

水產養殖池的生態管理

陳瑤湖

國立臺灣海洋大學水產養殖學系

摘要

水產養殖環境管理的好壞是水產養殖生產成功與否的關鍵之一。養殖活動越密集，對於生態系統與環境的衝擊也越大。有機負載增加、氧氣供應不足，以及有機質分解、轉化與同化速率的遲滯造成了營養循環的減緩、還原態毒性物質的累積、病原的滋生等各種緊迫頻繁發生，終致危及養殖生物的成長與活存。針對以上養殖活動對生態的衝擊，筆者從水質和底泥兩方面提出改善的原則與管理的對策及作法。水質管理的目標係：提供優良水質、降低毒性物質的濃度、減少水質的變化。作法有：施行有效率的餵飼策略、將養殖系統保持在高度氧化的狀態、以換水來減少毒性物質、以穩定的浮游植物的群聚來吸收毒性物質、以有益微生物的群聚來轉化毒性物質、添加化學物質及生生物質來調整水質。底泥管理方面，認識底泥在養殖生態系統的重要角色，以及底泥的特性及如何惡化，包括(Eh)在底泥的分佈及變化過程以及影響底泥 Eh 的各種因數。底泥管理的原則包括：減少有機負載並強化分解，加強氧化，加厚氧化層(保護層)，促進底泥緩衝能力及穩定度，建立改善底泥的方法及操作，包括：生產期間池底的維護，做好水質管理、中央排汙、以及改良底泥的措施等，以及休養期間的整池操作。

關鍵字：水產養殖池、水質、底泥、氧化還原電位、生態管理。

前言

水產養殖較精準的涵意是為經濟目的而從事水生物的培養(FAO, 2018)。這些

水生物本身就有價值：食用、觀賞用、藥用、裝飾用等，或因之帶來商業或其他利益，如為休閒遊釣、環境保護及保育等(Mizuta *et al.*, 2023)。所有生物，不管是動

Received 15 August 2023; revised 19 November 2023; accepted 24 November 2023; available online 11 December 2023

*通訊作者電子信箱：yhchien@mail.ntou.edu.tw

DOI: [10.29474/fer.202312.0100](https://doi.org/10.29474/fer.202312.0100)

物、植物、微生物都和環境條件有密切互動的關係。因此要從事水產養殖，首先要瞭解目標養殖生物的生命史及其生態，亦即養殖生物原來與天然環境的關係，然後以人造的設施營造一適合養殖生物生活的人工環境，接著進行一序列的操作：從放養幼苗、餵飼、維護環境、直到養殖生物可上市而收獲為止。能否掌握原來天然環境與人工養殖環境和養殖生物間關係的差異，成為順利生產的關鍵。生產過程中，除了因為要達到經濟效益的生產成本考量之外，也必須儘量降低對周遭環境負面的影響，使產業得以永續發展(Custodio *et al.*, 2020)。

一、從天然的水生生態到水產養殖生態的改變

(一)生物多樣性

水產養殖的生態系統由於養殖生物種類具排他性而且生態系統演進時間短，生物多樣性(或生物歧異度, Biodiversity)遠低於那生物原來天然的生態系統(De Silva 2012)。化學物質的多樣性也存在同樣的現象，造成營養轉換(Turnover)、營養循環(Nutrient cycle)緩慢及部分營養的局部累積或缺乏。多樣性低的生態系統往往因為網路(Network)的單純而缺乏彈性(Elasticity)、韌性(Resilience)、終致穩定性(Stability)較差(Diana, 2009)。多樣性的影響也存在於水產養殖生態系，例如混養(Polyculture)或綜合養殖(Integrated culture)的穩定性就大於單養

(Monoculture)，疫病發生的機會較少(Granada *et al.*, 2016)。

(二)食物網及生產力

天然水域的水生物組成有完整的消費者(Consumers)、生產者(Producers)、及分解者(Decomposers)。消費者含有各種食性的動物，包括肉食者(Carnivores)、植物食者(Herbivores)、浮游動物食者(Zooplankton feeders)、浮游植物食者(Phytoplankton feeders)、濾食者(Filter feeders)、底屑食者(Detritus feeders)等，牠們和生產者及分解者涵蓋了各個營養階層(Trophic levels)。生態系中的各個成員經過一段時間的調適及整合，使得營養循環有效率，也就是營養能有效率的被利用或轉換而不致於形成局部的累積(Glut)。在數量方面，各類成員之間也發展出動態平衡的關係，諸如多大的初級生產力足以支持植物食性的初級消費者，進而支持肉食性的次級消費者，以及分解者如何將系統中所有的代謝物轉化而能被生產者所利用。所有成員從生至死，都相對的扮演著掠食者(Predator)與被掠食者(Prey)，攝食(Feeding)與食物(Food)的角色，進而完成了整個循環(Stachr *et al.*, 2012)。

天然的生態系統的食物網因為各類野生動物的食性的多樣性及依存性而形成了關係複雜且綿密的食物網(Food web)及食物金字塔(Food pyramid)。這可從胃含物分析的結果獲得證據。野生動物的胃含物不但食物種類多元，營養成分也多元，是以滿足動物的基本營養需求。這種現象

是長期演化動物經過篩選後而能活存的結果。

水產養殖為了達到經濟目的而集中資源只去生產少數幾種水產動物，同時為了進行工廠化的大量生產而簡化操作程式與步驟。這些動作使得水產養殖的生態系統的食物網隨著所介入的人為活動的密集程度而單純化。舉例而言，為了增加產量及產值而大量放養少數幾種苗，為促進初級生產力、提供額外的天然食物而施肥，為了加速養殖動物的成長而投餵人工飼料。簡化的食物網造成營養的轉換及循環不順，使得過剩的營養反而成了汙染源，整個環境就惡化而威脅到生產，如毒性物質的產生、成長遲緩、甚至疫病的發生及大量死亡(Tovar *et al.*, 2000)。

(三)氧氣及環境氧化

任何動物都須要氧氣才能進行生理活動而生存。陸生動物以肺呼吸，從空氣中獲得氧氣，在濕潤的肺泡滲入微血管而進入循環系統。空氣中氧氣穩定地佔約 20%，氮氣佔最大部分，約 79%，剩餘不到 1%則由幾種稀有氣體組成。水生動物以鰓的鰓絲直接從水中獲得溶解的氧分子，亦即溶氧(Dissolved Oxygen，簡稱 DO)，來進行呼吸。然而水中氧氣的飽和溶解度不大於百萬分之十，亦即 10 ppm。因此，水生動物獲得氧氣的機會，最多也只有陸生動物的兩萬分之一。或許也因為水生動物獲得氧氣的不容易，對水中溶氧的濃度有門檻式(Threshold)敏感的需求。例如大部分的魚類當生活在 DO 5ppm 以

上的水中，舒適而行為正常，DO 低在 3~5 ppm 就會造成緊迫(Stress)，引發行為及生理的異常，當 DO 降至 3 ppm 以下就很可能造成長期的傷害甚至死亡。因此，如何密切的監視及控制水中溶氧的濃度，讓水生物能舒適的生活，成為營造水產養殖環境的首要關鍵條件(Royer and Pastres, 2022)。

自然界水中溶氧的獲得主要並非來自於水面上空氣中 20%氧氣的向下滲透，而是來自於水中浮游植物(Phytoplankton)、自營微生物(Autotrophic microbes)及水生植物(Aquatic plants)等自營生物(Autotrophs)的光合作用所產生的氧氣的直接溶解。另外，氧氣在水中的溶解度和水溫及鹽度呈負相關，也就是水溫或鹽度越高，溶氧量越低。水中所有的生物包括動物、植物、微生物等在任何時候都會因為進行呼吸作用而消耗氧氣。這部分因生物呼吸而耗去的氧氣稱為生物需氧量(Biological Oxygen Demand，簡稱 BOD)。水中生物量(Biomass)越高，不管來自於微生物、浮游動植物、底棲動物、游泳動物等，BOD 也越高。水中化學物質在進行氧化作用時，氧氣因參與反應而被消耗掉，這部分稱為化學需氧量(Chemical Oxygen Demand，簡稱 COD)。水溫升高，COD 和 BOD 隨之增加，因為氧化反應和呼吸生理都會更活躍。從以上水中氧氣的來源和消耗，他們受物化因數的影響，以及這些因數對於氧氣在不同水中的溶解度等等，都影響到溶氧的呈現(Boyd and

Tucker, 1998)。

任何開放水域的 DO 濃度每一天都呈現一個週期性的變化。水中所有的生物不管是自營生物或異營生物(Heterotrophs)在任何時候都會因為新陳代謝活動而消耗氧氣。當有日照時，自營生物就開始進行光合作用而生產氧氣，而且其產量會隨著日照的強度而增加。當氧氣的生產大於消耗時，DO 就開始累積而上升，一直到水氣介面氧氣壓力平衡時 DO 到達峰頂。當趨向日落，光合作用隨日照強度的衰退而變弱，且當氧氣的生產小於消耗時，DO 就不再累積反而下降。在夜間 DO 持續下降，這趨勢一直要到黎明之後才減緩而到達穀底。這 DO 爬坡至峰頂而後下坡至穀底的趨勢，約略在一日中白天與黑夜的轉換間呈現一週期，因此被稱為 DO 的日週期 (DO Diurnal Cycle)。這週期的起伏狀況會因為受到光照時間的長短和光照強度的影響而反映在季節及緯度以及相隨的水溫效應。

養殖池因為是人工水域，其 DO 的變化受到人為因素的影響往往遠大於上述的天然因數。隨著養殖活動，如施肥作水色、放養幼苗、投餵餌飼料等，使得水優營養化、浮游動植物繁生、生物量增加，因而 BOD 和 COD 的增加耗去了大量氧氣。然而增生的浮游植物的光合作用也使得氧氣產量增加。這些過程導致養殖池水的 DO 以及酸鹼值的起伏加大，水質變得不穩定。當陽光強烈，水溫高時，養殖池 DO 的起伏特別大，高可至超飽和，但低

至近乎零時就造成養殖物的危機，如魚浮頭，喝表層含氧水來呼吸。另外，夏日長時間陰霾之後的暴雨，使得較冷的雨水沈降、取代並攪動缺氧且惡質的底層水，造成整池的水的濁度增加及 DO 下降的緊迫環境，此即所謂的泛池，西方稱之為 Overtum，意指上下層水的翻轉。只要表層水(Epinemnion)的水溫短時間內低於底層水(Hyponeumnion)都會發生因溫度打破分層(Thermal destratification)的翻轉效應。除了上述夏季暴雨，夜間冷氣團通過(水面起霧)及刮冷風等突發的異常氣候都可能發生泛池，此時若池底的水已夠惡化缺氧，就易造成魚死(Fish kill)現象。由於池水遽然缺氧而導致魚大量死亡，也有被統稱為泛池。

在水產養殖中，養殖池按水中溶解氧含量的大小由表層向底部可分為好氧區和厭氧區。表層生物繁殖旺盛，水質一般較好；底層則積累了魚蝦的排泄物和未消耗盡的食物殘料，有機質豐富，造成微生物的大量繁殖，消耗了水中大量的氧氣，導致地底層形成無氧環境，硫酸鹽還原菌大量繁殖，產生對魚蝦有毒害作用的硫化氫、酸性物質等。

(四)鹽度

海洋、河口域、到內水域(內陸河川湖泊等)的水依鹽度而分為全海水、半鹹水、及淡水。全海水及淡水的鹽度分別為千分之 32.0~33.5 及千分之 0~0.5，兩者的變幅都小。內陸的鹹水湖泊和流動很少的狹灣，其水的鹽度則高過千分之 42，而且非

常穩定。半鹹水則會因為河川水的流量、降雨量、高低潮等因數而使鹽度在淡與鹹之間產生較巨幅的變化。經過億萬年的演化，生活在這些不同水域的生物都必須而且已經發展出對應於環境鹽度特定的生理功能。依適應鹽度的高或低有所謂海水種、半鹹水種、淡水種，依適應鹽度範圍的狹窄或寬廣則有狹鹽(Stenohaline)種或廣鹽(Euryhaline)種。鹽度不僅影響這些水生物的新陳代謝與成長活存，也可影響生殖與發展過程(Mann, 2009)。因此，當養殖水生物時，所提供的養殖環境，鹽度條件是否搭配得當，就是一重要考量。例如吳郭魚(*Tilapia, Oreochromis sp.*)大致屬淡水魚，但卻又是廣鹽性魚類，因為它也仍可在中低鹽度水中生活成長無虞，但在全海水中並不能進行生殖而繁衍。斑節蝦或日本對蝦(*Kuruma prawn, Marsupenaeus japonicus*)對淡水的適應能力較弱，因此打雷暴雨後低溫而沈底的雨水易導致蝦的死亡，使得此蝦曾有雷公蝦的俗稱。淡水長臂蝦(Giant freshwater prawn, *Macrobrachium rosenbergii*)雖名之為淡水蝦，但在幼苗發展階段水中必須有千分之 0.5 以上些微的鹽度才能順利蛻變，因為在其生活史中，成熟的母蝦產卵時必然降河至下游有鹽度處，卵孵化後幼苗會受到鹽度刺激而蛻變(Charmantier, 1998)。

二、水質管理

有所謂「養魚先養水」，就是在強調培養及維護優良的水質在水產養殖的重要

性，因為水質會影響水生物的活存、成長、甚至繁殖(Avnimelech and Zohar, 1986)。優良的水質的最低標準是水必須符合安全水準，不會對水生物的活存和成長產生負面的影響。安全水準的制訂係根據水的各類物理、化學參數對目標水生生物及其生命期進行不同期程的致死(或毒性)測驗所得到結果轉化而成(Rand, 2003)。例如草蝦 10 天後期幼蟲(PL10)活存的安全水溫及鹽度的範圍為若干。對於毒性物質，例如氨或錳，則標示為不得高於多少濃度。這些毒性測驗又可針對成長速率進行較長時間的養殖測驗而得出不影響成長的安全濃度(Delistraty *et al.*, 1977)。然而目前尚未針對生物行為相關因數的影響而訂定安全條件，例如少於多少的養殖密度、大於多大的水體、高於多快的流速才不會對成長造成影響。以各類安全水準作為優良水質的標準而時時刻刻去分析檢測的作法在實務操作上並非完全必要及可行的，因為有些參數的分析檢測應用層面不大，或成本高，或非現時(Real time)。最具成本效益而常被檢測項目包括溶氧、酸鹼度、水溫、透明度，以及屬非定量參數的水色(Chien, 1992; 劉, 2001)。

(一)水質管理的目標

除了(1)提供優質水供養殖之外，還有(2)儘量降低毒性物質的濃度以及(3)儘量減少水質的起伏。其中最後一項(3)的重要性還大於前兩項(1)(2)，因為這和水生動物適應環境及對緊迫的耐受性有關。也就是說，魚養在水質次優良但水質穩定的水

中，其養殖的成果會比養在水質優良但水質起伏大的水中要好。這是因為前者養殖生物已適應且習慣於穩定的次優良水質，因此沒有對抗緊迫的問題。後者水質雖符合安全水準，但水質起伏大本身就是一種緊迫。舉例來說，某魚適合的水溫為攝氏 22~28 度，此魚養在水溫日變幅 28~29 度的成果會比養在日變幅 23~27 度要好。至於第(2)項：降低毒性物質的濃度，使其濃度低到不至於對養殖生物產生負面的影響，可依循汙染物質的處理方法：The best solutions for pollution are conversion, dilution and isolation. 對於汙染最佳解決之道有轉化(成無毒)，稀釋(至安全無虞的低濃度)以及隔離(至毒性不向外作用) (Chien and Liao, 1995; 2001)。

(二)水質管理的主要作法

1、施行有效率的餵飼策略，以降低遊離的有機負載

有餵飼的水產養殖系統，其有機負載都會隨著養殖的集約程度而增加。這些有機負載(Organic loading)來自於殘餌、養殖生物的代謝物、浮游動植物及其屍體、以及懸浮的及沈澱的有機顆粒。以上前兩者佔有機負載的大部分，因此有效率的餵飼策略可大大的降低有機負載 (Davis, 2022)。以養草蝦為例，假設飼料轉換率(Feed Conversion Rate, FCR)為 2.0，飼料乾重佔 90% (即水含量 10%)，整尾蝦乾重佔 20%，依此可估得：生產 1 公斤的蝦，飼料沒被轉化為蝦體的乾有機質為 1.6 公斤。當使用好的飼料，FCR 為 1.5，則那

1.6 公斤降為 1.15 公斤，亦即生產 1 公斤的蝦，節約了 0.45 斤的乾有機負載。保守的生產結果：在 1 公頃(1 萬平方公尺)生產 4 噸(4 千公斤)的草蝦，改用好的飼料，FCR 從 2.0 降至 1.5，養蝦池每平方公尺因而減少了 0.18 的乾的有機負載，相當於 1.8 斤的池底汙泥(水含量不少於 90%)。這對於減緩池底環境，以致於水質的惡化可產生巨大的作用。除了使用優質飼料，適當的餵飼方法也可減少殘餌或增加養殖動物對於飼料的利用率。對於腸道短、底棲、嚼食的動物如草蝦，少量多餐耐浸泡的顆粒飼料，且用傘網偵測蝦攝食的結果來調整投餵量，確實可以大大的降低餵飼汙染。腸道長的植物食性的魚類，大量少餐，可以充分刺激腸道消化液的分泌，並容許飼料在腸道較長時間的停留、消化以及吸收，因而減少糞便汙染。

2、保持養殖系統在高度氧化的狀態，加速分解並減少還原毒性物質的產生

(1)有機質分解在氧化或還原環境下的產物

前述有機負載就是養殖系統中汙染的主要來源。這些有機物在氧化環境下分解時，碳化合物成為二氧化碳，溶解成碳酸離子；氮化合物成為硝酸離子；硫化合物成為硫酸離子。這些離子使得水的酸鹼度下降。在還原環境(氧氣不足)下分解時，不但分解速率緩慢且分解不完全，相對的產物是甲烷氣、亞硝酸、氨氮、亞硫離子、硫氫離子、硫化氫，都有毒性或潛在毒性。因此，若能將養殖

系統保持在高度氧化狀態，質能解除大部分的汙染及毒性而安全的養殖(Torres Beristain, 2005)。為了避免前述養殖池池水低溶氧危機的發生，以增氧機預先提升 DO 是常被使用的方法。

(2)水車增氧的好處

增氧機的種類很多，水車是最普遍被使用的一種(Ahmad and Boyd, 1988)。除了增加 DO，其他的好處有：

- A、可將池中廢棄物匯集在池的中心而有利於排除。當水車一致的以順時鐘或逆時鐘來擺設，運轉時可造成渦旋式的水流將懸浮或沈底的顆粒集中至池的中心。若池的中心點有排底水或吸底泥的設施，則可例行性的排除池中的汙泥水。
- B、使上、中、下層的水的水質較均勻且可增加整個水體的初級生產力。水車除了推動水準的水流，同時也造成若干深度的垂直擾動，增加上、中、下層的水的交換，一則提高底層水的 DO，二則底層較富營養的水被帶至中上層接受較強的光照，有利於浮游植物的繁生及更活躍的光合作用。
- C、縮小 DO 日週期的起伏的幅度而使水質穩定。這是因為白天打水車可避免 DO 過飽和，夜間打水車可提升 DO。
- D、調節水溫。在晴朗冬季的白天，氣溫高於水溫的幅度加大，以打水車來提升水溫也是預防寒害方法之一。

E、由於水質得以改善可減少換水而節約水源。甚至於有以增加水車的使用同時配合生物濾槽來達成零換水 (Zero Water Exchange)的目標。

3、進行適當的換水，以降低毒性物質的濃度以及改善水質

(1)換水的益處及條件

以乾淨的新水來置換已變惡的舊水是水質處理最直接的辦法，但必須滿足兩個條件：能及時提供足量的新水，以及獲得新水所耗的成本是可以接受的。滿足第一個條件的需求是要設有蓄水池，至少能儲備全場總水量的 1/10。這是基於每日 1/10 的換水量的假設。蓄水池的作用除了可應需要而抽水來用之外，也可讓水沈澱、自然化、有機會去偵測並改善水質。若蓄水池中放養若干對汙染敏感的水生物，則對蓄水池的水質增加一安全保障。百分之百的換水可以說是以隔離的方式將毒性物質排除在外。若低於百分之百，則是稀釋毒物的濃度。藉換水也可以調整鹽度、水溫、改變藻相或使藻更健康而增進水質(Hopkins *et al.*, 1993)。

(2)換水的時機與要領

- A、大量換水：當水色大變，即浮游植物突然大量死亡時；當溶氧甚低時；以及施用化學物或藥物一段時間之後。
- B、逐漸換水：(a)持續同時進排水，新舊水在池中充分(以水車)攪合。(b)進新水，充分攪合，然後排水。(c)排舊水

至低水位然後進新水。以上從(a)到(c)水質變化由緩到急，水資源節約則由少到多。方式(c)因水質變化急遽，可能對養殖動物形成緊迫，不甚推薦。

C、換水的其他考量：(a)排水設施應有排表水及排底水的選擇。一般大都排底水，因為底水水質較差。下暴雨時應排表層雨水以避免池水鹽度下降過快。(b)換水率一般在池水的1/10至1/8。但以下因數都會影響到換水率：(a)池內養殖動物的生物量，(b)池水的肥沃程度、水色、濁度，(c)養殖動物生命期，以及(d)水資源量。

4、維持穩定的浮游植物群聚，以吸收毒性物質

在水產養殖生產的過程中，一般所謂的水色管理，大抵就是指藻類或浮游植物群聚(Community)的培養與維護，是一項很重要的工作。藉此工作可以穩定養殖池生態系統以及穩定水質。

(1)浮游生物與水色

水色為池水在陽光下所呈現出來的顏色，計有真色(True color)及外表色(Apparent color)。亦即溶存在水中的物質，懸浮物或膠狀物所表現的顏色，其組成包括天然的金屬離子、泥礫或腐植質的色素、微生物及浮游生物、腐浮的殘餌、腐植質、有機質及黏土等(陳弘成, 1989)。對水族生物而言，水色具有多方面的意義：

A、促進餌料生物繁生，提供魚類食物

源。

B、浮游植物白天行光合作用，可增加溶氧。

C、水色具有遮蔽效應，使水族動物樂於棲息，減少受到驚嚇。

D、浮游生物能吸附毒性，具有穩定水質的功能。

E、提高水溫，加速生物新陳代謝及成長。

一般常見室外池塘水色有紅棕色、綠色、黑褐色、黃色、黃綠色、混濁色，其中紅棕色與粉紅色的水多以矽藻為主要的浮游植物，常見如角毛藻(*Chaetoceros*)、舟形藻(*Navicula*)、骨條藻(*Skeletonema*)、菱形藻(*Nitzschia*)等，若僅有部分水塊呈現紅色雲絮狀水團，亦可能為渦鞭毛藻(*Dinoflagellates*)所形成之赤潮(Red tides)，或水蚤大量繁生之現象，而淡綠色、翠綠色、濃綠色則以綠藻(*Chlorella*)為主，暗綠色、墨綠色水中則存在大量的藍綠藻，如顫藻(*Oscillatoria*)、藍綠菌(*Phormidium*)及藍藻(*Microcoleus*)等；當水色呈現黑褐色、醬油色係源於水中有機物過多，使褐藻、鞭毛藻、裸藻形成，水車擾動時多半會有大量黏結的泡沫於水面久久不散，若池塘施用較多的糖蜜亦有此種現象。相形之下，黃色水則以金黃色鞭毛藻為主要浮游植物，其優勢種類為衣藻(*Chlamydomonas*)、顆粒藻(*Hymenomonas*)、隱藻(*Rhodomonas*)等，此種水色由於細菌分解作用旺盛，多使

pH 值偏低，故常稱為黃酸水。黃酸水常受氣溫降低、鹽度升高演進成為黃綠色水，黃綠色水中多以紅色嗜鹽細菌 (*Halobacteria*) 或原生動物為主。最後是混濁水，混濁水可分為由纖毛蟲、輪蟲大量繁生的白濁水與受雨水沖刷後黏土懸浮難以沉澱的黃濁水，其中白濁水因含大量有機物，細菌繁茂、易造成疾病發生。

(2) 浮游植物的生產力與日夜變化

浮游植物是池塘中基礎生產力 (Primary productivity) 之來源 (Borowitzka, 1997; Moriarty, 1997)，在傳統室外池塘養殖中，浮游植物經由陽光照射，消耗水中的氮磷鉀碳等營養鹽行光合作用，合成自身體質並釋放出氧氣，達到產氧、固碳、同化氮氮之效果，通常室外於正午前陽光最強，浮游植物光合作用旺盛，在富營養化的池塘中易呈現濃綠色的水色，同時浮游植物大量消耗水中的碳酸鹽，pH 浮動增大，容易觀測到 pH 異常升高之現象；而夜間浮游植物則行呼吸作用消耗氧氣，若水體富營養化嚴重，浮游植物生長過盛，夜間浮游植物的耗氧量競爭到養殖生物的呼吸量會進而造成生物缺氧浮頭，更甚可能發生泛池的現象，因此，池塘夜間的氧氣供應與降低生物化學需氧量並穩定浮游植物量是非常重要的。

(3) 做水的基本原理

水色為池塘養殖中，各種技術程度、管理方式、操作者應變能力的錯綜

複雜相互影響下所呈現的結果。除了高密度集約式養殖外，傳統的集約養殖或半集約養殖都極為重視良好水色的維持。因此必須瞭解做水的基本原理，才能進而運用其技術，以下就水色培養之進行概述：

A、池塘底土的特性、營養狀況與老化情況：

池塘底土影響水色培養甚多，若底質為海砂或土石，因滲漏大、營養鹽少，水色多不易維持；而泥質或砂質壤土，因保水力強且營養鹽適中，水色維持較為容易。同時亦需要注意底質的老化，底質老化與有機物的含量、透氣性有關。新開闢的池塘，特別是在海埔地者，或將老化底泥完全移除者，做水即相當困難，但底泥太老化者則易為褐藻、鞭毛藻、藍綠藻、甚至病害之營養源，亦不利於養殖生物。

B、各水色中浮游生物的環境需求：

一般而言，綠藻在營養鹽較少者發生較多，其氮磷比約在 4~6:1，而矽藻與藍綠藻則易在營養鹽豐富的水域生長，其氮磷比約在 7:1 左右。而有機物較多者，藍綠藻生長越茂盛；矽藻需有足量的矽肥才能生長。褐藻則易在顆粒有機物中大量繁殖，日照光度大者，易生鞭毛藻與褐藻，矽藻對日照的需求多於綠藻，相形之下，藍綠藻卻不需要太多的光照即可以生長，倘若池塘水深不足，藍綠藻於池底叢生，則是俗稱的土皮。

C、池水中各環境因素變動的範圍及營養鹽的含量：

池塘中的各類環境因數如：溶氧、pH、水溫、營養鹽含量均對浮游生物的生長影響甚大，浮游植物對於氮、磷、鉀鹽有其需求比例，而細菌則需要碳源與氮源的供應；水溫亦為影響浮游植物的重要因數，例如綠藻適宜在春秋季生長，矽藻在冬季生長良好，鞭毛藻與藍綠藻則於夏季較易繁生。

D、肥料的特性及施肥的方式與用量：

施肥應當少量多次，營養源同時也是汙染源，水體的富營養化亦即水體腐水性的增加，如施用過量的肥料常致浮游生物無法負荷、環境劣化，反倒事倍功半，故此有度的施用肥料才是做水成功的正確原則；浮游生物喜好的肥料種類亦不盡相同，普遍而言，鉍鹽有利於綠藻生長、尿素則有利褐藻生長、矽藻生長需要矽酸鹽(Burford and Pearson, 1998)，除此之外，肥料特性亦對浮游植物極為重要，例如過磷酸鈣溶水為酸性，當池塘水色不足、水質為鹼性時，有促進水色生成之效果，反之，當池塘水色不足、水質為酸性則會抑制水色之生成，由此足見肥料特性之影響。

(4)浮游植物的密度

透光度，即沙奇氏圓板(Secchi disk)可見深度(Disk Visibility Depth)，是水色，亦即浮游生物密度的良好指標(Jamu *et al.*, 1999)。衡量透光度時，將此套工具沈入水中，當圓板黑白無法分辨

時，紀錄水面至圓板的深度即為透光度。透光度越淺表示水色越濃浮游生物密度越高。

A、水色過濃(浮游植物過度密集)的缺點為：(a)在白天強烈的光合作用導致溶氧超飽和而使有些蝦鰓下產生氣泡。另外，酸鹼度增高使得氨氮中未解離氨(NH₃)比例增高，氨毒性相形升高而造成緊迫。(b)在夜間或陰霾天，過盛的浮游植物群聚大量耗氧可造成低溶氧的危機。

B、浮游植物發生大量死亡。通常狀況為：(a)浮游動物繁生的週期達到峰頂。(b)物理化學環境發生改變。(c)有大量的浮游動物全面掠食了浮游植物。此為一個循序漸進的過程，先是水色逐漸變濃，水表面出現一叢叢的色團，後來水色團變成雲霧狀，開始有黏液及泡沫生成，最終水變清，透明度增加。發生的可能前兆包括以下幾點：(a)絲藻顏色由綠轉黃綠，甚至黃而黃白。(b)藤壺攝食活動停止。(c)若為蝦池，發生蝦大量蛻殼，以及攝餌突然遽增。

C、水色過淡的缺點：(a)若在放養魚蝦苗的初期，可能使得餌料生物基底不夠大。(b)透明度高，絲藻容易生長。

D、水色的調整：當水色過濃，且有浮游植物大量死亡的擔憂時，以換水來稀釋密度是最沒有負面副作用的方法，況且還可使浮游植物從成熟期

再年輕化(Rejuvenation)而更健康。以養蝦池為例，建議的池水透明度在夏季為 30~40 公分，冬季為 20~30 公分；亦即夏季較淡水色，冬季較濃水色的原則。

- E、調整水色，亦即促進或抑制浮游植物群聚的繁生(Thingstad and Sakshaug, 1990)，可以考慮以下方法：(a)以灌排海淡水來調整鹽度。(b)以調優良水色的水入池來接種想要的浮游植物的種類。(c)以添加物質來改變酸鹼度，例如加石灰來改酸趨鹼，以加腐質酸改鹼趨酸等。(d)以增減換水率來調整水色濃度，即浮游植物密度。(e)以增減水車數量或時間來改變氣體與水之間的交換。(f)引入濾食動物(Filter feeder)，如牡蠣來攝食並減少浮游植物，以及(g)以殺藻劑(Algaecide)來殺滅浮游植物，此方法除非在藻華(Algae bloom)產生無法以其他方法來壓抑才使用，因為此法對生態系統可能產生負面副作用而無法掌握。

(5)穩定浮游植物群聚的益處

- A、藉光合作用生產氧氣，使系統呈氧化狀態，因而降低還原物質(如氨氮、硫化氫、還原態重金屬離子等)的濃度及其毒性。
- B、提供適當的濁度，降低透光，使不利於絲藻及著根水生植物的繁生，同時濁度及水色可使養殖動物較不會受到池邊的干擾。

C、浮游植物形同懸浮顆粒，因此穿透射入水中的光線在顆粒間的反射及散射有助於能量及水溫的保存。此為建議在冬季水色做濃的原因之一。

D、某些浮游植物是魚蝦幼苗優質的餌料生物，因此放苗前後維持適當程度的水色成了必要的工作。

E、某些浮游植物的增生形成優勢族群或可不利於致病微生物的發展。

(6)不穩定的浮游植物群聚的負面影響

當攝食浮游植物的浮游動物增生而開始掠食浮游植物，或者因為物理化學因數的變化而影響了浮游植物相及其群聚，這些現象都會反映在水的顏色及其深淺的轉變上，亦即浮游植物的不穩定。最須要注意的是水色突然變成清澈，顯示浮游植物已大量死亡而沈底。這狀況的負面影響是：

- A、光合作用驟降而造成緊急性的缺氧。
- B、浮游植物屍體沈降使池底有機負載增加。
- C、底泥中更多還原態毒性物質釋出。
- D、浮游植物死亡時可能釋放毒性物質。
- E、以上這些都可造成養殖物的死亡。

5、維護有益微生物的群聚，以轉化毒性物質

(1)改善養殖環境的益生菌

益生菌(Probiotics)最早被定義為飼料添加的活微生物，該添加物可以有效改善宿主的腸內微生物平衡，進而對宿主有利。後來水中益生菌被定義為有利於宿主共生於宿主或存在四周環境，益

生菌在水產養殖上應用的特性包括：增加宿主營養及改進宿主飼料消化性、提升或刺激細胞性免疫；在環境中與病原菌競爭進而排斥病菌、改善水質及抵抗病毒等(Balcazar *et al.*, 2006)。本文僅針對改善養殖環境的益生菌作說明。

(2) 益生菌使用的一般導引

益生菌用作水質調節、淨化、改良時，應儘量選擇在適合的環境條件下使用，否則會影響施用效果。微生態製劑進入水體後，有益菌的數量均有一個遞增到高峰再遞減的生長週期，因此要掌握準確的使用週期。週期長短與菌群種類、密度、水體肥瘦、有害菌的數量等密切相關。以下為使用益生菌的一般導引，個別菌特別要注意點則在各菌說明部分詳述：

- A、知道產品的菌的種類、菌量、活力、保存期限及保存條件。
- B、施用前若須要擴大培養，則依說明進行。
- C、在產品的菌的適合環境下施用，如水溫、鹽度、光照度、水透明度(肥沃程度)、及酸鹼度等，以及避開不適合的條件，如已否使用過化學物、抗生素、消毒劑、或其他生物製劑等。
- D、依最適方法施用，如劑量、頻率、時辰、及搭配作業等。
- E、益生菌原液在常溫保存在保持乾燥、涼暗處，開封後應儘快使用，用後要擰緊封口，因為氧氣可使其中的厭氧菌失活。

(3) 益生菌個述

在水產養殖生產中應用來改善養殖環境的益生菌主要有：光合細菌、芽孢桿菌、硝化細菌、乳酸菌、及 EM (Hai, 2015)。

A、光合細菌

a、特性：

光合細菌 (Photosynthetic Bacteria, 簡稱 PSB) 是革蘭氏陰性菌，是以光作為能源、能在厭氧光照或好氧黑暗條件下利用自然界中的有機物、硫化物、氨等作為供氫體兼碳源進行光合作用的微生物。PSB 能利用光為能源及用二氧化碳或有機質作為碳源來成長及繁生，過程如： $2\text{H}_2\text{S} + 4\text{CO}_2 + 4\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{H}_2\text{SO}_4 + 4(\text{CH}_2\text{O})$ 可將 H_2S 轉化為 SO_4^{2-} ，亦可將供氫體同化如 $\text{CO}_2 + 2\text{H}_2 \text{ Acceptor} \rightarrow (\text{CH}_2\text{O}) + \text{H}_2\text{O} + 2 \text{ Acceptor}$ ，將氨氮同化為自身菌體。

光合細菌主要分佈於水生環境中光線能透射到的缺氧區。光合菌的適宜水溫為 15~40°C，最適水溫為 28~36°C。在自然界中能以光合作用產能的細菌根據它們所含光合色素和電子供體的不同而分為產氧光合細菌(藍細菌、原綠菌)和不產氧光合細菌(紫色細菌和綠色細菌)。

光合菌屬於厭氧或兼性厭氧性的光能異營菌。在光照條件下，光合細菌能利用小分子有機物合成自身生長繁殖所需要的各種養分，還能利

用水環境中的氨氮、硝酸鹽等合成有機氮化物，淨化水質；在缺氧條件下，光合細菌對硫化氫、酸性物質等均有一定的分解作用。此外，光合細菌本身是優質單體蛋白、並可透過甲羧戊酸途徑(HMG-CoA reductase pathway)合成泛醌(輔酶 Q10)，攝食後促進抗氧化活性與生長。由於在環境中利用有機氮源與碳源與害菌競爭營養，一定程度抑制了有害病菌的生長，從而減少了魚類病害的發生(魏等, 1988)。

b、用途：

光合菌適應性強，能耐高濃度的有機廢水，具有較強的分解轉化能力，在水產養殖中具有應用價值(Qi *et al.*, 2009)，可應用如下：(a)可淨化水質：光合菌施入水體後，能利用小分子有機物做碳源、供氫體，利用水環境溶解氮(如銨、硝酸鹽等)合成自身菌體蛋白，將硫化氫轉化成為無毒的硫酸離子，降低底泥中的硫化物含量。(b)可減少魚類病害：光合菌施入水體後，由於利用環境中氮源與碳源，與害菌競爭營養，抑制了有害病菌的生長和繁殖，從而減少了魚類病害的發生。(c)可作為浮游生物之餌料，水體中施入光合菌後，矽藻、小球藻等浮游生物可將之作為餌料利用。光合菌能大量利用水中的氨氮，能有效避免如藍藻的大量繁生。

c、使用方法：

光合細菌製劑多為液態，使用時

無需活化，應選在晴天上午使用，低溫及陰雨天不宜使用；水肥或水質惡化時，宜使用光合細菌分解有機汙染物，改善水體環境；水瘦時要先施肥再使用光合細菌；由於酸性水體不利於光合細菌生長，使用光合細菌前應先潑灑適量生石灰調節水體 pH 至 6.0~8.0。

光合細菌形態微細、比重小，將其潑灑魚池時，活菌不易沉降到池塘底部，無法起到良好的改善底部環境的效果。因此施用時，可以將稀釋後的光合細菌製劑與經日曬過的泥土拌和，捏成團，均勻投於養殖水體中，或透過將水管沉底配合水泵撒佈入池底，亦可同沸石粒混合均勻後潑灑使用。

光合細菌不能利用水環境中的一些大分子有機物，水體中的大分子有機物(如蛋白質、脂肪、糖)必須先由其它微生物(如枯草桿菌、芽孢桿菌、乳酸菌、酵母菌、放線菌、硫化菌等)分解成小分子有機物(如胺基酸、低級脂肪酸、小分子糖等)後才能被光合細菌分解利用，因此在利用光合細菌淨化水質時應配合使用其它有益菌。

光合菌改良水體的過程通常是在光合作用下完成。一般情況下光合菌對水體中可見光或光能見度較高的水體表層(30~50 cm)水質具有較好改良效果，而對水體中光能見度較低的較深或深水層以及難見光的池底

部分，由於光合作用不足，因此難於產生良好的改良效果(陳等, 1990)。

B、芽孢桿菌

a、特性：

芽孢桿菌為好氧菌，水產養殖上常用枯草芽孢桿菌。芽孢桿菌屬於革蘭氏陽性菌，好氧能產生孢子，是耐高溫、抗應激性的異營菌。具有可分泌多種能降解有機物的酶類(蛋白酶、澱粉酶、脂肪酶)，可直接利用水體中的硝酸鹽和亞硝酸鹽、亦可以同化水中氨氮，分解池底有機物，降低養殖水體富營養化程度，優化水體環境(Buruiana *et al.*, 2014)。常見的有枯草芽孢桿菌、地衣芽孢桿菌、短小芽孢桿菌等。

b、用途：

芽孢桿菌能大量消耗水體中的有機質，將其分解為小分子有機酸、胺基酸及氨，並同化水中氨氮，達到淨化水質的效果；由於芽孢桿菌屬(*Bacillus*)菌種甚多，某些芽孢桿菌可以降低水體中硝酸鹽、亞硝酸鹽的含量，從而起到改善水質的作用。枯草芽孢桿菌在代謝過程中可產生一種具有抑制其它微生物的枯草桿菌素，從而維持在水中的優勢(James *et al.*, 2021)。

c、使用方法：

市售枯草桿菌依照活化與否，分為活性良好的液劑或透過載體包裹且休眠的粉劑或錠劑。休眠態使用前

可用紅糖、糖蜜等有機物活化並打氣培養 2~4 個小時。應在晴天使用，潑灑時宜開啟增氧機，增加溶氧，使其迅速形成種群優勢；芽孢生長繁殖過程中耗氧，所以在夜間使用時注意增氧。

C、硝化細菌

a、特性：

硝化細菌是一類化能自養型細菌，利用氨或亞硝酸鹽為主要生存能源，以二氧化碳作為主要碳源的一類細菌，有亞硝酸細菌和硝化細菌兩類生理亞群組成。亞硝酸細菌完成 NH_4^+ 到 NO_2^- 的轉化；而硝化細菌完成 NO_2^- 到 NO_3^- 的轉化，從而使對水生動物有毒的氨態氮和亞硝酸鹽轉化為對水生動物無毒的硝酸鹽(廖與陳, 1990a; 1990b)。

b、用途：

將對水生動物毒性較強的氨氮及亞硝酸轉化為趨於無毒性的硝酸鹽，造成水體中硝酸鹽積累，硝化細菌的繁殖很慢，所以傳統室外池塘多以藻類主導含氮代謝物的同化，而室內循環水由於缺乏陽光，故此多由機械過濾配合自營性的硝化細菌主導含氮廢物移除(Kuhn *et al.*, 2010; Ruiz *et al.*, 2020)。

c、使用方法：

硝化細菌需要在養殖水體中溶氧充足的時間使用。硝化細菌繁殖速度較慢，硝化細菌 20 小時才繁殖一

代，潑灑後 4~5 天才可見效果，應提前 5~7 天施用。硝化作用是一種氧化作用，耗氧的過程，使用硝化細菌時應開動增氧機，增加水體溶氧量，但是施用微生物製劑不宜與氧化性較強的化學增氧劑(如過碳酸鈉、過氧鈣等)同時使用，以免微生物製劑被氧化劑殺死。若水體有機物過多，pH 值低，溶氧低(2 ppm 以下)，溫度低等都將抑制硝化細菌在水體生長。細菌的生長需要附著基質，硝化細菌的附著基需要是固定的生物載體或材料，並不同於異營性細菌可隨意在水中飄散繁生。

D、乳酸菌

a、特性用途：

屬於厭氧或兼性厭氧菌，能夠分解碳水化合物，主要代謝產物為乳酸。可於生物腸道中造成偏酸性環境抑制其他細菌，使自身成為優勢菌種，確保生物腸道健康避免腸炎發生，向養殖水體投放乳酸菌，可分解魚類殘餌、糞便及水中有機質，改良水體環境，抑制水體中有害菌的繁殖生長，調節藻相平衡，控制有害菌藻。並可以有效降低水中氨態氮(Ringø *et al.*, 2020)。

b、使用方法：

可用乳酸菌適用的有機碳源活化增殖，提高乳酸菌使用效率。

E、EM

a、特性：

EM 為有效微生物群的英文 Effective Microbes 的縮寫，它是由光合細菌、乳酸菌、酵母菌、放線菌、絲狀菌等五大類菌群中 80 餘種有益菌種複合培養而成。複合菌針對不同的有機物質以接力的方式進行全方位有效的分解或轉化，例如以芽孢桿菌或乳酸菌先分解大分子有機物成小分子，然後再由光合菌或硝化菌來接手進行轉化，係透過有益微生物群食物網的協同達到改善水體環境之效果 (Wang *et al.*, 2015)。

b、用途：

能抑制病原微生物和有害物質，促進浮游生物的大量繁殖和提高水中溶氧量，保持養殖水體的生態平衡，淨化養殖池塘中的排泄物和殘餌，改善水質和底質，從而減少疾病。

c、使用方法：

不同廠家複合菌的配方有所不同，因此須徹底瞭解才能施用正確而發揮效力。因為這些複合菌是否能和諧共處於儲存液中，還有施用時水體的條件是否有矛盾都須清楚。

6、添加調整水質的化學物質及生化物質

養殖池中最主要的有機負載來自於飼料，也就是未被動物硝化的代謝物或排泄物。這些有機物分解的物化條件，如氧氣的分佈、酸鹼環境、水溫變化等都影響了分解及轉化的效率，因此施用化學及生化物質來提升效率，較常用的如下：

(1)石灰

- A、優點：(a)當池水呈異常酸性時可撒石灰提升酸鹼值至中性，這樣可以營造有利於微生物繁生的環境而加速水中有機質的分解。(b)撒石灰可增加硬度及總鹼度，因而增強緩衝能力並且促進浮游植物成長(Boyd, 2018)。
- B、過度潑撒石灰的負面效應：(a)石灰與磷結合成不可溶的磷酸鈣礦，使得磷無法被浮游植物利用及繁生(廖與陳, 1990c)。(b)造成水酸鹼值驟然改變，衝擊整個生態系統。

(2)沸石粉(zeolite)

A、特性

全球有超過 50 種的天然沸石，它們都係經過火山作用後之氧化矽及鋁的黏土，呈三度空間結構，眾多的空隙可容納空氣、水、及其他分子，又猶如分子篩可吸附特定大小的分子。它們的結構內未被滿足的負電價由 Na^+ 來填上，並可由 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 、 NH_4^+ 來進行離子交換(Ghasemi *et al.*, 2018)。

B、作用

沸石粉在水環境處理的正面作用如下：(a)可增加硬度及總鹼度(Alkalinity)。(b)緩衝能力(Buffer capacity)。(c)稍微中和酸性、無鹽度之小水體可降低銨濃度。(d)略微提升底泥氧化還原電位(Reduction-oxidation Potential, Redox Potential)。

沸石粉應被矯正的認知有：(a)當水體的 Na^+ 、 K^+ 、 Ca^{2+} 、 Mg^{2+} 的濃度遠大

於外界的 NH_4^+ ，難產生置換作用，因此含鹽(NaCl)之水嚴重地不利降銨。例如水中僅含千分之 0.1 的鹽度，1 公斤的沸石粉在 1 噸的水只能拿掉 9.0 克的銨，而當鹽度是千分之 4，僅減少 0.12 克的銨。(b)無法排除硫化氫、二氧化碳。(c)並非矽藻繁生可利用的矽的來源，因為沸石粉的矽不可溶。(d)用在大水體改善水質是項浪費，因為成本太高了。

(3)絲蘭萃取物

絲蘭(*Yucca schidigera*)又稱莫哈維絲蘭(*Mojave yucca*)，是美國西南及墨西哥的一種沙漠植物。絲蘭萃取物，簡稱 YUPE，是美國食品藥物局(Food & Drug Administration, FDA)核准食用安全 GRAS (Generally Regarded As Safe)等級的乳化劑及發泡劑。除了用在飲料中，也已成功地應用在畜產業來控制動物排泄物的氨累積、氨濃度及臭味。YUPE 用水產養殖主要在於水處理來降低氨及加強魚蝦氮/蛋白質新陳代謝以降低排泄物中的氨(Santacruz-Reyes and Chien 2010a; 2010b)。當直接撒入海水中，YUPE 可降低氨氮，當添加在飼料，可降低排糞的氨氮。YUPE 是唯一能在海水中降解氨氮的天然植化物質(Santacruz-Reyes and Chien 2012)。

三、底泥管理

(一)底泥在養殖池的角色

養殖池的底泥(Pond bottom sediment)在整個養殖生態系統扮演多種角色，因此

對於養殖是否能成功具有關鍵性的作用 (Boyd *et al.*, 2002)。底泥承接泥上水體中所有的沈澱物，最後轉化成為底泥本身。沈至池底的有機物來自殘餌、顆粒代謝物、浮游生物屍體、進水中的沈澱物、以及生物膠羽(Biofloc)。底泥常和汙泥(Ooze)、軟泥(Soft sediment)、及爛泥(Sludge)混用。泥上水體的水質和沈澱物的成份都影響著底泥的品質。底泥和覆水介面是多種化學物質交換、轉化、滲透等作用的平臺，因而成為底泥上方水(Overlying water)的緩衝帶(Buffer zone) (陳, 1988; 陳與雷, 1991)。

底泥對水生物的影響是雙重的：除了直接影響棲居於其內或其上的底棲生物(benthos)之外，也透過影響其上水體的水質而間接的影響了游泳動物及浮游生物。底泥內許多底棲生物，如多毛蟲(Polychaetes)、少毛蟲(Oligochaetes)等，以及底屑(Detritus)是游泳動物的餌料生物及食物；從底泥向上滲出的營養及礦物質有利於浮游生物的繁生。

底泥惡化對水生動物形成的緊迫有：降低覆水的溶氧，降低底泥的酸鹼值及使成還原態，因而底泥會釋放還原性的毒性物質如亞硝酸、氨、硫化氫、及重金屬，同時也助長致病微生物族群。在這不良的環境下，水生動物攝食遲緩、生活空間被壓縮(猶如密度增加)而導致成長被壓抑；更甚的狀況，因不良的物化環境的緊迫，水生動物易感染疾病而造成大量死亡(陳與陳, 1989; Chien and Ray, 1990)。

若養殖動物是底棲性的，底泥環境比水質更重要，一則因為生物和底泥間密切的接觸，二則養殖期間若底泥已惡化，不易更換底泥。因此養殖草蝦、斑節蝦、紅螞、文蛤等底棲生物，養殖前池底的準備以及養殖期間的維護工作要比養殖游泳魚類做得更徹底(陳等, 1987; 陳瑤湖, 1989; 陳與雷, 1991)。

(二)底泥的特性及惡化後的狀況

養殖池的底泥，如同鹹水草原、沼澤、稻田的泥土，因為>50%的時間被水覆蓋，被歸類為覆水底泥或稱淹沒的(Flooded)、浸水的(Submerged)或水封的(Water logged)底泥，相對於陸上的(Terrestrial)、高地的(Upland)或含氣的(Aerated)土壤。底泥(Sediment)也就是水下的土壤(Underwater soil)，一般含水量占體積的90%以上。覆水底泥的特性如下(Ponnamperuma, 1972)：

1、氧的分佈及氧化還原電位 Eh

(1)土壤淹水後氧化層和還原層的發展

土壤的土顆粒間或周圍充滿空氣，且和土壤上方的大氣連通，因此土壤呈氧化態。當水淹沒土壤，不但阻絕了土和大氣之間空氣的流通，水也滲滿了土顆粒的間隙。由於土壤中的微生物持續呼吸，終究耗盡了間隙水中的溶氧，使得土在淹水後越久就越呈現還原態，而且越深的環境越是還原。底泥的表層受到上方緊鄰的覆水(Overlying water)的溶氧量的影響，而呈現中度至微弱氧化態。因此底泥在覆水後會發展成大致算

是氧化的表層以及以下的還原層(Boyd, 1997)。底泥上層，也就是底泥與水接觸的表層，呈氧化態的厚度在最有利的條件下，即使底水的 DO 已達飽和，也不超過 35 mm。且這薄薄的氧化層之下的底泥皆呈還原態(Ram *et al.*, 1981a; 1981b)。

在集約式養殖系統中，由於大量殘餌及生物排泄物，使得有機物大量累積於池底；造成底泥與水域介面處的氧化層越來越薄(只有幾釐米厚)，而緊接在這薄薄氧化層下的還原層就越來越上升而接近水泥介面。在氧化層好氧微生物的代謝物主要是硝酸根、硫酸根、磷酸根、二氧化碳；而在還原層厭氧或兼性厭氧微生物的代謝物主要為氮氣、氨、硫化氫及甲烷。

(2)氧化還原電位 Eh

在還原(接受電子)過程中，氧分子是良好的電子接受者。因此水在還原時，氧分子最先接受了電子而被消耗掉，DO 也就下降了。當氧分子已耗盡，DO 值測為 0，而水繼續還原的話，就無法以 DO 值顯現更進一步的還原狀態，這時只能用氧化還原電位(Oxidation-Reduction Potential)，簡稱 ORP。只要含水分夠而能導電，陸上的土壤也可測得間隙水(Interstitial water)的 ORP 來代表其氧化還原狀態。陸上的土壤大都呈氧化態，其 ORP 範圍約+370~+700mV，覆水底泥約-300~+500mV，涵蓋極度還原、還原、稍微還原到氧化(Patrick and

DeLaune, 1977)。污水因為高量的 COD 不但已耗盡了 DO，而且還原態繼續深化，因此 ORP 也伴隨著 COD 成為測汙染程度的指標，它們之間呈現顯著的負相關，亦即 COD 值越高，ORP 值越低，相反亦然。

(3)還原的進程

底泥還原的進程、反應、以及產物都循序漸進，而且 Eh 幾乎成了門檻，也就是說底泥中還原反應的進行一定在氧化還原電位達到特定水準之下才會發生(DeLaune *et al.*, 1981)。底泥中幾個較被注意的還原反應依 Eh 大而小排序如下：

A、氧： $O_2 \rightarrow H_2O$ (Eh < +370 mV)

B、氮： $NO_3^- \rightarrow$ 硝鹽還原菌(脫氮菌) $\rightarrow N_2, N_2O$ (Eh < +220 mV)

C、鐵： $Fe^{3+} \rightarrow$ 鐵還原菌 $\rightarrow Fe^{2+}$ (Eh < +150 mV)

D、硫： $SO_4^{2-} \rightarrow$ 硫還原菌 $\rightarrow S^{2-}, HS^-, H_2S$ (Eh < -150 mV)

E、碳： $CO_2 \rightarrow$ 甲烷菌 $\rightarrow CH_4$ (Eh < -200 mV)

F、有機化物 \rightarrow 發酵菌 \rightarrow 有機酸 (Eh < -250 mV)

由以上得知：呈氧化態或呈還原態並非以 Eh = 0 為分界點。當 Eh < +220 mV 時，硝酸鹽脫氮反應(denitrification)才會發生(Patrick *et al.*, 1976)。當 Eh < -150 mV 時，底泥中三價鐵離子皆已還原成二價鐵離子(Eh < +150 mV)，且因 Fe^{2+} 的產生，開始會有 $Fe^{2+} + S^{2-} \rightarrow FeS$ 的

反應，形成硫化鐵的沈澱，並且反制了 H₂S 產生的機會。當底泥產生甲烷氣體時，以上氧、氮、鐵、硫的還原反應都已完成了。瞭解了以上的反應，可以延伸應用在底泥的管理上。例如底泥原來就含有氧化鐵或後來添加氧化鐵，即使底泥惡化，Eh 降得很低也不會有硫化氫毒氣的產生，因為要形成硫化氫的亞硫酸離子早被亞鐵離子反應成硫化鐵了。

(4) 影響底泥 Eh 的因數

影響底泥 Eh，同時也是影響底泥上層氧化層厚度的因數有：

- A、底泥上方水的 DO：DO 越高，ORP 越高，氧化層越厚。
- B、有機負荷：底泥有機質含量越高，ORP 越低，氧化層越薄，這是因為高有機質含量下 COD 和 BOD 都很高的關係(Avnimelech *et al.*, 2004)。
- C、深度：越深的底泥，上層較氧化的物質能滲透到的距離越遠，且經歷還原反應的時間越長，因此越呈還原態，ORP 越低。當測底泥的 ORP 時，理應標示水土介面之下的深度。
- D、溫度：溫度是化學反應及生化反應的主宰因數，溫度越低反應越慢，再加上微生物相由好氣性(Aerobic)轉為兼氣性(Facultative aerobic or anaerobic)，最終成為嫌氣性(Obligate anaerobic)而更緩慢至幾乎靜止。以上也是土壤淹水後土溫由高而低影響 Eh 的歷程。
- E、底泥中還原物質及氧化物質的種類

與量，以及導致的緩衝能力--例如添加強氧化物質如硝酸鉀(KNO₃)在化糞池內可因很快提升氧化還原電位而除臭的原理，也有用其他強氧化物來改善底泥，如過硫酸氫鉀複合鹽。沸石粉及氧化鐵則屬於較緩和的氧化物質，提高 Eh 的能力不明顯。底泥中最終 ORP 是所有氧化物質和還原物質綜合反應的結果，再加上有些反應是可逆的，形成了底泥 ORP 的緩衝能力，進而影響了底泥化學性質的穩定性。

(5) 底泥中 Eh 和 pH 影響的化學反應

底泥中成分複雜而導致其間的反應不但複雜而且直接的或間接的互為因果(Warfe *et al.*, 1985)。一般而言底泥中還原反應的結果產物呈酸性，pH 降低。還原程度越深化，pH 越低，最顯而易見的是有機物轉化為有機酸。Eh 和 pH 卻也可各自獨立的，或者共同的影響反應及產物。當 Eh 低到 Eh < -150mV 時，6 價硫(SO₄²⁻)才會還原為 2 價硫(S²⁻, HS⁻, H₂S)，在此環境中 pH 約在 6.7 時 2 價硫濃度最高，偏離向鹼或向酸 2 價硫濃度皆很快下降。當 Eh 和 pH 雙雙下降時，越多磷變成可溶性而釋出，水中磷濃度升高。這解釋了越老的養殖池或養殖後期較易培養藻色的現象，因為老化的底泥的低 pH 及 Eh 有利於磷溶解而從底泥釋放至水層，浮游植物因而可利用而繁生。磷是浮游植物繁生的限制因數(Limiting factor)。金屬離子從底泥中

釋出受低 pH 及低 Eh 的影響和可溶磷的狀況類似，以鐵為例：低 pH 及低 Eh 時越多鐵變成可溶性(亞鐵離子 Fe^{2+})而釋出。當可溶的 Fe^{2+} 從厭氧(還原)層向上滲透到有氧(氧化)層時就變成不可溶的三價鐵化合物。許多重金屬對於水生動物是有害的，例如鎘、錳、銅等。當底泥惡化，Eh 及 pH 降低時，這些重金屬變成較易釋出，原本微量就可造成傷害。過去以豬糞作為養魚池的肥料培養水色，亦即浮游植物。這作法最被抨擊部分是豬對於銅有營養上需求，飼料中未被利用的銅殘留在糞便，最後累積在魚池的底泥中，並且很容易就釋放到水中，進入養殖池的食物網，造成養殖動物的傷害。覆水土壤中有水土介面的氧化層和其下的還原層，因而使硝化作用和脫氮作用在覆水土壤裏可同時發生，當氮在氧化層經由 *Nitrosomonas* 及 *Nitrobacter* 行硝化作用轉換為硝酸後，硝酸再往下擴散至還原層，由還原菌行脫氮作用將硝酸還原為氮氣或氧化氮 (Smith and DeLaune, 1986)。

(6)底泥中營養鹽的動態

底泥中有機物分解的結果，產生大量營養鹽，這些營養鹽不僅影響水族環境，也決定了水族生物的成長情形。在養殖系統中，較重要的營養鹽主要為氮、磷、硫，茲就這些營養鹽的動態，介紹如下：

A、氮的動態

底泥中的氮可分為有機氮和無機

氮。有機氮包括：胺基酸、胺類、蛋白質等。無機氮包括：銨離子(Ammonium, NH_4^+)、硝酸、亞硝酸等 (Reddy and Patrick, 1984)。這些氮的轉移過程包括：有機氮的礦化作用，氮的硝化作用、揮發作用，及硝酸的脫氮作用。

有機氮的礦化中，氮化作用 (Ammonification) 即有機氮轉化為氮的過程。這過程和醱酵 (Fermentation)，水解作用 (Hydrolysis) 有關 (Jacobson et al., 1987)。

硝化作用 (Nitrification) 即生物氧化氮成為硝酸，可分成二步驟：化學自營菌 *Nitrosomonas* 將氮氧化成亞硝酸，*Nitrobacter* 將亞硝酸氧化成硝酸。這兩種細菌屬格蘭陰性菌，皆需要氧氣才可發生作用。由於亞硝酸氧化成為硝酸的速率大於氮氧化為亞硝酸的速率，因此亞硝酸不易在底泥中累積。

脫氮作用 (Denitrification) 即生物將硝酸還原成為氣態的氮的終產物，如 N_2 、 N_2O 。底泥在缺氧狀態下，去氧細菌會利用硝酸當電子的接受者，去除掉氮。氮的去除也可經由氮揮發作用執行，當 pH 值大於 8.5，則 NH_3 的分壓會增加， NH_3 會從系統中消失 (Reddy et al., 1984)。

綜合以上氮的動態可理出氮化合物在底泥裏的作用順序，為有機氮經礦化作用產生氮後，再由氮進行硝化作用轉變為硝酸，硝酸再經由濃度梯度擴散至還原層進行脫氮作用以產生氮氣和

氧化氮，然後逸入大氣中。這一系列的步驟，會受到許多因數的影響而產生變化，諸如：沈積物的 C:N、底泥覆水的溶氧濃度、底泥氧化還原層的分佈情形，微生物的種類及量的多寡等等。養殖池底泥的管理係以去除或減緩氮化合物的累積及惡化為目的，尤有必要瞭解其中氮化合物的轉換情形以及消失的機制。

B、磷的動態

磷是生物體內主要的代謝性營養素，且是組成動物細胞的重要成份，如細胞膜的磷脂質及骨骼中磷的成份 (Anderson, 1985)。水生生物可吸收水中的無機磷，將之同化成體成分的有機磷，同時水域中無機磷量的多寡，會影響到水域中水生物的生產量。最明顯的例子是淡水水域可溶性磷的含量增加時，如施磷肥，可快速的增加浮游植物的生物量而提升基礎生產力。然而，可溶性磷含量過高時，卻也造成水域的優營養化及其附帶的對環境的負面影響，如水中酸鹼值的起伏過大及急性缺氧 (Shukla *et al.*, 1971)。

底泥中的磷酸可分為二：其一為有機性磷酸鹽，即腐植質與微生物菌群的混合物，約占磷全量的 80%；另一則為無機性磷酸鹽，包括溶解在土壤溶液中的磷酸離子，及吸附在土壤粒子的難溶性磷酸鹽。

底泥對磷的影響主要是吸附作用及水解作用。吸附主要是化學作用，透

過吸附基質，或與鐵、鋁化合物沈澱於底部；水解作用則包括化學作用、生物作用(細菌酵素的催化) (Rodel *et al.*, 1977; Meyer, 1979)。由於底泥所吸附的磷比溶解態磷可以做較長久的保存，因此底泥對磷的吸附，在營養鹽的循環上扮演一重要角色。

磷在水體、水土介面及其下的底泥有遷移及轉換的現象 (Carignan and Flett, 1981)。磷的溶解-遷移-沈降循環，受水體中金屬離子濃度的控制，因為這些金屬離子會和水體中的無機磷結合而沈降於底泥表面。底泥呈氧化狀態時會有沈降作用進行，而當底泥轉變成還原，即厭氧狀態時，底泥中的磷就會開始溶出，因為此時結合性磷已轉變成交換性磷，當交換性磷一接觸到還原環境時就游離出來成為可溶性磷。

在底泥中可溶性磷含量的多寡，取決於底泥對正磷酸鹽的釋放(此時水體中可溶性磷含量少)，以及吸收的情形(此時水體中可溶性磷含量多)。由此可知底泥對於可溶性磷具有緩衝的效應 (Patrick and Khalid, 1974)。底泥所含的磷在釋放上與底泥的還原狀態有密切的關係，而底泥由水體中移除磷的機制，主要是吸收作用大於沈澱作用，其在吸收方面是由含大量氫氧化物的膠體複合物來執行。除此之外，底泥吸收及釋放磷的機制尚受到影響的因數如下 (廖與陳, 1990c)：

a、底泥的氧化還原狀態：

底泥中磷的吸收及釋放機制會受到底泥的氧化還原狀態的影響。當淡水底泥的氧氣耗盡時，所呈現的厭氧或還原狀態會使其上的水體中可溶性磷增加好幾十倍 (Patrick and Khalid, 1974)。在厭氧狀態下，由底泥溶出至水體中的磷量較在有氧狀態多。雖然厭氧底泥會釋出較多的可溶性磷至水體中，但當水體中可溶性磷濃度過高時，底泥亦有能力將之再吸收，顯現出底泥對於磷的緩衝能力 (Khalid *et al.*, 1977)。

b、底泥的 pH 與 Eh：

有研究顯示當底泥的 pH 在 6.5~8 時，其對水體中可溶性磷的吸收以 Eh 約 -150 mV 時達到最高峯，但當底泥 Eh 呈正值時，或輕微還原作用時，底泥吸收量較多，亦即此時在水體中的可溶性磷殘留量少，但在 pH 為 5 時情形剛好相反，在 Eh 較低時水體中可溶性磷的殘留量較多 (Khalid *et al.*, 1977)。

底泥 Eh 低時，水體中可溶性磷的量會增加，當 Eh 低於 200 mV 時，水體中可溶性磷的含量即和 Eh 呈一極顯著的負相關。

c、金屬離子：

水體中無機磷可和鐵、鋁、鈣、錳及鎂等金屬離子結合後而沈降於底泥的表面。在酸性底泥中以磷酸鐵及磷酸鋁佔優勢 (Ponnamperuma, 1972)，但在中性或鹼性的底土中則以

磷酸鈣為主。在與無機磷結合的金屬離子中，以鐵的機率最高，其次則為鈣，其他的金屬離子在競爭上則稍微弱了一點。當底泥中尚有遊離氧存在時，水體中具有活性的鐵為三價鐵，與其氫氧化物 $\text{Fe}(\text{OH})_3$ 結合，但在厭氧狀態時，水體中的鐵則以二價鐵為主，與其氫氧化物 $\text{Fe}(\text{OH})_2$ 的膠體複合物結合 (Patrick and Khalid, 1974)。

含鐵化合物的氧化作用，可影響底泥及水體中無機磷的平衡，無機磷在有氧底泥中可與氫氧化鐵共存，或是被其膠體複合物吸收，並且可相當穩定的存在著，但在厭氧土中則會快速的釋放。在有氧底泥及厭氧底泥中對於無機磷的吸收及釋放的不同處，主要是在厭氧底泥的固態物質與無機磷的反應機會增加，在厭氧狀態下磷酸鐵進行還原作用，產生磷酸根及二價鐵，此二價鐵更具可溶性及高分離性，可增加鐵化合物與無機磷反應的活性及表面積。水體中二價鐵及三價鐵的存在量與 Eh 有很密切的關係，二價鐵在 Eh 小於 200 mV 時量開始增加，當 Eh 越低時水體中二價鐵的量就越高，相對的水體中三價鐵僅在 Eh 大於 0 mV 時才開始出現 (Patrick, 1964)。水體中鈣的濃度會影響到無機磷的濃度，兩者會互相結合成為磷酸鈣而沈降在底泥表面 (Lin *et al.*, 1971)，磷酸鈣在底泥中呈中性或鹼性時較佔優勢，當底泥之 pH 下降時無

機磷會由磷酸鈣中游離出來(Stum and Morgan, 1970)。

d、底泥的本質：

一般泥土依顆粒本質從小到大可分為黏土、細砂、及砂質三種。顆粒愈小者對於無機磷的緩衝能力愈好，因此含砂質重的底泥，其上的水體中可溶性磷的量，較含黏土重的底泥高出許多(Lin *et al.*, 1971; Meyer, 1979)。另外在不含石灰質的底泥中，對於無機磷的吸收及保留能力，皆較含有石灰質的底泥好(Shukla *et al.*, 1971; Ponnampereuma, 1972)，相對的在呈厭氧狀態且含石灰質的底泥中，對於無機磷的釋放速度亦較不含石灰質的底土快。一般在撒石灰時，石灰會螯合住水體中的可溶性磷，而沈降於底泥表面，因而減少水體中磷的含量，但在硬度小於 10 ppm 或介於 10~20 ppm 的軟水中，撒石灰則會增加水體中無機磷的利用率，因而增加整個水域的基礎生產力，亦會增加養殖池整個生產量。

e、水域溫度：

水域的溫度會影響底泥對無機磷的吸收及釋放作用，水溫低時可溶性磷的含量亦少(Krom *et al.*, 1985; Conley *et al.*, 1988)，在此時底泥中可溶性磷幾乎無釋放作用進行，或是呈現一種負向流動(Negative fluxes)的現象(Holdren and Armstrong, 1980)，另外在水域溫度低時也會影響到微生

物作用的速度，所以靠微生物行水解作用的有機磷，在此時的作用速度就會減緩(Rodel *et al.*, 1977)。

C、硫的動態

硫酸鹽在缺氧的底泥中會受硫酸還原菌(Sulfate-reducing bacteria)還原成為亞硫化物(Sulfide)，這些硫化物若與亞鐵離子作用即沈澱於底部；若溶於間隙水即會擴散到有氧層，經由氧化作用返回硫酸鹽。硫酸鹽經自營性細菌的同化作用而成為含硫胺基酸的硫。這些胺基酸經由異營微生物的分解之後，其硫基、硫氫基若沈降至缺氧的底泥，則成為上述的硫化物。經由紫色、綠色含硫細菌，硫化物可被氧化成元素硫，如硫磺，然後再被氧化成為硫酸鹽。由此可見微生物在各型式的硫之間扮演重要的轉換角色(Jørgensen, 1977; Jørgensen and Kasten, 2006)。

(7)底泥中有機物與微生物之間的動態

底泥大量累積有機物後，其中的細菌就大量繁生，他們可概略分成四類(Ram *et al.*, 1981a; 1981b)：

- A、自營好氧菌，氨、亞硝酸的氧化菌屬之，這些微生物需要氧氣的供應。
- B、兼性異營菌，這些細菌以有機物為能量來源。
- C、厭氧呼吸的細菌，鐵還原菌、硫還原菌、脫氮細菌屬之，這類細菌所適合的環境為還原態的環境。
- D、厭氧細菌，在無氧下，藉由醱酵生存，如醱酵微生物。

由於底泥累積的有機物可為細菌的食物，所以在底泥與水域介面處的異營性細菌總數，為水域中的 10~50 倍 (Rimon and Shilo, 1982)，底泥間隙水的化學營養鹽濃度為池水的 102~103 倍 (Schroeder, 1978)。底泥在厭氧環境下，間隙水的 pH 值會明顯下降，其原因可有二 (Ben-Yaakov, 1973)：

A、有機物分解產生高濃度的弱酸，如碳酸及次磷酸。

B、電荷從 nonprotolytic species 轉移到 protolytic ions，如 SO_4^{2-} 轉呈 HS^- 。

一般魚池連續養殖 50~70 天之後，由於有機物的累積，超過其被分解及自淨的能力，因而消耗大量氧氣，底泥由有氧狀態趨向兼性厭氧，最後成為厭氧狀態。無機物被微生物當作電子接受者的還原過程，依序為氧、硝酸、錳、鐵、硫酸鹽、二氧化碳。厭氧底泥的顏色也漸趨向黑色，並釋放氨、硫化氫，而使得水質惡化，造成巨型底棲生物 (Macrozoobenthos) 的死亡 (Zur, 1981)，Eh 降至小於 -200 mV，養殖生物的生長、活存顯著受到抑制，這些現象都是惡化底泥的統合結果。

(三)底泥改善方法及操作

維護底泥的原則有：(1)減少底泥的有機負載並加速其分解。(2)加快底泥的氧化使底泥的氧化層加厚來隔絕還原毒性物質的向上滲透，以及(3)促進底泥的緩衝能力來改善底泥的穩定度。把握這些原則在養殖生產期間及休耕準備期間的兩階段

操作分述如下：

1、養殖生產期間池底的維護

養殖生產期間底泥若惡化，無法像換水改善水質一般來換底泥，因此底泥的維護就只能盡力減緩其惡化，使在收穫前不致於傷害養殖動物。

(1)做好水質管理

池底最好的維護方法之一就是做好水質管理，主要包括飼料及餵食管理、水色(浮游植物)管理、換水的操控、以及增氧操作。做好這些管理就可大大的減少水中有機顆粒的產生，因而減少沈澱的累積。水體充分氧化後，不但可加速有機顆粒的分解及溶解，也不會有還原態毒性物質的產生。底泥表層也因覆水含有較高的溶氧而使氧化層加厚，阻絕了較深的底泥的還原態毒性物質向上滲透。這些作用使得池底環境保持安全。

(2)工程方法：中央排汙及虹吸排放

中央排汙為減少池底沈澱物累積的一種方法。此法須要先做好工程設施，即在池塘的中心點挖中央集汙坑 (Central Pit)，讓池底汙泥經由順時鐘或逆時鐘排列的水車造成的環池渦流推送而集中於此，然後藉由暗管以重力或幫浦動力，或由架於上方的連通管以虹吸排水的方式或幫浦動力將汙泥排至汙水處理池。在汙水處理池中汙泥的處理方式大致比照工業處理步驟，即沈澱、厭氧脫氮、汙泥排除等一、二級處理以及魚貝類混養池及濕地生態池等

三級處理將汙水淨化循環再利用。此作法已在泰國白蝦養殖被應用得很成功。

(3)化學方法：撒播石灰、沸石粉、氧化鐵、高度氧化物等

A、石灰、沸石粉--參考前面水質處理

B、含鐵之礦土

a、成分：氧化鐵(Fe_xO_y) -- Fe_2O_3 , FeO 等

b、主要功能：(a)可壓制硫化氫(H_2S)氣體(毒性為氨、亞硝酸的百倍的產生。因而大大降低 H_2S 對甲殼類的殼及鰓的侵蝕。(b)可中等程度的提升底泥氧化還原電位(Eh)。(c)可增加一些微藻的生產力。

C、過硫酸氫鉀複合鹽

a、成分：高度氧化物，單過硫酸氫鉀(無機過氧化物)，與硫酸氫鉀、硫酸鉀結合成的三合鹽，因此稱之為單過硫酸氫鉀複合鹽(PMPS, KMPS, Oxone)，分子式為 $2KHSO_5 \cdot KHSO_4 \cdot K_2SO_4$ ，分子量為 614.7。

b、主要功能：(a)氧化能力強：氧化還原電位高(1820 mV)，超過了氯化物(氯氣 1360 mV，二氧化氯 1500mV)、高錳酸鉀(1720 mV)、過氧化氫(1780 mV)等，能夠把水溶液中的氯離子氧化成氯氣，可以把醇類、醛類等有機物氧化成有機酸，把亞硝酸氧化成硝酸。(b)殺滅微生物，對微生物的細胞膜壁進行氧化作用。

(4)生化方法--添加益生菌或植物萃取物--參考前面水質處理

養殖池底的環境正好是適於光合菌生存的條件，一是具有厭氧條件，二是光線通過上面覆蓋的水層光線衰減，使光合菌可以吸收到適宜生長的 450~550 nm 波長的光。光合菌利用池底的養殖物代謝物、殘餌以及有毒有害的硫化氫、酸性物質作為基質大量繁殖，提高水體中 DO 含量，調節 pH，並使氨氮、亞硝酸氮、硫化氫等有害物質含量降低，池底淤泥蓄積量減少，有益於藻類和浮游生物數量的增加，使水體得以淨化(魏等, 1988)。施用光合菌，能有效避免固態有機物和有害物質的積累，起到淨化水質的作用，其他多數改善水質的益生菌則需要有充足的氧氣供應才有作用(陳瑤湖, 1989; Chien *et al.*, 1999)。

2、休耕時的整池—池底的處理

休耕是唯一能對底泥做除舊(惡)布新的時段；期望能徹底排除池底在上一期作所累積的毒性物質，同時預做處理及準備，恢復池底體質。傳統曬池是養殖池底泥處理的方法，至今也是主要的方法，以下為依序的作業步驟。

(1)曬池前

收穫後排水是最好的時機，可將池底的汙泥隨水流排出到池外。泰國養蝦業者先降下水位，然後用船或筏拉底拖鐵鏈(Bottom rag chain)，將整個池子的底泥攪成混泥水後流出池外，可達成快

速大量排汙的效果。不過這些汙泥水的後續處理，使之符合環保規定則成了另一必要工作。

當排水至底泥曝露時，水尚未徹底排乾，因為池底並不完全平坦，仍有多處低窪處積水。此時在池底挖出排水管道網路，可將滲水集入管道，導引至排水口排出。

當池底乾至能承載重機具時即可將推土機駛入池中開始池底推平作業。作業中也刮出表層土至池堤基部，然後將這些土去修補或加強池堤。接著讓池底曝曬，或同時翻耕，加速土壤乾燥並增加土壤暴露面積。

(2)曬池

曬池時間長短受氣候影響，一般將池底曬至乾裂或土塊可敲碎為止。曬池的優點及缺點如下：

A、優點：

- a、曬死害魚、寄生蟲及水生昆蟲。
- b、因為土壤與空氣接觸，在有氧狀況下，土中有機質分解及礦質化速率較快，同時可抒解泥土的氧債。

B、缺點：

- a、曬池時間越長，魚池用作生產時間越短。
- b、池底曬到乾裂後土中有機質的進一步分解停止；另外，池再灌水時若太快則可能自池底或池堤未封塞的裂縫漏水。
- c、灌水後培養水色易遲滯，因為有些礦物或營養在氧化後較不易溶解

或釋出離子。

d、潛在性酸性土在強氧化後再覆水，可能釋出酸水。

e、曬池對微生物及病原菌影響不大，因為有研究顯示未經曬池而繼續放苗進行下一期作，其池中微生物相及量以及病原菌的量和經曬池而重新進行期作者並不顯著的多。

(3)曬池後

翻耕併在曬池或在曬池之後，省略翻耕，直接撒石灰在已曬過的池底、將石灰翻耕入土中、或翻耕後將石灰撒在表面，以及將新土和石灰一起翻耕、或最後才覆上新土等等不同處理的效果的比較，至今並無完整且有系統的研究及推論，謹提供想法及資訊供參考。

A、翻耕

翻耕是將深層土壤翻至表層、將土壤鬆開增加空隙，藉此使土壤顆粒有較大的表面積去氧化，且有助於有機質的分解。越深的土壤越呈還原態，因此翻土越深越好。土壤顆粒越小，其間空隙越大，氧化越完全，因此翻土越細越好。有機質分解需要水，一方面水可提供氫離子，二方面水分有利於微生物繁生。因此翻耕應在土壤仍潮濕時進行；土壤一旦乾硬，微生物幾無活力，分解活動停止。

B、撒石灰

- a、石灰或類似鹼性物質的用量的估計：撒石灰或其他類似的鹼性礦

物的主要目的，是以這些物質的鹼性中和底泥偏離的酸性。農業種作的標準作業程式必採土樣進行泥土的酸鹼分析，然後計算撒播鹼性物質的用量。目前水產養殖業鮮少依照此標準作業程式進行，以致用量不足或超過。另外，海水本身偏鹼，pH 約 7.8，且有很強的緩衝能力，因此鹹水及半鹹水養殖池底泥酸化的強度不若淡水池的底泥。

- b、以石灰處理底泥對於後續覆水的酸鹼值的影響程度，不若以石灰處理池水的影響程度強烈，因為前者的影響係間接且延時而後者係直接且是當時。因此，即使用量過度，衝擊程度相對的低。另外，底泥撒播石灰可提升其 Eh。
- c、延長石灰處理的效果，建議撒播並翻耕較大顆粒的石灰或類似的鹼性物質。這作法猶如農業種作施基肥的理念，可以延長改善底泥的效果。

C、鋪加新土

養殖池的底泥隨著養殖時間的加長以及有機物的累積而使得 Eh 及 pH 降低，形成礦物溶解度增加及離子釋出的有利環境。這負向迴饋的動態會使得底泥越加消耗了其陽離子而使其 Eh 更加降低。釋出的金屬離子會隨著同化過程進入食物塔而聚集於頂端的養殖物。當養殖期間換水以及養殖物被收穫，這些

金屬離子，很多是微量營養元素，也隨之被移出養殖池的生態系統。這使得底泥氧化元素與還原元素的少樣化，因而降低了底泥 Eh 的緩衝能力。因此，經過幾作的養殖，尤其又是一直養殖同種類，強力建議在池底整理完畢之後鋪放客沙土，不但可增加底泥化學的穩定性，而且對整個養殖池生態的穩定也有幫助。

3、休耕時另類的池底處理

從以上曬池的五項缺點中可得知曬池至池底乾裂不見得是底泥唯一且最佳的處理方式，確實有值得商榷及改進的空間。

藉休耕時來處理底泥係因為池中已無養殖生物，任何操作都可進行。底泥處理最重要的目的不外乎盡量排除養殖期間尚未轉化成為水溶性或游離態的有機物質，即泛稱之為汙泥(Ooze)，是高度厭氧、含水量高、比重與水接近的細微有機顆粒的集合體。

這些汙泥若繼續留在池中到下一季的養殖，則成為潛在性汙染物的一大來源，因為這些汙泥耗氧能力強，一旦陷入厭氧環境，很容易被還原成毒性物質，如氨，硫化氫被轉化為毒物的一大來源，並危及養殖生產。

傳統的曬池，當池底排水乾燥到推土機能進入操作，所進行的第一步驟將池底表面凸出的汙泥堆用推土機的推片推去填補池底局部的凹陷積水部分，同時將多出來的汙泥鋪在受沖蝕的池堤，將之加厚

及強化並曬到汙泥顏色由灰黑轉黃。此舉並未將有潛在毒性的汙泥排除至池外，是積於以下考量：汙泥無處可倒、運走成本、以及汙泥顏色轉黃即已完全氧化無安全顧慮。曝曬汙泥實際所發生的是汙泥表面的微生物，不分好壞，可被陽光紫外線殺死，但照不到光下層的微生物則只會因失去水分而停止其水解分解有機質的活動而休眠。底泥曝露與空氣接觸的氧化作用可提升其 Eh，但並未分解有機物及降低其含量。汙泥曬到很乾，不釋放臭味，並非曬跑了毒物，只代表化學作用的停滯。鋪在池堤表面的汙泥，終究還是會被雨水或池邊浪花沖回池底。底泥有機負載惡化所產生的問題，並未消失，只是延後發生。

曬池，繼之以翻耕池底是中國水產養殖在休耕(期作之間)時傳統的維護魚塘的操作。這蕭規曹隨的作為未曾被深入探討過其科學理論的根據及效率。筆者可確知過去與現代的操作一差異是過去農漁牧綜合經營是頗完整的循環農業，養魚期作之間魚塘底泥是被人工挖掘出來，覆蓋在魚塘岸邊周圍的菜圃作為施肥之用。現代機械化操作，僅考慮底泥在池塘工程方面的處理罷了。

筆者的碩、博士論文研究皆與稻作有密切關聯，於是修習了兩門相關的課程：稻米生產以及覆水底泥的微生物學與化學。在學習過程中卻聯想到種水稻所避諱的操作會導致的氮肥流失(nitrogen loss)反而是水產養殖所歡迎的操作可排除累積的氮化物及潛在氨毒性的威脅。水稻田中

的土壤和魚池的底土皆為覆水土壤，皆有共同的氮化物的轉換途徑：氨在覆水土氧化的表層仍會行硝化作用而轉變為硝酸，硝酸再向下擴散至還原的深層而行脫氮作用產生氮氣和氧化氮而逸入大氣中，所以可知在氧化層行硝化作用而在還原層行脫氮作用，因此可用連續式的硝化-脫氮作用來去除過多的無機氮(Morse and Cook, 1978)或農業上的含氮廢水(Patrick and Tusneem, 1972)；一般氨肥施放至稻田後經由硝化-脫氮作用後會消失約 20~30%的可利用性氮。Reddy *et al.* (1980)以追蹤法研究氮在覆水土壤中的轉換時發現氨肥經由硝化-脫氮作用後有 24%的可利用性氮消失了，而如果在稻田中以連續式排水、進水三次後土壤中的氮消失約 15~20% (Patrick and Wyatt, 1964; Diab and Shilo, 1986)，其作用機制是稻田在排水時土壤曝露於空氣中，此時有機氮經礦化作用成為氨，再經硝化作用成為硝酸，後因硝酸在氧化層中很穩定，所以殘留在土壤中。當注水後，土壤層除了表面薄薄的一層外都變成厭氧(還原)狀態，此時硝酸會擴散至還原層行脫氮作用，成為氮氣和氧化氮而逸入大氣中，如此重複二至三次則可減少相當量的氮化合物。由於微生物行分解作用時須消耗碳，以之為能源，所以在翻耕時可混入高碳氮比(C:N)的植物性材料，如粉碎的稻桿或稻殼，來增加微生物的族群量，加速礦化作用、硝化作用、脫氮作用。進水後亦可撒石灰，使底泥的

pH 升高，有利於氨的揮發作用直接排至大氣中。

四、結論

水產養殖環境的惡化主要來自於飼料未被吸收成養殖物所造成的優營養化及汙染。水質管理若能使有機負載極小化並使環境的氧化極大化，則能擴大養殖環境的安全空間。養殖池底泥因覆水供給溶氧低於底泥的耗氧而發展出一薄薄的氧化(有 O_2)層及下方還原(缺 O_2)區。當底泥上方的水的溶氧降低且底泥累積了有機質的時候，氧化層越來越薄。當底泥惡化，氧化還原電位及酸鹼值降低，有機質被還原成毒性物質，且濃度增高。當氧化層變得太薄甚至消失時則無法掩蓋還原區毒性物質(H_2S 、 NH_3 、 NO_2^-)的向上滲透，此時池塘底水也惡化而直接傷及養殖生物。惡化底泥無法在養殖生產期間更換掉，因此在此期間做好水質管理，尤其減緩優營養化，就是紓緩底泥惡化的最佳策略。底泥管理及操作的原則性作法是減少有機負荷並強化分解，加強氧化，加厚氧化層(保護層)，促進底泥緩衝能力，改善穩定度。養殖過程中飼料的殘餌、養殖生物的代謝與排泄物本身對水體就是緩慢而持續的汙染，除非清塘重新作水或全面換注新水，否則底質的汙染與還原層的累積在養殖過程幾乎是不可逆的，而透過人為的操控可以延緩水質與底質的老化程度，但也需要相應的配套設施輔助。從水車促進水體氧化並打破水體密度分層，到運用鼓

風機埋管延緩底質的老化，甚至以池塘清汙機配合中央排汙系統移除汙泥，處處皆彰顯養殖環境管理與設施的密不可分。

隨著養殖場所的不同、養殖模式的改變，養殖設施的種類也不斷更新，自沿岸的魚塭養殖到陸上高位池的建置，進而到工廠化的陸地循環水系統，以及正在推動的大數據、人工智慧、物聯網運用，再搭配太陽能、風力發電等綠源共生，養殖環境經由人造設施的調控管理，不僅可使環境汙染減少，更應以達成產業的永續經營為目標。

五、參考文獻

- 陳弘成 (1989) 蝦池水色與作水的方法。國立臺灣大學漁業生物試驗所。
- 陳秋錦、陳瑤湖 (1989) 魚池底質與水族環境的關係。科學農業 37(3-4)：81-86。
- 陳瑤湖 (1988) 養殖池底質的管理。國立臺灣海洋學院推廣專輯(三)：47-55。
- 陳瑤湖 (1989) 宜蘭地區草蝦、斑節蝦、紅尾蝦池底質化學之研究。養殖環境及魚類異味改善研討會論文集：257-275。
- 陳瑤湖、雷惠民 (1991) 蝦池底質化學動態之研究。蝦池環境研究與改善研討會論文集：77-84。
- 陳瑤湖、周昱翰、王映文(1990) 添加益生菌及/或混養黑鯛(*Acanthopagrus schlegelii*)之草蝦生產。漁業署養殖特刊第二號-水產養殖論文集(二)：1-12。
- 陳瑤湖、雷惠民、梁榮元、陳秋錦 (1987) 鹹水魚塭酸性土壤的鑑定問題及解決方法。中國水產月刊 420：20-27。
- 廖先鴻、陳瑤湖 (1990a) 養殖池中氮化合物的轉

- 換機制。中國水產月刊 450：19-29。
- 廖先鴻、陳瑤湖 (1990b) 覆水土壤中氮化合物之轉換及消失。科學農業 38(5-6)：142-147。
- 廖先鴻、陳瑤湖 (1990c) 覆水土壤中磷的動態及其探討。中國水產月刊 453：7-15。
- 劉文御 (2001) 水產養殖環境學。行政院農業委員會水產試驗所專著 001 號，350 頁。
- 魏志榮、陳瑤湖、陳秋錦 (1988) 簡介光合細菌及其在水產養殖上之應用。中國水產月刊 432：13-20。
- Ahmad, T., C.E. Boyd (1988) Design and performance of paddle wheel aerators. *Aquacultural Engineering* 8: 39-62.
- Anderson, S. (1985) *Invitation to Biology*. Worth Publishers, Inc. Fourth Edition. 670 pp.
- Avnimelech, Y., G. Zohar (1986) The effect of local anaerobic conditions on growth retardation in aquaculture systems. *Aquaculture* 58: 167-174.
- Avnimelech, Y., G. Ritvo, M. Kochva (2004) Evaluating the active redox and organic fractions in pond bottom soils: EOM, easily oxidized material. *Aquaculture* 233: 283-292.
- Balcazar, J.L., I. de Blas, I. Ruiz-Zarzuela, D. Cunningham, D. Vendrell, J.L. Muzquiz (2006) The role of probiotics in aquaculture. *Veterinary Microbiology* 114: 173-186.
- Ben-Yaakov, S. (1973) pH buffering of pore water of recent anoxic marine sediments. *Limnology and Oceanography* 18: 86-94.
- Borowitzka, M.A. (1997) Microalgae for aquaculture: Opportunities and constraints. *Journal of Applied Phycology* 9: 393-401.
- Boyd, C.E. (1997) Practical aspects of chemistry in pond aquaculture. *The Progressive Fish-Culturist* 59: 85-93.
- Boyd, C.E. (2018) Aquaculture pond fertilization. *CAB Reviews* 13: 1-12. doi: 10.1079/PAVSNNR201813002.
- Boyd, C.E., C.S. Tucker (1998) *Pond Aquaculture Water Quality Management*. Kluwer Academic Publishers, Boston, Massachusetts, 700 pp.
- Boyd, C.E., C.W. Wood, T. Thunjai (2002) *Aquaculture Pond Bottom Soil Quality Management*. USAID and PD/A CRSP publication. 45 pp.
- Burford, M.A., D.C. Pearson (1998) Effect of different nitrogen sources on phytoplankton composition in aquaculture ponds. *Aquatic Microbial Ecology* 15: 277-284.
- Buruiana, C., A.G. Profir, C. Vizireanu (2014) Effect of probiotic *Bacillus* species in aquaculture – An overview. *The Annals of the University Dunarea de Jos of Galati Fascicle VI – Food Technology* 38: 9-17.
- Carignan, R., R.J. Flett (1981) Postdepositional mobility of phosphorus in lake sediments. *Limnology and Oceanography* 26: 361-366.
- Charmantier, G. (1998) Ontogeny of osmoregulation in crustaceans: a review. *Invert. Reproductive Development* 33: 177-190.
- Chien, Y.H. (1992) Water quality requirements and management for marine shrimp culture. In: *Proceedings of the Special Session on Shrimp Farming*, edited by Wyban, Journal of World Aquaculture Society, Baton Rouge, LA., USA. 144-156.
- Chien, Y.H., I.C. Liao (1995) Integrated approach to prawn growout system design. In: *Swimming Through Troubled Water. Proc. Special Session on Shrimp Farming*, edited by Browdy C., S. Hopkins, World Aquaculture Society, Baton Rouge, L.A., USA. 167-182.

- Chien, Y.H., I.C. Liao (2001) Pond management research in Taiwan. In: Aquaculture and Fisheries Resources Management: Proceedings of the Joint Taiwan-Australia Aquaculture and Fisheries Resources and Management Forum (TFRI Conference Proceedings 4), edited by Liao, I.C., J. Baker, Taiwan Fisheries Research Institute, Keelung, Taiwan. 135-144, 288 pp.
- Chien, Y.H., W.M. Ray (1990) The effects of stocking density and presence of sediment on the survival and growth of tiger prawn *Penaeus monodon* fry. In: The Second Asian Fisheries Forum, edited by Hirano R., I. Hanyu, Asian Fisheries Society, Manila, Philippines. 109-112.
- Chien, Y.H., T.Z. Wei, Y.H. Chou (1999) The effects of photosynthetic bacteria *Rhodobacter capsulatus* on chemistry of shrimp pond bottom water under various temperature, salinity, and light intensity regime. COA Fisheries Series No.64, Report on Aquaculture Research (I). p.1-10.
- Conley, D.J., M.A. Quigley, C.L. Schelske (1988) Silica and Phosphorus flux from sediment: importance of internal recycling in Lake Michigan. Canadian Journal of Fishery and Aquatic Science 45: 1030-1035.
- Custodio, M., S. Villasante, R. Calado, A.I. Lillebo (2020) Valuation of ecosystem services to promote sustainable aquaculture practices. Reviews in Aquaculture 12: 392-405.
- Davis, D.A. (2022) Feed and Feeding Practices in Aquaculture. Woodhead Publishing, Cambridge, MA., USA.
- De Silva, S.S. (2012) Aquaculture: a newly emergent food production sector—and perspectives of its impacts on biodiversity and conservation. Biodiversity and Conservation 21: 3187-3220.
- DeLaune, R.D., C.N. Reddy, W.H. Patrick Jr. (1981) Effect of pH and redox potential on concentration of dissolved nutrients in an estuarine sediment. Journal of Environmental Quality 10: 276-279.
- Delistraty, D.A., J.M. Carlberg, J.C. Van Olst, R.F. Ford (1977) Ammonia toxicity in cultured larvae of the American lobster (*Homarus americanus*). Journal of World Mariculture Society 8: 647-672.
- Diab, S., M. Shilo (1986) Transformation of nitrogen in sediments of fish ponds in Israel. Bamidgheh 38:67-88.
- Diana, J.S. (2009) Aquaculture production and biodiversity conservation. BioScience 59: 27-38.
- FAO. (2018) The State of World Fisheries and Aquaculture 2018: Meeting the Sustainable Development Goals. United Nations Food and Agriculture Organization.
- Ghasemi, Z., I. Sourinejad, H. Kaxemian, S. Rohani (2018) Application of zeolites in aquaculture industry: a review. Reviews in Aquaculture 10: 75-95.
- Granada, L., N. Sousa, S. Lopes, M.F.L. Lemos (2016) Is integrated multi-trophic aquaculture the solution to the sectors' major challenges? – a review. Reviews in Aquaculture 8: 283-300.
- Hai, N.V. (2015) The use of probiotics in aquaculture. Journal of Applied Microbiology 119: 917-935.
- Holdren Jr., G.C., D.E. Armstrong (1980) Factors affecting phosphorus release from intact lake sediment cores. Environmental Science and Technology 14:79-87
- Hopkins, J.S., R.D.II. Hamilton, P.A. Sandifer, C.L.

- Browdy, A.D. Stokes (1993) Effect of water exchange rate on production, water quality, effluent characteristics and nitrogen budgets of intensive shrimp ponds. *Journal of the World Aquaculture Society* 24: 304-320.
- Jacobson, M.E., J.E. Mackin, D.G. Capone (1987) Ammonium production in sediments inhibited with molybdate: Implication for the sources of ammonium in anoxic marine sediments. *Applied and Environmental Microbiology* 53: 2435-2439.
- James, G., B.C. Das, S. Jose, R.V.J. Kumar (2021) *Bacillus* as an aquaculture friendly microbe. *Aquaculture International* 29: 323-353.
- Jamu, D.M., Z. Lu, R.H. Piedrahita (1999) Relationship between Secchi disk visibility and chlorophyll a in aquaculture ponds. *Aquaculture* 170: 205-214.
- Jørgensen, B.B. (1977) The sulfur cycle of a coastal marine sediment (Limfjorden, Demark). *Limnology and Oceanography* 22: 814-832.
- Jørgensen, B.B., S. Kasten (2006) Sulfur cycling and methane oxidation. In *Marine geochemistry*. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg. p. 271-309.
- Khalid, R.A., W.H.Jr. Patrick, R.D. DeLaune (1977) Phosphorus sorption characteristics of flooded soils. *American Journal of Soil Science Society* 41: 305-310.
- Krom, M.D., C. Proter, H. Gordin (1985) Description of the water quality conditions in a semi-intensively cultured marine fish pond in Eilat. *Israel Aquaculture* 49: 141-157.
- Kuhn, D.D., D.D. Drahos, L. Marsh, G.J. Flick Jr. (2010) Evaluation of nitrifying bacteria product to improve nitrification efficacy in recirculating aquaculture. *Aquacultural Engineering* 4: 78-82.
- Lin, Y.S., W. Chiang, Y.P. Li, C.Y. Jaw (1971) Phosphorus dynamics in Chupei fish ponds. *JCRR Fisheries Series No.11*, p. 36-59.
- Mann, K.H., (2009) *Ecology of Coastal Waters: With Implications for Management*. John Wiley & Sons, Hoboken, NJ.
- Meyer, J.L. (1979) The role of sediments and bryophytes in phosphorus dynamics in a headwater stream ecosystem. *Limnology and Oceanography* 24:365-375.
- Mizuta, D.D., H.E. Froehlich, J.R. Wilson (2023) The changing role and definitions of aquaculture for environmental purposes. *Review in Aquaculture* 15: 130-141.
- Moriarty, D.J.W. (1997) The role of microorganisms in aquaculture ponds. *Aquaculture* 151: 333-349.
- Morse, J.W., N. Cook (1978) The distribution and form of phosphorus in North Atlantic Ocean deep-sea and continental slope sediments. *Limnology and Oceanography* 23: 825-830.
- Patrick Jr, W.H. (1964) Extractable iron and phosphorus in a submerged soil at controlled redox potentials. 8th International Congress of Soil Science Bucharest, Romania. p.605-609.
- Patrick Jr, W.H., R.D. DeLaune (1977) Chemical and biological redox systems affecting nutrient availability in the coastal wetlands. *Geoscience and Man* 18: 131-137.
- Patrick Jr, W.H., R.A. Khalid (1974) Phosphorus release and sorption by soils and sediments: Effect of aerobic and anaerobic conditions. *Science* 186: 53-55.
- Patrick Jr, W.H., M. E. Tusneem (1972) Nitrogen Loss from Flooded Soil. *Ecology* 53: 735-737.

- Patrick Jr, W.H., R. Wyatt (1964) Soil nitrogen loss as a result of alternate submergence and drying. *Soil Science Society of America Journal* 28: 647-653.
- Patrick Jr, W.H., R.D. DeLaune, R.M. Engler, S. Gotoh (1976) Nitrate removal from water at the water-mud interface in wetlands. U.S. Environmental Protection Agency Project Report EPA-600/3-76-042.
- Ponnamperuma, F.N. (1972) The chemistry of submerged soils. *Advanced Agronomy* 24: 29-88.
- Qi, Z., X. Zhang, N. Boon, P. Bossier (2009) Probiotics in aquaculture of China – Current state, problems and prospect. *Aquaculture* 290: 15-21.
- Ram, N.M., S. Ulitzur, Y. Avnimelech (1981a) Microbial and chemical changes occurring at the mud-water interface in experimental fish aquarium. *Bamidgeh* 33, 71-87.
- Ram, N.M., O. Zur, Y. Avnimelech (1981b) Microbial changes occurring at the sediment-water interface in an intensively stocked and fed fish pond. *Aquaculture* 27:63-72.
- Rand, G.M. (ed.) (2003) *Fundamentals of Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment*. Taylor & Francis. London and New York.
- Reddy, K.R., W.H. Patrick Jr, R.E. Phillips (1980) Evaluation of selected processes controlling nitrogen loss in a flooded soil. *Soil Science Society of American Journal* 44: 1241-1246.
- Reddy, K.R., W.H. Patrick Jr, F.E. Broadbent (1984) Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments. *CRC Critical Reviews in Environmental Control* 13: 273-309.
- Rimon, A., M. Shilo (1982) Factors which affect the intensification of fish breeding in Israel. I. Physical, chemical and biological characteristics of the intensive fish ponds in Israel. *Bamidgeh* 34: 87-100.
- Ringø, E., H. Van Doan, S.H. Lee, M. Soltani, S.H. Hoseinifar, R. Harikrishnan, S.K. Song (2020) Probiotics, lactic acid bacteria and bacilli: interesting supplementation for aquaculture. *Journal of Applied Microbiology* 129: 116-136.
- Rodel, M.G., D.E. Armstrong, R.F. Harris (1977) Sorption and hydrolysis of added organic phosphorus compounds in lake sediments. *Limnology and Oceanography* 22: 415-422.
- Royer, E., R. Pastres (2022) Data assimilation as a key step towards the implementation of an efficient management of dissolved oxygen in land-based aquaculture. *Aquaculture International* 31: 1287-1301.
- Ruiz, P., J.M. Vidal, D. Sepulveda, C. Torres, G. Villouta, C. Carrasco, F. Aguilera, N. Ruiz-Tagle, H. Urrutia (2020) Overview and future perspectives of nitrifying bacteria on biofilters for recirculating aquaculture systems. *Reviews in Aquaculture* 12: 1478-1494.
- Santacruz-Reyes, R.A., Y.H. Chien (2010a) Ammonia reduction in seawater by *Yucca schidigera* extract: Efficacy analysis and empirical modeling. *Aquaculture Research* 41: 1221-1228.
- Santacruz-Reyes, R.A., Y.H. Chien (2010b) *Yucca schidigera* extract – A bioresource for the reduction of ammonia from mariculture. *Bioresource Technology* 101: 5652-5657.
- Santacruz-Reyes, R.A., Y.H. Chien (2012) The potential of *Yucca schidigera* extract to reduce

- the ammonia pollution from shrimp farming. *Bioresource Technology* 113: 311-314.
- Schroeder, G.L. (1978) Autotrophic and heterotrophic production of micro-organisms in intensively-manured fish ponds, and related fish yields. *Aquaculture* 14: 303-325.
- Shukla, S.S., J.K. Syers, J.D.H. Williams, D.E. Armstrong, R.F. Harris (1971) Sorption of inorganic phosphate by lake sediments. *Soil Science Society of America Proceedings* 35: 244-249.
- Smith, C.J., R.D. De Laune (1986) Fate of ammonium in a Gulf Coast estuarine sediment. *Journal of Environmental Quality* 15: 293-297.
- Staehr, P.A., S.T. Teste, W.M. Kemp, J.J. Cole, K. Sand-Jensen, S.V. Smith (2012) The metabolism of aquatic ecosystems: history, application, and future challenges. *Aquatic Sciences* 74: 15-29.
- Stum, W., J.J. Morgan (1970) *Aquatic Chemistry*. Wiley (interscience), New Work.
- Thingstad, T.F., E. Sakshaug (1990) Control of phytoplankton growth in nutrient recycling ecosystems. Theory and terminology. *Marine Ecology Progress Series* 63: 261-272.
- Torres Beristain, B. (2005) Organic matter decomposition in simulated aquaculture ponds. [internal PhD, WU, Wageningen University]. <https://edepot.wur.nl/121646>.
- Tovar, A., C. Moreno, M.P. Manuel-Vez, M. Garcia-Vargas (2000) Environmental impacts of intensive aquaculture in marine waters. *Water Research* 34: 334-342.
- Wang, L., Y. Shao, L. Chen, J. Liu, X. Shao, Q. Wu (2015) Effect of EM Techniques on Aquaculture Wastewater Purification. *Advanced Materials Research* 1092-1093: 838-843.
- Warfe, J.R., K. Friend, R.A. Dines (1985) An evaluation of selected sediment parameters as a rapid means of assessing the impact of organic waste discharges to tidal waters. *Environmental Pollution (Ser. B)* 10: 159-172.
- Zur, O. (1981) Primary production in intensive fish ponds and a complete organic carbon balance in the ponds. *Aquaculture* 23:197-210.

Ecological Management for Pond Aquaculture

Yew-Hu Chien

Department of Aquaculture, National Taiwan Ocean University

Abstract

The quality of environmental management in aquaculture is one of the keys to the success of aquaculture production. The more intensive the farming activities, the greater the impact on the ecosystem and the environment. The increase in organic load, insufficient oxygen supply, and the retardation of organic decomposition, transformation, and assimilation rate have caused various urgent and frequent occurrences such as the slowdown of nutrient turnover, the accumulation of reduced toxic substances, and the propagation of pathogens, which eventually jeopardize the growth and survival of farmed organisms. In view of the impact of the above aquaculture activities on the ecosystem, the author puts forward the principles of improvement and management countermeasures and practices from the aspects of water quality and sediment. The objectives of water quality management are: to provide excellent water quality, reduce the concentration of toxic substances, and reduce fluctuations in water quality. Practices include: implementing efficient feeding strategies, maintaining the culture system in a highly oxidized state, changing water to reduce toxic substances, stabilizing phytoplankton community to absorb toxic substances, converting toxic substances through the supplement of beneficial microorganisms, and adding chemicals and biochemicals to adjust water quality. In terms of sediment management, the important roles of sediment in the aquaculture ecosystem, as well as the characteristics of sediment and how it deteriorates, including the distribution and change process of reduction-oxidation potential (Eh) in sediment and various factors affecting sediment Eh are all elaborated. The principles of sediment management include: reducing organic load and enhancing decomposition, enhancing oxidation, thickening the oxidized (protective) layer, promoting the buffering capacity and stability of sediment, and establishing methods and operations to improve sediment, including maintenance of the pond sediment during production, water quality management, central sewage discharge, and measures to improve sediment, etc., as well as operations for the rejuvenation of whole pond during the rest period.

Keywords: Aquaculture Pond, Water Quality, Pond Sediment, Reduction-Oxidation Potential (Eh), Ecological Management.

Received 15 August 2023; revised 19 November 2023; accepted 23 November 2023; available online 11 December 2023

Corresponding Author's E-mail: yhchien@mail.ntou.edu.tw

DOI: [10.29474/FER.202312.0100](https://doi.org/10.29474/FER.202312.0100)