

Editor
Ariel E. Lugo

Editor de producción
Evelyn Pagán

Oficial administrativo
Mildred Alayón

Lectores
Gisel Reyes
Jorge Morales

PORTADA

Educando sobre la complejidad ecológica de los bosques. Este modelo lo desarrollaron los maestros de ciencia de Puerto Rico y Oregon durante un taller de ciencias, auspiciado por la Fundación Nacional de Ciencias. Los artículos en este número de **Acta** contienen los resultados del taller.

ACTA CIENTÍFICA

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|--|----|
| INTRODUCCIÓN | 1 |
| ARTÍCULOS | |
| Using teachers' quantitative models to capture changes in understanding resulting from research experiences <i>Marion Dresner</i> | 3 |
| A cross-site litter decomposition study with teacher-scientists partnerships <i>Andrew Moldenke, Marion Dresner, Sally Kirkpatrick, Sharon Cooper and Kirk Soule</i> | 13 |
| Moth diversity in the HJ Andrews Experimental Forest during the summer 2009 <i>Kevin Marquardt, Molly Charnes, Rachelle Carnes, Logan Marquardt and Padriac Quinn</i> | 27 |
| Getting edgy: comparing populations of arthropods across the forest/meadow ecotone in the HJ andrews Experimental Forest, Oregon <i>Wendy Archibald</i> | 34 |
| Difference in decomposition of leaf litter from nitrogen-fixer and non-nitrogen-fixer plants in a cross site litter experiment conducted at the HJ Andrews Experimental Forest, Oregon, USA <i>Sally Kirkpatrick and Andrew Moldenke</i> | 39 |
| Centro Ambiental Santa Ana: oportunidades para la educación, interpretación y la investigación de nuestra naturaleza <i>Cándida Rodríguez-Colón y Eliezer Nieves-Rodríguez</i> | 44 |
| Composición y estructura de un bosque tropical urbano en el karso norteño de Puerto Rico <i>Elliot López Machado, Keyla Soto Hidalgo y Tamara Heartsill-Scalley</i> | 54 |
| Comparación de la fauna de artrópodos terrestres entre pastizales y bosques dominados por el tulipán africano (<i>Spathodea campanulata</i>), en tres zonas del carso norteño de Puerto Rico <i>M.F. Barberena-Arias, J. Ortiz-Zayas, C. Abad, G. Almódovar, E. López, M. Rodríguez, M. Samó, G. Dávila y L. Troche</i> | 68 |
| Diversidad de anfibios y reptiles en un bosque tropical urbano <i>Olga Jiménez y Marisol Samó</i> | 80 |

| | |
|---|-----|
| La composición de la comunidad de aves en un bosque tropical urbano <i>Clara Abad</i> | 87 |
| Diversidad de murciélagos en el bosque tropical urbano Santa Ana: una perspectiva desde la teoría de biogeografía de Islas <i>Wilmer O. Rivera-De Jesús e Ivelisse Torres-Quintana</i> | 98 |
| La complejidad ecológica de un bosque tropical urbano <i>Jorge R. Ortiz-Zayas y María Fernanda Barberena-Arias</i> | 109 |
| In search of an adaptive social-ecological approach to understanding a tropical city <i>Ariel E. Lugo, Carmen M. Concepción, Luis E. Santiago-Acevedo, Tischa A. Muñoz-Erickson, Julio C. Verdejo Ortiz, Raúl Santiago-Bartolomei, Jimena Forero-Montaña, Christopher J. Nyth, Harold Manrique, and Wanda Colón-Cortés</i> | 121 |
| Índice | 135 |

INTRODUCCIÓN

El estudio de los ecosistemas naturales requiere de novedosas estrategias para lograr entender la complejidad de las interacciones bióticas y abióticas que regulan el flujo de energía, agua y nutrientes. Por ejemplo, en un bosque resulta retante para los científicos entender las múltiples relaciones entre las distintas especies de plantas (productores) y animales (consumidores) y descomponedores. Cada especie tiene un rol específico en el bosque de tal forma que le permite ejercer unas funciones muy importantes para la vida en el Planeta. Estas funciones son llamadas servicios de los ecosistemas e incluyen: producción de agua de alta calidad en los ríos, control de temperatura, almacenaje de diversidad genética con posibles beneficios futuros en la medicina, control de la erosión y sedimentación en los embalses y el control de los gases que provocan el efecto de invernadero, entre otras. En la medida que entendamos la relación entre la estructura ecológica de los bosques y su funciones podremos beneficiarnos sustentablemente de los servicios ecológicos que nos ofrecen.

El reto de entender la complejidad de los ecosistemas es aún mayor cuando tratamos de educar a las generaciones jóvenes sobre la importancia de los bosques. En el Puerto Rico moderno y el mundo entero, el desarrollo socioeconómico ha provocado la fragmentación de muchos de nuestros bosques. Esta fragmentación altera el equilibrio natural que existe en estos ecosistemas y compromete los servicios ecológicos que beneficiarían a las generaciones futuras. Por eso es importante que eduquemos a esta nueva generación creando conciencias sensibles al medio ambiente para así contrarrestar los mensajes continuos que reciben en esta sociedad de consumo desmedido.

En 2004, la Fundación Nacional para las Ciencias de los Estados Unidos (NSF, por sus siglas en inglés) subvencionó la propuesta titulada”. En este proyecto participaron varias instituciones representando distintos ecosistemas asociados al Proyecto *Long-Term Ecological Research* (LTER, por sus siglas en inglés). Representando al bosque lluvioso templado participó Portland State University y Oregon State University. Arizona State University representó el ambiente urbano en medio del desierto. Colorado State University representó las praderas y bosques de pino de Colorado. El Chihuahua Desert Nature Park en Nuevo Méjico representó al desierto mientras que la Universidad de Puerto Rico de Río Piedras representó al bosque lluvioso tropical. Durante cinco años, maestros de provenientes de estos lugares recibieron talleres sobre ecología de bosques y contribuyeron al desarrollo de una página educativa sobre la complejidad de los ecosistemas (<http://ecoplexity.org/>). En esta página, maestros y estudiantes pueden acceder a tutoriales y protocolos de investigación tanto en inglés como en español.

Este ejemplar de **Acta Científica** resume algunos de los proyectos desarrollados por algunos maestros durante los talleres de verano realizados en Puerto Rico y Oregón. Como verán, las investigaciones son de alta calidad científica lo que refleja un alto nivel de destrezas de investigación en nuestros maestros. En Puerto Rico, estos maestros y sus estudiantes realizan investigaciones ecológicas desde hace varios años en bosques aledaños a sus escuelas a través del Proyecto *Schoolyard* LTER. Estamos confiados que esta publicación animará a otros maestros a estudiar otros ecosistemas y exponer así a sus estudiantes a experiencias de investigación en nuestros bosques de manera que fomentemos el desarrollo de nuevas generaciones más sensibles a su medio ambiente.

Los editores de este ejemplar quieren agradecer a NSF por subvencionar el proyecto (NSF ESIE # 00554379) y a los investigadores asociados al LTER en cada una de los ecosistemas participantes por colaborar en este proyecto.

Editores Invitados

Jorge R. Ortiz-Zayas
Universidad de Puerto Rico-Río Piedras

María F. Barberena
Universidad del Turabo, Caguas, PR

Marion Dresner
Portland State University

Andrew Moldenke
Oregon State University

INTRODUCTION

The study of natural ecosystems requires novel strategies for understanding the complexity of biotic and abiotic interactions that regulate the flow of energy, water and nutrients. For example, in a forest, scientists are constantly challenged to understand the multiple relationships between different species of plants (producers), animals (consumers) and microbes (decomposers). Each species has a specific role in the forest which allows some very important functions that sustain life in our Planet. These functions are called ecosystem services and include: production of high quality water in rivers, climate control, storage of genetic diversity with potential future benefits in medicine, control of erosion and sedimentation in reservoirs and control gases that cause the greenhouse effect, among others. To the extent that we understand the relationship between forest ecological structure and function we can benefit from the ecological services sustainably.

The challenge of understanding the complexity of ecosystems is even greater when we try to educate younger generations about forest conservation. In Puerto Rico and around the World, socio-economic development has led to fragmentation of many forests altering the natural balance that exists in these ecosystems and compromising the ecological services that would benefit future generations. So, it is important that we educate the new generation creating environmentally-sensitive minds to counteract the marketing of wasteful societies.

In 2004, the National Science Foundation (NSF) subsidized the proposal entitled: *Teaching through Field Ecosystem Complexity Science Inquiry*. This project involved several institutions representing different ecosystems associated with the project *Long-Term Ecological Research* (LTER). Representing the temperate rainforest participated Portland State University and Oregon State University. Arizona State University represented the urban environment in the desert. Colorado State University represented the meadows and pine forests of Colorado. The Chihuahua Desert Nature Park in New Mexico represented the desert while the University of Puerto Rico Río Piedras represented the tropical rainforest. For five years, teachers from these places participated in workshops on forest ecology and contributed to the development of an educational website about the complexity of ecosystems (<http://ecoplexity.org/>). On this page, teachers and students can access tutorials and research protocols in both English and Spanish.

This issue of **Acta Científica** summarizes some of the research projects developed by some teachers during the one or two workshops conducted in Puerto Rico and Oregon. While these were short duration projects, many are of high scientific quality reflecting on the high level of research skills in our participating science teachers. In Puerto Rico, these teachers and their students have been conducting ecological research projects for several years in forests surrounding their schools through the LTER Schoolyard Project. We are confident that this publication will encourage other teachers to study other ecosystems and thus expose students to research experiences in our forests to develop a new generation of environmentally-sensitive citizens.

The editors of this issue are grateful to NSF for subsidizing the project (NSF ESIE # 00554379) and to the associated LTER site researchers for their collaboration on this project.

Guest editors

Jorge R. Ortiz-Zayas
University of Puerto Rico-Río Piedras

Maria F. Barberena
University of Turabo, Caguas, PR

Marion Dresner
Portland State University

Andrew Moldenke
Oregon State University

USING TEACHERS' QUANTITATIVE MODELS TO CAPTURE CHANGES IN UNDERSTANDING RESULTING FROM RESEARCH EXPERIENCES

Marion Dresner

Portland State University, Portland, Oregon

ABSTRACT

The primary tool used to assess teacher and student learning resulting from the Teaching Ecological Complexity Project was qualitative conceptual modeling. They are essentially used as a visualization and reflective tool. We explored how the use of conceptual ecological models can facilitate ecological understanding gained while teachers are conducting ecological research. Teachers constructed qualitative conceptual models along with accompanying explanatory essays at two or more points during their two-week research experience. The essays were paired, scored, and analyzed. There was significant improvement in understanding about relationships between experimental variables, developing appropriate hypotheses, and understanding ecological system attributes, such as feedback loops and indirect effects. These models are helpful to expose prior misunderstandings about scientific phenomenon. When coupled with research experiences, reflective use of qualitative modeling can help teachers develop deeper understanding about ecological concepts and improve their teaching practices. Examples are provided to illustrate how teachers' models change over the course of the workshop, illustrating learning.

RESUMEN

La herramienta principal utilizada para evaluar el aprendizaje del estudiante y maestro producto del Proyecto de Enseñanza de la complejidad ecológica fue un modelo conceptual cualitativo. Se utilizan esencialmente como herramienta de visualización y reflectante. Exploramos cómo el uso de modelos ecológicos conceptuales puede facilitar la comprensión ecológica adquirida mientras que los profesores llevan a cabo la investigación ecológica. Los maestros construyeron modelos conceptuales cualitativos junto con ensayos explicativos que acompañan a dos o más puntos durante su experiencia en la investigación de dos semanas. Los ensayos se emparejaron, anotó, y se analizaron. Hubo una mejora significativa en la comprensión de las relaciones entre las variables experimentales, desarrollo de hipótesis apropiadas, y la comprensión de los atributos ecológicos del sistema, como los bucles de retroalimentación y efectos indirectos. Estos modelos son útiles para exponer malentendidos anteriores sobre fenómenos científicos. Cuando se combina con experiencias de investigación, el uso reflexivo de modelos cualitativos puede ayudar a los maestros a desarrollar una comprensión más profunda sobre los conceptos ecológicos y mejorar sus prácticas de enseñanza. Se proporcionan ejemplos para ilustrar cómo los modelos docentes cambian con el transcurso del taller, lo que demuestra el aprendizaje.

INTRODUCTION

The Teaching Ecosystem Complexity project provided a two-week course for high school science teachers held at a group of geographically dispersed Long Term Ecological Research (LTER) sites over four years (H.J. Andrews Experimental Forest in Oregon, Central Arizona in Phoenix, Shortgrass Steepe in Colorado, Jornada in New Mexico and the Luquillo Experimental Forest in Puerto Rico). During this project, teachers participated in an array of field experiments. We were interested in determining how immersion in field ecology changed teachers' understanding of ecology. During workshops prior to this project, we noticed that teachers' models changed as the teachers learned more about these ecological ideas, especially if they are given opportunities to discuss what they understand with their peers. We were interested in learning how modeling might be a meaningful tool to accentuate participants' learning of ecological knowledge. Teacher-generated models were used throughout the two-week training courses at each LTER site to map the changing ideas a teacher had about how ecosystems work. Teachers were asked to write an essay to accompany each model they drew that explained their thinking at the time. The models and the essays were scored using a rubric.

The value of conceptual modeling

Because models are a tool to help understand a complex system, modeling has become an important tool in the study of ecology. Qualitative models describe the important components of an ecosystem and the linking activities can both provide a context for teachers to reflect upon what they are learning as they proceed through their field work and help integrate pertinent science content as they pursue their inquiry. Modeling can be an avenue for teachers and subsequently for their students to help identify questions and generate explanations for the scientific phenomenon being investigated (Lehrer and Schauble 2000).

Ecology focuses on understanding dynamic, intricate system involving multiple variables. The

public has limited ability to understand the more complex causal patterns of natural ecosystems. Most essential ecological processes are invisible to the eye but important to appreciate. For example, the indirect interactions can have large effects in ecosystems and change the outcome of species interactions. These indirect interactions may operate through feedback loops that either increase ecological effects or dampen them. In addition, there are time lags in ecosystem responses to independent variables; for example, time lags can change the dynamics of how an invasive species affects an ecosystem or how global climate change affects ecosystems. Not appreciating these factors can lead the public to discount their importance.

Being able to study and interpret ecological interactions is essential to understanding ecology, but this is not a straightforward process. Qualitative modeling is a useful means to easily convey these subtler processes. A qualitative model describes the relationships between components, where a component is any variable, such as a species. Components are connected with links that represent the type of ecological interaction, the flow of material, or the effect of one component on another, such as through feedback loops. Modeling tools along with the use of active and cooperative learning strategies provided students with opportunities to construct their knowledge regarding the concept of chemical bonding (Frailich et. al. 2007). Simulations and models used by Charles and d'Apollonia (2004) helped students acquire the skills to recognize aspects of complex ecosystem functioning, e.g., understanding multiple levels of organization.

Modeling-centered inquiry has been used as an instructional approach to help U.S. pre-service teachers learn alternative pedagogical approaches (Schwarz 2009). Buckley (2000) found that using models allows the student to give explanations at different levels. Conceptual models can be important for the attainment of 'conceptual understanding' in science at a more complex level going beyond memorized facts, equations, or procedures (Clement 2000). Modeling can be used to emphasize how science can 'make sense' via satisfying explanations. Students can develop complex understanding if their teachers have the competence to understand and

communicate these features (Vikström 2008). More accurate, science-based models can be activated by going outside to study natural ecosystems (Glynn and Duit 1995). Furthermore, reflection can assist one in reconciling new knowledge with existing knowledge and is important for deepening and making science understanding more meaningful (Hewson and Hewson 2003).

Learning is an interaction between new knowledge and existing knowledge. Because students have experienced nature in their own lives, either through hiking and camping experiences or through nature shows on TV, they come to class with their own plausible ideas. If the student's ideas are not reconciled with the new knowledge being presented, the science concepts being taught may be seen as difficult or incomprehensible. Reflection can assist a student to reconcile new knowledge with their existing knowledge and is important for deepening and making understanding science more meaningful.

Scientist-generated models capture essential fragments of how a scientist thinks. Depending upon the results, scientists may modify the model, until the model and experimental results agree. Modeling thus makes the modeler's reasoning more public and thus "inspectable" (Lehrer and Schauble 2000). Model formation and revision involves the integration of information about the phenomenon and then improving that explanation as one's knowledge about the system grows.

How qualitative conceptual modeling is taught

In order for teachers and students (both of which we will refer to as students) to develop a more accurate conceptual model of the environment, they must first make their own mental models of the environment explicit and understand the concepts and relationships between concepts that make up their mental models. The student is asked to begin constructing the model starting with two main variables and write the name of each component in its own circle or box. They are asked to determine the relationship between these first two components.

FIGURE 1. Basic symbols used in qualitative modeling.



The five basic ecological relationships are used as in qualitative models, represented in Figure 1.

This modeling also uses a simple line for no effect or unchanged. As shown in Figure 1, a positive relationship is indicated with an arrow, and a negative relationship is indicated with an open circle; both are used along with the line to indicate the type of ecological relationship.

Students are asked to add the other 3 to 5 additional important components to the model one by one. As each component is added, they are asked to think about how the component would interact with the components already entered into the model and choose the appropriate symbol. Students are then asked to discuss their model with a peer and to jot down the ideas gained during the discussion. Students are also asked to show feedback between three or more components using combinations of arrows.

Resources developed for the Teaching Ecological Complexity Project include a variety of models and simulations that were used during teacher training. (http://ecoplexity.org/model_collection).

How modeling helps teachers convey understanding of a research project

At the H.J. Andrews Experimental Forest site (HJ), teachers remained at the site during the two weeks of the workshop, which afforded them a greater depth of experience than was possible at other sites. Teachers took part in research projects in collaboration with the lead scientist involving

forest herbaceous plant diversity, macromoth diversity, and leaf litter decomposition. The Jornada site (JO) did not have overnight accommodations so the sessions took place during business hours, with homework assigned most nights. The major theme was the environmental causes and consequences of desertification. During the first week, teachers visited a variety of research sites to study climate, soil, vegetation, invertebrates, and vertebrates. During the second week of the workshop, teachers specialized in one in-depth research project. At the Luquillo Experimental Forest site (LQ), teachers were engaged in ongoing research projects to understand the structure of secondary forests in urban areas dominated by an invasive species. The teachers worked together on a variety of projects for the first week; census of birds, reptiles, and amphibians, litter arthropods, measuring trees, and mist-netting bats. During the second week, teachers completed an in-depth project. The Short Grass Steppe site (SG) treated the Teaching Ecosystem Complexity Project as one of a number of efforts over the entire year to provide a group of local science teachers with scientific inquiry, fieldwork, and instruction from scientists. During the first week of the course, they conducted a variety of research projects. During the second week, they participated in one of several scientist-derived projects, including grazing effect studies and bird habitat census. At the Central Arizona-Phoenix (CAP) LTER site, there was no opportunity for a residential program. The Arizona site focused on urban ecology issues including urban bird monitoring, pitfall trapping, and land use change. Their essays were not scored using the same rubrics as the other four sites.

METHODS

During each workshop, teachers learned ecology content while developing their own field experiments and analyzing and presenting their findings. For each in-depth research project, teachers worked through the scientific method by creating a hypothesis, collecting and analyzing data, interpreting the statistical results, and communicating their findings in a research paper or poster. Frequent presentations and group discussions helped to build knowledge of scientific ideas and

connected those ideas to the research project. A content knowledge test was also given to teachers at each site. In addition, we measured changes in teachers' classroom practices before the workshops and again 10 months afterwards.

The models and accompanying essays were scored using a rubric (Table 1). The degree of mastery of particular aspects of understanding diversity, complexity, and experimentation were defined and assigned a score. For example, four points were awarded to a response that was exemplary, three points were awarded to a response that was less thorough, and so on. The rubrics were designed to be applicable to the variety of ecological species diversity research topics included in this study.

DATA ANALYSIS

Two independent evaluators at the HJ site scored the models and essay questions (e.g., Caracelli and Greene 1993). The other sites used only one scorer. Inter-rater reliability was assured through a process whereby the scorers from each site reached agreements on interpretation of how each rating would be ascribed. A Wilcoxin signed pairs test was conducted comparing pre-test and post-test scores for each group. ANOVA were run on modeling scores from all groups and from the two groups having significant Wilcoxin test scores. Content tests were given, scored, and analyzed individually at each LTER site. Teacher classroom practices surveys were scored by the independent project evaluator and analyzed using a Mann-Whitney test.

RESULTS

There were significant improvements in scores for knowledge about ecosystems as portrayed through models for two (HJ and JO) of the four groups ($p < 0.05$) and for understanding all related concepts as shown in Table 2. Teachers at SG and LQ sites did not show improvement in any of the concepts expressed through essay or model scores, but they did show improvement in scores portrayed through standardized content tests. They each

TABLE 1. Sample of scoring rubrics used for models themselves and accompanying essays.**Modeling Item 1- Scoring of conceptual model: Components (and descriptions)**

| Score | Examples |
|--|--|
| 0: Not score-able; no response. | "I don't know. |
| 1 point: General ideas represented only | light, plants, animals. |
| 2 points: Components are mostly general | Sun, trees, animals. |
| 3 points: Components reflect experiment | Plant productivity. |
| 4 points: Components accurately and specifically reflect experiment | Herbivore diversity, amount of carbon dioxide. |

Essay Question 4: Discuss and illustrate feedback. Choose one component in your system, describe one change over short-term period. Describe any indirect effects.

| Score | Examples |
|---|---|
| 0: Not score-able; no response. | " I don't know." |
| 1: Poor understanding of feedback and indirect effects. | One example of feedback is the vegetation in the meadow. |
| 2: Shows minimal understanding of and application of feedback, indirect effects, | A change in arthropods would ricochet up the food web and the entire ecosystem. |
| 3: Shows good understanding, application of feedback, indirect effects. | Ecosystems function through varied array of relationships ...feedback loops... |

TABLE 2. Wilcoxon signed pair test results showing level of significance for all groups of teacher's pre and post essay scores.

| Group | HJ | JO | LQ | SG | CAP |
|---|-----------|-----------|-----------|-----------|------------|
| Identifying variables | 0.008 | 0.031 | 0.25 | 0.5 | n/a |
| Relationship between variables | 0.015 | 0.044 | 1 | 1 | n/a |
| Concept of diversity | 0.008 | 0.002 | 0.125 | 1 | 0.6 |
| Forming hypothesis | 0.015 | 0.031 | 1 | 1 | n/a |
| Understanding redundancy | 0.008 | 0.005 | 1 | 0.5 | n/a |
| Understanding feedback | 0.06 | 0.031 | 0.5 | 1 | n/a |
| Impact of disturbance on variables | 0.008 | 0.002 | 0.25 | 1 | n/a |
| Understanding complexity | 0.016 | 0.031 | 1 | 0.875 | 0.01 |
| Understanding how climate affects variables | 0.03 | 0.008 | 0.5 | 1 | n/a |

HJ = H.J. Andrew Long Term-Experimental Research (LTER) JO = Jornada LTER LQ = Luquillo LTER
 SG = shorgrass Prairie LTER, CAP = Central Arizona-Phoenix LTER

administered one particular content test at their respective sites.

Teachers' models reflected the state of their understanding of the ecosystem. For example, Sally worked on a leaf litter decomposition study. She was not given any specific direction about which elements to choose for her first model. She assumed that the organisms contributing to decomposition in the soil should be linked directly in a chain. Her initial ecosystem model presents these organisms in a linear connection as a food chain (Fig. 2a). Her final ecosystem model showed multiple connections between variables with multiple indirect effects (Fig. 2b). She offered the following explanation of her own change in understanding and developed a more accurate statement about the decomposition process:

I began to see that ...positive and negative interactions go back and forth between so many organisms as well as from the abiotic influences. Dependency is tentative. Organisms rely on several others, not just one.

These final teacher drawings and statements demonstrated greater sophistication in understanding about ecosystem attributes related to decomposition. Her second model was awarded a score of 4 points for ability to expertly show connections on a model.

In the second example, M.L. was provided with a set of initial core relationships; black grama, honey mesquite, and precipitation, which she continued to build upon throughout the workshop. She came to the workshop having had some initial experience with models and she started with an already complex

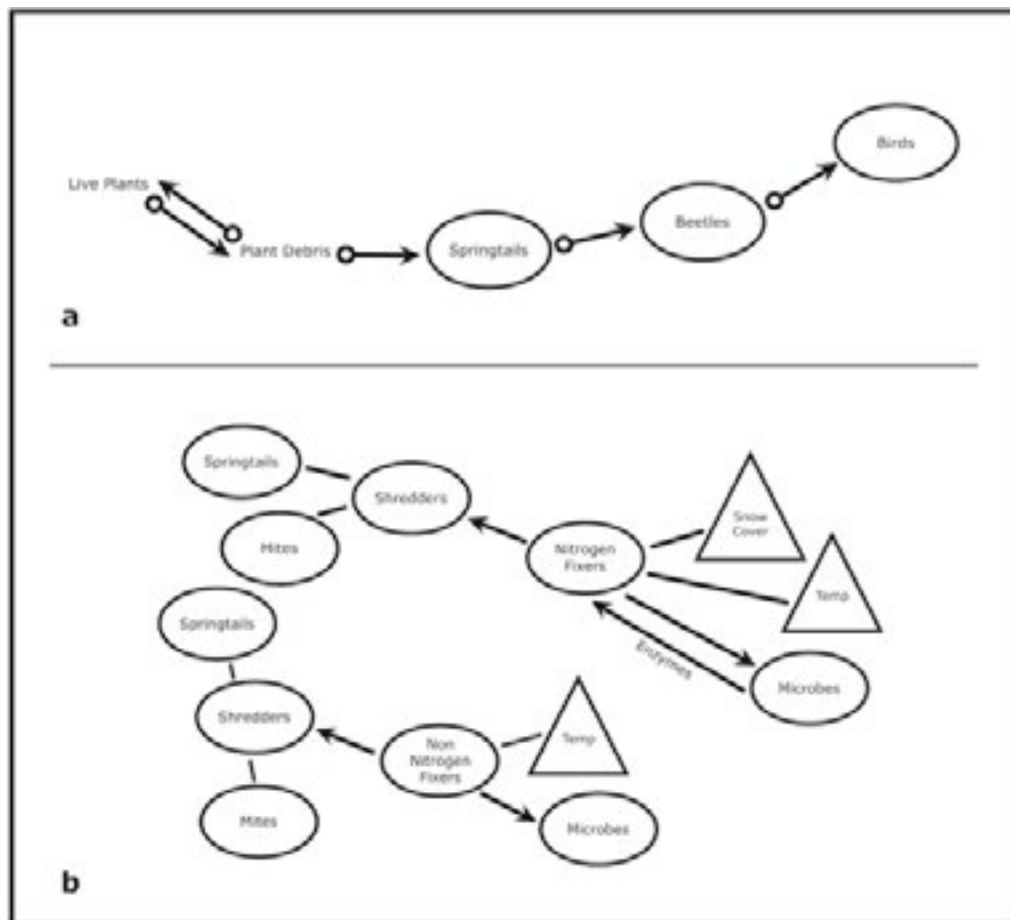


FIGURE 2. First (a) and final (b) models by S.K. illustrating her litter decomposition research project.

diagram (Fig. 3a). She first assumed that soil erosion was the main determining factor and placed coyotes in a key position in her model, reasoning that predator-prey relationships with coyotes were the most important set of interactions. Prior to the teacher training program, she had only learned about more charismatic mammal species. By the end of the workshop, she had learned more accurate scientific information about the many other factors pertaining to her experiment that affected soil erosion. Her final model (Fig. 3b) shows a multitude of factors that directly or indirectly affect soil erosion in the desert. She received a score of 4 points for her ability to correctly identify specific components or variables of experiment and explain their importance to the research project (item #1 model rubric). Her final drawing and essay reflected a deeper understanding of the research project in which she was involved.

CHANGES IN TEACHING PRACTICES

Teachers self-assessed their own teaching practices at the start of the course and again 10

months later (at the end of the spring term of the following academic year). Using the Mann-Whitney Test of statistical significance between the pre and post-test groups, a number of items had significant changes with $p \leq 0.05$. By the time of the post-test (10 months after the course), teachers had changed their classroom practices. Significant differences were also found in teacher's confidence. They felt more prepared to teach using field work ($p = 0.01$).

The open-ended question on the classroom practices assessment asked teachers to describe how the research course had influenced their teaching. Fifteen teachers (from all four sites) reported that they had used field research projects that lasted two weeks or more. Two teachers had used models in their ecology lessons, and eight teachers (from HJ and JO sites) reported that they had combined field research with qualitative modeling in their teaching. Their comments presented us with some insights about its benefits for learning; some are included below:

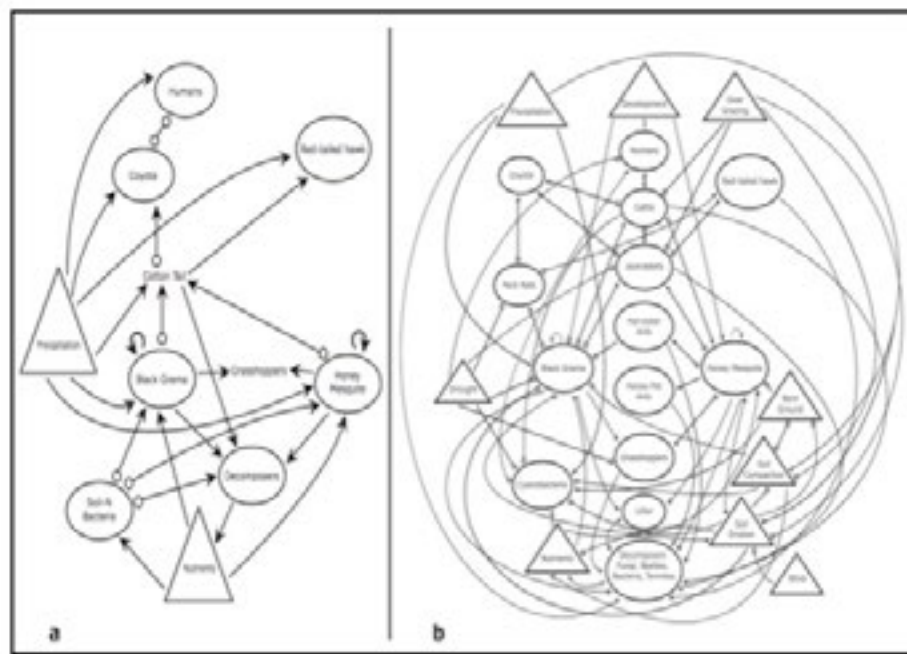


FIGURE 3. Initial model (a) and final model (b) by M.L. illustrating her research project about soil erosion in the desert ecosystem.

- Instead of the usual models of food webs and pyramids, using feedback loops help students to recognize the negative impacts on a species as well as the benefits.
 - Using modeling, kids moved from linear thinking to more systematic thinking. Modeling was a new thing for us.
 - Students did a project on the forest, and modeling was a great tool to illustrate how multiple factors were related. Things aren't as simple as they appeared.
 - The more "scatterbrained" kids seemed to do better at modeling; using visualization seemed especially important to them.
- S.K. commented that since she had experienced this process for herself during the teacher workshop, she had an appreciation for how powerful the insights gleaned from the modeling activities could be for her students. S.K. described she had witnessed how having students first draw a model, then discuss their ideas with another student, helped them become better prepared to write down their ideas.

The results from the classroom practices survey are all highly correlated with the focus of the previous summer's courses (Table 3). Teachers who had used qualitative models in combination with their field research during professional development were the only ones who had used qualitative modeling with their students along with student field research projects, even though they represented only a minority of the teachers.

Several teachers described how using Qualitative Conceptual Modeling in their own classrooms had helped students understand important variables and the connections between these variables. Some of these teachers reported that they used student models to help pinpoint students' misconceptions, and then tried alternative ways to present the information. Both S.K. and M.L., whose models appeared above, went on to experiment with the use of models in their classrooms over the following academic year.

DISCUSSION

The reflective use of modeling is appropriate as an alternative assessment tool to accompany work on an ecology research project. Our study provides evidence and illustrations of how the use of modeling afforded appropriate means for learning about more complex ecosystem properties and attributes, such as feedback loops and indirect effects. Evidence provided from analysis of models and essays,

TABLE 3. Results of Mann-Whitney Test comparing teachers classroom practices ratings at the start of the workshop with 10 months later.

| Classroom Practices: Student Activities | P value of difference between pre and post test scores |
|--|---|
| Pose their own hypothesis | 0.04 |
| Collect data related to questions they have posed | 0.02 |
| Work in teams to conduct field work | 0.006 |
| Draw ecological models of experimental relationships | 0.03 |
| Interact with scientists | 0.00 |
| Logically order research information into written work | 0.01 |
| Discuss the significance of their findings in class | 0.05 |
| Read ecology journals | 0.04 |

show increased understanding about feedback loops and indirect effects in ecosystems. Modeling tools were more sensitive than the multiple-choice questionnaire to register change and were more sensitive to particular kinds of improvements in higher order thinking skills. The procedure using models may be a more appropriate method to examine complex understanding related to processes such as decomposition and as a means of applying new knowledge about science inquiry processes at a higher level of learning and understanding.

The use of modeling can especially help accentuate learning about ecosystems. The above essay and interview excerpts illustrate shifts in participants' thinking during their research to encompass better understanding of the ecological theories pertaining to their research. We have showed how modeling can be useful to help teachers build connections between their ecological science experience and the theoretical ideas the teachers learned. Modeling activities helped teachers structure their understanding of the ecological interactions they studied. In a previous study (Dresner and Elser 2009), teachers' understanding about complex ecosystem functioning had also significantly improved via use of conceptual models. In this current study, we found additional evidence about the value of using learner drawn models as an appropriate means to learn about complex ecosystems.

Some of the differences in models pre and post workshop can be attributed to practice. As they became more skilled in how to model, teachers' models would become comparably more sophisticated. However, their comments attributed the use of modeling and peer discussions as factors in helping them think more richly about their experiment indicating therefore that the technique was valuable. The increase in scores was not just the effect of learning the mechanisms of modeling.

There was significant change in some of the classroom practices between the beginning and end of school year results. Scientists made classroom

visits and assisted teachers in implementing student research projects. These visits and other forms of scientist and university support, including loan of scientific equipment, helped bolster some of the changes noted in teacher inquiry and field ecology classroom practices. Although a number of teachers used modeling as an exercise in class, only two teachers employed it as a means of assessment. This might be due to a lack of practice in the actual act of teaching using models and modeling. As a follow-up to this study, we recommend improving how modeling is tied to classroom practices during teacher training, and the development of a more formalized data collection procedure to capture the benefits from student use of modeling that accompanies research work in the classroom.

CONCLUSIONS

Conceptual modeling can be a useful tool for improving teachers' understanding of key ecological concepts when used with dialogue with peers. Reflective use of qualitative models may provide a more accurate means to measure relative change in teacher and student knowledge than the absolute measure represented by a multiple choice test. The models help each participant visualize what they understand. Together with instruction in ecological theory, this process can help participants fill in the gaps in their understanding.

Modeling was a useful tool that helped teachers to construct their new ecological understanding, but not by every teacher. It was useful in improving teachers' understanding of key ecological concepts when it was used along with dialogue with peers, and as a reference throughout the course. These results highlight the importance of taking time for reflective discussion among teachers and with scientists during professional development. Lively discussions about the importance of different factors appeared to contribute to the gains made in teachers' understanding. The resulting knowledge improved the teacher's confidence in teaching non-intuitive complex ecological concepts to their students. Teachers cited their own modeling activities during

professional development as central to their change in classroom practices. Thus, the use of reflective conceptual modeling can also lead to better application of what was learned during professional development to the classroom.

ACKNOWLEDGEMENTS

We acknowledge NSF ESIE # 00554379, Teaching Ecosystem Complexity, which enabled our collaborative work with teachers and scientists at LTER sites. Data and facilities were provided by the HJ Andrews Experimental Forest research program, funded by the National Science Foundation's Long-Term Ecological Research Program (DEB 08-23380), US Forest Service Pacific Northwest Research Station, and Oregon State University. The Author wishes to thank Stephanie Bestlemeyer, Rink Sommerday, Kim Mellville-Smith, Jorge R. Ortiz Zayas and all participating teachers for their interest in working with conceptual modeling and help scoring them.

LITERATURE CITED

- Buckley, B. 2000. Interactive multimedia and model-based learning in biology. *International Journal of Science Education* 22(9):895-935.
- Caracelli, V. J., and J. C. Greene. 1993. Data analysis strategies for mixed-method evaluation designs. *Educational Evaluation and Policy Analysis* 15(2):195-207.
- Charles, E. S., and S. T. d'Apollonia. 2004. Developing a conceptual framework to explain emergent causality: overcoming ontological beliefs to achieve conceptual change. Pages 327-352 in K. Forbus, D. Gentner and T. Reiger, editors. *Proceedings of the 26th Annual Cognitive Science Society*. Lawrence Earlbaum Associates. Mahweh, New Jersey, USA.
- Clement, J. 2000. Model based learning as a key research area for science education. *International Journal of Science Education* 22(9):1041-1053.
- Dresner, M., and M. Elser. 2009. Enhancing science teachers' understanding of ecosystem interactions with qualitative conceptual models. *Teaching Issues and Experiments in Ecology*, Vol. 6: Research <http://tiee.ecoed.net/vol/v6/research/dresner/abstract.html>
- Frailich, M., M. Kesner, and A. Hofstein. 2005. The influence of web-based chemistry learning on students' perceptions, attitudes, and achievements. *Research in Science and Technical Education* 25(2):179-197.
- Glynn, S. M., and R. Duit. 1995. Learning science meaningfully: Constructing conceptual models. Pages 3-33 in *Learning science in schools: Research reforming practice*. Editors? Lawrence Erlbaum Associates, Mahwah, New Jersey, USA.
- Hewson, M. G., and P. W. Hewson. 2003. Effect of instruction using students' prior knowledge and conceptual change strategies on science learning. *Journal of Research Science Teaching*, 40m supplement S86-S98.
- Hogan, K., and K. C. Weathers. 2003. Psychological and ecological perspectives on the development of systems thinking. Pages 233-260 in A. R. Berkowitz, C. H. Nilon, and K. S. Hollweg, editors. *Understanding urban Ecosystems: a new frontier for science and education*. Springer Verlag, New York, New York, USA.
- Lehrer, R., and L. Schauble. 2000. Developing model-based reasoning in mathematics and science. *Journal of Applied Developmental Psychology* 21(1):39-48.
- Schwarz, C. 2009. Developing preservice elementary teachers' knowledge and practice through modeling-centered scientific inquiry. *Science Education* 93:720-744.
- Vikström, A. 2008. What is intended, what is realized, and what is learned? teaching and learning biology in the primary school classroom. *Journal of Science Teacher Education* 19:211-233.

A CROSS-SITE LITTER DECOMPOSITION STUDY WITH TEACHER-SCIENTISTS PARTNERSHIPS

Andrew Moldenke¹, Marion Dresner², Sally Kirkpatrick³, Sharon Cooper⁴, and Kirk Soule⁵

¹Department of Botany, 2046 Cordley Hall, Oregon State University, Corvallis, OR 97331
e-mail: moldenka@science.oregonstate.edu

²Environmental Sciences & Management, PO Box 751, Portland State University, Portland, OR 97207

³Gordon Russell Middle School, 3625 East Powell Valley Rd., Gresham, OR 97080

⁴Beaverton High School, 13000 SW 2nd St., Beaverton, OR 97005

⁵Sunset High School, 13840 NW Cornell Rd., Portland, OR 97229

ABSTRACT

A four-month reciprocal translocation experiment involving the dominant plant litter species at 5 LTER sites confirmed that climate (measured as temperature x moisture) was the major limiting factor (subtropical rainforest > temperate conifer rainforest > short-grass steppe > metropolitan Sonoran Desert > Chihuahuan Desert). Decomposition rate was species-specific, with the species ranking equivalent at all sites (i.e., no home-court advantage: mesquite > bougainvillea >> Douglas-fir > red alder > grama grass >> trumpet tree). The species-specific effect was correlated with pre-test %N. Decomposition rate was faster for most species at most sites 5 to 10 cm below ground rather than on the surface. The above-/below-ground effect was minimal in Puerto Rico. Nitrogen and phosphorous were imported from the adjacent soil during the first four months of decomposition, the importation rates correlated with the overall decomposition rates. During the subsequent year, Oregon teachers compared Douglas-fir and red alder decomposition at the Andrews LTER and a city park in Portland. The litterbag decomposition experiment is relatively easy to set up, relatively cheap to process and provides comparable data (if appropriately replicated and analyzed statistically) between distant or nearby sites to stimulate high-school student comprehension of the significance of climate change. Archived comparative data worldwide are available on the Web at www.knb.ecoinformatics.org/knb/metacat.

RESUMEN

Un experimento de translocación recíproca de hojarasca durante cuatro meses que involucró especies dominantes de hojarasca en 5 sitios LTER (Arizona, Colorado, Nuevo Méjico, Oregon, Puerto Rico), confirmó que el clima (medido como temperatura x humedad) es el principal factor limitante (bosque húmedo subtropical > bosque templado de coníferas > estepa > desierto metropolitano de Sonora > desierto de Chihuahua). La tasa de descomposición es específica a cada especie, con todas las especies en una posición equivalente en todos los sitios (es decir, sin ventaja de residencia: mesquite > bougainvillea >> Douglas-fir > roble rojo > grama >> trompeta).

>> abeto Douglas > aliso rojo > pasto > *Cecropia*). El efecto específico de cada especie fue correlacionado con una evaluación previa %N. La tasa de descomposición fue más rápida para la mayoría de las especies en la mayoría de los sitios de 5 a 10 cm bajo la tierra en comparación con la superficie. El efecto bajo/sobre la superficie fue mínimo en PR. El nitrógeno y fósforo fueron importados de la tierra adyacente durante los primeros cuatro meses de descomposición, las tasas de importación fueron correlacionadas con la tasa total de descomposición. Durante el año siguiente, maestros de Oregón compararon las tasas de descomposición de abeto Douglas y aliso rojo en Andrews LTER y un bosque urbano en Portland.

El experimento de descomposición de bolsas de hojarasca es relativamente fácil de montar, relativamente barato de procesar, y provee datos comparables (si es apropiadamente replicado y analizado estadísticamente) entre sitios distantes o cercanos. Además estimula la comprensión, por parte de estudiantes de escuela secundaria, sobre la importancia del cambio climático. Un archivo de datos comparables a nivel mundial está disponible en la web.

INTRODUCTION

We decided to approximate the study design of the LIDET study (Long term dynamics of pine and hardwood litter decomposition in contrasting environments), a reciprocal litter-bag study involving translocating litter from 27 species across 28 sites in North and Central America. After five years, their litterbags were analyzed, generating 3 overall conclusions. Pine litter from all sites decomposed more slowly than hardwood leaves, supporting the idea that substrate quality exerts control over decomposition rate. Secondly, both deciduous and coniferous litter at all sites decomposed in parallel fashion to annual temperature and precipitation, revealing that regional climate is a strong factor on decomposition rate. Finally, within a given geographic location, the hardwood leaves decomposed more rapidly than conifer needles in the hardwood tree habitat as compared with the conifer habitat, supporting the idea that there exists a home-field advantage for leaf litter in terms of endemic microbial diversity (Gholz et al. 2000).

The decomposition rate of litter affects the rate at which nutrients, such as nitrogen and phosphorous, are recycled from the litter and made available throughout the forest floor (Kranabetter and Chapman 2004). The availability of these nutrients, along with labile carbon, provides a major

energy source for the ecosystem food web (Wallace 1999) and can be an indicator of forest sustainability. Decomposition of the leaf litter is generally a major growth-limiting factor in many ecosystems (Gholz et al. 2000). Good predictors of the rate of decomposition include leaf toughness (Barlocher and Oertli 1978, Quinn et al. 2000) and type of leaf litter, especially leaves with various concentrations of nitrogen (Kaushik and Hynes 1971, Barlocher and Kendrick 1974).

Abiotic physical breakdown of the leaf litter may occur in addition to enzymatic breakdown. This is especially true in more extreme climates with multiple freeze/thaw cycles or high incidence of UV-radiation. The freeze/thaw cycle increases the surface area for the microbes to decompose the litter, accelerating the rate of decomposition similar to the effect of shredding by insects and other arthropods. Leaf litter quality, especially nitrogen content, has been shown to have a large effect on the breakdown rate of leaf litter (Richardson et al. 2004). Litter from nitrogen-fixing plants has a higher nitrogen content than adjacent species growing on the same soil. Internal recycling of N from leaf litter decomposition provides a key resource for ecosystem productivity (Parton et al. 2007).

We sought to re-test the three main LIDET results in an abbreviated reciprocal leaf litter study

involving five LTER sites where school teachers participated in a two week training program through the Teaching Ecosystem Complexity Project. During the summer program, teachers work on one or more scientist-lead ecological research projects. Dried litter from each site was sent to Andrew Moldenke, who together with Marion Dresner filled and weighed all the litter bags. The bags were sent out to each site and set out by resident participating scientists. Teachers at the Andrews LTER, CAP-LTER, and Asombro Institute sites were involved in retrieving, drying, weighing, the litter bags and analyzing the data. At the other two LTER sites, scientists and graduate students set out, retrieved, and weighed the litter bags. Litter samples were sent for nutrient analysis to the Soil Testing Laboratory at Oregon State University.

During the following year, a follow-up study was conducted just between the Andrews site and the El Verde sites. Scientists set out the litter bags during the winter, and participating teachers from Oregon and Puerto Rico were involved in retrieving, drying, weighing the litter bags and analyzing the data.

Our main research hypotheses, modeled after those of the LIDET study were:

- 1- Climate will affect the rate of decomposition.
- 2- Litter quality will affect decomposition rate.
- 3- There will be a difference between above- and below-ground decomposition rates.
- 4- There is a home field advantage in litter decomposition.

METHODOLOGY

Five LTER programs participated in this reciprocal litter bag study: Andrews Forest (OR) coniferous rainforest, Central Plains Experimental Range (CO) short-grass steppe, Urban CAP Ecosystem (AZ), La Jornada (NM) Chihuahuan Desert, and El Verde (PR) subtropical wet forest. Descriptions of these sites are available on the LTER webpages. The CO site was located NE of a soil pit located on WCR 114, 40°48.761'N by

104°47.292'W at 1663.3m elevation (Feb 1st). OR site was in 350 to 450 yr-old oldgrowth just sw of the pumphead for the headquarters, elevation ca. 304.80m (Feb 1st); vegetation has been described at the site and is available on the LTER webpage. NM site was west of Pipeline Rd, under cover of *Larrea* shrubs (starting data Feb 25th). The AZ site was the Experimental Horticulture Plots within the Desert Botanical Garden (starting date March 6th). The PR bags were placed in the Luquillo Experimental Forest El Verde Demonstration Plot (March 17th).

Litterbags were employed in this study in the same manner as the previous LIDET study, using exactly the same equipment. The six types of litter were: mesquite (*Prosopis glandulosa* Fabaceae NM), bougainvillea (*Bougainvillea glandulosa* Nyctaginaceae AZ), *Cecropia schreberiana* (Moraceae PR), blue grama grass (*Bouteloua gracilis* Poaceae CO), Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii* Pinaceae OR) and red alder (*Alnus rubra* Betulaceae OR). One array of each type was placed on top of the newly-fallen litter and a second array was placed below the surface at 5-10cm depth within the humus layer or the upper mineral soil. In addition, at the Andrews site, Douglas fir needles dropped in the fall (October) were compared with green needles from braches blown down during a wind storm in October. Litterbags were designed to hold approximately 8 grams of dried plant matter. The ones placed on the ground surface had a 1mm mesh on their upper surface to allow penetration by arthropods and worms. The bags placed at 2.5-5cm depth were completely enclosed and allowed only fungal and bacterial penetration. Two strings of arrays of 5 litter bags of each litter type (6 types) were placed at all five sites at the beginning of February 2008 and retrieved late June 2008.

At the subtropical site, the five replicate leaf litter bags were harvested sequentially and therefore only unreplicated samples were harvested at a comparable date. A follow-up reciprocal translocation study was conducted the following year to directly compare litter leaf decomposition between additional species at the PR site (to be reported in a separate manuscript).

Additionally, an urban coniferous forest site (Forest Park in Portland, OR) was included so that we could compare the decomposition rate there with that of the native Pacific Northwest forest at the Andrews Experimental Forest. Four species of leaf litter were used (Douglas-fir and red alder from the Andrews Experimental Forest and Forest Park, while bamboo and trumpet tree were used as representative litter from El Verde. Reciprocal litter bags were buried at each site. At the urban coniferous forest site, only the two species of native leaf litter were buried (Douglas-fir and red alder). Litter bags at the urban site were buried at the same elevation as those at the native forest site.

We discovered, after the fact, a drawback in our technique. We discovered that most of the samples

installed at NM gained weight over the 4 months, rather than losing weight to decomposition. We attribute this to the acquisition of very small amounts of loess ($\ll 0.1\text{g}$ and imperceptible to the eye) in the samples (both above- and below-ground) combined with an extremely slow decomposition rate. We scored these samples as zero for analysis. In future studies the actual weight loss due to decomposition could be distinguished by ashing the samples.

RESULTS

Climate (available moisture, temperature) exerted the principal effects. Figure 1 shows the relative ranking of each of the five sites. El Verde, with the highest precipitation and temperatures combined from February through June, had the

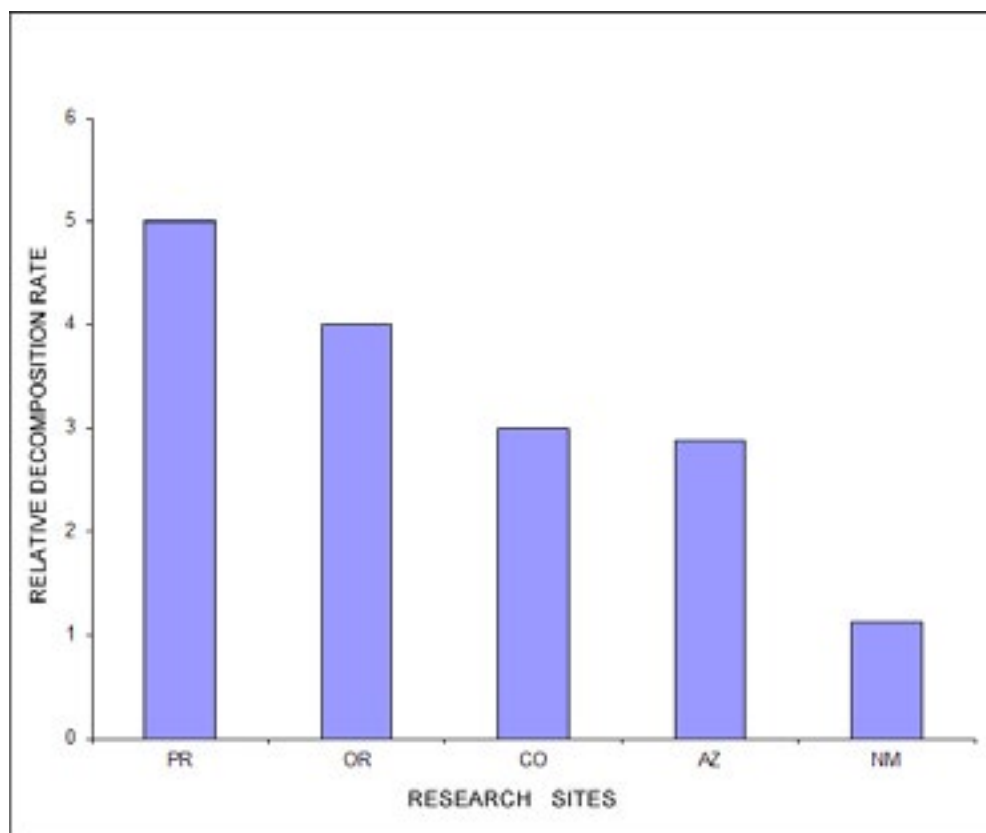


FIGURE 1. Sites ranked by decomposition rate. Mean percent mass loss of all species at each site. PR = El Verde LTER, Puerto Rico; OR = Andrews Experimental Forest LTER, Oregon; CO = Central Plains Experimental Range LTER, Colorado; AZ = Central Arizona Project LTER, Arizona; NM = La Jornada LTER, New Mexico (2008 data). Y axis based on rate ranking: 5 = fastest with all species; 1 = slowest with all species.

highest decomposition and has the first ranking. The Jornada site in the Chihuahuan Desert, where evaporation exceeds precipitation most months, had the lowest rate of decomposition. The CAP-LTER, an urban site in the Sonoran Desert, had the second lowest ranking. The Andrews Experimental Forest, having high precipitation during the months of the study, had the second highest ranking.

Litter quality (available N content) has a significant effect on decomposition rate (Fig. 2). At all 5 sites decomposition rates were highest for mesquite (PRGL) and bougainvillea (BOGL), both having the highest N concentration, and were lowest for trumpet tree (CESC) and blue grama grass (BOGR) (Fig. 3). The nitrogen-fixers (alder and mesquite), the green Douglas-fir (PSME) and

bougainvillea, lost greater mass in the four-month period of the experiment than the other leaf litter types (Table 1). The average weight loss of PRGL & BOGL > PSME & ALRU > BOGR & CESC was significant at $p < 0.05$ (Table 1). In Oregon, the difference in decomposition rate between alder and green Douglas-fir was significant ($p < 0.01$), but the rates of alder and abscised Douglas-fir were equivalent.

There was a difference between above- and below-ground decomposition rates at most of the five sites (Table 1). In CO, where very dry very cold conditions occur during winter months, the below-ground differential was most consistent. Decomposition rates were very slow at both desert sites, but winter rain in the Sonoran Desert (AZ)

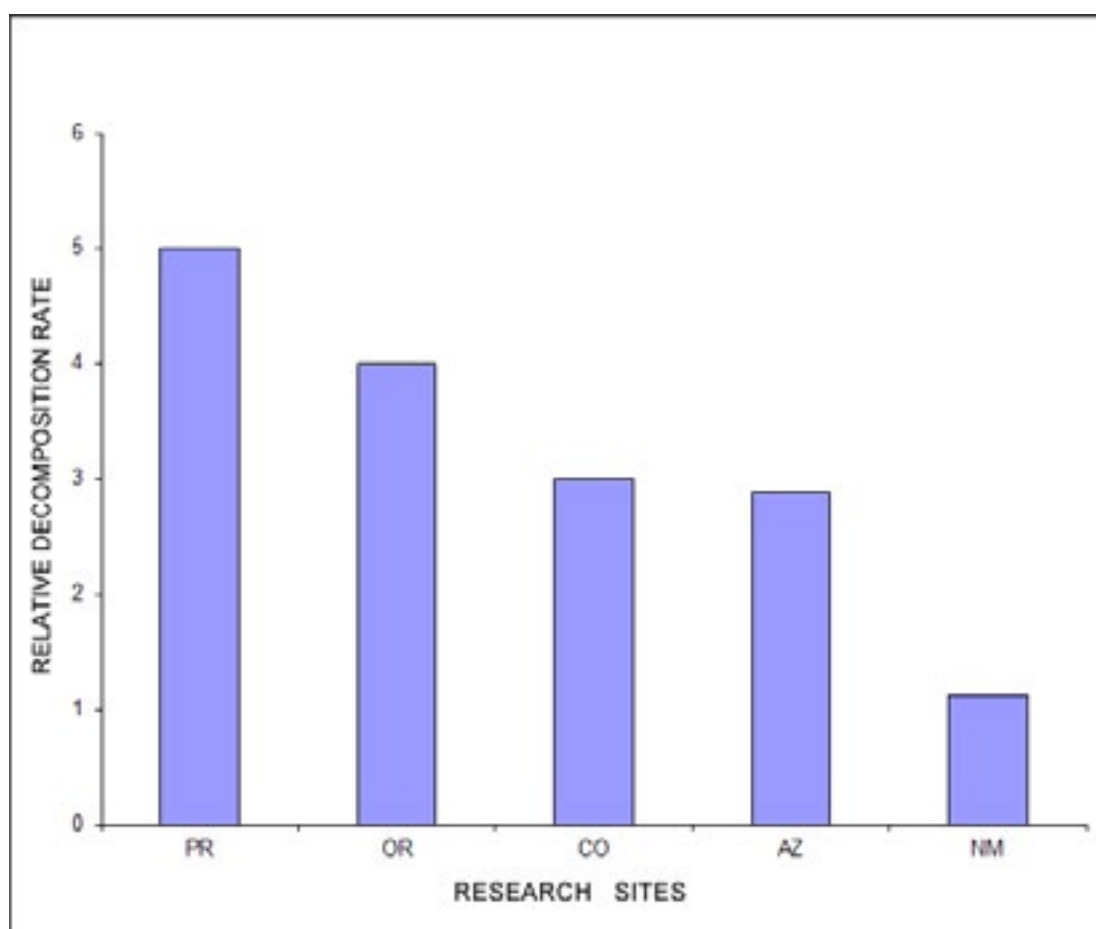
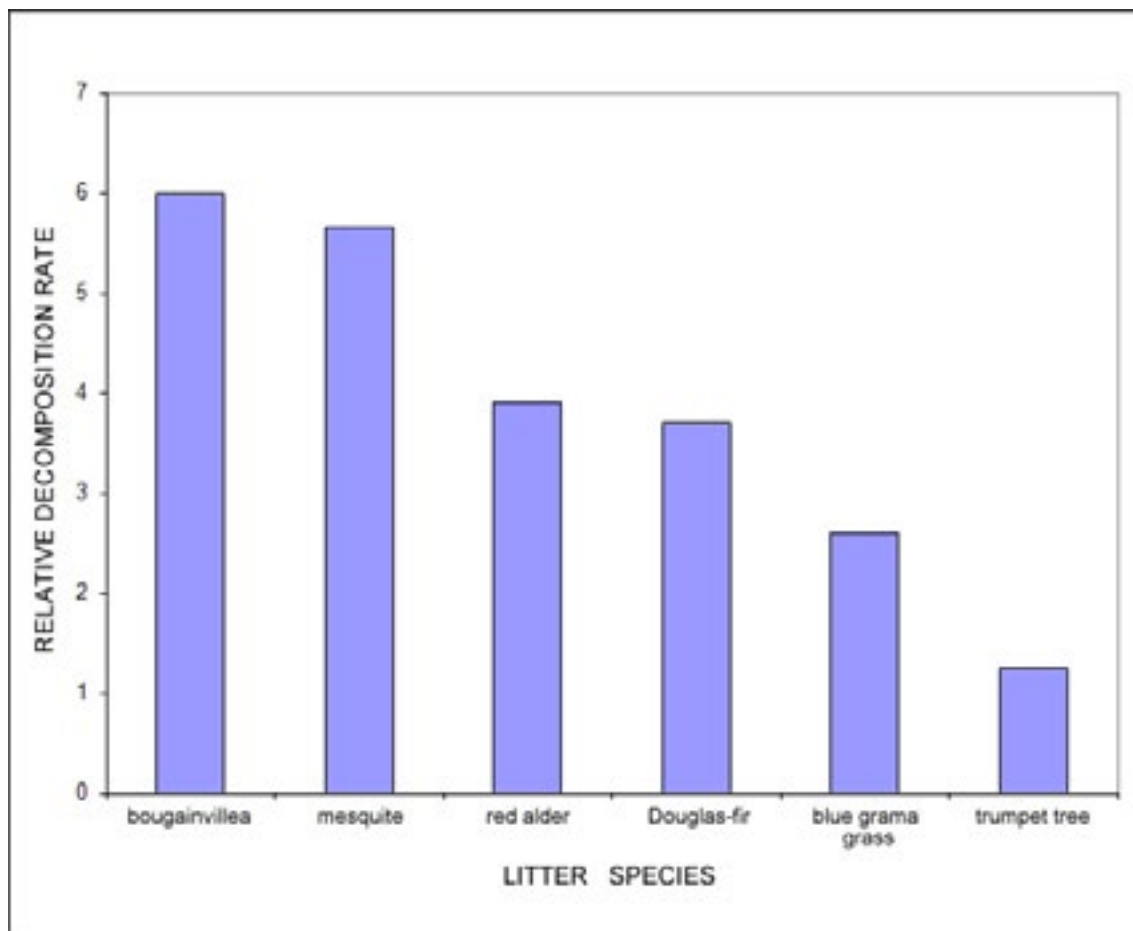


FIGURE 2. Correlation between decomposition rate (percentage weight loss) and initial nitrogen concentration (%). (2008 data from the Puerto Rico site).

FIGURE 3. Plant species ranked by percentage mass loss. Mass loss at all sites averaged together (2008 data). Y axis based on rate ranking: 6 = fastest at all sites; 1 = slowest at all sites.



did result in faster decomposition below-ground. Decomposition was about equal below- and above-ground at the subtropical forest site.

Green Douglas-fir needles were compared with leaf litter from abscised Douglas-fir needles. The weight loss for the live leaf litter was nearly three times greater than that of the dead leaf litter both above-ground and below-ground (Fig. 4; Table 1).

There does not appear to be a home-field advantage for the local plant litter at any site, or, if there is, it is too small to be detectable with only one year's data. For example, though trumpet tree decomposes significantly faster in PR than in OR, so do the OR natives Douglas-fir and red alder (Table 1).

The decomposition rates for the 2 Oregon species (PSME and ALRU) were identical between Andrews Experimental Forest and Forest Park (Table 2). The difference between above- and below-ground was again significant for alder but not for Douglas-fir. The rates of decomposition for both species at Andrews Experimental Forest and El Verde were the same for both years (Table 2).

Three species of litter had very high initial nitrogen concentrations: ALRU, PRGL, and BOGL. The green PSME had nearly twice the concentration of nitrogen as the regularly abscised needles. The rate of decomposition was correlated with the C:N ratio (Fig. 5), the higher the decomposition rate the lower the C:N ratio.

TABLE 1. Percent mass loss of leaf litter bags for all sites and species during 2008. PRGL = *Prosopis glandulosa*; PSME = *Pseudotsuga menziesii* (subscript g=green windthrow); ALRI = *Alnus rubra*; BOGL = *Bougainvillea glandulosa*; CEPE = *Cecropia schreberiana*; BOGR = *Bouteloua gracilis*. a = above ground on top of litter; b = below ground, between litter and mineral soil; OR = Oregon, CO = Colorado, PR = Puerto Rico; AZ = Arizona, NM = New Mexico. * = significant differences between above and below ground results at $p < 0.05$.

| | OR | CO | PR | AZ | NM |
|--------------------------------------|-----|-----|----|-----|----|
| Mesquite ^a | 41 | 17 | 66 | 12 | 1 |
| Mesquite ^b | 47 | 27* | 63 | 33* | 0 |
| Douglas-fir ^a | 12 | 15 | 28 | 19 | 8 |
| Douglas-fir ^b | 15 | 6 | 27 | 8 | 3 |
| Red alder ^a | 12 | 4 | 46 | 6 | 2 |
| Red alder ^b | 23* | 10* | 43 | 7 | 0 |
| Bougainvillea ^a | 52 | 24 | 74 | 7 | 0 |
| Bougainvillea ^b | 52 | 48* | 68 | 23* | 0 |
| Trumpet tree ^a | 0 | 0 | 19 | 1 | 0 |
| Trumpet tree ^b | 5* | 10* | 14 | 2 | 0 |
| Blue grama ^a | 15 | 4 | 42 | 5 | 1 |
| Blue grama ^b | 18 | 10* | 47 | 4 | 0 |
| Douglas-fir (windthrow) ^a | 32 | | | | |
| Douglas-fir (windthrow) ^b | 34 | | | | |

TABLE 2. Dry weight loss (in percent) of corresponding leaf litter in subsequent years. * = tree species significantly different at $p < 0.05$.

| | 2008 above below ground ground | | 2009 above below ground ground | |
|---------------------------------|--------------------------------------|-----|--------------------------------------|-----|
| Andrews Experimental Forest, OR | | | | |
| Douglas-fir | 13 | 11 | 12 | 15 |
| red alder | 21* | 30* | 12 | 23* |
| Forest Park, OR | | | | |
| Douglas-fir | 13 | 11 | | |
| red alder | 21* | 30* | | |
| El Verde, PR | | | | |
| Douglas-fir | 30 | 25 | 28 | 27 |
| red alder | 46* | 42* | 46* | 43* |

Figure 4. Comparison of decomposition rates of leaves placed below and above ground at the HJ Andrews site.

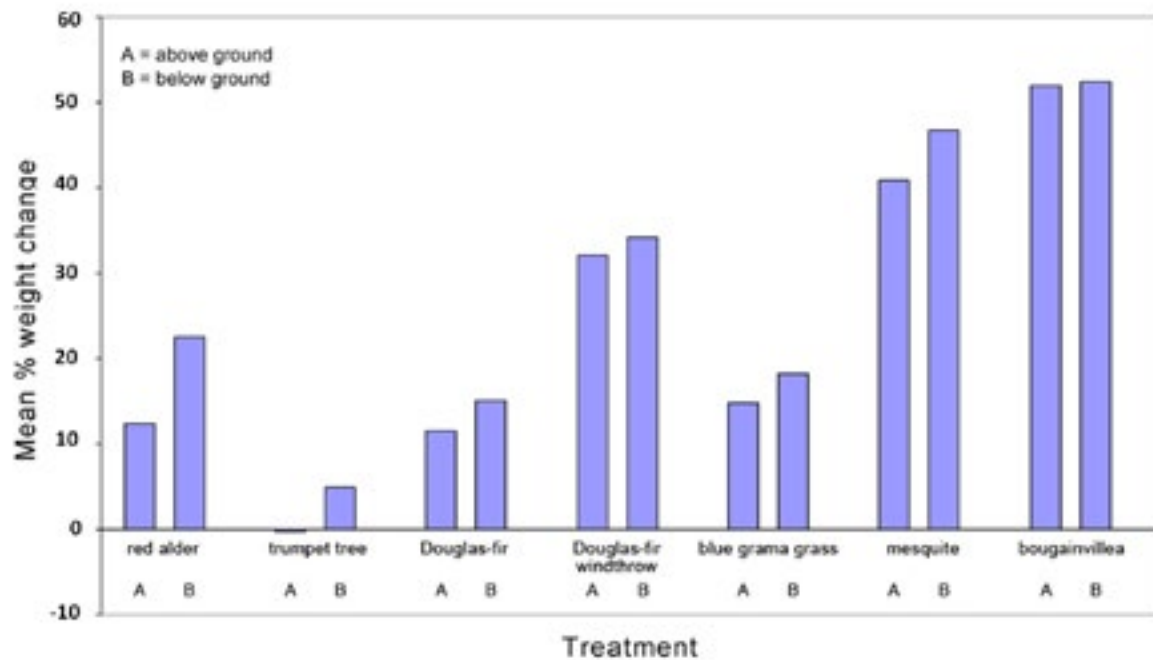
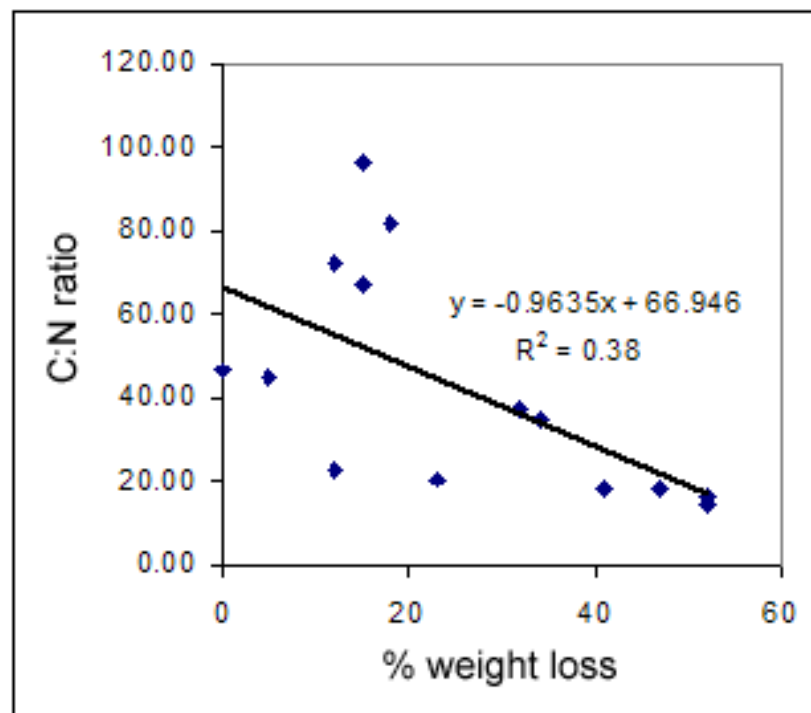


FIGURE 5. Correlation between decomposition rate (percentage weight loss) with initial C:N ratio. (2008 data from the Oregon site).



Phosphorous concentration in the litter was significantly lower for BOGR and CESC, and significantly higher for the storm-dropped green PSME (Fig. 6). Phosphorous was imported into the decomposing litter during the first 4 months of decomposition correlated with the overall rate of decomposition (Figs. 7, 8); calculations were adjusted to account for change in total mass due to decomposition. For the fast-decomposing PRGL, ALRU, and PSME far more phosphate is imported below-ground than above-ground, correlated with decomposition rates (Fig. 8 CO data, representative of all sites).

DISCUSSION

Overall, decay of the leaf litter material was moisture and temperature-dependent. Precipitation and moisture pattern in PR is responsible for accelerating the litter leaf decomposition process for all species, regardless of their origin. The subtropical site had the highest rates for each species.

In this aspect, our results were similar to those of the longer-term LIDET study (Gholz et al. 2000).

It was quite surprising to realize that the decomposition at OR was the second fastest, since 2008 sample temperatures remained at 0°C for nearly the entire period, because all the samples were buried under snowpak until June. Even though during the past 40 years snow cover is not common during the winter for more than a few days at this altitude, the current microbes seem adapted to 0°C activity. The effect of freeze/thaw cycles would have been minimal during the first year's experiment in OR.

However, each species of leaf litter had a unique rate of decay at each site, based on its structural and nutritional characteristics. In general the nitrogen-fixers (red alder and mesquite) showed significantly higher rates of decomposition. Bougainvillea was surprising in the high amount of N and P in the litter; it must have been growing under conditions

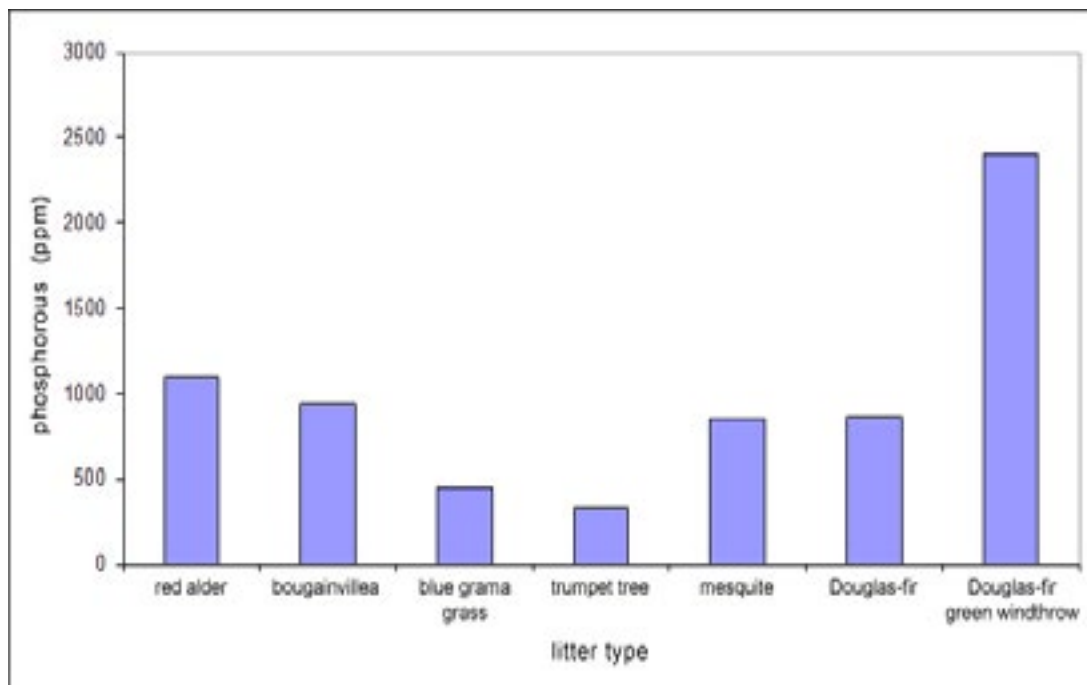


FIGURE 6. Initial phosphorous concentration of dried litter (2008 data).

FIGURE 7. Correlation between phosphorous (ppm) imported and decomposition rate (% weight loss) corrected for loss of total mass through decomposition. (2008 data from the Puerto Rico site).

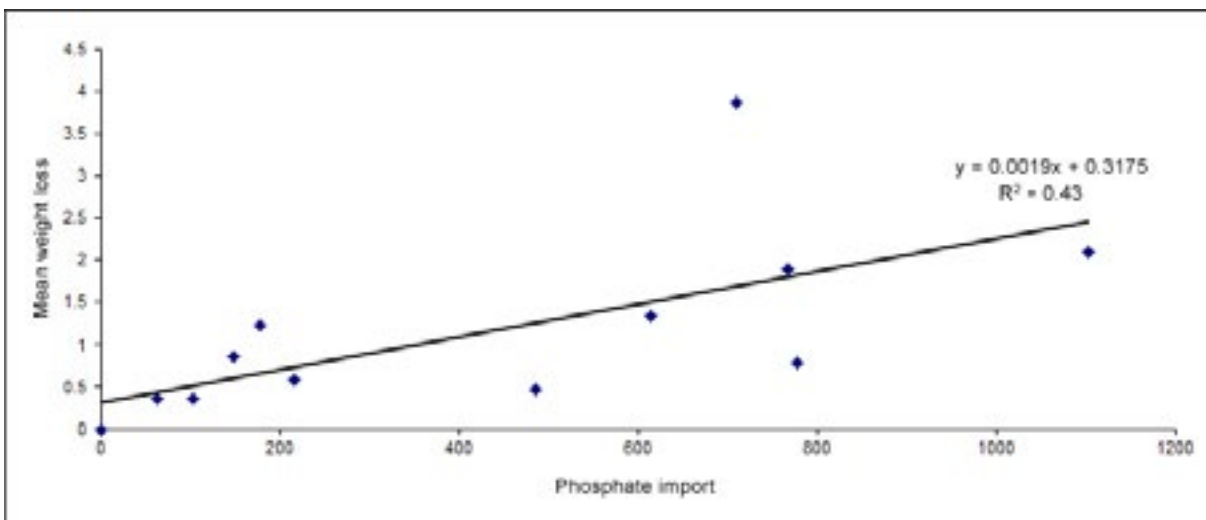
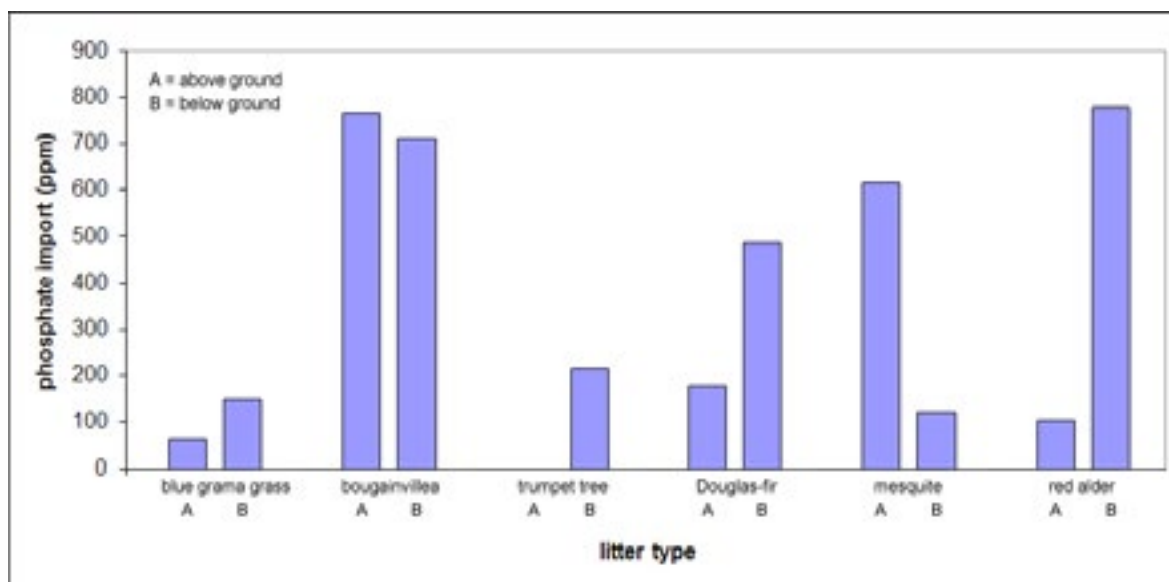


FIGURE 8. Amount of phosphorous imported (in parts per million, ppm) into leaf litter sample during 4-month decomposition study, corrected for decrease in total mass due to decomposition (2008 data from Colorado site).



in which it tapped artificial fertilizer sources. Though introduced grasses typical of agriculture usually have low lignin content and very fast decay rates, native perennial bunchgrasses are known for their resistance to decay. Trumpet tree had woody petioles and palmate midribs, which likely produce a very slow decay rate.

From a teacher's perspective, though, it is amazing to see comparative decay rates varying basically from 0 to 50% within the OR site. Students think it is cold in OR during the winter (and it is), but not in comparison with other parts of the country. Rates in CO are generally half those in OR. Low rates in the desert surprise no one since it is both

very cold and very dry in both AZ and NM sites. In PR the Bougainvillea is 2/3 to 3/4 gone while the trumpet tree only 1/5 to 1/6 gone. It is easy to see how such a fast bougainvillea decomposition rate combined with a great deal of precipitation might result in the washing of nutrients right out of the ecosystem.

Differences in the weight loss when comparing the “live” Douglas fir leaves and the “dead” Douglas fir leaves may be due the chemical makeup of the leaves themselves. When leaves are dropped naturally from a tree, the tree has the ability to remove most useable energy and nutrients from the leaves themselves. When leaves are forced from the branches of a tree too early, the nutrients and sugars present in the leaves are left in the leaves. The presence of these ‘extra’ nutrients in the wind-throw was apparently responsible for a much faster decomposition rate.

There was a significant statistical difference at many sites and for many litter types in the amount of weight loss of the buried leaf litter samples. Presumably the reason for the significantly increased weight loss of the underground samples is primarily due to increased availability to bacteria and fungi and the effects of their enzymatic breakdown. The loss of weight of the leaf litter samples above-ground usually is related to the types of shredders present. Shredders present in the above-ground samples may include millipedes, sow bugs, and turtle mites; however, none of these arthropods would be active during the winter months.

The ‘buried’ condition of half of the experimental litter is really not analogous to what would normally occur in nature, except in the desert sites. The strong winds caused by the desert’s diurnal heating cycles continually blow plant litter around, first concentrating it under shrubs and then burying it under the loess. Occasional leaf-litter may be buried at other sites by gopher digging activity, but generally it must be shared by arthropods before entering into the humus layer or rooting zone.

The link between decomposition (conversion of carbohydrate to CO₂) and both nitrogen and phosphorous nutrient availability is clear. It is surprising, though, that even the high nutrient concentration litters still have to import a great deal of nutrient from the surrounding soil in order for decomposition to take place. Considerable microbial growth must take place before any of the litter nutrients become available for root uptake. The phenomenon of nutrient depletion immediately adjacent to ‘unripened’ compost is what causes stunting or death of plants grown synchronously with fresh composting. For healthy plant growth the compost has first to be turned into microbial biomass, then *subsequently as the microbes are grazed by their predators* the nutrients are released in a form appropriate for plant growth. An Oregon teacher focused on this topic in writing her individual research paper (see Differences in decomposition of nitrogen-fixer and non-nitrogen fixer leaf litter in a cross site litter experiment (Kirkpatrick and Moldenke, in this volume).

Conditions at Andrews Experimental Forest were atypical in 2008 – the year of heaviest snowfall accumulation on record at the experimental site; samples were continuously buried under snow for nearly the entire four months. In 2009, there was no appreciable snowfall under the old-growth so soil, especially on the surface, was not insulated. It came as a complete surprise that the elapsed decomposition rates for both species were similar between 2008 and 2009. The inter-annual variation within sites would completely swamp out any consistent climate differences between Portland and the Andrews Experimental Forest. The similarity between the rates between the two years implies both that the great majority of the decomposition that did take place happened in the early spring near the end of the experiment and that the effect of increased freeze/thaw cycles the second year had a negligible effect. Another Oregon teacher focused on the comparison between the Andrews Forest and Forest Park samples and their respective decomposing invertebrate species (see Species Richness, Abundance, and Ratio of K- and

r-selected Organisms in a Pacific Northwest Leaf-litter as Indicators of Site Disturbance (S. Cooper, unpublished data).

Follow-up for teachers:

As a direct result of participation in a leaf decomposition study, a number of Oregon teachers established their own local leaf litter decomposition studies at their respective schools. One participating middle school teacher replicated the cross site litter study with her students across three different climatic zones in Oregon. A high school science teacher replicated the litter study in Forest Park with her class of advanced placement biology students in Portland. A third high school teacher began a litter decomposition study with her biology class in the foothills of Cascade Mountains.

We asked teachers who worked on the decomposition study at the Andrews site to construct qualitative conceptual models at the beginning and end of their research experiences. Teachers found these thinking tools useful to help them understand the particular ecological processes related to decomposition. Their last models concentrated on the main components of their research questions, as well as more relevant abiotic components and indirect effects. Their first models had really simplified relationships and had every possible component included (see Fig. 9). They learned how to consider questions of scale (specifically temporal) with regard to freeze-thaw events and rain/dry seasons for the Puerto Rico samples. Participating teachers felt their students would also be able to use models to help them understand the ecological ideas

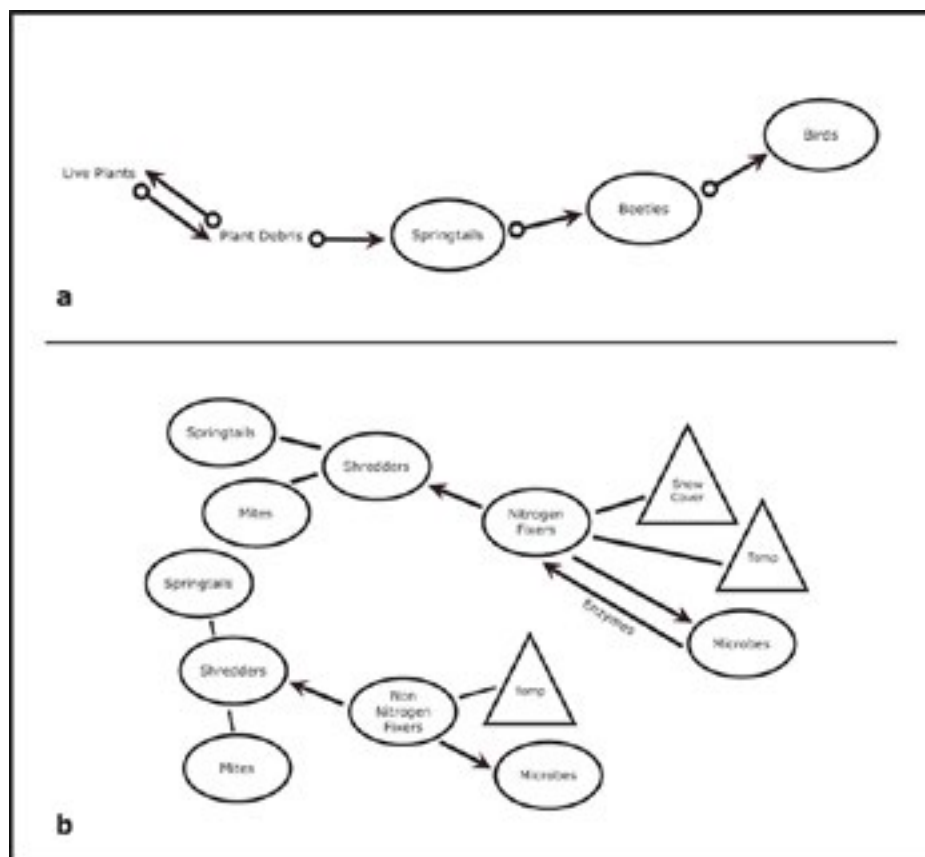


FIGURE 9. Qualitative conceptual models of a litter decomposition study illustrating changes in a teacher's understanding about decomposition. A) model of experimental factors developed at the start of the teacher's experimental work, b) model of experimental factors developed at the end of teacher's work on the experiment.

involved in their experiments, especially if they include hands-on tools like index cards connected with strings and begin by modeling something that pertains to them directly. For more information about how conceptual ecological models can be used to portray the improvement in ecological understanding, please see Dresner and Elser (2009) and the paper by Dresner in this special issue.

CONCLUSIONS

A leaf litter reciprocal translocation experiment involving the dominant plant litter species at 5 LTER sites (AZ, CO, NM, OR, PR) was accomplished working with teachers at the H.J Andrews LTER. We confirmed earlier research that showed climate (temperature x moisture) was the major limiting factor. Decomposition rates were greatest in the following order: subtropical wet forest was greater than the temperate conifer rainforest, which was greater than the short-grass steppe, which was greater than the metropolitan Sonoran Desert, which was greater than the Chihuahuan Desert. We also determined that the decomposition rate was species-specific; the species ranking was equivalent at all sites (there was no home-court advantage). Mesquite decomposed fastest; bougainvillea was next, followed by Douglas-fir, red alder, then grama grass, then trumpet tree. The species-specific effect was correlated with pre-test %N. Decomposition rate was faster for most species at most sites 5 to 10 cm below ground rather than on the surface. The above-/below-ground effect was minimal in Puerto Rico. Nitrogen and phosphorous were imported from the adjacent soil during the first four months of decomposition, the importation rates correlated with the overall decomposition rates.

Decomposition is an important topic to teach in ecology. Fresh un-decomposed organic matter on the soil surface, litter, is the most abundant substrate for decomposition. Decomposition is an essential process that releases nutrients that can be taken up by other organisms. Decomposing organisms can be said to provide us essential ecological services. Climate controls the activity of decomposers. We

recommended to teachers that they try to link their class litter study with some background in understanding how climate regulates ecosystem processes such as decomposition.

ACKNOWLEDGEMENTS

Special thanks to Jay Sexton, Research Associate at OSU, who has been in charge of handling all the LIDET sampling and data analysis. Thanks also to Kim Melville-Smith, Monica Elser, Stephanie Bestelmeyer, Andrea Anderson, Nita Bozarth, Wilnellia Antuna and Jorge R. Ortiz-Zayas for their help sending litter samples, placing, retrieving, weighing sets of litter bags at their sites. The data reported in this study is archived in the Andrews LTER database. We acknowledge NSF ESIE # 00554379, Teaching Ecosystem Complexity, which enabled our collaborative work with teachers and scientists at LTER sites. Data and facilities were provided by the HJ Andrews Experimental Forest research program, funded by the National Science Foundation's Long-Term Ecological Research Program (DEB 08-23380), US Forest Service Pacific Northwest Research Station, and Oregon State University.

LITERATURE CITED

- Barlocher, F., and B. Kendrick. 1974. Dynamics of the fungal population in leaves in a stream. *Journal of Ecology* 62(3):761-791.
- Bärlocher, F., and J. J. Oertli. 1978. Colonization of conifer needles by aquatic hyphomycetes. *Canadian Journal of Botany* 56(1):57-62.
- Dresner, M., and M. Elser. 2009. [Enhancing science teachers' understanding of ecosystem interactions with qualitative conceptual models. Teaching Issues and Experiments in Ecology, Vol 6, Research 1, http://tiee.ecoed.net/vol/v6/research/dresner/html](http://tiee.ecoed.net/vol/v6/research/dresner/html)
- Gholz, H. L., D. A. Wedin, S. M. Smitherman, M. E. Harmon, and W. J. Parton. 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in

- constrasting environments toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6:751-765.
- Kaushik, N. K., and H. B. N. Hynes. 1971. The fate of dead leaves that fall into streams. *Archiv für Hydrobiologie* 68(4):465-515.
- Kranabetter, J. M., and B. K. Chapman. 2004. An analysis of litter nitrogen dynamics using artificial soils across a gradient of forest soil disturbances. *Canadian Journal of Soil Science* 84(2):159-167.
- Parton, W., W. L. Silver, I. C. Burke, L. Grassens, M. E. Harmon, et al. 2007. Global-scale similarities in nitrogen release patterns during long term decomposition. *Science* 315:361-364.
- Quinn, J. M., G. P. Burrell, and S. M. Parkyn. 2000. Influences of leaf toughness and nitrogen content on in-stream processing and nutrient uptake by litter in a Waikato, New Zealand, pasture stream and streamside channels. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 34(2):253-271.
- Richardson, J. S., C. R. Shaughnessy, and P. G. Harrison. 2004. Litter breakdown and invertebrate association with three types of leaves in a temperate rainforest stream. *Archiv für Hydrobiologie* 3:309-325.
- Wallace, J. B., S. L. Eggert, J. L. Meyer, and J. R. Webster. 1999. Effects of resource limitation on a detrital-based ecosystem. *Ecological Monographs* 69:409-442.

MOTH DIVERSITY IN THE HJ ANDREWS EXPERIMENTAL FOREST DURING THE SUMMER 2009

Kevin Marquardt¹, Molly Charnes², Rachelle Carnes³, Logan Marquardt⁴, and Padriac Quinn⁵

¹Wilson High School

1151 SW Vermont Portland, OR 97219

²Woodburn High School

1785 N Front Street Woodburn, OR 97071

³Century High School

2000 SE Century Blvd Hillsboro, OR 97123

⁴David Douglas High School

1001 SE 135th Ave Portland, OR 97233

⁵Rachel Carson Environmental Middle School

1600 NW 173rd Ave Beaverton, OR 97006

ABSTRACT

Moths have been suggested as bio-indicators: an organism used to monitor the health of an ecosystem (Morisette et al. 2009). In order to begin making connections, a correlation between moth behavior and temperature needed to be established, therefore a collection of moths was conducted in three hour intervals over a nine hour period in the H. J. Andrews Experimental Forest in the Oregon Cascades. The species richness (number of different species) and over-all number of individuals were determined. A Simpson's Diversity Index to determine species richness, a regression to determine the relationship between two variables, and a Sørensen Similarity Index to determine similarity between sites were used to analyze the data collected. It was established that during the two warmest collection intervals, there was no significant difference in species diversity or richness. The collection interval with the lowest temperature showed the lowest amount of diversity.

RESUMEN

Las polillas han sido consideradas como bioindicadores: un organismo utilizado para monitorear la salud de un ecosistema (Morisette et al. 2009). Para empezar a hacer conexiones, una correlación entre el comportamiento de polillas y la temperatura tenía que ser establecida, por lo tanto, se tomó una colección de polillas en intervalos de tres horas por un periodo de nueve horas en el Bosque Experimental HJ Andrews en Oregon. La riqueza de especies (cantidad de diferentes especies) y el número total de individuos se determinaron. Se utilizaron el índice de diversidad Simpson para determinar riqueza de especies, una regresión para determinar la relación entre dos variables, y el Índice de Similitud Sørensen para determinar similitud entre

sitios fueron utilizados para analizar los datos obtenidos. Se estableció que durante los dos periodos de colección más cálidos, no hubo diferencias significativas en diversidad o riqueza de especies. El periodo de colección más frío mostró la cantidad de diversidad más baja.

INTRODUCTION

Lepidoptera species have recently been investigated for their response to climate change, and it appeared that species diversity was higher in the later evening samples (Wolwod 1997 and Dennis et al. 1991). During preliminary observations (conducted by the authors) of moths trapped over four different nights, it appeared that moths collected before 23:30 at night differed in size from moths collected after that time period. The goal of this research was to analyze the distribution and diversity of moth species found in the HJ Andrews Experimental Forest and how they are associated with air temperature throughout the night.

This study is a survey of wmacromoth diversity at three separate, closely spaced sites along Lookout Creek in the HJ Andrews Experimental Forest. Each site is located at similar distance from Lookout Creek but is set in a different grouping of plants and will be sampled in three hour intervals throughout the night to measure the effects of ambient temperature on macromoth diversity.

There are 2,000 species of Lepidoptera found in Oregon alone (Miller and Hammond 2003), most of which can be found in the HJ Andrews Experimental forest. Due to this incredible number of species and difficulty of identification, letters will be use to categorize morphospecies when identification is not possible.

Temperature tends to affect body size, growth rates of caterpillars, and potentially, activity of adult moths (Personal communication, Andy Moldenke 2008). This study will analyze if the adults are affected by temperature in the same way. Are larger moths more active at lower temperatures; are smaller moths more active at warmer temperatures?

MATERIALS AND METHODS

Beginning at 21:30 on Thursday, July 2nd, 2009, ultraviolet spectrum light traps were set in three locations in the H.J. Andrews Research Forest, Willamette National Forest, Lane County, Oregon. The three sites (#3 to #5) are located along Forest Road 1506 in the H. J. Andrews Experimental Forest. The collection sites are demarcated by a creek to the north and a road to the south. Lookout Creek is north of the three sites and runs parallel, approximately 50 meters below. South of the sites is an asphalt-covered narrow road and across the road is a variety of both deciduous and coniferous trees with a brushy under-growth. Collections of moths were made every three hours. The final collection was done at 06:30.

The light traps are comprised of a catch bucket (19 liters) with a kill strip in the bottom, a catch-funnel below the light that is powered by a dry cell, 12 volt rechargeable battery and is covered by an aluminum cap held by mini-bungee cords to reduce rain collection (Fig. 1). The moths are exposed to "pest strip" fumes and fall into the funnel to the bottom of the bucket. Each collection was transferred from the bucket into a Ziploc plastic bag, labeled with site and time and subsequently placed in the freezer to assure a complete kill.

Site #3 has a canopy of deciduous trees of mostly big leaf maple (*Acer macrophyllum*); the area under the canopy is generally clear surrounded by ferns and some shrubs. The light trap sat on a heavy layer of deciduous leaf litter with a light cover of herbaceous plants including strawberry, hypericum, iris, and Oregon Vetch. Site #4 is approximately 400 meters East from site #3 along the road. The site is surrounded by conifers, is off the road approximately 5 meters, protected by shrubs and trees and

FIGURE 1. Moth Light Trap. Courtesy of Bioquip, <http://www.bioquip.com>



less exposed than sites #3 and #5. The floor of the site is spongy and moss-covered. The canopy is comprised of yew (*Taxus brevifolia*), hemlock (*Tsuga heterophylla*) and Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) and is more closed to the sky than the other two sites. The underbrush is red huckleberry, Oregon grape, dogwood, and sword fern. Site #5 is between sites #3 and #4. It is also an open site similar to #3 along the road. The site is open and exposed to the clearing of the road. The canopy is deciduous and the ground is covered with deciduous leaf litter. There are more sword ferns edging the hillside before it drops to the creek. There is a western red cedar (*Thuja plicata*), alder (*Alnus ruber*) and big leaf maple (*Acer macrophyllum*) at this site. The ground is covered with a thick layer of deciduous leaf litter.

The macromoths were separated from other trapped insects, separated by species, and counted. Many of the moths were identified using the manual, *Macromoths of Northwest Forests and Woodlands*, Miller and Hammond 2000. The counts were input into an Excel spread sheet separated by site, time, species and total number of individuals. The data were analyzed using Excel and the Ecoplexity website

tools by transferring the correct data from Excel into the community analysis tools http://www.ecoplexity.org/community_analysis. A comparison of sites, times, temperature, and diversity were calculated using the Simpson's Diversity Index and well as a determination of significant differences based on regression.

To determine the relationship between ambient temperature and macromoth activity, we collected moths at three different temperatures and performed a statistical analysis of our results. We used Simpson's diversity index to measure moth diversity. A diversity index takes into account both the total number of species as well as the relative abundance of species. The Simpson's diversity index is particularly sensitive to changes in the relative abundance of the most important species in the community. The Simpson's index will yield a number from 0-1, with 1 meaning all species are equally represented within the sample (Ecoplexity.org). To further get an idea of temperature and moth activity we also analyzed species richness (total number of species collected) and total number of individuals collected at various temperatures.

RESULTS

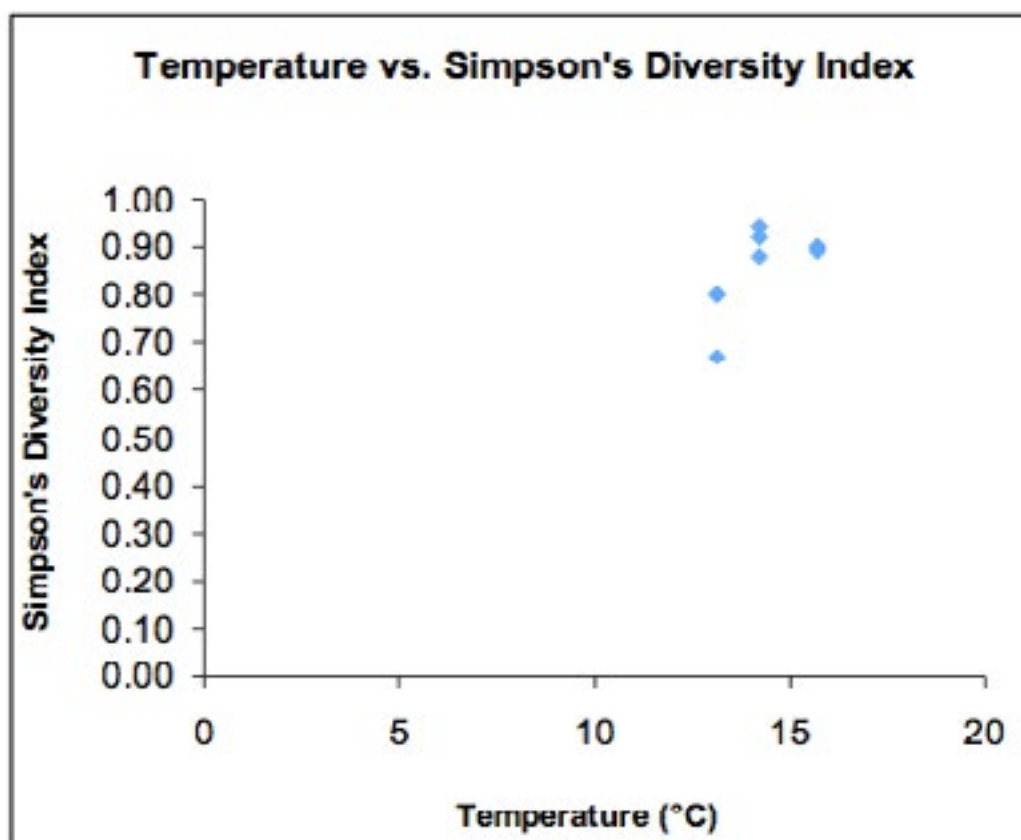
The general trend that we noticed was that diversity index, species richness, and total individuals averages were lower when the ambient temperature was lowest (Table 1, Figs. 2-3). In order to determine if there was a significant relationship between temperature and diversity index, species richness, or total individuals we ran regressions on the data sets to determine the significance values (Table 2).

Our regression calculation shows that there is greater than 95% likelihood that there is a significant correlation between temperature and diversity index as well as between temperature and species richness. We calculated that there is a 93% chance that there is a significant correlation between temperature and number of active moths. Also displayed in Table 2 are the Pearson Correlation Coefficients for the different data sets.

TABLE 1. Averages of Simpson's Diversity Index, species richness, and total individuals at different ambient temperatures.

| Temperature (°C) | Average Simpson's Diversity Index | Average Species Richness | Average Total Individuals |
|------------------|-----------------------------------|--------------------------|---------------------------|
| 15.72 | 0.90 | 14.33 | 21.67 |
| 14.34 | 0.91 | 16.33 | 24.67 |
| 13.12 | 0.76 | 4.33 | 4.33 |

FIGURE 2. Regression analysis between ambient temperatures versus the Simpson's Diversity Index for moths collected at the HJ Andrew Experimental Forest during July 2009.

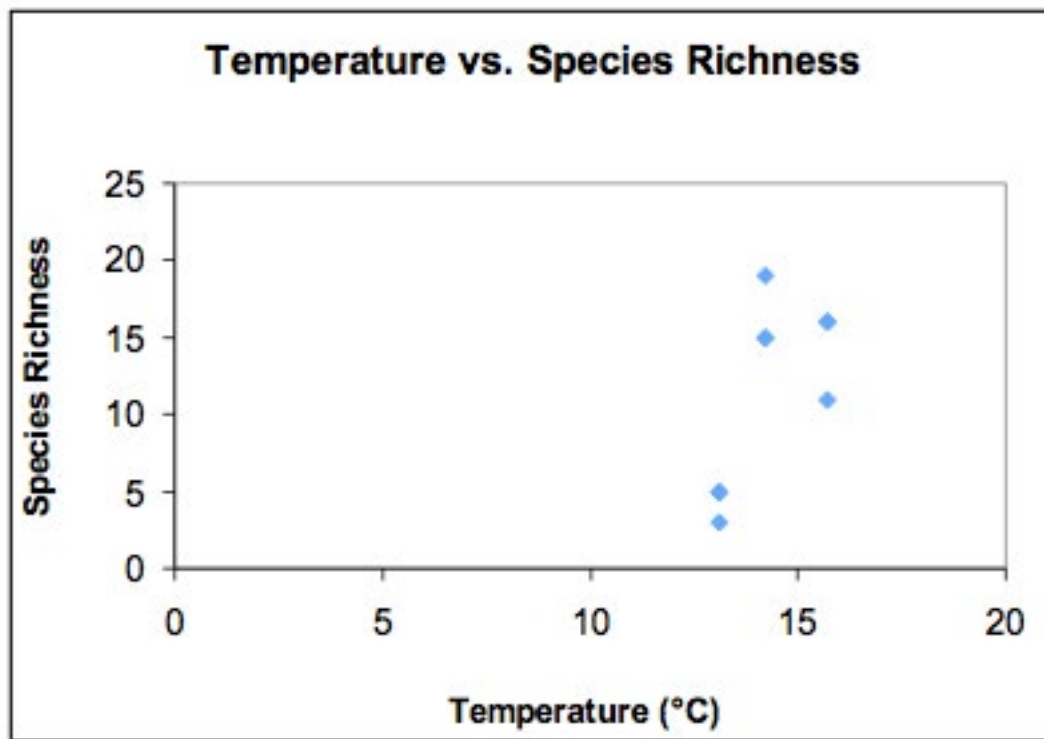


This calculation gives us an idea of how strong the data sets correlate to a linear relationship. All three data sets showed a Pearson Correlation Coefficient of less than

0.7, meaning that the relationship between the variables is likely due either to high variability or to non-linearity (Figs. 2-3).

TABLE 2. Regression significance and Pearson Correlation Coefficient calculations.

| | Pearson Correlation Coefficient | Regression Significance F |
|--------------------|--|--|
| Temp x Diversity | 0.668 | 0.04927872 |
| Temp x Richness | 0.681 | 0.04344174 |
| Temp x Individuals | 0.624 | 0.07257001 |

FIGURE 3.

Our analysis also included an examination of the degree of species similarity at different temperatures and sites collected (Table 3). The Sørensen Index calculates a similarity rating by comparing the number of shared species between data sets. For example, the index rating of 0.227 for 15.73 °C was obtained by comparing the number of similar species shared with the three sites collected at 15.73 °C. The 0.125 value for site 3 was obtained by comparing the number of similar species shared with the collections at three different temperatures at site

3. The highest Sørensen index observed was 0.452 when comparing sites 4 and 5 at 14.23 °C. The set of moths collected at 13.12 °C at site 3 showed zero similarity to any other collection.

For two collections to be similar, they should have a Sørensen Index value of close to 1.0. Since none of our Sørensen Index values were close to 1.0, either with respect to temperature or location, we can conclude that none of our sample sets were similar to the others in terms of species richness. We observed that while

there was not very much overlap there were some species that were observed at significant numbers (greater than 9 total individuals) at multiple sites and/or temperatures. Species A was collected at sites 4 and 5 at both 15.73 °C and 14.23 °C. Species X was found at all three sites at 14.23 °C, sites 4 and at 15.73 °C, and site 4 at 13.12 °C. Species DD was found at all three sites at 15.73 °C and 14.23 °C and at site 4 at 13.12 °C.

DISCUSSION

This research analyzed the distribution and diversity of moth species found in the HJ Andrews Experimental Forest and how they are associated with different temperatures throughout the night. The results indicate a

significant correlation between temperature and diversity and a probable correlation between temperature and abundance of individuals. In order to increase the certainty of a correlation between temperatures and individuals to a more acceptable 95%, we presumably would need to perform more sampling, since we do believe that the correlation exists.

As calculated using the Sørensen Index, the lack of similarity between the replicates (sites) at the same temperature was surprising. We expected that we would have seen collections at different sites with the same temperature have a higher overlap of species. We believe that this low similarity result is due to the limited number of collection dates and sites.

TABLE 3. Mean similarity of temperature vs. total individuals collected.

| | 15.72 °C | 14.23 °C | 13.12 °C |
|---------------------------|-------------|-------------|-------------|
| Mean Temperature Similary | 0.23 | 0.12 | 0.08 |
| | site 3 | site 4 | site 5 |
| Mean Site Similary | 0.13 | 0.18 | 0.19 |

Alternately, it may be possible that moth range is limited and they may remain closer to where their metamorphosis is completed.

A primary limitation on our data collection was the timing of the research. When the investigation began, the moon was nearing full. Due to the limited effectiveness of the traps in the nights around the full moon, we were only able to sample for one night. It is suggested that as the moon approaches full the moths are less attracted to the light traps due to the overall increase of ambient light (Miller and Hammond 2007).

Our temperature and diversity correlation is important because future changes in local temperature due to global climate change could severely affect species diversity and numbers. Further research could explore the connection between temperature and the phenological cycles of plants, moths, and other species that interact in an ecosystem.

CONCLUSIONS

We conclude that there is a significant correlation between temperature and diversity and a probable correlation between temperature and abundance of individuals. We were surprised by the lack of similarity between the different sites at the same temperature.

ACKNOWLEDGMENTS

We acknowledge NSF ESIE # 00554379, Teaching Ecosystem Complexity, which enabled our collaborative work with teachers and scientists at LTER sites. Data and facilities were provided by the HJ Andrews Experimental Forest research program, funded by the National Science Foundation's Long-Term Ecological Research Program (DEB 08-23380), US Forest Service Pacific Northwest Research Station, and Oregon State University.

LITERATURE CITED

- Dennis, R. L. H., and T. G. Shreeve. 1991. Climatic change and the british butterfly fauna: opportunities and constraints. *Biological Conservation* 55:1-6.
- Haggard, P., and J. Haggard. 2006. *Insects of the Pacific Northwest*. Timber Press, Inc., Portland, USA.
- Morisette, J. T., A. D. Richardson, A. K. Knapp, J. I. Fisher, E. A. Graham, J. Abatzoglou et al. 2009. Tracking the rhythm of the seasons in the face of global change; phonological research in the 21st Century. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(5):253-260.
- Miller, J. C., and P. C. Hammond. 2000. *Macromoths of the northwest forests and woodlands*. USDA Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team, West Virginia, USA.
- Miller, J. C., and P. C. Hammond. 2003. *Lepidoptera of the Pacific Northwest: caterpillars and adults*. USDA Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team, West Virginia, USA.
- Miller, J. C., and P. C. Hammond. 2007. *Butterflies and moths of Pacific Northwest forests and woodlands: rare, endangered, and management-sensitive species*. USDA Forest Service, Forest Health Technology Enterprise Team, West Virginia, USA.
- Moldenke, A. 2008. Personal communication.
- Wolwod, I. P. 1997. Detecting the effects of climate change on Lepidoptera. *Journal of Insect Conservation* 1:149-158.

**GETTING EDGY: COMPARING POPULATIONS OF ARTHROPODS ACROSS
THE FOREST/MEADOW ECOTONE IN THE HJ ANDREWS
EXPERIMENTAL FOREST, OREGON**

Wendy Archibald
Winterhaven School
Portland, Oregon 2007

ABSTRACT

This investigation was to determine if arthropod populations a short distance around the ecotone were distinguishable between the meadow and forest side, and whether short distances from the large tree line produced a gradient in the total abundances and species richness of arthropods. Pitfall traps were used across a five meter spaced grid. As a group, we found that meadow and forest populations were significantly different from each other, but that short distances from the ecotone did not significantly change the arthropod population either of meadows or forests.

RESUMEN

Esta investigación se hizo para determinar si poblaciones de artrópodos a una corta distancia alrededor del ecotono son distinguibles entre el lado de la pradera o el lado del bosque y si distancias cortas a lo largo de la línea de árboles producían un gradiente en la población total de artrópodos o en la riqueza de especies. Trampas de caída fueron utilizadas a lo largo de un cuadrante de 5 metros cuadrados. Encontramos que como grupo, las poblaciones de pradera y bosque fueron significativamente diferentes entre sí, pero que cortas distancias desde el ecotono no cambiaron significativamente la población de artrópodos de la pradera.

INTRODUCTION

The ecotone, or “the edge”, is a concept that is presented in ecology and most biology textbooks as the border between two communities. It constitutes a habitat with a set of different characteristics when compared to the two adjacent communities, and provides an abundance of resources for many species. Edges may be inherent edges or they may be induced by natural events such as fire, disease, or by management practices such as logging. Induced edges are relatively short-lived as they tend to

shift toward more mature successional stages (Thomas 1979). Modern forestry practices have increased the amount of ecotones in temperate forests due to the increase in clearcut patches. It has been found that arthropod diversity is much higher in the ecotone than on either side (Jokimäki et. al. 1997).

Given that there is an economic advantage to understanding forests, it is not surprising that arthropod diversity has been well documented on the forest side of this ecotone. Both species diversity and density are greater in an Oregon

forest than in the meadow (Moldenke, personal communication 2007). Using the Berlese funnel method to extract soil arthropods, a temperate forest may yield 250 species per square meter and 350,000 ind/m², while a meadow or pasture may have only 30-60 species and 100,00 ind/m² (Moldenke 2007).

Does the meadow diversity change based on the distance to the forest edge? In forest-farmland edges, Koivula et al. (2001) found that the greatest drops in carabid populations were 5-10m before the edge on the open habitat side and within the forest just before the forest edge (defined as at least a 20-year-old canopy). In Douglas-fir forests, Chen et al. (1995) reported that forest orientation can affect the width of the edge zone, but Jokimäki et al. (1997) did not find any effect of compass orientation in Finland. Yi and Moldenke (2005) proposed that ground disturbance from logging increases the heterogeneity of the soil causing a subsequent increase in the number and diversity of pitfall-trapped arthropods.

METHODS

Site Selection

HJ Andrews Experimental Forest is in the central Cascade Range, Linn and Lane counties, Oregon. Functionally, it is a living laboratory that provides unique opportunities for the study of forest and stream ecosystems. The LTER (Long Term Ecological Research) site includes conifer forests ranging in age from young to old growth and associated wildlife. These conifer forests are among the most productive in the world and among the tallest (tree heights greater than 76.2m). The Andrews Experimental Forest contains numerous laboratory buildings close to the collection site and a weather station near where the pitfall traps were deployed.

The study site consisted of a small patch of a meadow containing young trees and the adjacent forest in the HJ Andrews Experimental

Forest LTER site. The meadow is maintained by human activity to keep an open area for a weather station. Within 100m there is a parking lot and numerous facilities. A small stream is located 20 to 30m to the south. The “meadow” side contains early successional forest species. The meadow was formerly a floodplain of Lookout Creek that was harvested to create the parking lot. The actual research site stretches from the vicinity of the entry road in an area of re-growth trees aged approximately eight years into a forested area with trees aged up to 150 years old.

Pitfall trapping (Pitfall Trapping Protocol, <http://www.ecoplexity.org/?q=node/11>) is a method used to assess arthropod activity, not necessarily for absolute abundance (Yi and Moldenke 2005). The method also tends to capture more predatory insects on the move. We used the traps to understand differences in species richness and diversity, not to understand overall arthropod abundance.

Our group set out a grid of 21 pitfall traps to include both the meadow and the adjacent mature forest. We used the pitfall protocols presented in the “ecoplexity” website. Traps were placed systematically in a grid of seven pitfall traps in each row placed along three transects. Each transect started in the meadow, continued through the ecotone, and ended in the forest. Traps were set approximately at five meter intervals along each transect and transects were placed parallel five meters apart. There were a total of 9 in the meadow, 3 in the ecotone, and 9 in the forest. The edge of the grid was about 7 meters from the road. Traps were filled with propylene glycol and left to collect for 6 days.

We chose a systematic sampling because Hulbert (1984) found that systematic samples are appropriate strictly for randomized situations because of the internal randomness within samples. The researcher has to keep

in mind that there may be some unperceived patterns influencing the samples. The grid may not be suggestive of the natural variation of the arthropod population.

Given the successional stage of the site, we wanted to know if the overall population in the meadow was distinguishable from the population in the forest. Another question that was tested was whether the population in the rows (transects) was more similar than the population found in the columns parallel to the forest edge?

Species Identification

After the six days, on June 25, 2007, traps were collected and the arthropods sorted by Ecoplexity students and professors using dissecting microscopes, and then they were identified to the lowest taxonomic category possible. We used the species identification tools on the “ecoplexity” website.

Data Analysis

Sample means were tested using ANOVA in Microsoft Excel with significance probabilities of 0.05. The ordination analysis was performed using PC-ORD (version 2.0; McCune and Mefford 1995) on non-transformed data; the analysis was run separately with the total results and the data without the commonest ant species. Ordination is a method which portrays in graphical form the summed correlations of all the arthropod species present at each individual sample point. The purpose was to assess how similar each community arthropod sample was to each other within the ecotone sampling design.

RESULTS

In the 21 traps, a total of 99 species were captured. The species found in the greatest numbers were a large amount of slave-making ants (*Formica sanguinipes*) in the “meadow”, and various springtails in the “forest”. To determine if the total populations of arthropods in the meadow and the forest were similar, the data were tested using ANOVA (two sets of nine traps). Results show that variation in the “meadow” and “forest” show distinct populations ($F=4.9$, $p=0.042$).

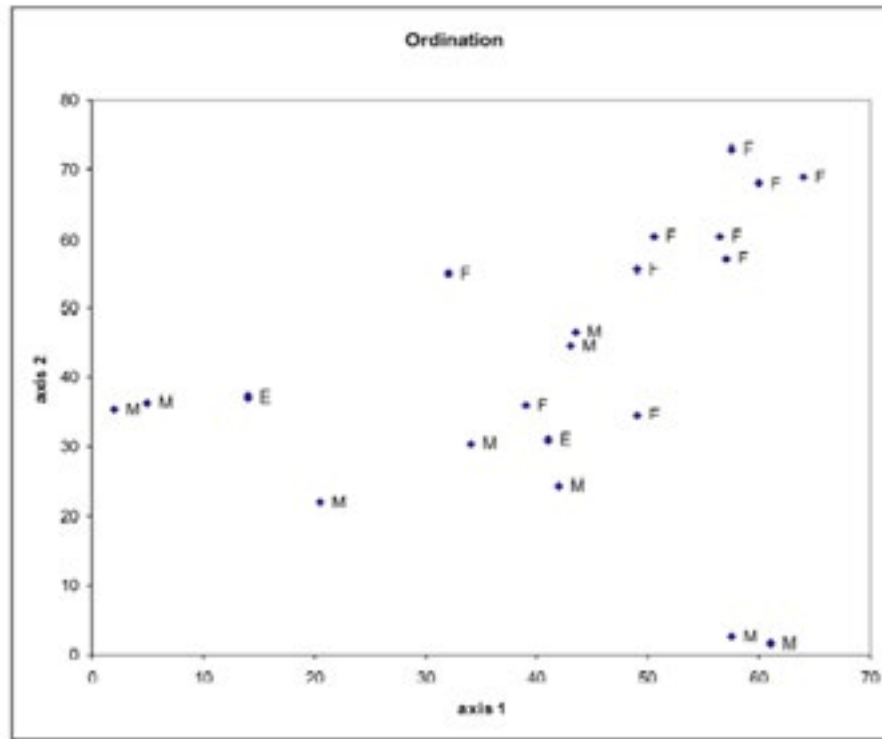
A visual representation of the similarity of the arthropod samples, coded for cover, is shown on an ordination scatter plot (Fig. 1). The more closely the plots are aligned, the more similar their arthropod populations are. When all arthropod species are included in the analysis, there is a distinct nearly non-overlapping clustering of meadow and forest samples, with a slight differentiation for the “ecotone” samples.

To determine if the large numbers of ants skewed the data, another ANOVA was made without the predator ant numbers in the population. Although the variance was not as large without the ants (variation was 5175 with the ants, 436 without), the contrasting communities were still significantly different ($F= 6.67$, $p= 0.02$). Lastly, to determine if the populations (numbers and species) were similar between the two environments, a final ANOVA was run. The results showed these two populations (without the ants) were no longer statistically different ($F=0.93$, $p= 0.49$).

DISCUSSION

Is the population (numbers and species) in the meadow distinguishable from the population in the forest? The “meadow” and the “forest” components of our study contained two statistically distinct groups of arthropods. For

FIGURE 1. Results of an ordination run on arthropod data. M indicates “meadow”, E indicates the “ecotone” and F indicates “forest”. The strongest differences are between forest (driven by the springtail, *Tomocerus*) and meadow (driven by the ant, *Formica*).



example, the presence of predator ants in the meadow traps indicated meadow characteristics. By contrast, the micro-spiders (Micryphantinae) only showed up in the forested traps. But although we referred to it as a meadow, technically, it was not a “meadow”, since it was partially covered by shrubs and young trees, not grass. Perhaps, the high numbers of species and individuals between the “meadow” and “forest” could be more indicative of differences due to successional stages.

How sharp is the edge effect? Statistically, there was no significant difference between those plots closer to the forest and those farther away, even when the only the furthest parallels were compared. However, Koivula et al. (2001) found a distinct drop in the carabid population at the edge when measured at 5m intervals, why didn't we find significant changes in our populations?

Possible contributing factors which may have influenced our data include: proximity of the stream, past and current use of the parking lot and the gravel introduced, proximity to human habitation on predators, errors in identification and counting of the arthropods. Of these, stream proximity is possibly the strongest; however, our transects were all 20 to 30m from the stream which was located in a well-defined lower bench. Were our samples taken too close together, or too far away? Since the physical distance is in fact pertinent to each species collected *independently*, the standardized comparison of the entire localized fauna to Koivula's results seems sound. Likewise, the minor deviations in siting the pitfall traps due to tree trunks and *Rubus* brambles were insignificant.

Do whole communities not show a gradient the way a series of specific species of carabid beetles do? Diversity measured at

different scales is never readily comparable. Ordination analysis revealed that the overall total assemblage of species was very distinct between the two community types even though the total number of individuals/species caught was not significantly different after the effect of the one ant colony was removed. Analyses of the movement patterns of individual marked ground-dwelling species in the vicinity has revealed that some species seldom venture from preferred microhabitats whereas others are wanderers (Rykken et al. 2011). In any case, such an analysis would require much more intensive sampling of individual taxa to statistically reveal different patterns of movement. We originally started with a question of whether related species' niches overlapped or not; but we now have data revealing another interesting and unexpected ecological pattern: Why *are* the total number of individuals and species richness values so similar between such contrastingly different adjacent communities?

ACKNOWLEDGEMENTS

We acknowledge NSF ESIE # 00554379, Teaching Ecosystem Complexity, which enabled our collaborative work with teachers and scientists at LTER sites. Data and facilities were provided by the HJ Andrews Experimental Forest research program, funded by the National Science Foundation's Long-Term Ecological Research Program (DEB 08-23380), US Forest Service Pacific Northwest Research Station, and Oregon State University.

LITERATURE CITED

- Chen, J., J. F. Franklin, and T. A. Spies. 1995. Growing-season microclimate gradients from clearcut edges into old-growth Douglas-fir forests. *Ecological Applications* 2:387-396.
- Hulbert, S. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological Monographs* 54(2):187-211.
- Jokimäki, J., E. Huhta, J. Itämies, and P. Rahko. 1997. Distribution of arthropods in relation to forest patch size, edge, and stand characteristics. *Canadian Journal of Forest Research* 28:1068-1072.
- Koivula, M., J. Niemala, and J. Kulkonon. 2001. Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient. *Biodiversity and Conservation* 11:1269-1288.
- McCune, B., and M. J. Mefford. 1995. PC-ORD multivariate analysis of ecological data. Version 2.0. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon.
- Moldenke, Andrew. 2007. Soil cretters talk, powerpoint presentation http://www.ecoplexity.org/model_collection.
- Rykken, J. J., P. C. Jepson, and A. R. Moldenke. 2011. Ground-dwelling arthropod distribution and movement across a fragmented riparian forest. *Northwest Science* 85(4):527-541.
- Thomas, J. E. 1979. Wildlife habitats in managed forest: the Blue Mountains of Oregon and Washington. US Department of Agriculture, Forest Service, September 1979, Agriculture Handbook No. 553.
- Yi, H., and A. R. Moldenke. 2005. Response of ground-dwelling arthropods to different thinning intensities in young Douglas-fir forests of Western Oregon. *Environmental Entomology* 34(5):1071-1080.

**DIFFERENCES IN DECOMPOSITION OF LEAF LITTER FROM NITROGEN-FIXER
AND NON-NITROGEN-FIXER PLANTS IN A CROSS SITE LITTER EXPERIMENT
CONDUCTED AT THE HJ ANDREWS EXPERIMENTAL FOREST, OREGON, USA**

Sally Kirkpatrick

Gordon Russell Middle School

Portland, Oregon

and

Andrew Moldenke

Department of Botany and Plant Pathology

Oregon State University

Corvallis, Oregon 97331

ABSTRACT

Decomposition rates of leaf litter samples collected from trees from 5 different LTER sites were measured at the HJ Andrews Experimental Forest old growth site in Oregon. A comparison was made between nitrogen-fixers and non-nitrogen-fixers. The decomposition experiment was conducted for four months (February – June 2008). Using mass loss as the measurement of decomposition, nitrogen-fixers were shown to decompose faster, or lost a greater percentage of mass, in the four month period of the study. Blow-down evergreen needles from Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*; generated by a winter storm just prior to the start of the experiment) lost mass at a rate between the two nitrogen-fixing species (*Prosopis glandulosa* and *Alnus rubra*). Surprisingly, *Bougainvillea* (a cultivated woody perennial in the Arizona urban ecosystem LTER) revealed the highest rate of mass loss. The high rate was correlated with very high nitrogen content (2.8%), probably as a result of exposure to fertilizer runoff.

Key Words: nitrogen fixation, leaf litter decomposition

RESUMEN

Se tomaron pequeñas muestras de hojarasca provenientes del Bosque Experimental HJ Andrews y de cinco lugares de la red LTER para hacer una comparación entre la descomposición de la hojarasca de plantas fijadoras de nitrógeno y no-fijadoras de nitrógeno. El experimento de descomposición se realizó en el HJ Andrews durante un periodo de cuatro meses entre febrero y junio de 2008. Se utilizó pérdida de masa como una medida de descomposición y se observó que los fijadores de nitrógeno se descomponen más rápido, o pierden un mayor porcentaje en masa, en los cuatro meses del estudio. Hojas perennes caídas del abeto Douglas (generadas por unas tormentas de invierno justo antes del experimento) perdieron masa a una tasa intermedia con respecto a las del mezquite y el aliso (las dos especies fijadoras de nitrógeno). Sorprendentemente,

la *Bougainvillea* (una planta perenne leñosa en el ecosistema urbano de Arizona LTER) reveló la pérdida de masa más rápida. Esta tasa de descomposición está relacionada con un alto contenido de nitrógeno (2.8%), probablemente a causa de la exposición la escorrentía del fertilizante.

INTRODUCTION

Leaf litter quality, especially nitrogen content, has been shown to have a large effect on the breakdown rate of leaf litter (Richardson 2004). The nitrogen cycle describes the process whereby the atmospheric form of nitrogen is transformed into biologically useful forms, used by living organisms, and then cycled back to the atmosphere. Although there is a large amount of nitrogen in the atmosphere, the nitrogen molecule (N_2) is inert. Only certain organisms have the ability to transform N_2 into biologically useful forms, and some of them live symbiotically with trees such as alder (*Alnus rubra*) in the Pacific Northwest and mesquite (*Prosopis glandulosa*) in the desert Southwest. Nitrogen is a limiting nutrient in Pacific Northwest soils, and even microbes seek any available nitrogen. Microbes are instrumental in helping to decompose leaf litter, especially leaf litter that is rich in nitrogen.

Measurements of mass lost over a four-month period between leaf litter from nitrogen-fixing trees and leaf litter from non-nitrogen-fixing trees presented a possible connection between nitrogen content and decomposition rate. Alder (*Alnus rubra*) and Douglas-fir (*Pseudotsuga menziesii*) are both native to the HJ Andrews temperate rainforest, while the other three species are not. The study included different LTER sites; however the data from these locations were not available for comparison. Nitrogen fixers show significantly higher rates of decomposition than non-fixers. The equilibrium of an alder grove in a temperate rainforest is reached at 6 years. This is due to the nitrogen and chemical make-up of the alder (Zavitkovski 1971).

METHODS

Ten samples of leaf litter from six different species were collected. This information is summarized in another paper in this journal and will not be repeated here. Please see A Cross-site Litter Decomposition Study with Teacher-Scientist Partnerships for information about the plant species and methodology used in the experiment. After drying to a constant weight, each type of litter was placed in a separate bag weighing about 8 grams. We followed a standard protocol in type and disposition of leaf litter bags that appears on the Ecoplexity website (<http://ecoplexity.org/node/617>). For purposes of this particular study, we compared leaves rich in nitrogen (alder and mesquite) with the other species of leaf litter. Five bags of each litter type were placed within the duff layer and five bags were placed on the surface of the duff to enable us to compare above- and below-ground decomposition.

We hypothesized that nitrogen-fixer leaf litter (alder and mesquite) would decompose faster than non-nitrogen fixer leaf litter (all other species) in the HJ Andrews Old Growth Forest. As a corollary to this hypothesis, for Douglas-fir we compared the decomposition rates of normally fallen leaf litter and storm-caused branch fall of green leaves. Windthrown branches had not yet undergone the process of remobilization of the nitrogen from active photosynthetic cells prior to falling to the ground.

For four months, from February 1, 2008 until June 24, 2008 litter bags were left in the field exposed to the effects of natural conditions. During this period, daily maximum temperature ranged between 1.1°C and 17.8°C. Upon retrieval on June 24th, the litter was extracted from the polyester bags, dried and weighed.

The before and after litter weights were entered into a database, noting the type of litter as well as above-ground (surface) and below-ground (within duff) placements. Using this information, the percentage of mass lost by each sample was calculated. An ANOVA 2-factor statistical analysis was conducted on data of the leaf litter samples (factors = litter placement and litter type).

RESULTS

ANOVA analysis was significant for both litter placement and litter type ($F = 79.4$, $F_{critical} = 4.494$, $p = 0.007$). Within-duff ('below') decomposition was significantly faster for only *Alnus* and *Cecropia*. Species effects showing greatest decomposition rates were significant for *Bougainvillea*, *Prosopis*, *Pseudotsuga* (wind-throw), and *Alnus* versus *Bouteloua*, *Pseudotsuga* (normal litter fall) and *Cecropia* (Table 1).

DISCUSSION

That within-duff decomposition would be faster than above-litter decomposition is not surprising. Within-duff placement allows direct contact with most decomposer fungi and bacteria, as well as easier access for the shredding fauna which would be inhibited by the dense layer of snow adjacent to the above-litter bags for most of the experimental period. Though we did not record the temperature at the different depths, we suspect that the within-duff temperature was significantly warmer as well, therefore facilitating the within-duff decomposition rate. What is surprising, though, is the amount of mass loss that has occurred during the coldest period of the year. This year (2008) was a record year for snowfall and the litter bags were under snow for the majority of the experiment. The fact that 3 litter types lost more than about 33% of their mass under such conditions leads one to wonder what percentage

TABLE 1. Percent mass loss (gr) of leaf litter bags for Oregon site and all species during 2008. PRGL = *Prosopis glandulosa*; PSME = *Pseudotsuga menziesii* (subscript g = green windthrow); ALRU = *Alnus rubra*; BOGL = *Bougainvillea glandulosa*; CEPE = *Cecropia schreberiana*; BOGR = *Bouteloua gracilis*. * = significant at $p < 0.05$.

| Species | Placement | Condition | Mass Loss |
|--|-----------|-------------|-----------|
| <i>Bougainvillea glandulosa</i> ^a | a | litterfall | 52 |
| <i>Bougainvillea glandulosa</i> ^a | b | litterfall | 52 |
| <i>Prosopis glandulosa</i> ^a | b | litterfall | 47 |
| <i>Prosopis glandulosa</i> ^a | a | litterfall | 41 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> ^a | b | wind throw* | 34 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> ^a | a | wind throw* | 32 |
| <i>Alnus rubra</i> ^a | b* | litterfall | 23 |
| <i>Bouteloua gracilis</i> ^b | b | litterfall | 18 |
| <i>Bouteloua gracilis</i> ^b | a | litterfall | 15 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> ^b | b | litterfall* | 15 |
| <i>Pseudotsuga menziesii</i> ^b | a | litterfall* | 12 |
| <i>Alnus rubra</i> ^b | a* | litterfall | 12 |
| <i>Cecropia schreberiana</i> ^b | b* | litterfall | 5 |
| <i>Cecropia peltata</i> ^b | a* | litterfall | 0 |

of the nutrients were recaptured by endemic microbes in the water-saturated soil and how much might have been lost to the ground water.

The litterfall experiment samples showed the greatest mass loss (about 50%) for *Bougainvillea*; it does not fix nitrogen. However, this sample from the urban-LTER in Phoenix, AZ, was obtained from a drainage that was very likely carrying runoff from backyard landscaping soils and hence may have been inadvertently heavily fertilized. Pre-experiment nitrogen content of *Bougainvillea* was 2.8% (approximately equal to *Prosopis*). *Prosopis* was the next fastest decomposer; it does fix nitrogen. *Alnus* was next fastest and it also is a nitrogen-fixer. These 2 nitrogen-fixers had significantly higher mass loss rates than the other 3 non-fixers. Therefore, our hypothesis was upheld.

The decomposition rate for the wind-throw versus litterfall *Pseudotsuga* varied by a factor of 2. Though many nutrients other than nitrogen (especially phosphorous) were also present in higher quantities in the windthrow, since nitrogen is well-documented to be the principal limiting factor in these soils, we suspect that the difference in mass loss rates was at least in large part due to higher original nitrogen concentrations in the windthrow.

The experimental site (Plant Diversity 2008 data set, Ecocomplexity.org) was a stand of 500-yr-old Douglas-fir which clearly has been adapted to the decomposition of Douglas-fir (and perhaps to the successional *Alnus* which presumably occupied the stand 400-440 years ago). Other studies have shown a 'home field advantage' of native litter in over 25 sites worldwide (Gholz 2000). Yet, there is no indication of a "home-field advantage" in these results. The only plant species with a slower mass loss rate than either *Alnus* or *Pseudotsuga* was *Cecropia*. *Cecropia* is characterized with leaves with almost woody petioles and major veins. Clearly more than one

simple variable is involved and much remains to be learned about decomposition in this rain-forest environment (Richardson 2004).

CONCLUSIONS

The 2 nitrogen-fixing species had significantly faster decomposition rates than 3 of the 4 non-fixers. *Bougainvillea*, a non-fixer, had the fastest decomposition rate, apparently correlated with a very high nitrogen content caused by fertilizer runoff. Wind-thrown nutrient-rich leaves of Douglas-fir from winter storm damage, lost mass at twice the rate of typical Douglas-fir leaf litter. Decomposition rates for 2 species of litter were significantly faster when placed beneath the typical litter layer in the forest rather than on the surface. There was no apparent 'home field advantage' for the 2 Oregon species.

ACKNOWLEDGEMENTS

We wish to especially thank Jay Sexton and Mark Harmon, forest ecologists extraordinaire, for their assistance with experimental design and equipment. Data and facilities were provided by the HJ Andrews Experimental Forest research program, funded by the National Science Foundation's Long-Term Ecological Research Program (DEB 08-23380), US Forest Service Pacific Northwest Research Station, and Oregon State University. We also acknowledge NSF ESIE # 00554379, Teaching Ecosystem Complexity, which enabled our collaborative work with teachers and scientists at LTER sites.

LITERATURE CITED

- Gholz, H. L., D. A. Wedin, S. M. Smitherman M. E. Harmon, and W. J. Parton. 2000. Long-term dynamics of pine and hardwood litter in contrasting environments: toward a global model of decomposition. *Global Change Biology* 6:751-765.

- Richardson, J. S. C., R. Shaughnessy, and P. G. Harrison. 2004. Litter breakdown and invertebrate association with three types of leaves in a temperate rainforest stream. *Archiv fuer Hydrobiologie* 3:309-325.
- Zavitkovski, J., and M. Newton. 1971. Litterfall and litter accumulation in red alder stands in western Oregon. *Plant and Soil* 35:257-268.

CENTRO AMBIENTAL SANTA ANA: OPORTUNIDADES PARA LA EDUCACIÓN, INTERPRETACIÓN Y LA INVESTIGACIÓN DE NUESTRA NATURALEZA

Cándida Rodríguez-Colón¹

y

Eliezer Nieves-Rodríguez²

¹Maestra de Ciencias, Escuela Intermedia Martín García Giusti, Toa Baja, PR

²Director/Intérprete Ambiental, Centro Ambiental Santa Ana, Bayamón, PR

*Autor contacto: centroambiental@gmail.com

ABSTRACT

In Puerto Rico, today's youth are more disconnected from nature than ever. Nowadays, parents do not take them to forests or natural areas, and many teachers are afraid to coordinate field trips. The Santa Ana Environmental Center (CASA) in the Julio E. Monagas National Park in Bayamón, offers a program of interpretation and environmental education aligned with the Department of Education standards in the areas of science and social studies. Through interpretive and environmental education activities, students can explore, discover and e reconnect with Puerto Rico's natural resources.

RESUMEN

Hoy día los jóvenes de Puerto Rico están más desconectados que nunca de nuestra naturaleza. Ya los padres no los llevan a los bosques ni a las áreas naturales, y muchos maestros temen coordinar viajes de campo. El Centro Ambiental Santa Ana (CASA) en el Parque Nacional Julio E. Monagas de Bayamón, ofrece un programa de interpretación y educación ambiental alineado a los estándares del Departamento de Educación en las Áreas de Ciencias y Estudios Sociales. A través de sus recorridos interpretativos y actividades de educación ambiental, los estudiantes podrán explorar, descubrir e investigar y conectarse con la naturaleza de nuestro Puerto Rico.

INTRODUCCIÓN

Hay momentos en que los maestros quisiéramos integrar en nuestro currículo actividades de investigación innovadoras y así motivar a nuestros estudiantes para que el proceso enseñanza- aprendizaje de las ciencias, las matemáticas y las demás materias sea uno pertinente, significativo y divertido (Nieves-Rodríguez 2009a y Nieves-Rodríguez 2009b). Podemos encontrar estas oportunidades en

los viajes de campo en lugares que posean las facilidades y el personal profesional para que junto al maestro se puedan coordinar, planificar y desarrollar actividades bien dirigidas.

El Centro Ambiental Santa Ana (CASA) es un centro de naturaleza administrado por la Sociedad de Historia Natural de Puerto Rico bajo un acuerdo de colaboración con la Compañía de Parques Nacionales de Puerto Rico y la Universidad Interamericana de Puerto Rico.

El CASA se establece en el 2006 gracias a la visión del Dr. Frank H. Wadsworth, dasónomo de profesión y miembro fundador de la Sociedad de Historia Natural de Puerto Rico. Wadsworth quería encontrar un lugar forestado cerca del área metropolitana que sirviera de laboratorio al aire libre y le brindara a todos los jóvenes de nuestra isla la oportunidad de caminar por sus veredas interpretativas y donde pudieran aprender en un espacio natural accesible.

El CASA se encuentra localizado en el Parque Nacional Julio Enrique Monagas en Bayamón, detrás de la Goya, en lo que muchos llaman el Monte o Bosque de Villa España. Se considera un bosque urbano, pues las aproximadamente 80 cuerdas están rodeadas de fábricas, almacenes, urbanizaciones y hasta de la base militar de Buchanan (Fig. 1).

TRASFONDO HISTÓRICO

El bosque donde se encuentra el CASA ha pasado por distintos usos desde la época de los taínos (Echandi et al. 2008). Durante la colonización española se le conceden estos terrenos a Don Fernando Fernández y se establece la Hacienda Santa Ana, la cual fue utilizada para la siembra de caña de azúcar y cría de ganado. La familia Fernández decidió establecer un alambique en el sótano de su residencia para producir ron para su consumo, conocido hoy día como Ron Barrilito. Luego, para el año 1880, deciden elaborar alcoholado utilizando la malagueta que crecía en el lugar. En la actualidad son conservadas las estructuras del siglo XIX y su torre alberga las oficinas administrativas de la empresa y los descendientes de don Fernando Fernández

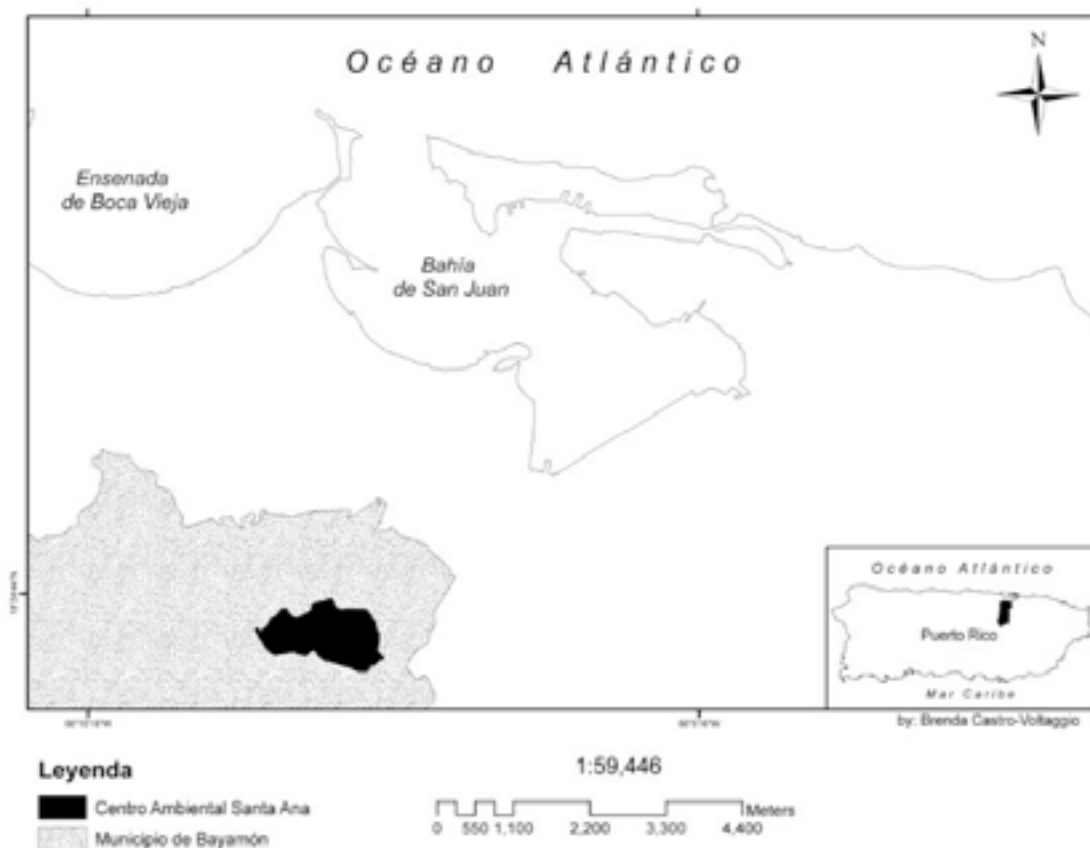


FIGURA 1. Ubicación del Centro Ambiental Santa Ana (CASA) al sur de la Bahía de San Juan en el extremo norte del Municipio de Bayamón.

son los encargados de continuar con el legado de su familia. Más tarde, para el año 1940, fue utilizado como depósito de municiones como parte de la Base Militar de Buchanan del Ejército de los Estados Unidos. Eventualmente, para el 1973, el Gobierno de Estados Unidos traspasó los terrenos a la Compañía de Recreación y Deportes. Para el 2001, se crea el Sistema de Parques Nacionales bajo la administración de la Compañía de Parques Nacionales. El Parque Nacional Julio Enrique Monagas, donde ubica el CASA, es parte del Sistema de Parques Nacionales y fue inaugurado oficialmente en el 1993 como centro de competencias ecuestres de los Juegos Centroamericanos y del Caribe.

EL CASA, UN CENTRO DE NATURALEZA

Para visitar el CASA es necesario que el maestro o coordinador de las escuelas, universidades o grupos comunitarios se

comuniquen directamente al centro para reservar, planificar su visita y/o actividad de educación e interpretación ambiental. Durante la Eco Caminata, actividad principal del CASA para los grupos escolares, los participantes van a tener la oportunidad de caminar por el bosque hasta llegar al tope del mogote donde se realizan varias paradas en las cuales se habla de la historia natural del bosque, la región del Carso, aves migratorias y endémicas, ecología entre otros temas que se coordinan con el maestro.

Desde el 2006, el CASA ha impactado a más de 22,000 visitantes, que incluye estudiantes de diferentes niveles educativos: pre-escolar, elemental, intermedio y superior de los sistemas de educación público y privado. El centro recibe además grupos comunitarios y estudiantes universitarios, entre otros. El número de visitantes a CASA va en aumento año tras año desde que entró en operaciones en el 2006 (Fig. 2).

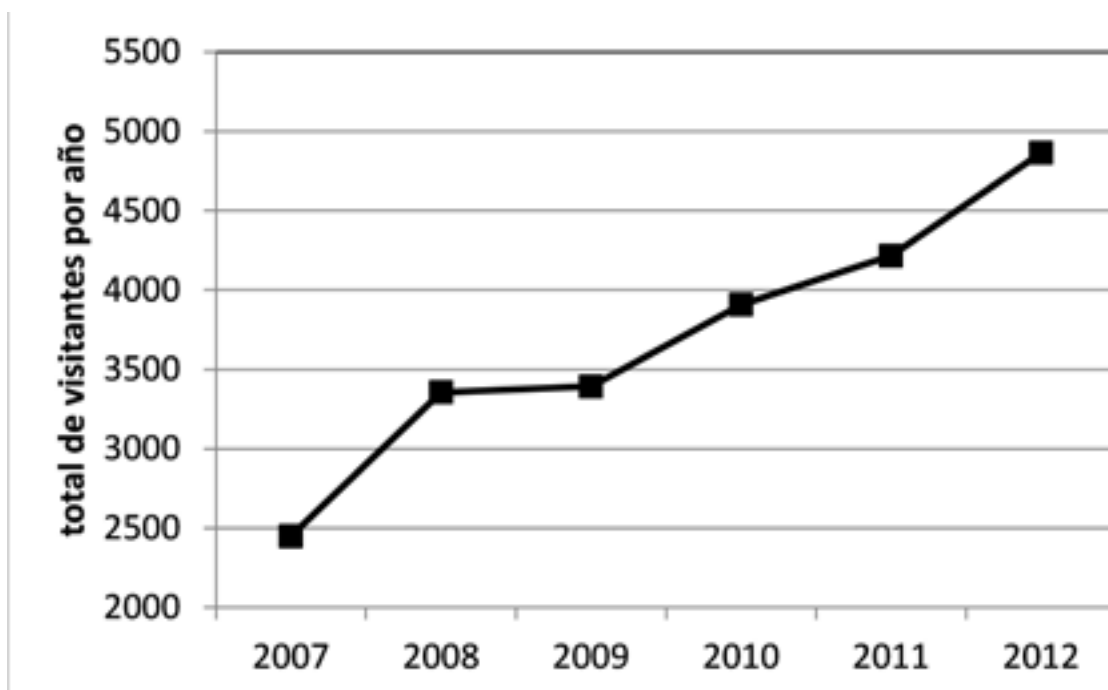


FIGURA 2. Número de visitantes al CASA durante el periodo 2007-2012.

LA REGIÓN DEL CARSO

La región del Carso es una de las tres regiones fisiográficas principales de nuestra isla, siendo las otras dos la región montañosa y los llanos costeros. Estas tres regiones se pueden apreciar desde la torre de observación localizada al final de la vereda principal del Centro Ambiental Santa Ana.

Pero es la región del Carso la que nos interesa destacar por su diversidad biológica y grandes oportunidades para su estudio, investigación y conservación. Esta región según se describe en el documento del Servicio Forestal de Estados Unidos, *El Karso de Puerto Rico-Un Recurso Vital* establece que el “Karso” es vital para Puerto Rico porque sus recursos naturales y condiciones ambientales proveen servicios esenciales al resto de la isla, sosteniendo la calidad de vida y una economía próspera (Lugo et al. 2001).

El Bosque de Santa Ana en el Parque Julio Enrique Monagas en Bayamón, donde opera el Centro Ambiental Santa Ana, es parte de esta gran región del Carso del Norte que comprende los municipios desde Loíza hacia el oeste hasta Aguada. Es lo que podríamos identificar como la franja norte de Puerto Rico. En Santa Ana, al igual que otras partes del Carso podemos identificar algunos atributos geográficos característicos de esta zona tales como: la presencia de mogotes, cavidades, cuevas y la presencia de fósiles marinos incrustados en la roca caliza.

LA DIVERSIDAD BIOLÓGICA DEL BOSQUE DE SANTA ANA

La diversidad y abundancia de la vida silvestre en el Carso es el resultado de la diversidad de los ecosistemas que proveen alimentos, albergue y lugares a distintas especies (Lugo et al. 2004). A través de las investigaciones con la Universidad Interamericana de Puerto

Rico, Recinto Metropolitano y del Recinto de Bayamón junto al Programa de Conservación de Murciélagos y del trabajo voluntario con estudiantes del Departamento de Geografía de la Universidad de Puerto Rico y del Centro para la Educación, Conservación e Interpretación (CECIA) adscrito a la Inter Metro y de proyectos como “Ecoplexity” se ha ido documentando la diversidad biológica del lugar. El Apéndice A incluye una lista de las prioridades de investigación para el CASA, con el fin de promover que maestros de ciencias e investigadores aporten sus conocimientos para aumentar el inventario científico del CASA.

Por ejemplo, en sus recorridos interpretativos por el bosque, se muestra un renglón de su biodiversidad mediante la observación de aves tanto endémicas, nativas, como migratorias. Estos recorridos han generado valiosa información que validada por científicos abonan al banco de datos biológicos del CASA. Por ejemplo, cada lista de aves que se genera durante estos recorridos se entra al banco de datos del Proyecto de eBird del Caribe, un proyecto de ciudadanos científicos, coordinado por el Laboratorio de Ornitología de la Universidad de Cornell, convirtiendo al CASA en el área natural de Puerto Rico con más entradas de datos registradas durante los últimos cinco años. En efecto, de las 17 especies de aves endémicas que tenemos hasta el momento en Puerto Rico, las más comunes reportadas para Santa Ana se encuentran en la Tabla 1. La Tabla 2 muestra otras especies de aves no endémicas comunes en Santa Ana.

El Bosque de Santa Ana también cuenta con una gran biodiversidad de reptiles, anfibios, mamíferos, insectos, arácnidos y plantas. Aunque no se han realizado estudios en todas estas clasificaciones, en los trabajos que se presentan más adelante, se añaden nuevos organismos al inventario de flora y fauna en el CASA. Lo que nos permite apreciar durante un recorrido por el bosque ya sea diurno o

TABLA 1. Lista de especies de aves endémicas de Puerto Rico comúnmente observadas en el Centro Ambiental Santa Ana.

| Nombre común | Nombre científico |
|----------------------------------|---|
| Pájaro Carpintero de Puerto Rico | <i>Melanerpes portoricensis</i> |
| Reinita Mariposera | <i>Dendroica adelaidae</i> |
| Reina Mora | <i>Spindalis portoricensis</i> |
| Comeñame de Puerto Rico | <i>Loxigilla portoricensis</i> |
| Zumbador Verde | <i>Anthracothonax viridis</i> |
| Juí de Puerto Rico | <i>Myiarchus antillarum</i> |
| Mucarito de Puerto Rico | <i>Megascops nudipes</i> |
| Calandria de Puerto Rico | <i>Icterus dominicensis portoricensis</i> |

TABLA 2. Aves no endémicas comúnmente observadas en el Centro Ambiental Santa Ana.

| Nombre común | Nombre científico |
|---------------------------|--------------------------------|
| Tórtola Cardosantera | <i>Zenaida aurita</i> |
| Tórtola Aliblanca | <i>Zenaida asiatica</i> |
| Pájaro Bobo Menor | <i>Coccyzus minor</i> |
| Periquito Aliamarillo | <i>Brotogeris versicolurus</i> |
| Zorzal de Patas Coloradas | <i>Turdus plumbeus</i> |
| Zorzal Pardo | <i>Margarops fuscatus</i> |
| Reinita Común | <i>Coereba flaveola</i> |
| Chango o Mozambique | <i>Quiscalus niger</i> |
| Paloma Turca | <i>Columba squamosa</i> |
| Paloma Cabeciblanca | <i>Columba leucocephala</i> |
| Judío o Garrapatero | <i>Crotophaga ani</i> |
| Guacamayo Azul-Amarillo | <i>Ara ararauna</i> |

nocturno este espacio lleno de vida; mucha de ella muy vulnerable y que depende del refugio del bosque para su supervivencia.

Dentro de las voces que resuenan en la noche se encuentra la del coquí común (*Eleutherodactylus coqui*), una de las 17 especies de coquíes del género *Eleutherodactylus* que

encontramos actualmente en Puerto Rico. Aunque es necesario aclarar que en la región del trópico existen más de 700 especies de coquíes, estas 17 sí son endémicas a Puerto Rico.

También en la noche resuena la ranita de labio blanco (*Leptodactylus albilabris*) una ranita nativa de Puerto Rico que necesita de

esos días de lluvia para que se formen charcas en el bosque donde puedan reproducirse. En un recorrido con el Dr. Rafael Joglar, profesor de la Universidad de Puerto Rico, pudimos identificar varios nidos de esta especie, cuya apariencia asemeja un pequeño hoyo en el suelo fangoso con una espuma blanca en su interior.

ESPECIES ENDÉMICAS AMENAZADAS O EN PELIGRO DE EXTINCIÓN

En el bosque de Santa Ana se han identificado dos especies que están amenazadas o en peligro de extinguirse. Una es la Boa de Puerto Rico o Culebrón (*Epicrates inornatus*), un tipo de culebra común de la región del carso en especial de los mogotes o cerros calizos, que

puede llegar a medir hasta dos metros de largo. Otra especie que es muy rara en Puerto Rico isla es el árbol llamado Palo de Rosa (*Ottoschulzia rhodoxylon*). El mismo ha mermado en gran parte por la deforestación y la expansión urbana. Para el 1993 se estimó un total de 191 individuos en las cercanías de los mogotes de Bayamón y el resto de la región del carso.

PROGRAMAS DE EDUCACIÓN E INTERPRETACIÓN AMBIENTAL EN EL CASA

La Tabla 3 resume algunas de las actividades que se ofrecen en el CASA para promover una experiencia temática, significativa, amena y con propósito en el bosque y crear las condiciones

TABLA 3. Resumen de los programas de educación e interpretación ambiental del Centro Ambiental Santa Ana.

| Programa | Descripción |
|---|---|
| Recorridos Interpretativos por el Bosque “Eco-Caminatas” | Durante esta actividad el maestro podrá coordinar los temas que desee enfatizar tales como: La Región del Carso, biodiversidad, aves endémicas de Puerto Rico, importancia de los bosques y ecosistemas, entre otros. Estos recorridos tienen por lo general una duración de dos horas y media. |
| Talleres de Observación de Aves | Durante tres horas los estudiantes podrán aprender a usar binoculares, realizar distintos tipos de censos de aves, aprender sobre las aves endémicas de Puerto Rico y sobre las migratorias. |
| Recorrido Nocturno por el Bosque “Redescubriendo tus sentidos”. | Imagínense un recorrido de noche por el bosque. Durante esta caminata se podrán conocer muchos de los habitantes nocturno del Carso y redescubrir cómo algunos organismos despiertan y comienzan sus actividades de buscar alimento. También se discutirá cómo muchos de estos organismos se ven afectados por la contaminación lumínica. |

TABLA 3. Resumen de los programas de educación e interpretación ambiental del Centro Ambiental Santa Ana (continuación).

| Programa | Descripción |
|--|---|
| Programa “Descubre el Bosque” | Programa para estudiantes de K-6 con actividades y juegos ecológicos para inculcar en los niños la importancia de cuidar nuestros árboles y sus beneficios. |
| Recorrido de Investigación “Investigando el Bosque” | Programa para estudiantes de 6to a 12mo grado en donde realizan investigación en distintas áreas del bosque con instrumentos de investigación forestal. Esta actividad se integra con las áreas de ciencias y matemáticas. |
| Programa para niños y niñas escuchas | Durante los fines de semana los niños(as) escuchas de Puerto Rico podrán participar de varias actividades para poder lograr sus insignias de méritos, adelantos y destrezas de naturaleza. |
| Talleres a Maestros sobre Hábitats para la Vida Silvestre | Se fomenta entre maestros y directores de escuelas públicas y privadas que certifiquen sus espacios escolares como hábitats para la Vida Silvestre bajo el programa de la National Wildlife Federation. Durante el taller se discuten conceptos e ideas para mejorar los patios de las escuelas para que cumplan con los requisitos y sean laboratorios de estudio al aire libre para toda la comunidad escolar. www.nwf.org |
| Taller: Del Bosque al Estuario, una Conexión Natural | En colaboración con el Estuario de la Bahía de San Juan, se exploraran las conexiones ecológicas y geográficas entre el Bosque Santa Ana y el Estuario. Los participantes podrán conocer a través de juegos y actividades lo que es una cuenca hidrográfica y los muchos organismos que dependen de estos dos ecosistemas. |
| Talleres de Certificación Profesional para Guías Intérpretes | El CASA es un centro de adiestramiento de la National Association for Interpretation (NAI, por sus siglas en inglés). La Sociedad de Historia Natural de Puerto Rico junto a la NAI coordina el taller de certificación profesional CIG Certified Interpretive Guide, dirigido a guías de naturaleza, guías ecoturísticos, maestros, intérpretes ambientales y todo profesional que trabaje en este campo. www.interpnet.com |

TABLA 3. Resumen de los programas de educación e interpretación ambiental del Centro Ambiental Santa Ana (continuación).

| Programa | Descripción |
|---|--|
| Simposio Anual sobre Educación, Interpretación Ambiental e Investigación en Bosques y Áreas Naturales | Una actividad dirigida a educadores, intérpretes ambientales, investigadores, estudiantes universitarios y público en general con interés en los proyectos que ocurren en los bosques de Puerto Rico. |
| Festival de Aves: Aves Endémicas del Caribe (Abril) y de Aves Migratorias (Octubre) | Actividades abiertas al público en colaboración con la Sociedad para la Conservación y Estudio de las Aves del Caribe. |
| Proyecto Noctilio | Un proyecto de Investigación científica ciudadana sobre el Murciélago Pescador (<i>Noctilio leporinus</i>) en colaboración con la Universidad Interamericana de Puerto Rico, El programa del Estuario de la Bahía de San Juan y el Programa de Conservación de Murciélagos de Puerto Rico que dirige el Dr. Armando Rodríguez-Durán. |
| Recorrido sobre la Polinización | Un recorrido temático donde los participantes descubren los misterios de la polinización y los responsables de esta, para al final dialogar sobre su rol vital para la supervivencia del bosque. |

para propiciar entre los participantes un proceso constructivista en torno a la naturaleza y el medio ambiente. Estos programas están disponibles para todo tipo de público y estudiantes con reservación previa.

CASA Y EL PROYECTO “ECOPLEXITY”

Como parte del plan de investigación en la región del carso, el CASA promueve la investigación científica entre maestros de ciencia. A tales efectos, el CASA recibió en el verano de 2008 a diez maestros de ciencia afiliados al Proyecto Ecoplexity, que es administrado en Puerto Rico por el Programa AlaCiMa de

la Universidad de Puerto Rico en Río Piedras. Ecoplexity está diseñado para promover la educación de la ecología entre maestros de ciencia y estudiantes. Este programa promueve la investigación sobre la ecología de bosques mediante la página de internet www.ecoplexity.org. En esta página, maestros y estudiantes pueden acceder a protocolos de investigación sobre diversos temas (en inglés y español) además de tener acceso a tutoriales animados sobre importantes conceptos ecológicos. Con el fin de generar un mejor entendimiento sobre la complejidad ecológica del bosque de Santa Ana, estos maestros participaron por dos semanas de un intenso internado de investigación enfocado

APÉNDICE A. Temas sugeridos para posibles propuestas de investigación científica en el Centro Ambiental Santa Ana (Wadsworth 2009).

-
1. Aves del Bosque Santa Ana
 - Hacer censo de aves en distintos puntos del bosque (comparar).
 - Censo de un área del bosque vs. otra fuera del bosque (ej. urbanización, escuela, etc.).
 - Estudio del comportamiento de una ave en específica (ej. Frecuencia en la alimentación).
 - Comparar las aves del bosque con las de la charca.
 - Frecuencia de cantos en dos especies de aves.
 - Comparar el hábitat de dos especies de aves.
 2. Estudio del suelo del Bosque Santa Ana
 - Composición de hojarasca forestal en distintos puntos del bosque (pesar componentes de un metro cuadrado).
 - Composición de hojarasca del Bosque Santa Ana vs. otro lugar (ej. bosque, escuela, urbanización, etc.) (peso por metro cuadrado).
 - Comparar la profundidad del suelo con la acidez o pH (tres puntos distintos del bosque).
 - Comparar la profundidad del suelo con la acidez o pH (en un punto del bosque vs. otro lugar fuera del bosque).
 - Determinar contenido de agua en el suelo en dos lugares distintos.
 - Comparar contenido de agua del suelo del bosque con el de otro lugar.
 3. Mariposas del Bosque Santa Ana
 - Predominancia de una especie en distintos puntos del bosque.
 - Plantas hospederas de una especie en particular.
 - Comparar población de una especie en particular del bosque con otro lugar fuera del bosque (ej. urbanización, escuela, otro bosque, etc.).
 4. Anfibios del Bosque Santa Ana
 - Relación entre cantidad de lluvia por mes y la reproducción de la ranita nativa de labio blanco (*Leptodactylus albilabris*).
 5. Semillas del Bosque Santa Ana
 - Comparar el número de especies de semillas en la parte más baja y la más alta del bosque.
 6. Población del comején en el Bosque Santa Ana
 - Buscar distancia promedio entre nidos de comején.
 - Averiguar la distancia promedio de los canales del comején.
 7. Reptiles del Bosque Santa Ana
 - Comparar el número de lagartijos en la parte baja y la más alta del bosque.
 8. Caracoles del Bosque Santa Ana
 - Comparar el número de caracoles en diferentes puntos del bosque.
 - Comparar la población de una especie en particular del bosque con otra fuera del bosque.
 9. Agua del Bosque Santa Ana
 - Determinar el pH de la lluvia dentro y fuera del bosque.
 - Determinar el pH del agua de la charca vs otro cuerpo de agua fuera del bosque.
 - Estudiar fauna y flora predominante alrededor de la charca vs otro lugar del bosque.
 10. Clima del Bosque Santa Ana
 - Comparar lluvia en el bosque y en un claro.
 - Comparar datos de temperatura en diferentes épocas del año.
 - Comparar la temperatura y la humedad en diferentes puntos del bosque.
 11. Árboles del Bosque Santa Ana
 - Variación genética en hojas de un mismo árbol.
 - Determinar especies más comunes en distintos puntos del bosque (ej. zona baja y zona alta).
 - Comparar proporción de árboles grandes y pequeños en una parcela determinada (Diámetro a la altura del pecho - DAP).
 - Comparar proporción de árboles grandes y pequeños en una parcela determinada (DAP) con otra parcela de otro bosque.

en los distintos elementos del ecosistema de Santa Ana. El taller contó con la participación de científicos expertos en distintos grupos taxonómicos como aves, reptiles, murciélagos, artrópodos y vegetación tropical. Al final del taller, los maestros desarrollaron modelos conceptuales para plasmar su entendimiento del rol de un grupo taxonómico en el ecosistema del bosque de Santa Ana. Toda la información generada ayudará al CASA en el proceso de desarrollar su inventario científico y en el manejo del ecosistema del bosque de Santa Ana. Igualmente, ayudará a los maestros participantes a fortalecer sus destrezas de investigación para así mejorar sus respectivos programas escolares de investigación científica para beneficio de sus estudiantes.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado como parte del Proyecto PR-TEC, administrado por la ALaCIMA en la Universidad de Puerto Rico-Recinto de Río Piedras y subvencionado por la Fundación Nacional de Ciencias (NSF ESIE # 00554379).

LITERATURA CITADA

Echandi, C., N. Díaz, y J. Warrington. 2008. Diseño de una vereda interpretativa autoguiada y actividades pedagógicas para el Centro Ambiental Santa Ana. Tesina Universidad Metropolitana, Recinto de Cupey.

Lugo, A. E., L. Miranda Castro, A. Vale, T. del Mar López, E. Hernández Prieto, et al. 2001. El Karso de Puerto Rico, un recurso vital. Servicio Forestal de los Estados Unidos. Departamento de Agricultura de los Estados Unidos. Informe Técnico General WO-65. 105 p.

Lugo, A. E., L. Miranda Castro, A. Vale, T. del Mar López, E. Hernández Prieto, et al. 2004. El Karso de Puerto Rico - un recurso vital. Gen. Tech. Rep. WO-65. San Juan, Puerto Rico: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, International Institute of Tropical Forestry and Ciudadanos del Karso. Pages 100.

Nieves-Rodríguez, E. 2009a. Centro Ambiental Santa Ana, Investigando, educando e interpretando la biodiversidad del bosque. Presentación. Simposio de Ciencias, Tecnología y Ambiente: Nuevos retos de investigación en Puerto Rico. Universidad Interamericana Recinto Metropolitano.

Nieves-Rodríguez, E. 2009b. Principios de la interpretación ambiental aplicadas a la enseñanza de la geografía. Presentación. Primer congreso de la didáctica de la geografía, Centro de Estudios Avanzados de Puerto Rico y el Caribe; y el Programa de Estudios Sociales, Departamento de Educación de Puerto Rico.

Wadsworth, F. H. 2009. Temas sugeridos para posibles propuestas de investigación científica en el Centro Ambiental Santa Ana (CASA). Documento interno de planificación estratégica disponible al público en CASA. Sociedad de Historia Natural de Puerto Rico.

COMPOSICIÓN Y ESTRUCTURA DE UN BOSQUE TROPICAL URBANO EN EL KARSO NORTEÑO DE PUERTO RICO

Elliot López Machado^{1*}

*Keyla Soto Hidalgo*²

y

*Tamara Heartsill-Scalley*³

¹Escuela Superior Juan Ponce de León, PO Box 366 Florida Puerto Rico

²Escuela Especializada en Ciencias y Matemáticas University Gardens

Ave. Piñero San Juan 00920 Puerto Rico

³Instituto Internacional de Dasonomía Tropical, USDA- Forest Service, Río Piedras, Puerto Rico

*Autor contacto: lopezelliotm@yahoo.com

ABSTRACT

Tropical secondary forests provide many products, environmental services, and recreation. These forests have a set of biological features, such as their high productivity and a uniform composition of dominant tree species. To understand the composition and structure of a secondary forest in the northern karst zone, we selected the Santa Ana Environmental Center (CASA by its Spanish acronym), Bayamón, Puerto Rico, in the San Juan metropolitan area. It lies within the sub-tropical moist forest zone according to the Holdridge classification system (Ewel and Whitmore 1973). The objective of this project was to identify the dominant plant species and to discuss their relationships to other species within the forest by using a conceptual model of ecological interactions. Within the CASA forest, we established a 100 m² plot where we identified each tree to species and measured the diameter at breast height (dbh) and tree height. The species richness was 13, the stem count was 57, and the plot total basal area was 0.2675 m². The most abundant species were the African tulip (*Spathodea campanulata*) and the American muskwood (*Guarea guidonia*). The understory was dominated by these same species. The results showed that both native and introduced species coexist in this secondary urban forest. Tree species may have reached this forest by seed dispersion performed by birds for native species, and by wind for introduced species.

RESUMEN

Los bosques tropicales secundarios proveen muchos productos, servicios forestales y recreación. Estos bosques poseen un conjunto de características biológicas, tales como su alta productividad y una composición uniforme de especies de árboles dominantes. Para entender mejor la composición y estructura de un bosque secundario de la zona del karso norteño, seleccionamos el Centro Ambiental Santa Ana (CASA), en Bayamón, Puerto Rico, en el área metropolitana de San Juan.

Este es parte de la zona de bosque sub-tropical húmedo de acuerdo al sistema de clasificación de Holdridge. El objetivo de este proyecto era identificar las especies de plantas dominantes y discutir sus relaciones con otras especies en el bosque utilizando modelos conceptuales de interacciones ecológicas. En el bosque CASA establecimos una parcela de estudio de 100 m² en la que identificamos cada especie de árbol y medimos su diámetro a la altura de pecho (dap), y la altura. La riqueza de especies fue 13, el número de tallos fue 57, y el área basal total de la parcela fue 0.2675 m². Las especies más abundantes fueron tulipán africano (*Spathodea campanulata*) y guaraguao (*Guarea guidonia*). El sotobosque estaba dominado por las mismas especies. Los resultados muestran que tanto las especies nativas como las introducidas coexisten en este bosque secundario urbano. Las especies arbóreas han alcanzado este bosque por dispersión de semillas por aves en los nativos y por viento en los introducidos.

INTRODUCCIÓN

Los bosques secundarios tropicales se desarrollan naturalmente mediante el proceso de sucesión natural y pasan por diferentes etapas que pueden distinguirse por el predominio de un grupo determinado de plantas (Brown y Lugo 1990). Una vez se abre el dosel en estos bosques, otras especies que requieren luz ya establecidas en el área, aprovechan las mejores condiciones de crecimiento y gradualmente empiezan a dominar (Chinea 2002). Por otro lado, la acumulación de carbono orgánico en el ecosistema promueve el funcionamiento de sumideros de carbono en la vegetación y en suelos (Frangi et al. 2003). Este crecimiento de vegetación secundaria constituye un hábitat apropiado para organismos asociados a los bosques y representa una fuente potencial de recursos madereros (Brown y Lugo 1990).

La recuperación de los bosques después de una perturbación depende del origen de esta ya sea natural o antropogénica, así como del tamaño del área perturbada, y la intensidad y frecuencia de la perturbación (Chadzon 2003). En Puerto Rico los bosques recuperados de pastizales y cafetales abandonados se caracterizan por dominancia de especies. Por ejemplo, en plantaciones de café se utilizaban *Guarea guidonia* (Fig. 1) para proveer sombra. Después que estos terrenos se abandonan, esta especie se establece como dominante (Lugo et

al. 2002). En la zona kárstica, los bosques en recuperación son usualmente dominados por especies introducidas, principalmente el tulipán africano (*Spathodea campanulata* Baeuv) (Lugo 2004) (Fig. 2). Además, los bosques de la zona kárstica tiene una gran productividad primaria y se regeneran rápidamente luego de un disturbio ya que poseen árboles de rápido crecimiento (Lugo et al. 2002).

Hacia 1940, Puerto Rico experimentó un cambio en su economía de una basada en la agricultura a una de tipo industrial. Esto produjo que muchos de los terrenos agrícolas fueran progresivamente abandonados lo que facilitó la recuperación de la cobertura vegetal y el desarrollo de bosques secundarios (Birdsey y Weaver 1987). En este estudio analizamos la composición y estructura de la vegetación de un bosque tropical urbano ubicado en la zona kárstica. Además, inferiremos sobre las interacciones bióticas entre las especies presentes en este bosque y su medio ambiente. Finalmente, estableceremos la estructura del bosque en términos de las especies dominantes y codominantes.

METODOLOGÍA

Sitio de estudio

El área de estudio seleccionada para llevar a cabo esta investigación fue el Bosque Santa Ana localizado en el Centro Ambiental Santa Ana (CASA), Parque Julio E. Monagas, Bayamón.

FIGURA 1. Árbol de *Guarea guidonia*, guaraguao, cápsulas y semillas. Foto por Elliot López.



FIGURA 2. Árbol de *Spathodea campanulata*, tulipán africano, en flor y recuadro con su semilla. Foto por Elliot López.

Este se clasifica como un bosque secundario húmedo subtropical del Karso Norteño. Hasta el año 1973 estas tierras fueron utilizadas como base militar del Ejército de los Estados Unidos de América. En ese año el gobierno de los Estados Unidos traspasó las tierras al gobierno del Estado Libre Asociado de Puerto Rico y a partir de esa fecha los terrenos quedaron abandonados. Estos terrenos iniciaron la recuperación de la cobertura vegetal con especies tanto nativas como introducidas. Entre las especies comunes en los bosques localizados en la zona kárstica del norte se encuentran la introducida tulipán africano (*Spathodea campanulata*) y la nativa guaraguao (*Guarea guidonia*) (Lugo 2004).

Usualmente *Spathodea* crece en rodales mono específicos que ocasionalmente son invadidos por otras especies como *Guarea guidonia*. (Francis 1990). El área de distribución natural del tulipán africano se extiende a lo largo de la costa occidental de África y tierra adentro cruzando el centro húmedo del continente hasta el sur de Sudán y Uganda (Francis 1990). Su distribución en Puerto Rico se extiende por las costas, mogotes y regiones montañosas bajas (Little y Wadsworth 1964). Este árbol de flores rojo-naranja es intolerante a la sombra y requiere de luz solar plena para su rápido crecimiento. Debido a su reproducción agresiva por medio de sus pequeñas semillas dispersadas por el viento, el tulipán africano se ha convertido en una especie común en pastizales, en siembras con plantas perennes y en lotes urbanos baldíos (Francis 1990).

Muchas de estas especies introducidas compiten con especies nativas, como *Guarea guidonia*, la cual es frecuente en los rodales de *Spathodea* (Francis y Lowe 2000). Esta especie, localmente conocida como guaraguao, posee unas cápsulas las cuales producen un promedio de tres semillas por cada una (Fig. 1). Investigaciones de recolección de semillas en bosques secundarios en Puerto Rico obtuvieron como resultado más de 2,580 semillas por kilogramo (Francis y Lowe 2000). Otras investigaciones de esta especie identificaron una

tasa de crecimiento en el diámetro a la altura del pecho (dap) de 0.57 cm por año para todas las clases de copa combinadas (Weaver y Birdsey 1990). Su distribución en la Isla se extiende desde costas húmedas hasta las regiones montañosas bajas y de piedra caliza. Es común en las Antillas Mayores y desde Nicaragua hasta el sur de Brasil. En Puerto Rico, las plántulas han demostrado ser resistentes al ataque de insectos. En su etapa adulta el tronco puede alcanzar los 30m de altura y su diámetro puede llegar a medir 1m.

Recolección de datos

En este trabajo se estableció una parcela de 10 m x 10 m (0.01 ha) a una distancia de 5 m hacia el lado sur del camino principal en un área de leve pendiente como se muestra en la figura 3. La misma se dividió en cuadrantes de 5 m x 5 m utilizando brújulas y cintas métricas de 30 m. En cada cuadrante, se midió el dap a 1.3 m (Popper et al. 1999). Los datos de dap ≥ 4 cm se compararon con datos sin publicar recopilados por P. L. Weaver (US Forest Service, IITF; Parcela B, 2007). Cada árbol dentro de la parcela fue identificado con un número único. Los árboles fueron identificados de acuerdo a Little y Wadsworth (1964) y se le asignó un código de vegetación de acuerdo a Taylor (1993). La altura de los árboles (H) fue estimada utilizando clinómetros y usando la fórmula trigonométrica de un triángulo recto (ecuación 1):

$H = \tan \alpha (d) + \tan \beta (d)$ (ecuación 1)
donde α es el ángulo medido con el clinómetro hasta el tope del árbol, d es la distancia desde el observador hasta el árbol y β es el ángulo medido con el clinómetro hasta la base de las raíces.

Calculamos el área basal (AB) de cada árbol en centímetros cuadrados con la ecuación 2:

$AB = (\text{dap}/2)^2 \times \pi$ (ecuación 2)
donde dap es el diámetro del árbol a la altura del pecho en cm.

El área basal de la parcela (ABP) en m²/hectárea se calculó según la ecuación 3.

$$ABP = \Sigma(AB/AP) \quad (\text{ecuación 3})$$

donde AB se calcula según la ecuación 2 (pero expresada en metros cuadrados) para cada uno de los árboles de la parcela y AP es área de la parcela en hectáreas.

El área basal de cada especie (ABE) en m²/hectárea se calculó según la ecuación 4.

$$ABE = \Sigma(ABe/AP) \quad (\text{ecuación 4})$$

donde ΣABe es la sumatoria de las áreas basales de todos los árboles de la misma especie en metros cuadrados y AP es área de la parcela en hectáreas.

Se calculó el porciento de área basal relativa de la especie (ABRE) según la ecuación 5.

$$ABRE = 100 * ABE/ABP \quad (\text{ecuación 5})$$

La densidad de árboles (DA) en la parcela fue calculada en # tallos/ha, dividiendo la cantidad

de tallos (T) por el área de la parcela (AP) según la ecuación 6.

$$DA = T/AP \quad (\text{ecuación 6})$$

La densidad relativa de los árboles de cada especie (DRAE) en # tallos/ha, se determinó dividiendo el número de tallos de esa especie (Te) entre el área de la parcela (AP) según la ecuación 7.

$$DRAE = Te/AP \quad (\text{ecuación 7})$$

En este trabajo, la DRAE se expresó en porciento dividiendo el # de tallos de las especies dominantes entre el #de tallos totales en la parcela.

RESULTADOS

Durante el estudio, se encontraron un total de 13 especies de árboles. De estas, más del 75% fueron especies nativas y el 7.7% corresponde a la introducida (Apéndice 1). Sin embargo, la más abundante fue una introducida, *Spathodea*, seguida por la especie nativa *Guarea*

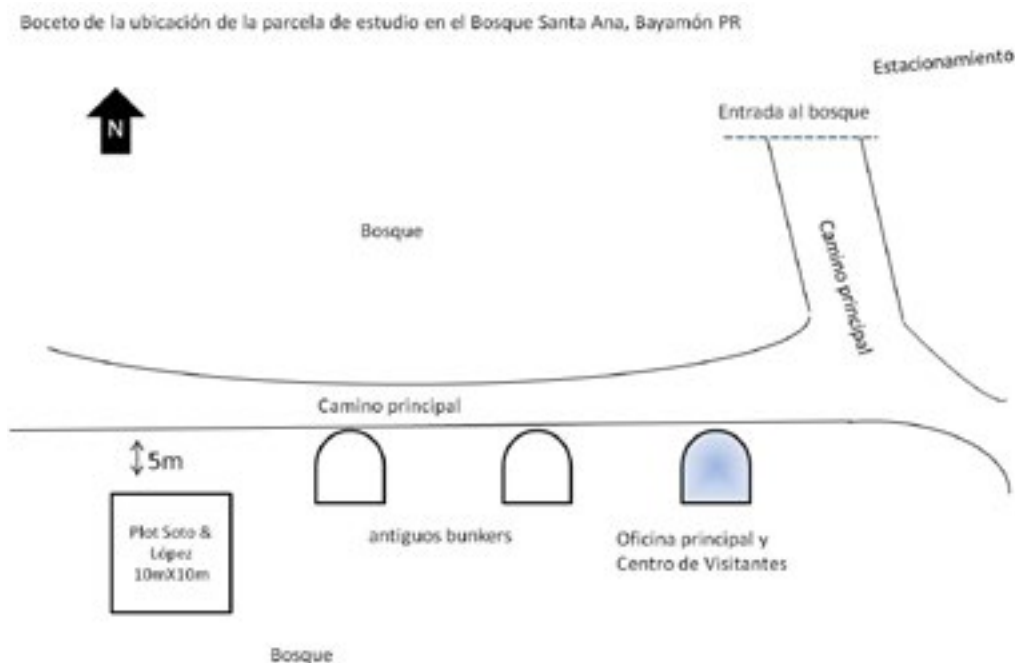


FIGURA 3. Boceto de la ubicación de la parcela de estudio en el Bosque Santa Ana, Bayamón, Puerto Rico.

APÉNDICE 1. Medidas de los diámetros a la altura de pecho (dap) para cada uno de los tallos y las alturas de algunos de ellos identificados en la parcela de estudio López, Soto y Heartsill, en el bosque Santa Ana Bayamón recopilados en junio 2008.

| Núm. Registro | Código Especie | Especie | Nativo (N) Introducida (E) | dap (cm) | Alturas (m) |
|------------------|-------------------|--------------------------------|----------------------------------|-------------|----------------|
| 1 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 7 | 7.9 |
| 2 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 5.4 | - |
| 3 | CALCAL | <i>Calophyllum calaba</i> | N | 1.8 | - |
| 4 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 8.9 | - |
| 5 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 13.3 | 11.4 |
| 6 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 6.3 | - |
| 7 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 2.1 | - |
| 8 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 3.2 | - |
| 9 | LEGUM | leguminosa | - | 16.1 | - |
| 10 | LEGUM | leguminosa | - | 17.3 | - |
| 11 | CUPAME | <i>Cupania americana</i> | N | 4 | 4.3 |
| 12 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 6.1 | - |
| 13 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 9.6 | - |
| 14 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 33.1 | 15.2 |
| 15 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 1.4 | - |
| 16 | TABHET | <i>Tabebuia heterophylla</i> | N | 4.6 | - |
| 17 | DENARB | <i>Dendropanax arboreus</i> | N | 1 | - |
| 18 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 4.6 | - |
| 19 | CHRARG | <i>Chrysophyllum argenteum</i> | N | 2.6 | - |
| 20 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 4.7 | 5.8 |
| 21 | HURCRE | <i>Hura crepitans</i> | N | 7.4 | - |
| 22 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 4.2 | - |
| 23 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 3 | - |
| 24 | CUPAME | <i>Cupania americana</i> | N | 5.4 | 6.3 |
| 25 | DENARB | <i>Dendropanax arboreus</i> | N | 8 | - |
| 26 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 4.8 | 6.0 |
| 27 | CASSYL | <i>Casearia sylvestris</i> | N | 6.9 | - |
| 28 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 4.8 | - |
| 29 | CHRARG | <i>Chrysophyllum argenteum</i> | N | 3.9 | - |
| 30 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 2.5 | - |
| 31 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 11.25 | - |
| 32 | HURCRE | <i>Hura crepitans</i> | N | 8.6 | - |
| 33 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 2.8 | 6.3 |
| 34 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 5 | 6.3 |
| 35 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 2.9 | 3.6 |
| 36 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 2.7 | 3.5 |
| 37 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 5.4 | 9.4 |

APÉNDICE 1. Medidas de los diámetros a la altura de pecho (dap) para cada uno de los tallos y las alturas de algunos de ellos identificados en la parcela de estudio López, Soto y Heartsill, en el bosque Santa Ana Bayamón recopilados en junio 2008 (continuación).

| Núm. Registro | Código Especie | Especie | Nativo (N) Introducida (E) | dap (cm) | Alturas (m) |
|------------------|-------------------|------------------------------|----------------------------------|-------------|----------------|
| 38 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 5.3 | 9.5 |
| 39 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 3.9 | 3.7 |
| 40 | DRYGLA | <i>Dripetes glauca</i> | N | 5.1 | - |
| 41 | MAGA | <i>Thespesia grandiflora</i> | N | 11.9 | - |
| 42 | CUPAME | <i>Cupania americana</i> | N | 4.4 | - |
| 43 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 4.3 | - |
| 44 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 6.3 | - |
| 45 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 2.4 | - |
| 46 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 7.9 | 7.1 |
| 47 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 2 | - |
| 48 | GUAGUI | <i>Guarea guidonia</i> | N | 1.5 | - |
| 49 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 6.5 | 6.9 |
| 50 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 4.5 | - |
| 51 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 3.9 | - |
| 52 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 3.8 | - |
| 53 | SPACAM | <i>Spathodea campanulata</i> | E | 8.5 | 13.2 |
| 54 | TABHET | <i>Tabebuia heterophylla</i> | N | 3.8 | 7.5 |
| 55 | DENARB | <i>Dendropanax arboreus</i> | N | 3.6 | - |
| 56 | DESC | <i>Desconocido</i> | - | 4 | - |
| 57 | DESC | <i>Desconocido</i> | - | 2.1 | - |

TABLA 1. Cantidad de individuos de las especies dominantes por clase diamétrica, reportados en la parcela de 10 m² en el Bosque Santa Ana, Bayamón, Puerto Rico. El diámetro a la altura del pecho = dap.

| dap (cm) | Especie | |
|----------|------------------------------|------------------------|
| | <i>Spathodea campanulata</i> | <i>Guarea guidonia</i> |
| 1 - 3.99 | 7 | 7 |
| 4 - 9.99 | 16 | 4 |
| ≥10 | 3 | 0 |

(Fig. 4). De estas dos especies el mayor porcentaje en densidad relativa de tallos fue *Spathodea* (Fig. 5) con un 46%. El porcentaje de área basal relativa de la especie introducida fue mayor (Fig. 6), resultando en un 61.7% versus un 5.25% para la especie nativa.

Según se observa en la Tabla 1, entre los tallos de diámetros entre 1 cm y 3.99 cm en el sotobosque hay una proporción de 1 a 1 entre estas especies dominantes. Sin embargo, en la categoría de diámetros ≥ 4 cm vemos que *Spathodea* supera a *Guarea* a razón de 4 a 1. En los diámetros mayores de 10 cm, no hay individuos de *Guarea* presentes en la parcela.

La composición y estructura vegetal es la base de las interacciones que ocurren en el bosque. Previo a la investigación preparamos un modelo conceptual para ilustrar las interacciones que inferimos que deben ocurrir en CASA (Fig. 7). En ese modelo incluimos 17 especies de organismos, 3 factores abióticos y 20 interacciones. Se utilizaron flechas con un círculo en la cola para identificar que el organismo en ese extremo experimenta un efecto negativo o pérdida de energía y el organismo señalado con la punta de la flecha experimenta un efecto positivo o ganancia de energía. Al finalizar las experiencias de campo de nuestra investigación preparamos un nuevo modelo

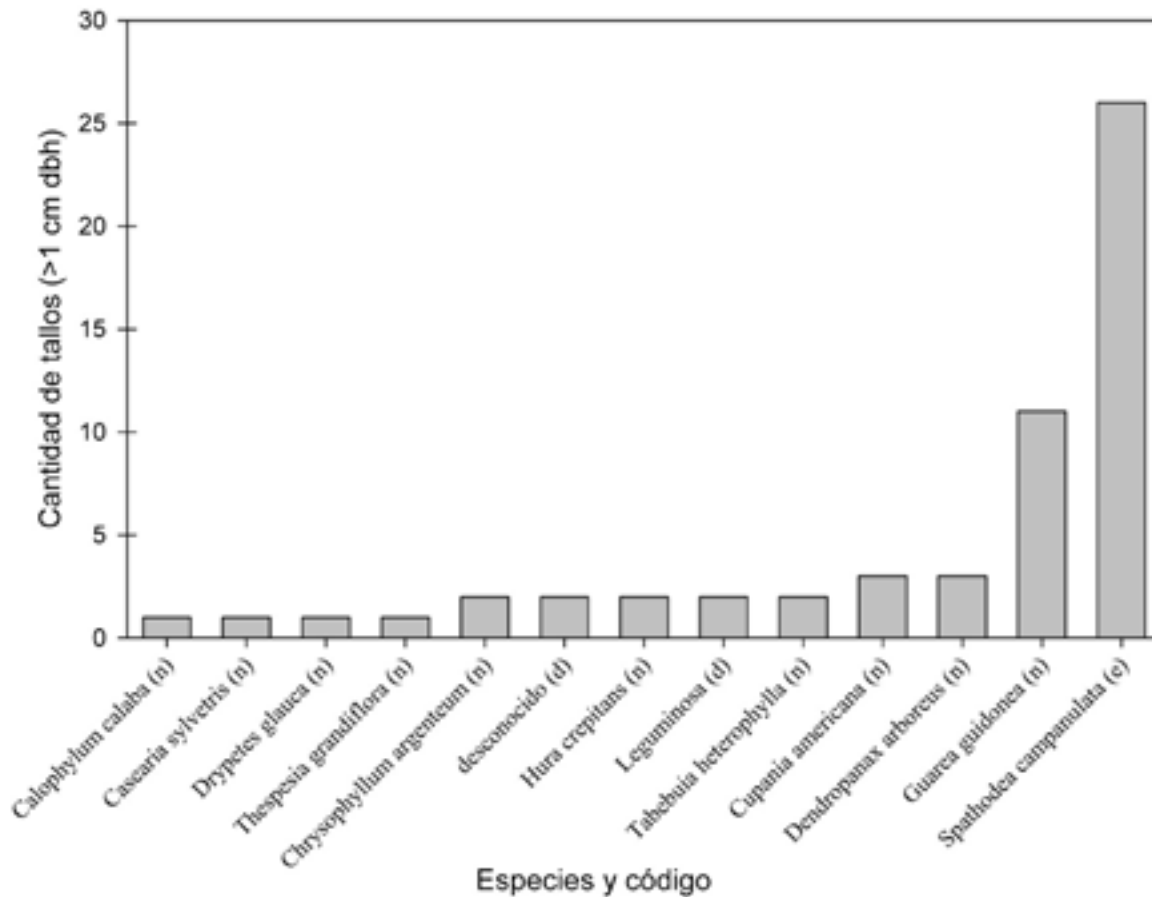


FIGURA 4. Cantidad de tallos por cada especie encontrada, Bosque Santa Ana, Bayamón, Puerto Rico. (n) = nativa (e) = introducida (d) = desconocida.

FIGURA 5. Densidad relativa de tallos de tulipán africano (*Spathodea campanulata*) y guaraguao (*Guarea guidonea*) en la parcela de estudio.

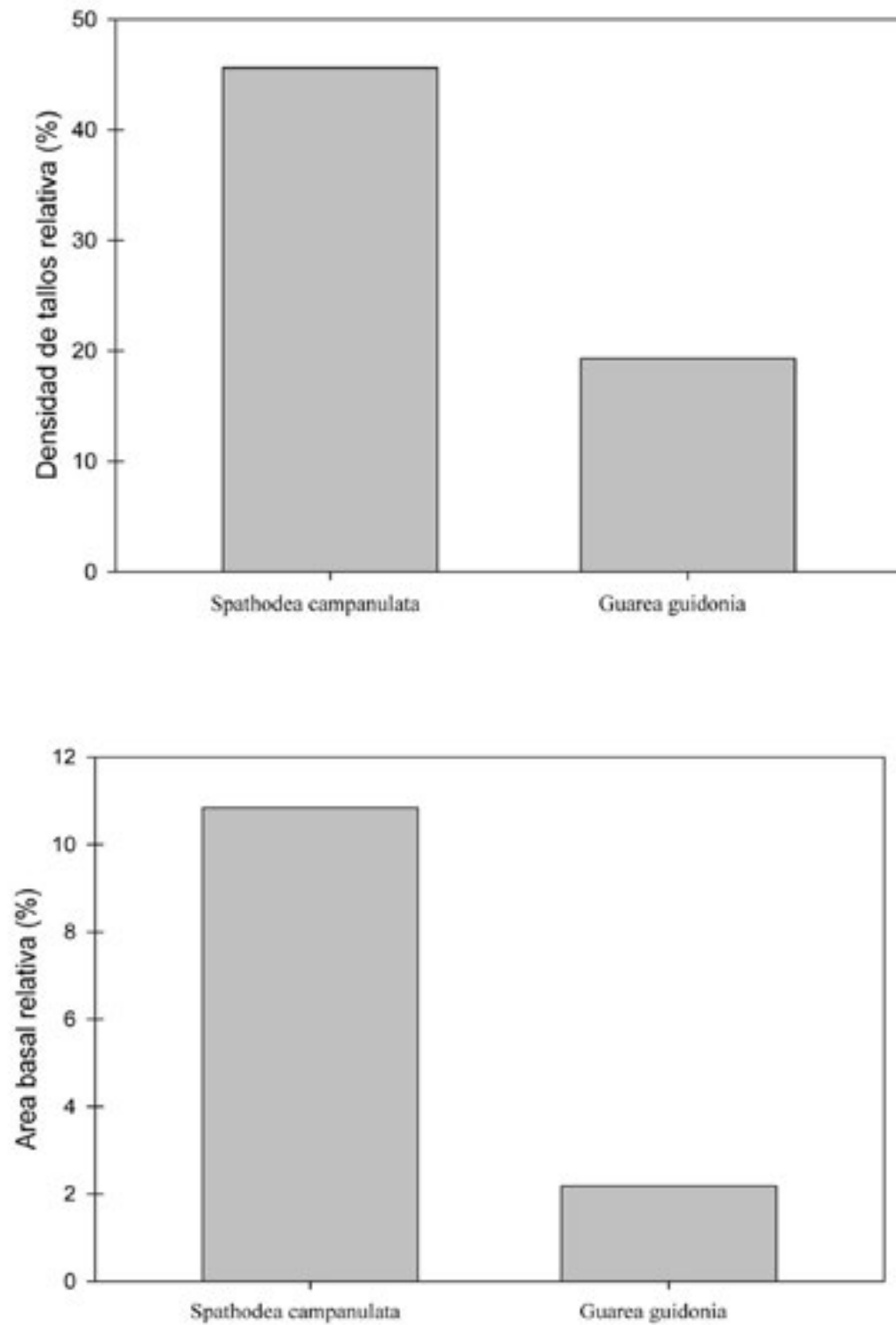
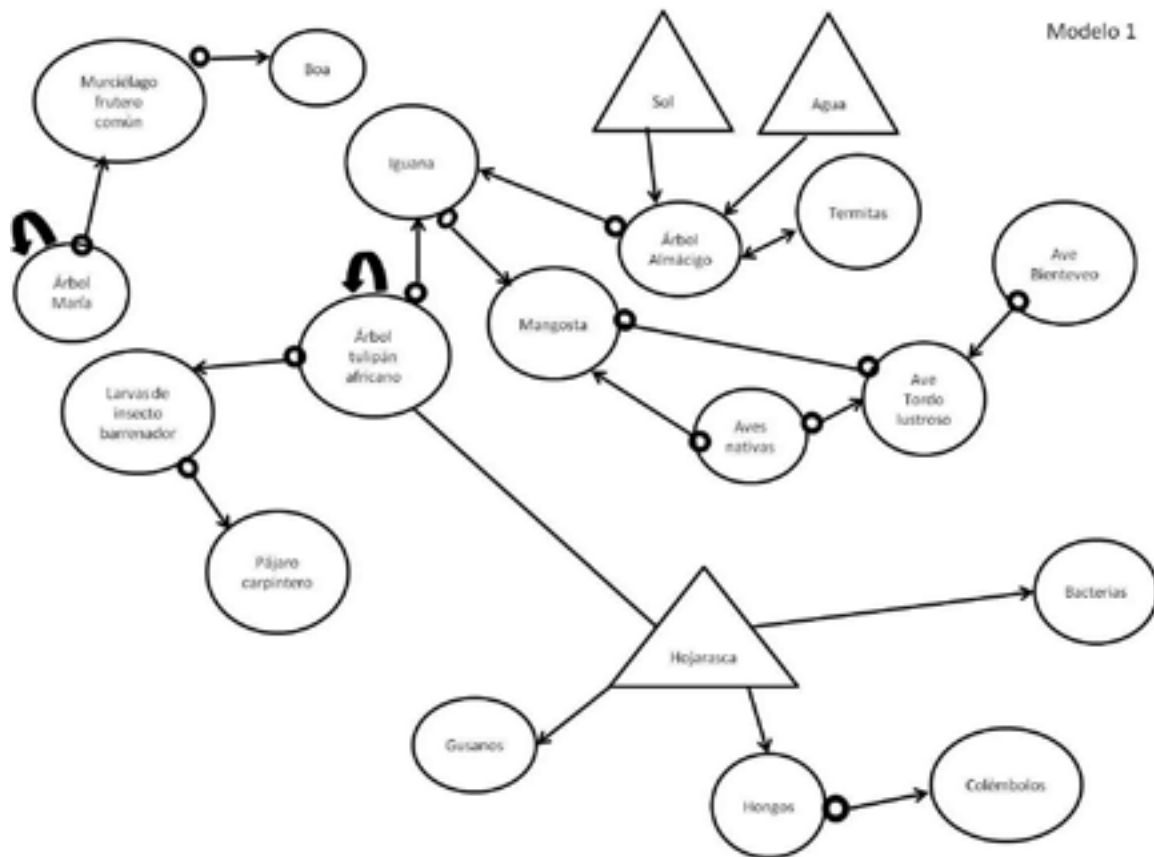


FIGURA 6. Área basal relativa de tallos de tulipán africano (*Spathodea campanulata*) y guaragua (*Guarea guidonia*) en la parcela de estudio.

FIGURA 7. Modelo conceptual de las relaciones tróficas entre la vegetación y el ecosistema del Bosque Santa Ana desarrollado al inicio del taller de inmersión.



conceptual basado en la observación científica y no en la inferencia. El nuevo modelo (Fig. 8) ilustra 27 especies, 4 factores abióticos sobre 40 interacciones.

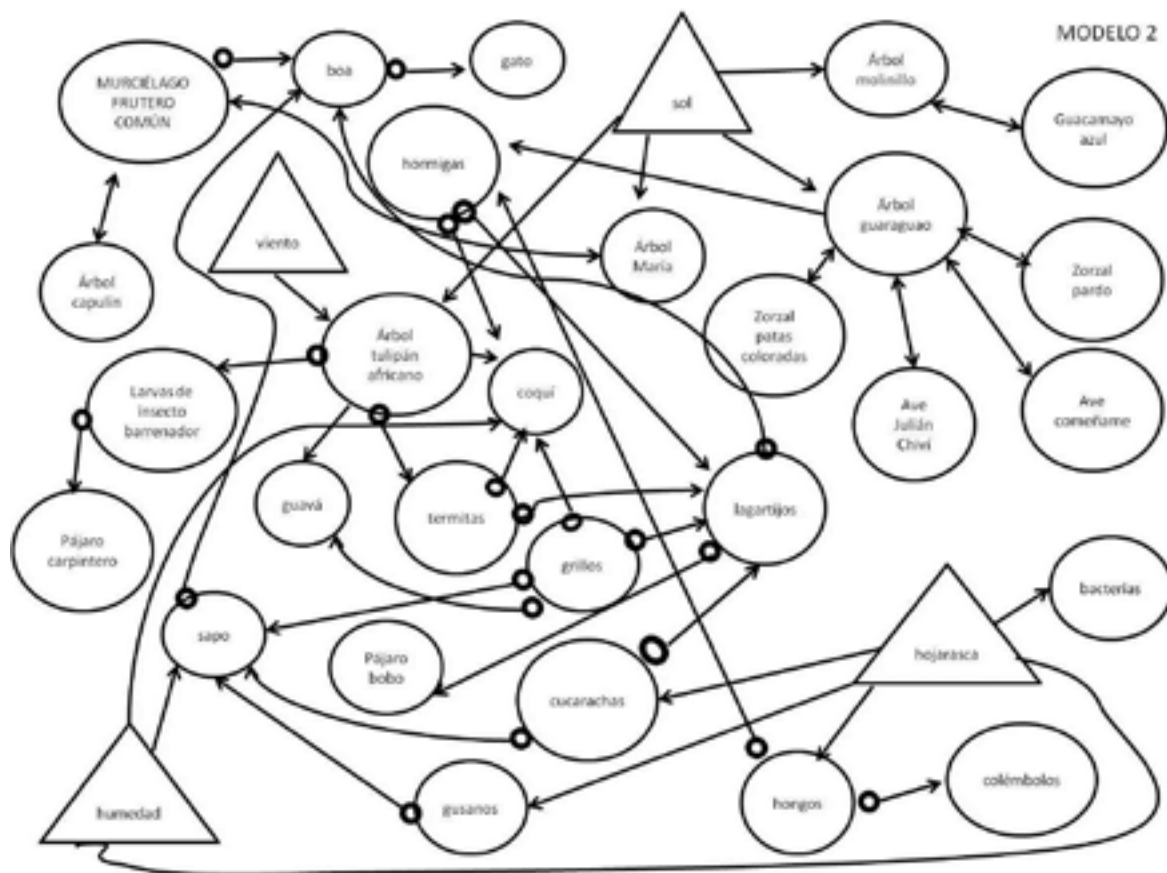
DISCUSIÓN

La diferencia en número de individuos por clase diamétrica en nuestra parcela de estudio puede estar relacionada a la capacidad de regeneración de *Spathodea*, ya sea por sus abundantes semillas o por brotes de raíces partidas expuestas a la luz (Little y Wadsworth 1964). Esta evidencia demuestra que esta especie introducida es muy eficiente en términos de su capacidad de resiliencia.

En un estudio llevado a cabo en este mismo bosque en una parcela más grande (400 m²),

Weaver (2007) encontró en la categoría de diámetros entre 4 cm y 9.9 cm una estructura de tallos opuesta a la nuestra. Mientras que en la parcela de nuestro estudio *Spathodea* tiene más tallos que *Guarea* en el sotobosque, en la parcela de Weaver (2007) *Guarea* tiene el doble del número de tallos de *Spathodea*. El resultado nos indica que en la parcela de Weaver (2007) hay más individuos adultos de *Spathodea* y menos individuos jóvenes reemplazándose bajo su propio dosel. Esto puede interpretarse como una evidencia de modificación del ambiente dominado por *Spathodea* que facilita el que otras especies, en este caso nativas, puedan regenerarse. En un estudio realizado en bosques secundarios de los municipios Ciales, Carite, Luquillo y Utuado se encontró que los bosques más jóvenes en su mayoría estaban dominados por *S. campanulata* y los más maduros por otras

FIGURA 8. Modelo conceptual de las relaciones tróficas entre la vegetación y el ecosistema del Bosque Santa Ana desarrollado al final del taller de inmersión.



especies entre estas *G. guidonia* (Lomascolo y Aide 2001).

Tomando en consideración los hallazgos anteriores, podemos desarrollar nuevas investigaciones para identificar parchos de bosque que estén en diferentes etapas de sucesión. Interpretando los diámetros, la parcela de nuestro estudio parece ser un parcho más reciente que la parcela de Weaver (2007) donde la composición del sotobosque es diferente a la del dosel. Si estas diferencias en el sotobosque y dosel del bosque son realmente reflejo de la edad del parcho de bosque o de etapas de sucesión se pueden usar como modelo para estudiar otros procesos e interacciones en este ecosistema. Deben poder observarse cambios en composición y abundancia de otras especies

de vegetación, hongos, artrópodos y otra fauna que mantienen relaciones de interdependencia a través de diferentes etapas de sucesión en los estos parchos de bosque ya identificados y poderse señalar las relaciones entre estos.

Composición de vegetación y la red trófica

Un aspecto importante de la composición vegetal del bosque es su rol en las redes tróficas. En la parcela de estudio la razón de especies por unidad de área es de 0.13 especies por metro cuadrado. Mientras la sucesión avanza aparecen nuevas especies y las redes tróficas se pueden hacer más complejas. En nuestros modelos conceptuales las interacciones se multiplicaron a medida que identificamos que la variedad de productores que posee este bosque permite el

desarrollo de nuevas y variadas poblaciones de consumidores. Podemos observar que una de las formas en que se regulan las comunidades de este bosque es mediante relaciones de interdependencia que aumentan debido al aumento en la biomasa vegetal. En este tipo de interacción se observa que el flujo de energía es desde los autótrofos hacia los consumidores primarios o herbívoros. Esta regulación está limitada por la vegetación y puede describirse de tipo de abajo hacia arriba, o “*bottom-up*” como se conoce en inglés (Smith y Smith 2000). En esta regulación la vegetación disponible como alimento es el factor limitante para el establecimiento y aumento o disminución de poblaciones de sus consumidores. Por ejemplo, las especies arbóreas como *Cupannia americana*, *Spathodea campanulata* y *Hura crepitans*, se consideran maderas blandas que son fuente de energía para las termitas, polillas y otros artrópodos. Otros insectos y también los murciélagos fruteros utilizan las flores y parte de los frutos de este bosque. Otras especies arbóreas identificadas en el estudio son *Guarea guidonia*, *Chrysophillum argenteum*, y *Casearia sylvestris*. Estas son de madera dura y producen semillas y frutos que sirven de alimento para aves. En el caso particular de la fruta de *Guarea guidonia* esta constituye el 85% de la dieta del Comeñame de Puerto Rico (*Lixigilla portoricensis*). Otras aves que consumen altas cantidades de esta fruta son el Zorzal Pardo (*Margarops fuscatus*), el Julián Chiví (*Vireo altiloquous*) y el Zorzal de Patas Coloradas (*Turdus plumbeus*) (Carlo et al. 2003). Estos hallazgos evidencian la relación de interdependencia de alimento y dispersores de semillas como el Comeñame y el Zorzal de Patas Coloradas. Existen dos especies arbóreas, *Dendropanax arboreum* y *Hura crepitans*, que resultan beneficiadas por el murciélago común, *Artibeus jamaicensis*. Este murciélago suele alimentarse de las flores de *H. crepitans* y así facilita el proceso de polinización. En el caso de *D. arboreus*, se alimenta de la piel y la pulpa de la fruta permitiendo así la dispersión de semillas (Ortega y Castro 2001).

Como ya hemos dicho, la variedad de árboles atrae herbívoros. Estas poblaciones de consumidores primarios van a ser reguladas por depredadores. Hairston (1960) en su trabajo titulado: “*Community structure, population control and competition*”, señala que en la naturaleza las poblaciones de herbívoros se controlan por la depredación. En este bosque observamos que el Pájaro Bobo Mayor (*Coccyzus vieilloti*) está asociado a la depredación de artrópodos. El árbol dominante *Spathodea* comúnmente contiene larvas de escarabajos en madera muerta. Estos nuevos organismos en el árbol son a su vez el recurso energético para lagartijos como *Anolis krugi* y *Anolis cristatellus*. En esta cadena alimentaria los anolis son presa de aves como el Pitirre (*Tyrannus dominicensis*) y el Bobo Mayor. Otra ave, el Carpintero de Puerto Rico (*Melanerpes portoricensis*), se alimenta de larvas de la variedad de insectos presentes en los troncos. Estas relaciones nos permiten observar que el método por el cuál en la naturaleza se regulan las poblaciones de herbívoros es la depredación. A este tipo de regulación se le identifica como regulación de arriba hacia abajo, en inglés “*top-down*”. En este tipo de regulación el número de depredadores es responsable de la disminución o el aumento de las poblaciones de consumidores de plantas. Aplicándolo a nuestros modelos, si el número de aves insectívoras aumenta, entonces las poblaciones de insectos de la madera pueden reducirse y aumentaría la cantidad de biomasa vegetal libre de insectos. Por el contrario, si el número de estas aves se reduce, el número de herbívoros aumentaría, entonces ocurriría mayor consumo de plantas y como resultados una reducción notable en la biomasa vegetal saludable.

CONCLUSIÓN

Se demostró que la composición de una parcela en el Bosque Santa Ana está dominada por una combinación de árboles nativos e introducidos. Los resultados del estudio demuestran que la especie introducida tulipán

africano (*Spathodea campanulata*) es la que domina en este bosque secundario. Los datos de densidad relativa y altura de esta especie comparados con los de guaraguao (*Guarea guidonia*) reflejan que probablemente el tulipán africano ayuda al desarrollo de condiciones óptimas para el establecimiento y reproducción de especies nativas como el guaraguao. Nuestros resultados demuestran que tanto árboles nativos, dispersados por aves, como árboles introducidas, dispersados por viento coexisten en este bosque secundario urbano.

Recordemos que nuestro estudio se realizó en un bosque secundario de la zona metropolitana y del cual aún no hay suficiente investigación publicada. El efecto del urbanismo de la periferia del bosque puede afectar las poblaciones y con esto las interacciones. Actividades antropogénicas tales como la deforestación de áreas cercanas, pueden provocar la migración de organismos hacia el bosque y aumentar la competencia por alimento y hábitat. El uso de pesticidas en la zona industrial aledaña puede causar la reducción de insectos polinizadores o que son eslabones importantes en las cadenas alimentarias de otros organismos. El efecto de la práctica del ciclismo de montaña en los terrenos del bosque es otro factor que afecta directamente este lugar y debe tomarse en cuenta en futuras investigaciones. Otros factores que pueden alterar homeostasis de este ecosistema y deben documentarse a largo plazo son: el efecto de huracanes (anteriores y en el futuro), los cambios en las temperaturas en el área geográfica y en el interior del bosque, índice de calidad del aire, patrones de precipitación y de humedad.

Sugerencias para futuras investigaciones

Durante la investigación experimentamos algunas dificultades. Resulta muy difícil medir alturas utilizando clinómetros en bosques tropicales con doseles muy cerrados. Muchas veces las ramas de los árboles se entrecruzan y es difícil distinguir las ramas más altas de

una especie en particular. Es importante que al trabajar esta actividad con estudiantes se observe que las mediciones y el registro de datos sean precisos. Esto ayudará a continuar las investigaciones a largo plazo. Se debe estar atento a utilizar las escalas correctas de los instrumentos, especialmente con las cintas de medir diámetros y distancias, además de fijar bien la medición de diámetro a la altura correcta de 1.3 m, o la altura que sea seleccionada previo a comenzar las mediciones. Es importante que se establezca el diámetro mínimo de acuerdo al propósito de la investigación. Sugerimos utilizar dap entre 2.0 cm y 3.99 cm para estudiar los brinzales y ≥ 4 cm para los árboles, como lo hicieron Popper et al. (1999) en dos bosques secundarios de la zona central de la isla. Nosotros decidimos medir desde 2 cm para poder determinar crecimiento en futuras investigaciones.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Peter L. Weaver por suministrar sus datos y mapas de las parcelas. Al historiador Carlos Domínguez Cristóbal por compartir sus conocimientos sobre el área de estudio. También al equipo de profesores del proyecto Ecoplexity en Puerto Rico, la Dra. María Fernanda Berberena y el Dr. Jorge Ortiz. Esta investigación fue realizada como parte del Proyecto PR-TEC, administrado por la ALaCIMA en la Universidad de Puerto Rico-Recinto de Río Piedras y subvencionada por la Fundación Nacional de Ciencias (NSF ESIE # 00554379).

LITERATURA CITADA

- Birdsey, R. A. y P. L. Weaver. 1987. Forest area trends in Puerto Rico. Research Note SO-331, USFS Southern Forest Experiment Station. February 1987.
- Brown, S. y A. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6(1):1-32.

- Carlo, T., J. Collazo, y M. Groom. 2003. Avian fruit preferences across a Puerto Rican forested landscape: pattern consistency and implications for seed removal. *Oecologia* 134:119-131.
- Chadzon, R. L. 2003. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 6(1-2):51-71.
- Chinea, J. D. 2002. Tropical forest succession on abandoned farms in the Humacao Municipality of eastern Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 167:195-207.
- Ewel, J. J. y J. L. Whitmore. 1973. The ecological life zones of Puerto Rico and the US Virgin Islands. US Forest Service. Research Paper ITF-18. Río Piedras, P.R. 72 p.
- Francis, J. K. 1990. *Spathodea campanulata* Beauv. African tulip tree. SO-ITF-SM-32. New Orleans, LA: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Forest Experiment Station.
- Francis, J. K. y C. A. Lowe. 2000. Bioecología de árboles nativos y exóticos de Puerto Rico y las Indias Occidentales. General Technical Report IITF-15. USDA Forest Service, International Institute of Tropical Forestry, San Juan, Puerto Rico, USA.
- Frangi, J. L., M. F. Arturi, J. F. Goya, F. Vaccaro, N. J. Oliveri, y G. A. Piccolo. 2003. Lineamientos para el manejo de capueras en el centro en el centro sur de Misiones. INTA Ediciones. Publicaciones Regionales, Boletín Técnico No. 5, 39 p. Cerro Azul, Misiones.
- Little, E. L., Jr., y F. H. Wadsworth. 1964. Common trees of Puerto Rico and the Virgin Islands. Agriculture Handbook 249. USDA, Forest Service. Washington, DC, USA.
- Lomascolo, T. y M. Aide. 2001. Seed and seedling bank dynamics in secondary forests following Hurricane Georges in Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science* 37(3-4):259-270.
- Lugo, A. E., F. N. Scatena, W. L. Silver, M. S. Colón, y P. G. Murphy. 2002. Resilience of tropical wet and dry forests in Puerto Rico. Pages 195-225 in (Gunderson, L. H., Jr., Pritchard, editors. Resilience and behavior of large-scale systems. SCOPE Report 60.
- Lugo, A. E. 2004. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2:265-273.
- Ortega, J. y I. Castro-Arellano. 2001. *Artibeus jamaicensis*. *Mammalian Species* 662:1-9.
- Popper, N., C. Domínguez Cristóbal, A. Santos et al. 1999. A comparison of two secondary forests in the coffee zone central Puerto Rico. *Acta Científica* 13(1-3):27-41.
- Smith, R. L. y T. M. Smith. 2000. Ecology and field biology. Sixth edition. Benjamin Cummings, San Francisco, California, USA.
- Taylor, C. 1993. El Verde plant name codes. Luquillo Long Term Ecological Research, <http://luq.lter.edu/data/treecode> el 24 de junio de 2008.
- Weaver, P. L. y R. A. Birdsey. 1990. Growth of secondary forest in Puerto Rico between 1980 and 1985. *Turrialba* 40:12-22.
- Weaver, P. L. 2007. Unpublished report and personal communication. [see acknowledgements].

**COMPARACIÓN DE LA FAUNA DE ARTRÓPODOS TERRESTRES ENTRE
PASTIZALES Y BOSQUES DOMINADOS POR EL TULIPÁN AFRICANO
(*SPATHODEA CAMPANULATA*), EN TRES ZONAS DEL CARSO NORTEÑO EN
PUERTO RICO**

*M. F. Barberena-Arias*¹, *J. Ortiz-Zayas*², *C. Abad*^{3*}, *G. Almodóvar*^{4*}, *E. López*^{5*}, *M. Rodríguez*^{6*},
M. Samó^{7*}, *G. Dávila*⁸, y *L. Troche*⁹

¹Universidad del Turabo, Escuela de Ciencias y Tecnología, PO Box 3030, Gurabo,
PR 00778-3030, mbarberena1@suagm.edu

²Universidad de Puerto Rico PO Box 23360, San Juan, PR 00931

³Escuela José Berríos Berdecía, Barranquitas

⁴Escuela Áurea E. Quiles Claudio, Guánica

⁵Escuela Juan Ponce de León, Florida

⁶Proyecto ALACiMa, Facultad de Educación, Universidad de Puerto Rico, Río Piedras

⁷Escuela Libre de Música Juan Ernesto Ramos Antonini, San Juan

⁸University High School, Universidad de Puerto Rico, Río Piedras

⁹Departamento de Ciencias, Universidad Central de Bayamón, Bayamón

*El orden de los autores tercero a séptimo sigue un orden alfabético pero todos contribuyeron de forma similar al presente estudio

RESUMEN

Puerto Rico es una isla que ha sido intensamente alterada por actividades humanas resultando en una pérdida de la biodiversidad. Sin embargo, ésta se puede recuperar durante el proceso de sucesión que en Puerto Rico involucra la colonización de los hábitats perturbados por especies introducidas. El efecto de las plantas introducidas sobre los artrópodos de hojarasca es controversial. Se estudió la diversidad de artrópodos terrestres en pastos dominados por herbáceas y bosques dominados por la especie introducida *Spathodea campanulata* (tulipán africano). Se encontró que los pastos tienen una mayor abundancia de artrópodos que los bosques. La riqueza de artrópodos fue mayor en pastos que en bosques mono específicos de tulipán africano, mientras que al comparar pastos y bosques con especies introducidas y nativas, la riqueza de artrópodos fue mayor en estos últimos. La composición de órdenes fue significativamente diferente entre pastos y bosques, y entre bosques mono específicos y mezclados. Estos datos sugieren que cuando co-ocurre en mezcla con otras especies de plantas, el tulipán africano promueve la diversidad de artrópodos, pero cuando se establece formando bosque mono específicos tiene un efecto negativo ya que reduce la diversidad de éstos.

ABSTRACT

Puerto Rico is an island that has been strongly altered by human activities producing a biodiversity loss. Nevertheless, biodiversity can recover through the process of succession which in Puerto Rico involves the colonization of introduced species. The effects of introduced plant species on terrestrial arthropods are controversial. Here, we studied arthropod diversity in pastures dominated by herbaceous vegetation and in forests dominated by the introduced tree species, *Spathodea campanulata* (african tulip). We found a higher abundance of arthropods in pastures when compared to forests. Arthropod richness was higher in pastures than in African tulip monospecific forests, but in mixed species forests arthropod richness was highest. Species composition based in orders was significantly different between pastures and forests, and between monospecific and mixed forests. These data suggest that when co-occurring with other species, african tulip promotes arthropod diversity, but when this introduced species forms monospecific forests it decreases arthropod diversity.

INTRODUCCIÓN

Las actividades humanas han alterado sustancialmente los ecosistemas resultando en una pérdida progresiva de la biodiversidad (Hooper et al. 2005). Sin embargo, en áreas perturbadas, la biodiversidad puede reestablecerse mediante el proceso de sucesión. La sucesión se define como el proceso de recuperación de los bosques después de una perturbación. Es un proceso mediado por la recuperación de la cobertura vegetal que modifica las condiciones bióticas y abióticas a medida que transcurre en las áreas en recuperación. Estos cambios en las condiciones de las áreas en recuperación resultan en un incremento de la diversidad del área. Por ejemplo, durante la sucesión la riqueza y área basal de la vegetación aumenta resultando en un aumento en la diversidad de plantas leñosas y una mayor productividad (Aide et al. 1995). El incremento en diversidad y productividad de plantas influencia la diversidad y cantidad de hojarasca producida (Lawrence 1996, Pfeiffer 1996) proveyendo más recursos y microhábitats para otros organismos como insectos (Schowalter y Ganio 1999) y los artrópodos de hojarasca resultando entonces en un aumento en la diversidad de artrópodos durante la sucesión (Barberena-Arias y Aide 2003). Por lo tanto, las

áreas en estadios avanzados de sucesión tendrán una mayor diversidad en comparación con áreas en estadios tempranos de sucesión.

En Puerto Rico, la recuperación de la cobertura vegetal involucra la colonización de los hábitats perturbados por especies introducidas. Por ejemplo, los pastizales abandonados de zonas bajas son comúnmente colonizados por el tulipán africano (*Spathodea campanulata*) mientras que los bosques secundarios pueden ser invadidos por la pomarrosa (*Syzygium jambos*) (Lugo 2004). La presencia de plantas introducidas altera la composición del bosque y presenta cambios en los hábitats y recursos disponibles influenciando los artrópodos presentes en estos bosques ya que las plantas introducidas son usualmente colonizadas por artrópodos herbívoros generalistas (Novotny et al. 2003). Por ejemplo, en Estados Unidos, la introducida *Lepidium draba* es colonizada por artrópodos herbívoros generalistas en altas abundancias mientras que en su rango de distribución nativo *Lepidium* presentan una menor abundancia total de artrópodos herbívoros que son principalmente especialistas (Cripps et al. 2006). Sin embargo, también pueden encontrarse comunidades similares, como en Nueva Guinea, donde *Spathodea campanulata* es una especie introducida y

presenta comunidades de herbívoros con una riqueza y dominancia similar a las comunidades sobre vegetación nativa (Bito 2007). Pero otros autores han encontrado que las especies introducidas presentan abundancia y riqueza de artrópodos disminuida en comparación con plantas nativas. Herrera y Dudley (2003) en bosques riparios en California, encontraron una diversidad reducida en la comunidad de artrópodos asociados a la introducida *Arundo donax* en comparación con la vegetación nativa. En consecuencia, la evidencia actual sugiere que los efectos de las plantas introducidas sobre los artrópodos terrestres pueden incluir una sobreabundancia de artrópodos generalistas, así como una disminución o ningún efecto neto.

Los artrópodos terrestres incluyen aquellos asociados a la hojarasca que representan un componente importante de los ecosistemas porque modulan el proceso de descomposición de los residuos orgánicos influenciando la tasa de liberación de nutrientes al suelo (Swift et al. 1979). Los artrópodos descomponedores están presentes en diferentes niveles tróficos, tales como pastoreadores de microorganismos (Wardle y Lavelle 1997), fragmentadores de hojarasca (Cadish y Giller 1997, Seastedt 1984, Swift et al. 1979), depredadores (Huffaker y Rabb 1984), e ingenieros de los ecosistemas (Black y Okwakol 1997, McMahan 1996). Esta presencia en varios niveles tróficos los convierte en organismos fundamentales en el proceso de descomposición, porque lo influyen ya sea directamente o indirectamente. Un ejemplo de una modulación directa es que los artrópodos fragmentadores promueven la descomposición debido a que se alimentan de trozos grandes de hojarasca convirtiéndolos en trozos más pequeños que tienen una mayor área superficial lo que promueve la actividad de microorganismos descomponedores. Un ejemplo de una modulación indirecta es que los artrópodos pastoreadores se alimentan selectivamente de hongos descomponedores reduciendo su biomasa y alterando la composición de la comunidad de hongos y

por lo tanto la dinámica de la descomposición. Independientemente de su nivel trófico, la presencia de artrópodos descomponedores acelera la tasa de descomposición (Cadish y Giller 1997, Heneghan et al. 1999) en una proporción mayor en las áreas tropicales en comparación con las áreas templadas (González y Seastedt 2001).

Puerto Rico es una isla que durante el siglo XX sufrió cambios en la actividad económica moviéndose de ser fundamentalmente agrícola a principios de 1900 a una industrial después de 1950. Esto resultó en que los campos agrícolas fueron abandonados progresivamente entrando en un proceso natural de sucesión. Como resultado, el paisaje puertorriqueño es un mosaico de áreas en distintas etapas de sucesión (Thomlinson et al. 1996) y que presentan una mezcla de plantas introducidas y nativas (Lugo 2004) lo que proporcionan la oportunidad de comparar áreas en diferentes estadios de recuperación y con la presencia de plantas introducidas. A pesar de la importancia de los artrópodos terrestres en los ecosistemas son pocos los estudios que han descrito estos organismos en bosques secundarios dominados por especies introducidas. Para describir estos organismos en áreas dominadas por especies introducidas, nos planteamos la siguiente pregunta: ¿Cómo varía la diversidad de artrópodos terrestres entre áreas dominadas por vegetación introducida y que se encuentran en diferentes estadios de sucesión? Para contestar esta pregunta estudiamos los artrópodos de hojarasca en áreas de sucesión temprana dominadas por pastos (<5 años) y áreas de sucesión adelantada dominadas por el tulipán africano (25 a 40 años). Dado que la diversidad de artrópodos aumenta durante la sucesión, esperamos que ésta sea mayor en las áreas dominadas por tulipán africano en comparación con las áreas dominadas por pastos.

Este estudio se realizó dentro del proyecto *Puerto Rico- Teaching Ecosystem Complexity through field science inquiry*, PR-TEC. Durante

su duración, este proyecto realizó varios talleres prácticos con maestros de ciencias. En particular, el estudio aquí reportado se realizó durante el verano de 2007 con un grupo de maestros de escuelas públicas representando varias municipios de Puerto Rico.

MATERIALES Y MÉTODOS

Para este estudio se seleccionaron tres áreas localizadas en el karso norteño de Puerto Rico, dos áreas se encuentran entre Vega Baja y Vega Alta cerca del río Cibuco y se denominaron Cibuco 1 y Cibuco 2. La tercera área se ubicó en el Centro Ambiental Santa Ana (CASA) dentro del Parque Julio E. Monagas, en Bayamón, y se denominó Santa Ana. Para información sobre CASA refiérase al artículo de Rodríguez y Nieves-Rodríguez (2013) en este ejemplar. El suelo en Cibuco 1 es un inceptisol, de la serie arcilla cienosa coloso, y el sitio tiene una pendiente de cero grados (Abelleira y Lugo 2008). El suelo en Cibuco 2 es un molisol, de la serie arcilla marga Toa Alta, y el sitio tiene una pendiente de cero grados (Abelleira y Lugo 2008). Santa Ana pertenece al Parque Julio E. Monagas en Bayamón, es administrado por Centro Ambiental Santa Ana (CASA), y es un bosque que anteriormente era un monocultivo de *Pimenta racemosa* también conocida como malagueta o *bay oil tree*. El aceite esencial extraído de esta planta tiene propiedades medicinales. Las áreas de Cibuco 1 y Cibuco 2 se encuentran localizadas en una región sub-urbana a rural mientras que el área Santa Ana está rodeada de una matriz urbana industrial dentro del área metropolitana de San Juan. La figura 1 muestra la ubicación de estos dos sitios de estudio.

En cada área se seleccionaron dos sitios de estudio: un pastizal y un bosque dominado por Tulipán Africano, *Spathodea campanulata*. El tulipán africano es un árbol originario de África tropical, fue introducido a Puerto Rico como una especie ornamental y hoy en día esta naturalizado en el país (Abelleira y Lugo

2008). Este árbol tiene poca tolerancia a la sombra por lo que crece en áreas descubiertas donde recibe luz solar directa, esto hace que en las áreas silvestres de la isla este árbol coloniza áreas abandonadas y bajo él crecen especies de árboles tolerantes a la sombra desarrollándose entonces un bosque cuyo dosel es dominado por tulipán africano y cuyo sub dosel contiene una mezcla de especies nativas y no nativas (Lugo 2004).

En cada área, los sitios de estudio se seleccionaron de tal forma que estuviesen a 100 m o menos de distancia entre sí. En cada uno de los sitios se midió la precipitación y la temperatura y se muestrearon los artrópodos terrestres, y se caracterizó el grosor de hojarasca y el pH del suelo. Los artrópodos terrestres y la caracterización de la hojarasca se realizaron siguiendo protocolos encontrados en www.ecoplexity.org.

Durante el periodo de estudio, se midieron la temperatura y la precipitación total. La temperatura se midió cada hora utilizando un *data logger*. Con estos datos de temperatura se calcularon el promedio diario, la desviación estándar, temperatura máxima diaria, mínima diaria y el rango diario. Para medir la precipitación total se construyeron pluviómetros con botellas plásticas de 2 L. El volumen recolectado se convirtió a milímetros lineales de lluvia: el volumen recolectado en mL equivale a la misma cantidad en centímetros cúbicos. Este volumen (cm^3) se dividió entre el área del embudo colector (cm^2) para obtener la cantidad lineal de lluvia en cm. El área del embudo colector se calculó utilizando la fórmula del área de un círculo ($3.14 r^2$). El volumen lineal en cm se multiplicó por 10 para obtener la lluvia en milímetros.

Para el muestreo de artrópodos se utilizaron trampas de caída tipo pitfall que se construyeron siguiendo el protocolo mencionado. En cada sitio de estudio se colocaron siete trampas distanciadas entre sí por al menos 10 m. Las

trampas fueron colocadas el 2 de julio de 2007, y fueron recuperadas el 9 de julio de 2007. Cada trampa fue enterrada en el suelo asegurándose de que el borde de la trampa estaba nivelado con el suelo circundante, y se colocaron fragmentos vegetales cubriendo el borde. El contenido de las trampas fue examinado en laboratorio bajo un microscopio de disección, y los artrópodos obtenidos fueron contabilizados e identificados hasta la categoría taxonómica más baja posible: clase, orden, familia. Los datos se recolectaban en tablas donde se anotaba la clase, el orden, la familia y la abundancia. En otra tabla se asignaba un código, se identificaba la clase, el orden y se describía cada uno de los artrópodos colectados. Los organismos se clasificaban utilizando una clave dicotómica. Simultáneamente, se creaba una colección de referencia de los artrópodos. Cada organismo en esta colección era almacenado en frascos con alcohol que eran rotulados con una etiqueta de colección donde se anotaba el área de estudio, la parcela, la fecha, el método de colecta, el número de trampa y el colector de los especímenes. Además se colocaba otra etiqueta de identificación con la clase, el orden, la familia, el código y el identificador. Los artrópodos adultos fueron identificados a morfotipo, sin embargo la resolución obtenida en los datos impide utilizarlos para comparar la composición de especies entre los sitios de estudio. Es por esta razón que la composición de especies se analizó a nivel de orden.

Al momento de recuperar las trampas pitfall, se midió el grosor de la capa de hojarasca circundante en cada lado de una cuadrícula de 900 cm² utilizando una regla. De esta forma se obtuvieron un total de 21 medidas de grosor de hojarasca para cada sitio de estudio. El pH del suelo se midió utilizando un pH-metro y se tomó una medida puntual utilizada a manera descriptiva.

Con este diseño experimental se estudiaron tres áreas (Cibuco 1, Cibuco 2, Santa Ana) en cada una se ubicaron dos sitios (un pastizal y un

bosque), en cada sitio se colocaron siete trampas pitfall para un total de 42 muestras pitfall (3 áreas x 2 sitios por área x 7 trampas por sitio).

Análisis de datos

Las diferencias en temperatura, profundidad de hojarasca, abundancia y riqueza de artrópodos entre áreas y sitios de estudio se determinaron utilizando ANOVAs. Las diferencias en composición de especies (órdenes) entre sitios de estudio se determinó utilizando NMS (*Non-metric Multidimensional Scaling analysis*) y MRPP (*Multi Response Permutation Procedure*). El primero es un análisis multivariado que agrupa los sitios de estudios con base en una matriz de similitud calculada usando el índice Sorensen. Este análisis se hizo con el programa PC-ORD, utilizando una configuración inicial aleatoria, 10 corridas con los datos reales, y permitiendo un máximo de 3 ejes. El segundo es una prueba estadística que permite establecer si los grupos creados por el NMS son estadísticamente diferentes. El MRPP es un análisis similar a un ANOVA pero se basa en una matriz de similitud. Para mayor detalle ver McCune y Grace (2002).

RESULTADOS

El ambiente de los sitios de estudio

En las tres áreas de estudio, la temperatura fue significativamente más alta en los pastos que en los bosques (Tabla 1). También, las temperaturas fueron consistentemente más altas en Cibuco 2, seguidas por Santa Ana y más bajas en Cibuco 1 (ANOVA, $F_{\text{calculado}} = 8.18$, $p = 0.0003$). Por ejemplo, en los pastos, el promedio más alto corresponde al área Cibuco 2 con 27.2°C y el más bajo a Santa Ana con 25.3°C, y en los bosques se siguió el mismo patrón con 26.0°C y 24.7°C respectivamente. Similarmente, las temperaturas máximas fueron más altas en los pastos, mientras que las mínimas fueron más bajas en los pastos (Tabla 1), lo que resulta en una variación diaria mayor en los pastos que en los bosques.

TABLA 1. Caracterización de la temperatura, precipitación, pH del suelo y profundidad de la capa de hojarasca en cada de los sitios de estudio y durante el periodo de estudio. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre sitios dentro de las áreas de estudio. La ausencia de letras significa que no hubo diferencias significativas entre sitios.

| | Cibuco 1 | | Cibuco 2 | | Santa Ana | |
|--------------------------------|--------------|--------------|-------------|-------------|-------------|-------------|
| | Pasto | Bosque | Pasto | Bosque | Pasto | Bosque |
| Temperatura (°C) | | | | | | |
| Media (+s.d) | 26.1 (±5.1)a | 24.7 (±2.8)b | 27.2(±4.3)a | 26.0(±2.9)b | 27.0(±5.1)a | 25.3(±2.1)b |
| Media _{máxima} (+s.d) | 35.9(±2.4)a | 29.5(±1.5)b | 34.5(±1.0)a | 30.8(±1.8)b | 38.1(±4.2)a | 29.2(±1.1)b |
| Mediaminima (+s.d) | 20.7(±0.6)b | 21.3(±0.4)a | 22.1(±0.4) | 22.5(±0.6) | 22.1(±0.7)b | 23.3(±0.7)a |
| Mediarango (+s.d) | 15.3(±2.8)a | 8.2(±1.6)b | 12.5(±0.8)a | 8.4(±1.7)b | 16.0(±4.1)a | 5.9(±0.8)b |
| pH suelo | 8.33 | 7.99 | 7.79 | 7.33 | 6.54 | 7.46 |
| Lluvia (mm) | 17.40 | 10.63 | 24.70 | 22.60 | 14.64 | 3.78 |
| Profundidad hojarasca (cm) | 3.0(±1.4)b | 4.5(±1.2)a | 4.1(±1.5)a | 2.3(±0.9)b | 3.8(±1.0)a | 2.2(±0.5)b |

En las tres áreas de estudio, la profundidad de la hojarasca fue significativamente diferente entre pastos y bosques (Tabla 1). En Cibuco 1 y Santa Ana, la hojarasca fue más profunda en bosque que en pasto, pero en Cibuco 2 la hojarasca fue más profunda en pasto. La lluvia acumulada durante el periodo de estudio fue mayor en Cibuco 2, seguida por Cibuco 1 y Santa Ana, sin embargo en las tres áreas la lluvia fue mayor en los pastos que en los bosques. En general, la gran mayoría de los sitios de estudio presentaron un pH ligeramente básico.

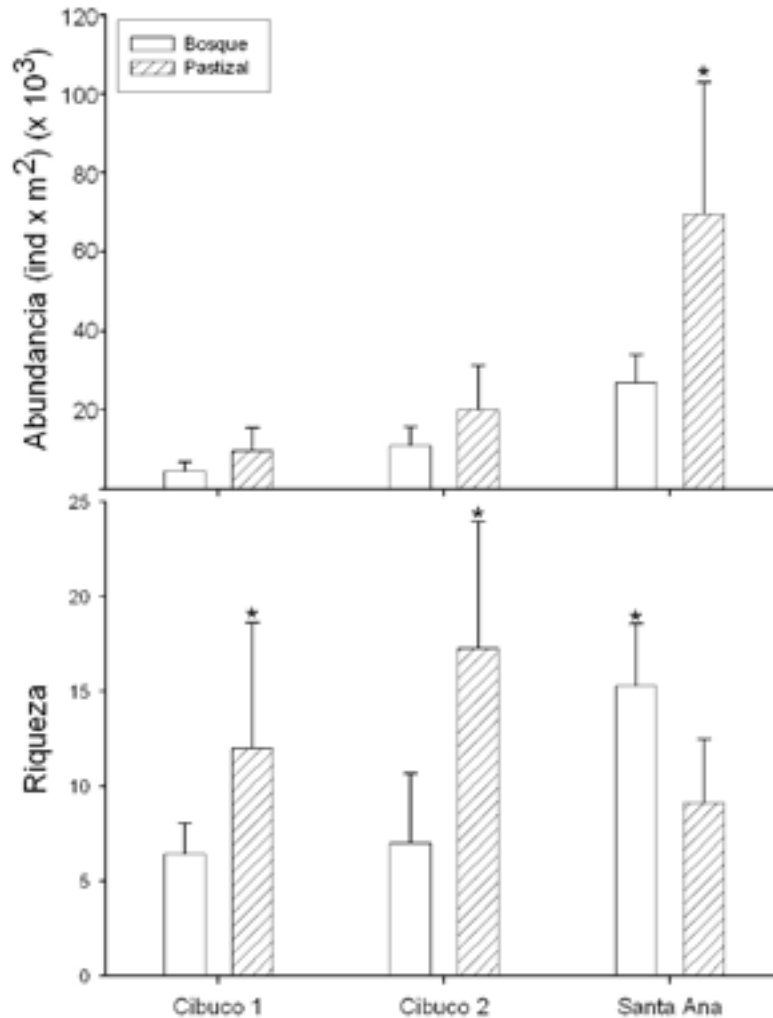
Artrópodos

La abundancia de artrópodos fue significativamente mayor en pastos que en bosque (ANOVA, $F_{\text{calculado}} = 16.937$, $p < 0.001$) (Fig. 1). También, la abundancia fue significativamente mayor en Santa Ana, seguida por Cibuco 2 y más baja en Cibuco 1 (ANOVA, $F_{\text{calculado}} = 29.3$, $p < 0.001$). Por ejemplo en los pastos la abundancia más alta corresponde a Santa Ana con 26,793 ind m⁻² y la más baja a Cibuco 1 con 4,455 ind m⁻², y en los bosques se siguió el mismo patrón con 69,606 ind m⁻² y 9,684 ind m⁻², respectivamente.

La riqueza de artrópodos de suelo fue significativamente diferente entre pastos y bosque (ANOVA, $F_{\text{calculado}} = 5.016$, $p = 0.032$) (Fig. 1). En Cibuco 1 y Cibuco 2 la riqueza de artrópodos fue mayor en pastizal que en bosque, mientras que en Santa Ana la riqueza fue mayor en bosque. En los pastos la riqueza varió entre 9 y 17 siendo menor en Santa Ana y mayor en Cibuco 2, mientras que en los bosques la riqueza varió entre 6 y 15 siendo menor en Cibuco 1 y mayor en Santa Ana.

La abundancia de artrópodos por orden varió entre los sitios de estudio (Tabla 2). Por ejemplo, en general, Acari y Collembola fueron los órdenes más abundantes, por ejemplo Acari presentó abundancias entre 16,515 ind m⁻² en el pasto de Santa Ana y 115 ind m⁻² en el pasto de Cibuco 2, y mientras que Collembola

FIGURA 1. Abundancia total (individuos m^{-2}) y riqueza (# morfotipos en 606.13 cm^{-2}) de artrópodos terrestres en cada uno de las tres áreas de estudio. Los asteriscos indican diferencias significativas entre sitios de estudio adentro de una misma área.



tuvo valores entre $10,625 \text{ ind m}^{-2}$ en el pasto de Cibuco 2 y 660 ind m^{-2} en el bosque de Cibuco 1. Los órdenes Coleoptera, Diptera, Hymenoptera, Araneae y Orthoptera estuvieron presentes en todos los sitios de estudio aunque con abundancias menores.

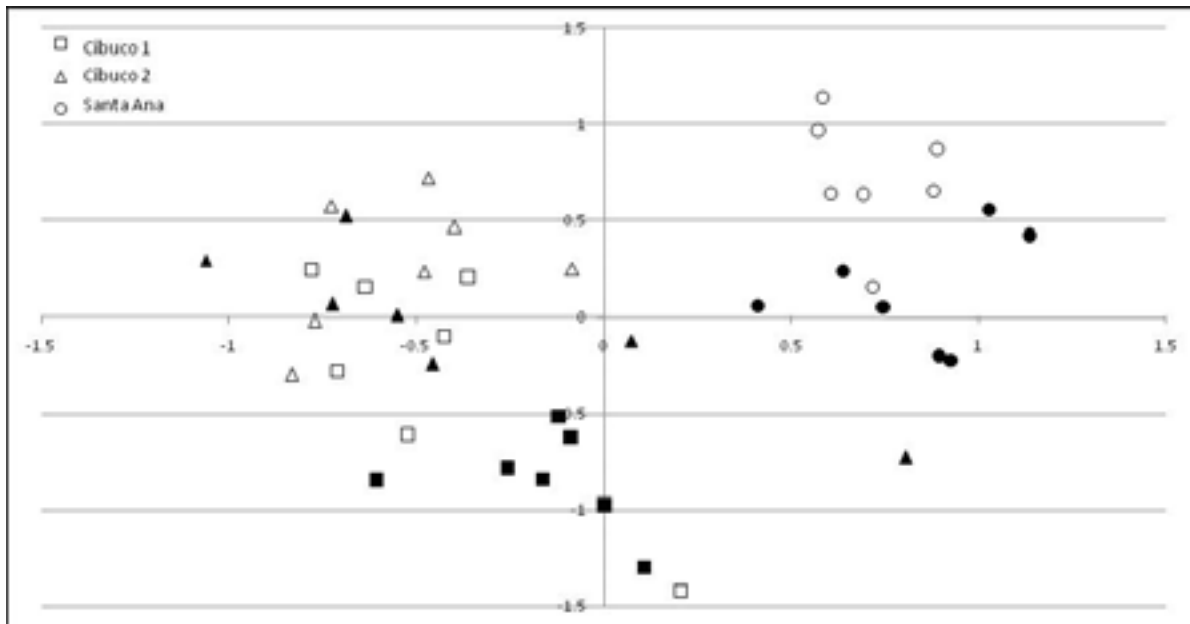
La composición de órdenes fue significativamente diferente entre áreas de estudio (MRPP, $A=0.194$, $p<0.0001$) y entre tipo de bosque (MRPP, $A=0.046$, $p=0.005$) (Fig. 2). En la figura 2 se representan los dos ejes que explicaron un acumulado de 60.8%

de la variación, el eje 1 explicó 35.4% y el eje 2 25.4%. Acari, Collembola, Coleoptera, Diptera, Hymenoptera, Araneae y Orthoptera fueron comunes a todos los sitios de estudio (Tabla 2). No hubo órdenes únicos a Cibuco 1, pero Lepidoptera y Decapoda fueron únicos a Cibuco 2, mientras que Polydesmida, Scolopendromorpha y Thysanura solo se encontraron en Santa Ana. Por otro lado, la composición de órdenes fue diferente entre pastos y bosques porque Thysanura, Decapoda, Lepidoptera y Thysanoptera fueron únicos a pastos, mientras que Polydesmida,

TABLA 2. Abundancia (ind m⁻²) de artrópodos terrestres en cada uno de los sitios de estudio, los artrópodos fueron clasificados hasta orden. Las letras minúsculas indican diferencias significativas entre sitios adentro de las áreas de estudio. La ausencia de letras significa que no hubo diferencias significativas entre sitios.

| Área Sitios | Cibuco 1 | | Cibuco 2 | | Santa Ana | |
|-------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | Bosque | Pastizal | Bosque | Pastizal | Bosque | Pastizal |
| Orden | Media (±s.d.) | Media (±s.d.) | Media (±s.d.) | Media (±s.d.) | Media (±s.d.) | Media (±s.d.) |
| Acari | 1848±1455a | 198±228b | 594±1328 | 115±133 | 1204±1235 | 16515±19935 |
| Collembola | 660±493b | 4784±3780a | 4158±2299 | 10625±9510 | 1023±1216b | 3333±1801a |
| Coleoptera | 55±442 | 280±230 | 1963±2765 | 940±759 | 8117±5292a | 2706±3787b |
| Diptera | 396±358 | 1320±1680 | 231±249b | 3052±1795a | 742±585 | 1006±2008 |
| Hymenoptera | 363±374b | 1122±768a | 280±297b | 1254±1144a | 12242±7831b | 45172±24905a |
| Araneae | 115±176 | 247±294 | 12-4±3034 | 1221±1115 | 66±91 | 379±431 |
| Orthoptera | 16±44 | 66±131 | 610±595a | 16±44b | 660±44b | 148±185b |
| Hemiptera | 66±131 | 330±330 | 115±221 | 181±209 | 412±702 | 0 |
| Psocoptera | 66±91 | 0 | 82±218 | 0 | 16±44 | 0 |
| Dermaptera | 49±91 | 0 | 82±129 | 0 | 528±399a | 49±91b |
| Opilionida | 16±44 | 49±91 | 82±173 | 66±131 | 16±44 | 0 |
| Homoptera | 0 | 346±327 | 511±1056 | 1732±1191 | 412±929 | 99±169 |
| Thysanoptera | 0 | 33±87 | 0 | 16±44 | 0 | 0 |
| Isopoda | 0 | 16±44 | 0 | 0 | 1072±933a | 0b |
| Dyctioptera | 0 | 0 | 16±44 | 0 | 99±140 | 132±235 |
| Isoptera | 0 | 0 | 181±431 | 0 | 0 | 16±44 |
| Decapoda | 0 | 0 | 0 | 16±44 | 0 | 0 |
| Lepidoptera | 0 | 0 | 0 | 49±91 | 0 | 0 |
| Polydesmida | 0 | 0 | 0 | 0 | 49±91 | 0 |
| Scolopendromorpha | 0 | 0 | 0 | 0 | 16±44 | 0 |
| Thysanura | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 16±44 |

FIGURA 2. Composición de órdenes de artrópodos terrestres basado en los órdenes colectados en los sitios de estudio (pasto y bosque) en cada una de las áreas (Cibuco 1 y 2, Santa Ana). Se tuvo un total de 7 trampas x 2 sitios x 3 áreas = 42 unidades de muestreo. Los símbolos abiertos representan pastos mientras que los símbolos negros representan bosques. Esta figura resulta del análisis NMS y representa los sitios de estudio en donde los puntos cercanos en el gráfico representan unidades de muestreo con composición de órdenes similar, mientras que aquellos puntos alejados representan unidades de muestreo con composición de órdenes diferente.



Scolopendromorpha y Psocoptera fueron únicos a bosques.

DISCUSIÓN

En este estudio encontramos que la temperatura fue más alta en pastos que en bosques. También en las tres áreas de estudio la abundancia de artrópodos fue mayor en pastos, mientras que la riqueza fue menor en bosques que en pastizales en Cibuco 1 y 2, mientras que en Santa Ana, la riqueza fue mayor en bosques. La composición de órdenes fue diferente entre pastos y bosque y entre las áreas de estudio.

Durante la sucesión secundaria, las plantas pioneras son progresivamente reemplazadas por especies de árboles nativos característicos de bosque (Guariguata y Ostertag 2002), haciendo que la complejidad de los hábitats (Horn 1974),

la diversidad de plantas (Aide et al. 1995) y de insectos (Barberena-Arias y Aide 2003) aumenten. En este estudio, encontramos un patrón inverso, es decir una mayor abundancia y riqueza en áreas de sucesión temprana en comparación con bosques dominados por tulipán africano. Adicionalmente, en los bosques Cibuco 1 y Cibuco 2, que son bosques mono específicos de tulipán, la riqueza de artrópodos fue menor en comparación con Santa Ana, que es un bosque que presenta una mezcla de tulipán con otras especies intercaladas. Esto sugiere que en los bosques donde co-ocurre con otras especies, el tulipán se comporta como una planta pionera (Francis 1990) de “largo plazo” facilitando la entrada de plantas nativas (Lugo 2004). Esto contribuye a que durante la sucesión, la diversidad y complejidad del bosque aumente (como es el caso de Santa Ana) lo que resulta en un incremento en la diversidad

de artrópodos. Por otro lado, cuando esta planta introducida domina formando bosques mono específicos (como es el caso de Cibuco 1 y 2) entonces afecta negativamente la diversidad de artrópodos. Sin embargo cabe resaltar que en este caso en particular, Cibuco 1 y Cibuco 2 son inundables, lo que ayudaría a explicar la baja abundancia observada. Durante los periodos de inundación, el exceso de agua pudiese provocar un cambio drástico en las condiciones del suelo y hojarasca como una reducción de oxígeno (Rivera et al. 2008); y también pudiese tener un efecto directo lavando los artrópodos.

La composición de órdenes fue diferente entre pastos y bosque ya que se encontraron cuatro órdenes únicos a pastos y tres órdenes únicos a bosque. En estudios anteriores se ha encontrado que la composición de especies de insectos de hojarasca es diferente entre pastos y bosque debido a diferencias entre ambos hábitats (Barberena-Arias y Aide 2003, Osorio-Pérez et al. 2007). En comparación con los bosques, los pastos reciben una mayor incidencia de luz lo que resulta en una menor humedad relativa y una mayor temperatura, y son dominados por vegetación herbácea. Por otro lado, los bosques tienen dosel que provee sombra, tienen una temperatura menor, y son dominados por vegetación leñosa. Esta variación en condiciones entre pastos y bosques hace que ofrezcan diferentes recursos y micro-hábitats lo que resulta en grupos diferentes de organismos asociados (Osorio-Pérez et al. 2007). Nosotros encontramos temperaturas altas en pastos donde dominaba una vegetación herbácea, mientras que nuestros bosques presentaron temperaturas más bajas y eran dominados por vegetación leñosa. En consecuencia, nuestros pastos y bosques también ofrecen variedad de condiciones, recursos y micro-hábitats lo que explica la diferencia en composición de órdenes, y respalda los resultados de Osorio-Pérez et al. (2007). Por otro lado, los bosques Cibuco 1 y 2 no presentaron ordenes únicos mientras que el bosque de Santa Ana presentó

dos, lo que sugiere que la comunidad de artrópodos presentes en los bosques Cibuco son un sub conjunto de los artrópodos asociados a Santa Ana. Estos resultados respaldan la idea de que la dominancia del tulipán africano afecta negativamente la diversidad de artrópodos.

Entonces hemos dicho que los bosques mono específicos de tulipán africano tienen una abundancia y riqueza reducida en comparación con bosques mezclados y su composición de órdenes es un subgrupo de los organismos asociados a bosque. El presente estudio fue realizado en un tiempo muy corto que podría interpretarse como una fotografía. Para determinar decisivamente el efecto del tulipán africano sobre los artrópodos, habría que hacer un estudio más exhaustivo comparando los bosques secundarios dominados por tulipán versus los dominados por especies nativas, y considerando la variación estacional. Sin embargo, nuestros resultados apoyan a Herrera y Dudley (2003) ya que en términos de vegetación el tulipán africano puede rendir un servicio porque ofrece sombra para la vegetación nativa (Lugo 2004), mientras que en términos de artrópodos, cuando co-ocurre en mezcla con otras especies de plantas promueve la diversidad de artrópodos, pero cuando se establece formando bosque mono específicos reduce la diversidad de éstos.

CONCLUSIONES

Durante la sucesión, la diversidad de hábitats, plantas e insectos aumenta, sin embargo en este estudio encontramos que la diversidad de artrópodos sigue un patrón inverso donde, yendo de menor a mayor, el número de especies es menor en bosques mono específicos de tulipán africano, seguido por pastos, y después por bosques donde el tulipán africano co-ocurre con otras especies de árboles nativos. También los órdenes que se encontraron en bosques mono específicos fueron comunes a pastos y otros bosques lo que sugiere que las especies

asociadas a bosques mono específicos son un sub-grupo de las especies asociadas a otros hábitats. Sin embargo, este estudio fue de corta duración por lo que se necesitan estudios de mayor duración que establezcan la diversidad de artrópodos en bosques mono específicos de tulipán africano en comparación con bosques donde el tulipán co-ocurre con otras especies de árboles.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es parte del Proyecto de PR-TEC (Puerto Rico Teaching Ecosystem Complexity Through Field Science Inquiry) subvencionado por la Fundación Nacional de Ciencias (ESI 554379) y administrado por ALACiMa, Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras con la colaboración del Centro Ambiental Santa Ana y el Servicio Forestal Federal. Agradecemos la ayuda de varios estudiantes de las escuelas cuyos maestros hicieron parte de este estudio. Similarmente agradecemos al personal de apoyo de CASA por habernos facilitado la visita, y guiado durante esta. Agradecemos al Sr. Oscar Abelleira por habernos llevado a las localidades de estudio, y por facilitarnos la información pertinente.

LITERATURA CITADA

- Abelleira, O. J., A. E. Lugo. 2008. Post sugar cane succession in moist alluvial sites in Puerto Rico. Páginas 73-92 en R. Myster, editor. Post-agricultural succession in the Neotropics. Springer, New York, USA.
- Aide, T. M., J. K. Zimmerman, L. Herrera et al., M. Rosario, y M. Serrano. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77(1-3):77-86.
- Barberena-Arias, M. F y T. M. Aide. 2003. Species diversity and trophic composition of litter insects during plant secondary succession. *Caribbean Journal of Science* 39(2):161-169.
- Bitto, D. 2007. An alien in an archipelago: *Spathodea campanulata* and the geographic variability of its moth (Lepidoptera) communities in the New Guinea and Bismarck Islands. *Journal of Biogeography* 34:769-778.
- Black, H. I. J. y M. J. N. Okwakol. 1997. Agricultural intensification, soil biodiversity and agroecosystem function in the tropics: the role of termites. *Applied Soil Ecology* 6:37-53.
- Cadish, G. y K. E. Giller. 1997. Driven by nature. Plant litter quality and decomposition. CAB International, Wallingford, UK.
- Cripps, M. G., M. Schwarzländer, J. L. McKenney, H. L. Hinz, y W. J. Price. 2006. Biogeographical comparison of the arthropod herbivore communities associated with *Lepidium draba* in its native, expanded and introduced ranges. *Journal of Biogeography* 33:2107-2119.
- Francis, J. K. 1990. *Spathodea campanulata* Beauv. – African Tulip. Research Note SO-ITF-SM-32 USDA Forest Service, Southern Experiment Station, New Orleans, Louisiana, USA.
- González, G. y T. R. Seastedt. 2001. Soil fauna and plant litter decomposition in tropical and subalpine forests. *Ecology* 82:955-964.
- Guariguata, M. R. y R. Ostertag. 2002. Sucesión secundaria. Páginas 591-624 en M. R. Guariguata y G. H. Kattan, editores. *Ecología y conservación de bosques neotropicales*. Libro Universitario regional, Costa Rica.
- Heneghan, L., D. C. Coleman, X. Zou, D. A. Crossley Jr, y B. L. Haines. 1999. Soil microarthropod contributions to decomposition dynamics: tropical-temperate comparisons of a single substrate. *Ecology* 80:1873-1882.
- Herrera, A. M. y T. L. Dudley. 2003. Reduction of riparian arthropod abundance and diversity as a consequence of giant reed (*Arundo donax*) invasion. *Biological Invasions* 5:167-177.

- Hooper, D.U., F. S. Chapin III, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological monographs* 75(1):3-35.
- Horn, H. S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annual Review of Ecology and Systematics* 5:25-37.
- Huffaker, C. B. y R. L. Rabb. 1984. *Ecological entomology*. John Wiley & Sons, New York, New York, USA.
- Lawrence Jr., W. T. 1996. Plants: the food base. Páginas 17-52 en D. P. Reagan y R. B. Waide, editores. *The food web of a tropical rain forest*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Lugo, A. E. 2004. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(5):265-273.
- McCune, B. y J. B. Grace. 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach, Oregon, USA.
- McMahan, E. A. 1996. Termites. Páginas 109-136 en D. P. Reagan y R. B. Waide, editores. *The food web of a tropical rain forest*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Novotny, V., S. E. Miller, L. Cizek, J. Leps, M. Janda et al. 2003. Colonizing aliens: caterpillars (Lepidoptera) feeding on *Piper aduncum* and *P. umbellatum* in rain forests of Papua New Guinea. *Ecological Entomology* 28:704-716.
- Osorio-Pérez, K., M. F. Barberena-Arias, y T. M. Aide. 2007. Changes in ant species richness and composition during plant secondary succession in Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science* 43(2):244-253.
- Pfeiffer, W. J. 1996. Litter invertebrates. Páginas 137-181 en D. P. Reagan y R. B. Waide, editores. *The food web of a tropical rain forest*. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Rivera, M. M., A. E. Lugo, y S. V. Vázquez. 2008. Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un bosque novedoso de Castilla elástica. *Acta Científica* 22(1-3):3-11.
- Rodríguez, C. y E. Nieves-Rodríguez. 2013. Centro Ambiental Santa Ana: Oportunidades para la educación, interpretación y la investigación de nuestra naturaleza. *Acta Científica* (este ejemplar).
- Schowalter, T. D. y L. M. Ganio. 1999. Invertebrate communities in a tropical rain forest canopy in Puerto Rico following Hurricane Hugo. *Ecological Entomology* 24(2):191-201.
- Seastedt, T. R. 1984. The role of microarthropods in decomposition and mineralization processes. *Annual Review of Entomology* 29:25-46.
- Swift, M. J., O. W. Heal, y O. W. Anderson. 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. University of Chicago Press, Berkeley and Los Angeles, California, USA.
- Thomlinson, J. R., M. I. Serrano, T. M. López, T. M. Aide, y J. K. Zimmerman. 1996. Land-use dynamics in a post-agricultural Puerto Rican landscape (1936-1988). *Biotropica* 28:525-536.
- Wardle, D. A. y P. Lavelle. 1997. Linkages between soil biota, plant litter quality and decomposition. Páginas 107-123 en G. Cadish y G. E. Giller, editores. *Driven by nature: plant litter quality and decomposition*. CAB International, Wallingford, UK.

DIVERSIDAD DE ANFIBIOS Y REPTILES EN UN BOSQUE TROPICAL URBANO

Olga Jiménez^{1}*

y

Marisol Samó²

¹Escuela Libre de Música calle Chardón, Esq. Calle Calaf, San Juan, Puerto Rico

²Escuela Libre de Música calle Chardón, Esq. Calle Calaf, San Juan, Puerto Rico

RESUMEN

La diversidad de anfibios y reptiles en Puerto Rico está siendo amenazada por diversos factores como son la destrucción, fragmentación y modificación del hábitat y la invasión de especies introducidas. Estos cambios han convertido los bosques urbanos en un refugio para estas especies de anfibios y reptiles ante estas condiciones cambiantes. En esta investigación se estudiaron comunidades de anfibios y reptiles asociados a cuatro hábitats en un bosque tropical urbano, Centro Ambiental Santa Ana, en Bayamón, Puerto Rico. Se realizó un recorrido donde se localizaron y anotaron todas las especies de anfibios cuyos cantos predominaron. Luego se realizó una búsqueda activa de organismos y se anotaron todas las especies de anfibios y reptiles avistados en cada hábitat utilizando intervalos de cinco minutos hasta llegar a un máximo de 25 minutos. Se encontraron ocho especies, cinco de las cuales eran anfibios y las otras tres especies eran reptiles del género *Anolis*. El índice de diversidad de Simpson para cada área varió de 0.7484 en el bosque del borde del humedal hasta 0.0001 en el pastizal. Por medio del análisis de similitud de Jaccard se encontró una composición de especies de anfibios y reptiles similar entre el bosque del borde del humedal y el bosque de entrada.

ABSTRACT

In Puerto Rico, amphibian and reptile diversity is threatened by several factors such as habitat destruction and modification, forest fragmentation, and introduced species invasion. This threat has turned urban forests into habitat refuges for these organisms. In this study, amphibians and reptiles associated to four habitats within a tropical urban forest, Centro Ambiental Santa Ana in Bayamón Puerto Rico, were studied. A trail was followed and singing frogs were searched and counted. Then, in each habitat, an active search was conducted to look for amphibians and reptiles; the search was done in five minute intervals until a total of 25 min were accumulated. We found a total of eight species; five were amphibians and three were *Anolis* (reptiles). Among habitats, the Simpson diversity index varied from 0.7484 for the forest bordering a swamp area, to 0.0001 for the pastures. The Jaccard similarity index showed that amphibian and reptile species composition was similar between the forest at the entrance and the forest bordering the swamp.

INTRODUCCIÓN

Los anfibios y reptiles son grupos de gran importancia ecológica y económica en los bosques de Puerto Rico (Joglar 2005). En Puerto Rico existen 24 especies de anfibios (anuros), de los cuales seis especies son introducidas (Ríos y Joglar 1999). Las 24 especies representan principalmente dos familias: Leptodactylidae y Bufonidae, siendo Leptodactylidae la más importante ya que incluye el género *Eleutherodactylus*, al que pertenecen 16 especies de coquíes de Puerto Rico (Reagan et al. 1996). La familia Bufonidae sólo tiene un representante nativo: el sapo concho (*Peltrophryne lemur*), por lo que en Puerto Rico es considerada una familia de menor importancia (Joglar 2005). Por su gran abundancia y diversidad, anfibios y reptiles representan un grupo importante en los ecosistemas, ya que son depredadores y también presas de otros consumidores. Los anfibios y reptiles brindan un servicio importante a la sociedad ya que actúan como controladores biológicos de plagas. La dieta de algunos anuros consiste principalmente de insectos (Cintrón 1970), mientras que la dieta de las diferentes especies de reptiles es variada, consumiendo desde insectos hasta murciélagos (Rodríguez y Reagan 1984) y ratas (Reagan 1984) como es el caso de la boa puertorriqueña (*Epicrates inornatus*).

En Puerto Rico, las poblaciones de ambos grupos están siendo amenazados por el incremento en el desarrollo urbano que está causando una gran disminución en su hábitat. Según estudios realizados por Joglar y Burrowes (1996), una gran parte de las especies nativas de anfibios de Puerto Rico (77%), enfrentan problemas de supervivencia. Estudios de campo a largo plazo realizados en diferentes sectores de Puerto Rico (Joglar 2005, Joglar 1998, Burrowes et al. 2004) revelaron la pérdida de cuatro especies de anuros: el coquí dorado (*Eleutherodactylus jasper*), el coquí de Eneida (*Eleutherodactylus eneidae*), el coquí

palmeado (*Eleutherodactylus karlschmidti*) y el sapo concho (*Peltrophryne lemur*). Otras seis especies de coquíes han experimentado una merma poblacional (Joglar 1998). Entre estos están el coquí grillo (*Eleutherodactylus gryllus*), el coquí caoba (*Eleutherodactylus richmondi*) y el coquí martillito (*Eleutherodactylus locustus*). Existen 55 especies de reptiles en Puerto Rico, 51 nativas (lo que incluye 4 especies de tortugas marinas) y cuatro especies introducidas. El porcentaje de endemismo entre las especies de reptiles nativos es alto (91.3%), aunque en años recientes el lagarto gigante de culebra (*Anolis roosevelti*) aparenta haberse extinguido (Joglar 2005). Entre los reptiles nativos amenazados se encuentra el culebrón (*Epicrates inornatus*) que es perseguido no solo por su valor comercial sino también por el temor que inspiran en el público puertorriqueño las culebras y otras especies de reptiles y anfibios.

La isla de Puerto Rico ha sufrido grandes cambios en el uso de terrenos a través de su historia. Actualmente, en Puerto Rico encontramos un mosaico de parches de vegetación en diferentes estadios de recuperación, que a su vez proveen hábitat para diferentes ensamblajes de organismos. Estos parches son influenciados por las áreas circundantes (efecto de borde) y su vulnerabilidad a depredadores y parásitos dependerá en parte de las áreas desarrolladas circundantes (Hooper et al. 2005). El alto porcentaje de endemismo entre los anfibios y reptiles de Puerto Rico hace de estos un grupo aún más vulnerable a la extinción global. Algunas poblaciones de anfibios como las del sapo concho (*Peltrophryne lemur*), tienen una distribución geográfica sumamente restringida por lo que la modificación y fragmentación de su hábitat podría resultar en una pérdida irreversible de su especie (Joglar 2005). Los bosques urbanos presentan una alternativa para las especies de anfibios y reptiles ya que representan refugios de vida silvestre para muchas especies en peligro y amenazadas. La creación de corredores ecológicos permite el movimiento de especies

y por consiguiente, el intercambio genético, la dispersión de propágulos y armoniza e integra las comunidades antropogénicas a los sistemas regionales.

En esta investigación nos preguntamos cómo es la composición de la comunidad de anfibios y reptiles en diferentes hábitats dentro de un bosque urbano tropical ubicado en la zona metropolitana de San Juan. Este bosque se conoce como el Centro Ambiental Santa Ana (CASA). Nos planteamos la siguiente hipótesis: ¿La abundancia y riqueza de anfibios y reptiles será diferente entre cuatro hábitats dentro del bosque CASA?

METODOLOGÍA

El Centro Ambiental Santa Ana, ubicado en el área urbana de Bayamón, tiene un bosque secundario dominado por *Spathodea campanulata* (Tulipán africano) bajo el cual crece un sotobosque dominado por especies nativas (Lugo 2004). Para más información sobre CASA refiérase al artículo de Rodríguez y Nieves-Rodríguez (2013) en este ejemplar. Se seleccionaron cuatro hábitats: Bosque de borde del humedal (h), bosque pendiente de mogote (m), bosque de entrada (e) y pastizal (p). En cada hábitat se hizo un recorrido nocturno durante media hora y durante el cual se anotaron especies cuyos cantos predominaron. Simultáneamente, se hizo búsqueda activa continua de organismos en intervalos de cinco minutos anotando las especies identificadas y su abundancia. En cada hábitat se acumularon 25 minutos de búsqueda activa. En cada área se anotó la vegetación predominante y las características del terreno. Se tomaron datos de hora de muestreo, temperatura (°C), % humedad, cantidad y nombre de organismos por especie, índice de calor (°C) y velocidad del viento (km/hr). Se utilizaron ANOVAs para comparar abundancia y riqueza entre hábitats, y se calculó el Índice de Similitud de Jaccard usando la ecuación: $\# \text{ especies comunes} / (\#$

especies en el sitio 1 + $\#$ especies en el sitio 2 - $\#$ especies comunes).

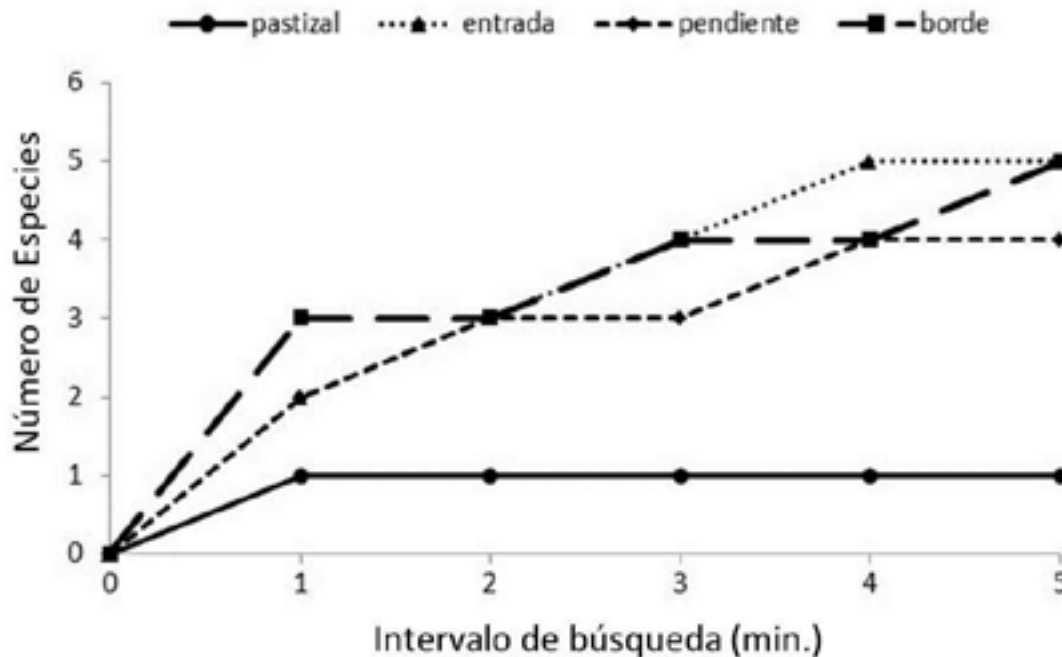
RESULTADOS

La figura 1 muestra el número de especies observadas en un tiempo de búsqueda de 25 minutos. En el bosque de entrada y en el bosque de la pendiente del mogote se observaron todas las especies presentes en el lugar en los primeros 20 minutos, no así en el bosque de humedal en donde después de 25 minutos todavía se estaban avistando especies. Por el contrario, en el pastizal todas las especies presentes fueron avistadas en los primeros 5 minutos.

La abundancia y riqueza de especies fue similar entre hábitats (ANOVA de una vía, $p_{\text{abundancia}}=0.09$, $p_{\text{riqueza}}=0.28$). Sin embargo se observó una tendencia en el bosque de humedal, bosque de pendiente de mogote y bosque de entrada donde se obtuvo una mayor abundancia y riqueza en comparación con el pastizal donde solo se observaron cuatro organismos de *Anolis krugi* (Tabla 1). Se observaron cinco especies de anfibios y tres de reptiles. Entre los reptiles, *Anolis cristatellus* fue la especie más abundante con un total de 74 individuos, mientras que para anfibios la más abundante fue *Leptodactylus albilabris* con 14 individuos, y en pastizal no se encontraron individuos de la clase Anfibia (Tabla 1). En el borde del humedal encontramos tres especies de anuros (*L. albilabris*, *E. coqui* y *R. grylio*) y dos especies de *Anolis* (*A. cristatellus* y *A. krugi*) (Tabla 1). En la pendiente del mogote encontramos dos especies de *Anolis* (*A. cristatellus* y *A. krugi*), y dos especies de anuros (*E. antillensis* y *B. marinus*) (Tabla 1). En el bosque de entrada encontramos dos especies de *Anolis* (*A. cristatellus* y *A. evermanni*) y tres especies de anuros (*B. marinus*, *E. antillensis* y *E. coqui*) y en el pastizal encontramos una especie de *Anolis* (*A. krugi*) (Tabla 1).

La composición de especies de la comunidad de anfibios y reptiles fue más similar entre el

FIGURA 1. Curva de acumulación de especies durante el periodo de búsqueda activa. Los resultados se presentan en intervalos de 5 minutos.



mogote y el humedal (0.29); seguido por el humedal y el bosque de entrada, y el mogote y el pastizal (0.25); con una mayor diferencia entre el pastizal y el bosque de entrada (0.00) (Tabla 2). El mogote y el humedal comparten 2 especies, lo que representa el 40% de las especies presentes en el humedal y el 50% de las especies presentes en el mogote. El humedal y el bosque de entrada también comparten 2 especies, lo que para ambos hábitats representa el 40% de las especies comunes en cada uno, mientras que el mogote y el pastizal comparten una especie, lo que representa el 25% de especies presentes en el mogote y el 100% de especies presentes en el pastizal. Por último, el pastizal y el bosque de entrada no tienen especies en común.

DISCUSIÓN

Las especies de anuros son más abundantes en el humedal y en los bosques que

en el pastizal. Posiblemente esto se deba a que la humedad del suelo es mayor en estos hábitats. Según Burrowes et al. (2004) aunque algunas especies de anuros no requieren de hábitats acuáticos para su reproducción, si requieren de lugares fríos y húmedos para rehidratarse y evitar la pérdida de sus huevos por la falta de humedad (Burrowes et al. 2004). Estos resultados son compatibles con los resultados obtenidos en esta investigación, ya que las especies de anuros fue más abundante en el humedal. Las especies de *Anolis* están presentes en los cuatro hábitats, posiblemente por sus hábitos alimentarios, ya que se alimentan principalmente de insectos, en especial de hormigas y comején que abundan en estos cuatro tipos de hábitats. Según Reagan (1996) los lagartijos del género *Anolis* son abundantes y conspicuos en el Caribe Insular (Rivero 1998) por lo que son fáciles de avistar. Esto explica el que fueran observados en los cuatro hábitats.

TABLA 1. Número total de individuos observados en cada hábitat durante la búsqueda activa.

| Área | Especie | 0-5 min | 6-10 min | 11-15 min | 16-20 min | 21-25 min | Total de organismos |
|-----------------------------------|--------------------------------------|------------|-------------|--------------|--------------|--------------|------------------------|
| Bosque del Humedal | <i>Anolis cristatellus</i> | 8 | 380 | 0 | 4 | 0 | 15 |
| | <i>Anolis sp</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | <i>Anolis krugi</i> | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 | 7 |
| | <i>Eleutherodactylus coqui</i> | 1 | 0 | 3 | 0 | 3 | 7 |
| | <i>Leptodactylus albilabris</i> | 14 | 0 | 0 | 0 | 0 | 14 |
| Bosque de Pendiente del Mogote | <i>Anolis cristatellus</i> | 4 | 1 | 0 | 3 | 1 | 9 |
| | <i>Eleutherodactylus antillensis</i> | 1 | 1 | 1 | 0 | 0 | 3 |
| | <i>Anolis krugi</i> | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 |
| | <i>Bufo marinus</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 1 |
| | <i>Anolis cristatellus</i> | 23 | 19 | 3 | 1 | 4 | 50 |
| Bosque de entrada | <i>Bufo marinus</i> | 2 | 1 | 4 | 0 | 0 | 7 |
| | <i>Eleutherodactylus antillensis</i> | 0 | 1 | 0 | 2 | 0 | 3 |
| | <i>Anolis evermanni</i> | 0 | 0 | 0 | 1 | 2 | 3 |
| | <i>Eleutherodactylus coqui</i> | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| | <i>Anolis krugi</i> | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 4 |
| Pastizal | <i>Anolis krugi</i> | | | | | | |

TABLA 2. Índice de Similitud de Jaccard calculado con la siguiente ecuación: # especies comunes / (# esp sitio 1 + # esp sitio 2 - # especies comunes).

| | Humedal | Pastizal | Entrada | Mogote |
|----------|---------|----------|---------|--------|
| Humedal | X | | | |
| Pastizal | 0.20 | X | | |
| Entrada | 0.25 | 0.00 | X | |
| Mogote | 0.29 | 0.25 | 0.13 | X |

La composición de especies varió entre hábitats, siendo más similar en algunos y muy diferente entre otros. Estas variaciones pueden deberse a diferencias en la vegetación, las condiciones ambientales y la interacción con otros organismos. Por ejemplo, durante este estudio se observaron temperaturas similares en el mogote y en el humedal. Además, ambos hábitats presentaron acumulación de hojarasca y una vegetación herbácea alta. También, el bosque de entrada y el pastizal presentaron comunidades muy diferentes a pesar de estar

cerca espacialmente, posiblemente debido a que el pastizal estaba dominado por vegetación herbácea mientras que en el bosque de entrada la vegetación herbácea era menos abundante. *Anolis krugi* fue la única especie presente en pastizales y prefiere la vegetación herbácea (Dr. Neftalí Ríos, comunicación personal). Otra posible explicación es que los hábitats ofrecían recursos variados, así como presentaban depredadores diversos, lo que posiblemente favoreció la presencia de estos organismos en hábitats particulares. Por ejemplo, se

observaron cuatro especies de *Anolis* que ocupan diferentes nichos porque unas especies habitan el sotobosque, otras el sub-dosel y otras el dosel, lo cual disminuye la competencia entre estas especies. En CASA, los anfibios mostraron preferencia por los hábitats más cercanos al humedal y no en el pastizal que es el hábitat más perturbado de los cuatro visitados.

CONCLUSIONES

Estos resultados sugieren que cada hábitat alberga una fauna única y por lo tanto, para efectos de conservación, todos deben ser protegidos. La presencia de especies como *Eleutherodactylus coqui* sugiere que el bosque aledaño a CASA es un hábitat adecuado para especies como estas que son sensibles a cambios ambientales.

AGRADECIMIENTOS

Agradecemos al Dr. Neftalí Ríos por su colaboración durante la fase de campo y de análisis de los datos. También agradecemos a la Dra. María Fernanda Barberena-Arias y al Dr. Jorge Ortiz-Zayas por sus comentarios en versiones previas de este manuscrito. Este proyecto fue subvencionado por la Fundación Nacional para las Ciencias (ESI 554379) y administrado por ALACiMa, Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras con la colaboración del Centro Ambiental Santa Ana y el Servicio Forestal Federal.

LITERATURA CITADA

- Burrowes, P. A., R. L. Joglar, y D. E. Green. 2004. Potential causes for amphibian declines in Puerto Rico. *Herpetologica* 60(2):141-154.
- Cintrón, G. 1970. Niche separation of tree frogs in the Luquillo forest: E51-53 en T. H. Odum, editor. *Tropical Rainforest: a study of irradiation and ecology at El Verde, Puerto Rico*. Division of Technological Information. U.S. Atomic Energy Commission, Washington, DC, USA.
- Hooper, D. U., F. S. Chapin III, J. J. Ewell, A Héctor, P. Inchausti, et al. 2005. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs* 75(1): -35.
- Joglar, R. L., editor. 2005. *Biodiversidad de Puerto Rico: vertebrados terrestres y ecosistemas*. Instituto de Cultura Puertorriqueña, San Juan, Puerto Rico, USA.
- Joglar, R. L. 1998. Los coquíes de Puerto Rico: su historia natural y conservación. Editorial de la Universidad de Puerto Rico, San Juan Puerto Rico, USA.
- Joglar R. L. y N. Ríos. 1995. *Osteopilus septentrionalis* (Cuban tree frog, Rana platanera) in Trujillo Alto, Puerto Rico. *Herpetological Review* 26(2):105-106.
- Joglar, R. L. y P. A. Burrowes. 1996. Declining amphibian populations in Puerto Rico. Páginas 371-380 en R. Powell y R. Henderson, editores. *Contributions to West Indian herpetology: a tribute to Albert Schwartz*. The Society for the Study of Amphibians and Reptiles. Contribution to Herpetology. Volume 12. Ithaca, New York, USA.
- Lugo, A. E. 2004. The outcome of alien tree invasions in Puerto Rico. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(5):265-273.
- Ríos, N. y R. L. Joglar. 1999. *Rana grylio* (Pig frog) in Puerto Rico. *Herpetological Review* 30(4):231-232.
- Reagan, D. P. 1984. Ecology of the Puertorrican Boa (*Epicrates inornatus*) in the Luquillo mountains in Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science* 20:119-127.
- Reagan D. P. 1996. Anoline Lizards, Páginas 321-345 en P. Reagan y R. B. Waide, editores. *The food web of the tropical rainforest*. The University of Chicago Press. Chicago, Illinois, USA.

- Reagan D. P, G. R. Camilo y R. B. Waide. 1996. The community food web: mayor properties and patterns of organization. Páginas 461-510 en P. Reagan y R. B. Waide, editores. The food web of the tropical rainforest. The University of Chicago Press, Chicago, Illinois, USA.
- Rodríguez, C. y E. Nieves-Rodríguez. 2013. Centro Ambiental Santa Ana: oportunidades para la educación, interpretación y la investigación de nuestra naturaleza. Acta Científica (este ejemplar). San Juan, Puerto Rico, USA.
- Rivero, J. A. 1998. Los anfibios y reptiles de Puerto Rico. Editorial Universitaria, San Juan, Puerto Rico, USA.
- Rodríguez, G. A. y D. P. Reagan. 1984. Bat predation by the Puerto Rican boa (*Epicrates inornatus*). Copeia (1):219-220.

LA COMPOSICIÓN DE LA COMUNIDAD DE AVES EN UN BOSQUE TROPICAL URBANO

Clara Abad

Escuela Superior Vocacional Pablo Colón Berdecía

PO Box 1030

Barranquitas, Puerto Rico 00794

ciabad@hotmail.com

RESUMEN

Las aves son un componente importante de los ecosistemas porque realizan funciones vitales que influyen en el funcionamiento de estos. En este estudio, determinamos la diversidad de aves en el Centro Ambiental Santa Ana ubicado en el Parque Julio E. Monagas en Bayamón, Puerto Rico. También, se construyeron dos modelos conceptuales cualitativos que describen nuestra percepción del papel que juegan las aves en el funcionamiento del ecosistema. Un modelo fue hecho antes del estudio y el segundo modelo se hizo después del estudio, como una versión revisada del primero. Para coleccionar los datos, se localizaron dos áreas de estudio: bosque y pasto, y en cada área se siguió el protocolo de *Point Counts* obtenido en www.ecoplexity.org. Observamos 80 individuos que pertenecen a 18 especies de aves, de las cuales 13 ocurrieron en el bosque y 12 en el pasto. La abundancia y la riqueza de especies fue similar entre los sitios de estudio, pero la composición de especies fue diferente. Al comparar los dos modelos, se determinó que la percepción del papel de las aves en los ecosistemas cambió porque el número de interacciones propuestas, la riqueza de aves, la diversidad de hábitos alimenticios y el número de factores abióticos aumentaron.

ABSTRACT

Birds are an important component of ecosystems because they accomplish a variety of roles that influence ecosystem functioning. In this study, we determined bird diversity in the Centro Ambiental Santa Ana located in the Julio E. Monagas Park, in Bayamón, Puerto Rico. Two conceptual qualitative models that describe our perceptions on the role that birds play in ecosystems were constructed. The first model was done before the study, and the second one was done after the study, as a revised version of the first one. For data collection, we located two study areas: forest and pastures. In each area, we applied the *point counts* obtained from www.ecoplexity.org protocol and observed a total of 80 individuals from 18 spp.; 13 species were observed in the forest and 12 species in the pasture. There were no significant differences in abundance and richness between the study areas, but the species composition was different. By comparing the models, it was determined that the understanding of the role of birds in ecosystems changed after the investigation because the number of proposed interactions increased, as did bird richness, feeding habits, and the number of abiotic factors.

INTRODUCCIÓN

Las aves son un componente importante de los ecosistemas porque realizan funciones vitales para el funcionamiento de éstos. Por ejemplo, en el bosque lluvioso tropical de Puerto Rico conocido como El Verde, las aves frugívoras actúan como agentes de dispersión de semillas lo que se considera importante para la propagación de plantas en los bosques (Waide 1996). Waide (1996) estudió las redes alimentarias en el bosque de Luquillo y también reportó las aves como depredadores importantes (Waide 1996). Algunas especies se ubican en el tope de la red alimentaria como el Guaraguao Colirrojo, Guaraguao de Bosque y Mucarito de Puerto Rico, un depredador frecuente y significativo de lagartos y coquíes (Waide 1996). Existen otras especies de aves que actúan como agentes polinizadores cuando visitan flores y chupan el néctar (Delannoy 2005). Las aves también pueden convertirse en plagas agrícolas. Por ejemplo, en Puerto Rico durante los años 80, el ornitólogo puertorriqueño, Raúl Pérez Rivera identificó 17 especies de aves de las cuales, 9 eran introducidas y se alimentaban de la cosecha del arroz en Lajas, Gurabo y Vega Baja (Pérez Rivera 1982).

En los bosques, la diversidad de aves es influenciada por varios factores, entre ellos la fragmentación a consecuencia de agricultura y urbanismo. Cuando un bosque es fragmentado, su cobertura original es subdividida en pequeñas porciones o parcelas resultando en destrucción de hábitat (Turner et al. 2001). Esto reduce los recursos y hábitats disponibles, la oportunidad de reproducción de sus habitantes, la diversidad genética de las poblaciones y la riqueza de especies (Turner et al. 2001). La fragmentación también resulta en la proliferación de zonas de borde, que es el área limítrofe entre el bosque y los terrenos circundantes. En esta zona, se da lo que se conoce como el “efecto de borde”. En el borde, las condiciones ambientales son diferentes a las condiciones de los sistemas

adyacentes (Murcia 1995). Por ejemplo, la temperatura y velocidad del viento serán más altas mientras que la humedad será más baja en el borde que en el bosque. Estos cambios afectan las especies, aunque no todas las especies son desfavorecidas en el borde y algunas pueden subsistir porque se adaptan a estas condiciones. Por ejemplo, algunas aves parasíticas como el Toldo Lustroso, prefieren habitar el borde de los bosques (F Schaffner, comunicación personal) poniendo huevos en nidos ajenos y destruyendo los huevos ajenos. Este hábito es conocido como cleptobiosis. La fragmentación también favorece la ocurrencia de especies introducidas como los gatos, ratas, mangostas y monos, quienes depredan huevos y pichones para alimento (Joglar 2005). En consecuencia, las especies habitantes de bosques fragmentados buscarán refugio en áreas boscosas más grandes y manejadas como los bosques urbanos.

En la región del karso habitan 16 de las 17 especies de aves endémicas o nativas de Puerto Rico (Lugo et al. 2004). Estas son: el Halcón de Sierra (*Accipiter striatus venator*), Pájaro Bobo Mayor (*Saurothera vieillotii*), Cotorra Puertorriqueña (*Amazona vittata*), Mucarito de Puerto Rico (*Otus nudipes*), Guabairo Pequeño de Puerto Rico (*Caprimulgus noctitherus*), Zumbador Verde (*Anthracothonax viridis*), el Zumbadorcito (*Chorostilbon maugaeus*), Carpintero (*Melanerpes portoricensis*), Bobito (*Contopus portoricensis*), Juí (*Myiarchus antillarum*), la Paloma Sabanera (*Columba inornata*), San Pedrito de Puerto Rico (*Todus mexicanus*), Pitirre (*Tyrannus dominicensis*), Bienteveo de Puerto Rico (*Vireo latimeri*), Llorosa (*Nesospingus speculiferus*), Come Ñame (*Loxigilla portoricensis*), Reina Mora (*Spindalis portoricensis*) y la Mariquita (*Agelaius xanthomus*). Varias de estas aves están en peligro de extinción. En esta zona también se encuentran 17 especies de aves introducidas en estado silvestre (Delannoy 1997). La mayoría de estas aves introducidas se han escapado de su cautiverio y se mantienen en estado silvestre compitiendo por recursos con las aves nativas.

El objetivo de este estudio es comparar la comunidad de aves (i.e., abundancia y riqueza) entre un área de bosque y una de pasto en el bosque tropical urbano que se localiza en el Centro Ambiental Santa Ana (CASA) del Parque Julio Enrique Monagas. Como hipótesis, nos planteamos que la abundancia y riqueza de especies de aves será mayor en bosque que en pastizal y por ende la composición de especies será diferente.

METODOLOGÍA

El CASA está compuesto por un fragmento de bosque secundario de alrededor de 32 hectáreas de extensión (Fig. 1). En su periferia, existen zonas de transición dominadas por pastizales o zonas de borde, que para fines de esta investigación estaremos nombrando como área de pasto. El bosque se encuentra en la zona kárstica del norte de la Isla.

Para comparar las comunidades de aves en el bosque y en pasto, se realizó un censo de aves durante la mañana del 17 de junio de 2008. El censo siguió las directrices del protocolo 'Point Counts' (www.ecoplexity.org). Se establecieron tres puntos de conteo en zonas de bosque y en zonas de pastos (Fig. 1). En cada área se estableció un radio de 30 m, y dentro del área se observaba y se escuchaban las aves durante un periodo de 10 minutos. Se anotó la cantidad de individuos avistados por especies. Para analizar los datos, se realizó una prueba T para determinar diferencias significativas en abundancia y riqueza de aves entre bosque y pastizal. Cada especie fue clasificada como especie introducida, nativa o endémica.

Para construir los modelos cualitativos conceptuales se siguieron las instrucciones sobre cómo crearlos encontradas en http://www.ecoplexity.org/model_howto. Los símbolos

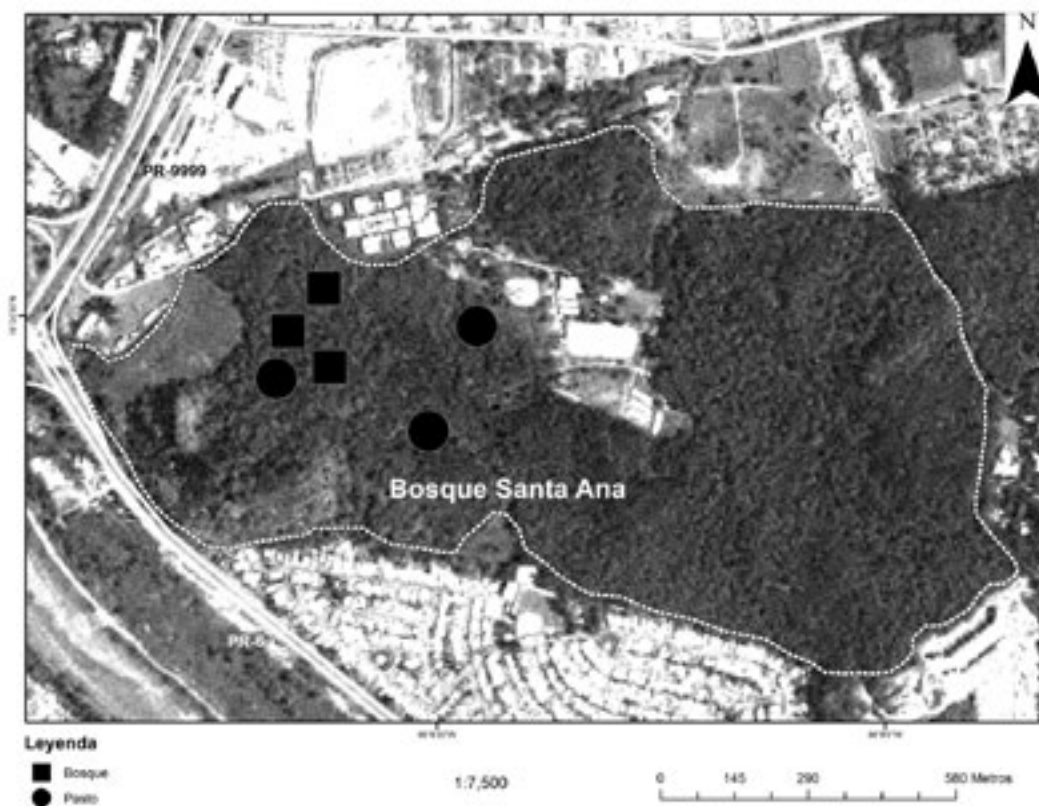


FIGURA 1. Ubicación de los sitios de muestreo en el Centro Ambiental Santa Ana del Parque Julio Enrique Monagas, Bayamón, Puerto Rico.

utilizados fueron: flecha para representar interacciones (flujo de energía/materia), triángulos para representar factores abióticos y círculos para representar factores bióticos.

RESULTADOS

Censos de aves

Durante el censo, se observaron 49 individuos de aves en el área de bosque y 32 en el área de pasto, agrupadas en 18 especies (Tabla 1). Tanto la abundancia ($t = -1.12$, $df=4$, $p=0.324$) como la riqueza ($t = 0.392$, $df=2$, $p=0.733$) fueron similares entre ambos hábitats (Tabla 1). Sin embargo, en el área de bosque se observó una tendencia a la dominancia de la especie Paloma Cabeciblanca (Fig. 2) mientras que en el pasto encontramos una mayor equidad de abundancias. Al comparar las dos curvas vemos que en el bosque 46% de las especies tienen una abundancia menor a 3 individuos, mientras que en el pasto este porcentaje asciende a 75%.

En el avistamiento se encontraron 18 especies de aves, 12 en pasto y 13 en bosque (Fig. 2). De las 18 especies, 7 fueron comunes a ambos hábitats, mientras que 5 especies fueron únicas a pasto y 6 únicas a bosque. La Reinita Mariposera es una especie endémica que fue común a ambos hábitats. Dentro de las especies únicas a pasto, encontramos la

Reina Mora (endémica) y el Perico Aliamarillo (introducido), mientras que dentro de las especies únicas al bosque encontramos el Juí y la Paloma Cabeciblanca, ambos endémicos de Puerto Rico.

En el avistamiento realizado en CASA podemos señalar que la especie más abundante en el bosque fue la Paloma Aliblanca, siguiéndola la Reinita Mariposera y la Paloma Sabanera (Tabla 2 y Fig. 2) La Paloma Sabanera podría ser el primer reporte de esta especie en la zona ya que es una especie en peligro de extinción con una distribución limitada a la zona montañosa de Puerto Rico. En el pasto, la especie más abundante fue el Pitirre seguido de la Reinita Común y la Reinita Mariposera. En general, en el pasto encontramos mayor número de especies que en el bosque. Esto es evidente en las curvas de abundancia de aves en cada uno de los sitios de observación. La figura 3 muestra que en ambos lugares existe una dominancia por una especie y una riqueza similar en las especies menos comunes.

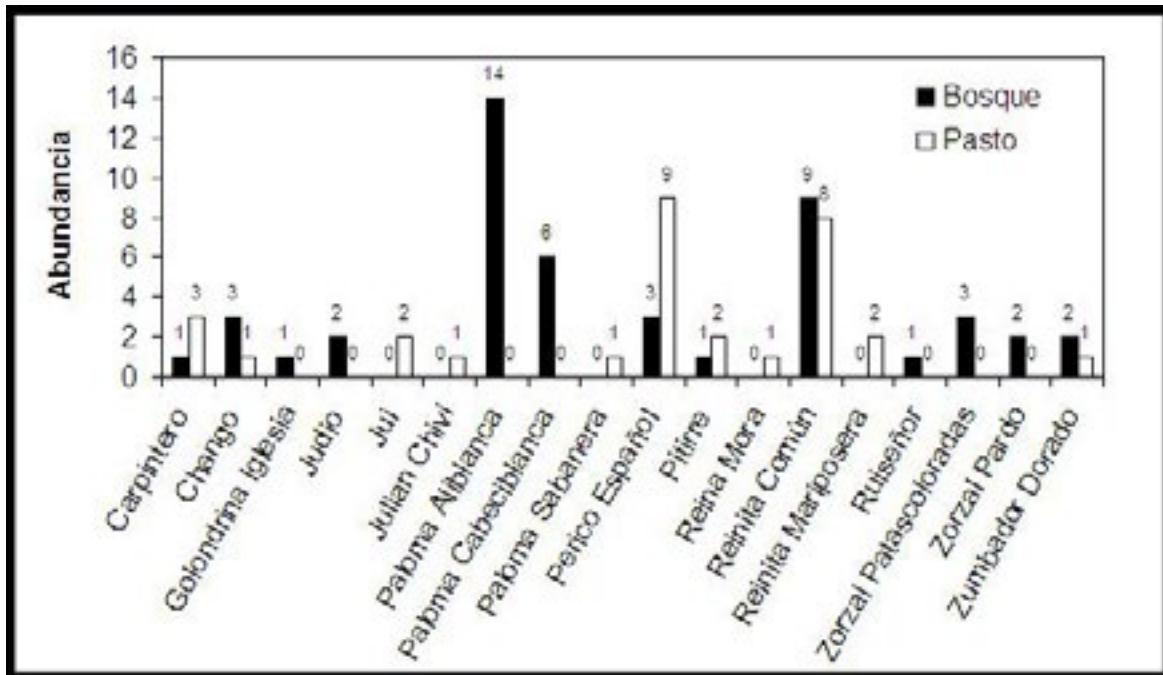
Modelos cualitativos conceptuales

Se realizaron dos modelos cualitativos conceptuales uno antes del taller y otro luego del taller. Antes del taller (Fig. 4a) y basados en preconcepciones de la ecología de las aves en

TABLA 1. Número total de individuos observados en bosque y pasto en el Centro Ambiental Santa Ana, clasificados según pertenecieron a especies introducidas, nativas o endémicas.

| | Bosque | Pasto |
|---------------------------------|--------|-------|
| Abundancia total | 49 | 32 |
| Riqueza total | 13 | 12 |
| Número de especies introducidas | 0 | 1 |
| Número de especies nativas | 9 | 8 |
| Número de especies endémicas | 4 | 3 |

FIGURA 2. Abundancia de aves para el área pasto y bosque en el Centro Ambiental Santa Ana.



el lugar identificamos cuatro especies de aves (Come Ñame, Zumbador Verde y Dorado, Reinita Común), tres tipos de árboles como recurso alimenticio (árboles frutales, árboles de corola corta y de corola larga) y se identificaba el agua como único factor biótico. Se plantearon seis interacciones, como por ejemplo la flecha que conecta agua con árboles frutales representa la toma de agua a través de las raíces.

Durante esta investigación reportamos para el bosque Santa Ana 80 individuos de aves que representan 18 especies, 7 comunes a bosque y pasto, 6 únicas a bosque y 5 únicas a pasto. En el segundo modelo realizado después del taller, la percepción del ecosistema cambió porque se proponen 17 especies de aves y 4 grupos de organismos no aves, 5 factores abióticos y un tipo de árbol como recurso alimenticio, otros organismos como recurso alimenticio, además se plantearon 80 interacciones (Fig. 4b). También, en el primer modelo se esperaba encontrar el Come Ñame y el Zumbador Verde (pero estas especies no fueron avistadas). Además suponíamos que las aves se alimentan

de productos derivados de la vegetación pero se encontró que existen otros recursos alimenticios, y la influencia de factores abióticos, además del agua, se reconoció para otros cinco factores en el segundo modelo.

Los componentes bióticos del segundo modelo son la Tórtola Aliblanca, la Paloma Sabanera y el Perico Alamarillo. Además, se identificó a la Reina Mora que se alimenta de bayas y frutas siendo así especialista. Estos hábitos alimentarios contrastan con las de otras especies generalistas como el Chango, el Judío, el Juí, el Julián Chiví, la Paloma Cabaciblanca, la Reinita Común, la Reinita Mariposera, el Zorzal de Patas Coloradas, el Zorzal Pardo, el Carpintero de Puerto Rico y el Zumbador Dorado que se alimentan de frutas, bayas, lagartijos, ranas, cangrejos, huevos de aves pequeñas y caracoles.

En CASA podemos encontrar un grupo de aves generalistas y especialistas que se alimentan de árboles frutales de corona corta y larga entre otros recursos. Las interacciones entre ellos

TABLA 2. Abundancia detallada de la avifauna avistada en CASA. En superíndice se indican las especies introducidas con un punto (*) y las especies endémicas con un asterisco (*). Las especies nativas carecen de símbolo.

| Nombre Científico | Nombre Común | Grupo Trófico | Bosque | Pasto |
|-----------------------------------|---------------------------|--|--------|-------|
| <i>Dendroica adalaidae</i> * | Reinita Mariposera | Insectos, arañas, ranas pequeñas ocasionalmente | 9 | 8 |
| <i>Tyrannus dominicensis</i> | Pitirre | Insectos, lagartijos | 3 | 9 |
| <i>Progne dominicensis</i> | Golondrina Inglesa | Insecto, arañas | 3 | 1 |
| <i>Melanerpes portoricensis</i> * | Carpintero de Puerto Rico | Frutas, bayas, insectos, ranas, escorpiones, lagartijos | 3 | 1 |
| <i>Anthracothonax dominicus</i> | Zumbador Dorado | Insectos, arañas y néctar de flores | 2 | 1 |
| <i>Quiscalus niger</i> | Chango | Granos, frutos, insectos, reptiles pequeños | 1 | 3 |
| <i>Coereba flaveola</i> | Reinita Común | Nectar, frutas, insectos y arañas | 1 | 2 |
| <i>Columba leucocephala</i> * | Paloma Cabeciblanca | Pequeñas frutas, granos y caracoles | 14 | 0 |
| <i>Columbia inornata</i> | Paloma Sabanera | Frutas, bayas, flores, capuyos | 6 | 0 |
| <i>Margarops fuscatus</i> | Zorzal Pardo | Frutas, bayas, a veces huevos de ave, lagartijos, ranas, cangrejos | 3 | 0 |
| <i>Myiarchus antillarum</i> * | Juí | Insectos, frutas, ocasionalmente caracoles, lagartijos y ranas | 2 | 0 |
| <i>Crotophaga ani</i> | Judío | Insectos, lagartijos, bayas, huevos de otras aves | 1 | 0 |

TABLA 2. Abundancia detallada de la avifauna avistada en CASA. En superíndice se indican las especies introducidas con un punto (*) y las especies endémicas con un asterisco (*). Las especies nativas carecen de símbolo (continuación).

| Nombre Científico | Nombre Común | Grupo Trófico | Bosque | Pasto |
|---------------------------------|-------------------------|---|--------|-------|
| <i>Turdus plumbeus</i> | Zorzal Patacoloradas | Frutas, insectos, lagartijos, a veces ranas y huevos de ave | 1 | 0 |
| <i>Vireo altiloquous</i> | Julían Chiví | Insectos, frutas y bayas | 0 | 2 |
| <i>Mimus poliglottos</i> | Ruiseñor | Bayas, semillas, arañas e insectos | 0 | 2 |
| <i>Zenaida asiatica</i> | Tortola Aliblanca | Semillas y frutas | 0 | 1 |
| <i>Brotogeris versicolor*</i> | Perico Aliamarillo | Frutas y semillas | 0 | 1 |
| <i>Spindalis portoricensis*</i> | Reina Mora | Bayas y frutas | 0 | 1 |

son variadas, por ejemplo el zumbador dorado se alimenta de árboles de corona larga y es nectarívoro. El zumbador verde es especialista y se alimenta de árboles de corona corta (que no se observó en CASA) que a su vez es el medio de alimentación de la Reinita Común que también se puede alimentar de insectos. Otra relación que podemos señalar es la del Zorzal Pardo que es generalista y se alimenta de árboles frutales, lagartijos y coquíes. Estas dos aves son frugívoras (comen fruta) lo que podría perjudicar la producción de semillas y afectaría a las aves del lugar porque aumentaría la competencia entre las aves especialistas que no tendrían disponible su fuente de alimentación. En el caso de las aves generalistas aumentaría la competencia y podría disminuir la población de insectos, coquíes y anolis. Toda la vegetación del bosque necesita que el suelo tenga agua suficiente pero no en exceso. En el segundo modelo hay una mayor diversidad de aves de la que se pensaba existían antes de la investigación y hay más interacciones lo que sugiere que posiblemente los hábitos alimenticios de las aves varían disminuyendo así la competencia entre ellas por alimento en el ecosistema.

DISCUSIÓN

El efecto de borde no provocó cambios en la diversidad de aves entre el pasto y el bosque ya que se avistaron aproximadamente el mismo número de especies en ambos lugares (Tabla 1). Sin embargo se observó una tendencia a la dominancia de una especie en el área de bosque (Paloma Cabeciblanca) (Fig. 2) que podría ser el reflejo del efecto de borde. Debido a los usos históricos que se han documentado en CASA (base militar y de finca agrícola) es claro que el bosque presente hoy en día es uno alterado.

Los usos urbanos circundantes al bosque lo convierten en un refugio valioso de vida silvestre, incluyendo aves, debido a la abundancia de alimentos y de refugios en zonas de transición o zonas perturbadas.

FIGURA 3. Curvas de abundancia de aves para las áreas de pasto y de bosque en el Centro Ambiental Santa Ana.

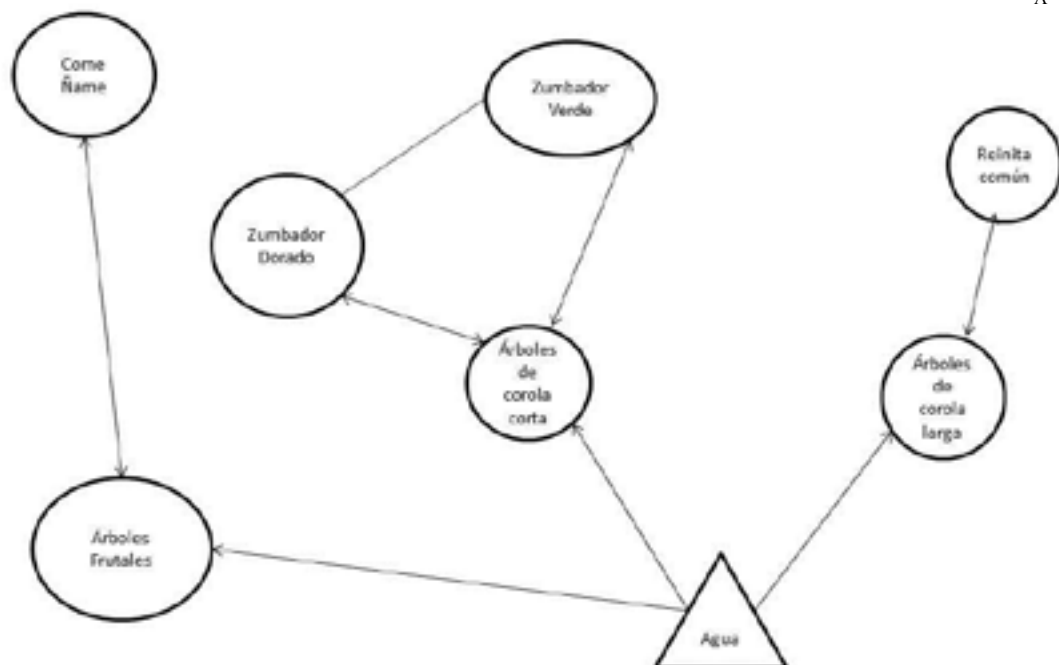
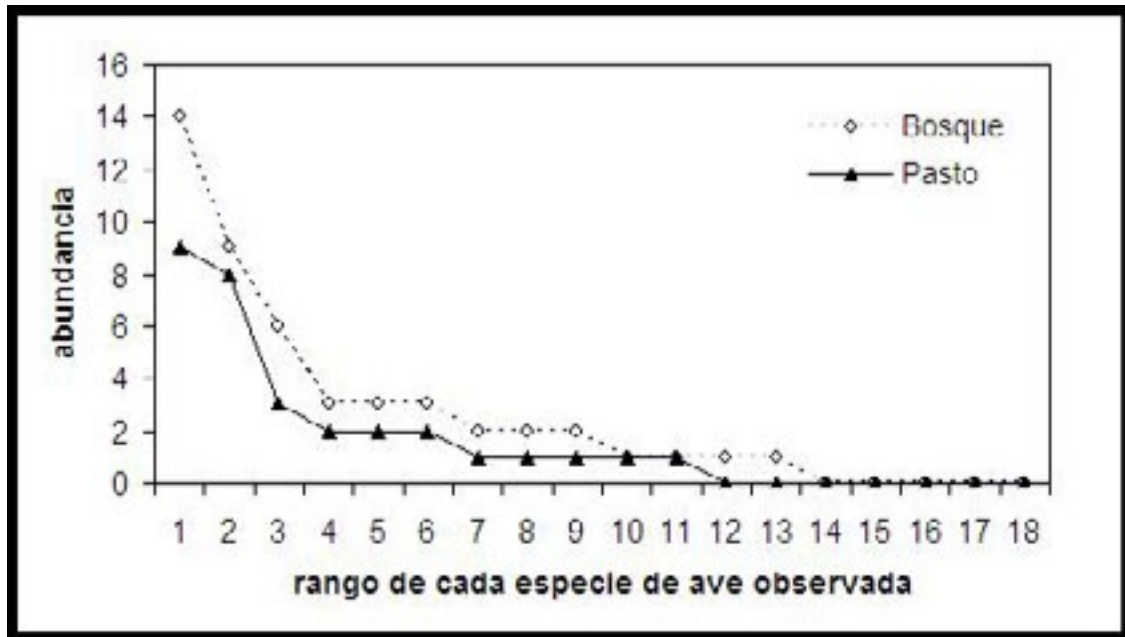
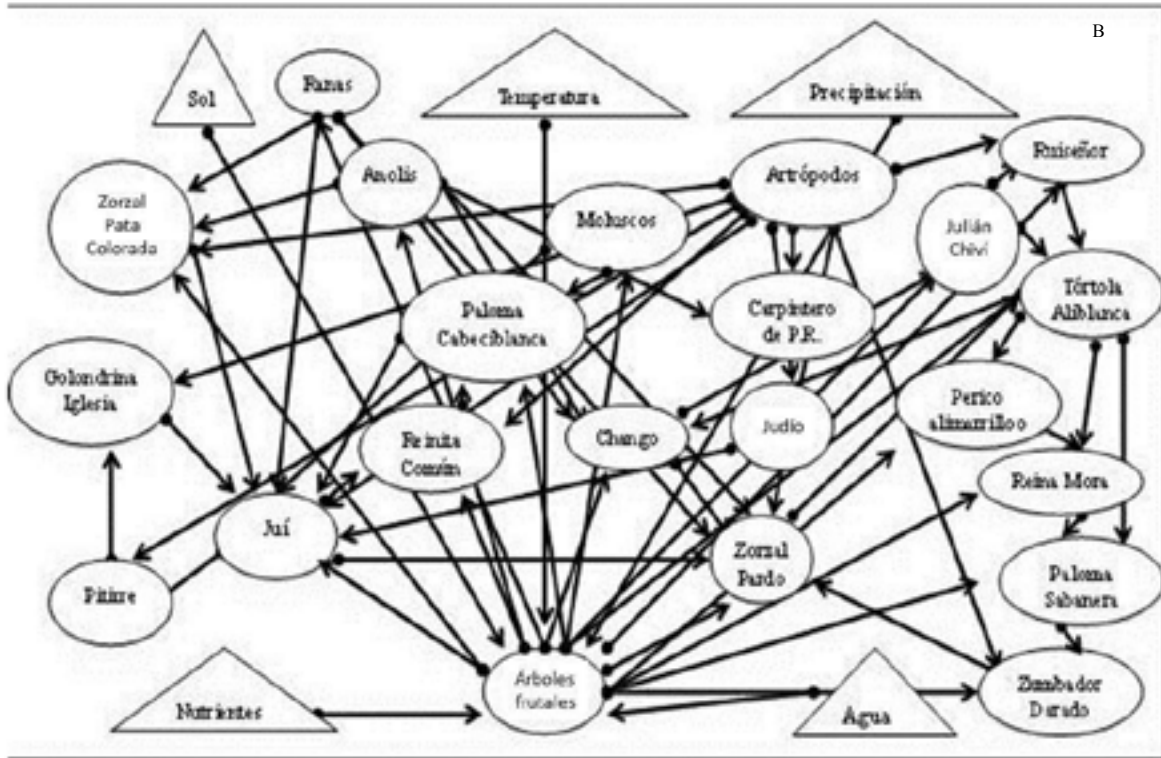


Figura 4. Modelos conceptuales planteados antes (a) y después (b) del taller. Los factores bióticos se representan con círculos, los factores abióticos se representan con triángulos, y las interacciones (flujo de energía/materia) con flechas.

Figura 4. Modelos conceptuales planteados antes (a) y después (b) del taller. Los factores bióticos se representan con círculos, los factores abióticos se representan con triángulos, y las interacciones (flujo de energía/materia) con flechas.



El rol ecológico de las aves en los bosques urbanos

Los hábitos alimentarios de las aves se definen como especialistas cuando están restringidos a un recurso en específico, es decir solo comen un tipo de alimento. Las aves son generalistas cuando su dieta no está restringida y comen todo lo que encuentran. Tanto las aves especialistas como las generalistas tienen una función diferente en los ecosistemas. En el sitio de estudio se observó tanto aves generalistas como especialistas con funciones ecológicas específicas dentro del ecosistema del bosque tropical urbano.

En un ecosistema existe una interacción entre los organismos y su medio entorno. Los factores abióticos son agentes importantes que regulan la dinámica poblacional de las aves del

Bosque Santa Ana ya que si hay exceso de agua o sequía, las plantas reducen su capacidad de crecimiento y los organismos en el bosque se ven afectados por la falta de alimento. Como consecuencia se reducirían sus poblaciones y se pierden la oportunidad de reproducirse.

En este estudio de aves en CASA, podemos concluir que la riqueza y abundancia de aves en el bosque tropical urbano de Santa Ana es similar entre el pastizal y el bosque tropical urbano. Sin embargo su composición de especies fue diferente, ya que en bosques el 46% de las especies fue único mientras que en pastos el 42% fue único. En este estudio, las zonas de pasto eran pequeñas y se encontraban como parches en el borde del bosque causando que la abundancia y la riqueza fueran similares. Aun así, estos datos sugieren que algunas especies usan exclusivamente pastos y otras

exclusivamente bosques. En el pasto observamos 13 especies, de las cuales 11 son dominantes en zonas urbanas y dos de ellas, que son aves endémicas, son únicas de la zona de bosque tropical urbano. De las 11, siete son frecuentes en el bosque tropical urbano. Encontramos un mayor número de especies endémicas, limitadas a la zona de bosque, posiblemente debido a la disponibilidad de recursos que este brinda para alimento y refugio. Entre las especies únicas de bosque se hallaron la Paloma Sabanera, el Juí de Puerto Rico que habita a través de la zona boscosa de la Isla. Aunque la abundancia y riqueza de especies son similares, la identidad de especies entre estas zonas de estudio es diferente.

Las aves y la conservación de los bosques urbanos

La avifauna de Puerto Rico cuenta con 320 especies de aves con 19 endémicas (Delannoy 2005) de las cuales se encontraron cuatro en la zona de CASA. En particular, una de estas especies, la Paloma Sabanera está en peligro de extinción. En Puerto Rico las aves introducidas totalizan 43 especies debido a la introducción natural o deliberada (Delannoy 2005). Como ejemplo, en CASA se encontró el Perico Alamarillo. La destrucción de hábitat como pastos silvestres y bosques en Puerto Rico ha reducido las poblaciones de aves, hasta ponerlas en peligro de extinción. Existen otras causas que amenazan nuestras aves residentes como por ejemplo las que están severamente parasitadas por el Toldo Lustroso. Actualmente la Mariquita, que es una de nuestras aves endémicas, está en peligro de extinción debido en gran medida al parasitismo del Toldo Lustroso. Si comparamos esto con los resultados se puede señalar que en CASA las aves encontradas en bosque y pasto se componen de especies nativas e introducidas, que incluyen endémicas y amenazadas de extinción. En CASA, la fuente de aves introducidas debe ser la zona urbana circundante donde residentes las mantienen en cautiverio hasta que se escapan.

El fenómeno de las especies exóticas en estado silvestre es común a lo largo de Puerto Rico. Según Delannoy (1997), 17 especies de aves introducidas hoy se encuentran en estado silvestre compitiendo con las especies de aves nativas.

CONCLUSIONES

Independientemente de su origen, las aves necesitan de zonas de bosques para sobrevivir. Igualmente, la vegetación de los bosques necesita de las aves para lograr expandir su rango y completar su ciclo de vida. Entender la complejidad de estas interacciones es vital para poder conservar los ecosistemas tropicales ante la amenaza que representa la expansión urbana. Solo así podremos preservar la biodiversidad tropical y asegurar los servicios ecológicos que nos brindan a los seres humanos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es parte del Proyecto de PR-TEC (Puerto Rico Teaching Ecosystem Complexity Through Field Science Inquiry) subvencionado por la Fundación Nacional de Ciencias (ESI 554379) y administrado por ALACiMa, Universidad de Puerto Rico, Recinto de Río Piedras con la colaboración del Centro Ambiental Santa Ana y el Servicio Forestal Federal. Agradezco a Marixa Rodríguez y Emilo Font-Nicole por su participación durante la colecta de datos. También agradezco la colaboración de Dr. Jorge Ortiz, Dra. María Fernanda Barberena-Arias y Deysy López por revisar versiones preliminares de este artículo.

LITERATURA CITADA

- Delannoy, C. A. 1997. Status of the Broad-winged Hawk and Sharp-shinned Hawk in Puerto Rico. *Caribbean Journal of Science* 33:21-33.
- Delannoy, C. A. 2005. Aves. Páginas 191-237 en R. Jøglar, editor. *Biodiversidad de Puerto Rico vertebrados terrestres y ecosistemas*. Serie

- de Historia Natural, Editorial del Instituto de Cultura, San Juan, Puerto Rico, USA.
- Joglar, R. 2005. Biodiversidad de Puerto Rico vertebrados terrestres y ecosistemas. Serie de Historia Natural, Editorial del Instituto de Cultura, San Juan, Puerto Rico, USA.
- López-Barrera, F. 2004. Estructura y función de los bordes de bosques. *Ecosistemas* 13(1):67-77.
- Lugo, A. E., L. Miranda Castro, A. Vale, T. M. López, E. Hernandez Prieto et al. 2004. El karso de Puerto Rico – un recurso vital. USDA FS Traducción del Informe Técnico General WO-65.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *TREE* 10(2):58-62.
- Oberle, M. 2003. Puerto Rico's birds in photographs: a complete guide and CD-ROM including the Virgin Islands. Editorial Humanitas, Seattle, Washington, USA.
- Pérez Rivera, R. 1982. Birds depredating on rice fields in Puerto Rico. *Journal of Agriculture of the University of Puerto Rico* 66(2):150-151.
- Raffaele, H. 2003. Birds of the West Indies. D & N Publishing, Hungerford, Wiltshire, UK
- Turner, M. G., R. H. Gradner, R. V. O'Neill. 2001. Landscape ecology in theory and practice. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Waide, R. B. 1996. Birds. Páginas 365-398 en D.P. Reagan and R.B. Waide, editores. The food web of a tropical rain forest. The University Chicago Press, Chicago.

DIVERSIDAD DE MURCIÉLAGOS EN EL BOSQUE TROPICAL URBANO SANTA ANA: UNA PERSPECTIVA DESDE LA TEORÍA DE BIOGEOGRAFÍA DE ISLAS

Wilmer O. Rivera-De Jesús^{1}*

e

Ivelisse Torres-Quintana²

¹Escuela Superior Especializada en Ciencias y Matemáticas University Gardens, San Juan, PR,
PO Box 2586, Arecibo, Puerto Rico 00613

²Escuela Superior Papa Juan XXIII, Bayamón, PR

*Autor contacto: wilmer777@gmail.com

RESUMEN

Los murciélagos son un componente importante en las cadenas tróficas dentro de los ecosistemas forestales. Su importancia radica en los distintos roles ecológicos que estos organismos pueden tener, lo cual brinda estabilidad a los distintos procesos que ocurren en bosques tropicales. Este estudio busca establecer una comparación entre la diversidad de murciélagos en el bosque tropical urbano Santa Ana con la diversidad de murciélagos reportada en distintas áreas de Puerto Rico y el Caribe. Esta comparación se analizó a la luz de la teoría de biogeografía de islas, ya que es una teoría práctica para entender los patrones de diversidad en sistemas naturales y en aquellos que se encuentran en áreas urbanas. Para la captura e identificación de las especies se utilizó un (ANABAT-SD2) y redes de niebla empleando el método de captura y observación. Se establecieron comparaciones entre los datos de riqueza de especies encontrados en el bosque de Santa Ana, con estudios y censos desarrollados en distintas áreas de Puerto Rico y el Caribe. Los resultados demostraron una disminución significativa en el número de especies de murciélagos en el bosque de Santa Ana, mientras que en zonas con una mayor área territorial y más cercana a zonas continentales el número de especies de murciélagos aumenta significativamente.

ABSTRACT

Bats are an important component of the food webs of forest ecosystems. Their importance lies in the different ecological roles that these organisms play, providing stability to the various processes occurring in tropical forests. This study seeks to establish a comparison between the diversity of bats in the Santa Ana urban forest and the bat diversity reported in different areas of Puerto Rico and the Caribbean. This comparison is discussed in the context of the theory of island biogeography which provides a framework for understanding patterns of diversity as a function of habitat size and level of geographical isolation. For two nights, bats were captured with mist nets or identified with an ecosounder (ANABAT-SD2) at the Santa Ana Forest in Bayamón, Puerto Rico.

Species richness data from Santa Ana were compared with published data available for other locations in Puerto Rico and the Caribbean. As the theory of island biogeography predicted, the results showed a significant decrease in the number of bat species with respect to forest size. The proximity of large forests to the study area seems to also play an important role in explaining differences in species richness.

INTRODUCCIÓN

La diversidad de especies de murciélagos en un área en particular puede ser explicada mediante la teoría de biogeografía de islas (MacArthur y Wilson 1963; 1967). La teoría de biogeografía de islas establece que áreas con condiciones similares y más cercanas a continentes, donde hay un mayor banco genético y con gran diversidad de hábitat, poseen una mayor diversidad de especies en comparación con áreas más pequeñas y lejanas a zonas continentales (Whitehead y Jones 1969). En el Caribe, se ha encontrado que islas de mayor tamaño y cercanas a zonas continentales poseen una mayor diversidad de especies de murciélagos en comparación a islas pequeñas y más distantes a continentes (Gannon et al. 2005; Rodríguez-Durán y Kunz 2001; Genoways et al. 1998).

Bajo este enfoque, la teoría de biogeografía de islas, puede ser utilizada para explicar cambios en patrones de biodiversidad en sistemas naturales urbanos al considerar los mismos como áreas fragmentadas, constituidos de parchos aislados dentro de una matriz urbana (Faeth et al. 2011). Estos parchos a su vez varían en el nivel de aislamiento y en el tamaño del parcho. Bajo el enfoque de biogeografía, aplicado a sistemas naturales urbanos, se puede predecir que la riqueza de especies en fragmentos aislados dependerá del tamaño del parcho y de su distancia a bancos naturales de recursos (Niemela 1999; Faeth et al. 2011). Santa Ana es un ecosistema forestal

urbano que se encuentra aislado de otras áreas naturales producto de las barreras urbanas y de la fragmentación generada sobre este bosque. En este sentido, la teoría de biogeografía de islas, podría ser fundamental para explicar los patrones de diversidad y riqueza de especies en grupos de organismos importantes, como lo son los murciélagos.

Los murciélagos son considerados como elementos esenciales en el funcionamiento de ecosistemas terrestres. Los mismos pueden servir como controles biológicos al consumir diversos insectos (Henson et al. 1987). Por otro lado los murciélagos que se alimentan de frutas y néctar son considerados como importantes polinizadores y dispersores de semillas, lo cual es esencial para la recuperación de los bosques y la producción agrícola (Willig et al. 1996). En Puerto Rico, existen 13 especies de murciélagos de las cerca de 1,200 especies que se encuentran en el mundo (Rodríguez-Durán 2005). Estas especies, reportadas en Puerto Rico, se alimentan principalmente de insectos, frutas, néctar, hojas y peces. Los mismos se encuentran distribuidos en toda la isla, aunque prefieren la zona del karso para su alimentación y albergue (Rodríguez-Durán 2005).

El objetivo de este estudio es explicar la diversidad de murciélagos encontrada en el bosque tropical urbano Santa Ana, a la luz de la teoría de biogeografía de islas, como base para entender los patrones de diversidad y de riqueza de especies de murciélagos en ecosistemas urbanos y los posibles factores que pueden determinar el número de especies de murciélagos que se puede encontrar en una zona en particular. Nuestra hipótesis establece que mientras menor sea el tamaño de un bosque y mayor sea la distancia del mismo a zonas de bosque continuo y de gran tamaño, menor será la riqueza y diversidad de especies de murciélagos que se pueden encontrar. Por lo tanto, producto del nivel de aislamiento y de fragmentación en el bosque urbano Santa Ana esperamos encontrar

una baja riqueza y diversidad de especies de murciélagos en comparación con otras áreas naturales en Puerto Rico e Islas del Caribe.

METODOLOGÍA

El bosque Santa Ana se encuentra localizado entre los municipios de Bayamón y Guaynabo en la zona metropolitana de San Juan. El artículo de Rodríguez y Nieves en este ejemplar describe en detalle el bosque Santa Ana. El área de estudio seleccionada se ubica en una zona de borde o de transición, continua al bosque descrito en la figura 1. Las barreras urbanas circundantes al bosque hacen que el mismo se encuentre aislado de grandes extensiones de bosque o posibles corredores biológicos y

de importantes sistemas de cuevas, los cuales sirven de hábitat para las diversas especies de murciélagos (Rodríguez-Durán 1998). Para el muestreo y recopilación de datos se utilizó el método de captura y observación (Kunz 1988). Para esto se colocaron redes de niebla de 39m de largo x 2.5m de alto por un período de 2 horas entre 7pm a 9pm. Los muestreos fueron desarrollados durante los meses de junio 2008 y abril 2009. Durante este periodo se realizaron observaciones visuales y auditivas para identificar cualquier individuo que pudiera estar presente en el área de estudio. Una vez los murciélagos son capturados en las redes de niebla, los mismos se identificaron morfológicamente por especie resaltando aspectos sobre el sexo, tamaño corporal y extensión del ala (Gannon et



FIGURA 1. Imagen aérea mostrando el lugar de estudio dentro del bosque tropical urbano Santa Ana.

al. 2005). Como parte del muestreo se integró un sistema de teledetección de murciélagos, ANABAT-modelo SD2, el cual es un instrumento especializado que graba los sonidos emitidos por estos organismos. Este sistema recibe y graba ondas en un rango de frecuencia de entre 4kHz a 200kHz. Este sistema en conjunto con un PDA de mano o una PC permiten un monitoreo activo ya que los sonidos de los murciélagos que son capturados y grabados por el ANABAT se pueden visualizar en sonogramas acústicos en tiempo real. Estos sonidos permiten identificar la especie, la actividad de la misma y la ubicación del individuo según la frecuencia del sonido emitido.

Para evaluar el tamaño geográfico del bosque tropical urbano Santa Ana, se analizaron imágenes de satélite provistas por el programado Google Earth con las que se estimó el área del bosque y la distancia del mismo a otras zonas de bosque continuo y de mayor tamaño. Los datos de riqueza y diversidad de especies obtenidos en el bosque tropical urbano Santa Ana fueron comparados con datos similares obtenidos de investigaciones realizadas en distintas islas del Caribe y censos realizados en distintas localidades en Puerto Rico. Para esto se hizo una revisión literaria de las cuales se obtuvieron datos provistos por Rodríguez-Durán y Padilla Rodríguez (2010), Gannon et al. (2005) y Rodríguez-Durán y Kunz (2001). Estos datos juntos a los encontrados en Santa Ana fueron transformados a escala logarítmica y relacionados mediante regresión lineal tomando en cuenta el tamaño de la isla o zona de interés y la riqueza de especies siguiendo el enfoque de la teoría de biogeografía de islas.

Para conceptualizar las posibles funciones e interacciones biológicas que poseen las especies de murciélagos encontradas en Santa Ana, se desarrollaron modelos conceptuales cualitativos para presentar nuestras percepciones de dichas interacciones antes y después de realizado el estudio. El artículo de Dresner, en este

ejemplar, describe esta técnica en detalle. El objetivo de estos modelos fue plasmar las posibles interacciones ecológicas que poseen estos organismos dentro del ecosistema del bosque tropical urbano Santa Ana.

RESULTADOS

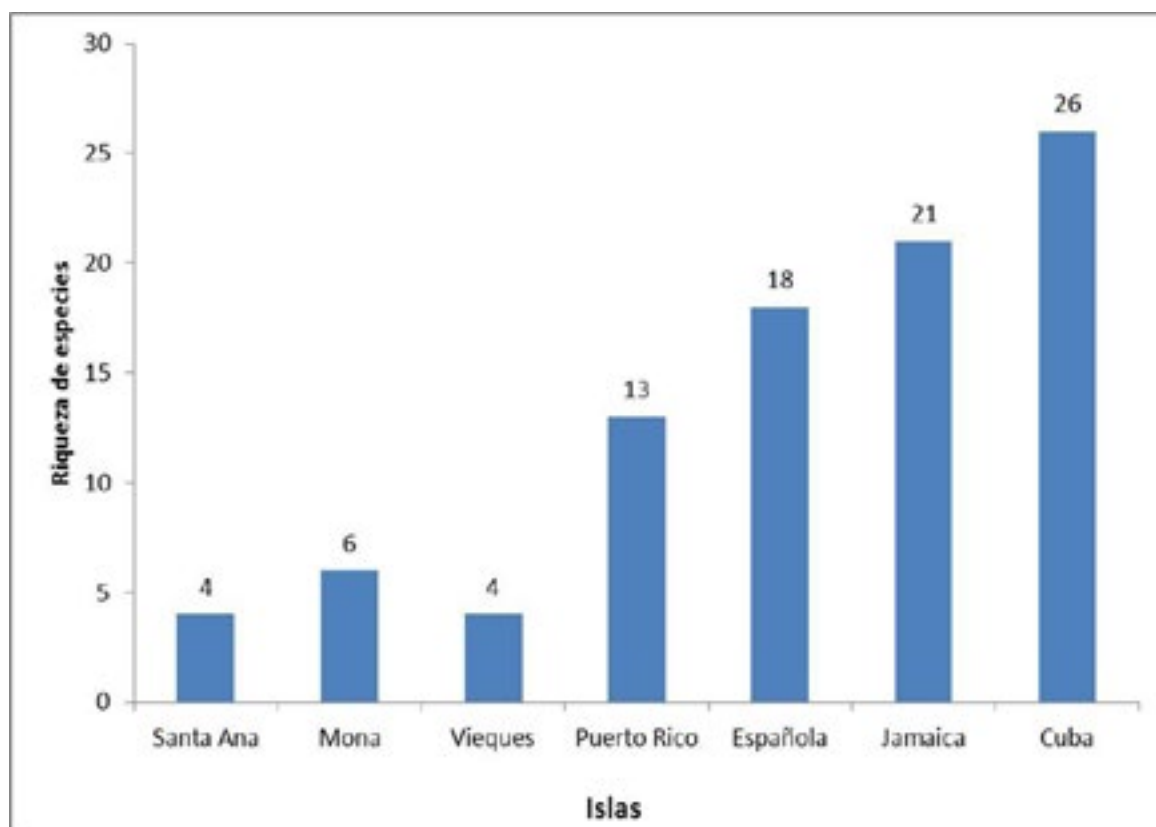
Bajo la teoría de biogeografía de islas, Santa Ana se puede percibir como una pequeña isla dentro de un mar de estructuras urbanas. La distancia de este bosque a una de las zonas más próxima de bosque continuo y de mayor tamaño se pudo estimar en 14.5 km lo cual demuestra lo aislado que se encuentra Santa Ana a zonas de vegetación más extensas y de posibles corredores ecológicos. La tabla 1 expone las especies de murciélagos que pudieron ser identificadas en el bosque tropical urbano Santa Ana durante los periodos de muestreo. Se lograron capturar seis individuos pertenecientes a cuatro especies de murciélagos. Al relacionar la riqueza de especies con el tamaño del bosque Santa Ana y otras áreas en Puerto Rico y el Caribe, las figuras 2 y 3 demuestran la relación entre el número de especies de murciélagos en función del tamaño de dichas zonas expresado en km². La regresión lineal ($R^2=0.858$) presenta que el número de especies de murciélagos va aumentando significativamente desde Santa Ana, con cuatro especies registradas, hacia Cuba, la cual representa la zona del Caribe de mayor tamaño, con un total de 26 especies de murciélagos (Fig. 2). Es importante destacar que estos datos de riqueza de especies dependen directamente de los esfuerzos de captura los cuales pueden variar sustancialmente entre áreas de estudio y para el momento en que estos estudios son desarrollados (Rodríguez-Durán y Otero 2011).

En términos de los modelos conceptuales sobre las interacciones de estos organismos en el bosque Santa Ana, en la figura 4a, se puede apreciar cómo antes de iniciar el estudio el modelo solo contempla 3 posibles especies de

TABLA 1. Especies de murciélagos identificados en el Bosque Tropical Urbano Santa Ana durante los periodos de muestreo.

| Área | Hora | Fecha | Técnica de Muestreo | Especie | Abundancia |
|----------|--------|------------|---------------------|-----------------------------|------------|
| Bosque | 8:00pm | 17/06/2008 | Observación | <i>Noctilio leporinus</i> | 2 |
| Bosque | 8:20pm | 17/06/2008 | Red de niebla | <i>Artibeus jamaicensis</i> | 1 |
| Bosque | 8:34pm | 17/06/2008 | Red de niebla | <i>Artibeus jamaicensis</i> | 1 |
| Pastizal | 7:40pm | 17/06/2008 | Observación | <i>Noctilio leporinus</i> | 1 |
| Bosque | 7:00pm | 25/04/2009 | ANABAT | <i>Noctilio leporinus</i> | ND |
| Bosque | 7:15pm | 25/04/2009 | ANABAT | <i>Molossus molossus</i> | ND |
| Bosque | 7:38pm | 25/04/2009 | ANABAT | <i>Eptesicus fuscus</i> | ND |
| Bosque | 7:54pm | 25/04/2009 | Red de niebla | <i>Artibeus jamaicensis</i> | 1 |

Total de especies = 4; Total de individuos capturados = 6; ND = No se puede determinar.

**FIGURA 2.** Riqueza de especies de murciélagos en función del área en (km²) del bosque tropical urbano Santa Ana y otras zonas en Puerto Rico y el Caribe. Datos obtenidos de Gannon et al. (2005) y Rodríguez Durán y Kunz (2001).

murciélagos, 3 grupos de organismos con los cuales estas especies de murciélagos pueden interactuar, 9 posibles interacciones de estos organismos con los demás componentes bióticos del sistema y ningún factor abiótico como elemento importante dentro de estas interacciones. Una vez desarrollado el estudio, el modelo conceptual aumenta las interacciones de los murciélagos con otros componentes bióticos, al añadirse otro grupo de organismos como parte del sistema. El modelo ahora presenta 7 organismos totales y expresa 14 interacciones entre las especies de murciélagos con los demás componentes bióticos del sistema (Fig. 4b). También, en este modelo se expone un factor abiótico determinante dentro de las interacciones que se desarrollan entre estos organismos.

DISCUSIÓN

Según los resultados podemos establecer que la teoría de biogeografía de islas puede explicar la diversidad de especies de murciélagos que fue observada en el bosque tropical urbano Santa Ana (Tabla 1). Nuestros datos concuerdan con el hecho de que mientras mayor es el tamaño de la isla o zona de bosque, el número de especies, en este caso de murciélagos, incrementa significativamente. Al comparar nuestros datos sobre riqueza de especies con los datos reportados en diversas áreas de Puerto Rico e islas del Caribe se puede observar que la riqueza de especies de murciélagos aumenta a medida que nos acercamos a Cuba (Figs. 2 y 3). Tomando en cuenta que los esfuerzos de captura pueden variar según la zona de interés, los datos aquí reportados resaltan dos factores importantes que se establecen bajo la teoría de biogeografía de islas: el tamaño de la isla y la distancia de la misma a zonas continentales de mayor tamaño. Esto demuestra que lugares que poseen un mayor tamaño y a su vez, cercanas a zonas de gran extensión, ofrecen una mayor disponibilidad de recursos y nichos que promueven la colonización y el establecimiento

de una mayor diversidad de especies de organismos (Whittaker 1998). Bajo esta perspectiva, Santa Ana se representa como una isla de poco tamaño la cual posee un aislamiento bien marcado al encontrarse dentro de un “mar” de estructuras urbanas que afectan el que la misma pueda estar conectada a zonas de bosque continuo y de mayor tamaño. De esta forma la zona de Aguas Buenas, al ser contemplada como la zona de bosque continuo de mayor tamaño y más cercana a Santa Ana, podría representar un importante banco de recursos que promueva la dispersión de estas especies de murciélagos hacia nuestro bosque, por lo que sería importante conocer la diversidad de especies de murciélagos que posee esta zona.

Es importante resaltar que los murciélagos poseen una gran capacidad de dispersión por lo que se pueden distribuir en diversas zonas geográficas en donde los recursos sean suficientes para su supervivencia (Rodríguez-Durán 2005). Cuando observamos los datos de riqueza de especies reportada en Cuba (Fig. 2) podemos encontrar un mayor número de especies lo cual puede ser explicado, dado al hecho de que esta isla posee un gran tamaño, relativo a las demás islas del Caribe y la misma se encuentra más cercana a zonas continentales como Estados Unidos y Méjico. La diferencia encontrada en el número de estas especies entre Mona y Vieques se puede explicar considerando el hecho de que los esfuerzos de captura influyen en la cantidad de individuos y especies que se logran reportar al momento de desarrollar estos estudios. Basado en esto cabe resaltar que en el estudio desarrollado por Rodríguez-Durán y Padilla Rodríguez (2010) se establece que para Mona se consideraban inicialmente cuatro especies de murciélagos y una vez realizado el censo para el año 2010 se registran dos nuevas especies de murciélagos aumentando su riqueza a seis especies de murciélagos (Fig. 2). Otro aspecto que habría que considerar desde el punto de vista de biogeografía para explicar las diferencias encontradas entre Mona y Vieques

es el hecho de que Mona por su ubicación geográfica se encuentra entre dos islas de gran tamaño como lo son Puerto Rico y la Española las cuales pueden contribuir a la riqueza de especies que se encuentran en esta isla aun cuando Vieques posee un mayor tamaño territorial.

Nuestro modelo de regresión lineal demuestra una tendencia significativa de aumento en la diversidad de especies a medida que aumenta los tamaños de las zonas consideradas para este estudio (Fig. 3). La regresión obtenida permite el que se puedan interpolar datos de riqueza de especies de murciélagos en función del tamaño de cualquier zona que este dentro del rango de tamaños considerados para este estudio. Este análisis es un valor añadido ya que para fines de conservación de esta especie en el Caribe y Puerto Rico, es importante conocer como la

fragmentación por la expansión urbana puede tener un efecto significativo en la diversidad de estos organismos al reducirse el área de cobertura de los bosques urbanos. La reducción en la diversidad de murciélagos en estos bosques urbanos podría traer efectos directos con respecto a la pérdida de funciones ecológicas lo cual se puede traducir en alteraciones a la complejidad ecológica del sistema. Por lo tanto podemos establecer que los resultados encontrados en Santa Ana al enmarcarse bajo la teoría de biogeografía de Islas, demuestran que nuestro bosque se comporta como una pequeña isla rodeada de barreras urbanas que al encontrarse tan distante de zonas de bosque continuo y de mayor tamaño, incide en la cantidad de especies de murciélagos que se pueden encontrar. Por lo tanto los datos y factores antes expuestos validan nuestra hipótesis dado a que bajo el enfoque de la teoría de biogeografía de Islas se

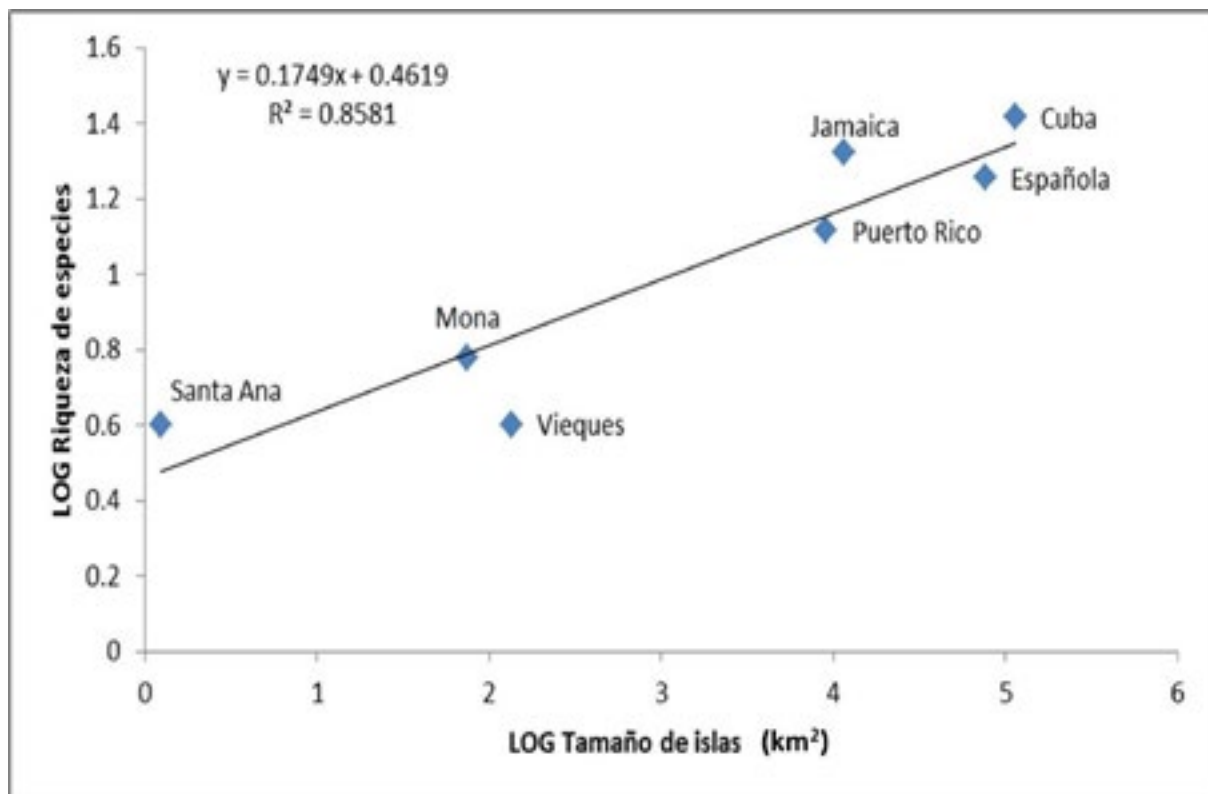


FIGURA 3. Regresión lineal entre la riqueza de especies y el tamaño de islas. Los datos fueron transformados a escala logarítmica.

pueden considerar diversos factores que pueden estar incidiendo en la diversidad murciélagos encontrada en el bosque tropical urbano Santa Ana.

Al analizar nuestros modelos conceptuales se puede ver una diferencia muy marcada en la cantidad de interacciones y número de especies de murciélagos antes y después de realizado este estudio (Fig. 4a) y (Fig. 4b). Las diferencias encontradas entre estos modelos se pueden explicar ante el hecho de que el trabajo de campo y el inquirir dentro de esta experiencia fueron determinantes en la forma en cómo se puede percibir un sistema ecológico. Como parte de la experiencia de campo, el manejar los equipos y materiales adecuados para capturar estos organismos, facilitaron el muestreo para este fin y por consiguiente la concepción de que estos organismos son difíciles de estudiar. Es interesante como la aplicación de una buena metodología en conjunto con los materiales adecuados facilitan estudios de este tipo. Inicialmente nuestro modelo conceptual podría ser el reflejo de nuestra percepción sobre lo complicado que podría ser estudiar y encontrar estos organismos. Una vez ocurre la experiencia de campo, el modelo posterior refleja que es posible encontrar varias especies de murciélagos las cuales pueden interactuar con otros grupos de organismos dentro de este sistema. Otro aspecto que resalta el modelo final es la importancia del Sol como elemento abiótico importante el cual inicialmente no fue contemplado. Por tal razón podemos establecer que el inquirir en experiencias de campo no solo cambian la conceptualización de la complejidad de un ecosistema sino que también tiene una gran importancia al momento de cómo nosotros los maestros enseñamos conceptos ecológicos en la sala clase y el efecto que podría tener este tipo de experiencia al momento de que nuestros estudiantes sean expuestos a actividades de creación y de síntesis conceptual. Este nivel de pensamiento es alto y el reto que tenemos como maestros de ciencias es que nuestros estudiantes puedan alcanzar estos niveles cognoscitivos.

CONCLUSIONES

Nuestros resultados y las comparaciones desarrolladas se pueden enmarcar bajo la teoría de biogeografía de islas. Los datos revelan que nuestro bosque se comporta como una pequeña isla dentro de un “mar de barreras urbanas” que al encontrarse fragmentado y distante de zonas de bosque continuo y de mayor tamaño (Faeth et al. 2011, MacArthur y Wilson 1963, 1967), incide en la cantidad de especies de murciélagos que se pueden encontrar. Este hecho, hace que nuestra hipótesis sea correcta ya que la teoría de biogeografía de islas, aplicada a sistemas naturales urbanos, considera como la fragmentación y el aislamiento que experimenta el bosque Santa Ana incide en la diversidad y riqueza de especies de murciélagos encontrada. Por otro lado cabe resaltar que el inquirir a través de experiencias de campo no solo cambia la conceptualización de la complejidad de un ecosistema sino que también representa una experiencia pedagógica de gran importancia al momento de enseñar conceptos ecológicos en la sala clase. Si estas experiencias producen efectos en nuestra práctica educativa, definitivamente actividades como estas podrían tener un efecto en la forma en como nuestros estudiantes aprenden conceptos y procesos en la ciencia.

AGRADECIMIENTOS

Al Dr. Armando Rodríguez Durán, Dr. Jorge R. Ortiz-Zayas y Dra. María Fernanda Barberena por su entrega a proyectos como el de ‘Ecoplexity’ que nos ayudan a mejorar nuestra práctica educativa y por el apoyo incondicional al desarrollo de este estudio. Esta investigación fue realizada como parte del Proyecto PR-TEC, administrado por el proyecto AlaCiMa en la Universidad de Puerto Rico-Recinto de Río Piedras y subvencionado por la Fundación Nacional para las Ciencias (NSF ESIE # 00554379).

FIGURA 4. Conceptualización de los modelos tróficos enfocados en la comunidad de murciélagos antes (a) y después del estudio (b).

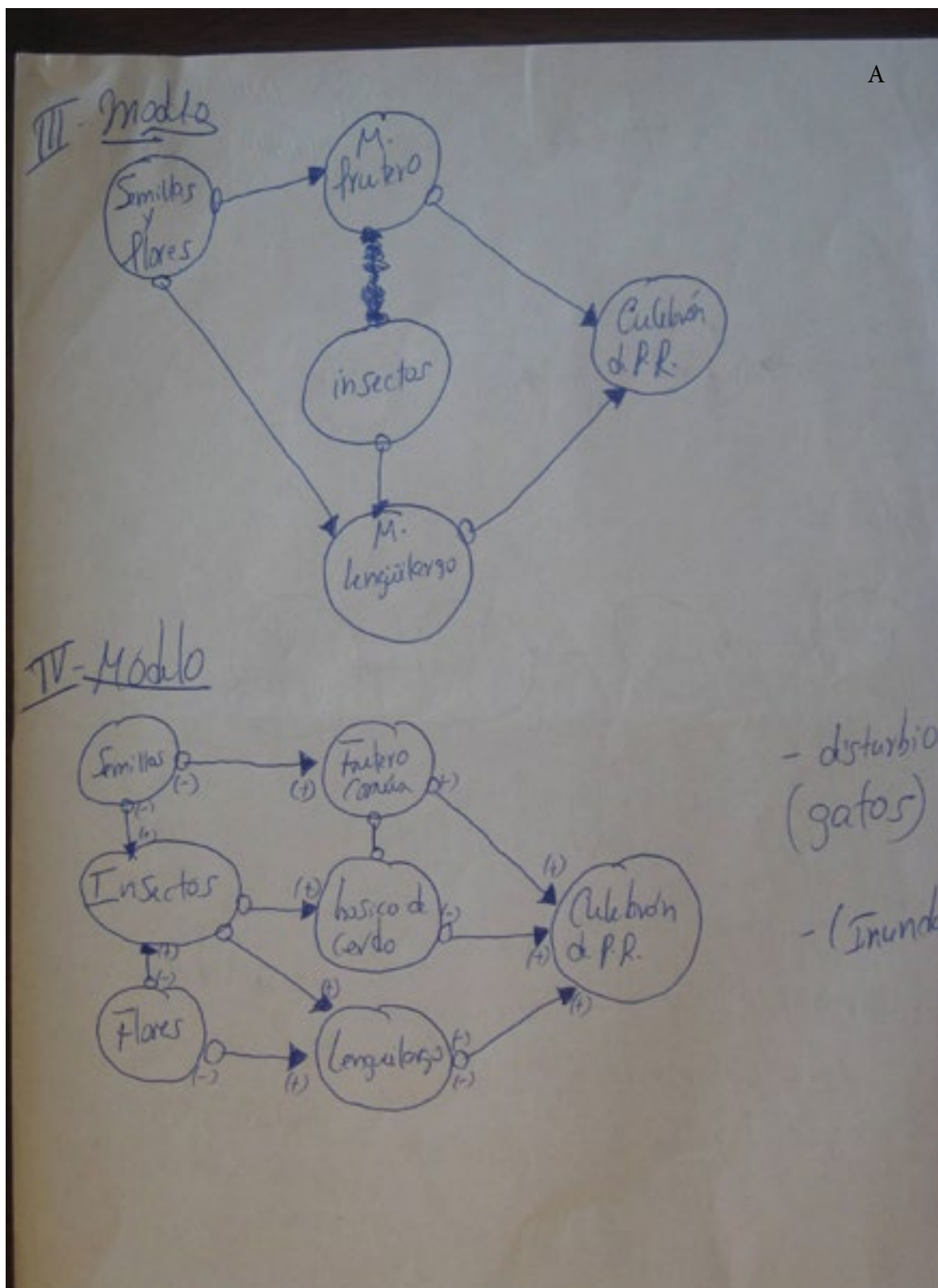
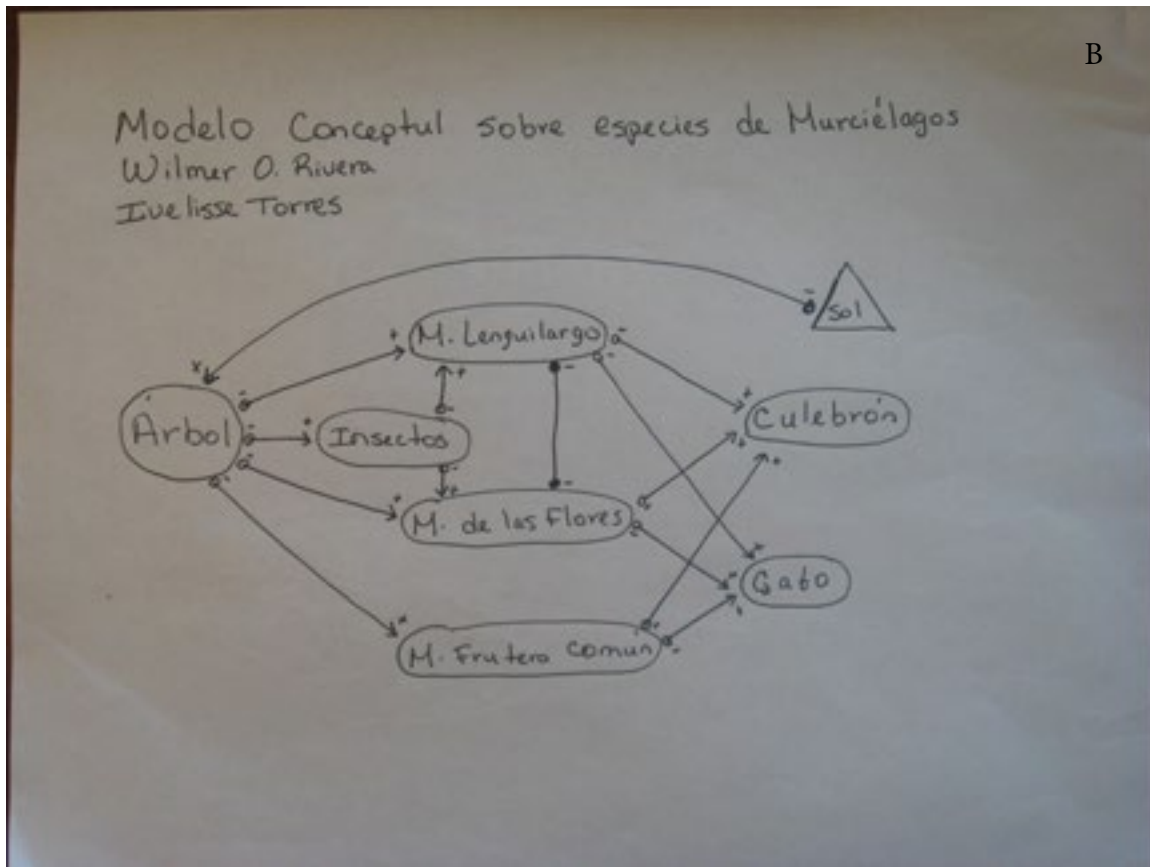


FIGURA 4. Conceptualización de los modelos tróficos enfocados en la comunidad de murciélagos antes (a) y después del estudio (b) (continuación).



LITERATURA CITADA

- Faeth S. H., C. Bang, y S. Saari. 2011. Urban biodiversity: patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*. 69-81. doi: 10.1111/j.1749-6632.2010.05925.x
- Gannon M. R., A. Kurta, A. Rodríguez-Durán, y M. R. Willing. 2005. Bats of Puerto Rico: An island focus and Caribbean perspective. Texas Tech University Press, Lubbock, Texas, USA.
- Genoways, H. H., C. J. Phillips, y R. J. Baker. 1998. Bats of the Antillean island of Grenad: a new zoogeographic perspective. *Occasional Papers. Museum of Texas Tech University* 177:1-28.
- Henson, O. W., A. Bishop, A. Keating, J. Kobler, M. Henson, et al. 1987. Biosonar imaging of insects by *Pteronotus parnelli*, the mustached bat. *National Geographic Research* 3:82-101.
- Kunz, T. H. 1988. Ecology and behavioral methods for the study of bats. Smithsonian Institution Press, Washington, DC, USA.
- McArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1963. An equilibrium theory of insular biogeography. *Evolution* 17:373-387.
- McArthur, R. H. y E. O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.
- Niemela, J. 1999. Is there a need for a theory of urban ecology?. *Urban Ecosystems* 3:57-65.

- Rodríguez-Durán, A. 1998. Nonrandom aggregations and distribution of cave-dwelling bats in Puerto Rico. *Journal of Mammalogy* 79:141-146.
- Rodríguez-Durán, A. 2005. Murciélagos. Páginas 241-272 en R. Joglar, editor. *Biodiversidad de Puerto Rico: vertebrados terrestres y ecosistemas* Editorial Coquí, San Juan, Puerto Rico, USA.
- Rodríguez-Durán, A. y T. H. Kunz. 2001. Biogeography of west indian bats: an ecological perspective. Páginas 355-368 en C. A. Woods y F. E. Sergile, editores. *Biogeography of the West Indies: patterns and perspective*. CRC Press LLC. Boca Ratón, Florida.
- Rodríguez-Durán, A. y W. Otero. 2011. Species richness and diversity of a west indian bat assemblage in a fragmented ecosystem. *Acta Chiropterologica* 13(2):439-445.
- Rodríguez-Durán, A. y E. Padilla Rodríguez. 2010. New records for the bat fauna of Mona island, Puerto Rico, with notes on their natural history. *Caribbean Journal of Science* 46(1):102-105.
- Whitehead, D. R. y C. E. Jones. 1969. Small islands and the equilibrium theory of insular biogeography. *Evolution* 23:171-179.
- Whittaker, R. J. 1998. *Island Biogeography: ecology evolution and conservation*. Oxford University Press Inc. New York, New York, USA.
- Willig, M. R., D. L. Moorhead, S. B. Cox, y J. C. Zak. 1996. Functional diversity of soil bacterial communities in the tabonuco forest: interaction of anthropogenic and natural disturbance. *Biotropica* 28:471-483.

LA COMPLEJIDAD ECOLÓGICA DE UN BOSQUE TROPICAL URBANO

Jorge R. Ortiz-Zayas¹ y María Fernanda Barberena-Arias²

¹Instituto para Estudios de Ecosistemas Tropicales, Universidad de Puerto Rico
Recinto de Río Piedras, PO Box 70377, San Juan, PR 00936
jorgeortiz.ites@gmail.com

²Universidad del Turabo, School of Sciences and Technology, PO Box 3030
Gurabo, PR 00778-3030

RESUMEN

Conceptualmente, la complejidad de los ecosistemas se puede visualizar como las interacciones que ocurren en los ecosistemas y que resultan en propiedades emergentes. Para entender la complejidad biológica se recurre a modelos de redes conceptuales ya que permiten concretar las percepciones que se tienen sobre esta complejidad. Este artículo resume los esfuerzos de un grupo de maestros de ciencias dirigidos a entender la complejidad ecológica de un bosque tropical localizado en el Área Metropolitana de San Juan. Ecológicos y maestros participantes del Proyecto Ecoplexity, estudiaron el bosque CASA ubicado dentro del bosque tropical urbano Parque Natural Julio Enrique Monagas en Bayamón, Puerto Rico. Los maestros conformaron equipos de trabajo con el apoyo de un ecólogo especialista en cada uno de los cinco grupos focales. Al inicio del taller cada equipo construyó un modelo diagnóstico que se comparó contra un modelo de aprovechamiento construido al final del taller. En una sesión de discusión cada equipo presentó su modelo de aprovechamiento, y los cinco modelos fueron integrados para construir el modelo integrado del ecosistema de Santa Ana. Este modelo cualitativo propone alrededor de 50 interacciones, está enmarcado por factores abióticos que operan a meso- y micro escala, e incorpora factores de origen antropogénico. El uso de modelos conceptuales se constituye entonces como una herramienta que facilita el aprendizaje, y permite hacer explícitas las preconcepciones, y como éstas cambian al integrar actividades prácticas que ocurren directamente en el campo.

ABSTRACT

Conceptually, ecological complexity can be viewed as the interactions that occur in ecosystems that result in emergent properties. To understand the ecological complexity, conceptual network models are used because they allow to concretely visualize the perceptions held about this complexity. This article summarizes the efforts of a group of science teachers working with ecologists to understand the ecological complexity of an urban tropical forest located in the Metropolitan Area of San Juan. The studied forest is located in the Santa Ana Nature Center within the Julio Enrique Monagas Park in Bayamón, Puerto Rico. The teachers formed five focus groups, each including an

ecologist. At the beginning of the workshop each team built a conceptual qualitative model which was later compared against a new model built at the end of the workshop. Then, in a plenary discussion each team presented their model and contributed to the development of an integrated ecosystem model of the forest of the Santa Ana Nature Center. This integrated qualitative model proposed about 50 biotic interactions and is framed by abiotic factors operating at meso- and micro-scales, and explicitly recognize the influence of anthropogenic factors. The use of conceptual qualitative models facilitates learning of ecosystem complexity and allows the evaluation of preconceptions and their review based on field observations.

INTRODUCCIÓN

La complejidad biológica, o biocomplejidad, se define como el grupo de propiedades emergentes que resultan de las relaciones entre los componentes biológicos, químicos, físicos e incluso sociales de un ecosistema (Michener et al. 2001). Sin embargo otros autores, como Cadenasso et al. (2006), han propuesto una definición más concreta en donde la complejidad está compuesta de tres dimensiones que son heterogeneidad espacial, conectividad estructural y variación temporal. Conceptualmente, la complejidad de los ecosistemas se puede visualizar como las interacciones que ocurren en los ecosistemas y que resultan en propiedades emergentes (Cadenasso et al. 2006). Por ejemplo, ecosistemas más complejos se visualizan como teniendo una mayor riqueza de especies que participan en redes tróficas más largas y con mayor redundancia, lo que resulta en una mayor resiliencia del ecosistema a perturbaciones al compararlos con ecosistemas donde las redes tróficas son más cortas (Tilman 1997).

Para entender la complejidad biológica a menudo se recurre a modelos simplificados de redes conceptuales que relacionan, con limitada certeza, los factores abióticos, como la irradiación solar, los nutrientes, la temperatura y el agua, con los elementos bióticos como microorganismos, plantas y animales. Muchas de estas relaciones, lejos de ser directas, son indirectas y matemáticamente difíciles de describir como modelos lineales. A pesar de sus

limitaciones, los modelos de redes conceptuales son una herramienta útil que facilita entender la complejidad de los ecosistemas, particularmente en bosques tropicales donde ocurre una alta diversidad y una alta productividad. En el mundo actual, existe una necesidad imperiosa de entender la complejidad de los ecosistemas de manera que podamos educar nuestras comunidades para promover la conservación de los bosques.

Los bosques son sistemas naturales vitales para la vida en el Planeta. Ellos regulan la temperatura de la atmósfera mediante varios procesos, lo que incluye la conversión de bióxido de carbono a biomasa en el proceso de fotosíntesis. Además, los bosques albergan una gran diversidad de formas de vida que incluyen desde organismos microscópicos, como las bacterias, protozoarios o rotíferos hasta multicelulares de gran tamaño como murciélagos, árboles y hongos. Estas formas de vida coexisten e interactúan a través, por ejemplo, de la depredación, competencia o mutualismo (Cunningham y Cunningham 2010). Estas interacciones se manifiestan en el uso de recursos y permiten el flujo de energía a través de redes alimentarias que operan como una compleja madeja de relaciones bióticas influenciadas por factores abióticos. La compleja red de interacciones que ocurren en los bosques resulta en servicios del ecosistema que el ser humano recibe por obtención directa de productos como la extracción de alimentos y madera, o indirectamente como la producción de oxígeno durante la fotosíntesis, agua

limpia proveniente de cuencas conservadas con cobertura boscosa, o de los controles de temperatura que produce la sombra de los árboles y que eventualmente se traduce en un menor consumo energético. Sin embargo, la sobreexplotación y la destrucción de los bosques amenazan la disponibilidad de estos servicios ecológicos poniendo en riesgo incluso nuestra propia supervivencia.

Las perturbaciones humanas como la tala de bosques resulta en pérdida de hábitat (Forman 1995) y fragmentación del hábitat remanente. Estos fragmentos de bosque usualmente tienen una diversidad reducida (Turner et al. 2001) porque, entre muchos factores, las especies con requerimientos específicos se hacen vulnerables a la extinción, el efecto de borde disminuye el área real disponible para organismos de bosque (NASA 2013) y el tamaño del fragmento muchas veces no es suficiente para organismos de gran tamaño como muchos depredadores. Una diversidad reducida se traduce en redes tróficas alteradas. En el río Amazonas, por ejemplo, los escarabajos estercoleros redujeron en abundancia y riqueza en fragmentos de bosques pequeños porque allí no había animales de gran tamaño que produjeran heces fecales que los escarabajos utilizan como alimento larval (Klein 1989). Además, la disminuida diversidad de escarabajos se correlacionó con una descomposición de estiércol desacelerada (Klein 1989).

Después de las perturbaciones, los bosques tropicales se recuperan naturalmente mediante el proceso de sucesión secundaria (Brown y Lugo 1990) en el que las áreas abandonadas son colonizadas por especies de plantas pioneras que se caracterizan por un crecimiento rápido y por desarrollar bosques con altas densidades de tallos (Denslow 1980). Estas pioneras proveen sombra y permiten la germinación de especies de plantas características de bosques que son de crecimiento más lento. Este cambio en la cobertura vegetal durante la sucesión, viene

acompañado de un cambio en las condiciones ambientales, por ejemplo la temperatura del aire disminuye y aumenta su humedad relativa. También la colonización de árboles hace que haya una mayor complejidad estructural proveyendo más hábitats y recursos que permite la colonización de animales, aumentando su diversidad (Southwood et al. 1979).

Debido al sobre crecimiento urbano, el área disponible para la recuperación de los bosques es cada vez menor lo que hace que los remanentes de bosque asociados a áreas urbanas se constituyan en pulmones para las ciudades y refugio para organismos de bosque con requerimientos más laxos (Pimentel et al. 1992). Los bosques urbanos usualmente se componen de fragmentos pequeños que están rodeados de una matriz urbana que es una barrera para la dispersión y colonización de nuevos organismos (Turner et al. 2001). En consecuencia, los bosques urbanos albergan una diversidad menor que bosques de mayor extensión rodeados de matrices de vegetación. Sin embargo, los bosques urbanos, además de ser refugios de diversidad, proveen la oportunidad para desarrollar conciencia sobre los bosques y su importancia para el ser humano.

En Puerto Rico, en siglos pasados las actividades agrícolas ocasionaron una deforestación intensa que representó una pérdida de cerca del 95% de cobertura vegetal (Helmer et al. 2002). La cobertura remanente se concentró en las áreas más inaccesibles como los picos de montañas. Actualmente, la cobertura de bosque ha aumentado en zonas montañosas como también en áreas urbanas.

Este artículo resume los esfuerzos de un grupo de maestros de ciencias dirigidos a entender la complejidad ecológica de un bosque tropical localizado en el Área Metropolitana de San Juan. Mediante talleres, trabajos de campo y análisis de datos cada maestro desarrolló un modelo conceptual cualitativo de redes tróficas

para representar su nivel de entendimiento del ecosistema bajo estudio. La información generada por los maestros representa un esfuerzo único para entender cómo funciona un bosque tropical urbano en Puerto Rico y fomenta el uso de modelos conceptuales como herramientas de aprendizaje.

MÉTODOS

En un intento por transmitir el concepto de complejidad de ecosistemas, ecólogos de varias universidades asociados al Programa *Long-Term Ecological Research* (LTER) se agruparon con maestros de ciencias de Oregón, Puerto Rico, Nuevo México, Arizona y Colorado para desarrollar el proyecto Ecoplexity (<http://ecoplexity.org/>). En cada una de estos estados, el grupo de ecólogos y maestros estudiaron un ecosistema representativo de su localidad particular. Debido a la expansión urbana evidente en Puerto Rico, se eligió el bosque tropical urbano Parque Natural Julio Enrique Monagas en Bayamón. En específico, se eligió el área de bosque conocido como el Centro Ambiental Santa Ana (CASA) administrado por la Sociedad de Historia Natural de Puerto Rico, como un ecosistema representativo de un bosque tropical urbano en Puerto Rico. Para una descripción detallada del Bosque Santa Ana, vea el artículo de Rodríguez y Nieves-Rodríguez en este volumen.

Durante el verano de 2008, el grupo de maestros de ciencias participó de varios talleres sobre técnicas para estudiar distintos elementos del ecosistema del Bosque de Santa Ana. Este grupo se subdividió en equipos de trabajo que se concentraron en estudiar determinados organismos focales que fueron: la vegetación, los artrópodos terrestres, las aves, los murciélagos, y los anfibios y reptiles. Al inicio del taller, cada equipo de maestros desarrolló inicialmente un modelo conceptual cualitativo de interacciones basado en su conocimiento previo sobre el rol de su grupo focal de organismos en el funcionamiento del bosque,

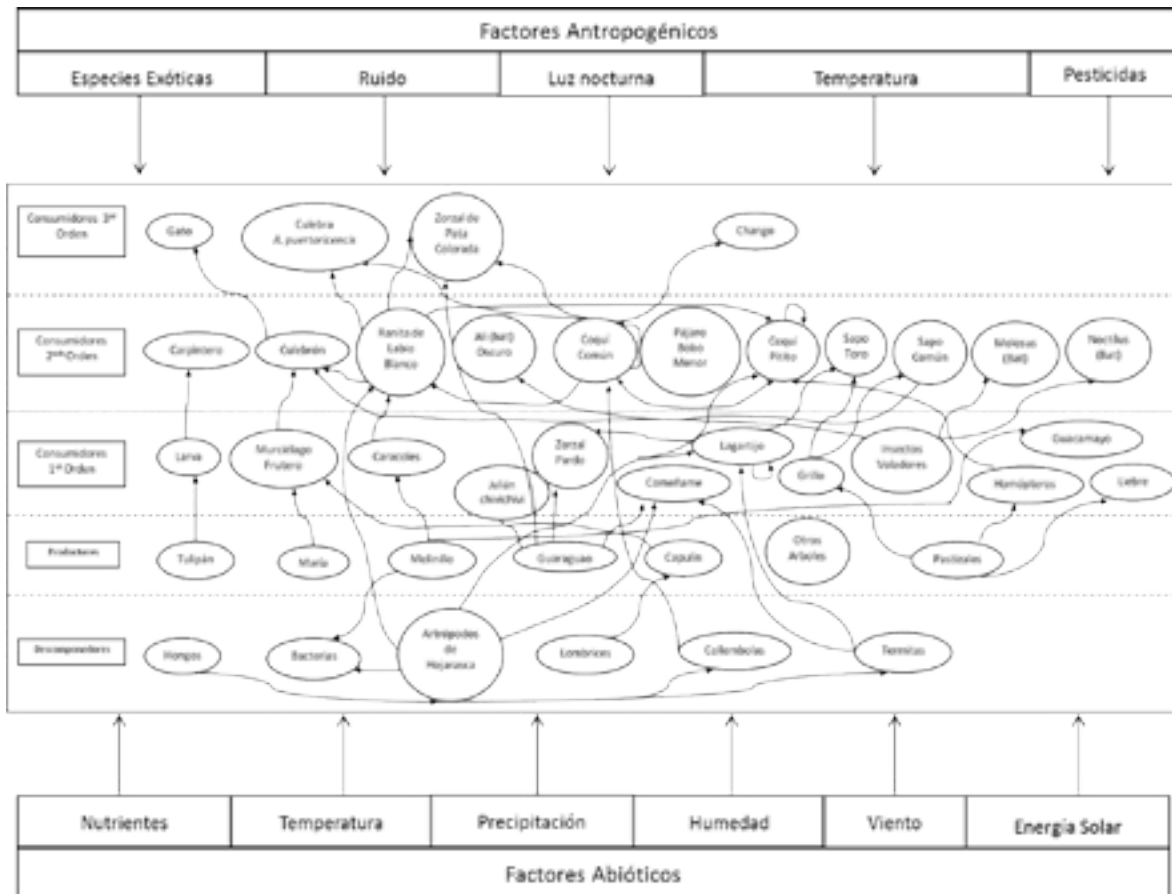
este modelo diagnóstico se utilizó para evaluar el conocimiento de cada maestro antes del taller. Posteriormente, se realizaron estudios de campo y clases teóricas dirigidos a determinar la abundancia y diversidad, y la importancia de cada grupo focal de organismos en el bosque. Los estudios de campo fueron dirigidos por profesionales especialistas en cada grupo de organismos. Luego de estas experiencias, cada equipo de maestros revisó su modelo conceptual y lo editó para integrar el nuevo conocimiento adquirido a través de la experiencia del taller. Este segundo modelo de aprovechamiento se utilizó para evaluar el conocimiento adquirido durante el taller. Los modelos se construyeron siguiendo el método descrito anteriormente en este volumen por Dresner (2014).

En este volumen de **Acta Científica**, los trabajos de López et al. (2014), Barberena et al. (2013) y Jiménez y Samó (2013), Abad (2013), Rivera et al. (2013) presentaron los modelos conceptuales de redes para sus respectivos elementos del ecosistema asignados. En este artículo se integraron todos estos modelos para presentar un modelo conceptual integrado de interacciones que describe todo el ecosistema del Bosque Santa Ana. Este modelo integrado es el resultado de los nuevos conocimientos adquiridos por los propios maestros de ciencia durante los talleres de verano. El modelo integrado se generó durante una discusión grupal donde cada maestro aportó información basado en sus datos y experiencias. El mismo no pretende ser una representación exhaustiva de todas las interacciones bióticas y abióticas que operan en el bosque. Sin embargo, representa un esfuerzo inicial para entender la complejidad de este ecosistema basándose en observaciones de campo validadas por expertos en cada grupo focal de organismos.

RESULTADOS

El modelo integrado general del ecosistema de Santa Ana (Fig. 1) presenta cinco niveles tróficos que son productores, descomponedores,

FIGURA 1. Modelo cualitativo conceptual integrado del ecosistema del Bosque de Santa Ana.



consumidores primarios, secundarios y terciarios. El nivel de productores incluye las especies de árboles más comunes y pastos. Sin embargo, los maestros reconocieron que existen otras especies de árboles en el bosque que no se integraron al modelo por no estar presentes en la parcela de investigación seleccionada. Estos organismos productores proveen recursos para la red trófica aérea que en este modelo está representada por los consumidores primarios, consumidores secundarios y consumidores terciarios. El nivel de consumidores primarios agrupa organismos herbívoros mientras que el nivel de consumidores secundarios y terciarios agrupa organismos depredadores. También la vegetación provee el recurso base para el nivel trófico de descomponedores, que en este modelo agrupa organismos pertenecientes a varios niveles tróficos como fungívoros, detritívoros y depredadores.

El modelo representa organismos que componen una red trófica que contiene alrededor de 50 enlaces, es decir, este modelo propone alrededor de 50 interacciones. Adicionalmente, la red está enmarcada por factores abióticos que operan a meso- y micro escala, dentro de los que se incluyen nutrientes, temperatura, precipitación, humedad, viento y energía solar. Por ser un bosque rodeado de una matriz urbana, los factores de origen antropogénico generan perturbaciones que alteran el marco que ofrecen los factores abióticos. Por ejemplo, el aumento en luz provocado por la deforestación resulta en un aumento en la temperatura, reduce la humedad y hasta aumenta el ruido externo al bosque asociado con el movimiento de vehículos, actividades de construcción y otras actividades típicas de zonas comerciales y residenciales. En zonas urbanas, es común la aplicación de pesticidas para el control

sanitario de plagas de insectos. Esta práctica, sin embargo, podría afectar los bosques urbanos debido al rol importante que ejercen los insectos sobre el reciclaje de nutrientes en un bosque y en el flujo de energía en la red trófica. Finalmente, el hecho de ser un bosque perturbado promueve la dominancia de especies introducidas, como el Tulipán africano (*Spathodea campanulata*). La presencia de liebres, guacamayos y gatos domésticos en el bosque ilustra el efecto que tienen las actividades humanas sobre las redes tróficas en los bosques urbanos debido al manejo inadecuado de las mascotas. La presencia de algunas de estas especies introducidas, como el sapo común, es el legado de acciones humanas históricas. Por ejemplo, este sapo se introdujo en las islas del Caribe en los años 20 para combatir el gusano blanco de la caña de azúcar (Rivero 1998). Hoy en día, a pesar de que en Puerto Rico ya no se cultiva la caña, este organismo se ha convertido en un depredador común en casi todos nuestros ecosistemas terrestres.

DISCUSIÓN

La investigación de campo en el descubrimiento de la complejidad ecológica

La complejidad inherente a los ecosistemas naturales representa un reto de manejo para las sociedades modernas que tienen que lidiar con múltiples factores externos que pudieran poner en riesgo la estructura y función y por ende los servicios ecológicos que ofrecen los ecosistemas a la humanidad. Esta complejidad hace que entender las relaciones de causa y efecto en ecosistemas naturales sea una necesidad imperiosa para su manejo sustentable. Afortunadamente, el estudio minucioso de ecosistemas como los bosques nos ha permitido comenzar a entender algunas relaciones entre factores estructurales (densidad de tallos, riqueza de especies, diversidad) y procesos funcionales (productividad, reciclaje de nutrientes, desarrollo de hábitats para la vida silvestre, entre otros).

Los bosques urbanos como Santa Ana son considerados bosques noveles (Lugo 2009) debido a que son el producto de la sucesión ecológica luego de la deforestación masiva que experimentó Puerto Rico al inicio del Siglo 20. Su composición vegetativa es una mezcla de especies nativas e introducidas y su función ecológica es similar a las de los bosques maduros. Su ubicación en el medio de la ciudad los convierte en un valioso refugio para la vida silvestre tanto nativa como introducida. Además, estos bosques ofrecen una oportunidad única de esparcimiento y educación ambiental que puede complementar la educación tradicional dentro de la sala de clases. Por ejemplo, en CASA el número anual de visitantes es casi de 5,000 personas y va en aumento (Rodríguez y Nieves 2014).

En este proyecto, maestros de ciencias liderados por especialistas lograron descifrar interacciones bióticas y abióticas nunca antes documentadas en el bosque del CASA. Por medio del desarrollo de modelos cualitativos conceptuales, los maestros lograron plasmar sus percepciones iniciales sobre el rol de su grupo focal de organismos dentro del ecosistema del bosque. Sin embargo, luego de estudios de campo cada equipo de maestros modificó su modelo conceptual sustentado en los datos obtenidos. Este ejercicio, reflejó que la experiencia de investigación logró modificar las percepciones individuales y les permitió descubrir elementos e interacciones bióticas nunca antes evidentes para ellos. Al comparar el modelo inicial (diagnóstico) contra el modelo final de aprovechamiento, todos reflejaron un aumento en organismos e interacciones bióticas. Además, el modelo final reveló el rol de nuevos factores abióticos sobre el ecosistema del bosque. Más aun, el proyecto logró que cada maestro completara el ciclo de desarrollo de nuevo conocimiento mediante el análisis de datos y la redacción de manuscritos para comunicar sus hallazgos a la comunidad científica. Esto último queda evidenciado en

este ejemplar en los trabajos de López et al. (2013), Barberena et al. (2013) y Jiménez y Samó (2013), Abad (2013), Rivera et al. (2013).

Comparando las redes tróficas de dos bosques tropicales

La red trófica desarrollada para el bosque del CASA representa un acercamiento inicial cualitativo al entendimiento de la complejidad ecológica de un bosque urbano tropical por lo que tiene algunas limitaciones. Por ejemplo, está basada en estudios de campo desarrollados durante un periodo corto de tiempo de apenas una semana durante un verano. Por lo general, durante los talleres de maestros, un solo día fue dedicado a la observación de un grupo focal de organismos. Reconociendo la dinámica poblacional de algunos grupos de organismos, las observaciones realizadas representan la realidad de un momento. Sin embargo, el hecho de que profesionales expertos en cada grupo de organismos validaron las observaciones de campo realizadas por los maestros le añade un valor científico al estudio y permite la propuesta del primer modelo de la red trófica para el bosque del CASA. Este deberá estimular el desarrollo de otras investigaciones que podrían modificar el modelo.

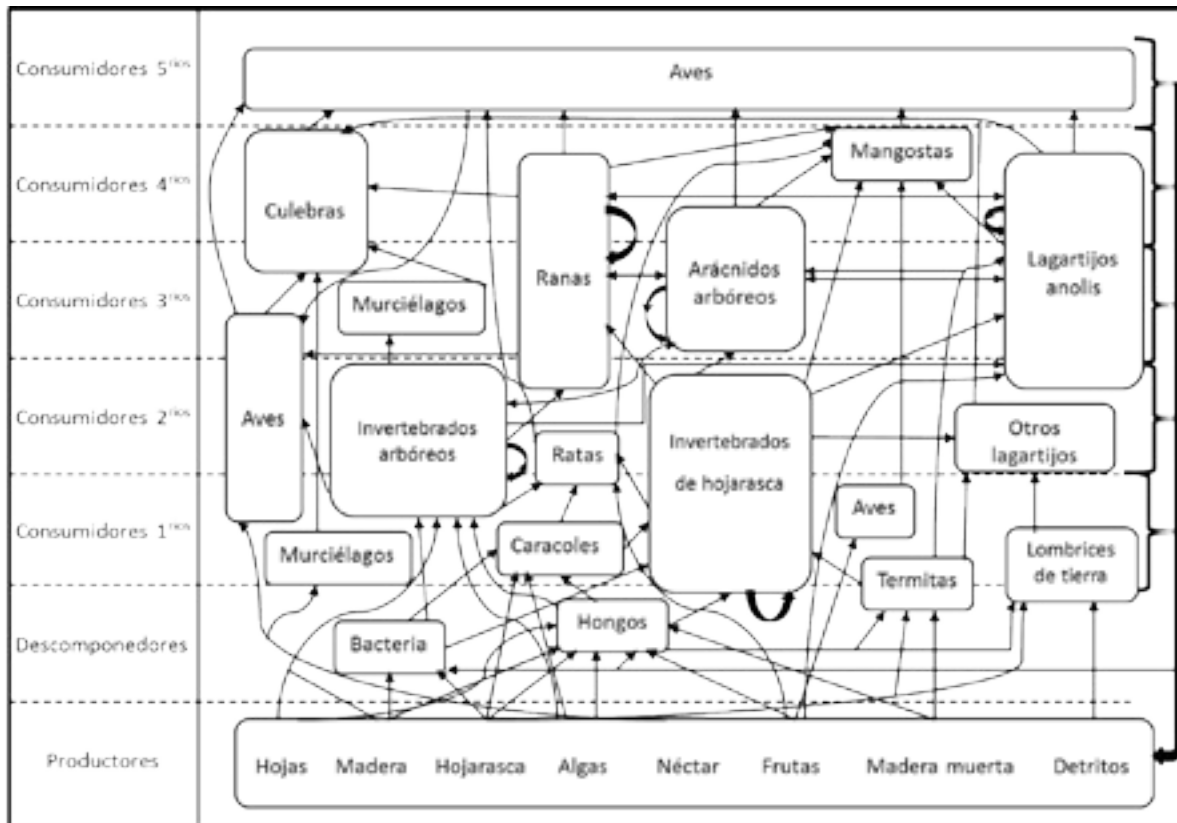
No hay muchos bosques tropicales donde se hayan desarrollado modelos de redes tróficas. En Puerto Rico, sin embargo, Reagan y Waide (1996) publicaron una red trófica para El Yunque basada en investigaciones asociadas al Proyecto *Luquillo Long Term Ecological Research* (LTER). La figura 2 ilustra esta red. Una diferencia importante es que la red trófica del bosque del CASA identifica las especies *per se* lo que permite ubicar a los organismos con más certeza. El modelo trófico del Yunque incluye en los productores a toda la hojarasca, mientras que en el de CASA no se identifica directamente a la hojarasca como recurso, aunque está implícita debido a la presencia de “artrópodos de hojarasca”. Otra diferencia

importante es que la red trófica del Yunque hace explícito el insumo de material orgánico desde los consumidores hacia el detrito, algo que el modelo de CASA no hace. Además, el modelo de CASA hace explícitos factores abióticos y factores antropogénicos mientras que la red trófica del Yunque no identifica factores exógenos. Contrario a la red del bosque del CASA, la red del Yunque identifica y agrupa en cajones verticales a especies que están en varios niveles tróficos. La red del Yunque propone mucho más de 50 interacciones bióticas entre organismos, lo que refleja un alto nivel de detalle producto de muchos años de investigación y entendimiento sobre la complejidad ecológica de este ecosistema, uno de los bosques tropicales más estudiados del mundo. Otra diferencia entre las redes es que la del Yunque tiene un total de siete niveles tróficos mientras que el bosque del CASA tiene cinco. La diferencia entre el número de niveles tróficos entre ambos ecosistemas sugiere que el ecosistema de bosque del CASA es menos complejo que el del Yunque. Esta diferencia se puede deber la prominencia de los factores antropogénicos que ejercen una presión continua sobre el bosque urbano. Otro factor puede ser el tamaño reducido de este en comparación con El Yunque. La extensión menor del bosque de CASA hace que el efecto de borde ocurra proporcionalmente en más área de bosque que en El Yunque lo que magnifica el efecto de los factores antropogénicos sobre este ecosistema.

El efecto humano en los bosques urbanos tropicales

En el modelo integrado del Bosque de Santa Ana (Fig. 1) se hacen explícitas las perturbaciones de origen antropogénico las cuales son parte integral del funcionamiento de estos bosques urbanos. La alta densidad poblacional presente alrededor del bosque ejerce continuamente una presión sobre el ecosistema que altera la estructura trófica del mismo por la introducción de especies introducidas, el uso de

FIGURA 2. La red trófica de El Verde, Bosque Nacional El Yunque, Puerto Rico. Traducida al español del original de Reagan and Waide (1996).



plaguicidas y la generación de ruido. La entrada de especies exóticas a las redes tróficas nativas pueden tener un efecto devastador debido a que generalmente estas especies carecen de depredadores naturales lo que propicia su rápida propagación y la eventual reducción de sus fuentes de alimentos, lo que a su vez provoca un colapso en la cadena alimentaria y cambios en la estructura y funcionamiento del ecosistema (Smith y Smith 2001).

El uso de plaguicidas en zonas urbanas tropicales es muy común ya que es parte de las políticas salubristas gubernamentales asociadas al control de plagas como el mosquito *Aedes aegypti*, que transmite el virus del dengue. En Puerto Rico esta enfermedad ha adquirido proporciones epidémicas desde septiembre del 2012 hasta el presente (marzo 2013) (CDC, 2013).

La aplicación de larvicidas perifocalmente es común en zonas urbanas en Puerto Rico durante los meses de mayor incidencia (septiembre-diciembre). Esta aplicación se basa en la aspersión de concentrados de formulaciones emulsificables de insecticidas (WHO 2009). Las aplicaciones ocurren desde camiones por las calles de zonas residenciales con la intención de alcanzar los hábitats de las larvas y su periferia de manera que se puedan eliminar los mosquitos adultos. En zonas urbanas, estos hábitats consisten de envases que pueden almacenar agua y que generalmente están presentes en los patios de las residencias, basureros, etc. El uso de pesticidas cerca de bosques urbanos puede afectar la fauna del bosque ya que es conocido que algunos organismos vitales para el funcionamiento del ecosistema de un bosque, como las lombrices y las aves, son sensitivas

a estos agentes químicos (Yasmin y D'Souza 2010; Fry 1995). Pero los efectos del uso de pesticidas sobre la biodiversidad de los bosques urbanos tropicales es desconocida ya que no ha sido estudiada directamente. Sin embargo, según el valor social de estos bosques urbanos aumente será necesario atender este importante asunto en el futuro.

Otro factor de perturbación, la proliferación de superficies de concreto asociadas a la expansión urbana alrededor del bosque, puede alterar el balance energético debido al efecto de las islas urbanas de calor (Landsberg 1981). Este fenómeno, que ya ha sido descrito para la Zona Metropolitana de San Juan (Velázquez-Lozada y otros 2006), está basado en la relativamente alta capacidad de las superficies urbanas para absorber calor en relación a las zonas rurales periféricas de la ciudad. En el este de Puerto Rico, imágenes infrarrojas identifican superficies asfaltadas con temperaturas de hasta 42.7°C y techos con temperaturas de hasta 53.5°C (Waide y otros 2013). Esto provoca que las ciudades como San Juan mantengan altas temperaturas aun luego de la puesta del sol y hasta tempranas horas de la madrugada lo que resulta en un alto consumo energético debido al uso excesivo de aires acondicionados. Además, en bosques urbanos como el estudiado en CASA, podría provocar alteraciones en los patrones de humedad del suelo y por ende cambios en la actividad de organismos descomponedores que a su vez podrían alterar el comportamiento de consumidores en otros niveles tróficos.

Como una medida de seguridad para los ciudadanos, la Zona Metropolitana de San Juan permanece altamente iluminada durante las noches. Además, debido a la alta densidad poblacional de Puerto Rico y al alto consumo energético, la Isla completa parece un faro en medio del Caribe cuando se observa desde una imagen de satélite nocturna (NOAA 2003, Ramos 2003). El efecto de la alta luminosidad nocturna de la ciudad sobre los

bosques urbanos tropicales no se conoce pero podríamos hacer unas inferencias basadas en observaciones informales con la intención de promover el desarrollo de investigaciones sobre este interesante tema. Una visita o paseo nocturno por algún parque de pelota con las luces encendidas en Puerto Rico revelaría un interesante espectáculo protagonizado por Pitirres (*Tyrannus dominicensis*) que aprovechan la atracción de algunos insectos por las luces artificiales de los parques para alimentarse de ellos. El pitirre, aunque es un ave mayormente de hábitos diurnos parece haberse adaptado al ambiente urbano atrapando insectos nocturnos. Este efecto de atracción por luces artificiales observado en algunos insectos, como las mariposas nocturnas, se conoce como fototropismo y se cree que está vinculado con una adaptación evolutiva de algunas especies de insectos a orientarse durante el vuelo nocturno siguiendo la luz de la Luna. Otra ave nocturna que aprovecha los parques iluminados o centros comerciales para alimentarse de insectos es el Querequequé (*Chordeiles gundlachii*). También, alteraciones en el comportamiento reproductivo de organismos nocturnos como la luciérnaga, o la desorientación de tortugas recién nacidas son resultado de la alta incidencia de luces nocturnas en zonas urbanas (Longcore y Rich 2004). Con estos ejemplos, resulta evidente que la iluminación nocturna de las ciudades tiene efectos sobre el comportamiento de algunos organismos nocturnos. Alrededor de un bosque urbano como CASA, la abundancia de insectos y depredadores nocturnos debe ser alta lo que plantea una ventaja competitiva para los depredadores como el Pitirre y el Querequequé. La abundancia de estas aves en las ciudades como San Juan es probablemente reflejo de la abundancia de alimento disponible. El rol de los bosques urbanos en el mantenimiento de estas poblaciones de insectos y aves nocturnas debe ser importante y merece ser estudiado en la medida que proliferen tanto los bosques como las zonas iluminadas en las ciudades.

CONCLUSIÓN

El objetivo de este artículo es presentar el uso de modelos conceptuales como herramientas para facilitar el entendimiento de conceptos complejos como la complejidad biológica de un bosque. En este proyecto se utilizaron modelos conceptuales de redes tróficas en un bosque tropical urbano. En específico, se desarrollaron modelos diagnósticos al inicio del taller que se compararon contra modelos de aprovechamiento que se desarrollaron al final del taller. Esta comparación permite describir el aprendizaje que hicieron los autores de los modelos. El aprendizaje se evidenció en que el número de organismos, el número de interacciones, el número de factores abióticos, fue mayor en los modelos finales de aprovechamiento. Estos cambios se explican porque los maestros pasaron por el proceso de estudiar el bosque mediante observaciones de campo, lo que cambió su percepción de los organismos del bosque. Adicionalmente, este artículo presenta el modelo integrado del ecosistema del bosque del CASA que recoge el aprendizaje adquirido durante los talleres, donde se proponen alrededor de 50 interacciones y se hacen explícitos los efectos de los factores abióticos, que operan a diferentes escalas y de las perturbaciones antropogénicas.

En comunicaciones personales, los maestros que participaron de este proyecto han expresado que después del taller les resulta más fácil detectar los organismos en el bosque, logran identificarlos y que su enseñanza en el salón cambió porque ellos mismos han incorporado los modelos conceptuales en su enseñanza, como por ejemplo el maestro Elliot López de la Escuela Superior Juan Ponce de León (Florida, Puerto Rico) quien desarrolló un modelo de redes tróficas con sus estudiantes.

Los modelos conceptuales constituyen entonces una herramienta útil que facilita el aprendizaje, permitiendo que eduquemos

generaciones consientes de los ecosistemas y sus servicios y que además promuevan la conservación de los bosques tropicales.

AGRADECIMIENTOS

Quisiéramos agradecer a los maestros participantes de los talleres (Clara Abad, Elliot López, Keyla Soto, Ivellisse Torres, Maritza Rodríguez, Wilmer Rivera, Marisol Samó, Olga Jiménez, Cándida Rodríguez, Áurea Berríos, Glenda Almodóvar, Gladys Dávila y Lilly Troche) y a los recursos técnicos (Dra. Tamara Heartsill-Scalley, Dr. Neftalí Ríos, Emilio Font, y al Dr. Armando Rodríguez) que colaboraron con los maestros para realizar estos trabajos y revisar sus manuscritos. Los autores de esta publicación desean también agradecer a la Dra. Marion Dresner por liderar Ecoplexity y al Dr. Andy Moldenke (Oregon State University) por permitirnos colaborar en este novedoso proyecto. Igualmente, queremos agradecer al Dr. Ariel Lugo y al Dr. Jess Zimmerman por fomentar la educación a los maestros de ciencia de Puerto Rico y por ser ejemplos de dedicación y entrega al estudio de la ecología tropical. Finalmente, al Proyecto Luquillo LTER y al Dr. Nick Brokaw y al Dr. Steven McGee por promover la educación dentro de la investigación ecológica en Puerto Rico. Esta investigación fue realizada como parte del Proyecto PR-TEC, administrado por el proyecto AlaCiMa de la Universidad de Puerto Rico-Recinto de Río Piedras y subvencionado por la Fundación Nacional para las Ciencias (NSF ESIE # 00554379). A la Dra. Hilda Morel, Dra. Josefina Árce, y la fenecida pero eterna Lucy Gaspar, de AlaCiMa, nuestro más sincero agradecimiento.

LITERATURA CITADA

- Brown, S. y A. E. Lugo. 1990. Tropical secondary forests. *Journal of Tropical Ecology* 6(1):1-32.
- Cadenasso, M. L., S. T. A. Pickett, y J. M. Grove. 2006. Dimensions of ecosystem complexity:

- heterogeneity, connectivity, and history. *Ecological Complexity* 3:1-12.
- Center for Disease Control (CDC). 2013. Dengue surveillance weekly report. March 19-25, 2013. CDC Dengue Branch and Puerto Rico Department of Health.
- Cunningham, W. P., y M. A. Cunningham. 2010. *Environmental science: a global concern*. McGraw Hill, 11th. Edition, New York, USA.
- Denslow, J. S. 1980. Gap partitioning among tropical rainforest trees. *Biotropica* 12 (special issue):47-55.
- Forman, R. T. T. 1995. *Land mosaics: the ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, New York, USA.
- Fry, D. M. 1995. Reproductive effects in birds exposed to pesticides and industrial chemicals. *Environmental Health Perspectives* 103(7):165-171.
- Helmer, E. H., O. Ramos, T. del M. López, M. Quiñones y W. Diaz. 2002. Mapping the forest type and land cover of Puerto Rico: a component of the Caribbean biodiversity hotspot. *Caribbean Journal of Science* 38(3-4):165-183.
- Klein, B. C. 1989. Effects of forest fragmentation on Dung and Carrion Beetle Communities in Central Amazonia. *Ecology* 70:1715-1725.
- Landsberg, H. E. 1981. *The urban climate*. Academic Press, Maryland, USA.
- Longcore, T. y C. Rich. 2004. Ecological light pollution. *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(4):191-198.
- Lugo, A. E. 2009. The emerging era of novel tropical forests. *Biotropica* 41(5):589-591.
- Michener, W. K., T. J. Baerwald, P. Firth, M. A. Palmer, J. L. Rosenberger, E. A. Sandlin, H. Zimmerman H. 2001. Defining and unraveling biocomplexity. *BioScience* 51(12):1018-1023.
- NASA Earth Observatory. 2013. Tropical deforestation. <http://earthobservatory.nasa.gov/Features/Deforestation/> recuperado en marzo 21, 2013.
- NOAA. 2003. Nighttime lights of world. <http://sabr.ngdc.noaa.gov/ntl/>. Recuperado el 25 de abril de 2013.
- Pimentel, D., U. Stachow, D. A. Takacs, H. W. Brubaker, A. R. Dumas, et al. 1992. Conserving biological diversity in agricultural/forestry systems. *BioScience* 42(5):354-362.
- Ramos, O. M. 2003. Manto de oscuridad nocturna: patrimonio natural olvidado. *Acta Científica* 17(1-3):3-9.
- Reagan, D. P. y R. B. Waide. 1996. *The food web of a tropical rain forest*. The University of Chicago Press. Chicago, Illinois, USA.
- Rivero, J. A. 1998. *Los anfibios y reptiles de Puerto Rico*. 2da Edición. Editorial de la Universidad de Puerto Rico. San Juan, Puerto Rico, USA.
- Smith, R. L. y T. M. Smith. 2001. *Ecology and field biology*. 6th Edition. Benjamin Cummings. New York, New York, USA.
- Southwood, T. R. E., V. K. Brown, y P. M. Reader. 1979. The relationship of plant and insect diversities in succession. *Biological Journal of the Linnean Society* 12:327-348.
- Tilman, D. 1997. Community invisibility, recruitment limitation and grassland biodiversity. *Ecology* 78(1):81-92.
- Turner, M. G., R. H. Gardner, R. V. O'Neill. 2001. *Landscape ecology in theory and practice*. Springer Verlag. New York, USA.

- Velázquez-Lozada, A., J. E. González, y A. Winter. 2006. Urban heat island effect analysis for San Juan, Puerto Rico. *Atmospheric Environment* 40(9):1731-1741.
- Waide, R. B., D. E. Comarazamy, J. E. González, C. A. S. Hall, A. E. Lugo et al. 2013. Climate variability at multiple spatial and temporal scales in the Luquillo Mountains, Puerto Rico. *Ecological Bulletins* 54:21-42.
- World Health Organization (WHO). 2009. Dengue: guidelines for diagnosis, treatment, prevention, and control. 146 p. Accedido el 25 de septiembre de 2013 en http://whqlibdoc.who.int/publications/2009/9789241547871_eng.pdf.
- Yasmin, S. and D. D'Souza. 2010. Effects of pesticides on the growth and reproduction of earthworm: A review. *Applied and Environmental Soil Science*. Article ID 678360, 9 pages doi:10.1155/2010/678360.

IN SEARCH OF AN ADAPTIVE SOCIAL-ECOLOGICAL APPROACH TO UNDERSTANDING A TROPICAL CITY

*Ariel E. Lugo¹, Carmen M. Concepción², Luis E. Santiago-Acevedo²,
Tischa A. Muñoz-Erickson¹, Julio C. Verdejo Ortiz², Raúl Santiago-Bartolomei²,
Jimena Forero-Montaña³, Christopher J. Nytch⁴, Harold Manrique⁴,
and Wanda Colón-Cortés⁵*

¹International Institute of Tropical Forestry, USDA Forest Service, Río Piedras, PR

²Graduate School of Planning, University of Puerto Rico, Río Piedras, PR

³Biology Department, University of Puerto Rico, Río Piedras, PR

⁴Department of Environmental Sciences, University of Puerto Rico, Río Piedras, PR

⁵*Proyecto Caribeño Justicia y Paz*, Río Piedras, PR

ABSTRACT

This essay describes our effort to develop a practical approach to the integration of the social and ecological sciences in the context of a Latin-American city such as San Juan, Puerto Rico. We describe our adaptive social-ecological approach in the historical context of the developing paradigms of the Anthropocene, new integrative social and ecological sciences, and the social and ecological conditions in San Juan. The problems faced by tropical cities are more complex than implied by isolated studies of their sociology and ecology, a situation that demands a higher level of integration of available knowledge, i.e., a transdisciplinary approach. Underscoring our effort was the added challenge of making our work understandable and useful to the citizens of San Juan, while maintaining academic rigor in our research. Our working definition of Social-Ecology is “the combination of the social and ecological both objectively and subjectively at the level of the individual and the community to assure a healthy and livable society”.

INTRODUCTION

As the complexity of global environmental issues increases and our civilization becomes increasingly vulnerable to forces that humans themselves have unleashed, scientists are forced to seek novel solutions and approaches for coping with the Anthropocene, the era of human domination over the world (Crutzen

2002). From a technological perspective alone it is fascinating to observe the application of new technologies that facilitate research at all scales of space and time at which the effects of the Anthropocene on human and natural systems occur. Some of these technologies include remote sensing, geographic positioning and information systems, smart phone technology, wireless data transmission, and

powerful computers that process unprecedented quantities of data and execute global models that require months of computing time for a single run. Although illuminating to the understanding of the biophysical processes that influence ecosystems, this explosion of available technology for addressing global environmental phenomena falls short in providing an understanding of the scope of issues that we face as a civilization and much less their solutions. Similarly, the continuing failures of classic economics to anticipate boom-bust cycles and conserve vital biodiversity have been attributed to the narrow focus of the discipline and have led many to suggest alternative economic theories such as biophysical economics (Hall and Klitgaard 2012). Technology, classic economics, and biophysical sciences all fall short, because the problems of our society are as much social problems as they are problems with a biophysical foundation. We ignore either aspect at our own peril.

Luckily, it is now axiomatic that the Anthropocene requires a coupled social and ecological approach to the issues facing humanity (Pickett et al. 1997, Turner et al. 2003, Redman et al. 2004, Ostrom 2009). Moreover, there is a fast growing literature within academic circles that focuses on defining transdisciplines that seek the right combination of social and ecological approaches to address the multi-dimensional and complex problems of the world (Esbjörn Hargens and Zimmerman 2009, O'Brien 2009, Salas Zapata et al. 2011). In this essay we review and accept these new approaches as important, in fact essential, for making progress in the solution of the environmental and social problems that people face, particularly in cities. We are interested in developing a practical approach to the integration of social and ecological sciences that is adaptable to the particular social and ecological situation that we face in the Latin-American tropics.

A CHANGING PARADIGM FOR DEALING WITH PEOPLE AND THE ENVIRONMENT

The Anthropocene era not only requires us to understand the fundamental changes that occur in social and ecological systems, but it also requires a different approach to conservation. Kareiva et al. (2011) suggest that we jettison idealized notions of nature, parks, and wilderness and forge a more optimistic, human friendly vision for the relationship between people and the environment. They emphasize that the focus needs to center on protecting a nature that is dynamic and resilient, that is in our midst rather than far away, and that sustains human communities. The implication is clear; the focus of a human-nature relationship has to be personal and relevant. The same argument was made earlier by Macnaghten (2003) who observed that public support for global environmental problems has decreased and that the public interest in environmental issues is more likely to be attended when the environmental problems intersect with their personal experiences and interests. As an example, people are unlikely to become engaged in the issue of sea level rise as long as it is presented in terms of sea level increases of millimeters per year over a century. However, when an unprecedented tidal surge floods the New York City subway system and destroys countless coastal communities, personal experiences come to the forefront and people will be more likely to pay attention to this particular global phenomenon of the Anthropocene.

Personal experiences contribute to the type of deliberative, reflexive, and adaptive relationships in society that lead to novelty, social transformation, and adaptability (Macnaghten 2003, Leach 2008) and constitute a new paradigm for cultivating innovative social-ecological approaches among city dwellers. Deliberative approaches require bringing together “diverse

actors to render explicit, and discuss and negotiate, their particular views of the world” (Leach 2008, p 1792). “Reflexive governance goes further to engage with the implications of plural framing of what constitutes the social-ecological system, and the implications of Sustainability goals, recognizing that these are contingent and conditioned by divergent social values, historical experiences, interests, and institutional commitments” (Leach 2008, p 1792).

“Adaptive governance emphasizes flexibility, experimentation, and learning as strategies for anticipating and dealing with unintended consequences.” (Leach 2008, p 1791). This type of governance is appropriate to situations of rapid change and high uncertainty like those of the Anthropocene. In an analysis of eight cities that take sustainability seriously, Portney (2003) found that but for one city, the most consistent characteristic that bound the cities together was that they all had an aggressive indicators program, meaning they collect information from which to learn and adapt as conditions in the city change. Notably, another common characteristic among these cities was that their sustainability efforts were initiated by non-profit, non-governmental organizations, demonstrating the importance of inclusivity in city governance and the promotion of innovation.

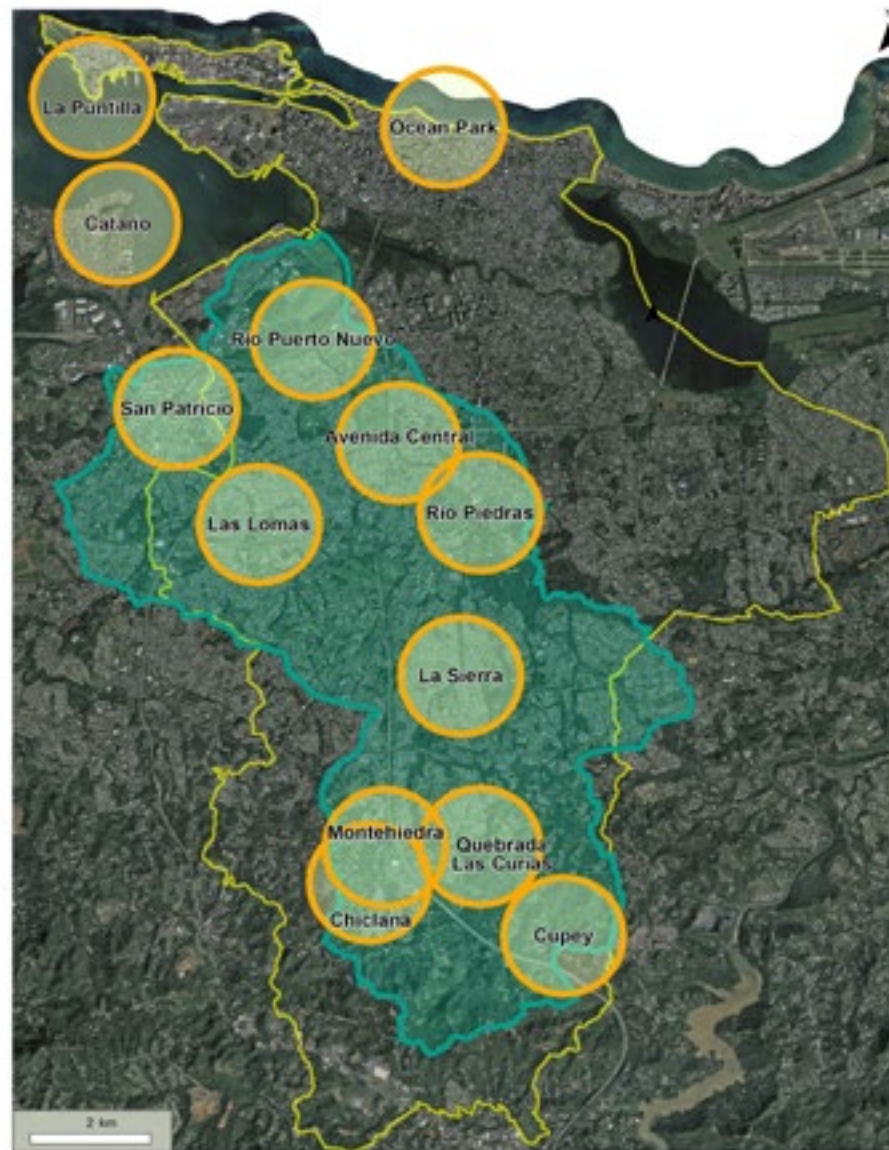
Adaptability within a human social-ecological ecosystem occurs within both the social and ecological components of the ecosystem and more interestingly and controversially occurs as a result of the interactions between the cultural and ecological subsystems of the human ecosystem (Gual and Norgaard 2010). Gual and Norgaard (2010) reviewed empirical examples of evolution and coevolution within biotic and cultural systems and proposed a theory for the coevolution between the social and ecological systems

(their Figure 1). The controversy of whether or not cultural systems affect the evolution of the biota and vice versa is outside the scope of our discussion. However, the point that we emphasize is that all components of the human ecosystem have the capacity to evolve, and do so; and in so doing adapt to the changing biophysical and cultural environment created by humans of which urban systems are the most visible and potentially dominant. Such evolutionary change is at the heart of the innovation needed to make these systems adaptable, resilient, livable, and desirable.

WHY A SOCIAL-ECOLOGICAL APPROACH?

There is always a justification in any disciplinary research effort to improve understanding and knowledge of natural or human systems through multi- and interdisciplinary scholarship, and such justification remains true of social-ecological research. Scientific research enlightens understanding, informs policy, and should benefit people. However, the benefits that humans derive from research are not always direct, and it is common for large portions of scientifically derived knowledge to remain isolated within the walls of academia and government and not yield to people all the benefits that such knowledge could deliver. A major justification for social scientists and ecologists to come together into a social-ecological modality of research is to jointly seek ways to enhance comprehension of complex social-ecological systems, to improve the access and quality of knowledge to people, and to engage a solution-seeking sector of society in order to advance the optimal development of humans. Therefore, the social-ecological approach is consonant with UNESCO’s 2009 report of human development, which stated that “...people develop their potential, improve their possibilities, and enjoy the necessary freedom to live the life they aspire.”

FIGURE 1. Social-ecological sampling grid for the Río Piedras River Watershed and the city of San Juan. The yellow boundary delineates the municipality and the colored area delineates the watershed and sub-watersheds of the Río Piedras. The 13 orange circles are the half-kilometer buffer surrounding each sampling point.



IN SEARCH OF THE SOCIAL- ECOLOGICAL APPROACH

While the concept of social-ecological systems has been influenced epistemologically by perspectives from the social sciences (e.g., cultural theory in anthropology, human

geography, etc.) and the physical sciences (e.g., complexity theory), only recently has it coalesced into an integrative approach with the explicit collaboration between ecological and social scientists to understand resilience in social-ecological systems (Lugo 1991, Folke 2006, Berkes et al. 2002). Yet, even with these

TABLE 1. Social and ecological indicators for the city of San Juan, Puerto Rico. Social data are from the U.S. Census Bureau American Community Service and apply to 2011 and from the Instituto de Estadísticas de Puerto Rico (2011) unless otherwise indicated. Environmental indicators are from the USDA Forest Service, International Institute of Tropical Forestry at Río Piedras, Puerto Rico.

| | |
|---|-------------------|
| Climatic Life Zone sensu Holdridge (1967) | Subtropical moist |
| Mean annual rainfall range (mm) | 1,509-1,755 |
| Mean annual temperature range (Centigrade) | 25.7-25.9 |
| Annual temperature range (Centigrade) | 23.9-27.2 |
| Elevation range (meters) | 0 to 150 |
| Forest cover (percent) | 17 |
| Green Area cover (percent) | 50 |
| Population | 389,714 |
| Percent male to percent female | 45.9 to 54.1 |
| Percent under 18 yr to percent over 65 yr | 21.3 to 17.5 |
| Population change (2000-2010) in percent | -6.40 |
| Land area (square kilometers) | 126.74 |
| Population density (inhabitants per square kilometer) | 3,075 |
| Median age of the population | 39.5 |
| Educational attainment population 18 years and over | |
| Percent high school graduate | 46.8 |
| Percent bachelor's degree or higher | 42.6 |
| Mean family annual income (dollars) | 45,381 |
| Percent under \$10,000 to percent over \$100,000 | 24.0 to 10.4 |
| Employment status population 16 years and over (percent)* | |
| Employment rate | 44.6 |
| Unemployment rate | 16.8 |
| Labor participation rate | 46.3 |
| Percent families below poverty level | 40.6 |
| Housing units | 189,489 |
| Means of transportation to work (percent) | |
| Car, truck or van (drove alone) | 70.5 |
| Car, truck or van (carpooled) | 11.0 |
| Public transportation (excluding taxicab) | 10.4 |
| Walked | 5.8 |
| Others (taxicab, bicycle, motorcycle) | 2.3 |
| Vehicles available per unit of occupied housing | |
| None | 42,179 |
| One | 60,425 |
| Two or more | 42,390 |
| Violent crimes and other felonies** | |
| Homicide | 232 |
| Robbery | 1,560 |
| Rape | 9 |
| Aggravated assault | 345 |

TABLE 1. Social and ecological indicators for the city of San Juan, Puerto Rico. Social data are from the U.S. Census Bureau American Community Service and apply to 2011 and from the Instituto de Estadísticas de Puerto Rico (2011) unless otherwise indicated. Environmental indicators are from the USDA Forest Service, International Institute of Tropical Forestry at Río Piedras, Puerto Rico (continuación).

| | |
|---------------------------------------|--------|
| Burglary | 1,604 |
| Theft/Larceny | 5,954 |
| Auto theft | 1,421 |
| All violent crimes and other felonies | 11,125 |

*Although U.S. Census data do not correspond to figures provided by the Puerto Rico Department of Labor, the data suggest a trend in labor force indicators. According to the Puerto Rico Department of Labor, preliminary unemployment rate for San Juan was 11.7 percent for 2011.

**Puerto Rico Police Department, San Juan Region.

developments, the social-ecological approach to the study of cities is relatively new for both the social and ecological sciences. For example, the 5th edition of the dictionary of sociology (Abercrombie et al. 2006) does not mention the term or the approach. Similarly, recent books on urban ecology (Breuste et al. 1998, Nimelä 2011) recognize the importance of sociology to understanding urban systems but are silent on fully integrated social-ecological approaches. Finally, Pickett et al. (1997) presented a formal articulation of the approach to study a city as a social-ecological system by ecologists and social scientists.

The notion of ecosystem services is an obvious way of illustrating the connections between the ecological systems that supply the services and the social systems, which benefit from their successful delivery (Nimelä 2011). Redman et al. (2004) emphasized that the relationship between social and ecological systems should be focused on their interactions to shed light on the social dimensions of ecological change and the ecological dimensions of social change. Building on the work of G.E. Machlis and others, Pickett et al. (1997, 2011) diagramed the many interactions between social and ecological systems and advocated an ecosystem approach to the study of these interactions.

Specifically, they discussed the advantages of using a watershed approach for delineating subsystems, tracking mass and energy fluxes of social ecological systems, and as an integrating tool, to tie together information from different sources (Pickett et al. 1997, 2011). They also suggested, as we will do, that a city is a human ecosystem with social and natural components (a social-ecological system).

Our mixed group of social and natural scientists dedicated two years to the development of this transdisciplinary effort, which we describe below. Our approach involved a diverse series of activities that immersed our group, which had not worked together before, in a variety of intellectual exercises of discovery and self-improvement that expanded everyone's horizons and thrust us into a higher level of understanding of how a city works and how we might approach its study.

We agreed that a social-ecological approach is characterized by:

- The inclusivity of as many sectors of the city as want to be included.
- The dependency on all available knowledge, regardless of discipline of origin.

- The synthesis of such knowledge.
- Its focus on human wellbeing and the sustainability of the institutions and ecological systems that support both humans and their institutions.
- An integrated explanation of the processes and social-ecological interrelations that take place in the city.
- Recognition of the importance of the knowledge, perceptions, awareness, and experiences of urbanites with their surrounding environments (local knowledge) to the production of knowledge and decision-making processes in the city.
- Taking into consideration the way decisions are made both individually and institutionally.

If we are correct on our depiction of the characterization of a social-ecological approach for understanding how cities function, we can immediately list the challenges that must be overcome by a group of budding social-ecologists as they transition their work from a disciplinary to a social-ecological approach. The most immediate challenge is to overcome the traditional disciplinary barriers that isolate information and limit the scope of analysis. This is facilitated if we agree on a common vocabulary that would assure that we use the same meaning for commonly used, but differentially defined concepts in our respective fields. We also need a new and open attitude towards collaboration and sharing of data and insights. This should lead to sharing both problem identification and solutions to issues. Such shared and open collaboration requires respect for all participants and their particular disciplines and points of view as well as the development of trust among all participants. The strength of collaborations is soon tested during the decision-making process of developing methodologies, analysis and interpretation of

data, and citizen involvement in the scientific method. Group participants must assure that the group always has access to the best information available, an outcome that is facilitated by the breadth of disciplines and knowledge groups present in the team. Knowledgeability, or the coordination of such diversity of information sources, becomes a major issue with which to contend for social-ecological teams. The success of the group in dealing with acquired knowledge is critical to its effectiveness and allows the group to develop and depend on networks of information exchange to advance understanding. As these information networks develop and prove effective by containing data collected reliably and with appropriate quality controls, social-ecological approaches require that the group look forward to the possibilities of alternate configurations and states of social-ecological systems within the city.

SAN JUAN, PUERTO RICO

San Juan is a tropical city with a Hispanic heritage that dates back over 500 years. The city is densely populated (Table 1), and is the center of economic and urban cultural activity for Puerto Rico. San Juan is subject to the effects of urban sprawl, overdevelopment, organized crime, top down government, and environmental problems such as heat islands, rising sea level, urban flooding, and polluted surface waters. The social fabric is fragmented by the way the residential districts are laid over the landscape with the resulting in social stratification and low levels of environmental justice. San Juan is also the center of government (municipal, insular, and federal) and hosts many non-governmental organizations and institutions of research and higher learning, including the University of Puerto Rico, the island's leading university. This means that there is sufficient knowledge and means within the city to address social and ecological problems and orient city development towards inclusivity, sustainability, resilience, and livability.

San Juan is a city in a beautiful setting. On the north it fringes the vast Atlantic Ocean, and to the south and east enjoys the vista of the Central Cordillera and the Luquillo Mountains. Over fifty percent of the land cover of San Juan has green cover, which provides the city with a beautiful tapestry of tropical vegetation that together with its interconnected mangrove-lined lagoons give the appearance that the gray infrastructure of the city is embedded within a lush green infrastructure. While this ecological setting is an asset to city functioning, for example the steady trade winds moderate climate and disperse air pollutants, the social indicators are not as favorable for the city (Table 1). The outlook of many of its citizens reflects despair and a sense of impotence in the face of socioeconomic conditions beyond their control. The list of citizen woes is typical of that of many other metropolitan areas, particularly in the tropics: concern for personal and public safety due to rampant criminal activity; concern for public health due to exposure to overflowing sewage lines, dengue epidemics, and Saharan dust; traffic congestion; poor government services; deteriorating and poorly maintained gray infrastructure; official intolerance and limited outlets for public expression and meaningful dialogue with government agencies; a sense of a corrupt and biased governance with resulting social injustice; and dysfunctional government agencies.

Like most world citizens, those of San Juan worry about their quality of life and rather than sustainability seek a livable city. Livability is a concept that is more relevant and attainable to individual city dwellers than the idea of sustainability, which by its nature appears more distant in terms of its payoff for people. The livability of the city, like sustainability, is a concept rooted in the development trajectory of the city, and as such is subject to analysis and improvement (Portney 2003, 2009).

Therefore, any progress made in the solution of city woes should not only affect its long-term sustainability, but also its short-term livability and maintenance. The question that we address first is: What is the role of the social and natural sciences in informing such improvements?

TRADITIONAL ECOLOGICAL AND SOCIAL SCIENCES IN THE CITY AND THEIR COMBINATION

The study of the ecological systems of San Juan has surprised ecologists who had a low expectation of the levels of biodiversity that they would encounter in the city environment (Lugo 2010). For example, in the heavily polluted Río Piedras River, a river that originates and has its entire watershed within city limits, ecologists found over 30 aquatic taxa including native species deemed extremely rare in the island (Lugo et al. 2011, Ramírez et al. 2012). How can such a diverse fauna survive in heavily modified and polluted waters? Similarly, native and endemic tree species occur within the city along with introduced tree species, forming novel forest types unprecedented on the island. Bands of introduced granivore birds, including macaws, parrots, and parakeets fly everyday over the city making their presence felt with their loud calls and large numbers and in the process awing urbanites who are unused to such displays of avian abundance. These examples of natural history observation and ecological research within the city illustrate what ecology does best in urban environments: it informs about the nature and extent of green infrastructure within the city, and provides guidelines by which to base actions for conserving the ecological values of the city. When a disturbance such as a hurricane strikes the city, ecological research can measure the effects on city vegetation and help mitigate effects and restore the resilience of urban forests (Duryea et al. 2007). Moreover, ecological studies of the relationship between terrestrial and aquatic systems in the city inform

about the importance of soils and vegetation for improving the quality of urban surface waters. Ecological knowledge also contributes to educating the public about the type and properties of ecological systems within city limits and developing ecological literacy (Orr 1992, Capra 1995). While these ecological activities constitute a significant contribution of the natural sciences to overall city functioning and management, they frequently fall short in effectiveness because ecologists traditionally work alone and communicate the findings of their research to a very limited audience usually missing most sectors of the city.

Social scientists approach the city with a great breadth of disciplinary diversity. They typically consider the environmental, economic, and social conditions within the city in order to make sense of social structures in political, economic, and cultural contexts. The emphasis is on the social causes of both environmental and social urban problems using urban economic models, for instance as well as focusing on the implications of urban sprawl to human health, community, and well being. Considering an example from Puerto Rico, a group of social and environmental scientists teamed up to promote “smart growth” concepts to island development (Juncos Gautier et al. 2009). Understanding the use of power and how decisions are made in such critical processes as the organization and use of urban space are also emphasized by social sciences studies in San Juan. In another example from southeastern Australia, Luck et al. (2009) related vegetation change over 15 to 20 years of socio-economic change in urban neighborhoods. Social scientists share with ecological scientists the reality that their studies, while important and relevant to the understanding and livability of the city, are not generally known to the public and contribute little to the decision-making processes of the city, so well described by the studies themselves.

Most important to our analysis, the

problems faced by the city reflect a situation much more complex than implied by isolated studies of the ecology or sociology of the city. Since the city is neither an ecological nor a social system, but a social-ecological system, it behooves those that want to study and understand the city to approach the studies from a social-ecological perspective, rather than from the perspective of individual disciplines. In attempting to do so, one immediately comes to the realization of the complexity inherent in a social-ecological system such as a city, a complexity that transcends the complexity of its component social and ecological systems by themselves. The following examples illustrate how social studies conducted as part of the San Juan ULTRA umbrella revealed unexpected and surprising findings that would not have surfaced if only the ecological or social component were considered in isolation.

Ramos et al. (this volume) found that during the past fifty-years, green area availability decreased in two lower income neighborhoods, while remaining nearly constant in a higher income neighborhood both within the Río Piedras River Watershed. Traditional research at a watershed scale and a more extensive time period does not reveal understanding about the relationship between household income and neighborhood green area availability.

Another study (Santiago et al., this volume) found that much of the population in the Río Piedras Watershed has poor access to parks or other green public areas. Lack of accessibility is compounded by the incidence of criminal activities within the green service areas. As a result, residents may be deterred from using a park during certain hours, and their use for recreation activities is rather limited. By looking at green areas from the residents’ perspective, the study underscores the deficiency of this resource despite the nearly 50 percent green cover in the city.

A third study (Santiago Bartolomei et al., this volume) found that the current institutional and legal framework for flood management is ill suited to foster risk awareness and local adaptation strategies for flood-prone communities in the Río Piedras Watershed. Forty eight percent of surveyed residents from flood-prone communities in the watershed did not feel at risk from flooding even though they lived in a FEMA designated Special Designated Hazard Area. Institutional adaptive capacity is further weakened by a lack of attention to the watershed as a planning unit by the central management agencies in the city's governance network (Muñoz-Erickson 2012), thus creating an institutional void in the management of flood risk through land use planning. Once again, a social-ecological analysis is necessary to gain a broader understanding of the sources of vulnerability to flooding.

OUR APPROACH TO STUDYING SAN JUAN

San Juan does not appear to be on a path towards a reduction of its vulnerability to events that result from unresolved social and ecological issues, a situation that degrades life quality and anticipates an uncertain future for many sectors of the population. Therefore, a group of us from the social and natural sciences decided to integrate our collective disciplinary understanding of the city into models and approaches reflective of the academic standards being developed for the new integrative science of social-ecology. Our focus, while academically rigorous, was intentionally designed to be practical and understandable to the people of San Juan, regardless of their academic preparation. This essay introduces a special issue of *Ecology and Society* where we provide an initial report on how we have worked to conquer the barriers that prevent social and natural scientists from working together and the

barriers that prevent academic research results from being communicated to the residents of San Juan. Therefore our research had a dual goal. First, we wanted to improve our understanding of San Juan as a social-ecological system; second, we wanted to share our progress with the residents and organizations in San Juan, so that knowledge could be injected into the information network of the city through public empowerment.

We summarize in Table 2 the key actions that we undertook to develop our social-ecological approach to the study of San Juan. We first made an island-wide call for collaboration in the research, and assembled the research group from those who responded and persevered. From the outset we insisted in maintaining a 1 to 1 ratio of social and natural sciences participants and we worked very hard at developing personal relationships among all participants to assure that the group felt comfortable with each other. We also implemented an extensive participatory approach that included surveys, face-to-face interviews, meetings, and informal interactions to assess the needs and knowledge priorities of different social groups in the city and thus frame research questions that are relevant and timely to issues facing the city. Among the intellectual exercises that we conducted were: developing a heuristic model of the city agreeable to all, developing a glossary of terminology with definitions from the social and physical sciences and Webster's dictionary, and involving the general public and government agencies in all our meetings.

A team of natural and social scientists designed resident surveys and selected sampling sites (Fig. 1). We made sure that field sites and questionnaires satisfied required criteria for both social and natural sciences and that a majority of results could be interpreted within a social-ecological context. Data and manuscripts are shared freely within the group. We adopted a watershed approach for extensive studies of

TABLE 2. Steps and key actions that we undertook to develop our social-ecological approach to the study of San Juan.

1. Setting the social-ecological context

Review of the scientific, policy, media, and gray literature to identify key social and ecological issues that the city faces.

Island-wide calls for review of preliminary context and participation in setting an interdisciplinary agenda.

2. Framing the social-ecological research agenda

Survey of stakeholder knowledge and research needs.

Field trips of stakeholders and scientists along the watershed to deliberate and identify key social-ecological issues.

3. Crossing disciplinary boundaries

Interdisciplinary workshops to frame agenda and develop integrated research plan.

Developed a common vocabulary through a glossary of disciplinary and cross-disciplinary terms.

Set up research teams with a 1 to 1 ratio of social and natural scientists.

4. Building an epistemic community

Developed a heuristic social-ecological model of the city to stimulate deliberation and cross understanding of the different perspectives of the city between natural and social sciences.

Held community forums to communicate and evaluate the research plan with the non-scientific community. Social and natural scientists deliberated sampling criteria and developed a mutually agreeable sampling network where all of our social-ecological data would be collected (13 sites across the watershed were selected).

5. Collaborative knowledge production

Natural and social scientists collaborated in the development of a household survey to characterize resident's perceptions, use, and management of green areas and yards.

Cross-trained students from the social and natural sciences to work together in the implementation of the household survey.

Every year we held three All-Scientists Meeting to facilitate cross-collaboration among research groups, and an Annual Meeting to synthesize results and share with stakeholders and the general public.

6. Synthesis, Application and Reflexivity

Used social network analysis map to reflect on our role and contribution to the city's knowledge-action network.

Held Synthetic Meeting to link research highlights to our SES system conceptual framework and evaluate the vulnerability and adaptive capacities of the city with respect to the desired futures and expectations.

Developed an education and public outreach program - Registering my Watershed: Knowing and Celebrating the Rio Piedras - that included water sampling activities with schools, restoration events with local community groups, oral history documentation, and an environmental fair.

7. Adaptation and re-organization

Held face-to-face meetings with stakeholders and other community members to evaluate ULTRA's science products and performance and provide input on new necessities.

Re-focusing our research to the role of novel ecological and social systems related to green areas and their contribution to building adaptive capacity of the city.

the city and scaled down to community and household levels for questions addressing smaller scales and more intensive sampling. We cross-trained graduate students and made sure that fieldwork, including administering questionnaires to households, was carried out jointly between physical and social scientists. We conducted workshops especially designed to inform community leaders and the public about our research and we queried the public on changes in research priorities while also informing them of research progress and results. To become a source of information and facilitate its transfer within and outside academia, we established a highly interactive web page where we post the results of all our activities and the public can post geographic-specific information about any point within the study watershed (visit [www.http://sanjuanultra.org/](http://sanjuanultra.org/)). Team members participate in many public and academic fora, reaching thousands of individuals and creating an institutional presence to the study group.

Once we established the sampling grid over the city and assured that all research involved both social and ecological components, the methods used for specialized studies followed the rigor of the corresponding specialties. Not only does the context and interpretation of the research results become social-ecological, but also scientists have undergone a transformation that requires them to think of future scientific inquiries as inter-disciplinary, or perhaps trans-disciplinary endeavors.

A challenge to the natural sciences is recognizing the subjectivity of science, particularly when natural scientists are trained to believe the myth of the objectivity in the physical sciences (Salas Zapata et al. 2011). Accepting subjectivity and recognizing that the researcher is part of the system it studies represent a major adaptive change in the mindset of the natural scientists in our research group. Recognition of the role of subjectivity in research is often accompanied by the

acceptance and use of methods complementary to the scientific method.

A constructivist approach recognizes various forms of knowledge acquisition and validation outside of the traditional scientific method. Methods range from purely quantitative to purely qualitative, with most empirical applications falling somewhere in the middle. One measure of integration within our research group is the acceptance and use of methods not traditionally used in respective fields of study. A group of social and natural scientists became familiar with various research methods that frequently pushed them outside their comfort zones.

Another challenge for us was agreeing on a simple definition of social-ecology, one that we can share and explain to the public. The key is to include critical aspects of the new science while using non-technical terminology. We defined social-ecology simply as the combination of the social and ecological both objectively and subjectively at the level of the individual and the community to assure a healthy and livable society. Our search for a practical and adaptive approach to social-ecology in the tropics is far from over, but we have a solid beginning and expect to continue improving in the coming years.

ACKNOWLEDGMENTS

This manuscript originated as part of a keynote address by three of us to the Enrique Marti Coll Urban Congress in San Juan, Puerto Rico in 2011, and was then expanded as part of a graduate seminar in the School of Planning of the University of Puerto Rico. Work was supported by the National Science Foundation under grant number 0948507 and was done in collaboration with the University of Puerto Rico. Olga Ramos, USDA Forest Service, developed Figure 1.

LITERATURE CITED

- Abercrombie, N., S. Hill, and B. S. Turner. 2006. The penguin dictionary of sociology. 5th edition. Penguin Books, London, UK.
- Berkes, F., J. Colding and C. Folke. 2002. Navigating social-ecological systems: building resilience for complexity and change. Cambridge University Press, UK.
- Breuste, J., H. Feldmann, and O. Uhlmann, editors. 1998. Urban ecology. Springer, Berlin Heidelberg, Germany.
- Capra, F. 1995. *The web of life*. Harper Collins.
- Crutzen, P. J. 2002. Geology of mankind. *Nature* 415:23.
- Duryea, M. L., E. Kampf, R. C. Littell, and C. D. Rodríguez Pedraza. 2007. Hurricanes and the urban forest: II. effects on tropical and subtropical tree species. *Arboriculture & Urban Forestry* 33:98-112.
- Esbjörn Hargens, S. and M. E. Zimmerman. 2009. An overview of integral ecology. Pages 1-14 Resource Paper No. 2. Integral Institute, Louisville, Colorado, USA.
- Folke, C. 2006. Resilience: the emergence of a perspective for social-ecological systems analyses. *Global Environmental Change* 16:253-267.
- Gual, M. A. and R. B. Norgaard. 2010. Bridging ecological and social systems coevolution: a review and proposal. *Ecological Economics* 69:707-717.
- Hall, C. A. S. and K. A. Klitgaard. 2012. Energy and the wealth of nations: understanding the biophysical economy. Springer, New York, USA.
- Holdridge, L. R. 1967. Life zone ecology. Tropical Science Center, San José, Costa Rica.
- Instituto de Estadísticas de Puerto Rico. 2011. Instituto de Estadísticas de Puerto Rico, San Juan, PR. [online] URL: <http://estadisticas.gobierno.pr/>
- Juncos Gautier, M. A., J. Hernández, S. I. Vázquez, J. Carbonell, and N. Barreto, editors. 2009. Hacia el desarrollo inteligente: 10 principios y 100 estrategias para Puerto Rico. Centro de Estudios para el Desarrollo Sustentable, Universidad Metropolitana, Bayamón, PR.
- Kareiva, P., R. Lalasz, and M. Marvier. 2011. Conservation in the Anthropocene. *Breakthrough Journal* 2:26-36.
- Leach, M. 2008. Pathways to sustainability in the forest? misunderstood dynamics and the negotiation of knowledge, power, and policy. *Environment and Planning A* 40:1783-1795.
- Luck, G. W., L. T. Smallbone, and R. O'Brien. 2009. Socio-economics and vegetation change in urban ecosystems: patterns in space and time. *Ecosystems* 12:604-620.
- Lugo, A. E. 1991. Cities in the sustainable development of tropical landscapes. *Nature and Resources* 27:27-35.
- Lugo, A. E. 2010. Let's not forget the biodiversity of the cities. *Biotropica* 42:576-577.
- Lugo, A. E., O. M. Ramos González, and C. Rodríguez Pedraza. 2011. The Río Piedras watershed and its surrounding environment. USDA Forest Service FS-980, Washington, D.C., USA.
- Macnaghten, P. 2003. Embodying the environment in everyday life practices. *The Sociological Review* :63-84.
- Muñoz-Erickson, T. A. 2012. How cities think: knowledge-action systems for urban sustainability. Dissertation, Arizona State University. Tempe, Arizona, USA.
- Nimelä, J., editor. 2011. Urban ecology: patterns, processes, and applications. Oxford University Press, Oxford, UK.

- O'Brien, K. 2009. Responding to climate change: the need for an integral approach. Pages 1-12 Resource Paper No. 4. Integral Institute, Louisville, CO.
- Orr, D.W. 1992. Ecological literacy: education and the transition to a postmodern world, State University of New York Press, New York, New York, USA.
- Ostrom, E. 2009. A general framework for analyzing sustainability of social-ecological systems. *Science* 325:419-422.
- Pickett, S. T. A., M. L. Cadenasso, J. M. Grove, C. G. Boone, P. M. Groffman, E. Irwin, S. S. Kaushal, V. Marshall, B. P. McGrath, C. H. Nilon, R. V. Pouyat, K. Szlavecz, A. Troy, and P. Warren. 2011. Urban ecological systems: scientific foundations and a decade of progress. *Journal of Environmental Management* 92:331-362.
- Pickett, S. T. A., W. R. Burch, Jr., S. E. Dalton, T. W. Foresman, J. M. Grove, and R. Rowntree. 1997. A conceptual framework for the study of human ecosystems in urban areas. *Urban Ecosystems* 1:185-199.
- Portney, K. E. 2003. Cities that take sustainability seriously? profiles of eight cities. Pages 178-219 in K. E. Portney, editor. *Taking sustainable cities seriously: economic development, the environment, and quality of life in American cities*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Portney, K. E. 2009. Sustainability in American cities: a comprehensive look at what cities are doing and why. Pages 228-254 in D. A. Mazmanian and M. E. Kraft, editors. *Toward sustainable communities: transition and transformations in environmental policy*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts, USA.
- Ramírez, A., A. Engman, K. G. Rosas, O. Pérez Reyes, and D. M. Martinó Cardona. 2012. Urban impacts on tropical island streams: some key aspects influencing ecosystem response. *Urban Ecosystems* 15:315-325.
- Redman, C. L., J. M. Grove, and L. H. Kuby. 2004. Integrating social science into the long-term ecological research (LTER) network: social dimensions of ecological change and ecological dimensions of social change. *Ecosystems* 7:161-171.
- Salas Zapata, W., L. Ríos Osorio, and J. Álvarez Del Castillo. 2011. La ciencia emergente de la sustentabilidad: de la práctica científica hacia la constitución de una ciencia. *Interciencia* 36:699-706.
- Turner, B. L. I., P. A. Matson, J. J. McCarthy, R. W. Corell, L. Christensen, N. Eckley, G. K. Hovelsrud-broda, et al. 2003. A framework for vulnerability analysis in sustainability science. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100:8074-8079.
- United States Census Bureau. 2011. American fact finder. U.S. Census Bureau, Washington, D.C., USA. [online] URL: <http://factfinder2.census.gov/>

ÍNDICE DE LOS VOLÚMENES 21-25 DE LA REVISTA ACTA CIENTÍFICA (2007-2011)

Irma Quiñones MPA, MLS, EdD
Bibliotecaria, Universidad de Puerto Rico

y

Danilly Ramos MBA, MIS
Secretaria Administrativa, Universidad de Puerto Rico

Presentamos con mucho regocijo el Índice a los Volúmenes 21-25 de la *Revista Acta Científica*. Por segunda ocasión, se une a este proyecto la Srta. Danilly Ramos quien continúa con su compromiso con la divulgación del contenido de las publicaciones científicas locales, incluyendo el excelente trabajo intelectual y práctico de los autores de *Acta Científica*.

Nuevamente, para nuestro análisis recurrimos a los índices anteriores los cuales nos sirven de guía a la hora de seleccionar el vocabulario que se incluye en esta nueva edición.

En el Índice de autores todos los artículos tienen una entrada por cada uno de los responsables por la creación del documento. Las entradas de un mismo autor se organizan por orden del título del artículo.

En el Índice de materias, hemos abordado el contenido de distintas maneras. En primer lugar, se incluyen los nombres científicos cuando forman parte del título o el resumen. En muchas ocasiones se utilizan las palabras claves que indican los autores. No obstante, para facilitar el manejo del contenido, se excluyen las tablas y mapas del proceso de indización.

Entre las herramientas utilizadas están: el catálogo mundial *WorldC22t*: [http://www.](http://www.worldcat.org/?lang=es)

[worldcat.org/?lang=es](http://www.worldcat.org/?lang=es). De allí obtuvimos algunas materias. Además, se utilizó como referencia el catálogo del Sistema de Bibliotecas de la Universidad de Puerto Rico. (<http://www.bib.upr.edu/>). Como los términos y conceptos del catálogo se incluyen en inglés, los hemos traducido al español.

Los artículos de *Acta* contienen un vocabulario de gran riqueza semántica; por lo que, en muchas y diversas ocasiones hemos seleccionado palabras claves tomadas del texto de los artículos. Como mencionamos desde el primer Índice de *Acta Científica*, la importancia de un concepto o término ha hecho meritorio el que se le incluya en nuestro análisis, aún cuando no se encuentre en las listas de materias o en otra fuente de autoridad de epígrafes.

Acta incluye artículos en español y en inglés por lo que los términos y conceptos seleccionados también han sido traducidos al español.

Presentamos además situaciones muy particulares en las que se incluyen personas en el Índice de materias. Ese es el caso de José Marrero Torrado exaltado en el volumen 21 de *Acta*. Este volumen incluye artículos científicos con un componente histórico. Estos resultan muy relevantes por la diversidad de su contenido. Se incluyen varios artículos relacionados con las escuelas y ponen a nuestra disposición información acerca del karso.

Invita a crear conciencia de la transformación ecológica que ha experimentado el País.

De otra parte, la metamorfosis urbana ha sido estudiada y divulgada por lo que es mucho más conocida. En el volumen se mencionan además los desafíos que representa estudio de los bosques que se formaron después de la reforestación natural, producto de ambos procesos. Nos presenta el concepto de los “bosques novedosos”. Incluye los trabajos de la Alianza para el Aprendizaje de Ciencias y Matemáticas de la Universidad de Puerto Rico. A partir del volumen 22 de acuerdo a las nuevas tendencias de tecnologías de la información, *Acta Científica*, solo se publica en formato electrónico.

En el volumen 23 el grupo editorial de Acta nos brinda en artículos acerca de hidrología, dasonomía, ecología e historia de Puerto Rico. En este ejemplar se incluye el Índice de los volúmenes 16 al 20.

Con el volumen 24, Acta se engalana una vez más con trabajos de estudiantes. En este caso, los temas se relacionan con la evolución de la tierra e identifican oportunidades de investigación.

Como bibliotecarias resulta fascinante trabajar con la riqueza del vocabulario, temas y puntos geográficos de Acta.

El volumen 25 cuenta con versión impresa y evidencia la importancia ambiental y social del tema de sus artículos: el agua. Este recurso ha sido parte de la discusión pública en Puerto Rico. Nos alegra y enorgullece ser parte una vez más de este equipo de trabajo.

ÍNDICE DE AUTORES

Abelleira Martínez Oscar J., Christian A. Viera Martínez y Ariel E. Lugo. “Estructura y química del suelo en un bosque de *Castilla elastica*.” 22, no. 1-3 (2008): 29-36.

Abelleira Martínez Oscar J. “Observations on the fauna that visit african tulip tree (*Spathodea campanulata* Beauv.) forests in Puerto Rico.” 22, no. 1-3 (2008): 37-43.

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel S. Sanfioenzo de Orbeta. “Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad.” 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

Aide Mitchell T. y María Isabel Herrera-Montes. “The effect of anthropogenic noise on the calling behavior of amphibians in urban areas of Puerto Rico.” 21, no. 1-3 (2007): 87.

Alayon Mildred, Lugo Ariel E., Andrés García Martín y Ferdinand Quiñones Márquez. “La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25, no. 1-3 (2011): 4-138.

Belén Juliana, Grizelle González y Christina M. Murphy. “Ordinal abundance and richness of millipedes (Arthropoda: Diplopoda) in a subtropical wet forest in Puerto Rico.” 22, no. 1-3 (2008): 57-66.

Bourne Hannah, Hayley Corson Rikert, Emilie Kimball y Timur Khanachet. “Chemical analyses of *Thalassia testudinum* - determining the environmental condition of Laguna Grande and the Seven Seas, Puerto Rico.” 24, no. 1-3 (2010): 3-13.

Brandeis T., Kennaway T., Helmer Eileen H. y Ariel E. Lugo. “Aspects of land-cover change in Puerto Rico and implications for Puerto Rican karst forests.” 21, no. 1-3 (2007): 85.

Corson Rikert Hayley, Emilie Kimball, Hannah Bourne y Timur Khanachet. “Chemical

- analyses of *Thalassia testudinum* - determining the environmental condition of Laguna Grande and the Seven Seas, Puerto Rico. 24, no. 1-3 (2010): 3-13.
- Cubeta, U.S., J. Fischer y S. Newman. "Isotopic trends in bat guano as proxy for climate and ecology in Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 26-34.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "La almendra (*Terminalia catappa*) y los árboles distinguidos del pueblo de Loíza." 24, no. 1-3 (2010): 74-77.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno a la caoba dominicana y hondureña en Puerto Rico durante el siglo XIX e inicios del siglo XX." 23, no. 1-3 (2009): 81-85.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno al establecimiento y desarrollo de un sistema de veredas interpretativas en los bosques o reservas naturales de Puerto Rico: la presencia de la toponimia, la tenencia y usos de la tierra." 22 no. 1-3 (2008): 99-104.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno a la perspectiva histórica en el desarrollo de un plan de manejo forestal sustentable." 24, no. 1-3 (2010): 78-81.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno a la tenencia, la toponimia y usos de la tierra en la Sierra de Luquillo según la "relación general de los montes de Puerto Rico de 1867." 22, no. 1-3 (2008): 79-85.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Aves municipales oficiales de Puerto Rico." 23, no. 1-3 (2009): 3-11.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "El bosque urbano intramural de la escuela intermedia urbana Rafael Martínez Nadal del distrito escolar de Guaynabo: proyecto modelo educativo interdisciplinario." 21, no. 1-3 (2007): 19-20.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "La celebración del Día del Árbol en Puerto Rico (1897-1903)." 22, no. 1-3 (2008): 87-94.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "La flor del tulipán africano (*Spathodea campanulata*): candidato idóneo a flor oficial del pueblo de Loíza." 23, no. 1-3 (2009): 86-87.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia." 23, no. 1-3 (2009): 60-63.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Índice de fechas destacadas en la historia forestal de Puerto Rico (1508-1953)." 21, no. 1-3 (2007): 37-52.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Leyendas indígenas de la zona del carso norteño de Puerto Rico: el Caliche de Ciales." 21, no. 1-3 (2007): 81-84.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Manual de investigación forestal." 21, no. 1-3 (2007): 25-28.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "La política forestal del manglar en Puerto Rico durante el siglo XIX: el caso del manglar de Jobos, Las Mareas, Caño Grande y Punta Caribe de Guayama." 22, no. 1-3 (2008): 67-78.

- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Presencia de las aves en los escudos municipales de Puerto Rico." 23, no. 1-3 (2009): 88-90.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Presencia de las palmas en los escudos municipales de Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 95-97.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "El San Pedrito: candidato idóneo a ave municipal oficial de Loíza, capital de la tradición." 24, no. 1-3 (2010): 72-73.
- Domínguez Cristóbal Carlos M. "Trayectoria de una década de investigación forestal e interdisciplinaria de la escuela superior Juan Ponce de León del distrito escolar de Florida 1999-2009." 21, no. 1-3 (2007): 21-24.
- Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt. "Altitudinal leaf variation in *Cecropia schreberiana* (Urticaceae) in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 35-45.
- Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos Dana Powell y Jordan Schmidt. "Intracanopy leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 65-71.
- Fernández-Burgos Margo, Doria Gabriela, Dana Powell y Jordan Schmidt. "Altitudinal leaf variation in *Cecropia schreberiana* (Urticaceae) in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 35-45.
- Fernández-Burgos Margo, Gabriela Doria, Dana Powell y Jordan Schmidt. "Intracanopy leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 65-71.
- Fischer J., U.S. Cubeta, y S. Newman. "Isotopic trends in bat guano as proxy for climate and ecology in Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 26-34.
- Fonseca da Silva Jessica, Ariel E. Lugo y Alejandra María Sáez Uribe. "Balance de carbono en un bosque novedoso de *Castilla elastica*: resultados preliminares." 22, no. 1-3 (2008): 13-27.
- Fonseca da Silva Jessica. "Dinámica de hojarasca y respuestas fotosintéticas en un bosque secundario del karso húmedo." 21, no. 1-3 (2007): 86.
- García Martinó Andrés, Mildred Alayón, Ariel E. Lugo y Ferdinand Quiñones Márquez. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 4-138.
- González Grizelle, Christina M. Murphy y Juliana Belén. "Ordinal abundance and richness of millipedes (Arthropoda: Diplopoda) in a subtropical wet forest in Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 57-66.
- González Grizelle y Marcela Zalamea. "Substrate-induced respiration in Puerto Rican soils: minimum glucose amendment." 21, no. 1-3 (2007): 11-17.
- Hastings Hannah y Andrea Pain. "Nutrient limitation in Bahía Fosforescente, Puerto Rico: Evidence from seagrass C:N:P ratios in *Thalassia testudinum*." 24, no. 1-3 (2010): 14-25.
- Heartstill Scalley Tamara y Rachel Pérez. "Root nodulation in the wetland tree *Pterocarpus officinalis* along coastal and montane systems of northeast of Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 45-55.

- Helmer Eileen H., T. Kennaway, T. Brandeis y Ariel E. Lugo. "Aspects of land-cover change in Puerto Rico and implications for Puerto Rican karst forests." 21, no. 1-3 (2007): 85.
- Helmer Eileen H., Ariel E. Lugo y Abel Vale. "La conservación y vulnerabilidad a la urbanización del karso puertorriqueño." 21, no. 1-3 (2007): 67-80.
- Herrera-Montes María Isabel y T. Mitchell Aide. "The effect of anthropogenic noise on the calling behavior of amphibians in urban areas of Puerto Rico." 21, no. 1-3 (2007): 87.
- Kennaway T., T. Brandeis, Eileen H. Helmer, y Ariel E. Lugo. "Aspects of land-cover change in Puerto Rico and implications for Puerto Rican karst forests." 21, no. 1-3 (2007): 85.
- Khanachet Timur, Hayley Corson Rikert, Emilie Kimball y Hannah Bourne. "Chemical analyses of *Thalassia testudinum* - determining the environmental condition of Laguna Grande and the Seven Seas, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 3-13.
- Kimball Emilie, Hayley Corson Rikert, Hannah Bourne y Timur Khanachet. "Chemical analyses of *Thalassia testudinum* - determining the environmental condition of Laguna Grande and the Seven Seas, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 3-13.
- Korol Oriana, Elizabeth Ogata, Pushpa Asia Neupane y Olivia Miller. "Saxitoxin and metals in oysters of Bahía Fosforescente, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 57-64.
- Lugo Ariel E., T. Kennaway, T. Brandeis y Helmer Eileen H. "Aspects of land-cover change in Puerto Rico and implications for Puerto Rican karst forests." 21, no. 1-3 (2007): 85.
- Lugo Ariel E., Jessica Fonseca da Silva y Alejandra María Sáez Uribe. "Balance de carbono en un bosque novedoso de *Castilla elastica*: resultados preliminares." 22, no. 1-3 (2008): 13-27.
- Lugo Ariel E., Mildred Alayón, Andrés García Martín y Ferdinand Quiñones Márquez. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 4-138.
- Lugo Ariel E., Eileen H. Helmer y Abel Vale. "La conservación y vulnerabilidad a la urbanización del karso puertorriqueño." 21, no. 1-3 (2007): 67-80.
- Lugo Ariel E., María M. Rivera Costa y Shalom V. Vázquez. "Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un bosque novedoso de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 3-11.
- Lugo Ariel E., Oscar J. Abelleira Martínez y Christian A. Viera Martínez. "Estructura y química del suelo en un bosque de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 29-36.
- Miller Olivia, Pushpa Asia Neupane, Elizabeth Ogata y Oriana Korol. "Saxitoxin and metals in oysters of Bahía Fosforescente, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 57-64.
- Murphy Christina M., Grizelle González y Juliana Belén. "Ordinal abundance and richness of millipedes (Arthropoda: Diplopoda) in a subtropical wet forest in Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 57-66.

- Neupane Pushpa Asia, Olivia Miller, Elizabeth Ogata y Oriana Korol. "Saxitoxin and metals in oysters of Bahía Fosforescente, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 57-64.
- Newman, S., J. Fischer y U.S. Cubeta. "Isotopic trends in bat guano as proxy for climate and ecology in Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 26-34.
- Ogata Elizabeth, Pushpa Asia Neupane, Olivia Miller, y Oriana Korol. "Saxitoxin and metals in oysters of Bahía Fosforescente, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 57-64.
- Padilla Rodríguez Elizabeth y Peter L. Weaver. "Hurricane recovery at cabezas de San Juan, Puerto Rico, and research opportunities at conservation trust reserves." 23, no. 1-3 (2009): 12-22.
- Pain Andrea y Hannah Hastings. "Nutrient limitation in Bahía Fosforescente, Puerto Rico: Evidence from seagrass C:N:P ratios in *Thalassia testudinum*." 24, no. 1-3 (2010): 14-25.
- Pérez Rachel y Tamara Heartstill Scalley. "Root nodulation in the wetland tree *Pterocarpus officinalis* along coastal and montane systems of Northeast of Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 45-55.
- Powell Dana, Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos y Jordan Schmidt. "Altitudinal leaf variation in *Cecropia schreberiana* (Urticaceae) in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 35-45.
- Powell Dana, Margo Fernández-Burgos, Gabriela Doria y Jordan Schmidt. "Intracanalopy leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 65-71.
- Quiñones Márquez Ferdinand, Ariel E. Lugo, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 4-138.
- Quiñones Irma y Danilly Ramos. "Índice de Acta Científica, volúmenes 16-20 (2002-2006)." 23, no. 1-3 (2009): 104-128.
- Quiñones Ferdinand. "Comparación entre los flujos de escorrentía pluvial y aguas subterráneas que nutren la reserva estuarina de la Bahía de Jobos en Salinas, Puerto Rico." 23, no. 1-3 (2009): 35-48.
- Ramos Danilly e Irma Quiñones. "Índice de Acta Científica, volúmenes 16-20 (2002-2006)." 23, no. 1-3 (2009): 104-128.
- Rea James C. "Case hardening in Puerto Rican mogotes: a quantitative assessment." 24, no. 1-3 (2010): 46-56.
- Rivera Costa María M., Ariel E. Lugo y Shalom V. Vázquez. "Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un bosque novedoso de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 3-11.
- Sáez Uribe Alejandra María, Ariel E. Lugo y Jessica Fonseca da Silva. "Balance de carbono en un bosque novedoso de *Castilla elastica*: resultados preliminares." 22, no. 1-3 (2008): 13-27.
- Sanfiozeno de Orbeta Manuel S. y Oscar J. Abelleira Martínez. "Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad." 23, no. 1-3 (2009): 49-59.
- Schmidt Jordan, Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos y Dana Powell.

- “Altitudinal leaf variation in *Cecropia schreberiana* (Urticaceae) in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico.” 24, no. 1-3 (2010): 35-45.
- Schmidt Jordan, Dana Powell, Margo Fernández-Burgos y Gabriela Doria. “Intracanopy leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico.” 24, no. 1-3 (2010): 65-71.
- Vale Abel, Eileen H. Helmer y Ariel E. Lugo. “La conservación y vulnerabilidad a la urbanización del karso puertorriqueño.” 21, no. 1-3 (2007): 67-80.
- Vázquez Shalom V., Ariel E. Lugo y María M. Rivera Costa. “Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un bosque novedoso de *Castilla elastica*.” 22, no. 1-3 (2008): 3-11.
- Viera Martínez Christian A., Oscar J. Abelleira Martínez y Ariel E. Lugo. “Estructura y química del suelo en un bosque de *Castilla elastica*.” 22, no. 1-3 (2008): 29-36.
- Wadsworth Frank H. “Conserva a Puerto Rico con bosques maderables”. 23, no. 1-3 (2009): 73-80.
- Wadsworth Frank H. “Early Assessment of the trees of the Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009): 91-96.
- Wadsworth Frank H. “Forgotten forestry information.” 24, no. 1-3 (2010): 82-83.
- Wadsworth Frank H. “José Marrero Torrado, regalo puertorriqueño a los árboles.” 21, no. 1-3 (2007): 29-35.
- Wadsworth Frank H. “Unas opciones para muestras de la Naturaleza.” 23, no. 1-3 (2009): 100.
- Wadsworth Frank H. “La reforestación gubernamental en Puerto Rico.” 22, no. 1-3 (2008): 105-113.
- Wadsworth, Frank H. “Sinergia sostenida: las polillas y el Dr. Wolcott.” 21, no. 1-3 (2007): 61-65.
- Wadsworth, Frank H. “Topographic frequency of trees in the Tabonuco forest of the Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009): 97-99.
- Watlington Linares Francisco. “Casabe y capacidad de carga en Borikén al quinto centenario del ocaso taíno.” 21, no. 1-3 (2007): 3-10.
- Watlington Linares Francisco. “From Puerto Rico with love: the coqui invades Hawaii.” 23, no. 1-3 (2009): 101-103.
- Watlington Linares Francisco. “Guaraguaos, ardillas, cotorras y cuervos en el ‘Central Park’ de Puerto Rico”. 23, no. 1-3 (2009): 69-72.
- Watlington Linares Francisco. “El matuhi de los matojos y el gato farolero: ¿ciencia o folclor ecológico?” 23, no. 1-3 (2009): 64-68.
- Watlington Linares Francisco. “Presuntos implicados: ratas y mangostas ¿plagas ecológicas?” 21, no. 1-3 (2007): 53-60.
- Weaver Peter L. “Long-term diameter growth for trees in the Cinnamon Bay Watershed.” 23, no. 1-3 (2009): 23-34.
- Weaver Peter L. y Elizabeth Padilla Rodríguez. “Hurricane recovery at Cabezas de

San Juan, Puerto Rico, and research opportunities at conservation trust reserves.” 23, no. 1-3 (2009): 12-22.

Zalamea Marcela y Grizelle González. “Substrate-induced respiration in Puerto Rican soils: minimum glucose amendment.” 21, no. 1-3 (2007): 11-17.

ÍNDICE DE TÍTULOS

LA ALMENDRA (TERMINALIA CATAPPA) Y LOS ÁRBOLES DISTINGUIDOS DEL PUEBLO DE LOÍZA

Domínguez Cristóbal Carlos M. 24, no. 1-3 (2010): 74-77.

ALTITUDINAL LEAF VARIATION IN *CECROPIA SCHREBERIANA* (URTICACEAE) IN THE LUQUILLO EXPERIMENTAL FOREST, PUERTO RICO

Doria, Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt 24, no. 1-3 (2010): 35-45.

APUNTES EN TORNO A LA CAOBA DOMINICANA Y HONDUREÑA EN PUERTO RICO DURANTE EL SIGLO XIX E INICIOS DEL SIGLO XX

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 23, no. 1-3 (2009): 81-85.

APUNTES EN TORNO AL ESTABLECIMIENTO Y DESARROLLO DE UN SISTEMA DE VEREDAS INTERPRETATIVAS EN LOS BOSQUES O RESERVAS NATURALES DE PUERTO RICO: LA PRESENCIA DE LA TOPONIMIA, LA TENENCIA Y USOS DE

LA TIERRA

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 22, no. 1-3 (2008): 99-104.

APUNTES EN TORNO A LA PERSPECTIVA HISTÓRICA EN EL DESARROLLO DE UN PLAN DE MANEJO FORESTAL SUSTENTABLE

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 24, no. 1-3 (2010): 78-81.

APUNTES EN TORNO A LA TENENCIA, LA TOPONIMIA Y USOS DE LA TIERRA EN LA SIERRA DE LUQUILLO SEGÚN LA “RELACION GENERAL DE LOS MONTES DE PUERTO RICO DE 1867”

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 22, no. 1-3 (2008): 79-85.

ASPECTS OF LAND-COVER CHANGE IN PUERTO RICO AND IMPLICATIONS FOR PUERTO RICAN KARST FORESTS

Helmer Eileen H., T. Kennaway, T. Brandeis y Ariel E. Lugo 21, no. 1-3 (2007): 85.

AVES MUNICIPALES OFICIALES DE PUERTO RICO

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 23, no. 1-3 (2009): 3-11.

BALANCE DE CARBONO EN UN BOSQUE NOVEDOSO DE CASTILLA ELÁSTICA

Lugo Ariel E., Jessica Fonseca da Silva y Alejandra María Sáez Uribe. 22, no. 1-3 (2008): 13-27.

EL BOSQUE URBANO INTRAMURAL DE LA ESCUELA INTERMEDIA URBANA RAFAEL MARTÍNEZ NADAL DEL DISTRITO ESCOLAR DE GUAYNABO: PROYECTO MODELO EDUCATIVO INTERDISCIPLINARIO

Domínguez Cristóbal Carlos M. 21, no. 1-3 (2007): 19-20.

LA CARTILLA DEL AGUA PARA PUERTO RICO

Lugo Ariel E., Mildred Alayón, Andrés García Martínó y Ferdinand Quiñones Márquez. 25, no. 1-3 (2011): 4-138.

CASABE Y CAPACIDAD DE CARGA EN BORIKÉN AL QUINTO CENTENARIO DEL OCASO TAÍNO

Watlington Linares Francisco. 21, no. 1-3 (2007): 3-10.

CASE HARDENING IN PUERTO RICAN MOGOTES: A QUANTITATIVE ASSESSMENT

Rea James C. 24, no. 1-3 (2010): 46-56.

LA CELEBRACIÓN DEL DÍA DEL ÁRBOL EN PUERTO RICO (1897-1903)

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 22, no. 1-3 (2008): 87-94.

CHEMICAL ANALYSES OF *THALASSIA TESTUDINUM* -DETERMINING THE ENVIRONMENTAL CONDITION OF LAGUNA GRANDE AND THE SEVEN SEAS, PUERTO RICO

Corson Rikert Hayley, Emilie Kimball, Hannah Bourne y Timur Khanachet. 24, no. 1-3 (2010): 3-13.

COMPARACIÓN ENTRE LOS FLUJOS DE ESCORRENTÍA PLUVIAL Y AGUAS SUBTERRÁNEAS QUE NUTREN LA RESERVA ESTUARINA DE LA BAHÍA DE JOBOS EN SALINAS, PUERTO RICO

Quiñones Ferdinand. 23, no. 1-3 (2009): 35-48.

CONSERVA A PUERTO RICO CON BOSQUES MADERABLES

Wadsworth Frank H. 23, no. 1-3 (2009): 73-80.

LA CONSERVACIÓN Y VULNERABILIDAD A LA URBANIZACIÓN DEL KARSO PUERTORRIQUEÑO

Lugo Ariel E., Eileen H. Helmer y Abel Vale. 21, no. 1-3 (2007): 67-80.

DENSIDAD DE ARTRÓPODOS ACTIVOS EN LA SUPERFICIE DEL SUELO DE UN BOSQUE NOVEDOSO DE CASTILLA ELÁSTICA

Rivera Costa María M., Ariel E. Lugo y Shalom V. Vázquez. 22, no. 1-3 (2008): 3-11.

DINÁMICA DE HOJARASCA Y RESPUESTAS FOTOSINTÉTICAS EN UN BOSQUE SECUNDARIO DEL KARSO HÚMEDO

Fonseca da Silva Jessica. 21, no. 1-3 (2007): 86.

EARLY ASSESSMENT OF THE TREES OF THE LUQUILLO MOUNTAINS

Wadsworth Frank H. 23, no. 1-3 (2009): 91-96.

THE EFFECT OF ANTHROPOGENIC NOISE ON THE CALLING BEHAVIOR OF AMPHIBIANS IN URBAN AREAS OF PUERTO RICO

Herrera-Montes María Isabel y T. Mitchell Aide. 21, no. 1-3 (2007): 87.

ESTRUCTURA Y QUIMICA DEL SUELO EN UN BOSQUE DE CASTILLA ELASTICA

Viera Martínez Christian A., Oscar J. Abelleira Martínez y Ariel E. Lugo, 22, no. 1-3 (2008): 29-36.

LA FLOR DEL TULIPÁN AFRICANO (*SPATHODEA CAMPANULATA*): CANDIDATO IDÓNEO A FLOR OFICIAL DEL PUEBLO DE LOÍZA

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 23, no. 1-3 (2009): 86-87.

FORGOTTEN FORESTRY INFORMATION

Wadsworth, Frank H. 24, no. 1-3 (2010): 82-83.

FROM PUERTO RICO WITH LOVE: THE COQUI INVADES HAWAII

Watlington Linares Francisco. 23, no. 1-3 (2009): 101-103.

GUARAGUAOS, ARDILLAS, COTORRAS Y CUERVOS EN EL "CENTRAL" PARK DE PUERTO RICO

Watlington Linares Francisco. 23, no. 1-3 (2009): 69-72.

EL HISTORIADOR EN UNA INSTITUCIÓN CIENTÍFICA (INSTITUTO INTERNACIONAL DE DASONOMIA TROPICAL): APOYO O CONTROVERSI

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

HURRICANE RECOVERY AT CABEZAS DE SAN JUAN, PUERTO RICO, AND RESEARCH OPPORTUNITIES AT CONSERVATION TRUST RESERVES

Weaver, Peter L. y Elizabeth Padilla Rodríguez. 23, no. 1-3 (2009): 12-22.

ÍNDICE DE ACTA CIENTÍFICA, VOLUMENES 16-20 (2002-2006)

Quiñones Irma y Danilly Ramos. 23, no. 1-3 (2009): 104-128.

ÍNDICE DE FECHAS DESTACADAS EN LA HISTORIA FORESTAL DE PUERTO RICO (1508-1953).

Domínguez Cristóbal Carlos M., 21, no. 1-3 (2007): 25-28.

INTRACANOPY LEAF PLASTICITY IN *DACRYODES EXCELSA* IN BISLEY EXPERIMENTAL WATERSHEDS, PUERTO RICO

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos Dana Powell y Jordan Schmidt. 24, no. 1-3 (2010): 65-71.

ISOTOPIC TRENDS IN BAT GUANO AS PROXY FOR CLIMATE AND ECOLOGY IN PUERTO RICO

Cubeta U.S., J. Fischer y S. Newman. 24, no. 1-3 (2010): 26-34.

**JOSÉ MARRERO TORRADO, REGALO
PUERTORRIQUEÑO A LOS ÁRBOLES**

Wadsworth Frank H. 21, no. 1-3 (2007): 29-35.

**LEYENDAS INDÍGENAS DE LA ZONA
DEL CARSO NORTEÑO DE PUERTO
RICO: EL CALICHE DE CIALES**

Domínguez Cristóbal Carlos M. 21, no. 1-3
(2007): 81-84.

**LONG-TERM DIAMETER GROWTH
FOR TREES IN THE CINNAMON BAY
WATERSHED**

Weaver Peter L. 23, no. 1-3 (2009): 23-34.

**MANUAL DE INVESTIGACIÓN
FORESTAL**

Domínguez Cristóbal Carlos M. 21, no. 1-3
(2007): 25-28.

**EL MATUHI DE LOS MATOJOS Y
EL GATO FAROLERO: ¿CIENCIA O
FOLCLORE ECOLÓGICO?**

Watlington Linares Francisco. 23, no. 1-3
(2009): 64-68.

**UNAS OPCIONES PARA MUESTRAS DE
LA NATURALEZA**

Wadsworth Frank, H. 23, no. 1-3 (2009): 100.

**NUTRIENT LIMITATION IN BAHÍA
FOSFORESCENTE, PUERTO RICO:
EVIDENCE FROM SEAGRASS C:N:P
RATIOS IN *THALASSIA TESTUDINUM***

Pain Andrea y Hannah Hastings. 24, no. 1-3
(2010): 14-25.

**OBSERVATIONS ON THE FAUNA
THAT VISIT AFRICAN TULIP TREE
(*SPATHODEA CAMPANULATA* BEAUV.)
FORESTS IN PUERTO RICO**

Abelleira Martínez, Oscar J. 22, no. 1-3 (2008):
37-43.

**ORDINAL ABUNDANCE AND RICHNESS
OF MILLIPEDES (ARTHROPODA:
DIPLOPODA) IN A SUBTROPICAL WET
FOREST IN PUERTO RICO**

Murphy Christina M., Grizelle González y
Juliana Belén. 22, no. 1-3 (2008): 57-66.

**LAPOLÍTICA FORESTAL DEL MANGLAR
EN PUERTO RICO DURANTE EL SIGLO
XIX: EL CASO DEL MANGLAR DE
JOBOS, LAS MAREAS, CAÑO GRANDE
Y PUNTA CARIBE DE GUAYAMA**

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 22, no. 1-3
(2008): 67-78.

**PRESENCIA DE LAS AVES EN LOS
ESCUDOS MUNICIPALES DE PUERTO
RICO**

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 23, no. 1-3
(2009): 88-90.

**PRESENCIA DE LAS PALMAS EN LOS
ESCUDOS MUNICIPALES DE PUERTO
RICO**

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 22, no. 1-3
(2008): 95-97.

**PRESUNTOS IMPLICADOS: RATAS Y
MANGOSTAS ¿PLAGAS ECOLÓGICAS?**

Watlington Linares Francisco. 21, no. 1-3
(2007): 53-60.

LA REFORESTACIÓN GUBERNAMENTAL EN PUERTO RICO

Wadsworth Frank H. 22, no. 1-3 (2008): 105-113.

REGENERACIÓN BOScosa EN UN PARQUE URBANO EN RIO PIEDRAS: RECOMENDACIONES PARA INCREMENTAR LA BIODIVERSIDAD

Abelleira Martínez Oscar J, y Manuel Sanfioenzo de Orbeta. 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

ROOT NODULATION IN THE WETLAND TREE *PTEROCARPUS OFFICINALIS* ALONG COASTAL AND MONTANE SYSTEMS OF NORTHEAST OF PUERTO RICO

Pérez Rachel y Tamara Heartstill Scalley. 22, no. 1-3 (2008): 45-55.

EL SAN PEDRITO: CANDIDATO IDÓNEO A AVE MUNICIPAL OFICIAL DE LOÍZA, CAPITAL DE LA TRADICIÓN

Domínguez Cristóbal Carlos M. 24, no. 1-3 (2010): 72-73.

SAXITOXIN AND METALS IN OYSTERS OF BAHÍA FOSFORESCENTE, PUERTO RICO

Miller, Olivia, Pushpa Asia Neupane, Elizabeth Ogata y Oriana Korol. 24, no. 1-3 (2010): 57-64.

SINERGÍA SOSTENIDA: LAS POLILLAS Y EL DR.WOLCOTT

Wadsworth, Frank H. 21, no. 1-3 (2007): 61-66.

SUBSTRATE-INDUCED RESPIRATION IN PUERTO RICAN SOILS: MINIMUM GLUCOSE AMENDMENT

Zalamea Marcela y Grizelle González. 21, no. 1-3 (2007): 11-17.

TOPOGRAPHIC FREQUENCY OF TREES IN THE TABONUCO FOREST OF THE LUQUILLO MOUNTAINS

Wadsworth Frank H. 23, no. 1-3 (2009): 97-99.

TRAYECTORIA DE UNA DÉCADA DE INVESTIGACIÓN FORESTAL E INTERDISCIPLINARIA DE LA ESCUELA SUPERIOR JUAN PONCE DE LEÓN DEL DISTRITO ESCOLAR DE FLORIDA 1999-2009

Domínguez Cristóbal, Carlos M. 21, no. 1-3 (2007): 21-24.

ÍNDICE DE MATERIAS

AGUA, VÉASE ADEMÁS ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN NATURAL DEL AGUA, ACUÍFEROS, AGUAS DE ESCORRENTÍA, AGUAS SANITARIAS, BOSQUES, CALIDAD DEL AGUA, CANALIZACIONES, CICLO DEL AGUA, CUENCAS HIDROGRÁFICAS, DEMANDA DE AGUA EN PUERTO RICO, DESPERDICIO DEL AGUA, EMBALSES, ESTUARIOS, HUMEDALES,

INUNDACIONES, LAGUNAS, MANANTIALES, MANEJO DEL AGUA EN PUERTO RICO, MANGLARES, PURIFICACIÓN DEL AGUA, RÍOS Y QUEBRADAS, SEQUÍAS, TOMAS DE AGUA, VALOR Y CONSERVACIÓN DEL AGUA, VENTA DEL AGUA

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 4-138.

ABUNDANCIA Y DISTRIBUCIÓN NATURAL DEL AGUA

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 6-18.

ACUÍFEROS

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 35-42.

AGUAS DE ESCORRENTÍA

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 120-121.

AGUAS SANITARIAS

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 114-120.

ALIMENTOS

Watlington Linares Francisco. "Casabe y capacidad de carga en Borikén al quinto centenario del ocaso taíno." 21, no. 1-3 (2007): 3-10.

ALMENDRA VÉASE ADEMÁS TERMINALLIA CATAPPA

Domínguez Cristóbal Carlos M. "La almendra (*Terminalia catappa*) y los árboles distinguidos del pueblo de Loíza." 24, no. 1-3 (2010): 74-77.

ANÁLISIS QUÍMICO

Corson Rikert Hayley, Emilie Kimball, Hannah Bourne y Timur Khanachet. "Chemical analyses of *Thalassia testudinum* - determining the environmental condition of Laguna Grande and the Seven Seas, Puerto Rico. 24, no. 1-3 (2010): 3-13.

Viera Martínez Christian A., Oscar J. Abelleira Martínez y Ariel E. Lugo. "Estructura y química del suelo en un bosque de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 29-36.

ANFIBIOS

Herrera-Montes María Isabel y T. Mitchell Aide. "The effect of anthropogenic noise on the calling behavior of amphibians in urban areas of Puerto Rico." 21, no. 1-3 (2007): 87.

ÁRBOLES

Domínguez Cristóbal Carlos M. "La almendra (*Terminalia catappa*) y los árboles

distinguidos del pueblo de Loíza.” 24, no. 1-3 (2010): 74-77.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La celebración del Día del Árbol en Puerto Rico (1897-1903).” 22, no. 1-3 (2008): 87-94.

Wadsworth Frank H. “Conserva a Puerto Rico con bosques maderables”. 23, no. 1-3 (2009): 73-80.

Wadsworth Frank H. “Early Assessment of the trees of the Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009): 91-96.

Wadsworth Frank H. “José Marrero Torrado, regalo puertorriqueño a los árboles.” 21, no. 1-3 (2007): 29-35.

Wadsworth Frank H. “Topographic frequency of trees in the Tabonuco forest of the Luquillo Mountain.” 23, no. 1-3 (2009): 97-99.

Weaver Peter L. “Long-term diameter growth for trees in the Cinnamon Bay Watershed.” 23, no. 1-3 (2009): 23-34.

Wadsworth Frank H. “Forgotten forestry information.” 24, no. 1-3 (2010): 82-83.

ÁRBOLES DISTINGUIDOS

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La almendra (*Terminalia catappa*) y los árboles distinguidos del pueblo de Loíza.” 24, no. 1-3 (2010): 74-77.

ÁRBOLES—ISLAS VÍRGENES ESTADO-UNIDENSES

Weaver Peter L. “Long-term diameter growth for trees in the Cinnamon Bay Watershed.” 23, no. 1-3 (2009): 23-34.

ÁRBOLES MUNICIPALES OFICIALES

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia.” 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

ARDILLAS

Watlington Linares Francisco. “Guaraguaos, ardillas, cotorras y cuervos en el ‘Central Park’ de Puerto Rico”. 23, no. 1-3 (2009): 69-72.

ÁREAS URBANAS

Herrera-Montes María Isabel y T. Mitchell Aide. “The effect of anthropogenic noise on the calling behavior of amphibians in urban areas of Puerto Rico.” 21, no. 1-3 (2007): 87.

ARTHROPODA: DIPLOPODA VÉASE ADEMÁS MILLIPEDES

Murphy Christina M., Grizelle González y Juliana Belén. “Ordinal abundance and richness of millipedes (Arthropoda: Diplopoda) in a subtropical wet forest in Puerto Rico.” 22, no. 1-3 (2008): 57-66.

ARTRÓPODOS

Rivera Costa María M., Ariel E. Lugo y Shalom V. Vázquez. “Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un

bosque novedoso de *Castilla elastica*.” **BAHÍA FOSFORESCENTE**
22, no. 1-3 (2008): 3-11.

ATRIBUTOS DE HOJAS

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos Dana Powell y Jordan Schmidt. “Intracanal leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico.” 24, no. 1-3 (2010): 65-71.

AVES

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Aves municipales oficiales de Puerto Rico.” 23, no. 1-3 (2009): 3-11.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Presencia de las aves en los escudos municipales de Puerto Rico.” 23, no. 1-3 (2009): 88-90.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El San Pedrito: candidato idóneo a ave municipal oficial de Loíza, capital de la tradición.” 24, no. 1-3 (2010): 72-73.

AVES MUNICIPALES

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Aves municipales oficiales de Puerto Rico.” 23, no. 1-3 (2009): 3-11.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Presencia de las aves en los escudos municipales de Puerto Rico.” 23, no. 1-3 (2009): 88-90.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El San Pedrito: candidato idóneo a ave municipal oficial de Loíza, capital de la tradición.” 24, no. 1-3 (2010): 72-73.

Miller Olivia, Pushpa Asia Neupane, Elizabeth Ogata y Oriana Korol. “Saxitoxin and metals in oysters of Bahía Fosforescente, Puerto Rico.” 24, no. 1-3 (2010): 57-64.

Pain Andrea y Hannah Hastings. “Nutrient limitation in Bahía Fosforescente, Puerto Rico: Evidence from seagrass C:N:P ratios in *Thalassia testudinum*.” 24, no. 1-3 (2010): 14-25.

BIODIVERSIDAD

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel Sanfiorenzo de Orbeta. “Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad.” 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

Wadsworth Frank H. “Early Assessment of the trees of the Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009): 91-96.

BOSQUE EXPERIMENTAL DE LUQUILLO

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt. “Altitudinal leaf variation in *Cecropia schreberiana* (Urticaceae) in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico.” 24, no. 1-3 (2010): 35-45.

BOSQUE FORESTAL DEL CARIBE

Wadsworth Frank H. “Early assessment of the trees of the Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009): 91-96.

Watlington Linares Francisco. "Guaraguaos, ardillas, cotorras y cuervos en el 'Central Park' de Puerto Rico". 23, no. 1-3 (2009): 69-72.

BOSQUES

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel Sanfiorenzo de Orbeta. "Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad." 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno al establecimiento y desarrollo de un sistema de veredas interpretativas en los bosques o reservas naturales de Puerto Rico: la presencia de la toponimia, la tenencia y usos de la tierra." 22, no. 1-3 (2008): 99-104.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "El bosque urbano intramural de la escuela intermedia urbana Rafael Martínez Nadal del Distrito Escolar de Guaynabo: proyecto modelo educativo interdisciplinario." 21, no. 1-3 (2007): 19-20.

Fonseca da Silva Jessica. "Dinámica de hojarasca y respuestas fotosintéticas en un bosque secundario del karso húmedo." 21, no. 1-3 (2007): 86.

Helmer Eileen H., T. Kennaway, T. Brandeis y Ariel E. Lugo. "Aspects of land-cover change in Puerto Rico and implications for Puerto Rican karst forests." 21, no. 1-3 (2007): 85.

Lugo Ariel E., Jessica Fonseca da Silva y Alejandra María Sáez Uribe. "Balance de

carbono en un bosque novedoso de *Castilla elastica*: resultados preliminares." 22, no. 1-3 (2008): 13-27.

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 50-52.

Murphy Christina M., Grizelle González y Juliana Belén. "Ordinal abundance and richness of millipedes (Arthropoda: Diplopoda) in a subtropical wet forest in Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 57-66.

Pérez Rachel y Tamara Heartstill Scalley. "Root nodulation in the wetland tree *Pterocarpus officinalis* along coastal and montane systems of Northeast of Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 45-55.

Rivera Costa María M., Ariel E. Lugo y Shalom V. Vázquez. "Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un bosque novedoso de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 3-11.

Viera Martínez Christian A., Oscar J. Abelleira Martínez y Ariel E. Lugo. "Estructura y química del suelo en un bosque de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 29-36.

Wadsworth Frank H. "La reforestación gubernamental en Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 105-113.

Wadsworth Frank H. "Conserva a Puerto Rico con bosques maderables". 23, no. 1-3 (2009): 73-80.

Wadsworth Frank H. "Forgotten forestry information." 24, no. 1-3 (2010): 82-83.

Zalamea Marcela y Grizelle González. "Substrate-induced respiration in Puerto Rican soils: minimum glucose amendment." 21, no. 1-3 (2007): 11-17.

BOSQUES EXPLOTADOS

Wadsworth Frank H. "Conserva a Puerto Rico con bosques maderables". 23, no. 1-3 (2009): 73-80.

BOSQUES HÚMEDOS

Murphy Christina M., Grizelle González y Juliana Belén. "Ordinal abundance and richness of millipedes (Arthropoda: Diplopoda) in a subtropical wet forest in Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 57-66.

Pérez Rachel y Tamara Heartstill Scalley. "Root nodulation in the wetland tree *Pterocarpus officinalis* along coastal and montane systems of Northeast of Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 45-55.

Zalamea Marcela y Grizelle González. "Substrate-induced respiration in Puerto Rican soils: minimum glucose amendment." 21, no. 1-3 (2007): 11-17.

BOSQUES MADERABLES

Wadsworth Frank H. "Conserva a Puerto Rico con bosques maderables". 23, no. 1-3 (2009): 73-80.

BOSQUES NOVEDOSOS

Abelleira Martínez Oscar J. "Observations on the fauna that visit african tulip tree (*Spathodea campanulata* Beauv.) forests

in Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 37-43.

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel Sanfiorenzo de Orbeta. "Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad." 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

Lugo Ariel E., Jessica Fonseca da Silva y Alejandra María Sáez Uribe. "Balance de carbono en un bosque novedoso de *Castilla elastica*: resultados preliminares." 22, no. 1-3 (2008): 13-27.

Rivera Costa María M., Ariel E. Lugo y Shalom V. Vázquez. "Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un bosque novedoso de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 3-11.

BOSQUES SECOS

Zalamea Marcela y Grizelle González. "Substrate-induced respiration in Puerto Rican soils: minimum glucose amendment." 21, no. 1-3 (2007): 11-17.

BOSQUES SECUNDARIOS

Fonseca da Silva Jessica. "Dinámica de hojarasca y respuestas fotosintéticas en un bosque secundario del karso húmedo." 21, no. 1-3 (2007): 86.

BOSQUES SUBTROPICALES

Wadsworth Frank H. "Conserva a Puerto Rico con bosques maderables". 23, no. 1-3 (2009): 73-80.

Wadsworth Frank H. "Early Assessment of the trees of the Luquillo Mountains." 23, no. 1-3 (2009): 91-96.

Wadsworth Frank H. "Topographic frequency of trees in the Tabonuco forest of the Luquillo Mountains." 23, no. 1-3 (2009): 97-99.

BOSQUES URBANOS

Domínguez Cristóbal Carlos M. "El bosque urbano intramural de la escuela intermedia urbana Rafael Martínez Nadal del distrito escolar de Guaynabo: proyecto modelo educativo interdisciplinario." 21, no. 1-3 (2007): 19-20.

CAFÉ

Domínguez Cristóbal Carlos M. "El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia." 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

CALICATA

Viera Martínez Christian A., Oscar J. Abelleira Martínez y Ariel E. Lugo. "Estructura y química del suelo en un bosque de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 29-36.

CALICHE DE CIALES

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Leyendas indígenas de la zona del carso norteño de Puerto Rico: el Caliche de Ciales." 21, no. 1-3 (2007): 81-84.

CALIDAD DEL AGUA

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 65-70.

CAMBIO DE COBERTURA DE TERRENOS

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel Sanfiorenzo de Orbeta. "Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad." 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

CANALIZACIONES

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 79-83.

CAÑA DE AZÚCAR

Domínguez Cristóbal Carlos M. "El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia." 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

CAÑO GRANDE

Domínguez Cristóbal Carlos M. "La política forestal del manglar en Puerto Rico durante el siglo XIX: el caso del manglar de Jobos, Las Mareas, Caño Grande y Punta Caribe de Guayama." 22, no. 1-3 (2008): 67-78.

CAOBA

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Apuntes en torno a la caoba dominicana y hondureña en Puerto Rico durante el siglo XIX e inicios del siglo XX.” 23, no. 1-3 (2009): 81-85.

CARBONO

Lugo Ariel E., Jessica Fonseca da Silva y Alejandra María Sáez Uribe. “Balance de carbono en un bosque novedoso de *Castilla elastica*: resultados preliminares.” 22, no. 1-3 (2008): 13-27.

CAPACIDAD DE CARGA

Watlington Linares Francisco. “Casabe y capacidad de carga en Borikén al quinto centenario del ocaso taíno.” 21, no. 1-3 (2007): 3-10.

CASTILLA ELASTICA

Lugo Ariel E., Jessica Fonseca da Silva y Alejandra María Sáez Uribe. “Balance de carbono en un bosque novedoso de *Castilla elastica*: resultados preliminares.” 22, no. 1-3 (2008): 13-27.

Rivera Costa María M., Ariel E. Lugo y Shalom V. Vázquez. “Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un bosque novedoso de *Castilla elastica*.” 22, no. 1-3 (2008): 3-11.

Viera Martínez Christian A., Oscar J. Abelleira Martínez y Ariel E. Lugo. “Estructura y química del suelo en un bosque de *Castilla elastica*.” 22, no. 1-3 (2008): 29-36.

**CECROPIA
(URTICACEAE)**

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt. “Altitudinal leaf variation in *Cecropia schreberiana* (Urticaceae) in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico.” 24, no. 1-3 (2010): 35-45.

“CENTRAL PARK” VÉASE EL YUNQUE

Watlington Linares Francisco. “Guaraguaos, ardillas, cotorras y cuervos en el ‘Central Park’ de Puerto Rico”. 23, no. 1-3 (2009): 69-72.

CICLO DEL AGUA

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. “La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25 no. 1-3 (2011): 5-6.

COMPOSICIÓN DE BOSQUES

Wadsworth Frank H. “Early assessment of the trees of the Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009): 91-96.

CONCENTRACIÓN DE METALES

Corson Rikert Hayley, Emilie Kimball, Hannah Bourne y Timur Khanachet. “Chemical analyses of *Thalassia testudinum* - determining the environmental condition of Laguna Grande and the Seven Seas, Puerto Rico. 24, no. 1-3 (2010): 3-13.

CONCENTRACIÓN DE NUTRIENTES

Pain Andrea y Hannah Hastings. "Nutrient limitation in Bahía Fosforescente, Puerto Rico: Evidence from seagrass C:N:P ratios in *Thalassia testudinum*." 24, no. 1-3 (2010): 14-25.

CONSERVACIÓN

Lugo Ariel E., Eileen H. Helmer y Abel Vale. "La conservación y vulnerabilidad a la urbanización del karso puertorriqueño." 21, no. 1-3 (2007): 67-80.

Pérez Rachel y Tamara Heartstill Scalley. "Root nodulation in the wetland tree *Pterocarpus officinalis* along coastal and montane systems of Northeast of Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 45-55.

Wadsworth Frank H. "Conserva a Puerto Rico con bosques maderables". 23, no. 1-3 (2009): 73-80.

Wadsworth Frank H. "La reforestación gubernamental en Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 105-113.

COQUÍES

Watlington Linares Francisco. "From Puerto Rico with love: the coqui invades Hawaii." 23, no. 1-3 (2009): 101-103.

COTORRAS

Watlington Linares Francisco. "Guaraguaos, ardillas, cotorras y cuervos en el 'Central Park' de Puerto Rico". 23, no. 1-3 (2009): 69-72.

CRYPTOTERMES BREVIS WALKER

Wadsworth, Frank H. "Sinergia sostenida: las polillas y el Dr. Wolcott." 21, no. 1-3: 61-65.

CUENCAS HIDROGRÁFICAS

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 18-22.

CUERVOS

Watlington Linares Francisco. "Guaraguaos, ardillas, cotorras y cuervos en el 'Central Park' de Puerto Rico". 23, no. 1-3 (2009): 69-72.

DACRYODES EXCELSA (BURSERACEAE)

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt. "Intracanalopy leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 65-71.

DEMANDA DE AGUA EN PUERTO RICO

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 83-96.

DESPERDICIO DEL AGUA

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 121-122.

DÍA DEL ÁRBOL

“La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25 no. 1-3 (2011): 52-65.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La celebración del Día del Arbol en Puerto Rico (1897-1903).” 22, no. 1-3 (2008): 87-94.

ENSEÑANZA DE LA CIENCIA

DISPERSIÓN DE SEMILLAS

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel Sanfiorenzo de Orbeta. “Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad.” 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El bosque urbano intramural de la escuela intermedia urbana Rafael Martínez Nadal del distrito escolar de Guaynabo: proyecto modelo educativo interdisciplinario.” 21, no. 1-3 (2007): 19-20.

ESCUELAS

DISTRITO ESCOLAR DE FLORIDA

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Trayectoria de una década de investigación forestal e interdisciplinaria de la escuela superior Juan Ponce de León del distrito escolar de Florida 1999-2009.” 21, no. 1-3 (2007): 21-24.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El bosque urbano intramural de la escuela intermedia urbana Rafael Martínez Nadal del distrito escolar de Guaynabo: proyecto modelo educativo interdisciplinario.” 21, no. 1-3 (2007): 19-20.

DR. GEORGE NORTON WOLCOTT

Wadsworth, Frank H. “Sinergia sostenida: las polillas y el Dr. Wolcott.” 21, no. 1-3 (2007): 61-65.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La celebración del Día del Árbol en Puerto Rico (1897-1903).” 22, no. 1-3 (2008): 87-94.

ECOLOGÍA URBANA

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel Sanfiorenzo de Orbeta. “Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad.” 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Trayectoria de una década de investigación forestal e interdisciplinaria de la escuela superior Juan Ponce de León del distrito escolar de Florida 1999-2009.” 21, no. 1-3 (2007): 21-24.

ESPECIES EXÓTICAS

EMBALSES

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó.

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel Sanfiorenzo de Orbeta. “Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad.” 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

ESPECIES SEUDOENDÉMICAS

Watlington Linares Francisco. “El matuhi de los matojos y el gato farolero: ¿ciencia o folclor ecológico?” 23, no. 1-3 (2009): 64-68.

ESTRUCTURA DE BOSQUES

Wadsworth Frank H. “Early assessment of the trees of the Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009): 91-96.

ESTUARIOS

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. “La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25 no. 1-3 (2011): 47-49.

EVALUACIÓN CUANTITATIVA

Rea James C. “Case hardening in Puerto Rican mogotes: a quantitative assessment.” 24, no. 1-3 (2010): 46-56.

FLOR DEL TULIPÁN AFRICANO VÉASE ADEMÁS (*SPATHODEA CAMPANULATA*)

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La flor del tulipán africano (*Spathodea campanulata*): candidato idóneo a flor oficial del pueblo de Loíza.” 23, no. 1-3 (2009): 86-87.

FLORES

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La flor del tulipán africano (*Spathodea campanulata*): candidato idóneo a flor oficial del pueblo de Loíza.” 23, no. 1-3 (2009): 86-87.

FLORES OFICIALES

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La flor del tulipán africano (*Spathodea campanulata*): candidato idóneo a flor oficial del pueblo de Loíza.” 23, no. 1-3 (2009): 86-87.

FOLCLOR ECOLÓGICO

Watlington Linares Francisco. “El matuhi de los matojos y el gato farolero: ¿ciencia o folclor ecológico?” 23, no. 1-3 (2009): 64-68.

GUANO

Cubeta, U.S., J. Fischer y S. Newman. “Isotopic trends in bat guano as proxy for climate and ecology in Puerto Rico.” 24, no. 1-3 (2010): 26-34.

HAWAII

Watlington Linares Francisco. “From Puerto Rico with love: the coqui invades Hawaii.” 23, no. 1-3 (2009): 101-103.

HISTORIA

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Apuntes en torno a la perspectiva histórica en el desarrollo de un plan de manejo forestal sustentable.” 24, no. 1-3 (2010): 78-81.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Apuntes en torno a la tenencia, la toponimia y usos de la tierra en la Sierra de Luquillo según la “relación general de los montes de Puerto Rico de 1867.” 22, no. 1-3 (2008): 79-85.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La celebración del Día del Árbol en Puerto Rico (1897-1903).” 22, no. 1-3 (2008): 87-94.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia.” 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Índice de fechas destacadas en la historia forestal de Puerto Rico (1508-1953).” 21, no. 1-3 (2007): 25-28.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La política forestal del manglar en Puerto Rico durante el siglo XIX: el caso del manglar de Jobos, Las Mareas, Caño Grande y Punta Caribe de Guayama.” 22, no. 1-3 (2008): 67-78.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Presencia de las palmas en los escudos municipales de Puerto Rico.” 22, no. 1-3 (2008): 95-97.

Watlington Linares Francisco. “Casabe y capacidad de carga en Borikén al quinto centenario del ocaso taíno.” 21, no. 1-3 (2007): 3-10.

HISTORIA FORESTAL

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Índice de fechas destacadas en la historia forestal de Puerto Rico (1508-1953).” 21, no. 1-3 (2007): 25-28.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La política forestal del manglar en Puerto Rico durante el siglo XIX: el caso del manglar de Jobos, las Mareas, Caño Grande y Punta Caribe de Guayama.” 22, no. 1-3 (2008): 67-78.

HISTORIA-SIGLO XIX

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Apuntes en torno a la perspectiva histórica en el desarrollo de un plan de manejo forestal sustentable.” 24, no. 1-3 (2010): 78-81.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La política forestal del manglar en Puerto Rico durante el siglo XIX: el caso del manglar de Jobos, Las Mareas, Caño Grande y Punta Caribe de Guayama.” 22, no. 1-3 (2008): 67-78.

HISTORIA SIGLO XX

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Apuntes en torno a la perspectiva histórica en el desarrollo de un plan de manejo forestal sustentable.” 24, no. 1-3 (2010): 78-81.

HISTORIADORES

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia.” 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

Watlington Linares Francisco. “Casabe y capacidad de carga en Borikén al quinto centenario del ocaso taíno.” 21, no. 1-3 (2007): 3-10.

HOJARASCA

Da Silva Jessica “Dinámica de hojarasca y respuestas fotosintéticas en un bosque secundario del curso húmedo.” 21, no. 1-3 (2007): 86.

Rivera Costa María M., Ariel E. Lugo y Shalom V. Vázquez. "Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un bosque novedoso de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 3-11.

HOJAS

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt. "Intracanalopy leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 65-71.

HOJAS DE SOL

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt. "Intracanalopy leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 65-71.

HOJAS DE SOMBRA

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt. "Intracanalopy leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 65-71.

HUMEDALES

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 44-47.

Pérez Rachel y Tamara Heartstill Scalley. "Root nodulation in the wetland tree *Pterocarpus officinalis* along coastal and montane systems of Northeast of Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 45-55.

INDIOS TAÍNOS

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Leyendas indígenas de la zona del carso norteño de Puerto Rico: el Caliche de Ciales." 21, no. 1-3 (2007): 81-84.

Watlington Linares Francisco. "Casabe y capacidad de carga en Borikén al quinto centenario del ocaso taíno." 21, no. 1-3 (2007): 3-10.

INSTITUTO DE DASONOMÍA TROPICAL

Domínguez Cristóbal Carlos M. "El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia." 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

INTERACCIÓN ENTRE PLANTAS Y ANIMALES

Abelleira Martínez Oscar J. "Observations on the fauna that visit african tulip tree (*Spathodea campanulata* Beauv.) forests in Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 37-43.

INUNDACIONES

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 73-79.

INVESTIGACIÓN FORESTAL

Domínguez Cristóbal Carlos M. "El historiador en una institución científica (Instituto

Internacional de Dasonomía Tropical): **LAGUNAS**
 apoyo o controversia.” 23, no. 1-3 (2009):
 60-63.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Manual
 de investigación forestal.” 21, no. 1-3
 (2007): 25-28.

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez,
 Mildred Alayón y Andrés García Martínó.
 “La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25
 no. 1-3 (2011): 44.

I N V E S T I G A C I Ó N INTERDISCIPLINARIA

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Trayectoria
 de una década de investigación forestal
 e interdisciplinaria de la escuela superior
 Juan Ponce de León del distrito escolar de
 Florida 1999-2009.” 21, no. 1-3 (2007):
 21-24.

LEGISLACIÓN AMBIENTAL

Lugo Ariel E., Eileen H. Helmer y Abel Vale.
 “La conservación y vulnerabilidad a la
 urbanización del karso puertorriqueño.”
 21, no. 1-3 (2007): 67-80.

LEYES

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La celebración
 del Día del Árbol en Puerto Rico (1897-
 1903).” 22, no. 1-3 (2008): 87-94.

ISLAS VÍRGENES ESTADOUNIDENSES

Weaver Peter L. “Long-term diameter growth
 for trees in the Cinnamon Bay Watershed.”
 23, no. 1-3 (2009): 23-34.

Lugo Ariel E., Eileen H. Helmer y Abel Vale.
 “La conservación y vulnerabilidad a la
 urbanización del karso puertorriqueño.”
 21, no. 1-3 (2007): 67-80.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Presencia de
 las aves en los escudos municipales de
 Puerto Rico.” 23, no. 1-3 (2009): 88-90.

LIBERACIÓN FORESTAL

JOSÉ MARRERO TORRADO

Wadsworth Frank H. “José Marrero Torrado,
 regalo puertorriqueño a los árboles.” 21,
 no. 1-3 (2007): 29-35.

Wadsworth Frank H. “Conserva a Puerto Rico
 con bosques maderables”. 23, no. 1-3
 (2009): 73-80.

LOÍZA

LAGUNA GRANDE

Corson Rikert Hayley, Emilie Kimball, Hannah
 Bourne y Timur Khanachet. “Chemical
 analyses of *Thalassia testudinum* -
 determining the environmental condition
 of Laguna Grande and the Seven Seas,
 Puerto Rico. 24, no. 1-3 (2010): 3-13.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La almendra
 (*Terminalia catappa*) y los árboles
 distinguidos del pueblo de Loíza.” 24,
 no. 1-3 (2010): 74-77.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La flor
 del tulipán africano (*Spathodea*

campanulata): candidato idóneo a flor oficial del pueblo de Loíza.” 23, no. 1-3 (2009): 86-87.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El San Pedrito: candidato idóneo a ave municipal oficial de Loíza, capital de la tradición.” 24, no. 1-3 (2010): 72-73.

LUQUILLO-PUERTO RICO

Wadsworth Frank H. “Topographic frequency of trees in the Tabonuco forest of the Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009): 97-99.

MANANTIALES

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. “La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25 no. 1-3 (2011): 42-44.

MANEJO DEL AGUA EN PUERTO RICO

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. “La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25 no. 1-3 (2011): 97-99.

MANGLAR DE JOBOS

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La política forestal del manglar en Puerto Rico durante el siglo XIX: el caso del manglar de Jobos, Las Mareas, Caño Grande y Punta Caribe de Guayama.” 22, no. 1-3 (2008): 67-78.

MANGLARES

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. “La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25 no. 1-3 (2011): 49-50.

MANUALES

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Manual de investigación forestal.” 21, no. 1-3 (2007): 25-28.

LAS MAREAS

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La política forestal del manglar en Puerto Rico durante el siglo XIX: el caso del manglar de Jobos, Las Mareas, Caño Grande y Punta Caribe de Guayama.” 22, no. 1-3 (2008): 67-78.

MICROBIOTA DE SUELO

Zalamea Marcela y Grizelle González. “Substrate-induced respiration in Puerto Rican soils: minimum glucose amendment.” 21, no. 1-3 (2007): 11-17.

MILLIPEDES VÉASE ADEMÁS ARTHROPODA: DIPLOPODA

Murphy Christina M., Grizelle González y Juliana Belén. “Ordinal abundance and richness of millipedes (Arthropoda: Diplopoda) in a subtropical wet forest in Puerto Rico.” 22, no. 1-3 (2008): 57-66.

MOGOTES

Rea James C. "Case hardening in Puerto Rican mogotes: a quantitative assessment." 24, no. 1-3 (2010): 46-56.

MORFOLOGÍA DE HOJAS

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt. "Altitudinal leaf variation in *Cecropia schreberiana* (Urticaceae) in the Luquillo Experimental Forest, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 35-45.

MUESTRAS

Wadsworth Frank H. "Unas opciones para muestras de la Naturaleza." 23, no. 1-3 (2009): 100.

MUESTREO

Wadsworth Frank H. "Unas opciones para muestras de la Naturaleza." 23, no. 1-3 (2009): 100.

MUNICIPIOS

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Aves municipales oficiales de Puerto Rico." 23, no. 1-3 (2009): 3-11.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "La flor del tulipán africano (*Spathodea campanulata*): candidato idóneo a flor oficial del pueblo de Loíza." 23, no. 1-3 (2009): 86-87.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Presencia de las palmas en los escudos municipales de Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 95-97.

MURCIÉLAGOS

Cubeta, U.S., J. Fischer y S. Newman. "Isotopic trends in bat guano as proxy for climate and ecology in Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 26-34.

NUTRIENTES

Corson Rikert Hayley, Emilie Kimball, Hannah Bourne y Timur Khanachet. "Chemical analyses of *Thalassia testudinum* - determining the environmental condition of Laguna Grande and the Seven Seas, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 3-13.

OSTRAS

Miller Olivia, Pushpa Asia Neupane, Elizabeth Ogata y Oriana Korol. "Saxitoxin and metals in oysters of Bahía Fosforescente, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 57-64.

PALMAS

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Presencia de las palmas en los escudos municipales de Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 95-97.

PARQUE URBANO-RÍO PIEDRAS

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel Sanfiorenzo de Orbeta. "Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad." 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

PIEDRA CALIZA

Rea James C. "Case hardening in Puerto Rican mogotes: a quantitative assessment." 24, no. 1-3 (2010): 46-56.

durante el siglo XIX: el caso del manglar de Jobos, Las Mareas, Caño Grande y Punta Caribe de Guayama." 22, no. 1-3 (2008): 67-78.

PURIFICACIÓN DEL AGUA**PLAN DE MANEJO FORESTAL**

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno a la perspectiva histórica en el desarrollo de un plan de manejo forestal sustentable." 24, no. 1-3 (2010): 78-81.

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 99-112.

PYRODINIUM BAHAMENSE VAR. BAHAMENSE**PLASTICIDAD FENOTÍPICA**

Doria Gabriela, Margo Fernández-Burgos, Dana Powell y Jordan Schmidt. "Intracanalopy leaf plasticity in *Dacryodes excelsa* in Bisley Experimental Watersheds, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 65-71.

Miller Olivia, Pushpa Asia Neupane, Elizabeth Ogata y Oriana Korol. "Saxitoxin and metals in oysters of Bahía Fosforescente, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 57-64.

REFORESTACIÓN**PRODUCCIÓN AGRARIA**

Watlington Linares Francisco. "Casabe y capacidad de carga en Borikén al quinto centenario del ocaso taíno." 21, no. 1-3 (2007): 3-10.

Wadsworth Frank H. "La reforestación gubernamental en Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 105-113.

REGENERACIÓN BOSCOSA**PTEROCARPUS OFFICINALIS**

Pérez Rachel y Tamara Heartstill Scalley. "Root nodulation in the wetland tree *Pterocarpus officinalis* along coastal and montane systems of Northeast of Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 45-55.

Abelleira Martínez Oscar J. y Manuel Sanfiorenzo de Orbeta. "Regeneración boscosa en un parque urbano en Río Piedras: recomendaciones para incrementar la biodiversidad." 23, no. 1-3 (2009): 49-59.

"RELACIÓN GENERAL DE LOS MONTES DE PUERTO RICO DE 1867."**PUNTA CARIBE**

Domínguez Cristóbal Carlos M. "La política forestal del manglar en Puerto Rico

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno a la tenencia, la toponimia y usos de la tierra en la Sierra de Luquillo según la

“relación general de los montes de Puerto Rico de 1867.” 22, no. 1-3 (2008): 79-85.

RESERVA EL TALLONAL- ARECIBO, PUERTO RICO

Rivera Costa María M., Ariel E. Lugo y Shalom V. Vázquez. “Densidad de artrópodos activos en la superficie del suelo de un bosque novedoso de *Castilla elastica*.” 22, no. 1-3 (2008): 3-11.

RESPIRACIÓN DE SUSTRATO INDUCIDA

Zalamea Marcela y Grizelle González. “Substrate-induced respiration in Puerto Rican soils: minimum glucose amendment.” 21, no. 1-3 (2007): 11-17.

RESPUESTA FOTOSINTÉTICA

Da Silva Jessica “Dinámica de hojarasca y respuestas fotosintéticas en un bosque secundario del carso húmedo.” 21, no. 1-3 (2007): 86.

RÍOS Y QUEBRADAS

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. “La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25 no. 1-3 (2011): 22-34.

RUIDO ANTROPOGÉNICO

Herrera-Montes María Isabel y T. Mitchell Aide. “The effect of anthropogenic noise on the calling behavior of amphibians in urban areas of Puerto Rico.” 21, no. 1-3 (2007): 87.

SEGURIDAD PARA EL CONSUMO HUMANO

Miller Olivia, Pushpa Asia Neupane, Elizabeth Ogata y Oriana Korol. “Saxitoxin and metals in oysters of Bahía Fosforescente, Puerto Rico.” 24, no. 1-3 (2010): 57-64.

SEQUÍAS

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. “La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25 no. 1-3 (2011): 71-73.

SPATHODEA CAMPANULATA VÉASE ADEMÁS TULIPÁN AFRICANO

Abelleira Martínez Oscar J. “Observations on the fauna that visit african tulip tree (*Spathodea campanulata* Beauv.) forests in Puerto Rico.” 22, no. 1-3 (2008): 37-43.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “La flor del tulipán africano (*Spathodea campanulata*): candidato idóneo a flor oficial del pueblo de Loíza.” 23, no. 1-3 (2009): 86-87.

SAN PEDRITO VÉASE ADEMÁS TODUS MEXICANUS

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El San Pedrito: candidato idóneo a ave municipal oficial de Loíza, capital de la tradición.” 24, no. 1-3 (2010): 72-73.

SEVEN SEAS

Corson Rikert Hayley, Emilie Kimball, Hannah Bourne y Timur Khanachet. “Chemical

analyses of *Thalassia testudinum* - determining the environmental condition of Laguna Grande and the Seven Seas, Puerto Rico. 24, no. 1-3 (2010): 3-13.

SUELOS

Viera Martínez Christian A., Oscar J. Abelleira Martínez y Ariel E. Lugo. "Estructura y química del suelo en un bosque de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 29-36.

SUELOS-ESTRUCTURA Y QUÍMICA

Viera Martínez Christian A., Oscar J. Abelleira Martínez y Ariel E. Lugo. "Estructura y química del suelo en un bosque de *Castilla elastica*." 22, no. 1-3 (2008): 29-36.

TABACO

Domínguez Cristóbal Carlos M. "El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia." 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

TABONUCO

Wadsworth Frank H. "Topographic frequency of trees in the Tabonuco forest of the Luquillo Mountains." 23, no. 1-3 (2009): 97-99.

TAXONOMIA ESPURIA

Watlington Linares Francisco. "El matuhi de los matojos y el gato farolero: ¿ciencia o folclor ecológico?" 23, no. 1-3 (2009): 64-68.

TENDENCIAS ALIMENTICIAS

Cubeta, U.S., J. Fischer y S. Newman. "Isotopic trends in bat guano as proxy for climate and ecology in Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 26-34.

TENENCIA DE TIERRAS

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno al establecimiento y desarrollo de un sistema de veredas interpretativas en los bosques o reservas naturales de Puerto Rico: la presencia de la toponimia, la tenencia y usos de la tierra." 22, no. 1-3 (2008): 99-104.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno a la perspectiva histórica en el desarrollo de un plan de manejo forestal sustentable." 24, no. 1-3 (2010): 78-81.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno a la tenencia, la toponimia y usos de la tierra en la Sierra de Luquillo según la "relación general de los montes de Puerto Rico de 1867." 22, no. 1-3 (2008): 79-85.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia." 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

TERMINALLIA CATAPPA VÉASE ADEMÁS ALMENDRA

Domínguez Cristóbal Carlos M. "La almendra (*Terminalia catappa*) y los árboles distinguidos del pueblo de Loíza." 24, no. 1-3 (2010): 74-77.

**TERMITAS VÉASE ADEMÁS
CRYPTOTERMES BREVIS WALKER**

“La cartilla del agua para Puerto Rico.” 25
no. 1-3 (2011): 70-71.

Wadsworth, Frank H. “Sinergia sostenida: las
polillas y el Dr. Wolcott.” 21, no. 1-3: 61-65.

TOPOGRAFÍA

Wadsworth Frank H. “Topographic frequency
of trees in the Tabonuco forest of the
Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009):
97-99.

TERRENOS PARA PRODUCCIÓN

Wadsworth Frank H. “Conserva a Puerto Rico
con bosques maderables”. 23, no. 1-3
(2009): 73-80.

TOPOGRAFÍA MONTAÑOSA

THALASSIA TESTUDINUM

Wadsworth Frank H. “Topographic frequency
of trees in the Tabonuco forest of the
Luquillo Mountains.” 23, no. 1-3 (2009):
97-99.

Corson Rikert Hayley, Emilie Kimball, Hannah
Bourne y Timur Khanachet. “Chemical
analyses of *Thalassia testudinum* -
determining the environmental condition
of Laguna Grande and the Seven Seas,
Puerto Rico. 24, no. 1-3 (2010): 3-13.

TOPONIMIA

Pain Andrea y Hannah Hastings. “Nutrient
limitation in Bahía Fosforescente, Puerto
Rico: Evidence from seagrass C:N:P
ratios in *Thalassia testudinum*.” 24, no.
1-3 (2010): 14-25.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Apuntes en
torno al establecimiento y desarrollo de
un sistema de veredas interpretativas en
los bosques o reservas naturales de Puerto
Rico: la presencia de la toponimia, la
tenencia y usos de la tierra.” 22, no. 1-3
(2008): 99-104.

**TODUS MEXICANUS VÉASE ADEMÁS
SAN PEDRITO**

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Apuntes en
torno a la tenencia, la toponimia y usos de
la tierra en la Sierra de Luquillo según la
“relación general de los montes de Puerto
Rico de 1867.” 22, no. 1-3 (2008): 79-85.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “El San Pedrito:
candidato idóneo a ave municipal oficial
de Loíza, capital de la tradición.” 24, no.
1-3 (2010): 72-73.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Leyendas
indígenas de la zona del carso norteño de
Puerto Rico: el Caliche de Ciales.” 21, no.
1-3 (2007): 81-84.

TOMAS DE AGUA

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez,
Mildred Alayón y Andrés García Martínó.

Domínguez Cristóbal Carlos M. “Presencia de
las palmas en los escudos municipales de
Puerto Rico.” 22, no. 1-3 (2008): 95-97.

TOXINAS

Miller Olivia, Pushpa Asia Neupane, Elizabeth Ogata y Oriana Korol. "Saxitoxin and metals in oysters of Bahía Fosforescente, Puerto Rico." 24, no. 1-3 (2010): 57-64.

TULIPÁN AFRICANO VÉASE ADEMÁS *SPATHODEA CAMPANULATA*

Abelleira Martínez Oscar J. "Observations on the fauna that visit african tulip tree (*Spathodea campanulata* Beauv.) forests in Puerto Rico." 22, no. 1-3 (2008): 37-43.

USO DE TIERRAS

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno al establecimiento y desarrollo de un sistema de veredas interpretativas en los bosques o reservas naturales de Puerto Rico: la presencia de la toponimia, la tenencia y usos de la tierra." 22, no. 1-3 (2008): 99-104.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno a la perspectiva histórica en el desarrollo de un plan de manejo forestal sustentable." 24, no. 1-3 (2010): 78-81.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "Apuntes en torno a la tenencia, la toponimia y usos de la tierra en la Sierra de Luquillo según la "relación general de los montes de Puerto Rico de 1867." 22, no. 1-3 (2008): 79-85.

Domínguez Cristóbal Carlos M. "El historiador en una institución científica (Instituto Internacional de Dasonomía Tropical): apoyo o controversia." 23, no. 1-3 (2009): 60-63.

VALOR Y CONSERVACIÓN DEL AGUA

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 122-123.

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 124.

VALORES DE PORCENTAJE

Pain Andrea y Hannah Hastings. "Nutrient limitation in Bahía Fosforescente, Puerto Rico: Evidence from seagrass C:N:P ratios in *Thalassia testudinum*." 24, no. 1-3 (2010): 14-25.

VENTA DEL AGUA

Lugo Ariel E., Ferdinand Quiñones Márquez, Mildred Alayón y Andrés García Martínó. "La cartilla del agua para Puerto Rico." 25 no. 1-3 (2011): 112-114.

EL YUNQUE VÉASE ADEMÁS BOSQUE FORESTAL DEL CARIBE

Wadsworth Frank H. "Early assessment of the trees of the Luquillo Mountains." 23, no. 1-3 (2009): 91-96.

Watlington Linares Francisco. "Guaraguaos, ardillas, cotorras y cuervos en el 'Central Park' de Puerto Rico". 23, no. 1-3 (2009): 69-72.

Acta Científica

ASOCIACIÓN DE MAESTROS DE CIENCIA DE PUERTO RICO

ACTA CIENTÍFICA es la revista multidisciplinaria de la Asociación de Maestros de Ciencia de Puerto Rico. ACTA considera para su publicación, trabajos originales en cualquier área de la ciencia, a saber, física, química, bioquímica, zoología, botánica, ecología, biomédica, medicina, ciencias terrestres, ciencias atmosféricas, psicología del comportamiento, tecnología farmacéutica o matemáticas. Un artículo describe un estudio completo y definitivo. Una nota es un proyecto completo, pero más corto, que se refiere a hallazgos originales o importantes modificaciones de técnicas ya descritas. Un ensayo trata aspectos relacionados con la ciencia, pero no está basado en resultados experimentales originales. Una revisión es un artículo que comenta la literatura más reciente sobre un tema especializado.

Los manuscritos deben ser enviados en triplicado al Editor, quien los someterá a revisión crítica de revisores en área de ciencia concernida. La aceptación de trabajos debe ser escritos en español e inglés. El requisito de manuscritos enviados para publicación que el mismo no es ni ha sido presentado a otra revista científica. Contribuciones a la revista deberán ser dirigidas al Editor.

Ariel E. Lugo
Editor Acta Científica
Instituto Internacional de Dasonomía Tropical
Servicio Forestal
Calle Ceiba 1201
Jardín Botánica Sur
Río Piedras, Puerto Rico 00926-1119
alugo@fs.fed.us

Para asegurar la consideración de su manuscrito, se aconseja prepararlo de acuerdo a las siguientes INSTRUCCIONES PARA AUTORES:

- Los trabajos deben ir acompañados de un resumen en español y un abstract en inglés, escrito a doble espacio y en hojas separadas, encabezadas por el título completo del trabajo traducido al español y al inglés en cada caso. El título debe ser informativo y corto, generalmente no más de 12 palabras. El autor debe indicar un título más breve (no más de 40 letras), en el mismo idioma del trabajo, para ser utilizado como encabezamiento de cada página (running head).
- Las figuras y las fotografías deben identificarse en el reverso a lápiz con el número que le corresponde, el nombre del primer autor y título del trabajo. Debe presentarse una lista de figuras junto con las leyendas de cada una, mecanografiadas a doble espacio en hojas separadas del artículo.
- Las tablas deben: mecanografiarse a doble espacio, presentarse cada tabla en hojas separadas, consecutivamente, tener un título breve, y ser precisas. No deben repetir material en tablas y en figuras.
- Los autores deben usar el sistema métrico para sus medidas. Consúltese el Sistema Internacional de Unidades (SI) como guía en la conversión de sus medidas. Al redactar texto y preparar figuras, nótese que el sistema internacional de unidades requiere: (1) el uso de términos masa o fuerza en vez de peso; (2) cuando una unidad es expresada en denominador, se debe utilizar el sólido (g.g., g/m²); para dos o más unidades en un denominador, use el sólido y un decimal (e.g., g/m² .d); y, (3) use la "L" como el símbolo de litro.
- Compagine las partes de su manuscritos en este orden: página de título, abstracto, texto, agradecimiento, literatura citada, anejos, tablas, leyendas de figuras, y figuras: Enumere todas las páginas.

En general recomendamos a los autores acompañar el texto del trabajo con una lista de todos los anejos, figuras, fotografías, tablas, etc.

ACTA proveerá 25 separatas de cada artículo libre de costo. El autor principal recibirá las separatas y podrá ordenar copias adicionales al momento de devolver las pruebas de galeras.

El editor es responsable de los comentarios y editoriales que aparezcan sin firma. Las opiniones expresadas no son necesariamente aquellas de la Asociación de Maestros de Ciencia de Puerto Rico, ni obligan a sus miembros. Los lectores están cordialmente invitados a expresar sus opiniones en la sección

Cartas al Editor. Esta revista no tiene propósitos comerciales y no produce beneficio económico alguno a sus editores.

ACTA CIENTÍFICA is the multidisciplinary journal of the Puerto Rico Science Teachers Association. ACTA publishes research papers in any scientific field, i.e. physics, chemistry, biochemistry, botany, zoology, ecology, biomedics, medicine, behavioral psychology, or mathematics. An article describes a complete definite study, Notes describe a complete project, are shorter, and usually refer to original findings or important modifications of previously described techniques. Essays discuss general scientific problems but are not based on original experimental results. Reviews discuss the most recent literature on a given subject.

Manuscripts should be sent in by mail or email to the Editor, who will submit them for review to a referee in the field of science involved. Acceptance of papers will be based on their scientific content and presentation of material according to ACTA's editorial norms. Manuscripts can be presented in English or Spanish. Papers submitted for publication should be concise and appropriate in style and use of abbreviations. Submission of a manuscript implies it has not been published nor is being considered for publication by any other journal.

Ariel E. Lugo
Editor Acta Científica
International Institute of Tropical Forestry
USDA Forest Service
1201 Ceiba St., Jardín Botánico Sur
Río Piedras, PR 00926-1119
alugo@fs.fed.us

In order to ensure due consideration to each manuscript, authors are advised to consult the following INSTRUCTIONS TO AUTHORS.

- Manuscripts should be accompanied by a summary in Spanish and an abstract in English, double-spaced and on separate pages, headed by the complete title of the paper translated into English/ Spanish in each case. The title should be informative and short, generally no longer than 12 words; a shorter title (no more than 40 letters) in the paper's original language should be included for use as a running head. Use of keywords to describe the article is recommended.
- Literature cited should be in the style used in the journal Ecology.
- Figures and photos should be identified on the reverse side by sequential number, first author's name, and manuscript title. A list of figures with corresponding legends should be typed double-spaced on separate pages.
- Tables should be typed double-spaced, presented on separate pages, numbered consecutively, have a short title, and be precise. Do not repeat the same material in figures and tables.
- Figures and tables should not be embedded in the text but should be presented as separate files.
- Authors should use the metric system for their measurement. Consult the International System of Units (SI) as a guide in the conversion of measurements. When preparing text and figures, note in particular that SI requires: (1) the use of the terms "mass" or "force" rather than "weight"; (2) when one unit appears in a denominator, use the solidus (e.g. g/m²); for two or more units in a denominator, use one solidus and a period (e.g. g/m².d); (3) use the capital "L" as the symbol for litre.
- Assemble the parts of the manuscript in this order: title page, abstract, text, acknowledgements, literature cited, appendices, tables, figure legends, and figures. Number all pages.
- We recommend authors accompany the manuscript text with a list of all appendices, figures, photos, tables, etc.

ACTA provides authors with 25 reprints of each article and a .pdf, free of cost. Additional reprints can be ordered at the time of receiving the galleys.

The Editor is responsible for unsigned comments and editorials. The Science Teachers Association of Puerto Rico does not necessarily agree with any opinions expressed in ACTA nor do these opinions represent those of any individual member. Readers are cordially invited to make comments by sending letters to the Editor. This journal serves no commercial interest and does not provide economic benefit to its editors.
