

The Estuarine Ecosystem

河口生態系統

1 河口環境

1.1 簡介 1.2 河口環流 1.3 河口沉積物 1.4 其他物理化學因素 1.5 半鹹水域和沿海瀉湖

2 河口生物

2.1 河口生物的分佈 2.2 河口生活的問題 2.3 河口食物網

3 初級生產者：植物生產及其可用性

3.1 簡介 3.2 鹽沼 3.3 紅樹林 3.4 潮間帶植物和大型藻類 3.5 微生物質沙 3.6 浮游植物
3.7 腐殖質 3.8 河口植物和微生物生產的總和

4 初級消費者：食草動物和腐食動物

4.1 簡介 4.2 淤泥居住者 - 底棲沉積食者 4.3 表層棲者 - 底棲懸浮食者和藻類食草動物
4.4 中度生物群落 4.5 浮游動物 4.6 初級消費者群落 4.7 初級消費者在河口生態系統中的作用

5 次級消費者：食肉動物

5.1 簡介 5.2 魚類 5.3 無脊椎動物 5.4 鳥類 5.5 次級消費者的影響 5.6 次級消費者在河口生態系統中的作用

6 河口的利用和使用

6.1 簡介 6.2 河口污染 6.3 污水污染 6.4 營養物質的擴散源 6.5 有機優養化 6.6 整體系統變化 6.7 漁業和水產養殖 6.8 工業污染 6.9 土地索賠、海岸防護和工程工作 6.10 發電
6.11 河口障礙物和閘壩 6.12 其他用途 6.13 衝突的用途

第一章 河口環境

1.1 引言

河口對人類來說具有重大的意義，無論是作為航行的通道，或者在其岸邊設置城鎮和城市的地點。然而，現今河口面臨壓力，既作為工業流程和家庭廢物的儲存處，也是土地開發建造工業區或都市開發的主要地點。在這種背景下，生物學家對河口的其他功能產生了興趣：它們是許多鳥類（特別是涉禽和野禽）的重要餵養區，如沿海漁業的地點，或者是對我們如何理解動物和植物適應其環境的挑戰所在。河口環境的特點是，鹽水和淡水的混合物不斷改變，並且主要是由從海洋和河流輸送到河口的細顆粒沉積物所主導，這些沉積物積聚在河口形成泥灘。鹽水和淡水的混合物對動物的生理構成挑戰，只有少數能夠適應。

在這本書中，我們將通過嘗試理解互動和餵養關係來研究河口，這些關係構成了河口食物網。河口被認為是世界上生產力最強的自然棲息地之一，我們將嘗試解釋它們為何如此富饒，以及能量如何被後續的營養等級所利用。河口是河流與海洋之間的過渡區域，從無機質和生物質條件上都與兩者不同。溫度、鹽度和濁度每日都在波動，在河口水域中達到比海洋或河流更極端的程度。從生物的角度看，河口是高生產力的生態系統，與珊瑚礁和紅樹林沼澤處於同一等級。由於沉積物和水柱中的營養物質含量高，高生產力得以維持。

在我們研究河口的生命之前，我們必須首先研究塑造河口環境的物理和化學特徵。河口是一個部分封閉的水域，形成於淡水從河流流入海洋，與海水混合之處。河口及其周邊地區是從陸地到海洋，從淡水到鹽水的過渡地。雖然受到潮汐的影響，但由於由礁石、防波島或形成河口海岸界限的土地、泥土和沙子的保護，河口免受海洋波浪、風吹和暴風雨的全面打擊。河口形狀各異，名稱也不一，可以稱為海灣、潟湖、港口、入口或聲道。

在考慮全球任何河口棲息地時，可以感知到許多普遍性，例如，從開放的海洋進入庇護的河口，再到淡水河流的條件梯度是普遍特徵。沿著這個梯度，鹽度有明顯的變化，從全強度海水減少到淡水。相關的變化是從粗糙的沉積物（沙子或礫石）在河口外部到細顆粒的沉積物（泥）在河口內部的沉積物條件的變化。其他變化與水柱濁度的變化或化學成分的變化有關，包括營養物質、溶解氣體和微量金屬的變化。

英語單詞“estuary”源於十六世紀，源自拉丁語詞“aestuarium”，意為沼澤或通道，它又源自“aestus”，意為潮汐或翻騰的運動，與“aestas”有關，意為夏天。Pritchard（1967）給出了河口的一個被廣泛使用的定義：“河口是一個半封閉的海岸水域，與開放的海洋有自由連接，海水在其中被與陸地排水來源的淡水可測地稀釋。”這個河口的定義排除了沿海潟湖或鹹水湖，雖然我們稍後會在這本書中簡單討論它們作為有用的比較對象。例如，沿海潟湖通常與開放的海洋並沒有自由連接，並且可能只

在不規則的間隔被海水淹沒。像裏海那樣的鹹水海，可能具有與河口某些部分相當的鹽度，但是它們並未經歷由於潮汐引起的鹽度的規則波動。“半封閉”的定義排除了沿海海灣，並且“源於陸地排水的淡水”的定義排除了只有雨水的淡水湖泊。

雖然許多河口科學家使用了 Pritchard 的定義，但是在河口的淡水潮汐區域的研究已經表明，Fairbridge (1980) 的定義更為適合，即

河口是海灣達到河谷的上限，通常可以分為三個區域：a) 與開放的海洋有自由連接的海洋或下河口；b) 受強烈的鹽水和淡水混合影響的中河口；和 c) 由淡水構成但受到強烈潮汐作用的上河口或河流河口。這些區域的界限是變化的，並且隨著河流排放的持續變化。

兩種定義的主要區別在於確定上限。對於 Pritchard，它是鹽度滲透的上游極限，對於 Fairbridge，它是潮汐滲透的上游極限，這在未修改的河口將始終更遠內陸。Fairbridge 的定義也有用地強調了在正常河口可能發現的條件梯度。

海水的鹽度約為 35，趨於在沿海海域較低 (33)，在熱帶水域較高 (37)。淡水的鹽度總是小於 0.5。因此，河口水的鹽度在 0.5 和 35 之間。這個範圍通常被稱為鹹水，與海水或淡水不同。鹽度是衡量水的鹽分含量，並且在這本書中使用實用鹽度尺度 (參見 1.1 框) 來表示。儘管海水和淡水的鹽度穩定，但河口水的鹽度變化極大。

第一章 河口環境

1.1 引言

河口長期以來對人類來說都非常重要，無論是作為航行的地方，還是作為城鎮和城市的河岸位置。如今，河口面臨著壓力，要麼成為工業過程和生活污水的儲存地，要麼成為工業或城市發展的土地要求。在這種背景下，生物學家對河口的其他功能產生了興趣：對許多鳥類，特別是涉禽和野禽而言，它們是重要的覓食區域，就像沿海漁場的位置或者是令人著迷的區域，挑戰著我們對動植物如何適應環境的理解。河口環境的特點是鹽水和淡水的不斷變化混合，並且被從海洋和河流帶入河口的細顆粒沉積物所主導，這些沉積物在河口積聚形成泥灘。鹽水和淡水的混合對動物的生理產生了挑戰，只有少數動物能夠適應。

在本書中，我們將通過理解構成河口食物網的相互作用和食物關係來研究河口。河口被認為是世界上最富有生產力的自然棲息地之一，我們將試圖解釋它們為什麼如此富有生產力，以及後續營養層次如何利用所產生的能量。河口是河流和海洋之間的過渡區域，與二者在無生物和生物條件上都有所不同。溫度、鹽度和渾濁度在每天波動，並且在河口水域中達到比海洋或河流更極端的水準。從生物學的角度來

看，河口是高度生產力的生態系統，與珊瑚礁和紅樹林沼澤地位於同一水準。之所以保持高生產力，是因為沉積物和水柱中的養分含量較高。

在我們可以研究河口生命之前，我們必須首先研究塑造河口環境的物理和化學特徵。河口是部分封閉的水體，是河流和溪流的淡水流入海洋與海水混合的地方。河口及其周圍的陸地是陸地與海洋之間、淡水與鹽水之間的過渡地帶。雖然受潮汐的影響，但河口受到珊瑚礁、隔離島嶼或陸地、泥土和沙子的保護，減輕了海洋波浪、風和風暴的影響。河口有各種形狀和大小，並且可以被稱為許多不同的名稱-灣、瀉湖、港口、入口或海灣。

在考慮任何世界範圍內的河口棲息地時，可以觀察到許多概括，例如，共同特徵包括從開放海域到避風港之間的條件梯度，再到淡水河流。沿著這個梯度，鹽度的變化明顯，從全鹽海水逐漸減少到淡水。與河口相對的沉積條件的變化也是必然的，從河口外的粗顆粒沉積物（沙或礫石）到河口內的細顆粒沉積物（泥）。其他變化涉及水柱的渾濁度或化學成分的變化，包括營養物質、溶解氣體和微量金屬的變化。

英語單詞"estuary"起源於 16 世紀，源自拉丁語單詞"aestuarium"，意思是沼澤或河道，它本身來源於"aestus"，意思是潮汐或起伏的運動，與"aestas"這個詞的意思夏天相關。Pritchard (1967) 給出了對河口的廣泛使用定義：“河口是一個半封閉的沿海水體，與開放海洋有自由聯繫，並且其中海水通過土地排水與淡水明顯稀釋。”這個河口的定義排除了沿海瀉湖或咸水海，但我們將在本書後面簡要討論它們作為有用的比較。例如，沿海瀉湖通常不與開放海洋有自由連接，並且只有在不規則間隔中才會被海水淹沒。咸水海，例如裡海，可能具有與某些河口的某些地區相當的鹽度，但它們不會經歷由於潮汐而引起的鹽度的定期波動。“半封閉”的定義排除了沿海海灣和“土地排水衍生的淡水”的定義排除了僅由降雨水提供淡水的鹹水湖。

儘管許多河口科學家使用了 Pritchard 的定義，對河口潮汐淡水區域的研究表明，Fairbridge (1980) 的定義更合適，即河口是一條伸入河谷的海灣，直到潮汐上升的上限，通常可分為三個部分：a) 海洋或下游河口，與開放海洋有自由聯繫；b) 中間河口，受到鹽水和淡水混合的強烈影響；c) 上游或河流河口，以淡水為特徵，但受到強烈的潮汐作用。這些部分之間的界限是可變的，並且受到河流流量不斷變化的影響。

兩個定義之間的主要區別在於確定上限的方法。對於 Pritchard 來說，它是鹽水滲透的上游限，而對於 Fairbridge 來說，它是潮汐滲透的上游限，在未經修改的河口中，這個上限總是更靠近內陸。Fairbridge 的定義還有用地強調了正常河口可能存在的條件梯度。

海水的鹽度約為 35，傾向於低於海洋水域的鹽度（沿海海洋為 33，熱帶水域為 37）。淡水的鹽度始終低於 0.5。因此，河口水域的鹽度介於 0.5 和 35 之間。這個範圍通常被稱為鹹淡水，與海洋水或淡水有所區別。鹽度是水中鹽分含量的一種衡

量方式，在本書中使用實用鹽度標度來表示（見附錄 1.1）。儘管海洋水和淡水的鹽度穩定，但河口水體的鹽度非常變化。

因此，強調河口是一個動態的生態系統，通過這個系統，海水根據每天兩次的潮汐節奏正常進入河口。進入河口的海水隨後通過河流進入的淡水明顯稀釋。海水通過淡水的稀釋模式因河口而異，取決於淡水的流量、潮汐幅度的範圍以及河口水域內的蒸發程度，這可以作為分類河口的依據。

可以識別出三種主要類型的河口，即正河口、負河口和中性河口。在正河口，河口表面的蒸發量小於從河流和土地排水進入河口的淡水量。在這種正河口（圖 1.1），流出的淡水漂浮在從海洋進入河口的鹽水上方，並且水逐漸從底部向上垂直混合。這種類型的河口在世界溫帶地區最為典型，其特點是鹽水從底部進入，逐漸垂直混合，導致表面鹽度增加。這種鹽度較高的表層水比底下的水更密，因此下沉。迴圈模式與正河口相反，因為在負河口，海水和淡水都從表面進入河口，但經過蒸發和下沉後，它們以出口的底層水流離開河口（圖 1.2）。

偶爾，河口的淡水輸入恰好等於蒸發，這種情況下會出現靜態鹽度分佈（圖 1.3）。這樣的河口被稱為中性河口，但它們很少見，因為蒸發和淡水流入幾乎永遠不會相等。在本書中，重點始終將放在較常見的正河口類型上。一般來說，河口是海洋、陸地和淡水之間的過渡棲息地：一種複雜的動態混合物，幾乎從不是靜態的，物理和化學因素表現出顯著的變化。許多這些因素與上述鹽度分佈模式密切相關，例如洋流強度、潮汐幅度、波浪強度和沉積物沉積，以及溫度、氧氣和營養物質供應等。

就像河口內的物理和化學因素處於不斷變化的狀態一樣，甚至河口地形也在不斷變化。大多數河口發育在沿海平原上形成的低窪地上。在這裡，河口通常發展在被海水淹沒的河谷中。在淹沒的河谷中，大量攜帶到河口的沉積物積聚形成了我們今天所看到的河口。不同類型的河口在附錄 1.2 中進行了描述，以英國列島為例，其頻率如表 1.1 所示。許多河口是在上次冰河時期以來形成的淹沒的河谷，即在過去的 10 至 15,000 年內形成。海平面相對於陸地的高度不斷變化，雖然平均海平面隨著冰帽的融化而上升，但在某些地區陸地也下沉，而在其他地區，曾經被冰覆蓋的陸地由於冰的重量融化而升起。

南非和澳大利亞的許多河口屬於條狀河口類型，但在這些國家，沙洲可能會在一年中較乾燥的月份封閉河口。因此，只有在沙洲被衝破時，例如河流排放量較大或通過人工手段（如挖泥船）時，河口才會打開。在它們關閉的漫長時期內，這些所謂的“盲”河口與開放海洋沒有自由連接，這被認為是 Pritchard 和 Fairbridge 對河口定義的關鍵因素。為了適應這些系統的特殊性，Day（1980）重新定義河口為“一個部分封閉的沿海水體，永久或定期向海洋開放，並且其中的鹽水與土地排水的淡水混合引起的鹽度變化可測量”。

隨著河口淤積和鹽沼地的擴展和鞏固，河口水可能向海洋推進。由於長期氣候變化引起的海平面微小變化可能會淹沒或暴露我們現有的許多河口，儘管當然也可能在其他地方形成新的河口。然而，無論是怎樣形成的，不同類型的河口都以其環境參數的變異性為特徵，尤其是在水體循環和沉積物方面。

1.2 河口環流

在最常見的“正”河口中，根據潮汐幅度和淡水流量的大小，可以識別出四種主要類型（Dyer 1997）：

1. 鹽楔型或高度分層型。例子：密西西比河（美國）、北埃斯克河（英國）、韋拉爾河（印度）。 2. 峽灣型。例子：挪威峽灣、蘇格蘭西部海灣、銀灣（阿拉斯加）、阿爾伯尼入灣（不列顛哥倫比亞）。

部分混合型。例子：詹姆斯河（美國）、默西河、泰晤士河、亨伯河、福思河（英國）、易北河（德國）。

均質型。例子：德拉瓦河、拉裡坦河（美國）、索爾韋灣（英國）、曼多維-祖阿裡河（印度）。

在高度分層或鹽楔型河口中，淡水在流入的鹽水表面上向海洋流動。在鹽水和淡水之間的介面處，會發生混合作用，鹽水混合到流出的淡水中（圖 1.4）。對於這種類型的河口，需要河流流量相對於潮汐流量較大，並且儘管有潮汐水在其下方的退潮和漲潮，但表面水流可能仍然持續向下游流動。

第二種類型，峽灣型，基本上與高度分層型類似，只是由於峽灣口的岩石門檻，潮汐水的流入受到更多限制。同樣，在表面發生連續的下游淡水流動，但潮汐水的更新可能僅發生季節性，並且在峽灣的最深處可能出現缺氧條件（圖 1.5）。

如果潮汐流量大於或與淡水流量相似，就會形成部分混合型河口。在這樣的河口中，海水與淡水之間會發生持續的混合。在河口的任何給定點，表層水的鹽度會比底層水低，但與高度分層型河口不同，未稀釋的淡水只會在河口的靠近源頭處找到。整個河口範圍內會發生從主要流入底層水到主要流出表層水的混合（圖 1.6）。在河口的邊緣處，混合模式可能不太明顯，並且由於科氏力的作用，北半球的左側（順流方向看）將由海水主導，而流出的較淡水將在右側佔優勢。在南半球，這種模式相反。

當河口非常寬時，科氏力將引起流動的水準分離，北半球右側流入，左半球左側流入。因此，在這種均質型河口中，迴圈將橫跨河口從左到右，而不是像其他類型那樣垂直迴圈（圖 1.7）。

潮汐幅度在世界各海域的變化具有一定的規律性，並且河口的潮汐是由其口部的潮汐波引起的。潮汐幅度不僅在地點之間有所變化，而且在任何特定地點，根據春潮和露潮週期，潮汐幅度也會有所變化，因為潮汐的漲落範圍從春潮的最大漲落到露潮時的較小漲落波動。完整的週期從春潮到露潮每個月（28 天）發生一次。例

如，在丹麥和瑞典周圍的水域，潮汐幅度非常小，丹麥的許多河口不受強烈潮流影響，也不形成大的潮間帶區域。另一方面，加拿大豐迪灣地區的河口經歷最大的潮汐幅度，產生強大的潮流和大面積的潮間帶區域。

根據潮汐幅度的大小，河口可以分為微潮、中潮、大潮或超大潮（附錄 1.3）。潮汐幅度可能會顯著影響河口的泥灘和植被。微潮河口只有有限的潮間帶區域，而中潮河口通常形成廣泛的潮間帶區域，覆蓋著蒲草等植被，而大潮和超大潮河口通常沒有大型植物的裸露泥灘，而是有微觀微型浮游生物。

在所有河口，與海洋和河流相比，潮流和河流的強度在彼此碰撞和混合時被消散，因此河口是相對安靜的地方。由於河口周圍的陸地的遮蔽作用，風浪比海洋中的大浪要小得多。沒有大浪，加上潮流的混合，對於沉積河口沉積物至關重要。

河流流量、潮汐幅度和沉積物在河口中的分佈不斷變化，因此河口實際上從來不是“穩態”系統。隨著河流流量增加或露潮時，海水入侵的範圍減小；而在春潮或河流流量減少時，海水入侵增加。“沖洗時間”的概念是將淡水流量與潮汐幅度和河口容積聯繫起來的一種方法，可以通過將河口累積的總體積（Q）除以河流流量（R）來計算（Dyer 1997），即： $T = Q / R$ 。

例如，在福思河口，平均河流流量條件下的沖洗時間為 12 天，但在夏季流量減少時可能長達 10 周，而在強降雨後可能縮短至 6 天。當然，這些值需要針對每個河口單獨計算。計算這些值對於預測污染物排放對河口的影響非常有價值，因為沖洗時間較短的河口通常混合更好，能夠更好地接受廢物。

在特定的河口內，環流模式在一年中的不同時間也會因氣象事件的影響而發生變化。波托馬克河口（美國）是一個部分混合型河口，占全年的 43% 時間表面水流向外，深層水流入；占全年 20% 的時間表面水流向內，深層水流出；在其餘時間裡，根據氣候事件發生其他四種模式。

河口中任何特定點的鹽度取決於潮汐海水體積和淡水進入河口的體積之間的關係，以及潮汐幅度、河口地形和當地氣候，但通常可以識別出河口內的各個區域或分區（表 1.2）。

對於生活在水柱中的魚類和浮游生物來說，河口水體的鹽度很重要，但對於大多數河口動物來說，直接影響較小，它們生活在泥沉積物中。對於這些底棲動物來說，更重要的是介質鹽度，即泥沙顆粒之間的水的鹽度。長期以來一直一致顯示，介質鹽度變化要小於上覆水的鹽度，這是由於它們之間交換速率緩慢。在潮間帶泥灘上，通常情況下，當高潮淹沒泥灘時，埋藏在沉積物中的海洋動物的介質鹽度與高潮鹽度相匹配，這可能比同一位置的低潮時河口水體的鹽度高得多。由於這種現象，生活在沉積物中的海洋動物通常能夠進入更遠的河口，而生活在浮游態的海洋動物則無法做到。

1.3 河口沉積物

細顆粒沉積物，或泥沙，是河口最典型的特徵，事實上，河口生態系統被定義為“海洋和內陸水域之間的混合區域，其懸浮物（沉積物）的淨駐留時間超過了沖洗時間”（Hedgpeth 1967）。沉積物通過河流或海洋進入河口，或從環繞河口的陸地沖刷進入。在大多數北歐和北美的河口，沉積物的主要來源是海洋，這些沉積物以懸浮物通量或床載物質的形式進入河口，由流入的底層水流帶入，這些底層水流特徵是鹽楔。例如，在蘇格蘭的泰河口，沉積在潮灘上的沉積物中，70%是海洋來源的。然而，在法國的一些河口，由於河口岸邊有細顆粒物質，這些岸邊成為河口沉積物的主要來源。在盧瓦爾河（法國）、維戈河（西班牙）、阿帕拉契柯拉河（美國）和黃河（中國）的河口，運輸大量黏土的河流是河口沉積物的主要來源。

不論沉積物的來源如何，其在河口內的沉積受到水流速度和顆粒物質的粒徑控制。水流速度與沉積物的侵蝕、輸運和沉積之間的關係如圖 1.8 所示。可以看到，對於直徑超過 1 釐米的卵石沉積物，侵蝕將在水流速度超過 150 釐米/秒時發生。在 150 至 90 釐米/秒的水流速度範圍內，卵石將被水流輸送，但在小於 90 釐米/秒的水流速度下會沉積。同樣，對於直徑為 0.1 毫米的細沙，侵蝕將發生在大於 30 釐米/秒的速度下，沉積將在小於 15 釐米/秒的速度下發生。對於直徑為 1-10 微米的淤泥和黏土顆粒，存在類似的關係，只是由於沉積物的固結作用，為了發生侵蝕，需要更快的水流速度，因為固結沉積物的行為就像它由較大尺寸的顆粒組成一樣。

這些關係對河口而言意味著，在河口兩端的快流河流和強潮流中，各種顆粒沉積物都可能被侵蝕和輸送。當水流在河口內開始減弱時，較粗的卵石和沙子將首先沉積，而較細的淤泥和黏土將保持懸浮狀態。在河口的中部和上游，即河流和潮汐水流交匯的地方，尤其是在高潮時潮水覆蓋的潮間帶區域中，水流速度才會足夠緩慢，使得泥沙可以沉積。

沉積物的沉降速度，或沉降速度，與顆粒直徑有關。對於較粗的顆粒（中等砂粒和更大顆粒），沉降速度由顆粒大小確定，與顆粒直徑的平方根成比例。這個關係被稱為衝擊定律，可以用下面的方程表示： $V = 0.1 \sqrt{d}$ 其中 V 是沉降速度（釐米/秒）， d 是一個球形石英顆粒的直徑（釐米）。對於較細的顆粒（黏土、淤泥和細沙），顆粒在沉降過程中受到顆粒周圍液體的黏性阻力的影響，沉降速度遵循斯托克斯定律。顆粒形狀、濃度、密度和分散效率都會影響斯托克斯定律的精確值。以 16 攝氏度的水中石英顆粒為例，斯托克斯定律可以表示為： $V = 0.0001 d^2$ 衝擊定律和斯托克斯定律對不同大小的沉積物的沉降速度的結果如表 1.3 所示。從表中可以看出，沙子和較粗的物質在水中沉降速度很快，任何直徑大於 15 微米的沉積物將在一個潮汐週期內沉降。然而，對於較細的沉積物，沉降速度要慢得多，直徑小於 4 微米的黏土和淤泥顆粒肯定無法在一個潮汐週期內沉降。因此，河口水域往往非常渾濁，因為懸浮的淤泥和黏土顆粒在河口中攜帶，直到最終沉積形成河口特有的泥灘。沉降速度可能比表 1.3 中所示的速度稍快，因為“鹽絮凝”可能會發生。這個過程是由鹽水中的黏土顆粒互相粘附引起的，當它們形成較大的顆粒時，它們的下沉速度將更快。例如，處於去聚態的狀態下的 1.5 微米顆粒形成絮凝顆粒，其行為就像直徑為 7 微

米的顆粒一樣。海鹽在細顆粒聚合中發揮了兩個作用。首先，即使少量鹽分也足以使懸浮顆粒具有凝聚力；其次，在聚合之前，顆粒之間的碰撞最常發生在河口的鹽水和淡水混合產生的密度梯度中。沉積物的特性也可能受到其生物居民的極大改變。特別是當微小藻類（微細菌床）棲息在泥沙表面時，沉積物可能會變得“黏聚”。這些重要微觀植物的生物產物在後面的討論中會被討論，但在這裡我們應該注意到它們在將河口的細顆粒沉積物結合在一起方面發揮的重要作用。

因此，河口的中部和上游水域水質渾濁，光線透射較差。在許多河口，懸浮物質會形成所謂的“濁度最大值”。濁度最大值的存在和大小受多種因素控制，包括河流或海水中懸浮物的數量、河口環流以及可用物質的沉降速度。正如圖 1.9 所示，對於埃姆斯河口來說，濁度最大值位於河流和潮汐水流交匯的地方。河口中心和上游地區的沉積物會不斷地通過河流排放和潮汐流入而增加，保持在懸浮狀態，最終才會沉積。濁度最大值的位置通常由河口的海向端的懸浮物的貢獻確定。海水和其沉積物沿著河口底部流動，直到到達流動停滯點，海水和其沉積物才會上升與表層淡水混合。這個停滯點的位置和相應的濁度最大值也會隨著河流流量的強弱而變化，低流量時向上遊移動，高流量時向下遊移動。

在許多河口，懸浮物的最高濃度發生在低潮時，因為退潮時攜帶泥沙從潮間帶區域沖刷出來，使懸浮物保持在低水道中。隨著潮汐上漲，懸浮物負荷的濃度降低，因為漲潮時增加了河口中的水體體積，沉積物被帶過潮間帶區域，在高潮時可能發生沉澱。在北緯度，春季冰雪融化是影響潮間帶泥沙沉積的最重要因素。夏季，有機過程占主導地位，生物會以泥沙為食，將其聚成顆粒，並對沉積物進行生物混合，而植物可能穩定沉積物。秋季（秋天）季節性風暴增多，從此時開始到冬季，大部分沉積物的侵蝕和輸運將發生。

隨著懸浮物被帶入河口的同時，通常還攜帶著來自植物和動物排泄、死亡和腐爛的有機碎屑顆粒。一旦來自淡水和海水的溶解和顆粒有機物進入河口，它們傾向於留在那裡，並與細顆粒的無機物質一起沉積和融入河口生態系統中。在所有水生生態系統中，有機物通常被傳統地分為兩部分，通過孔徑平均為 0.5 微米的篩檢程式過濾。通篩檢程式的部分被稱為溶解有機物（DOM），即使其中還包含非常細小的顆粒物質，除了真正溶解的物質。被濾器留住的部分被稱為顆粒有機物（POM）。

無機和有機懸浮物的沉降導致泥灘和河口內的其他沉積區域的形成。已經嘗試總結懸浮物的來源，並計算沉積物的沉積速率。例如，在切薩皮克灣上游地區（美國），河流提供 83% 的懸浮物（其中 3/4 為無機物，1/4 為有機物）。在同一河口的中部地區，岸侵蝕提供 52% 的懸浮物，河口內有機物的生產提供另外 22%。在整個切薩皮克灣系統中，包括下游地區，沉積物的沉積速率為 0.8 毫米/年，其中 56% 的沉積物由河流供應，31% 由岸侵蝕提供，12% 來自潮汐流入。在美國的帕圖森特河口，沉積物以 3.7 釐米/年的速率積聚，而在紐約附近的長島海峽這個大型河口系統中，據顯示，自河口形成 8000 年以來，供應給河口的海洋泥漿的體積遠遠超過了供應給該地區的河流的體積。

上述河口沉積物的顆粒大小組成的變化還會導致沉積物的其他化學和物理特性的變化，這可能會影響生活在那裡的動植物。這些變化包括水含量和孔隙空間的變化，在良好排序的細顆粒沉積物中保持更高的含水量；溫度和鹽度的變化，在沉積物內部變化比在上覆水體或空氣中變化緩慢得多；以及有機含量和氧含量的變化，細顆粒沉積物與更高的有機含量相關，並且由於其中的生物過程，氧含量較低。由於細顆粒泥沙比粗顆粒沙子更容易形成無氧層，所以這種變化，可以近似通過測量沉積物的氧化還原電位（Eh）來評估，限制了生活在河口沉積物中的大型底棲生物種類，它們必須能夠形成洞穴或具有其他機制來從上覆水體獲取氧氣。

1.4 其他物理化學因素

人們很容易將河口水簡單地看作稀釋的海水。然而，如圖 1.10 所示，這種觀點存在一些問題。可以看到，碳酸氫根離子的濃度從海水到淡水只略微下降。其他離子的濃度在低鹽度下（即小於 10）與假設的稀釋線相比有明顯偏離，某些離子如磷酸鹽、硝酸鹽或矽酸鹽甚至在河水中可能比海水更豐富，因此它們的濃度將從河流到海洋逐漸減少。溶解有機物的濃度在河水中也可能比海水更高，並且大多數微量金屬的濃度在河水和海水中相似，因此它們在河口中相對穩定。微量金屬的分佈，如鐵、錳、鈷、鎳、銅、鋅等以及懸浮顆粒物質的分佈和輸運，特別是濁度最大值的位置，控制了河口中的鎘分佈。

淡水和海水相遇時在河口水體中發生的大多數生物地球化學過程發生在非常低的鹽度（小於 1）下，被稱為淡水-海水介面（FSI）被認為是化學和生物反應的重要地點。FSI 也被稱為 FBI（淡水-半咸水介面）。值得注意的是，由於混合河水和海水導致的鈉和氯等主要離子的比例變化在鹽度小於一時就已經完成。這些變化伴隨著金屬如鎘的化學形態的劇烈變化，自由鎘離子的比例急劇下降，氯化鎘絡合物的濃度激增。氫離子活性（pH）在鹽度為 0.5-3 時最低，pH 的下降控制著許多水生反應，例如金屬氧化物的溶解。因此，將海鹽添加到低離子強度的河水中會導致非線性的化學擾動，這些擾動在 FSI 的低鹽度水域中被放大。在 FSI 發生的化學變化對浮游動物的食物供應有著貢獻，這將在第 3 章中討論，並可能負責河口低鹽度區域生物群落組成的變化，這將在第 2 章中討論。

流入河口的水體將大量氧氣輸送到河口，並且水體表面和植物光合作用還會提供額外的氧氣。然而，生活在河口內的許多生物，特別是底部沉積物中的生物，迅速消耗氧氣，因此許多沉積物是缺氧的，除了一個薄的表層。當發生過度有機負荷時，產生的多種微生物也可能消耗水體中的所有氧氣。河口內的溫度變化通常比相鄰水域更大，這是由於河口的淺度，使其暴露於加熱和冷卻的作用，並且由於水體輸入的差異，水體可能具有不同的溫度。有關河口化學的詳細資訊超出了本書的範圍，在這裡我們將限制討論對植物生物量生產具有控制作用的營養化學物質，從而為河口生態系統提供基礎。

河口通常富含植物生長所需的營養物質，尤其是氮和磷，因為來自河流、海洋和陸地的補給不斷補充了這些營養物質的供應。例如，在埃姆斯河口（位於荷蘭和德國邊界），淡水約占進入河口的氮的 92% 和磷的 71%。儘管河口內發生了許多過程，主要是埋藏和脫氮作用，但其中的氮的 60% 和 72% 分別從河口運輸到相鄰的北海。

河口中大量懸浮沉積物的存在可能會對植物生產的營養物質供應產生重要影響。在英格蘭的塔瑪律河口，磷酸鹽的供應是浮游植物生長的主要限制因素，但水中的懸浮沉積物具有某種緩衝作用，當磷酸鹽濃度較高時，它們從水中去除磷酸鹽，當濃度較低時釋放磷酸鹽。因此，隨著浮游植物從水中吸收磷酸鹽，會出現更多磷酸鹽從沉積物釋放的趨勢。河口水的水質還可能通過限制光的穿透而限制浮游植物的生產。

Heip 等人（1995）的研究表明，河底環境與水柱環境之間的關係關鍵控制著整個河口生態系統的功能，他們得出結論認為河口是受光限制的系統，多餘的營養輸入不能導致初級生產力的增加。在河口中的養分的整體循環效率導致任何營養物質在系統中被重複利用三到四次。由於水柱系統受濁度的限制，河底植被的作用至關重要。儘管存在這種營養迴圈，仍然有大量的營養物質從河口流向海洋，總體而言，河口可能與進入河口的營養物質一樣多。

從河流輸入到海洋的養分是由於各種原因，如上文所述，不太可能在河口“困住”。例如，進入北海的河流氮的 75% 來自萊茵河和埃爾貝河，它們通過各自的河口進入。荷蘭的韋斯特舍爾德河氮平衡顯示系統內幾乎沒有迴圈。雖然脫氮或埋藏使進入系統的氮損失了 25%，但大多數氮從氨氮氧化為硝酸鹽然後離開系統進入北海。氮模型顯示，韋斯特舍爾德河每年向北海淨輸出 51,000 噸氮，占北海總氮輸入量的 3%（ 1.5×10^6 噸 N/年），而韋斯特舍爾德河的淡水排放約低十倍。Soetaert 和 Herman（1995a,b）計算出韋斯特舍爾德河口外北海沿岸水域的氮負荷由於進出河口的潮流每天增加約 14%。由於河口幾乎將所有異源和原位產生的碳礦化，因此它是一個大規模的淨營養物質輸出者。儘管脫氮過程會去除一部分氮，但溶解態氮流向海洋的量比從河流或廢物進入的量高出約 25%。

對六個荷蘭大型河口的養分迴圈和食物網的比較研究表明，所有河口都經歷了營養物質的增加，但由於濁度的影響，初級生產者的增加不一定會發生。Middelburg 和 Nieuwenhuize（2000）描述了幾個歐洲河口（包括埃姆斯、萊茵和斯海爾德的北海河口）中溶解無機氮（氨和硝酸鹽）的吸收情況，顯示大部分進入河口的硝酸鹽沖刷到海洋中，除非發生脫氮和/或沉積物埋藏。氨氮和顆粒氮在河口內得到高效迴圈。

沉積物和鹽度在河口中的分佈，以及氧氣、溫度和有機碎屑的分佈都相互依賴。這些因素的分佈模式因河口的地形和涉及的水體體積而異。全球真正河口環境的固有特徵是一些生態共同特徵或因素組合。它們包括：

(1) 存在良好通氣、不斷流動、相對淺的水體，幾乎沒有過大的波浪作用或快速水流； (2) 從接近零到超過 30 的鹽度梯度，以及相關的化學梯度； (3) 由於陸地風化、水體輸送和河口過程產生的膠體到沙粒和碎屑的一系列沉積物粒徑； (4) 水體和沉積物中發生複雜的分子相互作用，其中存在大量溶解和顆粒有機物質、微生物和細顆粒沉積物。

Romao (1996) 總結了河口的棲息地，他將其定義為

下游河谷的一部分，受潮汐影響，從半咸水限制開始延伸。河口是沿海入口，與“大淺入口和海灣”不同，通常有相當大的淡水影響。淡水和海水的混合以及在河口的庇護處減弱的水流導致細顆粒物沉積，通常形成廣闊的潮間帶沙灘和泥灘。當潮流速度大於洪水潮汐時，沉積物會沉積形成河口的三角洲。

這種和類似的描述中共同的是承認河口環境是一個複雜且變化多樣的環境，其特點是鹽度、潮汐、水流和沉積物之間的緊密聯繫，作為生態單元與周圍的棲息地密切相關。對於研究河口生態系統的生物學家來說，會出現一些具有典型沉積物和鹽度的特徵區域。在某些特定的河口，一個區域可能佔據了大部分區域，其他區域可能被壓縮，但總體上始終可以看到明確的序列：

- 上游區：淡水進入河口，河流水流占主導地位。潮汐但鹽度滲透極小。下游時，沉積物變得更細。
- 上游區域：淡水和海水混合。幾乎沒有水流，尤其在高潮時，導致渾濁度極大。泥沉積。鹽度 5-18。
- 中游區域：由於潮汐產生的水流。主要是泥沙沉積，但在水流更快的地方更多是沙子。鹽度 18-25。
- 下游區域：由於潮汐而產生較快的水流。主要是沙子沉積，但在水流減弱的地方更多是泥漿。鹽度 25-30。
- 河口：潮汐流速強大。乾淨的沙灘或岩石海岸。鹽度與相鄰海水相似 (30)。

這些區域與動植物的分佈之間的關係將在第 2 章中討論。

1.5 半鹹水域和沿海瀉湖

迄今為止，我們主要研究了正常的河口，這對於從事河口環境研究的人來說是最常見的類型。然而，需要提及一些半鹹水域，它們的生物面臨與河口生物類似的問題。這些區域包括波羅的海、地中海、黑海、裡海以及各種沿海和高鹽度瀉湖。根據 Pritchard 和 Fairbridge (第 1.1 節) 的定義，這些區域不能被歸類為河口，因為他們強調潮汐作為河口的一個區別特徵，並明確排除了波羅的海和其他半鹹水域的稱呼。事實上，我們已經知道，“estuary”一詞來源於意思為“tide”（潮汐）的拉丁語“aestus”。至於是否有必要將所有河口都定義為潮汐的，或者是否可以接受無論是否

具有潮汐的區域都可以被稱為"transitional waters"（過渡水域），這仍然存在爭議。為了避免這個問題，無法定義河口的立法者越來越多地使用"transitional waters"這個術語。

鹽度介於海水和淡水之間的水域被稱為半鹹水域（這個詞源於荷蘭語"brac"，意為鹹）。應該明確的是，"半鹹水域"這個術語的含義比"河口"更廣泛。所有鹽度介於海水和淡水之間的水域都可以稱為半鹹水域，無論是大型海洋、封閉瀉湖還是潮汐河口。河口的特點是潮汐混合和沖刷以及鹽度梯度，而半鹹水域主要根據鹽度來進行劃分。因此，所有河口都是半鹹的，但不是所有半鹹水域都是河口。

波羅的海是一個重要的半鹹水域，但由於沒有潮汐，無法被歸類為河口。波羅的海（圖 1.11）從丹麥的哥本哈根延伸到芬蘭，並延伸至博恩灣和芬蘭灣，最深處在哥特蘭島外部的海域達到 200 米，通過淺淺的厄勒海峽（通稱海峽）和貝爾特海與北海相連。在海峽的海域，鹽度很高（ >30 ）。海峽的鹽度是變化的，取決於風和水位等因素。進入波羅的海的海水由於密度較大而下沉，在波羅的海深部幾乎處於停滯狀態。來自陸地排水和雪水融化的淡水則在表面流出。形成的鹽度分佈模式相對穩定，在丹麥和德國之間的地區鹽度約為 8-10，在斯德哥爾摩和塔林之間約為 6，在灣區最內部的地方為 2。與河口不同的是，這種鹽度梯度在數百公里的範圍內相對穩定，因此生活在波羅的海中的生物經歷了穩定的鹽度環境，同時還面臨著各種各樣的基質，從岩石到軟沉積物不等。因此，許多動物能夠適應比它們在河口更低的鹽度，這確認了鹽度在生態方面的重要作用，並強調了河口許多生物模式是由於泥沙沉積物以及與其相關的流動、潮汐和其他物理化學因素的廣泛變化。

類似地，地中海是一個重要的海域，除直布羅陀海峽外幾乎是封閉的，但由於完全的鹽度和缺乏潮汐，無法被認為是河口。然而，一些地中海河口常被稱為河口。黑海曾經是大型特提斯海的一部分，與亞速海、裡海和鄂霍次克海一起（圖 1.12）。這個海洋海域包含了典型的地中海生物群落，在中新世時期（約 1,500-2,000 萬年前）被分成不同的盆地。後來，鹽度逐漸降低，盆地逐漸形成了今天的海洋，鹽度體制逐漸穩定。黑海的鹽度通常為 17-19。鹽度是均勻的，並不存在像波羅的海那樣的鹽度梯度。與地中海相連的瑪律馬拉海中的生物群落多樣性較地中海大大降低。在 180 米以下，直至最大深度 2243 米，沒有溶解的氧氣，自由硫化氫則出現。因此，除表層以外的區域對大多數生物來說都不適適合生存。與黑海相鄰的亞速海鹽度為 11，不受黑海所遭受的缺氧問題困擾，其水域被認為適合魚類生長。

裡海和其他封閉海洋也具有與河口相似的半鹹水域，鹽度與河口地區的區域相當，但既沒有潮汐也沒有與開放海洋的連接。裡海是世界上最大的內陸水體。幾個世紀以來，由於早期海洋水體中的鹽分固定、蒸發和主要來自伏爾加河的淡水流入的平衡，裡海的鹽度約為 12，這種穩定性得以維持。然而，近年來，由於伏爾加河的水資源開採方案的大幅減少，鹽度由於蒸發而增加，海洋面積急劇減少，導致了災難性的變化。裡海的動植物群落基本上是古代特提斯海的群落，隨後在隔離狀態

下進化形成了獨特的殘存動植物群落。裡海東部的鄂霍次克海的鹽度為 10，但與其他半鹹水域不同，只有 54% 的鹽度是由氯化鈉導致的，因此動植物群落非常有限。

沿海鹽湖有兩種主要類型，一種是自然形成在卵石或沙灘障礙後面的瀉湖，另一種是人工建造的沿海鹽池。瀉湖的鹽度可以從 1 到完全的海水強度不等，而在蒸發發生的地方，鹽度可以超過海水，變得過鹽。鹽湖是由淺水開放水體和海洋之間的沙或卵石障礙物分隔而成的自然特徵。大部分水在低潮時停留在瀉湖中，海水直接通過河道或通過沉積物障礙物滲透交換。人工瀉湖的數量可能比自然瀉湖更常見，這是由於人類各種活動，包括海堤建設、挖掘借坑或低窪地區的排水系統，或作為鹽田（用於蒸發制鹽）的區域而形成。

過鹽區域的特點是鹽度高於海水。例如，德克薩斯州的拉古娜馬德雷，其鹽度範圍從接近海洋入口的 38 增加到遠離海洋的地區的 60 甚至 80。這種增加主要是由於蒸發超過河流或潮汐的流入。與鹽度低於海水的半鹹區域一樣，過鹽區域的物種數量也會減少。這個現象在第 2 章中會進一步討論。

第2章 河口生物

2.1 河口生物的分佈

河口對人類和海洋生物來說都非常重要。河口的潮汐遮蔽水域支持著獨特的植物和動物群落，它們生活在海洋的邊緣。河口棲息地的鹽度條件呈現陡峭的梯度，同時伴隨著較高的渾濁度，導致了泥質潮間帶區的沉積。這個棲息地富含野生動植物，對於地球上的許多人來說，這是他們所見過的最接近自然棲息地的地方。這是一個人類經常開發並經常破壞的棲息地，但河口棲息地作為地球上最具有韌性的棲息地之一仍然存在，並保持著對野生動植物的吸引力，儘管經歷了工業化和土地開墾。這個棲息地可以為海洋和人類提供獨特的生態系統服務，例如在其沉積物中捕捉污染物，同時為海洋魚類提供育種場所和候鳥的覓食區。

生活在河口的植物和動物的生命將在以後的章節中詳細討論，但首先我們需要考慮所有河口生物共有的一般特徵。所有生活在河口的植物和動物都來自海洋或淡水環境。它們要麼隨著自己的生命週期進行移動或遷移，要麼是它們的祖先進入河口，並且連續的幾代已經在河口定居，使得它現在成為某些物種的唯一棲息地。生活在河口的物種可以分為幾個類別（見方框 2.1）。

對河口動植物的分佈和豐度的許多研究已經表明，河口的物種數量少於海洋或淡水中的物種數量。例如，來自蘇格蘭的泰河河口底棲生物的調查資料顯示，從河口入口向內部移動，物種數量明顯減少（表 2.1）。如果我們還考慮河口生物群體的豐度，例如泰河河口的資料（圖 2.1），一個清晰的模式就會出現。

在河口生物的主要物種群組中，當從海洋一側進入河口時，可以清晰地看到物種多樣性逐漸下降的普遍模式。低鹽物種的數量在真正的淡水中很高，但在河口內逐漸減少。如果將淡水中的物種數量表示為 100%，那麼在鹽度為 5 時，低鹽物種的數量已經下降到 5% 以下。海洋的適鹽物種數量也會隨著進入河口從海洋一側逐漸減少，因此在全鹽度海水中存在的適鹽物種在鹽度低於 25 時幾乎不存在。適鹽海洋生物的物種數量也會隨著從海洋進入河口而逐漸減少，儘管在這種情況下，一些物種能夠存活下來，鹽度可達到 5。為了抵消物種多樣性逐漸下降的模式，海洋或淡水中真正的河口動物的物種數量很低或為零，但在河口內物種數量逐漸增加，最多的河口物種出現在鹽度為 5 至 18 的區域。然而，真正的河口物種的總數以及遷徙物種的數量相對較低，與低鹽物種或海洋物種的數量相比較。因此，當將河口生物群體的所有物種數量結合在一個圖表中時，如 Remane 最初繪製的、現在被稱為 "Remane 曲線" 的圖表（圖 2.2），可以看出河口的特點是物種數量較少，比鄰近的水域環境少。

鹽度決定了物種能夠進入河口的距離，但任何物種進入河口的潛力只有在適當的基質存在時才能發揮出來。來自紐西蘭的 Avon Heathcote 河口的資料（表 2.2）顯示了河口和淡水動植物的數量是多麼之小，分別為 10 個和 8 個物種，而海洋物種共有

146 個，其中 72 個是適鹽物種，74 個是適鹽海洋物種。來自美國波托馬克河口的資料總結在表 2.3 中，其中還可以清晰地看到河口內物種的順序。

在大多數河口中，鹽度分佈與基質類型之間存在密切聯繫，較低的鹽度與較細的基質相關。這兩個物理因素之間的密切聯繫經常使得生物學家難以區分它們的影響。鹽度和基質的生態因素在解釋河口動植物分佈中密切相關。

2.2 河口生態課題

河口生物多樣性相對較低的特點與以下因素有關：生理壓力和河口環境的歷史。"穩定-時間假說"比較了生活在海洋和河口不同底部沉積物中的動物的多樣性。該假說通過將樣本中存在的物種數量與同一樣本中存在的個體動物數量進行繪製，來對比多個環境（如圖 2.3），從而產生了一系列曲線。對於河口樣本，曲線始終靠近 x 軸，表明相對於動物數量來說，物種較少，這驗證了河口的物種多樣性較低但個體數量較多的情況。據推測，河口環境是"受物理控制的群落"，物理條件波動大且難以準確預測。因此，生物面臨嚴重的生理壓力和／或環境的近期歷史。相比之下，深海樣本被描述為"適應生物的群落"，單位個體數量中的物種數量較多，物理條件穩定且長期一致。基於這些資料，可以發展出穩定-時間假說（如圖 2.4 所示），物種數量隨著生理壓力的增加而減少。

因此，關於河口物種相對較少的原因有兩種主要假說。第一種解釋是生理壓力，第二種解釋是河口環境的近期歷史，河口內物種發展的時間不足。這兩種假說並不相互排斥，兩者都可能起作用。

"生理壓力"這個普遍術語涵蓋了河口生物所面臨的一系列問題。最引人注目且可能研究最深入的生理因素是鹽度，因為河口生物暴露於變化和波動的鹽度，而海洋和淡水棲息地則具有穩定的鹽度特徵。其他對河口生物生活產生影響的生理問題包括泥質基質的性質，包括能夠堵塞細微器官的細微顆粒物質以及泥中的缺氧條件。生理壓力的回應多種多樣，從行為模式的適應和特定器官系統的改變，到適應河口生態系統的新種群或物種的進化。這些生理適應可以表現為動物能否忍受並在河口環境中茁壯生長的能力，例如對特定溫度、鹽度或基質條件的耐受能力。

鹽度對河口生物的影響是多樣的。鹽度的影響通常是多變的，就像其他環境因素一樣。例如，溫度可能與鹽度相互作用，動物對鹽度變化的回應在不同溫度下可能不同。鹽度可能通過改變水中的幾種化學性質來影響動物。首先，隨著海水被淡水稀釋，海水的滲透濃度總體降低。其次，隨著鹽度變化，鹽湖水中溶質的相對比例也會發生變化，特別是在非常低的鹽度下。第三，溶解氣體的濃度隨鹽度變化，與相同溫度下的海水相比，淡水含氧量更高。最後，水的密度和粘度根據鹽度而變化，淡水比鹽水輕。因此，當報告動物對鹽度變化的回應時，重要的是要檢查動物是對鹽濃度的變化做出回應，還是對上述任何因素做出回應。鹽度對動物的影響在生命週期的不同階段也可能不同。總體而言，似乎在卵期、新孵化階段或成年繁殖狀態下，動物對極端鹽度更敏感，而在生長的中間階段則不太敏感。

鹽度壓力可能引發多種反應。當動物面對異常鹽度時，它可能會試圖逃離或減少與水的接觸。這種行為反應在許多河口動物中很常見。對於主動游泳的動物，如魚類，從不利的鹽度環境中逃脫相對較容易，但對於躁動的動物，如藤壺，只能通過減少接觸並試圖將自己封閉在殼內來應對。對於鑽洞動物來說，當面對異常鹽度時，通常可以退回到洞穴中或深挖，但這種解決方案僅在異常鹽度的持續時間較短時有用。如果無法逃離或減少與異常鹽度的接觸，那麼生物必須依靠生理反應。它可以讓內部環境（血液、細胞等）與外部環境（海洋或河口水）的滲透濃度相似，或者通過滲透調節過程試圖將內部環境維持在與外部環境不同的滲透濃度。對於大多數適鹽海洋動物來說，前一種情況適用。當生活在海洋中時，它們的內部環境與海水滲透相似（等滲），因此儘管內部環境的離子組成可能與海水不同，但總鹽濃度與海水類似。當這樣的動物進入河口時，為了保持與鹽度較低的河口水的相等性，其內部環境的滲透濃度會降低。然而，僅當鹽度達到 10-12 時，被動耐受滲透性變化才有可能，因為低於此鹽度時，動物的細胞和組織可能停止功能。

作為與滲透性稀釋的被動容忍相反，動物可以嘗試滲透調節，將內部環境保持在與外部不同的滲透濃度。例如，生活在鹽度低於 10 的真正河口動物必須保持內部濃度高於外部。這種被稱為高滲調節器的動物將努力使其血液濃度保持在大於 10-12 的鹽度水準，即使外部環境較低，從而使細胞和組織能夠正常工作。

當處於高鹽度時，一個高滲調節器可能面臨兩個選擇。它可以與海水等滲，或者可以通過使血液濃度較低或低於外部鹽度來試圖減小外部鹽度變化的波動。在後一種情況下，動物可能在接近零到超過 35 的鹽度範圍內生活，而血液濃度可能僅從大約 12 上升到 22 的鹽度。這種被稱為高低滲調節器的動物可以實現比高等滲調節器更穩定的內部環境，而高等滲調節器的穩定性又高於完全等滲調節器。這些滲透調節模式在圖 2.5 中呈現。

河口生物的最常見特徵是它們能夠容忍環境變化。就鹽度而言，它們通常是耐鹽的，能夠容忍一定範圍的鹽度，與僅能容忍較小鹽度範圍的海洋和淡水動物形成對比。河口動物的生態生理學通常可以被稱為寬生態，即能在各種生態條件下生活。應始終記住，只有少數生活在水生世界的動物發展出了這些能力，並且在具有這些能力的動物中，競爭的壓力導致不同物種生活在河口的不同部分。

河口為研究競爭、共存和密切相關物種的進化提供了極好的機會。歐洲河口中存在密切相關的物種通常歸因於現今河口的短暫地質歷史。河口不斷變化，由於沉積物的沉積以及上個冰河時代後海平面的變化。因此，今天我們看到的歐洲和北美的河口在 10000 年前並不存在，如果我們能夠在 10000 年後訪問它們，它們可能會變得面目全非。河口作為環境存在了數百萬年，但不是我們目前所看到和瞭解的那些河口。據認為，個別河口的生命週期對於許多物種來說過於短暫，無法在其中定居和適應，這是目前河口物種相對較少的原因。此外，河口的環境梯度使我們能夠研究是什麼因素導致一種物種在生態和遺傳上與另一種物種分離。

在多毛類中，歐洲河口中存在三個種類的沙蠶（也稱為 Hediste），分別是 *Nereis diversicolor*、*N. virens* 和 *N. succinea*。*N. virens* 比其他兩種更大更貪食，但對低鹽度不耐受。*N. diversicolor* 可以生活在廣泛的鹽度範圍內，但似乎受到來自 *N. virens* 的競爭的排擠而在較高鹽度下消失。*N. succinea* 是一種中間種類，但在低溫下可能完全消失。河口中的蠕蟲（*Nephtys*）有四個物種，分別是 *Nephtys caeca*、*N. cirrosa*、*N. hombergi* 和 *N. longosetosa*。這些物種生活在至少三個不同的生態位。*N. caeca* 生活在淤泥沙中的亞潮區，而 *N. hombergi* 生活在更泥濘的亞潮區和潮下區。*N. cirrosa* 和 *N. longosetosa* 都生活在乾淨的沙灘上。因此，在這些物種中可以看到，基質偏好是將一種物種與另一種物種隔離的主要因素。

河口中存在四種相似的 Hybrodiid 蝸牛。*Potamopyrgus jenkinsi* 通常存在於淡水和鹽度高達 15 的河口。*Hydrobia ventrosa* 存在於 6 到 20 之間，*H. neglecta* 存在於 10 到 24 之間，*H. ulvae* 存在於 10 到 35 之間。鹽度並不能完全解釋，因為 *H. ventrosa* 和 *H. neglecta* 主要存在於鹽度穩定的區域，如波羅的海和貝爾特海，而 *H. ulvae* 主要存在於波動鹽度的許多河口中。歐洲河口中存在兩種蛤蜊，分別是 *Cerastoderma (Cardium) edule* 和 *Cerastoderma glaucum (C. lamarcki)*。在丹麥的河口中，*C. glaucum* 是鹽度低於 18 的主要蛤蜊，而在鹽度為 20-25 的情況下，兩種物種都存在。在 30-35 的鹽度下，*C. edule* 是主要物種，但在亞速海的 60 鹽度下，*C. glaucum* 存在。因此，"半咸水蛤蜊" *C. glaucum* 可以容忍比 *C. edule* 更寬範圍的鹽度，但在正常海水中，"可食蛤蜊" *C. edule* 是優勢物種。

河口中的兩個主要種類的 *Corophium* 似乎受到基質和鹽度的分離。*Corophium volutator* 對低鹽度更耐受，而 *Corophium arenarium* 在高鹽度和含沙更多的基質中更豐富。*Jaera albifrons* 群的等足類動物的滲透調節作為限制物種進入河口的手段的重要性已經得到證明。*Jaera ischiosetosa* 可以在淡水中生存數天，即使在非常稀釋的海水中也能維持穩定的滲透壓，它是進入河口最遠的物種。*Jaera forsmanni* 和 *Jaera prae-hirsuta* 在稀釋的鹽度下存活率較低，較難在稀釋的海水中維持穩態，它們在河口的海岸端出現。*J. albifrons* 在滲透調節能力和生態分佈方面居中。這些生理差異結合觀察到的生態差異表明，物種之間的遺傳隔離是可能發生的。

在考慮了污染、河口大小、濁度和關鍵鹽度假說等因素後，Wolff (1973) 和 Deaton 和 Greenberg (1986) 拒絕了這些因素對於解釋鹽水河口物種減少的滿意解釋。污染被拒絕作為一個解釋，因為在溫帶河口中，物種減少不論是在未受污染還是受污染的河口中都發生，儘管在污染情況下減少更為顯著（第 6 章）。河口大小被拒絕是一個原因，因為物種減少發生在既小的沿海河口，也發生在大的半咸水海域，如波羅的海。此外，較小的淡水體中的物種多樣性比附近較大的河口更高。河口水的渾濁度可能抑制具有脆弱鰓結構的海洋物種，但是鹽度下降在渾濁的河口以及沉積物負荷較低和非渾濁的半咸水海域中都會發生物種減少。Khlebovich 的關鍵鹽度假說認為，對於許多目的而言，鹽度大於 5 的河口和半咸水可以被視為保持恒定離子比的海水稀釋，但在鹽度低於 5 的情況下，河口水的許多化學特性發生變

化。因此，他認為河口水這些化學特性是造成觀察到的在鹽度 5 處分隔河口動物群中海洋和淡水成分的生態生理障礙的原因。然而，許多重要的河口動物都生活在鹽度跨越 5 的範圍內，物種減少從河口入口開始逐漸發生，主要的離子紊亂發生在非常低的鹽度，FSI 在 1 時，與鹽度 5 相比，物種多樣性增加。

如果上述原因被拒絕作為解釋半咸水和河口中物種減少的不滿意解釋，那麼還能提出什麼？剩下的主要假說是生理壓力。正如我們已經看到的，河口的鹽度條件對河口居民的生理過程提出了許多挑戰。與海洋或淡水的恒定鹽度相比，生活在一系列鹽度中而不是恒定鹽度的主要挑戰通過基因和行為上的多樣適應得到應對。似乎在許多生活在海洋中的動物中，很少具備這些滲透調節能力，而河口中物種減少可以被視為各個物種逐漸達到其生理極限的進程。

對於半鹹水域（如波羅的海）的生物研究顯示，隨著鹽度逐漸降低，物種多樣性也隨之減少，這與典型河口的情況類似。然而，物種減少的速率在半鹹水域通常比在河口中要小。這種減少速率的差異可以通過每個地區鹽度的穩定性來解釋。在波羅的海中，相對於河口中因潮汐和季節變化而變動的鹽度制度，更多的物種能夠在較低的穩定低鹽度下生存。因此，鹽度在河口內的波動增加了物種減少的速度，但由於減少發生在穩定和波動的情況下，不穩定性不能成為一個唯一的解釋。半鹹水域比河口中的低鹽度區域與高濁度和細沙環境緊密相關。而在半鹹水域，由於缺乏潮汐，水域較少濁度，並且可能存在更廣泛的棲息地，從岩岸到軟沉積物。

2.3 河口食物網

河口食物網依賴於陽光能的輸入和有機物質由河流和潮汐運輸到河口。在河口內，植物或初級生產者將這些輸入轉化為生物物質。隨著植物的生長，它們被草食動物或初級消費者所消耗，而這些草食動物又被肉食動物或次級消費者所消耗。為了瞭解物質在河口食物網中的傳遞，我們需要研究和量化食物網中每個成員的生活情況。

最簡單的量化方法是確定、計數和稱量河口特定部分的生物體。當然，確定生物體是第一步，通常可以在海濱指南的幫助下進行。估計生物體數量取決於選擇一個單位面積，通常是 1 平方米，並計算該區域內的動植物。對於小型生物體而言，在 1 平方米內計數所有物種通常是不切實際的，因此可以在較小的區域（例如 10 平方釐米）內計數，然後乘以適當的因數，得出 1 平方米內的結果。此類計數需要多次重複，並確定平均結果。如果動物被埋藏在沉積物中（這將是許多河口物種的情況），則必須將沉積物過濾通過適當的篩子以提取動物。對於雙殼類貝類，使用 1 毫米的篩子是適合的，但對於大多數其他河口動物，需要使用 0.25 或 0.5 毫米（250-500 微米）的篩子，以確保獲得真實的數量估計。

河口動物計數的典型結果如圖 2.6 所示，可以清晰看到一個數量金字塔，其中有很多小型動物，逐漸減少到較少的大型動物。然而，如果稱量這些動物，則可以看到相反的情況，如圖 2.7 所示，最小動物的總重量明顯小於較大動物的總重量，這

就是重量金字塔。生物體的重量稱為生物量。僅僅測量生物量，雖然在比較立即可用的站立庫存時可能很重要，但對於估計一個營養級（例如植物）可以提供給以其為食物的動物的食物量來說，這是不足夠的。為了瞭解這些營養或餌食關係，我們需要瞭解河口生態系統中各個成員有機物質的生產速率。生物體或群落的生產速率（或生產力）與生物體量（或庫存量）的關係是基本的。

Box 2.2 提供了生產力研究中使用的術語和單位的摘要。Box 2.3 提供了生物量的各種單位的推導，並將其轉換為能量單位。Box 2.4 提供了從一個單位轉換到另一個單位的近似轉換，表 2.4 中给出了一些示例。對於一個群體的生產，可以通過兩種方法之一來推導。一種方法是將研究對象群體的所有生長增量在一年內相加，另一種方法是忽略生長或者通過在一年內將生物量的變化與同一期間的食腐等死亡相加來推導生產。以河口雙殼貝類 *Scrobicularia plana* 的潮間帶群體的能量預算為例，可以說明河口無脊椎動物對能量的利用（表 2.5）。注意，被吸收的能量中有 79% 被用於呼吸，這是能量學研究的典型值，而 *Scrobicularia* 消耗的能量中只有 2% 被下一個營養級消耗。

生產與年均生物量之間的關係被稱為周轉率或 P:B 比率。比較各種溫帶底棲無脊椎動物表明，P:B 比率只在 2.5 到 5 之間變化，其中 2.5 是最常見的模式。該值表明，一年的生產量比平均生物量大 2.5 倍，並且強調生產是生態系統內能量轉移比生物量更重要的衡量標準。溫帶區域的河口動物的 P:B 比率可能在小於 1 到大於 5 之間變化。該比率的重要性在於它明確指示了一個群體的生態表現。例如，兩個群體可能具有相似的生物量，但 P:B 比率不同，因此具有較高比率的群體將產生更多的有機物質供掠食者利用，而具有較低比率的群體則較少。在比較同一站點的不同動物時，較小的動物的 P:B 比率會比較大的動物更高。

從生物量和群落的大小結構中可以得出估計的年生產量及其在大小組中的分佈（圖 2.8）。作為許多生產力研究的結果，過去 30 年來對 P:B 比率進行了廣泛研究。我們的理解從認識到體型和 P:B 之間的聯系開始，到了在熱帶情況下使用時兩者之間的關係存在差異的程度。

年度呼吸 (R) 和年度生產 (P) 之間也可以顯示類似的關係（表 2.7）。

河口生態系統中的生物可以根據營養級（或食物）水準來劃分，這是遵循營養動力學方法的生態學。生態系統可以正式定義為在任何時間和空間單元內活動的物理化學和生物過程組成的系統，因此包括生物群體及其無生物環境。在生物群體中，我們可以將生物歸入營養級，這些營養級是根據它們獲取能量的共同方法劃分的生物群體。第一個營養級是生產者，它們是通過光合作用獲取能量的植物。其次是初級消費者，它們是以植物材料為食的草食性動物。再次是次級消費者，它們是以初級消費者為食的肉食性動物。最終，我們到達三級消費者，它們以次級消費者為食。在這個營養序列的每個階段，能量被消耗，雖然其中一部分作為廢物排出，或者轉化為身體生長，但大部分能量則作為呼吸後以熱的形式散失。呼吸導致的能量損失在營養序列中的高級別越來越大，食物供應的利用效率也越高。由於食物鏈

中的能量損失，營養級很少超過五個。除了由於呼吸和掠食而引起的每個營養級的能量損失外，其他物質（如排泄物或死亡生物體）進入分解者營養級，其中微生物將這些物質分解，直到它們以熱的形式被消耗或作為碎屑被腐食者再利用，腐食者被視為初級消費者的成員。

這種模式是一個簡單的食物鏈，其中一個營養級直接與下一個營養級相連。然而，在實際檢視生態系統時，我們正在觀察一個食物網，一些消費者動物例如從不同的營養級中捕食獵物。在本書的後續章節中，我們將按照營養級的順序來考察河口生態系統，但讀者應該注意，將特定的生物歸入特定的營養級並不總是容易的。圖 2.9 試圖顯示典型北歐河口內一些關聯。這樣的食物網是根據對河口生態系統中各個成員的生物學和取食習性的理解而來的。對生態系統過程和控制能量流的因素進行研究是我們對河口生態系統的理解的基本構建模塊。最初，許多研究集中在單一物種上，測量它們的消耗、生長和能量的產生。隨著時間的推移，這些研究可以結合起來建立食物網或營養圖，最終我們可以測量河口的營養結構、循環和生態系統特性。

在本書中，我們將試圖解釋支撐特定生物的能量來源，以及該生物對其所屬河口生態系統功能的貢獻。在考慮如何一起運作的系統之前，我們將依次考慮每個營養級的生態學。

第3章 初級生產者

3.1 引言

河口生態系統中可能存在幾個植物生產來源。在潮間帶上通常有一些鹽沼植物生長。在大多數歐洲河口，鹽沼植物局限於潮間帶的最高部分，在這裡它們每天不被潮水淹沒，但在許多美洲河口，鹽沼植物可能佔據了大部分潮間區域，並在每次潮水中完全浸沒。在潮間帶的其他地區，通常可以找到海草（*Zostera*）或藻類的代表。一些藻類附著在岩石表面，例如典型的海藻，如裙帶菜屬物種。此外，直接生長在泥灘表面的可能還有絲狀藻類（*Enteromorpha* 屬物種）或單細胞微型底生藻類（也稱為表底生藻類）。水體內還有漂浮的浮游植物，例如矽藻或甲藻。

所有這些不同植物的生產當然取決於陽光和溫度，並且還可能受到養分（尤其是氮和磷）的可用性的限制。這些養分通常在河口水域中豐富，從海洋、河流或鄰近河口的陸地上被帶到那裡。在河口內，這些養分被植物利用，並在植物死亡後通過分解過程循環再次被植物利用。與開放海域或沿岸水域相比，河口中的初級生產量較高，主要是由於河口中的高養分水準（表 3.1）。

在考慮初級生產者作為河口生態系統初級消費者的食物來源時，有必要考慮到腐植質的重要性。腐植質被定義為“各種處於微生物分解不同階段的生物質，代表了消費物種的潛在能量來源。”其中大部分生物質是植物碎片。嚴格來說，生活在並分解植物碎片上的細菌和其他微生物生物屬於第二營養級，依賴於第一營養級植物。然而，藻類浮游生物、底生微藻、植物碎屑及其分解者之間的關係非常緊密，因此一般稱為顆粒有機物質（POM）的初級消費者動物食物，而不考慮其確切來源。

因此，在本章中，我們將研究鹽沼和藻類（底生或浮游）的初級生產，以及養分可用性對生產力的限制。同時，我們還將研究植物物質在分解過程中的命運，以及它如何變得更容易被消費者動物利用。初級生產一詞通常被視為自營生物將無機碳和養分合成有機物的過程。因此，初級生產是一個速率。儘管這個定義還包括化能自營生物的生產，但通常不進行測量，因為大多數對浮游植物（和其他水生植物）的初級生產測量是使用 ^{14}C 方法進行的，使用這種方法，通常會從光瓶值中減去暗瓶值以獲得真正的光合作用速率。生態學界通常使用“總初級生產”一詞來表示由於光合作用的 CO_2 還原而產生的有機碳生產。然後，淨初級生產被定義為總初級生產減去自營呼吸。然而，在文獻中可能存在混淆這些術語的情況，這主要是由於使用的技術各不相同，讀者可參考 Underwood 和 Kromkamp（1999）以獲得更全面的定義和在河口中測量初級生產的技術細節。

河口是異營系統，消耗超過生產，整體有機負荷控制著初級和次級生產（Heip 等，1995 年）。就負荷而言，河口接收大量的外源輸入，即在系統外產生的有機物質，並運輸到河口中以供異營消費。外源輸入主要有三個來源，即海洋的潮汐輸入、河流來源以及污水和廢物處理。潮汐輸入的多少取決於潮汐的大小，並且可以

直接與每次潮汐交換的水量相關聯，但這些必須與對應的退潮過程中的物質輸出相平衡。這種平衡決定了潮汐運動是否作為物質的淨輸入（洪水主導）或輸出（退潮主導）。

對潮汐流動的主導方向以及物質的運輸感興趣的概念導致了 Odum（1968 年）提出的“輸出假說”。該假說認為，沼澤-河口生態系統產生的有機物質超過了系統內可以利用或儲存的量，多餘的物質被輸出到近海水域，支援近海的生產力。自該假說提出以來，進行了幾項有關物質運輸的調查研究。通常發現，在歐洲的系統中，通常存在著顆粒物質的淨輸入，而在北美河口，通常觀察到物質的輸出（表 3.2）。

2.3 鹽沼

美國東南海岸的河口以大片的鹽沼草（*Spartina*）為主，尤其是倒吊城茅（*Spartina alterniflora*），可以佔據潮間帶區域的 90%。這些鹽沼長期以來一直被認為是世界上最富有生產力的生態系統之一。最大產量（每年可達 3300 克幹重/平方米的地上物質）出現在美國南部各州，向北逐漸減少。整體較高的生產水準歸因於充足的溶解養分供應，加上長的生長季節和 *Spartina* 植物所展現的雜交優勢。儘管鹽沼的淨生產通常較高，但即使在同一緯度上，報告的水準也相當變化。這種變異性的一個主要因素是潮差，隨著潮差的增加，淨生產量也增加，這顯然是由於氮營養的可利用性增加。儘管以 *Spartina* 為主的鹽沼河口確實通過其極高的生產力和隨後的腐植質輸出來支援沿岸生態系統，但許多研究結果和結論因所選研究地點的不同而各異。在應用一個河口的結果到另一個河口時，必須謹慎，因為它們可能具有不同的水流模式和地形。

河口鹽沼是高產生態系統，總初級生產率從每年 100 到 1000 克 C/平方米不等。儘管沼澤具有如此高的潛在碳輸入，但河口鹽沼作為沉積有機顆粒物質源供給河口本身的作用是變化的。大多數固定的碳被耗氧呼吸消耗，只有一小部分淨生態系統生產量積累在沼澤生態系統中，或可用於輸出到鄰近水域。美國大西洋和墨西哥灣河口鹽沼的能量輸出（或輸入）的估算（表 3.3）顯示，大多數沼澤將大量的碳輸出到鄰近水域。美國鹽沼的有機碳輸出歸因於下潮區域的 *S. alterniflora* 的存在。歐洲大西洋鹽沼通常局限於潮間帶的最高部分，沒有跡象表明歐洲鹽沼輸出大量的顆粒有機碳。

Teal 對喬治亞州鹽沼生態系統的能量流進行的經典研究是第一個呈現任何生態系統完整能量流的研究之一，他表明，所研究的鹽沼每年接收到 60 萬千卡/平方米的陽光，其中 8295 千卡/平方米成為鹽沼的淨初級生產。這種淨初級生產的 20% 是由於底棲藻類，80% 的淨初級生產是由 *Spartina* 草貢獻的。藻類直接被消費者動物利用，但大部分 *Spartina* 成為腐植質，並受到細菌的分解，其中大部分 *Spartina* 生產被細菌呼吸消耗（圖 3.1）。一小部分 *Spartina* 生產也被草食性昆蟲直接吸收。

氮是沿海生態系統生產力的關鍵養分，鹽沼如果接收到增加的氮量，其初級生產率將增加。在美國大西洋沿岸 *Spartina* 為主的鹽沼的氮平衡得到了詳細研究，在該

研究中，已經顯示增加的氮供應不僅增加了植物的生產力，而且還導致依賴鹽沼的腐殖質攝食無脊椎動物生物量的增加（表 3.4）。在為期 2 年的觀測期間，測量了來自小型地下泉、降雨、潮汐交換以及其中的銨、硝酸鹽、亞硝酸鹽、溶解有機氮和顆粒態氮的含量，以及由自由生活細菌、與鹽沼植物根部相關的細菌和藻類固定的氮量。還測量了由於沉積、反硝化和貝類收穫而從系統中喪失的氮的量。最後，考慮了鳥類糞便的氮輸入。表 3.4 中顯示了測量的氮輸入與輸出之間的令人驚訝的一致性。11% 的差異很小，考慮到在計算中可能存在的許多誤差來源，總體而言，該生態系統保持平衡。河潮的物理因素，尤其是地下水流補充，控制著大部分的氮迴圈。然而，鹽沼內確實發生了相當大的變化。例如，進入鹽沼的硝酸鹽中有 64% 被截留，並最終以顆粒態銨和氮的形式離開鹽沼。相當於鹽沼淨年地上部分生產的約 40% 的顆粒有機物質從該鹽沼輸出，為腐殖質食物提供了豐富的食物供應。這個高生產力的鹽沼實現了一個平衡穩定狀態，主要作為顆粒有機物質的來源，以及氮的轉化和迴圈的手段，支援河口生態系統。

相對較少的 *Spartina* 直接被動物消費，大部分淨初級生產以草的碎片的形式進入河口生態系統。這些碎片成為腐殖質的基礎，細菌逐漸分解它們。通過將腐殖質困留在鹽沼的潮汐河道中，發現定期的風暴負責從鹽沼輸出大量的腐殖質。在一次風暴中，從一個 0.36 平方千米的鹽沼中，在 5 小時內輸出了超過 2000 千克的腐殖質。並非所有的美國河口都接收到這麼大量的 *Spartina* 腐殖質。在帕塔克森特河口鹽沼中，不到 1% 的 *Spartina* 生產作為腐殖質到達河口。這與其他河口報告的 20-45% 相比截然不同，這歸因於其他地區更大程度的潮水淹沒。*S. alterniflora* 的葉片中還釋放出溶解有機碳（DOC）到河口水體中，而河口水體會週期性淹沒鹽沼。據估計，*Spartina* 釋放的 DOC 為每公頃 61 千克碳/年。儘管這只占總生產的幾個百分點，但 DOC 可以被水體中的微生物群落輕鬆代謝，從而為消費者動物提供可利用的有機碳源。

在英國和其他北歐河口，鹽沼通常僅出現在最低的弱潮高潮點以上的區域。在這個區域，它們不會每天被潮水覆蓋，而是週期性地被春潮淹沒。因此，鹽沼出現在高潮間區域，生長在那裡的植物必須能夠耐受偶爾被含鹽的河口水淹沒。鹽沼顯示出明顯的分帶或演替序列，從低到高的海拔順序。最典型的週邊或海岸端鹽沼植物是海城草（*Salicornia*）。典型的序列是 *Glyceria maritima*，*Suaeda maritima* 或 *Aster tripolium*，上面是 *Limonium vulgare*（海薰衣草），然後是 *Armeria maritima*（海藍鳶尾花），接著是 *Atriplex* 屬物種，以及 *Festuca rubra* 和 *Juncus maritimus* 位於鹽沼的頂部。

鹽沼棲息地被公認為河口生態系統的關鍵組成部分，並且通常在立法下受到特殊保護。例如，歐洲北海沿岸有 643 平方千米的鹽沼，其中一半以上（55%）位於瓦登海岸，而 26% 位於英國東海岸，7% 位於荷蘭三角洲地區。鹽沼的生態系統作用通常被視為動物（如幼年蝦或魚類）的棲息地，並且作為鳥類的棲息和繁殖地。例如，大約有 2 萬對紅腳鵞（*Tringa totanus*）在鹽沼上繁殖，占英國繁殖總數的 60

%。由於它們對主要河口系統的功能和對大量冬季候鳥的重要性，鹽沼被視為具有重要生態價值的棲息地。

除了在河口生態系統中的生態角色外，鹽沼還提供了其他一些重要的生態系統服務。它們在防止風暴潮和波浪侵蝕方面起到了保護沿岸地區的作用。鹽沼的根系可以穩定沉積物，減少波浪的能量，並防止海岸線的侵蝕。此外，鹽沼還能夠過濾水體中的污染物質，淨化水質，並作為沉積物的陷積區域，有助於沉積物的沉積和固定。這些生態系統服務對於維護河口生態系統的健康和功能至關重要。

總之，鹽沼作為河口生態系統的重要組成部分，在初級生產和能量流動方面發揮著重要的角色。它們具有高生產力和腐植質輸出，支援著豐富的河口生物多樣性。理解和保護鹽沼生態系統對於維持河口生態系統的健康和功能至關重要，並提供了許多重要的生態系統服務。

3.3 紅樹林

世界上許多重要的河口位於熱帶地區。亞馬遜、奧裡諾科、剛果、贊比西、尼日爾、恒河和湄公河都是非常大的河流，並接收來自廣闊集水區的水流。熱帶河口環境的規模從面積為 1-2 平方千米的小型季節性流域到世界上最大河流的河口都有。它們還包括東南亞、南美洲和非洲某些地區的沿岸湖泊和沿岸低鹽度河口水域。在所有這些熱帶和亞熱帶河口，紅樹林樹木佔據著與溫帶河口的鹽沼類似的棲息地，用茂密的植被包圍著河口的岸邊，並形成優勢的潮間帶植被。

紅樹林一般與兩個半球的 20 攝氏度等溫線相匹配，這表明水溫是最重要的影響因素。研究表明，紅樹林的存在與水溫最高的月份超過 24 攝氏度的地區相關；同時，它們的北限和南限與最冷月份空氣溫度 16 攝氏度的等溫線相對應。在東部大陸邊緣的緯度範圍比西部邊緣更大，這是由於溫暖或寒冷的洋流的存在。熱帶河口在 Cancer 和 Capricorn 的熱帶邊界之外過渡為亞熱帶系統，在那裡，冬季水溫最低約為 12 攝氏度，標誌著它們的南北限。儘管美國南部和東南部的許多河口被描述為“熱帶”或“亞熱帶”，但在全球範圍內，除了南佛羅裡達州的紅樹林沿岸系統可能例外外，實際上並非如此。許多美國墨西哥灣河口的冬季水溫降至攝氏 5 度。

與鹽沼一樣，紅樹林對河口生態系統的主要貢獻是通過豐富的植物殘骸供應，這些殘骸可以直接或以不同程度的降解形式被許多動物利用（圖 3.2）。

3.4 潮間帶植物和大型藻類

海草是真正的開花植物，幾種海草物種生長在河口，包括熱帶和溫帶地區的海草屬（Thalassia）、長葉海草屬（Posidonia）和蝦夷海草屬（Cymodocea），以及溫帶地區的紫菜屬（Zostera）、魚炭草屬（Ruppia）、眼子菜屬（Potamogeton）和溝草屬（Zannichellia）。與其他河口生物一樣，海草物種多樣性在河口的海岸和淡水端最高，在河口中心部分較低。水蔥草或海蘭草（Zostera spp.）是許多溫帶河口潮間

帶上最常見的海草，在沙質和泥質基質上生長，並在亞潮下達到 1 米的深度（圖 3.3）。其年淨生產量約為最大生物量的兩倍，範圍為 58 至 330 克碳/平方米/年，異常情況下可達 1500 克碳/平方米/年。

在溫暖水域（如佛羅裡達或波多黎各），長葉海草屬（*Thalassia*）成為主要的海草物種，幹重生物量為 20-8100 克/平方米，生產力為 100-825 克碳/平方米/年。這些高生產力的海草通常還會有 20-30% 的附生植物，即附著在長葉海草上的較小植物。對於其他植物一樣，能量可能被動物利用，但並不是通過吃海草，而是通過殘骸途徑。水生血球蟲門原生動物（Ciliate Protozoa）以其快速的周轉時間（2 天），在鹹淡水交界處可能經常是淺水區域的主要海草食物消費者，相比之下，較重但生長速度較慢的橈腳類浮游動物（copepods）更少。

宏藻類（大型藻類）的生產力在海洋岩石岸上可能很高。然而，在河口，宏藻類的種群往往只覆蓋了總面積的一小部分，局限在岩石露出、碼頭和橋墩等地。例如，菜蓴藻（*Fucus ceranoides*）限於河口，而其他藤藻屬（*Fucus*）物種則往往只分佈在完全海洋的海岸上。在比較河口中的菜蓴藻（*F. ceranoides*）和海藻（*F. vesiculosus*）時發現，物種的分佈受鹽度限制，低鹽度對於 *F. vesiculosus* 不利，高鹽度對於 *F. ceranoides* 不利。佛羅裡達河口的海藻屬物種對溫度、光照和鹽度範圍很寬容，甚至在潮漲潮落的過程中仍能進行光合作用。

接受來自內陸地區高營養物質（特別是氮）輸入的河口泥灘可能會長滿大量綠藻（主要是繁殖鰓藻），這些綠藻在夏季季節會形成藻墊，並在秋季減少。在生長季結束時，腐爛的藻類上會出現大量異養細菌和反硝化細菌群落。繁殖鰓藻可以是從流入河口的水體中積累氮的主要途徑，隨著藻類墊的腐爛，氮會被釋放到生態系統的其他部分。這些藻墊可能會覆蓋在泥灘上生活的動物，並在腐爛過程中利用大部分可用氧氣，對動物造成不利影響。

宏藻類在其分佈區域內的初級生產力可以很高（見表 3.5），並且在整個河口範圍內可以貢獻高達總初級生產力的 27%。最高的生物量和生產力值似乎出現在水動力能量相對較低的瀉湖和潮汐水道中。在開放的河流主導的河口，尤其是在漏斗狀河口，生物量似乎較低，儘管無論在潮間帶的哪個硬質基質上，都可以找到局部高密度的巨集藻類。

3.5 微型浮游植物

大量的矽藻和其他微型藻類，即微型浮游植物或外生底棲藻類，生活在泥灘的上 1 釐米深度，儘管由於白天垂直遷移，活性矽藻可以在 18 釐米深的沉積物中發現。微藻最豐富的群落通常存在於潮間帶區域最低的地方，往往形成明顯的“矽藻生物膜”。

與浮游植物通常在數量和生物量上具有明顯的季節性波動不同，一些研究人員發現，底棲微藻沒有季節性波動，這是由於沉積物內部細菌的持續營養迴圈。在荷蘭

的瓦登海（Wadden Sea）和其他地方，微型底棲藻類的生產表現出明顯的季節性，與溫度變化密切相關。微型底棲藻類在泥灘河口生態系統中發揮著重要的作用，淨生產量的值為 30-300 克碳/平方米/年（表 3.6）。例如，在 Lynher 河口，底棲藻類的年淨生產量為 143 克碳/平方米/年，幾乎是水柱中的 81.7 克碳/平方米/年的兩倍。許多底棲藻類似乎被泥灘表面的細菌群落利用，這些細菌與藻類一起被動物消費。底棲微藻在形成和維持潮間帶河口沉積物表面的含氧區域方面起著重要的作用。除了潮汐的物理作用外，微藻通過光合作用過程可能是潮間帶河口沉積物表面氧氣的主要來源。

關於控制泥質灘上微型底棲藻類生物量的因素仍然存在許多問題。一些建議包括懸浮物、營養物質、覓食、暴露和乾燥等因素（Underwood and Kromkamp 1999）。事實上，儘管關於微型底棲藻類對總河口生產力貢獻的估計很少，但有關微型底棲藻類在這些系統中的重要性的陳述很常見。目前很少有證據表明在有黏結性沉積物的區域，底棲微藻受限於營養物質，儘管已經提出底棲微藻光合作用受二氧化碳限制。底棲微藻生物膜在沉積物和上覆水之間的營養物質交換中可能起著重要的作用（或屏障），從而控制沉積物中的細菌過程。微型底棲藻的初級生產力與潮長高度正相關。潮間帶平臺越高，出水時間越長，即光照時間越長。波浪的暴露程度（水動力能量）會降低底棲藻類的生產力，因此葉綠素生物量和微型底棲藻的初級生產力似乎與沉積物的黏土含量呈正相關。也就是說，細顆粒沉積物表示有利於底棲藻類生長的平靜波浪條件。

3.6 浮游植物

浮游植物是河口生態系統的一部分，但其在河口中的作用不像海洋生態系統或淡水湖泊中的浮游植物那樣占主導地位。儘管河口營養物質豐富，但其他因素可能限制河口浮游植物的生產。

在北卡羅來納州博福特附近的一個 400 平方千米的河口系統中，測量了浮游植物的光合作用和呼吸。淨生產量為 52.5 克碳/平方米/年。儘管浮游植物的日生產率可能非常高，但年產率相對較低，這可能是由於淺度和渾濁度兩個因素。所研究的河口淺深的特點是大多數河口的典型特徵，意味著水的平均深度為 1.18 米，比最適宜生產最大淨光合作用的深度低了 1.7 米。河口水域的渾濁度受到懸浮沉積物和懸浮顆粒有機物的限制，這也會限制浮游植物的生產。在美國的下哈德遜河口，儘管全年溶解無機營養物的濃度很高，但並不會發生大規模的浮游植物大爆發。這可能是由於河口的沖淡速率，使得浮游植物群體在其生長速率允許發展浮游植物大爆發之前就被帶到海洋中。

研究不同河口的研究人員對河口浮游植物的作用得出了截然不同的結論，有些人認為浮游植物的初級生產力微不足道，而其他研究人員認為浮游植物的生產對河口生態系統至關重要，占總生態系統初級生產力的約 85%。儘管營養物質似乎可用于大量浮游植物的生產，但由於三個因素，最大產量似乎很少實現。首先，渾濁度可以限制

光線的穿透，其次，許多河口的淺度意味著可能不會形成大規模的浮游植物大爆發，第三，浮游植物的生長速率可能小於河口的沖淡速率。表 3.7 總結了全球幾個河口的浮游植物初級生產力的測量結果。河口浮游植物的生產力可能低於沿岸浮游植物的生產力，遠低於鹽沼生產力，但與植物殘骸在降解前相比，浮游植物對許多動物來說是更豐富的食物來源。肉眼不可見的單細胞動物纖毛蟲門原生動物（Ciliate Protozoa）可能是鹹淡水交界處浮游生態中浮游植物的主要消費者，消耗的量超過了較重但生長速度較慢的橈腳類浮游動物（copepods）。

影響浮游植物光合作用的速率（營養物或光照限制、滲透脅迫）的因素與影響生物量的因素（覓食、沖刷、懸浮、沉積）有很大的相互作用。河口中的浮游植物可能會經歷營養物質和光照限制類型的快速變化，以及不同的物理環境（混合、鹽度），這些變化可能會影響物種組成。初級生產力的年際變異很大程度上可以通過流域條件和土地利用的變化來解釋，因為流域和降雨確定了陸地向河口輸入的營養物質和沉積物。這些輸入可以在系統營養物質有限時或光照條件改善時刺激初級生產力的增加，也可以通過減少光的可用性或沖刷群體來減少初級生產力。有大量證據表明，由於土地利用增加和相關營養物質負荷，許多河口經歷了富營養化。在某些情況下，富營養化可能會導致浮游植物的有害藻類大爆發。即使在這種情況下，總初級生產力也可能不會顯著增加，因為有害藻類通常佔據了浮游植物群落的一小部分。

總之，河口生態系統中的植物群落非常豐富多樣，包括鹽沼植物、紅樹林、潮間帶植物、大型藻類和浮游植物。這些植物在河口的物質迴圈、能量流動和生態系統功能中起著重要的作用。它們提供了棲息地、食物和保護，支援著豐富的生物多樣性和生態系統的健康。理解河口植物的生態學特徵和對環境變化的回應對於河口生態系統的管理和保護至關重要。

根據文中所述，河口的初級生產力通常在河口口徑向增加，這表明光線透明度的增加可以彌補營養物質減少的影響。這一事實表明，初級生產力不僅僅取決於營養物質的輸入和可用性。表 3.8 列出了幾個河口不同區域的年生產量的最新資料，表 3.9 顯示了浮游植物生物量。這些表顯示了河口外部年產量增加的趨勢，但最大的生物量可能出現在內部區域。光線和營養物的可用性主要影響浮游植物的生長。淡水輸入可能會產生負面影響，如滲透脅迫、沖走種群和增加渾濁度，但也可能有積極作用，如提供主要的營養物質來源和形成分層的水柱，從而改善光照條件，引發浮游植物大爆發。鑒於這些相互作用的力量，單一環境變數對河口浮游植物初級生產力的預測能力較差。根據 Heip 等人（1995 年）的研究，河口浮游植物的初級生產力主要受到三個變數的控制：浮游植物生物量（即葉綠素濃度）、入射輻照度和渾濁度。營養物濃度、捕食、輸送、沉積、溫度和日長似乎並不重要。其他研究人員則警告不要過分強調渾濁度的作用，低估營養物質的影響，並建議雖然在大潮區或河流主導區域，渾濁度可能控制著生產力，但幾乎所有的河口都會在靠近海洋邊界的地方經歷某種程度的營養物質限制。

3.7 枯萎物

枯萎物被定義為各種不同階段微生物分解的生物物質。其中很大一部分生物物質可能是植物的碎片，比如互花米草(Spartina)。在沒有大型鹽沼的河口中，枯萎物的主要來源是來自海洋、河流或河口自身的植物和動物的死亡碎片，以及河口動物的糞便和其他殘餘物。在本章前面描述的各種初級生產形式中，大部分河口的初級生產並沒有直接被草食動物消耗，而是在被枯萎物動物消耗之前轉化為枯萎物。

在河口能量預算的背景下，枯萎物被稱為異源顆粒有機碳的來源，以區別於自源物質，即通過光合作用由初級生產者產生的物質。異源物質可以分為(a)來自河流的，(b)來自海洋的，(c)來自大氣的和(d)來自侵蝕的輸入，以及(e)直接的家庭和工業輸入。各種來源的相對重要性取決於河流排放、潮汐振幅、河口形態、土地利用和人口以及地區的地質等因素。不同河口的比例肯定會有所不同。在異源有機物的背景下，不僅要識別有機物的來源和數量，還要考慮其"品質"。容易降解的異源有機物指的是可以容易降解和供消費者利用的物質，而難降解的物質則更加堅固和難以降解，因此可能無法供消費者利用。

互花米草和其他植物的枯萎物對於消費互花米草和其他植物的枯萎物對於消費者動物來說相對難以消化，因此大部分有機物通量到枯萎物動物中必須涉及將顆粒枯萎物轉化為可溶性化合物，然後被微生物吸收，隨後再被枯萎物動物消耗。隨著微生物群落的優養化，互花米草的營養價值會增加。在圖 3.5 中可以看到，活體互花米草的蛋白質含量為 10%。進入水中的枯萎葉片大約含有 6%的蛋白質，但隨著植物碎片變小，蛋白質含量增加到 24%。因此，富含蛋白質的枯萎物對動物來說可能比形成顆粒物質的草組織更好作為食物來源。對熱帶河口鹽沼植物紅樹林葉子的研究結果也類似，樹上的葉片含有 6.1%的蛋白質，在掉葉後為 3.1%，經過 12 個月在河口水體中降解後蛋白質含量為 22%。海洋和河口植物的主要分解者是細菌，如圖 3.6 所示。細菌通過分解枯萎物，將其轉化為可供其他生物利用的溶解有機物。枯萎物動物可以利用這些溶解有機物作為食物來源。

總之，河口的初級生產力受到光線、養分和渾濁度等多個因素的影響。河口的初級生產力通常在河口外部增加，但最大的生物量可能出現在河口內部。枯萎物是河口生態系統中的重要組成部分，它由各種來源的有機物組成，並通過微生物的分解轉化為可供消費者利用的溶解有機物。對於消費者動物來說，富含蛋白質的枯萎物可能比形成顆粒物質的植物組織更好的食物來源。

海塘生態系統中的殘骸，由植物初級生產的腐爛遺體和微生物組成，對於穩定河口生態系統起著重要作用，它平衡了季節性的初級生產變化，確保全年食物供應，並確保溶解營養物質的重新吸收。在河口的植物物質分解過程中，微生物的作用可以與陸地草食動物腸道中的微生物的作用相比擬。在這兩種情況下，生活在懸浮有機物或溶解有機物上的細菌使得初級生產更容易被動物消耗。

當底棲動物消耗殘骸時，它們似乎會吃掉細菌和其他微生物，但會排斥植物組織。在這個過程中，它們可能會將植物材料撕碎成更小的碎片，從而為微生物提供更大的表面積，加速腐爛過程。消耗整個沉積物的動物的活動導致有機和無機顆粒在沉積物中不斷混合，這一過程被稱為生物攪拌。這將有助於將殘骸物質分佈到沉積物的表層，從而使沉積物表面的物質有機優養化到數釐米的深度。根據估算，河口沉積物中的細菌生物量可能與沉積物中的動物生物量同一量級。除了即時的表層層，河口沉積物往往是厭氧的，因為細菌和其他微生物消耗了所有可利用的氧氣。因此，大部分殘骸物質會進行厭氧代謝，產生硫化氫、甲烷或氨，以及可被生活在表面的好氧微生物利用的溶解有機碳化合物。這些好氧微生物也可能被殘骸動物消耗。

不應該假設所有殘骸對於殘骸動物來說都是相同的。對於多毛類動物 *Capitella capitata* 對殘骸利用的研究表明，來自鹽沼和海草植物的殘骸（其中含有高比例的無法利用的能量）被作為微生物分解的產物和蛋白質優養化物質消耗，而來自海藻的殘骸可能直接被消耗。

從水柱中攝食懸浮有機物（POM）的初級消費者對於其是浮游植物、懸浮殘骸還是微生物組織並不關心。一項研究試圖區分這些成分，並得出結論，灣扇貝 *Argopecten irradians* 攝食了 20% 的浮游植物和 80% 的殘骸和細菌，強調了河口生態系統中殘骸更豐富的可用性，即使灣扇貝單獨以浮游植物為食的生長速率會更高。這些懸浮攝食的雙殼綱貝類的活動可能非常重要。例如，在南舊金山灣，懸浮攝食的雙殼綱貝類每天過濾的水量相當於該區域的總體積，這種覓食行為可能是控制浮游植物生物量的主要機制。在美國的切薩皮克灣，殘骸在水柱中的平均比例為 77%，而浮游植物為 23%。水中的殘骸顆粒數量顯示出很少的季節性變化，而該地區的浮游植物則呈現顯著的季節性變化。

對於進入河口的有機物質的全球估計表明，主要來源是濕地（鹽沼地）、浮游植物和潮間帶藻類的初級生產，以及河流帶入河口的有機物質。還需要加上人類排放的污水、石油產品、食品產品和木漿，以及從海洋進入河口的有機物質。這些有機物質被世界各地的河口微生物利用，成為殘骸。

除了形成河口沉積物的 POM 外，還可能存在大量的溶解有機物。這些溶解有機物主要來自植物分泌、動物排泄物和分解產物。動物對於溶解有機物的吸收能力普遍存在，但儘管如此，河口動物很可能大部分食物來自 POM。溶解有機物主要由細菌代謝，一些估計顯示，利用溶解的氨基酸進行細菌生產的量可以相當於藻類的 10%。這些細菌消耗溶解有機物後，自身成為河口中的顆粒物質。

隨著有機物質的分解，會釋放出二氧化碳、磷、氮和其他營養物質。這種營養物質的循環被稱為礦化，是自營生物新的有機物產生的先決條件。

3.8 河口中植物和微生物生產的總結

可以將河口的各個生產組成部分結合起來，試圖理解特定的河口，並嘗試解釋河口的高生產力。

表 3.10 總結了 12 個河口的初級生產數據，其中測量了各種組成部分，並讓我們檢視各種生產者的相對貢獻。首先必須強調的是，總生產量的變化很大，總生產量範圍從 63.6 到 1600

gC/m²年，所給出的例子來自各個緯度的不同條件，從紅樹林和織席草主導的河口，到裸露泥灘主導的河口。浮游植物的生產貢獻了 2.2% 至 43.3%，而附生植物的貢獻在研究中少於 8.5%，宏藻（主要是褐藻）也貢獻很少，除了 Flax Pond，那裡它們提供了淨生產的 20.5%。在裸露泥灘的河口中，外生藻類的貢獻超過 30% 的生產量，但在被織席草主導的河口則要少得多。當織席草存在時，它提供了高達 84% 的總初級生產。根據這些研究，必須得出結論，每個河口生態系統都有自己的特點，具有獨特的初級生產者組合。就初級消費者而言，如果大部分能量以殘骸的形式消耗，則主要生產者的組合可能並不重要，對於初級消費者的成功來說，殘骸的供應可能是最重要的特徵。在德國-荷蘭邊界的 Dollard 河口進行了對有機物輸入的所有來源的量化研究。Dollard 河口的 80% 由潮汐沙泥灘組成。

Dollard 河口的有機碳總輸入和輸出量顯示在表 3.11 中。這次對碳平衡的初步嘗試明顯顯示了測量的輸入和輸出之間的巨大差異，這主要是由於未量化的溶解碳排放。然而，這項研究還是揭示了幾個有價值的觀點。首先，碳的主要來源（75%）在河口之外，包括河流、海洋和工業廠（馬鈴薯粉廠）的排放。其次，由於水的濁度，浮游植物的初級生產只占生物附生藻類（如矽藻和藍藻）初級生產的 7.5%。此外，10 _ 106 kgC/年的總初級生產遠遠低於水和沉積物中被消耗或利用的碳（25.4 _ 106 kgC/年）。Dollard 河口的研究清楚地表明，河口內的初級生產無法維護居住在泥灘上的大量殘骸食物者，殘骸食物者必須依賴來自河口外的有機碎屑的進口。主要生產的確發生在河口泥面上的大量微生物附生藻類，以及細菌將有機碎屑轉化為更易消化的物質。這種河口生態系統的高生產力是因為它受到從其他生態系統轉移能量的補貼。

在荷蘭的 Grevelingen 河口，在實施 Delta Barrage 計劃之前進行了密集研究，該計劃在第 6 章中有描述。該河口面積為 140 平方公里，其中 81 平方公里全年覆蓋，55 平方公里為潮間帶的沙灘和泥灘，4 平方公里為鹽沼。在將其攔截之前的一段時間內的詳細食物預算顯示在表 3.12 中。主要生產的水準由浮游植物的生產主導，並得到附生微藻的補充。這與 Dollard 河口的情況相反，這是由於 Grevelingen 水域較清澈，加上潮間帶面積較小的比例。然而，河口內所有來源對碳預算的總貢獻仍然不及每個潮汐從相鄰的北海帶入的物質。

表 3.13 顯示的路易斯安那州巴拉塔利亞灣的碳預算揭示，與之前的歐洲例子不同，它是一個淨能量輸出者而不是淨能量進口者。雖然河口內的浮游植物和附生藻類的初級生產很重要，但能量的最大來源是來自以織席草為主的鹽沼地的殘骸供應。

從上述能量預算的考慮，可以清楚地看出兩種不同類型的河口，儘管肯定存在一個兩者之間的類型光譜，兩個極端的例子是最明顯的。在一個極端是“歐洲型”河口，例如 Dollard 河口，它以相對裸露的潮間帶泥灘（圖 3.7）為主導，另一個極端是“美洲型”河口，它以大片的織席草（圖 3.8）為主導。

在“歐洲型”河口，河口內的主要生產主要由大量生活在泥灘表面上的微小底棲藻類執行，並得到水柱中的浮游植物的支持。浮游植物的初級生產的程度取決於水的混濁程度。然而，在這些河口，主要生產者營養層內的大部分能量來自河口範圍之外的有機物，通常是從海洋攜帶進河口，但也包括從河流水或污水排放中攜帶進河口。因此，河口是能量的淨接收者，支撐大量消費者動物的高生產力是由河口作為營養物和 POM 的捕捉器的位置所導致的。

在“美洲型”河口中，底棲藻類和浮游植物的初級生產對整個生態系統的生產力很重要，但支配因素是河口中更大比例的由織席草組成的區域。織席草只被動物少量直接食用，而它們依賴於織席草碎片作為大量細菌的基質，形成殘骸，然後被動物攝食。儘管河口內有高消耗率，但仍有多餘的物質殘留，從河口排出以肥養相鄰的海洋。

對於所有類型的河口，以及兩者之間的中間型河口，我們可以得出結論，河口的高生產水準是由充足的營養物供應支撐的，這些營養物支持著底棲藻類、浮游植物和鹽沼的初級生產。這種生產在河口內經歷微生物分解，產生豐富的食物供應，供給消費者動物食用。

在所有河口，營養物質和濁度的梯度變化很大，生態系統研究通常強調河口混濁對浮游生物系統的光限制，並且底棲初級生產因此相對重要。然而，河口是大量營養物質的淨輸出者。河口也是大量碳（主要為殘骸）的淨進口者。因此，河口生態系統中的能量轉移在河口生態系統中，主要生產者如底棲藻類、浮游植物和織席草等進行初級生產，吸收附近水域中的陽光和營養物質進行光合作用。這些初級生產者為整個生態系統提供了能量和有機物質。

其次，這些生產者的能量和有機物質被消費者動物利用。消費者動物可以包括浮游動物、底棲動物和魚類等。它們以不同的方式獲取能量，有些是以懸浮有機物為食，有些是以底棲植物和附著藻類為食，還有些是以其他動物為食。

在河口生態系統中，還存在著分解者，主要是細菌和真菌。它們分解殘骸和有機物質，將其轉化為無機物質和溶解有機物。這些分解者的活動促進了有機物質的循環和養分的釋放。

除了生產者、消費者和分解者之外，還有其他生物如浮游動物和底棲動物之間的相互作用。這些相互作用可以包括食物鏈和食物網的形成，以及捕食和競爭等關係。

總體而言，河口生態系統中的能量流動是循環的，有機物質通過初級生產者進入系統，然後通過消費者和分解者進行轉化和循環。這種能量轉移和物質循環的過程維持了河口生態系統的穩定性和生產力。

第4章 初級消費者：食(藻)草動物

4.1 引言

河口對食物網中的初級消費者層級來說是一個豐富的食物來源。主要食物來源是大量的碎屑，這些碎屑在河口的水柱和底部都很豐富。這種食物供應通過潮汐和河流流入來源的補充，以及在河口中央範圍的細顆粒物質和碎屑的沉積，提供了一個幾乎整年都可用的食物庫。而在溫帶海域和淡水湖泊中，食物鏈主要受到春季的短暫初級生產爆發的影響，而河口則以整年都有可用的食物來源為特點。然而，由於春夏季節的增溫加速了生物生產，所以春季和夏季的食物來源更豐富。

大多數的初級消費者動物都分佈在河口的底部，形成了一個豐富的底棲群落。浮游動物存在於水柱中，但強烈的潮流和河流流量將河口徹底沖洗，加上混濁度對浮游植物的限制，使得浮游動物在河口食物網中不像海洋中的食物網那樣佔主導地位。對於浮游動物和底棲動物來說，大部分的食物都是以細顆粒的形式存在，無論是活的浮游植物還是各種分解的碎片，這些碎片組成了碎屑。富含細菌的碎屑被認為是初級消費者的較好食物來源，儘管最初形成顆粒有機物質 (POM) 的植物組織也提供了大部分的碳源。一般認為，沉積食物者的主要食物來源是附著於沉積物和碎屑顆粒上的微生物，但很難確定個別動物的實際食物來源。食物攝入可能來自於“微生物剝離”或無定形有機殘骸。這兩種來源都可能需要來支援沉積食物者。可用的食物不能僅僅等同於有機碳，因為氮、氨基酸、脂肪酸和維生素的供應可能同樣重要。各種研究結果顯示，儘管細菌可能非常重要，但單獨它們不足以支持大型底棲沉積食物者，而非活動的碎屑物質應該被視為亞表面底棲沉積食物者的主要能量來源。因此，碎屑物質成為這些動物的主要碳源，但生活在沉積物中的細菌和其他微生物則提供了必要的蛋白質氮、脂肪酸和維生素。

在河口生態系統中，我們可以嘗試將底棲動物分類為懸浮（或過濾）食物者和沉積食物者。懸浮食物者依賴水中懸浮的細顆粒物質為食，而沉積食物者則依賴泥濘沉積物中的食物。然而，在河口生態系統中，這兩個群體之間的界線常常不清楚。在河口底棲動物中，典型的懸浮食物者是二枚貝類，例如常見的蚌類 *Mytilus edulis*，它們依賴浮游植物和小型有機顆粒為食。它們的過濾過程接受特定大小範圍內的食物顆粒（例如對於 *Mytilus* 來說是 2 微米），並且無法區分類似大小的浮游植物和漂浮碎屑。在沉積食物者中，典型的例子可能是沙蠶 *Arenicola marina*，它吞食大量泥漿，並在消化掉任何有機物質後，將大部分泥漿排出，形成熟悉的蠕蟲糞便。在這些明顯的例子之間，有許多動物既可以懸浮攝食又可以沉積攝食。波羅的海天蛤 *Macoma balthica* 埋在泥漿中，唯一的例子是其水管突出（圖 4.1）。當水面上存在食物時，它能夠抬起進水管，吸入水和顆粒物質。當周圍泥漿表面上存在碎屑顆粒時，它可以伸出水管，像“吸塵器”一樣收集顆粒物質。在動物體內，同樣的鰓網過濾著食物顆粒，因此，例如 *Macoma* 可以花費生命的 10-40% 時間進行懸浮攝食，60-90% 時間進行沉積攝食。

懸浮攝食的底棲動物數量（表 4.1）似乎波動較大，而沉積攝食者的數量則較穩定。這是因為懸浮攝食者的食物供應，即浮游植物和懸浮 POM，在一年中或甚至一天之內會季節性變化。而沉積攝食者的食物供應，即底棲藻類或碎屑以及其上生長的微生物，則在一年中變化較小。此

外，懸浮攝食者的生物量（但不一定是豐度）在河口中呈現逐漸變化的趨勢，靠近河口的地方懸浮攝食者的生物量較大，以便獲取潮汐帶入的物質（圖 4.2）。

作為將底棲動物分類為懸浮攝食者和沉積攝食者的替代方法，我們可以提出表層動物（epifauna）和埋藏動物（infauna）的系統。典型的表層動物包括貽貝（*Mytilus*）等生長在貽貝床上的動物，岩石上的帽殼動物（*Balanus*）和螺螄（*Littorina*），或移動的動物，如蝦蝦（*Neomysis*）和石蝦（*Gammarus*）。在埋藏動物中，顯然有許多河口蠕蟲，如多毛類（*Nereis*，*Nephtys*，*Arenicola*）或少毛類（*Tubificoides*，*Tubifex*），以及其他常見的動物，它們的一部分時間埋在泥漿中，然後浮出水面進食，如小型腹足類蝸牛 *Hydrobia* 和甲殼類動物 *Corophium*。

在檢查河口底棲樣本時，通常需要根據大小進行分類。被 500 微米（0.5 毫米）篩子保留的動物被分類為大型底棲動物，被 40-60 微米篩子保留的動物被分類為中型底棲動物，通過 40-60 微米篩子的動物被分類為微型底棲動物。

為了研究這一重要的初級消費者層級的生產力，我們首先將研究主要的底棲沉積食物者，它們主要是埋藏的沉積食物者，但也可能進入表層動物或利用懸浮攝食模式。然後，我們將考慮主要的表層棲息動物，包括主要的懸浮攝食者和靜態攝食者。還將考慮重要但研究較少的中型底棲動物部分，以及浮游動物。最後，將檢視高生產水準的原因。

4.2 泥漿棲居者——底棲沉積食物者

4.2.1 軟體動物

二枚貝 *M. balthica*（圖 4.1）是最廣泛分佈的河口底棲動物之一。它可能是一種生長速度較慢的動物，在一些情況下，例如加拿大的聖羅倫斯河，可能需要 12 年才能長到 14 毫米。在麻薩諸塞州或瓦登海，它的生長速度較快，6 年內可達到 26 毫米。人們提出，生長速率和壽命是水文氣候的一個函數；在溫暖的溫度下觀察到更大的體型和較短的壽命。*Macoma* 和其他軟體動物的典型生產力請參見表 4.2。

加拿大費迪灣的密納斯灣是潮汐範圍高達 17 米的地方。在潮汐暴露的潮間帶泥灘上，*M. balthica* 是主要的生物，還有蝦蟲 *Corophium volutator*，成年 *Macoma* 的豐度可達每平方米 3500 在北美洲記錄到的最高密度。在密納斯灣，*Macoma* 的豐度與沉積物顆粒大小、潮汐高程、有機碳和氮含量以及細菌密度等環境因素進行了比較。研究發現，沉積物顆粒大小為動物設定了界限，沙粒粗於 0.23 毫米或細於 0.024 毫米的地方找不到 *Macoma*。在這些界限內，發現 *Macoma* 的密度可以僅通過細菌密度來準確預測。*Macoma* 不能僅僅靠食用細菌生存，為了在密納斯灣報告的大密度下生存，它必須通過懸浮攝食來補充飲食。

在瓦登海中，*Macoma balthica* 在沉積攝食模式下的食物攝取時間可達其食物攝取時間的 90%。在沉積攝食時，它主要利用生長在泥灘上的底棲藻類進食。*Macoma* 的生長從春季開始，當微型底部植物生產達到每平方米 100 毫克碳時開始，並持續到春季和初夏，隨著初級生產的增加而增長。年度生長季節在溫暖的冬季之後開始最早。當溫度達到 10 攝氏度時，產卵發生，

而在 16 攝氏度以上，生長停止。因此，生長受到水溫在 4 攝氏度至 16 攝氏度之間範圍內的限制。在瓦登海的一個 8 年期間，*Macoma* 人口的變化已經被證明與食物供應水準以及浸沒時間有關。其他研究也同意 *Macoma* 大部分時間表現為沉積攝食者，但已經顯示它在很大程度上依賴於水柱中存在的食物攝入。這種表面矛盾的解釋是，如圖 4.3 所示，大部分攝入的食物被排斥為不適合，並且以糞便（或偽糞）的形式損失。相對於沉積攝食，懸浮攝食攝入的食物比例更大，被認為是適合的，因此這種食物形成了它們的主要食物基礎。

Hydrobia ulvae（圖 4.4）是泥灘表面的碎屑和藻類的重要食用動物，儘管在潮退時會退回到泥灘的表層。*Hydrobia* 是一種選擇性的沉積攝食者，主要以啃食在顆粒表面上生長的矽藻為食，其顆粒直徑在 20-250 微米之間。或者它可以分泌黏液，捕獲細菌，然後重新攝入優養化的黏液。污水排放引起的富營養化使得幾個河口的開放泥灘上發展了廣泛的藻類席。席的存在減少了底棲動物的生物量和多樣性，但大大增加了 *Hydrobia* 的數量和生物量。在 Langstone 港的一項研究中，由於藻類席的存在，*Hydrobia* 的生物量從每平方米 5.4 克增加到每平方米 27.4 克，豐度從每平方米 9000 增加到每平方米 42,000。*H. ulvae* 的胚胎蝸牛孵化可以在鹽度 8 至 60 以及最高 35 攝氏度的溫度下發生。新孵化的蝸牛附著在成年蝸牛的殼表面。孵化時可能的鹽度和溫度組合範圍廣泛，加上非浮游發育和成年蝸牛的變化的攝食方式，都是這個物種在河口中成功的重要原因。

因此，河口軟體動物的生存策略包括對低鹽度的耐受性、偏向非浮游性幼生和適應泥濘環境的靈活攝食模式。許多河口軟體動物可以利用多種不同的食物來源，不同的生活史階段或潮汐階段可能有所不同。這種攝食策略的靈活性是河口軟體動物成功的特徵。

4.2.2 環節動物

環節動物，通常被稱為刺毛蟲，是河口中最多樣化的蠕蟲群體。四種環節動物（*Nereis* (*Hediste*) *diversicolor*, *Nereis* (*Neanthes*) *virens*, *Nereis* (*Neanthes*) *succinea*, *Nereis pelagica*) 通常進入河口，它們在生理耐受性和生活週期的模式上存在差異。刺毛蟲 (*N. diversicolor*) 能夠耐受最低的鹽度，似乎只有一個短暫（6 小時）的浮游幼蟲期，以協助保持在河口的群體，通常是歐洲河口中最常見的蠕蟲。在美國，蛤蜊蠕蟲 (*N. succinea*) 是最常遇到的多毛類蠕蟲。*Nereis* 和其他環節動物的典型生產力如表 4.3 所示，從中可以清楚地看出，相對於大多數貽貝等軟體動物，環節動物以其較短的壽命和較快的生長速度更為重要。

沙蠶 (*A. marina*) 的生物量明顯受到沉積物中有機物的控制，儘管在粒徑細於 80 微米的沉積物中找不到它，因為它無法在這樣的細沉積物中保持其洞穴。在一個緊密相關的物種 *Abarenicola pacifica* 中，已經發現它採用了一種“園藝”策略，即未消化的沉積物通過糞便被微生物生物占據，它們通過其活動增加了沉積物的氮含量。然後，沙蠶再攝取富含的糞便。

沙丁蟲 (*Lanice conchilega*) 生活在許多河口的沙地上，它在沙地上形成長達 30 釐米的洞穴，但是有約 2 釐米的小突起從沙面上突出。在大部分時間裡，它是一種表面沉積食物者，但它可以將 35% 的時間用於攝食水中懸浮的顆粒物質。這種結合了兩種攝食方式的組合使它能够利用不同的食物供應，並可能導致大量的群體發展。在德國北部的威瑟河口 (Weser estuary)，石蛭蚓 (*Lanice*) 的群體和 700 平方米的懸浮生食蠅蚓 (*Sagartia troglodytes*) 共同存在，每平方

米的生物量可達 20000 只。它們巨大的生物量超過 1.1 千克乾重每平方米只有因為該區域的強流（最高達 1 米/秒）帶來了矽藻和浮游生物，供河口底棲生物進食。

較小的少毛類蠕蟲研究相對較少，部分原因是它們體型較小，不容易引人注目。然而，它們在大多數河口中數量眾多，在低氧條件下蓬勃發展，這是泥灘生活的典型特徵。在有機物優養化的條件下，它們可能成為河口泥灘上唯一的居民。對福斯河口的研究記錄了有機優養化區域的少毛類蠕蟲生物量為 27.97 克乾重每平方米，更典型的河口泥灘則為 6.30 克乾重每平方米。在福斯河口的一個區域，由 *Tubificoides benedeni* 主導的少毛類蠕蟲群體的年生產量為 25 克乾重每平方米每年，大於相同區域的整個底棲軟體動物和環節動物的總生產量，為 20.65 克乾重每平方米。

簡單檢查河口泥灘中的動物生物量往往會列出二枚貝等雙殼類軟體動物作為生態系統中最重要的一部分。然而，考慮到動物群落的生產力，環節動物如 *Nereis*、*Ampharete* 和少毛類等，以其高 P:B 比（1.6-5.5）往往更為重要。

4.2.3 甲殼動物

適應廣鹽度的擺矛蝦（*Corophium volutator*）是許多河口生態系統中的重要組成部分。它生活在泥巴的上部 5 釐米內，呈典型的 U 形洞穴，從洞穴周圍出來收集碎屑（如圖 4.6 所示）。*Corophium volutator* 是一種選擇性沉積食物者，可以區分不同類型的沙或泥巴。它的分佈是由適當的沉積物選擇和適當的鹽度環境共同決定的（如表 4.4 所示）。研究發現，細菌對於 *Corophium* 的飲食來說比矽藻更重要，但 *Corophium* 只能利用吸附在粒徑為 4-63 微米的黏土和淤泥顆粒上的細菌。除非適當大小的淤泥顆粒也存在，否則 *Corophium* 無法從水中濾食細菌。當遇到時，*Corophium* 通常與 *H. ulvae* 蝸牛共存，但通過選擇不同大小的顆粒進行餵食，從而減少了競爭。在高潮線上可能會出現的海泡沫對 *Corophium* 來說是一個有價值的食物來源。海泡沫能夠捕獲藻類、真菌孢子和植物碎片等懸浮顆粒，這些都可以被 *Corophium* 攝食。

4.3 表層生物-底棲懸浮食者和藻類食草動物

4.3.1 底棲懸浮食者

食用蛤（或藍蛤）*M. edulis* 在河口中發展出大量聚集的族群（如圖 4.7 所示）。死亡和活蛤的積累通常導致蛤蜊床社區的形成。在荷蘭，捕撈蛤蜊是一個重要的產業。例如，從荷蘭的一個 140 平方公里的河口，蛤蜊收穫者每年平均收穫 19225 噸蛤蜊。

對於所有懸浮食物者來說，僅在蛤蜊或牡蠣床上維持最高水準的生產力，整個河口的平均生產水準要低得多。例如，Ythan 河中 *Mytilus* 族群的最高生產水準為每年 268 克肉乾重每平方米，但這僅在占據 Ythan 潮間帶 18% 的蛤蜊床中得以維持。*Mytilus* 在整個河口的平均生產水準為每年 48.7 克肉乾重每平方米，更接近其他河口動物的水準（表 4.2）。

美洲牡蠣（*Crassostrea*）的大型族群通常存在於東南部美國常見的高鹽度鹽沼潮汐河口系統中，並具有經濟價值。在南卡羅來納州喬治敦附近的北入口河口生態系統中，牡蠣在一些地方

形成了廣闊的河道岸邊。牡蠣可以通過過濾水中的食物並將物質作為糞便和偽糞沉積物沉積，這些物質對底棲生物可用。太平洋牡蠣 (*Crassostrea gigas*) 可以在底部沉積物上沉積物質的量相當於 45 米水柱中浮游生物和重力沉積的總和，而且沉積的顆粒更小，營養價值更高。每平方米的牡蠣床可以每年過濾 282,720 升水，保留約 11% 的食物，相當於每平方米 2570 千卡。從水中過濾出的食物中的大部分能量用於代謝和配子生產，少量能量用於殼的生長，但攝入的能量的大部分 (每平方米 1545 千卡) 被鰓排出或經過消化道未被消化。這些物質沉積在牡蠣周圍的底部，可供更多的小型沉積食物者利用。

食用蛤蜊 *Cerastoderma (Cardium) edule* 生活在泥巴中，潮水覆蓋時會有短的入水和出水虹吸管突出在表面上。它在河口中的分佈通常是斑塊狀的，每年的產量可能因稚貝的成功沉降而有所變化。新沉降的稚貝可能會達到每平方米 2400m² 的密度，但高的死亡率很快降低了這個數字。

Smaal 和 Prins (1993) 的研究表明，懸浮食物者的生物量通常受到食物供應的限制，這直接受到水在河口停留的時間的影響。他們發現，懸浮食物者的生物量在水交換迅速的河口最高，在這種情況下，食物供應不斷被補充。通常，懸浮食物者受到主要水動力 (物理或混合) 的限制，因此只能在河口的有限表面積上呈現片狀分佈。

4.3.2 食草動物

搖螺 (*Littorina littorea*) 是藻類薄膜的食草動物，利用其齒舌從岩石露頭或泥沙表面上移除這些薄膜。在河口，*L. littorea* 的分佈非常不均勻，常常可以在鹽沼、海草草地和蛤蜊床中找到。

在 *Spartina* 鹽沼生態系統中，大量的植物碎片可能為初級消費者提供能源。然而，對喬治亞州鹽沼的泥螺進行的研究表明，*Spartina* 碎屑的很少被螺類利用或作為它們的能源來源；相反，它們依賴於生長在植物碎片上的底棲藻類或細菌。

4.4 原生動物

原生動物是指能夠通過 0.5 毫米 (500 微米) 篩子，但被更細的篩子 (通常為 62 微米) 擋住的動物。它們主要根據體型大小來進行定義，主要包括具有小而細長體型的動物，生活在沙中或鬆散的上層泥巴中。原生動物中最豐富的是線蟲，與它們一起還有許多動物群體，特別是單板腳類、橈腳類動物，還有扁平動物、胃毛動物、緩步動物、古動物、腔腸動物和環節動物。以前的原生動物研究傾向於認為它們在海洋和河口底棲生態系統的能量學中不重要。然而，近來已經意識到，儘管它們個體大小和總生物量很小，原生動物可以具有高生產力 (高 P:B 比) 並對河口底棲生物的生產做出重要貢獻。儘管受到宏觀動物的捕食和/或幹擾的控制，福斯河口 (蘇格蘭) 的一項全面調查記錄了共有 172 個不同物種的原生動物，對於所有原生动物的平均乾重生物量為 1.1 克每平方米。在污水處理廠和工業廢水附近，可記錄到每平方米約 4.0 克的最高生物量。線蟲是數量上佔優勢的分類單位，上游河口則以少毛類和橈腳類為主，中下游河口則以橈腳類和多毛類為主。在河口的入口處，每個樣本 (2 × 5.5 平方釐米) 的物種數量為 50，

而在河口內逐漸減少到 10 以下，並在淡水源頭增加到 15 以上（如圖 4.8 所示）。在 Grangemouth 地區物種數量的下降似乎與該地區的工業排放有關。

河口中原生動物中最豐富的代表是自由生活的線蟲。圖 4.9 顯示了年生產在不同消費層次之間的分配情況。從全河口的總初級生產（ $90 \text{ gC/m}^2\text{年}$ ）中，只有 $90 \text{ gC/m}^2\text{年}$ 被大型底棲動物消耗，而 $260 \text{ gC/m}^2\text{年}$ 被小型食物網消耗。平均生物量為：大型底棲動物（初級消費者） 20 gC/m^2 、底棲動物捕食者（次級消費者） 0.3 gC/m^2 ，小型食物網 1.0 gC/m^2 。因此，可以看出，大型底棲動物和小型食物網可能在食物上競爭，這種“生物”因素可能是制約大型底棲動物生產力的最關鍵因素，而不是任選擇項 4.1.3 中的內容是有關河口中的植物生產力的描述。對於河口中的植物生產力的研究主要集中在河口的潮間帶和濕地區域。河口植物的生產力是通過光合作用吸收陽光並利用水和二氧化碳進行能量合成來實現的。在這些生態系統中，藻類（如海藻）和植物（如紅樹林）是主要的生物生產者。

海藻是河口植物生產力的重要組成部分。它們通常生長在潮間帶的岩石或其他堅固的表面上，並且能夠利用光合作用進行能量合成。海藻的生產力受到陽光、鹽度、溫度和養分的影響。一些常見的河口海藻包括褐藻（如海帶和岩藻）和紅藻（如裙帶菜和髮菜）。這些海藻形成了藻薄膜，提供了許多生物的食物來源。

紅樹林是另一個重要的河口植物。它們通常生長在濕地區域，可以耐受鹽分和淹水。紅樹林的根系提供了避風和保護的功能，並提供了許多生物的棲息地。紅樹林可以進行光合作用，並在河口中吸收二氧化碳。

河口植物的生產力對河口生態系統至關重要。它們為其他生物提供了食物來源，並提供了保護和棲息地。此外，植物還可以影響河口的水質，吸收和固定養分，並有助於維護生態平衡。

需要注意的是，河口植物的生產力還受到河流進入和潮汐作用的影響。河流帶來的淡水和養分可以刺激植物的生長，而潮汐可以影響植物的生長和分佈範圍。因此，河口的地理和水動力條件對於植物生產力的分佈和變化起著重要作用。

在蘇格蘭的福斯河口進行的一項全面調查記錄了共有 172 個不同物種的中型生物群落，其中原生動物的平均乾重生物量為每平方米 1.1 克。在污水處理廠和工業廢水附近記錄到的最高生物量約為每平方米 4.0 克。線蟲是數量上佔優勢的分類群，上游河口還有少毛類，中下游河口則以橈腳類和多毛類為主。在河口的入口處，每個樣本（ 2×5.5 平方釐米）的物種數量為 50，而在河口內逐漸減少到 10 以下，並在淡水源頭增加到 15 以上。

河口中原生動物中最豐富的代表是自由生活的線蟲。圖 4.9 顯示了年生產在不同消費層次之間的分配情況。從全河口的總初級生產（ $90 \text{ gC/m}^2\text{年}$ ）中，只有 $90 \text{ gC/m}^2\text{年}$ 被大型底棲動物消耗，而 $260 \text{ gC/m}^2\text{年}$ 被小型食物網消耗。平均生物量為：大型底棲動物（初級消費者） 20 gC/m^2 、底棲動物捕食者（次級消費者） 0.3 gC/m^2 ，小型食物網 1.0 gC/m^2 。因此，可以看出，大型底棲動物和小型食物網可能在食物上競爭，這種“生物”因素可能是制約大型底棲動物生產力的最關鍵因素，而不是任何物理因素。小型食物網對於次級消費者（如蝦、蟹和魚類的幼體）提供了大量的小型食物來源。

4.5 浮游動物

浮游動物通常被定義為漂浮在水柱中並具有有限游泳能力的動物。有關河口浮游動物生物量的估算很少進行，而且所有結果的數值都遠遠小於我們已經討論過的豐富底棲動物群落。河口浮游動物可以根據大小分為微型、中型和宏觀浮游動物，或根據浮游動物期的持續時間進行分類。浮游動物的永久成員，例如鰓蝦類浮游動物（如鬻蝦屬和溶血鰓蝦屬），被稱為全浮游動物，而臨時成員，例如底棲形式的幼蟹或帽殼類的幼蟲，在浮游動物期間的生活是一個散佈階段，被稱為半浮游動物。

微型浮游動物通常是原生動物，例如鞭毛蟲和纖毛蟲，它們以細菌和浮游植物為食。它們的數量可達到每立方米 10 億個（如表 4.6 所示）。原生動物的食草行為對細菌群落的大小有很大的影響，如表 4.7 所示。可以看出，在河口中，約有 100% 的細菌生物量和生產力以及高達 60% 的浮游植物初級生產力可能被原生動物捕食。

中型浮游動物通常是鰓蝦類浮游動物，包括鬻蝦屬、溶血鰓蝦屬和假磷蝦屬，密度可達每立方米 10 萬個，但通常較低。宏觀浮游動物包括鰓蝦類（例如新月鰓蝦屬、爪蝦屬），以及大型膠狀浮游動物，例如櫛水母類（如櫛水母屬）和真水母類（例如月亮水母屬）。

中型浮游動物可以分為三個主要群體：（a）餵食於河口由河流帶入的非自身產物（例如鬻蝦屬）；（b）餵食於河口內產生的浮游植物（例如溶血鰓蝦屬）；（c）餵食於由海洋潮汐從海洋帶入河口的非自身產物（例如假磷蝦屬）（如圖 4.12 所示）。對河口鰓蝦類浮游動物的生產力估計通常在 8-30 gC/m²年之間，接近於沿海海洋區域的數值（如表 4.8 所示）。

在河口的浮游動物中，有兩個特點可能限制其數量。首先是濁度，它可能限制浮游植物的生產，從而限制浮游動物可用的食物量。其次（通常更重要）是水流，特別是在小型河口或受高水流影響的河口，水流可能將浮游動物帶到海洋中。解決這些問題的主要方法是讓浮游動物靠近底部並利用進入的海洋水流，但這些水流是潮汐性的，一個物種所能達到的最好狀態是在一個地點上來回運動。已經證明有幾個物種在潮汐的不同階段進行選擇性的垂直遷移，通過這種方式它們能夠在河口內保持位置。

河口浮游動物的捕獲量可能會有變化。影響變異性的最重要因素是潮汐，因此要獲得準確的浮游動物估算值，需要在 24 小時內進行樣本採集。考慮到這一點，Lee 和 McAlice（1979 年）估計緬因州 Damariscotta 河口的每立方米有 23,882 個橈腳類浮游動物，其中 8571 個是鬻蝦屬（*Acartia tonsa*），7360 個是溶血鰓蝦屬（*Eurytemora herdmanni*），3753 個是裸鬻蝦屬（*Acartia clausi*）。這些浮游動物群體的平均生物量為 0.086 克乾重，根據 P:B 比值為 5，一年的生產量只有 0.43 克乾重。在切薩皮克灣和鄰近的帕圖森特河口進行的浮游動物生產量測量表明，浮游動物生產量約為每平方米 5-10 克 C，上游河口的值最高。

對福斯河口浮游動物進行的詳細研究鑒定出了共 135 種動物，其中有 52 種全浮游動物和 83 種半浮游動物。最常見的全浮游動物物種是鬻蝦屬（*Acartia longiremis*）、無刺鬻蝦屬（*Acartia bifilosa inermis*）和齒蝦屬（*Centropages hamatus*），其次是圓吻蟲（*Oithona similis*）和箭毛蟲（*Sagitta elegans*）。幼螺、石蟹和許多多毛類的幼蟲佔據了半浮游動物的主導地位。在河口內

部，可以清楚地看到鬻蝦屬完全佔據了上游河口，中下游河口則由鬻蝦屬物種群體組成，在河口入口處有 *Centropages*、*Oithona* 和 *Pseudocalanus minutus*，夏季更進一步進入河口。

河口中鬻蝦屬類浮游動物（如新月鬻蝦屬）和超底棲生物（如狀鬻蝦屬）是一群通常生活在靠近底部並進行垂直遷移到水柱中的動物（圖 4.14）。狀鬻蝦屬類浮游動物比橈腳類浮游動物大得多，在某些情況下可能是中型浮游動物的主要捕食者。對歐洲河口進行的比較研究顯示，所有研究的河口中的魚群是相似的，而且特別是超底棲生物（例如狀鬻蝦屬）在各地都是重要的連接環節，它們以較小的浮游動物為食並為魚類庫存提供必要的食物。

其他大型浮游動物包括櫛水母類和真水母類。在夏季，這些膠狀浮游動物可能數量眾多，似乎經歷了人口爆發。對於這些河口動物群落的組成，我們瞭解的還比較少，但是水母的阻塞可能是導致河口設有冷卻系統的電站關閉的最常見原因之一。

蟻幼體會釋放到浮游動物中，它們會有選擇性地游泳，從而積極地維持在河口內。這種游泳行為與伴隨著潮汐漲潮的鹽度增加有關，因此有助於將牠們保持在河口內，直到找到適合的定居地點。在紐約河河口進行的蟹類幼蟲運輸研究表明，只限於河口的蟹類幼蟲（例如 *Rhithropanopeus harrisi*）適應了局限於底層水域的特性，因此發生的任何運輸都趨向於上游，從而將動物限制在河口內。其他更具遷移性的螃蟹（例如 *Callinectes sapidus*）產生的幼蟲則沒有這種適應性，因此幼蟲趨向於被帶到海洋中，然後這些動物作為幼體或成年魚回歸移民到河口。

河口超底棲生物是一群通常生活在靠近底部並進行垂直遷移的動物。最常見的河口超底棲生物是狀鬻蝦類（如新月鬻蝦屬和狀鬻蝦屬）（圖 4.14）。狀鬻蝦類比橈腳類浮游動物要大得多，在某些情況下可能是中型浮游動物的主要捕食者。對歐洲河口進行的比較研究顯示，所有研究的河口中的魚群是相似的，而且特別是超底棲生物（例如狀鬻蝦屬）在各地都是重要的連接環節，它們以較小的浮游動物為食並為魚類庫存提供必要的食物。

4.6 主要消費者群體

儘管在河口生態系統中已經進行了大量單個物種的生物量和生產力的研究，但較少有研究涉及整個河口食物網或群落的生產力。總體估計是通過將河口中不同的社群或區域的生物量和年產量相加而獲得的。表 4.9 中以亨伯河河口 Spurn Bight 區域作為例子，給出了其生物量和生產量的數據。

表 4.10 給出了幾個河口的總生物量和生產量。表 4.10 中列出的河口的生產力水準要遠高於海洋地區的報告數據，例如蘇格蘭的 Loch Ewe 報告了每平方米 4.5 克年產量，北英格蘭的北海底棲生物則報告了每平方米 1.7 克年產量。淡水地區報告的最高值是對蘇格蘭 Loch Leven 富營養的研究，其中底棲生物群體年產量達到了 525 焦耳/平方米（相當於每年 26.3 克無灰乾重/平方米）。

影響個別物種分佈的因素，決定了我們在河口觀察到的群聚，而不是某種生物組織的過程。在評估河口生態系統的總生產力時，我們應該記住，雖然將動物群體分組以評估其對下一個營養級的貢獻是有用的，但解釋一個特定物種分佈的原因通常應該在物種層面上尋找。

對幾個大型歐洲河口的底棲群落進行的研究表明，底泥中的懸浮物濃度，以及可能的淤泥沉積，對其分佈有明顯影響。在被濁水覆蓋的沉積物中，以淤泥食物為主的群落主要出現在潮間帶區域。在次潮通道中，潮流和沉積物的不穩定性成為限制因素，導致所有研究的河口中的群落（生物量、豐度和多樣性）非常貧乏。在所有研究的河口中，更“海洋性”的大型底棲生物群落通常出現在河口的海向部分，通常由濾食動物主導。

本章已經證明河口可以維持高水準的生產力，特別是在底棲的主要消費者之間。這些高水準的底棲生產力負責維持豐富的次級消費者，但在這個階段，我們不禁要問河口如何能夠維持高水準的底棲生產力。在第 2 章中，關於初級生產者，我們提到可以區分兩種不同類型的河口。對於美國的河口，特別是路易斯安那州、佛羅裡達州和喬治亞州的研究，它們的潮汐幅度較小，大量的腐植質來自河口內的鹽沼、紅樹林或海草床，這些腐植質再加上底棲植物和浮游植物的初級生產力，產生大量的有機碳，可供河口中的初級消費者利用。從河口流入相鄰海洋的水流會將任何過量的有機碳帶走。對於許多北歐河口，特別是在荷蘭或英國群島的研究中，潮汐幅度較大，支撐底棲生物的大部分腐植質來自相鄰的海洋或河流。例如，Wadden Sea 中 75% 的顆粒有機物來自北海，只有 25% 是由河口內的浮游植物或底棲植物生產的。最明顯的差異在於許多美國河口研究中，沼澤植物 *Spartina alterniflora* 占潮間帶的約 2/3。而在典型的歐洲河口，鹽沼植物只存在於高於弱潮高位的區域，而 90-95% 的潮間帶區域是裸露的淤泥和沙灘。因此，在這種以 *Spartina* 為主的河口，表面漂浮的植物碎片會被帶向海洋，而在以淤泥為主的河口，更重的腐植質碎片會懸浮並被底部流入的鹽度較高的水流帶入河口。

因此，我們可以認識到河口內高水準的初級生產力是由各種來源提供的溶解營養物質供應，特別是來自沉積物的釋放和從海洋和河流帶來的水流攜帶的養分。浮游植物和底棲植物的初級生產力得到了大量河口內或相鄰海洋的懸浮有機物的補充。由於河口的淺水特性，這些食物來源迅速可供底棲的初級消費者利用。表面生產的沉降物加上潮汐水流，可能在數小時內將浮游植物運送到濾食動物的消化系統中，而有機物最終沉入底部，在那裡對微生物分解和底棲腐食動物提供可利用的食物。

從對河口內初級消費者群體生產力的考察中，我們清楚地看到高生產力是由大量潛在可利用的食物材料造成的。無生物因素，如水流、潮汐曝露、沉積物或鹽度環境可能限制個別物種的分佈，而生物因素，特別是宏觀動物和小型食物網之間的競爭，可能限制任何一個有機體群體的生產力。在評估初級消費者作為下一個營養級即次級消費者或捕食者的食物價值時，生物量通常不是評估一個物種重要性的良好指標。許多生長緩慢的雙殼類軟體動物具有很大的生物量，但即使去除了沉重的外殼，剩下的軟體可能具有低生產力，表現為低 P:B 比（或周轉率）。其他生物，如環節動物或短壽的片腳類甲殼動物，生長速度較快，壽命較短，其下一個營養級的生產力可能是其生物量的五倍以上。而最小的生物在小型食物網中可能具有最小的生物量，但最高的生產力。所有初級消費者作為獵物生物的重要性將在下一章中討論。

4.7 初級消費者在河口生態系統中的作用

最初，許多對河口的研究集中在單個物種上，測量其消費、生長和能量的產生。隨著時間的推移，這些研究已經結合起來，以建立食物網或營養圖表，最終 Baird 和 Ulanowicz (1993) 展

示了河口的營養結構、循環和生態系統性質的研究範疇。對蘇格蘭的小 Ythan 河口的研究顯示，能量的主要流動通過沉積物池進行，河口中的所有生物組成部分都參與了循環過程。對於較大的 Ems 河口來說，水柱的循環結構與底棲的循環是分開的，底棲懸浮食物動物成為兩個循環之間的聯繫。這種差異是由於 Ems 河口中沉積物的顆粒有機碳的表面懸浮不明顯。Baird 和 Ulanowicz (1993) 還顯示，一個“原始”的河口的功能與更受人類影響的河口非常相似。這些研究確實展示了底棲生物在河口中作為主要能量連接者的關鍵角色，它們同時影響著初級食物供應和鳥類、魚類等消費者的食物提供。他們還強調了需要單獨分析底棲懸浮食物動物、底棲沉積食物動物和底棲肉食動物的作用。

對 Westerschelde 河口的模擬顯示，80%的呼吸碳進入系統 (Soetaert 和 Herman 1995a)，主要來自上游 (內陸)，但也包括從海洋進口並隨後死亡的海洋浮游生物。本地產生的碳相對不重要。由於高的異營活動 (淨異營表示呼吸量大於自營生產量，即基於腐植質的食物網)，幾乎所有進口和本地產生的碳都在河口本身消失，而河口對相鄰海洋的有機物來源不重要。因此，河口充當了一個對反應性有機物的捕捉器，包括來自陸地、海洋或在河口內產生的有機物。主要在水柱中進行的內部循環導致大部分碳的去除。所有進口的相對反應性有機碳都被納入河口食物網中，進入河口的大部分有機物都在那裡使用。只有那些較不易分解 (難以分解) 的部分才會逃逸到海洋。

在對河口底棲動物的生態學進行回顧時，Herman 等人 (1999) 得出結論，底棲和水柱系統之間的聯繫非常密切。平均底棲生物量受到系統的初級生產力的限制。圖 4.15 組裝了底棲生物量和系統生產力之間的關係的數據，從中可以看出，在這些淺層均勻混合的河口系統中，初級生產力與大型底棲生物的生物量之間存在著明顯且高度顯著的關係。該關係表明，在這些覆蓋面積廣泛的河口系統中，年度初級生產力的 5% 至 25% 被大型底棲生物消耗。

從整個河口來看，懸浮食物動物可以是河口底棲群落 (就生物量而言) 的主要組成部分，多個較不濁的河口中的懸浮食物動物的生物量占生物量的 41% 至 86%。然而，在較濁的河口中，沉積食物動物佔主導地位。懸浮食物動物通常在本地具有較高的局部生物量 (例如，貽貝或牡蠣的“床”)，而分佈食物動物則在整個河口較低的生物量水準上更均勻地分佈。因此，在大尺度上，食物可能是限制底棲生物量的因素。根據系統特性的不同，底棲懸浮食物動物的放牧可能是決定整個河口系統動態的最重要因素。一般結論是，在河口系統中，相當大比例的碳流通通過大型底棲生物群落，因此，在河口系統級別上，底棲生物群落可能受到底泥食物通量的限制。

沉積食物動物的分佈主要受到沉積物性質、碳通量進入沉積物的速率以及沉積物中顆粒有機碳的可用性等複雜過程的控制，其中包括生物和非生物因素。水動力過程，如第一章所討論的水流，主要決定沉積物的質地或顆粒大小。沉積物的有機含量取決於來自水柱的沉積物以及其生物居民的再加工。

沉積食物動物在進食、掘穴、建管和滲水活動期間運輸顆粒和流體。通過增強顆粒有機碳對深層沉積物層的運輸，這些生物促進厭氧分解過程，從而影響代謝產物返回水柱的形式和速率。這種生物攪拌作用導致還原組分 (如硫化物) 上升，結果導致沉積物的氧耗增加。營養物質如氮的釋放可能受到影響，而沉積物腐植反硝化所導致的氮釋放減少可以直接影響植物浮游

生物的可用性。因此，河口的初級消費者動物既影響著初級生產者的生產力，也為次級消費者提供食物。

第5章 次級消費者：食肉動物

5.1 引言

河口的次級消費者眾多而多樣，最引人注目的是大量的鳥類，尤其是涉禽、鷗鳥和野禽，它們被吸引到河口作為覓食區域。鳥類主要以潮汐帶暴露的富饒的環節動物、甲殼動物和軟體動物為食。隨著潮汐的上漲，許多鳥類在水邊尋找最豐富的食物。潮水漲至最高潮時，它們可能在鹽沼地間棲息，或者在附近的田地尋找其他可用的食物。當潮水淹沒泥灘時，大量魚類（如比目魚 *Platichthys flesus*）移動到潮間帶，以利用那裡的食物供應。隨著魚類的出現，還會有無脊椎動物的捕食者，如岸蟹（*Carcinus maenas*）或蝦（*Crangon crangon*）。生活在泥土中的其他肉食性無脊椎動物，如貓蟲（*Nephtys hombergi*），也可能在其中。所有這些動物都被河口豐富而高效的初級消費者群體吸引，這些消費者依賴於植物和腐植質的生產，而河口能夠捕捉養分和食物顆粒。這些豐富的食物來源使得河口不那麼依賴於別的溫帶生態系統中常見的季節波動。正是初級消費者的生產力支撐著各種次級消費者的存在，其中許多是河口的臨時居民，它們在特定的時間和地點被特定的獵物物種所吸引（圖 5.1）。

在本章中，我們將研究不同次級消費者對初級消費者群體的影響，以及次級消費者之間如何分享或競爭食物供應。幾乎所有的河口鳥類、魚類和螃蟹都以初級消費者層次的動物為食，但值得注意的是，有些鳥類繞過了這個層次，而直接以初級生產者植物為食。其中最著名的是雁鴨（*Anas penelope*）和 Bernicla 雁（*Branta bernicla*），它們以海草和藻類為食。其他如鸕鶿和鸕鶿等以魚類為食的鳥類，或者像海豹這樣的哺乳動物，則以次級消費者層次的動物為食，應該被稱為三級消費者。

不同棲息地之間的遷徙是種群和個體生態學的一個重要方面。在各種生活史階段中，繁殖、過冬或覓食區域之間的複雜移動對物種的生存往往至關重要。河口被視為支持豐富的季節性訪客的關鍵育幼環境。其中最著名的例子可能是水禽，但魚類和蝦類也以類似的方式利用河口進行覓食和過冬。

5.2 魚類

河口的魚類群體可能豐富，種類多樣。大部分豐富度是季節性的，因為海洋魚類進入河口進行繁殖，並將河口用作孵化場所，幼魚長大後再返回海洋（圖 5.2）。其他魚類，如鮭魚（*Salmo salar*）和鰻魚（*Anguilla anguilla*），則將河口視為往返於河流和海洋之間的遷徙路線，很少在河口覓食。只有少數物種全年棲息在河口。其中最突出的是美國以 *Spartina* 為主的河口中的 Killifish（*Fundulus heteroclitus*）和比目魚（*P. flesus*），以及泥灘為主的河口中的比目魚（*Pseudopleuronectes americanus*）。比目魚的食物消耗量往往可以與鳥類相媲美甚至超過鳥類。

河口的魚類可以分為不同的類別（框 5.1）。海洋物種通常是河口魚類多樣性的主要貢獻者，而真正的河口物種和其他成分則貢獻較少的物種。

河口在許多魚類的種群動態中扮演著至關重要的角色。它們為遡河洄游和下河洄游的物種提供了遷徙路線和生活環境。淡水魚類定居在河口的上游，而典型的海洋物種則在河口的入海口使用。許多海洋魚類進入河口並在很短的時間內滯留，通常數量眾多，尤其是在它們的生命週期的早期。有多種機制被提出來解釋這一特點，包括對非生物因素或梯度的回避或吸引、減少與同一物種成年個體的種內競爭、減少掠食壓力和增加食物供應。

年輕的魚類利用河口和近海海域作為育幼區，以從食物的可用性中獲益，並可能得到對掠食者的保護。例如，在馬裡蘭州的帕塔克森特大河流域，魚類的豐度呈現明顯的季節性模式，溫水（春季和夏季）和河口岸邊的魚類收集更加豐富和多樣化。在冷水中（秋季和冬季）的魚類收集較少，主要位於河口的主通道中。這些差異反映了在春季和夏季，許多幼魚在岸邊的育幼區覓食。

估算河口魚類種群比較困難，例如相對於估算河口鳥類種群的方法。通過檢查冷卻水進水口的魚類數量，可以對河口魚類種群的多樣性和豐度有一定瞭解。例如，在英國南安普頓水域的法利發電站，每週的魚類捕獲量可高達 6 萬條。在英國其他地方，大量的沙丁魚（*Sprattus sprattus*）堵塞了一座發電站的冷卻水進水口，造成了嚴重損壞。在謝爾特河口的三座發電站的調查中，展示了進入河口的魚類的種類和數量（圖 5.3）。北海南部的鰈魚（*Pleuronectes platessa*）產卵區位於荷蘭海岸附近的 30-90 公里外。由於北海缺乏足夠的食物供應，非常小的 0 群鰈魚會進行游泳。當它們到達瓦登海（Wadden Sea）時，豐富的底棲食物會使年輕的魚類在底部定居。年輕的鰈魚進入瓦登海的運動是通過對潮汐流的選擇性利用實現的。在瓦登海內，年輕的鰈魚在 3 月至 7 月之間可能消耗所有次級消費者可利用的無脊椎動物食物的一半。研究發現，年輕鰈魚的食物中可能有相當大的一部分是雙殼貝類 *Tellina tenuis* 的吸管，每年 *Tellina* 可能需要多次再生吸管以應對魚類的掠食。在荷蘭，鰓足動物 *Arenicola* 的尾巴也是魚類的重要食物來源，以及 *Macoma* 的吸管。

在荷蘭的河口，生活在泥灘的鰈魚使用至少兩種不同的覓食策略。鰈魚只在漲潮時在潮間帶上覓食，退潮時它們會靠在潮汐通道的邊緣等待。有些個體每個潮汐可能會游泳 4 公里或更多，但它們會因為潮間帶上豐富的獵物供應而獲得豐厚的回報。相比之下，比目魚和鰈魚不具有潮汐遷徙的特徵，它們持續留在次潮區域並在那裡覓食。表 5.1 比較了 Oosterschelde 河口潮間帶不同水準的主要大型底蟲物種的豐度與鰈魚和比目魚的胃內物。一般來說，魚類物種之間的差異與動物分佈的差異相匹配，鰈魚以低潮地帶為食，而比目魚以高潮地帶和中間地帶為食。

在馬薩諸塞州的 Slocum 小河河口，有 54 個魚類物種在 2 年的觀察期內被記錄下來，其中五個物種佔主導地位，包括小雙線魚（*F. heteroclitus*）、大西洋銀魚（*Menidia menidia*）、四刺刺魚（*Apeltes quadracus*）、條紋 Killifish（*Fundulus majalis*）和 *Cyprinodor variegatus*。這五個物種全年佔主導地位，夏季主要增加的是將河口用作孵化場所的物種，例如大西洋鯡（*Brevoortia tyrannus*）和白鱸魚（*Morone americana*）。影響魚類豐度和多樣性的主要因素是溫度，最多魚

種多樣性的月份是最暖和的七月，最少多樣性的月份是最冷的二月。研究還發現，鹽度變化最大的區域具有最多樣的魚類動物群。

小雙線魚或 Mummichog (*F. heteroclitus*) 是蘆葦為主的鹽沼潮溪中最豐富的定居魚類之一，它們主要以底棲無脊椎動物為食。在特拉華州和馬薩諸塞州的鹽沼潮溪中進行的研究揭示了每年 10-16 克乾重/平方米的年生產量值。特拉華州的生產量值是根據一個長 36 米的 3 公里長潮溪中的 *Fundulus* 族群計算的。在 36 米的區域內，平均生物量為 3259-7298 克濕重，族群數量為 378-814 條個體。馬薩諸塞州的研究基於八個潮溪的結果，其中放置了小魚陷阱，捕獲的魚被標記、釋放，然後部分再次被捕獲。這種生產量估計可能存在對流動族群大小估計的可能誤差，然而，兩個研究之間的一致性表明這些魚類族群的生產力很高。在對其他河口魚類的研究中，0.5-4 克乾重/平方米/年的生產量值是典型的，因此可以看出這些 *Fundulus* 的研究值比其他河口魚類的 4-20 倍。馬薩諸塞州的小雙線魚壽命為 3 年，在這段時間內，它們會遭受鳥類和其他大型魚類的激烈捕食。與許多其他季節性遷徙的河口魚類不同，*Fundulus* 在其整個生命都局限於單一的沼澤系統，顯然依靠潮汐將豐富的食物供應帶給它們。然而，它們的定居行為使得可以對它們的生產力進行深入研究，這與其他往往鮮為人知的河口魚類族群形成了對比。

在以泥灘為主的河口中，最常見的魚類通常是比目魚 (*P. flesus*) 和沙鰕虎魚 (*Gobius minutus*)。例如，在蘇格蘭的 Ythan 河口，比目魚的數量從冬季的 0.05 個/平方米增加到七月的 0.24 個/平方米，對應的生物量從 5 克濕重/平方米增加到 35 克濕重/平方米。比目魚在 Ythan 河口的總食物消耗量被計算為 58.1 千卡/平方米/年，可以與河口中的鱧魚的 8 千卡/平方米/年的消耗量以及在同一區域的水鳥（拾蚌鴉、鸕鶿、紅腳鸕和灰鴨）的綜合消耗量 23.9 千卡/平方米/年進行比較。因此，至少在這個河口中，魚類群體的食物消耗量似乎是鳥類消耗量的三倍。

冬季比目魚 (*P. americanus*) 在紐芬蘭主要在夏季進食，主要以多毛綱動物、植物材料、軟體動物、鱈魚卵和魚類遺體為食。冬季比目魚是馬薩諸塞州密斯蒂克河河口受污染的主要魚類，佔總魚類生物量的 89%。冬季比目魚在河口中完成整個生命週期，主要以河口底棲動物中佔主導地位的 *Capitella* 蠕蟲為食。只有另外兩個魚類物種在整年內在這個河口中，它們是美洲鱈 (*Alosa pseudoharengus*) 和鱈魚 (*Osmerus mordax*)。其他 18 個物種季節性地造訪這個河口，主要是在夏季。這個河口的魚類生物量平均為 2 克濕重/平方米，這是一個較低的值，反映了這個河口的受污染環境。

瑞典周圍河口水域的魚類群落研究顯示，魚類物種的數量受到鹽度的限制，鹽度較低的水域物種較少，但魚類的豐度則由溫度決定，溫度較高的水域魚類較多。這些魚類與螃蟹 (*C. maenas*) 和蝦 (*Crangon*、*Palaemon*) 等移動性無脊椎動物共存，它們與同樣的底棲動物為食。夏季，小魚類不僅要與蝦競爭食物，還要與其他魚類競爭，這可能限制了河口中魚類的數量。除了與蝦和其他移動性動物競爭底棲食物外，魚類（如鱈魚和比目魚）還會吃這些動物，在一個淺灣的研究中，魚類消耗了移動性外生動物 7% 的生產量。

北海的河口魚群包括幾個組成部分，每個組成部分對生態系統有不同的需求。有些魚類在其整個生命週期中使用河口，但大多數只在某些季節或其生命週期的不同階段使用河口。許多這些物種進行大量的覓食和產卵遷徙，如鱈魚，從蘇格蘭和英格蘭東部的產卵區漂流到當地的河口，還有德國海灣和荷蘭-德國-丹麥海岸。對於許多鱈魚 (*Whiting*，*Saithe* 等) 來說，年齡較大

的群體存在於深水中，而稚魚存在於沿海水域和河口中。北海的河口被廣泛認為北海魚類資源的重要“育幼”區域。鱈魚幼魚的選擇性潮流運輸過程促使幼魚在河口內保持為育幼場所。這表現在幼魚在河口內的垂直運動，與懸浮物運動的偏差，使得幼魚可以利用潮流留在河口內。

鱈魚、比目魚和 Dab 是具有育幼區的典型物種。它們的底棲 0 群階段僅出現在非常淺的水域（潮間帶或次潮帶）。因此，這三個物種在北部北海地區相對較少，因為那裡缺乏合適的育幼場所，而它們在南部北海的周邊地區尤其是瓦登海和其他北海河口地區很豐富。Dab 在育幼區的時間相對較短，但鱈魚和比目魚可能花 1 到 2 年的時間。鱈魚也在近岸和河口地區停留，德國海灣是一個主要的育幼區。在北海的鱈魚中，有很大一部分鱈魚在它們的前 1 到 2 年在英國海岸附近的近岸區域度過，這些區域無法被傳統的調查設備捕獲。

有關魚寄生於河口的可能生理原因的研究結論認為，最可能的原因是高密度的獵物存在，從而提供了有利的覓食區域。對於福斯河（Forth）來說，研究表明，河口支持著相當於北海同樣大小的鱈魚（Plaice）和鱈魚（Cod）庫存的 0.5%。0.5% 的數字可能看起來很小，但必須記住，福斯河河口比北海的面積小得多，因此從簡單比例的角度來看，河口的使用率要高得多。

北海的鱈魚中有 3% 利用外哈默河河口作為幼魚育成的場所。對於北海鱈魚年級的強度的研究表明，作用於幼魚底棲期在育幼區（如河口或瓦登海）的過程可能決定了鱈魚的年級強度。年級強度在很大程度上受到掠食者 Crangon 的影響，當鱈魚在這些育幼場所時，Crangon 會以鱈魚為食。對於其他魚類來說，Crangon 是它們的主要食物，這可以通過在河口中發現的幼年 Whiting、Cod 和 Haddock 的胃分析得到證實。

熱帶河口魚類的物種豐富度在印度-西太平洋地區最高，但較大的系統通常比較小的系統擁有更多的物種。在較大的系統中，深水通道有利於更多的大型物種，尤其是鱈魚科魚類和鯊魚，此外還有更多的偶爾造訪者。此外，較大的系統通常擁有更多的棲息地多樣性。因此，在印度-西太平洋地區和東部和西部熱帶大西洋的河口物種豐富度比較需要謹慎對待。然而，考慮到一些大西洋系統的巨大規模（例如奧裡諾科河口、特爾米諾斯湖和拉戈斯湖），顯然，即使在印度-西太平洋地區的小型河口通常也比熱帶非河口海草區域的水淺水域豐富（Blaber 1997）。

亞熱帶和熱帶河口的魚類物種數量遠高於溫帶地區。個別的溫帶河口可能有大約 20 個物種（Elliott and Hemingway 2002），溫帶暖帶地區大約有 50 個物種（Lenanton and Hodgkin 1985），而大多數中型到大型的亞熱帶和熱帶河口地區至少有 100 個物種，有些地區甚至超過 200 個（表 5.2）。此外，相鄰河口沿岸地區的物種數量通常超過 300 個，但這取決於特定棲息地（如海草床）的存在與否。魚類群落的組成是由一系列因素共同作用所形成的，其中最重要的是：

(a) 河口的大小、深度和物理條件，特別是鹽度和濁度，以及棲息地類型，特別是紅樹林的組成和範圍。(b) 相鄰海洋水域的性質和深度，以及在較小程度上的淡水。(c) 河口的地理位置，包括緯度以及與海洋特徵（如洋流、峽穀和珊瑚礁）的關係。

對於河口魚類的分類幾乎與河口的分類一樣多（Blaber 2002），根據生物學、生理學和生態學的屬性（如鹽度耐受性、繁殖、食物和遷徙習性）進行分類。大多數關於河口魚類的研究集中在歐洲和北美的溫帶和暖帶地區，鹽度長期以來被認為是調節河口魚類群落組成的關鍵因

素。河口水域的鹽度較低被認為是河口水域和海水之間的顯著差異。儘管這一現象已在溫帶和暖帶地區得到充分證明，但在亞熱帶和熱帶地區並不明確。鹽度耐受性可能在熱帶河口魚類的分佈中起著一定作用，但由於這些系統的鹽度通常在日夜和季節性上有很大的波動（從幾乎0到35），因此需要具有相當程度的耐鹽性。因此，主要基於鹽度耐受性對亞熱帶和熱帶河口魚類進行分類並不是非常有用或實際的，特別是因為對大多數物種的鹽度耐受性缺乏實驗研究。基於它們在低鹽度水域中的出現，幾乎所有物種都屬於非常廣鹽性的類別。這導致了對於亞熱帶和熱帶河口魚類的幾種分類系統（Blaber 1997；Whitfield 1998）的提出，主要基於它們如何利用河口以及它們在何處產卵。以下的分類方案類似，但在最近對產卵行為的瞭解進步之下，給予“河口”這一類別在熱帶地區更重要的地位（Blaber 2000）。

完全在河口中完成整個生命週期的河口物種。在亞熱帶地區，它們只佔河口魚類群落的一小部分，但在熱帶地區，它們佔據了河口魚類群落的很大一部分，尤其是在西非、東南亞和熱帶南美洲。

來自海洋的遷徙魚類，通常被認為是海洋產卵物種。這是亞熱帶和熱帶河口的一大群魚類，它們可能作為成魚和/或只作為成魚出現。然而，值得注意的是，在熱帶地區，將這一類別與上述的（1）類別區分開來通常很困難，因為許多在亞熱帶地區屬於海洋遷徙物種的物種在熱帶地區屬於“河口”這一類別。

洄游魚類，在淡水中繁殖，並在去往和返回產卵地的過程中在河口停留。這個群體在溫帶河口中很重要，但在亞熱帶和熱帶河口中很少見。

淡水洄游魚類，它們在不同程度上沿著河口移動，有時產卵（例如 eleotrids），但通常返回淡水繁殖。在熱帶地區，這一群體在南美洲和中美洲的河口中最高為突出，其中一些 pimelodid 鮫魚、鮡科魚類和鮮魚鰲魚進入河口水域。非洲淡水鯽魚（*Oreochromis mossambicus*）和射水魚（*Toxotidae*）是非洲和東南亞的著名例子。

所有四個主要熱帶動物地理區域（印度-西太平洋、東大西洋、西大西洋和東太平洋）的亞熱帶和熱帶河口的魚類群落具有許多共同特徵。在除印度-西太平洋之外的所有地區，鱈魚科是其中一個主要的魚類家族。在印度-西太平洋地區，鱈魚科在東南亞赤道地區的河口沿岸水域中很重要，但在其他地區影響較小。這種模式可能與降雨量和河口水域的程度有關。例如，在東非，河口沿岸水域較少，鱈魚科也很少見，雖然有存在，但並不是魚類群落的主要組成部分。除了鱈魚科之外，其他主要的家族在所有地區中基本相似。值得注意的是，在印度-西太平洋地區，鯽魚科和銀鱈科在赤道東南亞的河口沿岸水域中比其他地區更為多樣和數量更多。

5.3 無脊椎動物

無脊椎動物的捕食者主要是螃蟹、蝦和肉食多毛類動物，前者隨著潮汐活動而移動，後者則藏身在泥中。英國河口的岸邊螃蟹（*C. maenas*）在季節遷徙方面表現明顯。在冬季，螃蟹分佈在整個河口，但在夏季，螃蟹會向上遊移動，河口下半部分則變得沒有螃蟹。到了11月，它們再次分佈在整個河口。這種上游遷徙顯然類似於海洋螃蟹的夏季岸上遷徙。在丹麥的伊塞峽灣這個負河口，岸邊螃蟹（*C. maenas*）在5月隨著溫度升至9攝氏度以上而向岸邊移動，先是較大的個體，然後是較小的個體。它們在夏秋季節在岸邊進行活躍的覓食，並在10月至11月返

回深水區，冬季時則隱藏在較深的水域並處於較不活躍的狀態。這樣的遷徙似乎是為了利用夏季豐富的底棲生產。

設計排除螃蟹和狗魚的籠飼實驗，並監測這些物種對底棲底棲生物的影響，表明岸邊螃蟹 *C. maenas* 的捕食行為可以顯著減少河口泥灘上小型多毛類動物（特別是主要的多毛類動物 *Manayunkia aestuarina*）的數量。捕食可能是造成這一物種數量年度變動的原因，而在這個實驗中，魚類對獵物數量的直接影響很小。

在德文郡的林赫爾河口，肉食性底棲多毛類 *Nephtys hombergi* 豐富，平均年生物量為 3.947 克/平方米，年產量為 7.335 克/平方米/年。由於其他大型底棲無脊椎動物的族群無法為這一生產水準提供足夠的營養，因此推測 *Nephtys* 的大部分食物來自小型底棲動物群落。肉食性多毛類 *Nereis virens* 經常形成大量族群，以較小的多毛類動物為食。已經證明，寬腹蚯蚓 *Nereis diversicolor* 是 *Corophium volutator*、小型 *Macoma balthica* 和蠶蚓幼蟲的捕食者，同時也以食用腐植物為食。

在浮游生物中也存在捕食行為，例如浮游水母 *Mnemiopsis leidyi* 作為肉食性動物，以較小的河口浮游生物為食，通過其迅速增加的族群大小能夠達到較大的生物量。在美國的 Narragansett Bay，*Mnemiopsis* 的生物量峰值報告為 60 克/平方米。

活動性蝦和蝦（例如北海蝦 *C. crangon*）和擬對蝦（例如 *Praunus flexuosus* 和 *Neomysis integer*）通常是河口重要的捕食者。高密度的蝦類通常使其成為河口主要的商業漁獲之一。與螃蟹類似，蝦類傾向於在夏季更深入河口和較淺的水域覓食，冬季則撤退到較深的水域。在河口覓食時，它們往往是雜食性的，利用植物碎片以及較小的浮游生物和底棲動物。在荷蘭的瓦登海，幼年的北海蝦以浮游橈足類為食，但隨著它們的生長，北海蝦轉而以底棲有孔蟲和多毛類為食。在瑞典的一個河口對 *Corophium* 進行的捕食者研究顯示，98% 的 *Corophium* 年產量被蝦、蟹和魚類消耗，其中 57% 被北海蝦消耗，19% 被 *Carinus* 消耗，其餘的 22% 分配給三種魚類（圖 5.4）。北海蝦還以寬腹蚯蚓和幼貝類，以及河蝦和自己的後代為食。從多個研究結果可以得出結論，北海蝦是淺海和河口區域的主要肉食動物之一，對底棲生物群落產生重大影響。

掠食性螺類 *Retusa obtusa* 的胃內內容物顯示，年輕和老年的螺類以有孔蟲為食，而成長中的中間階段則以螺蛤 *Hydrobia ulvae* 為食。捕食者和獵物的大小非常吻合，因此年輕的螺類以小型的螺蛤為食，而隨著生長，食物的大小相應增加。

河口無脊椎動物和魚類的捕食總影響很大，尤其是因為許多肉食性物種在夏季時進入河口，此時獵物的生物量達到最大。

5.4 鳥類

河口鳥類的數量和多樣性在一年之中有所變化。在歐洲，許多最常見的濕地鳥類品種在秋季從更北部或東部的夏季繁殖地遷徙到河口。其中一些留在英國和荷蘭的河口度過整個冬季，而其他一些則繼續向南遷徙，在非洲過冬。一些鴨類，如白麵鴨或海鴿，在夏季在北海周圍的河口範圍繁殖，但在冬季則有其他從更北部遷徙來的個體加入。候鳥鵝類可能在河口區域大量出

現，它們在遷徙途中通過河口區域，而黑雁 (*B. bernicla*) 則可能在冬季居住。歐洲溫帶河口的一些鳥類，如野鴨、鷗鳥和鸕鶿 (圖 5.5)，整年都生活在這裡。

河口鳥類的捕食者具有高度的移動性，通常呈現與水流和潮汐活動以及獵物活動相關的明顯潮汐節奏。紅腳鷸 (*Tringa totanus*) 和斑頭雁 (*Tadorna tadorna*) 主要以 *Macoma*、*Hydrobia* 和其他底棲無脊椎動物為食，主要在退潮時在潮間帶覓食，並且習慣靠近水邊。黑脊鴨 (*Somateria m. mollissima*) 在低潮時在淺水中覓食，主要捕食蚌類 *Mytilus edulis*。其他鴨類，如潛鴨 (goldeneye, *Bucephala clangula*) 或黑雁 (*Aythya marila*)，以及鸕鶿 (*Phalacrocorax carbo*) 和鴨科鳧鴨 (*Mergus serrator*)，則在高潮時潛水捕食獵物。除了在河口覓食的鳥類外，還有其他一些鳥類，如鵝類、各種鷗鳥、某些鴨類和天鵝，主要在河口停棲並從海上或陸地上獲取食物。

許多濕地鳥類已經適應了食物搜索行為，以適應潮汐和季節節律以及它們喜歡的獵物的活動。一般而言，特定鳥類的嘴長適合特定的獵物，但還存在更微妙的行為適應。長嘴鷸 (*Limosa lapponica*) 主要以沙蠕蟲 (*Arenicola marina*) 為食，等待並觀察新的沙蠕蟲堆，以便在其排泄時捕食沙蠕蟲。灰背鵞 (*Pluvialis squatarola*) 通過視覺搜索其蠕蟲獵物，依賴於蠕蟲 (*N. diversicolor*) 在基質表面的移動。在泰斯河河口，紅腳鷸主要以 *Corophium* 為食，泰斯河上的 Knot (*Calidris canutus*) 以 *Hydrobia* 為食，和在 Forth 河上的 Shelduck 一樣，它們依賴於 *Hydrobia* 在泥灘被潮水覆蓋時重新出現的情況。寬腹蚯蚓 *N. diversicolor* 在退潮時會退入自己的洞穴，但卻被反嘴鷸 (*Numenius arquata*) 依賴於觸覺捕食。反嘴鷸還以岸邊螃蟹 (*C. maenas*) 為食，但由於這些螃蟹在冬季遷移到深水區，它們在夏季的飲食中僅起次要作用。

無脊椎動物獵物可能會根據捕食者的活動而調整其行為。例如，在 Wash 地區的 *Macoma* 中，當它們的捕食者不在時，它們通常靠近泥面，但當捕食者存在時，它們會深埋到底泥中。埋藏動物在底質內的位置與潮汐狀態密切相關。在對瓦登海動物進行的實驗研究中，清楚地表明 *H. ulvae* 和 *N. diversicolor* 根據潮水淹沒泥灘的情況，從埋藏在泥中到出現在表面之間遷移。這些動物只在潮汐湧現前夕和被潮水覆蓋時才會來到表面覓食，並且實際上被潮汐覆蓋。

濕地鳥類是河口鳥類中最重要的一群，特別是在秋季和冬季。它們根據河口中可用的獵物組成，以各種獵物為食。英國 Wash 地區的濕地鳥類的主要獵物如表 5.5 所示，可以看到獵物資源如何在不同鳥類之間劃分，各種鳥類之間的重疊有限。

當低潮時完全暴露的蚌類床時，海鷺 (*Haematopus ostralegus*) 通常以捶打貝殼或將其喙插入兩個貝殼之間割斷閉殼肌的方式來捕食。貝殼一旦打開，鳥類會挑出肉，並且丟棄貝殼。在 Wash 地區，海鷺以蛤蜊為食，每只鳥每天消耗的蛤蜊數量估計為 181 只蛤蜊 (總濕重 57.5 克)。在威爾士北部的河口，海鷺通過將其喙深入泥中，幾乎達到眼睛的位置，然後將貝殼拔出。然後，它們用喙將貝殼撐開，並取出軟組織。

在莫卡姆灣地區，位於英格蘭北部的 Leven、Kent 和 Lune 河口，有大量越冬的 Knot (*C. canutus*) 個體。Knot 在夏季在格陵蘭和加拿大東北部的凍原地區繁殖，那裡它們幾乎完全以昆蟲為食。冬季它們南遷到歐洲和北非的河口和海岸地區，約有 16% 的總數量在莫卡姆灣度過冬季。莫卡姆灣有 7 萬只鳥主要以 *M. balthica* 為食，並以 *M. edulis* 和 *H. ulvae* 為補充。選擇

Macoma 作為食物似乎是由其可用性決定的，因為 Knot 主要在潮間帶的下半部覓食，因此主要以通常比 Hydrobia 低於沙灘的 Macoma 為食。

許多地區河口的紅腳鷸 (*T. totanus*) 首選的食物是蚓蟲 *C. volutator*，紅腳鷸的覓食率主要取決於泥中 *Corophium* 的密度。當 *Corophium* 的密度較低時，它們會攝食蚯蚓 *N. diversicolor* 和 *N. hombergi*。在英格蘭東南部的 Orwell、Stour、Colne、Blackwater、Crouch 和 Roach 河口上，紅腳鷸和反嘴鷸 (*Numenius arquata*) 通常以泥中的小型無脊椎動物 (如 *Corophium*、*Nereis* 和蚯蚓) 為食。它們會在泥灘上探索，使用嘴巴插入泥中並快速抽取獵物。

另一種常見的河口鳥類是鸕鶿。它們通常在水域中覓食，將頭部浸入水中，然後潛水捕食魚類和其他水生生物。它們在河口尋找沿岸和潮間帶的魚類，並且可以潛水數米深來捕捉獵物。

除了以上提到的鳥類，還有許多其他種類的鳥類在河口尋找食物。這些包括各種鷗鳥、鶉、鷺鷥和其他水鳥。它們的食物選擇包括魚類、蝦類、蚌類、多毛類和其他水生無脊椎動物。

總的來說，河口是一個豐富的食物來源，吸引了各種鳥類和無脊椎動物的捕食者。這些捕食者根據河口的特定環境條件和獵物的分佈，發展出不同的捕食策略和行為適應，以適應這一特殊生態系統的食物網絡。

在白令河河口，英格蘭沃什地區的一項關於濕地鳥類的研究顯示，秋季鳥類的覓食條件是足夠的，超過 30% 的可用日照時間用於休息等非覓食活動。然而，在冬季短暗的日子裡，它們不得不花費超過 95% 的可用時間進食，即使如此也可能不足以維持許多個體的生存，它們可能因為食物短缺而死亡。在蘇格蘭的伊桑河河口，紅腳鷸在冬季只能在白天從河口獲取 50% 的食物，必須在夜間或周圍的陸地上收集剩餘的食物。

歐鴨 (*S. m. mollissima*) 通常在退潮時在淺水區混食，或者潛入更深的水域。它們捕食的蚌類會整個吞下並被鳥類肌肉發達的砂囊砸碎。這種進食方式不適用於大於約 40 毫米的蚌類，而小於 5 毫米的蚌類則很少被捕食。

軟體動物螺螄 (*H. ulvae*) 是越冬的棲鴨 (*T. tadorna*) 的主要食物來源，至少在英國，棲鴨的大部分聚集地可能都是螺螄豐富可得的地方。棲鴨的覓食活動可以分為五種方式，如圖 5.6 所示。這些方式包括：

- 在泥中挖掘埋藏的螺螄。
- 在潮濕表面的暴露泥上橫掃。
- 在淺水中混食和橫掃。
- 在 10-25 釐米深水中浸頭。
- 在 25-40 釐米深水中倒立。

螺螄呈現明顯的潮汐節奏，大多數個體在退潮時鑽入泥中。隨著潮汐重新淹沒泥灘，螺螄重新出現在泥面上開始覓食。通過採用浸頭和倒立的覓食方式，棲鴨能夠捕捉出現的螺螄，延長

覓食時間。即使在高潮時，許多棲鴨仍然能夠繼續覓食，尤其是透過倒立方式。棲鴨的橫掃動作是有效地從泥面上篩選出螺螄和其他生活在表面的動物（如寡毛類），但其價值在特定位置可能取決於退潮時泥濕的程度。

5.5 次級消費者的影響

作為一個群體，次級消費者通常有效地利用它們可獲得的食物，並根據生態競爭的壓力將其分配給彼此。以 Ythan 河河口的蚌類床為例，三種鳥類物種利用相同的蚌類床，銀鷗吃 0 組的蚌類，歐鴨吃 I 組的蚌類，而黑嘴鶉吃 II 組的蚌類。在蚌類的夏季生產中，1300 千卡/平方米被消耗，銀鷗消耗了 112 千卡，歐鴨消耗了 275 千卡，黑嘴鶉消耗了 93 千卡。人類也消耗了 240 千卡/平方米，剩下的 580 千卡/平方米則被蚌類在冬季利用來維持它們的新陳代謝。因此，在這個群體中，掠食者的需求和蚌類的代謝需求都由蚌類的生產提供。

然而，我們已經看到，在 Ythan 河河口的泥灘中，總體而言，比起四個主要的鳥類消費者，比目魚和蝦虎魚消耗的食物總量多三倍。在各種研究中，魚類和無脊椎動物在總消耗量方面比較起眼的鳥類更重要（表 5.8）。在一些河口中，並非所有的初級消費者生產都被次級消費者利用。這種明顯的未能消耗所有可利用生產的情況可能有幾個原因。首先，掠食者由於遷徙進入和離開河口或跨越大陸而進行季節性移動，這意味著它們並不總是存在以利用可用的食物。其次，潮汐和天氣條件的限制可能限制了覓食的時間。第三，初級消費者的大部分生產在死亡後將被分解生物利用，通過分解，有機物再次變為可供腐食者利用的營養物。

可以通過在泥灘上放置籠子來排除掠食者，然後觀察籠子內的任何變化，來證明掠食者對泥灘中的潮間帶大型底棲動物的明顯影響。在德國斯爾特島外的瓦登海（Wadden Sea）德國部分進行的掠食者排除實驗中，Reise（1985）顯示，與沒有籠子的對照地點相比，籠子內的大型底棲動物數量增加了顯著（多達 23 倍）。該地區的泥質沉積物主要由小型環節動物蠕管蟲（*Tubificoides benedeni*）、線狀異尾蟲（*Heteromastus filiformis*）和優雅小體蠕管蟲（*Pygospio elegans*）居住，主要掠食者是濱蟹（*C. maenas*）、對蝦（*C. crangon*）和蝦虎魚（*Pomatoschistus microps*）。在 1 毫米網孔的籠子中，從 3 月到 6 月期間，大型底棲動物的數量僅略微增加，但在 6 月到 10 月的研究期間，籠子內的數量大幅增加，而籠子外的數量大幅減少。籠子內的雙殼綠魚在這個時期有很大的生長，而籠子外發生了大量的死亡。在研究結束時，籠子內的大型底棲動物數量為 86,475 個/平方米，而籠子外的數量為 3750 個/平方米。通過比較不同網孔尺寸，Reise 進一步能夠顯示，在瓦登海的這個地區，濱蟹、對蝦和蝦虎魚的掠食活動對潮間帶大型底棲動物產生了重大變化，而鳥類和較大的魚類的影響很小。這類籠子研究的結果應該始終謹慎對待，因為籠子的存在可能會改變環境。

在荷蘭瓦登海的海鴨數量在秋季到初春達到最大值，然後在晚春和夏季降低。鳥類的數量明顯波動與食物供應獨立，因為獵物物種的生物量在 7 月達到高峰，2 月最低。鳥類數量的峰值季節取決於其他地方的繁殖遷徙和食物可用性等因素。瓦登海中的魚類和無脊椎動物掠食者，尤其是鰈魚（*P. platessa*）和濱蟹（*C. maenas*），與它們的食物物種的最大可用性密切相關。隨著獵物物種生物量在 6 月至 9 月期間達到高峰，鰈魚和濱蟹的數量也相應增加。

總的來說，在歐洲以泥灘為主的溫帶河口中，潛在獵物生物的生物量在夏季月份達到最大值，魚類和無脊椎動物掠食者進入河口的遷徙通常與獵物的可用性高峰同步。從年度基礎計算，魚類和無脊椎動物通常明顯成為主要的次級消費者。許多河口，尤其是英國和荷蘭的河口，冬季鳥類的數量達到最高峰，因為涉禽和水鳥從東歐和北歐遷徙到這裡。它們在夏季的棲息地的食物可用性呈現更大的季節變化，夏季豐富而冬季幾乎沒有食物。鳥類因此被迫前往氣候較溫暖的河口，即使食物可能沒有達到最大生物量，至少是可用的。整年獵物物種的可用性最終歸因於初級消費者對腐殖質作為其主要食物來源的依賴，因為與其他初級食物來源相比，腐殖質全年都可用，儘管在冬季有所減少。

第6章 河口的利用和使用者

6.1 引言

人類長期以來一直利用蔽護的河口地區，現在有許多用途，用於提供魚類和貝類、建築材料如沙子和礫石，以及提供水源。他們將濕地用於農業和建設土地，並利用這些區域進行休閒活動，以及建造橋樑、堰壩和港口等支持基礎設施。它們是工業和城市區域的場所，因此會接收到廢物的排放。它們是重要的航運水道，因此需要通過疏浚來維護航道。考慮到這些多種用途，河口有著眾多的使用者，包括漁民、工業家、航運業者、水產養殖業者和農民。此外，我們可以將野生動物，特別是依賴這些區域的越冬鳥類和遷徙到或通過河口的海洋魚類，視為另一個使用者。

人類對河口的影響可以分為兩個主要類別：（1）對濕地和水柱中材料的輸入，以及（2）對可利用資源的一部分的移除。這些輸入可以是小顆粒或大顆粒，可溶性材料，這些材料可能會逐漸吸附到其他顆粒上，還有橋樑和港口等大型結構。被人類移除的可用資源包括空間，濕地區域通過土地開墾而損失，或者更進一步，通過添加污染物而消失了健康的水柱。可能會移除的材料包括河口的河床，疏浚以清除航道，以及為建築而採集砂礫，或者為沙灘補給而採集沙子。鹽分可能從水柱中被去除，通過淡化廠提供灌溉用水，而水則可能被發電廠用於冷卻。生物材料也可能被移除，例如用於肥料的海草，如水蘊草或海鬚草，以及用於食物的魚類和貝類。

河口遇到的許多問題是其所支援的人口和基礎設施的直接結果。美國有三分之一的人口生活和工作在靠近河口的地區，世界上十大城市中有七個位於河口旁（倫敦、紐約、東京、上海、布宜諾斯艾利斯、大阪和洛杉磯）。在英國，大多數主要城市與河口接壤，這些河口還具有高度發展和改造的集水區，排水著農業、工業和城市區域。例如，亨伯河河口的集水區排水了英格蘭五分之一的土地；該地區曾經是鋼鐵、煤炭和紡織工業主導的地區。因此，這個河口長期以來一直接收廢物。

城市在河口上發展，是因為河口作為自然運輸中心的作用，提供了遮風、雖然有時較淺的港口，並將河流和海上交通連接起來。為了滿足商業和航運的需求，人們在河口岸邊建造了碼頭和靠岸處，船舶可以停靠進行裝卸。隨著船舶尺寸的增大，河口所承受的壓力也增加。首先，可能需要疏浚河口以確保最低水深可供航行。其次，隨著船舶尺寸的進一步增大，可能需要擴大港口或碼頭的尺寸以容納更大的船舶。最終，由於現代超級油輪無法進入舊的河口港口，上游河口航運路線被放棄，必須在下游河口建造新的碼頭。這種歷史性的河口港口向海邊移動的過程在世界上許多河口中都發生過，例如倫敦泰晤士河口從倫敦到蒂爾伯裡和費利克斯托，克萊德河口從格拉斯哥到格林諾克和亨特斯頓，以及切薩皮克河口系統從華盛頓特區到諾福克。被廢棄的港口和碼頭可能會被重新利用，為城市居民提供高檔住宅，並享有他們當地河口的美景。

將河口用於航運和港口建設是隨著河岸沿線的工業發展而發展起來的。大規模的工業，如鋼鐵廠、石油精煉廠或化工廠，需要結合平坦的土地和良好的交通，而這通常可以在靠近河口的

地方找到。由於平坦土地的供應是有限的，工業的增加需求通常通過「開墾」（或更恰當地說是「土地開墾」，因為該地區是首次被佔用）河口泥灘來滿足。在極端情況下，例如英國的提斯河河口，90%的原本的潮間帶棲息地已被佔用於工業發展（圖 6.1）。在其他地方，佔用河口鹽沼地可能逐漸增加農田。許多在河口建造的港口都涉及大規模的土地開墾，幾個「填埋場」用於處理生活垃圾，同樣也會佔用河口潮間帶區域。為了防止洪水損害，整個河口可能會與海洋隔絕，例如荷蘭所做的那樣，關閉了伊榭爾湖的河口，形成了淡水的艾瑟爾湖，或者像大規模的三角洲計劃中那樣，格雷寧根河口現在成為一個鹹淡水湖。

本章展示了所有這些特徵是相互關聯的，尤其是因為許多使用者和用途同時存在。許多活動將改變河口的結構並將材料添加到系統中。正如本書中所展示的，河口的所有部分都是相互關聯的。例如，任何對河口水文模式的幹擾都可能對底部和河口形狀（水深和地形）產生連鎖影響，然後對生物系統的結構和功能產生影響。人類活動引起的系統變化因此要求我們考慮人類是否應對系統進行回應和管理。最近採用的「DPSIR」框架在這方面有用（框 6.1）。

本章首先考慮了河口的用途，然後檢視了河口生物對每種用途的各種反應。本章討論了許多形式的污染，既分開討論，又考慮到它們很少單獨發生的情況下的組合，以及由人類使用引起的系統的其他壓力。在河口生態系統中，由人類活動引起的變化有明確的類別：

外來物質（即對自然系統外來的材料）和毒素的存在

物理添加

能量變化

物理結構

生物體的過度刺激

外來生物的輸入

以及引起突變反應的生成。

同樣，有各種類別的污染物：

微量金屬

合成有機化合物

碳氫化合物

放射性

惰性（物理）材料

營養鹽

有機物

能量

和外來生物。

由於上述壓力對河口的變化可以被視為任何功能異常或處於次最佳狀態的體系。通過這種方式，我們可以將受到人類活動壓力影響的河口視為具有病理學，因此我們可以定義並研究該變化作為「生態系統病理學診斷的特徵」（Harding 1992；Elliott and Hemingway 2002）。系統變化的主要方面包括：

- 營養物質和生產力
- 無生物區域的存在
- 物種多樣性的變化
- 生物體的大小和生物量分佈的變化
- 疾病的盛行
- 整體生物組成的穩定性或不穩定性
- 和污染物的生物累積。

6.2 河口污染

在討論任何主題之前，往往需要先定義所使用的術語。尤其是在我們討論污染和人類對河口系統的影響時更是如此。污染通常是以化學物質為主，因此許多定義與化學物質的輸入有關，如重金屬、油、放射核素和營養物質，這種情況一直持續到環境意識首次增強。然而，現在我們還應該包括生物污染，例如生物體的輸入，以及物理污染，例如生物惰性材料（如沉積物、混凝土和結構）的輸入，這些也會對自然系統產生不良影響。框 6.2 給出了化學和生物污染的相關定義。

由於河口及其集水區的工業化、農業化和城市化特性，世界各地的河口最終都會接收到人類排放到水域環境中的大量廢物。在海洋中，幾乎所有的污染物都集中在河口和近岸沿岸區域，因此當環境保護人士或政治家談論海洋污染時，他們往往實際上是在討論河口的污染。污染物的影響可能因排放物質的化學和物理狀態以及排放後的轉化而有所不同，這取決於接受水體的化學和物理特性。污染物對河口生態系統的影響在季節和時間上也會有所變化，同時與水循環和鹽度等環境因素有關。特定污染物的影響可能會根據接收它的河口部分而有所不同，例如夏季排放到河口上游的污水可能會耗盡所有氧氣，並導致生態系統發生重大變化，而同樣數量的污水在冬季排放到河口入海口可能幾乎沒有影響，無法測量。這種吸收系統中添加的污染物量的能力被視為「吸收能力」。一個小溪的吸收能力很容易被污水排放所超過，因此人類已經將主要廢物流轉移到較大的水體中，首先是大河，然後是河口，現在是開放海洋。

河口生物對污染的反應範圍從急性到最小。在最高水準的污染下，動植物的反應很容易被識別，因為結果是急性的並且可能對所有生物致命。在較低水準的污染下，敏感的動物被消除，但耐受物種可能會繁榮並變得更加豐富。因此，河口生態系統呈現出條件和生物的扭曲。這些扭曲的測量是生物監測污染效應的基礎。在最低水準的污染下，生物的生理和生物化學僅發生微妙的變化。這種微妙的變化在長期而言可能至關重要，但很難檢測出來。

所有物種對環境變化都有一定的容忍度，正如前面的章節所顯示的，河口是變化多端的，因此河口生物對於更廣泛的環境變化比其他系統更具容忍度。對於污染的容忍度肯定因物種而異，同一物種的不同個體之間也往往會有所不同。鑑於河口物種相較於海洋或淡水物種已經特別能容忍環境變化，那麼河口生態系統接受污染物的能力，尤其是增強自然變異性的有機物等污染物，相對較大。由於河口是如此變化多端且可能具有彈性的系統，從而更難從自然應激和自然變異性中獨立地檢測出人為引起的（人為的）生物群落應激。

急性污染的「熱點」通常很容易檢測到，並且常常引起公眾關注，但長期的、更微妙的「慢性」污染往往獲得政府的批准，並且不太可能成為報紙頭條新聞，儘管它對河口生態系統有深遠影響。例如，河口入海口處的石油洩漏會立即引起關注，因為有污染風險，而只含有少量石油的工業排放很少出現在公共領域中，儘管長時間尺度上，工業排放中的石油可能比損壞油輪所溢出的石油更多地進入河口。

6.3 污水污染

長期以來，人類一直將河口用於廢棄物和污水的處理，許多河口都排放污水。在許多情況下，排放的是未經處理的生污水，而在其他情況下，污水在陸地上經過污水處理廠處理，只有液體污水被排放到河口。如果排放的廢物量很少，則可能被納入河口生態系統，成為另一個碎屑的來源。然而，排放的數量可能如此之大，以至於導致動植物的重大變化。污水處理廠產生的固體廢物，稱為污泥，必須得到處理，包括美國在內的幾個國家曾允許將這種材料倒入海洋或河口。在 1998 年之前，英國和愛爾蘭將污泥倒入海洋，但在歐洲委員會的城市廢水處理指令和其他國際公約下，這種做法被禁止。

污水處理廠是提供一級處理（僅去除固體物）還是二級處理（對液體廢水進行全面生物處理）的，都會產生大量的固體廢物，即污泥。長期以來，沿海地區被認為是將這些污泥以船舶運輸從污水處理廠運送到河口入海口或更遠處的傾倒場進行處理的最經濟方法。可以區分兩種傾倒場，一種是物質積聚的場所，物質在底部積聚，另一種是分散的場所，水流將物質分散到廣泛的區域，利用海洋對廢物的分散、分解和吸收能力。例如，紐約海灣是一個重要的污泥傾倒場，大量來自紐約市的廢物被傾倒在 Ambrose Light 附近。在傾倒場附近及其周圍，底層水中的氧氣濃度降低，在 1976 年的春夏季，面積為 12,000 平方公里的區域的氧氣濃度低於 2 毫克/升，更小的區域變得完全無氧，至少造成了 14.3 萬噸蛤蜊 *Spisula* 死亡。Steimle (1985) 在 1980-1982 年的報告中顯示，傾倒區域並不是無生物的「生物沙漠」，但底棲生物顯示出耐壓物種的增強生產，從而產生了增強的底棲生物量（127-344 克/平方米濕重）和豐富的海底漁業。

在 1998 年禁止海上傾倒污水污泥之前，蘇格蘭格拉斯哥市的污水傾倒場位於 Garroch Head，每年傾倒 150 萬噸污水污泥。這是一個典型的積聚場，傾倒場的中心生物量和個體數量非常高（分別為 500 克/平方米和約 500,000 個/平方米），儘管物種多樣性較低，主要物種是線蟲（*Pontonema* 屬）、寡毛類（*Tubificoides benedeni*）和多毛類（*Capitella capitata* 和 *Scololepis fuliginosa*）（Pearson 等，1986 年）。隨著離傾倒場的距離增加，物種多樣性增加，而生物量和數量減少（圖 6.2）。物種多樣性、數量和生物量的這些變化很好地符合下面描述的一般模式，稱為 Pearson-Rosenberg 模型。值得注意的是，來自高度工業化城市的這些污泥也含有高水準的

持久性污染物，如重金屬，這些污染物被保留在沉積物和生物體中。儘管這些污染物中的許多被保留在傾倒場，但有些則通過吃傾倒場高水準無脊椎動物的遷移魚類被輸出。儘管所有這些，該地點仍被視為一個海洋的「垃圾填埋場」。

相比之下，1998 年之前，蘇格蘭愛丁堡市（每年多達 50 萬噸）的污水是在兩個交替的地點傾倒的，夏季在 Bell Rock 附近，冬季在蘇格蘭東部的 St Abb's Head 附近。在這些分散的地點進行的每半年一次的傾倒策略旨在允許在各自的傾倒季節恢復。發現這些分散地點的特性並未在沉積物中產生有機碳的累積證據，且底棲生物僅出現輕微變化。因此，這些污泥被充分分散，不會對底棲環境產生任何重大變化。同樣地，在 1998 年之前，倫敦地區每年在泰晤士河河口的一個分散地點傾倒了 500 萬噸污水，同樣沒有觀察到任何重大不良環境影響。

在 1990 年代的歐洲，人們對於在海洋中傾倒污泥的倫理和可行性表示擔憂，因為即使進行全面分散，仍會添加大量有機物和營養物質到生態系統中。海洋傾倒選項的支持者認為這是對環境的明智利用，因為清潔的污泥，即主要是幾乎不含持久性污染物的家庭污泥，將在海洋中得到有效分解和吸收。其他的處理方法包括焚燒、乾燥、填埋、在農田上撒布或噴灑到林地上。儘管有人聲稱海洋選項是最佳的實際環境選項，但這些論點並未被接受，因此在 1998 年禁止了歐洲範圍內的海洋傾倒。

6.4 營養物質的分散來源

雖然污水、養殖業廢棄物等來源確實對河口提供了一些額外的營養物質，但廣泛研究表明，額外氮的主要來源是河流，這是由於農業使用的肥料排水和內陸污水處理廠的排放。一般估計，施用於農田的肥料只有不到一半結合在收穫作物中，其餘通過排水流入河流，進而進入河口，它們也直接從鄰近河口的田地進入。氮的大氣沉降是繼肥料之後的第二大重要來源。農業營養物質的供應確實刺激植物生長，但並非所有營養物質都能在河口內被利用，這往往是由於停留時間短或光線不足（高濁度）的限制條件以及營養物質通常從河口流入相鄰的海洋中。在歐洲，人們擔心許多與北海相接的河口從內陸源頭輸入的過多營養物質而受到威脅。這些營養物質來自內陸源頭，並隨著河流從河口流入海洋。毫無疑問，這些營養物質的最大來源是萊茵河。

向河口和海洋添加額外有機物（碳）通常被稱為有機優養化，而從同一來源增加的營養物（氮、磷）則被稱為高營養化。在適當的環境條件下，高營養化可能導致一系列不良影響，這些不良影響被稱為富營養化。富營養化可能是自然的，也可能是人為的。在淡水中，磷酸鹽供應可能會引起富營養化，但在河口和海洋中，通常是氮的供應是關鍵因素。De Jonge 和 Elliott（2001）和 Elliott 和 de Jonge（2002）指出，富營養化的原因和後果是一組「自下而上的因素」和「自上而下的反應」。高水準的營養物輸入需要長時間停留和良好的光線條件，以使用於植物生長。在通常濁度較高的河口，營養物可能存在較高的水準，但由於光線限制，通常不會引起過多的藻類生長。如果存在利用營養物的良好條件，則可能出現富營養化的症狀。這些症狀包括：

巨型藻類生長增加，例如在瑞典西部海岸的淺鹹水域中漂浮的巨型藻類（如鞘藻屬），或在 Tees 河口等潮間帶沙灘上形成的巨型藻類。

浮游微藻的爆發，可能具有毒性，例如產生記憶性、麻痹性或腹瀉性貝毒（ASP、PSP、DSP）的紅潮藻（如亞歷山大藻和 *Cingula*），或者只是產生大量黏液和泡沫的藻類（如鞭毛藻）。

水體透明度下降，由於藻類爆發造成。

由於植物生長的死亡，導致氧氣耗盡，殺死魚類和底棲生物。

植物材料死亡後，有機物優養化的沉積物以及對底棲生物群落的改變。

Rosenberg（1984年、1985年）顯示，富營養化已經被證實在波羅的海中發生了一段時間，這是由於該鹹淡水海域大量的營養物輸入以及長時間的停留時間。在20世紀80年代，富營養化的症狀也出現在丹麥和瑞典之間的低水深海域 Kattegat，觀察到底棲動物的明顯變化，以及底棲生物（如挪威大蝦）的大量死亡。底棲漁業（例如鱈魚等）下降，但洄游性漁業（例如鯡魚等）增加。

浮游生物爆發可能對其他生物有毒。1987年，北卡羅來納州的毒性藻類「紅潮」爆發迫使關閉了170英里（250公里）的蛤蜊和牡蠣產地。同樣，在20世紀90年代末，西蘇格蘭海灣的這些生物的爆發被認為與養殖業增加的營養物和有機物有關。現在，富營養化已在世界上許多河口記錄到；例如，以Ems-Dollard河口的總磷為指標，Ems-Dollard河口的浮游植物持續增加的情況如圖6.3所示。

在許多河口的潮間帶泥灘上，例如蘇格蘭東北部的Ythan河口和英格蘭東北部的Tees河口，大面積的「藻類墊」生長被認為是富營養化的明確症狀。鞘藻屬或枝藻屬的藻類墊覆蓋了底棲生物的初級消費者，阻止氧氣到達沉積物，並增加了有機物的降解對氧氣的吸收。這會導致缺氧狀態，如產生硫化氫，進而殺死蛤蜊（如磷瓦貝或綠波魚蝦）等動物，但增加了腹足類動物（如小眼螺）等食草動物。體外消費者（如涉禽類和魚類）被阻止在泥灘上進食，整個系統受到不利影響。

河口有機優養化的後果因情況而異，需要多種評估方法來解釋其影響。理解河口生態系統的营养物質分散和富營養化的影響是一個複雜的課題，受到許多因素的影響，包括營養物的來源、環境條件、停留時間和生物互動等。因此，針對特定河口或地區的营养物質分散和富營養化的研究非常重要，以瞭解其對生態系統的影響，並制定有效的管理措施。

6.5 有機優養化

少量良好分散的有機物可以被河口生態系統輕易利用，提高生物生產水準。然而，如果大量有機廢水被排放到河口，且河水淘汰速率低，或者單一點處排放過多廢水，超過了接收區的吸收能力，就會出現問題。當過量有機物存在時，利用有機物的細菌和其他微生物將消耗水中的所有可用氧氣。這樣的問題在夏季特別嚴重，因為河流流量減少、水淺的條件下，加上溫度升高，細菌活動增加，加速了水中溶解氧的消耗。上游河口區域的淺水性進一步加劇了這個問題。圖6.4顯示了福斯河上游河口的水柱中的溶解氧水準，特別展示了季節性（夏季）和空間性（上游河口）的溶解氧下降或最小值。

低氧甚至缺氧條件的形成導致河口正常的大型底棲動物滅絕，並被寡毛蟲等環節動物取而代之。在有機優養化最嚴重的地區，甚至這些環節動物也可能被排除在外。有機廢物的微生物降解除了消耗可用氧氣外，還會導致硫化物的增加。硫化物的氧化進一步消耗氧氣。有機優養化的影響最明顯地通過監測動物群落並測量沉積物的氧化還原電位（Eh）在已知有機廢水排放點附近不同距離處的變化來觀察。可以使用插入到沉積物中的特殊鉑電極來測量氧化還原電位，所得到的負 Eh 值表示還原（缺氧）條件，而含氧的沉積物則具有正 Eh 值。Pearson 和 Stanley（1979 年）詳細介紹了 Eh 的測量方法。

從藻類複合物（海藻）工廠有機廢水排放點距離多達 800 米的測量結果顯示在圖 6.5 中。靠近廢水排放點附近的物種相對較少，數量和生物量較低，並伴有負 Eh 值。在 100 米處，動物（主要是小型多毛類）的數量大幅增加，但物種數量仍然很少。生物量和 Eh 值更穩定地增加。在 100 至 400 米之間，動物的總數量（豐度）減少，而物種多樣性和 Eh 值逐漸增加。生物量在 200 米處出現下降，但其他地方增加。超過 400 米，物種多樣性、豐度和生物量都下降，而 Eh 值繼續上升。這樣的物種多樣性（S）、總動物數量（A）和總生物量（B）變化的曲線形式已在許多有機排放點附近記錄到，並稱為“S-A-B 曲線”或 Pearson-Rosenberg 模型（Pearson 和 Rosenberg 1978 年）。這樣的 S-A-B 曲線現在被視為有機優養化影響的典型特徵，可以解釋如下。靠近廢水排放點，條件是缺氧的，沒有大型底棲動物可以生存。隨著離開廢水排放點的距離增加，沉積物被“機會主義者”動物，主要是小型環節動物所佔據，它們數量龐大。這個區域被稱為“機會主義者的高峰”，物種多樣性較低，生物量較小。在這之外是“生態界限區”，在這裡正常的動物群落取代了機會主義者，如圖 6.6 所示，生物量可能會出現下降。超過生態界限區，由於有機來源的優養化，動物群落顯示出增加，生物量和物種多樣性達到最大值。在這個優養化區之外，動物群落的數量會下降到背景水準。

物種組成的變化在圖 6.6 中以圖像方式顯示。水流動和更新是影響特定區域有機物影響的重要因素。圖 6.7 展示了水流動的重要性。水流動的重要性如此之大，以至於對於排放到混合良好的河口口部的相同有機排放物可能沒有或幾乎沒有可測量的影響，而對於排放到河口上游限制範圍內的相同排放物則可能導致嚴重的有機優養化症狀。

在不同類型的污染/壓力和乾淨/無壓力條件下，淺水區和海洋社區的性質可以根據主要社區參數（物種數量、豐度和生物量）的變化列出（表 6.2）。儘管不同類型的壓力略有不同，但一般特徵適用於許多壓力源。

6.6 整體系統變化

瓦登海是歐洲最大的河口地區，佔地約 10,000 平方公里，是數百萬個岸鳥的主要棲息地，也是北海魚類的重要育種區（圖 6.8）。瓦登海的有機污染反映了人口和工業的分佈情況，丹麥部分的乳品和屠宰場的未經處理或最低限度處理的廢水，德國部分的愛爾比河和韋塞爾河的河口，以及荷蘭主要城市的廢水。從整體上看，有機廢水引起瓦登海的有機污染反映了人口和工業的分佈情況，丹麥部分的乳品和屠宰場的未經處理或最低限度處理的廢水，德國部分的愛爾比河和韋塞爾河的河口，以及荷蘭主要城市的廢水。從整體上看，有機廢水引起當地嚴重的缺氧問題，但從總體上看，該地區仍然是歐洲最重要和最富產的河口生態系統。

有一個河口經歷了幾十年的有機污染，但經過戲劇性恢復的例子是泰晤士河河口，它流經英國倫敦。由於大量的家庭污水，泰晤士河的狀態在 20 世紀上半葉持續下降，直到 20 世紀 50 年代，河流的中間段完全缺氧，只有寡毛蟲和餵食穀物的野鴨和天鵝棲息。直到 1964 年 Crossness 完成新的污水處理廠，情況才開始改善；1974 年由於 Beckton 的另一個污水處理廠的建成，再加上幾個舊廢水排放點的關閉，情況進一步改善。由於這些改進，河口水質逐漸改善，到 1975 年，最低溶解氧含量達到飽和度的 25%。此後，水質不斷改善，魚類和鳥類回到了河口。圖 6.9 記錄了恢復期間捕獲的魚類物種數量。在 1920-1960 年期間，沒有捕獲到魚類。鰻魚是第一個回歸的物種，到 1975 年，已發現 36 個物種，其中最引人注目的是鮭魚的回歸。魚類物種的數量逐漸增加，到 2002 年，已發現超過 120 個物種。同樣，現在出現了多樣的無脊椎動物群落，雖然寡毛蟲的數量減少了。隨著寡毛蟲減少，鴨鵝和紅頭鴨等以其為食的鳥類數量也減少。

6.7 漁業和水產養殖

6.7.1 野生漁業

全球而言，主要的河口漁業是貝類漁業，包括對一些豐富的無脊椎動物自然族群的收集，例如蝦、蟹、牡蠣、蛤蜊和淡菜。越來越多地，自然庫存的捕捉被海洋養殖所補充，其中以牡蠣和淡菜最為顯著。運動漁民在河口廣泛地挖餌，這可能會對潮間帶動物群造成相當大的干擾。

除了貝類工業之外，還有脊椎動物漁業。雖然許多進入河口的魚類因為它們是育魚場或者是不受歡迎的物種而未被商業開發，但其他物種則被廣泛開發。鮭魚、海鱒和鰻魚都會從海洋經過河口到達河流，許多商業漁業利用它們。墨西哥灣從佛羅裡達延伸到德克薩斯和墨西哥，是美國的一個重要漁業區域，他們總漁獲量的 28% 來自這個區域的鹹淡水灣和潟湖。獲獵的主要物種包括胡麻鯪 (*Brevoortia* spp.)、灰鰻 (*Mugil cephalus*)、鱈脊鱈 (*Micropogon undulatus*) 以及蝦類、藍蟹和牡蠣。除了鱈脊鱈以外，其他物種都是河口物種，一般在海洋中產卵。幼體進入河口，在那裡生長，成熟後返回海洋。其他豐富的河口漁業區域包括亞馬遜河口、尼日利亞的河口和印度的河口，如恆河，其河口條件延伸到距離河口 160 公里的上游。

與所有類型的漁業一樣，對活動的生態系統影響引起了嚴重關注，這些影響已在圖 6.10 中總結。例如，除了捕獲目標魚類和非目標魚類和貝類之外，河口漁業活動還可能干擾或破壞底棲動物，進而影響其依賴的魚類和鳥類族群 (Jennings 和 Kaiser 1998; Hall 1999; Blaber 等, 2000)。漁業的主要影響包括：

(1) 造成局部滅絕，當某一特定物種大規模消失時，通常是目標物種，例如歐魚 (*Osmerus eperlanus*)，在 20 世紀中葉，由於過度捕撈，它從蘇格蘭的福斯河口消失。

(2) 影響目標生物的族群生存能力、基因組成和成熟度，例如通過過度捕撈海洋和底棲群體的產卵群。

(3) 影響非目標生物，包括其他魚類 (例如在河口捕撈鱈魚時捕獲的幼鱈魚) 和其他物種，如河口捕鮭魚時捕獲的鼠海豚。

(4) 影響育魚功能，例如在捕撈蝦時捕獲大量的小比目魚和鱈魚，以及通過去除幼魚使用的泥灘棲息地。

(5) 影響營養作用，例如鳥類和甲殼動物捕食沙丁魚和對許多河口食物網功能至關重要的蝦類，以及通過增加海床損傷和副漁獲產生的腐食性副產物，改變食物網。

(6) 通過土地索賠和基礎設施建設（港口和船塢的建設）以及拖網對底棲環境的破壞，對棲息地進行修改和破壞。

(7) 通過底撈引起的床層懸浮物，以及垃圾等其他引入物質和由副產物引起的有機優養化，對水質產生影響。

許多由海洋漁業引起的問題也發生在河口和濕地棲息地，雖然相關案例研究很少。Elliott 等人（1990 年）提到一個影響河口魚類的海洋漁業案例，沿海和海洋鱈魚漁業似乎影響了河口的育魚功能。在蘇格蘭東部的福斯河口，幼年鱈魚的減少似乎反映了北海大規模捕撈成年鱈魚存量的增加。這一現象在英格蘭東北部的泰恩河口也有類似的表現。

每種類型的漁業都會對生態系統產生影響，因此以溫帶河口的拖網漁業為例（圖 6.11）。概述（概念模型）聚焦於拖網漁業及其相關活動（港口和船塢、垃圾產生和漁具損失）的影響。該概念模型總結了以下方面的影響：

● 非商業尺寸（尤其是幼體，因此對河口的育魚功能） ● 非商業物種（餘下的群體和副漁獲的影響以及個體損害） ● 目標物種（通過生態學和遺傳水準上的群落和族群變化以及對競爭性捕食者的影響） ● 系統的物理完整性（通過底部幹擾和對底棲生物的破壞） ● 河口系統的污染（通過可溶性污染物和大、小顆粒物質的排放，包括垃圾和漁具損失） ● 基礎設施的建立（棲息地損失，尤其是高生產力的潮間帶區域）。

目前還沒有試圖量化概念模型內部關聯性或評估影響範圍的努力，因此該模型仍然是定性的，而非定量的。

6.7.2 水產養殖（養殖硬骨魚和軟骨魚）

自 20 世紀 80 年代以來，許多國家的海洋養殖業快速增長。在蘇格蘭、挪威和加拿大，主要的擴展是養殖漂浮網箱中的鮭魚（圖 6.12）。在評估水產養殖的影響時，需要考慮到使用的區域、養殖漁場所需的條件、對水柱、沉積物和底棲生物的影響、對當地魚類和鳥類的影響、不同生物層次上的影響，以及為了高效生產所需的化學品添加。每一個方面都需要管理策略和控制和規範。在歐洲，主要使用的區域包括蘇格蘭西岸和島嶼邊緣、愛爾蘭西岸和挪威的峽灣。這些區域位於過渡水體中，如河口、峽灣和海灣，它們需要特定的設施，如進出口、良好的水質和低至中等的水流（低能量水文環境）。由於後者，這些區域很可能是分層的。基本上，這些影響是由於包裹和餵養魚類的特性引起的，例如，鮭魚通常以魚粉為主要成分的顆粒飼料餵養，其中高達 20% 的飼料可能無法被攔截，會落入底部，連同魚類產生的糞便一起（圖 6.13）。由於魚網箱通常放置在淺水區，廢棄物迅速沉降到底部並在那裡積累。

在溫帶地區，保留魚類的網箱和支持軟體動物的托盤或繩索，而在熱帶地區，保留甲殼動物（主要是蝦）的網箱位於水柱中。這會通過添加廢棄物（如顆粒有機物（POM）、溶解有機物（DOM）、過剩飼料、糞便、黏液和腐植質）對水柱產生影響。廢棄物會添加營養物質，從而有可能將寡營養（營養限制）的系統轉變為更豐富營養的系統。自然營養豐富的系統（過度富營養養分）可能變成富營養養分的系統。溶解氧可能會減少（由於魚類需求和廢棄物的生物化學需氧量），並且可能導致紅潮（有毒微藻爆發），蘇格蘭西岸已經有此現象。結構物將對水流產生水文學干擾（尤其是當存在過多的藻類附著時），而養殖有機體的輸入將通過糞便微生物的輸入改變微生物組成。最後，懸浮固體物的增加導致濁度增加，從而可能降低初級生產力。這些效應中的許多屬於常見的富營養化症狀。

可以說，最大的影響將是對沉積物和底棲生物的變化。固體廢棄物將在床上積累，因為 5-10% 的食物是廢棄物，25-30% 的食物重量將被排泄為糞便。對於軟體動物，通過偽糞便產生的沉積物生物沉積作用，從而改變底層沉積物的性質。由於水流受阻而產生的水動力學變化會通過形成低能量區域來改變沉積物結構。有機物的輸入和優養化會產生厭氧沉積物，最終通過產生硫化氫（H₂S）和甲烷（CH₄）影響水質，而這些物質本身具有毒性。如果氧化還原電位不連續面（上部含氧水準和下部無氧水準之間的邊界）移出沉積物，無氧沉積物將影響水柱。這一點可以影響到利用硫化氫的大量細菌生長，從而導致機會主義者群體的發展，從而改變魚類和大型食肉動物對底棲獵物的質量和可食性。Brown 等人（1987 年）已經證明，在漂浮鮭魚網箱下方，沉積物具有高度的還原性（負 Eh）且無生物存在。高度優養化的區域主要由機會主義和耐污染的多毛類動物 *C. capitata* 和 *S. fuliginosa* 主導，從網箱的邊緣延伸到約 8 米處。稍微優養化的區域可達 25 米，超過該範圍的動物群落不受網箱的影響。因此，這種有機優養化形式的生態影響嚴重但有限。

在貝類的情況下，西班牙、新西蘭和愛爾蘭的淡水養殖業得到了擴展。蚌類生長在懸浮的繩索上，以天然浮游生物為食。在西班牙西北部的阿羅薩河口的蚌類養殖研究中，Tenore 等人（1982 年，1985 年）已經表明，蚌類是確定該地區生態系統結構和動態的“關鍵物種”。通過密集的海洋養殖，人類已將蚌類取代為該地區的主要草食動物。主要變化包括：

蚌類的表面積和糞便支持著一個密集的外生生物群落，它利用蚌類糞便的 90%，並為底棲魚類和螃蟹提供食物。

外生生物幼體而不是橈足類動物佔優勢的浮游生物群落。

蚌類的營養循環抑制了浮游植物的振蕩，並促進繩索上的海藻生產。

蚌類沉積物的大量沉積改變了沉積物的環境，降低了底棲生物的生產力。

源自蚌類沉積物的顆粒有機物的輸送會增加該區域之外的底棲生物量，並可能支持近岸漁業，尤其是湖區漁業。

Tenore 得出結論，蚌類的浮筏養殖以一般積極的方式影響著食物鏈模式和生產力，儘管承認養殖區附近的底棲生物類似受到污染的條件的影響。根據這項研究以及其他幾項研究，我們可以在圖 6.14 中概述蚌類養殖對河口生態系統的可能影響。蚌類浮筏或繩索會重新路由能量或物

質的流動，不像飼養在準備食物上的籠養硬骨魚那樣向生態系統添加任何額外的營養物質，任何變化都涉及與通過增加營養物供應引起的富營養化不同的過程。

養殖硬骨魚和軟骨魚都會對當地魚類產生影響，包括改變正常棲息地、阻礙水流和破壞遷徙路線。引入和/或替換非本地庫存，引入外來物種。在養殖特定魚種（例如鮭魚）的情況下，逃逸物會對自然族群的基因構成產生改變，可能降低基因適應性。還可能引入新的和增加的疾病，以及寄生蟲的引入/集中。最後，為了餵養養殖魚類而從本地或遠處捕獲的海洋魚類的去除將影響這些庫存。

考慮到鳥類對這些區域的重要性，水產養殖可能對其使用產生影響。可能會對繁殖、覓食和越冬區域造成急性和慢性干擾，以及場地的破壞（通過土地和水的損失），並引入以機會主義者鳥類為食的鳥類。這些活動可能導致死亡，例如通過射擊控制（在某些國家需要豁免針對鳥類保護法的許可），還可能意外或故意捕捉鳥類（通過使用防捕食者網等）。可以通過場地考慮、改進設備和使用驅鳥裝置或犧牲性食物，以及採用射擊政策來減少這些不利影響。

水產養殖需要添加化學物質，可以通過口服治療（例如，與魚飼料一起進食）或浸泡治療給予這些化學物質。這些包括食品添加劑，如維生素、礦物質混合物和顏料，在鮭魚類中需要顏料來產生粉紅色肉色，這在野外通過食用甲殼動物食物獲得，而在養殖中則不使用。麻醉劑和麻醉劑是為了減少魚類在處理過程中的壓力，並且使用疫苗和其他治療劑以保持健康。消毒劑和抗生素將用於減少微生物的影響，並且由於大量魚類被限制在狹小空間中，可能會使用殺蟲劑（如 Nuvan/Aquaguard（基於敵敵畏的二氯伏安）和伊維菌素）來對抗魚虱的感染。最後，可能會使用防污染劑/處理劑（如銅、TBT、柏油和防滑塗料）來控制設備的宏觀生物附著。

因此，水產養殖在不同的生物層次上可能產生影響。管理策略可以用來減少或消除水產養殖的影響。開發者可以通過漏斗或吸力系統收集多餘的固體廢棄物，儘管仍然可能發生分解、營養物釋放和水質惡化的情況。泵送或床上拖網以促進分解並分散廢棄物。良好的選址原則將最小化影響，或者網箱可以在一定間隔內移動，間隔根據網箱下的生物混動程度來判斷，從而利用區域的容納能力。使用低浪費飼料和手工餵養的餵養技術，以及選擇類型的飼料（慢沉降，並且平衡控制以減少 NH₃ 的輸入）將減少影響。使用良好的做法，例如將死亡魚類從水柱中清除並銷毀，而不是放入其中，並使用生物控制害蟲（例如使用黃鱗蓋魚來控制魚虱）將減少生物影響。此外，漁民和環境保護機構可以使用數值模型（基於養殖量、水流、深度），並通過自我監測沉積物和底棲生物的健康狀況來評估潛在影響。然後進行取樣和/或攝影以進行評估。最後，與養殖硬骨魚相比，混合養殖軟骨魚和軟骨魚，或者選擇養殖而不是籠養，可以更明智地利用環境。

6.8 工業污染

工業源頭的廢棄物從位於河口附近的工業以及內陸地區的廢棄物可能通過河流或公共下水道排放進入河口。工業源頭的廢棄物可能在排放前進行處理，使進入河口的排放物濃度大幅降低，或者廢棄物可能以未經處理的形式排放。所有行業都會產生一定量的廢棄物，從用於冷卻目的的大量水，到可能在小量情況下甚至具有極高毒性的化學廢棄物產品。

6.8.1 石化廢棄物排放和輸入

原油是一種複雜的天然混合物，主要由碳氫化合物組成，但也含有非碳氫化合物和金屬成分，每個成分在環境中的毒性、行為和持久性各不相同。估計每年有超過 200 萬噸的石油排放進入河口，約佔排放進入世界海洋總量的三分之一。因此，河口確實承受著不成比例的巨大負擔。儘管油污漏洞和油輪事故獲得了大量媒體報導，但遠大於這些的比例的油是來自於城市和河流污水排放或家庭和工業廢棄物等分散來源。石油工業對河口的影響可以分為三個方面：

(1) 由於船舶事故或裝載終端的人為錯誤而引起的大規模漏洞的影響，(2) 煉油和石化工業排放的效應，以及 (3) 油氣開採的影響。

石油洩漏

港口或船舶碰撞引起的石油洩漏可能產生多種潛在影響，這些影響取決於洩漏的石油性質、河口的特性和氣候條件。石油的不同組分中有些可能具有毒性，而其他組分則相對惰性，所有組分都會受到物理、化學和生物降解的影響。當石油從港口或碰撞中洩漏時，它以分離相的形式進入水中，這與水基本不可溶且通常形成一層漂浮物（圖 6.15）。漂浮物會擴散並通過光氧化、蒸發以及在強風時的氣膠形成而受到物理和化學分解的影響。因此，天氣條件對洩漏石油的命運和影響至關重要。許多較輕和毒性較高的成分可能會在風化過程中損失，但不幸的是，在河口這樣的狹小空間中，可能沒有足夠的時間讓洩漏的石油在沉積到岸邊之前發生風化。

漂浮物和下沉的石油將根據風和潮汐條件以及河口的特性運輸到河口的不同區域。例如，在河口口部的漏洞會對當地的岩岸和沙灘產生影響，而被推進河口的漏油可能影響泥灘、鹽沼和蘆葦草地。一旦油漏到沙灘上，潮汐泵送可以將油推入更粗的沉積物中，一旦進入沉積物中，特別是如果沒有氧氣滲透，則會減少好氧降解。因此，油可能會在許多個月內保留在那裡。在岸上，油會產生機械作用，覆蓋在洞穴中的動物或岩石上，並遮擋植物的光線。由於泥灘具有比沙灘更多的底棲動物和捕食者族群，所以沉積在泥灘上的油具有更大的覆蓋效應，並影響捕食者-獵物關係。沉積在高能量的沙灘表面和岩岸上的油將受到更大的物理分解作用，因此可能更容易分解。相比之下，在泥灘、海草床、鹽沼和蘆葦草地等低能量河口環境中沉積的油將持續更長時間，並且更難以通過機械方法去除。它將滲入小溪和植物之間，因此受到機械分解的保護。在鹽沼中，被沾染的植物部分會死亡，但如果能夠在這種情況下存活，植物可以重新生長。

石油還會與水柱混合形成水中的油水乳膠，隨著混合程度的增加，會形成油水乳膠（通常被稱為巧克力慕斯）。浮游動物將吞食油微滴並產生糞便顆粒，這可以通過糞便表面的細菌生物降解促進分解。然後，這些微滴和顆粒可能沉澱到水柱之外。水溶性或揮發性化合物具有最高毒性，美國河口的含有 45% 低芳香油的燃料油洩漏曾經對商業貝類養殖造成嚴重破壞。油中剩餘的較重組分在蒸發後會趨向下沉，並且在那裡被多種微生物進行微生物分解，這些微生物能夠分解石油碳氫化合物以及自然生成的生物源性碳氫化合物。然而，最具抵抗力的油組分，即較重和不揮發的成分，仍然會形成油膏球，如果不處理，這些油膏球可能持續存在數周甚至數月。

鑑於石油滲透到河口中較為脆弱的棲息地中的嚴重後果，特別是那些在沉積後難以清除的地方，因此在河口處理油污漏洞的最常見建議是在可能的情況下通過防油圍遏制油污漏洞，然後使用泵將被困油污漏洞中的油污移除。如果油污漏洞出現在沙灘上，則機械移除（如使用鏟子或挖掘機）是首選的處理方式，而不是使用乳化劑。早期用於清除行動中的乳化劑或清潔劑通常對河口生物比原始油更具毒性。新一代乳化劑的毒性較低。使用熱水和/或淡水沖洗岩岸上的油可能比單獨放置的油產生更大的群落效應。在河口的泥灘、鹽沼、海草床和蘆葦草地上沉積的油是無法在不對這些棲息地造成重大損害的情況下去除的，因此如果這些區域受到油污染，通常的決策是讓油自然清除。

因此，河口石油洩漏應急計劃可能涉及從沙灘中回收油污，而不是其他棲息地，尤其是因為沙灘可能具有良好的通行能力並且可以支撐重型機械設備。圖 6.16 展示了處理河口內的油污漏洞時的建議決策過程。

石化廢水排放

比起油污漏洞，對河口的潛在危害更隱蔽的是持續排放的工業廢水對石化廠的影響。

這些工業的排放物主要是含有一定量的化學品的熱水，可能包含來自煉油廠的石油或來自化工廠的苯酚或氨等化學廢棄物。煉油廠的排放物可能只含有 10-20 ppm 的油，很難去除，可能只會被視為帶有油膜的混濁水，但以每秒 7.58 立方米的流量來看，每天會產生 6.55 噸的油。對梅德韋和福斯河口的石化廠排放物的影響在進行大規模清潔之前得到了研究。在排放物排放口附近，發現了一個無生命的區域，完全沒有生物存在。在此之外是一個“極度污染區”，只有少數寡毛類生物存在。然後是一個“受污染區”，寡毛類和小型多毛類動物（*Manayunkia*）豐富，偶爾還有其他物種（如 *Hydrobia*）的標本。最後是超過 1 公里遠的“幾乎未受污染區”，這裡的 *Macoma*、*Cerastoderma*、*Nereis*、*Nephtys* 和 *Hydrobia* 通常豐富，寡毛類較少。可以看出，物種的分區和豐度的分佈與上述有機優養化的影響非常相似。由於石油是地球化學上從有機物質衍生出來的生物產物，所以油對河口生態系統的影響與其他過量有機物質的影響相似。全世界的煉油廠一直在努力減少廢水排放，現代煉油廠對河口生態系統的影響要比舊廠少得多。當煉油廠的排放減少或停止時，具有復原能力的河口生物通常能夠迅速重新定居該區域。

石油和天然氣開採

石油從幾個河口地區開採，尤其是尼日利亞的石油田位於尼日利亞的河口三角洲地區，井口的突發事故偶爾會導致環境問題。

英格蘭東部和荷蘭海岸的淺水區接壤北海油氣田，英格蘭西北部的莫考姆灣也坐落在一個天然氣田上，因此這些地區支持天然氣鑽井平臺和海床收集系統。天然氣和石油通過管道輸送到幾個河口，因此地層水和生產水必須經過處理和處理後才能排放到河口。

地層水是與石油和天然氣一起被困的化石水，可能含有高濃度的礦物質並具有高鹽度，而生產水則是被推入老化井中以增加產量的水。這兩者都含有油污殘留物，因此在排放到河口之前需要進行處理。

6.8.2 重金屬

與烴類不同，其他化學廢棄物如重金屬的影響可能會與烴類不同。重金屬的排放，例如汞、鎘、銅、鐵、鉛、鋅或鉻，來自各種行業，包括化工廠、金屬加工行業和礦業廢水，受到了特別關注。

有兩種方法被使用。首先，研究重金屬對河口生物的毒性，其次是研究生物體中的金屬濃度。McLusky 等人（1986）對河口無脊椎動物受重金屬毒性影響的溫度和鹽度的綜合研究表明，在固定（或單一）溫度和鹽度條件下確定的毒性值不適用於評估環境因素對重金屬對河口動物毒性的影響（圖 6.17 和 6.18）。實際上，單一河口物種在不同溫度和鹽度下暴露的毒性值範圍可能超過先前發表的各種海洋或淡水動物的毒性值範圍。重金屬毒性的排序是：汞（最具毒性）>鎘>銅>鋅>鉻>鎳>鉛和砷（最不具毒性）。也可以看到一個分類的順序：寡毛類（最敏感）>甲殼類>軟體動物（最不敏感）。對於所有河口動物來說，隨著鹽度的降低和溫度的升高，重金屬的毒性增加。從多個研究中可以看出，重金屬可能與細胞內鈣和鎂競爭吸收位點，從而破壞滲透壓的關鍵生理過程，這對於在河口中生存至關重要。

即使金屬濃度低於引起急性毒性的濃度，也可能導致各種亞致死效應，例如抑制繁殖或生長，並且金屬將在暴露於金屬的生物體組織中累積。隨著大小和年齡的增加，金屬含量通常會增加，因為金屬被累積起來並無法被排泄。僅僅測量河口生物體內金屬的總濃度可能會對金屬對生物體的影響產生誤導。

例如，在河口軟體動物中，已經發現了細胞內形成囊泡的現象，這些囊泡將金屬包裹在膜內，防止過量金屬與重要成分接觸，從而有效解毒金屬。研究表明，諸如 Nereis 等河口寡毛類可以通過在它們的顎中累積金屬來解毒金屬。儘管解毒可能防止軟體動物或寡毛類受到過量金屬的不良影響，但吃它的掠食者可能沒有相同的能力，並且可能受到金屬的總濃度的影響。與其他某些污染物不同，重金屬可能會顯示生物優養化。也就是說，它們在河口生態系統的食物網中隨著熱帶生物的升高而濃度增加。因此，人們應該始終避免食用暴露於重金屬的貝類。

沉積作用是河口和海洋生態系統中沉積物形成的過程，在第一章中已討論過，它可能有助於緩解重金屬污染對河口和海洋生態系統的最壞影響。當金屬排放到河口的混濁水中時，它們可能迅速結合到細粒沉積物的表面。當這些沉積物顆粒沉積到潮間帶泥灘上時，金屬逐漸被埋藏。在北海周邊的許多河口中，估計約有一半的金屬進入河口後被困在河口沉積物中，只有較少的金屬最終排入海洋。如果河口要作為污染物的重要陷阱，保持自然的潮間帶泥灘區域完整和不受干擾至關重要。在幾種情況下，已經表明人類的活動可能會破壞這種金屬埋藏，例如，清淤通常會使金屬從沉積物中釋放出來，甚至挖蠕蟲也已經表明會增加金屬的總濃度和生物可利用性。

6.8.3 有機鹵素化合物

將農藥和有機鹵素化合物添加到河口對河口生物構成了重大威脅。有機鹵素化合物包括多氯聯苯（PCBs）、六氯苯（HCB）、林丹、六氯環己烷（HCH）、滅蟲脒和滴滴涕等，既用作農

藥，也用於工業目的（尤其是在電氣設備中）。與石油烴類不同，這些物質不能被化學氧化或微生物降解，通常被稱為鹵代烴類（含氯、溴、碘或氟的烴類）。因此，與金屬相比，即使是極小量的這些人造物質也可能對河口生物構成危害。任何攝入這些物質的動物都無法排泄這些物質，因此它們在其體內積累，主要存在於脂肪組織中，儘管解毒可以發生。食物鏈生物優養化現象可能發生，因此頂級捕食者的濃度最高，並可能受到最大的影響。例如，在波羅的海中，高濃度的 PCBs 被認為是導致許多母海豹生殖失敗的原因。

6.8.4 放射性排放

將放射性物質添加到河口環境引起了公眾的廣泛關注。在二十世紀後期，人類通過大氣核試驗的降落物、核電站和再處理廠的廢水排放以及核潛艇中使用的放射性材料，將放射性物質添加到海水中。放射性同位素的獨特可檢測性使得可以清楚地識別和定量人為添加到環境中的物質。然而，人為添加的量通常被遺忘，因為與自然存在於海水中的放射性量相比，它們可能非常微小。超過 90% 的海水中的天然放射性來自鉀-40，近 1% 來自銩-87，其餘幾乎全部來自鈾的同位素。這些元素的濃度與鹽度成比例變化，因此河口水天然放射性受鹽度的影響，鹽度越高，濃度越高，鹽度越低，濃度越低。在典型的鹽度為 33 的情況下，天然放射性已被測量為 12 Bq/L（1 Bq（貝克勒爾）是每秒一次衰變）。在福斯河口和菲爾斯河口，水的體積為 20 km³ 或 2 x 10¹³ l，因此 Leatherland（1987）計算出這些水的總天然放射性為 240,000 GBq，這意味著這些水體中有 60 噸的溶解鈾。在這個區域，海軍船塢每年添加 7 GBq，從醫院或實驗室源頭來的污水系統中也會添加低水準的同位素。一個核電站每年添加了另外 200 GBq，但可以看出這些來源與海水的天然放射性水準相比微不足道。

在英國和法國，放射性排放的主要人為來源來自 Sellafield 和 La Hague 的核再處理廠。這些工廠從核電站的燃料棒中回收鈾以供再利用，並排放大量具有低放射性含量的廢水，但由於涉及的體積較大，它們產生的放射性物質輸入比核電站或其他人為來源更多。一些廢物產品會迅速衰變或吸附在細粒沉積物上。這些細粒沉積物可以被帶入當地河口，就像 Sellafield 的情況一樣，這些沉積物需要定期監測。銫-137 同位素保持在溶液中，由於它在自然界中不存在，因此它可作為 Sellafield 廢物的有效“標記”。對英國沿海水域進行的定期年度調查顯示，來自 Sellafield 的廢物主要向北部和西部排放，經過蘇格蘭北部後進入北海及其河口。接近排放點，銫-137 的濃度為 0.5 Bq/kg，而在北海中降至 0.05 Bq/kg（圖 6.19）。這些濃度遠低於海水的天然放射性水準，但高於任何其他人為放射性源的濃度。近年來，再處理廠排放的廢物量已經大大減少，但它們仍然是河口中人為放射性的主要來源。實驗室研究已經顯示，高輻射劑量對許多生物有急性致死效應，但必須說明，河口和海洋中現有水準的天然和人為輻射對這些生態系統尚未產生可測量的環境影響。

6.8.5 工業污染物的威脅

在所討論的各種污染物中，有三類物質對河口生態系統構成特別威脅。這些物質包括重金屬、PCBs 和放射性物質。所有這些物質都是持久存在的，無法被分解，雖然它們在沉積物中有一些緩慢的可逆性。所有這些物質都會生物優養化，尤其是 PCBs 還會出現明顯的生物優養化現

象。在低濃度下，這些物質就能對動物產生影響，通常濃度遠低於標準 96 小時毒性測試中顯示的毒性濃度。金屬和 PCBs 所帶來的威脅可以在目前的河口生態系統中得到證實，但迄今為止尚未顯示放射性對生態系統的破壞。相比之下，有機物和石油在排放區域附近可能會顯示出嚴重的影響，但這些物質可以在生物上降解，其影響可以在河口生態系統層面上完全可逆。因此，在考慮河口中的污染物時，必須考慮到廢棄物的數量和質量，以及它是否可以被降解和其影響是否可逆。

6.9 土地填海、海岸防護和工程工程

土地填海通常只對農業或工業土地使用者有益，卻對河口的野生動植物和漁業造成損失。儘管有時也可能會出現潟湖或其他濕地的收益。對於許多河口來說，由於各種填海計劃對棲息地的破壞，其影響遠遠超過進入河口的任何污染排放的影響。河口是沉積物的自然沉積區域，隨著鹽沼的形成，它們慢慢地創造出新的陸地區域。周邊的農民為了擴大他們的土地面積，通常會獲得這些新的陸地區域。在全世界範圍內，許多世紀以來，人們已經排幹了鹽沼，並在海堤的保護下將其轉變為生產性的農業土地。在英國，這種土地填海主要發生在東海岸，而在丹麥，這種土地填海發生在西於特蘭。在印度和孟加拉國，這樣的填海土地被證明對水稻種植特別適宜。然而，這些農業填海過程相對來說是逐漸的，與為滿足工業需求而進行的大規模土地填海計劃相比。現代工業發展尋求接近可用運輸的平坦土地，而其他土地可能無法輕易獲得，因此常常提出大規模的河口土地填海建議。對於這樣的土地開發計劃，第一階段通常是在潮間泥灘上建造海堤或堤防，然後用疏浚的河口淤泥或來自採石場、礦山廢物、燃煤電廠的灰燼廢物或家庭垃圾的硬填材料填充被圍起來的區域。在其他計劃中，被困的區域可能被淡水填滿，形成水庫，尤其是在荷蘭，被困的區域可能被排幹並轉變為農業用地或水田。

無論土地填海的用途如何，它都代表了對河口生態系統的完全損失。例如，在英國東部的河口，工業填海已經摧毀了 90% 以上的提斯河河口，只剩下原來的潮間帶面積的不到 10%（圖 6.1），在菲爾斯河口，過去 200 年來，約有 50% 的潮間帶面積因土地填海而喪失（圖 6.20）。最初，這種土地填海是為了農業目的，然後是港口工程，最近則是為了工業目的，包括發電廠、垃圾處理和飛灰倒掉等用地。在南安普敦水域，多年來的土地填海已摧毀了廣大的鹽沼地，以滿足新的碼頭、煉油廠、發電廠和其他工業的需求（圖 6.21）。雖然鹽度體制幾乎未受到土地填海計劃的影響，但廣闊的鹽沼地的消失大大減少了有機碎屑對生態系統的輸入，使整個生態系統更依賴浮游植物的生產。隨著潮間帶的消失，商業蛤蜊產量從每年 100 噸下降到 60 噸，潮間帶上的鳥類數量也大幅下降。

舊金山灣是美國太平洋沿岸最大的河口，水域面積為 1240 平方公里，可能是美國最受改造的河口。大片的濕地或鹽沼已經被填海，只有原來 2200 平方公里濕地的 6% 仍然存在。

由於內陸水利工程計劃，現在只有不到 40% 的原始河流流量到達河口，這大大減少了海灣地區的污染物沖刷。在美國東岸，超過 25% 的河口濕地已經因土地填海而消失。無論何時何地以及出於何種目的，土地填海都導致依賴河口泥灘上的鳥類和魚類的食物供應大量消失。美國的立法現在要求新的土地填海計劃必須通過提供替代地點來彌補棲息地的損失，然而，很難說這樣的補償是否能夠完全取代數個世紀來形成的棲息地。

6.9.1 荷蘭三角洲工程

面臨來自北海的大規模洪水威脅，荷蘭土地填海了廣闊的河口地區。在過去的三十年中，荷蘭南部的河口，即萊茵河、梅斯河和斯海爾特河的“三角洲計劃”發生了重大變化，這些河口被築堤阻斷，從潮汐河口變成淡水湖、鹹淡水湖或有限潮汐的海域（圖 6.22）。最南端的河口，西斯海爾特河仍然保持開放，但東斯海爾特河已被切斷與淡水供應（萊茵/梅斯河）的聯繫，大片淺灘地被填海，形成了陸地，一道 8 公里寬的潮汐防潮閘門限制了海水的流入。因此，它現在是一個避風的海灣，而不是一個河口。格雷夫林根河口的河口在其河流和海口都被封閉，形成一個半停滯的非潮汐性淡鹹水湖，鹽度穩定在 1-8 之間。小韋爾河口也變成了一個鹹淡水湖，冬季鹽度為 7，夏季上升到 12。哈林弗利特河口在河口被封閉，阻止鹽水進入，但仍然允許淡水流出。因此，它變成了一個受萊茵河供應的淡水湖。三角洲計劃對荷蘭的安全至關重要，但其後果通常是消滅貽貝床並消除鳥類和魚類的覓食地。

6.9.2 海平面上升和河口的發展

在許多地區，如北美東海岸和歐洲西北海岸，海平面上升，潮間帶正在退縮。如果在上潮間帶沒有限制這種運動，那麼潮間帶可以向陸地遷移，儘管在這些地區的大多數地方，即使是發展的地區，也會有海堤限制這種遷移。這稱為“海岸擠壓”。

在一些北方地區，由於“均衡調整”的作用，土地正在下陷，這是由於上一次冰河期時的冰重從這些地區的北部移除，導致地殼下陷。例如，雖然蘇格蘭和斯堪的納維亞正在上升，但英格蘭東南部和德國、荷蘭的一些地區正在下沉。再加上全球氣候變化導致海平面上升，例如，英國東南部（許多河口所在地）的相對海平面上升了 6 毫米，這種變化導致了海岸線的侵蝕，尤其是河口的幾乎平坦的潮間帶和濕地，據估計，路易斯安那州每天失去約 40 公頃的濕地，每年約 15,500 公頃。在倫敦的泰晤士河口，已經建造了一座潮汐閘門，以保護該市免受極高潮汐的威脅，因為隨著地面下沉和海平面上升，該市面臨洪水的威脅。其他地方也將不得不建造或不斷提高海堤，以保護沿海社區。對於河口生態系統來說，這些變化是又一個將改變我們今天所看到的許多河口和濕地的環境因素。

面臨這些威脅，社會可以選擇建造更大更昂貴的海堤，這將加劇沿岸擠壓的影響，或者允許河口重新佔據一些先前世代所移除的地區。這種重新佔據被稱為“有計劃的後退”，正在一些地點進行試驗，可能代表了許多河口地區的未來。

港口工程需要利用河口，規模可從單個碼頭到巨大的集裝箱或散貨碼頭。單個碼頭可能會引起當地水流模式和沉積的局部變化，而大型碼頭對其他大規模土地填海計劃具有相似的影響。南安普敦、鹿特丹、安特衛普和漢堡這些主要港口都位於主要的河口上，都是通過土地填海，在深水航道上建造碼頭而發展起來的。河口的港口發展取決於航道的位置，例如，赫爾河河口上的赫爾、格林斯比、伊明漢和古爾等四個港口，是英國最大的港口集群，它們都位於深水航道觸及淺水河口的北岸或南岸，其他地方河口淺灘。

為了保持航運通道，許多河口進行疏浚。在疏浚地點，除去底質以及其中的任何生物，然後將疏浚沉渣運送到處理場地，通常位於河口口岸附近或外部。疏浚地和處理場的生物可能會受到移動或掩埋的影響，並且在河口沉積物中累積的污染物（作為沉澱物的庫）可能會被釋放出來。港口場地也可能是污染的原因，尤其是由於油污，例如在船舶裝卸過程中發生事故，或由於碰撞的風險，或由於船舶引擎或雜水箱的洩漏。船舶修理和拆解場所也可能導致更多的“意外”污染風險。

河口疏浚作業可以分為維護性疏浚和資本性疏浚兩類。維護性疏浚是定期且經常重複地移除材料，通常是河流排放、潮流或波浪在之前進行過疏浚的低能量積聚區域中沉積的砂、淤泥和礫石。相比之下，資本性疏浚是首次移除沉積物，可能是為了開鑿新航道、建造新橋樑或敷設新的管道或電信纜線。因此，維護性疏浚的沉積物通常是最近沉積的、相對未壓實的，儘管它們可能積累了易於從水柱中沉澱、絮凝或沉澱的有機物和污染物。

疏浚和沉積物處理的環境影響取決於材料的性質、地區和使用的設備類型。不同類型的疏浚船包括通過夾爪或鏟鬥機械地移除材料的船舶，而吸力疏浚船則通過管道將材料作為懸浮物搬運。淤泥和細沙也可以通過激濁疏浚從港口和船塢入口清除，即重新懸浮材料，然後依賴水流將其帶走。通常，疏浚的材料被裝載到鬥裝船中，可以是在疏浚船上或另一艘船上，然後運送到處理場地，材料通過管道或底部開口門排放。因此，環境影響結果取決於在疏浚地點獲取沉積物的方式以及在處理地點釋放沉積物的方式。

首先，疏浚將改變床面地形和水深情況，從而除去床上生物和底質，同時改變該區域的總體水動力環境。床沉積物和上層水文環境（水流、潮流等）的結構和功能將與床生物群落的結構和功能密切相關，主要是無脊椎動物（Elliott 等，1998）。這反過來又會影響魚類和在河口近岸區域覓食的鳥類。疏浚的第二個主要影響是底部沉積物的懸浮和對水濁度的影響，以及底部沉積物中所含和封存的任何物質的釋放。疏浚將使沉積物暴露在含氧水中，這種化學性質的變化可能會重新釋放污染物。此外，缺氧和有機質豐富的河口沉積物可能會生成甲烷和硫化氫，在疏浚干擾下釋放出來。這些物質的釋放到水柱中將對生物產生潛在影響。所有這些影響都可能影響該地區的漁業和自然保育價值（圖 6.24）。

疏浚沉積物的處理同樣可能會影響水柱、床層條件及其生物群落（圖 6.23）。通過增加濁度而減少水的清晰度將影響浮游植物的初級生產力。疏浚物中的任何物質的釋放，無論是水溶性成分還是顆粒物質的釋放，可能是由於改變的化學環境，即由缺氧的細沉積物釋放到含氧的水柱中，導致先前由於缺氧化學環境而固定的污染物被重新釋放。同樣，沉積物中的任何有機物都會產生水柱中的氧氣需求。沉積物的沉積將改變床層沉積物的性質，如果其顆粒大小不同，可能會對床層生物群落產生覆蓋作用，並將新的生物帶入該區域。這兩個特點都會影響床層生物群落的結構，進而影響以底棲和底棲魚類為食的魚類。儘管上述疏浚和沉積物處理的大部分影響都與生態系統有關，但對海洋環境的使用和使用者的結果影響往往更受公眾關注。這些影響包括對漁業和美學方面（包括休閒和旅遊）等社經方面的實際或認知影響。同樣，對河口疏浚和處理區域內和鄰近的棲息地和物種的保育重要性的認知或實際影響將是令人關注的。

除了資本性和維護性疏浚外，河口通常也是獲取骨料以滿足建築行業需求的場所。沙子和礫石通常從河口下游的床層中疏浚。然而，由於床沉積物很少是單一類型的材料，所需級別的沉

積物需要從其他細微材料中分離出來，而後者則從疏浚船的側面排出。這可能會導致床沉積物和生物的掩埋，以及水質的變化，尤其是濁度水準。然而，由於河口通常具有高濁度，其生物群體適應沉積條件，因此影響可能不如在開放海岸那麼大。

6.10 發電

河口長期以來一直是發電的場所，從利用潮汐流運作小型水輪磨穀物，到現在支援大型發電廠並在河口上放置壩門進行大規模潮汐能發電。發電可以分為常規發電廠和替代能源。常規發電廠使用化石燃料（如石油、天然氣或煤炭）或核能加熱水來產生蒸汽，蒸汽驅動渦輪機，並需要大量水來冷凝使用過的蒸汽。相比之下，替代能源通常稱為可再生能源，利用潮汐、海浪、水流、風、太陽能或淡水壩（水力發電）。

這些發電來源中的許多都發生在河口上，或至少影響到河口過程，尤其是常規發電廠和潮汐能發電系統。波浪能在避風河口區域中無法成功利用，至今還沒有在水體中放置開放式螺旋槳的水流系統。水力發電計劃並不常見於河口，儘管如此，這些計劃可能會影響河口的生物，如阻礙魚類（如鯡魚 *Alosa* spp. 或鮭魚 *Salmo salar*）等遠徙性魚類的遷徙。常規發電廠通常位於河口，因為其相關基礎設施和大量供應的冷卻水。與所有重要結構一樣，發電廠將對河口環境產生影響，同時河口環境也會對發電廠產生影響。

最初和經常是長期的影響來自於建設和場地開發以及維護。土地填海/土地喪失，特別是潮間帶區域，可能發生以提供建設空間或用於發電廠廢棄物的情況。河口形狀的任何改變都會產生水動力幹擾，引起水文、沉積和水深的變化。與任何重大建設一樣，可能存在油脂、固體和垃圾的施工排放和流出。對於大型發電廠，將進行疏浚、海床骨料提取、骨料運輸和儲存，因為以海上運輸建材通常是最有效的方式。光線、噪音、車輛和船隻運動等產生的噪音和幹擾將影響大量越冬涉禽族群。此外，這將妨礙船隻和固定網漁業的資源開發，以及娛樂和旅遊。最後，發電廠的視覺影響可能會影響該地區的宜居價值。

發電站的運營和發電會導致環境影響，其中包括廢棄物排放（特別是煤燃燒發電廠）以及冷卻水的進水和排水。燃煤發電廠使用煤粉作為燃料，因此它們產生煤灰或飛灰（PFA），對於大型發電廠而言，每年可能高達數百萬噸。在某些情況下，該材料已被用於回填河口的潮間帶區域，例如在蘇格蘭的卡勒斯灣，因此破壞了豐富的涉禽覓食區域，而在其他情況下，該材料過去曾被倒入海中。這種細小的材料輸入通過阻塞孔隙空間、覆蓋床層生物群落並影響定居而改變了床層沉積物的性質。灰中的微量金屬也可以滲入周圍水體。這種材料已被用於製造建築用的"磚塊"，有時也用於創建人工礁，例如英國南安普敦附近的實驗場地。

然而，最大的環境影響是由於將發電廠設置在河口上的主要原因 - 吸入和排放大量冷卻水。這被稱為直接冷卻，因此無需像內陸發電廠那樣使用冷卻塔。這些影響可以分為與進水有關的影響和與排水有關的影響。大型發電廠可能需要 30-50 立方米/秒（立方米每秒），相當於一條中等大小的河流，因此發電廠必須位於有足夠水源的地方，即河口。在吸入這個體積的過程中，大量和小顆粒物質會被吸入發電廠，稱為撞擊。大於 1 平方釐米的物質將被保留在發電廠內的旋轉篩子上。這些物質包括魚類、大型和移動的無脊椎動物（如龍蝦、螃蟹以及在河口外

部的烏賊和章魚)、海藻、水母和垃圾。此類物質的數量和性質取決於發電廠附近的生物群落類型和進水管道的位罝。

每天有數噸的魚類、其他生物和垃圾可能會受到撞擊，尤其是如果存在大規模近岸和河口魚類的遷徙。例如，蘇格蘭的福斯河口地區的一座發電廠位於支持大量越冬河口魚類族群的區域 (Elliott 等人, 1990 年)，這些魚類會受到撞擊。因此，發電廠被形容為靜止的拖網船。被撞擊的魚類會因壓力效應而受到傷害和死亡，這會導致圓魚的魚鰓受損、脆弱魚類如鯡魚的鱗片和鰭受損，以及眼部出血。如果死亡率很高，這可能會對近岸和河口的育幼功能和遷徙路線產生影響，從而破壞漁業。這種影響對圓魚的影響大於扁魚。大量的撞擊物，如在荷蘭埃姆斯河口的埃姆斯哈芬發電廠中的水母，也可能嚴重影響發電廠的運營，甚至導致發電廠停擺。被撞擊的物質被稱為垃圾，可以排放回河口或根據許可證排入海洋或填埋場。

小於 1 平方釐米的物質將通過旋轉篩子進入發電廠的主要冷卻系統。這些小物質包括幼體形態以及存在於河口水域中的泥沙。這導致發電廠內部的管道受到固著生物 (如藤壺、帆蚌、鞍貝、苔蘚動物和管蟲) 和細菌膜的污垢。如果不加控制，這將導致管道堵塞和冷卻效率降低，特別是凝結器和冷卻水流、任何輔助水流以及核電站的反應堆冷卻水。因此，需要進行防污措施，包括生物殺菌劑、防污劑和防腐處理。後者依賴於氯化物氧化化合物 (如液體氯、粉狀次氯酸鈉、電氣氯化和溴增效劑) 的運輸、生產、儲存和使用。浮游生物和幼體的大量死亡將發生，儘管水柱中這些物質的數量是巨大的。含有鹵代防污劑的水和水中的有機物含量高以及系統產生的熱量導致氯殘留物和有機鹵化物的生成和釋放，這些物質在排入水體時本身是污染物質。

排入河口接收水體的冷卻水還可能導致環境變化，因為其溫度高於環境溫度，可能產生明顯的熱漿，覆蓋著許多平方米的區域。這可能會帶來非本地物種的湧入，以及對本地物種的生理幹擾和適應。溫度變化可能會幹擾生殖週期，例如夏季產卵的無脊椎動物的產卵期會延長，而冬季產卵者的產卵期會被縮短。這可能會導致族群和群落的變化。大量排放的冷卻水流可能會導致底部侵蝕和底質破壞，以及氯殘留物和有機鹵化物的分散到接收水體中。反過來，這將導致潛在的生物累積和細胞和生理效應。

沿海和河口發電廠還會產生其他排放和產生的材料，如空中排放，導致大氣輸入的二氧化碳 (CO₂)、氮氧化物 (NO_x)、二氧化硫 (SO_x) 等 (溫室氣體和養分輸入)。放射性物質可能通過水排放和核電站的燃料廢料存儲和處理而排放。

鑒於潛在的影響，有必要採取減輕措施來減少這些影響。應該進行與環境標準 (如 ISO 14001) 相符的設計和運營，以及用於用後地復原。垃圾可以返回或通過進水設計和威懾方法減少撞擊。排水裝置可以設計成減少流出沖刷，例如在床上使用“塑膠海草”，並分散熱水。可以使用熱處理代替化學防污劑，並使用燃料氣脫硫 (FGD) 控制大氣排放。

許多河口在其上部地區已經設置了小型的物理屏障，例如標誌著河口開始的堰壩。然而，在過去幾十年中，為了各種原因，在幾個河口上建造了更大的永久性堰壩和臨時性屏障，用於保護低窪地區免受風暴潮和高潮條件的洪水侵襲，以增加相鄰地區的休閒價值，以及進行潮汐能發電。這些結構物對河口內的水文模式的幹擾將改變河口的物理特性，從而改變其生物結構和功能。

低窪地區容易受到高潮和尤其是風暴潮的侵襲，尤其在潮波可能因為狹窄的地形而放大的情況下，例如在漏斗狀河口或漏斗狀的半封閉海域中。例如，1953年1月，氣候條件、風向和大氣壓差導致北海北部出現風暴潮，然後沿英國東海岸向下移動，再轉向比利時和荷蘭的東北海岸。這導致相鄰的河口出現高潮水位，並造成海堤超越。由此，英國和低地國家失去了許多生命，進而導致荷蘭三角洲計劃的誕生，以及對東英格蘭海岸進行更高的海堤和河口堰壩的需求。

英格蘭東部的亨伯河口進入的哈爾河（Hull）河口設有一個可移動的屏障，當潮水漲潮時可降低水位，以保護金斯頓-阿徹爾（Kingston Upon Hull）市（圖 6.25）。同樣地，泰晤士河堰（Thames Barrier）（圖 6.26）在高潮威脅出現時升起，以保護倫敦的低窪地區。作為一個更大的結構，荷蘭南部的東施耐德河（Oosterschelde）河口設有一個風暴潮屏障，以保護內部的低窪地區免受洪水侵襲。儘管這是一個半開放的結構，閘門在兩側的堤壩之間下降，以應對高潮威脅，但這改變了河口的水文特性和鹽度侵入。

為了增加這些地區的休閒價值，人們在南威爾士的卡迪夫灣、英格蘭東北部的提斯河口和萬斯貝克河口等地建造了永久性的屏障。卡迪夫灣的封閉使水位上升，永久覆蓋了大片泥灘，並創造了更適合居住的海濱區域。萬斯貝克堰壩旨在創建一個湖泊，在這個湖泊中，海水交換僅在最高潮或冬季時部分開放。這個湖泊旨在增加水上運動區域，儘管自從建造堰壩以來，淤泥沉積已經使水深降低，限制了這種休閒用途。提斯堰壩於1995年開放，旨在創建一個高度休閒的城市區域。

在大潮汐河口使用潮汐能源的例子早已被引用為可再生的、環境友好的替代能源，尤其是在對全球變暖和溫室氣體積累的關注增加的情況下。法國電力公司於1972年在布列塔尼地區的朗斯河口（Rance Estuary）建造了永久性堰壩以發電。在加拿大費迪灣（Bay of Fundy）的安納波利斯羅亞爾（Annapolis Royale）也建造了一個類似但更大的結構，利用了這兩個地區的高潮差。未來還有更多主要發電站的計劃。中國和蘇聯也運營著一些小型發電站，同時準備更大規模的計劃，而英國已經評估了許多河口的能源發電潛力。在20世紀80年代和90年代，許多英國具有超過5米潮差的河口被考慮，並對默西河口、杜敦河口和塞文河口進行了詳細的提概要和環境影響評估（EIA）。有人提出，具有16米潮差的塞文河口將能夠滿足英國20%的電力需求。

能量發電堰壩將被放置在河口的下游，當潮水流入河口時，可以關閉堰壩，從而在潮退時產生壓力，當水流通過堰壩返回時可以釋放這種壓力。水流可以在潮退時或潮漲潮退時驅動渦輪機運轉。河口口處的屏障對河口、鄰近海岸線以及上游和內陸地區都有可能產生許多變化和不利影響。主要影響是改變河口的形狀，從而扭曲水文規律。改變的波浪環境將阻止海邊的沉積物運動，儘管堰壩將保留進入河口的河運沉積物。它可能會增加河口內部的波浪誘發侵蝕，因為水位保持比以前更高。一些潮汐能量無法進入河口，因此會產生“潮汐彈跳”，這可能增加沿海的侵蝕（圖 6.27）。

如前幾章所示，魚類和貝類對河口的遷徙是一個重要的生物特徵。任何屏障都會干擾魚類和貝類的遷徙，既阻止其進入河口，也會導致損傷。當生物通過屏障開口和渦輪機時，壓力變化

會導致外部損傷，如鱗片剝落、眼睛出血，以及對圓魚的游泳囊造成的內部損傷，尤其是鯡魚等大洋魚種。附著在蝦和蟹的腹面的卵也會被壓力變化剝落。

限制進入和離開河口的潮波將通過降低潮汐振幅改變潮汐規律，高潮水位不再像以前那樣高，而低潮水位也不再像以前那樣低。這將使低潮帶的區域保持更長時間的被淹蓋，從而限制涉禽的覓食（但讓魚類有更長的時間覓食），並導致上部區域更長時間地暴露，可能導致鹽沼和蘆葦沼澤的乾涸。因此，沿海區域的攜帶能力可能會受到不利影響，儘管這尚未完全量化。

堰壩可能會改變河口的沉積物和水質環境。特別值得注意的是，河口的能量會降低，因此懸浮物質將有更多的機會沉澱下來，從而改善水的透明度。這可能消除對過度營養化區域內初級生產的光限制控制，進而增加初級生產力。除非減少進入河口的營養物輸入，否則這將增加優養化症狀發生的可能性。延長停留時間和減少沖刷速率將通過更大量地保留來自流域的任何持久性污染物來影響水質，這些污染物以前將最終從河口排出。

除了對河口的自然結構和功能的影響外，還會干擾河口的使用和使用，包括內外的漁業以及航行和船運。上游的工業、農業和城市地區將不得不改善其污染控制機制，要麼阻止污染物進入系統，要麼將任何排放物繞過堰壩。儘管如此，這可能會帶來休閒和便利性方面的額外好處，例如在朗斯河口所示的水上運動區域的創建，以及在堰壩中建造橋樑。

儘管如此，對剩餘影響的擔憂可能阻止其他堰壩的建設。儘管如此，朗斯潮汐發電堰壩已經證明是成功的，該河口雖然從先前的狀態中變化，但被認為已達到了新的平衡。

6.12 其他用途

鹽的提取在河口地區已經有很長的歷史，尤其是在溫暖國家的瀉湖地區。例如，葡萄牙北部的主要瀉湖阿維羅裡亞長期以來一直支持著鹽的提取，用於生產傳統葡萄牙菜 bacalau 所需的鹽醃鱈魚。在瀉湖的淺水區建造的隔間允許水進入，然後蒸發，並收集鹽。因此，產生了高鹽度的水域，這導致河口的生物從耐鹽性適應轉變為高鹽度適應。

還應該提到河口的其他正面用途，例如休閒或保護。然而，如果這些用途需要人為干預以改善這些地區，那麼可能會產生不利影響。河口的休閒利益範圍廣泛；遮蔽的水域可用於帆船、游泳或風帆運動，通常伴隨著專業港口或遊艇俱樂部的建設。同樣，任何結構的建設都將改變水文模式、沉積物紋理和生物群落。大量船隻的存在將導致污水和防污漆殘留物進入水中，儘管污染最嚴重的防污漆已經在小型（小於 25 米）船隻上被禁止使用。

許多人被河口的寧靜所吸引，可以在那裡觀察鳥類或逃離與人群的接觸。特別是鳥類學家已經成為一個強大的壓力團體，為保護河口的剩餘部分進行倡議。然而，在許多情況下，河口內大量鳥類的存在可能是人為有機物的結果，這些有機物取代了自然有機物的輸入。在第 8 章中，我們將討論河口保護的管理方式。

6.13 衝突的用途

因此，我們可以看到人類對河口的使用方式多種多樣。幾乎每個河口都可能發生各種用途，而且許多所描述的用途並不是相互排斥的。顯然，不同河口使用者之間會產生一些衝突。漁民

或保護者對於乾淨和未受干擾的水域的需求可能與工業或市政府尋找廢棄物最便宜處置地點的需求相衝突。儘管河口有許多用途，但對於大多數生活在城市中的人來說，他們當地的河口是他們可以參觀或觀察的最近的自然生態系統，因為河口的生物韌性意味著它得以存活，而其他自然棲息地，例如所有發達國家的鄉村，則已經不可逆轉地改變了。

在本章中，我們看到了人類如何使用和濫用世界各地的河口。在下一章中，我們將考慮如何衡量這些活動的影響，然後在第 8 章中，我們可以探討河口的管理方式。

第7章 研究河口中人為影響的方法

7.1 引言

在評估由人類活動引起的生物變化時，需要問自己：什麼是正常情況？預期變異的極限是什麼？是否存在與正常情況不同的變化？如果存在變化，是否可以量化並進行統計檢驗？變化的程度是否顯著，可以與特定壓力或一般環境擾動相關聯嗎？

河口生態系統健康評估（或監測）計劃需要分析生態系統的主要過程，並確定已知或潛在的壓力。為了具有科學有效性，需要對這些壓力如何影響生態系統提出假設，然後確定測試假設所需的環境質量和生態系統健康指標。

任何人類影響評估的主要目標是檢測壓力，壓力可以定義為“對環境不良條件或因素的累積可量化結果，導致個體（或群體或群落）狀態的改變，使其適應生存的能力降低”。這個定義涵蓋了從細胞到生態系統的各個生物組織層次的技術。在這之後，需要描述影響，如果可能的話，預測特定情況下的變化，然後通過管理行動減少或預防問題的發生。此評估需要大量的資訊：

● 系統的行為/特性是什麼？ ● 系統的物理/化學性質是什麼？ ● 添加到系統中的材料的物理和化學行為是什麼？ ● 環境中活動的行為/特性是什麼？ ● 哪些棲息地面臨被改變或添加材料的風險？ ● 添加材料是否具有惰性或生物學有效作用？ ● 哪些生物和非生物組分面臨來自活動或添加劑的風險？ ● 污染物在生物體內的行為是什麼？ ● 生物系統的結構是什麼，以及它如何運作？

當確定了效應後，這可以被視為對反應的“信號”，而在非受控實驗或調查中，系統特徵和任何反應的變異性被視為“噪音”。因此，我們可以說，需要技術來最大程度地提高“信號對噪音”的比例，即在變異性背景下檢測生物系統的明顯變化。然後，科學家可能需要預測和量化效應，例如，環境管理人員可能會問“將某種廢物排放到河口會產生什麼效應？”或“在河口建造一個壩將會產生什麼效應，而這個效應的大小是多少？”

所有生物都會對環境變化產生反應，從微妙的代謝調整到逃逸或死亡等戲劇性變化。後者可能是壓力因數無法去除或生物體無法應對的結果。圖 7.1 顯示了環境壓力對海洋和河口動物的影響的時間序列。對於生物體而言，最重要的第一個事件是感知器官的變化檢測，隨後是代謝調整和/或行為反應。遊動的動物可以遠離受影響的區域，生活在沉積物中的動物可以深入挖掘，而蚌等固定的動物則可以簡單地閉合殼體等待情況改善。根據動物和壓力的不同，動物可以恢復其代謝功能，表現出適應，或者個體動物可能在基因選擇下存活壓力，表現出適應性。或者，壓力可能導致死亡或對正常功能（例如生長或繁殖）的嚴重損害，從而導致人口和群落的變化。通過生物樣本採集可以檢測到這些結構和功能反應，以瞭解河口生態系統的組成成分。

由於這種序列和一系列反應，我們可以將人類活動的任何效應視為對生物組織層次（表 7.1）中一個或多個層次的生物學組織組織的影響，其中一個層次的變化可能會影響較高層次，如果壓力因數未停止或生物系統無法應對效應。穿過這些層次，對環境變化的反應時間減少，系統的內在變異性增加。例如，對於水質變化，生物體將迅速作出反應，而群落顯示變化需要更長

的時間；細胞的功能變異性遠小於群落的功能變異性。在設計任何樣本和調查程式以及解釋數據時，必須考慮這些特徵。如果細胞無法成功處理污染物，則污染物對細胞的影響最終將影響整個生物體。因此，需要一套技術來產生每個生物層次的變化指示和測量數據，儘管這些數據只有轉化為資訊後才有用。

需要瞭解變化的河口的資訊以回答具體問題：

● 地方人口是否反映了河口的水文特徵？ ● 人口和增長率是否與類似區域有所不同？ ● 營養系統是什麼，生物如何與河口和相鄰沿岸地區的一般食物網相關聯？ ● 社區的結構是什麼，它們的人口如何運作？ ● 人類活動如何影響個體或人口的健康狀況？ ● 河口是否達到了為其設定的環境或生態質量標準和目標？

已經開發了各種各樣的技術來研究河口生物對人類活動（包括污染）的變化，從實驗室基於毒性測試的程式，到野外基於群體採樣的程式，還包括生理學、細胞學、生化學、遺傳學、行為學、病理學方法以及生物試驗和生態學方法。

有許多適合檢測變化的技術，其中每一個在特定壓力因數方面比其他技術更適合。例如，某些技術可以檢測來自污染物排放的重金屬效應，而其他技術則可以通過在河口中創建障礙物引起的沉積物變化來檢測社區變化。這些技術應該展示出反應與個體或物種病理的一致關係，並且應該知道反應是針對特定還是一般壓力因數的。該方法應該在指示變化方面具有高精度並具有大的反應與變異性的比例（即高的“信號對噪音比”），但為了製定一種成本效益高且可用於管理的技術，在接觸壓力因數後應該有快速的反應。在污染物的情況下，測試應該適用於廣泛的門類和它們的生活史應該展示出劑量-反應關係。有些技術適用於一般調查，而其他技術則是一個診斷性測試，用於對“熱點”進行詳細調查。最後，該方法應該相對簡單且價格合理。儘管已經開發了許多評估變化的技術，但是需要謹慎使用，因為所有方法都存在問題，許多方法尚處於驗證的早期階段，並不一定適合作為工作技術。在許多情況下，方法的變異性來源尚未確定或準確量化。

影響評估的科學進一步複雜化，因為使用了可互換的術語：研究可以分為監測和狀態監測，合規監測和診斷測試，儘管不同的管理協議可能使用不同的術語（參見第8章）。監測，有時稱為狀態監測，是對小區域或大區域進行一次或長時間的評估。相比之下，合規監測對這些特徵進行評估，但考慮到特定的終點，即區域、人口或群落的預期或所需狀態，基本上是該區域是否符合所確定的首選狀態。狀態監測和合規監測也可以稱為運營監測，如果結果用於檢查是否達到了任何法定許可要求，還可以稱為法定監測。診斷測試，也稱為應用研究、觸發超限研究或調查監測，可以用於確定變化的原因。 7.2 個體變化

7.2.1 毒性測試

個體生物對污染物等壓力因數的最簡單反應是通過毒性測試進行評估，該測試將生物放置在靜止或最好是流通的水槽中，並給予已知濃度的污染物。結果可以用不同的方式表示，但都遵循圖 7.2 所示的基本概念，其中反應與劑量相關。對於非必需元素，小劑量產生的反應很小，但隨著劑量增加，反應增加。在某個閾值以下，反應被認為是可接受的變化，但在該水準以上，

反應被認為是不可接受的。對於必需元素（例如銅），小劑量對生命至關重要，缺乏小劑量和大劑量都會產生不可接受的變化。在這些劑量之間存在一個理想劑量。所有毒性測試旨在確定可接受變化和不可接受變化之間的安全閾值。

急性毒性測試測量半數個體死亡的時間，LT50，即在給定劑量下，一半的個體死亡的時間。同樣的測試可以用於推導在特定時間內的中位致死濃度，LC50，通常是 96 小時。由於這些測試僅確定了污染物的致死（或急性）壓力，通常將結果乘以應用因數（0.1 或 0.01）以確定污染物的“安全”水準。例如，如果 50 ppm 的物質需要具有致死效應，那麼監管機構只會允許一家公司排放 5 ppm 甚至 0.5 ppm。然而，必須記住，污染物並不是孤立排放的。來自河口石化廠的複雜排放物將包含數百甚至數千種化學物質，每種化學物質在排放之前、之中或之後都可能發生相互作用，並且可能會受到接受水體的性質（例如溫度或迅速變化的鹽度）的影響，進而改變其化學性質。因此，越來越多地使用直接毒性評估（DTA）（也稱為全出水測試）來檢測污染物組合中的任何協同或拮抗效應。

致死測試受到廣泛批評，許多研究者建議使用次致死（或慢性）污染物測試作為替代方法。慢性測試可能會研究低劑量污染物對動物的行為變化、繁殖成功或代謝反應的影響。使用低濃度、長期測試是必要的，如果我們要全面瞭解稀釋濃度的污染物引起的問題，然而，這些測試比急性測試更難管理、控制和重複。因此，儘管存在缺點，急性測試仍然是實驗室評估引起毒性物質的主要方法，從而為有毒材料的處理提供指導。

儘管河口動物通常被使用，例如 *Corophium*、*Nereis* 和 *Macoma* 在毒性測試中都得到廣泛應用，但近年來在毒性測試中越來越多地使用大型藻類，無論是在實驗室還是在野外。例如，可以將含有綠藻 *Enteromorpha* 或棕藻 *Fucus vesiculosus* 生長尖端的切片放置在排放濃度中，然後測量細胞的活力或組織的生長情況作為反應。

7.2.2 行為生物測試和沉積物測試

過去，許多毒性測試都使用將生物置於水中的方式。正如前一章所示，尤其是在含有沉積物的地區，如河口，污染物往往進入沉積物並可能被結合其中。污染物的行為和化學性質可能會因沉積物的物理和化學結構而發生變化。因此，越來越多地使用沉積物生物測試，包括將孳蚯蚓、雙殼貝類、或背甲蟲等放置在沉積物中，並測定其生存或行為。後者可能包括其挖掘的能力、挖掘的速度，以及孳蚯蚓的排泄物產量。這些通常被稱為行為生物測試，可能作為更現實、慢性和可能提前警示變化的指標。

主要目標是測量任何監測方面與正常狀態的偏差。在開發行為生物測試時，這也顯示了這些測試的問題。在確定正常行為模式並量化由壓力因數引起的偏差（信號）時存在困難。例如，在使用河口雙殼貝類 *Macoma* 進行挖掘生物測試時，需要確定其在正常沉積物中的反應方式以及在沉積物受到污染時的反應方式。河口生物測試的另一個例子是 KEMA 蚌類監測，該監測使用支撐蚌類（如蚌和蛤蜊）的腔體，測量其閘運動與水質的關係，這已經應用於電廠和化工廠的排放口附近。最後，監管機構，尤其是在北美地區，廣泛使用了一種稱為 Microtox® 的生物測試，該測試使用發光細菌，測量其光輸出的減少程度，以表徵任何廢水的毒性程度。

7.2.3 毒素和生物累積

在研究壓力時，需要研究的不僅是生物系統，還包括物理和化學系統。例如，污染物的吸收可能直接來自水，透過魚類的鰓，從食物在經過消化系統時吸收，以及在底棲生物（例如扁魚）接觸沉積物殘留物後透過皮膚吸收。這些路徑的相對重要性因生物體和化學物質而異，並且取決於鹽度、水溫和 pH 值等因素、溶液中的其他化學物質/金屬的存在、動物的大小和進食狀態，以及污染物的化學形式和結合的性質。因此，如果要正確和全面地解釋任何變化，監測計劃需要考慮所有這些方面。

一旦進入河口生物體內，某些污染物可能會引起解毒機制，以保護生物體免受化學物質的有害影響，而其他污染物則不具有此效應。減少細胞中可用污染物的有效性對於細胞有益，因此可以限制或防止其與可能對生物體有害的細胞成分發生作用。例如，有機污染物可以通過誘導酶（例如混合功能單加氧酶系統，通過細胞色素 p450 系統的生化途徑誘導）代謝，從而產生低毒的親水性代謝物，可以迅速排泄。有時，活性中間代謝物的產生（例如致癌物）可能對細胞造成的損害比原化合物更嚴重（有關詳細資訊，請參閱 Lawrence 和 Hemingway 2003）。當接觸高金屬濃度時，可能誘導產生可以結合金屬離子的重金屬結合蛋白質（一種金屬硫蛋白質形式）。這些解毒機制的存在或污染物的生物累積將表明最近的暴露情況。積累的金屬可能儲存在特定器官中並緩慢排出。在許多脊椎動物中，包括魚類，主要儲存器官是肝臟，因此肝臟可能更能準確地表明最近的污染情況，而肌肉組織可能反映長期的吸收和儲存（圖 7.3）。

在整個生物體水準上，污染物可能通過增加死亡率直接起作用，也可能通過導致行為變化（如影響/減少有機體的覓食能力）間接起作用，從而減少食物攝取量，進而降低體內物質的生產。因此，這些對個體的影響可能會減少族群增長或導致族群下降。細胞和個體層面上的所有這些機制都使用能源和資源，因此這些資源將無法用於生產，從而產生對族群的影響。而族群的反應又會對群落和生態系統層面產生影響，因此需要監測活動來關聯生物組織的健康狀態與環境壓力之間的關係。這個生物標誌物領域正在迅速發展，為檢測污染效應提供了很大的潛力。

生物累積研究可以進一步用於指示個體內的亞致死壓力以及河口的污染（Phillips 和 Rainbow 1994）。相對於其他測量水體污染物的方法，使用生物有許多好處，例如與環境和管理的相關性，特別是在使用食物物種時，以及相對容易測量組織中通常高於水柱中的污染物水準。生物累積程度對生物體本身、其捕食者（包括商業魚類中的人類）和其子代產生影響。因此，生物累積研究被廣泛應用於負責評估和保護河口環境的法定機構。

在亞族群水準上評估壓力和河口生物的污染程度需要使用常見的代表性指標（或哨兵）生物進行生物測試或生物累積研究。生物累積監測計劃需要選擇幾個標準：

代表性：作為河口的棲息性或固定性生物，能夠代表研究區域；

在研究區域中豐富且容易識別和採樣，並提供足夠的組織進行分析；

能夠耐受廣泛範圍的污染物濃度和物理化學變量，如鹽度，從而使得可以進行測定；

提供組織濃度與環境水準之間的簡單相關性。

最重要的是，潛在生物監測指標對於特定污染物的累積策略應該是已知的，例如，它們是否會吸收高濁度河口中常見的粒子形式的污染物，或者是從溶液中吸收，因為它們的溶解性和親脂性特性。像岩藻（*Fucus vesiculosus*）和腸菜藻（*Enteromorpha*）這樣的河口/海洋大型藻類，懸浮養殖的海蚌（*Mytilus*）以及河口魚類，如比目魚（*Platichthys flesus*）和海鱸（*Zoarces viviparous*）具有許多上述指標生物的特性。監測河口健康狀況將需要使用哨兵生物或至少在小範圍內的河口居民，從而減少對數據解讀的不確定性並增加生物體健康與周圍壓力因數之間的聯繫。例如，由於沉積物接收並存儲許多污染物，因此以這些污染物或其底棲生物為食的生物容易受到影響，例如比目魚 *P. flesus* 或涉水鳥（圖 7.4）。

7.2.4 個體健康和外部內部體態

長期以來，人們已經認識到年幼的生物比污染物更容易受到影響，因此幼蟲比成年個體更容易受到影響，胚胎比幼蟲更容易受到影響。幼小的體型和通常無保護的表面使其表面積與水中任何水溶性污染物接觸的表面積增大，而且它們在浮游生物時處於上層水層，並具有高代謝率，需要將物質迅速輸送到生物體內，這些都增加了污染物的吸收。這導致了發育生物測試的產生，例如蠓胚胎生物測試，該測試測量發育速度和達到大多數雙殼貝類幼蟲的 D 形的成功程度。

個體的健康狀況以及注入河口的污染物的影響可以通過形態變化的存在來顯示。這在污染監測計劃中被廣泛應用，特別是在高調的河口生物（如魚類）中（Elliott 和 Hemingway 2002）。例如，在魚類中，形態異常範圍從輕微的皮膚變色到重大的骨骼畸形，如斑點、病變（皮膚的凸起區域，可能有或沒有破損或感染）、淋巴囊樣病變（通常在背鰭、腹鰭、肛門鰭和尾柄上發現）、鰭腐爛、眼睛畸形、口腔潰瘍以及脊柱側彎等骨骼畸形。因此，在對魚類群落進行調查時，定期記錄形態異常非常有價值。這些提供了對污染物和其他壓力因數對響應的簡單定性分析，雖然很難定量。其繁殖能力或成功率可能會發生變化，也就是說，可能會產生更少的卵數，或者由於環境中的污染物而導致幼蟲的致命畸形。然而，它們的發生率將因季節、年齡、遷移模式和物種以及由外部壓力因數引起的自然特徵（例如鹽度和溫度）而有所不同。因此，很難確定與魚類健康相關的因果關係。此外，要確定觀察到的異常是由於壓力因數對個體還是其前幾代產生的影響，尤其是在河口和對於移動性物種（如魚類）而言，它是否在動物被捕獲的區域或其他地方起作用，這一點尤其重要。

河口生物的肉質狀況，即胖瘦程度的指標，以及重量與體積或容積之間的關係，以及其整體個體健康狀況，也可以提供有價值的資訊，以評估系統的健康狀況。肉質狀況在個體群中會有變化，特別是在不同的生活階段之間，也會受到進食狀態的影響，因此反映了由產卵、食物條件不佳或越冬引起的生理壓力。較低的肉質狀況可能暗示著生物體正在經歷壓力，例如食物短缺、污染物暴露或其他環境因素的影響。因此，定期監測肉質狀況可以提供有關河口生物體健康和生態系統狀態的重要資訊。

7.2.5 生殖能力和繁殖成功率

河口生物的生殖能力和繁殖成功率是評估壓力和污染影響的重要指標之一。許多河口生物體依靠繁殖來維持個體群的存續。然而，污染物的存在可能會對生殖週期、生殖器官的發育和功能以及繁殖成功率產生不利影響。

對於河口魚類而言，繁殖過程包括性成熟、產卵、受精、孵化和幼魚成長。污染物可能會影響這些過程的不同階段。例如，它們可能會影響性成熟的時機，使魚類無法達到適當的性成熟階段。污染物還可能對產卵過程產生不良影響，例如減少卵數、降低受精率或導致畸形卵的產生。污染物也可能影響幼魚的孵化和生長過程，從而減少繁殖成功率和幼魚存活率。

監測河口魚類的生殖能力和繁殖成功率可以通過多種方法進行。一種常見的方法是檢測性成熟度和卵巢或睪丸的發育程度，以評估個體的性成熟狀態。此外，可以監測卵數和卵大小，以瞭解產卵的品質。孵化率和幼魚存活率的監測可以提供有關繁殖成功率的資訊。

在某些情況下，對於河口生物體來說，更全面的繁殖監測計劃可能是必要的，例如測量雌性個體的卵子數量和質量、受精成功率、受精卵發育和幼魚存活率。這些數據將提供有關繁殖過程中可能存在的壓力和污染物影響的詳細信息。

7.2.6 生態和群落變化

監測河口生態系統中的生物群落結構和多樣性的變化可以提供對壓力和污染影響的整體評估。污染物的存在可能會對河口生物的相對豐度、物種組成和功能群結構產生不利影響。例如，某些物種可能對特定的污染物更敏感，因此在受到污染物影響的情況下減少或消失，從而改變了群落結構。此外，污染物可能導致某些物種的過度生長，稱為生物增殖，進一步改變了群落結構和生態系統功能。

生態和群落變化的監測可以通過多種方法進行。常用的方法之一是進行生物多樣性調查，評估河口生態系統中不同物種的相對豐度和物種組成。這可以通過標本採集和物種鑑定來實現。此外，還可以測量生物量和生物量分佈的變化，以瞭解不同物種或功能群之間的相對重要性。

7.3 群體反應：群體動態、生長、死亡率和群體模型

如果某一物種的個體出現了足夠大的變化，而這些變化並未被生物體所補償，則將導致群體的變化。對群體動態進行分析，即群體中不同年齡階段的相對大小，將顯示年輕且更易受影響的階段是否受到了不利影響。需要測量活動對捕食者-獵物關係和振盪的影響，特別是與河口的鳥類和魚類有關的影響。例如，如果河口中的污染物或其他壓力去除了一個首選的獵物規模，那麼這將影響捕食者。

個體的生長和死亡以及它們對群體動態的影響是確定河口區域是否按照預期的環境特徵運作的重要指標。然後可以將這些數據應用於旨在預測產量的群體模型中。這些技術在魚類群體中被廣泛應用。可以在測量一組代表性生物體並繪製大小-頻率直方圖後描述物種的群體結構。直方圖中的模式將指示不同年齡組的平均大小，而隨著時間的推移，頻率和平均大小的變化將指

示各個採樣時刻的死亡（存活）和生長情況。生長可以通過多種方法來確定，例如對標記的生物體進行釋放和重新捕獲和重新測量，特別是在淡水中廣泛使用，但也用於固定的無脊椎動物，如河口和海洋雙殼類。可以使用魚類的鱗片或耳石以及雙殼貝類的殼中的生長環不連續性來確定每個大小的年齡。同樣，可以通過分析長度-頻率直方圖或根據已知年齡時的生物體的平均大小來估計生長。如果在採樣的樣本中可以區分出一個或多個特定大小組（年齡組），並在隨後的樣本中跟蹤這些組，則根據時間繪製的模態大小將產生生長的良好估計（有關更多詳細資訊，請參閱 Crisp 1984）。或者，如果可以對樣本中的物種的所有個體進行年齡測定，則可以使用每個年齡組的平均長度來估計年度生長或在較短時間跨度內的連續採樣之間的生長。

一旦確定了不同年齡的個體的大小或重量隨著年齡的增長情況，則可以在數值模型中進行總結，這些模型可以是理論的或經驗的-前者旨在描述大多數生物體遵循的 S 型生長曲線，而後者僅提供對觀察到的生長情況的最佳適配線（有關更多詳細資訊，請參閱 Bagenal 1978; Elliott and Hemingway 2002）。雖然生長可能會由於污染物而減少，但對於主要為海洋物種（如貽貝）而言，也可能會由於鹽度降低而減少。減少的群體規模，即總死亡率，是確定自然或人為壓力下的生物體損失的必要指標。它可以以兩種不同的方式數字化表達-實際死亡率（A），即在一段時間內死亡的組織數量占該時間段內存在的生物體數量的比例，存活率 s 為 $(1-A)$ ，以及瞬時死亡率（Z），即數量減少的指數速率（參見 Gee 1983）。

7.3.1 生物生產

生物生產是一個有價值的參數，它將顯示該區域的性質，支持一個群體的區域的成功程度，群體本身的成功程度以及更高級別和腐植性食物網的可利用物質。例如在需要確定潮間帶河口淤泥灘支援涉禽鳥類的容量時，瞭解食物的產量是很重要的。生產量可以通過物種（個體、年齡組和群體）或群落（通過添加河口生態系統中所有物種的各年齡組的生產量）來測定（有關更多詳細資訊，請參閱 Crisp 1984）。對於個體而言，“生理”生產量（P）取決於物種的食物消耗和新陳代謝，等於 P_g （組織生長）、 P_r （生殖器官的產物生產）、 P_s （分泌物如粘液）和 P_e （死亡組織）的總和。

可供捕食者（包括人類）利用的群體生產稱為產量，可以使用基於相同年齡組的個體生長（大小或重量）的年齡組生產來測定（稱為 Allen 曲線）。這指示了一個年齡組的相對減少，通過自然死亡以及年齡組成員的平均大小和重量的增加。也可以使用生長和平均生物量數據來估計生產，其中後者是組織中的有機物含量，通常以無灰乾重或以濕重測量後使用換算因數計算。

當基於大樣本量時，生產值最準確，而在河口群體中，這將是幾個優勢物種。可以使用 P:B 比率來估計生產，該比率可以從其他研究中獲得，並與研究區域的平均生物量（Elliott 和 Taylor 1989）一起使用。從其他研究中得出的理論生產力值（例如 P:B 2.5）通常可以用於計算平均生物量數據的生產。這可能只是一個近似值，因為該比率取決於物種、個體的年齡和環境條件；當涉及到幼體時，這通常被低估，儘管 Elliott 和 Taylor（1989）發現這個值對河口無脊椎動物物種是適用的。

儘管估計生產存在困難，但可以將其與生物量數據結合使用，以評估區域的功能，即進食過程中物質的轉移。大多數估算河口群體和群落的生產量的方法需要有關生長率、死亡率和至少一個時間點的豐度的輸入數據，儘管生產量可以從食物網的其他部分（尤其是初級生產者）的生產估計中推斷出來。

7.4 社區層面評估

如前一章所示，對河口的整體性質（例如水文和沉積特徵）進行的任何變化都將改變群落，特別是底棲群落。沉積物類型或質量和水質的變化將遲早影響底棲群落結構，因此這些仍然是評估河口環境變化的主要依據。所有基於實驗室的污染物評估都應該得到全面的野外研究的支援，以研究污染物對河口生物體的實際影響。對於對排放到河口中的污染物的影響或通過工程工程對群落的變化的現場評估，主要方法是從受影響的區域或時間收集動植物樣本，並將其與被認為未受影響的區域或時間的樣本進行比較。這引出了 BACI-PS 方法-即 Before After Control Impact-Paired Series 統計方法來確定空間和時間變化（Schmitt and Osenberg 1996）。

站立生物，如潛著動物和大型藻類，通常是監測計劃的主要依據，因為它們的群落結構將反映區域內的 prevailing 條件，它們通常易於收集，並且它們的分類學已經得到充分發展，因此研究具有很高的質量控制。典型的河口採樣計劃將從河口的潮間帶或亞潮間帶區域收集底棲生物的樣本。為了提供對河口質量的一般觀察，需要廣泛的採樣模式，可以是規則的樣本網格或根據棲息地類型進行分層的採樣模式。相反，需要確定點源或排放開始的影響的採樣設計將以源頭為中心，然後隨著距離源頭的增加而增加採樣站之間的距離。不用說，採樣網格必須反映河口的環境變化性-水文和沉積規律。

為了確定群落的變化，可以進行現場評估，即在現場識別生物體，這可能是到較低分類水準的識別，稱為第 1 階段或“熟練的眼睛”方法。這將涉及記錄可見的生物體，例如表生動物或大型藻類，或者在現場篩選後記錄觀察到的生物體-篩餘物。相反，對於更詳細的評估，收集的樣本將被送回實驗室，並將收集的所有動植物進行到最高的分類水準-盡可能到物種水準-的鑑定。然後將在接近污染源的河口群落和距離較遠的群落之間進行比較。可以根據收集的物種數量、個體生物量、生物量或樣本的化學分析來進行這些比較。有許多採樣策略的設計，每種策略都能回答特定問題並產生所需的資訊（表 7.2）。

社區評估必須檢測並量化主要的植物群落和動物群落的變化，例如存在並擴展作為對增加的養分滯留的反應而延伸的海洋貽貝生物礁或大片大型藻類。這些都可以使用快速調查技術或使用航空攝影圖進行繪製。例如，可以使用空中監視技術來繪製引起擔憂的大型藻類席的發展，因為這可能是由於增加的營養物流出而引起的。

對河口中的任何生物變化的測量必須通過將其與當前的自然和人為環境因素相關聯來加以解釋。這可能包括沉積物的自然物理和化學特性，以及它們是否受到人類活動的改變的影響。這在河口沉積區域尤其重要。需要瞭解諸如潮汐、風驅動、密度（鹽度）流和寇里奧利斯等水文模式。每一個都將指示可能受到任何排放影響的區域，接收區域以及近場和遠場的影響。同樣，如第 6 章所示，在河口內創建結構將改變水流模式，從而影響沉積物規律。這種知識無法完全解釋生物特徵的狀態和變化-測量相關的生物參數也很重要，如捕食者-獵物關係、食物的可

用性以及動植物的聯合關係。有關採樣河口生物的現場方法的詳細描述，請參閱 Baker 和 Wolff (1987)，Holme 和 McIntyre (1984)，Kramer 等 (1994) 和 Elliott 和 Hemingway (2002)。

7.4.1 河口數據的數值分析

對於河口社區，尤其是無脊椎動物社區（例如參見 Krebs 1989；表 7.3），以及與污染或其他壓力因素有關的河口底棲生物群落，存在許多與採樣和解釋有關的數值方法（Elliott 1993, 1994）。單變量方法用於解釋主要和衍生的社區參數，如物種豐富度、數量、生物量和多樣性。越來越多的多變量方法用於任何數據集，其中一組屬性（例如物種存在或數量）在一組樣本（可以是站點、測站或區域）中進行了測量。

社區結構指的是區域的物種組成，可以根據物種的數量和生物量、群聚的多樣性以及個體和生物量在這些物種之間的分佈來描述。數量估算指示每個物種的族群大小，儘管其準確性取決於所使用的方法以及樣本是否代表整個族群。

許多特徵可以用來描述河口社區並解釋其與人類影響、環境變異性和生物過程的變化（參見表 7.3）。社區或群聚分析可以使用種群（通常是物種）豐富度（S）、數量（A）或生物量（B）數據的主要社區變量。這些不同的測量可以在二元（存在/不存在）層面（物種豐富度）或定量數據（數量和生物量）上使用，具體取決於研究的目的和所使用的方法。定量數據允許進行更高水準的分析，可以確定物種的稀有性。除了這種對社區結構的分類學方法之外，還可以使用生物量/大小譜和功能類群的分析，這是一種越來越有價值的解釋社區結構的方法。功能分類或類群可以基於物種的生態喜好、繁殖策略和取食方式進行，並且在解釋社區結構方面越來越有價值（詳見 Elliott 和 Hemingway 2002）。社區中還可以確定其他功能方面，例如使用比率比較不同習性的分類類型或有機體。

可以使用主要社區變量來衍生其他次要變量，例如多樣性（例如 H' Shannon-Weiner 指數）和生物量（B/A）和數量比（A/B）。然後，可以使用傳統的假設檢驗技術（例如 ANOVA）來解釋和詢問這些單變量數據，儘管通常更適合使用多變量統計技術來分析複雜的社區數據，例如樣本中每個物種的數量。多變量數值技術，如聚類分析，可用於定義社區，即一組在一起發生的屬性（例如物種），而其他方法則定義了同時涉及分類群和環境特徵的連續變化，例如排序分析。任何被採樣的區域都容易產生一個屬性矩陣（例如物種存在、數量和/或生物量）與樣本（例如站點、鹽度範圍和面積）之間的關係。有各種方法可用於多變量社區分析，例如排序和聚類分析（Gauch 1982；Begon 等，1990；Jongmann 等，1987；Elliott 1994）和梯度分析。這些方法允許將不同物種的豐度沿著選定的梯度排列，或者根據物種組成和豐度的相似性將社區或站點按順序排列。這使得可以對一系列站點或站點進行社區屬性（物種、數量或生物量）的分析，可以進行 Q 模式或 R 模式分析。前者根據存在的物種、其豐度或生物量描述不同站點之間的相似性，而 R 模式分類根據分佈的相似性將物種分組。有關更多資訊，請參閱 Elliott 和 Hemingway (2002)。

有幾種圖形技術可以用來指示變化，例如在第 6 章中描述的 S-A-B 曲線（Pearson-Rosenberg 模型）。作為另一個示例，Warwick (1986) 通過繪製個體數量與物種之間的分佈來評估底棲社區的污染狀態-數量-生物量比較（ABC）（圖 7.6）。在未受污染的條件下，底棲社區將由一個

或幾個大型物種主導，每個物種的個體數量相對較少。在受污染的情況下，底棲社區在數量上被一個或幾個小型物種主導，每個物種的個體數量很多。然而，需要注意的是，大量小型有機體的流入（例如在招募過程中）也可能在社區中產生類似的模式。

現在有越來越多的軟件可用，尤其是集成的生態和生物學軟件包，用於計算這種廣泛的數值技術和指標。計算能力的增強使得分析大數據集的潛力更大且更容易。然而，需要進一步努力和在河口棲息地中進行測試，以改進採樣、處理重複實驗、使用功效分析來確定所需採樣水準以及交叉校準數值處理。所有這些特徵的趨勢可以確定並用於指示特定時間內定義區域內社區的運作方式，然後可以將其與其他時間和地點的數據進行比較（Moss 等，1982）。因此，可以從多個地點和族群中確定“正常”狀態，然後顯示研究區域是否不同，如果不同，則是由於自然還是人為因素。已經使用許多技術來區分自然幹擾/壓力（例如存在於河口和沉積不穩定區域中的幹擾）與人為壓力的影響，並且這已經廣泛使用了環境質量指數。這些方法需要指示區域、棲息地和族群的人類和自然重要性。

社區研究，尤其是涉及大型底棲動物的研究，長期以來一直是河口影響評估的主要依據，這主要是因為其特徵和分類學已經很熟悉，對污染和壓力的反應也已經有了詳細的描述。變化模型（參見表 6.2）顯示了變化的性質，因此在影響評估中應該研究的動物特徵。這些變化尤其支撐了 ABC 和 SAB 技術。正如本書中所提到的，大量小型有機體在少數物種中存在的情況（這是受壓力和污染條件的特點），也是自然河口族群的典型特徵，因此在影響評估中需要考慮到這一點。

為了評估污染、挖掘或其他活動所引起的幹擾的效應，可以在河口中建立現場實驗，通過有意幹擾或消除動物群落並觀察生物的恢復情況。在美國康涅狄格州的 Alewife Cove 進行的一項研究中，Zajac 和 Whitlatch（1982a, b）發現對幹擾的反應非常不穩定，無法檢測到明確的河口重新殖民演替模式。Thrush 和 Roper（1988）還表明，重新殖民研究很難用於污染監測。

7.5 整合的河口評估和生態系統變化

儘管某些方法被單獨使用，但現在越來越常見的是進行綜合環境評估，結合多種互補的技術。例如，沉積物質量三角方法（Long 和 Chapman 1985）結合了三個測量：通過底棲社區分析顯示的海床質量作為社區健康的一個指標，通過無脊椎動物生物測試（例如沉積物對 *Macoma* 等入藏物種的合適性）顯示的個體健康，以及環境（非生物成分）（例如沉積物中持久性化學物質的濃度）的污染程度。後者為前兩個“效應”組件提供了“原因”組件，以幫助解釋前兩個組件。

我們擁有許多方法可以檢測河口的變化。檢測污染物和其他導致河口變化的原因的影響的所有方法都是在期望性、可行性、負擔性和可靠性之間的折衷。通常情況下，幾乎任何方法都能夠檢測到嚴重的污染源或“熱點”，但更微妙的變化需要各種各樣的方法，並且科學家的技能和智慧可能會受到嚴格的考驗。這種技能在河口研究中尤其需要，因為任何人類對河口的使用和濫用所引起的幹擾都會發生在各種自然環境變量（如鹽度、溫度或沉積物類型）之中。

在管理河口時，我們通常關注它們維持高級別捕食者，特別是魚類和鳥類的能力，因此我們有興趣瞭解區域的營養結構。例如，我們需要知道土地開發是否移除了支持大量初級消費者的

區域，或者沉積物是否發生足夠的變化以致某個區域不再支持深埋性物種（如 *Macoma*）的棲息。因此，失去河口區域，包括土地開發或沉積物性質的變化，將影響其食物網。因此，胃內物質和餌食行為分析將確定區域的使用情況以及失去區域的後果。這些分析可以提供獵物偏好、獵物重要性以及支援族群所需的獵物量。它們還可以提供生態位寬度，例如使用多樣性指數來顯示獵物的數量以及捕食者進食的機會性或專化性，以及生態位重疊，即兩個捕食者之間的進食相似性，無論是在物種內部還是物種之間，以指示可能的競爭。

我們可以將一個區域根據可用的空間和食物量來支援那些較高級別捕食者的能力定義為其“攜帶能力”。因此，攜帶能力的任何變化，特別是由於河口區域的損失、棲息地或生物群落的變化，對河口管理者來說是極為關注的。生態系統中的一個單位，近來在評估和管理生態系統中越來越常用，就是生物群落。這個詞可以被視為描述棲息地及其組成和主要生物的術語。例如，中等河口鹽沼、蚌床或泥灘生物群落包括棲息地的主要物理特徵和主要物種（可能是 *Spartina*、*Nereis* 和 *Mytilus* 等）。河口中生物群落的存在或數量、它們的大小和功能程度可以作為河口健康的一個指標。因此，“生物群落地圖繪製”越來越常用於確定這些特徵，可以以較低的水準（第 1 階段調查）進行，其中所有評估都在野外進行，僅注意到明顯的生物。或者，如果需要更多的數據，則將進行第 2 階段調查，其中將進行採樣以進行完整的鑒定和統計。

7.6 監測、監察和調查設計

在生理學上，「恆定性」一詞用於指生物體通過修改其功能來應對或吸收變化，但不會導致長期的有害變化。我們也可以將河口的族群、社區和生態系統視為展示恆定性的能力，即在不被廣泛觀察到的情況下吸收和適應變化。正如本書中所示，河口是高度變化的系統，因此它們可能具有吸收人為變化以及自然變化並仍能正常運作的能力。河口科學家和管理者的目標是檢測這些特徵是否發生變化，因此需要進行嚴謹的監測。這尤其重要，因為在某些情況下，監測產生的數據可能會在法律討論或訴訟中使用。

在任何關於監測的討論中，有必要提到所產生的數據的質量，特別是在這些數據將被廣泛使用的情況下。因此，越來越需要分析質量控制（AQC）和質量保證（QA）。重要的是要意識到測量永遠不會是精確的，但在一定限度內可以是精確和準確的（例如使用的設備類型、科學家的技能等）。精確性是每次進行觀察時所獲得的相同測量或類別，例如特定天平上物體的重量或由一個分類學家進行的同一個生物分類的識別。相反，準確性是每次進行觀察時所獲得的正確測量或類別，例如標準校準材料的重量或任何分類學家對生物的正確識別。因此，測量可以是精確而不準確，例如，一個維護不良的天平可能是精確但不準確的。AQC/QA 旨在確保所有測量中的所有錯誤都是已知的、被考慮或最小化的，例如，實驗室擁有經過良好培訓的工作人員、有文檔記錄的方法和良好的設備。通過這種方式，從一個河口獲得的數據可以與來自其他任何地區的數據結合，從而使一個地區的變化能夠放入更廣泛的背景中。

作為針對特定河口活動的綜合研究的最廣泛示例，現在要求在每次河口活動獲得許可之前進行環境影響評估（EIA）。這些 EIA 應該採用結構化方法（參見 Glasson 等人 1999 年），因此應考慮到活動的每個組成部分和可能受到影響的自然系統的每個部分。它應該確定在特定時間和特定方式下，即在特定地點進行活動的影響，即特定時間和地點的效應集。例如，建造和運

營一條通往河口的管道將涉及清理通道，將材料運送到現場，可能在一個區域進行挖掘，建造管道，並將廢物排放。這些方面可能會影響水柱的不同部分、河口床的地形和沉積物，以及動植物的族群。因此，EIA 應該量化序列的每個部分對每個自然組成部分的空間和時間影響，然後確定該自然組成部分的大小，然後確定該活動是否會產生長期或短期效應，或者是否會影響一個小區域或大區域。因此，需要進行監測以量化這些方面的每一個。

監測需要確定效應的空間程度，即程度的廣度，以及效應的時間嚴重程度，即持續時間。空間程度可以是受影響的區域的面積和受影響組件的空間重要性（表 7.4）。例如，活動在河口內影響的組件是否在國際上重要，例如過冬涉禽的族群，或僅在當地上下潮帶的貽貝床。需要確定受影響組件的大小，例如貽貝床所涵蓋的公頃數量，或涉禽是否占歐洲族群的 1%（即具有國際重要性）。影響矩陣（表 7.5）應用於活動後，根據最終結果產生一個關於影響程度的圖形和簡單指標，無論是正面還是負面的。然後需要將這一結果傳達給相關機構。例如，如果決定建造一個屏障對具有國際重要性且長期無法逆轉的族群（如過冬涉禽）產生負面影響，則影響表將通過六個填充的圓圈來指示這一點。

在此過程之後，有必要在 EIA 中指示是否可以使用任何減緩措施，例如是否可以減少對河口床的影響的方式建造管道。如果無法進行減緩，則管理者將不得不確定是否可以提供補償措施，例如通過在其他地方創建或恢復一個棲息地來補償被活動破壞的河口棲息地。

7.6.1 決策樹

在整個本章提出的問題的答案需要的監測和監察的性質可以使用決策樹來定義。監察被視為收集數據，然後事後指示變化，而監測應該與預定的終點相關，例如，保護河口魚類遷徙所需的水中溶解氧水準。一旦設定了預定的限制值，例如 5 毫克/升，監測就可以專注於檢測未達到該值的時間和位置。

決策層次1：主要問題和假設的定義

這一步將決定是進行研究以回答一般問題還是精確問題，以驗證假設並生成假設。例如，許多研究僅確定河口或海洋潮間帶和潮下帶區域的使用情況，河口和沿海區域以及相關淡水區域的使用情況，以及魚類和鳥類消費者對可用生產的分配情況。研究可能是應用性的，例如，試圖確定沿海區域的本地魚類族群是否符合該地區的水文物理特徵，以及底棲族群是否與類似區域有所不同。可能需要瞭解食物網的營養結構和其功能。最後，我們通常需要瞭解人類活動對族群的影響以及生態和環境質量目標（EQO）和標準（EQS）是否得到滿足。

決策層次2：監測定義

為了創建一個集中的方法，需要定義監測類型。例如，是否需要進行法定監測，如果需要，則需要確定負責執行該監測的人。這將在確定對河口或海岸有風險的使用者和使用者以及對監測結果感興趣的人進行身份識別之後進行。這決定了監測的需求所在以及為什麼應該進行監測。在河口和海岸管理中，這將產生對不同使用者和用途的影響的矩陣。

接下來的決策是所需監測的詳細程度，涵蓋從主觀和定性到完全定量和統計嚴格的調查。然後，需要定義受風險組件，這將指示應該監測的方面，進而決定應該使用的方法。然後需要考慮監測的規模，首先是空間範圍，作為要監測的區域，其中包括定義站點位置、要進行取樣的地層以及與水文特徵相關的站點位置。其次，是取樣的持續時間和頻率，這顯示了時間組成和活動長度。最後，取樣可能需要檢測生物和環境組件的變化，因此需要定義預期/可容忍的變化程度，從而確定樣本數量和複製程度。

決策層次3：所需/期望的調查類型

有許多類型的調查：

背景監測，以改善對自然特徵及其固有的空間和時間變異性的信息。

情況監測，以確定河口個體、族群和群落的狀態是否符合預定狀態，符合環境條件的期望。

遵從性監測，其中已設定標準和目標，例如魚肉中的污染物含量，需要達到這些標準和目標。

在許多情況下，這些調查與確定人類活動的影響有關，因此它們要求：

探索性調查，例如對區域進行廣泛的掃描，使用已發表和未發表的資訊以及相應的桌面研究。

基線研究，可能具有較大的空間覆蓋範圍，可能使用低強度方法和少量（如果有的話）重複樣本，以確定進一步詳細研究的區域或可能發生實際或潛在問題的區域。

持續調查，盡可能應該是一個有時間限定的研究，統計學上可靠並且具有與所研究的過程的時程相關的取樣頻率。

在檢測人類活動的影響方面，上述調查很可能包括 BACI-PS（前-後-對照-影響成對系列）方法。取樣點和時機的重複應足夠以檢測可能發生的變化類型。

決策層次4：相關參數/綜合監測

為了對生物資訊進行全面解讀，需要相關資訊，例如：

- A. 物理監測，包括表徵水文和沉積物狀態。
- B. 化學監測，例如溫度、鹽度、主要水質和沉積物污染物。
- C. 社區生物學，例如相關組件，可以是單一組件（硬底生物、軟底生物、超底生物、游泳生物、浮游生物等）或多個組件的組合。
- D. 生態毒理學/個體健康，例如存在排除污染物的機制、病理異常、生物累積的污染物。
- E. 社經方面，例如商業捕撈程度、附帶獲物類型。

決策層次5：監測中使用的方法 強調一旦明確了監測的目標，相應的監測方法應該很容易確定。所有方法在評估和量化感興趣組件的實際和潛在變化程度方面都有優點和缺點。由於野外

和實驗室研究成本高昂，研究的強度和設計應該與實際或潛在變化的大小相對應。有許多調查設計，每個設計都適合回答特定問題並在不同的河口棲息地中使用。

7.7 最終評論

本章指出了檢測河口變化的一套方法，無論是由自然幹擾還是主要由人類活動引起。這些方法中的每一種都可以檢測一種類型的變化，並且可能對特定的棲息地、生物組件，甚至單個物種或污染物或其他壓力因素具有價值。不同的技術具有優點和缺點、成本和效益，通常需要結合多種技術——但應始終記住，監測是昂貴的。我們永遠不會擁有一種單一旦萬無一失的檢測變化的方法，通常隨著進行更多評估，我們只是描述河口的大規模固有空間和時間變異。

總結起來，可以建議在任何壓力評估方法中，需要四個階段的過程：

- 解釋變化背後的基本原理。
- 評估（定量）變化的性質。
- 解釋所顯示的效應。
- 預測在特定壓力下的效應。

其中最後一個非常重要——許多河口科學家事實上會被要求預測效應——當建造一座橋時會發生什麼情況，廢水將去哪裡並影響什麼，如果河口通道被挖掘會發生什麼情況，等等。我們將不得不給出一個答案，同時記住我們對河口研究的知識和工具的限制。因此，我們需要謹慎和謙虛地在任何預測中表達不確定性，並提供可能的替代情景。

總之，河口變化的檢測是一項複雜的任務，需要結合多種方法和技術。監測和監察是瞭解河口生態系統和人類活動對其的影響的關鍵工具。通過適當的設計和實施，我們可以獲得有關河口狀態和變化的關鍵資訊，並為河口管理和保護提供依據。這些方法和技術的不斷改進將有助於我們更好地瞭解和保護這些寶貴的生態系統。

第8章 河口管理

8.1 簡介

河口管理的主要目標是建立一個讓人類能夠與自然共存的框架。在這裡，我們將河口管理分為三個主要領域：政策和理念、規劃和指定、實踐（參考 Carter 1988），儘管這些領域是相互關聯的。政策反映了我們管理河口的的基本方法和框架，這與政治和管理框架相關聯，通過立法或教育來規範河口管理。規劃用於資源分配的過程，無論是根據生態還是經濟的標準。我們展示了特定組件（物種、棲息地、整個區域、工業、流域等）管理的相互關聯性。實踐涵蓋了我們可以獲取和實施決策的手段，例如參與河口管理的組織和利益相關者、他們運作的法律框架以及他們行動的結果。後者可能包括緩解和補償機制，或引入建造新的污水處理廠或處理工業廢水等技術。所有這些方面相互關聯，每個方面都源於其他方面。

河口管理必須應對三個基本的矛盾。首先，世界上大多數主要城市都位於河口附近，然而對於這些城市的大多數居民來說，河口是他們遇到的最自然的野生動植物棲息地。其次，世界上大多數重要的河口在某種程度上都受到人類的改變或污染，然而，在許多國家，保護的河口自然區比其他任何棲息地都要多。第三，許多河口接收到來自污水、農業和其他工業的高水準有機廢棄物，然而，河口是已知生產力最高的自然生態系統之一。然而，河口具有中等多樣性且高度變化，這可能使其能夠吸收人類活動的低水準影響而無需進行重大變化。

8.2 政策和理念

鑒於河口的自然特徵和人類活動對其提出的要求，管理必須協調這些特徵以實現共存。如第 6 章所示，河口中的多重壓力因素必須進行管理，在大多數國家，這種管理一直是以部門為基礎的，即依次管理每個活動（漁業、娛樂、航行等）。自 20 世紀 80 年代末以來，人們已經意識到，為了擁有一個健康且成功的生態系統，可以允許、接受或容忍人類使用和使用者的生態系統，需要從部門性管理轉向整體性管理。在這種方法中，人們承認河口生態系統的所有組件都是相互關聯的，因此所有這些組件（物理化學和生物學）都必須以可持續的方式進行管理。這一切可以稱為“生態系統方法”。

其基礎是為管理創造一個框架，以確定我們希望從河口獲得什麼，以及是否可以允許發生活動（參見方框 8.1）。我們使用“合法”活動這個詞，因為通常情況下，特別是在發達國家，這些活動已經得到批准和許可。

本章還將展示我們在河口管理中的概念和實踐方面最近的變化。河口管理的主要特點（參見方框 8.1）顯示了資訊類型的重要性、確定優先順序的需求以及可用的工具（法律和協議）。以前在陸地上開發的管理措施現在正在應用於水域環境，例如規劃過程。在淡水方面發展的措施，例如棲息地和物種管理，已應用於近岸/河口區域，最近也應用於近海區域。隨著管理從陸地到淡水再到河口，現在又到海岸和近海區域的進展，我們必須應對某些方面而不是其他方面被量化的問題，以及科學知識的限制。管理一塊草地可能相對相對簡單，因為它可能與附近的棲息地或遠在數公里之外的棲息地之間的聯繫非常有限。相比之下，在河口，我們必須關

注不僅在河口內部的發展，還包括流域和海域內部的發展，而且這些環境在潮汐、日間、每週、月球、季節和年度的基礎上都在發生變化。

除了這些變化之外，我們越來越需要考慮人類的期望，即人口對環境的日益增加的意識。後者可能涉及美學關注，例如在發達國家，高數量的所謂“有魅力的大型動植物”（如海豹、海豚或涉禽類）的價值，或者因為意識到健康環境對於良好的食品生產是必要的並且可能具有經濟上的必要性。可以對河口的創造財富方面（例如提供魚類、建築用地或作為航道）進行經濟和社會價值的評估。然而，評估河口的重要性的一個根本困難在於人類如何對特定物種和棲息地進行價值評估，以及如何在保護強調下對美學方面進行價值評估。

由於河口的複雜性，其使用者和用途以及這些因素的影響，需要採用一種多部門/多組織/多效應/多用戶/多用途的方法。在環境管理中，我們往往能力有限，無法應對這種複雜的情況，因此，正如本章將顯示的，我們通常需要將問題分解為其各個部分。

管理環境最困難的部分是確定使用者對系統（在這種情況下是河口）的要求。例如，我們希望一個區域支持野生動植物，提供魚類和貝類，允許航行，接收廢物或提供土地用於住房或工業，或者這些都需要？在進行管理之前，需要確定河口的狀況，以及如果一項活動進行，對該狀況的變化情況，並決定河口的期望狀態。因此，需要指標來描述生態/生態系統元素的狀態，如“DPSIR”方法（第6章）中所述，該方法總結了問題的來源、原因和效應，背景特徵以及人類管理河口地區所需的反應。可持續和具有成本效益的管理選擇必須遵循六個原則：環境可持續、經濟可行、技術可行、法律允許、社會可取和行政可實現。例如，社會需要對河口水道進行疏浚，以使該區域適合航行，但必須使用適當且具有成本效益的方法進行，符合當地法律和國際義務，但不會產生不利且不可接受的环境影響。本章旨在說明這些特徵的許多方面。

在過去的半個世紀中，人們對於與污染和河口排放有關的環境保護的思想已經發生了變化。20世紀60年代，人們認識到了問題，這是公眾意識的結果，如瑞秋·卡森的著作《寂靜的春天》所示。20世紀70年代，生態監測增加，並開始使用長海水排放和初級處理的尾部控制。20世紀80年代進行了一些改進的處理和更嚴格的尾部控制，而20世紀90年代引入了“整體方法”。後者引入了統一污染控制（IPC）和環境管理系統（EMS），以及工業用的清潔技術。它承認污染在陸地、空氣和水中傳播，並需要在污染產生之前停止污染，而不僅僅是對其進行處理。21世紀則對問題的認識更加完整——承認需要採取生態系統方法，考慮所有特徵並進行管理和保護。

河口在物種數量方面並不是高度多樣的地區，但它們具有獨特而重要的功能，並且擁有其他地方找不到的棲息地，例如泥灘、紅樹林和鹽沼。因此，有必要保護河口作為一個棲息地，或者保護河口中的棲息地，以及保護支持少數物種（甚至單一物種）的大量棲息地。因此，會制定針對特定棲息地的生物多樣性行動計劃（hab-BAP），以指示多少棲息地是可取的，以及多少棲息地應在國家範圍內受到保護。因此，歐洲棲息地指令特殊保護區（SAC）已經指定了一類棲息地（例如沙灘）或一組棲息地（河口、沿海灣），從而為這些棲息地提供了保護。對於河口來說，特別重要的是歐洲指定的特殊保護區（SPA），用於保護鳥類棲息地。同樣，根據拉姆薩爾公約，在全球範圍內指定的地點旨在保護濕地作為鳥類棲息地。

儘管物種和棲息地的保護是管理的主要目標，但人類活動可能會對它們產生影響，因此必須採取減緩措施以最大程度地減少影響。如果無法實施減緩措施，例如如果新的碼頭移除了泥灘，那麼將需要進行補償，例如在其他地方創建或恢復棲息地，以替代任何損失的棲息地。這一特點現在已經引導出“棲息地銀行”的過程，在這個過程中，開發者可能在開發一個地點之前在河口的其他地方購買土地。現在正在提議在英國通過創建沿岸棲息地管理計劃（CHaMPs）來對更大範圍的棲息地進行管理，該計劃可以指示與受河口活動影響的棲息地相關的整體管理。

污染控制的優先物質

清單 I-根據毒性、持久性和生物累積潛力選擇的某些個別物質（見下文），其中不包括那些在生物上無害或迅速轉化為生物無害物質的物質

有機鹵化化合物和可能在水生環境中形成這些化合物的物質

有機磷化合物

有機錫化合物

在水生環境中已經證明具有致癌特性的物質

汞及其化合物

鎘及其化合物

持久性礦物油和石油源烴類

持久性合成物質，可以漂浮、懸浮或沉澱，並可能干擾水的任何用途

在清單 II 中某些物質屬於致癌物，它們被列入本清單的第 4 類中。

8.3.2 活動的管理和許可

在大多數地區，執行某項活動通常需要相關的法定機構的許可。這種許可可以是一份具有法律約束力的檔，可以稱為許可證、執照、授權或同意。例如，在美國，放射性污染物排放消除計劃（NPDES）許可證要求在陸地排放廢水之前獲得許可，而在英國，對於一個複雜的工業廠區，需要一個授權來允許對空氣、河口水域或陸地的綜合管理。污水處理廠需要獲得排放許可，以將其廢水排放到附近的水體中，而需要許可證才能將從航道中取出的疏浚材料傾倒。

任何未遵守許可或許可證的行為都將導致法律訴訟。許可證中提供的主要特點在方框 8.2 和 8.3 中有所示。

可以採用不同的方法來實現污染控制。要麼是環境質量目標（EQO）政策，通常與環境質量標準（EQS）政策相關，要麼是統一排放標準（UES）政策。EQO 方法的要點是河口（或任何水體）能夠分散、降解和吸收進入其中的污染物。它基於“吸收能力”的概念，即水體處理排放物的能力。除了任何生物累積的化學物質外，它假定“污染的解決辦法是稀釋！”EQO 方法的目的是確定棲息地的整體條件，然後為每個河口選擇一組可允許的操作或排放水準，以達到該條件。EQS 是為特定河口選擇的允許排放水準。因此，EQO 是河口的陳述目標，而 EQS 是實現

這些 EQO 的條件。替代的 UES 方法是為某種污染物建立一個國家或國際標準，然後將這些標準應用於特定行業或工藝的每一個排放，而不考慮排放位置。UES 政策的重點明顯在於不同來源或位置的排放的統一性。

河口的整體管理和所有用途和使用者的整合，自 20 世紀 90 年代初以來，越來越多地導致建立和採用河口管理計劃，美國、歐洲和澳大利亞都有許多顯著的例子，而澳大利亞則將其河口管理計劃結合起來，形成了一個全國河口管理計劃。這些計劃試圖同時管理所有活動，維護所有棲息地和物種，保護自然功能，並涉及利益相關者。然而，起點應該是河口的基本願望或目標。

這些目標可以概括為 EQO，例如在英國針對河口採用的那些，即河口的水質應該能夠實現以下目標：

保護所有現有的定義用途的河口系統。

能夠在底部支持維護海洋漁業所需的生物群落。

允許魚類在潮汐的所有階段通過。

河口的底棲生物和常駐魚類群落與水力物理條件一致。

生物體中的持久性有毒和致味物質以及微生物污染的水準應該微不足道，並且不應該影響它被掠食者（包括人類）所攝食。

使用這些資訊可以納入環境或生態質量目標（EQO 或 EcoQOs）作為陳述，然後可以進行測試以確定一個區域是否具有自然或人為影響的特徵（Elliott 1996）。這些目標可以被形成為作為取樣和隨後分析基礎的虛無假設。上述列表主要基於生物學原因進行了選擇，但對於河口的每個定義用途，可能還有一個 EQO。例如，水上接觸運動可能需要不同的清單。

在第一個 EQO 中被認可的用途有：廢水處理、商業漁業和釣魚、自然保護、游泳、划船和滑水、旅遊和休閒、航行以及工業或農業用水取用。除了廢水處理外，所有這些用途都要求河口盡可能不受污染。為了實現這一目標，必須對廢水處理進行控制，可以通過減少排放量或改善廢棄物的質量來防止其阻礙其他用途。在河口的入海口，水源充足，可以通過建造一條長海底排放管道更好地將現有廢棄物分散排放來實現這一目標。在內部河口，可用於稀釋的水量較少，實現同樣目標可能需要建造新的污水處理廠或處理廠。因此，允許的廢水標準在河口的不同部分可能不同。為了實現定義的 EQO，通常需要對河口頭部的污水或工業排放應用更高的 EQS，而不是對河口口部的排放。

第二個目標要求河口具有足夠的質量，以維持我們在前幾章中描述的河口生態系統各個組成部分。特別是，不應該有對河口附近的生物群落有害的排放物，應該避免填海和破壞底棲棲息地的工程計劃。

第三個目標是確保可遷徙魚類（如鮭魚或鰻魚）在任何潮汐狀態下都能通過，這旨在確保氧氣濃度作為水質的衡量指標在高潮和低潮以及夏季和冬季都高於 50% 飽和度。在許多河口口，這個目標在冬季的高潮時，當水量很大時很容易實現，但在夏季的低潮時，由於水量較少且水

溫較高或鹽度較高，氧氣含量較少，因此較難實現（例如，參見圖 6.4）。因此，這個目標必須根據最具問題的季節或條件來定義，而不是最寬鬆的條件。

第四個目標是確保生物群落的組成與該地區的水力物理特徵、水流動態和底質類型相符。因此，如果保護和維護低能量區域，則它將支持含有大量獵物的泥灘，這些獵物為越冬鳥類和常駐魚類提供食物。

在這裡給出的最後一個目標旨在消除例如貝類受微生物（如大腸桿菌）污染對其食用者有害的情況，也旨在消除由持久性累積污染物（如重金屬，特別是汞或鎘）或有機鹵素污染的生物體的情況，這可能會使它們受到污染、影響捕食或傷害食用它們的人。

在某些情況下，實現這些目標是通過測試特定的數值標準，例如 EQS，在許可或協議中進行的。EQS 值可以定義為最大允許濃度、95%分位值（95%分位值表示不超過 95%取值的值）和/或年平均值。這些值可以納入許可證中，或者可以設置排放條件，以允許在接收水體中的稀釋、分散和吸收，以確保不超過 EQS。

毒性測試（見第 7 章）在河口管理中在幫助確定排放物中允許的毒物水準方面起著作用。例如，可以將 96 小時致死濃度的 1/10 或 1/100 作為毒性廢棄物排放的“安全水準”，這些因數被稱為“應用因數”。這些應用因數受到批評，因為暴露於次致死濃度的污染物可能會影響生殖或發育等生理過程，但是儘管存在這樣的合理批評，急性毒性測試和應用因數仍在使用中，因為這些測試易於執行且可靠，只要使用最敏感的生命階段，它們確實提供了在管理排放到河口生態系統的工業廢水時確定優先順序的有價值的指南。毒性測試長期以來一直用於確定排放物中單一化合物的水準。然而，所有排放物都攜帶一個混合物，因此需要對複雜的廢水進行許可，由於協同增效和拮抗效應的存在，越來越多地使用許可中的毒性元素（稱為基於毒性的許可或直接毒性評估）。因此，毒性元素將是許可中的一個條款，整個廢水將進行測試（全流水測試），如果在接收水體中稀釋後其 LC50 可能被超過，則被視為不合格。

當在河口的管理政策被作為規劃目標實施時，EQO、EQS 和 UES 的概念可能並不像它們一開始看起來的那樣不同。在實踐中，它們通常一起工作，因為河口管理者需要指定進入河口的任何廢水的允許標準，以實現為該河口設定的目標。無論這些設定的標準在所有國家還是該國的部分地區是否統一，都是一個基本的政治決策。河口科學家的角色是向政治家們提供什麼標準是必要的建議，無論是在廢水還是接受水體中，以使河口適合其用途。在河口水質的背景之下，特定成分在排放物中的濃度可能並不是最重要的因素；重要的是進入河口的速率。這可以通過將濃度乘以流速來獲得“負荷”。然而，負荷評估往往很困難，因為許多污染源在流量和組成方面存在著很大的變化（Gameson 1982）。隨著廢水負荷進入河口，通常會定義一個“可接受生態影響區域”或“混合區域”，這是一個發生稀釋和分散的區域。這個區域應該盡可能小，對於這個區域的 EQS 可能容忍一定程度的變化。

對於從工業、家庭污水處理廠或河流輸入的分散污染源進入河口的排放物，通過確定河口的狀態、水質和其生物群落的狀況，對其進行管理。人為排放物的特徵（見 Box 8.2 和 8.3）控制了進入河口的標準，並確保遵守國際和國家的標準和協議，例如排放物是否含有任何優先關注的優先物質以及排放物的當地情況。隨著技術的進步和有關污染物命運和影響的知識的提高，可以定期審查這些許可證。

美國的州和聯邦政策通常遵循 EQO/EQS 方法。在 20 世紀 70 年代和 80 年代，英國政府也遵循 EQO/EQS 方法，但隨著 1987 年北海宣言的採用和預防原則的採用，英國轉向了 UES 政策，該政策適用於被認為造成最大問題的物質，即最具污染性的物質。這些物質在所謂的“紅名單”中列出，將通過減少所有排放來控制，無論它們排放到哪個水體中。預防原則可能導致零排放，因為所有物質在某個地方和某些濃度下可能遲早都會產生影響。預防原則可以被定義為一種哲學，即“預防性行動不應推遲，即使活動與影響之間的因果關係尚未完全確認”。

歐洲河口和海洋的一些 EQS 列於表 8.3 中。這些標準最終是基於不同物質的毒性證據，其中汞被認為是最有毒的重金屬。這樣的水生污染物 EQS 標準可能不一定反映對沉積物中的生物群落的潛在傷害。例如，汞很快脫離溶液，被吸附在懸浮顆粒上，然後在沉積物中累積。因此，未來的 EQS 標準可能基於沉積物濃度。此外，正如在前幾章中討論的那樣，任何單一化合物的毒性可能會根據河口的環境因素（如溫度和鹽度）而有很大的變化，或者在單一化合物作為許多化學物質混合物的一部分時可能會有所不同。

國際規範中調控向海洋和河口水域排放有毒物質的共同主題是承認兩類污染物，以便優先控制。首先是“黑名單”或 I 類物質，應該禁止或大幅減少排放；其次是“灰名單”或 II 類物質，其排放可能允許在嚴格控制的數量內。這些優先順序列表（表 8.4 和 8.5）基於 1992 年巴黎公約（前奧斯陸和巴黎公約，OSPAR）的附件，該公約已被許多國家採納，以控制陸源排放和傾倒到北大西洋地區。這種方法類似於全球倫敦公約（原倫敦傾倒公約），美國是其簽署國，因此已採納了這些列表的內容。黑名單也是歐洲危險物質指令的 I 類物質，而灰名單則是該指令的 II 類物質。這些指令是關於歐洲廢物排放控制的“母指令”，並通過添加“子指令”來更新，以確定新化合物的有害性（例如五氯酚，PCP）。英國與其他進入北海的河口國家一起，在 1987 年採用了一份“紅名單”（表 8.6），列出了需要優先控制的物質，將通過減少所有排放來控制這些物質，無論它們排放到哪個水體中。

為了控制可能對貝類有害的排放物，已經在美國和歐洲指定了具有貝類群落的水域的 EQS（表 8.7 和 8.8）。與先前列出的標準不同，這些標準包括細菌或微生物污染。同樣基於細菌或微生物污染的標準也已經被採用，用於公眾游泳的海灘（表 8.9）。

採用 EQO 的做法遭到了一些機構和政府的批評，認為它們是不公平的。EQO 的反對者表示，它們不公平地懲罰了位於內陸或河口頭附近的城鎮或工業區，這些地方很少有稀釋廢水的空間，而位於海岸邊或河口附近的城鎮或工業區則有充足的稀釋空間可用。因此，對於河口口的工業排放物，可能會應用更寬鬆的 EQS。UES 方法已經被採用來克服這一批評，作為一組數字標準，所有工業或城鎮都必須符合，無論它們的位置如何。UES 特別適用於河流可能穿越多個國家或州的大陸情況，例如萊茵河或多瑙河，這樣，一個國家中的一個工業區不會與其他國家中的類似工業區相比受到不公平對待。

作為 EQO/EQS 理念最近的補充，澳大利亞和新西蘭通過它們的聯合水質指南創建了一個框架（見 Box 8.4）。該框架為不同的生態系統類型（包括河口）和不同的生態系統狀態設定了不同的水質標準和參考點。這為高保育／生態價值系統、輕度至中度受干擾系統（大多數情況下將應用指南）和高度受干擾系統提供了不同程度的保護。因此，這種方法承認了一個區域可能已經退化，並且立即無法創造高生態狀態。值得注意的是，這種方法與歐盟水框架指令下的歐

洲國家將採取的方法相似，在該方法中，大多數水體將被管理以達到良好的生態狀態，儘管對於被認為是高度修改的水體或人工水體的區域，將有更低的期望（稱為良好的生態潛力）。

8.3.3 河口管理

這裡無法詳細介紹河口發生的每一項活動的管理，所以只能給出一些一般原則，然後列舉一些關鍵的例子。河口內活動的管理始於在活動開始或結構建設之前對可能影響的評估。環境影響評估（EIA）應根據以下標準對影響進行區分：（i）影響的大小，包括空間和時間上的影響程度；（ii）接收區域的價值和敏感性；（iii）美學敏感性。因此，執行環境影響評估的主要步驟包括：

A. 確定潛在的影響來源； B. 描述接收環境； C. 評估潛在的影響； D. 確定可能的緩解措施； E. 確定和量化任何可能的剩餘影響，這可能是中期或長期的。

環境中排放的污染物通過確定河口的狀態、水質和其生物群落的條件來進行管理。來自工業、家庭污水處理廠或河流輸入的排放物以及河口附近的分散污染源應該被確定、分析，並且對於人為排放物而言，需要獲得相關機構的許可。許可證的特點（見 Box 8.2 和 8.3）控制了進入河口的水準，並確保符合國際和國家的標準和協議，例如排放物是否含有任何優先關注的優先物質，以及排放物的當地情況。隨著技術的進步和對污染物命運和影響的認識增加，這些許可證可以定期進行審查。

美國的州和聯邦政策通常遵循 EQO/EQS 方法。在 20 世紀 70 年代和 80 年代，英國政府也遵循 EQO/EQS 方法，但隨著 1987 年北海部長會議的北海宣言的採用和預防原則的採用，英國轉向了 UES 方法，該方法針對被認為造成最大問題的物質（即最具污染性的物質）進行控制。這些物質被列在所謂的“紅名單”中，將通過減少所有排放來控制，無論它們排放到哪個水體中。預防原則可能導致零排放，因為所有物質在某個地方和某些濃度下可能遲早都會產生影響。預防原則可以被定義為一種哲學，即“預防性行動不應推遲，即使活動與影響之間的因果關係尚未完全確認”。

歐洲河口和海洋的一些 EQS 列於表 8.3 中。這些標準最終是基於不同物質的毒性證據，其中汞被認為是最有毒的重金屬。這樣的水生污染物 EQS 標準可能不一定反映對沉積物中的生物群落的潛在傷害。例如，汞很快脫離溶液，被吸附在懸浮顆粒上，然後在沉積物中累積。因此，未來的 EQS 標準可能基於沉積物濃度。此外，正如在前幾章中討論的那樣，任何單一化合物的毒性可能會根據河口的環境因素（如溫度和鹽度）而有很大的變化，或者在單一化合物作為許多化學物質混合物的一部分時可能會有所不同。

國際上調控向海洋和河口水域排放有毒物質的污染物的政策中，有一個共同的主題，即認識到兩類污染物以便優先控制。首先是「黑名單」或 I 類物質，應該禁止或大幅減少排放；其次是「灰名單」或 II 類物質，其排放可能在嚴格控制的數量內被允許。這些優先順序列表（表 8.4 和 8.5）基於 1992 年巴黎公約（前奧斯陸和巴黎公約，OSPAR）的附件，該公約已經被許多國家採納，用於控制陸源排放和在北大西洋地區的傾倒。這種方法類似於全球倫敦公約（原倫敦傾倒公約），美國是其中的簽署國，因此已經採納了這些列表的內容。黑名單也是歐洲危險物

質指令的 I 類物質，而灰名單則是該指令的 II 類物質。這些指令是關於在歐洲管轄區內控制廢物排放的「母指令」，並且通過添加「子指令」來不斷更新，以確定新識別的化合物是否有害（例如五氯酚，PCP）。英國與其他河口進入北海的國家在 1987 年採用了一份「紅名單」（表 8.6），列出了需要優先控制的物質，這些物質將通過減少所有排放來控制，無論其排放到哪個水體中。

為了控制可能對貝類有害的物質排放，已經在美國和歐洲為擁有貝類群落的水域指定了 EQS（表 8.7 和 8.8）。與之前列出的標準不同，這些標準包括細菌或微生物污染。同樣基於細菌或微生物污染的標準也已經被採納，用於公共海灘的水質標準（表 8.9）。

EQO 的採用遭到了一些機構和政府的批評，認為其是不公正的。EQO 的反對者認為，它們不公平地懲罰了位於內陸或靠近河口源頭的城鎮或工業區，因為在這些地方，廢水的稀釋空間有限，而位於海岸邊或靠近河口的城鎮或工業區則有充足的稀釋空間。因此，可能會對來自河口的工業排放物應用較寬鬆的 EQS。為了克服這一批評，採用了 UES 方法，它作為一套數值標準適用於所有工業或城鎮，無論其位置如何。UES 特別適用於流經多個國家或州的大陸河流的情況，例如萊茵河或多瑙河，這樣一個國家中的工業就不會受到與其他國家中類似工業相比的不公平對待。

作為對 EQO/EQS 理念最近的補充，澳大利亞和新西蘭通過它們的聯合水質指南創建了一個框架（見 Box 8.4）。該框架為不同的生態系統類型（包括河口）和不同的生態系統狀態設定了不同的水質標準和參考點。這樣做是為了為每個生態系統類型提供不同程度的保護，包括高度保育/生態價值系統；輕度至中度受幹擾系統（其中大多數情況下將應用指南）；以及高度受幹擾系統。因此，該方法承認一個區域可能已經退化，並且無法立即創建高生態狀態。值得注意的是，這種方法與歐盟水框架指令下的歐洲國家將採取的方法相似，在該方法中，大多數水體將被管理以達到良好的生態狀態，儘管對於被認為是高度修改的水體或人工水體的區域，將有更低的期望（稱為良好的生態潛力）。

對於河口內的每一項活動的管理無法在此進行詳細介紹，所以只能提供一般原則，然後舉出一些關鍵的例子。在河口內進行活動的管理始於對活動開始或建設結構之前可能影響的評估。環境影響評估（EIA）應該根據以下標準區分影響的程度：（i）影響本身的大小，包括空間和時間上的影響程度；（ii）接收區域的價值和敏感性；（iii）對美感的敏感性。因此，執行環境影響評估的主要步驟包括：

A. 確定潛在的影響來源； B. 描述接收環境； C. 評估潛在的影響； D. 確定可能的緩解措施； E. 確定和量化任何可能的剩餘影響，這可能是中長期的。

希望這能對您有所幫助！如果您有任何其他問題，請隨時提出。

工業和開發商需要確定最佳可行的環境方案（BPEO）來解決潛在或實際的環境問題。選擇 BPEO 的步驟包括確定目標、生成選項、評估選項、總結和呈現評估結果、選擇首選選項、審查首選選項以及實施和監測決策及其影響。例如，面對城市污水的河口沿海市鎮將使用 BPEO 過程來確定廢水應該是經過處理後排放到海中、焚燒、施用於農地或森林區域，還是投放到掩埋

場。首選選項將設計使用最佳可用技術（BAT），儘管這已經擴展為不帶有過高成本的最佳可用技術（BATNEEC）。

正如在前面的章節中所示，航道疏浚是河口的一項重大工程，它可能對河口產生重大影響，因此其管理至關重要。根據國家和國際法規和協議（見下文），必須對被疏浚的材料進行污染物分析。高度污染的材料不得允許散佈到河口或鄰近的海岸水域中，因此需要將其包裹起來。雖然其中一些材料可以被投放到安全的掩埋場，以防止污染物滲入地下水，但一些河口的疏浚材料的污染程度需要大規模的解決方案。例如，荷蘭的鹿特丹港在 1990 年代建立了兩個大型圍堰區域——Papasbiek（用於最嚴重污染的疏浚材料）和 Slufter（用於較少污染的材料）。這兩個區域都是填海區域，但前者還通過重型襯裡材料密封，以防止任何污染物滲漏。這種解決方案必須伴隨著減少排放到萊茵河的污染物，以便長期安全地將新的疏浚材料排放到海中。

在許多情況下，疏浚材料被排放到河口水域或海上，管理目標是確保疏浚船的移動速度超過材料的堆積速度。最近，自然保護機構開始關注這種將沉積物從河口系統中移除的做法對自然系統的影響，例如從航道中清除沉積物可能從潮間帶泥灘吸引沉積物。因此，河口管理者提倡更多地使用河口處置，以保持材料在河口循環中，即使這需要疏浚公司持續付出更高的努力，或者利用這些材料進行有益利用。後者的一個例子是將疏浚材料用作海灘修復或充填到潮間帶，作為對抗海平面上升和海灘侵蝕的手段。

其他活動，如漁業和水產養殖、礦物勘探和開採以及娛樂活動，雖然通常由不同的組織負責，受到不同的法規和協議的控制，但在不同程度上得到了管理。如果它們產生廢棄物或污染排放物，這些都受到相關的污染防治法規和程式的控制。例如，密集水產養殖產生的有機物可以通過許可證進行控制，防止將污染物排放到海中，或者如在英國的情況那樣，從陸源排放污染物。水產養殖受到管理，例如使用農藥的持久性化學品、用於抵抗疾病的藥物的使用以及控制使用基因修改生物或引入外來物種的規定。漁業通過法規進行管理，可以控制捕撈的時間、區域和方法，而且越來越多礦物勘探和開採，如石油、天然氣和建築用砂礫（沙子和礫石）的開採，受到使用許可區域、對海床使用的控制、污染防治、生態系統保護和環境影響評估法規和協議的約束。因此，儘管河口地區可能獲得石油和天然氣的開採許可，但在敏感區域或一年中敏感時間不允許進行操作，例如當大量涉禽類鳥類受到探測後的石油洩漏影響時。

自 20 世紀 80 年代以來，河口管理的討論主要集中在應對海岸線變化、海平面上升和低窪地區的侵蝕等問題上，特別是那些支持工業或大量人口的地區。面對海岸線變化，河口管理者有四個選項：守住現有海岸線、擴展海岸線、後退海岸線，或不採取任何行動——後者總是一個選項！第一個選項是持續維修和提高海堤，以跟上上升的海平面和陸地下陷（例如在北美和歐洲大部分地區冰川回升之後，陸地下陷）。第二個選項是繼續向水域擴建並繼續開墾土地，但保護程度更高。雖然這兩個選項可能在生態上不可持續，但第三個選項包括越來越多地後撤海岸防禦，以前被稱為有序後退，現在更積極地稱為有序調整，或在低國家地區進行反淤海。這樣做的目的是將以前開墾的土地或低窪地區恢復為濕地。濕地在洪水時作為水域貯水區域，吸收能量以減少侵蝕，從而減少對海堤不斷提高的需求；此外，它還創造了濕地棲息地，以抵消因持續開墾而造成的棲息地損失。因此，它被描述為一個雙贏的管理情況，逆轉了河口的擠壓

現象並實現了防洪保護。在幾個地區，這種策略還伴隨著建造可移動的防護壩，以對抗異常風暴潮和高潮。

8.3.4 流域和鄰近沿海及海洋區域的管理和保護

在本書的整個過程中，強調河口的運作依賴於上游和海洋的良好狀態。因此，河口的管理不能與更廣泛區域的管理分開。事實上，最近的倡議，如歐盟的水框架指令，將導致確定河流流域特徵並制定流域管理計劃。同樣，在美國，不僅存在生態區域的管理，還存在廣泛的國家戰略。

考慮到沉積物對河口的重要性，需要在鄰近的沉積物通量、供應和損失方面對其進行管理。例如，英國的海岸線管理計劃（SMPs）專注於沿岸防護的管理，已經制定了每個沉積細胞的SMP，以便評估河口內外的沿岸防護策略。例如，英格蘭東部的霍爾德尼斯海岸的冰川黏土崖每年侵蝕2米，從而將沉積物添加到附近的倫敦塔河河口。在該地區進行的管理措施認為，這種侵蝕，特別是沿海農田的侵蝕，不應該被阻止，否則河口將缺乏沉積物，從而在倫敦塔河河口內部造成侵蝕問題。值得注意的是，這些策略是在英國的國家戰略之內，根據該戰略，具有高度城市集中度和對國家利益重要的工業區應該受到海岸侵蝕的保護，而低價值農田則是保護的低優先級。

8.4 實踐

在某些情況下，河口管理已經在數十年甚至數個世紀的忽視和污染之後，取得了一些令人矚目的成果。特拉華河河口的清潔工作是美國水質污染控制的一個成功案例（Albert, 1988）。特拉華河河口位於特拉華州、新澤西州和賓夕法尼亞州之間，處於美國最複雜的城市工業區域之一，擁有全球最集中的重工業和美國第二繁忙的港口，以及第二大的石油精煉和石化工廠群。該地區有超過600萬人口。多年來的改善計劃使得特拉華河河口得以支持各種休閒用途，維持全年魚類族群和多個重要的遷徙魚類物種。

改善特拉華河河口的質量是一個演進的過程，幾乎跨越了200年，概述如表8.10所示。當歐洲人抵達特拉華河時，該地區可能是原始的，但到1799年，當進行第一次污染調查時，已經注意到各種污染源，為了應對飲用水供應的污染，建造了第一個市政供水系統和污水系統。隨著人口和疾病的增長，改善的供水和污水系統得到了安裝，解決了公共衛生問題，但對河口的污染沒有任何作用。河口最嚴重的退化發生在20世紀上半葉，隨著工業和人口的擴張。從1914年到1937年的調查顯示，河口受到嚴重污染，溶氧水準僅略高於零。到1946年，一個無氧區域已經形成，沿岸連接著河口，延伸20英里（35公里）（圖8.2）。此後進行了糾正措施，包括清理進入河口的河流和溪流、大幅減少進入河口的有機排放物以及清理煤炭淤泥，所有這些都旨在將溶氧水準恢復到至少50%的飽和度。由於這些活動的影響，河口不再無氧，但仍然存在溶解氧水準下降的問題，表明有持續的有機污染（圖8.2）。在1960年代初，採用了新的排放標準，要求將大多數污水處理廠從原先的初級處理升級為完全二級處理。由於這些改進，溶解氧濃度逐漸上升（圖8.2和8.3），糞大腸菌水準下降（圖8.4）。水中的溶解氧含量仍然存在季節性下降（圖8.3），但由於這些改進，魚類的多樣性從1960年代的16個物種增加到1985

年的 36 個物種。仍然需要進一步改善，包括溶解氧水準和對特定有毒物質的控制，但特拉華河河口已經成為人類可以修復對河口生態系統造成的損害的典型案例。

英國倫敦附近的泰晤士河河口經歷了與特拉華河類似的問題，並且已經得到了戲劇性的修復。在泰晤士河上，從 1920 年到 1955 年，河口的氧化狀態持續下降，以至於經常出現完全缺氧的時期。自那時以來，主要是對污水處理廠的改進，使得中游水域的狀況顯著改善。泰晤士河魚類物種多樣性的恢復，如圖 6.9 所示，充分展示了管理計劃的成功。

幸運的是，並非所有受污染的河口都像特拉華河或泰晤士河一樣受到嚴重污染，但也可以說很少有河口像這兩個河口那樣成功地得到治理。特拉華河和泰晤士河的教訓是，大規模改進污水處理廠和工業廢水處理的能力可以恢復河口的氧化狀態，從而實現環境質量目標的改善。這需要政府、工業和公眾部門的合作，以確保污水和廢水得到有效處理，並採取預防措施減少污染物的排放。

其他成功的河口管理案例還包括：

澳大利亞的墨爾本河口：通過改善污水處理廠和減少農業和工業污染，墨爾本河口的水質得到了顯著改善，魚類和水生植物的多樣性得到了恢復。

加州聖地亞哥的聖地亞哥河口：通過控制農業和城市排水的污染物流入，聖地亞哥河口的水質得到了改善，生態系統的健康狀態得到了提升。

中國長江口：長江口的管理注重水質改善、鳥類保護和棲息地恢復，以及漁業和水產養殖的可持續管理。該地區的生態系統得到了保護和恢復，魚類和水生生物的數量和多樣性得到了增加。

這些案例表明，有效的河口管理需要綜合考慮水質、生態和社會經濟因素。政府、企業、社區和科學界的合作至關重要，以制定和實施綜合的管理策略，包括污水處理、污染控制、生態恢復和可持續利用資源。

此外，國際合作和知識共用也是有效河口管理的關鍵。河口環境具有跨國界的特點，需要各國之間合作共同解決問題。國際組織、科學研究機構和政府部門可以通過交流經驗、分享最佳實踐和制定共同標準來支持河口管理的全球合作。

綜上所述，河口管理是一個複雜的任務，需要綜合考慮水質、生態和社會經濟因素。有效的管理需要政府、企業、社區和科學界的合作，並且需要長期的努力和投資。通過採取綜合的管理策略，改善污水處理、控制污染、恢復生態系統和促進可持續利用資源，我們可以實現河口環境的保護和可持續發展。

8.4.1 監測用於管理

作為管理實踐的一部分，監測應該進行，以檢測變化並確定管理是否產生了期望的效果。例如，在英格蘭東部的亨伯河口，監測策略旨在反映工業減污計劃。作為一個綜合計劃，亨伯河口生物累積監測計劃測量以下條件下的微量金屬水準：

- A. 一種海藻（*Fucus vesiculosus*），以反映溶液中的水準。
- B. 一種潛居性多毛類生物，即小環蛇麻蚓（*Nereis diversicolor*），以指示污染物從沉積物等沉降物轉移至高級食物來源，供高級掠食者利用。
- C. 一種附著性甲殼動物，即褐色對蝦（*Crangon crangon*），是河口魚類的主要食物來源。
- D. 一種棲息在河口的魚類，即比目魚（*Pleuronectes flesus*），以反映其從沉積物和潛居生物中的吸收情況。
- E. 一種海洋經濟魚類，即比目魚（*Solea solea*），是商業捕獲魚類。

此外，還對水柱、沉積物、河流輸入、工業排放和家庭排放等污染源進行測量。該監測還包括對潮間帶和次潮間帶無脊椎動物群落、對蝦類族群、棲息魚類群落和遷徙性鮭魚的監測，以及水質、入流和常態下的持久性有機物、煙類和營養物質的監測，流量特性和排放負載的監測。

除了上述類型的監測外，北西歐大部分主要河口還受到協調的監測計劃的約束。這是在巴黎委員會的監督下進行的，旨在為歐洲大陸架海域提供一份物質清單。

8.4.2 立法 - 各類工具

國家層面

在管理一個區域之前，有必要確定管理負責機構的範圍，也就是誰負責實施立法（例如在英格蘭和威爾士的環境局）以及確定要管控的區域（因此 COPA 下的“管制水域”）。在英國，自 1985 年實施以來，最主要的反污染立法是 1974 年《污染控制法》第 II 部分水污染（COPA II）。它主要針對“有毒物質和固體廢物”以及向河流、河口和其他水域排放的“工業和污水廢水”。其主要規定訂明瞭對相關、特定和受控水域進行污染的罪行，它控制了工業廢水，處理排放許可申請，確保公開和資訊自由，並為歐盟指令和 OSPARCOM 提供立法基礎。它已通過 1989 年水法、1990 年環境保護法和 1991 年水資源法進行更新和修訂；它擴展了最佳可行技術、最佳環境適用性等內容，採用 EQO/EQS 方法；值得注意的是，港口管理機構也有權根據 1951 年和 1961 年的《河流（防止污染）法案》制定地方法規來規範污染物的傾倒。

歐盟立法

對於歐洲國家來說，最大的環境立法來源是歐盟，從許多方面看，環境政策反映了其他發達國家（如美國和澳大利亞）的環境方針。這些大型成員國的環境立法具有共同的主題，因此這裡以歐盟作為大型自治國家的環境思維例子。

歐盟的環境政策主要通過法規（作為直接適用的法律，通常用於實現精確目標）和指令（確定要實現的目標和結果，但允許靈活性並將實施方法留給各國自行決定）來實現。因此，後者給予了各個國家— 8.4.3 管理框架的行政/組織管理

考慮到上述的大量立法，有必要考慮哪些行政機構負責實施這些法規。河口管理組織將根據國家和國際法律、協議和議定書實施一個框架。對於管理河口，ICZM 採用了分級組織，即不

同利益相關者和參與者之間建立聯繫。首先，它依賴於垂直協調，旨在在各個層級的政府和行政機構之間建立合作，包括國家和中央、地區和地方。其次，它依賴於水準協調，即在特定層級內建立合作，例如在地方層面，各級政府、所有部門和各利益相關者之間建立合作，這些利益相關者之間彼此沒有責任，但必須建立聯繫和合作以實現可持續管理。這一系統還依賴於時間和空間協調，即在河口內的不同地點和不同時間實現管理行動的最佳時機和時空安排

海岸帶管理被定義為“一個動態過程，其中制定和實施協調一致的策略，將環境、社會文化和制度資源分配給實現海岸帶的保護和多重利用。”（Gubbay 1990）。同樣，“海岸帶管理通常涉及解決許多海岸利用之間的衝突，並確定最合適的海岸資源利用方式。”（Sorensen 等，1984）。在美國，環境保護署（EPA）和海岸帶管理法（CZMA）是保護海岸線環境的主要聯邦法律工具。自 1972 年以來，所有 35 個沿海州都參與了 CZMA 程式。每個州都制定了自己沿岸地區的立法，不可避免地，很難維持聯邦一致性，因此河口管理的標準在州與州之間有所不同。每個州還設有州環境保護署，以及縣級環境法規，因此開發商可能需要從多個層級獲取許可。

全球和超國家層面

上述的國際協議通常是由各國參與的會議或公約制定的，然後形成更穩定的委員會，該委員會具有自己的秘書處。最終的宣言、議定書或協議適用於簽署國，但其實施的成功依賴於成員國引入相應的立法。此外，各國越來越多地成為較大的超國家組織的成員，例如歐盟，因此瞭解歐盟作為一個例子的性質是有價值的。

可以說，歐盟是對其成員國、希望成為成員國或自願遵循歐盟政策的國家進行環境保護的最大推動力。歐盟的環境和漁業指導部門與相關的部長委員會（由各成員國選派）和議會一起制定和同意歐盟的法規，主要是指令和法規。歐盟委員會還將制定和實施歐盟政策和倡議（例如環境行動計劃）。歐洲法院（歐洲法院）則將解釋條約和其他立法的含義，並判定國家是否遵守立法的字義和/或精神。此外，歐洲環境署（EEA）（並非歐盟機構）在制定歐盟環境政策以及彙編和傳播環境資訊方面發揮作用。

國家層面

河口是許多活動、用途和使用者的場所，每個場所都需要進行管理，因此需要許多組織的參與。以英國亨伯河口為例，請參閱 Box 8.6。

在許多國家，環境控制的整體機構始於高層次的議會或諮詢機構。例如，在英國，環境、食品和鄉村事務的議會選舉委員會將審查政府的決策和政策，並回應公眾辯論。反過來，環境、食品和鄉村事務部（DEFRA）是一個負責英格蘭環境事務（主要是政策，但包括自由裁量的政治決策，包括水政策）的中央機構。還有其他部門的參與，例如貿易和工業部（DTI）、交通、地方政府和地區部（DTLR）以及副首相辦公室（ODPM）。這些部門有權批准監管機構的行動並進行任命。DEFRA 負責監管機構（包括環境署）的資金，並負責保護機構，然而，DTLR 和 ODPM 則負責骨灰處理和離岸風能等方面。蘇格蘭和北愛爾蘭的分權政府創建了蘇格蘭行政部農村事務部（SERAD）和北愛爾蘭環境和遺產署及農業和農村發展部（DARDNI）。這些政府

部門監督英國各國的環境保護機構和法定自然保護機構。該複雜的結構受到批評，因為它在環境控制方面造成了分散、重複和混亂（例如 Carter 1988）。英國還有一個環境污染皇家委員會（RCEP），這是一個獨立的機構，由提名和任命的成員組成，定期會面討論和就特定主題提供意見。RCEP 始於 1970 年，但自 19 世紀末以來就有之前的皇家委員會。1972 年 RCEP 報告考慮了河口品質，並首次討論了環境質量目標（EQO），其他年度報告包括《應對污染——經驗與前景》（1984）和《最佳環境實施方案》（1988）。值得注意的是，英國東英格蘭亨伯河口採用的 EQO 是基於 1972 年環境污染皇家委員會第三份報告提出的 EQO。

許多國家現在都有環境保護機構，例如，美國有州和聯邦環保署，加拿大和瑞典也有環保署，而在英國，每個國家都有一個環境保護機構。在澳大利亞，每個州或地區都有一個環境保護機構或部門。在英格蘭和威爾士，環境署是一個獨立的法人機構，由國務大臣提名的執行委員會管理，並通過直接撥款和收費計劃獲得資金。它的主要職責涉及水資源保護和管理、防洪、漁業和航行、污染控制-廢物管理許可、廢物運輸的控制、IPC 過程以及污染土地的調查和清理。它旨在促進保護和提升環境，評估和預防、減少、修復或緩解污染的影響。值得注意的是，與之前的機構相比，它具有成本效益的職責，即在追求其一般職責時考慮成本和更廣泛的社會利益。

根據“污染者付費”原則以及基於 1989 年水法及其後續法案，英國環境保護機構（英格蘭和威爾士環境署，蘇格蘭環境保護署（SEPA）和北愛爾蘭 EHS）可以制定一個收費方案，其中每個排放者需要支付年度費用，包含出席費（訪問費用、取樣費用，不論距離）、符合性監測（分析和報告，根據排放物中的複雜程度和測定物質），接收水體的環境監測，以及許可的申請和發放。監測水準由機構決定，因此當有更複雜的廢物排放時，將徵收更高的費用，因為在設定許可證和監測符合性時需要更大的努力。作為該原則的擴展，監測越來越多地由排放者直接進行並支付。因此，減少排放到附近表面水體的廢物成為經濟可行的選擇。

英國的環境保護機構（英格蘭和威爾士的環境署、蘇格蘭環境保護署（SEPA）和北愛爾蘭的 EHS）負責對空氣、土地和水域進行個別排放的許可。自然保護是各國機構的法定職責——英格蘭自然保護機構、蘇格蘭自然遺產保護署、威爾士鄉村委員會以及北愛爾蘭環境和遺產署，他們通過聯合自然保護委員會（JNCC）進行協調。這些機構將河口地區宣佈為自然保護區或特殊科學利益區（SSSI），並管理歐洲指定區域——SPA 和 SAC。

在荷蘭，由荷蘭水利局（特別是潮汐水區部）實施了強有力的河口和沿海帶管理政策。同樣，澳大利亞和新西蘭通過澳大利亞國家水質管理戰略和新西蘭資源管理法案合作，制定了水質指南。這些國家已經朝著最佳實踐和合作最佳管理的方向發展。這要求從控制轉向預防，從注重規定性監管轉向結果，並強調合作而不是指導。他們的水質指南鼓勵所有利益相關者之間的合作，以維護或改善水質。因此，他們使用工具，如簽訂諒解備忘錄、影響評估、流域管理計劃和監測。

地方層面

鑒於許多組織參與河口管理，需要協調各方的努力。例如，區域和市政當局通常負責協調參與河口管理的各個組織，並需要保護和保存環境。他們可能使用結構計劃來促進自然和人造資

源的環境可持續發展和經濟振興，並考慮海平面上升，並減少對環境的不利影響。由於結構計劃必須考慮水質、沿岸洪水、未開發海岸、自然和文化遺產、特殊棲息地和危險工業等因素。

以英國沿海和河口區域的地方政府為例，他們的角色是考慮並完善其沿海結構計劃的政策。例如，在英格蘭東英格蘭的亨伯河口，地方政府已經採取了與管理一個低窪地區（受遞增的海平面上升和冰河時期以來的地面下陷影響）相符的政策。該地區的開發應避免選址在容易受洪水影響或可能需要增強保護的地區，並確保沿河口邊界的土地開發不會導致不可替代的環境資源（如泥灘）的損失。相對於政府的防洪和沿岸侵蝕戰略，該地區鼓勵不在易受洪水/侵蝕危害地區建造，並且英國環境署的戰略是保護現有設施而不阻礙自然水文。

非政府組織

在大多數國家，非政府組織（NGO）在公眾意識和開發方面發揮作用，通常是非法定諮詢者。例如，在英國有許多以保育為基礎的強大 NGO，如皇家鳥類保護協會（RSPB）、野生動物植物信託基金會（Wildlife Trusts）、世界自然基金會（WWF）、鄉村保護運動協會（CPRE）、綠色和平（Greenpeace）和地球之友（Friends of the Earth）。這些組織可能促進自然保育和自然資源保護，監測並評論當地和結構計劃，提供有關保育問題的建議，購買或租賃自然保護區土地，監測保育價值並提倡進一步的研究和合作努力。

這些組織通常以實現可持續發展為基礎，即利用自然資源滿足現有需求，但不危及未來使用。

河口分級方案和標準/目標：與正常情況的偏離

河口管理的一個核心主題是使用標準和目標，這些標準和目標指示了正常情況並衡量與正常情況的偏離，然後引入管理選項以恢復正常。這在許多政策和工具中都存在，可能有不同的名稱，例如在歐盟水框架指令中定義參考條件，歐盟棲息地指令中定義有利保護狀態，OSPAR 定義的生態質量目標（EcoQOs/EcoQS），以及澳大利亞/新西蘭水質指南下的參考地點。

河口或其部分通常由管理者進行分類，以（a）描述系統的整體質量，（b）指示需要採取行動以改善、恢復或修復的區域，或（c）指示採取的任何行動的效果。儘管全球範圍內存在許多此類分類方案，但英國環境保護機構採用的例子（Box 8.7）提供了許多主要特徵。在該方案中，為河口的每個部分的每個生物學、美學和水質特徵劃分分數，然後將這些分數總計得出每個部分的總分。然後，將這些分數與表示良好質量（A 級）、中等質量（B 級）、差質量（C 級）到差劣質量（D 級）的類別相關聯。

在對區域進行分級之後，可以為未來的改善或修復設定目標。同樣，如果該方案在重複的時間間隔（例如 5 年）內使用，則應該顯示保護措施的有效性甚至成本效益分析。例如，在蘇格蘭福斯河口，格蘭茅斯石油精煉廠周圍的地區最初被劃定為 C 級，因為煉油廠的廢水排放對間潮區的底棲生物造成了變化。然後，興建了一個污水處理廠，並擴大了廢水管道以增加廢物的稀釋，使得該地區的質量提高到 B 級，使得煉油公司和當地環境保護機構能夠量化出通過在新工廠上花費資金所獲得的效益面積。

作為更廣泛的分類系統和地理評估形式，越來越多地使用質量狀態報告（QSR），例如 OSPAR 為北海和東北大西洋地區製作的報告。這些 QSR 總結了這些海區的性質、自然和人為特徵以及對其資源的威脅。

8.5 最後總結

儘管本文討論了處理污染的方法，尤其是來自點源（如船隻傾倒或管道排放）的污染，但管理河口所需面臨的更棘手問題是來自農田等的擴散污染和棲息地損失。河口棲息地的破壞問題，例如填海造地和其他工程工作，從長遠來看可能會證明是管理我們河口生態系統中最棘手的問題。管理工作必須包括評估面積損失的影響，這不僅是鳥類或魚類的食物損失，還包括失去一個可以處理上述各種污染物的“自由污水處理區”。在進行任何不可逆的活動之前，必須提出適當的問題並瞭解該地區各個方面的功能（圖 8.5）。

對河口的保育興趣集中在兩個方面。首先是維護漁業，無論是捕撈魚類和貝類，還是將河口作為海洋魚類資源的育種區域，或者用於捕撈河口內的鯛魚和比目魚等魚類，或者用於候鳥穿越的路徑。魚類族群的保育受到水質惡劣（通常是低溶解氧，但也可能是高氨水平等）的抑制，這對候魚有阻礙作用，此外還有持久性污染物的水準和高營養物水準，經過浮游植物大爆發後可能導致低溶解氧水準。其次，保育興趣集中在豐富的鳥類群落上，它們以潮間帶為食源地，受到豐富和可用的食物供應的吸引。為了保護這些利益，許多河口被宣佈為自然保護區，主要是因為，如原始悖論中所述，它們可能是受幹擾最小的自然區域之一，具有豐富的自然動物群落，並且可以幫助保護它們免受污染或填海造地的破壞，後者可能永遠毀掉棲息地。

因此，河口的管理主要是保護生物系統，即使這種生物系統是人類的生物系統。將來將河口作為野生動物和人類的資源進行管理，很大程度上取決於成功實施污染控制和棲息地保護的法律。正如本章所強調的，可持續和具有成本效益的管理選項必須滿足六個原則：環境可持續、經濟可行、技術可行、合法許可、社會需要和行政可實現。正因為如此，從事真實環境問題研究的河口科學家不能忽略這裡提到的所有方面；同樣，管理者、立法者和政策制定者需要對河口科學有所瞭解，以解釋和實施可用的工具。只有通過這樣的全面觀點，我們的河口才能為野生動物和人類的利益進行適當管理。