

4 外國制定海水水質指標的做法

- 4.0.1 此章描述並比較不同國家為制定海水水質指標所採用的理據、科學基礎和方法。描述的重點在於強調不同方法的優點和缺點，以及不同方法在運用時的一些限制因素。
- 4.0.2 不同國家在描述「水質指標」時所用的詞彙有所不同。例如香港使用「水質指標」，美國使用「水質準則」，新加坡、澳洲和加拿大使用「水質指引」，中國和馬來西亞使用「水質標準」，而日本、歐盟和歐洲成員國家則使用「環境質量標準」。儘管用詞不同，但各國水質指標慣常是根據水體的功能（即「實益用途」、「擬用用途」或「環境價值」）來制定的，亦因此水質指標大多是取決於用於保護何種實益用途。
- 4.0.3 制定水質指標最常見和最傳統的方法是採用物理和化學參數來衡量水質狀況，並假設若這些物理和化學參數能保持在特定的水平，水生環境則受到保護。可是，近年來人們已意識到這種方法只能間接地反映水環境的健康狀況，而另一方法是直接監測水環境中的生物性指標（如 ANZECC and ARMCANZ, 2000a）。儘管如此，水質指標所用的參數比大部分生物指標更易於量度和監測，因此水質指標對保持水生生態系統的健康仍起著重要作用。是項檢討將涵蓋至少 40 個水質參數或指標（列於附件 A1）。
- 4.0.4 水質指標是任何水資源管理框架的重要部分。概括而言，外國採用的水資源管理有三種不同模式（CCME, 2003）：
- 1) **技術為本模式**：主要按技術及經濟上可行的方法來制定排放物的上限。因此，污水排放標準主要取決於污水處理技術的效率及水體的稀釋能力，而甚少或無需考慮制定水質指標。這種模式為德國、日本和馬來西亞等國家採用。
 - 2) **功能保護模式**：這種方法主要是訂定個別水體的實益用途 / 環境價值，並採用適當的行政管理措施來確保這些用途 / 價值不受損害。此方法是以水質指標作為評估指定用途 / 價值會否受到負面影響的依據。水質指標亦可用以推算相應的污水排放濃度。這種模式為澳洲、加拿大、歐洲和美國等國家廣泛使用。
 - 3) **無損害功能模式**：根據水體內相關物質的自然背景水平而設定排放標準。實際上，這種模式是「功能保護模式」的最嚴格形式，通常適用於具有高生態價值的水域。
- 4.0.5 大部分國家先在某種程度上確定水體的實益用途（或擬用用途或功能用途或環境價值），再設定相關的水質指標參數。這凸顯了功能保護模式的重要性及主導性，為水質指標的設定提供了理據。
- 4.0.6 在實際運用中，經常會混合使用不同的管理模式。水質指標可作為技術為本模式的基準，而技術為本模式亦通常會被納入於水質管理策略以達致指定的水質指標。若制定水質指標的框架是廣泛和靈活時，水質指標亦可以成為無損害功能模式的一部分，而澳洲（ANZECC and ARMCANZ, 2000a）和歐盟（European Commission, 2000）的情況就是如此。在澳洲新南威爾士州和許多其他國家，會因應個別地點和情況，同時使用三種模式。
- 4.0.7 各國均用不同種類的方法，就三大類水質參數：有毒化學物、物理化學特性（包括營養物）及微生物指標，制定相關的水質指標。儘管就制定後者（物理、營養物和微生物參數）水質指標的方法大致有共識，但就制定有毒物質水質指標的方法仍有較大的分歧。這反映我們對生態毒理學仍未十分瞭解，因而產生了許多不確定的因素，增加制定相關水環境保護法規及政策的難度。

4.1 營養物和物理性參數

- 4.1.1 最常用而且也是大部分國家採用的方法，是制定參照點的「基線」值，用作水質評估。以這種方法制定的某些水質指標，通常是參照自然變化範圍而設定的上限和下限，或只是上限。此外，可能需要制定個別的水質指標來切合季節性變化。
- 4.1.2 用於確立基線或參照條件的資訊包括：從該地區收集的歷史數據、從未受到影響的附近區域收集到的數據，或源自其他地方的資料（ANZECC and ARMCANZ, 2000a）。若沒有合適的歷史數據或可比較的參照點，可考慮暫時使用其他地方的資料。也可以從文獻、模擬結果或專家意見中確定參照條件。對已被影響的生態系統，使用「最佳可用的」參照條件或許是唯一可行的方法。
- 4.1.3 最簡單的方法是採用參照點分布數據的一個百分率作為水質指標。然而，這種方法也可包括或考慮引入為該地區特用的修正因數、制定參數間的實證關係、使用預測模型和評估可承受的負荷。
- 4.1.4 理論上，與其他國家相比，本港的有利條件是面積較小（海水面積為 1,651 平方公里），氣候環境均勻，海域之間的差異較少。這樣就可以為本港的整個水域制定同一組基線數據。根據基線數據的不同百分率，從而制定水質指標以為生態系統提供不同程度的保護。澳洲建議按第 80 百分位數（ANZECC and ARMCANZ, 2000a），保護受到輕至中度影響水域；而相對較寬鬆的標準，如第 90 百分位數或第 95 百分位數，就適用於受到高度影響的水體。因應季節性變化，可能需要以不同方式處理。
- 4.1.5 在實際運用時，應用上述方法的主要問題是香港水域受到珠江水流的強烈影響。西部海域的自然水文狀況波動較大，加上從珠江三角洲和本地的排放源，使情況變得更複雜。

4.2 有毒物質

- 4.2.1 歐洲國家和加拿大（某種程度上也包括美國在內）正採用多種方法去處理可在生物體內積累內積累的持久性化學品（所有這些化學品都是有機化學品或持久性有機污染物）。這些特別針對生物體內積累有毒物質的應對方法，可用於制定相關的水質指標，以保護野生捕食動物、食用海鮮及水產養殖。對於非持久性毒性化學品、金屬以及與不會於生物體內積累的持久性化學品，就採用何種方法去制定相關水質指引或標準，科學界仍未有定論。
- 4.2.2 為估算保護所有物種的始效閾值，不同國家所採用的統計方法各有不同。普遍共通問題是可用的毒理數據有限，而且大部分數據都是在實驗室條件下，對部分物種所測度的是急性毒理數據（ LC_{50} 和 EC_{50} ），而不是慢性的無毒害濃度（NOECs）。對應這些不同的毒理數據，需採用以下不同的統計方法按實驗室數據來推算保護物種的始效閾值：
- **評估因數（AF）/ 安全系數（SF）法**是美國國家環境保護局及其它機構用於制定早期水質指標的傳統方法。通常是在最敏感數據點的基礎上，運用評估因數及安全系數，將急性毒理數據或最低可測影響濃度（LOEC）轉換成慢性的無毒害濃度（NOEC）數據（如在加拿大為 10-100），同時也考慮數據之間在數量和質量上的差異的因素（如在歐洲，為 10 到 10,000 之間）。在某些國家仍用這種方法來制定水質指標，即使在偏好用物種敏感度分布（SSD）方法的國家（如歐洲和澳洲），這種方法也通常用於調整物種敏感度分布數據，以解決數據的不確定性問題。
 - **三角分布方法**，這種方法是物種敏感度分布（SSD）方法的早期版本，現僅為美國國家環境保護局使用。這方法使用所有可以用的無毒害濃度（NOEC）數據，採用三角分布方法進行分析，保護指定百分比的物種。

- **物種敏感度分布**方法，為大部分發達國家（例如，荷蘭、歐盟和澳洲）所採用。儘管現已有多種物質敏感度分布曲線，Newman et al. (2000) 指出許多毒性數據並不完全遵從物種敏感度的典型 S 形曲線分布。但澳洲所使用的 Burr 分布曲線可有效地克服這個問題 (ANZECC and ARMCANZ, 2000a; Campbell et al., 2000; Shao et al., 2000)。
- **自舉法**是用來解決 Newman et al. (2000) 提及的問題的通用的方法，它可適用於毒性數據的任何分布 (Grist et al., 2002)。歐洲國家除了使用物種敏感度分布 (SSD) 曲線外，也使用這方法。儘管自舉法計算步驟較複雜，它比早期的 SSD 曲線更簡單。相比之下，使用 Burr 分布軟件 (ANZECC and ARMCANZ, 2000a) 可簡化運用，而且可以得到一樣的效果。

4.2.3 Warne (1998) 和 ANZECC and ARMCANZ (2000a) 審視了前三種方法，確定物種敏感度分布 (SSD) 方法更符合風險管理原則。特別是在有較多數據的情況下，用物質敏感度分布方法制定的水質指標更為可靠。物質敏感度分布和自舉統計方法在科學上比較合理，得出的結果也相似。評估因數方法則被批評為過於主觀 (Chapman et al., 1998; Warne, 1998)。誠然，評估因數只基於有限的科學證據，使用太大的因素而產生的閾值可能低於實驗室產出的分析標準，從而令監測方面帶來困難。Kwok et al. (2007) 建議當數據有限時，在對熱帶水域使用溫帶數據時，使用 10 為附加因數。

4.2.4 制定禦防生態環境受化學污染的保護程度及其相應的閾值是一個關鍵的步驟。目標應是確保水和沉積物中的有毒物濃度，不致於減少生態系統的大部分物種或所有物種的數量，以及不會損害整個生態系統的整體結構或功能。例如，加拿大的指引的目標在於長期保護任何地方的 100% 的所有物種，而歐洲、澳洲和美國的則旨在保護部分物種，通常為 95%，有時為 99% (原始地區) 或 80% (受過重大影響的生態系統)。

4.2.5 除此之外，歐洲國家和美國有兩組始效閾值：一組為慢性始效值 (歐洲稱之為 AA-EQS，美國為 CCC)，另一種為急性始效值 (歐洲稱之為 MAC-EQS，美國為 CMC)。對於生態系統的保護，這種區分是否實用仍存有爭議，但它可能對於執法機構的管理監控比較容易。因為急性始效閾值的不達標通常是由毒性化學品 (殺蟲劑、廢水等) 的偶然溢出或誤用所致，但這可能是暫時性的，且相對地容易處理。而慢性始效閾值的不達標則可能是深層的污染問題所致，這需要深入的調查及嚴格的決策制定。需注意的地方是，制定短期保護標準的方法不如制定長期保護標準的方法成熟，其提供的保護力度亦有不確定性，監測上也比較困難。

4.3 生物性標準

4.3.1 外國制定和應用生物性標準的做法如下：

澳洲

4.3.2 澳洲的國家指引 (ANZECC and ARMCANZ, 2000a) 強調對水生生物群落的評估。ANZECC and ARMCANZ (2000b) 認為，生物評估是「評估水生生態系統的重要部分，是評估環境保護成績及評估有關水質指標達標率的工具」。生態系統的狀況是許多自然和人類影響的綜合結果。澳洲的生物評估指引主要是確定生態系統變化情況，包括：「物種豐富性的改變、生物群的組成和 / 或結構；具高度保護價值的物種的數量和分布特點的改變；或對於生態系統整體性極為重要之物種的數量和分布特點的改變；以及生態系統的物理、化學或生物特徵的改變」。

4.3.3 澳洲有一些現成的生物性評估方法可供使用。一些新的方法也正在開發中，以改進指標選擇、實驗設計、採樣方法、決策準則 (即，可接受的變化程度) 和分析方法。生物性評估

可有多個目標（伴隨各種不同實驗設計）。通常的目標為：大範圍評估（如在大面積範圍內快速篩選或覆蓋）；檢測早期變化；評估生物多樣性，從而確定對物種數量、生物群體及生態系統方面的負面影響（如確定人類活動的生態可持續性）。

歐盟

4.3.4 歐盟已建立了以生物質量指標為主的環境指標（可參考歐盟委員會條款 4 和附件 V, 2000）。為評估其達標率，成員國需對高生態價值的特定生物類型建立參照條件。對海水而言，需確定三項生物質量指標：

- 浮游植物的組成、數量及重量；
- 其他水生植物群（大型藻類和海草）之組成及數量；和
- 底泥中無脊椎動物的組成及數量。

每種生物質量指標的參照條件構成了其分類系統的基礎。該分類系統可用於評估地表水水質：包括優、良、中等或劣。對大部分水體，成員國需「保護、強化及恢復（...），使其能在條款生效後的 15 年以內達到良好的地表水質量級別」（即 2015）。該條款使用進度的具體情況可參考英國技術顧問組（UKTAG, 2005）的工作報告，該報告說明將生物性指標與水質和化學污染物標準結合使用的情況。

加拿大

4.3.5 以生態系統為基礎的管理概念是加拿大因地制宜地應用環境品質指引（EQGs）的基石（CCME, 2003）。該概念結合了對自然景觀、生態系統、物理性和生物性部分及人類活動的綜合管理。在 2003 年頒發的指引構成了「因地制宜地制訂環境質量指標的科學基礎」，將社會和經濟因素考慮到水質管理政策的制定之中。因地制宜的水質指標將描述生態系統健康及整體性的生物指標，與傳統的物理和化學指標結合使用。CCME（2003）意識到，任何一個單一方法不可能充分地滿足制定水質指標的所有要求，但有關「常駐物種」的資訊是整體評估的一個重要組成部分，可以用來確定敏感度的範圍及影響化學生物利用度的因素。

美國

4.3.6 美國使用的生物性標準是「生物整體性的數值化度量或陳述式描述」。它規定了水體必須達到的生物性標準，以支援水體的用途。生物性標準的制定包括了對參照水體的生物評估，並對參照水體的水生物群的組成、多樣性和功能組織進行分析。物理和化學性水質數據和生物性數據結合起來以確定每種水體的基線條件，在此基礎上制定生物性標準。這種參照點方法與歐盟系統的方法相似。對於河口和近岸水域，取決於水體的污染情況及監測資料的多少，可用下列五種方法確定水質標準：

- 對優質水體，可用水質參數的中位值；
- 對已被損害的水體，用上四分位值界定標準；
- 對極度損害，但有參照點的水體，用回歸線或分布曲線的截距值；
- 對已被損害，但監測資料不足的水體，用如上所述的截距值，但須用模型推算；和
- 對於一般海水，用指數地點法和模型。

- 4.3.7 各州亦採用生物標準來保護水生生物。如《淨水法案》（101(a) 條款所定義的，化學、物理和生物整體性決定了「水生生態系統的生態整體性」。各州對魚、昆蟲、水藻、植物和其他生物，就其現有狀況和數量的調查評估結果，與為該水體而制定的生物性標準作比較，評估管理措施的成效。而管理措施的成效，可從生物群的改善情況反映出來。
- 4.3.8 美國國家環境保護局（2000a）為美國各州制定生物性標準提供了技術指引。衡量生態系統狀況的主要指標包括深海底棲動物（大型無脊椎動物）、魚、水生大型植物和浮游植物。衡量浮游動物、淺海底棲動物及遺體殘留（古環境重建）方法正在開發當中，並有方法草案提供。這些數據可以發展成生物性指數，或評估指標分類群。

香港

- 4.3.9 現時，香港並無生物性的水質指標。考慮到國際上使用生物性指標以加強水生生物群保護的趨勢，此項檢討將探索制定本港水域的生物性水質指標的可行性。標準的制定需要本地水生生物對棲息水體以及污染程度的敏感程度資料。環境保護署已實施了一個生物指標監測計劃，收集所需的資料。

4.4 泳灘的微生物水質指標

- 4.4.1 康樂水域水質指標（和指引及標準）是以現有流行病學的專家研究結論為基礎而制定的。不同機構或直接制定其所屬地區的水質指標，或考慮該領域之現有發展情況後，決定採用或使用已由其他國家或地區制定的水質指標。世界衛生組織（WHO）和歐盟委員會（EC）最近制定相關的水質指標（WHO, 2003; European Commission, 2006b）。兩個機構各自採用的方法（及結果）大致相似，但與以前的常用的方法有所不同。兩機構都採用了基於風險評估的方法，並用一系列數值來劃分水質狀況。兩機構各自採用的方法也包括了一個評估糞便污染程度的步驟。這步驟需要通過衛生檢查或叫「泳灘水域分析」等方式完成。澳洲經很少修改便採用世界衛生組織的方法（NHMRC, 2008）。新加坡也採用世界衛生組織方法，但他們將其簡化，從一系列數值中選擇一個作為始效閾值。
- 4.4.2 世界衛生組織（2003）分析評估了使用海水和淡水水體作康樂活動可能遇到的健康危害。海水之康樂使用指引見於《世界衛生組織指引—安全使用休憩水域環境》（WHO, 2003）。指引的首要目標乃為保護公共衛生。而微生物指標的指引則是為有直接接觸的水上活動（即，有咽水風險）而制定的。但對次級接觸的康樂活動，如涉水、划船和釣魚等活動，則無相應的指引。
- 4.4.3 水質方面主要關注的問題（及大部分特定的指引）大多與糞便污染有關。與早期糞便污染有關之指引相比，現在主要的關注點已從追溯數值達標率評估，擴展至實時管理和公共衛生保護。其中一個主要結果是建立了一套以衛生檢查和微生物測量的綜合結果為基礎的康樂水域分類制度。
- 4.4.4 重要的「安納波利斯協議」（WHO, 1999）建議：
- 從依賴糞便細菌數值指標作為唯一標準，過渡到使用二維定性排列法，評估由直接測量的方法得到的糞便污染程度。
 - 容許因在某一階段或在某些地區具高風險（如暴雨後避免游泳之建議）時，阻止使用相關水域。

這些建議促成了康樂水域環境的分類（WHO, 2003）。這個分類基本上是一個矩陣系統，由衛生檢查（「糞便污染量之排序」）結果和微生物監測（「對合適的糞便污染指標的直接測量」）結果所組成。

- 4.4.5 在歐洲北部溫帶水域（如英國）所進行的一系列隨機對照實驗，提供了制定泳灘水質微生物指引數值的關鍵資料來源（WHO, 2003）。這項研究表明，於海水而言，泳客腸道內腸道鏈球菌（糞便鏈球菌）與胃腸道疾病和急性發熱性呼吸道疾病（AFRI）有明顯的關係。
- 4.4.6 附件 A5 載有世界衛生組織所選污染物的相關指引。每 100 毫升腸內腸道鏈球菌的數量指引值為第 95 百分位值，代表了易於理解的風險水準。世界衛生組織建議應靈活使用此指引，在制定泳灘水質標準時，各國家 / 地區應考慮到當地的社會文化（免疫性、人口發病率）、環境（氣候、水文）和經濟因素，以符合該地區、國家和 / 或當地的實際情況。
- 4.4.7 表 4.1 總結了一些國家所採用的泳灘水質的細菌量指引 / 標準。現時水質指標（ ≤ 180 個大腸桿菌/100 毫升，為游泳季節採集到的所有水樣的幾何平均數）及香港泳灘等級制，是以環境保護署和香港大學於 20 世紀 80 年代末和 90 年代初聯合進行的流行性疾病研究結果為基礎，並參考了當時世界衛生組織的報告而制定的。這基準相當於每 1000 個泳客，有 10 個患上與游泳有關感染疾病的發病率。此外，泳灘等級制設定了每 100 毫升中允許 610 個大腸桿菌的上限。與此上限相對應的是每 1000 個泳客有 15 個感染疾病的發病率（即健康風險），此比率與外國的做法相約。比如與美國國家環境保護局所採用的標準（每 1000 個游泳者有 19 例患病）³ 和世界衛生組織（每 1000 個游泳者有 50 例患病）⁴ 的標準在同一範圍內。用作制定現時水質指標的健康風險方法與外國做法相似。
- 4.4.8 然而，考慮到採用世界衛生組織的指引及使用腸道鏈球菌作為細菌指標已成為國際趨勢，是項研究將重新檢討現時水質指標和細菌指標（大腸桿菌）是否仍適用於香港泳灘水質的長期保護，亦會探討水中腸道鏈球菌的含量變化是與本地泳灘水域（為亞熱帶地區）的污染程度互相關聯、市民可接受的健康風險水平、以及採用腸道鏈球菌作為替代 / 補充細菌指標的必要性及可行性。

³ 風險率（每千名泳客有十九個案例）被應用到美國國家環境保護局「沿海和大湖區休憩水域的水質質量標準」的最終規則，二零零四年十一月十六日。

⁴ 世界衛生組織準把微生物水質分為四類：A、B、C 和 D 類。B 類（相對於胃腸道疾病發病率：每 1000 名泳客有 50 個案例）通常被視為可以接受的游泳相關的健康風險水平。

表 4.1 泳灘水域細菌指引 / 標準概述

國家 / 地區 / 組織	泳灘水域的水質指引/標準 (每 100 毫升)
世界衛生組織 (註: 4 種生物性水質: A、B、C 和 D)	<u>海水 (B類)</u> 腸內腸道鏈球菌 ≤ 200 (第 95 百分位數)
	<u>淡水</u> 大腸桿菌 (尚未得出指引值)
歐盟委員會指令 (註: 泳灘分為 4 個級別: 優秀、良好、充足和惡劣)	<u>海洋和過渡水域 (對「良好」泳灘而言)</u> 大腸桿菌 ≤ 500 (第 95 百分位數) 腸內腸道鏈球菌 ≤ 200 (第 95 百分位數)
	<u>淡水 (對「良好」泳灘而言)</u> 大腸桿菌 ≤ 1000 (第 95 百分位數) 腸內腸道鏈球菌 ≤ 400 (第 95 百分位數)
香港	<u>海水 (「一般水質」泳灘)</u> 大腸桿菌 ≤ 180 (游泳季節所收集全部採樣的幾何平均值)
美國國家環境保護局	<u>海水</u> 大腸桿菌 ≤ 35 (至少 5 次採樣的幾何平均值) <u>淡水</u> 大腸桿菌 ≤ 126 (至少 5 次採樣的幾何平均值) 腸道鏈球菌 ≤ 33 (至少 5 次採樣的幾何平均值)
澳洲	<u>海水和淡水</u> 糞大腸菌 ≤ 150 (整個游泳季節的中位數) 或 腸道鏈球菌 ≤ 33 (整個游泳季節的中位數)

4.5 與生物累積和海產養殖相關的水質指引

- 4.5.1 某些國家已制定可在生物體內長期積存化學物的指引。到最近幾年，已有發展為這些化學物制定指引或標準的方法，而亦只有幾個國家制定了使用這些方法的指引。
- 4.5.2 某些國家的指引以留在生物體內組織的殘留物為基礎，目的是保護捕食動物或人類不會中毒，保證食用漁產品的安全。某些國家則把組織殘留物指引與海水中的化學物濃度聯繫起來。世界衛生組織 / 聯合國糧食農業組織的食物標準設定機構 – 食品法典委員會也為魚類養殖和漁產品的生產制定一套規則，強調了水質在捕漁作業及魚類養殖上的重要性，以供人們安全食用漁產品（段 6.1）。後者的資訊將不在此處詳述，但可以在食品法典委員會網站 http://www.codexalimentarius.net/download/standards/10273/CXP_052e.pdf 上查看。以下將簡述制定與生物體內累積和海產養殖相關的水質指引之外國做法。

澳洲和新西蘭

- 4.5.3 ANZECC and ARMCANZ (2000a) 假設可造成生物累積的化學物在處於低濃度的觸發值時，將發生明顯生物積累的可能性不大。在當時缺乏全面指導的情況下，這些化合物的保護水平從正常情況下的 95% 提高至 99%。澳洲和新西蘭為保護水生生物及人類的海產食物而制定了水質指引（包括有毒物參數）。
- 4.5.4 食物中的化學物極限是由澳洲和新西蘭食物安全機構（ANZFA, 2000）制定的，但這些極限與海水中的化學物濃度無關。考慮到為保護人類健康而單獨使用水質標準的不確定性和限制，澳洲和新西蘭的官方指引明確規定，段 4.5.3 中規定的水質指引並不確保可以達到相關食物標準；它們只可與食物安全標準一併使用以保護食用海產的消費者的健康。（ANZECC and ARMCANZ, 2000a）

歐盟

- 4.5.5 歐盟要求評估所有可得的數據，以制定環境品質標準（European Commission, 2001）。這包括保護高層捕食者和人類的健康，並交待水生系統所有直接和間接風險來源的途徑（如生物累積）。歐盟委員會（2003）早期的技術指引遵循由已預知環境濃度的海水至高級捕食者（鳥類或哺乳動物）路線的風險商數，但大部分近期指引（Lepper, 2005）要求需根據捕食動物的安全水準來計算海水的安全濃度。

歐盟保護捕食者的方法

- 4.5.6 為避免可生物累積物質造成二次中毒，歐盟的原始參考檔是 Lepper (2005)。二次中毒的途徑是從食物鏈累積毒素，因此進行長期餵養的研究是恰當的。這些研究結果可用食物濃度（NOEC; 毫克/公斤_{food}）或不會造成任何反應的劑量（NOAEL; 毫克/公斤_{體重/天}）表示。為進行進一步計算，需要口服 NOEC，並根據體重/每日食物攝取量，NOEC 可以通過 NOAEL 乘以換算系數而得出。Lepper (2005; 表 7) 詳列 8 種常見測試物種的轉換系數表，從 8 到 40 不等。
- 4.5.7 品質標準（制定 EQSs 的中期數字）表示捕食者食物的濃度（ QS_{spb} ，“spb” = 「生物區二次中毒」；這大致與 $PNEC_{oral}$ 接近，指口服的「預測的無效濃度」）。 QS_{spb} 是由 $NOEC_{oral}$ 除以評估系數而計算出來的。Lepper (2005; 表 8) 亦提供此評估系數，可用於推斷哺乳動物和鳥類的毒性數據；它的數值從 30 到 3,000 不等，取決於測試類型。若可得到幾種鳥類或哺乳動物的口服 NOEC 資料，則應以最低的 QS_{spb} 作為標準。一般來說，由於很難得到野生鳥類或哺乳動物的毒性數據，所以必須經常從實驗測試品種獲取這些資料。
- 4.5.8 以規劃或設計為目的舉例，將捕食組織（ QS_{spb} ）的品質標準改變為海水的相應濃度是可行

的，這亦可被視作替代標準（ $EQS_{sp\ water}$ ）。如果有可靠的化學物分配系數資料（ K_{ow} ，辛醇 - 水分配系數）、生物富集系數（BCF）或生物放大系數（BMF），則可以做到。Lepper（2005）對捕食動物的獵食（ BMF_1 ）和高級捕食動物的獵食（ BMF_2 ）都進行生物放大，以解釋在海洋環境中更長的食物鏈。對於海水：

$$EQS_{sp\ water} [\mu g/L] = \frac{QS_{spb} [\mu g/kg]}{BCF [L/kg] * BMF_1 * BMF_2} \quad (\text{公式 A})$$

4.5.9 幾種量度所得的 BMF 數據已經面世，因此 Lepper（2005; 表 9）提供了預設 BMF 值，這些值根據有機化學物的 K_{ow} 對數（ K_{ow} 對數 5-8 可達到 10）而有所不同。Lepper 也提示使用水質標準時需小心謹慎，因為預設和實驗生物累積數據存有不確定性，因此要求參考專家意見。

4.5.10 同樣方法也適用於金屬，但是必須考慮已觀察到的 BCF 與金屬反向關係；當海水含最高的 BCF 值時，其金屬濃度為最低，反之亦然。因此，BCFs 應根據應用在測試媒介中的環境相關金屬濃度所進行的研究或用該領域觀測到的生物累積系數（BAFs）進行計算（Lepper, 2005）。

4.5.11 歐盟委員會（2006a; 附件 I, A 和 B 部分）提供了海水中 41 種指定化學物的 EQSs。一般而言，這些 EQSs 皆被視作提供全面保護及有效控制污染的基礎。但在此階段，海水 EQSs 的其中 3 種化學物可能沒有得到充分保護，也制定了生物的 EQSs。對這些化學物，用於保護捕食者不受二次中毒威脅，而殘留在魚類、軟體動物、甲殼類和其他生物的體內組織濃度不得超過以下水準（所有均為濕重）：

- 10 微克/公斤 六氯苯
- 55 微克/公斤 六氟丁二烯
- 20 微克/公斤 甲基汞

歐盟對食用魚類 / 海產的人類健康指引

4.5.12 歐盟架構也為食用魚類 / 海產制定了與人類健康有關的品質標準。由 Lepper（2005）提供的技術指引概述如下：考慮到現時沒有標準方法或協議，他建議使用「簡單但實際的方法」。通過約定，魚類 / 海產消耗的化學物量不得超過人類相關閾值的 10%（例如，可接受 / 承受的每日攝取量或口服的 NOAEL）。

4.5.13 人類健康 EQS（以微克/公斤魚產品表示），可用人類標準體重（bw）70 公斤和食用魚產品的標準率 115 克/天來計算：

$$EQS_{nh\ food} = \frac{0.1 * \text{閾值} [\mu g/kg\ bw] * 70\ kg\ (\text{人類標準體重})}{0.115\ kg\ \text{海產消耗}} \quad (\text{公式 B})$$

4.5.14 可以使用以上轉換 QS_{spb} 的同樣方法，把 $EQS_{hh.food}$ 轉為海水中的相應濃度（ $EQS_{hh.food.water}$ ）：

$$EQS_{hh.food.water} [\mu\text{g/L}] = \frac{QS_{hh.food} [\mu\text{g/kg}]}{BCF [L/kg] * BMF} \quad (\text{公式 C})$$

4.5.15 例如，歐盟委員會（2001；於 2002 和 2005 修訂）設定了人類可從海鮮攝取的最高金屬含量。具體為：

- 鉛：根據種類，介乎於 200-1,500 微克/公斤之間
- 鎘：50 – 500 微克/公斤
- 汞：500 – 1000 微克/公斤

由於人類風險計算只考慮個別體重和食用海鮮量，所以以上數字與海水中的金屬濃度並無直接關係。理論上，段 4.5.14 的公式 C 能把以上數字轉為海水中的金屬濃度。

4.5.16 這些用於金屬的方法也同樣適用於有機化學物。雖然限制物質可接受的攝取量到其閾值的 10% 可以增加安全水準，但這種方法並不具體考慮可能的高風險因素（例如香港是全世界人均食用海鮮最多的地方）。

加拿大

4.5.17 食用水生生物的陸生哺乳動物和鳥類的首要風險是攝取已被污染的水生生物，如魚類、無脊椎動物和水生植物。加拿大（CCME, 1998b; 1999b）已制定組織殘留指引（TRGs），用於保護這些野生動物，特別是哺乳動物和鳥類。這些持久、可於生物體內聚積的化合物包括二氯二苯基三氯乙烷甲基汞、多氯聯苯（PCBs）、多氯二苯並二噁英（PCDDs）、多氯二苯並呋喃（PCDFs）和毒殺芬。這些化合物於生物中積聚的程度往往比食物鏈高，因此水質指引可能不適用。

4.5.18 TRGs 指「水生生物組織中不會對野生動物產生負作用的最高化學物濃度」（CCME, 1999b）。TRGs 適用於被野生動物食用的任何水生生物，例如魚類、貝類和其他無脊椎動物，或水生植物。為了保護所有的野生動物，這準則應應用到水生生物種最高的營養階層面。可是，CCME（1999b）鼓勵使用個別種類或個別區域的指標。例如 TRGs 在加拿大被用於修復受污染的地方，以幫助闡釋生物監測資料，並可作為有用的評估工具，以評估食用受污染的食物之潛在風險（CCME, 1999b）。

4.5.19 制定 TRG 的一般方法（CCME, 1998b）是以 Newell et al.（1987）為基礎並加上大量修改。根據個別化學物的物理特性，如環境行為、持久性和環境濃度，及從毒性研究推算野生動物對食用受污染食物的重要生態負面作用（例如減少繁殖能力）等可推算 TRGs。數據資料設有預先設定的最低要求，但可制定中期 TRGs。為計算 TRGs，需先計算每種哺乳動物和鳥類的最低效應閾值。可根據加拿大野生動物的體型和食物攝取量來計算參照濃度（RC）值（獵物的污染水準被認為可以保護捕食者），最低的 RC 被建議用作 TRG。

美國

4.5.20 美國國家環境保護局（1995）先計算出飲食的體重閾值，然後用食物和化學物消化效率來倒算魚類的組織含量，從而計算出魚類組織殘留物指引（TRGs），以保護捕食者不受生物積聚的化學物影響。他們隨後又將化學物的 TRG 值除以生物累積系數（BAF）或生物富集系數（BCF）以計算海水的環境標準，亦同時考慮到 BAFs 和 BCFs 會隨生物種類不同而有所變化。美國國家環境保護局（1995）提供從每個營養階層計算平均 BAF 的方法。

- 4.5.21 最近美國國家環境保護局（2000a）考慮納入非水源的化學物接觸，包括傾向於使用生物累積系數（BAF）多於生物富集系數（BCF）；與 BCF 只考慮海水這單一來源相比，BAF 更能反映從所有源頭（如進食、沉澱物），包括魚類和貝類攝取的污染物量。美國國家環境保護局對預計 BAF 值（以當地或地域魚類實地量度的數據為基礎）提供了詳細的程式和指引，並提供計算風險和標準的公式和背景。
- 4.5.22 美國國家環境保護局持續評估制定和實施高度生物積聚化學物的全國標準的可行性（以水生生物組織濃度表示（組織殘留標準）。BAF 或生物累積模型，可將海水和沉澱物中的化學物濃度和魚類與貝類組織中的化學物濃度聯繫起來。

美國量度人類健康的方法

- 4.5.23 美國國家環境保護局保護人類健康的標準的目的是把人類終生接觸化學物的負面風險減少至兩種接觸途徑 – 飲用水和水生食用魚類。前者與海水無關，儘管「水生」主要指淡水，但食用魚類的標準應可轉為食用海鮮的標準。
- 4.5.24 與加拿大相比，美國對保護人類食用魚類的標準有不同的計算程式；加拿大的做法是先計算野生動物體重可承受的污染物閾值，然後用食物和化學物同化效率和生物濃度 / 生物累積系數來倒算魚類或海水的等量濃度（CCME, 1999b）。
- 4.5.25 美國國家環境保護局（2000a）已制定相似的計算方法，以制定建基於海水的標準（《淨水法》304（a）條）來保護人類食用海鮮時的健康。首先要制定能於生物體內積聚的化學物，例如汞、砷、多氯聯苯和二噁英等的標準。於 2006 年，砷、多氯聯苯和二噁英的魚類食用值仍然以海水接觸為基礎。另一可用的方法旨在引導各州和各省制定個別的標準，但也可用於全國水質標準並可作為預設系數來評估全國標準。
- 4.5.26 已修訂的指引以原來指引使用的方法為基礎（USEPA, 1980），以保護人類健康：癌症、非癌症、味覺和嗅覺（器官感覺）效應，並推出 64 種污染物或污染物級別的指引。美國國家環境保護局（2000a）採用預測魚類食用值，一般成年人為 17.5 克/日，而維生型漁民為 142.4 克/日。
- 4.5.27 從非癌症數據制定的標準是基於每日可接受的攝取量（ADI）（其他地方使用參照劑量（RfD）一字）。雖然可隨時使用人類數據，但 ADI 值通常由動物研究得到的無不良反應之劑量（NOAEL）計算得出。ADI 值可由 NOAEL 除以不確定系數 10、100 或 1,000（取決於數據質素）而得出，也包含了以有限毒性數據來推算人類的 ADI 的不確定性。

海產養殖的微生物水質指標

- 4.5.28 貝類可以於其胃腸道、消化腺和其他組織積聚病毒或病原體，而積聚速度取決於微生物和貝類種類。大部分水生病原體由人類和動物糞便污染產生，包含大量病毒、細菌和原生動物。食用貝類與病毒疾病的傳播有關，是人類的重要健康關注。人類因食用海產而攝取的病原體或病毒大部分源自人類本身，隨廢水排放進入水生生態系統。這些腸道病毒或病原體能在水生環境中生存一段時間。由於直接檢測病原體困難，費用也高，所以細菌生物指標（如大腸桿菌、糞大腸菌）被廣泛用作生物指標，表示糞便污染程度以及致病生物的存在情況。
- 4.5.29 一般而言，保護海產養殖的微生物水質指標是根據定量風險評估方法（環境保護部, 2003）來制定的。簡單來說，此方法先界定因食用被一定程度細菌生物指標所污染的魚類和 / 或貝類而產生的可接受健康風險。其次，用實驗關係來估計海水中細菌生物指標之閾值環境濃度，這種關係考慮了細菌累積和淨化速度、細菌濃度的自然範圍、魚類 / 貝類的病原體濃度及安全系數。附件 A2 到 A7 列舉了一些中國和外國海產養殖之微生物指引 / 標準。

提高保護人類食用海產安全的補充措施

- 4.5.30
- 僅依賴水質指標來保護人類食用海產有下列限制：
 - 難以確定人工養殖海產內有毒物之生物累積程度和生物利用度，及有毒物和致癌物的慢性毒理機制。
 - 用實驗室毒性數據推算在不同的環境情況下之海產養殖環境存有許多不確定性和限制。
 - 對個別有毒物的容忍度取決於海洋物種，而不同海產養殖物種間差別很大，通常只可以選定幾種代表物種用於評估。
 - 除養殖水域外，捕獲的海產一般也受不同的污染物影響，如魚苗來源和飼養材料等。
- 4.5.31 考慮到為保護人類健康而單獨使用水質標準的不確定性和限制，澳洲、新西蘭、美國和歐盟常採用二階法。這種方法可通過直接控制相關的食物安全標準（如明確指明海產肉內污染物的含量和監測養殖用水的質素）來提高與食用海鮮有關的人類健康。這種方法尤其適用於控制較高健康風險的貝類⁵產品，因為：（i）貝類是濾食動物，可能累積源自海水的病原體、毒性有機物和金屬；和（ii）某些貝類產品（例如蠔）通常會直接生食。
- 4.5.32 除了上述對水質採用的二階法和食物安全標準外，某些國家採取進一步補充措施以提高貝類產品的安全性，通常是依賴預防性和管理方法。這些方法包括根據衛生調查和細菌生物監測來管制貝類養殖水域的選址和分類，要求對從某級別養殖水域捕獲的貝類做進一步處理（例如淨化⁶或轉運⁷），管制收穫、處理、行銷或出口貝類產品的貝類品質保證計劃等。

4.6 中國與外國的水質指標制定方法總結

- 4.6.1 從各國可以獲得相關資訊的數量和類型各有不同。即使獲得比較全面的資訊，仍然很難對所用水質管理及水質指標制定的基本方法、立法和政策架構、保護程度、制定方法、定期檢討、達標監測及報告進行簡單和直接的比較。表 4.1 概括各國的做法，建議此表只可與本技術摘要及原來資料結合使用。

⁵ 貝類泛指可作為食物的無脊椎動物，包括各種軟體動物（蜆、青口、蠔，螺，和帶子）和甲殼類動物（蝦、龍蝦、小龍蝦和螃蟹）。

⁶ 淨化是一個減少可能存於貝類的病原微生物的處理過程，它透過受控的水環境進行處理。

⁷ 轉運是將貝類由被列為限制或有條件限制的養殖地轉移至列為批准或有條件批准的養殖水域的處理方法，目的是利用水質較佳水域作為暫存處理過程，以減少可能存於貝類的大腸菌群或病原體含量、及有毒或有害物質含量。

表 4.2 中國和外國對海水水質指標的管理模式、立法架構及政策、制定方法、檢討方法和達標情況之總結

	方法	立法架構	保護 ¹ 和制定	定期檢討	監測和報告
中國	用既定值	結合強制和非強制性的立法。由各省、自治區、市和漁業機構實行。	生態系統、水產業（生產方面）和人類消費者 <i>無有關制定的資訊</i>	5年計劃	全國性和當地；在中國環境保護部網站上報告每年統計數據
澳洲	綜合使用既定值 ² 、個別水域 / 參考區資料和生物性評估。靈活和建基於風險。	非強制性。各州和各地區的資源並由其執行。為政策的基礎。	生態系統（不同水準） <i>毒性數據（統計分布—物種敏感度分布）</i> <i>參考區數據</i> 康樂（全身 / 直接接觸和觀賞） <i>初始使用世界衛生組織</i> 水產業（生產方面） <i>專家檢討</i> 人類消費者 <i>基本上使用食物標準（組織濃度）。</i>	非正式~10年	提供個別具地點的指引；風險評估方法；由各州實行。
歐盟	綜合使用既定值 ² 、個別水域 / 參考區資料和生物評估。靈活和建基於風險。	強制性。必須於指定日期達到一定水質分類。由成員國實行。	生態系統（不同水準） <i>毒性數據（評估因素/安全系數³+統計分布—物種敏感度分布），參考區數據</i> 康樂（全身 / 直接接觸） <i>專家檢討</i> 人類消費者 <i>基本上由生態系統保護方法提供</i>	2019/2020的指令；某些方面需每4-6年進行檢討	由成員國每年監測；每年進行總結。
加拿大	綜合使用既定值 ² 、個別水域 / 參考區資料和生物評估。靈活。	非強制性。各州和各地區的資源並由其執行。為政策的基礎。	生態系統 <i>毒性數據（評估因素/安全系數³），參考區數據，毀滅及持久性</i> 康樂 <i>專家檢討（將來將轉為世界衛生組織）</i>	~3-4年；持續更新	提供個別具地點的指引；由各州和各地區實行。
美國	綜合使用既定值 ² 、個別水域 / 參考區	非強制性。各州和各部落的資源並由其	生態系統 <i>毒性資料（三角形分布）和參考區數據</i>	長期檢討；由美國國	各州實行，並向美國國家環境保護局報告

	方法	立法架構	保護 ¹ 和制定	定期檢討	監測和報告
	資料和生物評估。靈活。	實行。 為政策和實施的基礎。	康樂（主要全身 / 直接接觸） <i>專家檢討</i> 水產業 <i>由上述生態系統的保護提供</i> 人類消費者 <i>詳見段 4.2.8</i>	國家環境保護局輪流檢討； 評析各州水質標準	
世界衛生組織	只有有關康樂方面。 綜合使用既定值和個別水域的資料。靈活和建基於風險。	非強制性。 任何有興趣國家的資源並由其實行。	康樂（主要全身 / 直接接觸） <i>專家檢討</i>	獲得新資料時檢討。	由該國家決定。 定期向公眾報告重要資訊。 建議每 5 年收集 100 個樣本。

1. 根據此表說明的基本「意圖提供的保護」預測，著重保護實益用途。個別國家可能使用不同的術語和劃分。
2. 說明短期事件和長期情況。
3. 評估因素 / 安全系數。