En el caso de la Figura 12, las coberturas de bosque al tener las formas más irregulares son las que tienen mayor valor del Índice de Forma, mientras que las intervenidas como los cultivos tienen valores cercanos a uno. En este caso, se debe considerar que los bosques con mayor valor de forma también son los de mayor tamaño (usualmente en la realidad corresponden a aquellas zonas de difícil acceso); mientras que el parche de bosque con valor de dos presenta un valor bajo debido a que la intervención lo ha rodeado haciendo que tenga formas regulares. Las medidas de restauración en este caso se deben centrar en incrementar en el perímetro del parche cobertura vegetal, con el fin de que aumente el área efectiva, la conexión entre otros parches cercanos y su valor de forma (Isaacs 2013, Isaacs y Jaimes 2014). En el monitoreo se verificará el avance de la restauración a medida que los valores de Índice de Forma incrementen hacia la irregularidad como las coberturas naturales. De igual manera, la forma busca disminuir el efecto de borde y aumentar el área de interior del parche, lo cual se explicará a continuación.

Núcleo

Para cuantificar este indicador se proponen las métricas de borde, las cuales se relacionan con el área y el perímetro de los parches,. Si el área es mayor las coberturas tendrán menor efecto de borde. Por otra parte, el área del parche que se mantiene sin este efecto se conoce como área de interior o núcleo y es la que mejor mantiene los procesos originales del ecosistema. Para el área de interior se cuenta con métricas de núcleo que se relacionan con la cantidad de cobertura natural que queda después

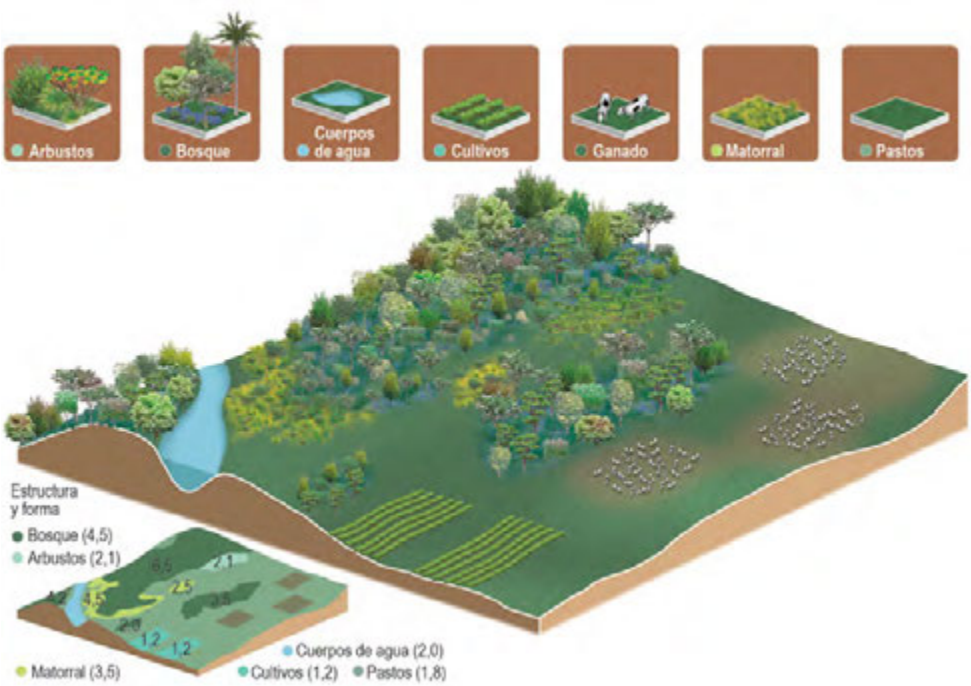

Figura 12. Representación de las métricas de forma en donde se observa que las áreas intervenidas presentan valores más bajos que las naturales. En este caso el bosque que tiene un valor de 6,5 es el más conservado. Mientras que el que tiene valor de dos es mas bajo por estar rodeado de pastos.

del disturbio (Zambrano *et al.* 2003). Al calcular el área núcleo efectiva se puede hacer una comparación entre lo que corresponde al interior de bosque en la actualidad y el tamaño inicial. En el caso de parches pequeños o alargados, la influencia del borde es muy alta e incluso de puede presentar ausencia total de cobertura original de interior (Figura 13). Para el monitoreo, si se incrementa el área del parche, aumenta el área núcleo y disminuye el efecto borde. En el caso de aquellos parches alargados, se busca que las acciones de restauración incrementen el perímetro y el área como se explicó en los índices de forma (García *et al.* 2014).

Métricas de función: conectividad

Para la conectividad, existe otro grupo de métricas que buscan evaluar el grado de fragmentación de las coberturas. Comúnmente esto se hace de forma estructural, evaluando la cantidad de coberturas conectadas y su porcentaje de conexión. Funcionalmente, se realiza con base en requerimientos específicos para la biodiversidad como corredores, sitios de paso, cercas vivas u otros elementos de conexión que puedan utilizar los organismos para su dispersión (Bennet 2006, Mcgarigal *et al.* 2012).

En la Figura 14, hay dos tipos de paisaje. El primero tiene tres parches de bosque, dos matorrales y zonas de pastos. El parche de mayor tamaño corresponde bosque, siendo esta la cobertura predominante. Incrementando el perímetro de los parches de bosque, la regeneración de los matorrales e implementando medidas que promuenvan la conectividad entre estos, se puede incrementar el área de las coberturas naturales, su área interior y se puede disminuir el efecto de borde. En la figura se observa que existe conectividad del 55 % y un grado de fragmentación

Figura 13. Zonas de borde y área núcleo en parches de bosque. Se muestra cómo a medida que disminuye el tamaño de los parches es mayor el área de borde y menor el área núcleo, llegando incluso a desaparecer en parches muy pequeños o alargados.

del 45 %, mientras que en el paisaje de la derecha se presenta una conectividad del 15 %. Los parches de bosque son pequeños, distantes, con áreas núcleo pequeñas o ausentes y rodeados por pastos.

Como indicador se mide la distancia entre los parches o fragmentos de cada unidad natural y se analizan las conexiones físicas o la continuidad existente entre unidades espaciales similares o complementarias. Es necesario que lo anterior esté asociado a un análisis de los disturbios estructurales que puedan limitar o favorecer los flujos ecológicos que normalmente ocurren (Zambrano *et al.* 2003).

Usualmente para este indicador se mide la distancia más corta entre parches, pensando que aquellos más cercanos tienen mayor facilidad de conectarse entre sí. Esto cuantifica de manera estructural la conectividad para conocer el estado de fragmentación de los parches. Sin embargo, si se busca implementar acciones de conectividad y determinar cuáles zonas se deben conectar y cómo, es necesario reunir todo este análisis previo de indicadores y construirlo basándose en las necesidades específicas (Gama *et al.* 2013, Tambosi y Metzger 2013).

Una estrategia de conectividad debe evitar zonas como vías, asentamientos humanos, zonas en explotación vigente y cualquier intervención que amenace la integridad de la conectividad. Así mismo, se debe tener en cuenta que la conectividad no solo se remite a tratar de unir fragmentos o áreas naturales mediante corredores, también implica actividades para mejorar las condiciones de los fragmentos (Crooks y Sanjayan 2006, Theobald 2006). Esto implica: 1) permitir el incremento del área del fragmento mediante acciones de restauración o favoreciendo la regeneración natural; 2) eliminar las formas irregulares buscando que los parches sean más redondeados (para disminuir el efecto de borde); 3) mejorar estas condiciones entre los fragmentos

Figura 14. Representación de la conectividad entre dos zonas, siendo la a) aquella más conectada y menos fragmentada que la b) en donde la restauración va a ser mayor.

de mayor tamaño y que estén más cercanos entre si (Figura 15). Se recomienda preferir aquellas zonas de drenajes y cuerpos de agua para aumentar la resiliencia del paisaje (Bennet 2006, Gama *et al.* 2013, Tambosi y Metzger 2013, García *et al.* 2014).

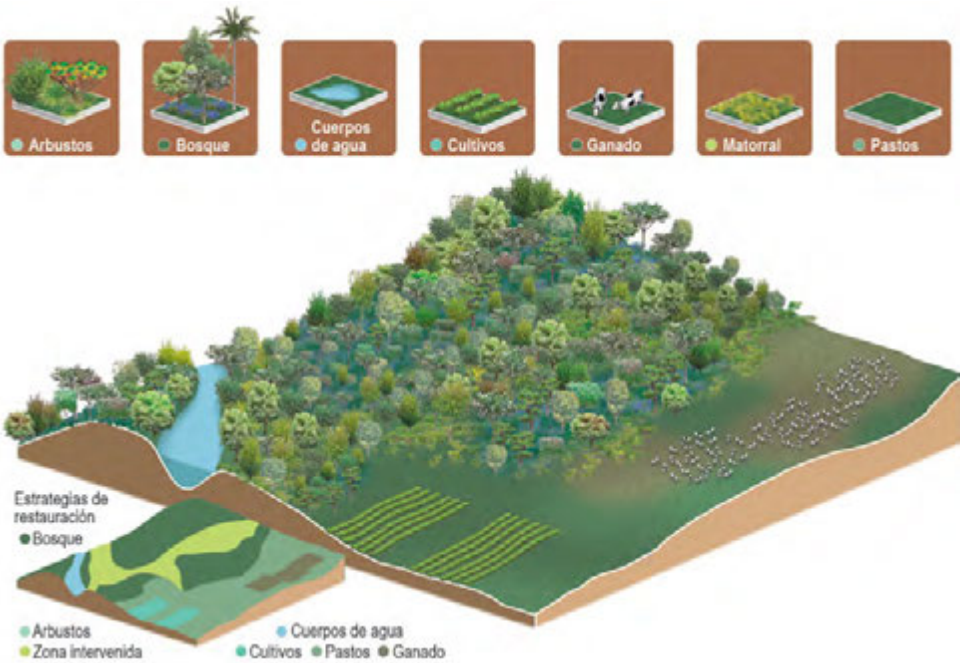

Figura 15. Ejemplo de un paisaje fragmentado en donde se realizaron acciones de restauración con miras a mejorar la conectividad entre los bosques y los matorrales y así disminuir la dominancia de los pastos. En el caso de la conectividad, el monitoreo se debe centrar en evaluar si las distancias entre parches son menores de forma, los valores de conectividad aumenten y que hayan conexiones entre estos.

Recuadro 9

Ejemplo de aplicación de restauración

En un ejemplo hipotético donde el objetivo sea el de restaurar unas áreas de bosque estratégicas en una región de 3.120 ha. Primero se realiza el análisis de la composición y configuración de la zona para determinar las estrategias de restauración y la verificación de su avance de acuerdo a los indicadores mencionados. Esto debe incluir la propuesta del cambio de tipo de producción incluyendo sistemas silvopastoriles y agroforestales en las áreas que rodean los bosques e incrementando la conectividad con cercas vivas y plantaciones de corredores. Los resultados se presentan en la Tabla 10.

Composición: para la zona se reportan un total de 8 tipos de cobertura, bosques densos (zonas de bosque más conservados sin intervención), bosques secundarios (zonas con recuperación de procesos de intervención), arbustales (zonas donde predominan arbustos naturales), herbazales (zonas de herbáceas naturales), pastos para ganadería, plantaciones de pino, cultivos varios y zonas donde han ocurrido quemas. El monitoreo reflejará que se incluyeron tres nuevas categorías: sistemas silvopastoriles, agroforestales y cercas vivas y corredores.

Configuración:

Número de parches: De acuerdo a la Tabla 10, se estima el número de parches de bosques densos, secundarios, arbustales y herbazales (90 parches en total). El objetivo de restauración de bosques densos, en este

Tabla 10. Indicadores y cuantificadores de cobertura para la restauración. Se presentan valores de ejemplo.

Criterio	Composición	Configuración							
Indicador	Composición	Presencia de parches	Extensión o tamaño	Áreas transformadas		Fragmento más grande	Forma	Tamaño del núcleo	Conectividad
Cuantificador	Coberturas presentes	Número de parches	Área (Ha)	#	Área (Ha)	Área del parche (Ha)	Valor de forma	Área del núcleo (ha)*	Distancia entre parches*
	Bosques densos	25	300			250	15	100	500 m
	Bosques secundarios	15	550			250	13	150	300 m
	Arbustales	40	125			50	10	25	800 m
	Herbazales	10	50			15	10	20	100 m
	Pastos			85	850	95	2		50 m **
	Plantaciones coníferas			2	25	15	1,5		1200 m
	Cultivos			250	1200	200	1,2		100 **
	Quemas			1	20				

* estas se calculan en promedio para toda el área y para cada uno de los fragmentos, en el caso de toda el área se debe visualizar las varianzas para saber qué tanto varían los tamaños entre si.

** en este caso, los valores de conectividad son altos porque los cultivos y pastos dominan el área y están cercanos entre ellos, esta es una forma de ver el nivel de fragmentación de las coberturas naturales.

caso, evalúa la presencia de 25 parches de bosque denso y de bosques secundarios. Esta asociado a que en la zona se presenta intervención, lo cual se verifica con la presencia de coberturas intervenidas. Para el monitoreo, a medida que aumenta la regeneración del bosque y se hace efectiva la restauración, el número de parches de bosque denso disminuye y se presentan parches con las nuevas coberturas.

Extensión o tamaño: De acuerdo a la Tabla 10, de las 3.120 ha evaluadas, cerca de un 30 % presenta coberturas naturales, en donde los bosques densos presentan muy poca área. Con las áreas es posible determinar de mejor forma el estado de conservación de la zona, la proporción de cada cobertura y la definición de objetivos de restauración. Los bosques densos presentan una extensión en total de 300 ha, pero repartidas en 25 parches que pueden variar en tamaño; por otro lado los bosques secundarios dominan las coberturas naturales con 550 ha en 15 parches y los arbustales y herbazales presentan 175 ha en total en 50 parches. Es posible evidenciar que los arbustales y bosques densos pueden estar fragmentados por que presentan varios parches, esto se verifica luego en el grado de conectividad y la comparación con los parches más grandes. El monitoreo se debe centrar en cuantificar el aumento del tamaño de los bosques y de las coberturas restauradas.

Áreas transformadas: para las áreas transformadas se hace el mismo análisis que las naturales en términos de número de parches y área. La zona está dominada por coberturas antrópicas con 2.000 ha en donde dominan los cultivos y pastos con 1.200 y 850 ha respectivamente y adicionalmente se encuentran especies exóticas y quemas. De acuerdo al número de áreas, también los pastos y cultivos presentan un elevado número, lo que representa que se presenten varias parcelas separadas y distribuidas por toda el área; los pinos se encuentran en dos parcelas que ocupan 25 ha y una zona de 20 ha de quemas para cultivos. El monitoreo buscará que los tamaños de los sistemas de producción disminuyan

o cambien por los silvopastoriles y agroforestales y que las áreas de quema se revegetalicen. El avance de estas áreas permitirá verificar si las actividades de restauración se están dando de forma correcta, o si hay que implementar acciones de restauración diferentes.

Tamaño más grande: En la Tabla 10, el parche de mayor tamaño es de bosques densos, seguido de zonas de cultivos, con esta información complementaria, ya es posible determinar que de las 300 ha de bosques, uno de los parches es de gran tamaño (250 ha) y las restantes 50 hectáreas corresponden a 24 parches pequeños que requieren acciones de restauración. El monitoreo buscará ver el avance de esos parches grandes, aumentando de tamaño y presentando un cambio en las áreas intervenidas disminuyendo sus tamaños y su tipo de uso.

Forma: en el caso de la Tabla 10, las coberturas intervenidas presentan menores valores que las naturales, lo que sugiere que el bosque denso al tener un valor de 15, es la cobertura que menos intervención presenta, además sumado a que cuenta con un parche de gran tamaño que probablemente no está tan intervenido. De las coberturas intervenidas, los cultivos y plantaciones forestales tienen el menor valor por ser cuadradas. Para el monitoreo, las formas aumentaran su valor para las áreas conservadas y al establecer sistemas agroforestales y silvopastoriles, las áreas intervenidas aumentaran sus formas por la diversificación de los sistemas productivos.

Área núcleo: De acuerdo a la Tabla 10, los bosques densos presentan un área efectiva de 100 ha sin efecto de borde, los bosques secundarios 150 ha, arbustales 25 ha y herbazales 20 ha. En la medida que los parches sean más pequeños la contribución de su área núcleo será menor, así como la integridad de la cobertura. Para aquellos parches de bosques densos que no correspondían al de 250 ha, es posible que su área núcleo sea inexistente, por lo que se debe pensar en trabajos de enriquecimiento, rehabilitación de las coberturas y el incremento de su área efectiva para incrementar así mismo el área núcleo. En el monitoreo se debe verificar que efectivamente su área incremente y que se reduzcan los efectos del borde.

Distancia entre parches: Este indicador muestra que en promedio existe una distancia de 500 m para los bosques densos, una vez más esto comprueba su alto estado de fragmentación y separación entre parches, así como ocurre con los bosques secundarios. Los cultivos y pastos por su parte presentan valores altos de conectividad porque por lo general las áreas productivas son extensivas y continuas y las plantaciones presentan la mayor distancia a tratarse de dos áreas separadas por más de 1 km entre sí. Para el monitoreo, se busca que la distancia entre bosques disminuya a través de las alternativas propuestas, ya que los sistemas silvopastoriles y agroforestales han mostrado ser útiles para reestablecer la conectividad y la recuperación de los bosques, así como las cercas vivas y corredores.

Consideraciones finales

En esta sección se recopilaron las herramientas básicas disponibles del análisis espacial para ser usadas en actividades de monitoreo, con base en el uso de indicadores y las métricas del paisaje. Escoger uno u otro indicador depende del objetivo de restauración, de la zona de interés, del estado del área restaurar y de los insumos disponibles. Sin embargo, dichos indicadores se pueden obtener de diversas formas y pueden ser comparados a lo largo del tiempo para su monitoreo.

Finalmente, el análisis espacial es un insumo base para determinar el plan a seguir dentro de las actividades de restauración. Estas últimas solo se deberían plantear cuando se haya conocido completamente el ecositema a restaurar.

MONITOREO PARTICIPATIVO E INDICADORES SOCIOECONÓMICOS DE LA RESTAURACIÓN ECOLÓGICA

Zoraida Calle, Mauricio Carvajal y Adriana María Giraldo

En esta sección se discuten dos temas relacionados con la dimensión social de la restauración ecológica: el monitoreo participativo y los indicadores socioeconómicos. Se presentan algunos indicadores socioeconómicos relevantes para la mayoría de proyectos de restauración en aspectos como la generación de empleo y oportunidades de negocio, el fortalecimiento de capacidades locales y la participación de las comunidades en la generación de conocimiento.

El monitoreo participativo en la restauración ecológica

Paisaje de un sitio intervenido y causas de su degradación. Talud piloto en La Ceja, Antioquia. Fotografía: Mauricio Carvajal, CIPAV.

La apropiación de las áreas restauradas, por parte de los pobladores locales, es un requisito para la viabilidad de largo plazo de una iniciativa de restauración ecológica. En otras palabras, un proyecto puede estar bien concebido desde el punto de vista científico y puede estar respaldado por información biofísica sólida, pero si es percibido por la comunidad aledaña como ajeno, amenazante o inadecuado, es probable que los terrenos restaurados no sean respetados por sus vecinos. Varias iniciativas de reforestación en Colombia han fracasado porque los árboles fueron sembrados por operarios que no pertenecían a las comunidades cercanas. Cuando las personas que habitan en el área de influencia de un proyecto no se

Jóvenes de El Encino, Santander, participando en la caracterización de un bosque de referencia. Fotografía: Adriana Giraldo, CIPAV.

benefician ni siquiera a través de la generación de empleo temporal como mano de obra no calificada, no tienen una motivación fuerte para defender la intervención contra amenazas como incendios, cacería o la extracción ilegal de madera. En cambio, si el proyecto de restauración genera oportunidades de trabajo y espacios para la capacitación, el entretenimiento y la reflexión, se establece un vínculo afectivo con la comunidad que con frecuencia se traduce en la protección del área restaurada.

Así, para lograr una mayor apropiación de las áreas restauradas por parte de los pobladores locales, es deseable que el monitoreo sea llevado a cabo por miembros de las comunidades o grupos locales organizados con un acompañamiento técnico y científico adecuado. Lógicamente, este tipo de monitoreo participativo es posible solo cuando se ha elegido un conjunto de variables que se pueden medir sin necesidad de tener un conocimiento biológico especializado, o si se enseña a los miembros de las comunidades a recolectar especímenes o muestras que puedan ser analizados más adelante por personal científico. Pequeños grupos de adultos, jóvenes y niños pueden ser entrenados para hacer mediciones de la vegetación, inventarios rápidos de plantas, censos de especies focales de aves, estimaciones de la cobertura del suelo y otras evaluaciones de variables biofísicas del terreno. Esto permite a la vez hacer un uso eficiente de los recursos financieros de los proyectos de restauración al reducir el número de visitas de campo llevadas a cabo por el equipo técnico y profesional.

Es importante mencionar que los beneficios del monitoreo participativo pueden extenderse mucho más allá del proyecto de restauración. A través de la participación en actividades sencillas de monitoreo e investigación, los miembros de las comunidades adquieren herramientas para la generación de conocimiento. La evaluación repetida de los sitios que están siendo intervenidos obliga a los participantes a agudizar su capacidad observación, a hacer comparaciones entre sitios, a formular preguntas, a sacar sus propias conclusiones sobre la eficacia de los métodos de restauración empleados y a proponer ajustes para mejorar estos métodos.

Un proceso de monitoreo comunitario donde se forma un grupo estable de personas que llevan a cabo las mediciones y evaluaciones es también un medio para el fortalecimiento de las capacidades locales. El monitoreo obliga a los participantes a recorrer las áreas, a seguir un método de evaluación preestablecido, a registrar una serie de datos numéricos y, en algunos casos, a hacer análisis sencillos de estos datos. Todas estas actividades fortalecen la disciplina y la capacidad de concentración y pueden convertirse en espacios comunitarios amenos e interesantes.

Lógicamente, el investigador o restaurador encargado del proyecto debe entrenar muy bien al equipo que llevará a cabo las mediciones. Esto implica participar en las primeras jornadas de monitoreo, ayudar a resolver todas las dudas que surjan al comienzo del proceso, evaluar en forma permanente la precisión de las mediciones y de la transcripción de los datos y hacer los ajustes necesarios para garantizar la calidad de los registros del monitoreo.

La dimensión social de la restauración ecológica

La ciencia de la restauración ha hecho un esfuerzo considerable por entender los aspectos biofísicos que inciden sobre las áreas degradadas. Sin embargo, en muchas sociedades, y particularmente en los países menos desarrollados, los factores de tipo social y cultural determinan el éxito de la restauración en mayor medida que los factores biofísicos. Un metanálisis de 89 evaluaciones de proyectos de restauración que fueron llevados a en una amplia gama de ecosistemas en todo el mundo mostró que el mayor impacto de la restauración se ha logrado en los ecosistemas terrestres tropicales (Rey Benayas *et al.* 2009). Este hecho sugiere que la restauración tiene un potencial significativo para mejorar los medios de vida de las comunidades humanas en las regiones de más alta biodiversidad. Dado que el entorno social tiene una importancia crítica para definir la viabilidad y los impactos potenciales de la restauración ecológica, el diseño de cualquier iniciativa de restauración debería incluir los siguientes aspectos:

- Un análisis de los factores humanos relacionados con la degradación, destrucción o daño del sitio.
- Una valoración de las limitaciones que impone y las oportunidades que ofrece el entorno social.
- Una comprensión de las preferencias, gustos y expectativas de las comunidades con relación al proceso de restauración.

La participación social se puede dar en diferentes niveles en los proyectos de restauración ecológica. Las comunidades locales pueden participar en forma directa en la ejecución de proyectos de restauración, como resultado de lo cual se generan empleo local y oportunidades de negocio y capacitación. También es posible que las iniciativas de restauración incorporen o apliquen el conocimiento ecológico tradicional de las comunidades (Sinisterra *et al.* 2011). En algunos casos, los grupos locales pueden estar involucrados en la generación de conocimiento para la restauración ecológica a través de procesos de investigación participativa (Calle *et al.*, 2011). A veces la restauración es una iniciativa endógena de las comunidades, en donde el personal técnico y científico y las entidades del sector ambiental son invitados a colaborar en vez de ser los gestores

Evaluación de la estructura de la vegetación y la cobertura del suelo en el ecosistema de referencia para la restauración de un talud en la vía Concordia - Betulia por trabajadores de campo locales. Fotografía: Mauricio Carvajal, CIPAV.

Medición de la cobertura de dosel en el talud piloto de la vía Concordia - Betulia. Fotografía: Mauricio Carvajal, CIPAV.

directos del proceso (Giraldo *et al.* 2014). Independiente del nivel al cual se dé la participación, es necesario garantizar que las comunidades aledañas participen de los beneficios directos de la restauración ecológica. El empleo local o las oportunidades de negocio que surgen a través de un proceso de restauración no solo impactan favorablemente la economía de las familias vecinas sino que a la vez contribuyen a crear un sentido de pertenencia y orgullo hacia las áreas restauradas.

Por otra parte, las iniciativas de restauración pueden generar oportunidades de capacitación local. Una comunidad que entiende las causas de la degradación ambiental y los efectos de la restauración tendrá un mayor compromiso con la protección de las áreas intervenidas y probablemente cambiará las prácticas de uso de los recursos naturales que condujeron a la degradación. En el caso de los manglares se considera que los dos factores principales que determinan el éxito en el diseño de un proyecto de restauración son las condiciones del hábitat (hidrología y herbivoría, entre otros) y la participación de las comunidades locales desde el inicio de la iniciativa de restauración (Bosire *et al.* 2008). La participación comunitaria le concede mayor legitimidad a los proyectos, aumenta la probabilidad de que el uso futuro del ecosistema sea sostenible y mejora el cumplimiento de las medidas regulatorias que protegen a los manglares restaurados (Ronnback *et al.* 2007).

Entrevistas a beneficiarios y estudios de percepciones

Un metanálisis de los beneficios socioeconómicos de la restauración ecológica (Aronson *et al.* 2010) encontró que solo 3 % de 1582 estudios publicados entre 2000 y 2008 había destinado recursos económicos a hacer entrevistas, en tanto que 88 % de los estudios aplicaron mediciones instrumentales en el monitoreo. El desbalance que revelan estas cifras es sorprendente si se tiene en cuenta que con un costo reducido es posible recopilar información muy útil a partir de entrevistas a las personas afectadas por la degradación de los ecosistemas o a los beneficiarios de los proyectos de restauración. La comparación de las percepciones de la población local antes y después de una intervención de restauración puede proporcionar datos cuantitativos y realistas sobre los impactos socioeconómicos de un proyecto con un costo menor que el que implica monitorear ciertas variables ambientales. Por otra parte, la información que proporciona un estudio de esta naturaleza es útil para incorporar la visión, gustos y expectativas de la comunidad aledaña en el proyecto de restauración. El recuadro 10 presenta las preguntas guía de una entrevista diseñada para evaluar los impactos sociales de proyectos de restauración de terrenos severamente erosionados.

Recuadro 10

Modelo de entrevista para beneficiarios de proyectos de restauración (evaluación de impactos sociales)

Proyecto COLCIENCIAS
Efectos biofísicos y socioeconómicos de la restauración ecológica de áreas severamente degradadas, basada en estructuras biomecánicas

Objetivo: recopilar información sobre los siguientes aspectos de los proyectos de restauración llevados a cabo por CIPAV:

1. Historia de uso de la tierra
2. Descripción del problema de erosión severa que fue objeto de la intervención
3. Percepciones de los beneficiarios sobre las causas del problema de erosión severa
4. Efectos sociales y ambientales negativos del problema de erosión
5. Opiniones y conocimientos de los beneficiarios sobre las alternativas para solucionar el problema de erosión severa
6. Opiniones sobre la intervención de CIPAV
7. Beneficios o impactos sociales y ambientales positivos de la intervención de CIPAV

Preguntas guía

Preferiblemente para adultos.

¿Cómo era este sitio antes de que ocurriera el daño o desastre (derrumbe, deslizamiento, reptación o agrietamiento)?

Por favor, cuéntenos sobre los usos que tuvo este sitio antes del desastre o daño. Indagar sobre los usos anteriores de la tierra (ganadería, agricultura, minería) hasta conocer en qué época se deforestó el sitio. Incluir el máximo detalle posible sobre el manejo.

¿Qué ocurrió en el sitio (derrumbe, deslizamiento, reptación o agrietamiento)? Escribir la descripción detallada, usando en la medida de lo posible las palabras de los entrevistados.

¿Cuáles fueron las causas del daño o desastre (derrumbe, deslizamiento, reptación o agrietamiento)?

¿Cuándo y cómo se formó? ¿Hubo algún aviso o señal previa (por ejemplo agrietamiento, temblor, reptación)?

Por favor describa cómo quedó el sitio después del daño o desastre.

¿Cómo afectó el daño o desastre a la comunidad aledaña? Tener en cuenta lo siguiente:

- Daños a vías o caminos y número de usuarios de la vía o camino
- Daños a acueductos y número de usuarios del acueducto
- Daños a escuelas y otras obras de infraestructura y número de alumnos o usuarios afectados
- Daños o destrucción de viviendas, y número de familias afectadas
- Daños a tierras agrícolas y ganaderas, número de fincas y área total afectada
- Afectación de microcuencas
- Otros efectos negativos, sociales o ambientales

En su concepto, ¿qué tipo de obras se deberían haber hecho para resolver el problema? (por ejemplo, muros de contención, gaviones, canalización de drenajes, revestimientos de concreto, reforestación, pantallas, cubrimiento con geotextiles)

¿Cree que la intervención de CIPAV fue correcta o incorrecta para enfrentar el problema? ¿Por qué?

¿Qué beneficios tuvo la intervención de CIPAV?

Tener en cuenta reducción de riesgos sobre vías, caminos, acueductos, viviendas, otra infraestructura, tierras productivas y bosques; afectación estética (belleza paisajística); efectos sobre la calidad de vida de las comunidad (distancias de recorridos, calidad de infraestructura, capacidad productiva de la tierra).

Los alumnos de noveno grado de la Institución Educativa Indígena de El Mesón en Morales, Cauca, participan en la caracterización de un fragmento de bosque. Fotografía: Lorena Piedrahita, CIPAV.

Indicadores socioeconómicos de la restauración

Como ya se mencionó en el capítulo 1 *Introducción al monitoreo en la restauración ecológica*, los indicadores son variables o parámetros de un sistema que se miden repetidamente a lo largo del tiempo para documentar cambios en una condición específica. Egan y Estrada (2013) proporcionan un listado detallado de indicadores socioeconómicos que son considerados relevantes para proyectos de restauración forestal. La selección de los indicadores adecuados para un proyecto específico debe tener en cuenta el contexto regional y cultural y los objetivos de restauración.

Los indicadores pueden medir dimensiones de los proyectos tales como la participación colaborativa, los impactos y resultados económicos, el apoyo del público a la iniciativa de restauración o los impactos de la divulgación, educación y entrenamiento (Egan y Estrada 2013; Tabla 11). La Tabla 12 presenta algunos indicadores socioeconómicos que son usados por la Fundación CIPAV en el monitoreo de proyectos de restauración de bosques y de áreas afectadas por erosión severa y deslizamientos.

Por otra parte, los indicadores relacionados con el aumento en la generación de bienes y servicios ambientales no han sido utilizados suficientemente para entender y documentar los impactos socioeconómicos de la restauración ecológica. Es necesario estimar los impactos de mediano y largo plazo de los proyectos en términos del número de personas que se benefician de la reducción de riesgos tales como deslizamientos e inundaciones o el incremento en la generación de bienes y servicios ambientales en el área recuperada.

Tabla 11. Indicadores socioeconómicos básicos para proyectos de restauración de bosques (adaptado de Egan y Estrada 2013).

Criterio	Indicador	Cuantificadores
Participación colaborativa	Personas involucradas o representadas en los proyectos de restauración	Número de individuos y grupos de beneficiarios involucrados en el diseño, implementación y monitoreo del proyecto
Sostenibilidad comunitaria	Generación de oportunidades de negocio	Número de empresas locales creadas a través del proyecto
Impactos y resultados económicos	Generación de empleo	Número de miembros de la comunidad empleados Número de jornales o empleos generados en el proyecto
Apoyo a la restauración	Compromiso de la comunidad local con el monitoreo	Número de personas que participan voluntariamente en el monitoreo
Fortalecimiento de capacidades locales	Participación de los jóvenes en el logro de los objetivos del proyecto Oportunidades de entrenamiento	Número de jóvenes que participan en el proyecto Número de trabajadores y miembros de las comunidades entrenados

Tabla 12. Algunos indicadores socioeconómicos usados en el monitoreo de proyectos de restauración (Fuente: Área de Restauración Ecológica, Fundación CIPAV).

Indicador: generación de empleo y oportunidades de negocio.

Escala temporal	Cuantificadores
Corto plazo	Número de jornales que se invierten en el proceso de restauración Número de personas beneficiadas con oportunidades de negocio Ingresos generados a través de negocios la producción de plántulas o insumos
Mediano plazo	Número de negocios que persisten después de finalizar la ejecución del proyecto
Largo plazo	Número de negocios estables que persisten en el tiempo (viveros comunitarios, oferta de servicios de siembra y mantenimiento de plantaciones)

Indicador: fortalecimiento de capacidades locales y generación de conocimiento

Escala temporal	Cuantificadores
Corto plazo	Número de personas capacitadas a través del proyecto de restauración Número de actores locales involucrados en procesos de monitoreo o investigación en las áreas en proceso de restauración
Mediano plazo	Número de personas que cambian su modo de generación de ingresos gracias al aprendizaje de técnicas de restauración
Largo plazo	Número de personas o grupos comunitarios en capacidad de asesorar a otras comunidades en procesos de restauración Compromiso de la comunidad vecina con el área restaurada (iniciativas de protección, educación ambiental y uso sostenible)

Consideraciones finales

La joven disciplina de la restauración ecológica ha puesto más énfasis en los aspectos biofísicos de la recuperación de los ecosistemas degradados que en entender y superar las barreras sociales que impiden que la restauración sea exitosa. En las primeras décadas de su desarrollo, la restauración ecológica estuvo estrechamente relacionada con la recuperación de tierras abandonadas. Un mensaje implícito en esta noción era que las comunidades rurales debían abandonar físicamente el territorio para que las tierras degradadas pudieran ser recuperadas. Varias iniciativas estatales y privadas de restauración de bosques tuvieron, y siguen teniendo, como punto de partida la compra de tierras privadas, bajo el supuesto de que la recuperación de los bosques solo es posible sin las personas. Sin embargo, poco a poco se abre paso una visión diferente, en la cual la restauración complementa diversas formas de producción y uso sostenible del territorio y las comunidades rurales pueden asumir diferentes grados de protagonismo en la restauración. El monitoreo es un claro ejemplo de una actividad en la cual la participación de las comunidades beneficia y fortalece la restauración ecológica. Paralelamente, es fundamental avanzar en la documentación de indicadores socioeconómicos que permitan medir los impactos que la restauración tiene sobre las comunidades a diferentes niveles.

EL MONITOREO DEL SUELO EN LOS PROCESOS DE RESTAURACIÓN ECOLÓGICA: INDICADORES, CUANTIFICADORES Y MÉTODOS

Camila Pizano y Jorge Curiel Yuste

"De esa delgada capa de suelo que cubre el planeta depende la supervivencia o extinción de la gran mayoría de los organismos terrestres" (Doran y Zeiss 2000).

Ecología del suelo e indicadores en procesos de restauración ecológica

El suelo, como el agua y el aire, es un componente integral del ambiente que constituye uno de los recursos naturales más importantes (Arshad y Martin 2002). De su adecuado manejo depende no solo el desarrollo sostenible y la capacidad de alimentar a una población humana cada vez más numerosa, sino también la recuperación y el funcionamiento de los ecosistemas naturales y sus servicios ecosistémicos a nivel local, regional y global (Glanz 1995, Doran 2002). Sin embargo, los inventarios mundiales indican que casi un 25 % de los suelos a nivel global han sido degradados debido a la erosión, la contaminación atmosférica, la agricultura y la ganadería extensivas, la deforestación, la salinización, la urbanización y la desertificación (Oldeman 1994, Doran 2002, Gisladottir and Stocking 2005, Bai *et al*. 2008). De hecho, la degradación de los suelos y la pérdida de sus servicios ecosistémicos es uno de los problemas ambientales más serios que enfrenta el planeta (Lal 1997), por lo cual su restauración y monitoreo son esenciales.

Los suelos son la base de toda comunidad vegetal, agrícola o natural y constituyen espacios tridimensionales donde interactúan constantemente factores físicos, químicos y biológicos (Figura 16). En un perfil de suelo se puede contemplar una primera capa superior donde se encuentra la gran mayoría de la actividad biológica y la materia

orgánica de suelo (horizonte O), seguida por una capa de suelo orgánico y mineral donde todavía hay muchas raíces pero hay mejor actividad biológica (horizonte A), una capa de suelo mineral o subsuelo donde se acumulan los materiales y minerales que se han eluviado de capas superiores (horizonte B) y en el fondo el sustrato (horizonte C) y la roca parental (Figura 16). Las numerosas funciones del suelo incluyen sostener la producción vegetal, regular el clima y el agua, almacenar nutrientes y carbono, controlar desechos y contaminantes, proveer el espacio vital para una enorme diversidad de organismos, archivar la historia de uso y cobertura vegetal del suelo, y servir de espacios conectores (Burger y Kelting 1999, Arshad y Martin 2002). Estas

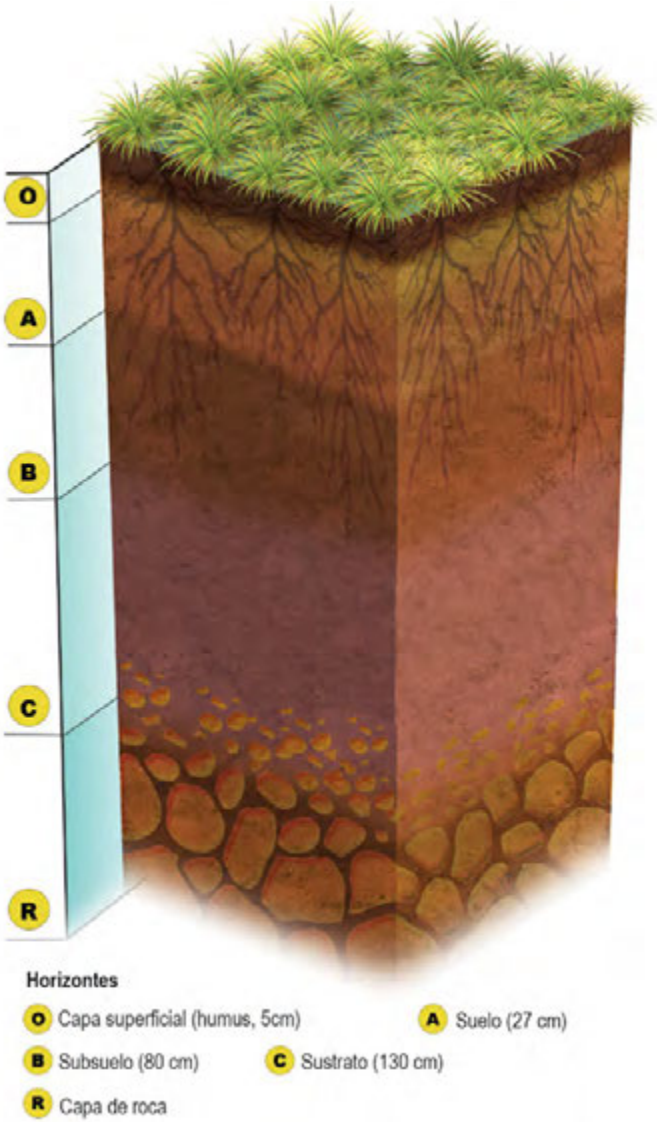

Figura 16. Esquema de un perfil donde se muestran los principales horizontes que conforman un suelo.

funciones son altamente vulnerables a los disturbios y pueden tomar mucho tiempo en recuperar las trayectorias predisturbio en procesos de restauración. Por ejemplo, las reservas de carbono y nitrógeno de los suelos se pierden rápidamente con disturbios como el arado de la tierra, pero pueden tomar siglos en recuperarse (Bentham *et al.* 1992). En contraste, la productividad vegetal generalmente en zonas donde ha habido un disturbio alcanza niveles parecidos a aquellos de los sistemas naturales en unos pocos años (e.g. Hansen y Gibson 2014).

En este contexto, la restauración ecológica de ecosistemas degradados depende directamente de la recuperación de la salud del suelo, sus interacciones con el agua y la vegetación, y su capacidad de sostener el funcionamiento de los ecosistemas (Arshad y Martin 2002). Los suelos degradados se caracterizan por haber perdido la comunidad vegetal que existía previa al disturbio y su estructura original, reflejado en un incremento en la densidad aparente o una compactación y una reducción en la estabilidad de sus agregados e infiltración del agua (McKinley *et al.* 2005, Li y Shao 2006). Adicionalmente, los suelos de ecosistemas degradados se caracterizan por almacenar menos materia orgánica, lo que se traduce en una menor capacidad de retención hídrica y una reducción de reservas de carbono y nutrientes, lo cual resulta en una menor biodiversidad microbiana y una actividad biológica limitada (McKinley *et al.* 2005). La degradación de los ecosistemas está también asociada a un proceso de acidificación del suelo (reducción de pH) que limita la disponibilidad de nutrientes para las plantas, que puede llegar a provocar en escenarios extremos la liberación masiva de elementos tóxicos para las plantas como el aluminio o el hierro (Stuhrmann *et al.* 1994).

La meta de la restauración debe ser entonces la de recuperar la "calidad" o "salud" del suelo, definida como la capacidad de un tipo de suelo para funcionar, dentro de parámetros naturales o de manejo, de mantener la productividad vegetal y animal, la calidad del agua y el aire, y mantener la salud humana y el hábitat (Karlen *et al.* 1997, Doran y Zeiss 2000). Para ello, es necesario identificar aquellos indicadores útiles para hacer un seguimiento fiable en el tiempo de la capacidad de recuperación de las funciones ambientales de los suelos de ecosistemas en proceso de restauración (Arshad y Martin 2002). Sin embargo, por la naturaleza del suelo, existe una enorme diversidad de indicadores, tanto de carácter físico y químico, como biológico (McKinley *et al.* 2005, García *et al.* 2012) (Tabla 13), utilizados en la evaluación de la recuperación de la salud del suelo.

La tarea más importante es, por tanto, seleccionar aquellos indicadores de recuperación de los suelos de los cuales se pueda extraer una mayor cantidad de información sobre el estado de recuperación de salud del suelo. Varios autores (Arshad y Coen 1992, Doran y Parkin 1994, Gregorich *et al.* 1994, Larson y Pierce 1994, Karler *et al.* 1997, Martin *et al.* 1998, Arshad y Martin 2002) han propuesto que los indicadores que se deben utilizar en el monitoreo de la restauración de suelos deben ser de tipo físico y químico (materia orgánica, profundidad de la capa superior del suelo, estabilidad de agregados, textura, densidad aparente, infiltración, pH, conductividad eléctrica, respiración del suelo, y disponibilidad nutrientes). Sin embargo, otros autores argumentan que a pesar de que estos parámetros pueden guiar decisiones de manejo, ninguno es indicativo de la manera dinámica en que los suelos responden al disturbio, ya que no incluyen ninguna medida de actividad biológica en los mismos (Harris 2003). Es fundamental entonces obtener información sobre la biodiversidad y actividad de la comunidad de organismos del suelo, las cuales son determinantes en los procesos ecológicos y de estructuración del suelo (Harris 2003).

Tabla 13. Indicadores físicos, químicos y biológicos para medir la calidad del suelo (Arshad y Coen 1992, Doran y Parkin 1994, Gregorich *et al.* 1994, Larson y Pierce 1994, Carter *et al.* 1997, Karler *et al.* 1997, Martin *et al.* 1998, Arshad y Martin 2002, Harris 2003, McKinley *et al.* 2005, Gros *et al.* 2006, García *et al.* 2012)

Criterios	Indicador	Relación con las funciones del suelo	Cuantificador
Físicos	Textura del suelo	Retención y transporte de agua, minerales y químicos; erosión del suelo	% de arena, limo y arcilla
	Densidad aparente	Retención y transporte de agua, minerales y químicos, estructura del suelo, facilidad de emergencia para las plantas	Densidad aparente (g/cm^3)
	Profundidad del suelo	Potencial productivo de las plantas (volumen para enraizamiento) y de erosión	Profundidad del suelo (cm)
	Estabilidad de agregados	Erosión potencial, estructura del suelo, facilidad de emergencia de las plantas, infiltración de agua	Estabilidad de agregados (%)
	Infiltración	Retención y ciclaje de agua	Velocidad de infiltración (mm/h)
	Materia orgánica	Define la fertilidad y la estructura, la retención de pesticidas y agua, y el potencial productivo del suelo	% de materia orgánica
Químicos	pH	Disponibilidad de nutrientes, absorción de pesticidas, actividad química y biológica del suelo, límites para el crecimiento de las plantas y actividad microbiana	pH (0 a 7)
	Conductividad eléctrica (CE)	Actividad microbiana y de las plantas, límites para el crecimiento de las plantas y la actividad microbiana, define la estructura del suelo y la infiltración del agua	CE (dS/m)
	Capacidad de intercambio catiónico (CEC)	Fertilidad del suelo, potencial productivo	CEC ($Cmol_c/kg$)
Biológicos	Biomasa microbiana	Potencial catalizador microbiano y reposición de carbono y nitrógeno	Biomasa microbial de carbono (mg C/g)
	Biodiversidad y composición de la comunidad microbiana (metagenómica)	Integridad y función biológica del suelo, potencial catalizador microbiano y reposición de carbono y nitrógeno	Número o diversidad de especies, índices de diversidad, número de secuencias, biomasa de diferentes tipos de organismos, y respiración de suelos entre otros
	Actividad enzimática	Potencial y actividad catalizadora microbiana, ciclaje y disponibilidad de nutrientes	Mmol/kg suelo/h o µg/gh para cada tipo de enzima

Criterios	Indicador	Relación con las funciones del suelo	Cuantificador
Biológicos	N potencial mineralizable	Productividad del suelo y aporte potencial de nitrógeno	µmol N/g o mg N/kg
	Respiración del suelo	Actividad biológica del suelo	µmol/m^{2}s de CO_2
	Productividad vegetal	Productividad potencial, disponibilidad de nutrientes	Biomasa vegetal (kg/m^{2}año)

Ante esta diversidad, es necesario identificar indicadores apropiados de recuperación de suelos. Los buenos indicadores de recuperación de salud de suelos deben: 1) integrar información sobre procesos físicos, químicos y biológicos; 2) ser fáciles de medir e interpretar en campo; 3) ser aplicables a un amplio rango de ecosistemas y condiciones; 4) ser muy sensibles a los cambios que sufre el suelo en procesos de degradación y recuperación; y 5) estar relacionados con procesos a nivel del ecosistema (Abreu *et al.* 2009, García *et al.* 2012).

Dado que varios indicadores se relacionan entre sí (Tabla 14), lo más adecuado, por tanto, es seleccionar aquellos que son fáciles de medir y dan una información integral. Por ejemplo, el pH es indicativo de propiedades físicas como la materia orgánica, químicas como la disponibilidad de nutrientes en el suelo, y biológicas como la actividad microbiana (Tabla 14), es sensible, fácil y económico de medir (Abreu *et al.* 2009). Es además indicativo de la toxicidad por aluminio, la cual es definitiva para el crecimiento de las plantas en suelos tropicales antiguos como los oxisoles (Cleveland *et al.* 2003, 2011), donde se encuentran la mayoría de las áreas de bosques tropicales de tierras bajas a restaurar. Otro indicador importante de salud de un suelo es su grado de agregación y estructura (Li y Shao 2006, Page-Dumroese *et al.* 2006). Los agregados del suelo son los grumos de las partículas del suelo que se mantienen unidos por la arcilla húmeda, la materia orgánica (como las raíces), por compuestos orgánicos (de bacterias y hongos) y por hifas de los hongos. Estos agregados varían de tamaño de 2 µm de diámetro hasta aproximadamente 2 mm de diámetro y están formados por partículas de diferentes tamaños. Los agregados del suelo son esenciales para el almacenamiento de agua y aire, los microbios, nutrientes, y la materia orgánica. Un suelo con muchos agregados es un suelo más estable y menos susceptible a la erosión. Como se demuestra en la Tabla 14, el grado de agregación de un suelo puede albergar información integral sobre el estado de salud y la recuperación del suelo. En contraste, la densidad aparente, si bien da información muy valiosa sobre el grado de estructuración de un suelo (Li y Shao 2006, Page-Dumroese *et al.* 2006) y por tanto de aeración, no da suficiente información sobre la agregación de las partículas del suelo (Lal 2006).

Además de la selección adecuada de indicadores de restauración, los suelos no se deben considerar como elementos aislados sino como parte de sistemas complejos, ya que hay una fuerte interrelación entre los suelos y las plantas que determina procesos y ciclos a nivel del ecosistema (Jonasson *et al.* 1999, Herrick *et al.* 2006, Bardgett y Wardle 2010, Aponte *et al.* 2013, Pregitzer *et al.* 2013). Es decir, el monitoreo de los suelos debe ser en cualquier caso paralelo al monitoreo del crecimiento y estado de salud de la vegetación establecida. Por otro lado, la dominancia de ciertas plantas en el proceso de restauración puede cambiar la

Tabla 14. Relación entre indicadores de calidad del suelo (basado en Arshad y Martin 2002)

Indicador	Otros indicadores relacionados
Estabilidad de agregados	Materia orgánica, actividad microbiana, textura, nutrientes
Infiltración	Materia orgánica, estabilidad de agregados, conductividad eléctrica
Densidad aparente	Materia orgánica, profundidad del suelo, actividad biológica
Biomasa microbiana/respiración	Materia orgánica, estabilidad de agregados, densidad aparente, pH, textura
Disponibilidad de nutrientes	Materia orgánica, pH, profundidad del suelo, actividad microbiana (mineralización e inmovilización)
pH	Disponibilidad de nutrientes, actividad microbiana, materia orgánica, toxicidad por aluminio

composición de la comunidad microbiana (Yu *et al.* 2005, Yannarell *et al.* 2011), el pH y la disponibilidad de, y formas de nitrógeno (amonio, nitrato, nitrito) y otros nutrientes (fósforo y potasio) en el suelo (Mitchell *et al.* 1999, Jandova *et al.* 2014), así como el ciclaje de carbono y nutrientes en el sistema (Ehrenfeld 2003, Lindsay y French 2005, Weidenhamer y Callaway 2010). Así mismo, hay plantas que producen compuestos alelopáticos en sus raíces, los cuales no solo impiden el crecimiento de otras pantas, sino que también modifican las propiedades químicas del suelo (Gómez-Aparicio y Canham 2008, Kim y Lee 2011, Ruckli *et al.* 2014). Estas características se han reportado para varias especies exóticas invasoras que son abundantes en áreas de disturbio que son de prioridad para la restauración (Yu *et al.* 2005, Weidenhamer y Callaway 2010, Yannarell *et al.* 2011, Jandova *et al.* 2014).

A la hora de elegir un indicador de recuperación también hay que tener cuidado con la elección de indicadores que puedan señalar una recuperación engañosamente temprana de las funciones del suelo (Bentham *et al.* 1992). Por ejemplo, las poblaciones de lombrices y la biomasa total de microorganismos del suelo se pueden recuperar rápidamente, pero la biodiversidad y composición de las comunidades microbianas del suelo pueden tomar muchos años en recuperarse (Bentham *et al.* 1992, Curiel Yuste *et al.* 2012).

Finalmente, existe el reto de definir cómo se mide el éxito de la restauración ecológica. En la literatura se han propuesto dos enfoques: retornar las condiciones a aquellas que caracterizan al ecosistema de referencia o maximizar la eficiencia del ecosistema con respecto a su función (Harris 2003). En general, se utiliza el primero ya que lo que se pretende es retornar el ecosistema a una trayectoria similar al estado predisturbio. De esta manera, el primer paso en cualquier proceso de restauración es identificar esos ecosistemas de referencia, los cuales deben estar en la misma zona de vida, tipo de suelo y condiciones climáticas que la localidad a restaurar (Ruiz-Jaen y Mitchell Aide 2005, Herrick *et al.* 2006). La meta entonces no es solo establecer una comunidad vegetal similar a la de la zona de referencia en la zona de restauración, sino recuperar también la función y los procesos ecológicos del ecosistema asociados al suelo (Herrick *et al.* 2006, Hansen y Gibson 2014).

Inventario y monitoreo del suelo en un proceso de restauración ecológica: la implementación del monitoreo, su eficacia, eficiencia, validación y concordancia

El monitoreo del suelo no solo se refiere al suelo como tal, sino también a los recursos combinados de agua, vegetación y terreno (Arshad y Martin 2002). Por lo tanto, el monitoreo del suelo debe hacerse paralelo al de la vegetación y los recursos hídricos. Los pasos fundamentales sugeridos para el monitoreo del suelo son:

1. **Selección de las áreas de muestreo**: el muestreo debe incluir tanto zonas de disturbio o restauración como zonas de referencia donde está el ecosistema original en el mejor estado posible de conservación, pero dentro de la misma zona ecológica, tipo de suelo o caudal hídrico (Arshad y Martin 2002). Esto debe basarse en los criterios de restauración y manejo establecidos desde el principio de cualquier proceso de restauración (Li y Shao 2006).

2. **Selección de los indicadores de salubridad a medir:** los indicadores sugeridos son pH, densidad aparente, nivel de agregación, profundidad del suelo, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico, disponibilidad de nutrientes (P, Ca, Mg, K), carbono y nitrógeno total, biomasa total y biodiversidad de organismos del suelo (Arshad y Martin 2002). Dado que los análisis de suelos pueden resultar costosos, lo sugerido es tomar un mínimo de cuatro indicadores que incluya pH, un indicador químico, un indicador físico y uno biológico.

3. **Diseño del muestreo de los suelos**: para maximizar la solidez estadística de los resultados, lo ideal es tener al menos tres sitios (réplicas) por cada tipo de sistema. Por ejemplo, tres parches de bosque y tres potreros en restauración. La elección de parches tiene que tener en cuenta la variabilidad espacial a nivel de paisaje en cuanto a roca madre y estructura de la comunidad vegetal. Si una u otra, o ambas, varían dentro del espacio sujeto a estudio, se debe contemplar el establecimiento de parches de muestreo en diferentes tipos de litologías o estructuras vegetales.

   En cada parche se debe tomar un número de muestras de suelo con objeto de cubrir la enorme heterogeneidad espacial interior del parche tanto en patrones fisicoquímicos (textura, densidad aparente, pH) como bioquímicos (materia orgánica, contenido de nutrientes) de los suelos (Abreu *et al.* 2009, Barba *et al.* 2013). El número de muestras dependerá del presupuesto que se tenga para realizar los análisis posteriores de suelo. Óptimamente, un estudio de la recuperación de la salud del suelo debería estar precedido de un estudio de la heterogeneidad y la dependencia espacial de los indicadores. La dependencia espacial surge de una serie de fenómenos ordinarios, por ejemplo que las áreas cercanas pueden ser químicamente similares porque comparten el mismo lecho de roca o la misma vegetación. El uso de un diseño de malla regular (Figura 17a) minimiza el problema, incluso permite generar permutaciones espaciales para corregir por la dependencia espacial (Barba *et al.* 2013). Por tanto, se recomienda utilizar un diseño de malla regular para el muestreo en lugares donde no se conoce previamente bien la heterogeneidad espacial del suelo.

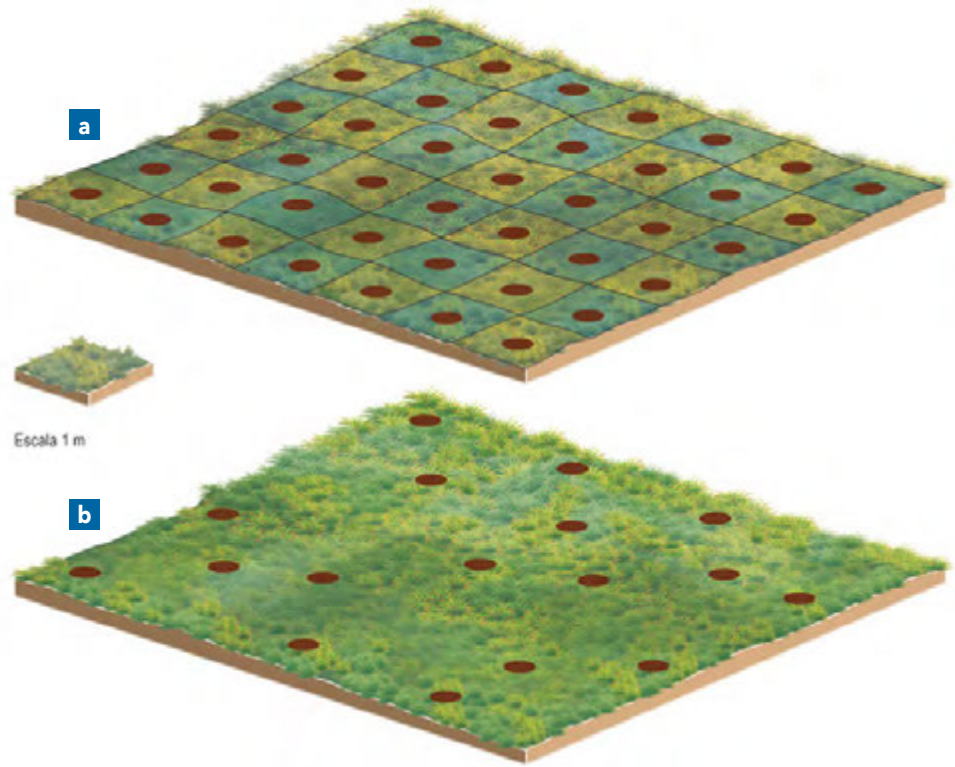

Figura 17. Esquema de cómo se debe hacer el muestreo de suelos en un sitio en particular. El cuadrado representa el sitio de muestreo (e.g. un potrero) y los puntos los lugares donde se deben tomar las muestras de suelo. a) Diseño de malla regular, y b) diseño aleatorio. El tamaño de la cuadrícula en el diseño de malla regular dependerá del tamaño del terreno y el presupuesto que se tenga para tomar las muestras. Lo ideal es que se cubra la mayor proporción del terreno que se pretende muestrear y que la cuadrícula se divida en cuadrados de tamaño regular. Se debe tomar el mismo número de muestras en el ecosistema de referencia y el lugar de restauración.

En caso de limitaciones presupuestarias, las muestras se deben tomar al menos 1 m una de la otra aleatoriamente y esparcidas dentro de la localidad a muestrear (Figura 17b). Este tipo de muestreo es más sencillo y más barato, sin embargo produce menos información sobre la heterogeneidad espacial de los suelos.

Cada muestra se debe tomar con un barreno de suelo a una profundidad de 20-30 cm (Abreu *et al*. 2009) (Figura 18). Antes de tomar la muestra se debe remover la capa superficial de vegetación y hojarasca del punto de muestreo (un círculo de diámetro aproximado de 30 cm). Cada muestra se debe tomar con el mayor cuidado para que mantenga su integridad (Figura 18); una vez tomada, la profundidad del suelo, determinada por la capa superior de color oscuro, se debe medir con una regla (Figura 18). Cada muestra debe ir dentro de una bolsa plástica nueva y completamente limpia (Figura 18), que se debe marcar con la fecha, el lugar de colecta, y el número de muestra. Es recomendable utilizar bolsas plásticas con cierre de tipo *ziplock*. La muestra dentro de la bolsa sellada debe almacenarse dentro de una nevera de icopor con hielo. Si el suelo está muy suelto, las muestras

Figura 18. Esquema de cómo se deben sacar las muestras de suelo con el barreno para suelos. Después de enterrar el barreno en el suelo a una profundidad aproximada de 30 cm (1-4), éste se debe girar (5) y sacar del suelo con mucho cuidado (6 y 7). Posteriormente, se mide la profundidad del suelo con una regla (8) y se guarda cada muestra en una bolsa plástica nueva o completamente limpia (9) para ser guardada en una nevera portátil y posteriormente en el congelador (10). Finalmente, se realiza el análisis químico (11).

se deben envolver en papel aluminio para que mantengan su integridad. Las muestras se deben congelar lo más pronto posible después del muestreo.

4. **Conservación y manipulación de muestras:** las muestras se deben mantener congeladas hasta ser llevadas al laboratorio. Si se van a realizar análisis genéticos de suelos, es necesario refrigerar mas no congelar las muestras. Los análisis a realizar debe incluir pH, materia orgánica, nutrientes (P, Ca, Mg, K), carbono y nitrógeno total, capacidad de intercambio catiónico, densidad aparente, y biomasa total y biodiversidad de organismos del suelo (Tabla 15). Hay varios laboratorios de suelos en el país donde se realizan estos análisis. Entre los mejores se encuentran el del Instituto Geográfico Agustín Codazzi y la Universidad Nacional sede Bogotá y sede Medellín.

Consideraciones del muestreo

El propósito del muestreo de los suelos dentro del monitoreo de la restauración es poder medir cuantitativamente cómo se recuperan las propiedades y procesos ecológicos asociados a los suelos y sus interacciones con la vegetación y el agua.

Tabla 15. Indicadores de calidad del suelo y unidades de medición.

Indicador	Unidades de medición
pH	0 a 14
Densidad aparente (g/cm^3)	0 a 3
Profundidad del suelo (cm)	0 cm a varios metros
Materia orgánica (%)	0-100 %
Capacidad de intercambio catiónico (cmol (+)/kg)	0-50
Disponibilidad de nutrientes (mg/Kg)	Varía según el nutriente en cuestión y el tipo de suelo a analizar
Carbono y Nitrógeno total (%)	0-100 %
Biomasa total de microorganismos del suelo (% C o N proveniente de microorganismos, C/N o análisis de ácidos grasos de fosfolípidos)	0-100 % , de 0 a 1 (C/N), o µmol/g
Biodiversidad de microorganismos del suelo (número de secuencias o especies, índices de diversidad)	Los índices de diversidad como los de Shannon y Simpson (los más usados) varían entre 0 y 1. El número de especies o de secuencias puede variar de 0 a miles o millones

Para esto es esencial determinar los valores o límites críticos a los que deben llegar y dónde se deben mantener los indicadores para asegurar un funcionamiento normal del suelo (Arshad y Martin 2002). Dado que cada suelo y cada ecosistema es diferente, lo más importante para poder realizar el monitoreo es identificar áreas donde exista el ecosistema original de referencia. Estas áreas deben estar dentro de la misma unidad de suelo y bajo las mismas condiciones de clima que la zona de restauración para que los indicadores en ambas zonas sean comparables (Arshad y Martin 2002, Harris 2003, Ruiz-Jaen y Mitchell Aide 2005, Herrick *et al.* 2006). Varios autores han propuesto que el límite crítico que indica una recuperación de las propiedades del suelo es que estas estén apenas un 20 % por debajo o por encima de los valores de la zona de referencia (Arshad y Martin 2002). Sin embargo, hay indicadores que toman un largo tiempo en restaurarse, por lo cual la mínima detección de cambio puede indicar una recuperación. A continuación se mencionan algunas consideraciones que se deben tener en cuenta para tomar medir y determinar la recuperación de los indicadores del suelo.

Tipos de información y capacidad de detección

Cada indicador de calidad del suelo tiene unidades particulares y un rango definido aunque algunos como la profundidad, la disponibilidad de nutrientes y la biodiversidad de los suelos pueden variar significativamente dependiendo del tipo de suelo (Tabla 15). Así mismo, hay indicadores para los cuales es más difícil detectar los cambios asociados al proceso de restauración. Por ejemplo, los indicadores estructurales como la densidad aparente pueden tomar décadas o hasta siglos en recuperarse (Webb 2002, McKinley *et al.* 2005, Page-Dumroese *et al.* 2006, Zhang *et*

al. 2010), por lo cual es difícil detectar cambios en este tipo de indicadores en ciertos tipos de ecosistemas. Al contrario, indicadores como la disponibilidad de nutrientes (Zhang *et al.* 2010) y la biomasa total de microorganismos del suelo (Bentham *et al.* 1992, Zhang *et al.* 2003, Harris 2003, McKinley *et al.* 2005) generalmente muestran cambios en un tiempo relativamente corto de restauración. Es clave tener en cuenta que estas generalizaciones no aplican a todos los suelos, ya que el tiempo de recuperación de cada indicador depende y es diferente para cada tipo.

Errores de muestreo

A pesar de que tomar muestras de suelos es relativamente simple, es indispensable tener en cuenta el diseño del muestreo para obtener medidas representativas de indicadores de calidad del suelo. Lo más importante, como se ha mencionado anteriormente, es identificar el ecosistema de referencia ubicado en la misma zona de vida y tipo de suelo que la zona de restauración (Ruiz-Jaen y Mitchell Aide 2005, Herrick *et al.* 2006). Lo siguiente es asegurarse de que se tomen el mismo número de muestras en la zona de referencia y de restauración, de manera que se utilice el mismo esfuerzo de muestreo en ambas. Así mismo, es fundamental que las muestras cubran lo mejor posible la variabilidad dentro del área del sitio de muestreo (Figura 17) para asegurarse de que abarquen la heterogeneidad espacial típica de los suelos (Stoyan *et al.* 2000, Ettema y Wardle 2002). Los errores más frecuentes en estudios de suelos son la toma de muy pocas muestras en lugares puntuales dentro de los sitios de muestreo con muy poca o ninguna cobertura del territorio, lo cual resulta en medidas muy variables que no son representativas del mismo.

Otro aspecto importante que se debe tener en cuenta en los muestreos de suelo, y en particular si se quieren tomar medidas biológicas del mismo (e.g., biomasa o biodiversidad de organismos del suelo; Tabla 13) o realizar estudios de metagenómica, es la refrigeración de las muestras (Lombard *et al.* 2011). Lo anterior porque al momento de tomar la muestra se interrumpe la estructura del suelo y se cambian las condiciones microclimáticas de los poros donde habitan los organismos del suelo y hay un alto riesgo de que se degraden moléculas como el ADN, el ARN y las enzimas. Es fundamental asegurarse entonces de que las muestras sean refrigeradas y congeladas lo más rápido posible después de ser tomadas en campo (Tabla 16). Hay que tener en cuenta que si se van a hacer análisis metagenómicos del suelo, es necesario refrigerar, mas no congelar las muestras. Si la refrigeración y el congelamiento de las muestras no es posible, no se deben tomar indicadores biológicos del suelo, ya que la degradación de los organismos muertos y moléculas biológicas generalmente dan resultados equívocos sobre la composición y la diversidad de las comunidades microbianas del suelo (Wintzingerode *et al.* 1997). En la Tabla 16 se hacen recomendaciones para los demás indicadores de calidad del suelo.

Duración y costo del estudio

Como se ha mencionado anteriormente, debido a la alta variabilidad espacial de las variables biogeoquímicas de los suelos, es importante tomar el mayor número de muestras posible tanto en localidades de referencia como de restauración. Como mínimo se deberían tomar seis muestras en cada localidad de cada tipo de hábitat (referencia y restauración). La duración del muestreo depende de la velocidad con que se tome cada muestra y la distancia entre sitios de muestreo, pero en general es

Tabla 16. Indicadores de calidad del suelo y requisitos adicionales para la toma de cada uno.

Indicador	Requisitos en la toma de la muestra
pH	Ninguno
Densidad aparente (g/cm^3)	Se puede tomar con un cilindro de volumen específico, el cual debe utilizarse con sumo cuidado para que el suelo no pierda su estructura al momento de la toma de la muestra. Si se va a medir en el laboratorio posterior a la toma de muestras, no es necesario que la muestra mantenga su integridad estructural
Profundidad del suelo (cm)	La muestra de suelo debe sacarse con sumo cuidado para que no pierda su integridad estructural y se pueda medir la profundidad con precisión. De manera alternativa, la profundidad se puede medir haciendo una cárcava donde se pueda ver el perfil del suelo (Figura 16)
Materia orgánica (%)	Las muestras deben refrigerarse hasta el momento del análisis para que la materia orgánica de la muestra no se degrade
Capacidad de intercambio catiónico (cmol (+)/kg)	Ninguno
Disponibilidad de nutrientes (mg/Kg)	Las muestras deben refrigerarse hasta el momento del análisis para que los nutrientes volátiles como el nitrógeno no se pierda de la muestra
Carbono y Nitrógeno total (%)	Las muestras deben refrigerarse hasta el momento del análisis para que los nutrientes volátiles como el nitrógeno no se pierda de la muestra, y las moléculas de carbono (e.g. azúcares) no se degraden
Biomasa total de microorganismos del suelo (% C o N proveniente de microorganismos, C/N o análisis de ácidos grasos de fosfolípidos)	Las muestras deben refrigerarse y congelarse hasta el momento del análisis para que las moléculas biológicas no se degraden
Biodiversidad de microorganismos del suelo (número de secuencias o especies, índices de diversidad)	Las muestras deben refrigerarse hasta el momento del análisis para que las moléculas biológicas no se degraden

sencillo y puede tomar desde un par de horas hasta un par de días. Lo importante es tomar las muestras con el mayor cuidado posible, refrigerarlas y congelarlas hasta poder llevarlas al laboratorio más cercano.

El precio de los análisis de laboratorio por muestra oscila entre $ 40.000 (USD 20) y $ 150.000 (USD 75) dependiendo del tipo de análisis que se quiera realizar. Dado que es posible que las muestras tengan que ser enviadas a la ciudad más cercana donde se encuentre el laboratorio, el número de muestras se debe decidir en base al presupuesto que se tenga para los análisis y el envío de muestras al laboratorio más cercano.

Metas e indicadores a corto, mediano y largo plazo

Los suelos interactúan de manera compleja con las plantas y el medio ambiente por lo cual es fundamental que el monitoreo del suelo se haga dentro de un esquema que considere el ecosistema como un todo (Bentham *et al.* 1992). Dado que hay características de los ecosistemas que se recuperan más rápido que otras, las metas de la restauración deben ser a corto, mediano y largo plazo. Esto quiere decir que el monitoreo de suelos debe hacerse como parte integral de un seguimiento integral de los procesos de restauración.

A corto plazo (1-3 años) se ha reportado la recuperación de indicadores como la productividad primaria (Mitchell *et al.* 1999, Baer *et al.* 2002, Matamala *et al.* 2008, Martin *et al.* 2013, Hansen y Gibson 2014) y la biomasa y actividad total de la comunidad de organismos del suelo (Bentham *et al.* 1992, Zhang *et al.* 2003, Harris 2003, McKinley *et al.* 2005). Esto quiere decir que en pocos años la meta es que se recupere la cobertura vegetal y la biomasa total de organismos del suelo, a pesar de que la composición de ambas comunidades tome más tiempo en recuperarse. De hecho, a mediano plazo (hasta 10 años) varios estudios reportan una recuperación en la materia orgánica (Harris 2003, Tejada *et al.* 2006) y la composición de las comunidades microbianas del suelo (Bentham *et al.* 1992, Zhang *et al.* 2003, Harris 2003, McKinley *et al.* 2005). Finalmente, el pH (Zhang *et al.* 2003, Bautista-Cruz *et al.* 2012), la densidad aparente (Bentham *et al.* 1992, Li y Shao 2006, Hansen y Gibson 2014), la porosidad, infiltración y estabilidad de agregados (Li y Shao 2006, Gros *et al.* 2006) también los contenidos de carbono y nitrógeno total (Brye *et al.* 2002, Baer *et al.* 2002, Zhang *et al.* 2003, Hansen y Gibson 2014) alcanzan niveles parecidos a los de predisturbio en el largo plazo (mas de 10 años).

Sin embargo, es importante recalcar que la recuperación de los indicadores mencionados depende del tipo de ecosistema que se esté restaurando ya que los suelos, las comunidades vegetales y las condiciones ambientales varían ampliamente. Por ejemplo, en los bosques montanos (Bautista-Cruz *et al.* 2012) y los páramos (Abreu *et al.* 2009) se ha reportado que la recuperación de los suelos puede tardar siglos.

PLATAFORMAS DE MONITOREO PARA VEGETACIÓN: TOMA Y ANÁLISIS DE DATOS

Roy González-M., Andrés Avella y Julián E. Díaz-Triana

En actividades de restauración ecológica, una de las principales técnicas para revertir los efectos de la degradación en los ecosistemas disturbados por acciones antrópicas considera la incorporación de especies vegetales tanto para mitigar, sanear y reemplazar condiciones adversas para impulsar la recuperación y el recubrimiento vegetal de las áreas degradadas (Márquez-Huitzil 2005, Vargas 2007, Barrera *et al.* 2010). El monitoreo permanente de la vegetación es considerado como el seguimiento continuo, en un tiempo y espacio definidos, de las acciones desarrolladas para contrarrestar los efectos de determinado disturbio y su propósito principal es la obtención de información útil desde tres criterios: estructura, composición y función. Con lo anterior se pretende: Evaluar la trayectoria del proceso de restauración, con relación a los criterios del ecosistema de referencia y ayudar en la selección de técnicas adaptativas para aseguren el éxito del las medidas de restauración ecológica adoptadas (Díaz-Martín 2007) (Figura 19).

De acuerdo con Vallauri *et al.* (2005), no es viable la restauración ecológica sin el monitoreo permanente, en el caso particular de la vegetación, debido a que el seguimiento continuo de la trayectoria que toma determinado proceso de restauración y el área disturbada contribuye a conocer el éxito de las acciones desarrolladas, además permite identificar las fallas en los procesos y plantear con celeridad posibles medidas adaptativas para optimizar esfuerzos técnicos y económicos en busca de los objetivos planteados.

El monitoreo permanente de la vegetación debe responder esencialmente a la necesidad de información del proceso de restauración objeto de análisis. La calidad de la información obtenida a través del monitoreo depende de qué tan precisa sea para demostrar los resultados conseguidos con las acciones de restauración en el corto, mediano y largo plazo.

Sin embargo, en Colombia son limitados los procesos de restauración que contemplan el monitoreo permanente (Murcia y Guariguata 2014) y por lo general presentan un diseño incipiente que carece de rigor estadístico (Block *et al.* 2001). Por lo anterior, es importante que el monitoreo contemple el método de muestreo estadísticamente representativo para generar datos útiles sobre los fenómenos subyacentes a los resultados de la restauración. Adicionalmente, se debe resaltar

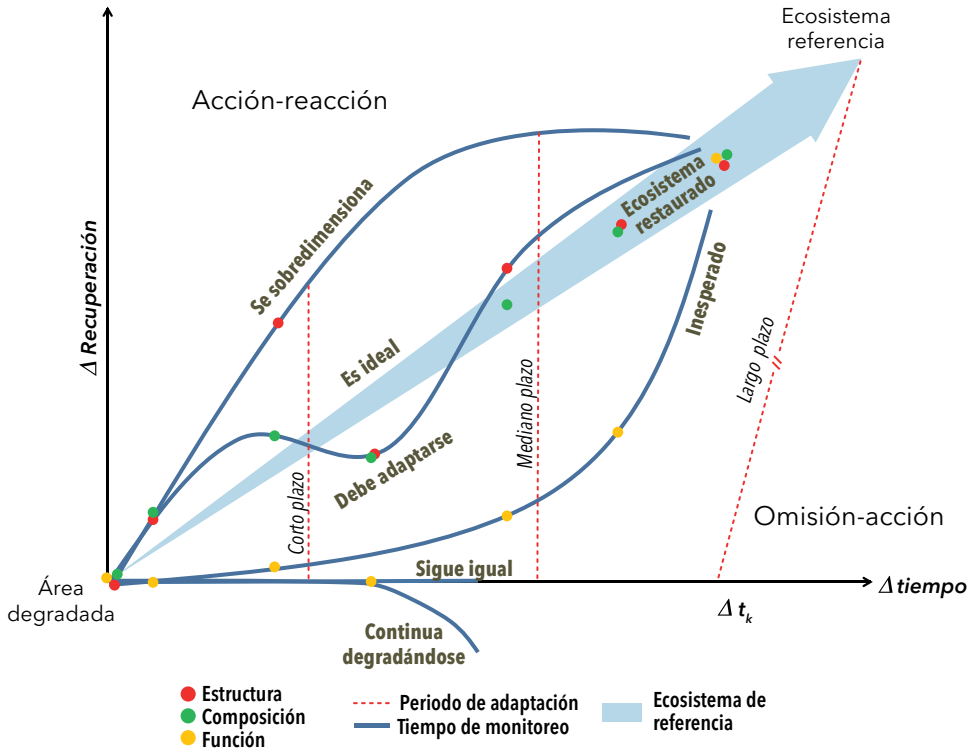

Figura 19. Monitoreo permanente de la vegetación en procesos de restauración ecológica para la selección de estrategias adaptativas en el corto, mediano y largo plazo (elaboración propia).

que no es posible concebir el monitoreo sin definir previamente los métodos a implementar, puesto que una adecuada descripción e implementación metodológica, con técnicas confiables, fáciles de replicar y que impliquen bajos costos, hacen al monitoreo realizable en la práctica y útil al momento de evaluar la trayectoria que toma determinado proceso de restauración (Valluari *et al.* 2005).

En los ecosistemas terrestres la vegetación es el elemento que define muchos aspectos de la estructura, composición y función de los mismos, además de ser el componente por el cual se define la sucesión en la restauración ecológica. Por ejemplo, en las acciones de restauración ecológica es la vegetación la que se interviene (siembra, trasplante o control) y a partir de la cual se diseñan muchas de las estrategias para acelerar la sucesión natural (Block *et al.* 2001), así como la recuperación del área degradada (Márquez-Huitzil 2005). Por consiguiente, los objetivos de monitoreo deben tener relación en un corto y mediano plazo con la evaluación y establecimiento de los cambios estructurales de la vegetación y en el largo plazo a las posibles repercusiones en aspectos funcionales del ecosistema, que podrán significar más adelante el alcance de otros objetivos de restauración (Herrick *et al.* 2006). En los procesos de restauración ecológica, la asistencia continua y el manejo adaptativo son fundamentales; sin embargo, en la práctica no son aplicables eficientemente sin un sistema de monitoreo que brinde información oportuna y se dirija a la toma de decisiones en los procesos.

Durante la última década, en nuestro país se han destinado esfuerzos para la elaboración de guías metodológicas útiles en el desarrollo de procesos de restauración ecológica en ecosistemas degradados (e.g. Camargo 2007, Vargas 2007, Barrera *et al.* 2010, Puentes *et al.* 2012). La mayoría de autores coinciden en que uno de los pasos fundamentales en cada proceso de restauración es el diseño de una plataforma permanente para el monitoreo, en la que se evalúen aspectos relacionados con la evolución del ecosistema y los resultados de los diseños propuestos (e.g. Vargas 2007, 2012, Barrera *et al.* 2010). De acuerdo con Vargas (2007, 2012) y Gonçalves y Mariano (2013), una de las mejores estrategias para hacer seguimiento a un proceso de restauración es establecer desde un principio los criterios apropiados para el monitoreo, a través de métodos estandarizados que permitan medir variaciones de los indicadores en el tiempo y el espacio. Sin embargo, en la actualidad no se cuenta documentos metodológicos o directrices específicas e ilustrativas para el monitoreo permanente de la vegetación con respecto a las acciones de restauración, rehabilitación o recuperación de ecosistemas degradados.

Esta sección presenta una serie de recomendaciones para el monitoreo permanente de la vegetación, aplicables a cualquier proceso de restauración con especies vegetales, a escala local y sobre ecosistemas degradados. Aquí se adaptan algunas de las técnicas presentadas en la serie de métodos para estudios ecológicos a largo plazo de Vallejo *et al.* (2005), también se incluyen varias de las las especificaciones propuestas por Camargo (2007), Vargas (2007) y Barrera *et al.* (2010).

Consideraciones sobre el muestreo

Antes de iniciar con el establecimiento de una plataforma de monitoreo permanente y la toma de información en los diferentes procesos de restauración ecológica, es importante responder a las siguientes preguntas: ¿cuál es la mejor forma de muestrear?, ¿qué métodos existen para planificar el muestreo?, y ¿cuál es el tamaño mínimo de una muestra para el monitoreo permanente de la vegetación?

Cada téncica de restauración ecológica, con especies vegetales, responde a un objetivo particular de manejo (Barrera *et al.* 2010). Sin embargo, en la mayoría de los casos el uso de especies vegetales, independiente a la estrategia de restauración o del marco de plantación, pretenden mitigar o controlar los efectos de los disturbios (Vargas 2010). Así, la selección de la forma de muestreo debe estar directamente relacionada el tipo de disturbio y de ecosistema.

Existen diferentes métodos para la selección de una forma de muestreo, a partir de parámetros estadísticos (Sokal y Rohlf 1980, Clifford y Taylor 2008, Figura 20), así como basado en aspectos ecológicos (Matteucci y Colma 1982, Krebs 1989). Dentro de las técnicas estadísticas más utilizadas se destacan:

1. **Métodos sistemáticos**: corresponden a diseños con patrones regulares que minimizan los costos y optimizan el tiempo de establecimiento de una plataforma de monitoreo, cuando las condiciones del área objeto de estudio son homogéneas; sin embargo, restringen la precisión de la medida considerada.

2. **Métodos aleatorios**: son ideales en plataformas para escalas locales, donde las condiciones ambientales, edáficas e hídricas, son bastante homogéneas. La

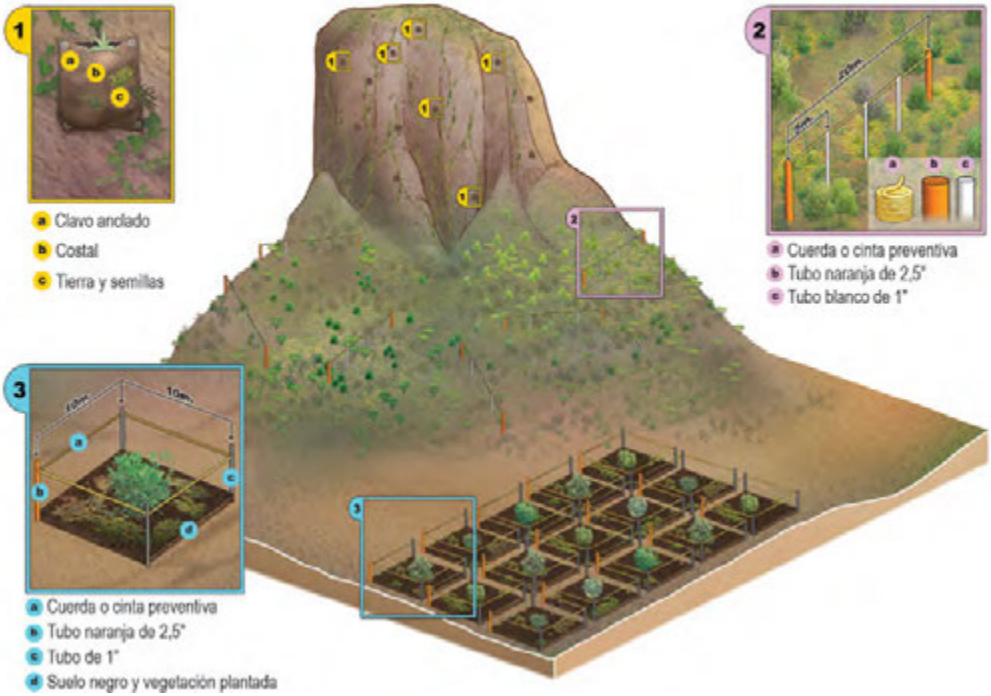

Figura 20. Ejemplos de los métodos de muestreo estadístico convencionales. 1) muestreo aleatorio, 2) muestreo estratificado y 3) muestreo sistemático.

variación de los resultados en los cuantificadores medidos no son atribuidas a estos factores.

3. **Métodos aleatorios estratificados**: se recomienda cuando se presenta una heterogeneidad marcada de las condiciones ambientales, edáficas, hídricas, y debido a la no factibilidad de control de estas condiciones. Son útiles para seleccionar las unidades dependiendo el factor de cambio.

Definida la forma de muestreo es importante seleccionar el número de muestras y repeticiones. La mayoría de pruebas estadísticas consideran para esta estimación tres parámetros fundamentales para determinar el número adecuado de muestras: normalidad, independencia y homogeneidad de la varianza en la variable de entrada para el diseño (Schmidt 2005, Clifford y Taylor 2008). Las tablas estadísticas sobre las cuales se contrastan estas pruebas asumen un mínimo de 30 observaciones. Teniendo en cuenta que las unidades muestrales son parcelas permanentes de monitoreo, en ausencia de otra información el número de parcelas recomendadas por tipo de ensayo seria 30 (Goldsmith *et al.* 1986). Sin embargo, Mendiburu (2005) menciona que una regla útil para definir el número de réplicas (parcelas) necesarias es considerar como minino 10 grados de libertad (11 parcelas). No obstante, para establecer el número de parcelas requeridas en cada diseño a partir de métodos estadísticos, con mayor exactitud y que no implique costos elevados, se sugiere implementar la técnica de premuestreo y cálculo de una muestra, a través del error muestral, el nivel de confianza y la varianza (Mostacedo y Fredericksen 2000).

Pese a la eficiencia de los métodos estadísticos y las pruebas para determinar unidades a muestrear, es común encontrar limitaciones presupuestales y de tiempo en estudios ecológicos a largo plazo, como es el caso del monitoreo a procesos de restauración ecológica. Por tal motivo, Mostacedo y Fredericksen (2000) recomiendan implementar parámetros ecológicos para definir las unidades de muestreo, entre ellos las curvas de área-especie y especie-distancia, que mantienen la representatividad del estudio y evitan gastos excesivos en tiempo y dinero, conservando la calidad de los resultados en el monitoreo. Otras propuestas como la de Ribeiro *et al.* (2011) sugieren que ante la limitación presupuestal, y la necesidad de monitoreo a diferentes escalas, se implemente un número de parcelas estándar de 100 m^2 con un mínimo de réplicas según el área restaurada. Donde áreas inferiores a 0.5 ha no deben ser monitoreadas, áreas entre 0.5 y 1 ha requieren la instalación de cinco réplicas, al igual que para áreas superiores a 1 ha, con una mas por cada hectárea adicional de restauración, las cuales deben estar limitadas a un máximo de 50. Esta propuesta constituye una buena aproximación a procesos de restauración para un mismo tipo de ecosistema (Ribeiro *et al.* 2011), lo cual debe considerarse con precaución en Colombia dada la amplia heterogeneidad de ecosistemas, disturbios y acciones de restauración.

Es importante resaltar que, independiente a la heterogeneidad antes mencionada y el tipo de muestreo seleccionado, es recomendable consultar literatura especializada en técnicas de muestreo y selección de unidades muestrales, previo a planteamiento de un diseño muestral para la instalación de plataformas permanentes de monitoreo (Sokal y Rohlf 1980, Matteucci y Colma 1982, Krebs 1989, Clifford y Taylor 2008).

Técnicas y métodos para el establecimiento de plataformas de monitoreo permanente procesos de restauración ecológica

Reconocimiento del área y los procesos de restauración

A partir de la cartografía disponible de las áreas de intervención y de las visitas iniciales al área de trabajo, se debe hacer un reconocimiento de cada proceso de restauración, así como la identificación de los ensayos que han sido establecidos para recuperar las áreas degradadas (Figura 21).

Dependiendo de la forma y tamaño seleccionados para el monitoreo, se deben instalar vértices fijos (e.g. cuadrantes, parcelas) o puntos centrales (e.g. parcelas circulares) con tubería de PVC (1 ½") color naranja. Adicionalmente, se deben localizar puntos secundarios con tubería de PVC (½") color blanco, que indican el perímetro del área (ensayos regulares), los extremos (ensayos circulares) o puntos de apoyo (ensayos irregulares). Esto permitirá la fácil localización e identificación de cada ensayo en futuras mediciones (Figura 22).

Con la ayuda de un geoposicionador submétrico (GPS) se deben registrar las coordenadas de todos vértices primarios, reportando la precisión del GPS. Con el objetivo de reducir el error generado por el navegador, se sugiere registrar cada vértice cinco veces y así corregir la variación. Adicionalmente, estos vértices se deben marcar con una placa de aluminio, la cual debe estar numerada con marcadores de

Figura 21. Cartografía y reconocimiento en campo a las áreas disturbadas objeto de restauración. Fotografías: Roy González.

golpe en donde se indique el nombre del ensayo y las coordenadas geográficas. Los vértices secundarios se marcan solamente con el nombre del ensayo y el consecutivo de vértice (Figura 23).

Marcación de individuos vegetales

Al interior de cada parcela de monitoreo permanente se deben identificar todos los individuos vegetales, tanto plantados como asociados, respectivos a los estratos establecidos por Rangel y Lozano (1986), rasante: <0.3 m de altura, herbáceo: 0.3-1.5 m, arbustivo: 1.5-5 m, arboles bajos: 5-12 m, arbóreo inferior 12-25 m y arbóreo superior >25 m. A cada individuo se le debe marcar la circunferencia del tallo más grueso con pintura asfáltica (tráfico pesado) color amarillo, teniendo en cuenta que si el individuo pertenece al estrato rasante la marcación de esta circunferencia se realizara a 10 cm desde el suelo, si pertenece al estrato herbáceo se marca la circunferencia 10 cm debajo de la primera rama (primera bifurcación) o 10 cm desde el suelo si el individuo presenta varias ramificaciones (<30 cm). Finalmente, si el individuo pertenece a los estratos arbustivos, de arbolitos y arbóreo se marca la circunferencia a la altura del pecho cuando presenta 10 cm de diámetro (a una altura de 130 cm desde el suelo) (Figura 24).

Cada individuo debe ser marcado con un único identificador numérico o alfanumérico único al ensayo que pertenece, se recomienda utilizar números consecutivos por cada ensayo (Figura 25).

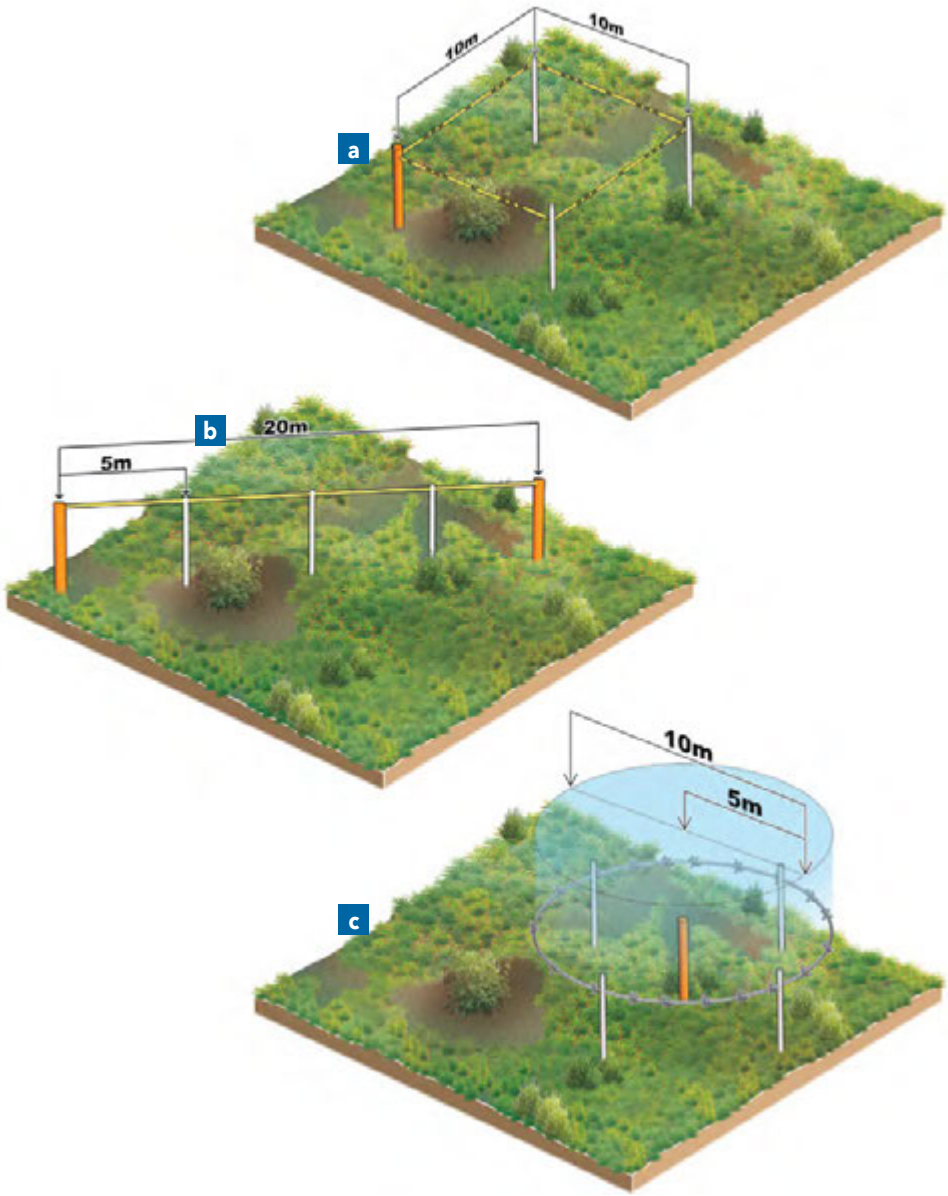

Figura 22. Instalación de vértices primarios (color naranja) y secundarios (color blanco). a) parcela cuadrada, b) transecto lineal, c) parcela circular.

Instalación de cuadrantes para el monitoreo permanente de la regeneración

Al interior de cada área de monitoreo se deben establecer cuadrantes 100 x 100 cm, donde se instalen de manera permanente los vértices del cuadrante, de tal forma que permitan la localización de la grilla de monitoreo de estratos herbáceos y rasantes de la vegetación (Figura 26).

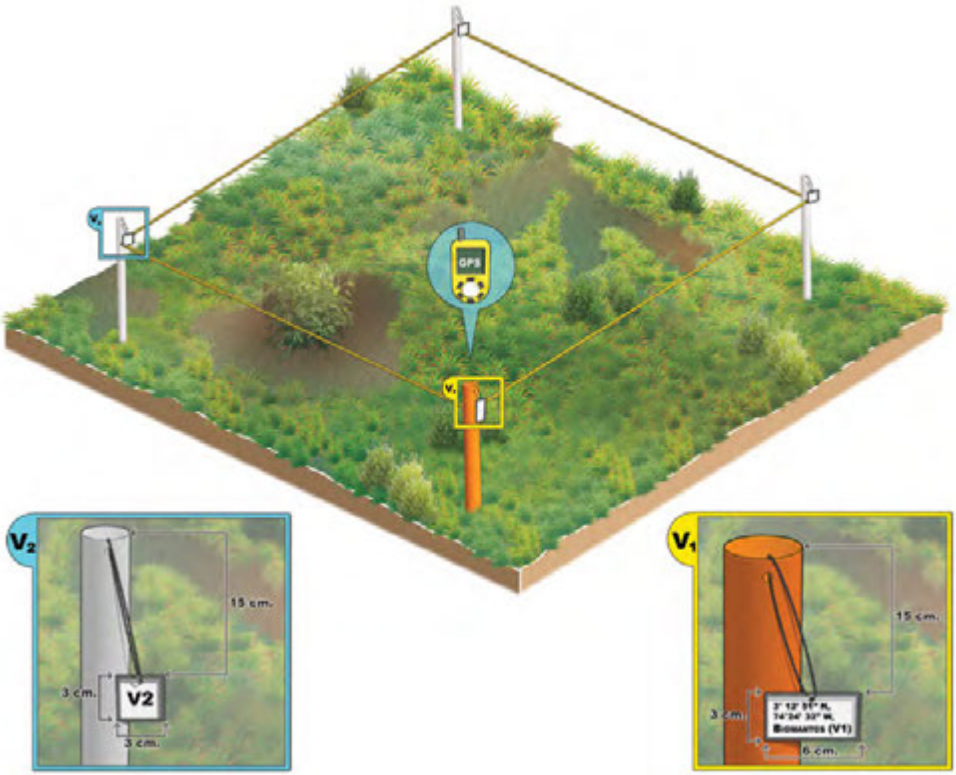

Figura 23. Geoposicionamiento y marcación de los vértices primarios y secundarios de las parcelas para monitoreo permanente de la vegetación.

Toma de datos

Considerando que el levantamiento de información de los cuantificadores relacionados en la Tabla 17 se debe realizar con el mayor rendimiento en tiempo y costos, y al mismo tiempo debe consignar la mejor información posible para el análisis de indicadores y criterios de estudio, a continuación se presenta una breve descripción para la captura eficiente y estandarizada de los datos directos de campo.

Diámetro (cm): a cada individuo vegetal se le mide la circunferencia del tallo (marcada con pintura), con la ayuda de un calibrador (individuos con diámetro < 1 cm, se toma el diámetro mayor y menor, estos se promedian para obtener el diámetro definitivo) y cinta métrica (individuos con diámetro ≥ 1 cm), en este último caso se calcula el diámetro dividiendo la circunferencia por π (3.1416) (Figura 27). La precisión tanto del calibrador como de la cinta métrica es la primera cifra decimal (1.1 cm), por lo tanto los cálculos realizados se aproximarán a esta cifra.

Diámetro de copas (m): la medición de las copas se realiza con un flexómetro, tomando los extremos de la copa mayor y los extremos ortogonales de esta copa (Figura 28) estos valores se promedia obteniendo el diámetro de copa definitivo. La precisión de medición es el centímetro, por lo tanto los cálculos se aproximarán al centímetro.

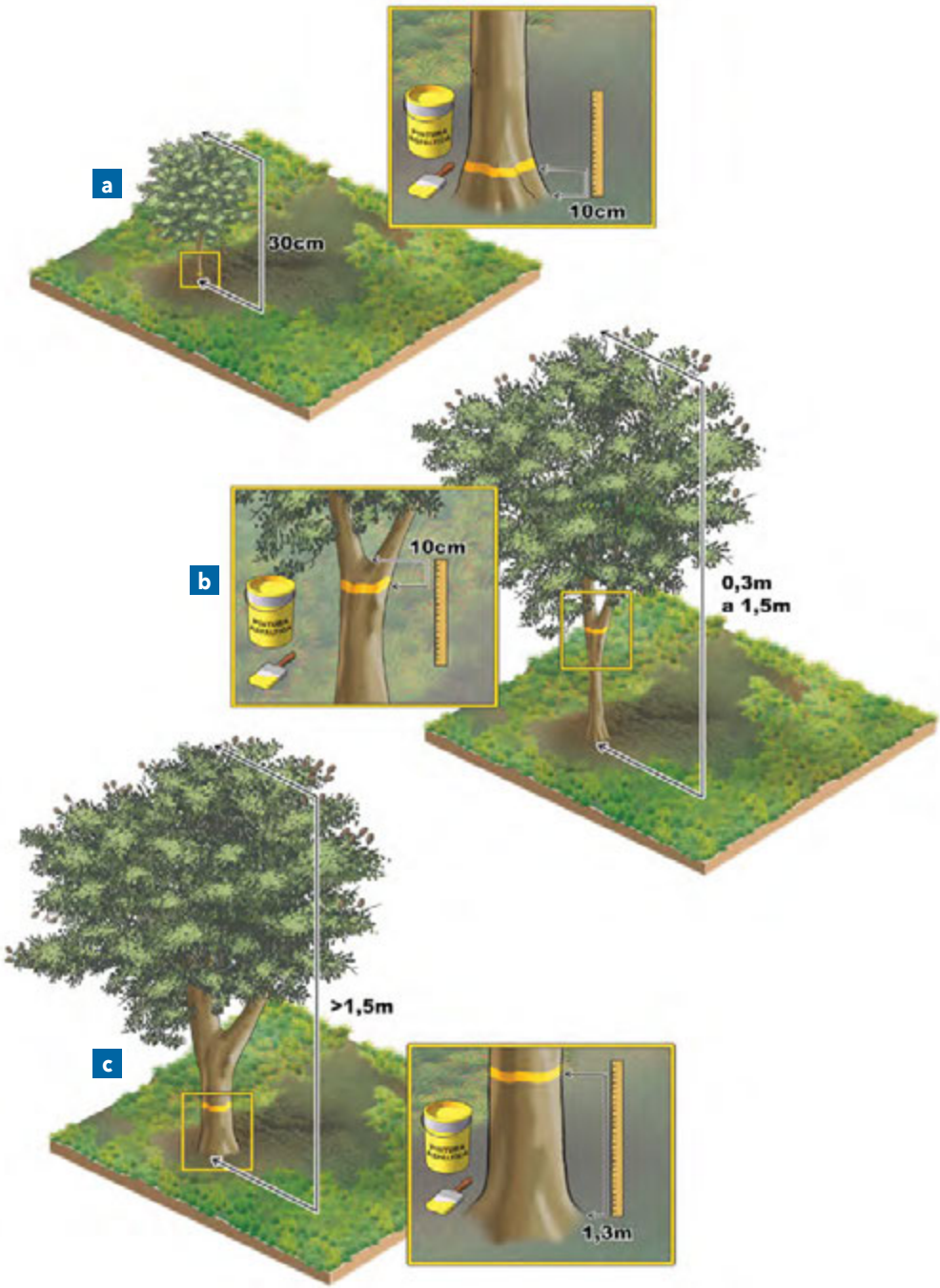

Figura 24. Marcación de individuos vegetales plantados; a) en el estrato rasante (<30 cm de altura); b) en el estrato herbáceo la marcación de la circunferencia (0,3-1,5 m de altura); c) en estratos superiores al arbustivos (>1,5 m de altura). El lugar óptimo de marcación y de medida es el lugar donde el tronco es más cilíndrico.

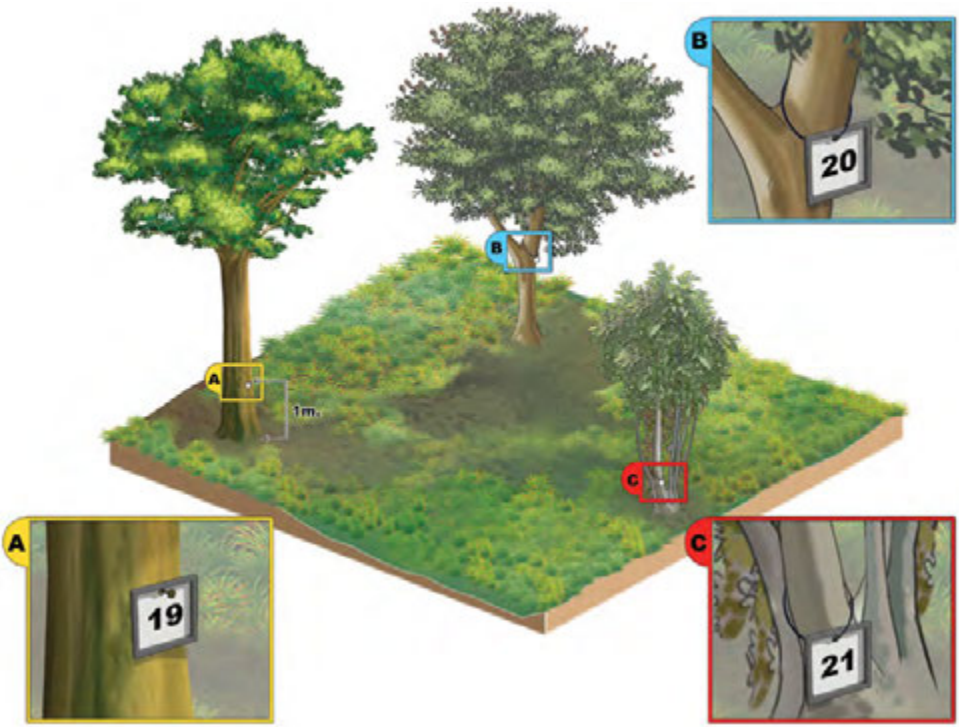

Figura 25. Numeración de los individuos vegetales con identificador único; a) marcación con alambre niquelado; b) marcación con clavo; c) marcación con alambre de cobre espiralado.

Tabla 17. Criterios, indicadores, cuantificadores de toma directa en campo, topología y relevancia frente a los análisis estadísticos. Cuantificadores basados en las descripciones de Clifford y Taylor (2008). Tipo: Cualitativa (Cl), Cuantitativa (Cn).

Criterio	Indicador	Cuantificadores	Tipo	Escala/Subtipo
Composición	Número de especies	Taxonomía: Familia, Género, Especie (#f,g,e)	Cl	Nominal
	Origen	nativa, exótica	Cl	Nominal
Estructura	Densidad de individuos	Número de individuos por unidad de área (#ind)	Cn	Discreto
	Desarrollo del tallo	Incremento diamétrico (cm)	Cn	Continua
	Crecimiento vertical	Incremento en altura (m)	Cn	Continua*
	Ocupación del espacio	Incremento en cobertura de la copa (m)	Cn	Continua*
Función	Estado fitosanitario	Síntomas sanitarios o afecciones físicas	Cl	Nominal
	Forma de crecimiento	Valor de existencia	Cl	Nominal
	Fenología	Valor de existencia	Cl	Nominal

*A pesar de existir instrumentos de medida la toma en campo en ocasiones constituye una aproximación frente a un punto de referencia.