

The Use of Chinampa-like Islets to Restore Mangroves on Collapsed Soil

Aníbal F. Ramírez-Soto,^{1,5} Arturo García-Valencia,¹ Ixchel Sheseña-Hernández,¹ Omar Trujillo Santos,¹ Juan Carlos Villa-Espíritu,¹ Elizabeth Pérez Barrera,¹ Rafael Rodríguez Mesa,¹ Israel Gómez Sánchez,¹ Ernesto Ruelas Inzunza², Alma Vázquez-Lule³, Jorge López-Portillo⁴

¹ Red de Viveros de Biodiversidad, A.C., Coatepec, Veracruz, México 91500

² Universidad Veracruzana, Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Xalapa, Veracruz, México 91090

³ Artificial Intelligence for Earth Sciences, AIFOR, Queretaro, México 76226

⁴ Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México 91073

⁵ Corresponding author: Aníbal F. Ramírez-Soto aramirez@revivemx.org

Abstract

The restoration of mangroves growing on collapsed soils remains a critical challenge in Mexico, where traditional reforestation efforts often fail due to inadequate feasibility analysis, the absence of reference ecosystems, and insufficient long-term monitoring. In this synthesis, we document over 17 years of development and application of chinampa-like islets in restoring mangroves, a technique inspired by Mesoamerican practices and contemporary ecological principles such as succession and nucleation. The methodology consists of constructing islands of approximately 1 m² by artificially raising the soil surface to match that of a reference mangrove, using structures made from local materials to retain sediments and facilitate the germination and establishment of nursery plants, propagules, and native seeds. We have applied this technique in the Alvarado Lagoon System (Veracruz, Mexico), where it has proven functional, cost-effective, and scalable, achieving remarkable recovery in sites where natural regeneration is impossible due to subsidence of up to 60 cm. Results show progressive crown expansion, island consolidation by *Rhizophora* mangle root systems, and canopy cover approaching 80% within 7 years. Its large-scale implementation—15,000 chinampas across 40 ha - confirmed its effectiveness under appropriate hydrological conditions. The chinampa technique is a viable tool for restoring mangroves with arrested succession, provided it is implemented with clear ecological reference conditions, microtopographic analyses, and long-term monitoring.

Keywords: microtopography, nucleation, hydrology, ecological mangrove restoration, arrested succession, landscape connectivity.

1. Introduction

Throughout human history, coastal ecosystems have been closely tied to the development of societies. Such is the case of mangroves—ecosystems that have supported human groups for thousands of years. In Mexico, the scientific study of mangroves is relatively recent, with the first investigations beginning in the second half of the 20th century. Our understanding of their dynamics is still developing. However, as early as pre-Hispanic times in ancient Mesoamerica, there is evidence suggesting the diverse use of mangrove and wetland resources. A wide variety of products—including fish, precious feathers, fruits, and animals—were transported from these ecosystems to the great city of Tenochtitlan. The abundance of these resources is meant to be understood as a terrestrial Tlalocan, alluding to the paradise inhabited by Tlaloc, the rain god and symbol of abundance.

Mexico is one of the six countries with the largest mangrove cover worldwide. In 2020, these forests occupied approximately 900,000 hectares of the national territory (Rodríguez-Zúñiga et al. 2022). Mexican mangroves exhibit marked differences across regions, producing distinct structures and species compositions shaped by local conditions. This heterogeneity is closely linked to geomorphological processes, although natural and anthropogenic phenomena can also affect mangrove structure over relatively short periods (Goldberg et al. 2020). Despite the variety of threats, restoration efforts in these ecosystems are mostly limited to reforestation. Such actions generally lack a feasibility assessment and are not followed by adequate long-term monitoring, resulting in a lack of quantitative information about the effectiveness of implemented interventions (Duke 1996; Brown & Lewis 2006; Balke & Friess 2016).

Due to the alarming rate of mangrove loss in Mexico, numerous governmental efforts are implemented to promote ecological mangrove restoration (hereafter EMR). However, the vast majority of these projects are unsuccessful because of poor site selection, often targeting areas with low restoration potential. The failure rate increases further due to the absence of long-term monitoring systems and the lack of performance evaluations beyond the first years of seedling survival (Ceccon et al. 2015). Additionally, the concept of reference ecosystems—i.e., mangrove stands that develop under natural site conditions and can be used as benchmarks to evaluate the performance and success of EMR actions—is largely absent from the design and implementation of large-scale reforestation programs. As a result, mangrove species are planted in areas whose geomorphological, hydrological, and microtopographic characteristics differ from those under which they would naturally occur (Erftemeijer & Lewis 2000). As in most mangrove restoration projects worldwide, the main action carried out is nursery-based reforestation, with a strategy centered mostly on planting propagated seedlings (Aksornkoae 1996; Kamali & Hasim 2011; Laulikitnont 2014; Adams 2015; Graham et al. 2017).

In mangrove ecosystems, accretion or sediment infilling is essential to support succession and the recruitment of new mangrove forests (Thom 1984). When a degraded ecosystem exhibits water levels more than 60 cm lower than those of a reference mangrove, the natural rooting of mangrove seedlings becomes severely constrained, thereby hindering natural succession. Secondary succession requires sediment capture and the restoration of suitable conditions for mangrove forest establishment. Then, while accretion occurs naturally in ecosystems that have not undergone degradation, under certain EMR conditions, the

artificial restoration of microtopography can facilitate secondary succession processes and, consequently, the success of restoration actions.

The restoration of microtopography, combined with reforestation using nursery plants or propagules, can accelerate successional trajectories through nucleation mechanisms (Lewis 2005; Zahawi & Augspurger 2006). Here, we present documentation of a mangrove ecological restoration technique that has recently gained prominence in the Gulf of Mexico region and other parts of the country: the chinampa. This approach integrates pre-Hispanic agricultural practices with contemporary ecological knowledge and techniques such as nucleation and ecological succession. The documentation is based on the technical, scientific, and field experience we have developed over the past 17 years in mangrove ecosystem restoration actions within the Alvarado Lagoon System (ALS) in Veracruz, Mexico (Figure 1).

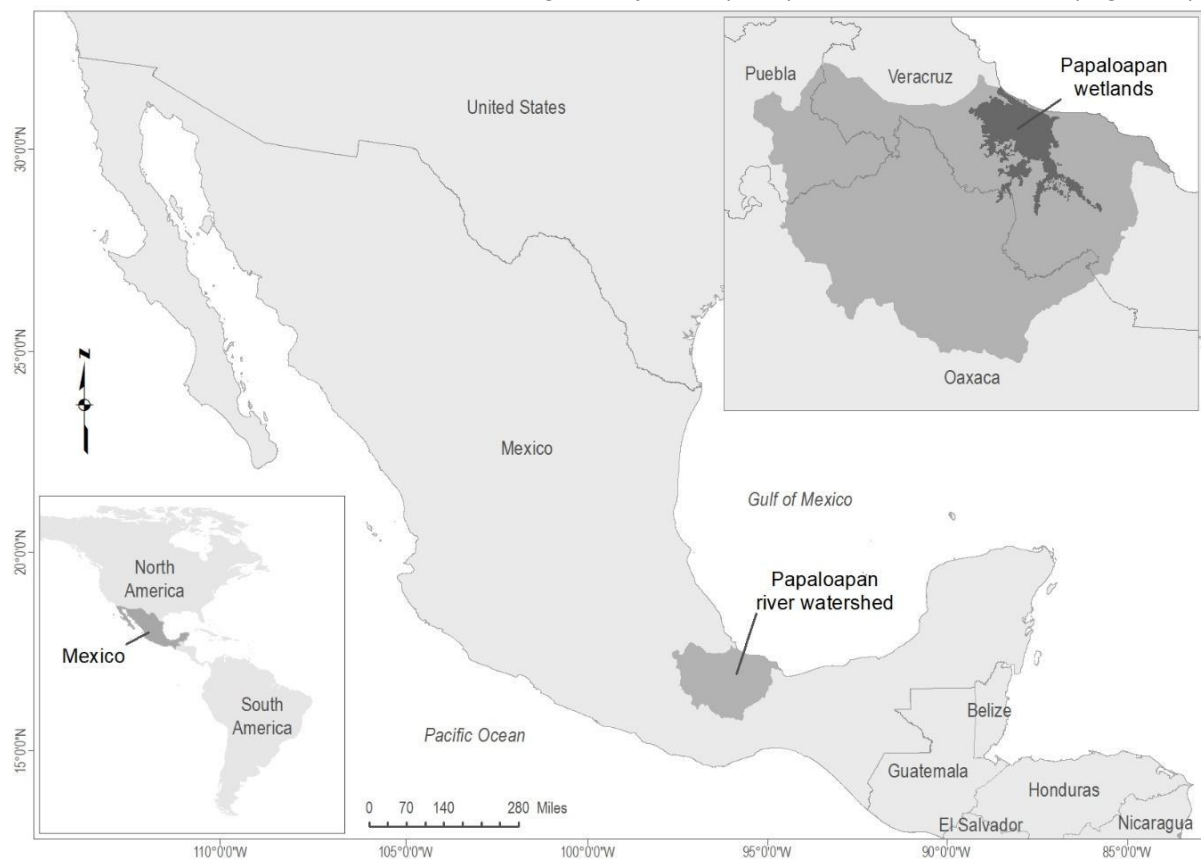


Figure 1. Location of the restoration areas on which our experience in developing and implementing the chinampa-based EMR technique is based. The image shows the wetlands of the Papaloapan River basin, located primarily in the state of Veracruz, Mexico.

2. Experience Gained in Mangrove Restoration Using the “Chinampas” Technique

Chinampa refers to the technique used in pre-Hispanic Mesoamerica for agriculture on lakes or flood-prone areas, which relied on mud from the lake bottom contained in wooden fences or cages for the construction of “floating gardens”: islets or gardening bed strips to plant produce (Menotti & O’Sullivan 2012). The ecological restoration technique we developed considers pre-Hispanic wetland agricultural methods (Nations & Komer 1983), nucleation-based restoration approaches—particularly those advanced by the Anderson groups—and

soil-transfer techniques (Reis et al. 2010), and the use of various plant species in addition to mangroves. Our experience with this technique spans from 2008 to the present.

We began mangrove reforestation efforts in the ALS in 2008 without fully understanding the ecological complexity to be addressed. During this initial stage, we focused on what Lewis describes as “mangrove gardening,” meaning the production of seedlings and their direct planting (Lewis 2005), even in unsuitable locations dominated by vegetation communities other than mangroves, such as “espartales” (*Fimbristylis spp.* and *Spartina spp.*, Figure 2) whose microtopographic variation (i.e., a 30–40 cm difference) defines entirely different ecosystems. As a result, this first attempt led to complete reforestation failure within the first few months. This failure encouraged us to a deeper historical analysis. A review of aerial photographs of the region from 1975, 1995, and 2006 showed that the areas now covered with espartales had never supported mangrove forests, whereas other sites did exhibit patterns of natural regeneration. From this process emerged criteria to identify and map areas that historically supported mangroves and therefore exhibit higher restoration potential, in contrast with sites that have never naturally sustained mangrove vegetation.



Figure 2. “Mangrove gardening” in espartales.

In addition to the previous implementation, we identified areas dominated by “tulillar” (*Eleocharis spp.*), which exhibited microtopography more suitable for potential mangrove development. Between late 2008 and 2009, we carried out reforestation efforts using white mangrove (*Laguncularia racemosa*) on these sites. These plantations appeared to be progressing well until a hurricane caused prolonged flooding of the sites. The impact of the hurricane revealed an uncomfortable truth: despite the mangrove plants having already exceeded 2 m in height, more than 80% of them died.

This outcome encouraged us to observe more closely the natural dynamics of the ecosystem and its landscape configuration. During field visits, we noticed that some mangroves had survived—primarily those growing beside *Sabal mexicana* palms, whose presence indicated a subtle yet decisive microtopographic variation. The growth pattern of these surviving mangroves resembled a chinampa: small islets formed through sediment accretion. We realized that microtopography governs the ecological sequence of mangroves and that replicating these conditions could offer a different pathway forward. This insight led to the idea of constructing chinampas at the natural level of the reference ecosystem (i.e., the reference mangrove). This concept would later be consolidated as the chinampa-based restoration technique (Figure 3).



Figure 3. Chinampa-based restoration technique. The figure shows a chinampa measuring 1 m², constructed from wood and filled with sediments above the water level.

However, until this point, our perspective remained limited: we planted only white mangrove (*L. racemosa*) in chinampas, even though the surrounding ecosystem was a mixed mangrove forest organized into natural aggregation nuclei rather than orderly bands. Observing these structures revealed the central role of red mangrove (*Rhizophora mangle*) as the initial stabilizer of chinampas, consolidating them with its root systems. We also learned that the small natural nuclei—ranging from 1 – 5 m²—are composed of lianas that accompany the pioneer mangrove and perform key functions in ecological succession.

Thus, although mangroves are pioneer species and ecological succession both begin and end with them, other species grow alongside them, performing complementary structural functions that enrich and sustain the complexity of the mangrove ecosystem. The mangroves revealed that many more species coexist within them than are typically recognized at first glance. In addition to mangrove species, *Pachira aquatica*, *Annona glabra*, *Randia* sp., and the so-called mangrove mesquite (*Zygia recordii*), among others, also thrived there. When these species grew at low elevations—arranged in a chinampa-like pattern—it became evident how the ecosystem functioned as a diverse mosaic, in which each species contributed to the overall structure and resilience.

2.1. Development of Chinampa Prototypes and Documentation of Functionality

We began constructing chinampa prototypes using wire mesh to form nuclei capable of retaining sediments and organic matter. We compacted the material until achieving the desired microtopography, then planted mangrove species selected based on site conditions. The placement of chinampas was defined within a broad ecological zoning framework guided by the reference ecosystem. Our results were particularly successful with high-quality nursery plants, whereas propagules faced greater challenges due to competition with herbaceous vegetation. We also observed that the natural arrival of propagules depended on water quality and the distance to healthy reference mangrove patches—an often-overlooked factor in many restoration projects.

When we experimented with different types of nuclei and combinations of propagules and nursery plants, the evidence became clear: nursery plants delivered better results (Figure 4). This choice sparked debate, particularly among those advocating for the exclusive use of propagules. Over time, plant production evolved from traditional bags to pellets, which showed improved field performance and greater adaptability to mangrove conditions. After 3 years of monitoring chinampas, we confirmed their effectiveness, as red mangrove began expanding beyond the initial 1 m² area, growing in complementarity with black mangrove (*Avicennia germinans*).



Figure 4. Chinampa with a high-quality nursery plant.

Upon achieving this, the chinampas expanded in surface area, their crowns began to touch, and we determined an optimal density of 425 chinampas per hectare based on the principle of edge effects. More nuclei created a greater perimeter and, consequently, greater ecological connectivity. After 7 years, the chinampas reached nearly 80% canopy cover, displaying an early successional but functional structure, as the mangrove has not yet reached the basal diameters or heights characteristic of a mature forest. Under optimal conditions, trunk development and canopy closure could occur more quickly, particularly if the density of chinampas per hectare is increased or their spatial arrangement is optimized. From our learning process, the technique is not limited to constructing mounds, but rather involves designing the entire process: feasibility study, strategic placement, and appropriate species selection.

Our understanding of disturbance in mangrove forests has been a gradual process. We now recognize that in areas that were once mangroves, where burning was carried out to plant pasture for livestock, the peat layer ignites and burns, causing a deep subsidence. This subsidence is later exacerbated by the weight of water and cattle, generating an arrested succession that cannot be reversed without EMR intervention. Thus, even if livestock are removed, and hydrology is restored, mangroves do not return on their own in these subsided soils, which today support “tular” or “popal” (*Typha domingensis*) communities. In this regard, one observation is unequivocal: degraded mangroves exhibit soil surface levels that are noticeably lower—between 46 – 60 cm—than those of reference mangroves, even though both belong to the same landscape facies. This elevation difference explains why natural regeneration does not occur.

We concluded that the technique was already functional after the first years of experimentation, and the next step was to test it at a larger scale. The first major project was carried out in collaboration with the Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático

(INECC), where we built 15,000 chinampas across approximately 40 ha (Figure 5). This experience was documented in the video “Tecnología Regenerativa” (<https://www.youtube.com/watch?v=idbAMF0i3Pc>). We developed the chinampa restoration technique entirely through practice, observation, and applied research.



Figure 5. Aerial view of ecological restoration using the chinampa technique. This project, funded by the Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), involved the construction of 15,000 chinampas across approximately 40 ha.

We continued our search for funding to implement the technique and, after failing to secure federal support, decided to share the knowledge through a diploma course. This training program enabled public validation of the technique when one of its graduates achieved precise, successful results at other sites. From that point, a “chinampa fever” emerged, spreading the method across Mexico and Central America—but it also led to distortions: practitioners replicated the form without understanding the underlying principles. Critical steps such as proper site analysis, microtopographic assessment, species diversity, and plant quality were often ignored, resulting in thousands of ineffective mounds. This experience made one lesson unmistakably clear: even a proven method can fail when replicated without context.

3. Construction of a Chinampa and Installation Process

3.1. Construction of Chinampas

The technique consists of creating islands of approximately 1 m² at a density of 425 units per ha, with an arrangement adapted to the landscape conditions of each site. The purpose of the nuclei is to promote the development of an expanding root network capable of enhancing accretion and islet growth. To achieve this, the soil surface is raised to match the level of the reference mangrove (i.e., the mangrove that has not been directly affected by land-use change and is located near the EMR intervention). Five nursery plants are then planted on each island (Figure 6). Propagules or seeds are also used, along with the existing soil seed bank, since once the surface is elevated, thousands of native plants germinate and provide structural support to the chinampa (Van der Valk & Pederson 1989).

This technique provides a larger perimeter and more substantial edge effect, facilitating the recruitment of new propagules and the creation of habitat for wildlife. This design, with 425 m² of effective accretion zones, yields a total perimeter–edge length of 1,700 m. In contrast, a design with large islands (e.g., 40 islands of 10 m² per ha) results in a perimeter-edge length of only about 400 m. Thus, the nucleation design favors square islands, both for ease of construction and because they offer the highest perimeter-to-area ratio, maximizing natural mangrove recruitment.

All chinampas are 1 m² structures that can be built using on-site materials from the degraded area, as well as other accessible or low-cost materials. The general sequence is as follows (Figure 7):

- a) Cutting wood or collecting materials
- b) Building and securing the structure
- c) Filling the structure
- d) Compaction
- e) Mulching and protection
- f) Planting the seedlings



Figure 6. Chinampa construction. a) Soil elevation equivalent to that of the reference mangrove; b) Planting of nursery-grown seedlings on the chinampa.

We created six chinampa prototypes: dead wood, palm leaves, metal mesh, live wood, floating Anea, and fixed Anea. The plants used have primarily been nursery-grown; however, we have also tested the use of propagules and seedlings extracted directly from the mangrove. Using propagules is a viable option, with lower costs and generally favorable outcomes; however, the timing of propagule production must be synchronized with the establishment of the nuclei. In the case of seedlings collected from the mangrove, We observed lower survival rates, and the work must be carried out during the coolest and rainiest season of the year.

Notably, when soil from the bottom is removed, photoblastic seeds become exposed and activated, helping initiate the successional process on the chinampa and contributing to the stabilization of the structure.



Figure 7a. a) Construction and securing of the chinampa structure; b) Filling the structure with adjacent sediments and compacting them.



Figure 7b. c) Mulching and protection of the chinampa; d) Planting of seedlings.

3.2. Installation Process: Site Selection, Mangrove Reference Conditions, and Associated Costs

Selecting an area with suitable characteristics before restoration interventions is crucial for ensuring success. In the case of chinampas, it is the modification of the microtopography that enables mangrove succession. When topographic levels are significantly reduced, prolonged

flooding and inadequate elevation conditions hinder the formation of islands. The success of chinampas lies in elevating the soil surface and catalyzing natural processes of colonization and competition. In systems where accretion is slow or sediment traps are absent, chinampas promote nucleation, triggering processes that favor peat formation (McKee et al. 2007).

Performance evaluation assesses the recovery of the degraded mangrove ecosystem toward a state structurally resembling a positive reference ecosystem. This reference is local—that is, as close as possible to the EMR intervention site. However, most EMR programs do not incorporate this aspect; in other words, they do not establish a reference to aspire to, nor do they define a structure that should be recreated or restored, at least in functional terms. As a result, restoration projects lack precisely the threshold or scale needed to measure their progress (Field 1999; Herrick et al. 2006).

A positive reference ecosystem provides the parameters that a recovering ecosystem should aim to achieve. In this sense, measuring survival during the first years is useful; however, additional metrics related to landscape structure—such as canopy cover, crown perimeter, and crown area—are required, as these indicators are relatively more accessible for cost-effective monitoring over medium and long time scales (Turner 1994; Dickinson et al. 2016). In our experience, we established plots in conserved mangroves—or at least in mangroves that had not been severely disturbed over the past 30 years—to serve as positive references for their structure and spatial attributes. Likewise, we established plots in degraded mangrove areas that had shown no regeneration for the last 30 years; these areas served as the “other side of the coin,” or negative references. Both reference types are located near each other, within 2 km of the restoration sites.

Thus, we began with a reference mangrove to identify the average flooding level during the rainy season and the tidal amplitude. We selected the elevation at which the upper roots of white mangrove emerge, or the height of the pneumatophores of black mangrove, since both must rise above the maximum flooding level. This reference elevation was then marked with spray paint at the base of a tree, and using a water-filled hose level, we transferred that elevation to stakes placed at the locations where each chinampa would be built. In water bodies such as interior lagoons or channels, we did not put markers, as they form the hydrological network within the mangrove and must not be obstructed.

In addition to achieving high survival rates, restoration projects aim to increase forest cover at the landscape scale—an outcome that cannot be measured during the first 1 – 2 years of intervention. However, by establishing spatial monitoring plots for at least 6 years, it is possible to quantify landscape indices and structure attributes that indicate the extent to which restoration actions are transforming a degraded site into a mangrove forest. Variation in the number of plants per chinampa is an essential factor to consider when interpreting both current values and model-predicted values. Averaging the time required to recover vertical (11.1 years) and horizontal (8.1 years) structure provides useful reference benchmarks for evaluating restoration trajectories.

Finally, we estimated the total costs of the chinampa technique over a 6 year period, across seven cost categories:

1. Design and site assessment → 760 USD/ha
2. Equipment purchase, rental, and use → 760 USD/ha
3. Technical supervision → 1,500 USD/ha
4. Local labor → 2,750 USD/ha
5. Nursery plants → 2,500 USD/ha
6. Ecological monitoring → 1,200 USD/ha
7. Transportation and logistics → 1,150 USD/ha

The total estimated cost is \$10,620 USD/ha, which can be considered very low (King & Bohlen 1994; Lewis 2001), especially when compared with the economic benefits these ecosystems provide (Gammage 1994; Spurgeon 1998; Sathirathai 1998).

4. Conclusions

Although high survival rates have been reported in mangrove restoration projects in Mexico (Agraz-Hernández et al. 2010; Benítez-Pardo et al. 2015), there is no evidence that these outcomes translate into recovered mangrove area or measurable canopy-level efficiency (CONABIO 2009; Rodríguez-Zúñiga et al. 2015). A system for gradual monitoring and evaluation up to a stage that ensures the success of Mexican mangrove restoration is lacking (Hernández-Melchor et al. 2016). In this regard, future monitoring phases must establish long-term reference points and follow-up indicators (Holl & Cairns 2002; Viani et al. 2017) that enable the adoption of new strategies for managing restored mangroves (e.g., silviculture, apiculture) from an adaptive and socially beneficial perspective.

We propose the use and further development of simple yet highly relevant landscape indices—such as area and perimeter-to-area ratio—along with additional structural indicators to provide a more accurate understanding of the degree of mangrove recovery. The restoration process using the chinampa method, evaluated over 6 years, yields clear, positive results (Figure 8). We conclude that chinampas are both practical and efficient for restoring mangroves affected by factors that inhibit natural successional processes, such as soil collapse and high inundation levels. This methodology blends local knowledge, practical engineering, and ecological science.

The chinampa is not intended to be a universal solution; it is one tool within an integrated approach. Validation of the technique shows it works, but only under certain conditions—especially when hydrology maintains functional flow and dynamics. For this reason, many similar projects have had only partial success and have depended heavily on local context. In our case, success was achieved within the anticipated conditions. We do not claim that the method will work everywhere, but we are confident that there are thousands of hectares in Mexico where conditions are suitable for its application.



Figure 8a. Historical documentation of the successful development and implementation of chinampas at the same site in the ALS, Veracruz, Mexico. a) Chinampa construction and early development in July 2012; b) Chinampa development in June 2013.



Figure 8b. Historical documentation of the successful development and implementation of chinampas at the same site in the ALS, Veracruz, Mexico. c) Chinampa development in October 2013; d) Chinampa development in February 2015.



Figure 8c. Historical documentation of the successful development and implementation of chinampas at the same site in the ALS, Veracruz, Mexico. e) Chinampa development in July 2016; f) Chinampa development in May 2017.



Figure 8d. Historical documentation of the successful development and implementation of chinampas at the same site in the ALS, Veracruz, Mexico. g) Chinampa development in March 2025. h) Panoramic view of the restoration in March 2025.

5. Acknowledgments

We thank the funding partners, including the U.S. Fish and Wildlife Service through its NAWCA Grants, and the National Institute of Ecology and Climate Change (INECC) for supporting mangrove restoration efforts. We are grateful to Pronatura México–Veracruz Region for institutional support throughout the years of work, and to Dr. Jorge López-Portillo for his guidance in data analysis. We also thank Mr. Mario Gasperín Carmona for providing his land

for restoration, Ing. Martín Aguirre Lili for allowing the use of his land for mangrove propagation, the Comisión Nacional Forestal (CONAFOR) for funding restoration actions, and the World Bank for supporting the project on wetland adaptation to climate change. During the preparation of this study, the authors used Grammarly Pro and ChatGPT to improve grammar and flow. After using them, the authors reviewed and edited the content as needed and take full responsibility for this manuscript's authorship and content.

6. References

- Agraz-Hernández C, Osti-Sáenz J, García-Zaragoza C, Chan-Keb C, Chan-Canul E, Arana-Lezama R, Torcuato-Hidalgo M (2010). Estrategias de restauración de ecosistemas de manglar en México. JAINA, Boletín Informativo, 21:5-27
- Adams, Josh K., "Evaluating the Success of Forest Restoration" (2015). University Honors Theses. Paper 178. 10.15760/honors.182
- Aksornkoae, S. (1996), 'Reforestation in mangrove forests in Thailand - a case study in Pattani Province', in C.D. Field, ed., Restoration of Mangrove Ecosystems, International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan. 52-63.
- Balke T, Friess DA (2016) Geomorphic knowledge for mangrove restoration: a pan-tropical categorization. Earth Surface Processes and Landforms 41:231-239
- Benítez-Pardo D, Flores-Verdugo FJ, Casas-Valdez M, Hernández-Carmona G, Valdez- Hernández JI & Gómez-Muñoz V (2015) Forestación de isletas de dragado utilizando dos especies de mangles, en una laguna costera del Golfo de California, México. Botanical Sciences 93:1-10
- Brown, B. & R. Lewis III (2006). Five Steps to Successful Ecological Restoration of Mangroves. The Mangrove Action Project, Yogyakarta, Indonesia
- Ceccon E, Barrera-Cataño JI, Aronson J, Martínez-Garza C (2015) The socioecological complexity of ecological restoration in Mexico. Restoration Ecology 23:331–336
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad) (2009) Manglares de México: Extensión y distribución. México
- Dickinson Y, Pelz K, Giles E, Howie J (2016) Have we been successful? Monitoring horizontal forest complexity for forest restoration projects. Restoration Ecology 24 (1): 8-17
- Duke, N. (1996), 'Mangrove reforestation in Panama', C. Field, ed., Restoration of Mangrove Ecosystems. Okinawa: International Society for Mangrove Ecosystems, 209-232
- Erftemeijer, P. L. A., and R. R. Lewis (2000), 'Planting mangroves on intertidal mudflats: habitat restoration or habitat conversion?', Proceedings of the ECOTONE VIII Seminar Enhancing Coastal Ecosystems Restoration for the 21st Century, Bangkok: Royal Forest Department of Thailand. 156-165
- Field C.D (1999). Mangrove rehabilitation: choice and necessity Hydrobiologia 413: 47–52, 1999.
- Gammage, S. (1994), Estimating the total economic value of a mangrove ecosystem in El Salvador. Report to the UK Overseas Development Administration (ODA). London: ODA.

Goldberg, Liza, David Lagomasino, Nathan Thomas, and Temilola Fatoyinbo. 2020. "Global Declines in Human-Driven Mangrove Loss." *Global Change Biology* 26 (10): 5844–5855.

Graham LL, Giesen W, Page SE (2016) A common-sense approach to tropical peat swamp forest restoration in southeast Asia. *Restoration Ecology* 25:312-321

Hernández-Melchor GI, Sánchez AS, Ruíz Rosado O, Valdez Hernández JI, López Collado JC & Reta Mendiola. 2016. Diagnosis of mangrove reforestation process in the coast of Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 14:2883-2894

Herrick JE, Schuman GE, Rango A (2006) Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14: 161-171

Holl KD, Cairns J (2002). Monitoring and appraisal. Pages 411–432 In: M. R. Perrow, & A. J. Davy (Eds.). *Handbook of ecological restoration*. Cambridge University Press, England

Kamali B, Hashim R (2011) Mangrove restoration without planting. *Ecological Engineering* 37:387-39

King, D., and C. Bohlen (1994), 'Estimating the costs of restoration', *National Wetlands Newsletter* 16(3): 3-5+8.

Laulikitont, Penluck, "Evaluation of Mangrove Ecosystem Restoration Success in Southeast Asia" (2014). Master's Projects. Paper 12.

Lewis III, R.R. (2001). Mangrove Restoration - costs and measures of successful ecological restoration. *Proceedings of the Mangrove Valuation Workshop, Universiti Sains Malaysia, Penang, 4-8 April, 2001*. Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm, Sweden.

Lewis RR (2005) Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering* 24:403–418

McKee KL, Cahoon DR, Feller IC (2007) Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography* 16: 545–556

Menotti F, O'Sullivan A (2012) *The Oxford Handbook of Wetland Archaeology*. Oxford University Press. England

Nations JD, Komer DI (1983) Central America's Tropical Rainforests: Positive Steps for Survival. *Ambio* 12:232-238

Reis A, Bechara FC, Tres DR (2010) Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67: 244–250

Rodríguez-Zúñiga M, Troche-Souza C, Vázquez-Lule AD, Márquez-Mendoza JD, Vázquez- Balderas B, Valderrama-Landeros L, Velázquez-Salazar S, Cruz-López MI, Ressler R, Uribe-Martínez A, Cerdeira-Estrada S, Acosta-Velázquez J, Díaz-Gallegos J, Jiménez-Rosenberg R, Fueyo-Mac Donald L, Galindo-Leal C (2015) Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo. CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), México

Rodríguez-Zúñiga, María Teresa, Carlos Troche-Souza, María Isabel Cruz-López, and Victor H. Rivera-Monroy. 2022. "Development and Structural Organization of Mexico's Mangrove Monitoring System (SMMM) as a Foundation for Conservation and Restoration Initiatives: A Hierarchical Approach" *Forests* 13, no. 4: 621. <https://doi.org/10.3390/f13040621>

- Sathirathai, S. (1998), Economic Valuation of Mangroves and the Roles of Local Communities in the Conservation of Natural Resources: Case study of Surat Thani, South of Thailand. Singapore: Economy and Environment Program for Southeast Asia,
- Spurgeon, J. (1998), 'The socio-economic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation', *Marine Pollution Bulletin* 37(8-12): 373-382.
- Thom B.G. (1984) Coastal landforms and geomorphic Processes. In: Samuel C. Snedaker and Jane G. Snedaker eds. *The mangrove ecosystem: research methods*. Monographs on oceanographic methodology No 8. Unesco/SCOR Working Group 60 on Mangrove Ecology
- Turner, F. (1994) The invented landscape. In *Beyond Preservation: Restoring and Inventing Landscapes*, eds. A. D. J. Balwin, J. DeLuce and C. Pletsch, pp. 35±66. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Van der Valk AG and Pederson RL (1989). Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In Leck MA, Parker VT and Simpson RL (Ed.), *Ecology of soil seed banks* (pp. 329-346). Academic Press. New York.
- Viani RAG, Holl KD, Padovezi A, Strassburg BBN, Farah FT, Garcia LC, Chaves RB, Rodrigues RR, Brancalion PHS (2017) Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Tropical Conservation Science* 10:1-8
- Zahawi RA, Augspurger AK (2006) Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Ecological Applications* 16: 464-478

Versión en Español

The Use of Chinampas to Restore Mangroves on Collapsed Soil

Aníbal F. Ramírez-Soto,^{1,5} Arturo García-Valencia,¹ Ixchel Sheseña-Hernández,¹ Omar Trujillo Santos,¹ Juan Carlos Villa-Espíritu,¹ Elizabeth Pérez Barrera,¹ Rafael Rodríguez Mesa,¹ Israel Gómez Sánchez,¹ Ernesto Ruelas Inzunza², Alma Vázquez-Lule³, Jorge López-Portillo⁴

¹ Red de Viveros de Biodiversidad, A.C., Coatepec, Veracruz, México 91500

² Universidad Veracruzana, Instituto de Biotecnología y Ecología Aplicada, Xalapa, Veracruz, México 91090

³ Artificial Intelligence for Earth Sciences, AIFOR, Queretaro, México 76226

⁴ Red de Ecología Funcional, Instituto de Ecología, A.C., Xalapa, Veracruz, México 91073

⁵ Corresponding author: Aníbal F. Ramírez-Soto aramirez@revivemx.org

Resumen

La restauración de manglares con suelos colapsados continúa siendo un reto crítico en México, donde la reforestación tradicional suele fracasar por la falta de diagnósticos adecuados, la ausencia de ecosistemas de referencia y el escaso monitoreo. En esta síntesis, nosotros documentamos más de 17 años de desarrollo y aplicación de una técnica basada en *chinampas*, inspirada en prácticas mesoamericanas y en principios ecológicos contemporáneos como la sucesión y la nucleación. La metodología consiste en construir islas de aproximadamente 1 m² elevando artificialmente el nivel del suelo hasta igualarlo con un manglar de referencia, utilizando estructuras de materiales locales para retener sedimentos y facilitar la germinación y el establecimiento de plantas de vivero, propágulos y semillas nativas. Hemos aplicado la técnica en el Sistema Lagunar de Alvarado (Veracruz), donde se demuestra ser funcional, costo-efectiva y escalable, alcanzando una recuperación notable en sitios donde la regeneración natural es imposible debido a hundimientos de hasta 60 cm. Los resultados muestran la expansión progresiva de copas, la consolidación de las islas por raíces de *Rhizophora mangle* y coberturas de dosel cercanas al 80% en siete años. Su implementación a gran escala —15,000 chinampas en 40 ha— confirmó su eficacia bajo condiciones hidrológicas apropiadas. La técnica de chinampas constituye una herramienta viable para restaurar manglares con sucesión arrestada, siempre que se aplique con base en referencias ecológicas claras, análisis microtopográficos y monitoreo a largo plazo.

Palabras clave: microtopografía, nucleación, hidrología, restauración ecológica de manglares, sucesión arrestada, conectividad del paisaje.

1. Introducción

A lo largo de la historia de la humanidad, los ecosistemas costeros han estado estrechamente relacionados con el desarrollo de las poblaciones. Tal es el caso de los manglares, ecosistemas que han sustentado grupos humanos desde hace miles de años. En México, el estudio de estos ecosistemas es relativamente nuevo, ya que los primeros estudios se realizaron a partir de la segunda mitad del siglo XX, por lo que el entendimiento de su dinámica es reciente. Sin embargo, ya en la época prehispánica, de la antigua Mesoamérica, hay testimonios que sugieren un aprovechamiento diverso de los recursos de manglares y otros humedales, pues de ahí se llevaban a la gran Tenochtitlán una amplia variedad de productos que incluían peces, plumas preciosas, frutas y animales. Era tal la abundancia de recursos en estos ecosistemas que incluso se consideraban un Tlalocan terrenal, aludiendo al paraíso donde habitaba Tláloc, dios de la lluvia y símbolo de la abundancia.

México es uno de los seis países con la mayor superficie de manglares a nivel mundial. Para el año 2020 estos bosques cubrían poco más de 900,000 hectáreas del territorio nacional (Rodríguez-Zúñiga et al. 2022). Los manglares mexicanos presentan diferencias marcadas según la región en la que se desarrollan, generando estructuras y composiciones particulares debido a las características de los sitios donde se establecen. Esta heterogeneidad se relaciona estrechamente con procesos geomorfológicos, aunque también fenómenos naturales y antropogénicos pueden afectar la estructura del manglar en periodos relativamente cortos (Goldberg et al. 2020). Las amenazas que enfrentan estos ecosistemas son diversas a lo largo del territorio nacional; sin embargo, las acciones de restauración se limitan casi únicamente a la reforestación. Dichas acciones generalmente carecen de un diagnóstico previo a la intervención, así como de un monitoreo posterior, por lo que no existe información objetiva y cuantitativa sobre la eficiencia de las acciones emprendidas (Brown y Lewis 2006; Balke and Friess 2016; Duke, 1996).

Debido a la alarmante tasa de pérdida de manglares en México, se han implementado numerosos esfuerzos gubernamentales para la restauración ecológica de manglares (REM). Sin embargo, una gran mayoría de estos proyectos no han sido exitosos debido a la selección de sitios con bajo potencial para la restauración. La tasa de fracaso de estos proyectos aumenta debido a la carencia de sistemas de monitoreo de la restauración a largo plazo, así como de evaluaciones del desempeño más allá de los primeros años de supervivencia (Ceccon et al. 2015). Adicionalmente, el concepto de ecosistemas de referencia (i.e., manglares que se desarrollan bajo condiciones naturales del sitio y que se pueden emplear como umbrales de referencia para evaluar el desempeño y éxito de las acciones REM), está ausente en el diseño y la operación de los programas masivos de reforestación, por lo cual se plantan especies en lugares con características geomorfológicas, hidrológicas y microtopográficas distintas a las que naturalmente se desarrollarían (Erftemeijer y Lewis 2000). Como en la mayoría de los proyectos de restauración de manglares en el mundo, la principal acción llevada a cabo es la reforestación con plantas de viveros, con un enfoque basado únicamente en estas (Adams 2015; Graham et al. 2017; Laulikithont 2014; Kamali y Hasim 2011; Aksornkoae, 1996).

En los manglares, el proceso de acreción o colmatación es vital para asegurar la sucesión y el reclutamiento de nuevos bosques de manglar (Thom, 1984). En este sentido, en un ecosistema degradado donde el nivel de inundación podría superar los 60 cm respecto

al ecosistema de referencia, se dificulta el enraizamiento natural de plántulas de mangle, lo que dificulta la sucesión natural. La sucesión secundaria requiere la captura de sedimentos y la restitución de las condiciones adecuadas para el establecimiento del bosque de mangle. Este proceso de acreción se presenta de manera natural en ecosistemas que no presentan algún grado de degradación, sin embargo bajo algunas condiciones de REM, la restitución del relieve de manera artificial facilita procesos de sucesión secundaria, y en consecuencia acciones de restauración.

La restitución del relieve, complementada con la reforestación con plantas de vivero o propágulos, puede acelerar las trayectorias de sucesión a través de mecanismos de nucleación (Lewis 2005, Zahawi and Augspurger, 2006). En este sentido, presentamos la documentación sobre la técnica de restauración ecológica de manglares, que en años recientes cobró relevancia en la región del Golfo de México y en otras partes del país: *la chinampa*. La cual combina prácticas agrícolas prehispánicas con conocimientos y técnicas de ecología actuales como la nucleación y la sucesión ecológica. La documentación se basa en la experiencia técnica-científica y de práctica que hemos desarrollado a lo largo de los últimos 17 años en acciones de restauración de ecosistemas de manglar en el Sistema Lagunar de Alvarado (SLA), Veracruz, México (Figura 1).

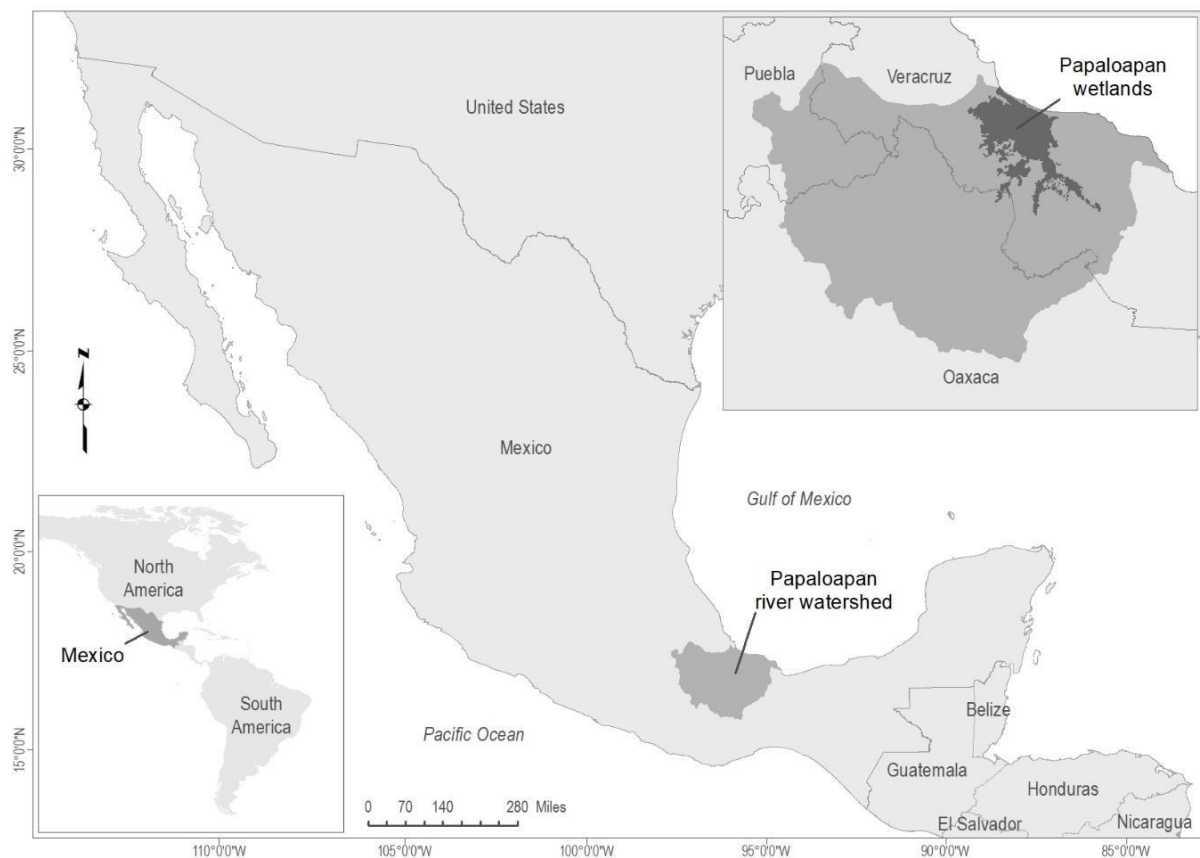


Figura 1. Ubicación de los sitios de restauración en lo que se basa nuestra experiencia en el desarrollo e implementación de la técnica de REM con chinampas. La imagen muestra los humedales de la cuenca del río Papaloapan, ubicados principalmente en el estado de Veracruz, México.

2. Experiencia adquirida en la restauración de manglares con la técnica de “Chinampas”

La palabra "chinampa" se refiere a la técnica usada en la Mesoamérica prehispánica de agricultura sobre lagos o zonas inundables y que usa el mismo lodo del fondo para su fabricación (Menotti y O'Sullivan 2012). La técnica de restauración ecológica que desarrollamos considera los métodos prehispánicos de agricultura de los humedales (Nations & Komer 1983), el enfoque de técnicas de nucleación, particularmente las desarrolladas por los grupos Anderson y de transferencia de suelo (Reis et al., 2010), y el uso de diversas especies de plantas además de los mangles. Nuestra experiencia en la técnica abarca desde el 2008 hasta la fecha.

En el 2008 iniciamos la reforestación de manglares en el SLA, sin dimensionar la complejidad ecológica que debía atenderse. Durante esa etapa inicial, nos enfocamos en lo que Lewis describe como “jardinería de manglar”, es decir producir plantas y plantarlas directamente (Lewis 2005), incluso en lugares inapropiados dominados por comunidades vegetales diferentes a los manglares, como los *espartales*, cuya variación topográfica (i.e., 30-40 cm) define ecosistemas totalmente distintos (Figura 2). La consecuencia de este primer acercamiento resultó en el fracaso total de la reforestación durante los primeros meses. El fracaso de esta intervención, nos llevó a un ejercicio más profundo de análisis histórico, en donde la revisión de fotografías aéreas de 1975, 1995 y 2006 de la región nos permitió entender que esos *espartales* nunca habían tenido manglar, mientras que otros sitios sí mostraban patrones de regeneración natural. De este proceso surgió el desarrollo de identificar y mapear áreas que previamente convergieron en manglar y que presentaban un mayor potencial de restauración, comparado con sitios que históricamente no han presentado manglar.



Figura 2. “Jardinería de los manglares” en espartales.

Paralelamente a la implementación anterior, identificamos zonas donde predominaba una comunidad de *tulillar*, con una microtopografía más adecuada para el potencial desarrollo de manglar. En estos sitios, entre finales de 2008 y 2009, realizamos reforestaciones con *Laguncularia racemosa* (i.e., mangle blanco). Estas reforestaciones parecían avanzar, hasta que un huracán provocó una inundación prolongada de los sitios. El impacto ocasionado por el huracán dejó al descubierto una verdad incómoda: a pesar de que las plantas de manglar ya superaban los dos metros de altura, más del 80% murieron.

Este resultado fue una invitación a observar con mayor atención la dinámica natural del ecosistema y su arreglo paisajístico. Al realizar recorridos de los sitios, notamos que algunos mangles habían sobrevivido, principalmente aquellos que se desarrollaban a lado de palmas de *Sabal mexicana*, cuya presencia revelaba un microrelieve sutil pero decisivo. Así, la forma en que crecían estos mangles recordaba a una *chinampa*, es decir, pequeños islotes sostenidos por la acreción de sedimentos. Comprendimos que el micronivel define la secuencia ecológica del manglar y que replicar estas condiciones podría abrir un camino distinto. Así nació la idea de construir *chinampas* elevadas al nivel natural del ecosistema de referencia (i.e., manglar de referencia), lo que más tarde se consolidaría como la técnica de restauración con chinampas (Figura 3).



Figura 3. Chinampa construida por encima del nivel del agua.

Hasta este punto manteníamos una visión limitada: en las chinampas plantabamos únicamente mangle blanco (*L. racemosa*), cuando el ecosistema circundante era un manglar mixto, organizado en núcleos naturales de agregación, no en franjas ordenadas. Observar esa estructura nos mostró el papel central de *Rizophora mangle* (i.e., mangle rojo) como fijador inicial de las chinampas, consolidándolas con sus raíces. También aprendimos que los pequeños núcleos naturales —de entre 1 y 5 m²— están compuestos por lianas y bejucos que acompañan al mangle pionero y desempeñan funciones clave en la sucesión ecológica.

Así, aunque el mangle sea una especie pionera y la sucesión ecológica empiece y termine con él, otras especies lo acompañan, desempeñando funciones estructurales complementarias que enriquecen y sostienen la complejidad del ecosistema de manglar. Los manglares revelaron que conviven en ellos muchas más especies de las que solemos identificar a simple vista. Además de los mangles, allí prosperan *Pachira aquatica*, *Annona glabra*, *Randia* sp. o el mezquite de manglar, entre otras. Cuando estas especies crecen sobre pequeñas elevaciones —en disposición tipo *chinampera*— es evidente cómo el ecosistema funciona como un mosaico diverso, donde cada especie aporta a la estructura y resiliencia.

2.1. Desarrollo de prototipos de “chinampas” y documentación de la funcionalidad

En el proceso de desarrollo de la técnica, empezamos a construir prototipos de chinampas con electromalla para formar núcleos capaces de retener sedimentos y materia orgánica. Compactamos el material hasta obtener la microtopografía adecuada y luego plantamos especies de mangle seleccionadas según las condiciones del sitio. La ubicación de las chinampas la definimos en un marco de zonación ecológica amplio, guiado por el ecosistema de referencia. Los resultados fueron especialmente buenos con plantas de vivero de alta calidad, mientras que el uso de propágulos enfrentó mayores desafíos debido a la competencia con herbáceas. También notamos que la llegada natural de propágulos dependía de la calidad del flujo y de la distancia a parches sanos de manglares de referencia, un factor poco considerado en varios proyectos de restauración.

Al experimentar con distintos tipos de núcleos y combinaciones de propágulos y plantas de vivero, la evidencia fue clara: las plantas de vivero ofrecían mejores resultados (Figura 4). Esta elección generó debate, especialmente entre quienes defendían el uso exclusivo de propágulos. Con el tiempo, la producción de plantas evolucionó de las bolsas tradicionales a pellets que ofrecieron un mejor desempeño en campo y una mayor capacidad de adaptación a las condiciones del manglar. Así, al cabo de tres años de seguimiento a las chinampas, tuvimos la certeza de que funcionaban, ya que el mangle rojo (*R. mangle*) comenzaba a expandirse más allá del metro cuadrado inicial, creciendo en complementariedad con el mangle negro (*Avicennia germinans*).



Figura 4. Chinampa con planta de vivero de alta calidad.

Las chinampas aumentaron su superficie, sus copas empezaron a tocarse y determinamos una densidad óptima de 425 chinampas por hectárea basada en el principio del efecto de borde. Más núcleos implican un mayor perímetro y, por tanto, una mayor conectividad ecológica. Tras siete años, las chinampas alcanzaron cerca del 80% de cobertura de dosel, con una estructura funcional joven, ya que el manglar no alcanza aún los diámetros basales ni las alturas propias de un bosque maduro. Es probable que en condiciones óptimas, los troncos y la cobertura puedan desarrollarse en menos tiempo, especialmente si se aumenta la densidad de chinampas por hectárea o se optimiza su disposición espacial. En nuestro aprendizaje, la técnica no consiste solo en construir montículos, sino en diseñar todo el proceso: estudio previo, ubicación estratégica y selección adecuada de especies.

El entendimiento del disturbio ha sido paulatino, ahora entendemos que en sitios que anteriormente han sido manglar y donde se ha realizado quemadas para la siembra de pasto con fines pecuarios, la turba, al arder, provoca hundimientos profundos que posteriormente se agravan con el peso del agua y del ganado, generando una sucesión arrestada imposible de revertir sin intervención REM. Así, aunque se retire el ganado y se restaure la hidrología, el manglar no regresa por sí solo en esos suelos hundidos, que hoy sostienen tulares o popales. En este sentido, una observación es contundente: los manglares degradados presentan niveles del suelo mucho más bajos —entre 46 y 60 centímetros— que los manglares de referencia, aun cuando ambos pertenecen a la misma facie paisajística. Esa diferencia de nivel explica por qué la regeneración natural no ocurre.

Tras los primeros años de experimentación, concluimos que la técnica ya era funcional, y el siguiente paso fue probarla a mayor escala. El primer gran proyecto se realizó con el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), donde construimos 15,000 chinampas en alrededor de 40 hectáreas (Figura 5). Esa experiencia quedó registrada en el

video “Tecnología Regenerativa” (<https://www.youtube.com/watch?v=idbAMF0i3Pc>). La tecnología de restauración tipo chinampa fue una creación original nuestra, desarrollada íntegramente a partir de la práctica, la observación y la investigación aplicada.



Figura 5. Vista aérea de la restauración ecológica con la técnica de chinampas. Proyecto financiado por el Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático (INECC), donde se construyeron 15,000 chinampas en alrededor de 40 hectáreas.

La búsqueda de financiamiento para la implementación de la técnica continuó, y al no obtener apoyo de financiamientos federales, decidimos compartir el conocimiento mediante un diplomado, el cual permitió que la técnica se validara públicamente cuando uno de los egresados logró resultados contundentes en otros sitios. A partir de ahí surgió la “fiebre de las chinampas”, que expandió el método por México y Centroamérica, pero también generó distorsiones: se replicaba la forma sin comprender el fondo. Se omitieron el análisis, la microtopografía, la diversidad y la calidad de las plantas, lo que derivó en miles de montículos ineficaces. Esta experiencia dejó claro que un método probado puede fracasar si se replica fuera de contexto.

3. Construcción de chinampa y proceso de instalación

3.1. Construcción de chinampas

La técnica consiste en crear islas de 1 m² aprox., a una densidad de 425 unidades/hectárea con un arreglo adaptado a las condiciones paisajísticas de cada sitio. El efecto que se busca con el núcleo es el desarrollo de un entramado de raíces creciente capaz de incrementar la

acreción y el crecimiento de la isla. Para ello, se eleva el nivel del suelo hasta hacerlo equivalente al manglar de referencia (es decir, el manglar que no ha sido directamente afectado por cambios en el uso del suelo y que está cercano a la intervención REM); posteriormente, se siembran cinco plantas de vivero sobre él (Figura 6). También se usan propágulos o semillas, así como el mismo banco de semillas que hay en el suelo, ya que una vez elevado genera la germinación de miles de plantas nativas que dan soporte y estructura a la misma isla (Van der Valk y Pederson 1989).



Figura 6. Construcción de chinampas. a) Elevación del suelo equivalente al manglar de referencia b) Siembra de plantas de vivero sobre la chinampa.

Puesto que el proceso de acreción y efecto de borde son vitales para el reclutamiento y formación del manglar, esta técnica ofrece un mayor perímetro y efecto de borde que permite reclutar nuevos propágulos, y también crear hábitat para fauna. Este diseño, con 425 m² de zonas de acreción efectivas, permite un perímetro-borde de 1,700 m. En contraste, en un diseño con islas grandes (p. ej., 40 islas de 10 m²/ha), el perímetro-borde apenas alcanza los 400 m. Así, el diseño de nucleación contempla islas cuadradas, tanto por facilidad de construcción como por ofrecer la mayor relación perímetro/borde para el reclutamiento natural del manglar.

Todos los tipos de núcleos son estructuras de 1 m² en forma de islas, se pueden hacer con los materiales que hay en el mismo sitio degradado, pero también usando materiales disponibles o de bajo costo. La secuencia general es (Figura 7):

- a) Corte de madera o recolección del material
- b) Construcción de la estructura y sujeción
- c) Relleno de la estructura
- d) Compactación
- e) Acolchado y protección
- f) Siembra de plantas

Se han creado seis prototipos de chinampas: madera muerta, hojas de palma, malla metálica, madera viva, Anea flotante, Anea fija. Las plantas usadas han sido de vivero; sin embargo, también hemos probado el uso de propágulos y de plántulas extraídas del manglar. Usar propágulos es una buena opción, con costos menores y resultados favorables; sin embargo, se debe sincronizar la época de producción de propágulos con la del establecimiento de núcleos. En el caso de las plántulas tomadas del manglar, se observa una menor tasa de supervivencia y los trabajos deben hacerse en la estación más fría y lluviosa del año. Es relevante el hecho de que al remover el suelo del fondo se exponen semillas fotoblásticas que se activan y que ayudan a iniciar el proceso sucesional en la isla y a fijar la estructura.



Figura 7a. a) Construcción de la estructura y sujeción de la chinampa y b) Relleno de la estructura con sedimentos aledaños a la chinampa y compactación.



Figura 7b. c) Acolchado y protección de la chinampa y d) Siembra de plantas.

3.2. Proceso de instalación: selección de sitios, referencias de manglar y costos asociados

La elección de una zona con buenas características, previa a las intervenciones de restauración, es determinante para asegurar el éxito. En el caso de las chinampas, la modificación del relieve es lo que propicia la sucesión en el manglar. En este sentido, el abatimiento del nivel topográfico ocasiona períodos prolongados de inundación y niveles poco adecuados para la formación de islas, y el éxito de las chinampas puede explicarse al basarse la acción en la elevación del suelo y en catalizar una dinámica vegetal de colonización y competencia natural. En un sistema donde el proceso de acreción es lento o no hay trampas para retención de sedimentos, las chinampas promueven un efecto nucleador, con procesos que favorecen la formación de turba (McKee et al 2007).

La evaluación de desempeño consiste en evaluar la recuperación del ecosistema de manglar degradado hasta que se asemeje estructuralmente a un ecosistema de referencia positivo. Esta referencia es local, lo más cercana al sitio de intervención de REM. Sin embargo, la mayoría de los programas de REM no contemplan este aspecto; es decir, no hay una referencia a la que aspirar ni una estructura que se pretenda recrear o restituir, al menos de forma funcional. Así los proyectos de restauración carecen precisamente de un umbral o escala que pueda medir su progreso (Field, 1999, Herrick et al. 2006).

El ecosistema de referencia positiva muestra los parámetros a los que aspira un ecosistema en recuperación. En este sentido, medir la sobrevivencia durante los primeros años es de utilidad; sin embargo, se requieren métricas de la estructura del paisaje, como cobertura del dosel, perímetro y área de copa, indicadores relativamente más accesibles para su monitoreo costo-efectivo a mediano y largo plazo (Turner 1994, Dickinson et al. 2016). En nuestra experiencia, establecimos parcelas en manglares conservados o, al menos, que no han sido devastados en los últimos 30 años, para usarlas como referencia positiva en cuanto a sus atributos dasométricos y espaciales. Asimismo, establecimos parcelas en zonas degradadas de manglar que durante 30 años no han presentado regeneración y podrían considerarse “el otro lado de la moneda” o referencias negativas. Ambas referencias se ubican próximas entre sí, a menos de 2 km de los sitios de restauración.

Así, partimos de un manglar de referencia para identificar el nivel promedio de inundación durante la temporada de lluvias, así como la amplitud de la marea. Se selecciona el nivel en el que emergen las raíces superiores del mangle blanco (*L. racemosa*) o la altura de los neumatóforos del mangle negro (*A. germinans*), ya que ambos deben sobresalir del nivel máximo de inundación. Posteriormente, se marca ese nivel de referencia con aerosol en la base del árbol y, con ayuda de una manguera, se marca el nivel con estacas que colocamos donde se va a construir cada chinampa. En los cuerpos de agua como lagunas interiores o canales no colocamos marcas, ya que estos conforman la red hidrológica dentro del manglar y no debe ser obstruida.

Además de un alto nivel de supervivencia, los proyectos de restauración esperan una ganancia en la cobertura forestal a nivel de paisaje, la cual, no puede medirse en los años 1 o 2 de intervención. Sin embargo, estableciendo parcelas de monitoreo espacial durante al menos 6 años, se pueden contabilizar índices del paisaje y atributos dasométricos que indiquen en qué medida las acciones de restauración están llevando un sitio degradado a

convertirse en un bosque de manglar. La variación del número de plantas por núcleo es un elemento para considerar al momento de interpretar los valores actuales y los que los modelos predicen. Promediando el tiempo de recuperación de la estructura vertical (11.1 años) y horizontal (8.1 años).

Hemos estimado que los costos totales de la técnica de nucleación a 6 años, en siete conceptos son:

- a) Diseño y prospección → 760 usd/ha
- b) Compra, renta y uso de equipo → 760 usd/ha
- c) Seguimiento técnico → 1,500 usd/ha
- d) Mano de obra local → 2,750 usd/ha
- e) Planta de vivero → 2,500 usd/ha
- f) Monitoreo ecológico → 1,200 usd/ha
- g) Transporte y logística → 1,150 usd/ha

El costo total estimado es de 10,620 usd/ha, lo cual se podría considerar muy bajo (King, y Bohlen, 1994, Lewis 2001). Sobre todo si se compara con los beneficios económicos que estos ecosistemas aportan (Spurgeon, 1998; Sathirathai, 1998; Gammage, 1994).

4. Conclusiones

Pese a que se reportan altos porcentajes de supervivencia en los proyectos de restauración de manglares en México (Agraz-Hernández et al. 2010, Benítez-Pardo et al. 2015), no hay evidencias de que estos se reflejen en la cobertura de manglar recuperada o eficiencia monitoreable a nivel de dosel (Rodríguez-Zúñiga et al. 2015 y CONABIO 2009). Se carece de un sistema de monitoreo y evaluación paulatina hasta una etapa que garantice el éxito de la restauración de los manglares mexicanos (Hernández-Melchor et al 2016). En este sentido, en etapas futuras de monitoreo deben definirse puntos de referencia y de seguimiento de largo plazo (Holl & Cairns 2002, Viani et al. 2017) que permitan adoptar nuevas estrategias para el manejo de los manglares restaurados (p. ej., silvicultura, apicultura) desde una perspectiva adaptativa y de beneficio social.

Proponemos utilizar y desarrollar índices paisajísticos sencillos de alta relevancia: área y relación perímetro-área, así como otros indicadores dasométricos que puedan dar una idea más precisa del nivel de recuperación del manglar. El proceso de restauración usando el método de chinampas evaluado para 6 años, arroja resultados positivos y contundentes (Figura 8). Concluimos que las chinampas son eficaces y eficientes para restaurar manglares que sufren por elementos que inhiben el proceso de sucesión, por ejemplo, el colapso de suelo y niveles altos de inundación. Esta metodología encarna una mezcla de saber local, ingeniería práctica y ciencia ecológica.

La chinampa nunca pretendió ser una solución universal; es una herramienta dentro de un enfoque integral. La validación de la técnica deja claro que funciona, pero solo bajo ciertas condiciones, especialmente cuando la hidrología mantiene un flujo y reflujo funcionales. Por este motivo, muchos proyectos similares han tenido éxitos parciales y han dependido del contexto. En nuestro caso, el éxito fue total dentro de las condiciones previstas.

No aseguramos que el método funcione en cualquier parte, pero sí que hay miles de hectáreas en México donde las condiciones son adecuadas para su aplicación.



Figura 8a. Documentación histórica del éxito del desarrollo e implementación de chinampas en el mismo sitio del SLA Veracruz, México. a) Desarrollo y construcción de chinampas en julio de 2012. b) Desarrollo de chinampas en junio de 2013.



Figura 8b. Documentación histórica del éxito del desarrollo e implementación de chinampas en el mismo sitio del SLA Veracruz, México. c) Desarrollo de chinampas en octubre de 2013. d) Desarrollo de chinampas en febrero de 2015.



Figura 8c. Documentación histórica del éxito del desarrollo e implementación de chinampas en el mismo sitio del SLA Veracruz, México. e) Desarrollo de chinampas en julio de 2016. f) Desarrollo de chinampas en mayo de 2017.



Figura 8d. Documentación histórica del éxito del desarrollo e implementación de chinampas en el mismo sitio del SLA Veracruz, México. g) Desarrollo de chinampas en marzo de 2025
h) Vista panorámica de la restauración en marzo de 2025.

5. Agradecimientos

A los financiadores Fish and Wildlife Service con sus Grants, INECC por financiamiento en la restauración de manglares, a Pronatura México-Región Veracruz por el soporte institucional durante los años de trabajo, Al Dr. Jorge López-Portillo por la asesoría en el tratamiento de

los datos, Sr. Mario Gasperín Carmona por facilitar sus terrenos para restaurar, Ing, Martín Aguirre Lili por facilitar su terreno para propagar mangle, a la Comisión Nacional Forestal por el financiamiento de acciones, al Banco Mundial por el proyecto adaptación de los humedales al cambio climático.

Durante la preparación de este estudio, los autores utilizaron Grammarly Pro y ChatGPT para mejorar la gramática y el flujo del texto. Después de usarlos, los autores revisaron y editaron el contenido según fue necesario y asumen toda la responsabilidad por el contenido de la publicación.

6. Referencias citadas

- Agraz-Hernández C, Osti-Sáenz J, García-Zaragoza C, Chan-Keb C, Chan-Canul E, Arana-Lezama R, Torcuato-Hidalgo M (2010). Estrategias de restauración de ecosistemas de manglar en México. JAINA, Boletín Informativo, 21:5-27
- Adams, Josh K., "Evaluating the Success of Forest Restoration" (2015). University Honors Theses. Paper 178. 10.15760/honors.182
- Aksornkoae, S. (1996), 'Reforestation in mangrove forests in Thailand - a case study in Pattani Province', in C.D. Field, ed., Restoration of Mangrove Ecosystems, International Society for Mangrove Ecosystems, Okinawa, Japan. 52-63.
- Balke T, Friess DA (2016) Geomorphic knowledge for mangrove restoration: a pan-tropical categorization. Earth Surface Processes and Landforms 41:231-239
- Benítez-Pardo D, Flores-Verdugo FJ, Casas-Valdez M, Hernández-Carmona G, Valdez- Hernández JI & Gómez-Muñoz V (2015) Forestación de isletas de dragado utilizando dos especies de mangles, en una laguna costera del Golfo de California, México. Botanical Sciences 93:1-10
- Brown, B. & R. Lewis III (2006). Five Steps to Successful Ecological Restoration of Mangroves. The Mangrove Action Project, Yogyakarta, Indonesia
- Ceccon E, Barrera-Cataño JI, Aronson J, Martínez-Garza C (2015) The socioecological complexity of ecological restoration in Mexico. Restoration Ecology 23:331-336
- CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y uso de la Biodiversidad) (2009) Manglares de México: Extensión y distribución. México
- Dickinson Y, Pelz K, Giles E, Howie J (2016) Have we been successful? Monitoring horizontal forest complexity for forest restoration projects. Restoration Ecology 24 (1): 8-17
- Duke, N. (1996), 'Mangrove reforestation in Panama', C. Field, ed., Restoration of Mangrove Ecosystems. Okinawa: International Society for Mangrove Ecosystems, 209-232
- Erftemeijer, P. L. A., and R. R. Lewis (2000), 'Planting mangroves on intertidal mudflats: habitat restoration or habitat conversion?', Proceedings of the ECOTONE VIII Seminar Enhancing Coastal Ecosystems Restoration for the 21st Century, Bangkok: Royal Forest Department of Thailand. 156-165
- Field C.D (1999). Mangrove rehabilitation: choice and necessity Hydrobiologia 413: 47-52, 1999.
- Gammage, S. (1994), Estimating the total economic value of a mangrove ecosystem in El Salvador. Report to the UK Overseas Development Administration (ODA). London:

ODA.

Goldberg, Liza, David Lagomasino, Nathan Thomas, and Temilola Fatoyinbo. 2020. "Global Declines in Human-Driven Mangrove Loss." *Global Change Biology* 26 (10): 5844–5855.

Graham LL, Giesen W, Page SE (2016) A common-sense approach to tropical peat swamp forest restoration in southeast Asia. *Restoration Ecology* 25:312-321

Hernández-Melchor GI, Sánchez AS, Ruíz Rosado O, Valdez Hernández JI, López Collado JC & Reta Mendiola. 2016. Diagnosis of mangrove reforestation process in the coast of Tabasco. *Revista Mexicana de Ciencias Agrícolas* 14:2883-2894

Herrick JE, Schuman GE, Rango A (2006) Monitoring ecological processes for restoration projects. *Journal for Nature Conservation* 14: 161-171

Holl KD, Cairns J (2002). Monitoring and appraisal. Pages 411–432 In: M. R. Perrow, & A. J. Davy (Eds.). *Handbook of ecological restoration*. Cambridge University Press, England

Kamali B, Hashim R (2011) Mangrove restoration without planting. *Ecological Engineering* 37:387-39

King, D., and C. Bohlen (1994), 'Estimating the costs of restoration', *National Wetlands*

Newsletter 16(3): 3-5+8.

Laulikitnont, Penluck, "Evaluation of Mangrove Ecosystem Restoration Success in Southeast Asia" (2014). Master's Projects. Paper 12.

Lewis III, R.R. (2001). Mangrove Restoration - costs and measures of successful ecological

restoration. *Proceedings of the Mangrove Valuation Workshop, Universiti Sains Malaysia, Penang, 4-8 April, 2001*. Beijer International Institute of Ecological Economics, Stockholm, Sweden.

Lewis RR (2005) Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests. *Ecological Engineering* 24:403–418

McKee KL, Cahoon DR, Feller IC (2007) Caribbean mangroves adjust to rising sea level through biotic controls on change in soil elevation. *Global Ecology and Biogeography* 16: 545–556

Menotti F, O'Sullivan A (2012) *The Oxford Handbook of Wetland Archaeology*. Oxford University Press. England

Nations JD, Komer DI (1983) Central America's Tropical Rainforests: Positive Steps for Survival. *Ambio* 12:232-238

Reis A, Bechara FC, Tres DR (2010) Nucleation in tropical ecological restoration. *Scientia Agricola* 67: 244–250

Rodríguez-Zúñiga M, Troche-Souza C, Vázquez-Lule AD, Márquez-Mendoza JD, Vázquez- Balderas B, Valderrama-Landeros L, Velázquez-Salazar S, Cruz-López MI, Ressler R, Uribe-Martínez A, Cerdeira-Estrada S, Acosta-Velázquez J, Díaz-Gallegos J, Jiménez-Rosenberg R, Fueyo-Mac Donald L, Galindo-Leal C (2015) Manglares de México/ Extensión, distribución y monitoreo. CONABIO (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad), México

Rodríguez-Zúñiga, María Teresa, Carlos Troche-Souza, María Isabel Cruz-López, and Victor H. Rivera-Monroy. 2022. "Development and Structural Organization of Mexico's Mangrove Monitoring System (SMMM) as a Foundation for Conservation and Restoration Initiatives: A Hierarchical Approach" *Forests* 13, no. 4: 621. <https://doi.org/10.3390/f13040621>

- Sathirathai, S. (1998), Economic Valuation of Mangroves and the Roles of Local Communities in the Conservation of Natural Resources: Case study of Surat Thani, South of Thailand. Singapore: Economy and Environment Program for Southeast Asia,
- Spurgeon, J. (1998), 'The socio-economic costs and benefits of coastal habitat rehabilitation and creation', *Marine Pollution Bulletin* 37(8-12): 373-382.
- Thom B.G. (1984) Coastal landforms and geomorphic Processes. In: Samuel C. Snedaker and Jane G. Snedaker eds. *The mangrove ecosystem: research methods*. Monographs on oceanographic methodology No 8. Unesco/SCOR Working Group 60 on Mangrove Ecology
- Turner, F. (1994) The invented landscape. In *Beyond Preservation: Restoring and Inventing Landscapes*, eds. A. D. J. Balwin, J. DeLuce and C. Pletsch, pp. 35±66. University of Minnesota Press, Minneapolis.
- Van der Valk AG and Pederson RL (1989). Seed banks and the management and restoration of natural vegetation. In Leck MA, Parker VT and Simpson RL (Ed.), *Ecology of soil seed banks* (pp. 329-346). Academic Press. New York.
- Viani RAG, Holl KD, Padovezi A, Strassburg BBN, Farah FT, Garcia LC, Chaves RB, Rodrigues RR, Brancalion PHS (2017) Protocol for monitoring tropical forest restoration: perspectives from the Atlantic Forest Restoration Pact in Brazil. *Tropical Conservation Science* 10:1-8
- Zahawi RA, Augspurger AK (2006) Tropical forest restoration: tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. *Ecological Applications* 16: 464-478