

國立臺灣大學生命科學院漁業科學研究所



碩士論文

Institute of Fisheries Science

College of Life Science

National Taiwan University

Master Thesis

利用棲地品質指數 (HQI) 評估中國長江日本鰻棲地  
品質的長期變遷

Assessing long-term changes of habitat quality of the  
Japanese eel (*Anguilla japonica*) in the Yangtze River,  
China by Habitat Quality Index (HQI)

武宣廷

Hsuan-Ting Wu

指導教授：韓玉山 博士

Advisor: Yu-San Han, Ph.D.

中華民國 112 年 08 月

August, 2023

國立臺灣大學碩士學位論文  
口試委員會審定書  
MASTER'S THESIS ACCEPTANCE CERTIFICATE  
NATIONAL TAIWAN UNIVERSITY

利用棲地品質指數 (HQI) 評估中國長江日本鰻棲地品質  
的長期變遷

Assessing long-term changes of habitat quality of the Japanese eel  
(*Anguilla japonica*) in the Yangtze River, China by Habitat Quality Index  
(HQI)

本論文係武宣廷 (R09B45024) 在國立臺灣大學漁業科學研究所完成  
之碩士學位論文，於民國 112 年 07 月 21 日承下列考試委員審查通過  
及口試及格，特此證明。

The undersigned, appointed by the Department / Institute of Fisheries Science  
on 21 (date) 07 (month) 2023 (year) have examined a Master's thesis entitled above presented by  
Hsuan-Ting Wu (R09B45024) candidate and hereby certify that it is worthy of acceptance.

口試委員 Oral examination committee:

韓玉山  
(指導教授 Advisor)

曾萬年  
(召集人 Convener)

曾晴賢

所長 Director: 韓玉山

## 謝辭



由衷感謝韓玉山老師，謝謝。

## 摘要

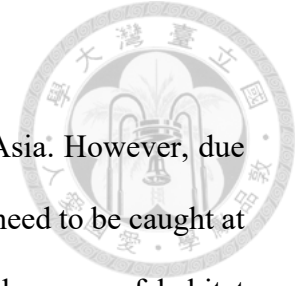


日本鰻為東亞地區的養殖魚種，具極高經濟價值，但因過高的種苗人工繁殖成本，至今仍需透過在河口進行人工捕撈鰻苗的方式獲得。因棲息地破壞、水質汙染、過度捕撈等因素，日本鰻資源量快速下降，對比於 1970 年代，現今已不及當時的 10%。日本鰻主要棲息於中國、日本、韓國、台灣，其中中國約佔總資源量的 60%，而 1980 年代中國經濟快速發展，除修築水泥化河道外，大量興建攔沙壩及水閘門等水利設施，嚴重破壞日本鰻棲息地。本研究聚焦在日本鰻於中國最大的日本鰻棲息地—長江流域，使用陳等人(2013)所發展的評估方法，即棲地品質指數 (HQI)，分析長期以來的棲息地變化。棲地品質指數使用衛星遙測技術中常態化差異水指標 (NDWI) 得出評估日本鰻棲地面積削減程度，再配合水質汙染程度及河道水泥化程度來計算，和傳統的棲地調查方法相比，可節省大量的時間及調查成本，且能作為長期監控日本鰻棲地品質之指標。

結果顯示，長江之日本鰻棲地品質指數自 1970 年代至 2020 年代下降了 92%，而有效棲地面積下降 86%。長江地區興建攔沙壩及水閘門對於棲地面積影響甚鉅，應儘快制定河川管理，考慮興建魚梯及日本鰻洄游時期水閘門適度開放等生態系統管理思維，修復日本鰻於長江流域之棲地環境。

關鍵字: 日本鰻、棲地品質指數、常態化差異水指標、衛星遙測技術、棲地破壞

## Abstract



The Japanese eel is a high-value aquaculture species in East Asia. However, due to the high cost of artificial propagation, seeds for aquaculture still need to be caught at the estuaries. The Japanese eel population has declined quickly because of habitat destruction, climate change, water pollution, and overfishing. Today, the population is less than 10% of what it was in the 1970s. The Japanese eel is mainly found in China, Japan, Korea, and Taiwan, with China accounting for 60% of the total resource. In the 1980s, China's rapid economic development led to the construction of numerous hydraulic structures, such as sand dams and water gates, which severely damaged the Japanese eel's habitat. This study focused on the largest habitat of Japanese eel in China, the Yangtze River basin, with assessing the long-term habitat change by the Habitat Quality Index (HQI) developed by Chen (2013). HQI was calculated from the degree of destruction of the Japanese eel's habitat assessed by the Normalized Difference Water Index (NDWI) in remote sensing technology, the degree of water pollution, and the degree of river cementation. Compared with traditional habitat survey methods, the method of HQI can save a lot of time and survey costs. In addition, it also can be used as an indicator for the long-term monitoring of the habitat quality of the Japanese eel.

The results showed that the HQI and effective habitat area of the Japanese eel in the Yangtze River had decreased by 92% and 86%, respectively, from the 1970s to the 2020s. The construction of sand dams and water gates in the Yangtze River region has significantly impacted the habitat area. Therefore, it is necessary to develop river management measures and consider ecological management strategies, such as the construction of fish ladders on sand dams and opening water gates during the Japanese eel's migration period, to restore the habitat environment of the Japanese eel in the

Yangtze River.

Key words: Japanese eel, Habitat Quality Index, Normalized Difference Water Index,  
satellite remote sensing, habitat destruction



## 目錄



謝辭	i
摘要	ii
Abstract	iii
一、 前言	1
1.1 鰻魚生活史	1
1.2 影響資源量之因素及行動	2
1.3 人類活動對鰻魚生態的影響	3
1.4 日本鰻主要棲息地變化之研究與評估	4
1.5 中國長江開發與影響	4
二、 材料與方法	6
2.1 研究區域	6
2.2 棲地品質指數	6
2.3 衛星資料取得與處理	6
2.4 有效棲地面積	6
2.5 河岸水泥化程度	7
2.6 污染化程度	8
三、 結果	9
3.1 有效棲地面積	9
3.2 經量化轉換的污染指數	9
3.3 河岸水泥化程度	10

3.4 棲地品質指數	10
四、 討論	11
4.1 有效棲息地面積	11
4.1.1 日本鰻有效棲息地面積判定	11
4.1.2 水利設施於太湖之影響	11
4.2 污染指數	12
4.2.1 中國政策與污染指數	12
4.2.2 污染指數研究資料之取得	12
4.3 水泥化程度	14
4.4 棲地品質指數	15
4.5 中國長江流域的日本鰻資源量現況與可行的保育措施	17
五、 結論	20
六、 圖	21
七、 表	48
八、 參考文獻	50





## 圖目錄



圖一、研究區域	21
圖二、波段合成後衛星圖資原圖檔	22
圖三、以波段調整後衛星圖檔	23
圖四、以水色差異判讀水體是否被水利設施區隔	24
圖五、以水色差異判讀水體是否被水利設施區隔	25
圖六、以特殊形態差異判讀水體是否有水利設施	26
圖七、以特殊形態差異判讀水體是否有水利設施	27
圖八、1975 年長江有效棲地面積	28
圖九、1990 年長江有效棲地面積	29
圖十、2005 年長江有效棲地面積	30
圖十一、2020 年長江有效棲地面積	31
圖十二、日本鰻於長江有效棲地面積長期變遷曲線圖	32
圖十三、日本鰻於長江棲地品質指數長期變遷曲線圖	33
圖十四、2005 年太湖衛星影像圖	34
圖十五、太湖 A 地點 1990 年衛星影像圖	35
圖十六、太湖 A 地點 2005 年衛星影像圖	36
圖十七、太湖 A 地點 GOOGLE 衛星影像圖	37
圖十八、太湖 B 地點 1990 年衛星影像圖	38

圖十九、太湖 B 地點 2005 年衛星影像圖	39
圖二十、太湖 B 地點 GOOGLE 衛星影像圖	40
圖二十一、太湖 C 地點 1990 年衛星影像圖	41
圖二十二、太湖 C 地點 2005 年衛星影像圖	42
圖二十三、太湖 C 地點 GOOGLE 衛星影像圖	43
圖二十四、太湖 D 地點 1990 年衛星影像圖	44
圖二十五、太湖 D 地點 2005 年衛星影像圖	45
圖二十六、太湖 D 地點 GOOGLE 衛星影像圖	46
圖二十七、1990 年至 2022 年東亞地區日本玻璃鰻苗捕撈量曲線圖	47



## 表目錄

表一、衛星圖資地點編號及來源日期	48
表二、1970 年代至 2020 年代汙染指數	49
表三、1990 年至 2022 年東亞地區日本玻璃鰻苗捕撈量	49






## 一、前言

### 1.1 鰻魚生活史

全世界鰻鱺屬共有 19 種鰻魚，皆為降海洄游型魚類 (Tsukamoto, 1992)，意味著在其一生中需跨居淡水及海水，這造就了其生活史的複雜性，而在許多科學家的研究下，終於揭開了它們神秘的面紗。以日本鰻為例，其繁殖場位於馬里亞納海脊的西側 (Tsukamoto, 1992 ; Chang *et al.*, 2015)，受精卵在歷經約 30-40 小時的發育後，孵化成細扁長條狀的仔魚，因形狀極似柳葉，故稱為「柳葉鰻」，而後將受洋流帶動，這群仔魚沿著北赤道洋流向菲律賓移動，隨後進入黑潮向北漂送，直到抵達東亞陸棚 (中國、韓國、日本、臺灣)，這個過程歷經約 4-6 個月 (Kimura *et al.*, 1994 ; Cheng and Tzeng, 1996 ; Kimura *et al.*, 1999)。在逐漸靠近陸地的過程中，柳葉鰻身上也發生了變化，原本流線型的魚體將塑身呈長條型，這將更有利於仔魚的游動，在變態完成後，仔魚的型態已與成體相似，且因魚體半透明，故又稱為「玻璃鰻」(Hatakeyama *et al.*, 2022)。

在河口適應一段時間後，玻璃鰻將進入較低鹽度，甚至是淡水區域成長，此階段因體側顏色帶有黑色色素，稱為「鰻線」。待色素累積一段時間後，體色由半透明逐漸轉化成為黃色體色的「黃鰻」，大部分進入的鰻魚在半淡鹹水及淡水區域生活約 5 至 8 年，直至身體狀態已滿足繁殖條件後，便會進行降海洄游，此種行為約發生在每年秋季，可以發現大量背側黝黑而腹側銀白的鰻魚，又稱為「銀鰻」，該型態表示該魚體已開始繁殖的準備，並準備好挑戰數千公里的歸鄉之旅。進入海洋後的鰻魚將向馬里亞納海溝移動，並在產卵場完成性腺發育、成熟，靜候新月之時完成交配 (Tsukamoto, 2003)，開始下一個新的循環。

## 1.2 影響資源量之因素及行動



鰻魚為重要經濟魚種，亞洲地區更以日本鰻為重，但因其人工繁殖技術尚未商業化，幼苗皆需仰賴野外採捕，在近幾年的幼苗資源量大量減少，相對於 1970 年代的資源量已剩 10% 不到（Dekker, 2004；Han *et al.*, 2012；Chen *et al.*, 2014），除了亞洲地區，歐美地區的歐洲鰻及美洲鰻也同樣遭受幼苗資源量快速減少的問題（Dekker, 2004）。為了擺脫這種困境，歐美地區率先做出對應方式，歐洲鰻已於 2007 年被瀕危野生動植物種國際貿易公約（CITES，或稱華盛頓公約）列入附錄二物種，於名單中的物種需嚴格管制其國際貿易門檻，避免物種資源量的惡化。2010 年，國際自然保護聯盟（IUCN）也順應此趨勢，將歐洲鰻列為紅皮書中極度瀕危物種，更在 2014 年將日本鰻及美洲鰻也列為瀕危物種。近幾年來，要將日本鰻和美洲鰻列入 CITES 之附錄二的議案也受到積極評估。當此急難之刻，鰻魚的資源量復甦與保育為第一要務，推測其資源量快速下降之原因，可能與過度捕撈、全球氣候變遷、人為活動影響之棲地破壞有關（Kimura *et al.*, 1994；Chen *et al.*, 2014），其中棲地減少直接影響繁殖群體之規模與品質，若要有效提升幼苗資源總量，更是不可忽略之因素。

### 1.3 人類活動對鰻魚生態的影響



鰻魚在成長階段時期，大多棲息於淡水及半淡鹹水的環境，如河川、湖泊、河口等，白天時喜躲藏於石堆或土穴之中，夜晚時則出來覓食。河口環境為淡水及海水交界處，營養鹽豐富且浮游生物眾多，可提供幼鰻許多生長所需的能量，且一部分幼鰻不再上溯，而是待在此區域直至成魚（Tsukamoto, 2001）。未經開發的河岸擁有許多天然的土穴及石堆，能夠提供鰻魚掩護及居住，有效降低鰻魚緊迫。在工業時代開始後，人類文明加速發展，為求便利及安全，大量建造水泥化堤岸，嚴重破壞鰻魚棲地，可能直接或間接影響其族群數量（Kimura *et al.*, 2012；Itakura *et al.*, 2015）。人口快速成長下，濕地區域被開發成居住地，或是用於農業耕種（Chen *et al.*, 2014）。在住宅化及農業化後排擠適宜鰻魚生存的棲地，其所排放的廢水更對環境造成巨大影響，如民生廢水中清潔劑含有磷酸鹽，以及農業廢水中肥料的外溢造成硝酸鹽和磷酸鹽濃度的增加，造成水質嚴重優養化（Wu *et al.*, 2010）。另外像是工業排放的有毒廢水和農業除蟲、除草劑的使用，皆對河川中的魚類有一定的致命性（Chen *et al.*, 2002；Wong *et al.*, 2007）。廢水中含有的性激素類似物更會對魚類造成長期的影響，如鰻魚受到此類物質誘導後，可能造成繁殖上的障礙或是後代品質的下降（Geeraerts and Belpaire, 2010）。

除了上述問題，水壩可能造成的鰻魚棲地減少也在近些年開始受到重視，這類設施可用於水量的調節，但可能影響下游河川或湖泊的水體穩定，間接造成棲息地的消失或改變。而此類水壩或攔沙壩如在建設時未設計魚梯，或是壩高與水面落差過大，將直接造成鰻魚無法上溯至中上游，被迫留在下游區段，一來喪失廣大的棲息面積（曾晴賢，2002），二來使下游族群密度升高，增加生存難度，更可能導致整個族群性別偏向雄性（Davey and Jellyman, 2005）。

#### 1.4 日本鰻主要棲息地變化之研究與評估

棲息地喪失是全球生物多樣性下降的最嚴重原因之一 (Mac Nally *et al.*, 2009), 也威脅到生態系統的健康和完整性 (Debeljak *et al.*, 2001; Fraser and Keddy, 2005)。因此, 棲息地監測、評估和保護對於維持野生動物種群的穩定和支援生物多樣性保護非常重要 (Cao and Fox, 2009; Hanson *et al.*, 2020; Pimm *et al.*, 2014)。中國為日本鰻苗主要產地國, 在亞洲四國 (中國、韓國、日本、臺灣) 中佔年總捕撈量約 60%, 其中長江周邊佔中國國內鰻苗捕撈量估計約佔 50% 以上, 為最重要的鰻苗產地。由鰻苗的到苗量可推測, 長江應含有最高的鰻魚資源量, 外加上其流域廣幅、溫度適宜、生態多元, 可孕育大量的鰻魚族群。然而, 自 1980 年代中國經濟快速發展, 興建大量水閘門及攔沙壩, 改變了長江各流段的生態, 但對鰻魚族群的影響尚未得知, 若能有效評估長江鰻魚棲地的益缺, 對鰻魚的族群復育將有利。

#### 1.5 中國長江開發與影響

在中國, 許多對鰻魚早期生命階段至關重要的河口和沿海濕地, 現在已被用來填海造陸或建立城市環境、農業經營或水產養殖 (Chen *et al.*, 2014)。許多淡水湖泊和河流 (例如太湖和長江) 因為農業、工業和未經處理的生活廢水的排放, 變得富養分而產生優養化 (Wu *et al.*, 2010)。水質惡化已成為中國主要的環境問題之一。例如, 長江下游和其河口已遭受嚴重污染 (Liu *et al.*, 2005; Müller *et al.*, 2008)。下游的有機化學物質污染與魚類中的毒性效應有關 (Chen *et al.*, 2002)。工業廢棄物的排放, 農業上肥料、農藥和除草劑的大量使用, 以及重金屬污染被認為使長江成為世界上最污染的河流之一 (Wong *et al.*, 2007)。農藥和其他有毒化學物質的排放和滲漏可以直接殺死鰻魚, 特別是玻璃鰻。此外, 由生物累積化學物質引起的污染可能對鰻魚的繁殖成功有顯著、長期的影響 (Geeraerts and Belpaire, 2010)。此外, 自 1990 年代以來, 長江中下游的河岸已經高度開發和城

市化，導致水污染水平上升（Ren *et al.*, 2003；Yan *et al.*, 2003；Shao *et al.*, 2006；Müller *et al.*, 2008）。流域內已建造了超過 45,000 座大壩，其中大多數建於 1950 年以後（Müller *et al.*, 2008）。143 座大壩的容量超過 0.1 km<sup>3</sup>，包括世界上最大、最具爭議性的三峽大壩（Wu *et al.*, 2004）。



長江流域幅員遼闊，若以過去傳統的棲地調查方法，需耗費大量的時間與成本，且難以頻繁的監控。在本研究中所採用的評估標誌，即棲地品質指數 (Habitat Quality Index, HQI)，是通過衛星遙感技術來評估日本鰻棲息地的損害程度，結合水質污染指標及河道水泥化程度，使得能夠建立快速的對應策略。

本實驗室在過去數次使用 HQI 於棲地品質評估，並致力於優化分析結果。Chen *et al.* (2014) 評估中韓日台四國日本鰻棲地改變情形，並與鰻魚長期資源量相互比較。在 1970 至 2010 年中，日本河川天然棲地面積減少 27%，HQI 減少 6%；韓國天然棲地面積減少 57%，HQI 減少 29%；臺灣天然棲地面積減少 53%，HQI 減少 50%；中國天然棲地面積減少 81%，HQI 減少 25%，而針對長江主流棲地面積減少 54%，HQI 減少 65%。對應鰻苗資源量於 1970 年代後減少了 90-95%，鰻苗資源量應受到棲地破壞之影響甚鉅。此外，針對台灣河川鰻魚棲地受到嚴重破壞，直至 2000 年代才有些微恢復，將三大河川宜蘭河、鳳山溪、高屏溪的鰻魚資源量，與監測評估後所產生的 HQI 值進行比較，在迴歸上可得到高度相關之結果（楊智超，2018）。

在本研究中，使用近五十年的衛星遙測並利用常態化差異水指標 (NDWI) 測量水體面積，並評估 1970 年代以來鰻魚於中國長江主流及其支流 HQI 的長期變化。





## 二、材料與方法

### 2.1 研究區域

長江為亞洲第一長河，其流域廣大且生態類型多樣，水生生物資源豐富，為鰻魚最大的單一流域棲息地。根據記載，鰻魚由出海口至上游棲息，行經上海市、江蘇省、安徽省、江西省、湖北省、湖南省，至洞庭湖，皆有捕捉過日本鰻紀錄。本篇研究範圍為長江湖南省洞庭湖至出海口及其主要支流（圖一）。

### 2.2 棲地品質指數

棲地品質指數（HQI）為陳等人於 2013 年所開發的評估指標，主要使用參數為有效棲地面積、經加權的汙染指數、河岸水泥化程度。

### 2.3 衛星資料取得與處理

衛星資料來自美國地質調查局 USGS 網站 (<http://glovis.usgs.gov>)，本研究使用長江 1970 年代至 2020 年代之大地衛星影像，1970 年代取自 MSS 掃描儀；1990 年代、2000 年代取自 TM 掃描儀；2020 年代取自 OLI 掃描儀。本研究以 15 年作為時間間距，分別探討 1975 年、1990 年、2005 年、2020 年四個時間軸進行分析，但衛星影像中常有雲層覆蓋，導致影像無法辨識，故影像擷取時，以四個時間軸為基準，若當年度因雲層覆蓋無法辨識，則擷取清晰並於時間軸前後三年為限。

### 2.4 有效棲地面積

衛星影像圖資的收集來自美國地質調查局網站 (<http://glovis.usgs.gov>) 公開的衛星影像圖資，擷取長江流域 1970 年代至 2020 年代衛星影像，使用 ArcMap10.7 地理資訊系統軟體，利用常態化差異水指標（Normalized Difference

Water Index, NDWI) 進行以 1975 年、1990 年、2005 年、2020 年四個時間軸的水體判讀及面積計算，在計算面積之前，將衛星影像原始資料進行波段合成(圖二)，接著調整波段讓陸地及水體區分明顯(圖三)，以利後續計算面積時遇有阻礙日本鰻上游棲息水利設施時進行手動刪減。

常態化差異水指標(NDWI)於 1996 年提出，與常態化差異植生指標(NDVI)相似 (Goward *et al.*, 1991)，使用遙感影像的特定波段進行差值處理，以凸顯影像中的水體信息。採用衛星遙測影像近紅外波段和綠色波段的雙波段光譜水指數。近紅外波段吸水率高，綠色波段反射強。因此，NDWI 利用了這一優勢，以下為 NDWI 的計算公式 (McFeeters, 1996)。

$$NDWI = \frac{\rho_{Green} - \rho_{NIR}}{\rho_{Green} + \rho_{NIR}}$$

其中， $\rho_{Green}$  和  $\rho_{NIR}$  分別為綠色和近紅外表面反射率波段，對應 Landsat MSS 的 B1 和 B3 波段；TM 圖像的 B2 和 B4 波段；OLI 圖像的 B3 和 B5 波段，NDWI 的閾值範圍為 [-1,1]，並根據所獲得的水面範圍提取研究區域圖像的 NDWI 範圍，接著使用已調整好的 NDWI 創造為 Polygon 圖層，觀測圖層攔沙壩、水閘門、水庫或水產養殖池等設施，以水色差異(圖四及圖五)、特殊形態(圖六及圖七)等判斷方式，將遇有阻礙日本鰻向上棲息水利設施河川之上游視為無效棲地，再進行有效棲地的選取，將這個圖層進行面積上的計算。

## 2.5 河岸水泥化程度

日本鰻棲息地受到水泥構造的影響，如人造河道、攔沙壩、防洪閘，且日本鰻具有躲藏於岩縫、土壤的特性，興建水泥構造減少了可以隱藏的棲息地 (Itakura *et al.*, 2015)。引述於前人的研究中，人造水泥河岸會造成河川中資源量下降 25% (Kimura *et al.*, 2012)。因此，本篇研究中，將尚未進行大量水利發展的 1975 年

之水泥化程度定為 1。並將大量已興建水利發展的 1990 年至 2020 年，水泥化程度訂為 0.75。



## 2.6 汙染化程度

中華人民共和國生態環境部為中國國務院主要管理生態監測和環境保護事務的組成部門，自 1989 年始，每年發佈中國生態環境公報，公佈中國生態環境的狀況和變化情況，以及政府對於環境保護的政策和措施。公報包括了各地區的環境品質、自然生態系統狀況、環境污染物排放情況、生態修復工作進展、生態環保法律法規的實施情況、河川環境監測、生態環境投入等方面的內容。

而河川環境監測中採用地表水環境質量標準（GB3838-02）及地面水環境質量標準（GB3838-88）為依據，內容包含生化需氧量（BOD<sub>5</sub>）、溶氧量（DO）、氨氮（NH<sub>3</sub>-N）等共 24 種項目，將檢測站之檢測數據汙染值分類為五個標準，I 類為無或輕微汙染，V 類則為高度汙染，以此遞增。本實驗採用 1989 至 2020 年中國生態環境公報中對長江流域的汙染指數比例進行量化轉換，將 I 類值定為 1、II 類值定為 0.8、III 類值定為 0.6、IV 類值定為 0.4、V 類值定為 0.2，而劣 V 類值定為 0，並依照各測站汙染值比例進行加乘。

### 三、結果



#### 3.1 有效棲地面積

1975 年由 10 個衛星影像圖組成，由上海計算至湖南洞庭湖，有效棲地面積為 24858.5 平方公里（圖八）；1990 年由 10 個衛星影像圖組成，由上海計算至湖南洞庭湖，有效棲地面積為 20372.4 平方公里（圖九）；2005 年由 6 個衛星影像圖組成，由上海計算至江西鄱陽湖，有效棲地面積為 7307.0 平方公里（圖十）；2020 年由 3 個衛星影像圖組成，由上海計算至安徽巢湖前，有效棲地面積為 3535.4 平方公里（圖十一），將以上 1970 年代至 2020 年代之日本鰻於長江有效棲地面積長期繪製變遷曲線圖（圖十二），而所有使用之衛星影像攝影時間如（表一）。

#### 3.2 經量化轉換的汙染指數

1970 年代因為中國快速開發前，且尚無統計資料，暫時將 1975 年份汙染指數訂為 1。1990 年環境狀況公報中無統計標準資料，使用 1991 年環境狀況公報，其中長江流域水質檢測站共 50 個，符合 I 類及 II 類為 54%、III 類為 16%、IV 類及 V 類為 30%，統計經量化轉換的汙染指數為 0.67（環境狀況公報內 I 類及 II 類、IV 類及 V 類合併統計比例則平均計算）。2005 年環境公報中長江流域水質檢測站共 104 個，符合 I 類及 II 類為 56%、III 類為 20%、IV 類為 11%、V 類為 2%、劣 V 類為 11%，統計經量化轉換的汙染指數為 0.67（環境狀況公報內 I 類及 II 類合併統計比例則平均計算）。2020 年環境公報中長江流域水質檢測站共 510 個，符合 I 類為 8.2%、II 類為 67.8%、III 類為 20.6%、IV 類為 2.4%、V 類為 0.5%、劣 V 類為 0.1%，統計經量化轉換的汙染指數為 0.76（表二）。

### 3.3 河岸水泥化程度

1975 年的長江流域面積數據乘以 1，1990、2005、2020 年的長江流域面積數據乘以 0.75。



### 3.4 棲地品質指數

1975 年有效棲地面積為 24858.5 平方公里，經量化轉換的汙染指數為 1，河岸水泥化程度為 1，棲地品質指數為 24858.5。1990 年有效棲地面積為 20372.4 平方公里，經量化轉換的汙染指數為 0.67，河岸水泥化程度為 0.75，棲地品質指數為 10237.1。2005 年有效棲地面積為 7307.0 平方公里，經量化轉換的汙染指數為 0.67，河岸水泥化程度為 0.75，棲地品質指數為 3671.8。2020 年有效棲地面積為 3535.4 平方公里，經量化轉換的汙染指數為 0.76，河岸水泥化程度為 0.75，棲地品質指數為 2015.2（圖十三）。

## 四、討論



### 4.1 有效棲息地面積

#### 4.1.1 日本鰻有效棲息地面積判定

中國是一個擁有龐大河流和水資源的國家，其水文資料可以提供有關水源分佈、水文氣象、水利工程等重要資訊，這些資訊可能被認為對國家的安全具有敏感性，因此可能被限制公開，其捕撈紀錄也同樣被限制公開。捕撈紀錄未有官方單位公布，故由中國媒體相關報導及當地調查資料中獲得並推論。於三峽大壩建成前，洞庭湖曾有鰻魚捕捉紀錄，故 1975、1990 年的有效棲地面積範圍可上溯至湖南省洞庭湖。而 2005 年捕撈紀錄可由長江口上溯至江西省鄱陽湖，2020 年則上溯至安徽省巢湖前。

本實驗室過去使用衛星遙測技術判定水體有效棲地面積時，皆以使用人工觀測河道影像，並用手動進行圈選，此一方法需較多時間。本研究使用 NDWI 判定水域面積，除可節省時間外，對於水域面積判斷可減少人工判讀的爭議性。利用 NDWI 匡列出有效棲地面積後，再以人工判讀有無明顯阻擋河道之構造產生，並將此阻礙河道之構造上游面積刪減。而因衛星影像解析度較低，在 1970-1990 影像較難以判讀，所以在判讀攔沙壩或水閘門等水利設施前，本實驗使用 Google 地球軟體中最新的長江影像圖資進行水利設施標註，進以回推相同位置以利判讀，減少人工判讀水利設施對有效棲地面積的影響。

#### 4.1.2 水利設施於太湖之影響

太湖約占 2250 平方公里，與長江支流相連，於中國和國際上具有重要的生

態地位，具豐富生態系統，湖泊內有多種魚類，也是候鳥遷徙的重要棲息地之一。在本研究中，在 2005 太湖衛星影像（圖十四）發現 A 地點（圖十五至圖十七）、B 地點（圖十八至圖二十）、C 地點（圖二十一至圖二十三）、D 地點（圖二十四至圖二十六），皆有阻礙日本鰻進入太湖之水利設施存在，其四點為太湖與其相連相對大支流，並以 1990 四點相同位置衛星影像作為對照。故本研究並於 2005 年起不將太湖計入有效棲地面積計算。


## 4.2 汙染指數

### 4.2.1 中國政策與汙染指數

本研究中採用中華人民共和國國家生態環境部環境公報，為 1989 年開始發布汙染程度，1975 年汙染指數無可採計資料，但以當時中國封閉政策，將農業改革前的 1975 年汙染指數訂為 1，接著中國於 1978 年以來的進行農業改革，對於肥料和農藥的使用大幅增加 (Yan *et al.*, 2003; Duan *et al.*, 2007; Müller *et al.*, 2008; Yang *et al.*, 2008)，在 1990 年汙染指數為 0.67，而 1990 年代以後，長江沿岸、集水區和流域的城市化和工業化加劇，伴隨廣泛的土地利用變化，進一步加劇了營養化物質的釋放 (Ren *et al.*, 2003; Shao *et al.*, 2006; Shang and Shang, 2007)。於 2005 年有著與 1990 年相同的 0.67 汙染指數，而或許因政策或環保意識興起等原因，2020 年代汙染指數為 0.76 相較 1990、2005 年的指數增加。

### 4.2.2 汙染指數研究資料之取得

“中華人民共和國國家生態環境部”在河川監測方面發揮著重要的作用，透過其對河川的監測，能夠獲取關於水質、生態系統和汙染源等方面的關鍵資料，而這些數據為制定有效的河川保護策略、改善水質狀況、保護生態環境提供了科學的依據。河川的水質分析，能夠評估水體的汙染程度並採取相應的治理措施。



同時，對底棲動物、水生植物等生物群落的監測可以評估生態系統的健康狀態，幫助制定生態保護計劃和生態修復策略。此外，河川監測還能追蹤環境污染源，及早發現污染問題並加強監管措施。中國的國家水質監測標準，由中國國家環境保護局及中國環境科學研究院於 1988 年共同組織制訂，除了在 2002 年微幅增加檢測項目外，此一標準沿用至今。中國國家生態環境部每年定期公布的環境公報於河川監測工作可確保河川生態環境保護，而近年來對於監測站水質資料有愈發詳細趨勢。

然而，中國官方提供的污染研究資料一直以來都被以「不夠完整」、「不夠精確」等問題受到質疑，主要原因可能是因為「政權體制封閉」、「攸關重大建設與機密訊息」與「資料數據來源不確實」，以下將針對前述原因進行討論。由於中國的政治體制相對封閉，這可能導致信息流通受到限制，包括環境數據的收集和公開。政府對於環境數據的控制可能會限制數據的透明度和公開度，使得外界難以獲取完整的數據。另外，某些數據可能涉及到國家的重大建設項目或機密訊息，這些數據可能被視為敏感訊息而受到限制。政府可能出於安全或其他因素的考慮，限制了這些數據的公開。且中國的資料收集和監測系統可能存在問題，包括資料的可靠性和準確性。這可能是由於監測設備的故障、資料錯誤記錄或資料篩選等原因所致。此外，有時政府或相關機構可能不願意公開或分享數據，這也可能導致數據的不完整性。

上述這些因素都可能對中國官方數據的準確性與完整性產生影響，使得我們無法獲得全面且可靠的數據。然而，欲進行中國長江流域的日本鰻棲地品質指數之區域性研究，中國國家生態環境部所公開的河川污染數據，是本研究目前可以取得數據的唯一管道，儘管數據的完整性有所限制，亦無從得知數據監測的實施過程為何，但在無法從其他資料庫或有可靠訊息來源的情況下，我們認為其官方所公佈的數據仍然有使用於日本鰻河川棲地品質指數研究之價值，可提供某些洞




察和趨勢的信息，並協助瞭解長江流域的水質和環境狀況，以及日本鰻棲地品質的變化。從本研究結果可得知長江流域的汙染程度有逐漸好轉的趨勢，但是由這幾年的日本養殖新聞可知日本鰻資源量並未有顯著的提升，長期而言日本鰻資源量是走一個下降的趨勢，其最主要的原因可能還是跟過漁與有效棲地面積減少有關。

### 4.3 水泥化程度

中國長江流域的水泥化程度在日本鰻棲地品質指數以及生態資源扮演著十分重要的角色，引述 (Kimura *et al.*, 2012) 研究，人造水泥河岸會造成河川中資源量下降 25%，本研究將中國改革開放前尚未進行大量水利發展的 1975 年之水泥化程度訂為 1，並將大量已興建水利發展的 1990 年至 2020 年，水泥化程度訂為 0.75。但現代化的水利設施的開發應隨著改革開放後依時間增加，建議往後水泥化程度可增加常態化差異植生指標 (NDVI)、水利設施興建工程紀錄作為探討。

NDVI 是一種使用衛星遙測數據計算的指標，用於評估植被的生長狀態和覆蓋程度 (Rouse *et al.*, 1974)。在判斷長江流域水泥化程度方面，可以利用 NDVI 來觀察植被的變化情況，水泥化地區通常會導致植被覆蓋的減少或消失，從而降低 NDVI 值。透過比較不同時間點的 NDVI 影像，可以觀察到水泥化程度的變化，經由 NDVI 常態化差異植被指標，將不同時間點的 NDVI 影像進行比較，計算出植被覆蓋度的變化量，進而提供水泥化程度的定量資訊。植被覆蓋的減少百分比越大，表示水泥化程度越嚴重，此法亦有助於日後的研究在監測棲息地動態時，了解該地區或對應河段的階段性變化。

然而，在使用 NDVI 來評估水泥化工作時，可能會遇到區分水泥化程度難以辨別或分辨率限制等潛在的缺點或問題。例如：植被覆蓋其實不僅只受水泥化影



響。由於 NDVI 是基於植被的反射光譜特徵來計算的指標，但植被覆蓋的變化可能不僅受到水泥化程度的影響，還受到其他因素的干擾，如氣候變化、土壤質地等。因此，如果在評估水泥化程度時僅使用 NDVI，可能無法排除其他因素對植被變化的干擾，導致結果不準確。另外，NDVI 僅提供關於植被覆蓋度的資訊內容，並無法區分不同類型的水泥化如道路建設、建築物興建等。不同類型的水泥化對植被的影響程度可能有所不同，如僅單純靠 NDVI 將無法提供這方面的詳細訊息，造成評估管理工作上的限制。且使用遙感影像進行 NDVI 計算時，影像的空間分辨率可能存在限制，加上 NDVI 無法提供水泥化的具體細節，如水泥化工程的範圍、水泥使用量等，較低的分辨率可能無法準確捕捉到小範圍的水泥化區域或細微的植被變化，導致評估結果的局限性。

另一方面，三峽大壩的興建工程紀錄是另一個可以用於判斷長江水泥化程度的重要資料來源。興建大壩通常涉及河道的整治和調整，其中包括水泥化工作。若從工程紀錄切入，夠掌握當時建造三峽大壩過程所留下的工程重點和細節，獲得關於水泥化範圍、工程規模和時間進程的相關信息。因此，如綜合利用這兩種方法，即 NDVI 常態化差異植被指標和水利設施的興建工程紀錄，可以提供更全面的水泥化程度評估。NDVI 指標可以提供植被覆蓋的變化趨勢，而興建工程紀錄則可以提供具體的工程資料。通過綜合分析這些信息，可以得出關於長江水泥化程度的更準確和全面的結論。

#### 4.4 棲地品質指數

研究結果顯示在 1975 年時，長江流域的棲地品質指數是非常高的，理論上其鰻魚資源量應相對豐富，但實際上在當時的鰻魚捕撈紀錄是非常少的，且從有蒐集到的些許漁撈紀錄可知鰻魚的捕撈量是低的。造成在 1972 至 1979 年間中國地區日本鰻捕撈量低的原因，可能是因為中國對日本鰻的商業性捕撈行為尚未發展起來。由於日本鰻在傳統日本料理與文化習俗中佔有一席之地，日本才

是日本鰻的主要消費市場，相較於其他鄰近國家 (如中、韓、台)，日本亦是日本鰻養殖與捕撈的主要大國，具有相當影響力，這也才有在日本的日本鰻資源量會相對的比其他鄰近國家還要來的豐富之錯覺。

另一方面，從中國公部門針對日本鰻捕撈所實施的管理措施可以發現，根據 1986 年由「全國人民代表大會常務委員會」通過的《中華人民共和國漁業法》，中國針對日本鰻捕撈進行了嚴格的管理，也針對日本鰻的資源取得和進出口貿易進行了限制和控制，以確保國內的鰻魚需求能夠得到滿足並保護國內的鰻魚資源，同時導致了中國對於日本鰻捕撈的速度相對較慢。

自 2000 年以後，長江的三峽大壩完工後，生物棲息地大面積壓縮，而種群數量快速下降 (劉飛等人，2019)，其中日本鰻資源量逐漸減少的情況引起了廣泛關注。這種情況可能與棲地品質逐漸下降有關。本研究分析結果顯示長江流域的棲地品質指數呈現長期下降的一個趨勢，主要是因三峽大壩的興建對長江的生態環境產生了重大衝擊，大壩的建設增加了水泥化設施，也導致了水量減少和水體流速的減慢，造成有效棲地面積大量減少，這對鰻魚的洄游和生活環境造成了嚴重影響。此外，三峽大壩的興建也引發了環境污染的問題。大壩建設過程中的大量工程和人為干預導致了水質的劇變和污染問題的加劇。大壩後方的堆積區域由於人類活動增加，使得水體中的有害物質和污染物濃度上升，進一步影響了鰻魚的棲息環境。

另一方面，過度捕撈也是導致日本鰻資源量減少的重要原因之一。近幾年中中國對於日本鰻的需求一直很高，而過度捕撈導致了鰻魚資源的耗竭。傳統捕撈方式的使用以及缺乏有效的管理措施導致了捕撈活動的無節制，使得日本鰻的數量越來越少。所有這些因素共同作用，使得中國的日本鰻資源量逐漸減少。這對於日本鰻的保育和可持續利用形成了嚴峻挑戰。為了解決這個問題，不僅需要加強棲地保護與營造、改善漁業管理措施，並加強國際合作。這樣才能確保日本鰻資源的可持續發展，維護生態平衡，並滿足人類對於這一重要生物資源的需求。



#### 4.5 中國長江流域的日本鰻資源量現況與可行的保育措施

中國在 1980 年代初期開始積極發展日本鰻捕撈與養殖活動，並在 1986 年開始進行漁撈數據收集，但因官方資料不公開，故本研究基於綜合考量下選用日本養殖新聞所公布的資料，日本養殖新聞在東亞是目前最具公信力且可信度高的消息來源，作為一個專門報導養殖業的媒體，日本養殖新聞具有專業性和專注性。他們專注於報導養殖業相關的新聞、數據和資訊，因此在提供日本鰻捕撈消息與資源方面是非常準確的。且日本作為鰻魚需求與捕撈大國，養殖新聞在養殖業界擁有廣泛的行業網絡和資訊來源。他們與日本養殖業相關的機構、組織和專家還有貿易商等利害關係人皆保持著密切的聯繫，能夠獲取到準確、全面的日本鰻捕撈相關資訊，提供的資料具有很高的可信度。再加上寬廣的資料搜集範圍，日本養殖新聞不僅只覆蓋日本境內各個地區的養殖活動，每年亦十分關注臺灣、中國以及韓國等周邊國家的捕撈情形與養殖發展。因此，他們提供的日本鰻捕撈消息與資源量，有很大的機率能實際反映出中國長江流域的鰻魚資源量，並作為棲地品質指數的數據參考來源，本研究取日本養殖新聞 1990 年至 2022 年東亞地區日本玻璃鰻苗捕撈量（表三），並以數據畫設曲線圖（來源：韓玉山）（圖二十七）。

中國長江流域的日本鰻資源量現況可從「過度捕撈問題」、「棲地破壞和水質污染」以及「養殖與出口市場的發展」三個面向分別探討。首先，過度捕撈是中國長江日本鰻資源量未能恢復的主要原因之一，也是各國當前在鰻魚捕撈與養殖業中面臨的重大管理問題。中國在 1990 年代開始發展鰻魚捕撈和養殖技術，是由於日本鰻的外銷市場大幅上升所導致的。隨著日本同樣陷入環境破壞與生態耗損的惡性循環中，當地市場對鰻魚消費在維持不變或逐步增加的情況下，日本國內的鰻魚供應量逐漸不足，這些內外部因素的結合，日本本土的鰻魚資源供應逐漸減少，導致了日本市場對進口鰻魚的依賴，進而開始尋求進口鰻魚。中國因腹地面積廣大、大規模養殖面積集約管理方式，使中國鰻魚低廉、量多的特型成為

國際市場中得以獨佔鰻頭的主因之一。儘管中國在 1990 年代後期出台了一些漁業管理政策，但仍然存在非法捕撈、不合規捕撈以及缺乏有效執行的問題。

再者，長江流域的棲地品質受到多種因素的影響，包括水泥化、河道改變、水質污染等。這些因素對日本鰻的生存環境造成了不利影響，限制了其棲息範圍和繁殖能力。雖然中國在棲地保護方面進行了一些努力，但由於長江流域的環境問題複雜多樣，棲地恢復需要長期且持續的努力。若從養殖與出口市場發展的角度來看，中國境內日本鰻養殖和出口市場的發展很有可能成為日本鰻資源恢復的阻力。隨著中國的改革開放後，日本鰻的養殖與出口蓬勃發展，大幅地提升對於養殖鰻苗的需求，這使得中國境內的鰻苗捕撈量急遽上升。

綜上所述，本研究認為即便在棲地品質指數不再明顯惡化的情況下，日本鰻的種群資源仍無法恢復之原因也主要圍繞在「過度捕撈」以及「養殖與出口市場的發展」。在這種情況下，中國作為擁有廣大水域和養殖技術的國家，成為了日本進口鰻魚的重要來源之一，鰻魚養殖業一方面得到了發展，能夠提供一定數量的鰻魚供應，以滿足日本市場的需求；另一方面也同時加劇了中國長江流域日本鰻資源的壓力，鰻魚的捕撈和養殖量都持續增加，卻未能給予資源恢復的充分時間，這些因素在發展初期未受政府有效監管的情況下相互作用，共同導致了日本鰻資源量的持續下降和恢復困難。

為了實現日本鰻資源的可持續利用，需要在管理漁業、保護棲息地和提高公眾意識等方面綜合考慮，並加強國際合作以推動日本鰻資源的保護。可評估鰻魚遷徙通道的需求與可建立之適當位置，以及營造與保育適合鰻魚的棲息地，來提供鰻魚洄游和棲息的場所。教育和培訓漁民，增加對魚類遷徙通道的認識和理解，並提供支持和協助。甚至可以與漁民合作，推動可持續漁業管理措施，限制捕撈量和採用適當的漁具，以減少對鰻魚資源的壓力。

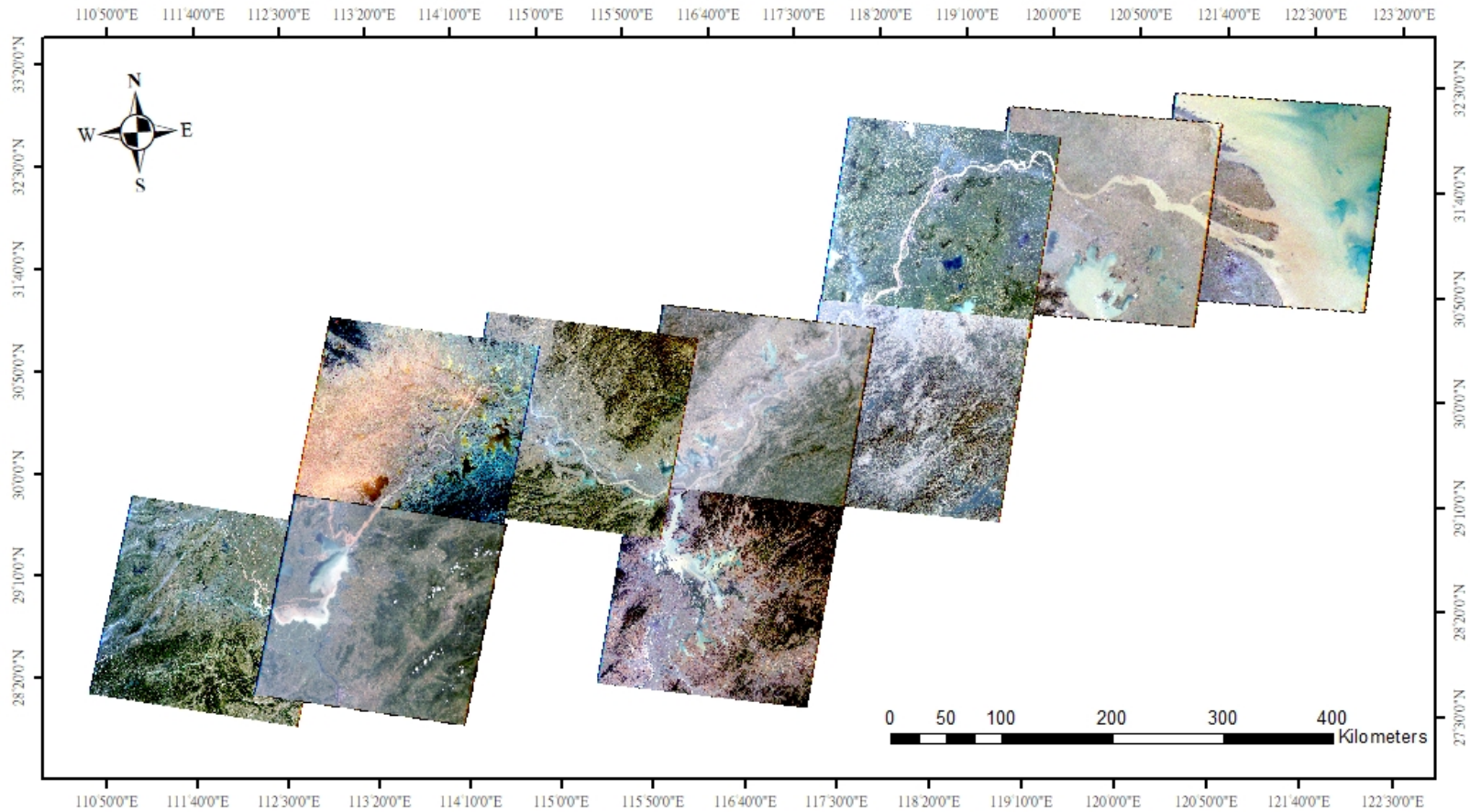
中國於 2021 年全面實施長江流域十年禁漁政策，表達了對長江生態環境的保護、水資源的養護以及生態修復和永續發展的關切。而這體現了中國政府對環境保護和可持續發展的承諾，並希望確保長江的生態和資源在未來得以持續利用和繁榮。有望可持續推動科學研究和合作，與其他國家和組織分享資料和經驗，以增進對鰻魚資源保育的全球理解。

## 五、結論

從 1970 年代到 2020 年代，長江地區的日本鰻棲地品質指數下降了 92%，有效棲地面積則下降了 86%。這種情況主要是由於長江地區興建攔沙壩和水閘門所導致。為了修復日本鰻在長江流域的棲地環境，應儘快制定行政各部門連結之長江河川管理計劃，並持續興建針對鰻魚特性之魚梯以及在日本鰻洄游時期適度開放水閘門等生態系統管理措施。本研究亦建議有關當局持續追蹤長江流域十年禁漁政策並加強監測和研究工作，定期進行抽樣調查和數據收集，以追蹤鰻魚數量、棲息地條件和生態狀態的變化，有助於更好地了解日本鰻的生態需求，並採取相應的保護和管理措施。

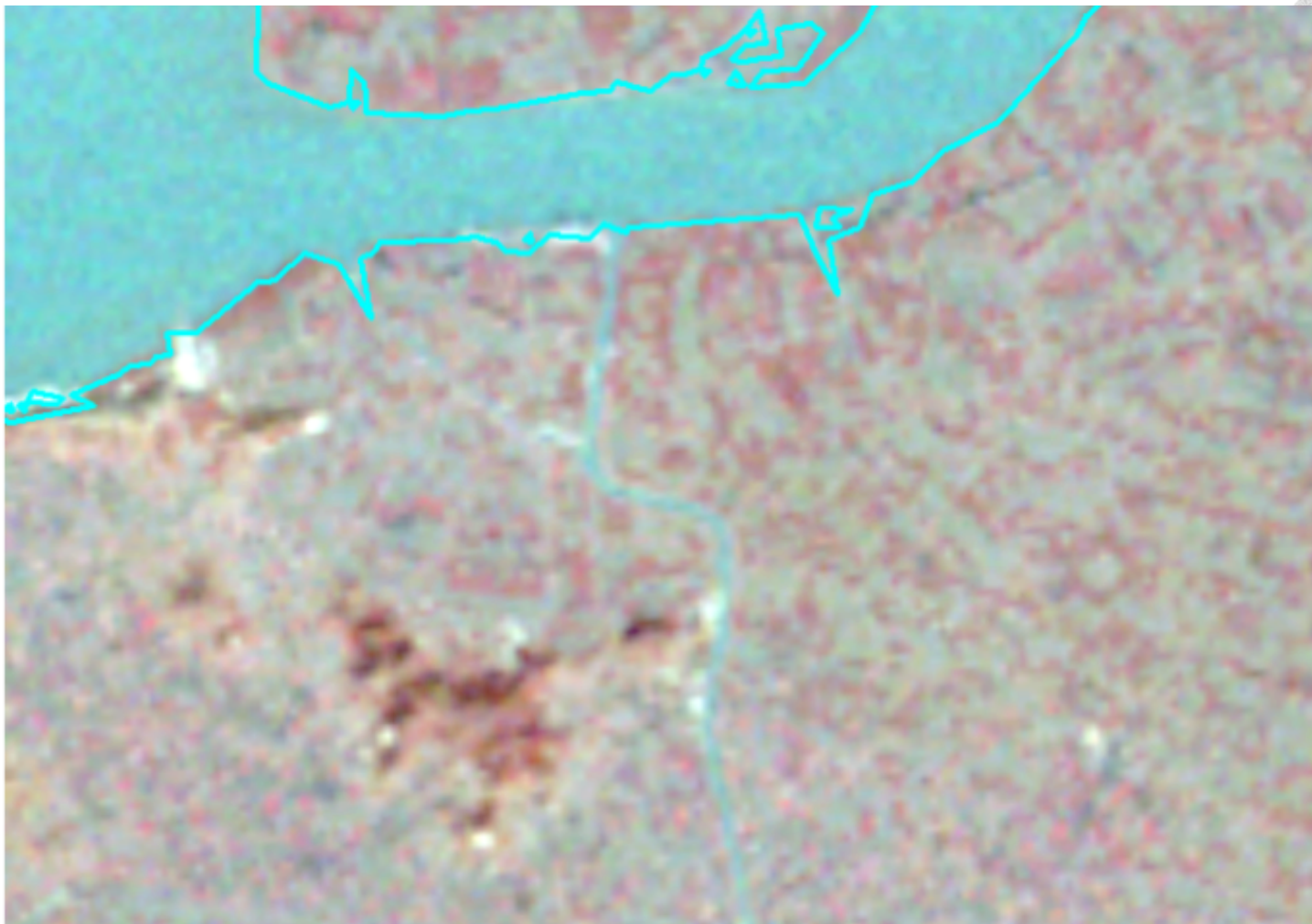


六、圖



圖一、 研究區域

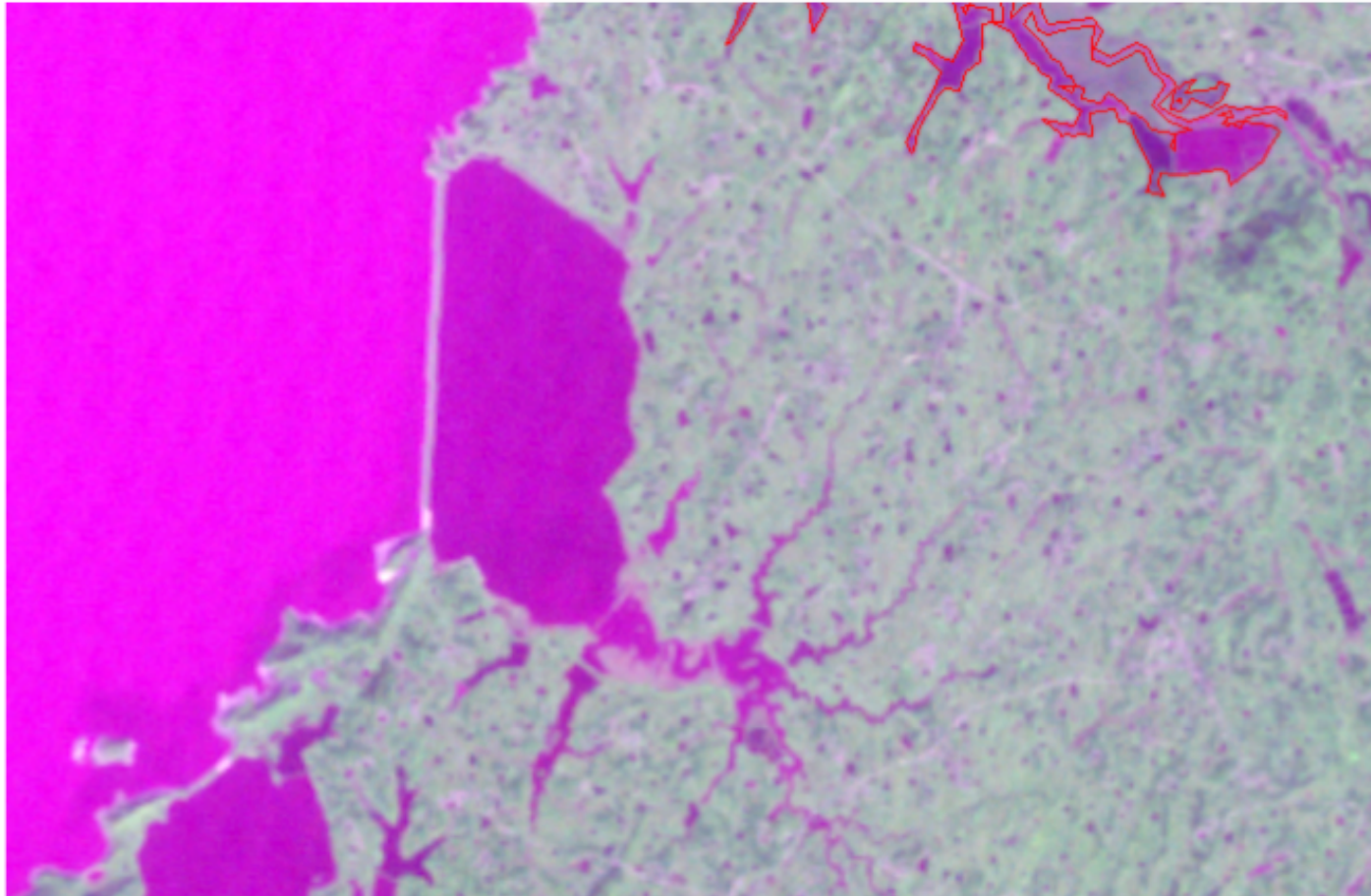




圖二、波段合成後衛星圖資原圖檔



圖三、以波段調整後衛星圖檔



圖四、以水色差異判讀水體是否被水利設施區隔



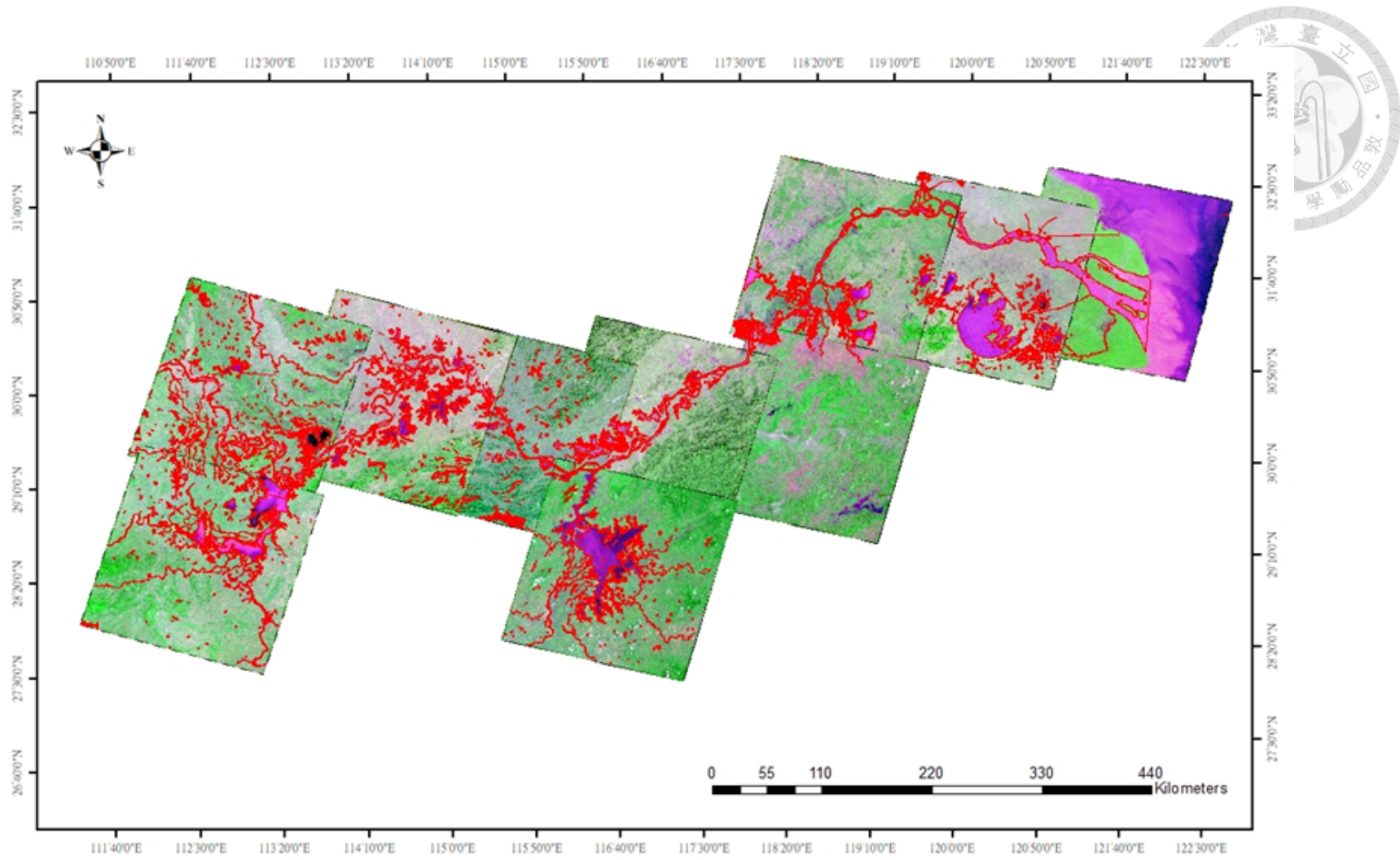
圖五、以水色差異判讀水體是否被水利設施區隔



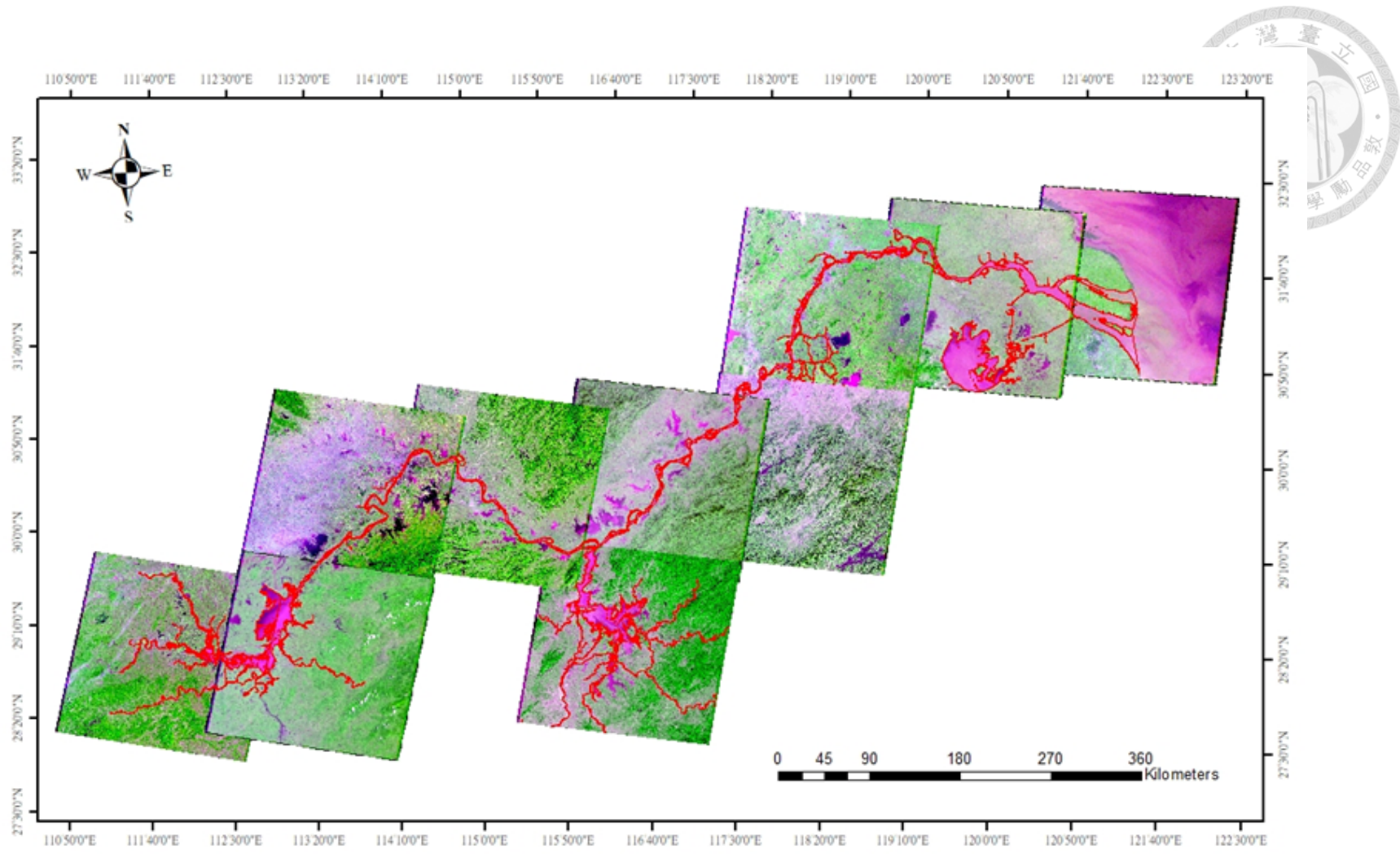
圖六、以特殊形態差異判讀水體是否有水利設施



圖七、以特殊形態差異判讀水體是否有水利設施

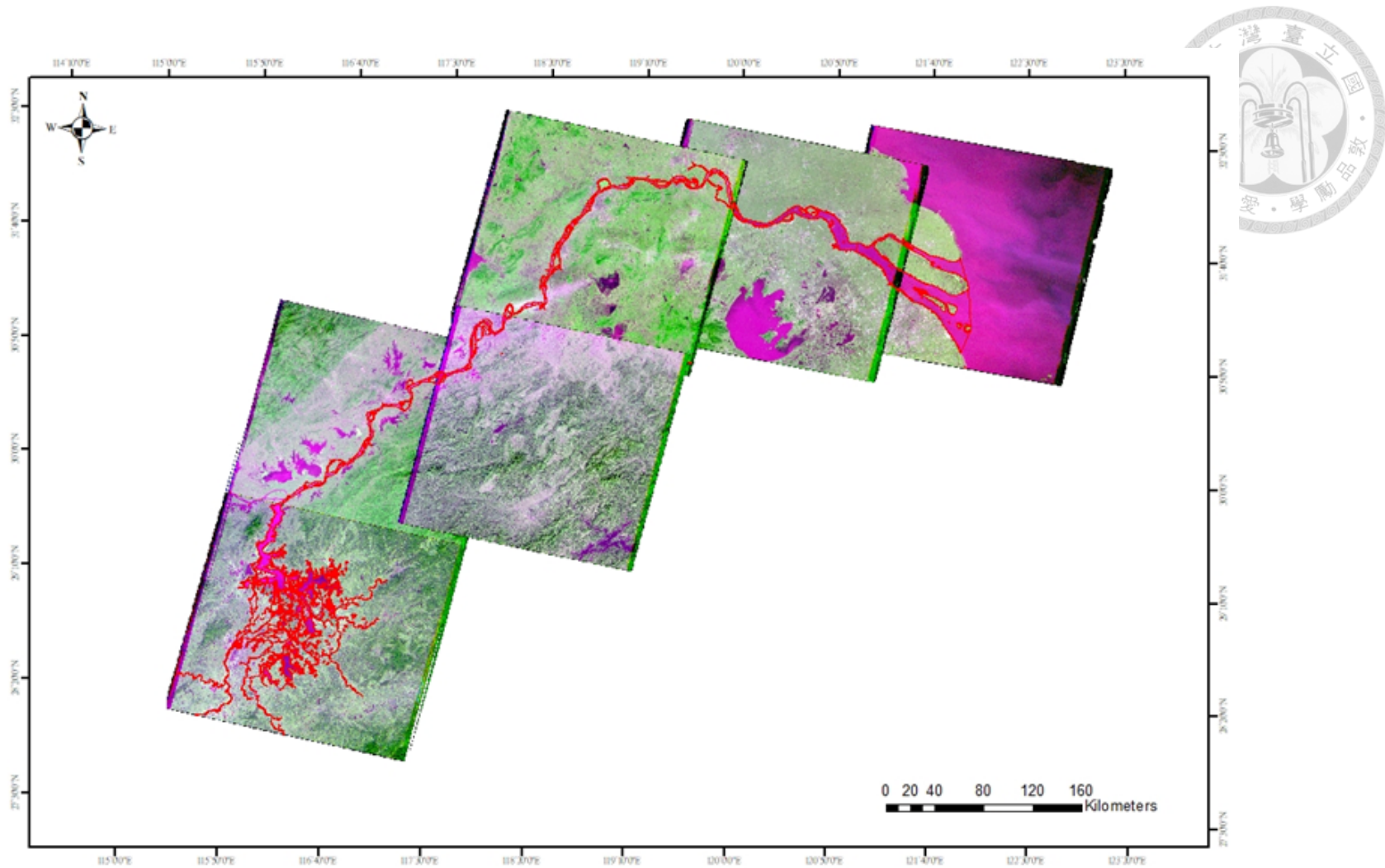


圖八、1975年長江有效樓地面積

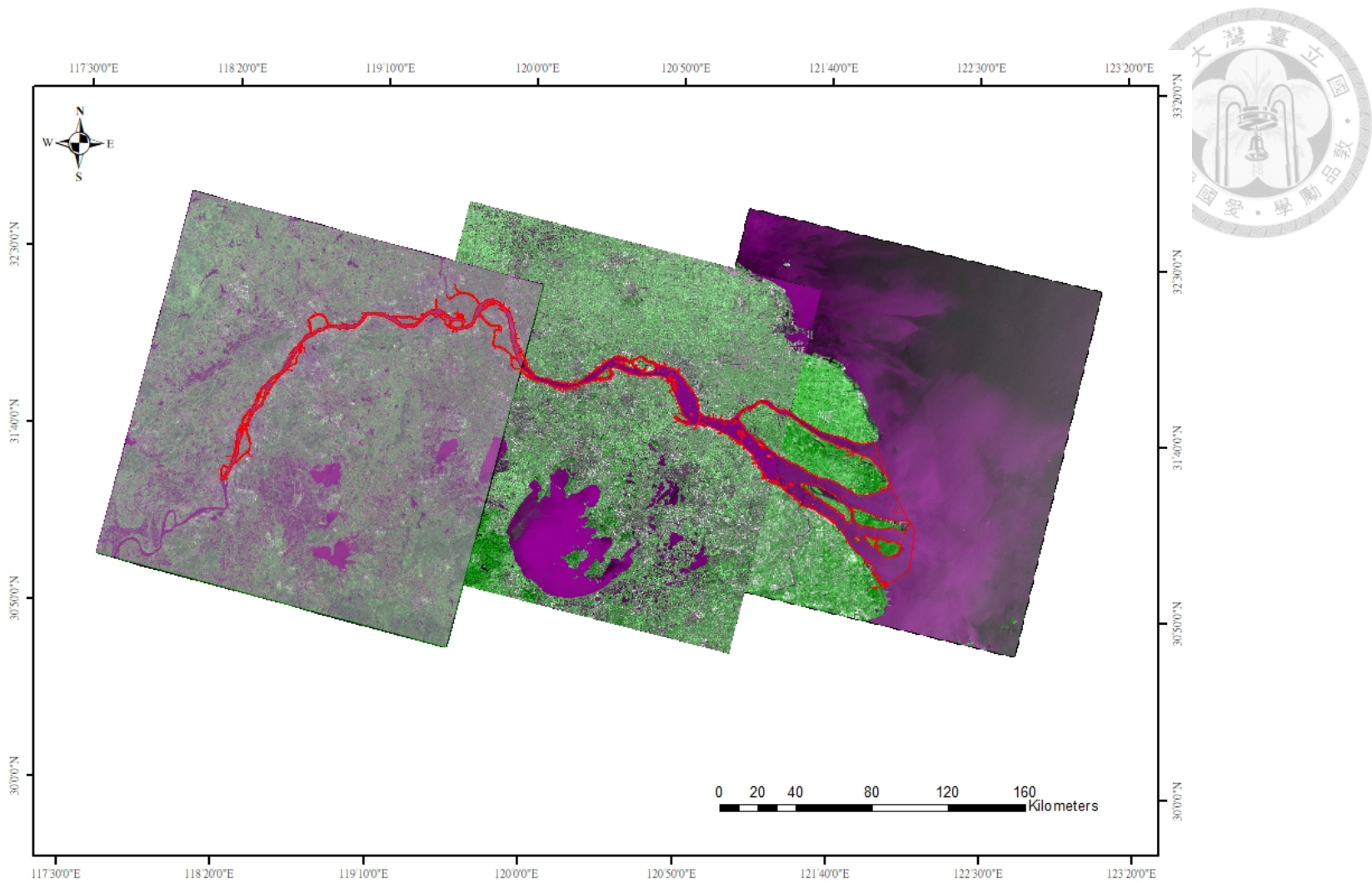


圖九、1990年長江有效樓地面積

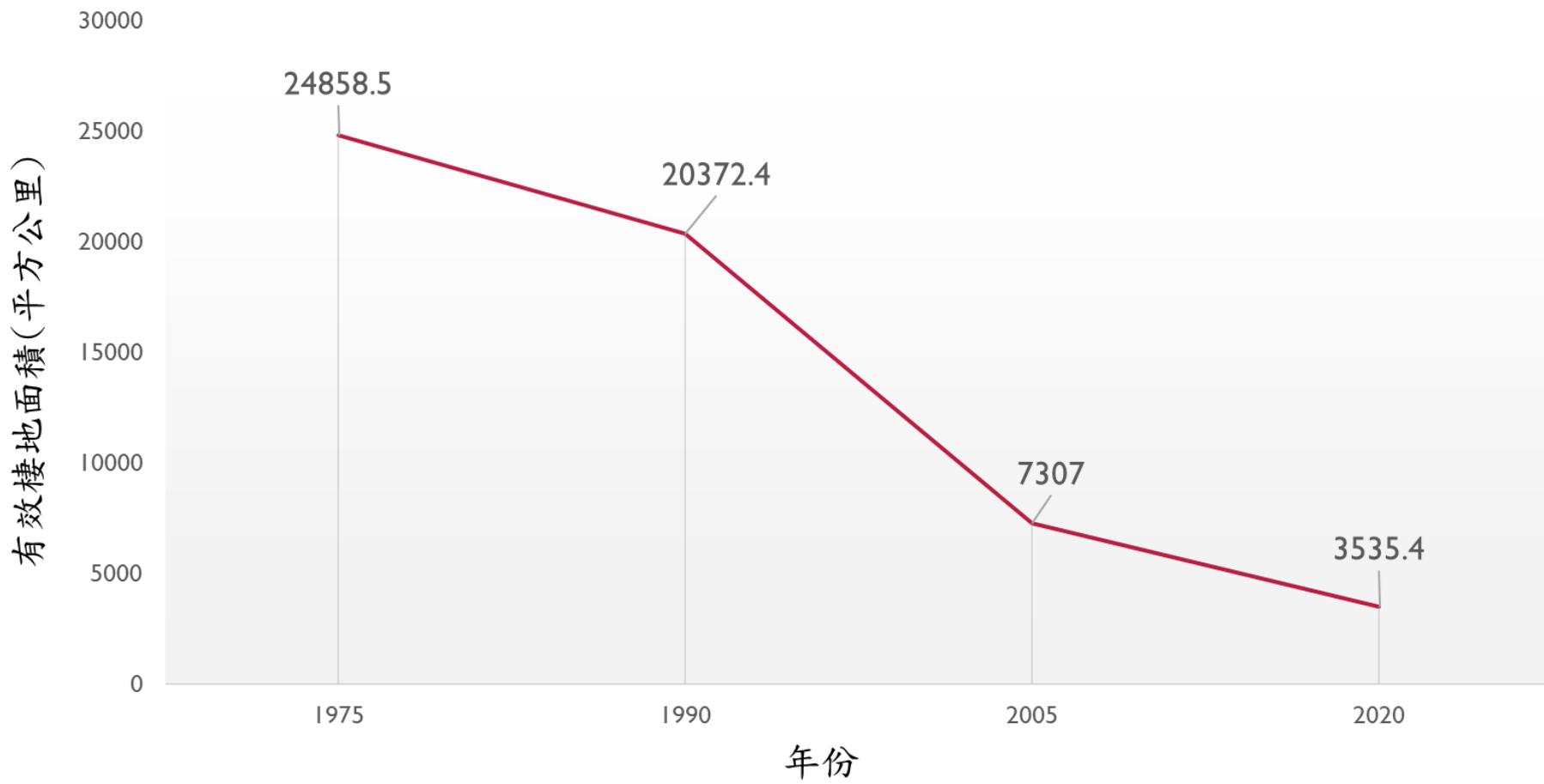




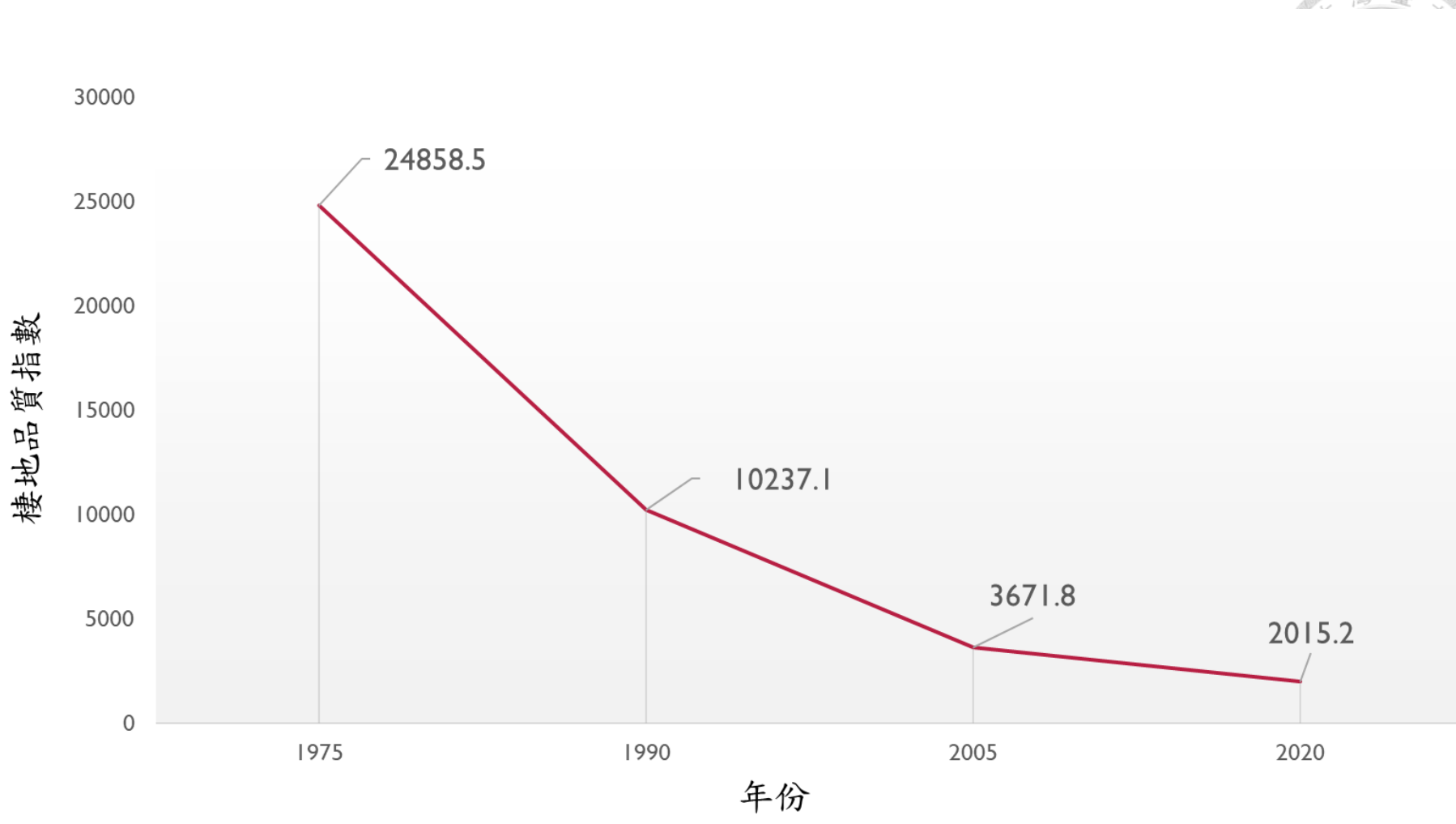
圖十、2005 年長江有效棲地面積



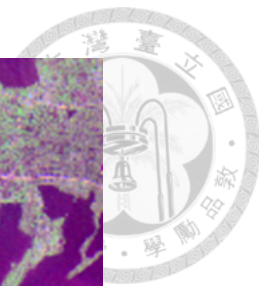
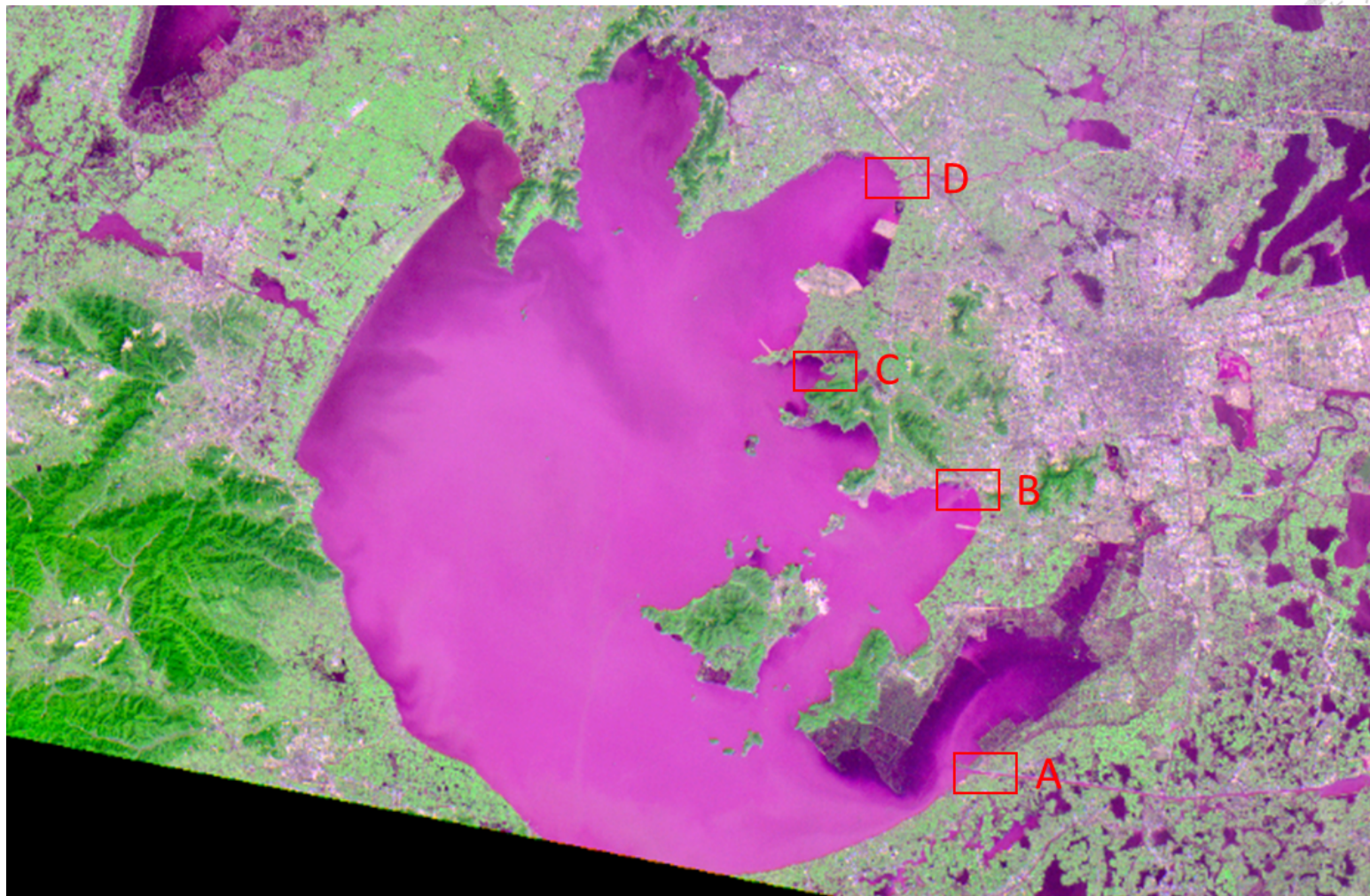
圖十一、2020 年長江有效樓地面積



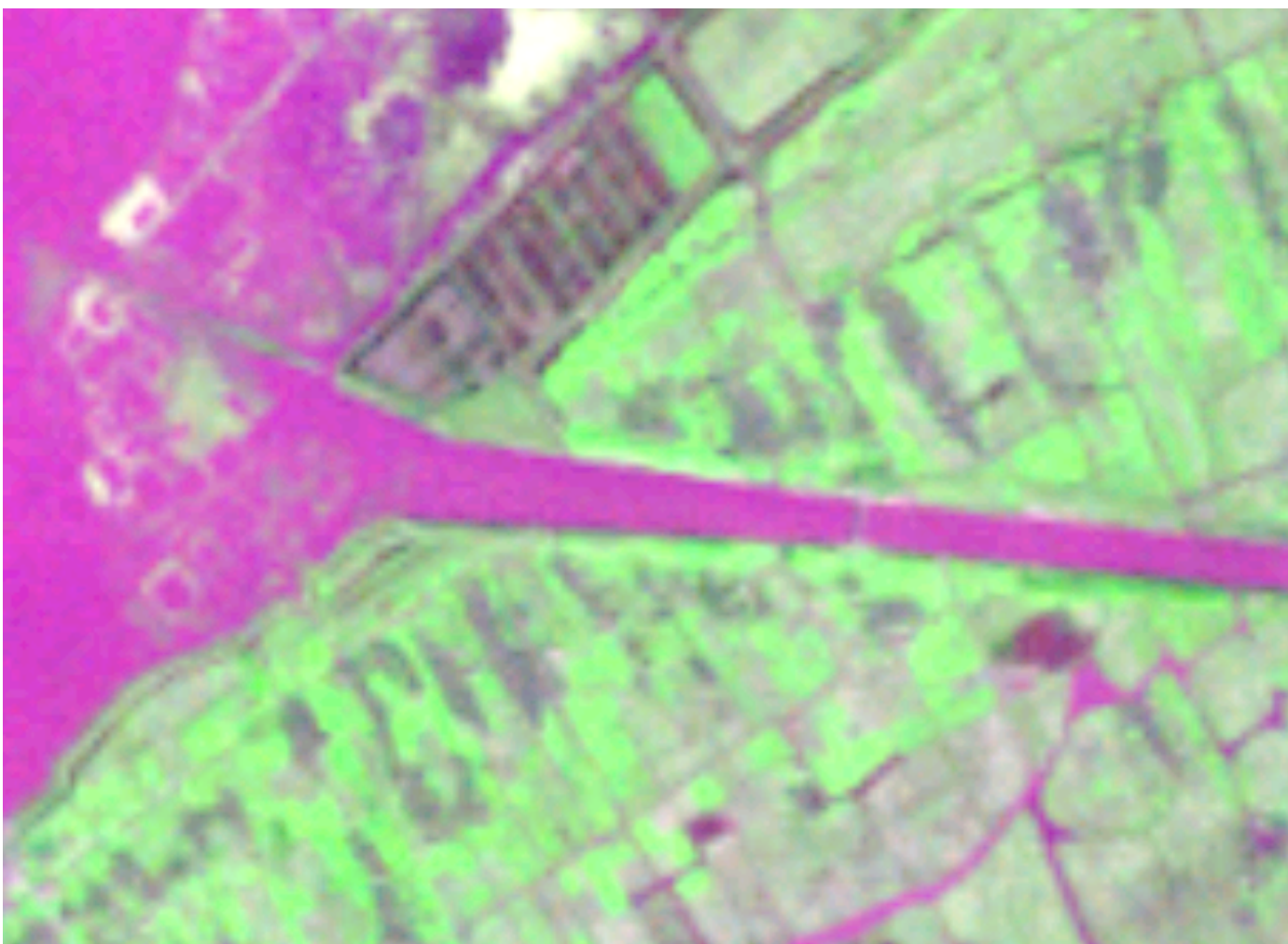
圖十二、日本鰻於長江有效棲地面積長期變遷曲線圖



圖十三、日本鰻於長江棲地品質指數長期變遷曲線圖



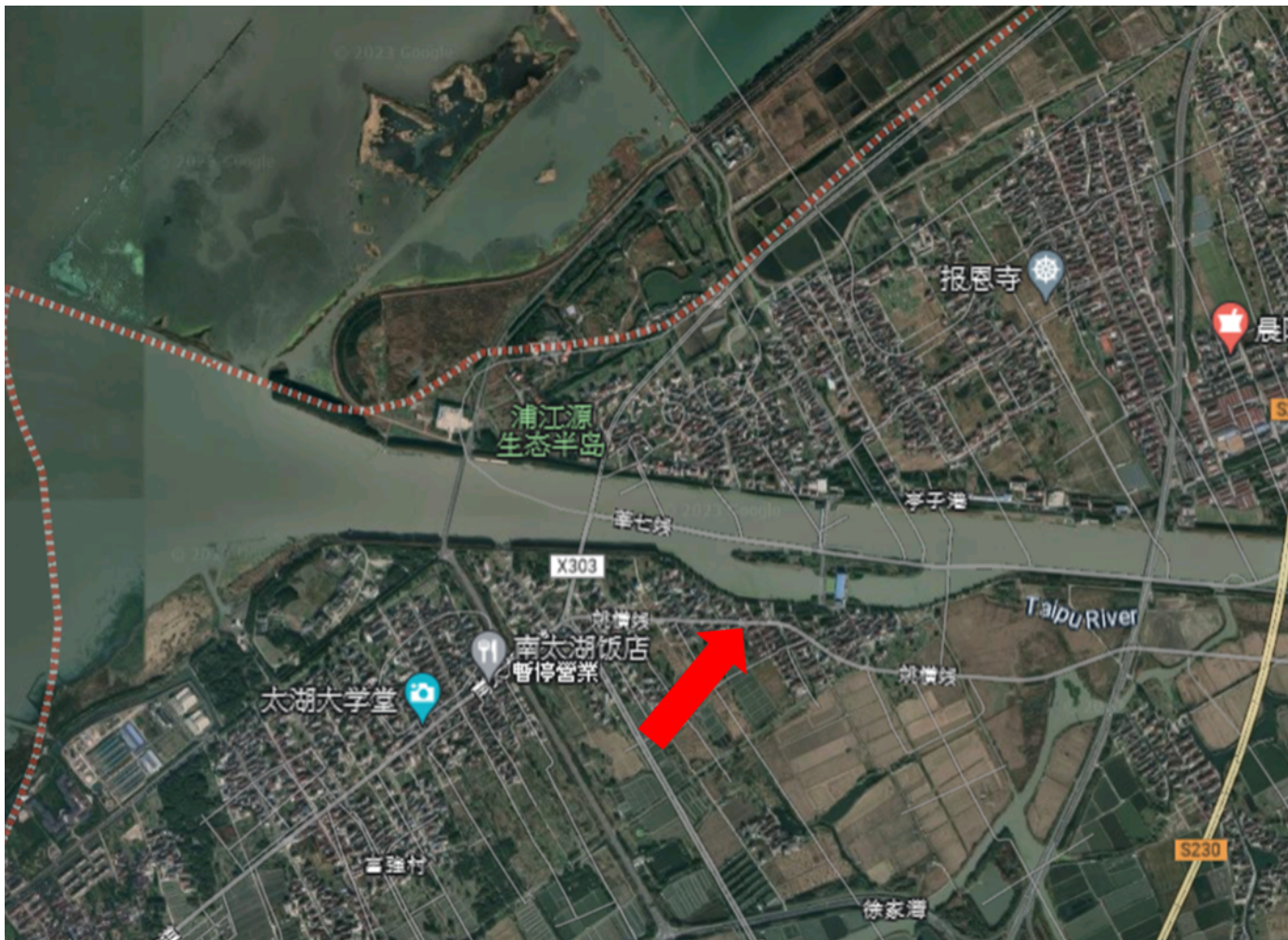
圖十四、2005 年太湖衛星影像圖



十五、太湖 A 地點 1990 年衛星影像圖



圖十六、太湖 A 地點 2005 年衛星影像圖



圖十七、太湖 A 地點 GOOGLE 衛星影像圖





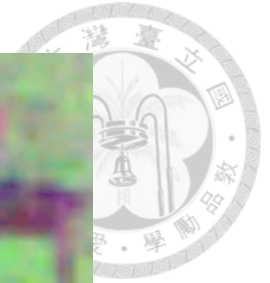
圖十八、太湖 B 地點 1990 年衛星影像圖



圖十九、太湖 B 地點 2005 年衛星影像圖



圖二十、太湖 B 地點 GOOGLE 衛星影像圖



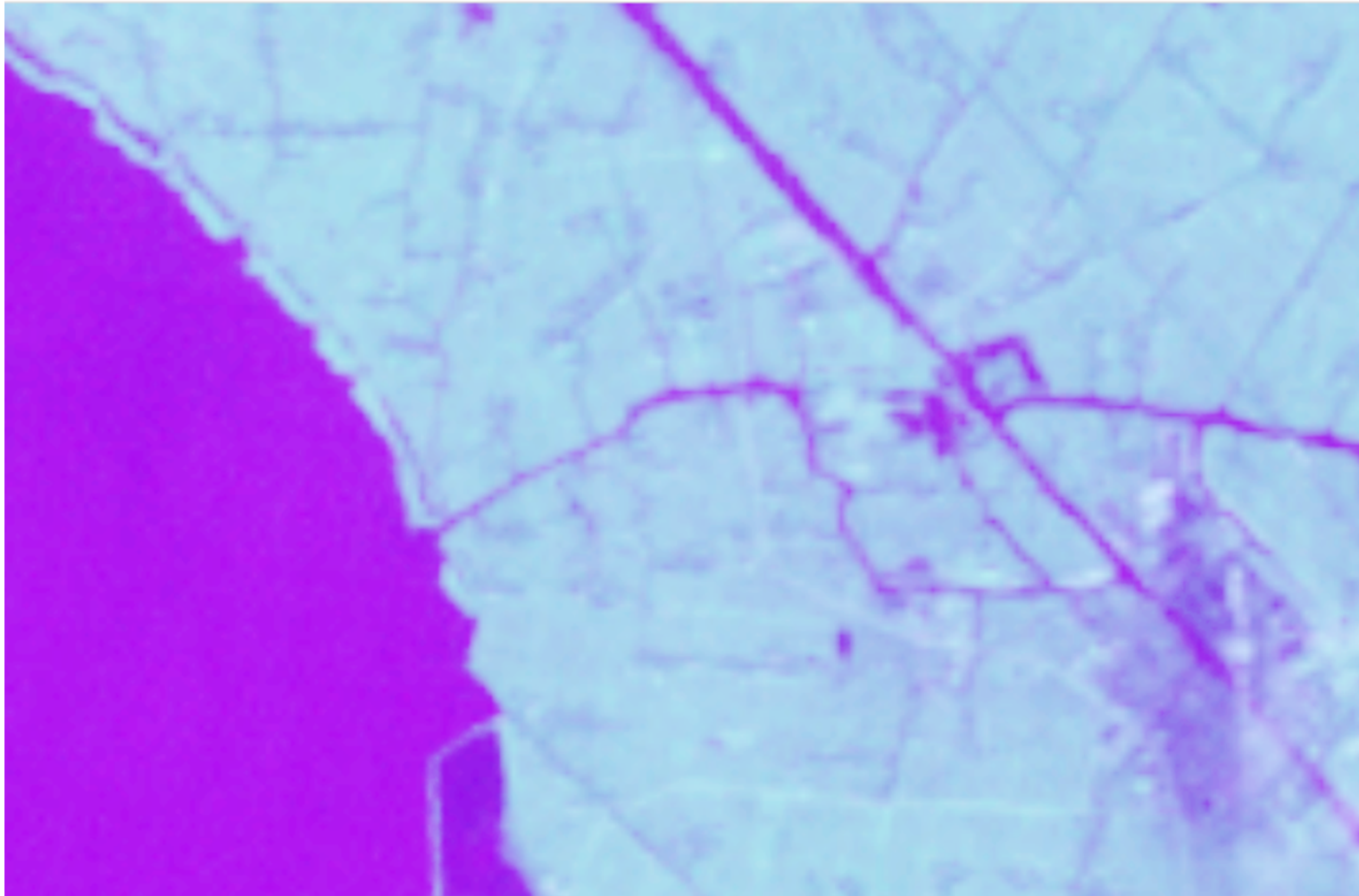
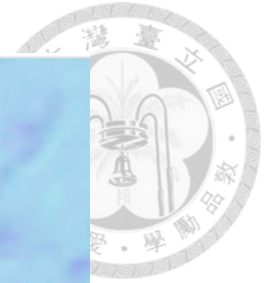
圖二十一、太湖 C 地點 1990 年衛星影像圖



圖二十二、太湖 C 地點 2005 年衛星影像圖



圖二十三、太湖 C 地點 GOOGLE 衛星影像圖



圖二十四、太湖 D 地點 1990 年衛星影像圖

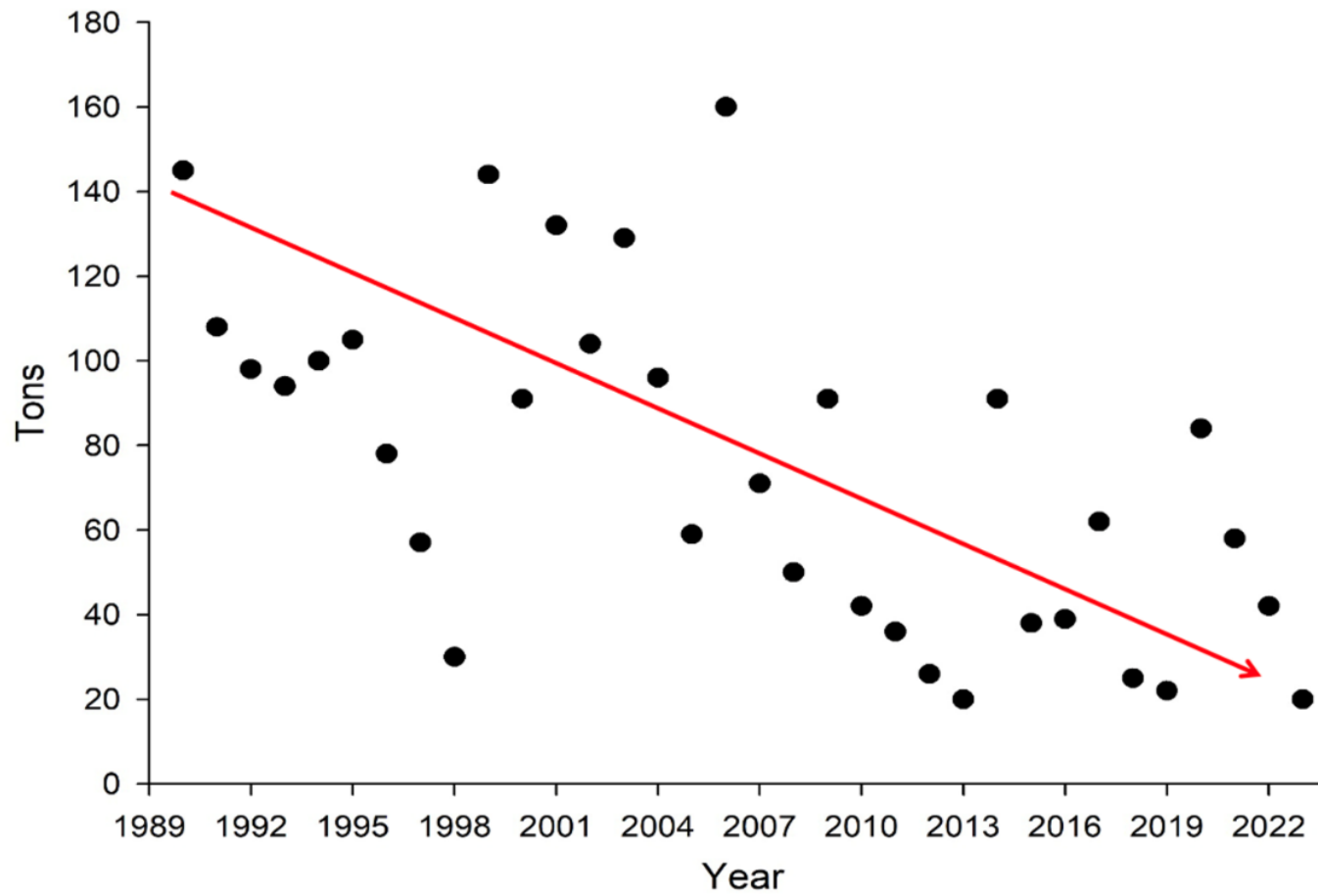


圖二十五、太湖 D 地點 2005 年衛星影像圖





圖二十六、太湖 D 地點 GOOGLE 衛星影像圖



Data source: Nihon Aquaculture News

圖二十七、1990 年至 2022 年東亞地區日本玻璃鰻苗捕撈量曲線圖（來源：韓玉山）

七、表



表一、衛星圖資地點編號及來源日期

	Date		Date		Date		Date		Date
<b>127038</b>	19761021	<b>128038</b>	19731116	<b>129038</b>	19770421	<b>129039</b>	19780513	<b>130039</b>	19731224
<b>130040</b>	19770826	<b>131039</b>	19731225	<b>132039</b>	19731102	<b>133039</b>	19770706	<b>133040</b>	19780710
<b>118038</b>	19901204	<b>119038</b>	19891208	<b>120038</b>	19900711	<b>120039</b>	19891129	<b>121039</b>	19891120
	20051127		20050307		20051024				20051031
	20200816		20211114		20210326				20201109
<b>121040</b>	19891120	<b>122039</b>	19901114	<b>123039</b>	19891204	<b>123040</b>	19910719	<b>124040</b>	19900723
	20051031		20050413						


表二、1970 年代至 2020 年代汙染指數

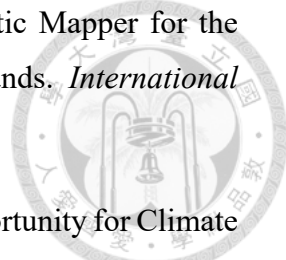
年份	I	II	III	IV	V	劣V	汙染指數
1975							1
1990	54%		16%	30%		0	0.67
2005	56%		20%	11%	2%	11%	0.67
2020	8.2%	67.8%	20.6%	2.4%	0.5%	0.1%	0.76

表三、1990 年至 2022 年東亞地區日本玻璃鰻苗捕撈量

年份	<b>1990</b>	<b>1991</b>	<b>1992</b>	<b>1993</b>	<b>1994</b>	<b>1995</b>	<b>1996</b>	<b>1997</b>	<b>1998</b>	<b>1999</b>	<b>2000</b>
公噸	145.3	107.7	98.0	94.0	99.7	104.8	78.3	56.5	29.8	143.9	91.0
年份	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>
公噸	131.9	104.0	129.0	95.7	59.3	160.3	70.6	49.7	90.8	41.7	36.4
年份	<b>2012</b>	<b>2013</b>	<b>2014</b>	<b>2015</b>	<b>2016</b>	<b>2017</b>	<b>2018</b>	<b>2019</b>	<b>2020</b>	<b>2021</b>	<b>2020</b>
公噸	25.7	19.8	91.0	38.4	39.0	61.9	24.8	22.1	83.7	56.7	39.3

## 八、 參考文獻

- 
- 王思凱, 宋超, 張婷婷, 高宇, 庄平, 趙峰 (2023). 長江口日本鰻鱺苗的時空分佈與捕撈生產現狀. *水產學報*, 47(2), 029312.
- 中國國務院 (2013) 國務院辦公廳關於發展鰻魚生產、控制鰻苗出口的通知。中華人民共和國中央人民政府，[http://www.gov.cn/zhengce/content/2013-08/26/content\\_3499.htm](http://www.gov.cn/zhengce/content/2013-08/26/content_3499.htm)。
- 曾晴賢 (2002) 台灣河川洄游生物的習性. *科學發展*, 352 期。
- 曾萬年 (2007) 日本鰻的生活史與鰻線產量的變動. *台灣鰻訊*, 259 期。
- 楊智超 (2018) 以衛星遙測技術評估台灣主要河川日本鰻棲地品質現況。
- 劉飛、林鵬程、黎明政、高欣、王春伶、劉煥章 (2019)。長江流域魚類資源現狀與保護對策. *水生生物學報*。
- Chang, Y. L., Sheng, J., Ohashi, K., Béguer-Pon, M., & Miyazawa, Y. (2015). Impacts of interannual ocean circulation variability on Japanese eel larval migration in the western North Pacific Ocean. *PloS one*, 10(12), e0144423.
- Chen, J. Z., Huang, S. L., & Han, Y. S. (2014). Impact of long-term habitat loss on the Japanese eel *Anguilla japonica*. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 151, 361-369.
- Chen, J., Wang, F., Xia, X., & Zhang, L. (2002). Major element chemistry of the Changjiang (Yangtze River). *Chemical Geology*, 187(3-4), 231-255.
- Cheng, P. W., & Tzeng, W. N. (1996). Timing of metamorphosis and estuarine arrival across the dispersal range of the Japanese eel *Anguilla japonica*. *Marine Ecology Progress Series*, 131, 87-96.
- Davey, A. J., & Jellyman, D. J. (2005). Sex determination in freshwater eels and management options for manipulation of sex. *Reviews in fish biology and fisheries*, 15, 37-52.

- 
- Dekker, A. G., & Peters, S. W. M. (1993). The use of the Thematic Mapper for the analysis of eutrophic lakes: a case study in the Netherlands. *International Journal of Remote Sensing*, 14(5), 799-821.
- Dinda, S. (2016). Climate Change, Trade Competitiveness, and Opportunity for Climate Friendly Goods in SAARC and Asia Pacific Regions. In *International Business: Concepts, Methodologies, Tools, and Applications* (pp. 356-379). IGI Global.
- Drouineau, H., Durif, C., Castonguay, M., Mateo, M., Rochard, E., Verreault, G., ... & Lambert, P. (2018). Freshwater eels: A symbol of the effects of global change. *Fish and Fisheries*, 19(5), 903-930.
- Duan, S., Xu, F., & Wang, L. J. (2007). Long-term changes in nutrient concentrations of the Changjiang River and principal tributaries. *Biogeochemistry*, 85(2), 215-234.
- Geeraerts, C., & Belpaire, C. (2010). The effects of contaminants in European eel: a review. *Ecotoxicology*, 19(2), 239-266. doi: 10.1007/s10646-009-0424-0
- Geffroy, B., & Bardonnnet, A. (2016). Sex differentiation and sex determination in eels: consequences for management. *Fish and Fisheries*, 17(2), 375-398.
- Goward, S. N., Markham, B., Dye, D. G., Dulaney, W., & Yang, J. (1991). Normalized difference vegetation index measurements from the Advanced Very High Resolution Radiometer. *Remote sensing of environment*, 35(2-3), 257-277.
- Han, Y. S., Zhang, H., Tseng, Y. H., & Shen, M. L. (2012). Larval Japanese eel (*Anguilla japonica*) as sub-surface current bio-tracers on the East Asia continental shelf. *Fisheries Oceanography*, 21(4), 281-290.
- Hatakeyama, R., Sudo, R., Yatabe, T., Yamano, K., & Nomura, K. (2022). Developmental features of Japanese eels, *Anguilla japonica*, from the late leptocephalus to the yellow eel stages: an early metamorphosis to the eel-like form and a prolonged transition to the juvenile. *Journal of Fish Biology*, 100(2), 454-473.
- Itakura, H., Kaino, T., Miyake, Y., Kitagawa, T., & Kimura, S. (2015). Feeding,

condition, and abundance of Japanese eels from natural and revetment habitats in the Tone River, Japan. *Environmental biology of fishes*, 98, 1871-1888.

Itakura, H., Wakiya, R., Gollock, M., & Kaifu, K. (2020). Anguillid eels as a surrogate species for conservation of freshwater biodiversity in Japan. *Scientific Reports*, 10(1), 8790.

Kaifu, K. (2019). Challenges in assessments of Japanese eel stock. *Marine Policy*, 102, 1-4.

Kaifu, K., & Yokouchi, K. (2019). Increasing or decreasing?-Current status of the Japanese eel stock. *Fisheries Research*, 220, 105348.

Kaifu, K., Yokouchi, K., Miller, M. J., & Washitani, I. (2021). Management of glass eel fisheries is not a sufficient measure to recover a local Japanese eel population. *Marine Policy*, 134, 104806.

Kimura, S., Döös, K., & Coward, A. C. (1999). Numerical simulation to resolve the issue of downstream migration of the Japanese eel. *Marine Ecology Progress Series*, 186, 303-306.

Kimura, S., Tsukamoto, K., & Sugimoto, T. (1994). A model for the larval migration of the Japanese eel: roles of the trade winds and salinity front. *Marine Biology*, 119, 185-190.

Kimura, S., Itakura, H., Miyazaki, S., & Zenimoto, K. (2012). Environmental characteristics of the Japanese eel migration from spawning grounds to nursery grounds. *The 15 Annual Meeting of East Asia Resource Consortium*, Taipei, Taiwan 29.

Krueger, W. H., & Oliveira, K. (1999). Evidence for environmental sex determination in the American eel, *Anguilla rostrata*. *Environmental Biology of Fishes*, 55, 381-389.

Liu, D., Tian, Y., Ma, S., Li, J., Sun, P., Ye, Z., ... & Zhou, S. (2021). Long-term variability of piscivorous fish in China seas under climate change with implication for fisheries management. *Frontiers in Marine Science*, 8, 581952.

- Liu, Y., Zheng, G. J., Yu, H., Martin, M., Richardson, B. J., Lam, M. H., & Lam, P. K. (2005). Polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in sediments and mussel tissues from Hong Kong marine waters. *Marine pollution bulletin*, 50(11), 1173-1184.
- McFeeters, S. K. (1996). The use of the Normalized Difference Water Index (NDWI) in the delineation of open water features. *International journal of remote sensing*, 17(7), 1425-1432.
- Muthmainnah, D., Suryati, N. K., Koya, I., Sulit, V. T., & Shibuno, T. (2021). Management of catadromous eel resources in Southeast Asia toward sustainability: a synthesis. *Fish for the People*, 19, 8-15.
- Müller, B., Berg, M., Yao, Z. P., Zhang, X. F., Wang, D., & Pfluger, A. (2008). How polluted is the Yangtze river? Water quality downstream from the Three Gorges Dam. *Science of the total environment*, 402(2-3), 232-247.
- Qu, X. C. (2018). Sex determination and control in eels. *Sex control in aquaculture*, 775-792.
- Ren, W., Zhong, Y., Meligrana, J., Anderson, B., Watt, W. E., Chen, J., & Leung, H. L. (2003). Urbanization, land use, and water quality in Shanghai: 1947–1996. *Environment international*, 29(5), 649-659.
- Righton, D., Piper, A., Aarestrup, K., Amilhat, E., Belpaire, C., Casselman, J., ... & Gollock, M. (2021). Important questions to progress science and sustainable management of anguillid eels. *Fish and Fisheries*, 22(4), 762-788.
- Rouse Jr, J. W., Haas, R. H., Deering, D. W., Schell, J. A., & Harlan, J. C. (1974). *Monitoring the vernal advancement and retrogradation (green wave effect) of natural vegetation* (No. E75-10354).
- Shang, G. P., & Shang, J. C. (2007). Spatial and temporal variations of eutrophication in Western Chaohu Lake, China. *Environmental Monitoring and Assessment*, 130(1-3).
- Shao, M., Tang, X., Zhang, Y., & Li, W. (2006). City clusters in China: air and surface



water pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 353-361.

Shuai, F., Li, H., Li, J., Jiang, T., Yang, J., & Yang, W. (2023). Unravelling the life-history patterns and habitat preferences of the Japanese eel (*Anguilla japonica*) in the Pearl River, China. *Journal of Fish Biology*.

Shuai, F., Li, X., Yang, W., Chen, W., & Lek, S. (2021). Habitat use of the Japanese eel (*Anguilla japonica*) and marbled eel (*Anguilla marmorata*) in the large subtropical Pearl River. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology* (Vol. 57, p. 8). EDP Sciences.

Suryati, N. K., Pamungkas, Y. P., & Muthmainnah, D. (2019). Addressing the issues and concerns on Anguillid eel fisheries in Southeast Asia. *Fish for the People*, 17(1), 19-24.

Tatsukawa, K. (2003). Eel resources in east Asia. *Eel biology*, 293-298.

Tesch, F. W., & Bartsch, P. (2003). The eel (Vol. 5). *Oxford: Blackwell science*.

Tsukamoto, K. (1992). Discovery of the spawning area for Japanese eel. *Nature*, 356(6372), 789-791.

Tsukamoto, K., & Arai, T. (2001). Facultative catadromy of the eel *Anguilla japonica* between freshwater and seawater habitats. *Marine Ecology Progress Series*, 220, 265-276.

Tzeng, W. N. (2020). A historic overview of the eel aquaculture industry in Taiwan. *臺灣水產學會刊*, 47(4), 243-256.

Wang, D. H., Gong, X. L., Bao, B. L., & Liu, L. P. (2016). The growth characteristics of catadromous Japanese eels (*Anguilla japonica*) from the Yangtze River Estuary. *China J Shanghai Ocean Univ*, 25, 25-33.

Wong, C. M., Williams, C. E., Collier, U., Schelle, P., & Pittock, J. (2007). World's top 10 rivers at risk. *esocialsciences.com Working Papers*.

Wu, C., Wu, J., Qi, J., Zhang, L., Huang, H., Lou, L., & Chen, Y. (2010). Empirical

estimation of total phosphorus concentration in the mainstream of the Qiantang River in China using Landsat TM data. *International Journal of Remote Sensing*, 31(9), 2309-2324.

Wu, J., Huang, J., Han, X., Gao, X., He, F., Jiang, M., ... & Shen, Z. (2004). The three gorges dam: an ecological perspective. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(5), 241-248.

Yan, W., Zhang, S., Sun, P., & Seitzinger, S. P. (2003). How do nitrogen inputs to the Changjiang basin impact the Changjiang River nitrate: a temporal analysis for 1968–1997. *Global Biogeochemical Cycles*, 17(4).

Yang, X., Anderson, N. J., Dong, X., & Shen, J. I. (2008). Surface sediment diatom assemblages and epilimnetic total phosphorus in large, shallow lakes of the Yangtze floodplain: their relationships and implications for assessing long-term eutrophication. *Freshwater Biology*, 53(7), 1273-1290.

Zhao, K., Molinos, J. G., Zhang, H., Zhang, M., & Xu, J. (2019). Contemporary changes in structural dynamics and socioeconomic drivers of inland fishery in China. *Science of the total environment*, 648, 1527-1535.