

探討於生態風險評估之不確定性

陳宜清 陳俊宏

大葉大學環境工程學系
彰化縣大村鄉山腳路 112 號

摘要

「生態風險評估」是提供一個具有系統性及原則性之架構與方法，能可靠預測生態反應之危機潛勢，補強一般生物生態監測不夠周延及達到全方面考量之缺陷。然而對於生態風險之估計是否可信則是評估有效與否之關鍵，風險評估結果之不確定性產生在於評估模式之程序是否嚴謹完整？所引用資料是否充分可靠？還有資料之密度及監測期長等皆會影響估計值之精準程度。本研究旨在討論生態風險評估之不確定因子為何並定性描述之？尋求不確定性產生之關鍵何在？及如何去確認所得資料之準確性，增加可信度及降低不確定度。利用克利金推估之空間內插可降低因採樣點的密度不足或不均勻所衍生不確定性問題，而蒙地卡羅模擬法可提供為一種解決可信度分析的方法，可應用於不確定度之量化。藉由對不確定性分析之瞭解，期望未來能應用於生態風險估計及風險管理實務，並可獲得更可信的評估及提供應變對策之參考。

關鍵詞：生態風險評估，不確定性，克利金推估，蒙地卡羅模擬法

A Discussion of Uncertainty in Ecological Risk Assessment

YI-CHING CHEN and JUN-HUNG CHEN

*Department of Environmental Engineering, Da-Yeh University
112 Shan-Jiau Rd., Da-Tsuen, Changhua, Taiwan*

ABSTRACT

Ecological Risk Assessment (ERA) demonstrates a systematized framework for predicting the potential risks of ecological adversity more confidently than an assessment obtained through general biological ecology monitoring. The key point concerns whether the validity of the assessment is based on credible ecological risk estimation. However, the uncertainty of estimating the results of risk can depend on the rigor and intactness of the assessment processing, the reliability and comprehensiveness of the referential data, and the precision and durability of the monitoring condition. In this study a discussion of analysis of uncertainty in ERA is conducted. The major portion of the research focuses on how to (1) describe the uncertainty factors qualitatively, (2) seek a key to the uncertainty produced, (3) confirm the precision of the inferring information, (4) increase credibility, and (5) reduce the uncertainty. The Kriging estimation for spatial interpolation is applied to reduce the uncertainty induced by less density at the sampled points. Also, the Monte Carlo simulation method offers a type of settlement in credibility for analysis under a shortage of information, as well as the means of estimating uncertainty quantitatively. One can expect risk estimation and management to be implemented more dependably by proper assessment and offer a



reference to a countermeasure of the emergency more accurately in the future through a well-considered analysis of uncertainty.

Key Words: ecological risk assessment, uncertainty, Kriging estimation, Monte Carlo simulation

一、前言

近年來國內對於風險評估方面之研究較著重於事故發生前之風險管理 (risk management) 與危機管理 (crisis management)，然而風險之可信度如何則較少予以探討。風險管理主要理念為期盼在「未來不確定結果」與「所需支付代價」間取得一平衡點，並可在風險形成時減少非預期結果的發生；危機管理則是對危機情境維持一種持續性、動態性的規劃管理過程，目的是為了避免系統的危險與不確定之傷害，使系統管理者更能掌控系統之命運。為了對風險的估計及危機的認定，有必要蒐集可靠資訊及徵詢專家意見，建立風險評估程序，亦即將風險分析資訊依據損失發生可能性與可能產生的幅度予以數據化來評估，其中包括：(1) 風險量化過程；(2) 以「過去」為其依據之方式來做評估，並著重於「未來」應用 [9]。而風險可信度則是對於所估計出之風險量化值之把握程度，也就是一般通稱的「不確定度 (uncertainty)」。

如以「生態風險」(ecological risk) 層面來看，大家所關切者為危害或事故對於生態系所引發的風險，以採取統計量化之方式來判斷危害發生的可能性與衝擊性，並作機率描述之評估。而生態風險評估(ecological risk assessment, ERA) 之研究就是針對危害發生後(或於預期危害發生時)其處理方式對不同生態環境產生衝擊風險之評估及規劃 [7, 14, 15]；ERA 之執行於國外也是近期之事，最早如美國橡嶺國家實驗室(Oak Ridge National Laboratory, ORNL) 之研究單位有初步成果，並有使用手冊及專書論著 [21, 38]，而美國環境保護署於 1992 始公佈生態風險評估架構，於 1996 完成生態風險評估指導原則所應涵蓋的項目及細節 [41]，並於 1998 年 4 月生態風險評估指導原則定案並公佈 [43]。然而當前國內涉獵 ERA 方面之研究並不多，如邱文雅 [5] 以底泥污染及重金屬沉積物來轉換為量化風險指數來評估湖泊濕地等水環境受毒害潛勢，及葛健群 [18] 針對人類活動產生的有機性及無機性毒性物質之化學性壓力源來進行生態風險估算等，仍以一般統計概念來描述而無一個有系統的執行程序；另外，洪慶宜 [7] 介紹美國環境保護署於 ERA 之發展及應用，及張慶正 [10] 乃依循美國環境保護署之架構

來建立台灣海岸珊瑚礁生態系受溢油污染及清理之生態風險評估原則，則是屬於較有系統之 ERA 研究的啓始。

在「風險估計之可信度」層面來看，特別在危害發生之後續賠償方面，為確定其賠償金額並使受害人迅速獲得適當合理的賠償，常是存在於保險公司與受害者之間的糾葛。風險估計之準確及可信與否，常是生態衝擊求償成功之條件，也顯示了不確定性之重要性。因此，對於所應用之風險評估方法程序之適用性，與探究資料數據收集不足時之不確定度分析程序，如何去確認所得資料之準確性、增加可靠度及降低不確定性因素的產生，此為本文探討之重點。在本文中提出以克利金推估及蒙地卡羅模擬法來提升對不確定性程度的掌握，而特別探討在生態風險方面有何之不同考量，然而由於未能獲得相關數據資料，尚無法進行生態風險應用案例之演練及成果評析。

二、不確定性概念與相關文獻回顧

(一) 不確定性概念

Zimmermann [48] 曾對不確定性有所定義，其是指在不確定狀態下，人們無法確切地對所獲取的資訊做適當定性或定量的處置，即無法對系統、行為或是其他的特徵做適當決定且具數量化的描述、指定或預測。然而通常對於不確定性的觀點有兩類，經常混淆不明，在此有必要釐清：

1. 不確定性與風險是一體兩面之概念：「風險」通常被定義為一個不希望發生事件的「可能性」(likelihood) 或「機率」(probability)，而可能性或機率則意味著這個不希望見到的事件不確定是否會發生？因此不確定性則是無法掌握發生機率之無奈。例如以決策觀點而言，如能對每項決策方案，都能瞭解並預知其可能產生的後果，稱為「確定性決策的環境」；如對決策的影響，雖無法掌握何者一定發生或何者一定不發生，但可確定各種影響產生的客觀機率，稱為「具有決策風險的環境」；如對各種影響發生的客觀的機率無法掌握，甚至無法瞭解何種影響會發生，則稱為「具有不確定性的決策環境」 [4]。
2. 不確定性是風險估計過程之可信賴度 (credibility)：不確定性的發生不在事件本身而是事件觀測之過程，故與事



件風險值之高低無關。由於資料獲取或分析方法及程序不適當，使整個風險估計的過程產生精確度之顧慮，所得之結果就有不可信賴之感。其實此類觀點之不確定性是可以掌握及改善的，而且其對於生態風險評估之決策中是個關鍵要素，由不確定程度之評價、計算和表達在風險特性描述過程中將可提供決策者強有力的科學根據來評價最終風險估計的可信度 [15]。

另外，陳俊宏 [16] 以海岸溢油事件發生所隱含的不同層面之不確定性為例來區分風險及可信賴度(各層面之關聯如圖 1 所示)，首先是事件必然發生與否之不確定性，對於不同海域之環境、海象、氣候及運輸路徑等皆影響事件發生之機率(事件風險)高低；其二為污染已發生但對生態之衝擊發生與否之不確定性，發生溢油量的多寡、位置、海象、生態區位及生物生態結構等皆影響事件發生後是否必然對其附近生態造成衝擊之機率(生態風險)高低；第三為污染已對生態產生衝擊，但對風險估計是否有把握之不確定性，對於生物生態結構調查、施壓反應試驗、監測點數量、監測期長及評估模式等皆影響對量化風險估計值之可靠性(風險估計之可信度)高低。而本文所著重探討者為第三個層面，希望藉由科學性之量化評價程序來了解所估計之風險所能達到之可信程度，並尋求改善之道來提升最大可靠程度。

(二) 文獻回顧

對於生態風險評估(ERA)之方法、程序、架構等之詳實定義及格式方面，應以美國環保署(U.S.EPA)及加拿大環境委員會(Canadian Council of Ministers of the Environment, CCME)最具專業。美國環保署於 1992 年完成評估架構建立 [41] 及在 1998 年編訂一冊「生態風險評估

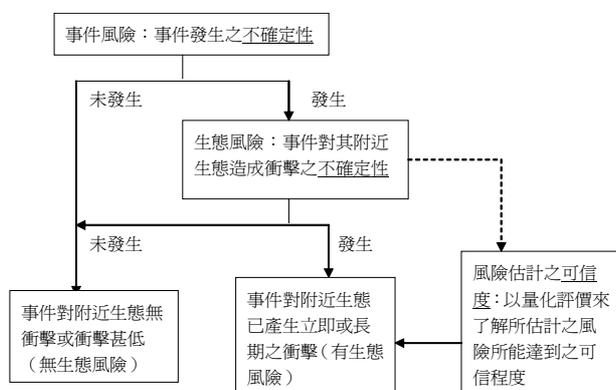


圖 1. 溢油事件及生態風險之不同層面的不確定性發生關聯圖 [16]

指引」[44]，內容深入淺出，包羅極廣，極具參考價值；加拿大環境委員會也編訂「生態風險評估架構指引及技術手冊」[23-24]，主要應用於污染地區之整治復育之需要，但其內容與美國環保署之指引手冊大同小異。另外於研究單位如美國橡嶺國家實驗室(ORNL)亦有豐碩之研究成果，並有使用手冊及專書論著 [21, 38]。前述各手冊之 ERA 方法論已大致被美加地區，甚至歐洲及全世界所接受，國內目前也朝此方向努力中 [7, 14]。但於 ERA 之應用案例方面雖然已經不少，如以一風險指數為量化指標來評估湖泊或濕地等水環境受毒害潛勢之高低 [28]；如以一生態模式應用於加拿大魁北克省之河、湖、水庫等，評估其受化學污染水質下之水生植物、無脊椎動物及魚類等族群之生態風險，此一模式亦成為政府當局於水質管理決策支援系統之重要一環 [22]；又如美國軍方或國防單位從事評估軍火所致毒性化學污染對武器庫週邊之生態影響 [39]，或建立軍用機場之飛機及直升機起降噪音振動對週邊生態之影響 [27] 等等。但多數仍主要探討於模式建立、如何執行及評估結果之解釋，對於所獲得的結論並無考量其是否確實可信？不確定性的問題油然而生。風險估計結果中，不確定性的定性(qualitative)或定量(quantitative)的分析已經漸漸被認為是結果的一部分。因為不確定性和變異性(variability)常常才是決策者在面對污染場址時能否掌握確實污染狀況的困難原因所在，而不確定性為對影響暴露或風險的因子由於資訊的缺乏所致；變異性是由空間、時間或不同個體的異質性所造成。因此，不確定性可能導致估計的不準確或偏差，而變異性可能影響估計的精確性 [43]。

近年來已有許多學術研究探討其不確定性之影響，包括了水文、大氣、土壤、生物等等，對於不確定性的來源大致上也都均相同，如美國陸軍工程師團於 1992 年提出對水資源計畫之風險及不確定性分析指導手冊 [40]，其中對風險及不確定性有詳細定義及來源探討。此外，陸軍工程師團於 1997 年也另提出對建立棲地合適度指標(habitat suitability index, HSI)所需之環境資訊輸出的不確定性分析程序及案例探討 [47]。而瑞典也有相對於不確定性分析之確認、量化及發展的探討報告 [32]。另外，美國環境毒物及化學物學會(SETAC)也曾於 1995 年針對生態風險評估之不確定性邀集各國專家學者進行研討，對於量化不確定性分析之理論、方法及溝通等發表數十篇論文，其中並有相關案例之討論 [46]。



在生態調查資料應用於模式分析方面，有對空間資料不確定性 (spatial uncertainty) 之探討如 Jager, Ashwood, Jackson 與 King [29] 利用景觀圖像與生物族群分佈比對來探討合適棲地狀況之不確定性研究；又如 Philips 與 Mark [35] 探討水文空間模式的內插誤差，並利用交叉驗證及標準偏差來量化內插值的不確定性；而 Chilès 與 Delfiner [25] 也著有專書以地質統計學 (Geostatistics) 來應用於空間不確定性之量化技術等。也有對時間資料不確定性 (temporal uncertainty) 之探討如 Jarvis 與 Stuart [30] 以時間序列資料分析農業害蟲出現頻率之風險不確定性；Annan [20] 以藻類成長模式及蒙地卡羅模擬來探討取樣之時間間隔對不確定性之影響；其實有許多對於經濟方面之預測 (如股票、期貨等) 也常用長期趨勢資料及統計概念來探討風險 (或稱之不確定性)。

三、不確定性之內涵

(一) 不確定性的來源

針對風險評估不確定性的來源，U.S.EPA [42] 於「暴露評估準則」中也指出對於風險評估的不確定性來源有情境的 (scenario)、參數的 (parameter) 及模式的 (model) 區分，整理如表 1 所列。

ERA 評估程序的建立對於各方面之生態衝擊影響程度雖已有較明確的一套流程，但評估結果是否完全正確或可完全信賴卻是一大隱憂。本文中依據 ERA 評估程序來推究不確定性的產生，大致上可概分為兩方面：其一是評估程序本身的不確定性，如以珊瑚礁生態系受到油污衝擊為例，假定將所蒐集之有限資料按照 ERA 評估程序所得之結果顯示，估計珊瑚礁於五年內會有 80% 死亡，但對所預期之風險的

表 1. 不確定性之型態及來源 [42]

不確定性之型態	來源	說明
情境	錯誤描述 錯誤聚集 錯誤判斷 不完整的分析	<ul style="list-style-type: none"> ● 不正確或不充足之資訊 ● 空間或時間上之概略估計 ● 選取不正確模式 ● 忽略了重要的思考途徑
參數	錯誤量測 錯誤取樣 變異性 代用之資訊	<ul style="list-style-type: none"> ● 不精確或偏頗之度量 ● 取樣太小或不具代表性 ● 於時間、空間或活動中產生 ● 例如使用有相似結構之化學品
模式	錯誤關係 錯誤模式	<ul style="list-style-type: none"> ● 在相關性中不正確引用關係 ● 排除了相關變數

可信度有多高卻無法說明，不確定性也就因而產生；甚至運用其他風險評估工具是否仍可獲得一樣的風險估計結果？因此特定之評估程序只是根據步驟做出一個評估結果，並無法直接告知結果之可信度，所以評估程序本身就隱含不確定性。另一方面則是評估程序中所需資料之不確定性，主要為對資料內容認知之不確定性及資料數量之不確定性，大致整理如下六大項：

1. 資訊的缺乏 (lack of information)：為不確定性最常發生的原因，可分為定性與定量的資訊缺乏兩種，但在處理由資訊缺乏所引起的不確定性轉換過程中，可藉由收集更多或更好的資訊來達成改善。
2. 龐雜的資訊 (abundance of information or complexity)：主要受限於人類所能察覺或是能處理模擬龐大資料的能力，其可以藉由轉換已得的資料成為適當簡化的資訊來達成改善。
3. 衝突的證據 (conflicting evidence)：在遇到矛盾的情況下，在確實情況的轉換過程中，需重新檢驗可得的資料中準確性的問題而非收集更多的資料或將資訊放在更寬鬆的尺度上處理。
4. 模稜兩可 (ambiguity)：常發生在某些語言描述之資訊上，可透過增加對字義的瞭解，可以從不確定性轉化為確定性。
5. 測量 (measurement)：只要在強調科學測量方面，如重量、溫度與長度等項目，都存在有儀器的準確度及人為觀測誤差的問題，但隨著測量技術的進步，量測儀器是可以更趨於精確，同時也發展自動觀測 (如光學、電磁波等) 之技術，也可以降低人為觀測誤差之不確定性。
6. 信念 (belief)：資料是客觀性的，然而當一個人相對系統的資訊作描述或規定時，其實是具有主觀的信念所產生，可能因人而異，此為不確定性之產生。

(二) 生態風險評估之不確定性

對於生態風險評估之不確定性的可能來源，概略區分為模式程序方面 (分析模式、相關試驗程序等) 與資料方面 (包括資料調查方法、資料引用及描述、資料密度、資料變異性等) 兩部份，對於多數是人為因素所造成的不確定性之可能來源及改善之道詳如表 2 所列 [10]。為降低不確定性，模式程序方面：要求應達到結構完整、模式驗證、參數率定及適時適地修正程序等。資料方面：在「質」的要求應達到合乎品管程序、引用無誤及溝通傳遞正確等；在「量」的要求



表 2. 人爲因素所造成不確定性的可能來源及改善之道 [10]

分類	來源	說明	可能改善方式
資料	質疑資料傳遞或意見溝通不夠明確清楚	資料來源不夠明確，或調查方法未依循相關準則。	<ul style="list-style-type: none"> ● 建議提供資料之原始文獻。 ● 追溯所使用調查方法是否符合該有之規範。 ● 確認調查範圍為區域性或僅為某一特定點。
	描述錯誤	未能符合適當之品管程序 (QA/QC)，引用不正確。	<ul style="list-style-type: none"> ● 確實執行品管程序 (QA/QC)。 ● 再確認計算式或檢查原始資料獲得所在是否相符。
	變異性	對同一現象之描述可能於不同事件而有差異。	<ul style="list-style-type: none"> ● 確認對該事件是否充分了解 ● 可利用機率 (或頻率) 分佈來表示其平均與偏差量值。
	資料空缺	因調查或實驗之各種因素限制，無法獲得連貫性資料或是較極端之資料。	<ul style="list-style-type: none"> ● 儘可能提高資料點之密度。 ● 以內插及外插方法來推求空缺資料。 ● 依據經驗以描述方式填補空缺段。
	測定量	對於所度量之觀測值並非必然相同 (相似因果但不同位置或相同因果但不同個體)。	<ul style="list-style-type: none"> ● 使用統計方法來建立標準值。 ● 收集更多資料及觀測量，來提高對測定量之信賴。 ● 強化實驗或調查法來偵測觀測值之差異性。
分析模式或程序	概念模式建立不當	概念模式為因果關係之系統化顯現，如因果關係未能明確指示，將錯失重要之分析。	<ul style="list-style-type: none"> ● 以不同方式來建立概念模式 (食物鏈、營養層等)，並比較差異及修正。 ● 強化概念模式，對於重要因果途徑必須標示且分析。 ● 由所獲得新資訊隨時修正概念模式。
	模式結構考量不夠完整	分析模式太簡化，將認定為不夠重要之因子去除就已存在不確定性。	<ul style="list-style-type: none"> ● 模式需經驗證 (verification) 可用。 ● 儘量納入所有已知可影響之因子 (不論大小)。 ● 比較分析結果與原始資料之相關度 (correlation)。
	模式型態 (引用經驗公式或數值模式)	不同模式有不同輸入因子數量 (或多或少)，其理論也有簡化或複雜之分，分析精確度各有不同。	<ul style="list-style-type: none"> ● 對於不同資料之分析可選用模式需先評估，採用較合適模式。 ● 可交叉使用不同模式來比對分析結果並評估其差異。 ● 模式採用參數是否為固定值？是否需要率定 (calibration)？
	實驗設計未能考量物種特性及其生存環境	實驗多有標準作業方式 (SOP)，但不同物種有其生存特性，對於標準測試方法可能錯失某些關鍵因子。	<ul style="list-style-type: none"> ● 儘量因地制宜，對不同物種及其棲地特性修正試驗方法。 ● 降低實驗室內控制環境與現地環境之差異性。

應達到足夠精確度 (儀器機械之極限) 及準確度 (觀測技術之極限)、充足資料點數及分佈、降低資料空缺等。

(三) 關鍵指標之探討

對於生態風險評估結果可能發生的不確定性可歸納以下兩點：

1. 事件發生或其本身之因果關係就具有無法保證確定之因素：例如以海岸船難之溢油事件而言，其發生時間及位置就無法預測 (雖然依運輸航道及海岸地形判斷可概略劃出潛勢地區)，即使發生了也無法明確地確認其漂流方向及影響範圍 (雖然有海象及海流資料也僅能概估)，就算油污已發生且確定影響到敏感地帶 (如珊瑚礁、海岸溼地等)，生態受到損傷與否及其強度亦無法預估，可能

清理得當並未有太多油污擴及，可能清理方式不當而造成二度傷害，可能生態系相當強健可以承受較高污染，可能生態系相當脆弱且不健全甚至無法承受極低污染。

2. 對事件因果關係之認知不足或是操作工具並不適當：如資料來源不夠明確，或調查方法未依循相關準則；未能符合適當之品管程序 (QA/QC)，引用不正確；對同一現象之描述可能於不同事件而有主觀上差異；對於所度量之觀測值並非必然相同 (相似因果但不同位置或相同因果但不同個體) 等等。

因此，對於可能衍生不確定性之關鍵因素，大致可歸納區分為：

1. 認知 (knowledge) 之不確定性：由於知識之極限，對於



暴露、因果關係及施壓反應等之真正本質其實並不清楚，仍有待深入探索。

2. 模式之不確定性：為求精簡及著重於描述主要影響因子，而忽略較次要之因子，因此在模式的程序執行上已發生因簡化所產生的不確定性。
3. 量之不確定性：觀測點數不足、自然現象具有之變異性、內外插之估計等等。

其中，對於認知及模式方面之不確定性改善其實我們能著力之處並不多，幾乎可以被認為是人類能力之極限，因此目前對於量之不確定性反而較廣被探討及研究，特別是利用客觀之統計方法來度量之。程序之不確定性難以量化或用統計及其他方法加以驗證解析，故只能針對程序步驟說明可能產生之不確定性要項及改善方式。然而，對於可量化資料的不確定性方面如何去降低，則根據所執行的採樣方法或 ERA 評估程序的要求等等因素，利用相關之統計方法來解析及驗證其可信度。而使用統計學之意義在於蒐集、整理及分析統計資料，並由經有限資料及理論分析的結果來做較大範圍的推論，使其在不確定性的情況下，獲致普遍性可接受結論的科學方法；藉由統計學概念將是確認各種影響產生的客觀機率之有效之工具，而統計族群相同事件之發生頻率（frequency）則是傳統之風險決定要素，因此不確定性將可估計。

四、不確定性分析之架構

（一）討論階段評估過程所衍生的不確定性

就以 ERA 評估程序之三階段而言 [7, 14]，於各階段可能產生事項之不確定性，茲分述如下：

1. 歸納確認問題階段：於此一階段，如果生態系產生不良反應之現象或變化足夠明顯，評估者當然可依據合理之初步假設來解釋影響為何發生及可能造成之傷害，如此將可構成一個問題之雛形。當然確認過程中也須考量可用資料充足性、可用經費、採樣時間限制、可接受不確定性程度及替代方案等因素，方能將問題更具體化及可執行化，而這些種種的考量也隱藏了不確定性。例如以溢油污染對生態衝擊之事件來看，如資料充足性包括：
 - （1）溢油案件調查：蒐集事件發生後各暴露途徑之油污量及分佈範圍、受損生態之種類、數量、程度及長期追蹤演變；
 - （2）生態資料：各種海洋生物性資源之分布與自然生態

定量資料，如種類、數量、分佈深度及範圍；

- （3）環境背景資料：對於環境污染評估，背景資料常引用國外資料或少數如環評調查之個案，但國內環境的特性與國外不同或個案之代表性不足。

由於客觀之資料不足或不夠完整，污染前後狀況之比對困難，風險估計仍有賴於評估者依經驗執行，如其立場和觀察角度各異，風險之不確定性因而產生 [10, 15]。

2. 分析階段：分析階段由以施壓源部份來探討「暴露性質分析」及受壓者部份來探討「生態衝擊分析」為主。其說明如下：

- （1）分析暴露就是由已知可參照資訊或本階段調查資料來判別“暴露”如何發生？“暴露途徑”是否已確認？例如以珊瑚於溢油污染事件來看，油污暴露途徑可為浮油直接接觸、溶解於水、水面下浮油接觸及沉積等等；而暴露機制可能因浮油進入潮間帶覆蓋海岸，隨潮汐高低而影響層面不同；另外於影響程度則隨濃度、粘滯性及毒性之高低，接觸面積之大小，及造成立即、長期或慢性之影響等等而有所不同 [10, 15]。上述這些判別也可能因評估作業員的認知而有所不同，因而產生不確定性。

- （2）至於分析生態衝擊，主要以定量方式描述生態不良反應結果及評價在不同施壓者程度下之相對反應，而不良反應可能為死亡、不孕、活動力降低、遷移等生物性或物理性變異等等。以上這些相關試驗（現場或實驗室內），是否會因試驗設計之機制不妥，或是暴露途徑之選擇不適當，或是珊瑚種類而不同有不同容忍度，對於某些試驗結果並未發現珊瑚之致死情形，但有些試驗則發現有珊瑚死亡或機能受損現象；但很明確地，暴露油污對珊瑚是有不良的影響，但到底造成明顯影響之門檻（threshold）為何？也成為判斷珊瑚受損程度之不確定性的一個主要因素。

3. 確認風險階段：此一階段概分為兩步驟，即風險估計及風險描述；評估者由所發生之暴露程度及既存或預期之不良反應來確切分析施壓源、效應及受壓體（個體、族群、群落或生態系）之間關係，並下達結論。其說明如下：

- （1）風險估計可由下列數個方式完成，如野外觀察、歸類及分級、單點暴露度（single-point exposure）及



反應之比較、建立整體性之施壓－反應比較關係及程序模式（process model）等，應用以上的方式均是以判斷之方法來顯現結論，同之前所述判斷上的正確性也會因不同的作業人員而產生認知上的不確定性。

- (2) 風險描述則是提出證據來支持風險估計結果，並依所設定評估終結點解釋其顯著生態不良反應發生狀況，同時討論不良反應之可能潛勢發展。在提出證據方面須注意證據資料之充足性及品質、證據不確定性之種類及程度及證據與評估問題是否有關聯且能直接回應。

(二) 不確定性分析架構之概述

量子物理大師 Heisenberg 於 1927 年曾提出不確定性的主要原則，強調不確定性存在於各種物理過程，不確定性只能消滅，不能消除 [33]。前一節之論述顯示資料的充足與否及正確性是 ERA 評估程序中不確定性的主要來源，也間接影響評估結果的可信度，因此有必要建立一套生態風險評估之不確定性分析模式架構來消滅不確定性，建議往後若有相關事件發生其作業人員都能遵循此模式架構進行，或可獲得較確切可信的結果。

陳俊宏 [16] 曾提出一個不確定性分析的架構，如圖 2 所示，整體的分析架構大致可分為三個階段：第一是對研究目標的確認與不確定性發生原因之探討；第二是對 ERA 模式程序及資料的剖析（包含不確定性之定性與定量描述）；第三是對先前所做之模式驗證結果建立不確定性分析架構與提出適當之結論與建議。而本文較著重於不確定性定量描述的驗證，因此資料點內插之 Kriging 法及不確定度量化的 Monte Carlo 模擬將探討於後。

(三) 資料點內插

對生物的觀測調查是可以評估環境品質的變化對生態系統的直接影響，然而卻不能精確地監測環境中的污染分佈及含量，且因生物的特異性（specificity）致使相同強度的干擾對於同族群之個別生物或許產生不同的生態效應，更何況同一受損症狀也可能由多種因素造成；因此利用空間內插之方式其實並不易用來評估及預測為調查區之生物受損狀況，而引用理化方法監測資料（如污染濃度、重量等）在資料點內插之分析方面是較優於引用生物監測資料。

對於資料不充足所致不確定性方面，例如根據一般採樣方法或 ERA 評估程序的要求等等，採樣的密度不夠或不均

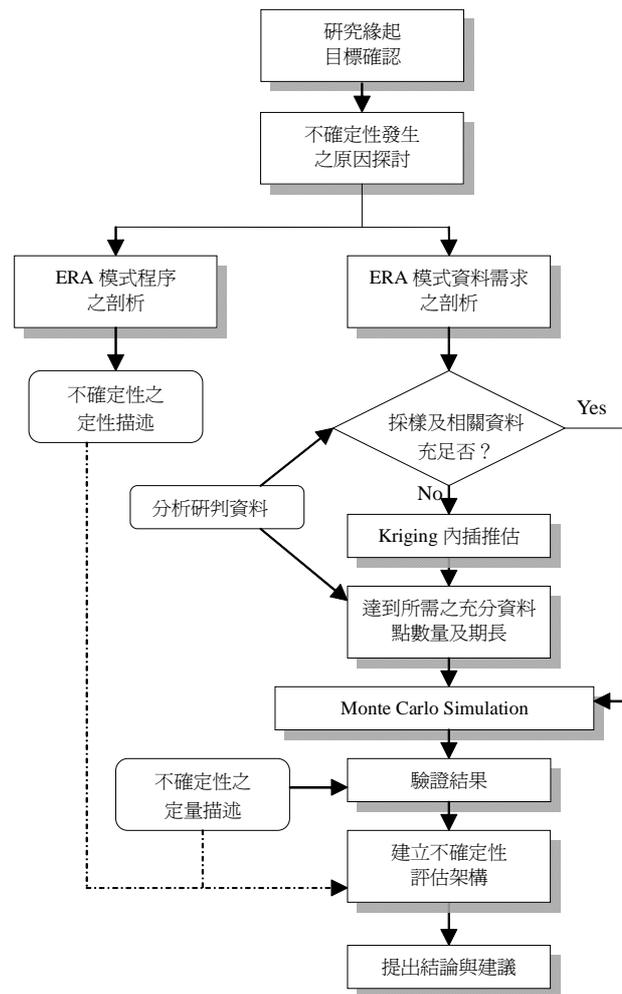


圖 2. 分析模式架構流程 [16]

勻的確是增加不確定性的一大因素，如要得到較多資料點則常受限於人力、經費、天候及時間等因素。如何去降低？或可利用內插方法的原理來推估出所需之樣本數，例如以「權重平均法」由局部區域進行內插可做為補足資料點缺失方式，而權重平均法中又以地質統計學所發展之克利金法（Kriging）較為簡單且迅速，同時又可得到較佳的內插成果；其相較於傳統空間內插方法，克利金法有其優點，例如考慮樣品的空間相關性或變異性、可更真確地重現已知資料點及提供未知點之誤差估計等，故為學者專家最常運用之方法 [3, 11]。點狀觀測資料如何可拓展至面狀分布？其為線性或非線性特性，其實是難以捉摸的，此一概念存在於生物監測資料，也存在於理化方法監測資料；但本文所介紹的克利金法可採用之內差方式也有多種（如利用指數、高斯、球體等半變異圖模式等），是應用性相當廣的非線性方法，於模擬及預測方面一直有相當不錯的成果。



克利金法的核心概念是利用變異圖 (variogram) 來描述資料的空間相關性, 並經由變異圖所展現的空間結構模式對未採樣位置做最佳線性無偏的估計 (best linear unbiased estimation, BLUE); 亦可應用於空間變異的分析和空間變數的預測, 對於具有空間相依特性的變數, 在一區域內可經由若干少數的取樣資料預測並描繪出該變數在區域內之空間分佈, 如此便有可減少採樣點數的實際效益。然而實際採樣作業仍有其一定程序, 在污染濃度方面: 如參考環保署民國 90 年公告之「土壤採樣方法」, 採樣佈點雖可依採樣目的而調整, 可一次採樣作評估, 亦可能需要以多階段執行, 通常第一次可作較大範圍、較大間距的均勻佈點來對全區的概略了解, 如果可持續進行第二次或第三次, 則應儘量集中於高污染區內及邊界附近, 即調查由開始至結束階段, 佈點重心也由場址的全面性趨於污染源或高濃度區。在生物調查方面: 如參考環保署民國 94 年公告之「硬底質海域表棲生物採樣通則」, 一般以橫截線調查法 (呈一直線測點的硬底質上, 直接記錄橫截線上的表棲生物種類、數量及其覆蓋度) 或方框測量法 (將固定面積測點的硬底質上, 直接記錄方框內的表棲生物種類、數量及其覆蓋面積), 至於截線或方框之設置密度則未說明, 但其原則仍不外乎由全面性趨於損害較嚴重之較小區域。

克利金推估之特性如下:

1. 線性 (linear): 推估值 z^* 為 n 個觀測值之線性組合

$$z^*(x_0) = \sum_{i=1}^n \lambda_i z(x_i) \quad (1)$$

z^* 為空間位置上 x_0 上之推估值, $z(x_i)$ 為空間位置之觀測資料, λ_i 為 $z(x_i)$ 對 z^* 之權重係數。

2. 不偏估 (unbiased): 推估值之期望等於觀測資料之期望值。

$$E[z^*] = E[z] \quad (2)$$

3. 最佳化 (optimal): 推估值與觀測資料之變異數為最小,

$$\text{Min} \left\{ \text{Var} [z(x_0) - z^*(x_0)] = E [z - z^*]^2 \right\} \quad (3)$$

而變異數為

$$\begin{aligned} & \text{Var}[z(x_0) - z^*(x_0)] \\ &= 2 \sum_{i=1}^m \lambda_i \gamma(|x_0 - x_i|) - \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m \lambda_i \lambda_j \gamma(|x_i - x_j|) \\ & \quad - 2\mu_0 \left(\sum_{i=1}^m \lambda_i - 1 \right) \end{aligned} \quad (4)$$

其中 $\gamma(|x_0 - x_i|)$ 和 $\gamma(|x_i - x_j|)$ 為半變異數, 可由半變異圖模式求得。

相關採樣原則之研究包括應用指標克利金法推估, 建立未採樣點性質的不確定性模式 [12, 31], 此外, 應用機率克利金法 (probability Kriging) 與累積分佈函數克利金 (CDF Kriging) 等推估方法以界定環境污染區域 [3], 應用排序性階段叢集採樣法與克利金法進行採樣以找到污染場址的污染核心所在 [1], 以上文獻都均有得到較佳之內插結果及污染場址的調查與界定。又有應用克利金法來探討水文空間模式的內插誤差, 並利用交叉驗證及標準差來量化內插之不確定性 [35]; 以及用克利金法來討論生態採樣的時間間隔與空間分佈影響, 以自相關性質來說明內插的精確度及不偏性 [37] 等。而陳俊宏 [16] 應用「SURFER-8.0」提供之克利金模式探討空氣品質監測之空間分佈模式, 應用區域以大台北地區 17 個測站進行臭氧濃度之推估, 其推估結果經交叉驗證分析結論發現: (1) 資料點數不足時, 雖然 Kriging 法仍可獲得不錯之準確度, 但不偏性卻降低了, 故以有限之資料點進行內插仍有其最低所需點數之限制; (2) 平滑度在 Kriging 模式中是無法避免的, 由高濃度進入低濃度地區會造成過度平滑的趨勢, 造成低估或高估。

(四) 不確定度之量化

近來於不確定性分析研究中, 最常見之方法如: 均值一階二矩法、改良一階二矩法、羅森布魯斯點估計法、哈爾點估計法、蒙地卡羅法及拉丁高次取樣法等 [13], 其中以蒙地卡羅法 (Monte Carlo method) 最為基本且簡單, 且蒙地卡羅法運用了兩個重要的理論: 一個是大數法則, 另一個是中央極限定理。由於每次模擬所獲得的數值, 都可以視為一個相同分配中所獨立抽取出來的隨機變數; 因此, 在執行相當龐大次數的模擬後, 利用大數法則下所得到的樣本平均數即為估計母體平均數的不偏估計; 另一方面, 樣本平均數的抽樣分配在中央極限定理下, 即為常態分配的本質, 相當容易進行統計推推論與區間估計的工作 [16]。



蒙地卡羅模擬是屬於不確定性分析機率理論的方法之一，適用於分析設定參數和預測值之間的關係。在考慮參數不確定性的情況下，若輸入的參數是有分佈特性的（如常態分佈或均勻分佈等），則模式的輸出結果也將呈現新的輸出分佈，如此便能進行不確定性分析。在進行模擬時，首先建立各個參數的分佈（利用有限觀測資料或適用數學模式），接著再以亂數產生器隨機挑選參數分佈的任意值，將所挑選的參數值代入模式中計算，即可得到一次的模擬結果，如此重複 100、1000、10000 次或更多次的情况下，輸出值也將呈現新的分佈，圖 3 為蒙地卡羅模擬程序之示意圖 [26]。

蒙地卡羅模擬和一般的數值方法不同，它不是單純數學化求解各變量的數值關係，而是通過建立數學模型進行模擬試驗，然後從試驗過程測定各變量的數值。因此，它是一種通過試驗求數值解的方法，應當把它看作一系列的試驗過程，其流程如下 [16]：

1. 利用有限觀測資料，將現有參數數據依大小排序，劃分範圍及輸入各範圍之個數。
2. 依據範圍算其累積分布函數（cumulative distribution function, CDF）。
3. 將隨機變數 x 之累積分布函數設為 $F(x)$ ，則累積機率 $F(x) = u$ 時，隨機變數 x 值可以逆推法求得：

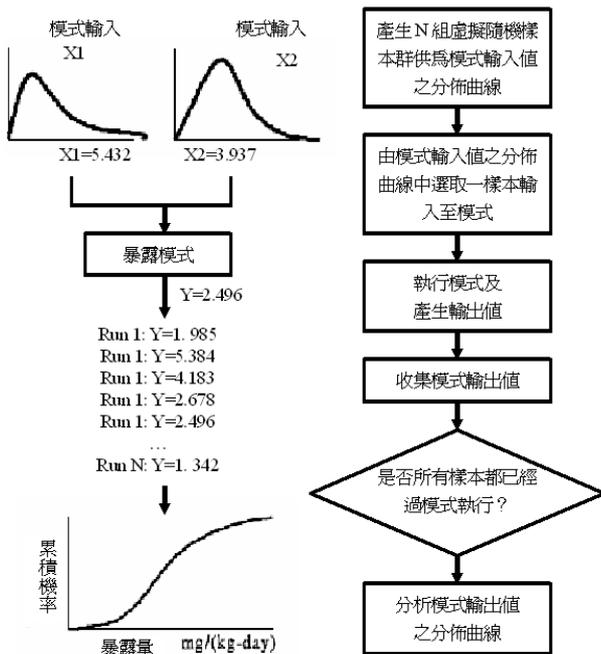


圖 3. 蒙地卡羅模擬程序之示意圖 [26]

$$x = F^{-1}(u) \quad (5)$$

式中 u 介於 0 與 1 之間，且具有特定分佈之特性（選用均勻或常態），故隨機變數 u 之機率密度函數（probability density function, PDF）與累積分布函數具有相似之分布型態。

4. 利用亂數產生器可產生一組標準均勻分布之隨機變數 u ，經由 (5) 式可將 u 轉換為 x 。
5. 重複步驟 4 同樣過程 n 次即可產生 n 組數據（如 1~10000 次）。

國內相關研究如區域化貯蓄函數法之發展及其不確定性分析 [6]，集水區降雨逕流時空分佈之模擬與結合地文參數之不確定分析 [17]，台北及高屏地區土壤污染涵容能力推估 [19]，探討非飽和土壤異質性對入滲影響 [2]，及鮭魚存活率不確定性分析 [8] 等，也都有獲得頗佳之不確定性模擬結果。而國外也有相關論文探討蒙地卡羅模擬理論 [34] 及環境模式之應用 [36, 45] 等。而陳俊宏 [16] 也應用蒙地卡羅模擬於淡水河 WQI_8 水質指標之不確定性驗證，其結果顯示隨模擬次數的增加，對於模擬值有趨於穩定之現象及達到可信程度（約需 2000 次以上才有較佳之模擬結果），另外也發現原始數據的範圍太大或太過集中於某一範圍內，將導致製作 CDF 累積機率分佈圖後之模擬過程中，亂數產生無法均勻分布或可能容易集中於某一範圍內。

五、結論

生態系是複雜的系統，是很難了解的系統，尤其在時、空之尺度上的差異更大，想要評估生態系受衝擊下之立即及慢性風險都充滿了不確定性。而於生態風險評估中所探討的，除了風險評估機制之本身意涵之外，尚包括科學的不確定性影響，此乃因風險評估必須依據科學證據；但科學證據可能因為資料不充分，或科學家與分析人員間之不同觀點，而使得科學證據的確定性受到質疑，導致分析過程或結果有所影響而引發爭議。在本文中所提出以克利金推估及蒙地卡羅模擬法來提升對不確定性程度的掌握，在文獻調查中也發現許多案例可供參考，說明了方法是可採信的。然而由於生態風險資料蒐集不易（如生物受損情形及其所受污染之程度與分佈等，通常無法獲得全貌），此刻並無實際模擬案例可為援例，但對於國內於 2001 年之墾丁國家公園龍坑生態保護區受擱淺貨輪阿瑪斯號滲漏燃油污染案件，由於清理時效



延宕造成污染擴大，危及海岸珊瑚礁生態，目前國內相關單位及學者已有持續對生態之調查及監測，然而研究成果及數據尚未公佈，且國際求償訴訟也仍進行中，未來將朝此一研究方向前進。

為解決這些所引發之不確定性問題，本文以生態風險評估為例而作以下幾點結論：

1. 建立不確定性分析架構的必要性：將所收集之不確定性因素統整，剖析 ERA 評估程序較常發生或隱藏之不確定性，依定性及定量方式分別探討之，並有系統地建立整個分析流程，以利往後在評估生態風險時都能以此為考量下減低其不確定性。
2. 以定性方面考量：由於環境所具有的風險，同時會對許多不同的個體或群體產生影響，此種特性不但造成不同個體會產生不同角度的環境認知，亦可能使不同團體，在進行環境風險評估時，會以截然不同的手段與模式進行評估，故在取得不同層面之風險資訊時，對於施壓者、受壓者必須考量到資料的代表性與數據的品質與品保等。藉由發現風險評估之程序或模式所引發之不確定性，改善其因素來提高評估之可信度。
3. 以定量方面考量：量化的呈現常常是決定判斷風險可信程度的主要因素，為降低採樣時密度不均勻或點數不足之問題，可用 Kriging 法內插及推估之，以解決因採樣上受限之因素。至於資料蒐集期距太短而產生可信度問題，經由蒙地卡羅模擬也可模擬出較佳之可信範圍，同時也可找出數據間所隱藏的不確定性。

生態風險評估於定量方面常因資料蒐集不易或長期慢性影響之結果無法立刻獲得，通常是不易執行的，而多導向較屬經驗判斷的定性描述；然而定性分析方面所提出的證據常因主觀意識的不同，往往造成風險的因果關係之結論有差異，而產生較常發生之認知上的不確定性，這是必須注意的。

誌謝

本文為延續國科會專題研究計畫（NSC91-2313-B-212-006）及陳俊宏先生之大葉大學碩士論文等部份成果而成，作者在此對國科會之經費補助與聯合大學顏有利教授、大葉大學申永順教授之指正建議皆表示感謝。

參考文獻

1. 吳榮富（民 90），以排序性階段叢集採樣結合克力金法推估土壤中之重金屬分佈，國立臺灣大學農業化學研究所碩士論文。
2. 吳富春、沈易徵（民 88），以蒙地卡羅模擬探討非飽和土壤異質性對入滲之影響，台灣水利，47(3)，頁 66-81。
3. 李達源、莊愷瑋（民 92），應用地理統計界定污染場址中之污染範圍，台灣土壤及地下水環境保護協會簡訊，7，頁 2-12。
4. 林建元（民 82），山坡地開發災害風險之負擔合理化，都市與計畫，3(20)，頁 279-301。
5. 邱文雅（民 88），關渡濕地水土特性與生態風險之評估，國立臺灣大學農業工程研究所碩士論文。
6. 侯俐芳（民 92），區域化貯蓄函數法之發展及其不確定性分析，國立交通大學土木工程研究所碩士論文。
7. 洪慶宜（民 91），生態風險評估與海洋環境保護，海下技術季刊，12(1)，頁 48-59。
8. 馬昱、吳富春、曾尹玢（民 90），模糊 α -cuts 法與蒙地卡羅法之鮭魚存活率不確定性分析比較，中國農業工程學報，47(4)，頁 48-55。
9. 張揚祺（民 91），環台海溢油污染風險評估，台灣海洋水質環境管理資料庫系統操作研習會，高雄。
10. 張慶正（民 93），台灣海岸地區溢油污染及清理方式之生態風險評估原則—以珊瑚礁生態系為例，大葉大學環境工程研究所碩士論文。
11. 莊愷瑋、李達源、陳尊賢（民 86），地理統計預測污染土壤中重金屬的空間分佈：I. 極端值與半變異圖模式的影響，中國農業化學會誌，34(5)，頁 560-574。
12. 莊愷瑋、李達源、陳尊賢（民 88），以地理統計的交叉驗證法決定重金屬污染土壤的在次採樣策略，中國環境工程學刊，9(2)，頁 89-96。
13. 郭振泰（民 91），水壩安全檢查最佳次序及週期之建立，台灣大學水工試驗所，經濟部水資源局委託研究計畫成果報告，台北。
14. 陳宜清（民 91），生態風險評估之內涵、方法及應用，大葉學報，11(2)，頁 129-143。
15. 陳宜清、張慶正（民 92），建立台灣海岸溢油污染及清理之生態風險評估準則—應用於珊瑚礁及海岸濕地生態系，行政院國家科學委員會專題研究計畫成果報告



- (NSC91-2313-B-212-006)，台北。
16. 陳俊宏 (民 94)，建立生態風險評估模式之不確定性分析基本架構，大葉大學環境工程研究所碩士論文。
 17. 黃誌川 (民 91)，集水區降雨逕流時空分不障礙－結合水文參數之不確定性分析，台灣大學地理環境資源學研究所博士論文。
 18. 葛健群 (民 91)，高屏溪水生生態風險評估，國立高雄師範大學生物科學研究所碩士論文。
 19. 謝添進 (民 91)，台北、高屏地區土壤污染涵容能力評估，成功大學環境工程學研究所博士論文。
 20. Annan, J. D. (2001) Modelling under uncertainty: Monte Carlo methods for temperally varing parameters. *Ecological Modelling*, 136, 297-302.
 21. Barnthouse, L. W., G. W. II Suter, S. M. Bartell, J. J. Beauchamp, R.H. Gardner, E. Linder, R.V. O'Neill and A. E. Rosen (1986) *User's Manual for Ecological Risk Assessment*, Report No. 2679, Environmental Sciences Division, Oak Ridge National Laboratory, Oak Ridge, TN.
 22. Bartell, S. M., G. Lefebvre, G. Kaminski, M. Carreau and K. R. Campbell (1999) An ecosystem model for assessing ecological risks in Québec rivers, lakes and reservoirs. *Ecological Modelling*, 124, 43-67.
 23. CCME (1996) *A Framework for Ecological Risk Assessment: General Guidance*, PN-1195, Ottawa, ON, Canada.
 24. CCME (1997) *A Framework for Ecological Risk Assessment: Technical Appendices*, PN-1274, Ottawa, ON, Canada.
 25. Chilès, J. and P. Delfiner (1999) *Geostatistics: Modeling Spatial Uncertainty*, John Wiley & Sons, New York, NY.
 26. Cullen, A. C. (1995) The sensitivity of probability risk assessment results to alternative model structures: A case study of municipal waste incineration. *Journal of the Air and Waste Management Association*, 45, 358-546.
 27. Efrogmson, R. A., W. H. Rose, S. Nemeth and G. W. II Suter (2000) *Ecological risk assessment framework for low-altitude overflights by fixed-wing and rotary-wing military aircraft*. ORNL/TM-2000/289, Report prepared for the U.S. Department of Defence, Washington D.C.
 28. Håkanson, L. (1979) An Ecological index for aquatic pollution control: A sediment- ological approach. *Water Research*, 14, 975-1001.
 29. Jager, H. I., T. L. Ashwood, B. L. Jackson and A. W. King (2000) Spatial uncertainty analysis of ecological models. 4th International Conference Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EMA), Banff, Alberta, Canada.
 30. Jarvis, C. H. and N. Stuart (2000) Uncertainties in modeling with time series data: estimating the risks posed by crop pests, 4th International Conference Integrating GIS and Environmental Modeling (GIS/EMA), Banff, Alberta, Canada.
 31. Journel, A. G. (1988) Nonparametric geostatistics for risk and additional sampling assessment. In: *Principles of Environmental Sampling*, 45-72. L. H. Keith, Ed. American Chemical Society.
 32. Magnusson, S. E. (1997) *Uncertainty Analysis: Identification, Quantification and Propagation*, Report 7002, Department of Fire Safety Engineering, Lund University, Sweden.
 33. McKay, M. D. (1988) Sensitivity and uncertainty analysis using a statistical sample of input values. *Uncertainty Analysis*, 145-186. Y. Ronen, Ed. CRC Press, Boca Raton, Florida.
 34. Papadopoulos, C. E. and H. Yeung (2001) Uncertainty estimation and Monte Carlo simulation method. *Flow Measurement and Instrumentation*, 12, 291-298.
 35. Philips, D. L. and D. G. Mark (1996) Spatial uncertainty analysis: propagation of interpolation errors in spatially distributed models. *Ecological Modelling*, 91, 213-229.
 36. Poulter, S. R. (1998) Monte Carlo simulation in environmental risk assessment: Science, policy and legal issues. *Risk: Health, Safety & Environment*, 9(1), 7-26.
 37. Robertson, G. P. (1987) Geostatistics in ecology: Interpolating with known variance. *Ecology*, 68(3), 744-748.
 38. Suter, G. W., II. (1993) *Ecological Risk Assessment*, 2nd Ed., CRC Press, Boca Raton, FL.
 39. U.S. Army Center for Health promotion and Preventive Medicine (2001) *Wildlife Toxicity Assessment for High Melting Explosive (HMX)*, USACHPPM Document No. 39-EJ-1138-01E, Aberdeen Proving Ground, MD.
 40. U.S. Army Corps of Engineers (1992) *Guidelines for Risk and Uncertainty Analysis in Water Resources Planning-Vol. 1*, IWR Report 92-R-1, Water Resources Support Center, Institute for Water Resources, Fort Belvoir, VA.
 41. U.S. EPA (1992a) *Framework for Ecological Risk*



- Assessment*, EPA/630/R-92/001, Risk Assessment Forum, Washington D.C.
42. U.S. EPA (1992b) *Guidelines for Exposure Assessment*, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.
43. U.S. EPA (1997) *Exposure Factors Handbook*, Office of Research and Development, National Center for Environmental Assessment, Washington, DC.
44. U.S. EPA (1998) *Guidelines for Ecological Risk Assessment*, EPA/630/R-95/F002, Risk Assessment Forum, Washington D.C.
45. Verdu', F. and Y. Villacampa (2002) A computer program for a Monte Carlo analysis of sensitivity in equations of environmental modelling obtained from experimental data. *Advances in Engineering Software*, 33, 351-359.
46. Warren-Hicks, W. H. and D. R. J Moore (Ed.) (1998) *Uncertainty Analysis in Ecological Risk Assessment*, Proceedings of the Pellston Workshop on Uncertainty Analysis in Ecological Risk Assessment, SETAC Publication, Pellston, MI.
47. Yoe, C. E. and L. Skaggs (1997) *Risk and Uncertainty Analysis Procedures for the Evaluation of Environmental Outputs*, IWR Report 97-R-7, U.S. Army Corps of Engineers, Water Resources Support Center, Institute for Water Resources, Alexandria, VA.
48. Zimmermann, H. J. (2000) An application-oriented view of modeling uncertainty. *European Journal of Operational Research*, 122(2), 190-198.

收件：94.06.10 修正：94.08.16 接受：94.09.16

