

Previsiones conducentes a un impacto neto positivo sobre la biodiversidad en las operaciones de Rio Tinto QMM



H. J. Temple, S. Anstee, J. Ekstrom, J. D. Pilgrim,
J. Rabenantoandro, J-B. Ramanamanjato,
F. Randriatafika y M. Vincelette.

Previsiones conducentes a un impacto neto positivo sobre la biodiversidad en las operaciones de Rio Tinto QMM

H. J. Temple, S. Anstee, J. Ekstrom, J. D. Pilgrim, J. Rabenantoandro,
J-B. Ramanamanjato, F. Randriatafika y M. Vincelette
Serie Técnica de UICN y Rio Tinto nro. 2

ISBN: 978-2-8317-1444-8

Fotografía de la cubierta:
© David Rabehevitra

Traducción:
Patricia Odio-Yglesias

Diagramado por:
millerdesign.co.uk

Impreso por:
SRO-Kundig, SA, Suiza

Disponible en:
UICN (Unión Internacional
para la Conservación de la
Naturaleza)
Servicio de publicaciones
Rue Mauverney 28
1196 Gland
Suiza

Tel +41 22 999 0000
Telefax +41 22 999 0020

books@iucn.org
www.iucn.org/publications

El texto de este libro fue
impreso en papel FSC.

La designación de entidades geográficas y la presentación del material en este libro no implican la expresión de ninguna opinión por parte de la UICN o de Rio Tinto respecto a la condición jurídica de ningún país, territorio o área, o de sus autoridades, o referente a la delimitación de sus fronteras y límites.

Esta publicación recoge la experiencia de un esfuerzo innovador y científicamente sólido para evaluar, prever y luego contabilizar los procedimientos puestos en marcha por Rio Tinto para mitigar y subsanar el impacto de sus operaciones en el sitio de QMM.

Habida cuenta de que la base científica y los procedimientos operacionales para lograr un impacto neto positivo se encuentran aún en proceso de creación, este informe pretende ser de carácter estrictamente técnico. No representa el aval de un enfoque o una norma particular para la consecución de un "impacto neto positivo". La UICN no se hace responsable de la ejecución operacional de los resultados previstos.

La UICN y Rio Tinto declinan cualquier error u omisión en la traducción de este documento de la versión original en inglés al español.

Publicado por: UICN, Gland, Suiza y Rio Tinto, Londres, RU

Derechos reservados: © 2012 Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza y de los Recursos Naturales

Se autoriza la reproducción de esta publicación con fines educativos y otros fines no comerciales sin permiso escrito previo de parte de quien detenta los derechos de autor con tal de que se mencione la fuente.

Se prohíbe reproducir esta publicación para la venta o para otros fines comerciales sin permiso escrito previo de quien detenta los derechos de autor.

Citación: Temple, H.J., Anstee, S., Ekstrom, J., Pilgrim, J. D., Rabenantoandro, J., Ramanamanjato, J.-B., Randriatafika, F. y Vincelette, M (2011). *Previsiones conducentes a un impacto neto positivo sobre la biodiversidad en las operaciones de Rio Tinto QMM*. Gland, Suiza: UICN. x + 76pp.

Contenido

	Prólogo	
	Agradecimientos	
	Resumen ejecutivo	
1	Introducción	1
2	Antecedentes	5
	2.1 Contexto nacional y regional	5
	2.1.1 Madagascar	5
	2.1.2 Región de Fort Dauphin	5
	2.2 Entorno físico	5
	2.3 Entorno biológico	6
	2.3.1 Hábitats	6
	2.3.2 Especies	8
	2.4 El proyecto de Rio Tinto QMM	9
	2.5 El Comité Consultivo sobre Biodiversidad	10
	2.6 El compromiso de Rio Tinto sobre el INP	10
	2.7 La jerarquía de mitigación	12
3	Métodos	15
	3.1 Identificar y priorizar los componentes de biodiversidad para su inclusión en la contabilización del INP	15
	3.2 Decidir qué parámetros utilizar	16
	3.3 Seleccionar el escenario hipotético para medir las pérdidas y ganancias	17
	3.4 Cuantificar las pérdidas de hábitat para los períodos 2004–2015 y 2004–2065	20
	3.4.1 Evaluación sobre el estado de los bosques	21
	3.5 Cuantificar las ganancias en el hábitat para los períodos 2004–2015 y 2004–2065	22
	3.5.1 Restauración	22
	3.5.2 Ganancias por calidad en las zonas de esquivación	25
	3.5.3 Ganancias por deforestación evitada	25
	3.5.4 Créditos	27
	3.6 Cálculo de las pérdidas y ganancias de especies para los períodos 2004–2015 y 2004–2065	27

4	Resultados	29
4.1	¿Está Río Tinto QMM en vías de lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad para el período 2004–2065?	29
4.1.1	Resumen	29
4.1.2	Impactos sobre los hábitats – Hectáreas de calidad	31
4.1.3	Impactos sobre las especies – Unidades de distribución global	35
4.2	¿Está Río Tinto QMM en vías de lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad para el período 2004–2015?	40
4.2.1	Impactos sobre los hábitats – Hectáreas de calidad	40
4.2.2	Impactos sobre las especies – Unidades de distribución global	40
4.3	¿Está Río Tinto QMM en vías de lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad durante el ciclo de vida de la mina?	41
5	Conclusiones y pasos siguientes	43
5.1	Resumen	43
5.2	¿Qué significa para Río Tinto QMM el logro del INP?	44
5.3	Las compensaciones de biodiversidad de Río Tinto QMM	45
5.4	Monitoreo de la pérdida de bosque	47
5.5	El contexto más amplio – factores que inciden en la pérdida de biodiversidad en el sudeste de Madagascar	49
5.6	Actualización y gestión adaptable del análisis sobre el INP	49
6	Y directrices para futuras investigaciones	50
6.1	Impactos potenciales del cambio climático	50
6.2	Definición de un conjunto típico de especies a ser incluidas en la contabilización del INP	50
6.2.1	Especies no descritas	51
6.3	Escenarios hipotéticos, líneas de referencia, y cálculo de las ganancias de biodiversidad por pérdida evitada	51
6.4	Cálculo de las Unidades de distribución global – métodos para medir el área de distribución de las especies	51
7	Bibliografía	53
	Apéndice 1	59
	Apéndice 2	60
	Apéndice 3	62
	Apéndice 4	64
	Apéndice 5	70

Lista de Cuadros

1	Impacto neto de Rio Tinto QMM previsto para el período 2004-2065	31
2	Pérdidas y ganancias en HC previstas para 2004-2065	32
3	Especies animales con un impacto neto negativo para 2065	37
4	Ganancias por compensaciones de especies no comparables de plantas endémicas del sitio	38
5	Ganancias por compensaciones de especies no comparables de animales endémicos del sitio, En Peligro y en Peligro Crítico	39

Lista de Figuras

1	Mapa del área del proyecto de Rio Tinto QMM	3
2	La jerarquía de mitigación	13
3	Los cambios previstos en la cubierta forestal	18
4	Los tres escenarios hipotéticos considerados	19
5	Extensión y situación de los bosques litorales en Rio Tinto QMM en 2005	24
6	Pérdidas y ganancias de Hectáreas de calidad de bosque para el período 2004–2065	33
7	Previsión del INP	34
8	Ganancias acumuladas en los bosques litorales	42
9	Sitios actuales para compensaciones de biodiversidad	48

PRÓLOGO

Esta publicación tiene como objetivo proporcionar los datos, las teorías y las previsiones para el posible resultado a largo plazo de un programa de conservación de la biodiversidad en un sitio minero. La previsión de las acciones que Rio Tinto QMM emprenderá en procura de un impacto neto positivo sobre la biodiversidad es una iniciativa conjunta entre la UICN (Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza) y Rio Tinto, un grupo minero líder a escala mundial.

Rio Tinto y UICN suscribieron en 2010 un acuerdo de colaboración a tres años, con el objetivo general de desarrollar una colaboración enfocada al negocio que permita a Rio Tinto mejorar sus resultados de conservación, fortalecer la capacidad de UICN y Rio Tinto con respecto a los enfoques basados en el mercado para promover la conservación, y contribuir a propiciar mejoras para toda la industria en el sector minero y los sectores asociados. Mediante el trabajo conjunto, ambas organizaciones aspiran a comprender mejor sus respectivos intereses y prioridades, aprovechar sus experiencias y conocimientos, y desarrollar programas y acciones que favorezcan la conservación y contribuyan a un mejor desempeño –tanto para la UICN como para Rio Tinto y el sector de la minería en general.

El presente informe contribuye al debate actual en torno a la aplicación de una jerarquía de mitigación para la gestión de los riesgos y desafíos de la biodiversidad y al debate relativo a las compensaciones de biodiversidad y los parámetros para medir la biodiversidad. La UICN y Rio Tinto consideran que una importante aportación al debate es la comprobación rigurosa, transparente y debidamente documentada de las teorías y metodologías.

La UICN es la organización ambiental de carácter global más grande y antigua del mundo. Reúne a más de 1200 gobiernos y ONG y unos 11.000 científicos voluntarios en alrededor de 160 países. El trabajo de la UICN cuenta con el apoyo de un personal compuesto por más de 1000 profesionales, presentes en 45 oficinas, y cientos de asociados de los sectores público, no gubernamental y privado de todo el mundo. La UICN trabaja en temas relacionados con biodiversidad, cambio climático, energía, medios de subsistencia para los seres humanos, y el reverdecimiento de la economía mundial, apoyando la investigación científica, gestionando proyectos de campo en todo el mundo, y reuniendo a los gobiernos, ONG, Naciones Unidas y empresas para el desarrollo conjunto de políticas, leyes y buenas prácticas.

Rio Tinto es un grupo minero líder a escala mundial que interviene en todas las etapas de la explotación minera. Sus intereses son diversos, tanto en términos geográficos como de productos, y opera en algunos de los terrenos y climas más difíciles del mundo. La mayor parte de sus actividades se concentra en Australia y América del Norte, aunque también opera en Europa, América del Sur, Asia y África. Las actividades incluyen minas a cielo abierto y subterráneas, fábricas, refinerías y fundiciones, además de una serie de instalaciones de investigación y servicio. Rio Tinto se compone de cinco grupos principales de productos –aluminio, cobre, diamantes y minerales, energía y mineral de hierro– además de dos grupos de apoyo: Tecnología e Innovación y Exploración.

Clare Verberne, Dennis Hosack y Stuart Anstee

AGRADECIMIENTOS

Este informe fue elaborado por The Biodiversity Consultancy Ltd., Cambridge, RU, con la colaboración del Grupo de Biodiversidad de QMM y Rio Tinto HSE.

El primer proyecto de este informe fue elaborado por Helen Temple (The Biodiversity Consultancy), con aportaciones del Grupo de Biodiversidad de Rio Tinto QMM (Manon Vincelette, Johny Rabenantoandro, Faly Randriatafika, Jean-Baptiste Ramanamanjato, Dominique Andriambahiny) y Jonathan Ekstrom (The Biodiversity Consultancy) recogidas en los talleres realizados en Fort Dauphin, Madagascar, en enero y febrero de 2010. En ese momento, había sido concebido como un documento de discusión para informar el debate con el Comité Consultivo sobre Biodiversidad de Rio Tinto QMM en relación con lo que "impacto neto positivo" significa en la práctica para Rio Tinto QMM. La metodología y el proyecto de texto fueron revisados por el Comité Consultivo sobre Biodiversidad de Rio Tinto QMM en un taller celebrado en Fort Dauphin los días 3-6 de mayo de 2010 (se dedicó un día completo a esta tarea). Los siguientes miembros del Comité estuvieron presentes y contribuyeron a la discusión: Porter P. Lowry (Jardín Botánico de Missouri); Jörg Ganzhorn (Universidad de Hamburgo); Alison Jolly (Universidad de Sussex); Rob Brett (Fauna and Flora International); Paul Smith (Jardines Botánicos Reales de Kew); y Lisa Gaylord (Wildlife Conservation Society). Se hizo una serie de importantes cambios y mejoras a la metodología y al proyecto de informe atendiendo las recomendaciones del Comité. El documento fue luego revisado internamente en punto a las políticas de Salud, Seguridad, Medio Ambiente y Comunidades de Rio Tinto (Stuart Anstee), Rio Tinto QMM (Manon Vincelette, Johny Rabenantoandro) y The Biodiversity Consultancy (John Pilgrim, Jonathan Ekstrom). En esta etapa se decidió que el documento sería de utilidad para cierto público externo, por lo que debía publicarse formalmente. De ahí que en diciembre de 2010 se inició una nueva ronda de revisión y mejoras, con la participación del Comité Consultivo sobre Biodiversidad de Rio Tinto QMM y los siguientes expertos seleccionados por la UICN: Thomas Brooks (NatureServe), Sue Mainka (UICN), Dennis Hosack (UICN), Monica Barcellos-Harris (PNUMA-CMVC), Leon Bennun (BirdLife International), Conrad Savy (Conservation International) y James Watson (Wildlife Conservation Society). El documento fue revisado también en la primera reunión del Grupo de trabajo sobre Verificación del INP de la UICN-Rio Tinto, realizada en Londres los días 17 y 18 de marzo de 2011, a la que asistieron Stuart Anstee (Rio Tinto), Rachel Asante-Owusu (UICN), Dennis Hosack (UICN), Sally Madden (Rio Tinto), Thomas Brooks (NatureServe), Manon Vincelette (Rio Tinto), Conrad Savy (Conservation International), Simon Wake (Rio Tinto), Mónica Harris (PNUMA-CMVC), James Watson (Wildlife Conservation Society) y Rainer Schneeweiss (Rio Tinto). Por último, el documento fue también amablemente revisado por Richard Jenkins (UICN) y Paul Racey (Universidad de Exeter).

Los autores agradecen a todos ellos por sus contribuciones a este informe.

RESUMEN EJECUTIVO

La mina de ilmenita de Río Tinto en el sudeste de Madagascar ha sido seleccionada como sitio piloto para comprobar las herramientas diseñadas para lograr y cuantificar un INP sobre la biodiversidad.

Río Tinto se ha comprometido con un impacto neto positivo (INP) sobre la biodiversidad, una estrategia anunciada en el Congreso Mundial de la Naturaleza 2004. La mina de ilmenita de Río Tinto en el sudeste de Madagascar, operada por QIT Madagascar Minerals (Río Tinto QMM), ha sido seleccionada como sitio piloto para comprobar las herramientas diseñadas para lograr y cuantificar el INP sobre la biodiversidad. El principal impacto negativo directo sobre la biodiversidad derivado de la operación de Río Tinto QMM es la pérdida de hábitat en los bosques litorales en los yacimientos mineros de Mandena, Petriky y Sainte Luce (en adelante, Ste Luce). Se prevé que –como consecuencia de la minería y actividades conexas– en los próximos 40 años se perderán aproximadamente 1665 hectáreas (3,5% de las 47.900 hectáreas remanentes de bosques litorales de Madagascar). Río Tinto QMM opera una mina por dragado en vez de una mina convencional a cielo abierto, por lo que la pérdida de hábitat será progresiva por cuanto la mina se desplaza lentamente a través del paisaje; se estima que la huella directa total será de unas 8000 hectáreas durante la vida útil de la mina; sin embargo, la mina en sí siempre ocupa cerca de 50 hectáreas (unas 100 hectáreas por año: Río Tinto QMM, 2001). Río Tinto QMM inició sus actividades mineras en 2009. Los bosques litorales han sido identificados como una prioridad nacional de conservación (Ganzhorn *et al.*, 2001) por su limitada extensión y alta concentración de especies de plantas endémicas a nivel nacional y local (Du Puy y Moat, 1998; Dumetz, 1999), diversidad de flora arbórea (Dumetz, 1999) y la gran diversidad de fauna (Ganzhorn, 1998; Ramanamanjato *et al.*, 2002; Watson *et al.*, 2005). Los bosques litorales de la concesión minera albergan muchas especies de ámbito geográfico restringido y especies clasificadas como Amenazadas en la Lista Roja de la UICN, incluyendo 42 plantas y al menos 14 especies de invertebrados que no se encuentran en ningún otro lugar del mundo.

En el presente análisis, se midieron y estimaron las pérdidas y ganancias de biodiversidad para el período 2004-2065 (es decir, desde la fecha del compromiso adquirido sobre el INP hasta la fecha prevista para el cierre de la mina), con el fin de determinar si las actividades de mitigación actuales y propuestas de Río Tinto QMM son adecuadas para lograr el INP al cierre. EL INP se definió (en consulta con el Comité Consultivo sobre Biodiversidad de Río Tinto QMM) como el impacto neto positivo sobre los bosques litorales (medido en Hectáreas de calidad, HC) y el impacto neto positivo sobre las especies de alta prioridad (medido en Unidades de distribución global, UD).

Río Tinto QMM está implementando cuatro tipos principales de acciones de conservación para mitigar los impactos del proyecto sobre hábitats y especies clave. Ellos son:

- Esquivación – En Mandena, Petriky y Ste Luce se han establecido zonas de esquivación (ZE). Para Río Tinto QMM representan un costo de cerca del 8% de ilmenita sacrificada, además de los costos de gestión para el mantenimiento de dichas zonas, y protegen el 27% de la cubierta forestal de mejor calidad remanente en el depósito. Estas acciones abarcan en conjunto una superficie de 624 ha.

- Minimización – La reducción de la probabilidad o magnitud de los impactos sobre la biodiversidad de las actividades mineras que no se pueden evitar. En Rio Tinto QMM esto incluye una amplia gama de actividades, como por ejemplo, minimizar la perturbación y el atropello de animales a causa del tráfico relacionado con las actividades mineras, a través de la educación vial y la aplicación de estrictos límites de velocidad.
- Rehabilitación y restauración – Restablecimiento de los bosques litorales en las áreas que han desaparecido por completo, mediante la sustitución de la tierra vegetal (almacenada durante el proceso minero) y la plantación de especies nativas aptas propagadas en el vivero de Rio Tinto QMM. Se prevé restaurar cerca de 225 ha en cada uno de los tres sitios (Mandena, Petriky y Ste Luce), o un total de 675 ha. Las zonas de restauración se ubicarán junto a las zonas de esquivación para proporcionar una zona amortiguadora, mejorar la conectividad y facilitar la regeneración natural y la recolonización.
- Compensaciones de biodiversidad – Rio Tinto QMM está invirtiendo en compensaciones de biodiversidad en varias zonas boscosas en la región, con el objetivo de reducir la tasa de deforestación. Estos sitios incluyen cerca de 6000 ha de bosque.

Rio Tinto QMM también está emprendiendo otras acciones de conservación (como por ejemplo, educación ambiental, creación de capacidad, medios de subsistencia alternativos, etc.) para contribuir al desarrollo sostenible de la región y reducir la presión de los asentamientos humanos sobre la biodiversidad.

El impacto neto en los bosques litorales se calcula en +350 HC para 2065,¹ lo que representa un aumento del 13% en términos de la extensión y calidad de los bosques en comparación con 2004 (medido en HC). El impacto neto en los bosques litorales se prevé en +48 HC para 2015, o un incremento del 2% en comparación con los niveles de 2004. El impacto neto en los bosques en conjunto (incluyendo los bosques húmedos de Bemangidy²) se estima en +1251 HC.

Se estima que la pérdida de bosques litorales provocada por los impactos directos de la minería será de -428 HC. La ganancia total en términos de los bosques litorales se prevé en +778 HC. En consecuencia, la relación entre ganancia y pérdida es de aproximadamente 2:1. Considerando todos los tipos de bosques, la pérdida se mantiene constante en -428 HC; la ganancia en todos los tipos de bosque (incluyendo el bosque húmedo de Bemangidy) es de +1679 HC. En este caso, la relación entre ganancia y pérdida es de aproximadamente 4:1.

De las 90 especies terrestres de alta prioridad (54 plantas, 26 invertebrados, 10 vertebrados) se calcula que 83 (92%) mostrarán un impacto neto positivo para el año 2065. Los cálculos basados en el área estiman que para 59 de ellos se logrará un INP; para otras 24 especies vegetales, los cálculos basados en el área estiman un impacto negativo moderado (entre -1,3% y -17,9%), lo que significa que para lograr un INP para 2065, Rio Tinto QMM habrá de reforzar las zonas de esquivación y restauración (como por ejemplo, restituyendo las especies de sus niveles actuales de disminución a

¹ Basado en la tasa media de deforestación normal de Madagascar para el período 1990-2000 de 0,9% por año.

² Bemangidy es parte del bosque de Tsitongambarika –se encuentra dentro del área del bosque que a veces se llama “TGK III”.

las densidades naturales estimadas en condiciones óptimas³). Siete especies de animales muestran impactos residuales negativos –cuatro vertebrados (incluyendo la lagartija *Phelsuma antanosy* (En Peligro Crítico) muestran impactos residuales negativos de hasta 5,1%, y tres invertebrados muestran impactos residuales negativos de hasta 17,9%. Se desconoce si el reforzamiento sería factible o deseable para estas especies;⁴ se están explorando las posibles opciones.

Es probable que solo 32 de las 90 especies de alta prioridad logren el INP en 2015, y en este momento algunas especies muestran pérdidas de hasta un 39% de su distribución global (dos milpiés y una planta, ambos endémicos de Mandena, muestran una reducción poblacional de esta magnitud). Ello obedece a que para entonces ya habrá habido repercusiones importantes (sobre todo en Mandena), pero las zonas de restauración aún no habrán alcanzado la madurez suficiente para generar las ganancias que pueden contribuir al INP.

Cabe destacar que este análisis es fundamentalmente una proyección basada en los mejores datos disponibles. Será preciso contabilizar periódicamente las pérdidas y ganancias de biodiversidad, utilizando los mismos principios y métodos, e incorporando mejor información a medida que se disponga de ella.

En términos generales, el análisis muestra que Río Tinto QMM podría estar en vías de lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad al cierre de la mina, siempre que:

1. Los supuestos en los que se basa el análisis (entre otras cosas, la tasa de deforestación normal, los niveles de degradación del hábitat, la tasa a la que se puede restaurar la calidad del hábitat) sean precisos o cautelosos.
2. Las medidas de conservación aquí detalladas se implementen con éxito.
3. Se profundicen las investigaciones sobre las opciones de conservación para las tres o cuatro especies de vertebrados que se estima tendrán un impacto neto negativo en 2065, y que las mejores opciones se implementen con carácter prioritario.
4. Se asegure una inversión sostenida en acciones de conservación.
5. Se implemente un monitoreo riguroso y verificación independiente para asegurar el logro de verdaderas ganancias de biodiversidad.

³ En la actualidad, los bosques litorales en Mandena, Petriky y Ste Luce están un tanto degradados como resultado de las diversas actividades humanas (no solo la minería) –por lo tanto, para algunas especies (por ejemplo, especies de plantas muy sensibles a la alteración o degradación) sería conveniente tomar medidas para restaurarlas a densidades mayores de las que se observa actualmente.

⁴ Nótese que la *Phelsuma antanosy* se encuentra en Ambatotsirongorongo, y ha sido protegida por una iniciativa conjunta de QMM-Wildlife Conservation Society. Las “ganancias” de este sitio no se incluyen en las cifras de resumen aquí presentadas.

1 INTRODUCCIÓN

Río Tinto se ha comprometido con un INP sobre la biodiversidad en los lugares en los que opera, una estrategia anunciada en el Congreso Mundial de la Naturaleza 2004 y reforzada en el Congreso de 2008.

Río Tinto se ha comprometido con un impacto neto positivo (INP) sobre la biodiversidad en los lugares en los que opera, una estrategia anunciada en el Congreso Mundial de la Naturaleza 2004 y reforzada en el Congreso de 2008 (Río Tinto, 2008a). La mina de ilmenita de Río Tinto en la región de Fort Dauphin, en el sudeste de Madagascar, operada por QIT Madagascar Minerals (Río Tinto QMM), ha sido seleccionada como uno de los sitios piloto de Río Tinto para comprobar las herramientas diseñadas para lograr y cuantificar el INP sobre la biodiversidad. Se trata de tres sitios que serán explotados de forma secuencial (Mandena, Ste Luce y Petriky), un nuevo puerto de aguas profundas, e infraestructuras auxiliares, tales como caminos, una cantera, viviendas y zonas industriales (**figura 1**). Las actividades mineras en el primero de estos sitios, Mandena, dieron inicio en 2009. Río Tinto QMM se ha comprometido formalmente en su Plan de Acción para la Biodiversidad a lograr un INP sobre la biodiversidad.

El principal impacto negativo directo sobre la biodiversidad derivado de las actividades de Río Tinto QMM es la pérdida de hábitat de bosques litorales en Mandena, Petriky y Ste Luce. Los bosques litorales son un hábitat excepcional y amenazado en Madagascar – cerca del 90% de este tipo de hábitat se ha perdido como resultado de la actividad humana (Consiglio *et al.*, 2006). Se estima que alrededor de 1665 hectáreas (3,5% de las 47.900 hectáreas remanentes de bosques litorales de Madagascar), se perderán a consecuencia del dragado, lo que implica no solo eliminación de la vegetación, sino también remoción del suelo y su banco de semillas.

Los bosques litorales de la concesión minera albergan muchas especies de rango restringido y especies clasificadas como Amenazadas en la Lista Roja de la UICN, incluyendo 42 plantas y al menos 14 especies de invertebrados que no se encuentran en ningún otro lugar del mundo. El proyecto tendrá importantes efectos residuales en algunas de estas especies.

Río Tinto QMM está utilizando cuatro tipos principales de acciones de conservación para mitigar los impactos del proyecto sobre hábitats y especies clave. Ellos son:

- **Zonas de esquivación (ZE) – En Mandena,** Petriky y Ste Luce, se han establecido zonas de esquivación en los depósitos de ilmenita para proteger los bloques de bosque litoral que están en mejores condiciones. Estas ZE han sido oficialmente incorporadas a la red nacional de áreas protegidas de Madagascar. Para Río Tinto QMM representan un costo de cerca del 8% de ilmenita sacrificada y protegen el 27% de la cubierta forestal en el depósito. En conjunto, abarcan una superficie total de 624 ha.
- **Minimización** – Reducción de la probabilidad o magnitud de los impactos sobre la biodiversidad de las actividades mineras que no se pueden evitar. En Río Tinto QMM esto incluye una amplia gama de actividades, tales como minimizar la perturbación de la minería y el atropello de animales a causa del tráfico minero mediante campañas de seguridad vial y la aplicación de estrictos límites de velocidad.

- **Rehabilitación y restauración** – Intentos para recrear los bosques litorales en áreas que han desaparecido por completo, mediante la sustitución de la tierra vegetal (almacenada durante el proceso minero) y la plantación de especies nativas aptas propagadas en el vivero de Río Tinto de QMM. Las zonas de restauración se ubicarán junto a las zonas de esquivación para proporcionar una zona amortiguadora, mejorar la conectividad y facilitar la regeneración natural y la recolonización.
- **Compensaciones de biodiversidad** – Río Tinto QMM está invirtiendo en compensaciones de biodiversidad en varias zonas boscosas en la región, con el objetivo de reducir la elevada tasa de deforestación. Estos sitios para compensaciones de especies abarcan unas 6000 ha de bosque.

Río Tinto QMM está emprendiendo también otras acciones de conservación para contribuir a la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible en la región.

Río Tinto QMM está emprendiendo también otras acciones de conservación (educación ambiental, creación de capacidad, medios de subsistencia alternativos, etc.) para contribuir a la conservación de la biodiversidad y el desarrollo sostenible en la región. Estas acciones serán esenciales para reducir la presión humana sobre los bosques remanentes y para promover la restauración, las compensaciones de biodiversidad y la esquivación para generar ganancias de conservación.

Este informe cuantifica los impactos directos actuales y proyectados en los principales hábitats y especies provocados por la minería y sus actividades conexas, y las posibles ganancias de conservación que pueden lograrse a través de la restauración del hábitat y la deforestación evitada en las zonas de esquivación y compensación. Su objetivo es arrojar luz sobre las siguientes preguntas:

1. ¿Está Río Tinto QMM en vías de lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad para el período 2004-2065?
2. ¿Está Río Tinto QMM en vías de lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad para 2015?

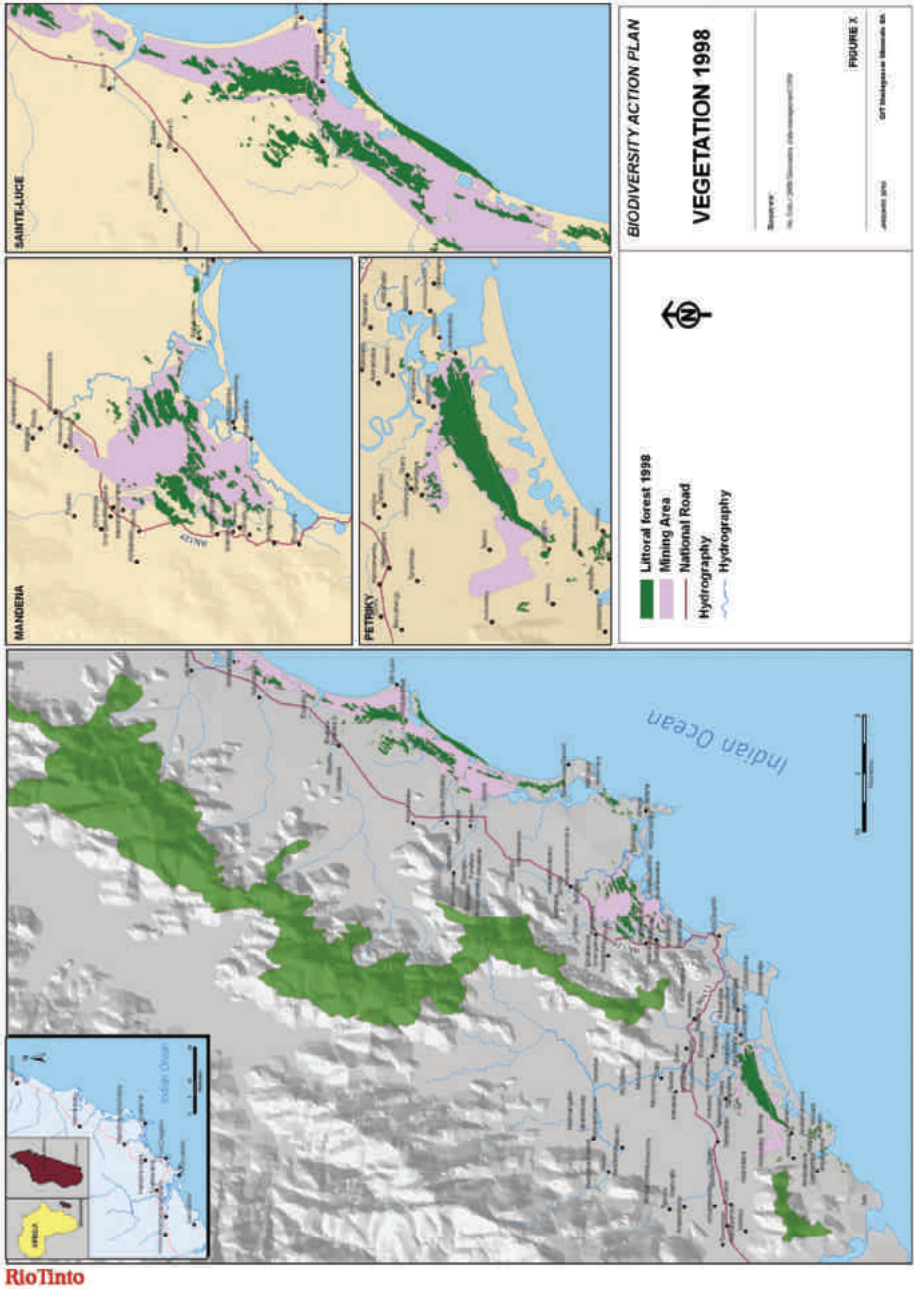
Se ha elegido el marco de tiempo de 2004 a 2065 por cuanto comprende el periodo desde la puesta en marcha de la política de INP sobre la biodiversidad en 2004 hasta la fecha prevista para el cierre de la mina y el abandono de la concesión minera en 2065. La fecha de 2015 representa un objetivo provisional establecido como parte del proceso de fijación de objetivos para Río Tinto.

Cabe señalar que la complejidad asociada con el establecimiento y monitoreo de indicadores de biodiversidad implica que a menudo se requerirán juicios de valor para el establecimiento inicial de los objetivos pertinentes para la consecución del INP. En el caso del proyecto de Río Tinto QMM, la validez de estos juicios de valor fue comprobada por un comité externo de especialistas en conservación y biodiversidad.⁵ Si bien los análisis cuantitativos como los aquí presentados pueden ofrecer información e ideas útiles, no deben sustituir la consulta con los actores clave y los expertos en biodiversidad.

⁵ En 2001, se creó una Comisión externa de asesoramiento para examinar la estrategia de biodiversidad y las medidas de conservación de Río Tinto QMM sobre el terreno. La forman expertos en biodiversidad con una amplia experiencia y reconocimiento mundial por sus investigaciones en Madagascar. El Comité está conformado actualmente por: Dr. Porter P. Lowry (Jardín Botánico de Missouri), Prof. Joerg Ganzhorn, (Universidad de Hamburgo), Prof. Alison Jolly (Universidad de Sussex), Dr. Rob Brett (Fauna & Flora International), Dr. Paul Smith (Jardines Botánicos Reales de Kew), y Lisa Gaylord (Wildlife Conservation Society).

Por último, cabe mencionar que el informe se centra en aspectos técnicos relacionados con la biodiversidad porque su misión es responder a preguntas técnicas puntuales. Examina muy brevemente temas relativos a las comunidades locales y otras cuestiones más amplias del desarrollo sostenible. Ello no implica que “Rio Tinto QMM considera más importantes los temas de biodiversidad que las cuestiones de índole social”, sino que refleja los objetivos específicos del informe. Es esencial que la minería y la implementación de medidas de mitigación y compensación se lleven a cabo tomando en cuenta las necesidades y los derechos de las comunidades locales para no dejarlas en peor situación que antes. Ante el desarrollo de una mina y el desarrollo de compensaciones de biodiversidad, existe un riesgo real de que las comunidades locales puedan sufrir un “doble golpe” de impactos negativos de ambas iniciativas (por ejemplo, si una comunidad depende de los recursos forestales y su acceso a los bosques se reduce a causa de la deforestación provocada por la minería y la implementación de un área protegida “tipo fortaleza”) (BBOP, 2009). El objetivo expreso de Rio Tinto QMM consiste en implementar estrategias de mitigación y compensación de manera tal que beneficien tanto a la biodiversidad como a las comunidades locales (Rio Tinto QMM, 2010).

Figure 1. Mapa del área del proyecto de Rio Tinto QMM que muestra los tres depósitos (Mandena, Petriky, Ste Luce) y la cubierta de bosque litoral remanente en los depósitos en 1998.



2 ANTECEDENTES

En esta sección se ofrece una visión general del contexto ambiental para la operación de Rio Tinto QMM en la región de Fort Dauphin en el sudeste de Madagascar. También se resume el compromiso de Rio Tinto con respecto al impacto neto positivo y se describe la jerarquía de mitigación, una herramienta conceptual utilizada por Rio Tinto y otros para considerar los impactos y las medidas de mitigación. Un gran número de informes técnicos, artículos científicos, una Evaluación de Impacto Ambiental y Social⁶ (Rio Tinto QMM, 2001), un Plan de Acción para la Biodiversidad (Rio Tinto QMM, 2010) y una monografía de 400 páginas (Ganzhorn *et al.*, 2007, *Biodiversity, ecology and conservation of littoral ecosystems in southeastern Madagascar*) han sido recopilados por Rio Tinto QMM y los científicos que han intervenido en la mina y sus alrededores. Esta sección no replica la información detallada, sino que ofrece un resumen conciso y refiere al lector a las fuentes de donde se puede extraer información más detallada.

2.1 Contexto nacional y regional

2.1.1 Madagascar

Madagascar es un lugar de situación crítica de la biodiversidad mundial, con una biodiversidad rica y única sometida a altos niveles de amenaza y es el hogar de 12-14.000 especies de plantas vasculares, 90% de las cuales son endémicas y se encuentran solo en unos pocos sitios.

Madagascar es la cuarta isla más grande del mundo, con 587.000 km², aproximadamente del tamaño de Texas o Francia. El país es un lugar de situación crítica de la biodiversidad mundial, con una biodiversidad rica y única sometida a altos niveles de amenaza (Mittermeier *et al.*, 2004). Madagascar es el hogar de 12-14.000 especies de plantas vasculares, 90% de las cuales son endémicas y se encuentran solo en unos pocos sitios (Mittermeier *et al.*, 2004). La isla cuenta con 340 especies nativas de reptiles, incluyendo más de la mitad de las especies de camaleón del mundo (Raxworthy, 2003). Hay casi un 100% de endemismo entre las 222 especies de anfibios de Madagascar. El país se caracteriza por altos índices de pobreza, una gran población rural, agricultura de subsistencia y bajos niveles de industrialización (Vincelette *et al.*, 2007a). Se encuentra entre los países más pobres del mundo con un PIB per cápita estimado de USD221 en 2003 (Vincelette *et al.*, 2007a) y USD392 en 2010 (FMI, 2011).

2.1.2 Región de Fort Dauphin

La mina está situada cerca de Fort Dauphin, en la región de Anosy, en el sudeste de Madagascar. Esta es una de las regiones de mayor diversidad ecológica de Madagascar (Goodman y Ramanamanjato, 2007), pero también una de las más pobres y más aisladas. Ochenta y dos por ciento de los habitantes de Anosy viven por debajo de la línea de pobreza (USD1/día) y se calcula que la población regional se duplicará en 2020 (Vincelette *et al.*, 2007a). La economía comercial de bajo nivel depende únicamente de tres productos principales – arroz, sisal y langosta – y existe una creciente presión sobre el medio ambiente por el uso no sostenible de los recursos naturales para fines de subsistencia (Vincelette *et al.*, 2007b)⁷.

⁶ Esta EIAS ampara el sitio de Mandena. En el futuro se emprenderán EIAS para los otros sitios (Petriky y Ste Luce) (y con antelación a las actividades mineras en dichos sitios).

⁷ Información adicional sobre el contexto nacional y regional puede encontrarse en la Evaluación de Impacto Ambiental y Social (EIAS) (Rio Tinto QMM, 2001) y en Vincelette *et al.* (2007a).

2.2 Entorno físico

La región de Fort Dauphin está dominada por las montañas de Vohimena y una ondulada llanura costera que se extiende hasta el Océano Índico. Esta llanura se compone principalmente de arenas costeras (a menudo mineralizadas) que forman una serie de dunas bajas que terminan en la costa en una serie de lagunas costeras. El clima predominante es cálido y húmedo, con ciclones ocasionales. Las temperaturas medias mensuales oscilan entre 26,9° C y 20,3°C. Enero suele ser el mes más lluvioso y setiembre el más seco. La precipitación anual muestra una fuerte gradiente desde Petriky en el sur (el más seco de los tres sitios) hasta Ste Luce en el norte. Mandena, situado entre Petriky y Ste Luce, tiene una precipitación media anual de unos 1600 mm.⁸

2.3 Entorno biológico

2.3.1 Hábitats

El sudeste de Madagascar contiene una gran diversidad de hábitats de bosques naturales dentro de un relieve topográfico complejo, con poca similitud con las otras regiones de la isla.

El sudeste de Madagascar contiene una gran diversidad de hábitats de bosques naturales dentro de un relieve topográfico complejo, con poca similitud con las otras regiones de la isla. Entre los tipos de bosque cabe mencionar los bosques “litorales costeros en sustratos arenosos, hábitats de bosques húmedos bajos hasta formaciones montañosas, bosques secos y arbustos espinosos. Una biota diversa se asocia con estos hábitats, muchas de cuyas especies y subespecies son endémicas (Río Tinto QMM, 2001; Goodman y Ramanamanjato, 2007). Las montañas Anosyenne, alineadas de norte a sur, actúan como una barrera importante para los sistemas climáticos que llegan a la isla desde el este. Hay ecotonos⁹ muy abruptos en el flanco occidental de esta cadena a causa del efecto de sombra de lluvia, incluyendo uno de los extremos más conocidos en el mundo en el flanco occidental de la cordillera Anosyenne, entre las parcelas I y II del Parque Nacional Andohahela (Nussbaum *et al.*, 1999). Aquí, la característica de bosque tropical poblado de especies siempreverdes de la cordillera de la costa oriental se fusiona con la característica de matorral espinoso del subdesierto del suroeste de Madagascar en una distancia muy corta de aproximadamente 5 km. Para quienes no están familiarizados con los tipos de vegetación de Madagascar, esto equivale a un cambio de hábitat de “selva” a “matorral o monte bajo”, un cambio de magnitud estructural y de composición casi sin paralelo a nivel mundial (Goodman y Ramanamanjato, 2007).

2.3.1.1 Bosques litorales

Un tipo de hábitat terrestre particularmente importante que se encuentra en la zona minera son los bosques litorales. Los bosques litorales de Madagascar son un subtipo de bosque siempreverde y subhúmedo que ocurre en sustratos arenosos (Rabeovhitra *et al.*, 1998; Gouvenain y Silander, 2000). Los bosques litorales se caracterizan por su alta diversidad florística –aunque originalmente ocupaban menos del 1% de la superficie terrestre de Madagascar, el 13% del total de la flora nativa de la isla se ha registrado en este tipo de hábitat (Consiglio *et al.*, 2006). Se cree que en alguna época los bosques litorales formaron una franja continua de 1600 km a lo largo de la mayor parte del litoral oriental de Madagascar; sin embargo, solo cerca del 10% de este persiste en forma de pequeños fragmentos, con solo el 1,5% incluido dentro de la red de áreas protegidas (Consiglio *et al.*, 2006).

⁸ Para más información sobre la geología, hidrología y clima en la región de Fort Dauphin, véase Vincelette *et al.* (2007c).

⁹ Un ecotono es una zona de transición entre dos hábitats distintos, donde los rangos de los organismos se superponen en cada hábitat limítrofe.

Entre 1950 y 2005, la cubierta forestal en la región de Fort Dauphin se redujo en más del 50%.

Antes de la actividad humana, se cree que la región costera, incluyendo la zona minera, estuvo cubierta por bosques litorales costeros (Lowry y Faber-Langendoen, 1991; Consiglio *et al.*, 2006; pero véase Virah-Sawmy, 2009). En 1950, cuando se tomaron las primeras imágenes aéreas de la zona, la cubierta forestal ya estaba fragmentada y desigual;¹⁰ entre 1950 y 2005, la cubierta forestal en la región de Fort Dauphin se redujo en más del 50% (Vincelette *et al.*, 2007b).¹¹ En la actualidad, la zona minera se compone de fragmentos de bosques litorales de diverso tamaño y calidad, intercalados con vegetación muy degradada, arena desnuda, tierras agrícolas y habitadas, y sotos de especies exóticas (por ejemplo, *Eucalyptus sp.*) y especies exóticas invasoras (como por ejemplo, *Melaleuca quinquenervia*) (Río Tinto QMM, 2001; Vincelette *et al.*, 2007a; Rabenantoandro *et al.*, 2007).

En 2005, 3128 hectáreas de bosques litorales costeros permanecieron en la zona minera (Mandena, Petriky y Ste Luce; Vincelette *et al.*, 2007b). Como solo 47.900 hectáreas de este hábitat existen en todo Madagascar (Consiglio *et al.*, 2006), los bosques de la zona minera representan el 6,5% del área residual de este singular tipo de hábitat de flora muy diversa.

2.3.1.2 Comparación de los tres sitios –Mandena, Petriky y Ste Luce

Dumetz (1999) clasificó los tres bosques del sudeste (Mandena, Petriky y Ste Luce) como un subtipo único de bosques litorales asentados sobre arena. A pesar de su proximidad geográfica, todos tienen características sociales, físicas y ecológicas distintas (Ingram y Dawson, 2006).

Uno de los rasgos distintivos de Ste Luce, en comparación con los otros dos sitios, es que contiene extensiones relativamente grandes de bosques litorales que se mantienen en buenas condiciones. Por ejemplo, la parcela S9¹² muestra todas las características de bosque húmedo denso casi intacto de baja elevación, con un 60% de cobertura entre los árboles que tienen 12 o más metros de altura, y una estructura claramente estratificada (Lowry y Faber Langendoen, 1991; Rabenantoandro, 2001; Rabenantoandro *et al.*, 2007).

En Mandena, los factores bioclimáticos son casi idénticos a los de Ste Luce, aunque la precipitación es algo menor. Sin embargo, las parcelas remanentes de bosque son más pequeñas y están en peores condiciones, con un dosel de menor altura, un diámetro de tronco más pequeño y menos estratificación. Las diferencias observadas en la estructura que se encuentra en Mandena indican que el bosque existente en la actualidad es una forma degradada de un tipo de vegetación que se comparte con Ste Luce. Ubicado a

¹⁰ La literatura da cuenta de debates en torno a cuánto de esto se debe a factores naturales y no a factores antropogénicos (véase, por ejemplo, Virah-Sawmy, 2009). El paisaje en la región de Fort Dauphin bien puede ser un hábitat natural de mosaico (Virah-Sawmy, 2009), aunque también hay evidencia de pérdida y degradación antropogénica que data de antes del arribo de QMM (Vincelette *et al.*, 2007b; Virah-Sawmy, 2009), si bien es probable que esto haya sido ocasionado principalmente por inmigrantes de otras partes de Madagascar y no por la población local, y pueda haberse visto exacerbado por las actividades de exploración realizadas por QMM a partir de la década de 1990 (Ingram y Dawson, 2006; Virah-Sawmy, 2009).

¹¹ Es posible que, en años más recientes (por ejemplo, 1990 y 2000), la tasa de pérdida se haya visto exacerbada por la presencia del proyecto minero. Empero, la comparación de imágenes de alrededor de 1950, 1972 y 1989, indica que en este período hubo una considerable pérdida de cobertura forestal (figuras 2 y 4 en Vincelette *et al.*, 2007; por ejemplo, desde unas 7000 ha en 1950 hasta cerca de 4500 ha en 1989).

¹² Todas las parcelas de los bosques litorales en Mandena, Petriky y Ste Luce han sido mapeadas y clasificadas por números.

9 km al norte de Fort Dauphin, Mandena ha sido claramente afectado por la actividad humana. En comparación con Ste Luce, Mandena muestra una sorprendente falta de árboles pertenecientes a familias ampliamente utilizadas por su madera, como Ebenaceae, Sapotaceae y Lauraceae. Es probable que esto sea un reflejo de la explotación anterior de especies económicamente valiosas (Rabenantoandro *et al.*, 2007).

En términos florísticos y faunísticos, Petriky puede interpretarse como una transición entre el bosque seco y el bosque húmedo del litoral (Rabenantoandro *et al.*, 2007). Situado en el extremo sur de la costa oriental de Madagascar, Petriky posee especies características de las formaciones húmedas, tales como *Intsia bijuga* (Fabaceae), *Homalium axillare* (Flacourtiaceae), *Asteropeia multiflora* (Asteropeiaceae), y *Beilschmiedia madagascariensis* (Lauraceae), pero difiere de los otros dos sitios a través de la presencia de taxones típicos de las zonas secas, incluyendo *Oplonia vincoides* (Acanthaceae), *Folotsia madagascariense* (Asclepiadaceae), *Deinbolia boinesis* (Sapindaceae) y *Cordia caffra* (Boraginaceae). Del mismo modo, la fauna de Petriky muestra claras afinidades con la de las áreas de bosque seco en el sudoeste de Madagascar (Ramanamanjato *et al.*, 2002). Otra característica notable del bosque de Petriky es la falta de miembros de las familias Arecaceae y Pandanaceae, que ocupan un lugar destacado en los bosques de Mandena y Ste Luce (Rabenantoandro *et al.*, 2007).

2.3.2 Especies

2.3.2.1 Especies terrestres – plantas vasculares

De las 614 especies y variedades de plantas vasculares registradas en los bosques litorales remanentes de la zona minera, 83% son endémicas de Madagascar, 54% de las cuales son compartidas con los bosques húmedos de elevación baja a mediana, 7% están restringidas a los bosques litorales del sudeste de Madagascar,¹³ 6% se limitan a pequeños restos dispersos de los bosques litorales regionales en la zona entre Petriky y Manantenina, y 7% se encuentran solo en la zona minera (Rabenantoandro *et al.*, 2007).¹⁴ El número de especies de plantas estrictamente endémicas de la zona minera se sitúa actualmente en 42.¹⁵

2.3.2.2 Especies terrestres – vertebrados

La región de Fort Dauphin exhibe una riqueza particularmente alta de especies de aves, lo que refleja la diversidad excepcional de hábitat en la región de Anosy.

Alrededor de 168 especies de reptiles y anfibios se encuentran en la región de Anosy, lo que representa cerca de un tercio de la herpetofauna total de Madagascar (Goodman y Ramanamanjato, 2007). Noventa y seis de ellos se encuentran en la zona minera. La riqueza de especies es mayor en Ste Luce (69 especies), seguido por Mandena (63) y Petriky (45) (Ramanamanjato, 2007).

La región de Fort Dauphin exhibe una riqueza particularmente alta de especies de aves, lo que refleja la diversidad excepcional de hábitat en la región de Anosy. Goodman *et al.* (1997) dieron cuenta de 189 especies que habitan en la zona sur de Manantenina y al este del río Mandrare, que representan el 68% de la avifauna de la isla conocida en ese momento. Dentro de la zona minera, Watson (2007)

¹³ Por ejemplo, los bosques entre Mananjary y Fort Dauphin.

¹⁴ Véase Rabenantoandro *et al.* (2007) para más detalles y una lista completa de las especies de plantas vasculares.

¹⁵ El número exacto cambia con el tiempo como resultado de las investigaciones y revisiones taxonómicas.

registró 77 especies de aves en fragmentos de bosques litorales, y Watson *et al.* (2005) describen estos fragmentos como hábitat de un conjunto único de especies de aves, incluyendo especies dependientes tanto del bosque húmedo como del espinoso, una combinación que no se encuentra en ningún otro lugar de la isla. Sin embargo, el endemismo¹⁶ en la región es bajo –solo hay una posible especie endémica regional, la vanga de Bluntschli (*Hypositta perdita*), que no se ha registrado en la zona minera (Goodman y Ramanamanjato, 2007; Watson, 2007).

La porción sudeste de la isla posee una rica fauna de mamíferos pequeños, debido a los diferentes hábitats en la región y las elevadas montañas de las cordilleras de Anosyenne y Vohimana. Ninguna de las especies endémicas de mamíferos pequeños es propia de la región de Anosy. Al igual que con otros grupos de organismos, existen dos gradientes principales que muestran altos niveles de rotación de especies dentro de esta región: una gradiente este-oeste desde los bosques húmedos hasta los bosques secos y una gradiente altitudinal, sobre todo en la parcela I del Parque Nacional de Andohahela, desde los hábitats de tierras bajas hasta el bosque esclerófilo en las zonas más altas. Sin embargo, en comparación con otros tipos de bosques de Madagascar, los bosques litorales son débiles en términos de mamíferos grandes. La mangosta de cola anillada malgache *Galidia elegans* y la civeta de Madagascar *Fosa fossana*, habitantes familiares de muchos ecosistemas de Madagascar, están presentes. Además, el fosa *Cryptoprocta ferox*, depredador de la isla, fue registrado por primera vez en Mandena en 2004. Tanto los microquirópteros como los megaquirópteros han sido registrados en el área del proyecto. Varias de las especies de megaquirópteros pasan la noche en lugares cercanos a la zona minera, y se cree que son importantes dispersores de semillas de los bosques litorales. La zona cuenta además con una interesante colección de especies de primates. Hay por lo menos una forma de lémur de rango restringido, el lémur pardo de collar blanco (*Eulemur fulvus*) presente en el sudeste de Madagascar y dentro de la zona minera.¹⁷

2.3.2.3 Especies terrestres – invertebrados

Entre los grupos de invertebrados estudiados hasta la fecha en el sitio de Río Tinto QMM, se incluyen libélulas (Odonata: Schütte y Razafindraibe, 2007), mantis (Mantodea: Schütte, 2007), insectos palo (Phasmatodea: Schütte, 2007), milpiés gigantes (Sphaerotheriida: Wesener y Wägele, 2007; Wesener, 2009), y milpiés (Spirabolida: Wesener *et al.*, 2009).

En base a estos estudios, los bosques litorales de la zona minera en Mandena, Petriky y Ste Luce poseen una gran variedad de especies de invertebrados, incluyendo un número de especies que son endémicas o casi endémicas de la zona minera.¹⁸ Los estudios condujeron al descubrimiento y descripción de una serie de especies nuevas, incluyendo el género *Riotintobolus*.

¹⁶ “Endemismo” se refiere aquí a las especies endémicas regionales de Anosy; para más detalles véase Goodman y Ramanamanjato (2007).

¹⁷ Para información adicional sobre las especies de vertebrados halladas en los sitios de QMM, véase Ganzhorn (2007) y las referencias ahí contenidas.

¹⁸ Para algunas de estas especies, no se cuenta con suficientes estudios para determinar de forma concluyente si son estrictamente endémicas de la zona minera o si están más extendidas.

2.4 El proyecto de Río Tinto QMM

El proyecto de Río Tinto QMM producirá ilmenita a partir de depósitos de arenas minerales, para abastecer el mercado internacional de dióxido de titanio. El titanio es un ingrediente importante en aceros y otras aleaciones; el dióxido de titanio es el pigmento blanco encontrado en la mayoría de pinturas y plásticos.

El proyecto de Río Tinto QMM producirá ilmenita a partir de depósitos de arenas minerales, para abastecer el mercado internacional de dióxido de titanio. El titanio es un ingrediente importante en aceros y otras aleaciones; el dióxido de titanio es el pigmento blanco encontrado en la mayoría de pinturas y plásticos. El proyecto de Río Tinto QMM consta de tres sitios que se explotarán de forma secuencial (Mandena, Ste Luce y Petriky) durante unos 40-50 años. En Fort Dauphin se construyó un nuevo puerto de aguas profundas. La infraestructura auxiliar incluye instalaciones portuarias, redes de carreteras, áreas de vivienda y una cantera de piedra. La ilmenita se extrae utilizando una draga situada en estanques artificiales que se desplaza conforme avanza la extracción; el proceso de extracción implica la eliminación de toda la cubierta vegetal junto con el suelo. Aproximadamente 100 hectáreas del depósito serán extraídas cada año; la mina ocupa alrededor de 50 hectáreas de tierra a medida que avanza lentamente por el depósito. La rehabilitación de la zona explotada se emprende una vez que la draga ha pasado al siguiente sector del depósito. La huella total de las actividades mineras en los tres sitios juntos es de unas 8000 hectáreas. El procesamiento de minerales es mínimo y se lleva a cabo en el sitio mediante la separación física. El mineral procesado se transporta en camiones hasta el puerto para su exportación.¹⁹

2.5 El Comité Consultivo sobre Biodiversidad

En 2001, se creó el Comité Consultivo sobre Biodiversidad para examinar la estrategia sobre biodiversidad y las medidas de conservación sobre el terreno. Se compone de expertos en biodiversidad con una amplia experiencia y reconocimiento mundial por sus investigaciones en Madagascar. El Comité está formado actualmente por: Dr. Porter P. Lowry (Jardín Botánico de Missouri), Prof. Jörg Ganzhorn, (Universidad de Hamburgo), Prof. Alison Jolly (Universidad de Sussex), Dr. Rob Brett (Fauna & Flora International), Dr. Pablo Smith (Jardines Botánicos Reales de Kew), y Lisa Gaylord (Wildlife Conservation Society). En el [apéndice 1](#) figuran más detalles.

2.6 El compromiso de Río Tinto sobre el INP

El objetivo de la estrategia de biodiversidad de Río Tinto es lograr un “impacto neto positivo (INP) sobre la biodiversidad (Río Tinto, 2004, 2008a). Esto significa “reducir al mínimo los impactos de nuestras actividades y contribuir a la conservación de la biodiversidad para asegurar que una región se beneficie de nuestra presencia” (Río Tinto, 2008a). La posición de Río Tinto con respecto a la biodiversidad está insertada en la política de la compañía sobre la utilización responsable de la tierra (Río Tinto, 2008b). El enfoque ambiental de la empresa se describe en el documento de política *The Way We Work* (Cómo trabajamos) (Río Tinto, 2009). La estrategia de biodiversidad fue anunciada en 2004, en el Congreso Mundial de la Naturaleza en Bangkok. Desde entonces, el Director Ejecutivo de Río Tinto, Tom Albanese, ha reafirmado la política del INP en una serie de foros posteriores, incluido el Congreso Mundial de la Naturaleza 2008 en Barcelona. La declaración de posición de Río Tinto y los principios rectores en materia de biodiversidad figuran en los [recuadros 2 y 3](#).

En términos simples, el objetivo de INP significa asegurar que las acciones de Río Tinto tengan efectos positivos sobre la biodiversidad, que no solo equilibren sino que sean aceptados ampliamente para compensar los inevitables efectos negativos de

¹⁹ Información adicional sobre el proyecto puede encontrarse en la Evaluación de Impacto Ambiental y Social (Río Tinto QMM, 2001) y en www.riotintomadagascar.com.

los trastornos físicos y los impactos asociados con la minería y el procesamiento de minerales. La compañía se propone alcanzar este objetivo:

- Evitando impactos inaceptables sobre los ecosistemas.
- Reduciendo los impactos que puedan ocurrir.
- Restaurando los ecosistemas afectados.
- Compensando los impactos residuales con compensaciones de biodiversidad.
- Buscando nuevas oportunidades para contribuir a la conservación local.

Un elemento clave para facilitar el compromiso sobre el INP es el desarrollo de parámetros integrales, simples y científicamente sólidos, para cuantificar las pérdidas y ganancias. La ausencia de tales parámetros ha sido una de las principales razones para la falta de inversión y motivación por parte de los desarrolladores (tanto públicos como privados) para propiciar la medición y mitigación de los impactos sobre la biodiversidad (ten Kate *et al.*, 2004).

Recuadro 1: Declaración de posición de Río Tinto sobre la biodiversidad (de Río Tinto, 2008a)

Río Tinto reconoce que la conservación y la gestión responsable de la biodiversidad son cuestiones importantes tanto en el ámbito comercial como social. Nuestro objetivo es lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad.

Estamos comprometidos con la integración de las consideraciones de conservación de la biodiversidad en la toma de decisiones ambientales y sociales en procura de resultados de desarrollo sostenible. Reconocemos que esto podría significar no proceder en algunos casos.

Pretendemos convertirnos en líderes en materia de biodiversidad dentro de la industria minera, por la ventaja competitiva y de reputación que ello entraña. Nuestro desempeño en lo relativo a la conservación y la gestión de la biodiversidad se traducirá en beneficios para nuestra actividad comercial.

Estamos comprometidos con:

- La identificación de los valores de la biodiversidad afectados por nuestras actividades.
- La prevención, minimización y mitigación de los riesgos para la biodiversidad en todo el ciclo económico.
- La administración responsable de la tierra que gestionamos.
- La identificación y búsqueda de oportunidades para la conservación de la biodiversidad.
- La participación de las comunidades y otros sectores en nuestra gestión de la biodiversidad.

Recuadro 2: Los principios rectores de Río Tinto sobre la biodiversidad (de Río Tinto, 2008a)

- Nuestro objetivo es tener un impacto neto positivo sobre la biodiversidad, minimizando los impactos negativos de nuestras actividades y contribuyendo a la conservación en las regiones en las que operamos.
- Estamos comprometidos con la conservación de especies amenazadas y endémicas y zonas de conservación de alta prioridad, y con el apoyo a iniciativas de conservación emprendidas a nivel local, nacional y global.
- Buscaremos la equidad y la reconciliación de las diferentes perspectivas e ideales en las decisiones y acciones relacionadas con la biodiversidad.
- Mejoraremos los resultados sobre la biodiversidad a través de consultas, relaciones constructivas y asociaciones con los principales interesados directos.
- Integraremos la identificación, evaluación y gestión de cuestiones relacionadas con la biodiversidad en los procesos de planificación, toma de decisiones y presentación de informes durante todo el ciclo económico.
- Aplicaremos los conocimientos y recursos apropiados a los temas relacionados con la biodiversidad, promoviendo la creación de capacidades a nivel interno y externo cuando sea necesario.
- Previo consentimiento, promovemos la recopilación, análisis y difusión de información y conocimientos relacionados con la biodiversidad.

2.7 La jerarquía de mitigación (esquivación, minimización, restauración y rehabilitación, y compensaciones de biodiversidad)

La jerarquía de mitigación es un marco conceptual para reflexionar acerca de los riesgos y oportunidades de la biodiversidad y desarrollar las respuestas apropiadas.

La jerarquía de mitigación (**figura 2**) es un marco conceptual para reflexionar acerca de los riesgos y oportunidades de la biodiversidad y desarrollar las respuestas apropiadas. Las variaciones en la jerarquía de mitigación fueron desarrolladas por primera vez alrededor de 2004 por Río Tinto y otros. Ahora es un modelo firmemente establecido para la gestión y conservación de la biodiversidad por parte del sector privado y ha sido adoptado por una serie de iniciativas gubernamentales y organizaciones del sector privado (McKenney y Kiesecker, 2010; TEEB, 2010). El uso apropiado de la jerarquía de mitigación significa que primero se debe tratar de evitar los impactos, luego minimizar, luego restaurar y, por último, utilizar las compensaciones solo como una opción para compensar los impactos residuales después de haber puesto en práctica todas las demás opciones (ten Kate *et al.*, 2004, Río Tinto, 2008a). En esta sección se resume el significado, alcance y uso de las etapas en la jerarquía de mitigación.

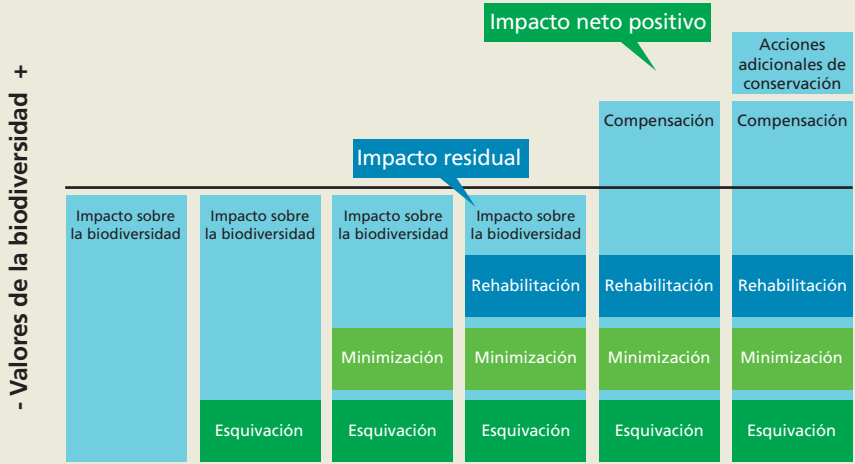


Figura 2. La jerarquía de mitigación. De Río Tinto y la Biodiversidad: logrando resultados sobre el terreno (Río Tinto, 2008a).

Esquivación

Río Tinto (2008a) define la “esquivación” como actividades que cambian el alcance de los impactos (reduciéndolos, desplazándolos, o evitándolos por completo). La esquivación cambia o detiene las acciones antes de que se produzcan, evitando su impacto previsto sobre la biodiversidad. Entraña una decisión para cambiar el curso previsto o normal de la acción. Ejemplo de ello es el proyecto Simandou de Río Tinto para la extracción de mineral de hierro en el sudeste de Guinea, donde las acumulaciones y los vertederos de residuos han sido reubicados para evitar impactos en los bosques tropicales; son ubicados básicamente en sabanas relativamente degradadas (un tipo de hábitat común en la región). La mejor oportunidad para la esquivación es durante el desarrollo del proyecto –a menudo es posible aplicar medidas de esquivación relativamente económicas que reducen significativamente los impactos sobre la biodiversidad, reduciendo así los costos futuros de la restauración, las compensaciones y el cierre.

Minimización

La “minimización” reduce la gravedad de los impactos sobre la biodiversidad derivados de la minería y sus actividades conexas.²⁰ Estas acciones reducen la probabilidad o magnitud de los impactos sobre la biodiversidad, pero no pueden evitarlos por completo. Algunas veces puede ser difícil distinguir entre la esquivación y la minimización por cuanto algunas acciones tienen elementos de ambas. Las mejoras en el tratamiento de la calidad del agua descargada de las zonas mineras, con la consiguiente reducción del impacto sobre los sistemas acuáticos, es un buen ejemplo de minimización, en tanto que el desvío de las aguas descargadas lejos de zonas importantes en términos de biodiversidad, calificaría como esquivación.

²⁰ “Minería y actividades conexas” incluyen todas las actividades necesarias para encontrar, extraer y procesar minerales, en cualquier etapa del ciclo de vida de la mina, desde la exploración hasta el cierre.

Rehabilitación y restauración

La “rehabilitación” consiste en la preparación de formaciones seguras y estables del relieve en los sitios que han sido alterados por las actividades mineras y conexas, seguida de la de resiembra para establecer un tipo de hábitat específico. La rehabilitación es importante para mejorar las funciones básicas del ecosistema como lo son el control de la erosión y la regulación de la calidad del agua. La “restauración” es un término generalmente utilizado cuando el objetivo pretende recrear un tipo de hábitat similar al tipo de vegetación original, incluyendo algunos componentes específicos de la biodiversidad, tales como especies poco comunes.²¹ La reintroducción de los bosques dunares por parte de Richard’s Bay Minerals en sistemas dunares costeros recreados (después de la extracción de arena de ilmenita) es un ejemplo de intento de restauración dentro de la cartera de Río Tinto (van Aarde *et al.*, 1996). A los efectos de los cálculos del INP, la restauración suele conducir al logro del INP²², contrario a la rehabilitación.

Compensaciones

Las compensaciones no son empleadas en lugar de medidas adecuadas de esquivación y minimización en el sitio, sino que más bien buscan abordar la pérdida residual después de la mitigación.

Río Tinto se ha comprometido a lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad. Incluso aplicando las mejores medidas de mitigación en las unidades de negocios, en la minería y en sus actividades conexas, siempre se producirá cierto grado de impactos residuales sobre la biodiversidad. De ahí la necesidad de las compensaciones de biodiversidad –las actividades de conservación en toda la región que se traducen en ganancias de biodiversidad medibles para compensar estas pérdidas residuales, con el consiguiente impacto neto positivo a nivel regional.

Las compensaciones no son empleadas en lugar de medidas adecuadas de esquivación y minimización en el sitio, sino que más bien buscan abordar la pérdida residual después de la mitigación. Las compensaciones pueden lograr “ganancias” de biodiversidad de dos maneras. Pueden reducir las presiones existentes y, por lo tanto, las pérdidas de biodiversidad (por ejemplo, reduciendo las tasas de deforestación) –esto se conoce como una “compensación por pérdidas evitadas”. Alternativamente, pueden mejorar directamente el estado de la biodiversidad (como por ejemplo, a través de la reintroducción de especies o la restauración del hábitat).

Acciones adicionales de conservación

Las “acciones adicionales de conservación” incluyen una amplia gama de actividades tendientes a beneficiar la biodiversidad, pero en donde los efectos o los resultados son difíciles de cuantificar en términos de aumento de la biodiversidad. Los ejemplos incluyen investigaciones científicas, educación ambiental y creación de capacidad y conocimiento en las organizaciones de conservación. Aunque es difícil medir los resultados de estas acciones en lo tocante a la biodiversidad, este tipo de activos intangibles constituyen una parte esencial de la contribución de Río Tinto a la conservación de la biodiversidad, apuntalando a menudo otras acciones de mitigación, y suelen ser muy apreciados por los interesados directos.

²¹ Véase, por ejemplo, Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group (2004).

²² La restauración parcialmente exitosa, o la restauración en curso pero que aún no ha alcanzado su meta final, se contabilizará proporcionalmente con respecto al grado en que se ha restaurado el valor de la biodiversidad. Esto se puede determinar utilizando los parámetros de medición de Hectáreas de calidad y Unidades de distribución global. La restauración no suele restituir un área al 100% de su anterior estado “natural” (o al estado de referencia). Sin embargo, sí se pueden cuantificar las ganancias de biodiversidad resultantes de los intentos de restauración.

3 MÉTODOS

Para obtener la información necesaria para determinar si Río Tinto QMM está en vías de lograr el INP, se siguieron los pasos indicados a continuación:

1. Identificar y priorizar los componentes de biodiversidad para su inclusión en la contabilización del INP.
 2. Decidir qué parámetros utilizar.
 3. Seleccionar el escenario hipotético para medir las pérdidas y ganancias.
 4. Cuantificar las pérdidas de biodiversidad que puedan ser provocadas por Río Tinto QMM en los períodos 2004-2015 y 2004-2065.
 5. Cuantificar las ganancias de biodiversidad que puedan ser provocadas por Río Tinto QMM en los períodos 2004-2015 y 2004-2065.
- A continuación se presenta una explicación resumida de estos cinco pasos.

3.1 Identificar y priorizar los componentes de biodiversidad para su inclusión en la contabilización del INP

La biodiversidad es compleja y se puede medir a muchos niveles, pero carece de un parámetro uniforme único y sustituible a nivel global (en contraste, por ejemplo, con el carbono).

La biodiversidad es compleja y se puede medir a muchos niveles, pero carece de un parámetro uniforme único y sustituible a nivel global (en contraste, por ejemplo, con el carbono). Al abordar esta cuestión se trató de identificar parámetros que facilitaran la medición y reflejaran los impactos asociados con el desarrollo de la operación minera de Río Tinto QMM. En consecuencia, el presente informe solo considera las pérdidas y ganancias en los sistemas terrestres y en los valores intrínsecos/de existencia de la biodiversidad. Para efectos de este estudio, ello implica la consideración de los hábitats naturales y las especies.

Las pérdidas y ganancias en los sistemas acuáticos y en los valores de la biodiversidad (valores de los servicios ambientales basados en la biodiversidad, medios de subsistencia y valores culturales) se han tratado en anteriores informes y documentos de trabajo, incluyendo Río Tinto (2008c) y Río Tinto QMM (2001, 2008); y varios estudios acuáticos, incluyendo a Jacques Whitford Inc. (2007). Los sistemas acuáticos y los valores de los servicios no se incluyen en el análisis cuantitativo que aquí se presenta. Las medidas de mitigación para estos componentes de la biodiversidad se detallan en el Plan de Acción para la Biodiversidad (Río Tinto QMM, 2010).

Se cuantificaron las posibles pérdidas y ganancias para los siguientes componentes de la biodiversidad:

- *Hábitats* – todos los bosques; los bosques litorales y sus subtipos (incluyendo los bosques litorales del tipo de Fort Dauphin; las pérdidas y ganancias se midieron por separado para Mandena, Petriky y Ste Luce).
- *Especies* – todas las especies terrestres de alta prioridad incluidas en el PAB (vertebrados, invertebrados y plantas de rango restringido²³ o muy amenazadas²⁴).

²³ De “rango restringido” incluye aquí especies endémicas o casi endémicas del sitio, y posiblemente endémicas del sitio.

²⁴ “Muy Amenazadas” incluye aquí las especies evaluadas como En Peligro Crítico o En Peligro en la Lista Roja de la UICN.

Para información adicional sobre cómo se identificaron y priorizaron los componentes de biodiversidad, véase el Plan de Acción para la Biodiversidad de QMM (Río Tinto QMM, 2010).

3.2 Decidir qué parámetros utilizar

Las Hectáreas de calidad son los parámetros que utiliza Río Tinto para medir el avance hacia el objetivo de INP a nivel global y de sitio.

Se utilizaron dos parámetros—*Hectáreas de calidad (HC)* y *Unidades de distribución global (UD)*. Las Hectáreas de calidad son los parámetros que utiliza Río Tinto para medir el avance hacia el objetivo de INP a nivel global y de sitio. Una amplia gama de valores de biodiversidad, incluyendo especies amenazadas, hábitats únicos o productos forestales no maderables, se pueden expresar en términos de su cantidad y calidad. Por ejemplo, 100 hectáreas de bosque en estado prístino contarían como 100 Hectáreas de calidad ($100 \text{ ha} \times \text{calidad del } 100\% = 100 \text{ HC}$), mientras que 100 hectáreas de bosques degradados a un 40% de “calidad óptima”, se expresaría como 40 Hectáreas de calidad ($100 \text{ ha} \times \text{calidad del } 40\% = 40 \text{ HC}$).

Las Unidades de distribución global son un parámetro novedoso, desarrollado para este análisis, pero conceptualmente relacionado con las Hectáreas de calidad. Una Unidad de distribución global es equivalente al 1% de la población global de una especie²⁵ (o el 1% de su distribución global,²⁶ si no se dispone de los datos sobre población).²⁷ Las Unidades de distribución global se calculan de la siguiente manera: si una especie tiene una población global de 1000 individuos, y 10 de ellos son aniquilados, eso equivaldría a una pérdida del 1% de la población global o una “Unidad de distribución global” (UD). Del mismo modo, si una especie tiene una distribución global de 100 ha y 1 hectárea de su distribución se pierde como resultado de la pérdida de hábitat provocada por la minería, eso equivaldría a una pérdida del 1% de su distribución global o una “Unidad de distribución global” (UD).

El **apéndice 2** contiene una discusión detallada de ambos parámetros.

Las pérdidas y ganancias se midieron en Hectáreas de calidad para todos los hábitats considerados. Para las especies, las pérdidas y ganancias se midieron en Unidades de distribución global. Para un número muy pequeño de especies de alta prioridad no fue posible medir las pérdidas y ganancias en UD en razón de la imposibilidad de cuantificar el rango global o el tamaño de la población. Para estas especies, las pérdidas y ganancias se midieron solo en hectáreas.

El parámetro de UD ofrece información adicional de utilidad para hacer comparaciones entre compensaciones de biodiversidad no comparables (like-for-not-like). Con mayor frecuencia, las compensaciones de biodiversidad consisten en intercambios de compensaciones comparables (like-for-like) o “una comparable por otra mejor” (like-for-better) (también conocidos como “intercambios mejorados”). Por ejemplo, una compensación de biodiversidad comparable se produciría cuando la pérdida de un área de un tipo particular de hábitat se compensa con ganancias proporcionalmente

²⁵ Calculada con base en el número de individuos maduros.

²⁶ Calculada en hectáreas.

²⁷ Cabe señalar que la suposición de tal relación entre la distribución y el tamaño de la población puede ser particularmente problemática para especies nómadas y de amplia distribución (se contraponen a la teoría ecológica sobre el tamaño y rango de la población). Sin embargo, ninguna de esas especies se incluyen en el presente análisis. Un precedente para esta relación figura en las directrices sobre áreas clave para la biodiversidad (Langhammer *et al.*, 2007, p.65).

comparables o mayores en términos de área en un tipo de hábitat esencialmente idéntico. Una compensación de biodiversidad comparable por otra mejor podría implicar la compensación de un área con un hábitat de bajo valor (como por ejemplo, un tipo muy común de hábitat que no alberga especies amenazadas) con un área más grande con un hábitat de mayor valor (como por ejemplo, un tipo poco común de hábitat que alberga varias especies amenazadas). El proyecto de Río Tinto QMM es particularmente complejo porque involucra compensaciones de biodiversidad no comparables, donde la compensación tiene valores diferentes con respecto al área perdida, pero no siempre es objetivamente posible afirmar que los valores del sitio compensado son mayores.²⁸

Los valores relativos de los diferentes tipos de hábitat o elementos de la biodiversidad (por ejemplo, lo que constituye un “intercambio mejorado”) son de carácter fundamentalmente social y, por lo tanto, requieren criterios subjetivos y consulta con los actores clave. En el caso de Río Tinto QMM, la orientación estaría a cargo de varios actores, incluyendo el Comité Consultivo sobre Biodiversidad.²⁹

3.3 Seleccionar el escenario hipotético para medir las pérdidas y ganancias

En la medición de las pérdidas y ganancias, un factor clave a considerar es el escenario hipotético (o línea de referencia) contra el cual se mide la pérdida o ganancia. Para Río Tinto QMM, esto es particularmente importante porque el proyecto está ubicado en una zona que ha experimentado una importante deforestación, al menos desde la década de 1950 cuando se tomaron las primeras fotografías aéreas de la región (Du Puy y Moat, 1998; Vincelette *et al.*, 2007b).

En el presente análisis se contemplaron tres escenarios hipotéticos:

- Ninguna actividad minera y “ninguna deforestación”.
- Ninguna actividad minera y una tasa “nacional promedio” de deforestación del 0,9% anual para todos los tipos de bosques extrapolada desde cerca de 1990 a cerca de 2000 (cuadro 4 en Harper *et al.*, 2007).³⁰

²⁸ Por ejemplo, las compensaciones de biodiversidad en Bemangidy corresponden a bosque húmedo en lugar de bosque litoral. El objetivo de QMM es un “impacto neto positivo en los bosques litorales”, por lo que en el caso concreto de Bemangidy se trata de una especie de “póliza de seguro” contra una posible mitigación/compensación fallida en otros lugares, por cuanto contiene muchas de las mismas especies, pero también se basa en compensaciones no comparables.

²⁹ Dicha orientación no ha sido necesaria hasta la fecha en QMM, debido a que el Comité Consultivo sobre Biodiversidad estableció un objetivo relativamente estricto de compensaciones comparables que exige que se logre un INP para (i) los bosques litorales, y (ii) todas las especies prioritarias. Este objetivo se describe aquí como “relativamente estricto” y no como “muy estricto”, porque se podría argumentar, por ejemplo, que debido a que los “bosques litorales del tipo de Petriky” son distintos a los “bosques litorales del tipo de Mandena” (Dumetz, 1999), el INP debe lograrse al nivel de estos subtipos de bosque en lugar de para los bosques litorales en su conjunto. Sin embargo, la recomendación del Comité al término de la reunión de mayo de 2010 fue medir el INP a nivel de los bosques litorales *sensu lato*.

³⁰ Nótese que hay abundante evidencia para demostrar que las tasas históricas de deforestación no reflejan necesariamente las tasas futuras de deforestación. Varios proyectos de REDD (Reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación de los bosques –otra metodología en la que la tasa de deforestación es muy importante), se están desviando del uso de líneas de referencia del pasado para predecir las tasas futuras, a favor de métodos que contemplan la densidad poblacional, carreteras, etc. para predecir la deforestación futura. Lo relativo al cálculo de las tasas de la deforestación normal merece mayor consideración en el futuro, como se explica en la sección sobre “Lecciones aprendidas”.

- Ninguna actividad minera y la tasa regional promedio de deforestación del 3,89% anual estimada para Fort Dauphin, extrapolada desde cerca de 1995 a cerca de 2005. La tasa regional promedio de deforestación se estimó para el período 1995–2005 con base en fotografías aéreas digitalizadas utilizando SIG31.

La **figura 3** muestra cómo se prevé que cambie la cobertura forestal entre 2004 y 2065 para los escenarios 1-3 en términos de los bosques remanentes en Mandena, Petriky y Ste Luce. En 2004, había 2289 hectáreas de bosques litorales en los contratos de las concesiones mineras (Mandena, Petriky y Ste Luce), 1665 de las cuales se encontraban en el camino de la mina. Dentro de las zonas de esquivación (ZE), 624 hectáreas de bosques litorales están protegidas.

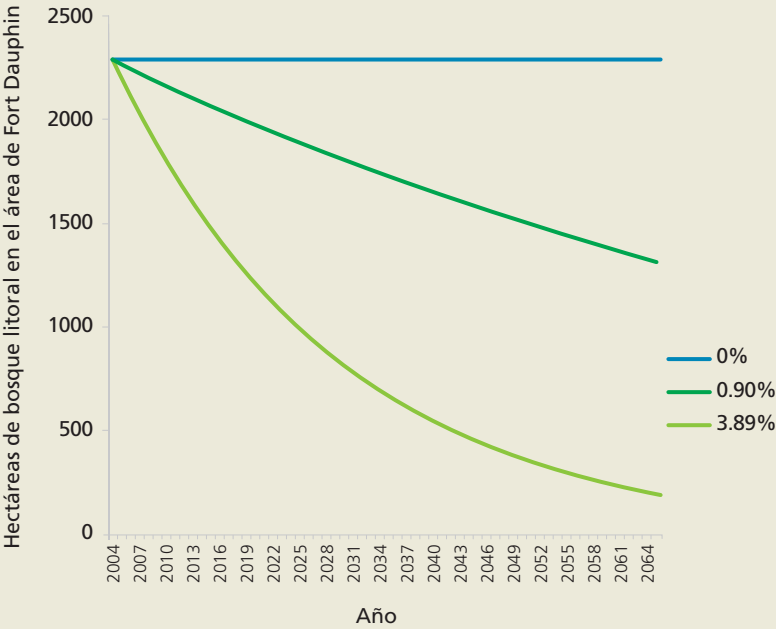


Figura 3. Los cambios previstos en la cubierta forestal de las tierras de la concesión minera de Río Tinto QMM desde 2004 hasta 2065, bajo tres diferentes escenarios de tasas de deforestación anual -0% (ninguna deforestación a partir de 2004), 0,9% (promedio nacional de Madagascar), y 3,89% (promedio regional de Fort Dauphin).

El escenario hipotético es un elemento crítico de los cálculos de pérdidas y ganancias del INP, por cuanto determina la magnitud de la pérdida por la que se considera responsable a Río Tinto QMM.

El escenario hipotético es un elemento crítico de los cálculos de pérdidas y ganancias del INP, por cuanto determina la magnitud de la pérdida por la que se considera responsable a Río Tinto QMM (**figura 4**). El punto “a” en la **figura 4** muestra que si no hubiera habido actividades mineras y si la deforestación hubiera continuado a la tasa regional de Fort Dauphin del 3,89%, para el año 2035 habría habido menos bosques remanentes que en las 624 ha que están actualmente protegidas en las zonas de esquivación.

³¹ Nótese que aunque la minería no se inició hasta 2009, Río Tinto QMM estaba operando en la región durante este período y sus actividades (como por ejemplo, la construcción de carreteras) pueden haber facilitado el acceso, con la consiguiente responsabilidad indirecta en términos de las elevadas tasas de pérdida de bosques.

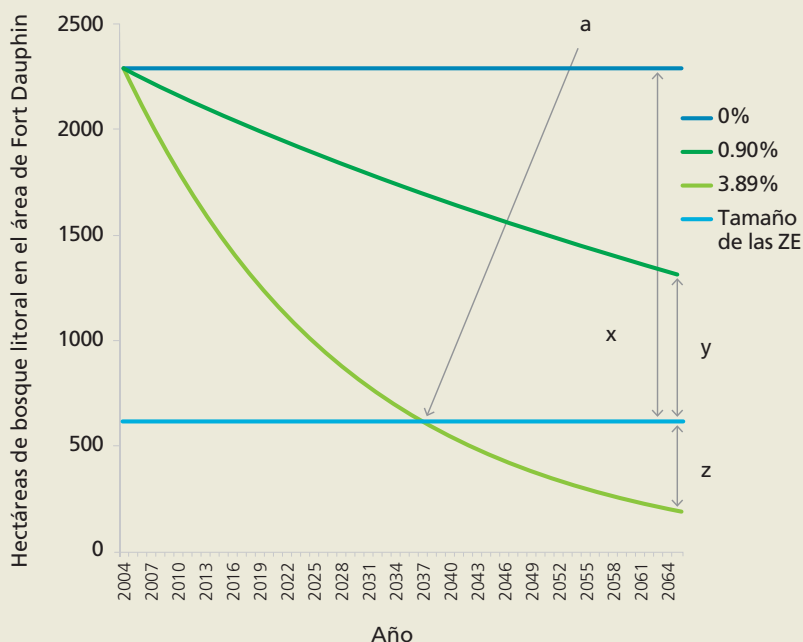


Figura 4. Los tres escenarios hipotéticos considerados. La distancia “x” indica que, suponiendo que no hubiera actividades de mitigación más allá de las zonas de esquivación (ZE), con base en el escenario 1 (0% de deforestación anual), Río Tinto QMM sería responsable de la pérdida de 1665 hectáreas de bosque para 2065, es decir, toda el área boscosa en el depósito de ilmenita (2289 ha), menos las 624 ha protegidas en la ZE. La distancia “y” muestra que, con base en el escenario 2 (0,9% de deforestación anual, la media nacional), Río Tinto QMM sería responsable de la pérdida de 695 hectáreas para 2065. La distancia “z” muestra que, con base en el escenario 3 (3,89% de deforestación anual, promedio regional de Fort Dauphin), Río Tinto QMM sería responsable de una ganancia neta de 421 hectáreas de bosque para 2065 con solo establecer las zonas de esquivación: las ZE protegen un área de 624 hectáreas de bosque, mientras que para 2065 solo quedarían 203 hectáreas si continuara la pérdida de bosques al 3,89% anual. El punto “a” muestra el punto en el que, bajo el escenario 3, el impacto neto se vuelve positivo con solo las ZE.

A nuestro juicio, de estos tres escenarios hipotéticos, el escenario 2 –la conservadora tasa nacional de deforestación del 0,9%– es la base más adecuada para medir los INP. La utilización de una tasa base de deforestación del 0% sería muy poco realista, dada la alta tasa de deforestación que ha ocurrido desde 1950 y que persiste en la región local. No se eligió la tasa regional de deforestación de 3,89% debido, por una parte, a su carácter precautorio, y por la otra, porque es problemático utilizar una tasa que puede haber sido provocada (al menos en parte) por la mina. Por ejemplo, es posible que las actividades de prospección realizadas por Río Tinto QMM desde la década de 1990, incluyendo la construcción de carreteras, haya facilitado indirectamente la pérdida y degradación de los bosques remanentes (véase por ejemplo, Ingram y Dawson, 2006; Virah-Sawmy y Ebeling, 2010). Con base en las

fotografías aéreas de 1950, 1974 y 1989 (antes de la llegada de Río Tinto QMM), la tasa anual de deforestación en la región de Fort Dauphin era de 1,1% por año (Vincelette *et al.*, 2007b). De ahí que la adopción del promedio nacional (0,9%) para 1990-2000 como punto de partida es conservador en comparación con esta tasa histórica.

Por otro lado, algunos interesados directos consideran que, dada la ocurrencia de muchas plantas y animales endémicos del sitio y En Peligro Crítico, es posible que los bosques remanentes hubieran sido designados como áreas protegidas en algún momento de la próxima década.³² Si un área protegida que cubriera la totalidad de Mandena, Petriky y Ste Luce fuera implementada en 2020 (y si dicha área protegida tuviera un 100% de éxito en detener la pérdida de bosques), la cubierta forestal se habría estabilizado en 1213 ha (**figura 4**), suponiendo una tasa de pérdida anual del 3,89%. En comparación con este escenario alternativo, Río Tinto QMM se consideraría responsable de la pérdida de 589 ha. En consecuencia, este escenario es algo menos conservador que el escenario 2 (bajo el cual Río Tinto QMM se considera responsable de la pérdida de 695 ha). Siguiendo la misma lógica, pero asumiendo una tasa de pérdida de 0,9%, Río Tinto QMM se consideraría responsable de la pérdida de 1356 ha. Esto es más conservador que el escenario 2, aunque se esperaba que Río Tinto QMM logre un INP en los bosques litorales bajo este escenario hipotético.³³

3.4 Cuantificar las pérdidas de hábitat para los períodos 2004–2015 y 2004–2065

Las pérdidas causadas por las actividades mineras de Río Tinto QMM fueron medidas y estimadas para el hábitat de bosques litorales, usando el parámetro de Hectáreas de calidad.

Las pérdidas causadas por las actividades mineras de Río Tinto QMM fueron medidas (pérdidas pasadas) y estimadas (pérdidas futuras) para el hábitat de bosques litorales, usando el parámetro de Hectáreas de calidad. Solo se cuantificaron los principales impactos de las operaciones mineras de Río Tinto QMM (por ejemplo, la pérdida de hábitat provocada directamente por la minería y las actividades conexas, como la construcción de carreteras y otras obras de infraestructura). Los impactos secundarios (por ejemplo, los posibles impactos negativos provocados por las especies exóticas invasoras introducidas en la región por el transporte minero, el aumento de la presión humana sobre los ecosistemas por la posible inmigración) son difíciles de medir y aquí no se ha tratado de cuantificarlos formalmente. En el caso particular de Río Tinto QMM, por ser tan pocos los bosques litorales en la región de Fort Dauphin, que casi todo está dentro del ámbito de influencia directa de Río Tinto QMM (por ejemplo, parte de las zonas de esquivación, las compensaciones de biodiversidad para el área de Ste Luce o la concesión minera en general). Por lo tanto, Río Tinto QMM tiene más influencia sobre lo que ocurre en los bosques litorales de toda la región de lo que sería típico de una operación minera en otra área. Río Tinto QMM cuenta con programas para monitorear y mitigar los impactos secundarios como los descritos anteriormente; las medidas de mitigación incluyen las otras medidas descritas en este informe, tales como la siembra de árboles de rápido crecimiento para satisfacer las necesidades de madera y leña de la comunidad y aliviar la presión sobre los bosques

³² Esta opinión fue expresada verbalmente por Porter P. Lowry en la reunión del Comité Consultivo sobre Biodiversidad de QMM en mayo de 2010.

³³ En el escenario 2 (0,9% de deforestación), el impacto neto para 2065 es +350 HC de bosques litorales. En un escenario alternativo de 0,9% de deforestación anual para el año 2020, seguido por la designación de áreas protegidas para los bosques de Mandena, Petriky y Ste Luce y sin más pérdida de bosques, se estimaría que el proyecto tendría un impacto neto positivo de cerca de 190 HC para 2065.

litorales. De hecho, el éxito de las zonas de esquivación de Río Tinto QMM y de las compensaciones depende de la capacidad de Río Tinto QMM (en colaboración con las comunidades locales, gobiernos y otras organizaciones pertinentes) para hacer frente a estos impactos secundarios; de lo contrario, sería muy difícil frenar o detener la deforestación.

Las pérdidas se estimaron mapeando la superficie forestal y evaluando el estado de los bosques en las tres concesiones mineras, y superponiendo estos mapas con la ruta prevista del dragado y cualquier otra infraestructura minera haciendo uso del SIG. Por cuanto en Madagascar no existía un índice sobre el estado de los bosques litorales, Río Tinto QMM desarrolló una escala de cinco categorías para clasificar el estado de los bosques, con base en una serie de variables relacionadas con la estructura del hábitat que se midieron sobre el terreno, sobre todo la cobertura del dosel (Vincelette *et al.*, 2007b). Las cinco categorías van desde “muy bueno” a “grave deterioro” (figura 5). En la siguiente sección se resume la metodología para evaluar el estado de los bosques (una descripción completa se puede encontrar en Vincelette *et al.*, 2007b y Rabenantoandro *et al.*, 2007).

Para el escenario 2 (ninguna actividad minera y una tasa nacional promedio de deforestación anual de 0,9%), y para el escenario 3 (ninguna actividad minera y la tasa promedio de deforestación anual de Fort Dauphin de 3,89%), las pérdidas fueron ajustadas para tener en cuenta la cantidad de bosques que permanecerían para el 2065 en virtud de estos escenarios hipotéticos. Para el escenario 1 (0% de deforestación anual), las pérdidas no fueron ajustadas.

3.4.1 Evaluación sobre el estado de los bosques

El método de evaluación sobre el estado de los bosques consiste en el mapeo de todos los bloques remanentes de bosque litoral (con base en la interpretación de las fotografías aéreas o imágenes de satélite más recientes) y el establecimiento de transectos para cubrir cada bloque de bosque con una cuadrícula de 50 x 50 m. Los puntos de muestreo se establecen en las intersecciones de la cuadrícula. Los siguientes datos se obtienen en cada posición de muestreo dentro de la cuadrícula: estado general del bosque, señales de corte (tocones), aberturas, zonas agrícolas, incendios, y observaciones de la estructura vertical del dosel forestal (superior, intermedio o inferior). Por último, el observador evalúa el porcentaje de cubierta de dosel en la posición de muestreo.

Desde Ste Luce hasta Mandena y Petriky, hay una disminución progresiva de la altura del dosel y el diámetro de los árboles a la altura de pecho (dbh); esta es una característica natural de estas zonas que guarda relación con las diferencias climáticas (por ejemplo, las precipitaciones en Petriky son marcadamente inferiores a las de Ste Luce; Rabenantoandro, *et al.* 2007). Por ejemplo, en las parcelas muestreadas por Rabenantoandro *et al.* (2007), la altura del dosel disminuyó de una media de 14,7 m en Ste Luce a 4,4 m en Petriky. En consecuencia, fue necesario ajustar el método para reflejar estas diferencias intrínsecas en estatura, por lo que la referencia (“calidad óptima del 100%”) fue diferente para cada uno de los tres sitios.

La evaluación sobre el estado de los bosques se realizó por primera vez en 1998; el método utilizado en esta evaluación fue verificado por el Jardín Botánico de Missouri, los Jardines Botánicos Reales de Kew y FOFIFA.

La evaluación sobre el estado de los bosques se realizó por primera vez en 1998; el método utilizado en esta evaluación fue verificado por el Jardín Botánico de Missouri (MBG), los Jardines Botánicos Reales de Kew (RBG Kew), y FOFIFA³⁴ (Lowry *et*

³⁴ El Centro Nacional de Investigación Aplicada al Desarrollo Rural, www.fofifa.mg.

al., 2001). La evaluación se actualizó y se mejoró con base en nuevos datos de campo e imágenes *Quickbird* obtenidas en 2005 y mediante la adición de información de otros estudios sobre el grado de deterioro de un bloque determinado, criterios dendrométricos, y la composición florística (Henderson, 1999; Ingram y Dawson, 2005, 2006; Ingram *et al.*, 2005a, 2005b).

El análisis presentado en este informe se basa en la actualización de 2005 de la evaluación sobre el estado del hábitat. La **figura 5** muestra los resultados de la evaluación sobre los bosques de 2005.³⁵

3.5 Cuantificar las ganancias en el hábitat para los períodos 2004–2015 y 2004–2065

Se puede generar ganancias de biodiversidad medibles aumentando la calidad o la cantidad (o ambas) de un determinado valor de la biodiversidad, como por ejemplo, un tipo de hábitat. El factor clave en cada caso es la *adicionalidad* – debe haber un aumento medible en cuanto a la calidad o la cantidad *que puede atribuirse razonablemente a las medidas adoptadas por Río Tinto QMM*.

En el presente análisis se consideran tres tipos de ganancias de biodiversidad – **ganancias por calidad y deforestación evitada** en las zonas de esquivación, restauración de la tierra después de la explotación minera, y **deforestación evitada** en los sitios para compensaciones de biodiversidad.

3.5.1 Restauración

En Río Tinto QMM, la restauración supone el reemplazo de hábitats naturales de sustitución tras finalizar el proceso minero. En un sentido estricto, la restauración de la tierra después de la actividad minera no representa una verdadera ganancia en términos de valor de la biodiversidad, sino que reduce la pérdida de biodiversidad en comparación con un escenario en el que no tuviera lugar la restauración posterior a la explotación minera, o si se regresara a actividades de monocultivo después de las actividades mineras. Sin embargo, en aras de simplificar el cálculo de las pérdidas y ganancias, tratamos la restauración tras la explotación minera como una ganancia de biodiversidad.

Las ganancias por restauración se calcularon en términos de Hectáreas de calidad (área × calidad), suponiendo que para 2065 el hábitat habría sido restaurado a un 35% de calidad óptima en Mandena, 25% de calidad óptima en Ste Luce y 20% de calidad óptima en Petriky.³⁶ Esto se calculó en función de las medidas de calidad de los bosques litorales desarrolladas por Vincelette *et al.* (2007b). Las predicciones sobre la calidad futura del bosque se hicieron en consulta con expertos botánicos del RBG de Kew y el Jardín Botánico de Missouri, junto con los botánicos de Río Tinto QMM. Las

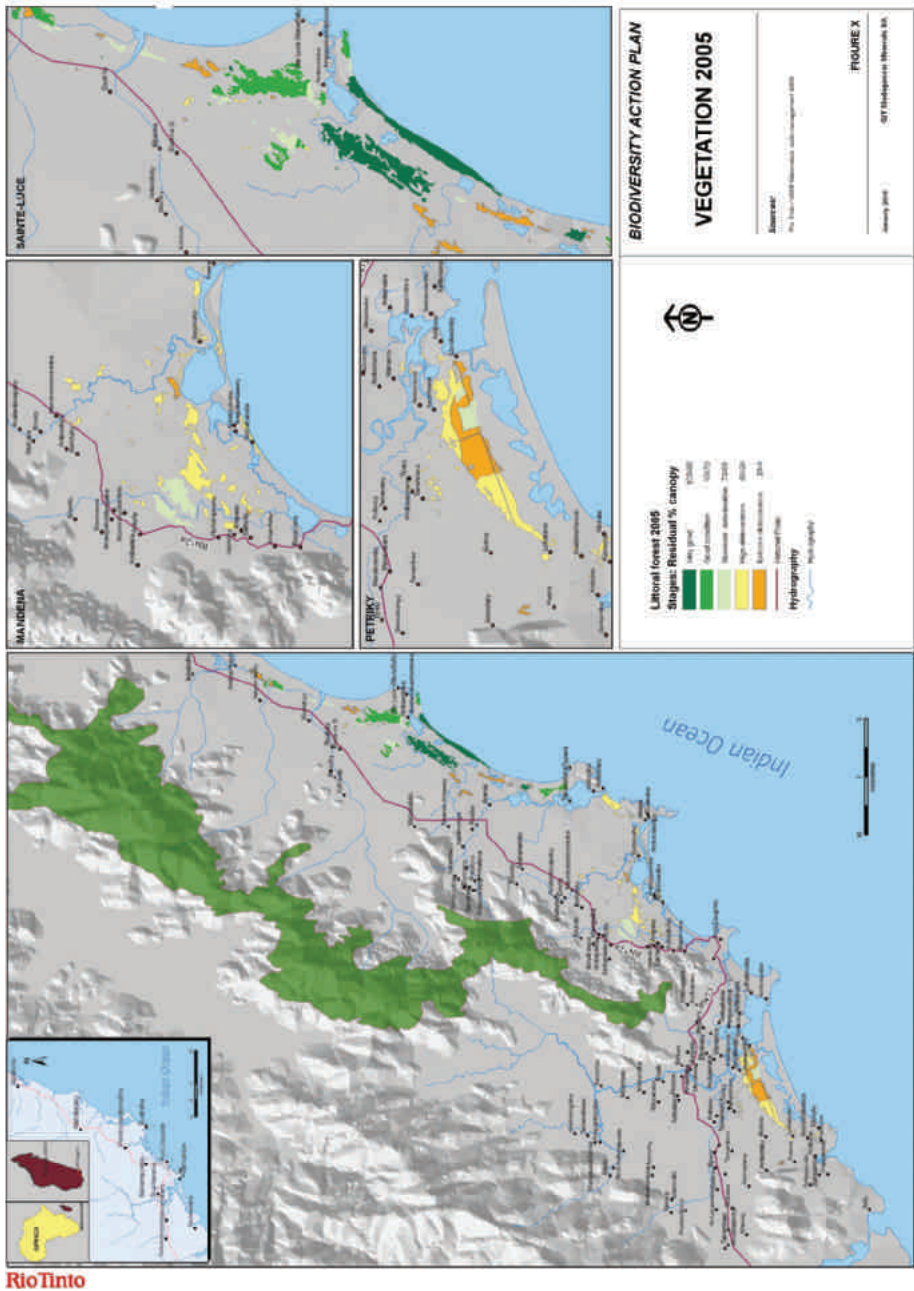
³⁵ Nótese que, en un borrador anterior de este análisis, se incluyó por error un mapa de la cubierta y situación forestal en 1998. Sin embargo, los análisis presentados en este informe (y en versiones anteriores del informe) se basan en los datos de evaluación sobre el estado de los bosques de 2005.

³⁶ Estos supuestos acerca de la calidad del bosque en 2065 se basaron en conversaciones con M. Vincelette, J. Rabenantoandro y F. Randriatafika (quienes han estado realizando pruebas sobre la restauración de los bosques litorales por más de 10 años), en los resultados exitosos con pruebas de campo, y en la consulta con los expertos en botánica del Comité Consultivo sobre Biodiversidad (Porter P. Lowry y Paul Smith). Se pretende extremar las medidas de precaución, por cuanto la restauración de bosques litorales no se había intentado anteriormente.

estimaciones tuvieron en cuenta las pruebas de campo sobre restauración llevadas a cabo desde 1999 (Vincelette *et al.*, 2007d).

Estas estimaciones sobre calidad son conservadoras, habida cuenta de algunas incertidumbres en torno a la restauración de los bosques litorales de Madagascar. Se basan en el supuesto de que la restauración en Mandena comenzará alrededor de 2020, en Petriky cerca de 2030 y en Ste Luce alrededor de 2035 (esto es posible porque Rio Tinto QMM es una explotación minera por dragado; la restauración puede comenzar en las zonas en las que haya concluido la actividad minera mientras la extracción continúa en otros sectores del sitio). También se basan en el supuesto de que la restauración en Petriky será más difícil y las ganancias por calidad se acumularán más lentamente (este es el consejo de expertos botánicos; Petriky es significativamente más árido, los árboles se establecen con mayor dificultad y su crecimiento es más lento).

Figura 5. Extensión y situación de los bosques litorales en Rio Tinto QMM en 2005.³⁷



³⁷ Nótese que, en un borrador anterior de este análisis, se incluyó por error un mapa que mostraba la cubierta y la situación forestal en 1998. Sin embargo, los análisis presentados en este informe (y en versiones anteriores) se basan en los datos de la evaluación sobre el estado de los bosques de 2005, que según Vincelette *et al.* (2007) toman en cuenta el trabajo de Henderson (1999), Ingram y Dawson (2005, 2006), e Ingram *et al.* (2005a, 2005b).

3.5.2 Ganancias por calidad en las zonas de esquivación

Las zonas de esquivación reducen la cantidad de hábitat perdido mediante la protección de áreas boscosas en la parte superior del depósito, que de otra forma habrían sido taladas para la minería.

Las zonas de esquivación reducen la cantidad de hábitat perdido mediante la protección de áreas boscosas en la parte superior del depósito, que de otra forma habrían sido taladas para la minería. Sin embargo, si Río Tinto QMM emprende actividades de conservación para mejorar la calidad de los bosques litorales en las ZE, esto puede contabilizarse como una ganancia de biodiversidad.

Si bien las zonas de esquivación fueron situadas para proteger el hábitat de mejor calidad remanente en Mandena, Petriky y Ste Luce, su calidad varía considerablemente de una ZE a otra y a menudo dista mucho de ser prístino. En 2004, la puntuación media en términos de calidad fue de 0,57 para los fragmentos de bosque en la ZE de Mandena, 0,39 para la ZE de Petriky, y 0,80 para la ZE de Ste Luce (figura 5). En consecuencia, hay un margen importante para mejorar la calidad, generando ganancias en HC. Esto se logrará a través de la gestión adecuada del hábitat y aliviando la presión de las poblaciones humanas locales, promoviendo, entre otras cosas, la plantación³⁸ de árboles no nativos³⁹ de rápido crecimiento fuera de las zonas de esquivación para la producción de carbón y la provisión de medios de subsistencia alternativos. Se prevé que los índices de calidad aumentarán un 0,1 cada 15 años en las ZE de Mandena y Ste Luce y 0,05 cada 15 años en Petriky.^{40,41}

3.5.3 Ganancias por deforestación evitada (protección a largo plazo de las zonas de esquivación y compensaciones de biodiversidad)

La deforestación evitada (también conocida como “pérdida evitada”) genera ganancias de biodiversidad tanto en los sitios para compensaciones de biodiversidad de Río Tinto QMM (Mahabo, Bemangidy y bosques de Ste Luce) y en las zonas de esquivación (ZE de Mandena, Ste Luce y Petriky). Mahabo, Ste Luce, Mandena y Petriky contienen bosques litorales.

³⁸ Estas plantaciones estarán ubicadas principalmente en las áreas que han sido taladas para la explotación minera, después de que haya pasado la draga (la minería por dragado se desplaza constantemente a través del paisaje, por lo que dichas áreas estarán disponibles en una fase temprana del proyecto). Decimos “principalmente” y no “totalmente” porque ya se han establecido algunas plantaciones en respuesta a la necesidad apremiante de madera que tienen las comunidades locales; estas plantaciones fueron determinadas teniendo en cuenta tanto el valor de conservación del paisaje existente como las necesidades humanas. Ya no hay ni habrá tala adicional de bosques litorales para ubicar dichas plantaciones.

³⁹ En las pruebas de rehabilitación se incluyó especies de árboles nativos y no nativos (incluyendo especies forestales del litoral, especies de otras partes de Madagascar, y especies exóticas que ya se encontraban en la región de Fort Dauphin) (Rarivison y Mara, 2007; Vincelette *et al.*, 2007), pero al final se tomó la decisión de utilizar especies no nativas.

⁴⁰ Las tasas de mejoría en el índice de calidad se calcularon con base en las conversaciones con M. Vincelette, J. Rabenantoandro y F. Randriatafika, y en el avance logrado hasta entonces en las pruebas de restauración. Las pruebas de restauración se iniciaron formalmente en 1999 (observaciones de campo y experimentos menos formales relacionados con la restauración de los bosques litorales se estaban llevando a cabo desde 1992), y los detalles se pueden encontrar en Vincelette *et al.* (2007d). Estas estimaciones se discutieron y acordaron con el Comité Consultivo sobre Biodiversidad (en particular, Paul Smith [RBG Kew] y P. Porter Lowry [MBG]) en un taller en Fort Dauphin, Madagascar, en mayo de 2010.

⁴¹ En comentarios sobre una versión anterior de este análisis, Paul Smith (RBG Kew) señaló que “Esto es bastante conservador. Pero es preferible que cualquier error se produzca por exceso de precaución”.

Mediante la implementación de medidas efectivas de conservación en los sitios para compensaciones y la provisión de medios de subsistencia alternativos para las comunidades locales, es posible reducir esta elevada tasa de deforestación.

Es importante no confundir la “deforestación evitada” con la “esquivación”. Las zonas de esquivación (ZE) son, como su nombre lo indica, una medida de esquivación –representan un área significativa del depósito (cerca del 8% del total de ilmenita y el 27% de los bosques remanentes en el depósito) sacrificada con el fin de proteger el hábitat y, en particular, para salvar ciertas especies endémicas en peligro de extinción. Sin embargo, si Río Tinto QMM no hubiera tomado medidas efectivas para proteger las ZE, el bosque en su interior habría continuado disminuyendo con la misma rapidez que antes por la presión de los asentamientos humanos locales, sobre todo para la producción de carbón. En consecuencia, con el tiempo, esta deforestación evitada se convierte efectivamente en una ganancia adicional medible (en los dos escenarios donde se utiliza una tasa anual cambiante de deforestación de 0,9% o 3,89%; en el escenario de 0% de deforestación en las concesiones mineras no se perciben ganancias de la pérdida evitada en las ZE).

La tasa de deforestación en el área del proyecto y sus alrededores es elevada. Mediante la implementación de medidas efectivas de conservación en los sitios para compensaciones y la provisión de medios de subsistencia alternativos para las comunidades locales, es posible reducir esta elevada tasa de deforestación y, por lo tanto, el área de bosque remanente después de un año (o 50 años) es mayor de lo que habría sido si los sitios para compensaciones no hubieran sido sometidos a intervenciones conservacionistas.

Las ganancias resultantes de la deforestación evitada se calcularon suponiendo que la tasa de deforestación normal se reduciría en un 50% a través de las actividades de conservación de Río Tinto QMM en el período 2004-2065. Por ejemplo, en el caso de un bosque de 1000 hectáreas que había estado disminuyendo a un ritmo del 2% anual antes de 2004, se podría suponer una pérdida evitada de 10 ha en el primer año ($1000 \text{ ha} \times (0,02/2)$).

Las ganancias se calcularon de manera similar al interés compuesto en una cuenta bancaria:

Las ganancias (G) de la pérdida evitada se calcularon como:

$$G = [x \times (1-0.5y)^z] - [x \times (1-y)^z]$$

Donde G = ganancias; x = HC en el sitio; y = tasa de deforestación normal y z = años de intervención.

Por ejemplo, de 2004 a 2015 (11 años de intervención), las ganancias serían:

$$G = [x \times (1-0.5y)^{11}] - [x \times (1-y)^{11}]$$

Sin embargo, si en un sitio las intervenciones se iniciaron recién en 2011, entonces entre 2004 y 2015 habrían transcurrido ocho años “sin cambios” y tres años de actividades de conservación, por lo que las ganancias serían:

$$G = [x \times (1-y)^8 \times (1-0.5y)^3] - [x \times (1-y)^{11}]$$

Para las zonas de esquivación, que están bajo la gestión directa de Río Tinto QMM y sujetas al manejo intensivo, se estimó que la tasa de deforestación se reduciría en un 100% – es decir, no se perdería más área. Para las compensaciones en los bosques de Ste

Luce, que se encuentran bajo la influencia directa de Río Tinto QMM (a diferencia de los otros sitios para compensaciones), se estimó que la deforestación podría reducirse en un 75%.

3.5.4 Créditos

Algunos de los sitios para compensaciones de biodiversidad de Río Tinto QMM son cofinanciados por otras organizaciones. Para asegurar que el crédito se asigne correctamente, se utilizó la siguiente regla en estos análisis para calcular las ganancias de biodiversidad atribuibles a Río Tinto QMM:

Si Río Tinto QMM dirige un proyecto en particular y lo inicia y lo mantiene, puede atribuirse el 100% del crédito por las ganancias resultantes. Empero, si Río Tinto QMM se une a una organización y cofinancia un proyecto existente, las ganancias son atribuibles de forma proporcional a la inversión.

Esta regla atribuye la ganancia en proporción a la inversión, a la vez que ofrece un incentivo para dar el primer paso. Siguiendo esta regla, Río Tinto QMM puede reclamar el 100% de las ganancias en todos los sitios para compensaciones, excepto del Jardín Botánico de Missouri previo a la intervención de Río Tinto QMM. En el caso de Mahabo, los costos anuales de gestión rondan los USD65.000 y Río Tinto QMM aporta el 63% de dicho monto –por lo que el 63% de las ganancias anuales de biodiversidad en el sitio se pueden atribuir a Río Tinto QMM (suponiendo que la misma proporción de inversión se mantenga en el futuro).

3.6 Cálculo de las pérdidas y ganancias de especies para los períodos 2004–2015 y 2004–2065

Para las especies incluidas en el análisis las pérdidas y ganancias se calculan en Unidades de distribución global.

Para las especies incluidas en el análisis (especies de alta prioridad según la definición del Plan de Acción para la Biodiversidad), las pérdidas y ganancias se calculan en Unidades de distribución global (UD). Para la mayoría de las especies, las pérdidas y ganancias se calcularon inicialmente en hectáreas. Cada especie de alta prioridad fue codificada según su presencia en los siguientes sitios: Mandena, Petriky, depósito de Ste Luce, zona de esquivación de Ste Luce, compensaciones de especies en Ste Luce (Ste Luce se subdividió por ser un sitio más grande y algunas especies están presentes, por ejemplo, en los sitios para compensaciones de especies en Ste Luce, pero no en los otros dos subsitios), Mahabo y Bemangidy. El área de distribución en las concesiones mineras, y las pérdidas concomitantes, se calcularon asumiendo que una especie se encontraba en toda la zona boscosa en cualquiera de los sitios en los que estaba presente. Se realizaron estimaciones de las pérdidas previstas basadas en un mapeo detallado y un estimado de las poblaciones de cuatro especies de plantas endémicas en Petriky, conocidas por su distribución desigual o restringida, por lo que este supuesto no sería válido.⁴² Para la lagartija *Phelsuma antanosy*, En Peligro Crítico, también se estimó la pérdida prevista.

Para convertir las pérdidas y ganancias en hectáreas a Unidades de distribución global, se estimó el Área de ocupación global (AOO) para todas las especies. Se utilizaron diferentes métodos para estimar el AOO global dependiendo del grupo

⁴² *Eligmocarpus cynometroides*, *Eulophia filifolia*, *Myrtus madagascariensis*, y *Peponium poissonii*. Nótese que *E. filifolia* podría haberse encontrado recientemente en Mahabo (C. Birkinshaw, comunicación personal, 2010), pero en el presente análisis se mantiene preventivamente como una especie endémica local.

taxonómico y la información disponible. Para las plantas endémicas locales, el área de distribución global se calculó en función del área total de los sitios conocidos para la mayoría de las especies⁴³ y estimaciones a medida para ciertas especies de Petriky. Para la mayoría de las aves, mamíferos y anfibios, la Extensión de la presencia (EOO) se midió en función del área de los polígonos de los mapas de distribución SIG de la Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas (UICN, 2009), y AOO se infirió como el 10% de EOO (esta es una aproximación muy general que no se aplicará en todos los casos; la relación del 10% entre AOO y EOO está implícita en los umbrales establecidos para el Criterio B de la Lista Roja de la UICN). Para algunas aves, mamíferos y anfibios, se da una estimación más detallada de AOO en la Lista Roja de la UICN (2009), cuya información se utilizó en la medida de lo posible. Para los reptiles, las estimaciones se basaron en mapas preliminares facilitados por R. Jenkins y elaborados para el taller organizado por la UICN para la Evaluación Global de Reptiles, que se celebró en Madagascar en enero de 2011. Para un número muy pequeño de especies de alta prioridad no fue posible medir las pérdidas y ganancias en UD en razón de la imposibilidad de cuantificar la distribución global o el tamaño de la población a partir de los datos existentes. Para estas especies, las pérdidas y ganancias se midieron solo en hectáreas.

⁴³ Este es sin duda un uso muy genérico del “área de ocupación”, que tiene una definición muy específica en las directrices de la Lista Roja de la UICN, y un término diferente podría ser más apropiado. Lo que se pretende es ofrecer una aproximación, aunque general, del tamaño del área de distribución en la que está presente una especie; es sabido que las medidas generales como la extensión de la presencia suelen sobreestimar (algunas veces en demasía) el área ocupada por dicha especie (Jetz, Sekercioglu y Watson, 2008; Rodrigues, 2011).

4 RESULTADOS

4.1 ¿Está Río Tinto QMM en vías de lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad para el período 2004–2065?

4.1.1 Resumen

Las pérdidas y ganancias se calcularon de dos maneras: utilizando Hectáreas de calidad y Unidades de distribución global como un parámetro.

Las pérdidas y ganancias se calcularon de dos maneras: utilizando Hectáreas de calidad como un parámetro (para los bosques, los bosques litorales y los subtipos de bosque litoral); y utilizando Unidades de distribución global como un parámetro (para las especies de alta prioridad, es decir, especies muy amenazadas y de rango restringido).

En el análisis cuantitativo se incluyeron tres sitios para compensaciones de especies –los bosques de Ste Luce, Mahabo y Bemangidy. Dos de estos sitios (bosques de Ste Luce y Mahabo) ya cuentan con programas de conservación, el tercero (Bemangidy) tiene un proyecto de plan de gestión y está a la espera de recibir de Río Tinto QMM y el Comité Consultivo sobre Biodiversidad su confirmación como sitio para compensaciones.

Otros dos nuevos sitios (Ambatotsirongorongo y el proyecto de pagos directos TKG I) han tenido proyectos de conservación activos, pero actualmente están bajo revisión para determinar si se deben mantener como sitios para compensaciones de especies en el futuro. En el caso de Ambatotsirongorongo, el trabajo en el sitio continuará en el futuro⁴⁴, aunque esto podría clasificarse formalmente como una acción de conservación adicional en lugar de una compensación dentro de la jerarquía de mitigación de Río Tinto (en este caso debido al alto riesgo de que incluso proyectos de conservación adecuadamente gestionados pueden no producir ganancias mensurables de biodiversidad a causa de la fuerte presión a la que se encuentra sometida el sitio –Ambatotsirongorongo es muy pequeño y está fragmentado y degradado como consecuencia de las amenazas ya existentes). Por consiguiente, estos dos sitios no han sido incluidos como sitios de compensación en el análisis cuantitativo aquí presentado. En la discusión figuran más detalles sobre cada uno de ellos.

Así pues, las pérdidas y ganancias se calcularon con base en los siguientes supuestos:

- Río Tinto QMM mantendrá tres sitios para compensaciones de biodiversidad: Mahabo, Bemangidy y los bosques de Ste Luce.
- 225 ha de restauración serán acometidas en Mandena, Petriky y Ste Luce (775 ha en total).
- Las zonas de esquivación en Mandena, Petriky y Ste Luce se mantendrán y se reforzarán.⁴⁵

⁴⁴ Río Tinto QMM colabora actualmente con dos proyectos en Ambatotsirongorongo: un proyecto de gestión de los recursos naturales con el PNUD y la ONG local FAFAFI; y un plan de gestión para el geco *Phelsuma antanosy* (En Peligro Crítico) con Fauna & Flora International y la ONG nacional Voakajy.

⁴⁵ “Reforzadas” significa en términos de calidad y no de un aumento del área. Esto puede entrañar, por ejemplo, la plantación de especies vegetales de alta prioridad, cuando así lo recomienden los expertos en botánica.

Se emprendió, asimismo, una serie de análisis basados en un posible fracaso para examinar el impacto en el INP del fracaso parcial o total en términos de restauración o compensaciones (eliminando, por ejemplo, el componente de compensaciones o reduciendo significativamente la magnitud de las ganancias proyectadas, y determinando si siempre sería posible lograr el INP basándose únicamente en las ganancias por restauración y por zonas de esquivación). Aunque Río Tinto QMM no prevé fracasos en la restauración o las zonas de esquivación o los sitios para compensaciones, es importante tener en cuenta dicha posibilidad en las previsiones a efectos de contar con un margen para asegurar el INP, incluso en el caso de un fracaso parcial.

Con base en el portafolio de compensaciones, restauración y zonas de esquivación anteriormente descritas, para el período 2004 a 2065 (siendo esta última la fecha establecida para el cierre de la mina), Río Tinto QMM prevé un impacto neto positivo sobre los bosques en general y los bosques litorales en particular.

Las pérdidas de los bosques litorales provocadas por los impactos directos de la minería se prevén en -428 HC. Las ganancias totales de los bosques litorales se prevén en +778 HC. Por lo tanto, el impacto neto es positivo (+350 HC), y la relación de ganancia a pérdida (o de compensaciones a impacto) es de aproximadamente 2:1. Considerando todos los tipos de bosque, la pérdida se mantiene constante en -428 HC; la ganancia en todos los tipos de bosque (incluyendo el bosque húmedo de Bemangidy) es de +1679 HC. En este caso, la relación de ganancia a pérdida (o de compensaciones a impacto) es de aproximadamente 4:1. Esta información es particularmente relevante por la discusión en torno a los multiplicadores que está dándose en el seno de la comunidad de las compensaciones de biodiversidad (Grupo de Trabajo sobre los multiplicadores, BBOP, 2008).

En términos de Unidades de distribución global, no se prevé un impacto neto positivo sobre las plantas de alta prioridad (54/54 especies) ni sobre la mayoría de los animales de alta prioridad (29/36) en el mismo período de tiempo.

Por consiguiente, para lograr un impacto neto positivo para 2065, se requiere investigaciones y medidas urgentes para mitigar los impactos residuales de las siete especies de animales remanentes, junto con esfuerzos para garantizar la aplicación continua de las actuales medidas de mitigación para el resto de las especies y hábitats de la región.

Cuadro 1. Impacto neto de Rio Tinto QMM previsto para el período 2004-2065, basado en el escenario 2 (tasa anual de deforestación del 0,9%, equivalente a la media de Madagascar).

		2004-2065
Hectáreas de calidad	1. Todos los bosques	+1,251
	2. Bosques litorales	+350
	3. Bosques litorales de Fort Dauphin (incluyendo Mandena, Petriky, Ste Luce; excluyendo Mahabo)	+216
Unidades de distribución global	1. Todas las especies de alta prioridad	83/90 positivo
	2. Solo plantas prioritarias	54/54 positivo
	3. Solo animales prioritarios	29/36 positivo

4.1.2 Impactos sobre los hábitats – Hectáreas de calidad

4.1.2.1 Resultados para 2004–2065

Los resultados de este INP previsto muestran que, en términos de Hectáreas de calidad, se prevé que Rio Tinto QMM tendrá un impacto neto positivo en el período 2004-2065, basado en la conservadora tasa nacional promedio de deforestación de 0,9% por año. Se prevé un impacto neto positivo para los bosques litorales (Mandena, Petriky, Ste Luce y Mahabo; **cuadro 2, figura 6**), y para todos los tipos de bosque juntos (es decir, incluyendo los bosques húmedos de Bemangidy) (**cuadro 2, apéndice 3**).

El impacto neto en los bosques litorales se calcula en +350 HC en 2065 (**cuadro 2**), lo que representa un incremento del 13% en comparación con 2004, cuando había 2747 HC de bosques litorales en Fort Dauphin (Mandena, Petriky y Ste Luce) y Mahabo, colectivamente.

Un resultado similar se observa si el análisis se basa simplemente en hectáreas de bosques litorales en vez de Hectáreas de calidad —en este caso, para el 2065, el impacto neto es un aumento de 205 ha (un incremento del 5% en comparación con la cubierta forestal de 2004, que era de 4352 hectáreas en Fort Dauphin y Mahabo).

Como se puede observar en la **figura 6**, una magnitud similar de ganancias en HC es generada por la restauración (colectivamente), pérdida evitada en zonas de esquivación (colectivamente), ganancias por calidad en las zonas de esquivación (colectivamente) y pérdida evitada en los sitios para compensaciones de Ste Luce y Mahabo. Las ganancias en Bemangidy se estiman en una magnitud mucho mayor; empero, siendo este un bosque húmedo, las compensaciones de especies no son comparables con respecto a los bosques litorales (aunque hay una superposición significativa de especies, cerca de un 50% para plantas: Rabenantoandro *et al.*, 2007).

Partiendo de los resultados por sitio presentados en el **cuadro 2**, es posible calcular la posición neta de cualquiera de los sitios o una combinación de ellos. Para Petriky (que es diferente a Mandena y Ste Luce, véase la sección 3.3.1.2), se prevé, por ejemplo, una posición neta de -9 HC en 2065. En cuanto a Mandena, Ste Luce y Petriky juntos, pero excluyendo Mahabo (que puede ser relevante desde una perspectiva de conservación por cuanto Dumetz, 1999, clasificó estos tres bosques

como un tipo único de bosques litorales asentados en sustrato arenoso), la posición neta en 2065 se prevé en +216 HC.

Cuadro 2. Pérdidas y ganancias en HC previstas para 2004-2065 para cada categoría de pérdida y ganancia y por tipo de bosque, con base en el escenario hipotético 2 para la región de Fort Dauphin (tasa anual de deforestación de 0,9%, equivalente a la media de Madagascar).

Tipo de pérdida/ ganancia	Sitio	HC de bosque perdidas/ ganadas	Hectáreas de bosque perdidas/ ganadas
PÉRDIDAS	Mina en Mandena	-23	-208
PÉRDIDAS	Mina en Petriky	-98	-425
PÉRDIDAS	Mina en Ste Luce	-307	-417
GANANCIAS POR RESTAURACIÓN	Restauración en Mandena	79	225
GANANCIAS POR RESTAURACIÓN	Restauración en Petriky	45	225
GANANCIAS POR RESTAURACIÓN	Restauración en Ste Luce	56	225
PÉRDIDA EVITADA EN LAS ZE	Esquivación en Mandena	56	97
PÉRDIDA EVITADA EN LAS ZE	Esquivación en Petriky	20	51
PÉRDIDA EVITADA EN LAS ZE	Esquivación en Ste Luce	92	116
AUMENTO DE LA CALIDAD EN LAS ZE	Esquivación en Mandena	92	0
AUMENTO DE LA CALIDAD EN LAS ZE	Esquivación en Petriky	24	0
AUMENTO DE LA CALIDAD EN LAS ZE	Esquivación en Ste Luce	56	0
PÉRDIDA EVITADA POR COMPENSACIONES	Compensaciones en Ste Luce	124	147
PÉRDIDA EVITADA POR COMPENSACIONES	Mahabo (bosques litorales)	134	168
PÉRDIDA EVITADA POR COMPENSACIONES	Bemangidy (bosque húmedo)	901	1001
Total todos los tipos de bosque		1251	1206
Total bosques litorales de Fort Dauphin		216	37
Total hábitat tipo bosque litoral (Mandena, Petriky, Ste Luce y Mahabo)		350	205

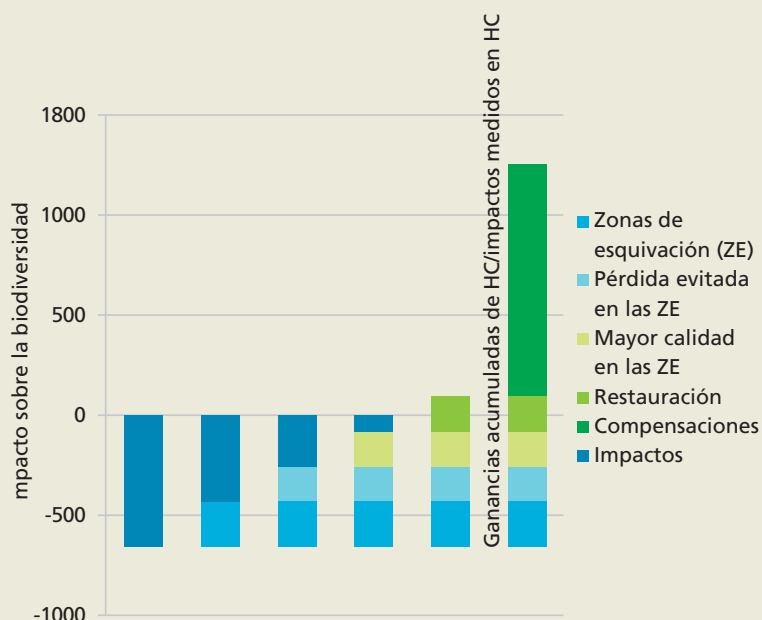


Figura 6 Pérdidas y ganancias de Hectáreas de calidad de bosque para el período 2004–2065. Nótese que “compensaciones” incluye tanto las de los bosques litorales de Ste Luce y Mahabo (+259 HC) como las del bosque húmedo de Bemangidy (+901 HC).

4.1.2.2 Escenarios alternativos

Un supuesto que marca una diferencia significativa en el resultado del análisis sobre el INP es la tasa de deforestación utilizada para la región de Fort Dauphin.

Tal como se explica en la discusión sobre los métodos, un supuesto que marca una diferencia significativa en el resultado del análisis sobre el INP es la tasa de deforestación utilizada para la región de Fort Dauphin. El promedio nacional de Madagascar alrededor de 1990-2000 (deforestación anual de 0,9%) fue seleccionado como la línea de referencia más cauta y adecuada contra la cual estimar y medir el desempeño de Río Tinto QMM con respecto al objetivo del INP.

Sin embargo, para comprender a cabalidad las implicaciones de la selección de esta línea de referencia, se analizaron líneas de referencia alternativas para efectos de comparación. Las HC de los bosques litorales se calcularon a partir de tres escenarios distintos: 0%, 0,9% (promedio nacional) y 3,89% (promedio regional de Fort Dauphin para 1995-2005). En cada caso se utilizó el mismo método (véase, por ejemplo, el [apéndice 3](#); para recalculer el INP para los diferentes escenarios, se cambió la tasa de deforestación normal para Mandena, Petriky y Ste Luce; todas las demás variables se mantuvieron inalteradas). Por otra parte, se calculó un escenario de 0,1% para aclarar la relación entre el INP y la tasa de deforestación, que no es lineal ([figura 7](#)).

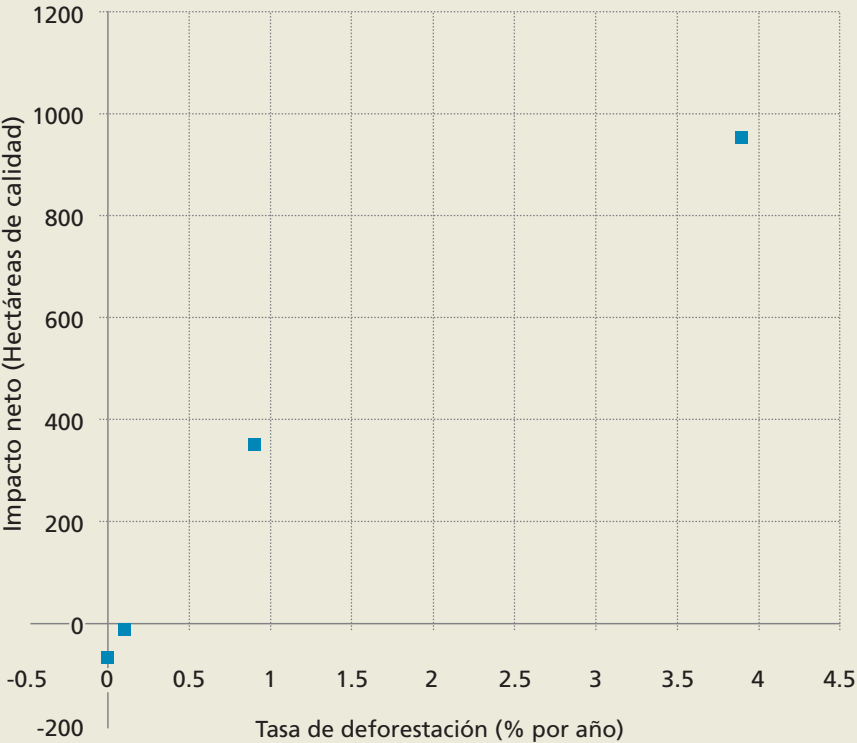


Figura 7. Previsión del INP (impacto neto para 2004–2065) basado en diferentes tasas anuales de deforestación (0%, 0,1%, 0,9%, 3,89%) para la región de Fort Dauphin.

Como se observa en la **figura 7**, el impacto neto de 2004 a 2065 es negativo (-68 HC) si la tasa de deforestación para la región de Fort Dauphin es igual a cero. Esto representa una reducción del 2% en las HC de los bosques litorales en comparación con los niveles de 2004. Sin embargo, tan pronto se supone la probabilidad de que incluso un pequeño grado de pérdida de bosques haya podido ocurrir en ausencia de Río Tinto QMM entre 2004 y 2065 (entre 0,1% y 0,2%; el punto que se muestra justo debajo del eje “x” en la **figura 7** se basa en una tasa de 0,1%), el impacto neto se vuelve positivo. A la tasa regional para 1995-2005 (3,89%), el proyecto de Río Tinto QMM tendría un importante impacto positivo (952 HC, lo que representa un aumento del 35% con respecto a las HC de los bosques litorales de 2004.

4.1.2.3 Riesgo de fracaso de las compensaciones o la restauración

Se acometió una serie de análisis basados en un posible fracaso para examinar el impacto que sobre el INP tendría en 2065 el fracaso total o parcial en cuanto a lograr ganancias medibles en el ámbito de las compensaciones o la restauración. Esto podría suceder, por ejemplo, si factores externos ajenos a Río Tinto QMM dieran lugar a que las tasas de deforestación en las compensaciones fuera del sitio se mantuvieran tan elevadas como antes de 2004 (por ejemplo, importantes problemas políticos o socioeconómicos causantes de la ineficacia de los esfuerzos de conservación de Río

Tinto QMM y sus socios en términos de reducción de la deforestación). En el caso de la restauración, ninguna otra organización ha intentado restaurar los bosques litorales y, a pesar de que Río Tinto QMM ha invertido sumas cuantiosas en pruebas de investigación y restauración en los últimos 10 años, valga decir con buenos resultados, existe el riesgo de que la restauración no produzca ni siquiera las ganancias conservadoramente previstas en el presente análisis. Todos los análisis basados en un posible fracaso se sustentaron en un punto de referencia cambiante basado en un criterio cautelar (tasa anual de deforestación del 0,9%, el promedio de Madagascar).

Si la restauración fracasa por completo, el impacto neto en 2065 se prevé en 170 HC de bosque litoral (un aumento del 6% en comparación con 2004). Si fracasan ambas compensaciones fuera del sitio (Mahabo y Bemangidy), el impacto neto en 2065 se estima en +216 HC de bosque litoral (un aumento del 8% en comparación con 2004).

Sin embargo, si tanto la restauración como las compensaciones de biodiversidad fracasan por completo (y solo las zonas de esquivación son exitosas), el proyecto tendría un impacto neto negativo de -88 HC (3% de pérdida).

4.1.3 Impactos sobre las especies – Unidades de distribución global

4.1.3.1 Resultados para 2004–2065

Las pérdidas y ganancias de biodiversidad se calculan también en términos de Unidades de distribución global (UD) para las especies de alta prioridad. Esta es esencialmente una extensión del método de Hectáreas de calidad, que calcula las pérdidas y ganancias en términos del porcentaje de rango/tamaño de la población global. Todos los análisis sobre especies de alta prioridad se basaron en la línea de referencia del escenario 2 (tasa anual de deforestación del 0,9%, el promedio de Madagascar).

De las 90 especies terrestres de alta prioridad se prevé que 83 mostrarán un impacto neto positivo en 2065.

De las 90 especies terrestres de alta prioridad (54 plantas, 26 invertebrados, 10 vertebrados, apéndices 4 y 5), se prevé que 83 (92%) mostrarán un impacto neto positivo en 2065. Para 59 de ellas, los cálculos basados en el área estiman que se alcanzará el INP. Para otras 24 especies de plantas, los cálculos basados en el área predicen un impacto negativo moderado (-1,3% a -17,9%), pero se prevé que el INP se podrá alcanzar en 2065 reforzando las ZE y las zonas de restauración (por ejemplo, siembra de especies en una densidad algo mayor de lo que actualmente ocurre en la naturaleza).⁴⁶ A medida que Río Tinto QMM avanza hacia el logro del INP en los próximos años y décadas, las ganancias de las especies de plantas prioritarias se medirán en términos de UD basadas en el tamaño de la población –es decir, se podrá contabilizar las ganancias por reforzamiento.

Siete especies de animales muestran impactos residuales negativos –cuatro vertebrados (dos ranas, dos reptiles, incluyendo la lagartija *Phelsuma antanosy*,

⁴⁶ Debido a que algunos de los bosques litorales en Mandena, Petriky y Ste Luce ya estaban degradados antes del arribo de QMM, es probable que algunas especies de plantas prioritarias (especialmente las especies de sucesión tardía que requieren un dosel cerrado) se produzcan en la actualidad en una densidad menor de lo que sería el caso en condiciones óptimas. En consecuencia, la “plantación reforzada” para incrementar la densidad de las especies prioritarias en las ZE y las áreas de restauración puede verse como la restauración del hábitat a un estado óptimo, en lugar de la creación de un paisaje artificial. QMM está recibiendo asesoramiento en esta materia por parte de expertos *in situ* y *ex situ* en conservación de plantas de RBG Kew y MBG.

En Peligro Crítico) muestran impactos residuales negativos de hasta el 5,1%, y tres invertebrados (todos milpiés) muestran impactos residuales negativos de hasta 17,9% (**cuadro 3**). Se desconoce si para estas especies sería factible el reforzamiento o la conservación *ex situ*. Se están realizando investigaciones para explorar las opciones en procura de un INP para la *Phelsuma antanosy*.

En la mayoría de los casos, el logro del INP para especies de alta prioridad depende del éxito de los esfuerzos de restauración. Precisaré de una restauración dirigida, por cuanto no es posible garantizar que las especies colonicen naturalmente las zonas de restauración. En la actualidad, 27 de las 54 especies de plantas de alta prioridad se propagan en un vivero, y en un futuro próximo se pretende incluir todas las especies de alta prioridad; será necesario prestar atención en los próximos años para comprobar si todas las plantas de alta prioridad pueden ser propagadas y plantadas con éxito (por ejemplo, en las zonas de esquivación; muchas son especies de lenta sucesión, por lo que hasta dentro de muchos años podrán ser sembradas en las zonas de restauración –se recomienda hacer pruebas en las ZE, para identificar de forma temprana cualquier posible problema).

Las medidas de conservación *ex situ* son necesarias para todas las especies vegetales de alta prioridad.

Las medidas de conservación *ex situ* (bancos de semillas, establecimiento de poblaciones en jardines botánicos, etc.) son necesarias para todas las especies vegetales de alta prioridad. Actualmente 17 de las 54 especies de plantas de alta prioridad (31%) han sido almacenadas en bancos de semillas; el objetivo es que para 2015 las semillas de todas estas especies hayan sido almacenadas en bancos de semillas (Río Tinto QMM, 2010). Algunas de las acciones *ex situ*, tales como los bancos de semillas, sirven a manera de “póliza de seguro”; otras, como el establecimiento de poblaciones en los jardines botánicos, pueden producir ganancias medibles en UD al reintroducirlas en la naturaleza. Estas medidas ayudarán a asegurar un impacto neto positivo en todas las especies y, en particular, en aquellas especies para las que la previsión del INP estima para 2065 pérdidas residuales en las poblaciones silvestres. Un principio general de conservación establece que la conservación *ex situ* no debe sustituir la conservación *in situ*, aunque a menudo es una parte esencial de las estrategias de conservación de especies muy poco comunes o amenazadas. Debido a que las ganancias de biodiversidad *ex situ* e *in situ* no son lo mismo, Río Tinto QMM medirá estas ganancias por separado conforme avanza hacia el logro del INP.

Se necesitan pruebas y monitoreos adicionales para determinar si los animales de alta prioridad colonizarán naturalmente las zonas de restauración o si serán necesarias medidas efectivas (por ejemplo, la translocación o la cría en cautiverio y la liberación) y si estas serían eficaces. La *Phelsuma antanosy* muestra una pérdida residual potencial del 5,1% de la población global; se necesitan investigaciones adicionales para determinar las medidas de conservación más apropiadas para esta especie, y Río Tinto QMM está apoyando esta investigación a través de un Plan de gestión del *Phelsuma antanosy* junto con Fauna & Flora International y la ONG nacional Voakajy. Se ha protegido en el bosque de Ambatotsirongorongo a través de una iniciativa de conservación conjunta entre Río Tinto QMM y Wildlife Conservation Society (WCS)⁴⁷. Sin embargo, este sitio ya era muy pequeño y estaba degradado, y se

⁴⁷ WCS ya no interviene tan activamente como antes en el bosque de Ambatotsirongorongo; sin embargo, Río Tinto QMM sí mantiene su compromiso con el sitio a través de dos proyectos: un proyecto de gestión de los recursos naturales con el PNUD y la ONG local FAFAI, y un plan de gestión para el geco *Phelsuma antanosy* (En Peligro Crítico) con Fauna & Flora International y la ONG nacional Voakajy.

requiere una mayor investigación para determinar si la población local será viable en el largo plazo. Las “ganancias” de Ambatotsirongorongo no se incluyen en las cifras de resumen para la *Phelsuma antanosy* que aquí se presentan.

Cuadro 3. Especies animales con un impacto neto negativo para 2065.

Grupo	Especie	Categoría de la Lista Roja de la UICN*	Impacto neto (UD)
Anfibios	Guibemantis (Mantidactylus) bicalcaratus ?sp. nov.	NE	-1,6
Anfibios	Madecassophryne truebae	EN	-0,3
Reptiles	Pseudoxyrhopus kely	EN	-3,0
Reptiles	Phelsuma antanosy	CR	-5,1
Milpiés gigantes	Zoosphaerium alluaudi	NE	-17,9
Milpiés gigantes	Sphaeromimus splendidus	NE	-12,7
Milpiés Spirabolida	Alluviobolus laticlavus	NE	-17,9

*NE = No Evaluada, EN = En Peligro, CR = En Peligro Crítico

Para todas las especies de alta prioridad en conjunto (nótese que los resultados individuales de cada especie se presentaron al principio de esta sección), se prevé que habrá una ganancia neta de +1256 UD. Si también consideramos las plantas y animales endémicos del lugar y en Peligro Crítico que están presentes en los sitios para compensaciones de especies pero no en los sitios de las concesiones mineras, se contabilizan ganancias adicionales de +493 UD (+60,3 UD para los animales y +432,7 UD para las plantas; cuadros 4 y 5). Estas comprenden 19 especies de plantas con ganancias de 10-25 UD y seis especies de vertebrados con ganancias de 1-25 UD (cuadros 4 y 5). En general, el proyecto prevé ganancias en términos de especies de alta prioridad comparables y no comparables de cerca de +1750 UD. Las pérdidas y ganancias netas para todas las especies de alta prioridad se presentan con fines ilustrativos y para destacar las ganancias adicionales que los sitios para compensaciones representan para las especies de alta prioridad que no se encuentran dentro del área minera de Rio Tinto QMM. No deben interpretarse en el sentido de que una especie puede ser intercambiada por otra especie.

Si la restauración fracasa por completo en términos de generar ganancias medibles en cualquiera de las especies de alta prioridad, habría un déficit de -1426 UD. Las ganancias por compensaciones de especies no comparables de +493 UD en Mahabo y Bemangidy proporcionan un elemento amortiguador parcial pero insuficiente en caso de un fracaso total. Ampliando el tamaño de las compensaciones en Bemangidy (por ejemplo, de las 4000 hectáreas actualmente propuestas a cerca de 10.000 ha) se podría proporcionar un amortiguador más completo, si bien debe tenerse en cuenta que estas no serían compensaciones de especies comparables. La conservación *ex situ* también ayudará a proporcionar un elemento amortiguador y de respaldo en caso de fracaso. Rio Tinto QMM pretende que su restauración sea exitosa, pero es importante tener en cuenta el caso más desfavorable durante la planificación.

Cuadro 4. Ganancias por compensaciones de especies no comparables de plantas endémicas del sitio que están presentes en sitios para compensaciones de biodiversidad pero no en las concesiones mineras.

Sitio	Especie	Distribución de las especies (ha)	Ganancias 2004–2065 (ha)	Ganancias en 2065 como % de distribución global
Bemangidy	<i>Lowryanthus rubens</i> Pruski, gen. et sp. nov., ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Gnidia razakamalalana</i> Z.S. Rogers	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Ixora bemangidiensis</i> Guédès	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Micronychia bemangidiensis</i> Randrian. & Lowry	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Diospyros bemangidiensis</i> G.E. Schatz & Lowry, sp. nov. ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Diosypros "Sclerophylla group"</i> sp. 14, ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Hyperacanthus gereau</i> Rakotonas. & A.P. Davis, sp. nov. inéd.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Hyperacanthus rajoriarisoniae</i> Rakotonas. & A.P. Davis, sp. nov. inéd.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Ivodia anosiensis</i> Rabarimanarivo et al., sp. nov. ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Polyscias bemangidiensis</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Polyscias ericii</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Polyscias manonae</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Polyscias urceolata</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Schefflera bemangidiensis</i> Lowry & G.M. Plunkett, sp. nov. ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Schizolaena charlotteae</i> Lowry et al., sp. nov. ined.	4000	1001	25,03
Bemangidy	<i>Schrebera trifoliata</i> C. Frasier & G.E. Schatz, sp. nov., ined.	4000	1001	25,03
Mahabo	<i>Brackenridgia</i> sp. nov.	1565	168	10,74
Mahabo	<i>Cassinopsis</i> sp. nov.	1565	168	10,74
Mahabo	<i>Octolepis cf dioica</i>	1565	168	10,74
				432,67

Cuadro 5. Ganancias por compensaciones de especies no comparables de animales endémicos del sitio, En Peligro y en Peligro Crítico, que están presentes en los sitios de compensaciones de biodiversidad pero no en las concesiones mineras.

Sitio	Taxón superior	Especie	Prioridad	Estrictamente endémicos	Endémicos regionales	EN o CR (UICN)?	Distribución global de las especies (ha)	Área total del sitio (ha)	Estado	Total HC en el sitio	Ganancias 2004-2065 (ha)	Ganancias 2065 como % de distribución global
Bemangidy	Anfibios	<i>Mantidactylus aff. grandieri</i>	Alta	1			4 000	4 000	0,9	3 600	1 001	25,03
Bemangidy	Anfibios	<i>Boehmantis microtypanum</i>	Alta		1	EN	50 000	4 000	0,9	3 600	1 001	2,00
Mahabo	Anfibios	<i>Heterixalus</i> sp. nov.	Alta	1			1 565	1 565	0,8	1 252	166	10,74
Mahabo	Reptiles	<i>Phelsuma cf quadriocellata</i>	Alta	1			1 565	1 565	0,8	1 252	168	10,74
Mahabo	Reptiles	<i>Phelsuma</i> sp. nov.	Alta	1			1 565	1 565	0,8	1 252	168	10,74
Mahabo	Mamíferos	<i>Eulemur cinereiceps</i>	Alta			EN	1 5613	1 565	0,8	1 252	168	1,08

4.2 ¿Está Río Tinto QMM en vías de lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad para el período 2004–2015?

4.2.1 Impactos sobre los hábitats – Hectáreas de calidad

4.2.1.1 Resultados para 2004–2015

El análisis de HC también se llevó a cabo para el período 2004–2015, habida cuenta de que el 2015 es la primera fecha de referencia de Río Tinto, cuando todas las unidades de negocios que intervienen en el logro del objetivo de INP deben medir su progreso en función del cumplimiento.

Se prevé que Río Tinto QMM tendrá un impacto neto positivo en las HC de los bosques litorales en el período 2004–2015, con base en la tasa nacional promedio de deforestación de 0,9% por año. Se prevé que el INP sea positivo para los bosques litorales (Mandena, Petriky, Ste Luce y Mahabo) y para todos los tipos de bosque juntos (es decir, incluyendo los bosques húmedos de Bemangidy).

El impacto neto en los bosques litorales se prevé en +48 HC en 2015, lo que representa un incremento del 2% en comparación con los niveles de 2004. Este proviene principalmente de la deforestación evitada, por cuanto la restauración recién habrá comenzado.

4.2.2 Impactos sobre las especies – Unidades de distribución global

El análisis de UD indica que es probable que solo 32 de las 90 especies de alta prioridad logren el INP en 2015, y algunas especies muestran pérdidas de hasta 39 UD (dos milpiés, *Sphaeromimus inexpectatus* y *mandensis Riotintobolus*, y una planta *Eulophia palmicola* muestran reducciones de tal magnitud en las poblaciones; todas ellas son endémicas de Mandena). Esto se debe a que para esta fecha ya habrá habido repercusiones importantes (sobre todo en Mandena), pero las zonas de restauración aún no habrán alcanzado la madurez suficiente para contribuir al INP. La restauración selectiva es muy importante para minimizar las pérdidas residuales y lograr el INP para las especies de alta prioridad. Empero, incluso en estos sitios, donde se promovió técnicas de investigación y pruebas de restauración con suficiente antelación al inicio de las operaciones mineras, se necesita tiempo para que la restauración cree hábitats naturales funcionales. Por otra parte, muchas de las especies de alta prioridad son de sucesión tardía y no se pueden sembrar en zonas de restauración hasta que el bosque restaurado haya alcanzado la suficiente madurez. En consecuencia, incluso mediando las mejores acciones de conservación, lo más probable es que la mayoría de las especies de alta prioridad no lograrán el INP para el año 2015, conforme a las pérdidas y ganancias previstas en sus poblaciones silvestres.

La restauración selectiva es muy importante para minimizar las pérdidas residuales y lograr el INP para las especies de alta prioridad.

4.3 ¿Está Río Tinto QMM en vías de lograr un impacto neto positivo sobre la biodiversidad durante el ciclo de vida de la mina?

La pérdida temporal se reconoce como un problema importante que debe ser abordado por las compensaciones de especies y las iniciativas que persiguen “una pérdida neta cero” o un “impacto neto positivo”.

La pérdida temporal se reconoce como un problema importante que debe ser abordado por las compensaciones de especies y las iniciativas que persiguen “una pérdida neta cero” o un “impacto neto positivo” (ten Kate *et al.*, 2004; Burgin, 2008; Bekessy *et al.*, 2010). Se puede decir que ocurre cuando se produce una pérdida antes de tener suficientes ganancias acumuladas a través de la restauración, pérdidas evitadas por compensaciones, u otras medidas. Para determinar si se prevé que el impacto neto de Río Tinto QMM será “negativo” con respecto a los hábitats boscosos del litoral en cualquier momento durante el ciclo de vida de la mina, las pérdidas y ganancias se calcularon utilizando los mismos métodos y supuestos antes mencionados y reflejados sobre una base anual acumulada (**figura 8**). Para calcular las pérdidas sobre una base anual, fue preciso considerar algunos supuestos adicionales.

Estos fueron: (i) que Mandena, Ste. Luce y Petriky serían explotados de forma secuencial (este es el plan actual), (ii) que un número constante de HC se perderá a causa de las actividades mineras cada año de vida de la mina (en los últimos años de vida de la mina, en la “fase de cierre”, la actividad minera habrá cesado; actividades, tales como desmantelamiento y restauración y rehabilitación tienen lugar durante esta fase); y (iii) que la minería se detendrá cerca de 12 años antes del cierre final (este es el plan actual). El supuesto (ii) es simplista, en primer lugar, porque si bien la draga se desplaza de manera continua y más o menos constante a través del paisaje, cubriendo alrededor de 100 hectáreas por año (Río Tinto QMM, 2001), la cubierta forestal es irregular tanto en términos de cantidad como de calidad. En segundo lugar, la extensión de las HC de los bosques de Ste Luce es mayor que en Petriky, por lo que el momento de las pérdidas depende de si después de Mandena se explota Ste Luce o Petriky. Sin embargo, a pesar de estas advertencias, aún no se dispone de mejores datos de predicción y se consideró que un análisis acumulativo proporciona información adicional útil. Este análisis se realizó solo para los hábitats boscosos, medidos en Hectáreas de calidad, por cuanto habría sido mucho más complejo hacer un análisis similar para especies de alta prioridad.

Los resultados (**figura 8**) sugieren que no habrá pérdida temporal de bosques litorales, y que Río Tinto QMM mantendrá un impacto neto positivo en términos de las HC de los bosques litorales durante la vida de la mina.

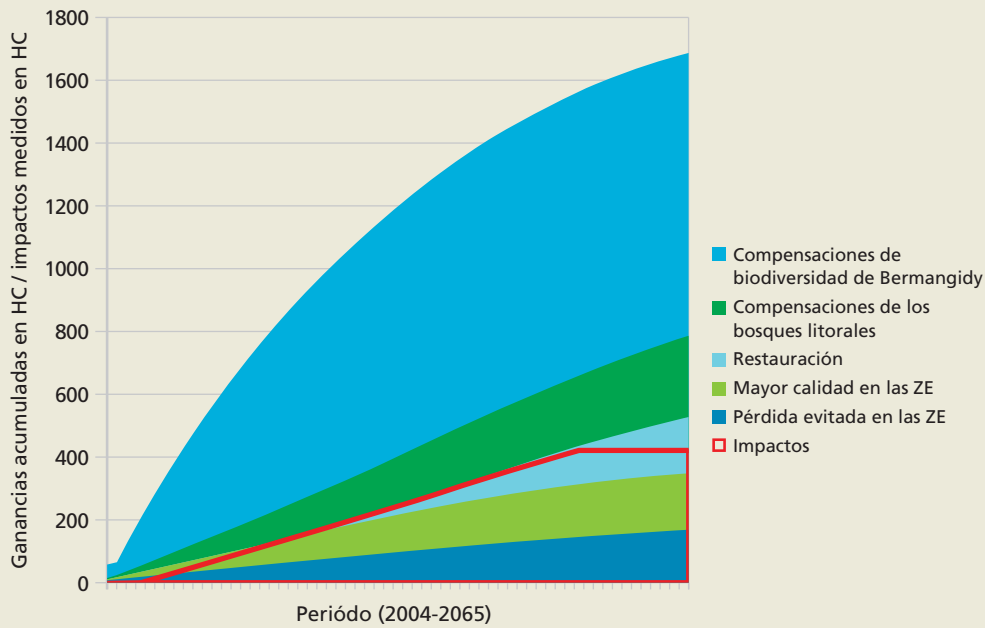


Figura 8. Ganancias acumuladas en los bosques litorales (medidas en HC) en comparación con los impactos acumulados de la minería (medidos en HC).

5 CONCLUSIONES Y PASOS SIGUIENTES

5.1 Resumen

Se realizaron análisis detallados basados en la mejor información científica disponible para proyectar las pérdidas y ganancias de biodiversidad durante la vida útil de la mina (2004-2065) y para determinar si Rio Tinto QMM tendrá un impacto neto positivo al cierre. Las pérdidas y ganancias de biodiversidad se calcularon de dos maneras: utilizando Hectáreas de calidad como un parámetro (para los hábitats boscosos); y Unidades de distribución global como un parámetro (para las especies de alta prioridad, como por ejemplo, especies amenazadas y de rango restringido). El Comité Consultivo sobre Biodiversidad de Rio Tinto QMM aprobó el uso de estos parámetros. Los resultados muestran que se prevé que Rio Tinto QMM tenga un impacto neto positivo sobre la biodiversidad, tanto en términos de las Hectáreas de calidad de los bosques litorales como de las Unidades de distribución global para la mayoría (83/90) de las especies de alta prioridad, siempre que las medidas de mitigación descritas en este informe se implementen con éxito.

El portafolio de mitigación propuesto por Rio Tinto QMM es el siguiente:

Compensaciones: en (i) Mahabo, (ii) Tsitongambarika III Bemangidy, (iii) bosques de Ste Luce. El proyecto de Pagos directos de Ambatotsirongorongo y Tsitongambarika (TGK I) está actualmente bajo revisión como compensaciones formales, por lo que en el análisis cuantitativo aquí presentado no se incluyeron las ganancias de estos dos sitios. Más adelante se examinan con más detalle.

Restauración: 225 ha de restauración en Mandena, Petriky y Ste Luce. Las zonas de restauración estarán ubicadas junto a las Zonas de esquivación, a efectos de ofrecer una zona amortiguadora, mejorar la conectividad y facilitar la regeneración y recolonización natural.

Zonas de esquivación: en Mandena, Petriky y Ste Luce.

Se prevé que para 2065 el proyecto tendrá un impacto neto positivo en los bosques litorales (+350 HC), y un impacto neto positivo importante en los bosques regionales, incluyendo el bosque húmedo de Bemangidy (+1251 HC).

Se prevé que para 2065 el proyecto tendrá un impacto neto positivo en los bosques litorales, y un impacto neto positivo importante en los bosques regionales.

Se prevé que el proyecto tendrá un impacto neto positivo sobre 83/90 especies de alta prioridad, con un total de 1256 UD (incluyendo solo especies comparables) y cerca de +1750 UD (incluyendo especies de alta prioridad no comparables que se encuentran en los sitios para compensaciones pero no en el sitio de la mina). Para las especies de alta prioridad, las previsiones basadas en el área indican que 59/90 experimentarán ganancias netas para 2065; para las 31 restantes (24 plantas y siete animales: tres vertebrados y cuatro invertebrados), se pretende lograr el INP mediante una combinación de reforzamiento (por ejemplo, logrando que las especies recuperen las presuntas densidades naturales; esto puede ser más factible para las plantas que para los animales; es necesario hacer pruebas) y medidas de conservación *ex situ*, tales como la propagación en jardines botánicos. Con base en las predicciones basadas en el área, se estima que ninguna planta o invertebrado

tendrá una disminución residual de más del 18% y que ninguna de las especies de vertebrados tendrá una disminución residual superior al 5% de su distribución global (es decir, 5 UD) que requiera compensaciones por reforzamiento y aseguración a través de medidas de conservación *ex situ*.

Estos cálculos se basan en una serie de supuestos y en los mejores datos disponibles en la actualidad, aunque existe gran incertidumbre en torno a la previsión de lo que sucederá dentro de 55 años.

Un supuesto clave que hace una diferencia significativa en el análisis es el escenario hipotético considerado. Planteamos que lo más apropiado es un escenario hipotético cauteloso (0,9%, el promedio nacional de Madagascar). Los análisis presentados aquí indican que, aunque solo se presume una tasa de deforestación muy baja (figura7), el proyecto de Río Tinto QMM tendrá un impacto neto positivo en los bosques litorales durante la vida útil de la mina, gracias a las medidas de mitigación propuestas.

5.2 ¿Qué significa para Río Tinto QMM el logro del INP?

Una de las primeras razones para la realización de este análisis fue proporcionar una cuantificación transparente de las posibles pérdidas y ganancias.

Una de las primeras razones para la realización de este análisis fue proporcionar una cuantificación transparente de las posibles pérdidas y ganancias, con el fin de informar el debate y lograr un consenso entre Río Tinto QMM y el Comité Consultivo sobre Biodiversidad con respecto a lo que para Río Tinto QMM significa “lograr un INP”.

Tras la discusión de una versión anterior de este informe en la reunión del Comité Consultivo sobre Biodiversidad, celebrada del 3 al 6 de mayo de 2010, en Fort Dauphin, Madagascar, el Comité Consultivo sobre Biodiversidad planteó que “lograr un INP” significa lograr un impacto neto positivo sobre los bosques litorales⁴⁸ (usando las HC como parámetro) y lograr un impacto neto positivo sobre las especies (usando UD de especies de alta prioridad como parámetro). El objetivo es lograr un INP para cada especie de alta prioridad. Las medidas de UD deben basarse en el tamaño de la población y el área de distribución cuando corresponda; es probable que con el transcurso del tiempo haya más información disponible sobre población para más especies. Se supone que las HC proporcionarán un sustituto adecuado para otras especies. Río Tinto QMM aceptó estas recomendaciones.

Cabe señalar que las HC y las UD son los principales indicadores utilizados para estimar el INP durante la vida de la mina, y planificar el tipo y escala de las intervenciones necesarias, pero no son el único parámetro o indicador que se utilizará en Río Tinto QMM. Asimismo, para verificar el progreso en función de los objetivos de conservación más amplios, tal como se indica en el Plan de Acción para la Biodiversidad (Río Tinto QMM, 2010), Río Tinto QMM y sus socios estarán monitoreando una serie de indicadores de, por ejemplo, integridad de los ecosistemas, diversidad de especies comunes, regeneración del bosque, presencia/ausencia y número de especies invasoras, etc. Para más detalles al respecto puede consultarse el Plan

⁴⁸ Es decir, las compensaciones en un tipo diferente de bosque, cual es el caso del bosque húmedo en Tsitongambarika, pueden actuar como una “póliza de seguro” y un beneficio adicional (así como en la provisión de servicios ambientales clave como agua para las comunidades locales), pero se acordó que la pérdida de bosques litorales no puede ser compensada con una ganancia en un tipo de hábitat diferente. Esta decisión fue tomada por QMM con base en el contexto local, pero en otros sitios podría tomarse una decisión diferente.

de Acción para la Biodiversidad y los protocolos de monitoreo desarrollados (o en vías de desarrollo) en consulta con el Comité Consultivo sobre Biodiversidad.

5.3 Las compensaciones de biodiversidad de Río Tinto QMM

La **figura 8** muestra los sitios actuales para las compensaciones de biodiversidad de Río Tinto QMM, o que están siendo considerados como posibles sitios para compensaciones. En el análisis cuantitativo de este informe se incluyeron tres sitios para compensaciones, dos de ellos (bosques de Ste. Luce y Mahabo) ya tienen programas activos de conservación; el tercero (Bemangidy) está a la espera de recibir confirmación de Río Tinto QMM y el Comité Consultivo sobre Biodiversidad como sitio para compensaciones de biodiversidad.

Seguidamente, se analizan otros dos posibles sitios para compensaciones (Ambatotsirongorongo y el proyecto de Pagos directos TKG I) –ambos sitios han ejecutado proyectos de conservación financiados por Río Tinto QMM durante varios años, pero actualmente se está analizando si deben mantenerse como sitios para compensaciones de biodiversidad en el futuro. De ahí que no hayan sido incluidos en la previsión cuantitativa del INP de este informe.

Bosques de Ste Luce son 500 hectáreas de bosques litorales, adyacentes (pero sin superponerse) al depósito de ilmenita de Ste Luce. Son muy similares a los bosques en los depósitos de Río Tinto QMM y, por lo tanto, son áreas para compensaciones comparables tanto de tipo de hábitat como de especies. Son parte de las concesiones mineras, por lo que Río Tinto QMM tiene un mayor control que en otros sitios para compensaciones de biodiversidad (lo que reduce la incertidumbre). Un programa de conservación que ha estado operando en este sitio desde antes de 2004, fue iniciado, financiado y gestionado por Río Tinto QMM.

Mahabo es un sitio para compensaciones de biodiversidad de 1500 hectáreas de bosques litorales situado a varios cientos de kilómetros al norte de Fort Dauphin. En colaboración con el Jardín Botánico de Missouri fue elegido como un sitio para compensaciones de especies comparables. Su lejana ubicación no es ideal, pero representa la mejor opción, después de Ste Luce, para compensaciones de especies en bosques litorales mediante la deforestación y degradación evitadas. Desde 2004, ha estado operando en este sitio un programa de conservación y desarrollo con las comunidades locales (financiado y gestionado conjuntamente por Río Tinto QMM y el Jardín Botánico de Missouri).

Bemangidy proporciona, además, importantes servicios ambientales como la provisión de agua y la secuestración de carbono.

Bemangidy (Tsitongambarika III) es una parcela de casi 4000 ha de bosque húmedo bajo dentro del bosque de Tsitongambarika de cerca de 60.000 hectáreas. Se basa en compensaciones de especies endémicas locales no comparables y compensaciones de especies de más amplia distribución comparables. Proporciona, además, importantes servicios ambientales como la provisión de agua y la secuestración de carbono. Bemangidy es actualmente un sitio propuesto para compensaciones de biodiversidad –ya se elaboró un plan de gestión. Como una gran parcela de bosque remanente, a pesar de que no se basa en compensaciones de especies comparables, ofrece una crucial “póliza de seguro” para el caso de que la conservación en algunos de los sitios más pequeños sea menos exitosa de lo esperado en el largo plazo. Incluso con una activa intervención conservacionista, la protección y la gestión a largo plazo de pequeñas parcelas de bosque podrían resultar complicadas.

En 2004, con base en conversaciones con BirdLife International y Asity Madagascar (el socio de BirdLife en Madagascar), se identificó el valor de toda el área desprotegida de bosque húmedo de Tsitongambarika como una prioridad estratégica para Río Tinto QMM. Era evidente que el área tenía potencial para actuar como sitio para compensaciones de muchas especies de los bosques litorales, además de su enorme valor como eje regional para la provisión de servicios ambientales relacionados con el agua, la fertilidad del suelo, productos forestales no maderables, polinización y dispersión de semillas de los bosques litorales, además de la regulación del clima local. Ya se han implementado importantes actividades de conservación con la participación y el apoyo de Río Tinto QMM en beneficio de todo el bosque:

1. Políticas y legislación: Designación de áreas legalmente protegidas. Río Tinto QMM y Asity Madagascar han realizado los trabajos preparatorios necesarios para la designación de Tsitongambarika como una nueva área protegida, dentro del *Système des Aires protégées* de Madagascar. Este esfuerzo fue financiado por Río Tinto QMM. Tsitongambarika goza actualmente de protección temporal en virtud del acuerdo nro. 21480 del 2/12/2008, a la espera de los procesos políticos pertinentes.
2. Planificación a largo plazo: Un Plan de Gestión para la Conservación de Tsitongambarika. Una coalición de entes gubernamentales, OBC, ONG y comunidades locales ha desarrollado un plan para la gestión del bosque a largo plazo.
3. Un proyecto comunitario de conservación forestal ha sido implementado en Tsitongambarika 1 por Asity Madagascar (financiado por Río Tinto QMM); se describe más ampliamente en la sección sobre "Tsitongambarika 1".
4. Estudios en curso desde 2003 sobre flora y fauna.

Río Tinto QMM está por decidir dónde deben centrarse sus actividades sobre compensaciones de biodiversidad en Tsitongambarika. En la actualidad, la estrategia más probable es que las actividades de Río Tinto QMM en lo que a compensaciones se refiere se concentrarán en un área particular dentro de Tsitongambarika (por ejemplo, Bemangidy o similar), pero buscará organizaciones socias (como Asity Madagascar, que es el responsable de toda el área protegida) y cofinanciamiento para llevar a cabo actividades de conservación en toda el área de Tsitongambarika.

Tsitongambarika 1 comprende la parte sur del gran macizo forestal que también abarca Bemangidy. Un programa comunitario de pagos directos por deforestación evitada fue operado por Asity Madagascar en seis aldeas de la zona entre 2007 y 2009, y financiado por Río Tinto y QMM. Se trata de un proyecto de conservación comunitaria basada en incentivos mediante el cual se conserva la integridad del bosque a cambio del desarrollo comunitario, incluyendo escuelas y clínicas. Este fue un proyecto piloto y en la actualidad se está estudiando la participación de Río Tinto QMM a más largo plazo en Tsitongambarika, como se describió anteriormente.

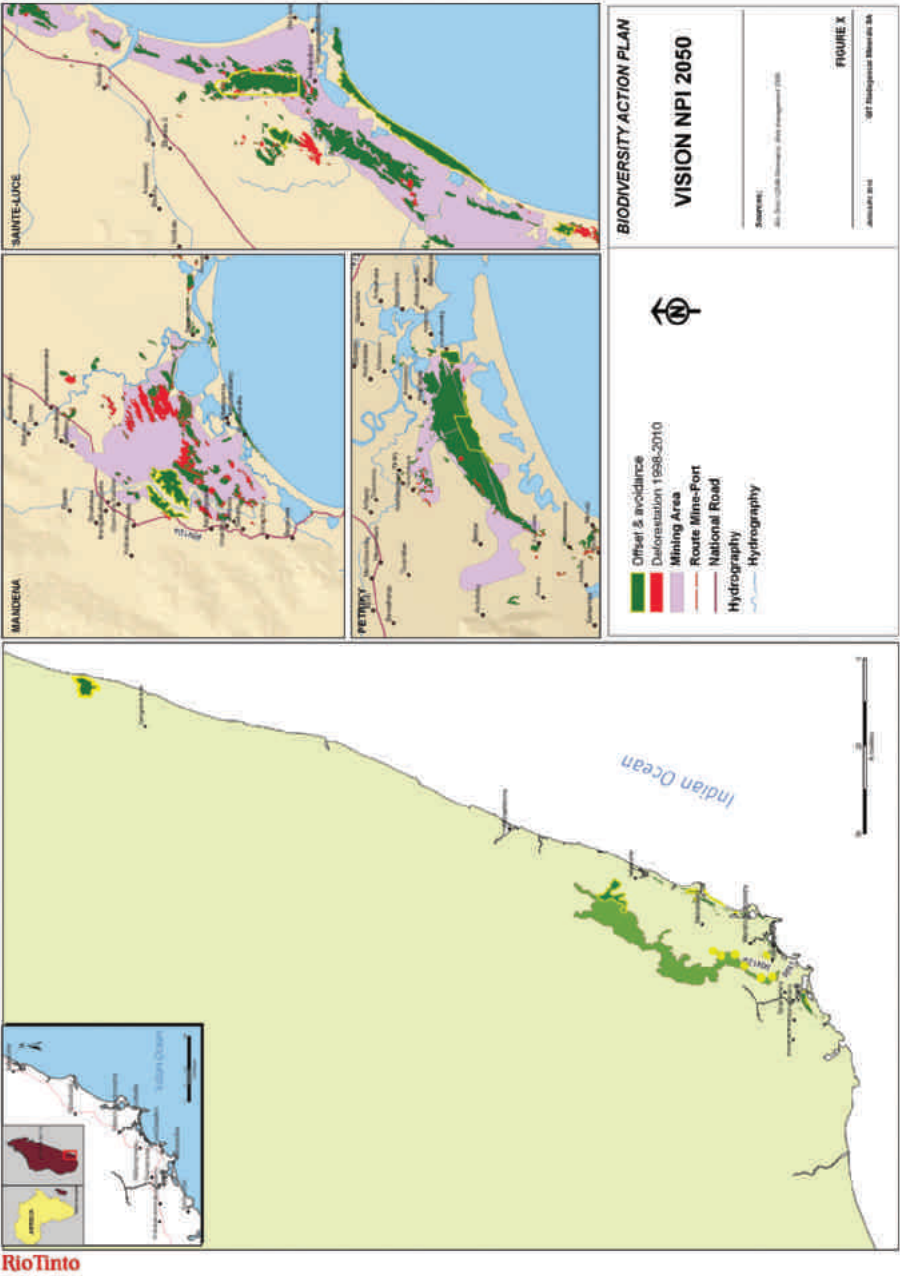
Ambatotsirongorongo es un área de bosque de transición hacia el oeste de Petriky que ha sufrido una alta tasa de deforestación. El bosque alberga una población significativa de *Phelsuma antanosy* (En Peligro Crítico) que en la actualidad solo se encuentra en los bosques litorales en Ste Luce (incluyendo los bosques para compensaciones de especies). Esta pequeña lagartija también había sido observada en Petriky, pero la pérdida de hábitat debido a la agricultura de subsistencia parece haber aniquilado su población. El programa de Ambatotsirongorongo es una asociación entre Río Tinto QMM, la Wildlife Conservation Society y las comunidades locales.

5.4 Monitoreo de la pérdida de bosque

Una proporción significativa de ganancias de biodiversidad para Rio Tinto QMM se acumularán mediante la pérdida evitada. Para que Rio Tinto QMM pueda reclamar con credibilidad estas ganancias en 2065, será necesario contar con un sistema de monitoreo sólido y consistente para documentar las tasas de pérdida de bosque en las concesiones mineras y en todos los sitios para compensaciones de especies, para demostrar fehacientemente que en realidad está ocurriendo una pérdida evitada medible. También sería recomendable medir los índices de pérdida de toda la región durante el mismo período de tiempo para dar contexto y ayudar a monitorear el éxito de Rio Tinto QMM para abordar los posibles efectos secundarios, tales como la conversión del hábitat a causa de la inmigración. La medición de la deforestación evitada será una pieza clave para la contabilización del INP en el futuro, y debe ser analizada cuidadosamente en una etapa temprana de la planificación del proyecto. Independientemente del método elegido, se debe tener cuidado de que no se constituya en un “incentivo perverso” para que Rio Tinto QMM aliente (o no ayude a reducir) la pérdida de bosques en la región.

La medición de la deforestación evitada será una pieza clave para la contabilización del INP en el futuro, y debe ser analizada cuidadosamente en una etapa temprana de la planificación del proyecto.

Figura 9. Sitios actuales para compensaciones de biodiversidad o sitios que están siendo considerados como posibles sitios para compensaciones.



5.5 El contexto más amplio – factores que inciden en la pérdida de biodiversidad en el sudeste de Madagascar

La conservación forestal en el sudeste de Madagascar solo tendrá éxito a largo plazo abordando las causas subyacentes de la pérdida de biodiversidad.

Al igual que en otras partes del mundo, la conservación forestal en el sudeste de Madagascar solo tendrá éxito a largo plazo abordando las causas subyacentes de la pérdida de biodiversidad. Antes de la llegada de Río Tinto QMM en la década de 1990, los bosques litorales ya estaban en franco declive (Vincelette *et al.*, 2007b). Aparte de la minería, otras causas importantes de la pérdida actual de bosques son los niveles insostenibles de producción de carbón y *tavy* (agricultura de corta y quema). Quienes así usan los bosques lo hacen porque no tienen otra opción –el 82% de los habitantes de Anosy vive por debajo de la línea de pobreza (USD1/día; Vincelette *et al.*, 2007a).

Muchas de las acciones adicionales de conservación de Río Tinto QMM procuran abordar las causas subyacentes de esta pérdida de biodiversidad, por ejemplo, mediante el establecimiento de plantaciones de rápido crecimiento de árboles no nativos para reducir la presión de la producción de carbón sobre el bosque nativo, o proporcionar medios de subsistencia alternativos para la capacitación de las comunidades locales en habilidades tales como herrería, producción y diversificación de cultivos, producción y siembra de pasto *vetiver*, producción de arroz mejorado, cría de animales, artesanías, etc. Sin embargo, los problemas sociales y ambientales del sudeste de Madagascar no pueden resolverse mediante las acciones de una sola compañía; se necesitan iniciativas más amplias con la participación de múltiples organismos e interesados directos.

5.6 Actualización y gestión adaptable del análisis sobre el INP

Como parte del proceso de planificación de acciones a favor de la biodiversidad, emprendido por Río Tinto QMM, este análisis pormenorizado debe ser periódicamente revisado para tener en cuenta cambios, como por ejemplo, especies recién descubiertas o descritas, nuevas inclusiones en la Lista Roja de la UICN, y mejoras metodológicas que se pueden hacer a medida que evolucionan los conocimientos y prácticas en ámbitos pertinentes como la medición de la biodiversidad y las compensaciones de biodiversidad. Esto ayudará a Río Tinto QMM a monitorear el progreso y contribuirá a la gestión adaptable. También permitirá poner a prueba los supuestos formulados en el presente análisis basados en datos empíricos (por ejemplo, ¿sería razonable suponer que la deforestación puede detenerse por completo en las zonas de esquivación? ¿Sería razonable suponer que las acciones de conservación mejorarán el índice de calidad de la zona de esquivación en Petriky en 0,05 cada 15 años?). Se recomienda revisar este análisis al menos cada cinco años (la misma periodicidad se recomienda para la revisión del Plan de Acción para la Biodiversidad: Río Tinto QMM, 2010). La sección 7 detalla las lecciones aprendidas en el presente análisis y recomienda áreas para futuras investigaciones. Las próximas previsiones sobre el INP deben contemplar tanto estas lecciones como los resultados de otras investigaciones pertinentes.

6 LECCIONES APRENDIDAS Y DIRECTRICES PARA FUTURAS INVESTIGACIONES

6.1 Impactos potenciales del cambio climático

Un punto importante a considerar en el futuro es cómo Río Tinto QMM puede factorizar los impactos potenciales del cambio climático en la planificación de las acciones a favor de la biodiversidad y la implementación de medidas de restauración y compensaciones de biodiversidad. Los sitios de impacto, las zonas de esquivación y restauración, y los sitios para compensaciones de especies de los bosques litorales están cerca de la costa y en altitudes muy bajas. En consecuencia, para 2065, podrían verse afectados por la subida del nivel del mar (especialmente cuando se asocian con mareas tormentosas), y el aumento de las temperaturas y la disminución de las precipitaciones. Esto podría plantear problemas para la viabilidad a largo plazo de las áreas de conservación de los bosques litorales de Río Tinto QMM. Podrían, asimismo, afectar la conveniencia y eficacia de la restauración, y podrían acabar con otras ganancias en Hectáreas de calidad a medida que el clima se torna menos apto para los bosques litorales o la costa se inunda. Podría surgir la necesidad de asegurar y resembrar áreas que están más hacia el interior o en pendientes ascendentes y pensar en elementos amortiguadores y corredores para los sitios existentes. Esto subraya la importancia del monitoreo continuo por parte de Río Tinto QMM de los hábitats y especies y la gestión adaptable a las condiciones cambiantes que se producen (Río Tinto QMM, 2010).

Investigaciones recientes sobre los cambios en la distribución de las especies en Madagascar en respuesta al cambio climático predicen la desaparición de los bosques litorales.

Investigaciones recientes sobre los cambios en la distribución de las especies en Madagascar en respuesta al cambio climático predicen la desaparición de los bosques litorales (Hannah *et al.*, 2008), y la reconstrucción paleoecológica indica que los bosques litorales en la región de Fort Dauphin ha sido muy dinámica en respuesta a los cambios climáticos en el pasado (Virah-Sawmy *et al.*, 2010). Dado que la mina de Río Tinto QMM está planeada para el período 2004-2065, sería conveniente evaluar la vulnerabilidad de las acciones de conservación descritas en este informe según diversos escenarios de cambio climático (es decir, menos lluvia, temperaturas más cálidas, aumento en el nivel del mar, aumento de la frecuencia de tormentas) para determinar la resiliencia de las actividades propuestas. También sería de utilidad complementar el modelo de Hannah *et al.* (2008) con un estudio más detallado a nivel regional.

6.2 Definición de un conjunto típico de especies a ser incluidas en la contabilización del INP

En la actualidad, la orientación de Río Tinto con respecto a cuáles especies deben incluirse en la contabilización del INP no es prescriptiva, aunque sí sostiene que esta decisión debe basarse en los principios clásicos de vulnerabilidad e irremplazabilidad para el establecimiento de prioridades de conservación, y debe hacerse en consulta con expertos en la materia e interesados directos (Ekstrom y Anstee, 2007; Río

Tinto, 2010). Para efectos del presente análisis, y atendiendo estos principios, Rio Tinto QMM (en consulta con el Comité Consultivo sobre Biodiversidad y otros expertos) determinó que deben incluirse las especies de alta prioridad según se definen en el Plan de Acción para la Biodiversidad (Rio Tinto QMM, 2010). Se trata de especies En Peligro Crítico y En Peligro a nivel global y especies con una distribución muy restringida (véase Rio Tinto QMM, 2010 para una definición), pero excluyó las especies Vulnerables.

Una de las lecciones aprendidas de este proceso es la posible conveniencia de que Rio Tinto definiera un conjunto estándar de especies a ser incluidas en la contabilización del INP, con base en los criterios que se aplican por igual en todos los sitios de Rio Tinto a nivel mundial. Probablemente debería incluir especies Vulnerables, así como las que están En Peligro y En Peligro Crítico en la Lista Roja de la UICN. También podría ser útil establecer definiciones estándar de lo que constituye “distribución restringida”. Si Rio Tinto desarrolla estas directrices, las mismas deben ser utilizadas en posteriores repeticiones del presente análisis.

6.2.1 Especies no descritas

Cuando se trata de definir un conjunto estándar de especies para su inclusión en la contabilización del INP, las especies no descritas presentan un dilema interesante.

Quando se trata de definir un conjunto estándar de especies para su inclusión en la contabilización del INP, las especies no descritas presentan un dilema interesante. Este análisis incluye una serie de nuevas especies que aún no han sido formalmente descritas. Muchas de ellas se describirán en el transcurso del proyecto, y podría decirse que Rio Tinto QMM tiene la responsabilidad de apoyar las investigaciones taxonómicas para dicho fin. Sin embargo, es discutible si conviene incluir esos taxones en los cálculos formales del INP. Basándonos en la experiencia acumulada durante la realización de este análisis, recomendamos que Rio Tinto desarrolle una política estándar para tratar lo relativo a las especies no descritas.

6.3 Escenarios hipotéticos, líneas de referencia, y cálculo de las ganancias de biodiversidad por pérdida evitada

Este es un ámbito de investigación especialmente fértil y de rápida evolución en razón del interés que despierta REDD (Reducción de las emisiones derivadas de la deforestación y la degradación) y el creciente interés en las compensaciones de biodiversidad. Será importante mantenerse al corriente de los avances en este campo, y evaluar su relevancia para el cálculo de las ganancias por compensaciones de biodiversidad a nivel de sitio, a efectos de que la contabilización y las provisiones del INP sean tan consistentes como sea posible. Las cuestiones concretas planteadas en este informe incluyen cuál sería la mejor forma de garantizar que los métodos de cálculo no creen inadvertidamente incentivos perversos, y la mejor manera de monitorear y medir las ganancias en el futuro.

6.4 Cálculo de las Unidades de distribución global – métodos para medir el área de distribución de las especies

En el presente análisis, en los casos en que las UD se midieron con base en la distribución en vez de la población (por ejemplo, cuando los datos de población no estaban disponibles a nivel global y de sitio), fue necesario estimar el área de distribución global para cada especie. Se utilizaron diferentes métodos dependiendo del taxón en cuestión. Por ejemplo, para algunos mamíferos y aves el Área de ocupación (AOO)

se calculó midiendo la Extensión de la presencia (EOO), con base en los mapas de la Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas (UICN, 2009), y se infirió el AOO con base en una muy general “regla de oro” del 10% de EOO (esta relación entre AOO y EOO está implícita en los umbrales establecidos para el Criterio B de la Lista Roja de la UICN). La EOO no se puede utilizar sin alguna modificación dado que normalmente sobreestima (a veces en demasía) la superficie ocupada por cada especie (Jetz *et al.*, 2008; Rodrigues, 2011). No obstante, para los futuros análisis de este tipo, podría resultar conveniente considerar si otros parámetros como la Extensión de hábitat idóneo (ESH) ofrecen una buena alternativa. La ESH es el área de los tipos de vegetación potencialmente idóneos en el marco de las preferencias altitudinales de las especies (Rondinini, *et al.* 2005; Buchanan *et al.*, 2008). En un estudio reciente utilizando el método de ESH, la distribución de las especies se restringió en promedio a un 28% de su EOO original (Beresford *et al.*, 2011). Sin embargo, el método de ESH no está exento de problemas, tal como lo detallan Rodrigues *et al.* (2011); un reciente ejercicio de comprobación sugiere que el método de ESH tenía muy poca capacidad para distinguir entre las partes ocupadas y no ocupadas de la EOO de las especies (Beresford *et al.*, 2011; Rodrigues *et al.*, 2011).

7 BIBLIOGRAFÍA

BBOP - Programa de compensaciones de negocios y biodiversidad. 2009. Biodiversity Offset Cost-Benefit Handbook. BBOP, Washington, D. C. www.forest-trends.org/biodiversityoffsetprogram/guidelines/cbh.pdf.

BBOP – Grupo de Trabajo sobre Multiplicadores. 2008. Programa de compensaciones de negocios y biodiversidad (BBOP). Documento de consulta: The use of multipliers to deal with risk, uncertainty, time discounting and landscape conservation targets in biodiversity offset design. Informe no publicado.

Bekessy, S.A., Wintle, B.A., Lindenmayer, D.B., McCarthy, M.A., Colyvan, M., Burgman, M.A. y Possingham, H.P. 2010. The biodiversity bank cannot be a lending bank. *Conservation Letters*, 3: 151–158.

Beresford, A.E., Buchanan, G.M., Donald, P.F., Butchart, S.H.M., Fishpool, L.D.C. y Rondinini, C. 2011. Poor overlap between the distribution of protected areas and globally threatened birds in Africa. *Animal Conservation*, 14: 99–107.

Buchanan, G.M., Butchart, S.H.M., Dutson, G., Pilgrim, J.D., Steininger, M.K., Bishop, K.D. y Mayaux, P. 2008. Using remote sensing to inform conservation status assessment: estimates of recent deforestation rates on New Britain and the impacts upon endemic birds. *Biol. Conserv.*, 141: 56–66.

Burgin, S. 2008. BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation. *Biodiversity and Conservation*, 17: 807–816.

Consiglio, T., Schatz G.E., McPherson G., Lowry, P.P., Rabenantoandro, J., Rogers, Z.S., Rabevohitra, R. y Rabehevitra, R. 2006. Deforestation and plant diversity of Madagascar's littoral forests. *Conservation Biology*, 20: 1799–1803.

Comité Régional pour le Développement de l'Anosy (CRD). 2003. Schéma de Développement Régional (SRD) de l'Anosy. Rapports Phases 1 à 4. Dobbin International Inc. Washington, D. C.

Du Puy, D. y Moat, J. 1998. Vegetation Mapping and Classification in Madagascar (Using GIS): Implications and Recommendations for the Conservation of Biodiversity. Pp. 97–117 in: Huxley, R., Lock, J.M. y Cutler, D.F. (eds.). *Chorology, Taxonomy and Ecology of the Floras of Africa and Madagascar*. Jardines Botánicas Reales de Kew, Richmond.

Dumetz, N. 1999. High plant diversity of lowland rainforest vestiges in eastern Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 8: 273–315.

Ekstrom, J.M.M. y Anstee, S. 2007. The Rio Tinto Biodiversity Values Identification and Prioritisation System. (Nota no publicada para orientación interna de Rio Tinto).

Fondo Monetario Internacional (FMI). 2011. World Economic Outlook Database-April 2011, International Monetary Fund [Los datos se refieren al año 2010]. Accedido el 11 de abril de 2011. <http://imf.org/external/pubs/ft/weo/2011/01/weodata/index.aspx>.

Ganzhorn, J.B. 1998. Nested patterns of species composition and its implications for lemur biogeography in Madagascar. *Folia Primatologica*, 69: 332–341.

Ganzhorn, J.U., Lowry II, P.P., Schatz, G.E. y Sommer, S. 2001. The biodiversity of Madagascar: one of the world's hottest hotspots on its way out. *Oryx*, 35: 346–348.

Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). 2007. Biodiversity, ecology and conservation of littoral ecosystems in southeastern Madagascar, Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington, D. C.

Goodman, S.M., Pigeon, M., Hawkins, A.F.A. y Schulenberg, T.S. 1997. The birds of southeastern Madagascar. *Fieldiana: Zoology, nueva serie*, 87: 1–132.

Goodman, S.M. y Ramanamanjato J.B. 2007. A perspective on the paleo-ecology and biogeography of extreme southeastern Madagascar, with special reference to animals. Pp. 25–48 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). Biodiversity, ecology and conservation of littoral ecosystems in southeastern Madagascar, Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington, D. C.

de Gouvenain, R.C. y A.J. Silander Jr. 2000. Diversité et Endémisme a Madagascar. Pp. 45–62 en: Lourenço, W.R. y Goodman, S.M. (eds.). *Mémoires de la Société de Biogéographie*. París.

Hannah, L., Dave R., Lowry P.P. et al. 2008. Climate change adaptation for conservation in Madagascar. *Biology Letters*, 4: 590–594.

Harper, G.J., Steininger, M.K., Tucker, C.J., Juhn, D. y Hawkins, F. 2007. Fifty years of deforestation and forest fragmentation in Madagascar. *Environmental Conservation*, 34: 325–333.

Henderson, S. 1999. Relationship between structure and composition in the littoral forests of southeast Madagascar. Tesis doctoral, Unidad de Cambio Ambiental, Universidad de Oxford.

Ingram, J.C. y Dawson, T.P. 2005. Climate change impacts and vegetation response on the island of Madagascar. *Transacciones filosóficas de la Sociedad Real, Londres*, A, 363: 55–59.

Ingram, J.C., Dawson, T.P. y Whittaker, R.J. 2005a. Mapping tropical forest structure in southeastern Madagascar using remote sensing and artificial neural networks. *Remote Sensing of Environment*, 94: 491–507.

Ingram J.C., Whittaker, R.J. y Dawson, T.P. 2005b. Tree structure and diversity in human-impacted littoral forests, Madagascar. *Environmental Management*, 35: 779–798.

Ingram, J.C. y Dawson, T.P. 2006. Forest cover, condition, and ecology in human-impacted forests, south-eastern Madagascar. *Conservation and Society*, 4: 194–230.

Jacques Whitford Inc. 2007. Marine Environmental Monitoring of Ehoala Port. Informe no publicado para Rio Tinto QMM.

Jetz, W., Sekercioglu, C.H. y Watson, J.E.M. 2008. Ecological correlates and conservation implications of overestimating species geographic ranges. *Conservation Biology*, 22: 110–119.

Langhammer, P.F., Bakarr, M.I., Bennun, L.A., Brooks, T.M., Clay, R.P., Darwall, W., De Silva, N., Edgar, G.J., Eken, G., Fishpool, L.D.C., Fonseca, G.A.B. da, Foster, M.N., Knox, D.H., Matiku, P., Radford, E.A., Rodrigues, A.S.L., Salaman, P., Sechrest, W. y Tordoff, A.W. 2007. Identification and Gap Analysis of Key Biodiversity Areas: Targets for Comprehensive Protected Area Systems. UICN, Gland, Suiza.

Lowry II, P.P. y Faber-Langendoen, D. 1991. Overall flora and vegetation study. En: Ilmenite Project. Social and Environmental Impact Assessment. Documento justificativo nro. 4. Documento no publicado presentado por QIT Madagascar Minerals S.A. (QMM S.A.) a la Oficina de Medio Ambiente de Madagascar en mayo de 2001.

Lowry II, P.P., Smith, P.P. y Rabevohitra, R. 2001. Review of MIR Télédétection Inc.: Deforestation Study in the region of Fort Dauphin (Tolagnaro) Madagascar. En: Ilmenite Project. Social and Environmental Impact Assessment. Documento justificativo nro. 9. Documento no publicado presentado por QIT Madagascar Minerals S.A. a la Oficina de Medio Ambiente de Madagascar en mayo de 2001.

McKenney, B. y Kiesecker J.M. 2010. Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks. *Environmental Management*, 45: 165–176

Mittermeier, R.A., Robles Gil, P., Hoffmann, M., Pilgrim, J., Brooks, T., Mittermeier, C.G., Lamoreux, J. y da Fonseca, G.A.B. 2004. Hotspots Revisited. CEMEX, Ciudad de México.

Nussbaum, R.A., Raxworthy, C.J., Raselimanana, A.P. y Ramanamanjato, J.-B. 1999. Amphibians and reptiles of the Réserve Naturelle Intégrale d'Andohahela, Madagascar. En: Goodman, S.M. (ed.). A floral and faunal inventory of the Réserve Naturelle Intégrale d'Andohahela, Madagascar: With reference to elevational variation. *Fieldiana: Zoology*, 94: 155–173.

Parkes, D., Newell, G. y Cheal, D. 2003. Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. *Ecological Management and Restoration*, 4: S29–S38.

Rabenantoandro, J. 2001. Floral, structural and dendrometric analysis of low altitude humid forest on the western slopes of the Masaola National Park [Analyse floristique, structurale et dendrométrique de la forêt dense humide de basse altitude du Parc National Masaola sur le versant occidental selon la méthode de la parcelle permanente.] Disertación, Facultad de Ciencias, Universidad de Antananarivo.

Rabenantoandro, J., Randriatafika, F. y Lowry II, P.P. 2007. Floristic and Structural Characteristics of Remnant Littoral Forest Sites in the Tolagnaro Area. Pp. 65-93 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar*; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

Rabevohitra, R., Wilmé, L., Lowry II, P.P. y Schatz, G.E. 1998. Pp. 65–99 en: Ratsirarson, J. y Goodman, S.M. (eds.). Biological inventory of the littoral forest of Tampolo. Volume 14. [Inventaire biologique la Foret Littorale de Tampolo.] Volume 14. Centre d'Information et de Documentation Scientifique et Technique, Antananarivo, Madagascar.

Ramanamanjato, J.-B., McIntyre, P.B. y Nussbaum, R.A. 2002. Reptile, amphibian and lemur diversity of the Malahelo Forest, a biogeographical transition zone in southeastern Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 11: 1791–1807.

Rarivoson, C. y Mara, R. 2007. Testing of Fast Growing Tree Species for the Rehabilitation of Mine Sites. Pp. 323–331 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar*; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

Raxworthy, C.J. 2003. Introduction to the Reptiles. Pp. 934–949 en: Goodman, S.M. y Benstead, J.P. (eds.). *The Natural History of Madagascar*. (Chicago Press, Chicago.)

Rio Tinto. 2004. Rio Tinto's biodiversity strategy: Sustaining a natural balance. Rio Tinto, Londres y Melbourne. Documento no publicado a disposición en: www.riotinto.com/documents/ReportsPublications/RTBiodiversitystrategyfinal.pdf.

Rio Tinto. 2008a. Rio Tinto and biodiversity: Achieving results on the ground. Rio Tinto, Londres y Melbourne. Documento no publicado a disposición en: www.riotinto.com/documents/ReportsPublications/RTBiodiversitystrategyfinal.pdf.

Rio Tinto. 2008b. Standard E9 – Land Use Stewardship. Documento no publicado a disposición en: www.riotinto.com/documents/ReportsPublications/LandUseStewardship.pdf.

Rio Tinto. 2008c. A biodiversity case study of Rio Tinto Madagascar / QMM: Achieving a Net Positive Impact on Biodiversity.

Rio Tinto. 2009. The Way We Work: our global code of business conduct. Documento no publicado a disposición en: www.riotinto.com/documents/The_way_we_work.pdf.

Rio Tinto. 2010. Biodiversity Action Planning Guidance Note. Documento no publicado.

Rio Tinto QMM. 2001. Social and Environmental Impact Assessment “Ilmenite Project” (Office National d'Environnement 2001).

Rio Tinto QMM. 2008. Biodiversity Offsets Strategy – QMM Rio Tinto Madagascar: Draft working paper and issues for discussion. Documento no publicado.

Rio Tinto QMM. 2010. Rio Tinto QMM Biodiversity Action Plan. Documento no publicado.

Rodrigues, A.S.L. 2011. Improving coarse species distribution data for conservation planning in biodiversity-rich, data-poor, regions: no easy shortcuts. *Animal Conservation*, 14: 108–110.

Rondinini, C., Stuart, S. y Boitani, L. 2005. Habitat suitability models and the shortfall in conservation planning for African vertebrates. *Conservation Biology*, 19: 1488–1497.

Secretaría de la Convención de Ramsar. 2004. Designating Ramsar Sites. Strategic Framework and Guidelines for the Future Development of the List of Wetlands of International Importance. Segunda edición. Secretaría de la Convención de Ramsar, Gland, Suiza.

Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica, Grupo de trabajo sobre política y ciencias. 2004. The SER International Primer on Ecological Restoration. La Sociedad Internacional para la Restauración Ecológica, Tucson, EE. UU.

TEEB. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: Capítulo 4 Scaling down biodiversity and ecosystem risks to business www.teebweb.org/LinkClick.aspx?fileticket=tcneop1kys4%3d&tabid=1021&language=en-US.

ten Kate, K., Bishop, J. y Bayon, R. 2004. Biodiversity offsets: Views, experience, and the business case. UICN, Gland, Suiza y Cambridge, RU e Insight Investment, Londres.

Schütte, K. 2007. An inventory of the Mantodea and Phasmatodea in the littoral forests near Tolagnaro (Fort-Dauphin) / Inventaire des Mantodea et des Phasmatodea dans les forêts littorales des environs de Tolagnaro (Fort-Dauphin). Pp. 155-162 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

Schütte, K. y Razafindraibe, P. 2007. Checklist of dragonflies of the littoral forests near Tolagnaro (Fort-Dauphin) / Liste de contrôle des libellules des forêts littorales des environs de Tolagnaro (Fort-Dauphin). Pp. 163-166 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

UICN. 2009. Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas 2009. Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza, Gland, Suiza y Cambridge, RU.

van Aarde, R.J., Ferreira, S.M., Kritzing, J.J., van Dyk, P.J., Vogt, M. et al. 1996. An evaluation of habitat rehabilitation on coastal dune forests in northern KwaZulu-Natal, South Africa. *Restoration Ecology*, 4: 334–345.

Vincelette, M., Dean, L. y Ganzhorn, J.U. 2007a. The QMM/Río Tinto project history in Tolagnaro and its social and environmental concepts. Pp. 1–8 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

Vincelette, M. Theberge, M. y Randrihasipara, L. 2007b. Evaluations of forest cover at regional and local levels in the Tolagnaro region since 1950. Pp. 49–59 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

Vincelette, M., Dumouchel, J., Giroux, J. y Heriarivo, R. 2007c. The Tolagnaro (Fort Dauphin) region: a brief overview of the geology, hydrology and climatology. Pp. 9–18 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar*; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

Vincelette, M., Rabenantoandro, J., Randrihasipara, L., Randriatafika, F. y Ganzhorn, J. 2007d. Results from Ten Years of Restoration Experiments in the Southeastern Littoral Forests of Madagascar. Pp. 337–354 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar*; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

Virah-Sawmy, M. y Ebeling, J. 2010. The difficult road toward real-world engagement: conservation science and mining in southern Madagascar. *Conservation Letters*, 3: 288–289.

Virah-Sawmy, M., Willis, K.J. y Gillson, L. 2010. Evidence for drought and forest declines during the recent megafaunal extinctions in Madagascar. *Journal of Biogeography*, 37(3): 506–519.

Watson, J.E.M., Whittaker, R.J. y Dawson, T.P. 2005. The importance of littoral forest remnants for indigenous bird conservation in southeastern Madagascar. *Biodiversity and Conservation*, 14: 523–545.

Watson, J.E.M. 2007. Conservation of Bird Diversity in Madagascar's Southeastern Littoral Forests. Pp. 186–208 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar*; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

Wesener, T. 2009. Unexplored richness: discovery of 31 new species of Giant Pill-Millipedes endemic to Madagascar, with a special emphasis on microendemism (Diplopoda, Sphaerotheriida). *Zootaxa*, 2097: 3–134.

Wesener, T. y Wägele, J.W. 2007. Giant Pill-Millipedes (Diplopoda: Sphaerotheriida) in the Littoral Forest Fragments of Southeastern Madagascar. Pp. 147–154 en: Ganzhorn, J.U., Goodman, S.M. y Vincelette, M. (eds.). *Biodiversity, Ecology and Conservation of Littoral Ecosystems in Southeastern Madagascar*; Tolagnaro (Fort Dauphin). Instituto Smithsonian, Washington D. C.

Wesener, T., Enghoff, H. y Sierwald, P. 2009. Review of the Spirobolida on Madagascar, with descriptions of twelve new genera, including three genera of 'fire millipedes' (Diplopoda). *Zookeys*, 19: Número especial.

APÉNDICE 1

Comité Consultivo sobre Biodiversidad de QMM

QMM invitó a expertos en biodiversidad a participar en un Comité Consultivo sobre Biodiversidad en 2003. El Comité había funcionado de manera informal durante varios años. Funciona con plena autonomía y libertad para censurar públicamente a Rio Tinto QMM (ya sea individual o colectivamente), y no percibe remuneración alguna por el tiempo dedicado a las reuniones del Comité.⁴⁹

El propósito del Comité es asesorar a QMM en torno a la mejor manera de conservar y mejorar la biodiversidad en el área del proyecto antes, durante y después de la explotación minera. También formula recomendaciones a QMM y a las autoridades regionales en lo relativo a biodiversidad dentro del área de Fort Dauphin. El Comité colabora con QMM en la implementación de su Programa de Biodiversidad, por ejemplo, haciendo exámenes críticos y aportaciones al proyecto de Plan de Acción para la Biodiversidad (Rio Tinto QMM, 2010) y al presente informe, y ayudando en la elaboración de la monografía sobre biodiversidad (Ganzhorn *et al.*, 2007).

Los principios rectores del Comité Consultivo sobre Biodiversidad incluyen:

- Comunicación abierta y honesta;
- No atribución en lo referente a discusiones;
- Acceso pleno a la información social y ambiental;
- El proceso relacionado con la información y el Comité es accesible para el público;
- Los miembros tienen libertad para comunicarse individual o colectivamente sobre las actividades del Comité y el proyecto.

El Comité se reúne una vez al año; en otras ocasiones también se pueden celebrar reuniones *ad hoc* adicionales entre algunos o todos los miembros. Las reuniones suelen ser por tres días, y versan sobre cuestiones técnicas y estratégicas. El Comité ofrece asesoramiento especializado a QMM y puede identificar sus propios temas de interés y prioridades. El último día de cada reunión incluye una sesión a puerta cerrada a la que solo puede asistir el Comité (no se permite, por ejemplo, la presencia de personal de Rio Tinto QMM). El Comité suele entregar a Rio Tinto QMM un conjunto de observaciones y recomendaciones formales al término de cada reunión, a las que QMM está obligado a responder. QMM debe atender cualquier tarea adicional solicitada por el Comité y de común acuerdo entre las partes.

Las reuniones de la Comisión son auspiciadas por QMM; los gastos de viaje y estadía relacionados con las reuniones son reembolsados por QMM; empero, los miembros del Comité no perciben remuneración alguna por su tiempo y contribución a dichas reuniones.

⁴⁹ Los gastos de viaje y estadía son reembolsables, y los miembros del Comité (o sus instituciones) pueden ser contratados en ocasiones para actividades puntuales de trabajo que son financiadas por separado o a través de marcos de colaboración vigentes (por ejemplo, Rio Tinto tiene programas formales de asociación con varias ONG, incluyendo RBG Kew), según corresponda.

APÉNDICE 2

Hectáreas de calidad y Unidades de distribución global

Hectáreas de calidad (HC)

Las Hectáreas de calidad son parámetros típicos de Río Tinto para medir el progreso hacia el objetivo de INP a nivel global y de sitio. Están conceptualmente relacionadas con el parámetro de “hectáreas de hábitat” utilizado en Victoria, Australia (Parkes *et al.*, 2003). Una amplia gama de valores de la biodiversidad, incluyendo especies amenazadas, hábitats poco comunes o productos forestales no maderables, se pueden expresar en términos de su cantidad y calidad. Esto se expresa como un indicador de “Área x Calidad”, que aquí se denomina Hectáreas de calidad (HC). Así pues, 100 hectáreas de bosque en estado prístino se contabilizarían como 100 Hectáreas de calidad ($100 \text{ ha} \times 100\% \text{ de calidad óptima} = 100 \text{ HC}$), mientras que 100 hectáreas de bosque bastante degradado a un 40% de “calidad óptima” se contabilizarían como 40 Hectáreas de calidad ($100 \text{ ha} \times 40\% \text{ de calidad óptima} = 40 \text{ HC}$).

La calidad o estado pueden medirse de diversas maneras, dependiendo del hábitat en cuestión. Río Tinto no tiene un método único para medir la calidad del hábitat por cuanto mucho depende del contexto, sino que más bien recomienda el uso de métodos establecidos y aceptados, siempre que estén disponibles a nivel regional (por ejemplo, nacional o estatal). Debido a que no existía una metodología establecida para la evaluación del estado del hábitat en Madagascar, QMM desarrolló su propio método de clasificación, con la colaboración del Jardín Botánico de Missouri (MBG), los Jardines Botánicos Reales de Kew (RBG Kew), FOFIFA,⁵⁰ y otros expertos. Este método se describe en Vincelette *et al.*, (2007b) y en Rabenantoandro *et al.* (2007).

Unidades de distribución global (UD)

Las Unidades de distribución global son un parámetro novedoso, desarrollado para este análisis, pero conceptualmente relacionado con las Hectáreas de calidad. Una Unidad de distribución global es equivalente al 1% de la población global de una especie (o el 1% de su distribución global, en el caso de que los datos sobre población no estén disponibles). Las Unidades de distribución global se calculan de la siguiente manera: Si una especie tiene una población global de 1000 individuos y 10 de ellos son aniquilados, eso sería una pérdida del 1% de la población global o 1 “Unidad de distribución global” (UD). De igual manera, si una especie tiene una distribución global de 100 hectáreas y 1 hectárea de su distribución se pierde como resultado de la pérdida de hábitat provocada por la actividad minera, eso sería una pérdida del 1% de su distribución global o 1 “Unidad de distribución global” (UD).

Un precedente para el uso de este tipo de parámetro se puede encontrar en los umbrales cuantitativos utilizados para identificar los sitios de importancia internacional para la conservación de la biodiversidad. En el marco de la Convención sobre los Humedales (Convención de Ramsar, 1971), los sitios son seleccionados para la Lista de Humedales de Importancia Internacional de acuerdo con un conjunto de criterios adoptados por la Conferencia de las Partes, uno de los cuales es el Criterio 6: “Un humedal deberá ser considerado de importancia internacional si sustenta de manera

⁵⁰ Centro Nacional de Investigación Aplicada al Desarrollo Rural, www.fofifa.mg.

regular el 1% de los individuos de una población de una especie o subespecie de aves acuáticas.” (Secretaría de la Convención de Ramsar, 2004). Del mismo modo, los criterios para la identificación de áreas clave para la biodiversidad (KBA) utilizan umbrales del 1% o 5% de la población global de las especies (dependiendo del tipo de especie) para identificar las áreas clave para la biodiversidad (Langhammer *et al.*, 2007).

Este es el primer análisis de compensaciones de biodiversidad en el que se utiliza Unidades de distribución global (UD) a manera de indicador, por lo que su uso merece una breve explicación. Básicamente, el uso del parámetro de “Unidades de distribución global” no debe interpretarse como que implica que especies diferentes son directamente intercambiables. Nunca será aceptable decir que la extinción de una especie vegetal es permisible mientras se proteja a perpetuidad el rango global de una determinada especie de rana. Más bien, da una idea de la magnitud de las pérdidas y la escala concurrente de ganancias requeridas para lograr un impacto neto positivo.

La ventaja de las Unidades de distribución global es que este parámetro guarda una relación mucho más estrecha con el riesgo de extinción⁵¹ de una especie que las hectáreas simples (o incluso las Hectáreas de calidad). Por ejemplo, una pérdida de 80 hectáreas de hábitat sería catastrófica para una especie con una distribución global total de 100 hectáreas, pero sería de poca monta para una especie con una distribución global total de 1.000.000 de hectáreas. La desventaja es que su cálculo es un poco más difícil y mucho más lento, aunque, como lo demuestra el presente análisis, es factible. En esencia, las Unidades de distribución global son una forma de ajustar las pérdidas/ganancias medidas en hectáreas (o Hectáreas de calidad) para que tomen en cuenta el área total de distribución global de un determinado valor de la biodiversidad. Las UD se pueden calcular para especies, hábitats, u otro tipo de valor de la biodiversidad (por ejemplo, productos forestales no maderables).

⁵¹ Ciertamente, una reducción en Unidades de distribución global es básicamente lo mismo que lo que se mide según el Criterio A de la Lista Roja de la UICN de Especies Amenazadas. Según el Criterio A, si una especie pierde >80% de su población global en 10 años/3 generaciones (que se puede inferir con base en la reducción en la distribución), sería clasificada como En Peligro Crítico. Del mismo modo, una reducción del >50% pondría a una especie En Peligro, y una reducción del >30% haría a una especie Vulnerable (UICN, 2001).

APÉNDICE 3

Pérdidas y ganancias en Hectáreas de calidad (HQ) de bosque litoral

Tipo de pérdida/ ganancia	Sitio	Cubierta forestal en 2004	Tasa de deforestación	Cubierta forestal que se estima habrá en 2065 tras el cierre de la mina	Calidad en 2004	Total HC pérdidas	Ha de cubierta forestal en las ZE o compensaciones	Calidad en 2004	HC en 2004
PÉRDIDAS	Mina en Mandena	330	0.009	208	0.11	23			
PÉRDIDAS	Mina en Petriky	674	0.009	425	0.23	98			
PÉRDIDAS	Mina en Ste Luce	661	0.009	417	0.74	307			
GANANCIAS POR RESTAURACIÓN	Restauración en Mandena								
GANANCIAS POR RESTAURACIÓN	Restauración en Petriky								
GANANCIAS POR RESTAURACIÓN	Restauración en Ste Luce								
PÉRDIDAS EVITADAS EN LAS ZE	Esquivación (ZE) en Mandena						230	0.57	132
PÉRDIDAS EVITADAS EN LAS ZE	Esquivación (ZE) en Petriky						120	0.39	46
PÉRDIDAS EVITADAS EN LAS ZE	Esquivación (ZE) en Ste Luce)						274	0.80	218
AUMENTO DE LA CALIDAD EN LAS ZE	Esquivación (ZE) en Mandena						230	0.57	132
AUMENTO DE LA CALIDAD EN LAS ZE	Esquivación (ZE) en Petriky						120	0.39	46
AUMENTO DE LA CALIDAD EN LAS ZE	Esquivación (ZE) en Ste Luce						274	0.80	218
PÉRDIDAS EVITADAS POR COMPENSACIONES	Compensaciones en Ste Luce						498	0.84	420
PÉRDIDAS EVITADAS POR COMPENSACIONES	Mahabo						1565	0.80	1252
PÉRDIDAS EVITADAS POR COMPENSACIONES	Bemangidy						4000	0.90	3600
	Total todos los tipos de bosque								
	Total bosques litorales de Fort Dauphin								
	Total bosques litorales								

APÉNDICE 4

Características de las especies de alta prioridad para las que se calcularon pérdidas y ganancias en Unidades de distribución global (UD)

Taxón superior 2	Nombre científico	Especies no endémicas con compensaciones no comparables
Anfibios	<i>Guibemantis (Mantidactylus) bicalcaratus nov. sp.</i>	
Anfibios	<i>Guibemantis (Mantidactylus) cf pulcher nov. sp.</i>	
Anfibios	<i>Guibemantis (Mantidactylus) punctatus nov. sp.</i>	
Anfibios	<i>Madecassophryne truebae</i>	
Anfibios	<i>Stumpffia cf tridactyla nov. sp.</i>	
Reptiles	<i>Pseudoxyrhopus kely</i>	
Reptiles	<i>Phelsuma antanosy</i>	
Aves	<i>Anas melleri</i>	
Aves	<i>Ardea humbloti</i>	Si
Mamíferos terrestres	<i>Microcebus cf rufus nov. sp.</i>	
Milpiés gigantes	<i>Zoosphaerium alluaudi</i>	
Milpiés gigantes	<i>Zoosphaerium arborealis</i>	
Milpiés gigantes	<i>Zoosphaerium sp. ‘Sainte-Luce’</i>	
Milpiés gigantes	<i>Sphaeromimus inexpectatus</i>	
Milpiés gigantes	<i>Sphaeromimus splendidus</i>	
Milpiés Spirobolida	<i>Riotintobolus mandensis</i>	
Milpiés Spirobolida	<i>Riotintobolus minutus</i>	
Milpiés Spirobolida	<i>Granitobolus sp. ‘black’</i>	
Milpiés Spirobolida	<i>Alluviobolus laticlavius</i>	
Mantis (Mantodea)	<i>Nesogalepsus sp.</i>	
Mantis (Mantodea)	<i>“Tarachodinae” sp.</i>	
Mantis (Mantodea)	<i>Apterocorypha sp.</i>	
Mantis (Mantodea)	<i>Platycalymma sp.</i>	
Mantis (Mantodea)	<i>Tarachomantis sp.</i>	
Mantis (Mantodea)	<i>Tisma freyi</i>	
Mantis (Mantodea)	<i>Tisma pauliani</i>	

Taxón superior 2	Nombre científico	Especies no endémicas con compensaciones no comparables
Mantis (Mantodea)	<i>Danuriella irregularis</i>	
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>"Antongiliinae" sp.</i>	
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Cirsia sp.</i>	
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Pseudodatames sp.</i>	
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Parectatosoma cf. cervinum</i>	
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Leiophasma sp.1</i>	
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Leiophasma sp.2</i>	
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Xerantherix sp.1</i>	
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Xerantherix sp.2</i>	
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Anareolatae sp 1</i>	
Plantas	<i>Acalypha vulneraria</i>	
Plantas	<i>Aloe helenae Danguy</i>	Sí
Plantas	<i>Asteropeia micraster Hallier f.</i>	
Plantas	<i>Astrotrichilia elliotii (Harms) Cheek</i>	
Plantas	<i>Beccariophoenix madagascariensis Jum. & H. Perrier</i>	
Plantas	<i>Croton trichotomus Geiseler</i>	
Plantas	<i>Cynorkis elata Rolfe</i>	
Plantas	<i>Dalbergia delphinensis Bosser & Rabevohitra.</i>	Sí
Plantas	<i>Dalbergia maritima R. Vig.</i>	
Plantas	<i>Dombeya mandenensis Arènes</i>	
Plantas	<i>Dombeya rariflora Arènes</i>	
Plantas	<i>Dracaena bakeri Scott-Elliot</i>	
Plantas	<i>Dypsis mananjarensis Jum & H.Perr</i>	
Plantas	<i>Dypsis saintelupei Beentje</i>	
Plantas	<i>Eligmocarpus cynometroides Capuron</i>	
Plantas	<i>Enterospermum sp 30</i>	
Plantas	<i>Erythroxylum myrtoides Bojer</i>	
Plantas	<i>Eulophia filifolia Bosser & Morat</i>	
Plantas	<i>Eulophia palmicola H. Perr.</i>	

Estado de endemismo	Estado según la Lista Roja de la UICN	Unidad de medición	¿Se necesitan mediciones a medida para las pérdidas/ganancias?	Tamaño de la población global (número de individuos) – estimada para plantas endémicas	Distribución global (hectáreas)
Endémicos regionales o locales	NE	UD			2,093
Endémicos locales	NE	UD			2,093
Endémicos locales	NE	UD			2,093
Endémicos locales	NE	UD			2,093
Endémicos locales	NE	UD			2,093
Endémicos locales	NE	UD			2,093
Endémicos locales	NE	UD			2,093
Endémicos locales	NE	UD			2,093
Endémicos locales	NE	UD			2,093
Endémicos locales	NE	UD		<10,000	2,093
Endémicos locales		UD		>10,000	890
	CR D	Ha		n/a (no endémica)	
Casi endémicas locales (Mahabo)	EN A3cd	UD		n/a (no endémica)	3,658
Casi endémicas locales (Mahabo)		UD		n/a (no endémica)	3,887
	CR B1+2cd	Ha		n/a (no endémica)	
Endémicos locales		UD		>10,000	1,628
Endémicos locales		UD		>10,000	2,093
	EN A2cd, B1+2bcde	Ha		n/a (no endémica)	
	EN A1cd+2cd	Ha		n/a (no endémica)	
Endémicos locales		UD		>10,000	2,093
Endémicos locales		UD		1,035,636	890
Endémicos locales		UD		>10,000	2,093
Endémicos locales	VU D1	UD		>10,000	2,093
Endémicos locales	CR D	UD		>10,000	1,355
Endémicos locales		UD	Sí	2,545	100
Endémicos locales		UD		<10,000	934
Endémicos locales		UD		<10,000	498
Casi endémicas locales (Mahabo)		UD	Sí	n/a (no endémica)	1,615
Endémicos locales		UD		<10,000	738

Taxón superior 2	Nombre científico	Especies no endémicas con compensaciones no comparables
Plantas	<i>Euphorbia elliotii</i> Leandri	Sí
Plantas	<i>Euphorbia francoisii</i> Leandri	
Plantas	<i>Euphorbia lophogona</i> Lam.	
Plantas	<i>Flagenium arboreum</i> Wernham	
Plantas	<i>Grewia flavicans</i> Boivin ex Baill.	
Plantas	<i>Hyperacanthus mandenensis</i> Rakotonas. & A.P. Davis ined.	
Plantas	<i>Leptolaena delphinensis</i> G.E. Schatz & Lowry	
Plantas	<i>Leptolaena pauciflora</i> Baker	
Plantas	<i>Malleastrum mandenense</i> J.-F. Leroy	
Plantas	<i>Meineckia websteri</i> Brunel & J. Roux	
Plantas	<i>Millettia taolanaroensis</i> Du Puy & Labat	
Plantas	<i>Myrtus madagascariensis</i> H. Perrier	
Plantas	<i>Ocotea brevipes</i> Kosterm.	
Plantas	<i>Oeceoclades longebracteata</i> Bosser & Morat	
Plantas	<i>Paederia taolagnarensis</i> Razafim. & C.M. Taylor	
Plantas	<i>Peponium poissonii</i> Keraudren	
Plantas	<i>Phyllanthus nummulariifolius</i> subsp. <i>vinanibae</i> Brunel & J.P. Roux	
Plantas	<i>Phyllarthron ilicifolium</i> (Pers.) H. Perrier	
Plantas	<i>Polyalthia madagascariensis</i> Cavaco & Keraudren	
Plantas	<i>Polyalthia pendula</i> Capuron ex G.E. Schatz & Le Thomas	
Plantas	<i>Pseudocatha</i> sp nov	
Plantas	<i>Pyrostria</i> sp.nov	
Plantas	<i>Rinorea pauciflora</i> var. <i>pauciflora</i> (Thouars.) Baill.	
Plantas	<i>Senecio antandroi</i> Scott-Elliot	
Plantas	<i>Sideroxylon beguei</i> var. <i>saboureaui</i> Aubrev.	
Plantas	<i>Suregada baronii</i> (S. Moore) Croizat	
Plantas	<i>Tricalysia cryptocalyx</i> Baker	
Plantas	<i>Vitex bracteata</i> Scott-Elliot	
Plantas	<i>Vitex grandidiana</i> W. Piep.	
Plantas	<i>Vitex tristis</i> Scott-Elliot	

Estado de endemismo	Estado según la Lista Roja de la UICN	Unidad de medición	¿Se necesitan mediciones a medida para las pérdidas/ganancias?	Tamaño de la población global (número de individuos) – estimada para plantas endémicas	Distribución global (hectáreas)
	EN B1ab(iii)+2ab(iii)	Ha		n/a (no endémica)	
Endémicos locales	CR B1ab(iii,v)	UD		>10,000	1,628
Endémicos locales	VU B1ab(iii,v)	UD		>10,000	2,093
Endémicos locales		UD		>10,000	890
Endémicos locales		UD		364	890
Casi endémicas locales (Mahabo)		UD		n/a (no endémica))	4,458
Endémicos locales	CR A3cd	UD		>10,000	2,093
	EN A3cd	Ha		n/a (no endémica)	
Endémicos locales		UD		>10,000	2,983
Endémicos locales		UD		70,909	890
	EN B1+2abc	Ha	Sí	n/a (no endémica)	
Endémicos locales		UD	Sí	727	13
Endémicos locales		UD	Sí	2,545	31
Endémicos locales		UD		>10,000	890
Endémicos locales		UD		>10,000	1,628
Endémicos locales		UD	Sí	727	6
Endémicos locales		UD		602,909	890
Endémicos locales		UD		>10,000	2,983
Endémicos locales		UD		<10,000	1,595
Endémicos locales		UD		26,545	890
Endémicos locales		UD		>10,000	934
Endémicos locales		UD		>10,000	1,236
Endémicos locales		UD		408,000	1,628
Endémicos locales		UD		21,455	890
Endémicos locales		UD		>10,000	1,432
Casi endémicas locales (Mahabo)		UD		n/a (no endémica)	1,761
Endémicos locales		UD		>10,000	2,983
Endémicos locales		UD		20,364	890
Endémicos locales		UD		>10,000	2,093
Endémicos locales		UD		>10,000	2,093

APÉNDICE 5

Impacto neto en términos de Unidades de distribución global para especies de alta prioridad: solo especies comparables

Grupo	Nombre científico	Distribución global (hectáreas)	Impacto neto (ha) excl. restauración
Anfibios	<i>Guibemantis (Mantidactylus) bicalcaratus sp nov</i>	1,595	-476.2
Anfibios	<i>Guibemantis (Mantidactylus) cf pulcher sp nov</i>	2,093	-329.0
Anfibios	<i>Guibemantis (Mantidactylus) punctatus sp nov</i>	2,093	-329.0
Anfibios	<i>Madecassophryne truebae</i>	36,373	-333.9
Anfibios	<i>Stumpffia cf tridactyla ?sp nov</i>	2,093	-329.0
Reptiles	<i>Pseudoxyrhopus kely</i>	11,660	-796.4
Reptiles	<i>Phelsuma antanosy</i>	788	-40.4
Aves	<i>Anas melleri</i>	2,111,126	25.8
Aves	<i>Ardea humbloti</i>	285,554	-142.3
Mamíferos terrestres	<i>Microcebus cf rufus ?sp nov</i>	1,355	-186.7
Milpiés gigantes	<i>Zoosphaerium alluaudi</i>	890	-384.3
Milpiés gigantes	<i>Zoosphaerium arborealis</i>	2,093	-329.0
Milpiés gigantes	<i>Zoosphaerium sp. 'Sainte-Lucé'</i>	498	147.2
Milpiés gigantes	<i>Sphaeromimus inexpectatus</i>	738	-142.3
Milpiés gigantes	<i>Sphaeromimus splendidus</i>	857	-333.9
Milpiés Spirobolida	<i>Riotintobolus mandensis</i>	738	-142.3
Milpiés Spirobolida	<i>Riotintobolus minutus</i>	196	83.1
Milpiés Spirobolida	<i>Granitobolus sp. 'black'</i>	2,093	-329.0
Milpiés Spirobolida	<i>Alluviobolus laticlavius</i>	890	-384.3
Mantis (Mantodea)	<i>Nesogalepsus sp.</i>	2,093	-329.0
Mantis (Mantodea)	<i>"Tarachodinae" sp.</i>	2,093	-329.0
Mantis (Mantodea)	<i>Apterocorypha sp.</i>	2,093	-329.0
Mantis (Mantodea)	<i>Platycalymma sp.</i>	2,093	-329.0
Mantis (Mantodea)	<i>Tarachomantis sp.</i>	2,093	-329.0
Mantis (Mantodea)	<i>Tisma freyi</i>	2,093	-329.0
Mantis (Mantodea)	<i>Tisma pauliani</i>	2,093	-329.0
Mantis (Mantodea)	<i>Danuriella irregularis</i>	2,093	-329.0
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>"Antongiliinae" sp.</i>	2,093	-329.0
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Cirsia sp.</i>	2,093	-329.0
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Pseudodatames sp.</i>	2,093	-329.0
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Parectatosoma cf. cervinum</i>	2,093	-329.0

[illegible]

Grupo	Nombre científico	Distribución global (hectáreas)	Impacto neto (ha) excl. restauración
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Leiophasma sp. 1</i>	2,093	-329.0
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Leiophasma sp. 2</i>	2,093	-329.0
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Xeranthrix sp. 1</i>	2,093	-329.0
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Xeranthrix sp. 2</i>	2,093	-329.0
Insectos palo (Phasmatodea)	<i>Anareolatae sp 1</i>	2,093	-329.0
Plantas	<i>Acalypha vulneraria</i>	890	-384.3
Plantas	<i>Aloe helenae Danguy</i>		-384.3
Plantas	<i>Aspidostemum parvifolium</i>	890	-384.3
Plantas	<i>Asteropeia micraster Hallier f.</i>	3,658	-160.9
Plantas	<i>Astrotrichilia elliotii (Harms) Cheek</i>	3,887	-128.2
Plantas	<i>Beccariophoenix madagascariensis Jum. & H. Perrier</i>		88.0
Plantas	<i>Cadia commersoniana</i>	890	-384.3
Plantas	<i>Capurodendron delphinensis</i>	890	-384.3
Plantas	<i>Claoxylon flavum</i>	890	-384.3
Plantas	<i>Coffea comersoniana</i>	2983	-713.3
Plantas	<i>Croton trichotomus Geiseler</i>	1,628	-526.6
Plantas	<i>Cynorkis elata Rolfe</i>	2,093	-329.0
Plantas	<i>Dalbergia delphinensis Bosser & Rabevohitra.</i>		-142.3
Plantas	<i>Dalbergia maritima R. Vig.</i>		-329.0
Plantas	<i>Dombeya mandenensis Arènes</i>	2,093	-329.0
Plantas	<i>Dombeya rariflora Arènes</i>	890	-384.3
Plantas	<i>Dracaena bakeri Scott-Elliot</i>	2,093	-329.0
Plantas	<i>Dypsis mananjarensis Jum & H. Perr</i>	2,093	-329.0
Plantas	<i>Dypsis saintelucei Beentje</i>	1,355	-186.7
Plantas	<i>Eligmocarpus cynometroides Capuron</i>	100	-0.3
Plantas	<i>Enterospermum sp 30</i>	934	-59.2
Plantas	<i>Erythroxylum myrtoides Bojer</i>	498	147.2
Plantas	<i>Eulophia filifolia Bosser & Morat</i>	1,615	153.7
Plantas	<i>Eulophia palmicola H. Perr.</i>	738	-142.3
Plantas	<i>Euphorbia elliotii Leandri</i>		-443.5
Plantas	<i>Euphorbia francoisii Leandri</i>	1,628	-526.6
Plantas	<i>Euphorbia lophogona Lam.</i>	2,093	-329.0
Plantas	<i>Flagenium arboreum Wernham</i>	890	-384.3
Plantas	<i>Grewia flavicans Boivin ex Baill.</i>	890	-384.3
Plantas	<i>Hyperacanthus mandenensis Rakotonas. & A.P. Davis ined.</i>	4,458	-545.2

Impacto neto (UD) excl. restauración	Impacto neto (ha) incl. restauración	Impacto neto (UD) incl. restauración	INP alcanzado 1=Sí; 0=No	¿Es alcanzable el INP (con base en las compensaciones y las actividades de restauración propuestas)?
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
n/a	-159.3	n/a	0	Sí provisional
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-4.4	289.1	7.9	1	Sí
-3.3	546.8	14.1	1	Sí
n/a	538.0	n/a	1	Sí
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-23.9	-38.3	-1.3	0	Sí provisional
-32.3	-76.6	-4.7	0	Sí provisional
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
n/a	82.7	n/a	1	Sí
n/a	121.0	n/a	1	Sí
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-13.8	38.3	2.8	1	Sí
-0.3	163.7	163.7	1	Sí
-6.3	390.8	41.8	1	Sí
29.6	147.2	29.6	1	Sí
9.5	212.3	13.1	1	Sí
-19.3	82.7	11.2	1	Sí
n/a	231.5	n/a	1	Sí
-32.3	-76.6	-4.7	0	Sí provisional
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-12.2	129.8	2.9	1	Sí

Grupo	Nombre científico	Distribución global (hectáreas)	Impacto neto (ha) excl. restauración
Plantas	<i>Leptolaena delphinensis</i> G.E. Schatz & Lowry	2,093	-329.0
Plantas	<i>Leptolaena pauciflora</i> Baker		840.2
Plantas	<i>Malleastrum mandenense</i> J.-F. Leroy	2,983	-713.3
Plantas	<i>Meineckia websteri</i> Brunel & J. Roux	890	-384.3
Plantas	<i>Millettia taolanaroensis</i> Du Puy & Labat		-62.5
Plantas	<i>Myrtus madagascariensis</i> H. Perrier	13	3.5
Plantas	<i>Ocotea brevipes</i> Kosterm.	31	13.2
Plantas	<i>Oeceoclades longibracteata</i> Bossert & Morat	890	-384.3
Plantas	<i>Paederia taolagnarensis</i> Razafim. & C.M. Taylor	1,628	-526.6
Plantas	<i>Peponium poissonii</i> Keraudren	6	2.6
Plantas	<i>Phyllanthus nummulariifolius</i> subsp. <i>vinanibeeae</i> Brunel & J.P. Roux	890	-384.3
Plantas	<i>Phyllarthron ilicifolium</i> (Pers.) H. Perrier	2,983	-713.3
Plantas	<i>Polyalthia madagascariensis</i> Cavaco & Keraudren	1,595	-476.2
Plantas	<i>Polyalthia pendula</i> Capuron ex G.E. Schatz & Le Thomas	890	-384.3
Plantas	<i>Pseudocatha</i> sp nov	934	-59.2
Plantas	<i>Pyrostria</i> sp. nov	1,236	4.9
Plantas	<i>Rinorea pauciflora</i> var. <i>pauciflora</i> (Thouars.) Baill.	1,628	-526.6
Plantas	<i>Senecio antandroi</i> Scott-Elliot	890	-384.3
Plantas	<i>Sideroxylon beguei</i> var. <i>saboureaui</i> Aubrev.	1,432	88.0
Plantas	<i>Suregada baronii</i> (S. Moore) Croizat	1,761	251.2
Plantas	<i>Tricalysia cryptocalyx</i> Baker	2,983	-713.3
Plantas	<i>Vitex bracteata</i> Scott-Elliot	890	-384.3
Plantas	<i>Vitex grandidiana</i> W. Piep.	2,093	-329.0
Plantas	<i>Vitex tristis</i> Scott-Elliot	2,093	-329.0

Impacto neto (UD) excl. restauración	Impacto neto (ha) incl. restauración	Impacto neto (UD) incl. restauración	INP alcanzado 1=Sí; 0=No	¿Es alcanzable el INP (con base en las compensaciones y las actividades de restauración propuestas)?
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
n/a	1290.2	n/a	1	Sí
-23.9	-38.3	-1.3	0	Sí provisional
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
n/a	0.0	n/a	1	Sí
28.2	29.9	239.1	1	Sí
42.4	86.5	276.8	1	Sí
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-32.3	-76.6	-4.7	0	Sí provisional
42.4	17.3	276.8	1	Sí
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-23.9	-38.3	-1.3	0	Sí provisional
-29.9	-26.2	-1.6	0	Sí provisional
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-6.3	390.8	41.8	1	Sí
0.4	229.9	18.6	1	Sí
-32.3	-76.6	-4.7	0	Sí provisional
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
6.1	538.0	37.6	1	Sí
14.3	476.2	27.0	1	Sí
-23.9	-38.3	-1.3	0	Sí provisional
-43.2	-159.3	-17.9	0	Sí provisional
-15.7	121.0	5.8	1	Sí
-15.7	121.0	5.8	1	Sí

