素 (DOC) が含まれる。湛水後と湛水前の放出量の差のみが当該貯水池による増加

とされるべきである。貯水池では、貧酸素状態において有機物が分解されると（CO₂ではなく）CH₄が放出されることがある。（湛水前の）大気と接した環境ではCO₂が放出されていたはずである。大量の炭素と栄養塩負荷は、たとえば、貯水池の水質において富栄養化をもたらし、これが貧酸素状態の発生を増大させ、とくにCH₄の放出、また場合によってはN₂Oの放出に影響を与える可能性がある。

決定木 2

決定木 2 の目的は、貯水池からの湛水後の GHG 放出において、UAS が実際に寄与するような状況の特定に役立つことである。この寄与は、貯水池の有酸素条件に左右される。集水域、および貯水池の特性から、貯水池の貧酸素状態の発生可能性を判断できる場合がある。貧酸素条件においては CH₄ および N₂O の放出が起こる可能性がある。既存の貯水池の場合は、モニタリングデータから、また建設予定の貯水池の場合は、シミュレーションから、貧酸素リスクを除外できる場合には、CH₄ と N₂O の放出のリスクは低いと判断される。同様に、CH₄ と N₂O 放出への UAS の寄与も小さいはずである。ただし、この場合には、CO₂ の放出が大きくなる可能性がある。

湛水前の負荷を超える、高負荷の炭素または栄養塩が上流の集水域から貯水池に流入していることがわかった場合、UAS が貯水池からの GHG 放出に有意に寄与している可能性がある。もしこのような高負荷がない場合は、UAS は貯水池からの GHG 放出にとっては有意ではなく、無視できる。貯水池の水理的条件およびその他の特徴が貧酸素環境を生成しているようであれば、UAS による CH₄ もしくは N₂O 放出増大のリスクが考えられるかもしれない。そのような可能性がある場合は、リスク要因の分析が必要である。

貧酸素となる環境条件がみあたらない場合でも、UAS の寄与は、CO₂ 放出の増大、または有機物堆積による炭素隔離貯蔵量の上昇をもたらす可能性がある。貧酸素環境が少なくとも季節的に発生する場合は、季節的により大きな CH₄ もしくは N₂O の放出が起こる可能性がある。決定木 2 は、湛水域への大きな人為的負荷がある場合にのみ適用できる。したがって、放出量の増大は、UAS にもよるものであるか、または貯水池のみによるものであるかのいずれかである。後者は、貯水池の前に湖がなかった場合、または湛水予定域にすでに富栄養化した水塊があった場合に当てはまる。UAS 由来の GHG 放出を、貯水池による放出からいかに区別するかに関するさらなる手引きは決定木 3 に示されている。

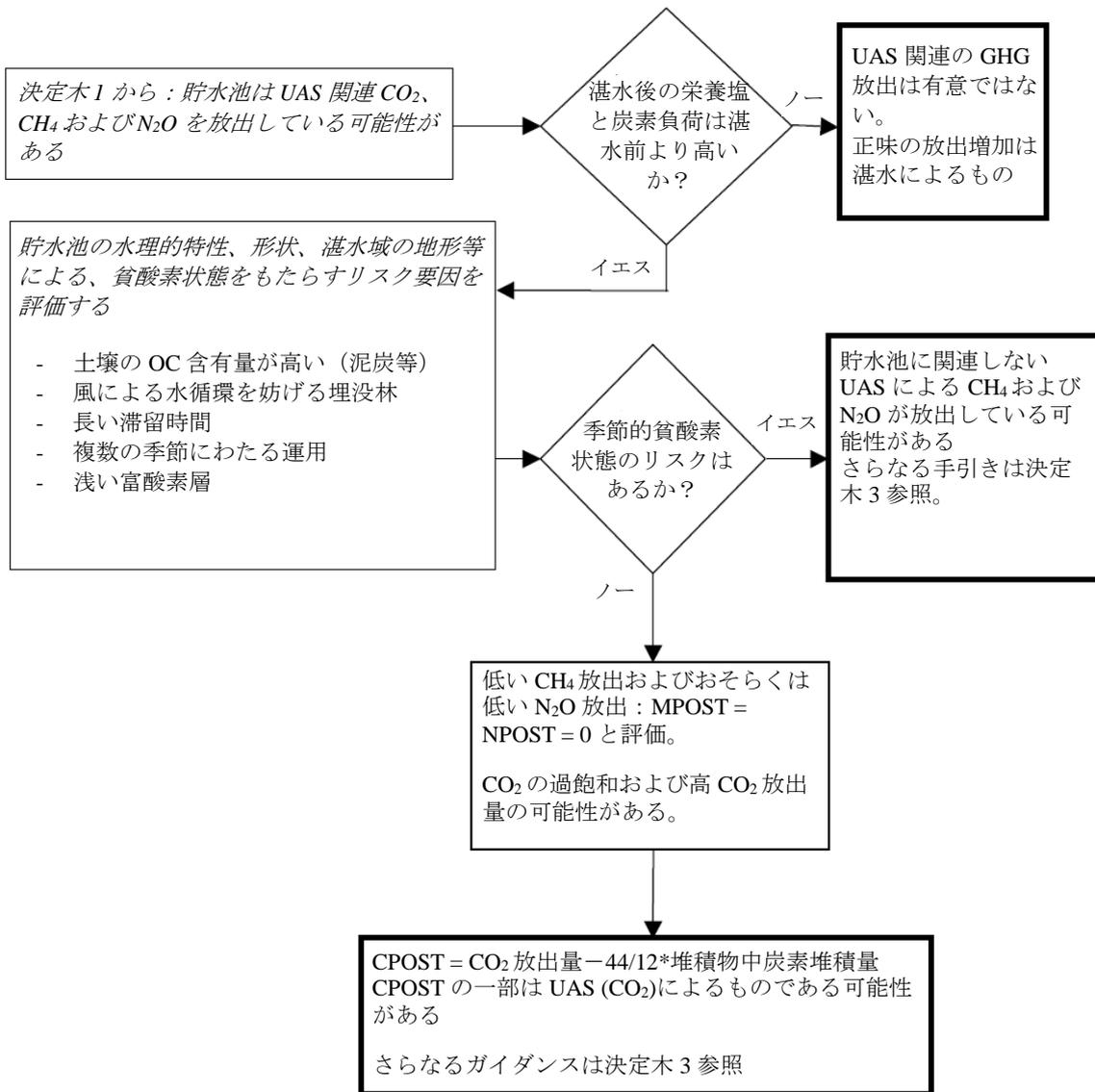


図 5-決定木 2

決定木 3

この決定木は、UAS（上流の集水域からの炭素および／または栄養塩負荷）由来の GHG 放出のリスクが決定木 2 で明らかになっている場合にのみ使用する。決定木 2 には、決定木 3 への入り口が二つある。第 1 の入り口は、季節的な貧酸素状態による CH₄ もしくは N₂O の放出のリスクの可能性を示しており、第 2 の入り口は永続的な有酸素条件下で起こりえる CO₂ 放出を考慮したものである。決定木 3 の目的は、UAS の寄与が大きく、評価が有効である場合に判断しやすくすることである。もし、UAS が小さい場合は、UAS の寄与による GHG 放出をゼロと評価することも有益かもしれない。

上流の集水域には UAS がいくつかある可能性がある。以下のリストにその一部を示す：村落、中小もしくは大都市等のような定住地、稼動中の下水処理場、あるいは下水処理場の欠如、農地、川岸に隣接する牧草地、（水路に入り込む可能性のある）生物分解性生成物を生じる産業。富栄養化現象は、工業地域、交通量の多い大都市、または化石燃料発電所などからの窒素の大気沈着によっても起こる可能性がある。道路、建物等の水を通さない区域は表面流出が高く、水路への汚染物質の移送を引き起こす場合がある。森林からの排水あるいは泥炭採取は、浸食による有機物および溶存有機酸を流出させる可能性がある。

UAS に起因する GHG 放出を見積もる一つの方法は、貯水池の栄養塩環境（貧栄養、中栄養、富栄養、過栄養）を、近隣の湖の栄養塩環境と比較することである。貯水池の栄養塩環境が、近隣の湖のそれよりもかなり高ければ、UAS をより正確に算定する必要がある。過栄養状態を説明できるほど UAS の寄与が大きいかどうかを検討するためには、計測（直接的手法）によって、または、人口当量（P.E.）等の指標を用いて（間接的手法）、炭素と栄養塩負荷を算定すべきである。

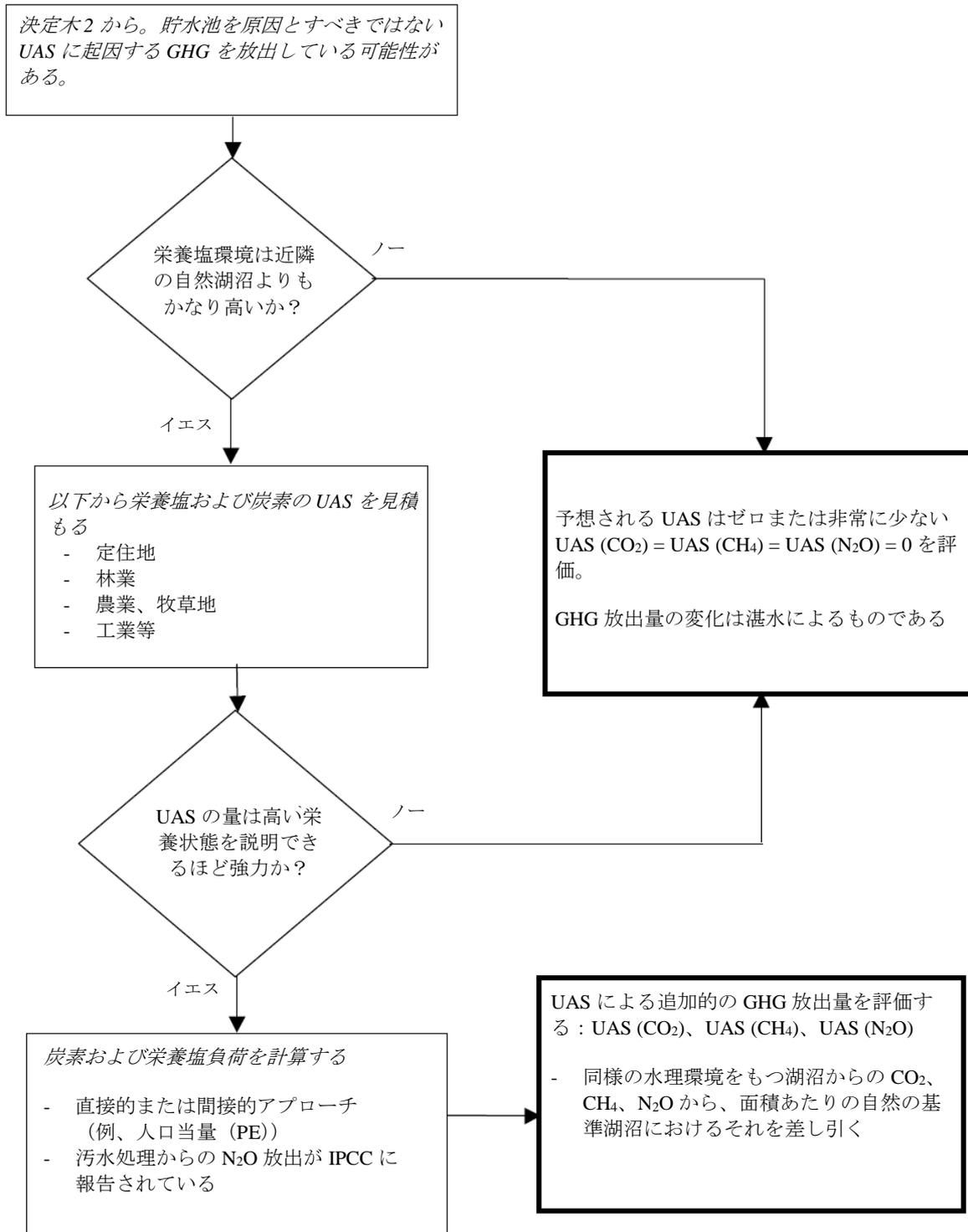


図 6—決定木 3

2.4 貯水池の環境および技術的条件

背景

貯水池からの正味の GHG 放出量を最終的に決定する手順の頻度と密度は、湛水域、貯水池、その上流集水域、下流への放流関連施設、および下流域に関する多くの特徴に左右される。これらの特徴を統括するために、一連の環境および技術的条件の指標を選定した。利用可能であれば、これらを調べて、貯水池からの正味の GHG 放出量の評価報告書に含めるべきである。

環境および技術的条件の指標は、貯水池と集水域における次の 5 つの構成要素のそれぞれについて選定している。

- ・ 湛水域
- ・ 貯水池
- ・ 上流集水域
- ・ 下流に水を運ぶ貯水池施設
- ・ 水が放流される下流域

さらに、これらの指標は、貯水池の分類にも用いることができ、それにより、計測された GHG の放出量をこれらの指標に照らして、比較することができる。

最適な手法を求めるための手引き

A. システムにおける構成要素の特徴を統括するために、選ばれた一連の環境および技術的条件の指標を調べ、利用可能な場合は、貯水池からの正味の GHG 放出量の評価報告書に含めるべきである。

解説

A. システムの構成要素の特徴を統括するために、選ばれた一連の環境および技術的条件の指標を調べ、利用可能な場合は、貯水池からの正味の GHG 放出量の評価報告書に含めるべきである。

貯水池からの正味の GHG 放出量を最終的に決定する手順の頻度と密度は、湛水域、貯水池、その上流集水域、下流への放流施設、および下流域に関する多くの特徴に左右される。これら

の特徴を統括するために、一連の環境および技術的条件の指標を選定した。これらを調べて、貯水池からの正味の GHG 放出量の評価報告書に含めるべきである。

湛水域

土地被覆条件：当該湛水域の湛水時の土地被覆図、ならびに、土地利用の各タイプについて、その説明、面積百分率、および最も確からしい炭素・窒素含有量を記載した表。

貯水池

立地：緯度経度および通常運用水位における最大標高

経年数：貯水池運用開始日

貯水池の地勢：貯水池区域の地勢図

貯水池運用水位：通常運用水位の最高と最低値。季節ごとの貯水池水位予想範囲。

面積高度・容積曲線：縮尺 1:10,000 以下、5メートルの等距離等高線を用いた地形図をもとに作成された、多項式またはテーブルによって表される、水域表面積と水位および(貯水面積)と高度を示す関係 (式)

平均水深：容積と水域表面積の比率によって計算された値。最高および最低運用水位から得られた値。

最大水深：通常運用における最大水位の数値。

水辺域のパーセンテージ：通常運用最大水位を用いて、水域面積—水位曲線により計算した値。水辺域とは深さ 4.572 m (15 フィート) 未満の水域とする。

貯水池の大きさ：最高および最低通常運用水位で算出した、総湛水面積、下流の貯水池境界から上流貯水池境界までの主水路長さ、および外側湖岸線長さ。

貯水池形状：外側湖岸線長さ (P) と、 $4\pi \times$ 総面積 (A) の平方根の比率で与えられる湖岸線発達指数 (SDI)。

$$SDI = \frac{P}{\sqrt{4\pi \times A}} \quad (31)$$

水の滞留時間：貯水池水の完全混合を仮定し、貯水池の長期間における平均流入量を、長期間における平均貯水量で除することによって、滞留時間が計算できる。この情報は、異なる様々な水文・気象条件についても、流体力学から得られる当該貯水池における滞留時間の空間的分布を表した地図やグラフにより、補強することができる。

気候：貯水池のある地域の、季節平均気温、1日の最高および最低気温、1日の日照時間、季節ごとの降水量、季節ごとの蒸発量、風速、相対湿度、および大気圧。

水質：現場計測、あるいは設定条件確認済みの数理モデル計算結果から得られた、貯水池の取水庭および中央部における、月別の溶存酸素濃度、水温、pH、栄養塩および水中クロロフィル。

上流集水域

地形学的特徴：上流集水域の地形学的特徴は、以下の指標によって説明される (Gallagher 1999)。

- ・ **流域面積**
- ・ **流域長さ**—河口と主流の水源に最も近い分水点との間の直線距離
- ・ **流域起伏**—流域内の最高標高と最低標高との差
- ・ **流域起伏比**—流域起伏と流域長さとの間の比率
- ・ **総流路延長**—すべての恒常河川の長さの合計
- ・ **水系密度**—総流路延長と流域面積との比率
- ・ **流域形状**—流域面積と総流路延長の二乗との比率
- ・ **主流勾配**—主流の 85%長さおよび 10%長さにおける標高の差と主流全長の 4 分の 3 との比率
- ・ **流域表面貯留**—湿地面積を含む、静水水塊および湛水水塊で覆われた流域部分の百分率
- ・ **流域口のストレーラ流路次数**

土地被覆：土地被覆分類の地理的分布を示した地図と、各土地被覆分類の説明と面積百分率を記載した表。

生物群系および生態地域：当該流域のある場所の生物群系(biome)および生態地域(eco-region)。複数の生物群系または生態地域がある場合は、当該流域におけるそれらの地理的分布およびそれぞれの面積百分率を示した地図を提供する。

気候：上流域が位置する気候帯(ケッペンの分類に基づく)。複数の気候帯がある場合は、当該流域におけるそれらの地理的分布およびそれぞれの面積百分率を示した地図を示す。季節平均気温、1日の最高および最低気温、1日の日照時間、季節ごとの降水量、年間降雪量、季節ごとの蒸発量、風速および風向、相対湿度、および大気圧を、流域内の気象観測点から収集し、全流域についてこれらの値の地域の平均値を計算する。または、等質な構成要素については、流域内の前述の値の分布を示す地図を示す。または、これらの値の等量線図を示してもよい。

水文学的特徴：予想される月間貯水池流入量(長期平均値)およびその変動性(標準偏差)、年間日流況曲線および年間最大日流量(またはピーク流量)頻度曲線。

水質：貯水池への流入水における、温度、溶存酸素、pH、アルカリ度、硬度、全溶存物質、および栄養塩濃度の、月別または季節別の中間値および四分位範囲。

堆積物流送：平均年間貯水池流入堆積物量の推定値およびその経年変化（四分位範囲または標準偏差）の推定値。

放流施設

放流容量：発電所および各タイプの放流施設について放流容量。各放流施設の通常運用における季節平均放流量。

取水位：発電所および各タイプの放流施設について取水位。

下流域

運用水位：通常運用における最高および最低放水位。季節別予想放水位範囲。

水文学的特徴：予想される月間貯水池流入量（長期平均値）およびその変動性（標準偏差）、年間日流況曲線および年間最大日流量（またはピーク流量）頻度曲線。

水質：下流域における、温度、溶存酸素、pH、アルカリ度、硬度、全溶存物質、および栄養塩濃度の、月別または季節別の、中間値および四分位範囲。

3.0 湛水前における放出量の定量的評価

3.1 序論

貯水池区域の湛水前における放出量を算定するには、貯水池が整備されていない場合と、貯水池がすでに建設されている場合の2つの状況が考えられる。

a) 貯水池が整備されていない場合、境界表面と大気間の GHG フラックスの状態、および冠水する地域を覆っている炭素堆積速度を算定する計測を計画することができる。

b) 貯水池がすでに建設されている場合、境界表面と大気間の GHG フラックスおよび炭素堆積速度の湛水前の状態は、貯水池が整備されていない場合の条件がどうであるかを説明するベースライン（事業前の放出量の評価値）に基づいて推定すべきである。

3.2 項および 3.3 項では、各項の状況に応じて、湛水前の放出量の算定に推奨される方法に関する手引きを示す。

3.2 建設予定の貯水池区域からの湛水前の放出量評価

背景

建設予定貯水池区域からの湛水前の放出量の算定は、i)湛水域および下流域において、空間的に分散した地点で行われた3つの GHG (CO₂、CH₄、N₂O) の境界表面と大気間のフラックスの計測値、および ii)氾濫原構成要素および湖副構成要素における空間的に分散した地点で得られた炭素堆積速度の算定値から、より確からしい値が算出できる。

最適の手法を得るための手引き

A. 建設予定貯水池区域における湛水前の放出の評価値は、一連の手順に基づいて計算するべきである。

B. 建設予定貯水池区域における湛水前の放出量の算定では、複数年における変動を検討考慮に入れるべきである。

解説

A. 建設予定貯水池区域における湛水前の放出の算定値は、一連の手順に基づいて計算するべきである。

建設予定貯水池区域の湛水前の放出量の算定については、以下の手順を取り入れるべきである。

- ・ 湛水予定域における計測地点の空間的な配置は、2.2 項に示されている湛水予定域の土地利用構成要素区分を検討する。各副構成要素を地図化し、その面積を算出する。各副構成要素の区域を記した表を作成する。下流域の面積も測定する。
- ・ 湛水予定域の各副構成要素および下流域における境界表面での計測地点の空間的な配置は、無作為に決めることが望ましい。
- ・ 試料採取を行う計測地点での、境界表面と大気間の GHG フラックスおよび炭素堆積速度の算出には、適切な技術を用いる。水塊に分類される副構成要素および下流域では、水-大気間の気体拡散フラックスは水面浮揚式気室型ガス濃度測定装置を用いて測定できる。高台副構成要素では、気体拡散フラックスは、土壌培養法、気室型ガス濃度測定技術、および渦相関式気体濃度計測タワーを用いて計測できる。気体の拡散フラックスの測定技術の説明は、Tremblay et al. (2005)、IHA (2010)および引用文献に記載されている。値は $\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$ で表し、標準誤差と自由度を伴うべきである。
- ・ 一般に、連続測定は実際的ではないため、照度(光量子密度)、土壌湿度、および空気、水、土壌の各温度について、局所的および時間的変動を考慮して、定期的な計測を計画する。1 年をいくつかの期間に分け、可能な限り各期間の中頃の計測を計画する。一部の気候帯では季節性が強く、4 つの明確に異なる季節が見られるのに対し、熱帯および亜熱帯では雨季と乾季がより明確に区別される。温帯および特に寒帯では、湖は通常 1 年の約半分を氷で覆われ、融雪の後に春の洪水が起こる。
- ・ 副構成要素（または下流域）での各気体のフラックス算定値は、測定値が 2 つの独立したランダム要因（副構成要素内または下流域内の空間的変動、および確率的な測定の誤差）の和だけ平均フラックス¹³から逸脱すると仮定して、その誤差とともに得ることができる。同様の手順は、氾濫原および湖地点での炭素蓄積速度の算定値にも適用できる。
- ・ 現地調査において、理想的な条件が満たされた場合（多数の試料採取あるいは計測地点、同じ副構成要素内（または下流域内）での水-大気境界面での GHG フラックス、または炭素堆積速度が、安定した値と分散で得られ、時空間的な共分散がなく、また試料採取あるいは計測地点で得られた測定値がほぼ様な測定精度であったならば、単純な算術平均によって、GHG フラックスまたは炭素堆積速度の十分な確度の平均値を得ることができる。そうでない場合、(実際の状況でこれらの条件が満たされること

¹³ 平均フラックスとは、サブコンパートメント（または下流域）での総フラックスを、サブコンパートメント面積（または下流域面積）で割ったものである。

はほとんどないため)、得られた値の中央値が、通常、GHG フラックスまたは炭素堆積速度のより良い平均と見なされる。中央値はロバスト堅調な算定手法であり、異常値や、異なる精度のデータによる影響を防止する。

- 算術平均を算定に用いる場合、標準誤差は、測定値の標準偏差を測定数の平方根で割って計算する。関連する自由度は、測定数から 1 を引いたものである。中央値を用いる場合は、ブートストラップ法 (Efron & Tibshirani 1993) により、推定に伴う標準誤差と自由度を得るべきである。
- 各副構成要素の平均フラックスの算定値にその面積を乗じた値を算出すると、湛水予定域全体のフラックス算定値が得られ、また、氾濫原および湖の炭素堆積速度平均値にそれぞれの面積を乗じた値を算出すると、炭素堆積速度評価値が得られ、さらに下流域の平均フラックス算定値にその面積を乗じると、下流域のフラックス算定値が得られる。これらの算定値は、すべて $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ で表すべきである。
- GHG フラックスまたは炭素堆積速度の誤差は、対応する推定値に付随する誤差を考慮に入れるべきである。これらの評価では、1 階微分を用いた誤差伝搬則を用いることができ、すべての誤差を無相関と見なすことができる (JCGM, 2008)。
- 各期間の GHG フラックス推定値を、各期間の継続時間を考慮して平均化し、年間推定値 ($\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$) を得る。
- 炭素堆積速度は年間ベースで推定し、 $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ で表す。
- 年間評価値の誤差は、季節別の算定値および季節の期間における誤差を考慮して算定すべきである。これは、すべての誤差が無相関であると仮定し、誤差伝搬則に 1 階微分を用いることで行うことができる。

湛水予定域を単純に 3 つの副構成要素 (高台、河川、氾濫原) に分割するための手順例を示す。この場合、全湛水域の CO_2 放出量を計測実施ごとに以下のように算出する。

$$\hat{F}_{\text{CO}_2} = A(\text{up})\hat{f}_{\text{CO}_2}(\text{up}) + A(\text{river})\hat{f}_{\text{CO}_2}(\text{river}) + A(\text{flood})\left(\hat{f}_{\text{CO}_2}(\text{flood}) - (44/12)\hat{b}_c(\text{flood})\right) \quad (32)$$

ここで、

\hat{F}_{CO_2} は、湛水予定域の総 CO_2 放出量の算定値である。

$A(\text{up})$ は、高台に分類された副構成要素の面積である。

$A(\text{river})$ は、河川に分類された副構成要素の面積である。

$A(\text{flood})$ は、氾濫原に分類された副構成要素の面積である。

$\hat{f}_{\text{CO}_2}(\text{up})$ は、高台副構成要素の平均 CO_2 フラックスの算定値である。

$\hat{f}_{CO_2}(\text{river})$ は、河川副構成要素の平均 CO₂ フラックスの算定値である。

$\hat{f}_{CO_2}(\text{flood})$ は、氾濫原副構成要素の平均 CO₂ フラックスの算定値である。

$\hat{b}_c(\text{flood})$ は、氾濫原副構成要素の平均炭素堆積速度の算定値である。

4ヶ月続く「乾季」および8ヶ月続く「雨季」については、1年間の乾季および雨季の計測実施で得られた CO₂ フラックス算出値を、以下を用いて組み合わせて、年間の総 CO₂ フラックス算定値を得る。

$$\hat{F}_{CO_2}(\text{annual}) = \frac{1}{3}\hat{F}_{CO_2}(\text{dry}) + \frac{2}{3}\hat{F}_{CO_2}(\text{wet}) \quad (33)$$

B. 建設予定貯水池区域における湛水前の放出量の評価は、複数年にわたる変動を考慮に入れるべきである。

一般に、あらゆる境界表面からの GHG 放出は、気象条件によって変化する。複数年にわたる計測により、フラックスの経年変動に関する情報、および湛水前の放出量について、より確からしい長期的な年平均評価値が得られる。統計的に、変動の推定には最低3つの観測値が必要である。年数が多いほど、より良い経年変動の推定が可能になる。計測結果がほぼ一樣な精度の値を示す場合は、年平均値が長期的な最良の評価値となる。そうでない場合は、年間算定値は、その標準誤差の2乗の逆数に比例して加重されるべきである。長期的な年間放出評価値における誤差の評価は、年変動に相関が無いと仮定して算定できる。

3.3 既存の貯水池からの湛水前の放出量評価

背景

貯水池がすでに整備されていて、湛水域および下流域での表面と大気間の GHG フラックスおよび炭素堆積速度の湛水前測定が、3.2 項で述べたように行われている場合、湛水前の放出量の長期的評価が、誤差とともに算定可能である。湛水前の計測が行われていない場合、湛水前の放出量の評価は、文献調査値または湛水域近傍の地点で行われた GHG フラックスおよび炭素蓄積速度の評価値から、環境および生物学的特性を考慮して得ることができる。

最適な手法を得るための手引き

A. 湛水前測定が行われていない既存の貯水池の湛水前放出量の評価推定は、一連の手順に基づいて行うべきである。

B. 既存の貯水池の湛水前の放出量の評価は、複数年にわたる変動を考慮するべきである。

解説

A. 湛水前測定が行われていない既存貯水池の湛水前放出量の評価は、一連の手順に基づいて行うべきである。

湛水前測定が行われていない場合、湛水前の放出量の評価は、文献調査または湛水域付近の地点で行われた境界表面と大気間の GHG のフラックスおよび炭素堆積速度の算定値から、環境および生物学的特性を考慮して得ることができる。以下の手順を検討するべきである。

- ・ 貯水池が建設されなかった場合に定められる、湛水域および下流域のベースラインを確立するべきである。湛水時の湛水域および下流域の状態が最も自然なベースラインであると考えられるが、周辺区域の実際の土地利用分類をベースラインの構築に用いることもできる。採用されたベースラインに対して、2.2 項で述べたような副構成要素の分割を行うべきである。各副構成要素の面積を推定し、表に記載するべきである。
- ・ 考慮される 3 つの気体 (CO₂、CH₄、N₂O) の境界表面と大気間のフラックスおよび炭素堆積速度の計測を計画し、湛水域に近く、ベースライン湛水域の副構成要素および下流域の条件が類似した地点を選定して計測を実施するべきである。3.2 項と同様に、1 年を「季節」に分割し、可能な限り各季節の中頃に計測を計画する。
- ・ 各副構成要素、湛水域全体および下流域の表面と大気間の各 GHG のフラックスおよび炭素堆積速度 (mg·d⁻¹) の最も確からしい値は、標準誤差と自由度とともに、3.2 項と同じ手順に従う計測結果から得ることができる。
- ・ あるいは、調査で得られた文献値から、各副構成要素および下流域の各 GHG の境界表面と大気間の年間平均フラックス、ならびに氾濫原および湖の炭素堆積速度の算定値を、標準誤差と自由度とともに得ることもできる。これらの算定値は、すべて mg·m²·d⁻¹ で表すべきである。この情報は、計測から得られた平均的なフラックスまたは平均的な炭素堆積速度の算定値の代用として直接用いることができる。文献調査から得られた誤差情報を、標準誤差の値に振り替える場合は、相当な注意を払うべきである。標準誤差は、真値を含む可能性が 67% の最良推定値の中央の区間に関連しているのに対し、文献は非常に多くの場合、すべての推定値を網羅する範囲に及ぶからである。標準誤差は、その範囲の 1/3~1/4 の間にあると推定することができる。また、非常に多くの場合、関連する自由度の情報がないため、標準誤差における比例誤差の評価および式 (29) に基づいて自由度を割り当てなければならない。

B. 既存貯水池の湛水前放出量の評価は、複数年にわたる変動を考慮するべきである。

3.2 項で同様の状況について述べたように、近傍地点での複数年の計測は、フラックスの経年的な変動に関する情報および長期的な年平均 GHG 放出量のより確からしい値を提供する。

4.0 湛水後放出量評価法

4.1 序論

本章では、湛水後の放出状態の評価に関する手引きを示す。ここでは、貯水池がすでに運転中である状況のみを評価対象とする。建設予定の貯水池についての推定は、第2巻に記載されるモデルを活用して行う。

既存の貯水池からの総放出量の推定は、各放出経路での表面と大気間のGHGフラックスおよび炭素堆積速度の測定を、貯水池区域および下流域で行うと、より正確に算定できる。本章では、各放出経路および炭素堆積速度の評価手順に関する手引きを示す。

4.2 拡散フラックス

背景

貯水池および下流域の両構成要素でのGHGの拡散フラックスは、3つすべてのGHG（CO₂、CH₄、N₂O）について算出するべきである。これらの値は、2つの構成要素において、空間的に分布する一連の地点で行われた計測により得るべきである。

最適な手法を得るための手引き

A. 境界表面と大気間のGHGの拡散フラックスの算定は、3つすべてのGHG（CO₂、CH₄、N₂O）について、一連の手順に基づき、貯水池および下流域の両構成要素について算定するべきである。

解説

A. 境界表面と大気間のGHGの拡散フラックスの算定は、3つすべてのGHG（CO₂、CH₄、N₂O）について、一連の手順に基づき、貯水池および下流域の両構成要素について算出するべきである。

境界表面と大気間の拡散フラックスを算定するには、以下の手順を用いるべきである。

- ・ 算定値は、貯水池構成要素および下流域構成要素において、空間的に分布した一連の地点で行われた計測から得る。
- ・ 貯水池での測定地点の空間的な位置は、貯水池における区画を考慮に入れる。最も一般的な区画として、4つの区画（上流、中流、入江、取水庭）を考慮する。

- 各区画を地図化し、その面積を測定すべきである。各区画の面積を記載した表を作成する。
- 下流域表面および貯水池表面の各区画での計測地点の空間的な分布を、無作為に決める。
- 試料採取地点で、境界表面と大気間の GHG の拡散フラックスを計測するための最も一般的な技術は、水面浮揚式気室型ガス濃度測定装置を用いることである。この技術の説明は、付録 B、FURNAS (2008)、Tremblay et al (2005)、IHA (2010)および引用文献に記載されている。計測値は $\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$ で表すべきであり、標準誤差と自由度を伴うべきである。
- 一般に、連続測定は実際的ではないため、光量子密度 (照度)、土壌湿度、および空気、水、土壌の各温度について、局所および時間的変動を考慮して、定期的な計測を計画する。1 年をいくつかの期間に分け、可能な限り各期間の中頃に計測を計画する。期間の計画にあたっては、それらの期間の特徴的な状況を考慮すべきである。すなわち、寒冷気候では、GHG 放出量は、水塊の温度成層逆転時に一時的に最大になる場合がある。貯水池が冬季に氷で覆われている時、GHG は、特に貯水池の滞留水塊中、および有機物に富む堆積物中に蓄積する場合がある。春の解氷および水の温度成層逆転により、特に水中に蓄積された CO_2 (Kortelainen et al 2006; Demarty et al. 2011) および CH_4 (Juutinen et al. 2009) が放出される場合がある。解氷による CH_4 の放出は、新しい貯水池または多量の有機物堆積を伴う小さな貯水池で高い場合がある。特に、解氷による放出期間は非常に短く、特別な計測の実施が必要である。別の GHG 最大期間は、秋季に夏季の温度躍層が逆転混合されると起こる場合がある。
- 貯水池の各区画および下流域の表層からの拡散による各ガスのフラックスの算定値は、空間的な変動および確率的な測定誤差の結果として、平均値から外れると仮定して、その誤差ともに値を得ることができる。計測値の中央値は、通常、放出量の十分な平均値と見なされ、異常値の影響を除き、また異なる精度の影響も防止できる。
- 測定された拡散フラックス値の中央値を用いる場合、関連する標準誤差と自由度は、ブートストラップ法により得られる。算術平均を用いる場合、標準誤差は、測定拡散フラックス値の標準偏差を測定数の平方根で割って計算する。関連する自由度は、測定数から 1 を引いたものである。
- 貯水池表面の各区画の拡散フラックスの平均値にその面積を乗じると、貯水池全体の拡散フラックス算定値が得られる。それらは $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ で表すべきである。また、下流域での拡散フラックスの算定値は、拡散フラックスの平均値に下流域の面積を乗じると得られる。これも $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ で表すべきである。

- ・ 貯水池全体および下流域の拡散フラックス算定値における誤差は、拡散フラックス計測値の誤差を考慮に入れて評価するべきである。評価では、1階微分を用いた誤差伝搬則を用いることができ、すべての誤差が無相関と見なすことができる (JCGM, 2008)。
- ・ 各期間の GHG の拡散フラックス値を、各期間の継続時間を考慮して平均化することにより、年間の評価値を得る。
- ・ 貯水池全体および下流域の年間の拡散フラックス評価値の誤差は、季節別の拡散フラックス算定値および各季節の継続期間における誤差を考慮して評価するべきである。これは、すべての誤差が無相関であると仮定し、誤差伝搬則に1階微分を用いることで行うことができる。

4.3 気泡噴出による放出

背景

貯水池からの GHG の噴出放出量の算定は、貯水池構成要素において、CO₂ および CH₄ について行うべきである。これらの算定は、深さ 20m 未満の水域から得られると考えられることから、気泡噴出が起り得る貯水池の領域（噴出放出区域）において、空間的に分散した地点で計測を行うべきである。

最適な手法を得るための手引き

- A. 貯水池からの GHG の噴出放出量の評価は、CO₂ および CH₄ について、および貯水池構成要素からの気泡噴出が起り得る領域について、一連の手順に基づき計算するべきである。

解説

- A. 貯水池からの GHG の噴出放出の評価値は、CO₂ および CH₄ について、および貯水池構成要素からの気泡噴出が起り得る領域について、一連の手順に基づき計算するべきである。

貯水池からの GHG の噴出に基づく放出の評価推定値は、貯水池構成要素において、CO₂ および CH₄ について算定するべきである。これらは、深さ 20m 未満の領域で起こると考えられる、気泡噴出が起り得る貯水池の領域（気泡噴出放出区域）において、空間的に分散した地点で計測を行うべきである。以下の手順の検討が望ましい。

- ・ 貯水池における気泡噴出区域を地図化し、その面積を算出する。

- ・ 気泡噴出区域での計測地点を、空間的にランダムに分布させる。
- ・ 気泡噴出量を測定する最も一般的な技術は、一連の逆漏斗を用いることである。この技術の説明は、付録 B、IHA (2010)および引用文献に記載されている。
測定値は $\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$ で表すべきであり、関連する標準誤差と自由度を伴うべきである。
- ・ 連続時間測定は実際的ではないため、照度(光量子密度)、土壌湿度、および空気、水、土壌の各温度の、局所および時間的変動を考慮して、定期的計測を計画するべきである。1年をいくつかの「季節」に分け、可能な限り季節の中頃に計測を計画する。
- ・ 噴出放出量の算定値は、計測値が、空間な変動および確率的な測定誤差の結果として平均値から外れると仮定して、その誤差とともに値を得ることができる。計測値の中央値は、通常、噴出放出量の十分な平均値と見なされる。
- ・ 計測された噴出値の中央値を用いる場合、関連する標準誤差と自由度は、ブートストラップ法により得られる。算術平均を用いる場合、標準誤差は、計測された噴出値の標準偏差を測定数の平方根で割って計算する。関連する自由度は、測定数から 1 を引いたものである。
- ・ 噴出放出量の平均値に貯水池の噴出放出区域の面積を乗じると、貯水池全体のフラックス算定値が得られる。単位は $\text{mg}\cdot\text{d}^{-1}$ で表すべきである。
- ・ 噴出放出算定値の誤差は、噴出放出平均値の誤差を計算に入れて算定するべきである。評価では、1 階微分を用いた誤差伝搬則を用いることができ、すべての誤差が無相関と見なすことができる (JCGM, 2008)。
- ・ 各期間の噴出放出算定値を、各期間の継続時間を考慮して平均化し、年間値を得る。
- ・ 年間の噴出放出推定値の誤差は、各季節の噴出放出推定値および各季節の継続期間における誤差を考慮して評価するべきである。これは、すべての誤差が無相関であると仮定し、誤差伝搬則に 1 階微分を用いることで行うことができる。

4.4 脱気

背景

貯水池からの脱気による GHG 放出の評価値は、3 つすべての GHG (CO_2 、 CH_4 、 N_2O) について計算するべきである。これらの評価では、放流設備の入口で採取された水試料と、放流設備に可能な限り近い下流域で採取された水試料中の各気体濃度計測値との差分に、放流量を乗じて得ることができる。

最適な手法を得るための手引き

A. 貯水池からのGHGの脱気による放出量は、3つすべてのGHG (CO₂、CH₄、N₂O) について、一連の手順に基づいて算定するべきである。

解説

A. 貯水池からのGHGの脱気による放出量は、3つすべてのGHG (CO₂、CH₄、N₂O) について、一連の手順に基づいて算定するべきである。

貯水池からのGHGの脱気による放出量は、3つすべてのGHG (CO₂、CH₄、N₂O) について算定するべきである。これらの算定値は、放流設備の入口および放流設備に可能な限り近い下流域で採取された水試料中の気体濃度の計測値の差に、放流量を乗じて得るべきである。以下の手順を採用するべきである。

- 3つのGHG (CO₂、CH₄、N₂O) の脱気による放出量の計測は、脱気が起こると思われるすべての放流設備で行うべきである。水力発電用貯水池の場合、上流試料の採取は発電所内部で行うべきである。
- この技術の説明は、FURNAS (2008) および引用文献に記載されている。測定値は mg·d⁻¹ で表すべきであり、標準誤差と自由度を伴うべきである。
- 一般に、連続的な計測は実際的には不可能であるため、照度(光量子密度)、土壌湿度、および空気、水、土壌の各温度の、局所および時間的変動を考慮して、定期的試料採取を計画するべきである。1年を「季節」に分け、可能な限り季節の中頃の計測を計画する。
- 脱気による各気体の放出量は、各放流設備での脱気による放出量の算定値が、確率的計測誤差、および、真の値から離れると仮定して、その誤差を値とともに得ることができる。各放流設備からの脱気による放出量の算定値を加算すると、貯水池全体からの脱気による放出量の最良評価値 (mg·d⁻¹) が得られる。
- 貯水池全体からの脱気による放出量の評価値の誤差は、各放流設備の脱気による放出量の算定値の誤差を考慮して評価するべきである。これは、誤差伝搬則に1階微分を用い、すべての誤差が無相関であると仮定することで行うことができる (JCGM, 2008)。
- 各期間のGHGの脱気による放出量の算定値を、各期間の継続時間を考慮して平均化し、年間の評価値を得る。
- 年間の貯水池からの脱気による放出量の誤差は、各季節の脱気による放出量の算定値およびその季節の継続期間における誤差を考慮して評価するべきである。これは、す

すべての誤差が無相関であると仮定し、誤差伝搬則に 1 階微分を用いることで行うことができる。

4.5 炭素堆積速度

背景

湛水後の炭素堆積速度の算定値は、貯水池の堆積物について、空間的に分散した地点における採取計測から算定されるべきである。

最適な手法を得るための手引き

A. 湛水後の炭素堆積速度の評価値は、一連の手順に基づき、貯水池の堆積物について、空間的に分散した地点における計測から算定されるべきである。

解説

A. 湛水後の炭素堆積速度の評価値は、一連の手順に基づき、貯水池の堆積物について、空間的に分散した地点における計測から算定されるべきである。

湛水後の炭素堆積速度の評価値は、貯水池の堆積物について、空間的に分散した地点での採取計測から算定されるべきである。以下の手順による算定が望ましい。

- ・ 貯水池における堆積域を地図化し、その面積を算定する。貯水池における堆積域の算定面積の標準誤差と自由度を評価する。
- ・ 貯水池における堆積域の評価用試料採取地点を空間的に分布させる。炭素堆積速度を算定する最も一般的な技術は、堆積物柱状試料の ^{210}Pb 濃度測定を行うことである。とはいえ、この技術は数十年間の蓄積の測定に適していると考えられ、1 日ごとの炭素埋没速度を推定するには代替の方法の確立が必要である。付録 B に、ケイ素 (Si) を追跡元素として用いて炭素堆積速度を得る方法に言及している。表面堆積物の側方移流または浚渫による攪乱により、炭素堆積速度の算定値を得られないことがある。炭素堆積速度の算定が困難な場合は、零としてよい。算定値は $\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$ で表し、標準誤差と自由度を評価する。
- ・ 貯水池における炭素堆積速度の評価では、算定値は平均からの偏差が、空間的な変動および確率的測定誤差の結果としての誤差と仮定して、結果を得ることができる。計測値の中央値は、通常、炭素堆積速度の十分な確からしい値と見なし得る。

- ・ 測定値の中央値を用いる場合、関連する標準誤差と自由度は、ブートストラップ法により得られる。算術平均を用いる場合、標準誤差は、測定値の標準偏差を測定数の平方根で割って計算する。関連する自由度は、測定数から 1 を引いたものである。
- ・ 炭素堆積速度の平均値に、貯水池の堆積域の面積を乗じると、貯水池全体における炭素堆積速度の算定値が得られる。
- ・ 炭素堆積速度の算定値の誤差は、炭素堆積速度の平均値および貯水池の堆積域の面積の誤差を考慮に入れて評価することができる。評価では、1 階微分を用いた誤差伝搬則を用いることができ、すべての誤差を無相関と見なすことができる (JCGM, 2008)。

4.6 貯水池に無関係な人為的放出源からの GHG 放出

背景

2.3 項で述べた基本的手順に従い、貯水池とは無関係な人為的放出源に起因し得る特定気体の放出量の評価は、その気体の湛水後の放出量の評価のためフラックスの差分から差し引くべきである。

上流の流域でのいくつかの人間活動が、貯水池の GHG 放出量に寄与する可能性がある。例として、定住地（村や市）、下水処理場（またはそれらの欠如）、貯水池の水際や上流の水路と隣接する農地や牧草地、水路を生物分解性生成物で汚染する産業が挙げられる。貯水池の富栄養化が、工業地域や交通量の多い大都市または化石燃料発電所からの窒素の大気沈着によって起こる場合がある。道路や建物など水を通さない区域は、高い表面流出や水路への汚染物質の移送を引き起こす場合がある。森林排水または泥炭利用は、水路に流入した有機物や溶存腐植酸を供給する可能性がある。上流域でのこうした活動の一覧は、貯水池からの GHG の放出フラックスに影響を与える炭素や栄養塩関連の負荷を特定するための手段となる。こうした負荷が少量のみであるなら、UAS は貯水池 GHG 放出量にあまり影響がないため、無視できる。

最低な手法を得るための手引き

- A. *特定の人為的な放出源に起因し得る GHG の放出の、正確な定量的寄与の特定は、モデルによる計算結果からのみ得ることができる。*

解説

A. 特定の人為的な放出源に起因し得るGHGの放出の、正確な定量的寄与の特定は、モデルによる計算結果からのみ得ることができる。既出

特定の人為的な放出源に起因し得る、ある気体の放出の、正確な定量的寄与の特定には、2つの同等な貯水池を用い、対照実験とともに、そのうち1つのみが人為的な放出源の影響を受けている場合にのみ得ることができる。実際には、この状況を利用できることはあまりなく、コンピュータを用いたモデル計算により、貯水池において実測された放出量が、モデルにおいて人為的な放出源の活動を仮定して計算された放出量と一致すること、およびモデルにおいて人為的な放出源なしに計算された放出量と一致しないことを検証することにより、起因し得る放出量を得るべきであろう。第2巻に、この方針に関する手引きを示す。

4.7 複数年における変動

背景

一般に、貯水池区域からのGHGの放出量は、気象条件によって変化する。20年を超える貯水池の場合、定常状態に達していると考えられ、複数年にわたる計測結果はフラックスの経年変動に関する情報、および長期間の平均GHG総放出量のよりよい評価を示すことができる。

最適な手法を得るための手引き

A. 貯水池からのGHGの総放出量の算定値は、複数年の変動を考慮するべきである。

解説

A. 貯水池からのGHGの総放出量の算定値は、複数年の変動を考慮するべきである。

複数年にわたる計測結果がほぼ一様な精度の算定値を示す場合、これらの平均は長期間にわたる年間の値として最も確からしい。そうでない場合、得られた年間値は、その標準誤差の2乗の逆数に比例して加重されるべきである。新規の貯水池の場合、貯水池の湛水後の経過年数がもう1つの重要な要素であり、まだ定常状態には達していないと見なすことができる。この場合、各年の算定値を平均しても意味がない。その一方で、GHG総放出量の経年変動は経過年数と関わりがある。

参考文献

- Chanudet, V., Descloux, S., Harby, A., Sundt, H., Hansen, B.H., Brakstad, O., Serça, D., Guerin, F. (2011). “Gross CO₂ and CH₄ from the Nam Ngum and Nam Leuk sub-tropical reservoirs in Lao PDR”, *Science of the Total Environment*, 409 (2011): 5383-5391.
- Demarty M., Bastien, J. & Tremblay, A. (2011). “Annual follow-up of gross diffusive carbon dioxide and methane emissions from a boreal reservoir and two nearby lakes in Quebec, Canada”. *Biogeosciences*, 8: 41–53.
- DeGroot, M. H. and Schervish, M. J. (2002). *Probability and Statistics*. 3rd ed. Addison-Wesley, Boston.
- Efron, B. & Tibshirani, R.J. (1993). *An Introduction to the Bootstrap*. Chapman & Hall, New York, NY. EPRI. (2010). *The Role of Hydropower Reservoirs in Greenhouse Gas Emissions*. [TR 2010.1017971]. Electric Power Research Institute, Palo Alto, CA
- FURNAS. (2008). *Projeto de P&D ANEEL Balanço de Carbono nos Reservatórios de FURNAS Centrais Elétricas S.A., Relatório Final*. Furnas Centrais Elétricas S.A., Rio de Janeiro.
- Gallagher, A. S. (1999). “Drainage Basins in Aquatic Habitat Assessment: Common Methods”. In: Bain, M. B. & Stevens, N. J. (eds). *Aquatic Habitat Assessment: Common Methods*. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, 11-24.
- Guinée, J. (ed). (2002). *Handbook on Life-Cycle Assessment: Operational Guide to the ISO Standards*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, NL.
- IHA. (2010). *GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs*. The International Hydropower Association (IHA), London.
- IPCC. (2011). *IPCC Special Report on Renewable Energy Sources and Climate Change Mitigation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC. (2010). *Revisiting the Use of Managed Land as a Proxy for Estimating National Anthropogenic Emissions and Removals: Meeting Report, 5-7 May 2009, INPE, São José dos Campos, Brazil*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.
- IPCC. (2007). “Changes in Atmospheric Constituents and in Radiative Forcing”. In: *Climate Change 2007: The physical science basis: Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- IPCC. (2006). “Possible Approach for Estimating CO₂ Emissions from Lands Converted to Permanently Flooded Land: Basis for Future Methodological Development”. In: *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use, Appendix 2*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.
- IPCC. (2006). “CH₄ Emissions from Flooded Land: Basis for Future Methodological Development”.

In: *2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories: Volume 4 Agriculture, Forestry and Other Land Use, Appendix 3*. Institute for Global Environmental Strategies (IGES), Hayama, Japan.

IPCC. (1994). *Climate Change 1994: Radiative Forcing of Climate Change and an Evaluation of the IPCC IS92 Emission Scenarios*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

ISO. (2006). *ISO14040:2006 Environmental management - Life cycle assessment - Principles and framework*. International Organization for Standardization (ISO), Geneva.

JCGM. (2008). *JCGM 100:2008 Guide to Expression of Uncertainty in Measurement*. Joint Committee for Guides in Metrology.

Juutinen, S., Rantakari, M., Kortelainen, P., Huttunen, J. T., Larmola, T., Alm, J., Silvola, J. & Martikainen, P. J. (2009). "Methane dynamics in different boreal lake types". *Biogeosciences*, 6(2): 209-223.

Kirkup, L. & Frenkel, R. B. (2006). *An Introduction to Uncertainty in Measurements: Using the GUM (Guide to the Expression of Uncertainty in Measurements)*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Kortelainen, P., Rantakari, M., Huttunen, J. T., Mattsson, T., Alm, J., Juutinen, S., Larmola, T., Silvola, J. & Martikainen, P. J. (2006). "Sediment respiration and lake trophic state are important predictors of large CO₂ evasion from small boreal lakes". *Global Change Biology*, 12: 1554-1567.

Migon, H.S. and Garaman, D. (1999). *Statistical Inference: an integral approach*. Arnold, London.

Ometto, J. P., Pacheco, F. S., Cimpleris, A. C. P., Stech, J. L., Lorenzetti, J. A., Assireu, A., Santos, M. A., Sikar, B. M., Rosa, L. P., Galli, C. S., Abe, D. S., Tundisi, J. G., Barros, N. O., Mendonça, R. F. & Roland, F. (2010). "Carbon Dynamic And Emissions In Brazilian Hydropower Reservoirs". In *Energy Resources: Development, Distribution and Exploitation*. Alcantara, E. H. (ed.). Nova Science Publishers, Hauppauge, NY.

Rosa L. P. & Schaeffer, R. (1994a). "Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs". *Ambio*, 23: 164-165.

Rosa, L. P. & Santos, M.A. (2000). *Certainty and uncertainty in the science of greenhouse gas emissions from power dams: A report on the state of the art for the World Commission on Dams*. World Commission on Dams (WCD), March 2000, [Final Report].

Rudd, J. M. W., Harris, R. & Kelly C. A. (1993). "Are hydroelectric reservoirs significant sources of greenhouse gases?". *Ambio*, 22(4): 246-248.

Satterthwaite, F. E. (1946). "An Approximate Distribution of Estimates of Variance Components". *Biometrics Bulletin*, 2(6): 110-114.

St. Louis, V., Kelly, C. A., Duchemin, E., Rudd, J. W. M. & Rosenberg, D. M. (2000). "Reservoir surfaces as sources of greenhouse gases to the atmosphere: a global estimate". *BioScience*, 50: 766-775.

Sikar, E., Matvienko, B., Santos, M. A., Rosa, L. P. M., Silva, B., Santos, E. O., Rocha, C. H. E. D. & Bentes Jr, A. P. (2009). "Tropical reservoirs are bigger carbon sinks than soils". *Verh. Internat. Verein.* 30, (6): 838–840.

Tremblay A., Varfalvy L., Roehm, C. & Garneau, M. (eds). (2005). *Greenhouse Gas Emissions - Fluxes and Processes: Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments*. [Environmental Science and Engineering/ Environmental Science]. Springer, Berlin.

UNFCCC/CCNUCC. (2006). *Thresholds and Criteria For The Eligibility of Hydroelectric Power Plants With Reservoirs As CDM Project Activities*. [EB 23 Report, Annex 5]. UNFCCC, Bonn.

WCD. (2000a). *Dams and development - A new framework for decision making: The report of The World Commission on Dams*. Routledge, Oxford, UK.

Welch, B.L. (1947). "The generalization of 'student's' problem when several different population variances are involved". *Biometrika*, 34: 28-35.

付録 A：境界表面における GHG フラックスおよび炭素蓄積速度を支配する過程

はじめに

3つの異なる種類の過程（生物学的、物理的、化学的）が、任意の境界表面における GHG フラックスおよび炭素蓄積速度を支配している。炭素収支上関連する基本的な生物化学過程は、植物やシアノバクテリアなどの独立栄養生物の光合成と呼吸において、正味の CO₂ 交換を生じさせる過程、および動物、菌類、細菌、古細菌などの従属栄養生物による、有機物を分解し CO₂ や CH₄ を放出させる過程である。窒素収支については、生物学的過程は生物固定、アンモニア生成、硝化、および脱窒であり、そのうち最後の2つが N₂O の放出を生じさせる。関連する物理的過程は有機物の移流と分散であり、一方関連する主な化学的過程は燃焼である。

いくつかの局所的な環境条件が、自然または人為攪乱環境における炭素と窒素の輸送と貯蔵を支配する基本過程の作用の程度と頻度に影響する。その結果として、GHG 放出量および炭素蓄積速度を支配する状態は、これらの環境条件の分布に左右される。以下に、環境における土壌中有機物および土壌水分量に支配される過程を説明する。

CO₂ および N₂O サイクル

大気中の CO₂ は独立栄養植物や微生物（藻類および藍色植物門）の光合成によって固定されても、その大半はそれらの生物の維持呼吸ですぐに大気中に放出し戻される。

光合成プロセスにおいて、大気中に存在する CO₂ は太陽エネルギーを用いて固定され、有機物を生成する。



生物の好気性呼吸により、有機物が消費され CO₂ が生成される。



窒素は大気から生物学的固定により固定されるが、植物の根による同化により、アンモニウム (NH₄⁺) や硝酸塩 (NO₃⁻) としても取り込まれる。一次生産で生成された同化産物は、成長や生殖のための有機化合物の生成に用いられる。細菌活動がアンモニウムを硝酸塩に変換（硝化）、硝酸塩を N₂ に変換（脱窒）して窒素サイクルが完結する。

土壤有機物および土壤水分量

形成される乾燥有機物の約半分が、炭素から成る。多年生植物は数年間そのバイオマスに有機物を貯蔵できるのに対し、森林は数十年にわたって炭素貯蔵の役割を果たすことができる。落葉落枝は、植物が地上部分と地下部分を再生する年周期ごとに形成され、生態系炭素流動の重要な部分を占める。

土壤有機物は、菌類や細菌などの従属栄養生物の基質である。そのため、生成される落葉落枝の大半はこれらの微生物のエネルギー源として使用され、大半の炭素が CO_2 として、および溶存有機炭素 (DOC) として土壤に放出される。土壤有機物が有酸素条件下で分解すると、限られた量の有機物しか長期間にわたって土壤中に貯蔵されない。しかし、土壤が1年のうち少なくとも一時期浸水すると、従属栄養生物が利用可能な酸素を急速に消費し、土壤条件が低酸素または完全に無酸素になる場合がある。こうした条件では、効率的な好気性分解が停滞し、有機物の分解速度が低下する。分解は、嫌気性プロセスにより、はるかに遅い速度で継続し得る。メタン生成古細菌は、有機物分解連鎖から CO_2 および H^+ または酢酸を基質として用い、 CH_4 を生成する純嫌気性菌である。表土のより有酸素条件下では、一部のメタンがメタン酸化性細菌によって消費され、 CO_2 に変換され得る。このため、正味 CH_4 放出量は土壤中の水飽和度に依存する。乾燥土壤中のメタン酸化性細菌が大気メタンを消費する場合があり、それは土壤の隙間の CH_4 濃度が大気中の CH_4 濃度 (1.8ppm) より低い場合に検出できる。そのような場合、高台の土壤がメタン吸収源の役割を果たす場合がある。土壤条件が湿潤なほど、そして有機物が多いほど、正味 CH_4 放出量も多くなり得る。水分が飽和している高台の土壤中で起こるプロセスは、永久飽和泥炭地および湖沼堆積物中でも起こる。最終的に、地域ベースで、集水域の CO_2 および CH_4 の収支は有機物の分布および集水域の水文条件に依存する。

大気への N_2O の放出は、通常、間隙水中のアンモニウムまたは硝酸塩の利用可能性と関係する。 N_2O は、微生物による硝化または脱窒のいずれかで放出され得る (Maag & Vinthe 1996)。硝化は、肥料からの N_2O 放出における支配的なプロセスである。硝酸塩は植物成長の制限的養分である場合が多く、植物は利用可能な NO_3^- の大半を根から吸収できるため、脱窒による N_2O の放出は基質が利用可能な場合に一時的に起こる場合がある。寒帯の集水域では、これらの放出は春の解氷時に起こる場合がある。脱窒は、主に泥炭地、水辺または沿岸生態系で見られる低酸素条件でも起こる。 N_2O 放出の必要条件は、適切な形態の窒素および炭素の両方をエネルギー源として利用できることである。

完全な湛水

浸水が増加したり完全な湛水¹⁴になると、有機堆積物が厚くなり、何千年にもわたって保存される場合がある。泥炭や腐葉土など、有機物に富む湿潤な土壌はヒストソルと呼ばれる。湿地帯は通常、集水域の地形的に低い部分に、浸潤速度の遅い土壌で形成される。泥炭は、鉍物含有量が非常に低い極度のヒストソルである。泥炭地は、恒常的または頻繁な湛水および陸生化¹⁵により有機質層が鉍質土壌の最上部に蓄積する一次沼沢化、または森林の二次沼沢化により形成され得る。泥炭は多くの場合、湿地条件に適応したスゲやコケの残骸から形成されるが、熱帯の泥炭は枯れた木質バイオマスから形成され得る。泥炭形成の特別なケースは、蒸発散量が降水量より少ない海洋性気候の丘の頂上に形成されるブランケット型泥炭地である。

湿地帯では、水による飽和が、土壌発達および発生する動植物の種を制御する支配的要因である。湿潤で無酸素の湿地土壌中の細菌は、死んだ植物物質を分解すると CH_4 を生成し、湿地帯を重要な CH_4 放出源にする。 N_2O の場合、その逆があてはまる。湿地帯に見られる細菌は N_2O を生成するが、冠水条件が、 N_2O を消費して窒素ガス (N_2) を生成する細菌を支援する傾向がある。したがって、湿地帯は無視できる N_2O 放出源と考えられ、小規模な吸収源の役割を果たす可能性がある (EPA 2010)。一般に、湿地帯から大気への CH_4 および N_2O の放出量は、湿地土壌中で生成され消費されるはるかに大量のこれらのガスのうちの少量の残存ガスである。これらのガスを生成し消費する湿地帯のさまざまな種類の細菌は、環境要因 (温度、水位、有機物の供給と特性など) によって異なる影響を受ける。したがって、比較的小規模な環境変化が生成と消費のバランスを変えることにより、フラックスの大きな変化を生じさせる可能性がある (Itoh et al. 2007)。

年間の気候パターンとともに、生態系や土地利用の組み合わせが、1年間の集水域の GHG 収支を決定する。降水と渇水が土壌中の有酸素/無酸素条件を調節し、温度が植物の成長速度や分解における微生物作用を制御する。土地利用の変化も、条件を変える場合がある。これらすべての理由から、集水域の GHG 収支は、自然および人為的要因による大きな経年変化についての課題である。

湛水

貯水池の建設は、地下水面の上昇により、冠水区域や周辺の水文条件を変える。浸水は土壌や植生中の有機物を冠水させ、集水域上流部からの養分や有機物が貯水池に蓄積し始める (Rosa

¹⁴ 湛水とは、土壌が水で飽和することを言う。

¹⁵ 陸生化とは、水生植物による池の過成長を言う。

et al., 2004)。GHG 交換収支の極めて重要な制御要因は、有機物、栄養分および特に酸素の利用可能性である。栄養分および有機物による貯水池の富栄養化は、一次生産力および堆積速度の増加につながる場合がある。有機堆積物は、ほぼ間違いなくメタン生成に適した無酸素条件を提供する傾向があり、 CH_4 の正味放出量は、堆積物-水の境界面および水塊中の酸素に制御されるメタン生成活性およびメタン資化活性の収支に依存する (Rosa et al. 2004; Iwata 2010; Morishita & Hatano 1999)。水中の一時的な無酸素が、拡散 CH_4 放出を増強するが、堆積物中の強力なメタン生成も、強力な散発的噴出を引き起こす可能性がある。低温および高温の状況に適応したメタン細菌が存在し、両方の気候条件で高い生産性が可能である。さらに、大気への CH_4 の放出は、水柱の深さに依存する。堆積物から水への CH_4 の放出が貯水池の深部で起きると、生成されたメタンの大半が水柱で CO_2 に変換され得る。しかし、 CH_4 が浅部で生成されると、より多くのメタンが大気に放出されると考えられる。

陸上植物は、永続的無酸素堆積物中では根を張って成長できない。水生植物は、組織の一種で、気孔から根端までの細胞間に連続的な空隙がある通気組織を用いて根を換気することにより、それらの条件に適応している。酸素が通気組織を通じて根および細根の外側の根圏に入る間、根に近い堆積物中で形成されたガスも同じ経路を用いて大気に換気され得る。このような換気が可能な典型的植物は、アシ、スゲなどである。通気組織経路は、 CH_4 が有酸素堆積物表層で多くのメタンを消費し得るメタン資化細菌を通じてゆっくり拡散する代わりに、堆積物から放出される「逃げ道」を提供する。そのため、湖および河川の沿岸植生は、湖の全体的な CH_4 の放出において最も重要である (Juutinen et al 2003)。同様に、貯水池での大規模な沿岸植生の形成が、地勢による CH_4 の放出を増加させる場合がある。

自然湖や池と比べて、貯水池、特にダム湖での GHG 放出に特有のプロセスは、放流設備を通じた脱気プロセスである。溶存 GHG (主に CO_2 および CH_4) 濃度は、ダム後方の高圧水柱下にある深層で高い。回転する水車や灌漑ダムの取水設備からの排水など、放流設備を通じた放流は、水圧を減少させ、その結果、排水が大気中の低い GHG 圧力にさらされて GHG が放出される (Morishita & Hatano 1999)。

参考文献

- EPA. (2010). *Methane and nitrous oxide emissions from natural sources*. United States Environmental Protection Agency. Retrieved from <http://www.epa.gov/methane/sources.html>.
- Itoh, M., Ohte, N., Koba, K., Katsuyama, M., Hayamizu, K., Tani, M. (2007). "Hydrologic effects on methane dynamics in riparian wetlands in a temperate forest catchment". *Journal of Geophysical Research*, 112: G01019 [doi:10.1029/2006JG000240].
- Iwata, T. (2010). "Generation and recycle process of GHG in dam lake". In: *Ecosystem and management of dam lake and river*. Tanita, T & Murakami, T. (eds.). Nagoya University Publication, Nagoya, Japan. 21-42.
- Juutinen, S., Alm, J, Larmola, T., Huttunen, J. T., Mornen, M., Martikainen, P. J. & Silvola, J. (2003). "Major implication of the littoral zone for methane release from boreal lakes." *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4): 1117 [doi:10.1019/2003GB002105].
- Maag, M. & Vinthe, F.P. (1996). "Nitrous oxide emission by nitrification and denitrification in different soil types and at different soil moisture contents and temperature". *Applied Soil Ecology*, 4(1): 5-14.
- Morishita, T. & Hatano R. (1999). "Methane emission from dam-lake and methane uptake by forest soil surrounding the lake". *Japan. J. Soil Sci. Plant Nutr.* 70: 791-798.
- Rosa, L.P., Santos, M.A., Matvienko, B., Santos, E.O., & Sikar, E. (2004). "Greenhouse Gas Emissions from Hydroelectric Reservoirs in Tropical Regions". *Climatic Change*, 66: 9-21.

付録 B：測定技術

Marco Aurelio dos Santos、COPPE/UFRJ、ブラジル

本付録では、表面と大気間の GHG フラックスおよび永久炭素埋没速度の測定技術を説明する。測定技術および分析方法の詳細な情報については、Tremblay et al. (2005)、IHA (2010)および引用文献にも記載されている。

1-漏斗を用いた GHG 噴出フラックスの測定

1.1-気泡のサンプリング

噴出放出の定量化には、自然発生的に放出された気泡の捕捉が必要である。そのために、水面に近いブイから吊るされた、漏斗の先端が水面より約 30cm 下にある固定逆漏斗を用いる。各漏斗は 0.75m^2 の面積を覆い、その頂点は予め貯水池の水で満たされた採取フラスコに連結されている。

フラスコ内の水は、捕捉された上昇気泡によって徐々に押し出され、その結果、フラスコにサンプリング期間（通常 24 時間）中に放出されたガスが蓄積する。その後、総容積を測定し、一部を実験室でのクロマトグラフ分析に用いる。（図 B1 および図 B2）



図 B1－気泡採取漏斗構成の詳細



図 B2—水力発電ダム区域での漏斗の設置

1.3-河川での気泡放出率のサンプリング

河川で噴出フラックスをサンプリングする場合は、河川区域全体が気泡を放出するわけではないことに留意しなければならない。特徴として、川の流れがあるため、気泡を形成するのに十分な堆積物が蓄積しない。その代わりに、これらの気泡は、中央部沿いよりはるかに流れが遅く、気泡を発生し得る細粒堆積物がいくらか蓄積する、岸に近い穏やかな場所に見られる。この基準に従い、漏斗は岸に近い穏やかな区域に設置しなければならない（図 B3）。



図 B3—岸に近い区域に設置された漏斗

漏斗は、岸から 2 メートル以内の場所に設置しなければならない。

漏斗と岸の間の最大距離に基づき、最大漏斗設置距離に対応する岸緩衝装置を準備しなければならない。面積の計算は、以下のデータに基づかなければならない。

*検討中の区分に沿う実際の河川面積 (km²)

*岸緩衝面積 (気泡を放出する面積) (km²)

*気泡を放出しない面積 (km²)

2-水域および陸域環境でのチャンバを用いた GHG の拡散フラックスの測定

2.1-水中での拡散フラックスの測定

CH₄、N₂O および CO₂ の拡散による放出／発散は、水-空気境界面で大気中に漏れ出る溶存ガスフラックスであり、その逆もある。これは、拡散チャンバで測定される。

これらのチャンバの機能は、いわば既知の容積の空気を水面上に保持し、水から発散されるガスを受け取ってこの容積中に捕捉する逆さコップのようなものである。例えば、捕捉した空気中のメタンの初期濃度が既知であり、数分間の交換後に新しい濃度が確立された場合、サンプリング期間中にコップに覆われた領域を通過した質量が、通常数分で決定される。(図 B4 および図 B5)。

ただし、飽和効果があり、発散ガスが再び水に溶けるため、サンプリング期間がたとえ短くても (~16 分)、発散速度がサンプリング期間全体にわたって一様でないことを意味している。



図 B4—浮遊拡散チャンバの詳細 (1,000mL)



図 B5ー浮遊拡散チャンバの設置 (1,000mL)

サンプル中のこれらのガスの濃度は、サンプリング測定実施と同じ日にガスクロマトグラフィ (GC) で測定する。CH₄およびCO₂の濃度は、ポラパック Q カラムを用い、それぞれ FID および TCD 検出器で測定する。N₂O 濃度は、バリアンブランド GC で、ポラパック Q カラムおよび ECD 検出器で測定する。

チャンバ内のガス濃度の増加率 (正のフラックス) または減少率 (負のフラックス) を得るため、クロマトグラフ分析の結果を用いて濃度に線形調整を行う。場合によっては、例えば小型の静的チャンバでは、非線形アプローチがより適切である。線形近似は、UNESCO/IHA 測定仕様ガイドンスで、静的チャンバから GHG フラックスを推定するための標準手順である。図 B6 は、面積 0.049m² の 1 リットルチャンバを、0、2、4、8 分の時間で用いたサンプリング例を示している。

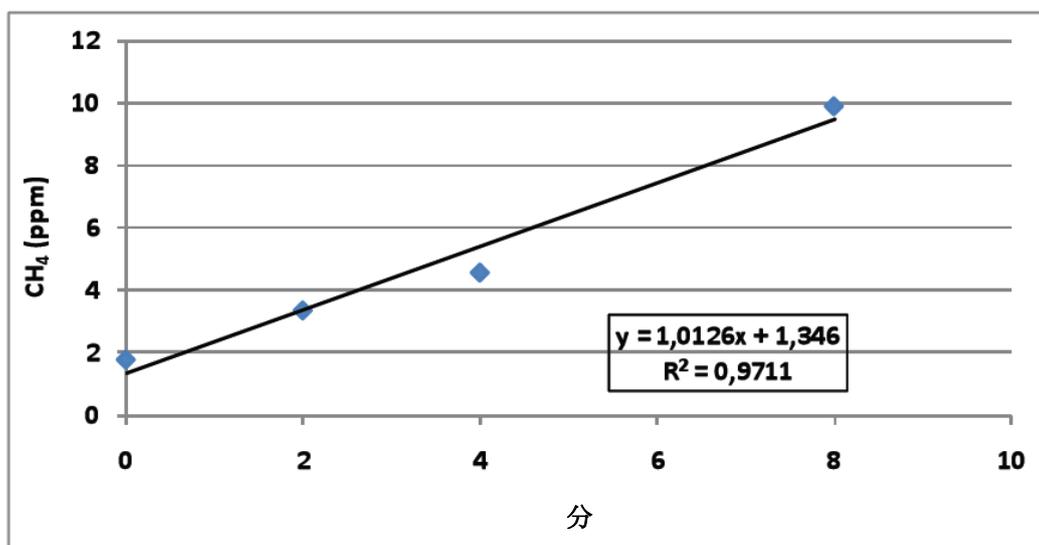


図 B6ー拡散チャンバデータ調整の例

得られた結果を用い、次に測定値の採用または却下を行う。

UNESCO/IHA Measurement Specification Guidance for Evaluating the GHG Status of Man-Made Freshwater Reservoirs (2009)¹⁶の推奨事項に記載されているように、流量は、分圧対時間の線形回帰調整関数の決定係数 (R^2) が 0.85 より高く、 $p < 0.002$ である場合に採用される。 R^2 基準は、低フラックスの測定値を却下する傾向があるとして批判されている。この欠点を克服するため、残差の標準誤差を平均濃度で割ったものが臨界値より低く、専門家の評価が用いられるという条件で、 $R^2 < 0.85$ の適合度を採用することができる。

もう 1 つのフラックス却下要因は、底部から上昇した後に、チャンバのヘッドスペースに入った CH_4 に富む気泡により、サンプルが汚染された場合である。上記のサンプルと同様に、万一これが最終測定時に起きた場合、この点を廃棄して、最初の 3 つの点で調整を行う。万一最終サンプルの前に汚染が起きた場合は、この地点の測定値を却下する。

クロマトグラフ分析時に何か問題が起こり、サンプルが失われた場合、そのサンプルは廃棄して、残り 3 つのサンプルでフラックスを計算する。

フィルタによる採用後、以下の式に示されるように、直線勾配線形調整を用いてガスフラックスの計算を続ける。

$$FLUX = \frac{Rate \times P \times F1 \times F2 \times V}{SP \times R \times T \times A}$$

ここで、

Rate—率は、直線勾配によって与えられる、経時的なガス濃度増加率 (ppm.s⁻¹) に等しい。

P—実験室における分析時の大気圧 (kPa)。

F1—ガスの分子量 (CO_2 および N_2O は 44、 CH_4 は 16)。

F2—秒から日への変換係数 (86,400s)。

V—チャンバ内の空気容積 (m³)。

SP—平均海面での標準圧力 (101.33kPa)。

R—ガスの普遍定数 (0.08207 L. atm. Mol⁻¹. K⁻¹)。

A—水と接触するチャンバ面積 (m²)。

T—実験室における分析時の気温 (K)。

FLUX—mg meter⁻² d⁻¹。

¹⁶ Goldenfum, Joel A. (2009). "Determination of the fluxes and acceptance/rejection procedure". 以下に記載 : UNESCO/IHA Greenhouse Gas (GHG) Research Project: the UNESCO/IHA Measurement Specification Guidance for Evaluating the GHG Status of Man-Made Freshwater Reservoirs. [IHP/GHG-WG/5]. p39. UNESDOC: <http://unesdoc.unesco.org/images/0018/001831/183167e.pdf> で入手可能。

2.2ー土壤中の拡散フラックスの測定

一般に、土壤から放出される CO_2 は、土壤中に生息する生物、主に細菌や微生物および根の呼吸により生じる。

この呼吸速度は土壤温度が高いほど上昇するが、土壤の含水率が約 10%未満の場合は制限される場合がある。

CH_4 は沼沢土壤中に生息する嫌気性細菌により生じるが、一方で他の細菌は通常の含水率で CH_4 を吸収する。このプロセスも、非常に乾燥した土壤では抑制される場合がある。

N_2O も、窒素循環における生化学的プロセスにより生じ、最近湿潤になったり湿気が多い土壤による相当なフラックスとともに放出される。サンプリング点は、主要な種類の植被、川岸の森、放牧地や牧草地、栽培地を伴う環境を代表するよう選択しなければならない。

土壤からのガスフラックスは、静的チャンバ法で測定できる (Maddock & dos Santos 1997; Livingston & Hutchinson 1995)。チャンバは、直径 30cm、高さ 14cm の PVC リングから成り、その蓋はシリンジを用いたサンプリングのため、キャピラリレスピレータおよび隔壁が取り付けられている (図 B7 および B8)。

チャンバの気密性を確保するため、チャンバを土壤中の深さ 2~20mm に設置し、その後 30ml の空気サンプルを 60ml のポリプロピレンシリンジまたは予め真空にしたガラスバイアルを用いてチャンバから採取する。

サンプルは、 CH_4 および CO_2 については 5、10、15、20 分間隔で¹⁷、 N_2O については 10、20、30、40 分間隔で採取する。

サンプル中のこれらのガスの濃度は、サンプリング測定実施と同じ日にガスクロマトグラフィ (GC) で測定する。 CH_4 および CO_2 の濃度は、ポラパック Q カラムを用い、それぞれ FID および TCD 検出器で測定する。 N_2O 濃度は、GC で、ポラパック Q カラムおよび ECD 検出器で測定する。各ガスに適した GC 装置およびプロトコルを用いるべきである。

次に、上記の手順を用いて、フラックスをチャンバ内のガス濃度の変化および対応するサンプリング時間により計算する。

¹⁷ CO_2 フラックスについては、短い時間間隔 (秒) で時系列的な CO_2 濃度測定値を自動で取得して測定時間を節約し、精度を向上させるため、IRGA 分析計を使用できる。



図 B7ー土壤中へのチャンバの設置



図 B8ー土壤中のチャンバによる温室効果ガスの採取

3-脱気による GHG 放出量の測定

3.1-サンプルの採取

脱気（による放出量の）計算については、各測定実施の期間中に運転中の各発電ユニットで、前（水車通過前）と後（水車通過後）にサンプルを採取しなければならない。

サンプルは、渦巻きケーシング（水車通過前）から直接取り出された発電所の吸入管で、渦巻きケーシング流出管を通じて採取しなければならない。これらの水サンプルは、水車に吸い込

まれた水に相当するものである（図 B9）。それぞれの機械で、1日に2つの水サンプルを採取しなければならない。



図 B9—脱気水採取地点

水車通過後の測定は、ボートを利用してダム壁から 10 メートル程離れた場所、または機械からの放流口に可能な限り近く、水が水面に噴出し戻ってくる場所で、集水器およびロープを使って行わなければならない。サンプルは、機械から通じている各水出口の前で採取しなければならない（図 B10）。

洪水吐については、水サンプルは流入構造物付近（安全な距離を取って）の貯水池区域で、満水位までの異なる深さで採取しなければならない。下流水サンプルは、流出構造物の前の乱流領域の後に採取しなければならない。

サンプルは、採取後の生物学的活性を阻害するため、塩化水銀（HgCl）で汚染しなければならない。サンプルは直ちに実験室に運び、そこで水に溶存する CO₂ および CH₄ の濃度をヘッドスペース法で測定しなければならない。



図 B10—ヘッドスペース分析のための、ダム壁から下流の水サンプルの採取

3.2—水に溶存するガスの抽出—ヘッドスペース法

水車から採取された水を含むシリンジは、その容積の半分まで部分的に空にしなければならない。次いで、決定する化学物質の種類に応じて、この容積を不活性ガスで満たす。一般的に、窒素またはヘリウムを用いる。

ヘッドスペースの形成後、水に溶存するガスとヘッドスペース空気の平衡を確立するため、シリンジを2分間しっかりと振る。

その直後、ヘッドスペースのガスサンプルを小型シリンジに移し、それを実験室でガスクロマトグラフィにより分析する。ガス濃度が分かったら、以下の式を用いて溶存ガス質量を計算できる。

$$C = Q \times P$$

ここで、

$P = p \times 10^{-9} Z / 760$ (気圧)、分析するガスの分圧 (気圧)

$Q = v / (VRT) + 54.85 \exp(A + B/T + C \ln T + DT + \text{and} T^2)$ (モル/リットル/気圧) は、除去率である。

変数および定数の意味は、以下の通りである。

- v —ヘッドスペースの容積 (リットル)
- V —水サンプルの容積 (リットル)
- R —0.082 [L atm K⁻¹ mol⁻¹]
- T —実験室での水の温度 (K)
- p —ヘッドスペースから抽出されたガスの分圧 (ppm)

Z ー 実験室での周囲圧力 (mmHg)

サンドラ実験定数を、表 B1 に示す。

表 B1ーサンドラ実験定数

	CO ₂	CH ₄
A	- 4957.82	- 416.159289
B	105288.4	15557.5631
C	933.17	65.2552591
D	- 2.85489	- 0.061697573
E	1.480857E ⁻³	0

3.3ー脱気計算

脱気計算については、図 B11 の図に示すように、各水車で採取されたサンプルの平均を用いて（水車通過前）、ダム壁から下流で採取された（水車通過後）サンプルに見られる値と比較する。

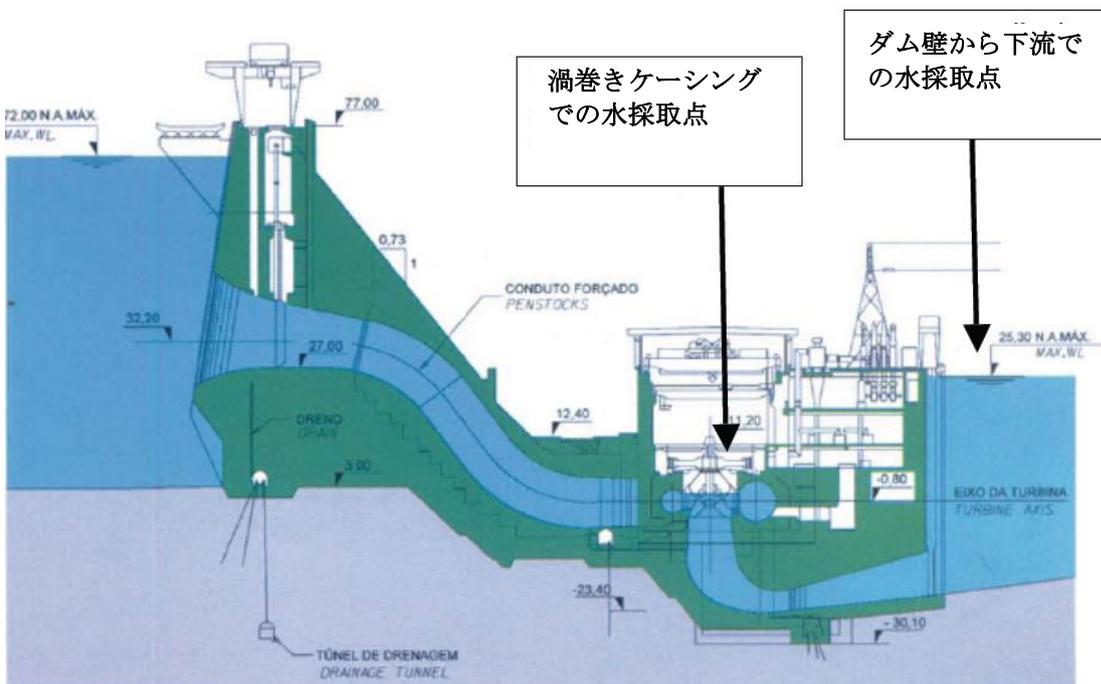


図 B11ー脱気水採取場所を示す概略図

脱気計算については、水車通過前のガス濃度を水車通過後の水の濃度から差し引き、その結果に水車流量を乗じなければならない。

脱気 = ([ガス濃度]_{水車通過前} - [ガス濃度]_{水車通過後}) × 流量

$$Degassing = ([gas]_{pre-turbine} - [gas]_{post-turbine}) \times flow$$

脱気計算は、水車に流入する水および水車を通り抜けて流出する水に基づき、一連の機械の平均 CH₄ 濃度（水車通過前）および平均下流濃度（水車通過後）を用いなければならない。

とはいえ、脱気は発電所で静水圧の急激な軽減および水車ランナ翼でのキャビテーション現象に促されて起こるが、ガスは水車を通り抜けた後に平衡に戻り、場合によっては無脱気レベルに達する。

4-永久炭素堆積速度

ケイ素 (Si) をトレーサとして用いて、mg C meter² d⁻¹ で表される永久炭素 (C) 堆積速度を得るには、以下のように 3 つの測定値が必要である。Si (mg Si meter² d⁻¹)、SI 濃度 [Si]、SI 堆積速度 (%Si)、および堆積物断面中の C 濃度 [C] (%C)。SI 堆積速度 T が Si 堆積物トラップを用いて決定され、永久堆積物層中の C と Si の比率 R が確立されたら、永久炭素堆積速度は P=T×R である。

厳密には必要でないが、もう 1 つの測定値は「fresh C」(C_f) 日間堆積速度であり、水柱を沈む約 1m の堆積物の炭素として定義される。それは、分解か化石化かの最終的行き先が決定される臨界領域である。永久 C 日間堆積速度は C_f 日間堆積速度未満でなければならないため、トラップの使用を必要とするこの測定値は、Si トレーサ法の一貫性を確認できる。

4.1-ケイ素堆積速度

堆積トラップは、長さ 40cm (l)、直径 7.1cm (d) で、底部が閉じているポリ塩化ビニル (PVC) 管から成る。測定におけるトラップの干渉を最小限にするため、(l/d) アスペクト比は 5.6 を用いなければならない (Rosa, 1994)。

水中に設置したら、死荷重係船浮標を、短い (~0.5 メートル) コードでトラップの下部に接続する。トラップの最上部は懸架コードにつなぐ。このアレイの模型の写真を図 B12 に示す。懸架コードの別の端には、トラップ口の 2 または 3 メートル上にあるポリエチレンテレフタレート浮標 (ペットボトルなど) をつなぐ。死荷重係船浮標は浮きを沈めるのに十分重く、浮きは沈んでトラップ内に垂直に位置する。この浮きの真上に標識浮標があり、下端が水中の懸

架コードにつながっているコードにより位置が保持される。この標識浮標は、トラップの場所を示して撤去を容易にする。トラップは、水柱の深さが少なくとも 10 メートルの場所に設置する。水柱に設置されるトラップの構成は以下の通り。死荷重係船浮標が底部に設置され、トラップが水中の浮きによって懸架され、トラップ口が底部から約 1 メートル上に位置する。

トラップは、水中に設置される前のまだボートにある間に、懸濁粒子を含まない氷水で満たされ、その後ダム底に沈められる。氷水は、初期対流や、望ましくない粒子によるトラップの負荷の可能性を回避する。このため、最初にトラップに充填する水の温度は 14°C を超えてはならない。ダム底の温度は通常、20°C~27°C で変化する。

各地点に 1~3 個の Si 堆積トラップを設置し、それらはそこに約 24 時間とどまる。文献 (Leite et al., 2000; Leite 2002) にも述べられているように、1 日に採取される物質で分析に十分であることが実践で分かっているため、この時間の長さが好ましい。この期間中、ダム底に降下する粒子がトラップ内に入り、そこにとどまる。この期間の終了時に、トラップを引き上げ、トラップの底部に蓄積した可能性のある沈殿物を再懸濁するよう注意しながらその内容物をフラスコに入れる。

実験室で、捕捉した水を 0.45 μM の細孔径ろ紙でろ過する。目詰まりのためろ過速度が非常に遅い場合、2 枚以上のろ紙を使用する。ろ紙は、トラップ口に入るすべてのケイ素粒子を捕捉する。次いで、ケイ素をケイ酸ナトリウムとして可溶化するため、以下の手順によりろ紙およびろ液をアルカリ融解する (Jackson 1958)。折り畳んだろ紙 (まだ湿っているか、または室温で乾いている) を、容積 65ml のニッケルろつぼに合わせるためはさみで切る。次いで、1mol L⁻¹ NaOH 20ml を添加して混合物を消化し、直径 12cm、600 ワット電圧の押し湯上で 30 分間乾燥させる。その後、ろつぼをキルン内で 40~60 分で 800°C~900°C に加熱する。さらに 10~15 分加熱して完全に熔融させる。これらの方法は、堆積物サンプルの処理においてケイ酸塩溶液 (下記の S 溶液に類似) を生成するため、アルカリ化溶解残渣を溶解し分析するのに用いられる方法である。

4.2- 堆積物コアの取得

コアは、下端に固定装置が取り付けられたドリルパイプから成る Niederreiter コアラー (UWITEC 社製) を用いて、貯水池底から採取しなければならない。ダム建設前の堆積物コアは、根や枝などの乾燥地物質を含んでいる場合、それらが一連の測定炭素濃度に異常値を生じさせる場合などがあるため、却下される。

コアは、堆積物組織に応じて厚さ 1~3cm で水平にスライスし、その後実験室に到着するまでプラスチック袋に保存する。実験室で、スライス中の炭素およびケイ素濃度を島津製作所の炭素分析計 SSM モデル 5000A で測定する。

4.3ー堆積物中のアルカリ融解およびケイ素分析

以下の手順は、Jackson (1958)および Mackereth et al. (1978)に記載されている方法の変形である。(予め 110°C で 1 時間乾燥させ粉末にした) 堆積物サンプルに基づき、50mg を正確に測定して容積 35ml の白金るつぼ (Pt) に入れ、その質量の 4 倍の Na_2CO_3 と混合する。次いで、白金るつぼを三脚上のアルミ製リム付き三角架に置き、ブロートーチで真っ赤になるまで (800°C ~ 900°C) 加熱する。これに要する時間は 1 分未満である。冷却後、蒸留水 100ml を用いて溶解アルカリ残渣を溶解させ、るつぼを洗浄する。溶液と洗浄水を一緒にプラスチックカップに入れ、ろ紙でろ過し、 1mol L^{-1} の HCl 溶液で pH7 に中和し、蒸留水を足して 150ml にする。得られたケイ酸塩溶液を、S と呼ぶ。

次に、ケイ素含有量を以下の黄色ケイモリブデン法で決定する。S 溶液 20mL をポリエチレンカップに移し、そこに新しく作った 0.1mol L^{-1} のモリブデン酸アンモニウム溶液 2mL を添加して振る。15 分間静置後、 H_2SO_4 1:1 溶液 5mL を添加し、その後 10~15 分間静置する。

次いで、ブランクに対する λ 波長 = 410nm での吸光度を決定し (吸光度 A は、ブランク透過率とサンプル透過率の比率の底が 10 の対数であり、分光光度分析において吸光度に一般的に用いられる定義である)、標準ケイ素溶液の吸光度と比較する。代わりに、検量曲線を定めても良い。上記の分析条件の場合、1 センチメートルの光路を用いて、分析溶液 S 中の吸光度 A とケイ素濃度 SC は以下の直線関係になる。

$$\text{SC}[\text{gSiL}^{-1}] = 0.000534 + 0.1347A \quad (41)$$

A=0.15 以下の吸光度の場合、推定誤差は 5% 未満であった。図 B12 は、水中の堆積トラップの位置を示している。

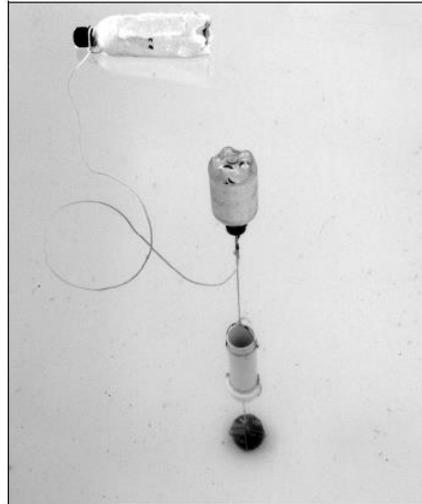


図 B12 : 堆積トラップ

参考文献

- IHA. (2010). *GHG Measurement Guidelines for Freshwater Reservoirs*. The International Hydropower Association (IHA), London, United Kingdom.
- Jackson, M. L. (1958). *Soil Chemical Analysis*. Prentice Hall, Inc., Englewood Cliffs, NJ.
- Leite, M. A. (2002). *Análise do aporte, da taxa de sedimentação e da concentração de metais na água, plâncton e sedimento do reservatório de Salto Grande, Americana – SP [Analysis of the input, sedimentation rate and metal concentration in the water, plankton and sediment of Salto Grande reservoir, Americana, SP]*. Ph.D. Thesis. University of São Paulo, Brazil.
- Leite, M. A., Espíndola, E. L. G. & Calijuri, M. C. (2000). “Tripton sedimentation rates in the Salto Grande Reservoir (Americana, SP, Brazil): a methodological evaluation”. *Acta Limnol. Bras.*, 12: 63-68.
- Livingston, G. P. & Hutchinson, G. L. (1995). “Enclosure-based measurement of trace gas exchange: applications and sources of error”. In *Biogenic Trace Gases: Measuring Emissions From Soil and Water*. Matson, P.A. & Harriss, R. C. (eds.). Blackwell, Oxford, 14-51.
- Mackereth, F. J. H., Heron, J. & Talling, J. F. (1978). *Water Analysis: Some Revised Methods for Limnologists*. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK. [Scientific Publication No. 36].
- Maddock, J.E.L. & Santos, M.B.S. (1997). “Measurements of small fluxes of Greenhouse Gases to and from the Earth's Surface, using a Static Chamber”. *An. Acad. Bras. Ciências*, 68, Sup.1.
- Rosa, F., Bloesch, J. & Rathke, D. E. (1994). “Sampling settling and suspended particulate matter”. In: Mudroch, A. & MacKnight, S. D. (eds). *Handbook of Techniques for Aquatic Sediments Sampling*. Lewis Publishers, Boca Raton, FLA., 97-129.
- Tremblay A., Varfalvy L., Roehm, C. & Garneau, M. (eds). (2005). *Greenhouse Gas Emissions - Fluxes and Processes: Hydroelectric Reservoirs and Natural Environments*. [Environmental Science and Engineering/ Environmental Science]. Springer, Berlin.